

**SINTEF Kjemi**

Postadresse: 7465 Trondheim
Besøksadresse: S.P. Andersens vei 15A
Telefon: 73 59 20 80 / 12 12
Telefaks: 73 59 70 51

Foretaksregisteret: NO 948 007 029 MVA

SINTEF RAPPORT

TITTEL

**UTREDNING AV HELÅRS OLJEVIRKSOMHET I
OMRÅDET LOFOTEN – BARENTSHAVET,
UHELLSUTSLIPP AV OLJE – KONSEKVENSER I
VANNSØYLEN (ULB 7-c)**

FORFATTER(E)

Øistein Johansen og Kjell Skognes – SINTEF Kjemi, Ole Øystein Aspholm - Det Norske Veritas, Cecilie Østby og Kjell Are Moe - Alpha Miljørådgivning og Petter Fossum - Havforskningsinstituttet.

OPPDRAAGSGIVER(E)

Olje- og Energidepartementet

RAPPORTNR.

STF66 F03028

GRADERING

Fortrolig

OPPDRAAGSGIVERS REF.

Christer af Geijerstam

GRADER. DENNE SIDE

Fortrolig

ISBN

PROSJEKTNR.

CH 661435

ANTALL SIDER OG BILAG

72

ELEKTRONISK ARKIVKODE

Miljørisiko uhellsutslipp i vannsøylen.doc

PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.)

Øistein Johansen

VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.)

Mark Reed

ARKIVKODE

DATO

2003-06-10

GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.)

Tore Aunaas, Forskningsjef

SAMMENDRAG

Som en del av OEDs utredningsprogram om mulige konsekvenser av helårs oljevirkosomhet i området Lofoten – Barentshavet er det tidligere utført modellering av spredning av olje på havoverflaten fra uhellsutslipp (ref studie ULF 7-a). Den foreliggende utredningen omfatter tilsvarende hendelser - men belyser innblanding og spredning av olje i vannsøylen begrenset til tilfeller med undervannsutblåsninger, og mulige miljøkonsekvenser av dette.

Innledningsvis er det gjort en gjennomgang av data fra giftighetsstudier med sikte på å etablere hvilke oljekonsentrasjoner som kan gi skade på sårbare organismer i vannmassene (grenseverdier for skade – kapittel 4). Observasjoner fra Havforskningsinstituttet om utbredelsen av gyteprodukter fra de viktigste fiskeslag i området er benyttet til å velge ut de mest sårbare artene (fokusarter – kapittel 5). Resultatene fra de tidligere utførte oljedriftsberegningene (omtalt i kapittel 6) er benyttet til å fastlegge scenarier der konflikten mellom olje og sårbare organismer i vannmassene kan forventes å være store (valg av scenarier - kapittel 7).

For de utvalgte scenariene er det deretter utført simuleringer av drift og spredning av olje og gyteprodukter (scenarieregninger – kapittel 8). Disse simuleringene beregner tidsutviklingen for enkeltscenarier basert på tredimensjonal tidsvarierende strøm fra hydrodynamiske modeller. Resultatene fra beregningene gir fordelingen av oljeeksponeringen (ppb-timer) på individnivå. Skadeomfanget på den aktuelle bestanden (dødelighet) er deretter anslått på grunnlag av antatte grenseverdier for skade. I det siste kapittel (kapittel 9) benyttes disse skadeverdiene til å anslå mulige effekter på populasjonsnivå (restitusjonstid). Kapittel 9 inneholder også en mer generell vurdering av konsekvens og miljørisiko – sett på bakgrunn av at de gjennomførte scenarie-analysene er basert på hendelser med tilsiktet stor grad av konflikt mellom olje og gyteprodukter (worst case).

STIKKORD

NORSK

ENGELSK

GRUPPE 1

Miljø

Environment

GRUPPE 2

Oljevirkosomhet til havs

Offshore oil activities

EGENVALGTE

Miljøeffekter

Environmental effects

Organismer i vannmassen

Marine organisms

Lofoten - Barentshavet

Lofoten – Barents Sea

Innholdsfortegnelse	Side
1 Bakgrunn	4
2 Innledning	5
3 Materiale og Metode.....	6
3.1 Analyseområdet – biofysisk miljø	6
3.2 Overordnet beskrivelse – Trinnvis tilnærming	7
3.3 Etablering av effektgrenser	8
3.4 Valg av fokusarter	9
3.5 Trinn I	9
3.6 Eksponeringsberegninger med OSCAR modellen.....	9
3.7 Skader på bestandsnivå	10
3.8 Grunnlagsdata ressurs	11
4 Etablering av grenseverdier for skade.....	12
4.1 Løselighet av olje i vannmassene.....	12
4.2 Opptak og metabolisme av oljekomponenter i organismer.....	13
4.3 Individuell restitusjon.....	14
4.4 Generell oversikt over effekter av oljekomponenter på fisk og dyreplankton.....	14
4.4.1 Fisk.....	14
4.4.2 Dyreplankton.....	15
4.5 Akutt giftighet av oljeforbindelser	16
4.6 Konklusjon – grenseverdier for effekt	19
5 Valg av fokusarter	21
5.1 Forutsetninger for valg og prioriteringer.....	22
5.1.1 Plankton	22
5.1.2 Torsk	23
5.1.3 Sild	25
5.1.4 Lodde	26
5.1.5 Hyse	27
5.1.6 Polartorsk	28
5.2 Innledende vurdering av konfliktpotensialet.....	28
6 Statistiske oljedriftsberegninger.....	30
6.1 Beregning av konsentrasjoner	30
7 Trinn I – Valg av scenarier	32
7.1 Nordland VI.....	32
7.2 Nordland VII	35
7.3 Troms I	37
7.4 Lopparyggen Øst.....	38
7.5 Finnmark Øst.....	39
7.6 Utvalgte scenarier.....	41
8 Scenarieberegninger (OSCAR)	43
8.1 Forutsetninger og beregningsgrunnlag.....	43
8.1.1 Strømdata	43
8.1.2 Gyte/klekke områder.....	44
8.1.3 Utslippscenarier	46

8.2	Resultater fra OSCAR-simuleringene	47
9	Trinn II – Skadebetraktninger ved populasjonsmodell	54
9.1	Skadepotensiale på bestand	54
9.1.1	Torsk	54
9.1.2	Sild	57
9.1.3	Lodde	59
9.2	Vurdering av konsekvens og miljørisiko	60
9.2.1	Konsekvensbetraktninger	61
9.2.2	Betraktninger av miljørisiko	64
10	REFERANSER	68

1 Bakgrunn

Denne studien som er utført for OED er en utredning av konsekvenser av uhellsutslipp til sjø – vannsøyleeffekter ved eventuell helårig petroleumsvirksomhet i havområdene fra Lofoten og nordover. Arbeidet er utført i fellesskap av SINTEF Kjemi, DNV og Alpha Miljørådgivning med bistand fra Havforskningsinstituttet i Bergen. Av praktiske grunner har SINTEF fungert som OEDs kontaktperson på vegne av gruppen. Utredningen vil bli lagt til grunn for utarbeidelse av en sluttrapport som skal se på eventuelle konsekvenser og muligheter for sameksistens med miljø og næringsinteresser ved helårig petroleumsvirksomhet i området.

2 Innledning

Som en del av OEDs utredningsprogram om mulige konsekvenser av helårs oljevirkksomhet i området Lofoten – Barentshavet er det tidligere utført modellering av spredning av olje på havoverflaten fra uhellsutslipp (ref studie ULF 7-a). Den foreliggende utredningen omfatter tilsvarende hendelser - men belyser innblanding og spredning av olje i vannsøylen, begrenset til tilfeller med undervannsutblåsninger, og mulige miljøkonsekvenser av dette.

Innledningsvis er det gjort en gjennomgang av data fra giftighetsstudier med sikte på å etablere hvilke oljekonsentrasjoner som kan gi skade på sårbare organismer i vannmassene (grenseverdier for skade – kapittel 4). Observasjoner fra Havforskningsinstituttet om utbredelsen av gyteprodukter fra de viktigste fiskeslag i området er benyttet til å velge ut de mest sårbare artene (fokusarter – kapittel 5). Resultatene fra de tidligere utførte oljedriftsberegningene (omtalt i kapittel 6) er benyttet til å fastlegge scenarier der konflikten mellom olje og sårbare organismer i vannmassene kan forventes å være store (valg av scenarier - kapittel 7). For de utvalgte scenariene er det deretter utført simuleringer av drift og spredning av olje og gyteprodukter (scenarieberegninger – kapittel 8). Disse simuleringene beregner tidsutviklingen for enkeltscenarier basert på tredimensjonal tidsvarierende strøm fra hydrodynamiske modeller. Resultatene fra beregningene gir fordelingen av oljeeksponeringen (ppb-timer) på individnivå. Skadeomfanget på den aktuelle bestanden (dødelighet) er deretter anslått på grunnlag av antatte grenseverdier for skade. I det siste kapittel (kapittel 9) benyttes disse skadeverdiene til å anslå mulige effekter på populasjonsnivå (restitusjonstid). Kapittel 9 inneholder også en mer generell vurdering av konsekvens og miljørisiko – sett på bakgrunn av at de gjennomførte scenarie-analysene er basert på hendelser med tilsiktet stor grad av konflikt mellom olje og gyteprodukter (worst case).

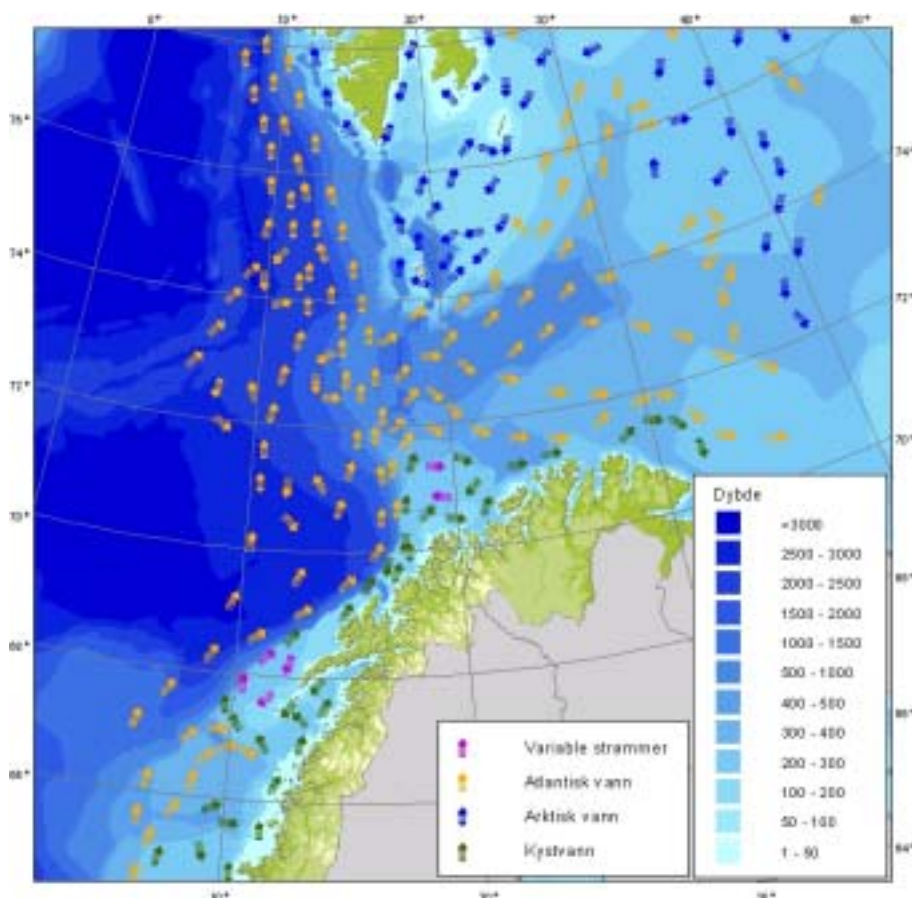
3 Materiale og Metode

3.1 Analyseområdet – biofysisk miljø

Utredningsområdet Lofoten-Barentshavet er avgrenset i OEDs utredningsprogram, og omfatter farvannet fra Lofoten i sør til Svalbard i nord.

I sør omfatter utredningsområdet således nordlige deler av Norskehavet. Her er kontinentalsokkelen relativ smal og øvre vannlag er dominert av relativt varmt atlantisk vann og kystvann som strømmer mot nord.

Barentshavet på sin side er et grunt sokkelhav med et areal på 1.4 millioner km² og et gjennomsnittlig dyp på omlag 230 m (figur 3.1) (Føyn et al. 2002). Her er topografien dominert av større bankområder (100-200 m, eksempelvis Spitsbergenbanken, Sentralbanken og Storbanken) og dypere renner (300-400 m, eksempelvis Bjørnøyrenna) mellom disse. Hydrografisk sett er Barentshavet et konfrontasjonsområde mellom varmt atlantisk vann som strømmer inn fra sydvest og kaldt, arktisk vann som trenger inn fra nordøst. Det storstilte strømmønsteret følger stort sett bunnkonturene, mens en betydelig blanding foregår i grenseflaten mellom de to vannmassene – Polarfronten.



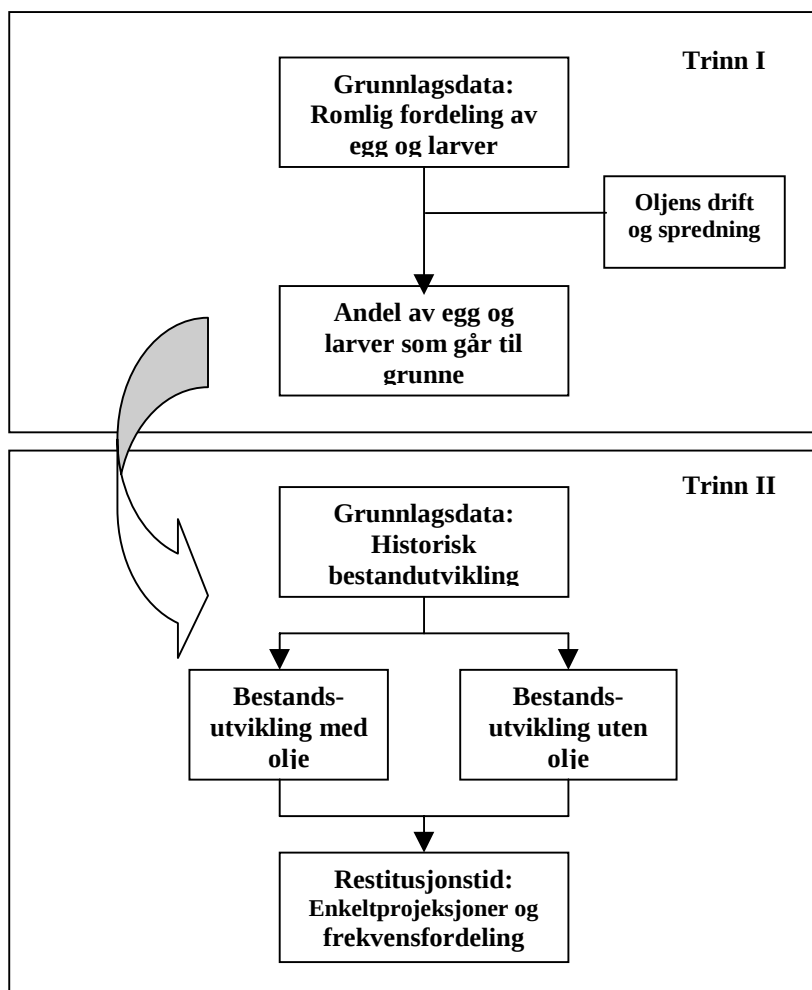
Figur 3.1. Skisse av strøm- og dybdeforhold i Norskehavet og Barentshavet. Kilde: Føyn et al. (2002); Sætre (1999).

De oseanografiske forholdene danner forutsetninger for et rikt og variert plante- og dyreliv; i biologisk sammenheng er Barentshavet karakterisert som meget produktivt. For mange fiskebestander utgjør Barentshavet helt sentrale gyteområder (eksempelvis lodde) så vel som nærings- og oppvekstområder (eksempelvis sild og torsk). Dette er også bestander som på sin side er gjenstand for fiske av regional og nasjonal betydning.

Som en del av grunnlaget for Barentshavets forvaltningsplan er det utarbeidet en beskrivelse av det marine miljø i regi av NP og HI (Føyn et al. 2002). Tilsvarende beskrivelse av fiskeriaktiviteten er utarbeidet av Fiskeridirektoratet (Kolle et al. 2002). For mer utførlig dokumentasjon av de biofysiske forholdene i utredningsområdet vises det til disse arbeidene.

3.2 Overordnet beskrivelse – Trinnvis tilnærming

Tilnærmelsen for skadebetraktninger av olje på fisk er basert på et integrert konsept hvor skadens størrelse beregnes på egg- og/eller larvestadiet (Tapsanalyser) mens skadens varighet på bestandsnivå estimeres på grunnlag av historisk-statistiske bestandsdata (Populasjonsmodell) (Moe et al. 2000). Andelen av årsklassen som kan gå tapt pga. oljeeksponering utgjør bindeleddet mellom Trinn I og populasjonsmodellen i Trinn II, jf. figur 3.2.



Figur 3.2. Akutt oljeforurensning og fisk; en grov skisse av hovedprinsippene for beregning av skade og risiko. Den prosentvise andelen av egg og larver som går til grunne ved oljeeksponering utgjør bindeleddet mellom Trinn I og Trinn II i modellen. Etter Moe et al. (2000).

I det foreliggende arbeidet er dette implementert som følgende:

- Grenseverdier for skade er identifisert av DNV
- Fokusarter og scenarier er valgt på grunnlag av en overlapp med oljedriftsberegninger og beregnede tapstall av Alpha, DNV og HI.
- Detaljerte tapstall for de respektive fokusartene er estimert av SINTEF.
- Virkningene av disse tapstallene på populasjonsnivå er beregnet av Alpha.
- Avslutningsvis gjennomføres en enkel risikobetraktning for de ulike utslippspunktene

3.3 Etablering av effektgrenser

Grenseverdier for akutt effekt av oljekomponenter i vannsøylen er i denne rapporten etablert på bakgrunn av resultater fra laboratorietester på alger, dyreplankton og fisk. Det er kun benyttet tester som er kvalitetssikret og gjennomført i henhold til OECDs anbefalinger (*OECD Draft Guidance Document on the Aquatic Toxicity Testing of Difficult Substances*). Testene som er anvendt er akutte giftighetstester med en eksponeringsvarighet fra 48 til 96 timer. Testmedium benyttet for testene er enten WAF eller OWD.

Det benyttes tre metoder for å lage testmedium, dvs olje i vann løsninger:

- WAF (*Water Accommodated Fraction*),
- WSF (*Water Soluble Fraction*),
- OWD (*Oil Water Dispersion*).

WAF ansees å gi de mest korrekte resultatene med hensyn på oljekomponenters giftighet. WAF består av de vannløselige komponentene og dispergerte komponenter som forblir dispergert i vannmassene uten påvirkning av ytre faktorer som omrøring. OWD består av løste hydrokarboner, stabile og ustabile dispergerte hydrokarboner. Stabile dispergerte hydrokarboner vil si oljedråper nedblandet i vannmassene på grunn av turbulens, som vil stige til overflaten dersom turbulent nedblanding opphører. WSF består kun av løste hydrokarboner.

Da grensen for akutt effekt skal dekke selv de mest sårbare organismene i vannsøylen, er de mest sensitive testresultatene benyttet for videre etablering av effektgrense. Testresultatene for akutt effekt oppgis som konsentrasjonen hvor 50% av organismene dør i testen som følge av en gitt tids eksponering (som oftest 96 timer i testene anvendt her). Denne grensen for 50% dødelighet ved akutt eksponering omregnes til grense for forventet ingen effekt (*Predicted No Effect Concentration*, PNEC) ved bruk av en sikkerhetsfaktor. I dette prosjektet har vi benyttet EU's retningslinjer for miljørisikovurdering av nye og eksisterende kjemikalier (EU 1993) for å ekstrapolere data fra 50% dødelighet til PNEC. Denne veilederen anbefaler å bruke en sikkerhetsfaktor på 10 eller 100, avhengig av type kjemikalie og mengde data tilgjengelig. I denne analysen er 10 benyttet som sikkerhetsfaktor. Sikkerhetsfaktoren tar hensyn til biologisk variasjon i respons innen og mellom arter, og ekstrapolasjon fra effekter observert i laboratorieundersøkelser til effekter på økosystemer.

Konsekvenser for organismer i vannsøylen vil i denne rapporten uttrykkes som andel av en årsklasse med fiskeegg eller larver som kan bli skadet/drept som følge av et uhellsutslipp av olje. Derfor må det etableres en grense for forventet effekt, dvs død. Ved konsentrasjoner over grensen for forventet ingen effekt vil det kunne oppstå dødelig effekt på de mest sensitive organismene. Nøyaktig hvilken konsentrasjon død vil opptre på er ikke mulig å fastslå, derfor benyttes en konservativ tilnærming ved å si at død kan inntreffe for konsentrasjoner like over PNEC.

Grenseverdi for akutt effekt er som tidligere nevnt avhengig av eksponeringstid. I den detaljerte konsekvensanalysen beregnes eksponering som et tidsintegral av konsentrasjonen i vannet som

omgir organismene. Derfor må grenseverdien for effekt etableres som funksjon av eksponeringstid. Dette oppnås ved å multiplisere effektgrensen med eksponeringstiden effektgrensen er etablert for:

Tidsavh. effektgrense (ppb-timer) = effektgrense (ppb) × eksponeringstid i laboratorietesten (timer)

3.4 Valg av fokusarter

Foreliggende aktivitet har som målsetting å velge ut fokusarter og – sesonger som skal gi et tilnærmet dimensjonerende bilde av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning innen analyseområdet. Arter og sesonger som velges ut vil utgjøre inngangsdata for videre konsekvens- og risikoanalyser.

I tidligere utredninger og analyser av potensielle konflikter mellom fiskeressurser og akutt oljeforurensning er det vurdert en lang rekke arter. Konfliktpotensialet har naturlig nok variert fra art til art og fra område til område. Objektive kriterier for utvalgene er sjelden dokumentert. I tråd med internasjonalt anerkjente prinsipper for prioritering av VØKer til miljøutredninger og analyser (jf. f.eks. Thomassen et al 1997), er det i metodebeskrivelsen av MRA for fiskeressurser foreslått følgende enkle kriterier for utvalg av arter som kan være relevante (etter Moe et al. 2000):

- Arter av signifikant økologisk eller økonomisk betydning
- Arter som gyter konsentrert over distinkte geografiske områder
- Arter med egg og/eller larver fordelt i øvre deler av vannmassene og hvor disse er konsentrert over distinkte, geografiske områder.

Alle kriteriene bør i utgangspunktet tilfredsstilles. I tillegg bør det stilles krav til at forekomstene kan knyttes til bestemte gyteområder og – bestander. I foreliggende arbeid er det tatt utgangspunkt i miljøbeskrivelsen til Føyn et al. (2002), og hver bestand er vurdert i forhold til kriteriene over. Dette gir grunnlag for å identifisere arter av betydning for skadepotensialet. Vurderinger av de respektive ressursene er dokumentert.

3.5 Trinn I

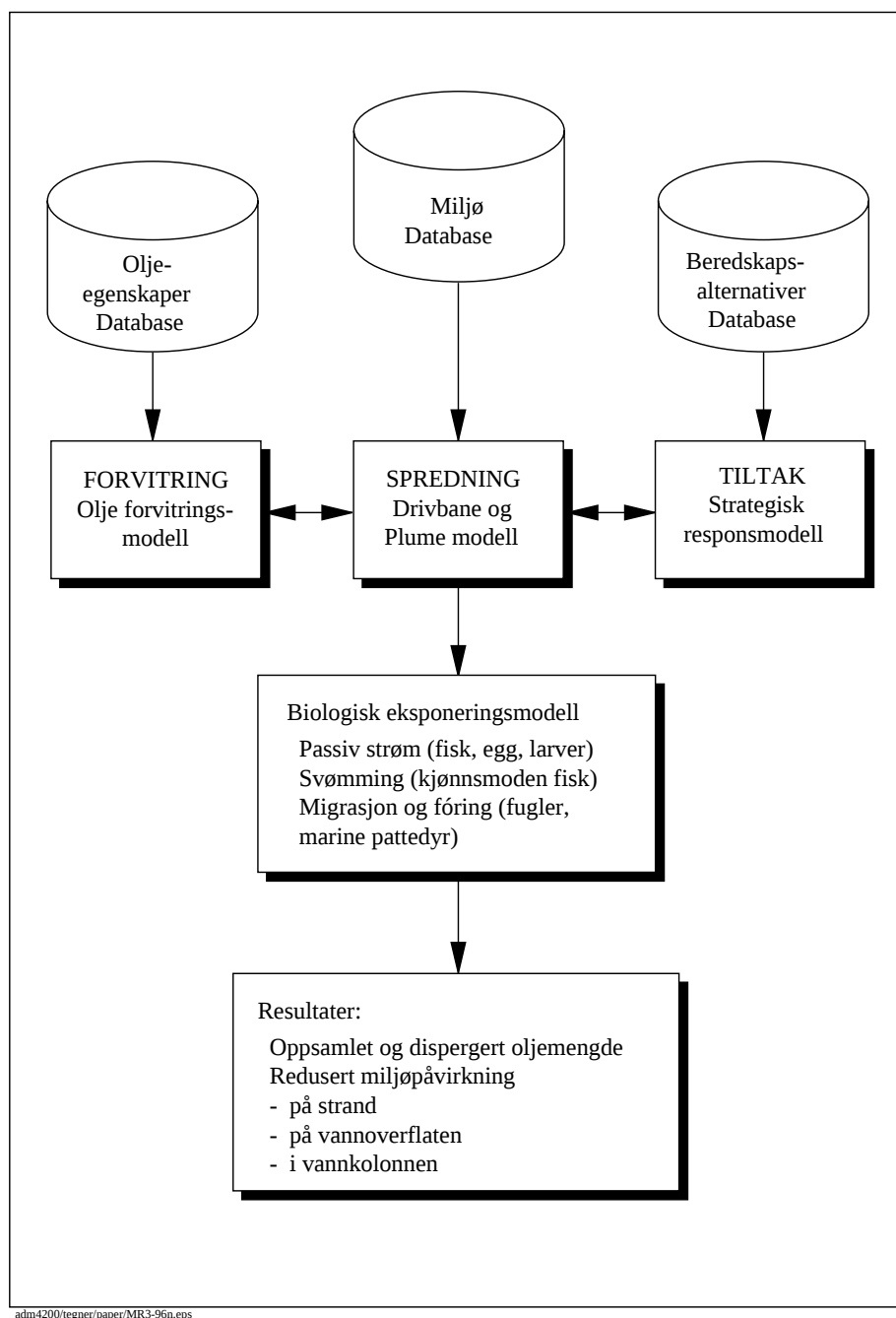
Som utgangspunkt for å velge ut hvilke ressurser som skulle være gjenstand for detaljerte tapsanalyser ved de ulike utslippspunktene ble det gjennomført en enkel overlappsanalyse mellom ressurs og oljedriftsstatistikk for de enkelte utslippspunktene. I utgangspunktet skulle det velges ut en representativ ressurs som grunnlag for analyser i hvert utslippspunkt. For enkelte ressurser har HI identifisert aktuelle gyteområder for bruk i OSCAR simuleringene.

3.6 Eksponeringsberegninger med OSCAR modellen

Eksponeringsberegningene for utvalgte scenarier ble gjennomført med SINTEFs OSCAR (*Oil Spill Contingency And Response*) modell (Reed et al., 1995a,b, Reed et. al, 2001). Dette verktøyet er utviklet for å kunne gi en objektiv analyse av miljømessig betydning for alternative beredskapsstrategier ved et oljesøl. OSCAR er et verktøy som direkte og objektivt bedømmer avveiningen mellom økt beredskap og eksponering på miljøet. I dette prosjektet er modellen benyttet til å beregne eksponering av marine organismer fra olje i vannmassen, og eventuelle effekter av oljeverniltak er ikke behandlet.

Hovedstrukturen av systemet er vist skjematisk i figur 3.3. SINTEF's oljeforvittringsmodell er linket til en tredimensjonal drivbanemodell og en oljevernaksjonsmodell. OSCAR inneholder

også en biologisk modell som beregner miljøkonsekvensene for fisk og fiskeegg og -larver, fugler og sjøpattedyr.



Figur 3.3. Skjematisk oversikt over OSCAR-systemet. Merk at beredskapsanalysen er ikke benyttet i denne studien.

3.7 Skader på bestandsnivå

Miljøkonsekvens og – risiko skal i hht. faglige prinsipper uttrykkes på bestands- eller på populasjonsnivå. Konsekvens og – risiko kan vurderes ved å anslå restitusjonstiden, dvs. antall år inntil bestanden er på tilnærmet det samme nivået som den ville ha vært dersom oljeuhellet ikke hadde inntruffet. Beregningene gjennomføres i hht. trinn II i Alphas Olje-fisk modell i metoder

for miljørettede risikoanalyser – MIRA (jf. OLF 2001; Moe et al. 2000). Trinn II består av en populasjonsdynamisk modell hvor rekrutteringen inngår som en stokastisk variabel. Modellen bygger på historiske grunnlagsdata for de utvalgte artene, hvor bla. artenes respektive aldersstruktur og mengdefordeling (biomasse) er kjent. En Monte Carlo basert populasjonsmodell er utviklet for simulering av denne bestandsutviklingen. Ved å sammenholde denne bestandsutviklingen og en tilsvarende utvikling med gitt, redusert tilvekst av en årsklasse (jf. tapsanalyser), beregnes et tidsvindu for når de to utviklingsmønstrene igjen er sammenfallende. Dette tidsvinduet tilsvarer restitusjonstiden, dvs. tiden det tar før den skadede bestanden igjen er på det nivået den ville ha vært dersom oljebelastningen ikke hadde forekommet (Moe et al. 2000).

Tapstallene for en årsklasse (jf. 3.6) utgjør inngangsverdier i den populasjonsdynamiske modellen. Ved simulering av bestandsprosjeksjonene for oljebelastning, reduseres rekrutteringen for den angjeldende årsklassen tilsvarende prosenten av overlevende larver. Tiden det tar før bestanden (eller populasjonen) er tilbake på tilnærmet upåvirket nivå beregnes med grunnlag i historiske bestandsdata og restitusjonstiden utgjør således sluttproduktet fra analysene.

Rekrutteringen av enhver fiskebestand er meget vanskelig å forutsi fordi (1) de hydrografiske forholdene i havet er så variable, og (2) de biologiske interaksjonene mellom de dominerende bestandene er svært vanskelig å tallfeste. Beregningene utføres derfor på et større antall tilfeldig valgte utviklingsmønstre, i praksis som enkeltprosjeksjoner for bestandsutviklingen. På denne måten unngår man å forholde seg til et sammenslått forventningstall, hensynet til de uforutsigbare klimatiske og hydrografiske forhold som styrer overlevelsessuksessen til eggene og larvene ivaretas, og sist men ikke minst, det gis et uttrykk for frekvensfordelingen av forholdstallene mellom bestandens størrelse med og uten olje som inngangsverdi til risikoanalysen.

3.8 Grunnlagsdata ressurs

I forbindelse med det pågående utredningsprogrammet i Lofoten-Barentshavet har HI og Norsk Polarinstitutt (NP) utarbeidet en miljøbeskrivelse som skal ligge til grunn for de enkelte delutredningene som skal lede frem mot en forvaltningsplan for Lofoten-Barentshavet (Føyn et al. 2002). I dette arbeidet er det også tilrettelagt digitale data for forekomster og fordeling av fiskeegg og larver. Dette materialet er tilrettelagt i ArcView og stilt tilgjengelig av OED som inngangsdata i foreliggende analyser. (For ytterligere informasjon om grunnlagsdataene henvises det til den overliggende ressurs- og miljøbeskrivelsen). For å øke oppløsningen på analysegrunnlaget er det i tillegg supplert med HI-toktdata på torskeyngel for juni/juli 1983.

Vertikalfordeling av egg og larver er ikke kvantifisert i de foreliggende datasettene, men eksisterende kunnskap om vertikalfordeling er dokumentert for utvalgte ressurser i kapittel 5.

4 Etablering av grenseverdier for skade

Hensikten med å etablere grenseverdier for skade for marine organismer er å beregne tapsandel av sensitive miljøressurser som følge av interaksjon med oljekomponenter i vannmassene fra et uhellsutslipp. Som modell for sensitive miljøressurser benyttes fiskeegg og larver, dette fordi de forekommer i høy tetthet på spesielle tider av året, og i områder som er aktuelle for oljeutvinning i Lofoten og Barentshavet. Videre er fisk en svært viktig økonomisk ressurs. Selv om tapene beregnes for fiskeegg og larver vil grenseverdi for skade etableres på grunnlag av effektdata fra de mest sensitive laboratorietestene, uavhengig av organismetype. Dette gjøres for å oppnå en robust risikoanalyse som vil dekke de mest sensitive organismene i omgivelsene.

I dette kapitlet er det først en generell diskusjon om faktorer som er viktige for effekter av olje på miljøressurser i vannmassene:

- Kap.4.1. Løselighet av olje i vannmassene
- Kap 4.2. Opptak og metabolisme av oljekomponenter i organismer
- Kap 4.3. Individuell restitusjon

I Kap 4.4 (Oversikt over effekter av olje på fisk og dyreplankton) diskuteres effekter av olje på fisk og raudåte. Denne oversikten omfatter både letale og sub-letale effekter som kan oppstå som følge av korttids eller langtidseksponering. Hensikten er å gi et helhetlig inntrykk om effekter på de mest aktuelle organismegruppene utenfor Lofoten og i Barentshavet.

Kap 4.5. (Akutt giftighet av oljeforbindelser) Her presenteres data for akutte effekter av oljeprodukter som blir benyttet for å etablere grenseverdi for effekt i det påfølgende delkapitlet (Kap 4.6 Konklusjon – grenseverdier for effekt).

4.1 Løselighet av olje i vannmassene

Løselighet av olje i vann er en viktig parameter med hensyn på biotilgjengeligheten til olje og dermed det viktigste potensialet for akutt giftighet. Oljekomponentene som i størst grad løser seg i vann er lavmolekylære alkaner til og med pentan (5 karbonatomer) (Sakshaug m.fl. 1992), men også naftenene, syklopentan og sykloheksan samt aromater som benzen, toluen, etylbenzen, xylen (BTEX-komponentene) og til en viss grad naftalen er løselige (se tabell 4.1).

Tabell 4.1 Vannløselighet (mg/L) av noen oljekomponenter ved 25°C (Sakshaug m.fl. 1992).

Komponent	Løslighet (mg/L - ppm)
Butan	60,0
Heksan	10,0
Oktan	0,7
Syklopentan	156,0
Sykloheksan	55,0
Cyklooktan	8,0
Benzen	1780,0
o-Xylen	175,0
Naftalen	30,0
Antracen	0,01
Fenantren	0,6

De fleste oljer inneholder også små mengder fenoler og karboksylsyrer som kan løse seg i vann. Polare forbindelse som dannes når oljekomponentene blir oksidert på grunn av sollys

(fotooksidasjon) er også vannløselige. De tunge polysykliske aromatiske hydrokarbonene (3-6 rings PAH) er lite vannløslige, antracen f.eks har en løselighet på ca 0,01 mg/L hvilket er 0,03% av løseligheten til benzen og 0,3% av o-Xylen. Løseligheten til NPD (2-3 rings PAH) (naftalen: 30 mg/L) er høyere enn tunge PAHer, men betydelig lavere enn BTEX. Det betyr at kun en svært liten andel av de løste oljekomponentene i vannmassene under et ferskt oljesøl består av PAH. Når oljen forvitrer vil en større andel av komponentene i vannmassen under et oljeflak bestå av tyngre komponenter, bl.a. PAH. Årsaken er at PAH andelen av oljen på overflaten vil øke etter som de andre produktene blandes i vannmassene, fordamper eller brytes ned.

Aromatiske hydrokarboner er alt fra lett nedbrytbare til lite nedbrytbare, halveringstiden varierer fra under en halv dag til flere måneder. Det er de lette komponentene som brytes raskest ned, mens tunge komponenter som fler-rings PAHer er tungt nedbrytbare (Johnsen *et al* 2000). Nedbrytningsegenskapene til de tyngste stoffene henger sammen med løseligheten til disse. Jo tyngre stoffene er, jo mindre vil stoffene være løst i vannfasen, og jo mindre tilgjengelige vil stoffene være for nedbrytning. Dispergerte stoffer, eller partikler, er i liten grad biologisk nedbrytbart av bakterier i vannfasen.

4.2 Opptak og metabolisme av oljekomponenter i organismer

De senere års forskning på interaksjon mellom marine organismer og oljekomponenter i vannmassene har i stor grad vært fokusert på oljekomponenter fra produsert vann. De mest undersøkte komponentene er PAHer og alkylfenoler.

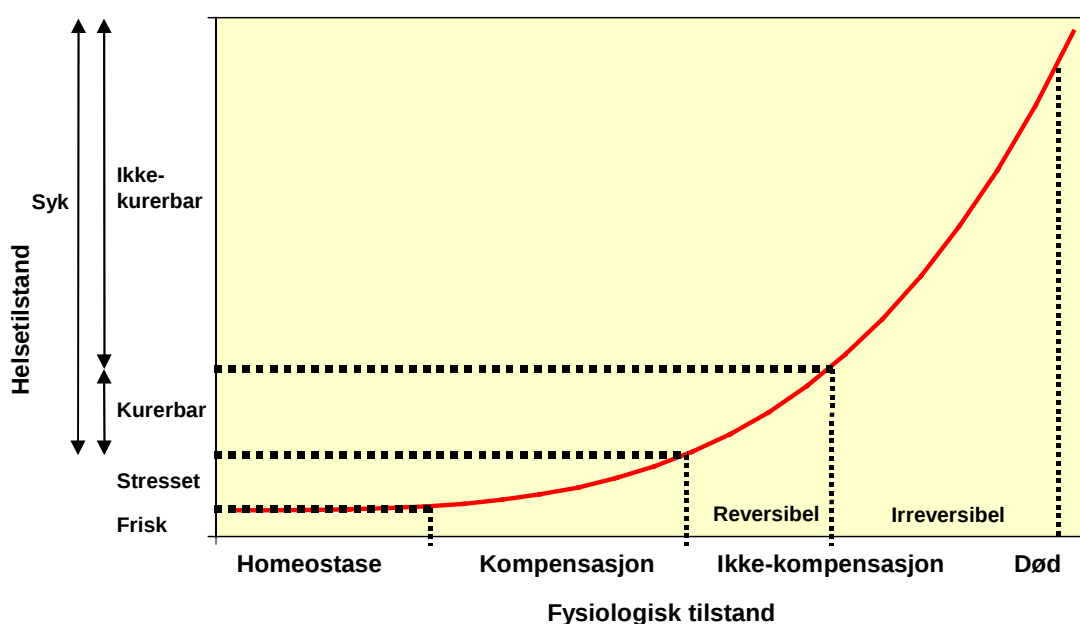
Det er blitt vist at PAH-forbindelser kan akkumuleres i organismer tilhørende lavere trinn i næringskjeden, men i mye mindre utstrekning i organismer høyere oppe (eks. fisk). Dette henger sammen med at fisk har mye større kapasitet til kjemisk omdannelse (= biotransformasjon => avgiftning) av fremmedstoff enn laverestående organismer. Et konkret eksempel på dette illustrerer situasjonen. PAH-forbindelsen fenantren akkumuleres meget lett i raudåte (*Calanus finmarchicus*) og en vesentlig del av den absorberte mengden blir værende i de eksponerte individene over lang tid (måneder) (Røe, 1998). Eksponeres fisk for samme forbindelse, vil stoffet relativt raskt skilles ut etter eksponeringstidens slutt og ikke bli værende igjen i individet. Fisk kan ta opp oljekomponenter ved eksponering for olje i vann eller føde (Rice 1985; Gobas 1992). Men fisk har også evnen til å metabolisere (bryte ned/fordøye) oljekomponenter som tas opp. Utskillelse av aromatiske hydrokarboner og deres nedbrytningsprodukter i fisk, foregår hovedsakelig i leveren via gallen (Thomas & Rice 1981, 1982), men andre ekskresjonsveier finnes. Lavmolekylære aromatiske hydrokarboner som toluen og naftalen, skilles hovedsakelig ut i gjellene. Hydrokarboner er også blitt funnet i slim utskilt gjennom skinnet (Varanasi m.fl. 1978) og i gonadene (Reichert & Varanasi 1982). Akkumulering av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk øker med økende antall aromatiske ringer i molekylet (Rice m.fl. 1975, Roubal m.fl. 1978).

Solbakken m.fl. (1984) fant at både fiskeegg og larver tok opp aromatiske hydrokarboner fra vannfasen. Opptaket var avhengig av komponentens molekylvekt og/eller fettløslighet. Med unntak av de mest vannløslige komponentene var utskillelse av aromatiske hydrokarboner generelt sett lav i egg og nyklekkede larver. Eldre larver (9 dager gamle) syntes å ha et annet akkumulerings- og eliminasjonsmønster enn egg og nyklekkede larver. Opptak og akkumulering var høyere i eldre larver, men eliminasjonen syntes også mer effektiv. Dette tyder på at eldre larver metaboliserer aromatiske hydrokarboner raskere enn nyklekkede larver og egg. Hos nyklekkede larver er ikke munnen åpen. Dette hindrer opptak av hydrokarboner over tarmen og kan være medvirkende til at nyklekkede larver akkumulerer mindre mengder hydrokarboner enn litt eldre larver innenfor en begrenset tidsramme.

4.3 Individuell restitusjon

Ved vurdering av oljetoksisitet i organismer er det viktig å merke seg at effekter av forurensing ikke i alle tilfeller fører til organismens død. Denne typen effekter kalles subletale effekter. Eksponering for forurensing påvirker marine organismer, fører til forringelse av helsen og kan eventuelt ende med døden. Mindre avvik fra normal helsetilstand (stressituasjoner) er ikke synlig i form av sykdom, men er assosiert med kompensasjons-responser (figur 4.1). Innen kompensasjonssonen kan organismens potensiale for å overleve allerede være redusert fordi organismens evne til å kompensere for nye miljøpåkjenninger kan ha blitt svekket.

På den annen side kan restitusjon av organismens helse være mulig i kompensasjonssonen. Selv innen ikke-kompensasjonssonen kan dette være mulig. Forutsetninger for dette er at miljøforholdene bedres tilstrekkelig og raskt nok. En stresset eller ”syk”, dvs. alvorlig forurensningspåvirket organisme har dermed muligheten til å gjenoppnå god helse.



Figur 4.1 Kurven viser et mulig hendelsesforløp for forringelse av helsetilstand til en organisme. Sammenhenger mellom organismens nedsatte helsetilstanden og fysiologisk tilstand (på celle- eller individnivå) er indikert. Hentet fra Depledge (1989).

4.4 Generell oversikt over effekter av oljekomponenter på fisk og dyreplankton

4.4.1 Fisk

Fisk er mest sårbare for forurensning fra oljekomponenter på egg- og larvestadiet. Laboratorieforsøk har vist at voksen fisk kan sanse meget lave konsentrasjoner av olje i sjøvann (se bl.a. Hellstrøm & Døving 1983). Dette kan tyde på at olje vil kunne påvirke fiskens adferd, til f.eks. å kunne unngå oljekontaminerte vann-masser. Det finnes få tilfeller med klare effekter på voksen fisk etter uhellsutslipp av olje. Amoco Cadiz ulykken er et av unntakene (Picketty 1981). Etter dette oljeutslippet som hendte på grunt vann, ble det observert store mengder død fisk. Årsaken til at voksen fisk generelt ikke er så sårbar for uhellsutslipp av olje er at fisken kan unngå områder med høye (og dermed dødelige) konsentrasjoner av olje. I tilfeller med akutt utslipp i grunne farvann er det ikke alltid mulig å rømme unna områdene med høye oljekonsentrasjoner. Som et eksempel på akutt dødelige konsentrasjoner av oljekomponenter for voksen fisk, kan det nevnes

stillehavs-sild (*Clupea harengus pallasii*). I følge Rice m. fl. (1977) ble LC₅₀ ved 12 dagers eksponering for WSF av Cook Inlet-råolje bestemt til 2,2 mg/L for denne arten.

Eksponering av fiskeegg for hydrokarboner kan føre til redusert klekkesuksess og/eller misdannelser (Westernhagen 1988). Effekt av olje på klekkesuksess er avhengig av art og utviklingsstadium, men generelt er klekkesuksessen høyere for egg som er eksponert senere i utviklingsprosessen enn egg som er eksponert tidlig. Kocan *et. al* (1996) viste at sildeegg er mest sensitive for korttidseksponering (36 timer) under blastodisk og gastrula-stadiet.

Carls (1987) eksponerte larver av Stillehavs-sild direkte for WSF fra råolje og indirekte via kontaminerte byttedyr. Ved direkte eksponering for WSF var LC₅₀ konsentrasjonen lik 1,8±0,2 mg/L ved 7 dagers eksponering og 0,37±0,04 mg/L ved 21 dager eksponering (6,9±0,3°C). I disse forsøkene var WSF dominert av monoaromatiske hydrokarboner (95%), resterende 5% var diaromatiske hydrokarboner.

Effekter av PAH på sildeegg er blitt omgående testet etter Exxon Valdez ulykken. Carls *et al.* 1999 viser at ved 16 dagers eksponering av PAH fra lite forvitret olje vil sildeegg ha en LC₅₀ på 53,3 µg TPAH¹/L og LOEC² på 34,3 µg TPAH/L, mens ved 16 dagers eksponering av PAH fra forvitret olje har sildeegg en LOEC på 7,6 µg TPAH/L. Det ble ikke observert signifikant LC₅₀ effekter for denne konsentrasjonen.

Booman m.fl. (1995) ønsket å teste om avvik i oksygenopptak i fiskelarver etter eksponering for lave konsentrasjoner av olje, som tidligere påvist i en rekke forsøk, kunne ha negativ effekt på larvenes senere utvikling og overlevelse. Forsøk ble gjennomført som målte startforingssuksess (om larvene tok til seg føde) og tilvekst (vekst/dødelighet i 2-3 ukers periode etter eksponering) for torskelarver. Disse forsøkene viste ingen negativ effekt verken på startforingssuksess eller tilvekst ved konsentrasjoner mellom 23 og 84 µg/L BTEX av WSF fra Veslefrikk råolje.

Undersøkelser av effekter på fiskelarver etter virkelige oljeutslipp gir ingen entydige konklusjoner. Etter Braer-ulykken ble det ikke funnet akutteffekter på sildelarvers (10-30 mm) vekst i oljekontaminerte områder (Gallego m. fl. 1995). Ved undersøkelse av naturlig gyttende fiskepopulasjoner like etter oljeutslippet fra Exxon Valdez observerte NRDA (Natural Resource Damage Assessment) klare effekter på sildeegg under klekking og på nyklekkede larver (Brown *et al.* 1996). Norcross *et al* (1996) hevdet derimot at det ikke var mulig å anslå effekten av eksponering for oljesølet på larver av Stillehavssild.

4.4.2 Dyreplankton

Booman m. fl. (1995) fant at 24 timer LC₅₀ for voksne individer av raudåte *Calanus finmarchicus* var 7 mg/L BTX av WSF fra Veslefrikk råolje ved 4°C. De første larvestadiene av arten var noe mer sårbare, med 24 timers LC₅₀ >5,6 mg/L. Booman m. fl. (1995) fant ingen konsekvente effekter på oksygenopptaket til raudåte (copepoditt V) ved eksponering for 0,3 mg/L BTX fra Veslefrikk råolje, men det ble observert nedsatt aktivitet ved 3 mg/L BTX fra Gullfaks råolje. I samme forsøksserie ble det konkludert med at det var store forskjeller i sårbarhet både mellom og innen forskjellige grupper av dyreplankton. Krill ble bla. funnet å være mer følsomme og sårbare for oljeforurensning enn hoppekreps.

Føyn og Serigstad (1989) observerte redusert oksygenopptak i alle undersøkte stadier av raudåte ved eksponering for 3-5 mg/L WSF. Dødelighet som følge av eksponeringen ble kun observert for nauplie-stadiene. Nauplie-stadiene syntes dermed som de mest sensitive stadiene. Ingen effekter av olje ble observert ved eksponering av voksen raudåte for 0,1 mg/L i 14 dager.

¹ TPAH = Totalt PAH og inkluderer NPD

² LOEC = Lowest Observed Effect Concentration

Observerte subletale adferdsresponser hos dyreplankton generelt omfatter narkose, redusert fødeaktivitet og avføringsrate, avbrutt fototaxis (lysavhengig adferdsrespons) og endret svømmeaktivitet. Redusert fødeaktivitet har i tidligere undersøkelser vært observert bla. hos hoppekreps ved oljekonsentrasjoner <1 mg/L. Generelt er konsentrasjoner over 0,1 mg/L over tid forventet å føre til endringer i samfunnsstruktur i vannsøylen (Wells & Percy 1985).

4.5 Akutt giftighet av oljeforbindelser

Miljørisikoanalyse for utslipp av kjemikalier/olje til sjø bygger på prinsippet om vurdering av beregnet konsentrasjon i miljøet (Predicted Environmental Concentration, PEC) og konsentrasjonsgrensen for forventet ingen effekt (Predicted No Effect Concentration, PNEC) for spesifikke oljekomponenter eller for totalt hydrokarbon i vannet (løst og dispergert olje). Når dette prinsippet anvendes for uhellsutslipp hvor målet med analysen er å vurdere risiko for reduksjon i en populasjon (for eksempel torsk), må PNEC gjenspeile reelle økologiske effekter som kan påvirke populasjonen. Effekter som anses aktuelle for beregning av tap av ressurser i en fiskepopulasjon er først og fremst død (fra embryo stadiet opp til voksen fisk) og misdannelser på embryo/larvestadiet (som kan føre til død), men også redusert vekst og DNA-skade er effekter som kan føre til reduksjon av antall individer i en populasjon. Redusert vekst og DNA-skader vurderes som oftest i forbindelse med langtidseksponering, men disse effektene kan også oppstå som følge av eksponering over relativt kort tid (dager). Dette gjelder spesielt ved eksponering av organismer på embryonalstadiet. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effekter som redusert vekst og DNA-skader i henhold til forventet reduksjon av en årsklasse i en bestand. Dataene som ligger til grunn for etablering av effektgrenser i dette kapitlet omfatter derfor ikke denne type effekter.

For å vurdere giftigheten av olje sluppet ut til sjø, er det nødvendig å ta hensyn til både løste og dispergerte forbindelser i vannmassene. I denne studien bygger grenseverdiene for akutt effekt på etablerte og validerte giftighetstester for råolje og forskjellige oljeprodukter. CONCAWE (2001) har laget en oversikt over tilgjengelige, kvalitetssikrede giftighetstester gjennomført på forskjellige oljeprodukter. Det er kun benyttet tester som er gjennomført i henhold til etablerte retningslinjer for testmetoder godkjent for bruk i risikovurdering og klassifisering/merking av kjemiske stoffer.

Testene fra CONCAWE rapporten er basert på eksponering av organismer på tre trofiske nivå; planteplankton, dyreplankton og fisk. Laboratorietestene utført på fisk er utført på juvenil eller voksen fisk og ikke egg eller larve-stadiet, som er mer sensitivt for hydrokarboner i vannmassene.

Tabell 4.2 viser en oversikt over testresultater som er benyttet for å fastsette grenseverdier for effekt av olje i denne rapporten. Der hvor resultatene er vist som et intervall foreligger det flere laboratorietester med varierende resultat, rapportert i en publikasjon. Det foreligger resultater fra totalt 93 laboratorietester, hvor samtlige resultater er benyttet i denne rapporten.

Tabell 4.2 viser at de giftigste oljeproduktene er bensin, kerosin/jet fuel og diesel. De har E(L)₅₀-verdier på ca. 1 – 50 mg/L (Tabell 2). E(L)₅₀-verdier defineres som "Effective (Lethal) Load" og angis som den mengden olje som tilsettes en vannmasse, dette gjenspeiler både løste komponenter og dispergerte komponenter, og omregnes til konsentrasjon i vannmassene (mg/L eller ppm).

Tabell 4.2. Oversikt over resultater fra toksisitetstester på vannlevende organismer gjennomført på forskjellige oljetyper. Data er hentet fra CONCAWE (2001).

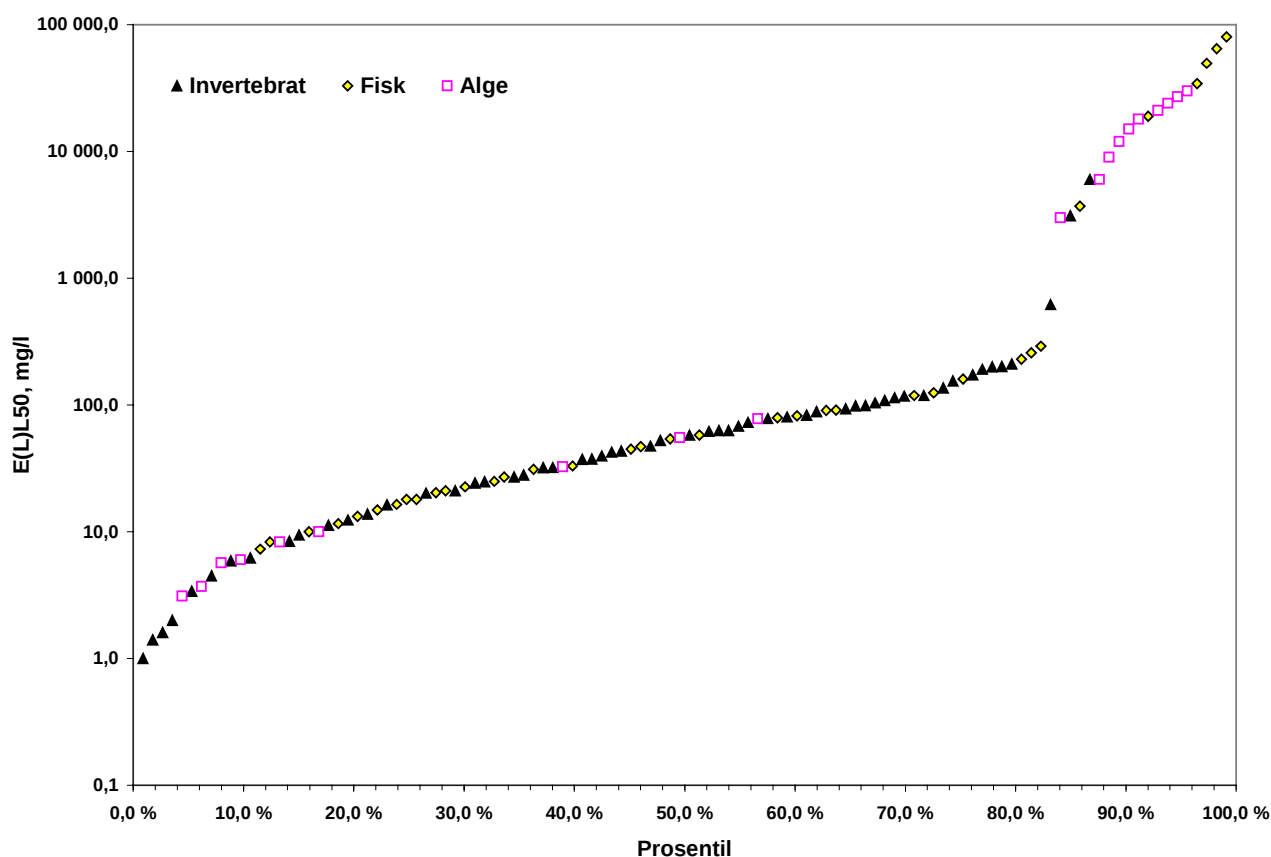
Art	Metode	Parameter	Resultat, mg/L
Råolje			
Fisk (diverse)	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	3 700-80 000
Laks	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	258, 291
Evertebrat	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	27-119
Evertebrat	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	618
Evertebrat	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	39,5
Evertebrat	OWD	TLm, 96 timer	200-6000
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	37,5; 63
Alge	OWD	IL ₅₀ , 15 dager	5,7
Bensin			
Fisk, Ørret	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	10 – 18
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	8,3
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	27
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	4,5 – 32
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	2,0
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	13,8
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	5,9
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,1 – 30000
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	82, 119
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 48 timer	91
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 24 timer	47, 58
Evertebrat	OWD	EL ₅₀ , 96 timer	201
Kerosin			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	18-25
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	1,4 – 21
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,7 – 8,3
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	0,9
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	7,3
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	45
Diesel og lignende			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	21-230
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	31, 54
Fisk	OWD	TLm, 96 timer	33 – 125
Evertebrat	WAF	TLm, 48 timer	6,2 – 210
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	1,6
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	3,4
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	9,4
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	>10 – 78

LL₅₀ = tilført oljemengde per mengde vann (konsentrasjon) hvor 50% av organismene dør

EL₅₀ = tilført oljemengde per mengde vann (konsentrasjon) hvor det er effekt på 50% av organismene (som oftest immobilisering)

TLm = median tålegrense, konsentrasjonen hvor 50% av organismene overlever

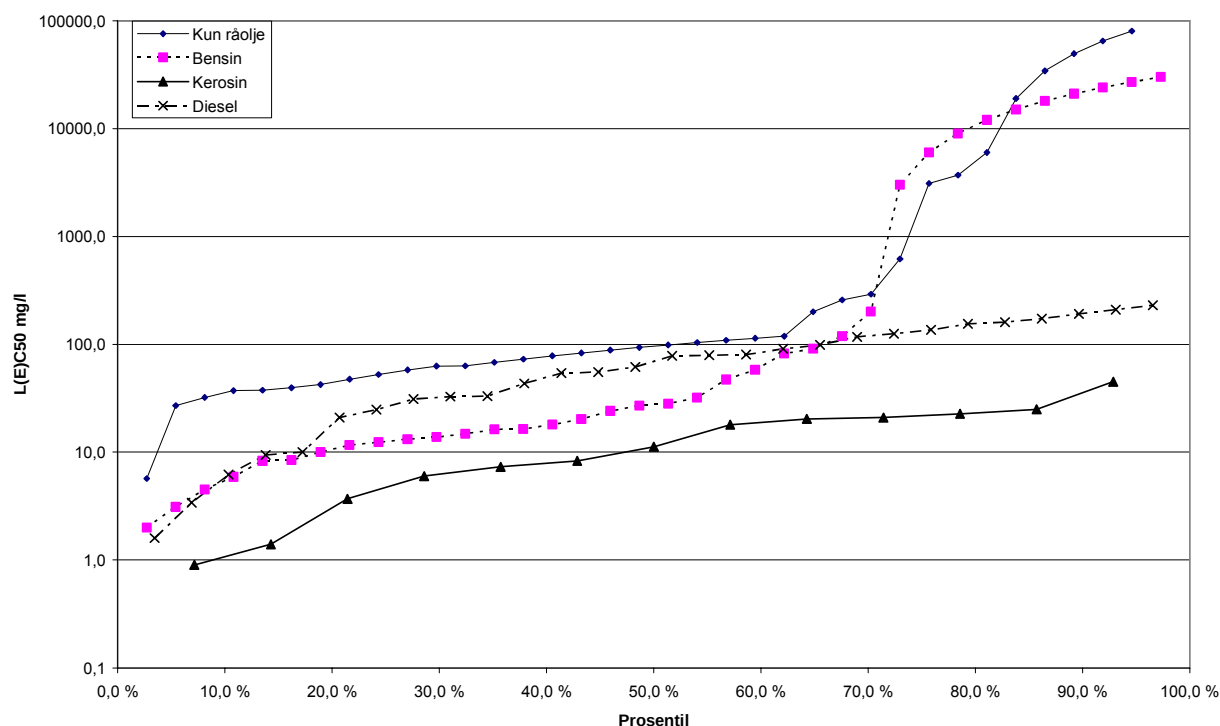
IL₅₀ = tilført oljemengde per mengde vann (konsentrasjon) hvor det er veksthemming på 50% av organismene



Figur 4.2. Rangert fordeling av giftighetstester for utvalgte oljeforbindelser (råolje, bensin, kerosin og diesel) fra CONCAWE (2001), inndelt etter hvilken organismegruppe det gjelder.

Figur 4.2 viser giftighetsdata for alle tre trofiske nivå rangert etter hvor høy konsentrasjon det er som gir effekt, deretter beregnes andelen av testene som gir effekt over en gitt konsentrasjon. Resultatene viser at den laveste konsentrasjonen som har gitt dødelig effekt på 50% av individene i en test er 0,9 mg/L, det vil si at omtrent 1% (1/93) av testene gir effekt ved denne konsentrasjonen.

Datasettet i tabell 4.2 omfatter bensin, kerosin og diesel i tillegg til råolje. Det er valgt å inkludere alle produktene ved etablering av effektgrense, dette gir et langt større datasett enn for kun råolje og dermed muligheten til å benytte en lav sikkerhetsmargin (se kapittel 4.6). I Lofoten og Barentshavet forventes det et spekter av oljetyper fra tunge råoljer til lett kondensat. Råoljene benyttet i disse giftighetstestene er relativt tunge oljer som ikke gjenspeiler effekten av kondensat og svært lette råoljer. Kondensat har en sammensetning som ligner på diesel eller kerosin, så ved å inkludere tester på disse oljeproduktene gjenspeiles også giftighetspotensialet til kondensat. For sammenligning av forskjellen i giftighet mellom oljeproduktene er toksisitetsdata for de forskjellige oljeforbindelsene vist i Figur 4.3. Selv om det videre i denne studien kun er vurdert spredning av konvensjonell råolje og ikke kondensat har vi valgt å inkludere giftighetsdata for oljeprodukter med kondensatliknende egenskaper.



Figur 4.3. Sammenligning av de forskjellige oljeforbindelsenes giftighet overfor vannlevende organismer. Alle organismegrupper (alger, krepsdyr og fisk), er tatt med i figuren.

Fordelingen av følsomhet som vist i Figur 4.3 er i tråd med hydrokarboners toksiske effekt. Hydrokarboner er upolare narkotiske stoffer, som fungerer først og fremst ved å bedøve organismer og celler (bl.a. De Toro et al., 1999). I praksis betyr dette at stoffene akkumuleres i cellemembraner og endrer funksjonaliteten til disse. At stoffene har denne virkningsmekanismen gjør at de fleste arter vil ha samme følsomhet ovenfor slike stoffer. Noen arter er imidlertid mer følsomme enn andre. Det finnes også hydrokarboner som har andre virkningsmekanismer enn oppgitt. Blant annet fungerer fenoler som polare narkotiske stoffer, og har dermed noe annerledes effekt og variasjon. Enkelte stoffer har i tillegg flere effektmekanismer enn kun upolar narkotisk, som for eksempel de mutagene PAHer, og potensielt hormonforstyrrende alkylfenoler.

4.6 Konklusjon – grenseverdier for effekt

Ved etablering av grenseverdier må det tas hensyn til videre anvendelse i bruken av disse i risiko og konsekvensvurderinger. I denne analysen skal grenseverdiene sammenstilles med resultater fra oljedriftsberegninger for å beregne tapsandel av en årsklasse fisk og deretter brukes til å estimere effekt på populasjonsnivå. Det er derfor nødvendig å etablere grense for en gitt effekt fremfor grense for null effekt, slik at andel død i en bestand kan beregnes.

Som vist i kap 4.2 vil de giftigste oljeforbindelsene testet under standardbetingelser være akutt giftige ned til 0,9 mg/L WAF. Imidlertid vil ikke det utvalget av tester som er henviset til her nødvendigvis omfatte alle organismer som eventuelt eksponeres for et oljeutslipp. For å beregne grense for forventet ingen akutt effekt (PNEC) benyttes en sikkerhetsfaktor på 10. I henhold til EUs retningslinjer for risikoanalyser av kjemikalier skal det for beregning av PNEC_{akutt} benyttes en sikkerhetsfaktor fra 10-100 (EU 1993). Årsaken til at det i denne studien er valgt å benytte den minst strenge sikkerhetsfaktoren er at hydrokarboner har en relativt lik toksisitets-mekanisme på

forskjellige organismer og at det ligger til grunn et stort datasett for etablering av grenseverdien. På grunnlag av dette vil PNEC for akutte effekter være 90 µg hydrokarboner/L (ppb). Over denne grensen vil det kunne oppstå akutte effekter på de mest sårbare organismene. Akutte effekter på organismer (død) vil kunne oppstå fra denne konsentrasjonen og oppover, og det er liten sannsynlighet at dødelig effekt oppstår allerede på så lave verdier som denne grensen. Som vist er det bare 1% av 93 laboratorietester som gir 50% dødelighet ved 10 ganger effektgrensen. Likevel velger vi å benytte denne grensen dvs 90 µg/L som grense for å beregne andel død av egg og larver. Dette er en konservativ tilnærming som er valgt blant annet på grunn av at grenseverdien må konverteres til konsentrasjon som produkt av eksponeringstid. Denne konverteringen medfører en del usikkerhet, men styrker samtidig risikoanalysen ved muligheten til å ta hensyn til tidsperspektivet i eksponeringen.

I OSCAR-modellen beregnes eksponering av organismer som et tids-integral av konsentrasjonene av olje i vannmassene som omgir organismene. Vi må derfor konvertere grenseverdien for konsentrasjon (ppb) til en grenseverdi for eksponering (ppb-timer). De aller fleste laboratorietestene som ligger til grunn for den etablerte grenseverdien er basert på 96 timers eksponering. En eksponering med 90 µg/L (ppb) i 96 timer tilsvarer 8640 ppb-timer som avrundes til 8000 ppb-timer. Denne verdien vil bli benyttet som grunnlag for anslag over tapsandeler i simuleringene av eksponering av fiskeegg og larver i kapittel 8.

5 Valg av fokusarter

Barentshavet er et produktivt havområde som opprettholder store pelagiske fiskebestander. Vurdert i forhold til det første kriteriet for valg av fokusarter, jfr. seksjon 3.3; dvs. arter av signifikant økologisk eller økonomisk betydning, er det særlig torsk, sild og lodde som peker seg ut. Disse artene ”styrer” det produksjonssystemet vi høster av i Barentshavet (Føyn et al. 2002), samtidig som fisket er av regional så vel som nasjonal betydning. For fiskeriene er også hysa en viktig art; i hht. Kolle et al. (2002) utgjør hyse en stor andel av fangstpotensialet i det aktuelle området.

For de fleste arter er den voksne fisken spredt over store geografiske områder. Gytingen hos lodde og eventuelle konsentrasjoner i nærheten av iskanten, kan utgjøre enkelte unntak.

Voksen fisk er også ansett som mer robust enn tidlige stadier med hensyn på effekter av akutt oljeforurensning. Konfliktpotensialet vs. akutt oljeforurensning synes derfor størst for arter som gyter i eller har betydelige andeler av egg og larver i utredningsområdet (jfr. kriterium to og tre, seksjon 3.3). Med dette som utgangspunkt kan det gjennomføres en første prioritering av arter for videre analyser.

- Blant de arktiske artene som tilbringer hele livet i Barentshavet er lodde den viktigste. Høyere konsentrasjoner av larver og yngel er knyttet til tiden etter gyting.
- Torsken er den økonomisk viktigste fisken i Lofoten-Barentshavet i et langtidsperspektiv. Arten gyter i farvannet rundt Lofoten-Vesterålen i mars-april. Havstrømmene fører etter hvert egg og larver inn i Barentshavet, hvor larver og yngel tidvis kan opptre i større konsentrasjoner; - enkelte år er 90 % av larvene observert over Tromsøflaket i juni-juli.
- Møre utgjør tradisjonelt det viktigste gyteområdet for sild. I den senere tida har imidlertid andelen som gyter på Røstbanken vokst; seneste års observasjoner tyder på at omlag en tredel av bestanden gyter her. Dette betyr at en større andel nyklekkede sildelarver kan forekomme i de sydligste delene av utredningsområdet på vårparten. På samme måte som for torsk, utgjør Barentshavet et viktig oppvekstområde for silda. Havstrømmene fører med seg larvene fra gyteområdene lengre sør. Dette, sammen med utviklingen av egenbevegelse etter hvert som larvene utvikles, fører til at forekomstene av sildeyngel i Barentshavet er spredt over et relativt stort område.
- Hyse har gyteområder utenfor Trænabanken-Vesterålen, og på Tromsøflaket. Eggene er pelagiske og driver sammen larvene nordover og inn i Barentshavet.

I det følgende er det gitt en nærmere beskrivelse av de ovennevnte fiskeartenes utbredelsesmønster og biologi for identifikasjon av art, periode og område med det antatt største konfliktpotensialet i forbindelse med akutte oljeutslipp. I tillegg til ovennevnte arter gis korte beskrivelser av raudåte og polartorsk. Dette er ressurser som utgjør sentrale økosystemkomponenter i havområdene som inngår i analyseområdet og det er derfor valgt å gjennomføre en innledende vurdering av konfliktpotensialet for disse ressursene. Avslutningsvis presenteres en oversikt som viser prioritering av arter og perioder for videre konsekvens- og risikovurderinger.

5.1 Forutsetninger for valg og prioriteringer

5.1.1 Plankton

I Barentshavet opprettholdes en rik planktonproduksjon ved innstrømning av atlantisk vann med plankton fra Norskehavet. Raudåta (*Calanus finmarchicus*) er den arten som står for den høyeste biomassen og årsproduksjonen av plankton (Hassel 2002) og utgjør over 80 % av sammensetningen av dyreplankton i det sørvestlige Barentshavet. Arten har en sentral rolle i økosystemet ved at den utgjør en viktig del av dietten til planktonspisende fisk som lodde, sild, makrell, kolmule og polartorsk (Føyn et al. 2002; Sundby 2000).

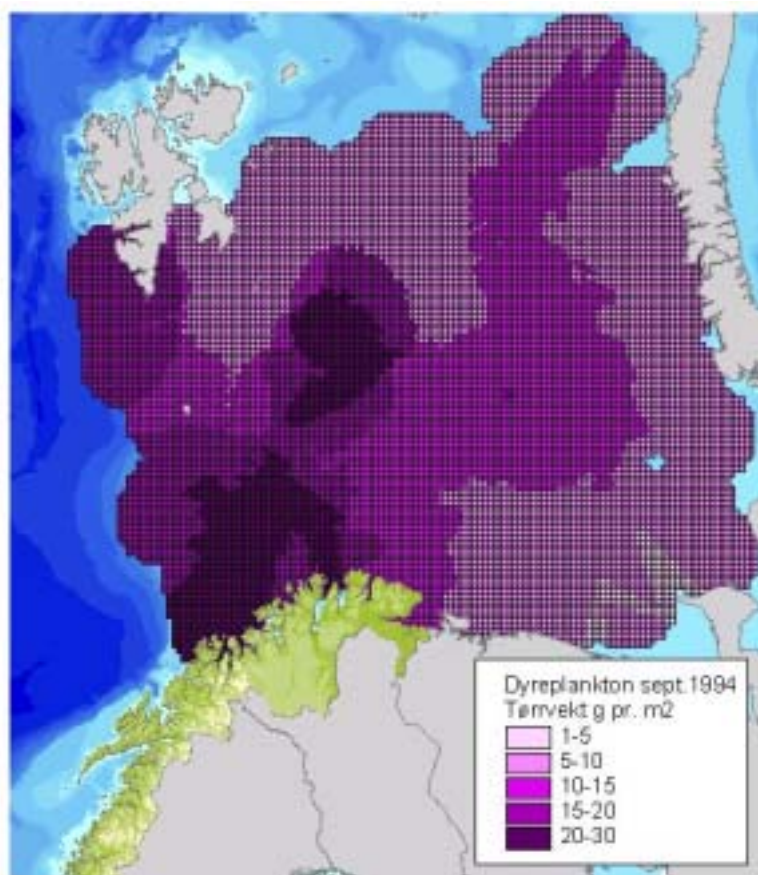
Forekomstene av raudåte er spredt ut over det meste av Nord-Atlanteren, med høyere tettheter i sentrale deler trolig som funksjon av tilpasning til det storstilte strømmønsteret og tilsvarende temperaturregimer (Melle et al. 2001; Sundby 2000). Om vinteren står dyreplankton i Norskehavet på stort dyp, hovedsakelig under terskeldypet inn til Barentshavet, og Den nordatlantiske strømmen bringer lite plankton inn i Barentshavet. Innstrømningen tar seg opp betraktelig når plankton vandrer opp i de øvre vannlag om våren. Innstrømningshastigheten og tidspunktet for innstrømning er viktig for mengden av transportert plankton (Hassel 2002; Føyn et al. 2002). Sannsynligvis er den advektive transporten av raudåte flere ganger større enn egenproduksjonen av arten i Barentshavet. Raudåta vandrer opp i vannmassene utpå vinteren, og gyter i forbindelse med oppblomstringen av planteplankton i mars-mai i de atlantiske områdene og april-juni i de arktiske områdene. Ut på sommeren skjer det en nedvandring til dypere vann. I Nord-Norge opp til Lofoten har raudåta to generasjoner i løpet av året, mens det er en dominerende generasjon i Barentshavet (Føyn et al. 2002).

Biomassedata fra 1990-2001 viser at de største konsentrasjonene av dyreplankton finnes i områdene mellom Nordkapp og Bjørnøya, samt at det er høye konsentrasjoner nord for 78°N. Tørrvektsdata samlet inn for perioden 1979 til 1994 viser at biomassen i Barentshavet hadde en topp i juni-juli, og et minimum i mars. Resultater fra HI's-planktonundersøkelser ved Gimsøysnittet i 1999, viste små mengder dyreplankton i vannlagene over 200 m i januar-mars. Under 200 m var det derimot store mengder overvintrende plankton. I mai viste resultatene at en betydelig del av overvintringsbestanden hadde kommet opp fra dypt vann og produsert en ny generasjon over 200 m (Føyn et al. 2002). Dette viser at utbredelsen av raudåte varierer over tid og geografisk område, samt horisontalt i vannsøylen. Arten foretar også døgnvandring, ved at natten tilbringes på store dyp, mens dagen er knyttet til øvre vannlag, dette gjelder også i områder med midnattssol (Fossum & Øiestad 1992; Johansen et al. 2002).

En rekke studier av potensielle effekter på raudåte ved eksponering for olje indikerer at de yngste stadiene er mer følsomme enn eldre stadier (eks. Melle et al. 2001; Serigstad et al. 2001). Studien til Melle et al. (2001) konkluderer imidlertid med at dyreplanktonpopulasjoner ikke vurderes som sårbare. Et potensielt uhellsutslipp av olje vil påvirke et begrenset område, mens forekomstene av raudåte er spredt over så store områder at en hendelse ikke vil utgjøre den store trusselen for populasjonen. I sommerhalvåret er sannsynligheten for alvorlige konsekvenser også begrenset ved at tilflyt av plankton via havstrømmene, samt raske generasjonsvekslinger, gjør restitusjonsevnen stor (Johansen et al. 2002). Konfliktpotensialet vurderes derfor som mindre og det er ikke gjennomført videre analyser av skadepotensialet for raudåte.

Samtidig er det viktig å merke seg at konfliktpotensialet ved eksponering for hydrokarboner vil kunne komme til uttrykk lokalt i områder som Lofoten og over bankene hvor det kan forventes høyere tettheter av ressursen. Et uhellsutslipp i sensitive perioder i slike områder vil sannsynligvis kunne medføre effekter både på raudåte samt eventuelle fiskelarver som beiter på disse (Johansen et al. 2002). Dette åpner videre for mulighetene for transport av hydrokarboner i næringskjeden og bioakkumulering av hydrokarboner på høyere trofiske nivåer (Falk-Petersen et al. 1992). Disse

problemstillingene vurderes imidlertid som mer relevante med hensyn på kontinuerlige utslipp av hydrokarboner (Johansen et al. 2002).



Figur 5.1. Fordeling av dyreplankton i september 1994 (tørrvekt g pr. m²). Kilde: Føyn et al (2002).

5.1.2 Torsk

Norskarktisk torsk er utbredt fra området sør for Stadt til nord for Spitsbergen, og fra Eggakanten i vest til Novaja Zemlya i øst. I november og desember samler den kjønnsmodne torsken (skreien) seg i store stimer og vandrer sydvest mot gyteområdene på 200-400 meters dyp. De ankommer gytefeltene i januar-februar. De gyter i februar-april i norske kystområder fra Hordaland i sør, til Vest-Finnmark i nord. Hovedgytefeltet er utenfor Lofoten, og det nordligste større gytefeltet er i Breivikbotn på Sørøya.

Størrelse, kondisjon, mattilbud under gytingen og fysiske forhold er parametere som har betydning når det gjelder hvor fisken skal gyte. I et år med høy individuell størrelse og kondisjon på fisken svømmer en stor andel av den første delen av skreitoget helt inn i Vestfjorden. Etter hvert som de innerste gyteplassene fylles opp av fisk blir skreitoget stående der det er. Anslagsvis gyter maks en tredjedel av skreien inne i Lofoten, selv i et godt innsigsår. Av de resterende 67 % gyter ca. 50 % på Røstbanken-Mosknesgrunnen. I år med en stor andel førstegangsgytere i relativt dårlig kondisjon vil mesteparten av fisken ha maksimal vandringslengde som tilsvarer at de blir stående på Røstbanken, og vil være avhengig av å beite på gytende sild for å få gjennomført hele gytesyklusen.

Gyting foregår pelagisk mellom 50-200 m dyp, og de befruktete eggene stiger opp mot overflaten og klekkes etter ca. 15 døgn, avhengig av temperaturen (Føyn et al. 2002). Hovedtyngden av

larvene føres over Tromsøflaket i gyteperioden juni-juli, for så å spres som pelagisk yngel utover i Barentshavet i juli-august (figur 5.2). Merk at Tromsøflaket virker som et retensjonsområde for larver og yngel, med aggregering av opp til 90 % av bestanden i juni-juli (Fossum & Øiestad 1992). Ettersom yngelen vokser, begynner den å søke mot dypere vann, og den bunnsår seg i oktober-desember når den er 10-12 cm lang. Illustrasjoner av fordelingen av fiskeegg i perioden etter gyting (mars) og ettersom larvene driver nordover og sprer seg over større områder er illustrert i figur 5.2.

Bestanden er utenfor sikre biologiske grenser. I 2002 var gytebestanden 270.000 tonn, mens totalbestanden er ca. 1.2 mill tonn (Iversen 2002).

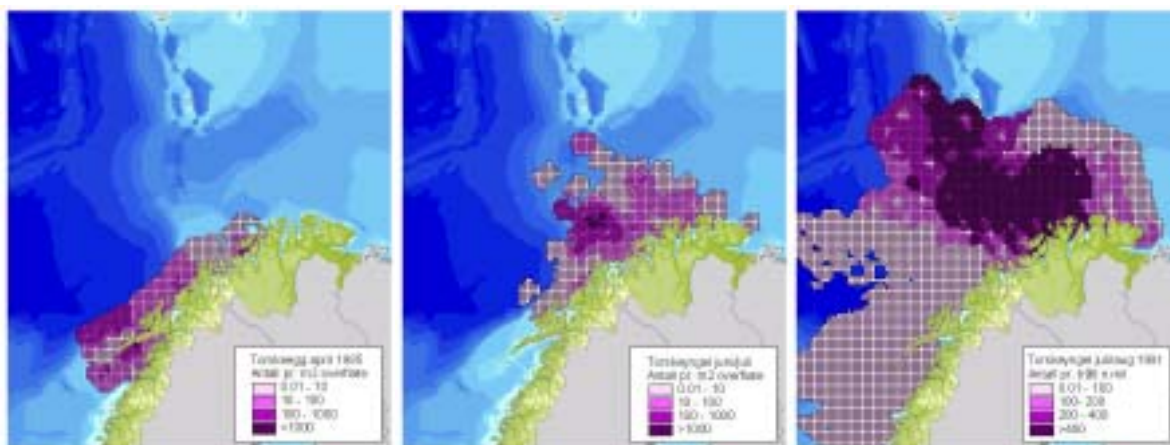
Vertikalfordeling

Torsken gyter eggene sine i sprangsjiktet mellom kyst og atlantehavsvann ved en temperatur på 4-6 °C. Posisjonen til sprangsjiktet er avhengig av de hydrografiske forholdene. Utover i inkubasjonsperioden fordeler torskeeggene seg i vannsøylen avhengig av omrøringen. Ved helt stille værforhold kan de stige opp til overflaten. I perioder med kraftig vind vil de være jevnt fordelt nedover i vannmassene.

Torskelarvene vil være relativt høyt oppe i vannmassene og utsatt for predasjon fra første stund. En måte å unngå predasjon på er å holde seg mest mulig i ro slik at de ikke blir oppdaget av predatorer. Det går også et par dager før de selv begynner å ta til seg næring, og i denne perioden driver larvene relativt passivt omkring. Selv etter at de har startet jakten på byttedyr lar de vannbevegelsene gjøre grovarbeidet for seg. Torskelarvene svømmer med rykkvise bevegelser etterfulgt av pauser da den speider etter byttedyr. Hvis værforholdene er helt rolige følger torskelarvene etter byttedyrene når de vertikalvandrer. Selv ved en liten omrøring klarer de ikke det og blir værende igjen i et dyp på 10-20m. Ved et gitt tidspunkt vil ca 10 % av larvene befinne seg over dette dypet. Dette er imidlertid en dynamisk prosess, så i løpet av et døgn vil kanskje alle larvene på et eller annet tidspunkt ha vært oppe i det øverste sjiktet.

Konfliktpotensiale

Konfliktpotensialet for norskarktisk torsk synes å være størst for egg og larver i gyteområdene rundt Lofoten i perioden februar-mars. Videre forflyttes konfliktpotensialet nordover etter som larvene driver passivt med kyststrømmen og aggregeres på Tromsøflaket i perioden juni-juli. Samtidig vil torskelarvene i denne perioden ha relativt stor spredning samt vise en økende grad av egenbevegelse. Når størstedelen av larvene når Barentshavet utpå høsten, har de oppnådd en størrelse på 8-9 cm og vil søke bunnen (Brude et al. 2000; Føyn et al. 2002).



Figur 5.2. Utbredelse av torskkeegg i mars 1985, torskkeyngel i juni/juli 1983 og torskkeyngel i juli/august 1991. Kilde: Føyn et al. 2002, HI-toktdata.

5.1.3 Sild

Den norske vårgytende sildestammen gyter på Mørkekysten, på Haltenbanken og i området ved Karmøy i perioden februar-april. I de senere år har gytingen på Røstbanken utviklet seg; i dag gyter anslagsvis en tredel av bestanden her. Gytingen foregår på 40-100 m dyp i overgangslaget mellom kystvannet og Atlanterhavsvannet. Eggene klebes til bunnen og til hverandre, ofte i tykke lag. Eggene klekkes etter ca. 3 uker (5 °C), og sildelarvene føres med strømmen nordover langs kysten. I april-mai er larvene spredt over store områder fra Møre til Vesterålen, samt bankene utenfor Troms og Tromsøflaket. I juli har silda samlet seg i stimer som er spredt over store havområder fra 65-75 °N og med store ansamlinger vest av Lofoten og i Vesterålen. De nordligste stimene vil i denne perioden stå på terskelen til Barentshavet (Brude et al. 2000; Føyn et al. 2002). Fordeling av larver og drift nordover er presentert i figur 5.3.

Bestanden er vurdert å være innenfor biologisk sikre grenser. Rekrutteringen av den sterke 1991 og 1992 årsklassen førte til en økning av gytebestanden til 9 mill tonn i 1997. Med dårlig rekruttering av senere årsklasser har bestanden sunket til i størrelsesorden 5 mill tonn i 2002. Det forventes at denne nedgangen vil stoppes av fremtidig rekruttering fra 1998 årsklassen (Iversen 2002).

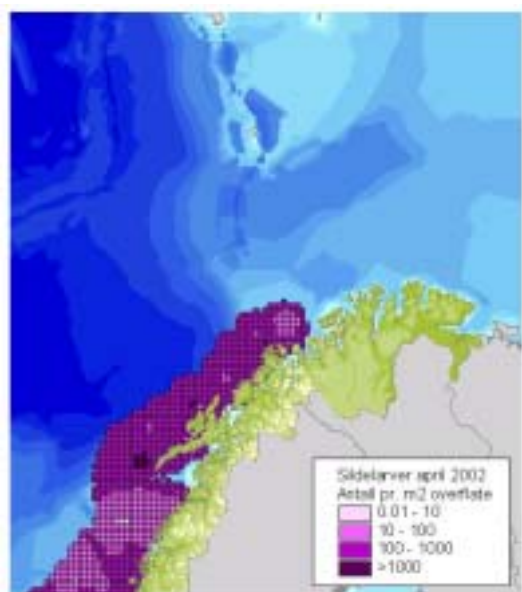
Vertikalfordeling

Sildelarvene benytter tiden fra klekkingen til de selv skal begynne å spise til å komme seg i posisjon i det øverste vannlaget. Sildelarvene er aktive, de svømmer med undulerende bevegelser. Når det gjelder vertikalfordelingen til sildelarver så er denne meget variabel. Det er observasjoner som viser at de konsentrerer seg i et intermediært sjikt i løpet av dagen for så å spre seg utover i løpet av natten. Andre observasjoner viser at de står dypt nede om dagen og er oppe i de øverste vannlagene om natten eller omvendt at de er oppe om dagen og står nede ved bunnen om natten. Det virker i det hele som sildelarvenes vertikalfordeling er tilpasset de stedstypiske forholdene de utsettes for. De yngste stadiene finner en imidlertid langt nede og fra to til tre ukers alderen står de gjerne over 20m. Silda vokser mye senere enn torsk og det er derfor trolig at den satser på en strategi der den i størst mulig grad søker å unngå predasjon.

Konfliktpotensiale

Høyest konfliktpotensial forventes i perioden fra april-august da større ansamlinger kan forekomme i området Lofoten-Vesterålen. Sildelarvene opptrer med de høyeste tetthetene i Barentshavet om sommeren og utover høsten (Føyn et al. 2002). I disse periodene er imidlertid

fordelingsmønsteret av sildelarver såvidt stort, samtidig som evnen til egenbevegelse hos de voksende sildelarvene er økende, at konfliktpotensialet er vurdert som noe mindre.



Figur 5.3. Beregnet fordeling av sildelarver i april 2002. Kilde: HI-toktdata (Føyn et al. 2002).

5.1.4 Lodde

I februar og mars kommer den gyteklare lodda inn til Norskekysten. Loddas utbredelse under gyting er vanligvis begrenset til en liten del av det totale gyteområdet og kan ofte ha enten en vestlig eller en østlig konsentrasjon. Lodda gyter på sand- og grusbunn, på 30-50 m dyp, fra Sørøya og østover til Vardø. Gytingen foregår vesentlig i mars-april, men er også observert om sommeren, særlig lengre østover ved Murmansk-kysten. Mesteparten av lodda dør etter gytingen. Eggene graves ned i substratet, hvor også utviklingen av plommesekk larver foregår. Larvene svømmer opp i de øvre vannlagene når forholdene er gode og blir transportert med strømmen ut i den sørlige delen av Barentshavet (Brude et al. 2000; Føyn et al. 2002).

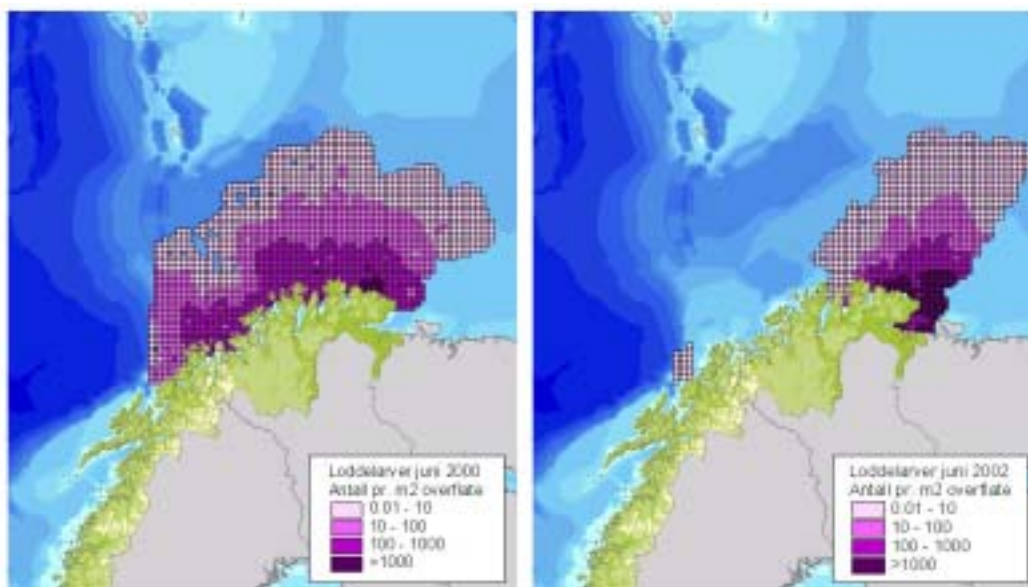
Loddebestanden i Barentshavet minket noe fra 2000 til 2001. Totalbestanden er nå målt til 3.6 mill tonn. Bestanden vil sannsynligvis fortsette å avta. Hvorvidt dette er kortvarig nedgang i bestanden, eller om bestanden får en lengre periode med lav bestandsstørrelse avhenger av resultatet av gytingen i 2002 (Iversen 2002).

Vertikalfordeling

Tiden fra klekkingen til de selv skal begynne å spise bruker loddelarvene til å komme seg i posisjon i det øverste vannlaget. Hvis det er lite byttedyr tilstede kan loddelarvene bli værende igjen nede i grusen mens de tærer på plommesekken. Når så andre vannmasser med flere byttedyr kommer inn frigjør larvene seg fra grusbankene og begynner å jakte. Målinger av vertikalfordelingen til loddelarver som ble gjort i Barentshavet i 1990 viste at de fleste larvene befant seg under 10 meters dyp. Det ble funnet en "patch" med larver i dybdeintervallet 20-50 meter. Det var også indikasjoner på at larvene sto noe høyere i vannsøylen midt på natten, selv om det var midnattssol og gode lysforhold gjennom hele døgnet.

Konfliktpotensiale

Konfliktpotensialet for lodda er trolig størst i mars-juni, spesielt i siste del av perioden da det meste av loddelarvene opptrer i de øvre deler av vannmassene (Brude et al. 2000; Føyn et al. 2002).



Figur 5.4. Utbredelse av loddelarver i et år med vestlig gyting (venstre) og i et år med østlig gyting (høyre). Kilde: HI-toktdata (Føyn et al. 2002).

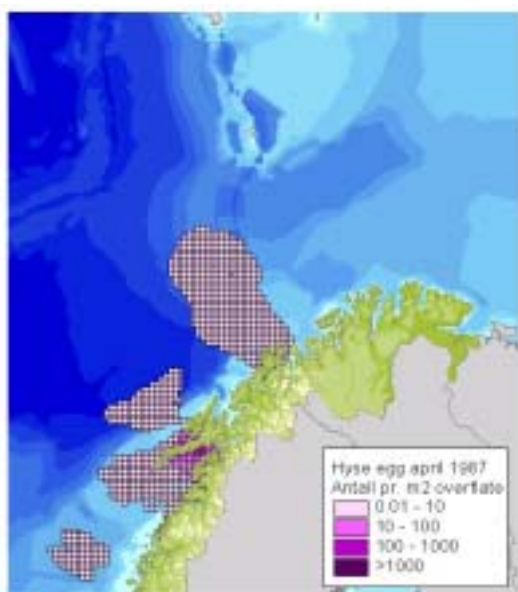
5.1.5 Hyse

Norskarktisk hyse er utbredt langs kysten fra Stadt og nordover til ca. 80 °N langs vestkysten av Spitsbergen. I Barentshavet har hysa en noe mer sørlig og vestlig utbredelse enn torsken. Gytingen strekker seg over perioden mars-juni. Kjente gyteområder er utenfor Nordvestlandet, Trænabanken-Vesterålen og på Tromsøflaket. Eggene er pelagiske, og egg og larver driver nordover og inn i Barentshavet, eller nordover langs vestkysten av Spitsbergen. Som ettåringer finnes de langs Finnmarks- og Murmansk-kysten, men trekker lenger nordover når de blir eldre (Føyn et al. 2002).

I 2002 ble bestanden beregnet til ca. 267.000 tonn og gytebestanden utgjør ca. 64.000 tonn av dette. Bestanden er utenfor sikre biologiske grenser (Iversen 2002).

Konfliktpotensiale

Hysa gyter på dypt vann, omlag 200-600 m, og eggene er derfor relativt spredt når de kommer til overflaten (Føyn et al. 2002). Dette begrenser mulighetene for større ansamlinger av egg og larver i de øvre vannlag. Eventuelle konflikter kan komme til uttrykk i forbindelse med gytingen i mars-juni.



Figur 5.5. Karakteristisk fordeling av hyseegg i april (1987). Kilde: Føyn et al. (2002).

5.1.6 Polartorsk

Polartorsken er en nøkkelart i det arktiske økosystem, bla. som mat for større fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. I Barentshavet foregår mye av gytingen i sørøst, men det er forventet gyting også i området øst for Spitsbergen (Føyn et al. 2002). Det kan skilles mellom en vestlig og en østlig komponent av polartorskyngel (Gjøsæther & Anthoypillai 1995; Føyn et al. 2002). Den østlige har tyngdepunkt i Kap Kanin-Kolgujev-Novaja Zemlja området, mens den vestlige forekommer sør eller øst av Svalbard. Denne todelingen av gytefeltene gjenspeiler utbredelsen av polartorskeyngel på ettersommeren.

Bestandsstørrelsen har fluktuert mellom 0,1-1,9 mill tonn siden 1986 og synes å vokse fra år til år (Iversen 2002).

Konfliktpotensiale

De relativt distinkte gyteområdene nordvest og øst for utslippspunktene, samt et påfølgende stort utbredelsesområde for polartorskelarver og –yngel gjør at konfliktsituasjonen for 0-gruppen av polartorsk vurderes å være begrenset. Det er knyttet større usikkerhet til aggregerte bestandsandeler av 1 og 2 åringer som er påvist tilknyttet iskanten. Hvorvidt polartorsken gyter ”i isen” og hvilke bestandsandeler dette i så fall dreier seg om er uklart (Brude et al. 2000).

5.2 Innledende vurdering av konfliktpotensialet

Samlet vurdering viser at torsk, sild og lodde, representert ved egg- og larveforekomster om våren/sommeren utgjør det største konfliktpotensialet, og disse artene og stadiene er prioritert for videre analyser av konsekvenser og risiko. Tabell 5.1 presenterer perioder med forekomster av egg og larver innen analyseområdet. Konfliktpotensialet for rauåte, hyse og polartorsk er vurdert som mindre og det er ikke gjennomført ytterligere vurderinger av skadepotensialet for disse ressursene.

Tabell 5.1. Angivelse av perioder med egg (E) og larver (L) hos artene torsk, sild, lodde og hyse. Perioder med forekomster innen analyseområdet er skravert. Kilde: Føyn et al. (2002); Brude et al. (2000); Pethon (1998).

Art	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sept	okt	nov	des
Torsk		E	E/L	E/L	L	L	L	L				
Sild		E	E/L	E/L	L	L	L					
Lodde			E	E/L	L	L						
Hyse			E	L	L	L	L					

6 Statistiske oljedriftsberegninger

Trinn I i miljørisikoanalysen hvor representative miljøressurser og måneder velges ut for hver enkelt lokalitet bygger på statistiske oljedriftsberegninger. Oljedriftsberegningene er gjennomført som et eget delprosjekt 7-a under "Utredning for Lofoten og Barentshavet" (ULB) av DNV (Rudberg 2003). Spredning og forekomst er beregnet både for undervannsutslipp og overflateutslipp med utslippsrater og varigheter som vist i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Utslippsbetingelser for statistiske oljedriftsberegninger for Lofoten og Barentshavet (ULB 7-a)

Utslippslokalitet	Utslippsrate	Varighet overflateutslipp	Varighet sjøbunnsutslipp
Nordland VI	3000 m ³ /døgn	2 døgn	2 døgn
		5 døgn	14 døgn
		60 døgn	60 døgn
Nordland VII	3000 m ³ /døgn	2 døgn	2 døgn
		5 døgn	14 døgn
		60 døgn	60 døgn
Troms I	1000 m ³ /døgn	2 døgn	2 døgn
		5 døgn	14 døgn
		60 døgn	60 døgn
Lopparyggen Øst	3000 m ³ /døgn	2 døgn	2 døgn
		5 døgn	14 døgn
		60 døgn	60 døgn
Finnmark Øst	6000 m ³ /døgn	2 døgn	2 døgn
		5 døgn	14 døgn
		60 døgn	60 døgn

Undervannsutslipp gir høyere konsentrasjoner i vannmassene i forhold til et overflateutslipp. Dette gjelder fordi den lett vannløslige delen av hydrokarbonene kan løses i vannsøylen når oljen stiger mot overflaten. Videre vil oljen som kommer til overflaten danne et initielt tynt oljeflak på havoverflaten som vil være mye tynnere enn et oljeflak nær kilden til et overflateutslipp. Nedblanding av olje i vannmassene (løsning i vann og dispergering) vil være betydelig raskere fra et tynt oljeflak enn fra et tykt oljeflak. Dermed vil det oppstå høyere hydrokarbonkonsentrasjoner i vannmassene under et oljeflak dannet fra et sjøbunnsutslipp enn under ett oljeflak dannet fra et overflateutslipp. Av denne grunn er det i denne analysen fokusert på konsekvenser av undervannsutslipp. Følgende beskrivelser av statistisk bilde for spredning av olje og konsentrasjoner i vannmassene gjelder for undervannsutslipp.

6.1 Beregning av konsentrasjoner

Konsentrasjonene i vannmassene er beregnet på grunnlag av oljemengder på havoverflaten og beregnet andel nedblandet i vannmassene. Det er ikke tatt hensyn til hydrokarboner som løses i vannmassene mens olja stiger fra sjøbunnen til overflaten. Følgende forutsetninger og beregninger er gjennomført for å estimere konsentrasjon av løst og dispergert olje under et oljeflak fra et sjøbunnsutslipp:

- Beregnet nedblanding per tidssteg i spredningsmodellen ved en vind på 10 m/s er 2,1% av oljen

- Antall tidssteg oljen kan oppholde seg i en 10x10 km rute ved en vind på 10 m/s og diagonal transport fra hjørne til hjørne i ruta, dvs 14 km: vinddrevet forflytning av oljeflaket er 3% av vindens hastighet dvs 0,3 m/s, et oljeflak vil dermed oppholde seg 13 timer i en rute, modellen er kjørt med 1 times tidssteg, med utgangspunkt i disse forutsetningene kan oljen oppholde seg 13 tidssteg i en rute.
- Total nedblanding av oljen i en rute blir dermed 13 tidssteg x 2,1 % per tidssteg = 27%
- Volumet den nedblandede oljen spres i er beregnet ut fra antagelsen at oljeflaket vil dekke 30% av rutas areal og at oljen vil blandes ned til 10 m dyp.

Dette er grove beregninger som er anvendt for å gjennomføre en første nivå analyse av mulig innvirkning av oljeutslipp på miljøressurser i vannsøylen. Konsentrasjonene er beregnet ut fra en gjennomsnittsverdi over alle simuleringene for tidsmidlet oljemengde i hver rute. Tidsmidlet oljemengde beregnes ved at det for hver enkeltsimulering (300 i alt) summeres hvor mye olje som har truffet en rute og summen deles på antall tidssteg det har vært olje i ruta. Figurene over beregnede oljekonsentrasjoner er vist sammen med utvalgte miljøressurser i kapittel 8.

7 Trinn I – Valg av scenarier

Som utgangspunkt for valg av scenarier til videre analyser av konsekvenser har det vært nødvendig å foreta en utvelgelse av hvilke arter, måneder og stadier som er aktuelle å analysere for de enkelte utslippspunktene. For hvert utslippspunkt skulle det primært velges en representativ ressurs. Utvalgene er gjennomført med grunnlag i de aktuelle utslippspunktene, drift- og sprednings mønster av olje i vannmassene, i kombinasjon med de utvalgte artenes biologi, gyte- og utbredelsesmønster. I denne trinn-en risikoanalysen er overlapp mellom fiskeressurser og olje beregnet på statistisk grunnlag med fordelingsmønster av fiskeegg, larver og yngel for gitte måneder samt en statistisk fordeling av olje. Konfliktbildene i denne analysen vil avvike fra konfliktbildene i trinn-II analysen

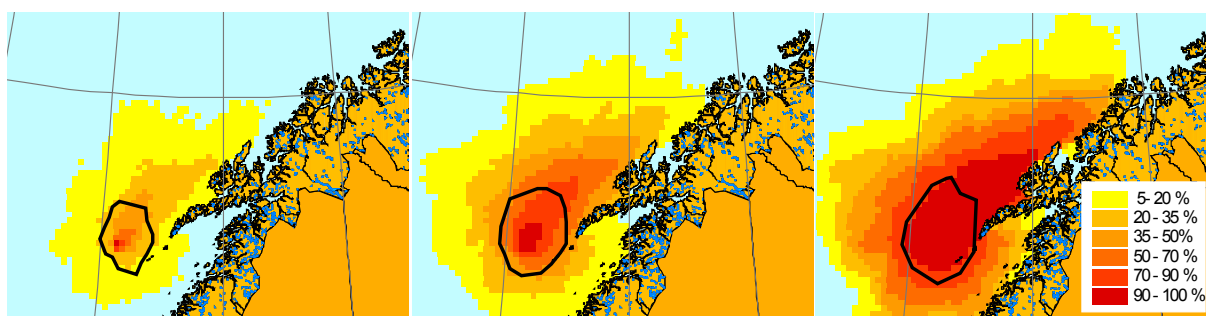
Utvalgte ressurser i kombinasjon med oljedriftsstatistikk er videre benyttet som utgangspunkt for å identifisere representative scenarier for OSCAR-beregninger.

7.1 Nordland VI

Sild

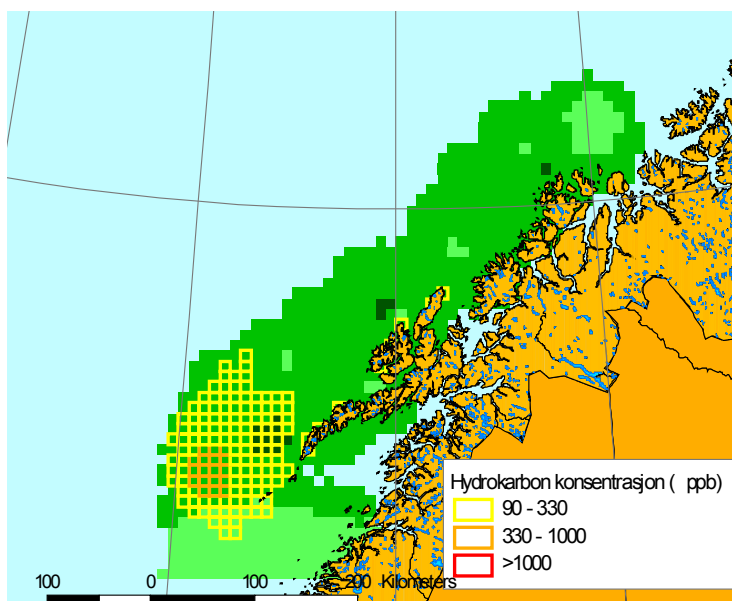
For sild vurderes analyser på larver i april som representativt for skadepotensialet. En stor andel av sildegytingen foregår på Røstbanken og april representerer situasjonen når larvene kommer til overflaten like etter klekking. Senere sprer larvene seg utover store områder og konfliktpotensialet vurderes som mindre.

Sannsynligheten for treff av olje gitt et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i april fra Nordland VI, er vist i figur 7.1. I samme figuren er omrisset av grensen for forekomst av 90 ppb i vannmassene vist. Ved et utslipp med 60 døgns varighet er sannsynligheten for treff av olje over 90% i det meste av området med over 90 ppb, mens for 2 døgns varighet er sannsynligheten for treff 20-35% i det meste av området med beregnet mer enn 90 ppb olje i vannmassene.



Figur 7.1. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i april. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb.

Figur 7.2 viser overlappen mellom beregnede oljekonsentrasjoner over grenseverdiene 90 og 330 ppb og forekomst av sildelarver i april måned. Oljedriftsdataene gjelder for et 60 døgns utslipp med start i april. Det er gjort tilsvarende overlappsanalyser for 2 og 14 døgns varighet, men resultatene fra disse er kun vist i tabellform (tabell 7.1).



Figur 7.2. Overlapp mellom forekomst av sildelarver (data fra april 2002) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i april måned.

Ved 60 døgns varighet av et sjøbunnsutslipp vil omtrent 25% av sildelarvene overlappe områder med mer enn 90 ppb, sannsynligheten for olje innenfor dette området er over 90% for det meste av området. For 2 døgns varighet er det omtrent 13% av sildelarvene som overlapper, men sannsynligheten for overlapp er bare 20-35% for det meste av området. Andelen sildelarver som overlappes av olje er beregnet på grunnlag av antall registrerte sildelarver innenfor området som vist i kartet, det gyter mye sild i områdene sør for dette som ikke er medberegnet i andelsoverslaget.

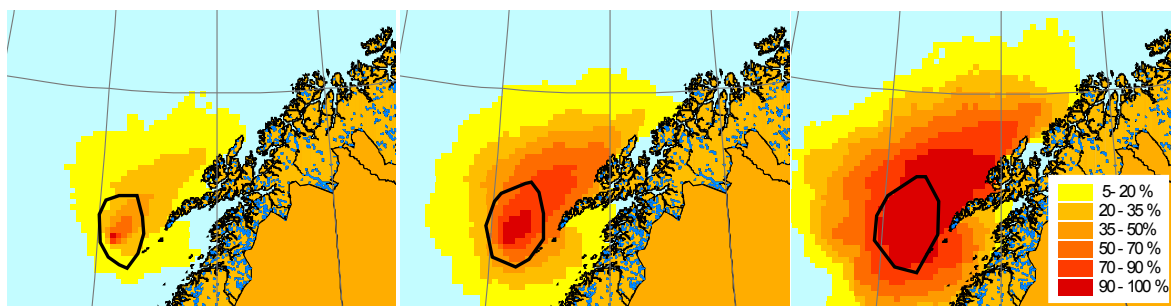
Tabell 7.1. Beregnet andel av sildelarver som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

Utslippsscenario	Andel sildelarver % >90 ppb
3000m ³ /d i 2 døgner	12,9
3000m ³ /d i 14 døgner	20,3
3000m ³ /d i 60 døgner	24,7

Det enkeltscenariet som gir størst konflikt mellom sildelarver og olje i vannmassene er når oljen driver nord nord-øst inn i området med høyest andel sildelarver, et utvalgt enkeltscenario med vindretning fra sør-vest vil bli valgt som representativt for dette og benyttet i OSCAR.

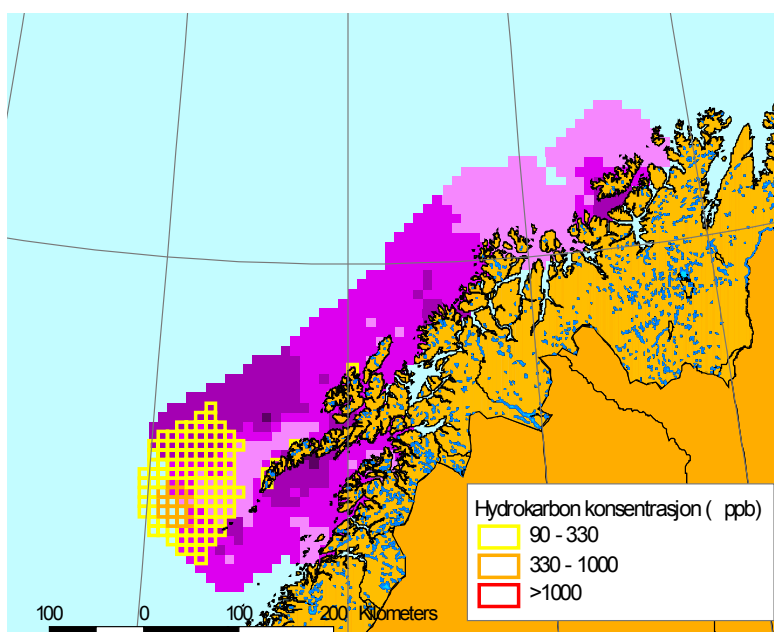
Torskeegg

Sannsynligheten for treff av olje gitt et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgner ved utslippstart i mars fra Nordland VI, er vist i figur 7.3. I samme figuren er omrisset av grensen for forekomst av 90 ppb i vannmassene vist. Ved et utslipp med 60 døgns varighet er sannsynligheten for treff av olje over 90% i det meste av området med over 90 ppb, mens for 2 og 14 døgns varighet er sannsynligheten for treff henholdsvis 20-35% og 70-90% i det meste av området hvor det er over 90 ppb olje i vannmassene.



Figur 7.3. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i mars. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb.

Figur 7.4 viser overlappen mellom beregnede oljekonsentrasjoner over grenseverdiene 90 og 330 ppb og forekomst av torskeegg i mars måned. Oljedriftsdataene gjelder for et 60 døgns utslipp med start i mars, det er gjort tilsvarende overlappsanalyser for 2 og 14 døgns varighet, men resultatene fra disse er kun vist i tabellform (tabell 7.2.).



Figur 7.4. Overlapp mellom forekomst av torskeegg (data fra mars 1985) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i mars måned.

Tabell 7.2 viser at for det mest sannsynlige utslippsscenariet med 60 døgns varighet, vil omtrent 10% av torskeegg registrert i mars måned overlappe områder med olje i vann konsentrasjoner over 90 ppb. Sannsynligheten for treff er som vist i figur 7.3, over 90% for det meste av området med konsentrasjoner over 90 ppb. Ved 14 døgns utslippsvarighet med start i mars vil omtrent 8% av fiskeeggene være innenfor influensområdet med mer enn 90 ppb. Sannsynligheten for at olje treffer områder er derimot klart lavere, med 50-70% treff i ytterkantene og 70-90% i omtrent halve området, mens kjerneområdet har over 90% sannsynlighet for treff. Den korteste

utslippsvarigheten gir en overlapp av 4,4% torskeegg og vann med 90 ppb olje, mens sannsynligheten for forekomst av olje er 20-50% for størsteparten av området med fiskeegg.

Tabell 7.2. Beregnet andel av torskeegg som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

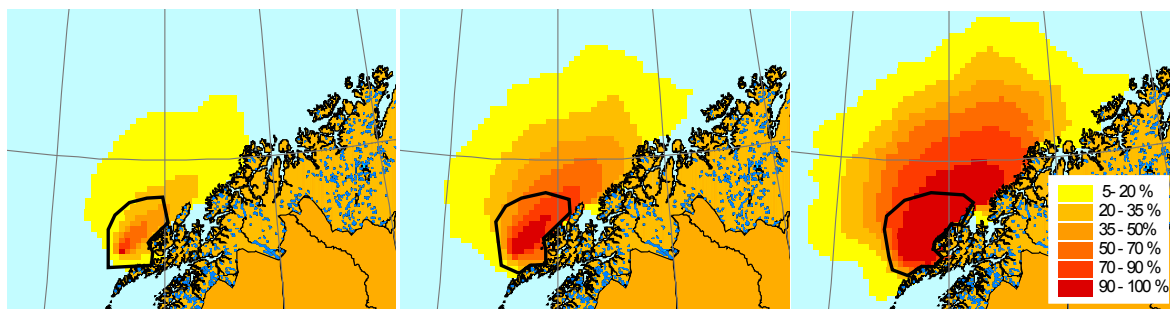
Utslippsscenario	Andel torskeegg % >90 ppb
3000m ³ /d i 2 døgn	4,4
3000m ³ /d i 14 døgn	8,2
3000m ³ /d i 60 døgn	10,4

Enkeltscenario som gir størst konflikt mellom torskeegg og oljeutslipp fra Nordland VI er vindforhold som fører oljen inn på Røstbanken og opp langs den smale kontinentalsokkelen utenfor Nordland. Et slikt spredningsscenario vil bli benyttet i OSCAR.

7.2 Nordland VII

Torskelarver

Sannsynligheten for treff av olje gitt et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i mai fra Nordland VII, er vist i figur 7.5. I samme figuren er omrisset av grensen for forekomst av 90 ppb i vannmassene vist. Ved et utslipp med 60 døgns varighet er sannsynligheten for treff av olje over 90% i det meste av området med over 90 ppb. For 14 døgns varighet er det 70-100% sannsynlighet for treff opp langs kysten innenfor influensområdet til 90 ppb olje i vannmassene. Syd for utslippsstedet og i ytterkant av influensområdet er det lavere sannsynlighet for treff (20-35%), mens for 2 døgns varighet er sannsynligheten for treff 20-50% i det meste av området med beregnet mer enn 90 ppb olje i vannmassene.

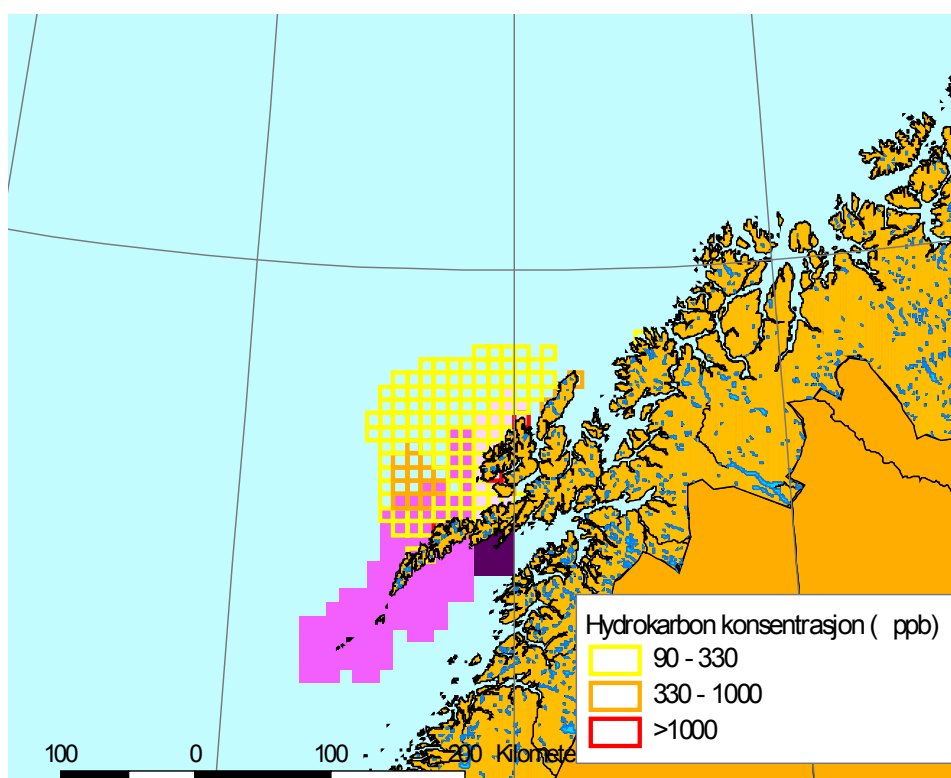


Figur 7.5. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i mai. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb.

Figur 7.6 viser overlapp mellom fiskelarver registrert i mai 1984 og beregnede konsentrasjoner i vannmassene som følge av nedblanding av olje fra overflaten etter et sjøbunnsutslipp i mai måned med 60 døgns varighet. Larveforekomsten er tett opp mot land og den største tettheten er inne i Vestfjorden som ikke påvirkes av et utslipp fra Nordland VII. Larvene følger kyststrømmen og har høy nok tetthet til å bli detektert i området langs kysten. Lengre ute i havet blir tettheten av larver så lav at det ikke er detekterbart med innsamlingsmetodene til HI. Dette innebærer at det er forekomst av larver i områder utenfor det som er vist i figur 7.6, men hovedvekten av larver er som vist i figuren. Omtrent halvparten av influensområdet til et uhellsutslipp virker inn på områder med høy forekomst av torskelarver. Det fører til at 11% av larvene overlapper områder

med mer enn 90 ppb olje i vannmassene (tabell 7.3). Sannsynligheten for forekomst av olje i dette området er 90-100% ved 60 døgns utslipp.

Tabell 7.3 viser videre at ved 14 døgns utslippsvarighet med start i mai vil omtrent 10% av fiskelarvene være innenfor influensområdet med mer enn 90 ppb. Sannsynligheten for at olje treffer områder med larver er fra 70-100%. Den korteste utslippsvarigheten gir en overlap av 7,5% torskelarver og vann med 90 ppb olje, mens sannsynligheten for forekomst av olje i området med larver er 35-70%. Årsaken til den lille forskjellen mellom utslippsvarighetene er at fiskelarvene overlapper spredning av olje i et begrenset område nær land hvor det for alle utslippsvarighetene er høy sannsynlighet for forekomst av olje.



Figur 7.6. Overlapp mellom forekomst av torskelarver (data fra mai 1984) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i mai måned.

Tabell 7.3 Beregnet andel av torskelarver som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

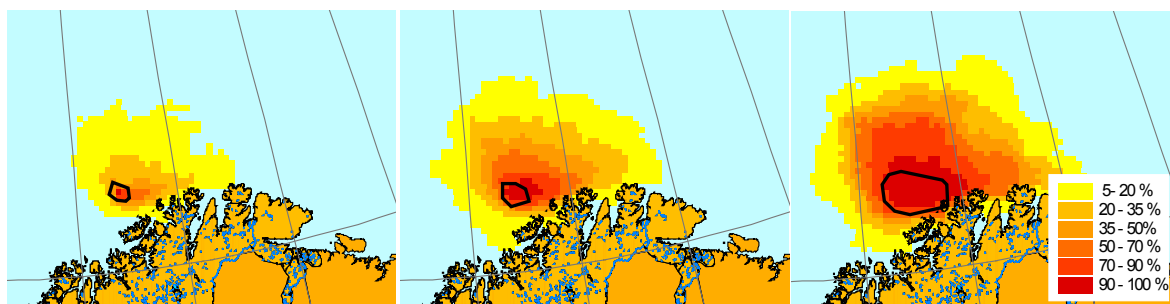
Utslippsscenario	Tapsandel % >90 ppb
3000m ³ /d i 2 døgn	7,5
3000m ³ /d i 14 døgn	10,3
3000m ³ /d i 60 døgn	11

Enkeltscenario som skaper størst konflikt mellom torskelarver og oljeutslipp fra Nordland VII er et scenario som fører oljen inn mot land.

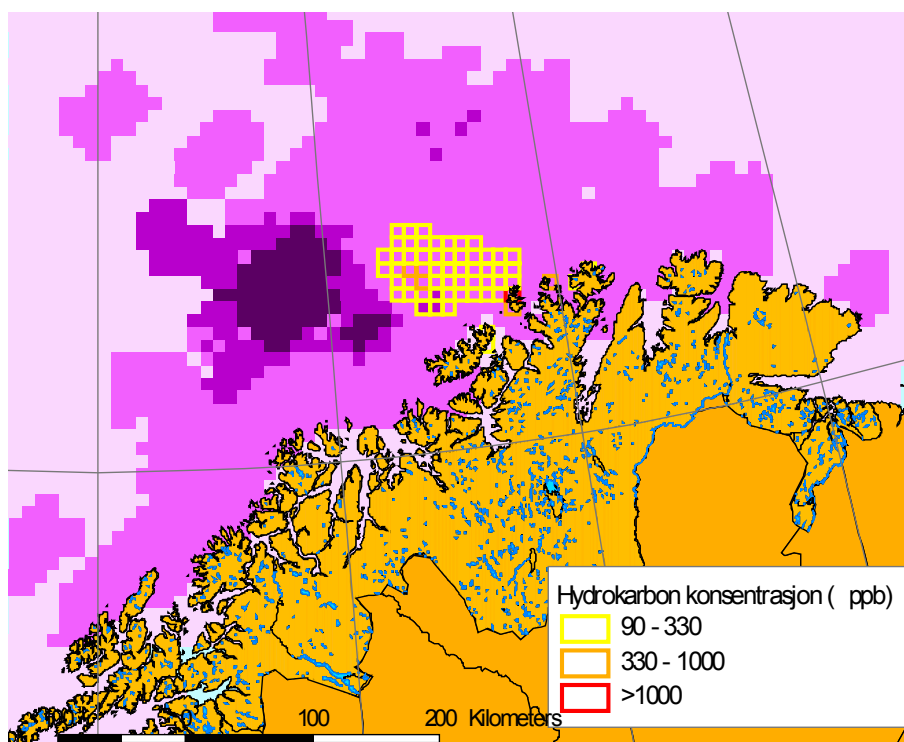
7.3 Troms I

Torskeyngel

Torskeyngel som kan komme i konflikt med et uhellsutslipp fra Troms I har sin største tetthet rundt Tromsøflaket, men larvene er spredt i hele sørlige del av Barentshavet. I denne overlappsanalysen er det relativt liten overlap mellom torskeyngel og vannkonsentrasjoner over 90 ppb. Influensområdet med over 90 ppb olje i vannmassene kommer ikke inn på områder med høy ansamling av torskeyngel (figur 7.8). Influensområdet for utslipp fra Troms I er relativt lite fordi utslippsraten kun er 1000m³ per døgn. Sannsynligheten for treff av olje i området med torskeyngel og olje i vann konsentrasjoner over 90 ppb er høy (70-100%) for alle tre utslippsvarighetene, men influensområdet ved 2 og 14 døgns varighet er svært mye mindre enn for 60 døgns varighet (figur 7.7).



Figur 7.7. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i juni. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb. Merk at utslippsratene kun er 1000 m³ per døgn.



Figur 7.8. Overlapp mellom forekomst av torskeyngel (data fra juni 1983) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i juni måned.

Tabell 7.4 gir en oversikt over andel torskeyngel som overlapper områder med oljekonsentrasjoner i vannet på over 90 ppb, som nevnt er andelen lav for alle tre utslippsscenarioene. Det mest alvorlige konfliktsenario som er valgt som innspill til OSCAR er et enkelt scenario med vedvarende vind fra vest som fører til transport av torskeyngel inn i området med oljeutslipp.

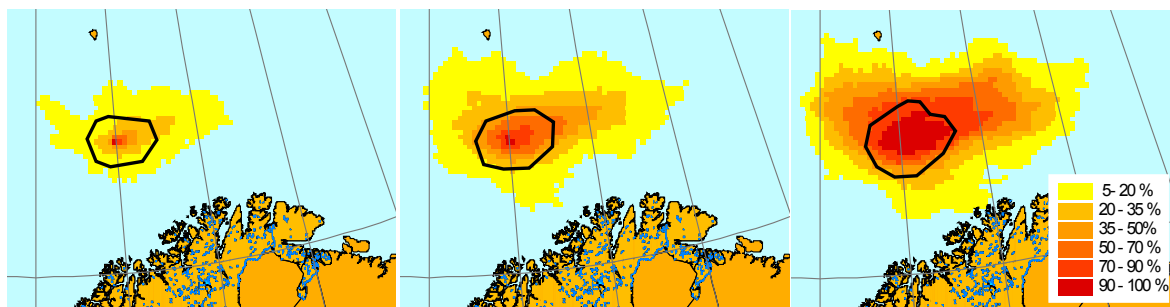
Tabell 7.4 Beregnet andel av torskeyngel som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

Utslippsscenario	andel torskeyngel % >90 ppb
1000m ³ /d i 2 døgn	0,5
1000m ³ /d i 14 døgn	1,2
1000m ³ /d i 60 døgn	2,0

7.4 Lopparyggen Øst

Loddelarver

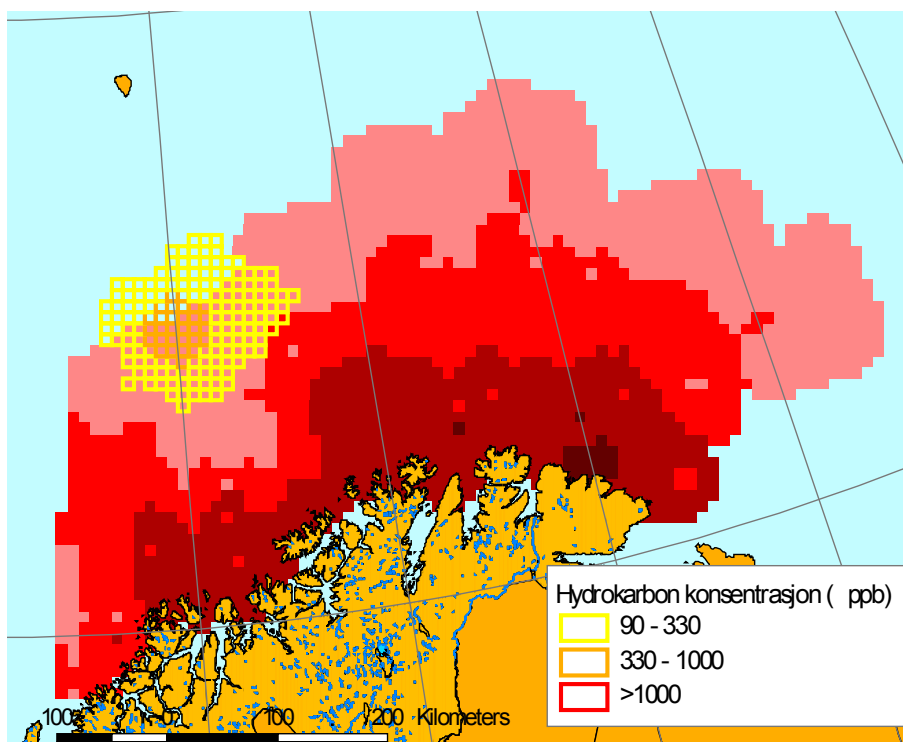
Lopparyggen ligger plassert slik at den har liten konflikt med torskeyngel på Tromsøflaket og samtidig liten konflikt med loddelarver, ut fra disse to lite konfliktfylte scenarioene er loddelarver valgt som potensielt mest konfliktfylt. Lodda har sitt hovedgyteområde relativt lang øst i den norske delen av Barentshavet, det fører til at lite loddelarver forekommer så langt vest som influensområdet med mer enn 90 ppb olje i vannmassene. Figur 7.10 viser overlapp mellom loddelarver registrert under tokt i juni 2000 og vannmasser over 90 ppb ved et sjøbunnsutslipp i juni som varer i 60 døgn. Litt over halvparten av influensområdet overlapper områder med loddelarver, dette tilsvarer kun 0,2% av loddelarvene i datasettet (tabell 7.5).



Figur 7.9. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i juni. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb.

Sannsynligheten for forekomst av olje med konsentrasjoner over 90 ppb i området med loddelarver er over 50% ved 60 døgns utslipp (figur 7.9). Tabell 7.5 viser at tilnærmet ingen andel av loddelarvene overlappes av et utslipp med 2 døgns varighet, med 14 døgns varighet kan 0,1% av larvene påvirkes, dette er også å anse som neglisjerbart.

Som input til OSCAR er det valgt et enkeltscenario med drift av olje inn i området med loddelarver, det vil si et enkeltscenario med vedvarende vestlig vind.



Figur 7.10. Overlapp mellom forekomst av loddelarver (data fra juni 2000) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i juni måned.

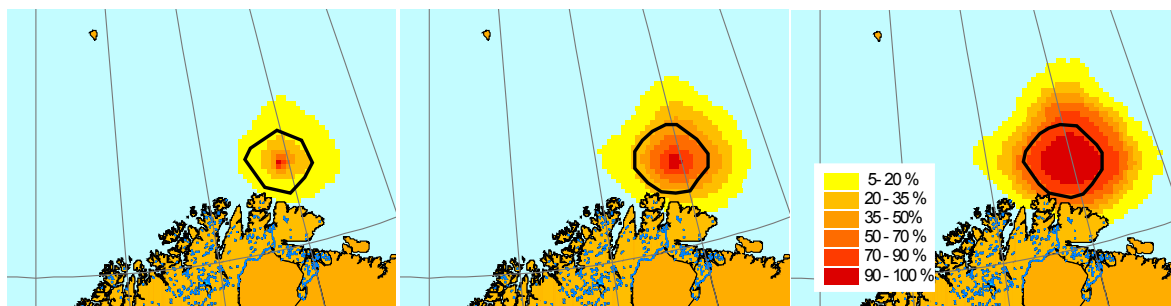
Tabell 7.5 Beregnet andel av loddelarver som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

Utslippsscenario	Tapsandel % >90 ppb
3000m ³ /d i 2 døgn	0
3000m ³ /d i 14 døgn	0,1
3000m ³ /d i 60 døgn	0,2

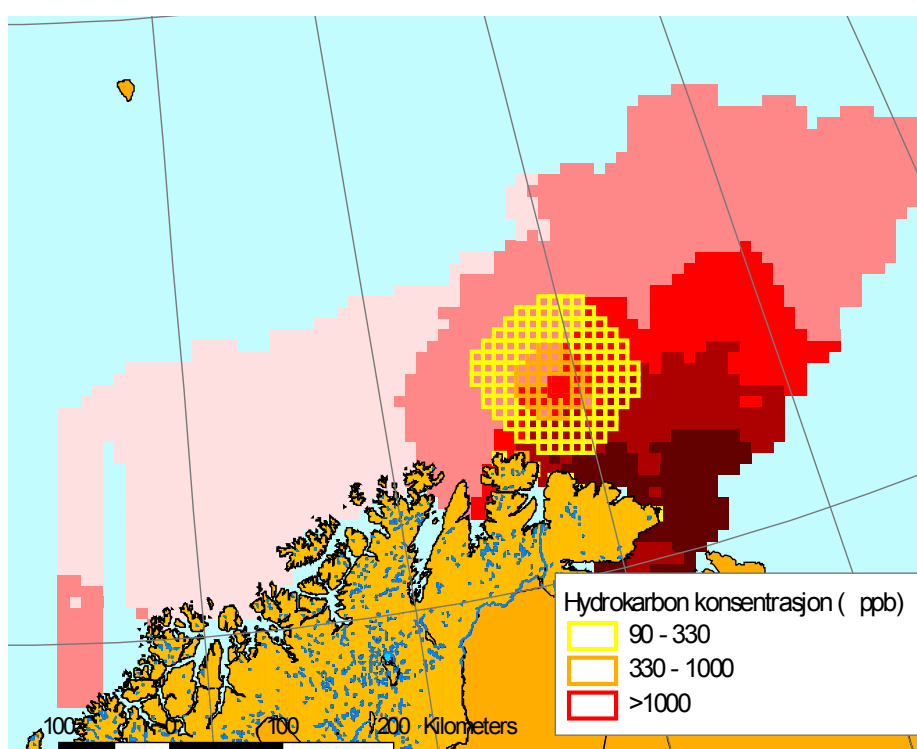
7.5 Finnmark Øst

Loddelarver

Finnmark øst ligger betydelig nærmere hovedgyteområdet til lodde enn Lopparyggen. Dette gir utslag i høyere andel loddelarver som kan eksponeres for oljekonsentrasjoner i vannmassene på over 90 ppb. I tillegg er utslippsraten 6000 m³/døgn for denne lokaliteten, det gir høyere konsentrasjoner i vannmassene og dermed større influens med loddelarvene. Figur 7.12 viser området med mer enn 90 ppb olje i vannet som overlapper registrert forekomst av loddelarver i juni 2002. Sannsynligheten for at det er olje i dette området er høy (70-100%) for et 60 dagers utslipp (figur 7.11). I figur 7.11 vises også sannsynligheten for forekomst av olje innenfor området med mer enn 90 ppb olje i vannet ved utslipp i 2 og 14 døgn.



Figur 7.11. Sannsynlighet for treff av olje på overflaten ved et sjøbunnsutslipp på henholdsvis 2, 14 og 60 døgn ved utslippstart i juni. Den sorte isolinjen viser utbredelsen av oljekonsentrasjon i vannet på over 90 ppb. Merk at utslippsraten er 6000m³ per døgn.



Figur 7.12. Overlapp mellom forekomst av loddelarver (data fra juni 2002) og beregnede oljekonsentrasjoner i vannmassene med grenseverdiene på henholdsvis 90 og 330 ppb ved et uhellsutslipp med 60 døgns varighet og start i juni måned.

Overlappet mellom olje og loddelarver ved 60 døgns varighet fører til at omtrent 6% av loddelarvene eksponeres for olje over 90 ppb i vannmassene (tabell 7.6). For 2 og 14 dagers eksponering er det henholdsvis 2,7 og 4,7% av loddelarvene som overlapper med oljekonsentrasjoner over 90 ppb, men sannsynligheten for treff av olje i disse områdene er som vist i figur 7.11, lavere enn for 60 døgns varighet. Enkeltsenario som mulig gir størst konflikt mellom olje og loddelarver er ved vindforhold som driver oljen mot sør øst hvor hovedandelen av loddelarver forekommer, dette scenarioet er valgt ut for bruk i OSCAR.

Tabell 7.6 Beregnet andel av loddelarver som overlapper områder med oljekonsentrasjoner (dispergert og løst) over 90 ppb.

Utslippsscenario	Tapsandel % >90 ppb
6000m ³ /d i 2 døgn	2,7
6000m ³ /d i 14 døgn	4,7
6000m ³ /d i 60 døgn	5,9

7.6 Utvalgte scenarier

Innen periodene med forekomster av egg og larver for de utvalgte artene (jf. kap 5.2) er de måneder hvor kriteriene (jf. kap 3.3) oppfylles i størst mulig grad valgt ut for videre konsekvens og risikobetraktninger:

- For torsk ble månedene mars (egg), mai (larver) og juni (yngel) valgt ut. Dette representerer periodene hvor større ansamlinger av egg og larver kan forventes i områdene rundt Lofoten etter gyting og videre på Tromsøflaket etter som larvene driver nordover med kyststrømmen. I månedene utover dette anses konfliktbildet som mindre, da ressursen har større spredning og økende grad av egenbevegelse.
- For sild vurderes analyser på larver i april som representativt for skadepotensialet. En stor andel av sildegyttingen foregår på Røstbanken og april representerer situasjonen når larvene kommer til overflaten like etter klekking. Senere sprer larvene seg utover store områder og konfliktpotensialet vurderes som mindre.
- For lodde ble det valgt å analysere på larvefordeling i juni for to år som representerer henholdsvis en østlig og en vestlig gyting. Dette representerer perioden da det meste av loddelarvene opptrer i de øvre deler av vannmassene.

Med utgangspunkt i foregående overlappsanalyser kan valg av ressurser (art, periode) som utgangspunkt for tapsanalyser ved de ulike utslippspunktene oppsummeres som følgende:

- Overlappsanalysene viser at torskeegg har størst potensiale for å bli påvirket av oljeutslipp fra både Nordland VI og Nordland VII, og detaljerte tapsanalyser gjennomføres for begge disse utslippspunktene. Tapsanalyser på torskeyngel i perioden det kan forekomme i store tettheter på Tromsøflaket gjennomføres for utslippspunktet Troms I. Det er valgt å ikke gjennomføre tapsanalyser for torskelarver i mai 1984 fordi datasettet ikke ble vurdert som et representativt bilde på fordelingen av torskelarver i denne perioden (se beskrivelser av torskegytingen i kap. 5.1.2).
- Overlappsanalysene viser at Nordland VI ligger rett sør for gyteområder for sild på Røstbanken og dette utslippspunktet velges som utgangspunkt for tapsanalyser på sildelarver.
- Overlappsanalysene for lodde viser at østlig gyting overlapper med oljeutslipp fra Finnmark Øst, mens lodde vestlig gyting overlapper i mindre grad med utslipp fra Lopparyggen Øst. Det er valgt å gjennomføre detaljerte tapsanalyser for begge disse utslippspunktene da det i utgangspunktet skulle identifiseres en ressurs for detaljerte tapsanalyser i alle utslippspunktene.
- Bjørnøya Vest overlapper ikke med egg og larveforekomster av de utvalgte artene.

Som utgangspunkt for drift og spredningsmodelleringer av egg og larver i OSCAR har det vært nødvendig å identifisere gyteområder for utslipp av gytekomponenter for henholdsvis torsk og sild.

- Med utgangspunkt i beskrivelser av torskens gyting i kap. 5.1.2 er det definert to gyteområder for skrei som utgangspunkt for OSCAR analysene. Henholdsvis et inne i Lofoten med 33 % gyting og et på Røstbanken med 50 % gyting.
- En tilbakeberegning av hvor stor andel av sildelarvene som ble klekket på Røstbanken i 2002 viste at dette utgjorde hele 35 % av sildelarvene. Som utgangspunkt for OSCAR beregninger er det definert et gytefelt på Røstbanken.

Tabell 7.7 Arter, perioder og datasett som utgangspunkt for tapsanalyser ved de ulike utslippspunktene.

Område	Art/stadie	Datasett	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Nordland VI	Torskeegg*	mars 1985			X									
	Sildelarver*	april 2002				X								
Nordland VII	Torskeegg*	mars 1985			X									
Troms I	Torskeyngel	juni/juli 1983						X						
Lopparyggen Øst	Loddelarver	juni 2000						X						
Finnmark Øst	Loddelarver	juni 2002						X						
Bjørnøya Vest	-	-												

*For gyting av torsk og sild er det identifisert egne gyteområder for utslipp av gytekomponenter i OSCAR.

8 Scenarieberegninger (OSCAR)

Dette kapittelet omhandler resultatene fra scenario-beregningene med SINTEF's OSCAR modell. Scenariene er valgt på grunnlag av den foregående analysen av konfliktpotensialet mellom olje og ressurser i vannmassene (kapittel 7). Målet har vært å demonstrere mulige konsekvenser av undervannsutblåsninger i undersøkelsesområdet i perioder der konflikten kan forventes å være størst. Utslippscenariene er således med hensikt lagt til perioder der det kan forekomme gyteprodukter (egg, larver eller yngel) fra viktige og sårbare fiskeslag i nærheten av de valgte utslippstedene. For disse periodene beregner modellen drift og spredning av gyteproduktene representert ved "partikler" som driver passivt med strømmen og spres på grunn av horisontal og vertikal turbulens i vannmassene. Samtidig beregnes drift, spredning og forvitring av olje i det samme strømfeltet. Eksponeringen av gyteproduktene for olje i vannmassene oppdateres således som et tids-integral av oljekonsentrasjonene i de omgivende vannmassene etterhvert som egg/larve/yngel-partiklene driver gjennom det beregnede konsentrasjonsfeltet av olje. Det er ellers verdt å merke seg at det ikke er benyttet noen effektgrense for konsentrasjon i beregningen av eksponeringen av organismene. Mulige effekter skal dermed bedømmes på basis av størrelsen av eksponeringsverdiene.

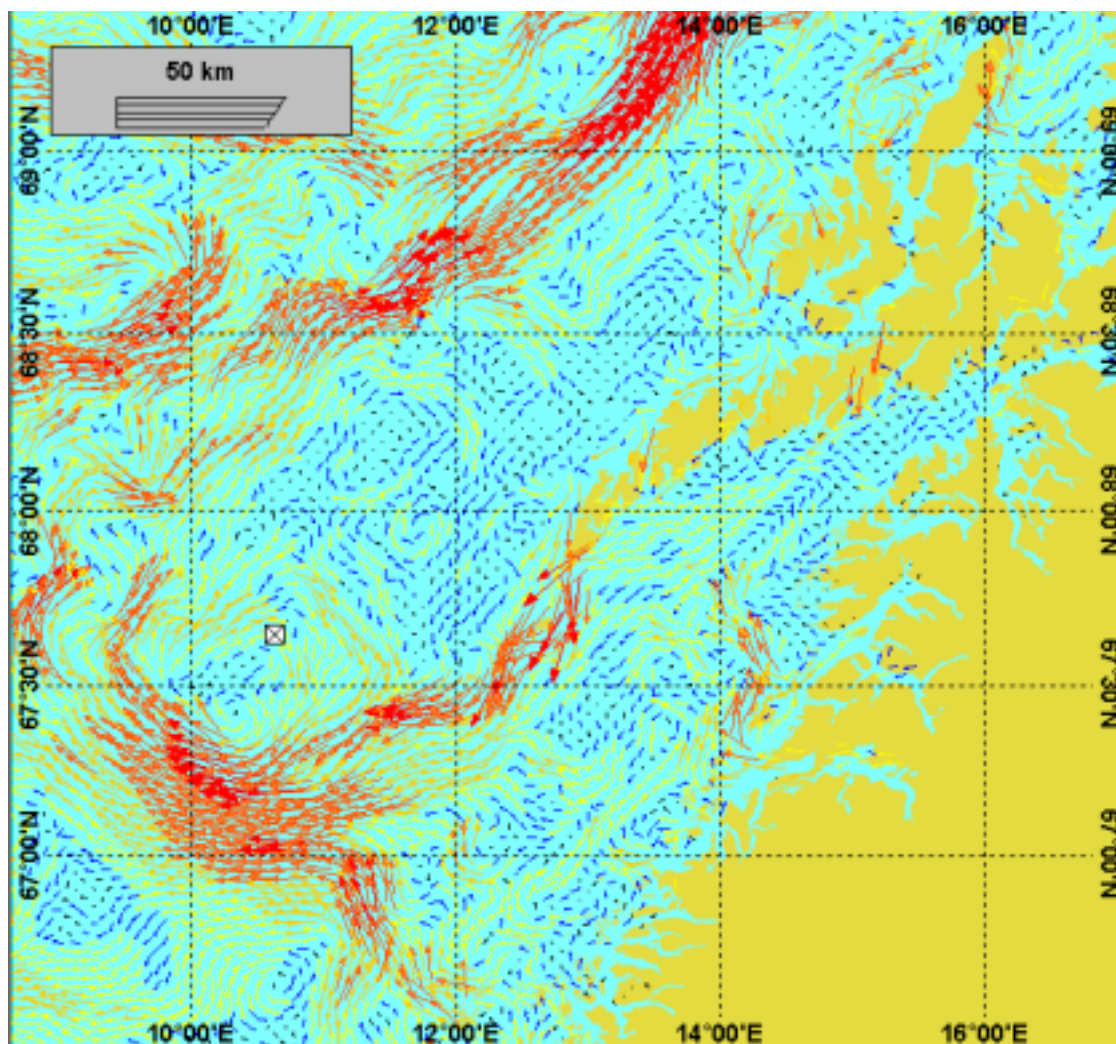
OSCAR-modellen som sådan beregner konsentrasjoner både av dispergert olje (dråper) og vannløste oljekomponenter, men av ulike årsaker beregnes eksponeringen av organismer kun på basis av de beregnede konsentrasjonene i den vannløste fasen. Siden giftvirkningen også kan komme fra dispergert olje har vi i det følgende benyttet en multiplikasjonsfaktor på 5 eller 10 for å gi anslag over den totale hydrokarbonkonsentrasjonen (THC) ut fra kjent konsentrasjon av løste komponenter.

8.1 Forutsetninger og beregningsgrunnlag

8.1.1 Strømdata

For å få et mest mulig realistisk bilde av driften av gyteproduktene og oljen har vi valgt å bygge scenariene på 3-dimensjonale "dynamiske" strømfelt fra oseanografiske modeller. For feltene i Norskehavet (Nordland VI og Nordland VII) er strømmen hentet fra beregninger som DNMI utførte for året 2000 i forbindelse med OLF's regionale konsekvensutredning for Norskehavet. For feltene i Barentshavet (Troms I, Finnmark Øst og Lopparyggen) er det benyttet strøm-beregninger fra SINTEF's havmodell (SINMOD) som ble kjørt for året 1994 i forbindelse med Barents Icewater programmet (Eidnes et al, 1998). I begge tilfeller er beregningene utført i et rutenett med 4×4 km rutestørrelse med en tidsoppløsning på 2 timer.

Denne oppløsningen vil være tilstrekkelig til å representere lokale topografiske virvler i strømmen og samtidig fange opp variasjoner innefor tidevannssyklusen. Tilstedeværelsen av slike virvler fremgår tydelig på figur 8.1 som viser et utsnitt av strømfeltet for Norskehavet. Av praktiske grunner omfatter de aktuelle 4×4 km strømfelt begrensede geografiske områder innenfor et større "grovmasket" modellområde. Ulempen med dette er at den geografiske begrensning gir en begrensning på det tidsrom det er mulig å simulere et oljeutslipp før det driver ut av området. En god oppløsning av strømfeltet er imidlertid vurdert som en større fordel enn den ulempen som kommer av et begrenset dekningsområde.

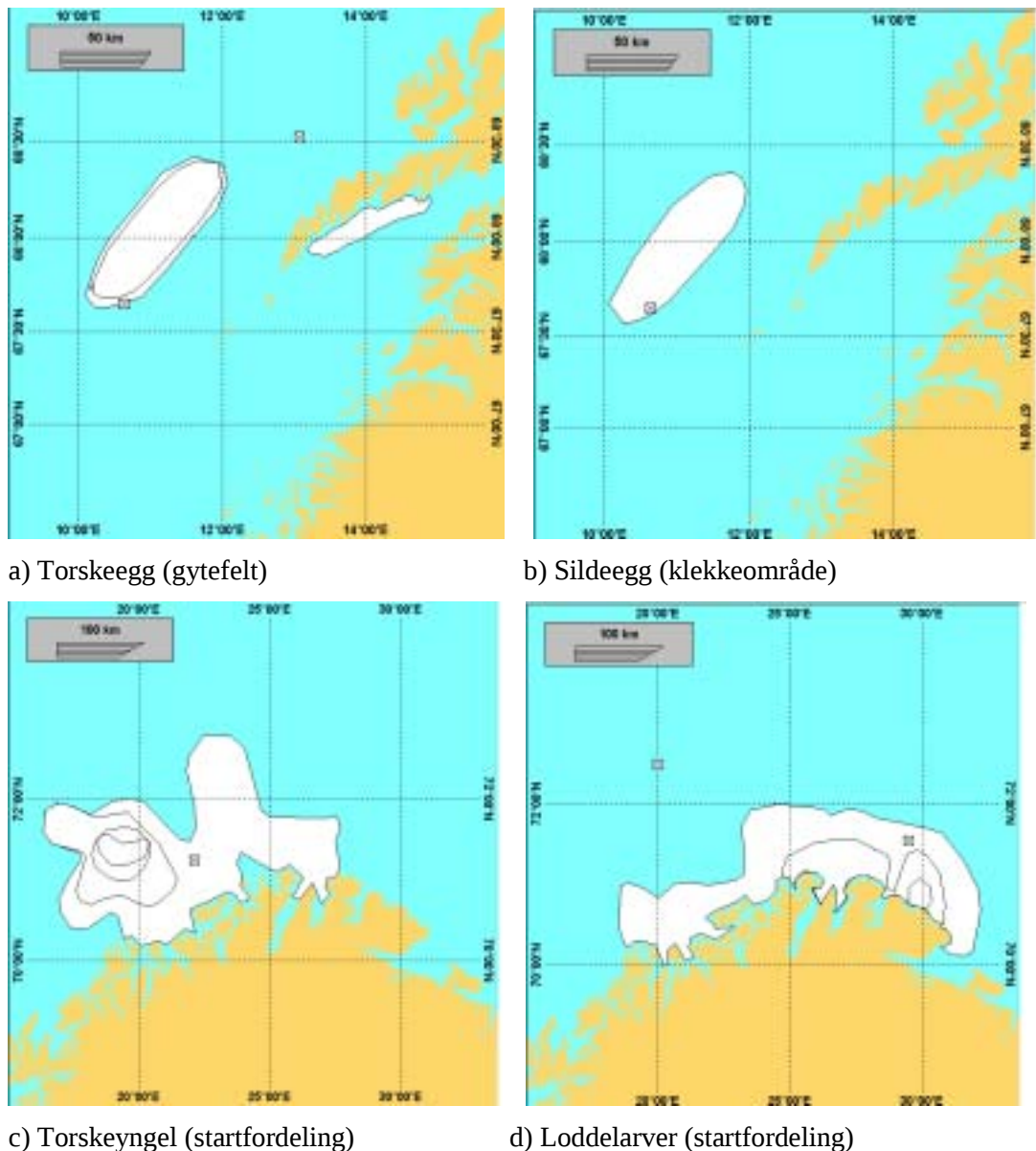


Figur 8.1. Eksempel på strømfelt fra DNMI's beregninger for Norskehavet. Beregningene er utført i et 4 x 4 km rutenett for januar til desember år 2000.

For å få konsistens mellom vind og strøm i simuleringene av drift og spredning av olje har vi benyttet vinddata for samme periode som strømmen er beregnet i. Dette fører til at alle scenariene må legges til det året strømdataene er utarbeidet for. De valgte oljedriftscenariene sammenfaller dermed generelt ikke med de scenariene som ble kjørt i det foregående utredningsprosjektet for OED om drift og spredning av olje (se omtale i kapittel 6).

8.1.2 Gyte/klekket områder

I OSCAR-modellen simuleres som nevnt drift og spredning av gyteproduktene ved å representere dem ved partikler som driver passivt med strømmen. For tilfeller der en skal simulere gyting eller klekking blir partiklene lagt ut *over et valgt tidsrom* (gyteperioden) innenfor et område begrenset av ett eller flere polygoner. I simuleringer som skal representere drift av larver eller yngel legges partiklene ut innenfor et kort tidsrom (ett døgn) i et område som er avgrenset av observerte fordelinger (fastlagt ved tokt). I begge tilfeller fordeles partiklene tilfeldig i de øverste 20 meter av vannsøylen. Partiklene transporteres deretter videre i det samme 3-dimensjonale strømfeltet som benyttes i beregningene av oljedrift. De aktuelle områdene er vist på figur 8.2 og omtalt nærmere i det følgende.



Figur 8.2. Områder for gyting og larvekonsentrasjoner som er benyttet i OSCAR-simuleringene. a) Gytefelt for torsk, b) klekkeområde for sild, c) torskeyngel i Barentshavet i juni, d) loddelarver i juni 2000.

Nordland VI og VII: Gytefelt for torsk (figur 8.2 a) ble lagt ut i Vestfjorden og over Røstbanken, basert på resultatene fra Havforskningens tokt gjennom flere år. I de senere årene har ca 1/3 av gytingen skjedd i Vestfjorden. Det ble derfor sluppet dobbelt så mange egg over Røstbanken som i Vestfjorden. Gyteperioden ble satt til perioden mellom 25 mars og 15 april. Gytefelt for sild (figur 8.2 b) ble lagt ut i samme område som gytefeltet for torsk over Røstbanken. Silda gyter på sjøbunnen i månedsskiftet april- mars og eggene ligger på bunnen til klekking i slutten av februar. I simuleringene ble larvene sluppet over Røstbanken over en 10-døgns periode (25 mars og 15 april). Det må bemerkes at sildegyltingen i dette området er av Havforskningen antatt å utgjøre ca 1/3 av gytingen for den nordlige sildebestanden. Resultatene i det følgende viser imidlertid hvilken andel av gyteproduktene fra Røstbanken-området som kan bli berørt av olje.

Troms I (figur 8.2 c): Konsentrasjonsfelt for torskelarver ble lagt ut basert på observasjoner fra Havforskningens tokt i juni. Larvene ble sluppet ut i løpet av ett døgn (1. juni), samtidig med at oljeutslippet ved Troms I startet.

Lopparyggen og Finnmark øst (Figur 8.2 d): Konsentrasjonsfelt for loddelarver ble lagt ut basert på registreringer av loddelarver fra Havforskningens tokt i juni 2000 (vestlig gyting). Disse larvene ble også sluppet ut over ett døgn (1. juni) - samtidig med start av oljeutslippene.

8.1.3 Utslippscenarier

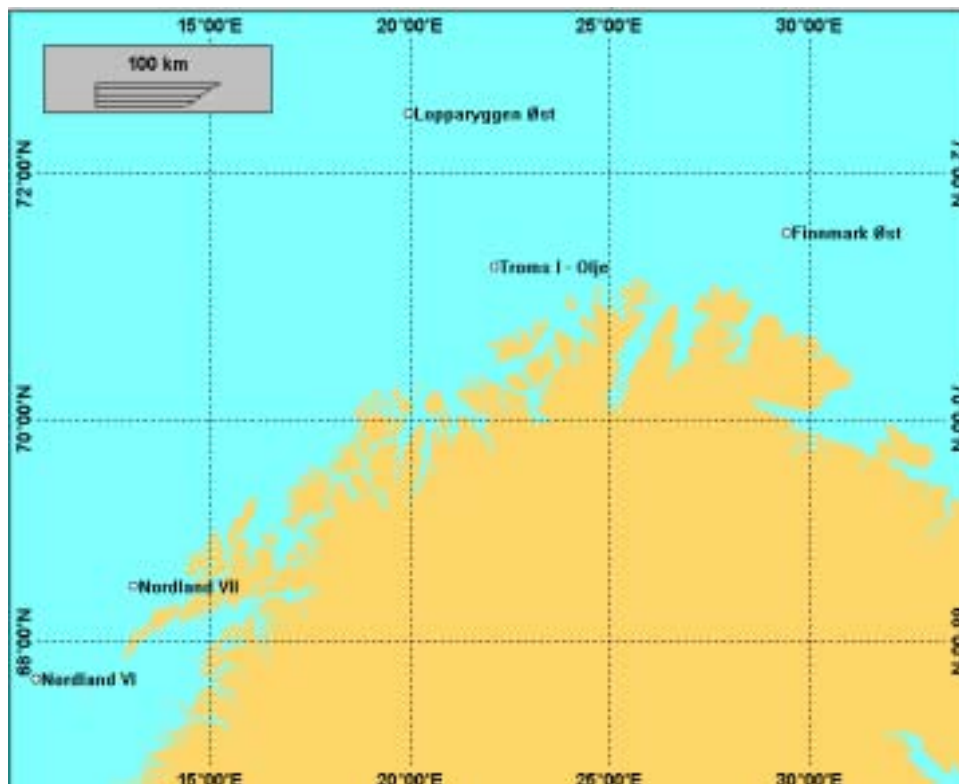
Tabell 8.1 viser utslippsbetingelsene som er lagt til grunn for OSCAR-simuleringene for de utvalgte utslippsstedene. Lokaliseringen av utslippsstedene er vist på figur 8.3. Betingelsene er i hovedsak de samme som ble benyttet i den foregående utredningen av oljedrift (se kapittel 6), men oljene er representert ved oljetyper som det er utført forvitningsstudier for. Data fra de respektive studiene benyttes i OSCAR-modellen til å beregne egenskapene til de ulike oljene ved ulike grader av forvitring.

Tabell 8.1. Oversikt over utslippsbetingelsene som er benyttet i OSCAR-simuleringene. Se også kartet på figur 8.3 som viser plasseringen av de ulike utslippsstedene.

Område	Utslippsrate	Oljetype	GOR	Film-tykkelse	Vanndyp
Nordland VI	3000 m ³ /døgn	Balder	50	0.1 mm	189 m
Nordland VII	3000 m ³ /døgn	Balder	50	0.1 mm	159 m
Troms I	1000 m ³ /døgn	Goliath	85	0.05 mm	340 m
Lopparyggen Øst	3000 m ³ /døgn	Norne	45	0.1 mm	373 m
Finnmark Øst	6000 m ³ /døgn	Norne	150	0.1 mm	308 m

Tabell 8.2. Oversikt over scenarier som er beregnet med OSCAR modellen. Merk at i alle scenarier starter oljeutslippene samtidig med start av gyting eller klekking. Dessuten er følgetiden (total simuleringstid) 60 døgn fra start i alle scenarier.

Område	Gyteprodukt	"Gyte"periode, dag/måned	Start oljeutslipp, dag/måned	Varighet oljeutslipp, døgn
Nordland VI	Sildelarver	25/3 – 4/4	25/3	7
	Sildelarver	25/3 – 4/4	25/3	14
	Sildelarver	25/3 – 4/4	25/3	28
Nordland VI	Torskeegg	25/3 – 15/4	25/3	14
	Torskeegg	25/3 – 15/4	25/3	28
Nordland VII	Torskelarver	25/3 – 15/4	25/3	14
	Torskelarver	25/3 – 15/4	25/3	28
Troms I	Torskeyngel	1/6	1/6	14
	Torskeyngel	1/6	1/6	28
Lopparyggen Øst	Loddelarver	1/6	1/6	14
Finnmark Øst	Loddelarver	1/6	1/6	14
	Loddelarver	1/6	1/6	28



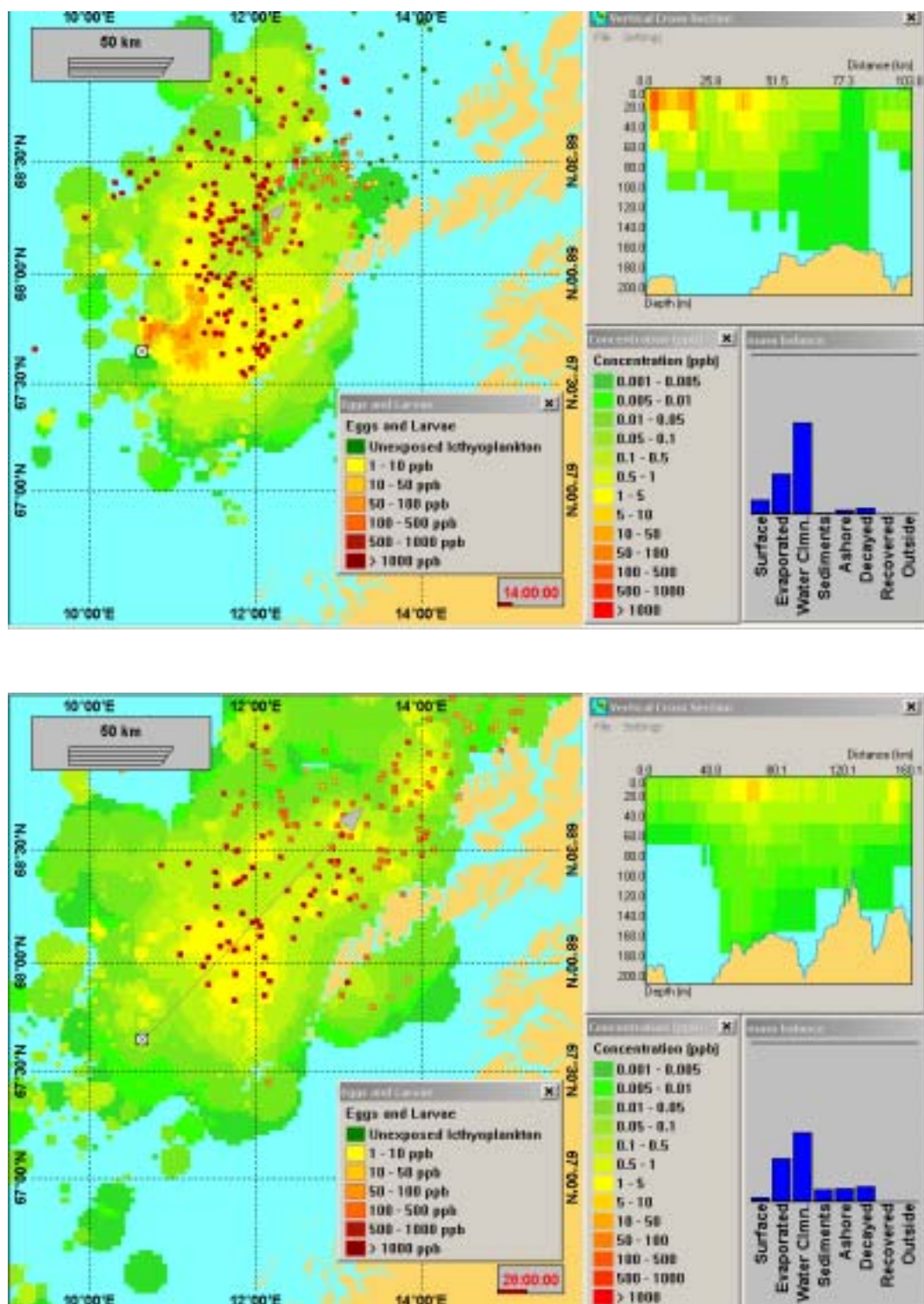
Figur 8.3. Lokalisering av utslippsstedene som er benyttet i oljedriftsberegningene

For hvert av utslippsstedene ble det kjørt simuleringer med ulike utslippsvarigheter for å illustrere mulige utfall av de ulike konfliktsituasjoner som ble valgt ut i kapittel 7. Tabell 8.2 viser en oversikt over de ulike scenariene som ble kjørt med OSCAR-modellen. Som det fremgår er alle simuleringene kjørt over en periode på 60 døgn fra start av utslippene. Det er i hovedsak utført beregninger med varigheter av oljeutslippene på 14 og 28 døgn, men for simuleringene av konflikt mellom olje og sildelarver er det også kjørt beregninger med en kortere varighet (7 døgn). I henhold til en utredning om sannsynlighet for hendelser med store oljeutslipp i Lofoten-Barentshavet som Scandpower har utført for OED vil 70% av mulige undervannsutblåsninger på norsk sokkel vare mindre enn 7 døgn mens 85% vil vare mindre enn 28 døgn (Dervo og Blom-Jensen 2003). I samme rapport er forventningsverdien for varighet av slike hendelser anslått til 14 døgn.

I det følgende vil vi presentere utvalgte eksempler fra disse simuleringene i detalj for å illustrere fremgangsmåten, samt oppsummere resultatene fra de øvrige beregningene med tanke på den videre analysen av skadepotensialet.

8.2 Resultater fra OSCAR-simuleringene

Vi har valgt å benytte beregningene for Nordland VI med klekking av sildelarver som en illustrasjon på resultatene fra OSCAR-beregningene. Hovedresultatene fra dette scenariet og de øvrige scenariene er gitt i form av tabeller og diagrammer i neste avsnitt. Figur 8.4 viser eksempler på kart over utbredelsen av olje i vannmassene med et vertikalt snitt for å illustrere den vertikale konsentrasjonsfordelingen. Merk at konsentrasjonsfeltet på kartet representerer vannløste oljekomponenter.



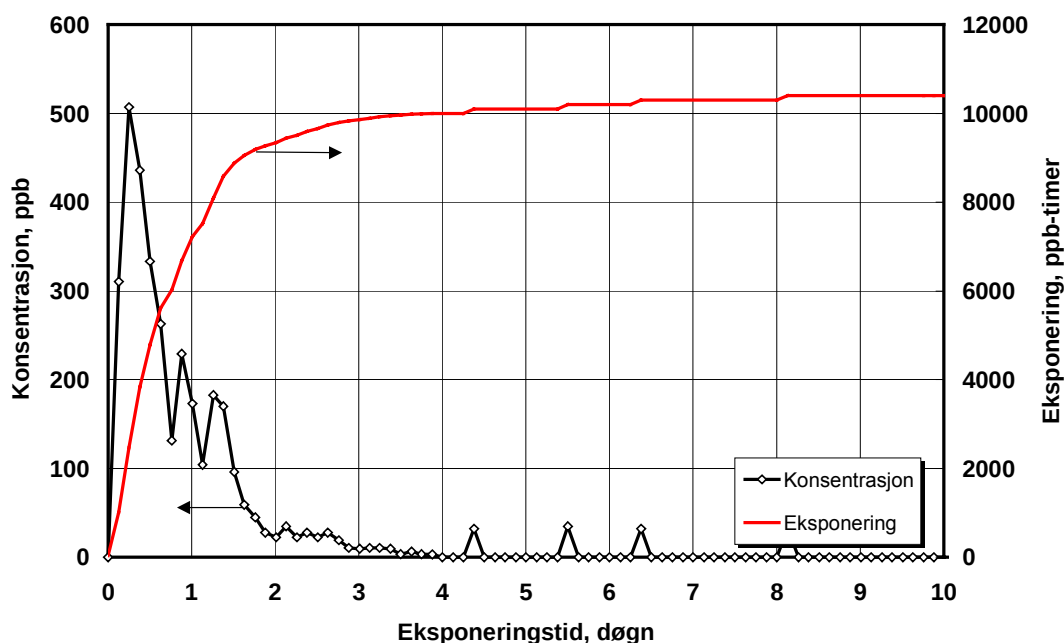
Figur 8.4 OSCAR-beregninger for Nordland VI – sildelarver – 14 døgns utslipp. Situasjonsbilde etter 14 døgn (øverst) og 28 døgn (nederst). Merk at konsentrasjonsfeltet representerer vannløst olje mens kolonnen for olje i vannsøylen (*water column*) representerer total olje (løst + dispersert). Fargekoden på larve-partiklene viser til "body-burden", dvs. den beregnede konsentrasjonen av olje i organismene.

På samme figur er det tegnet inn partikler som representerer sildelarvene. Ulike farger på disse partiklene viser til den såkalte "body-burden" – dvs. konsentrasjoner av olje som er tatt opp i organismene. I modellen beregnes "body-burden" som et resultat av opptak og utskillelse som begge avhenger av konsentrasjonene i omgivelsene og visse komponent-spesifikke fordelings- og opptaks-koeffisienter. I dette prosjektet har vi imidlertid valgt en dose-betraktning der vi benytter *eksponeringen* av de ulike partiklene som mål på dosen. *Eksponeringen* som har enheten ppb-timer beregnes som et tids-integral av konsentrasjonen i vannet som omgir organismene. Merk at det ikke benyttes noen effektgrense for konsentrasjon i beregningen av eksponering.

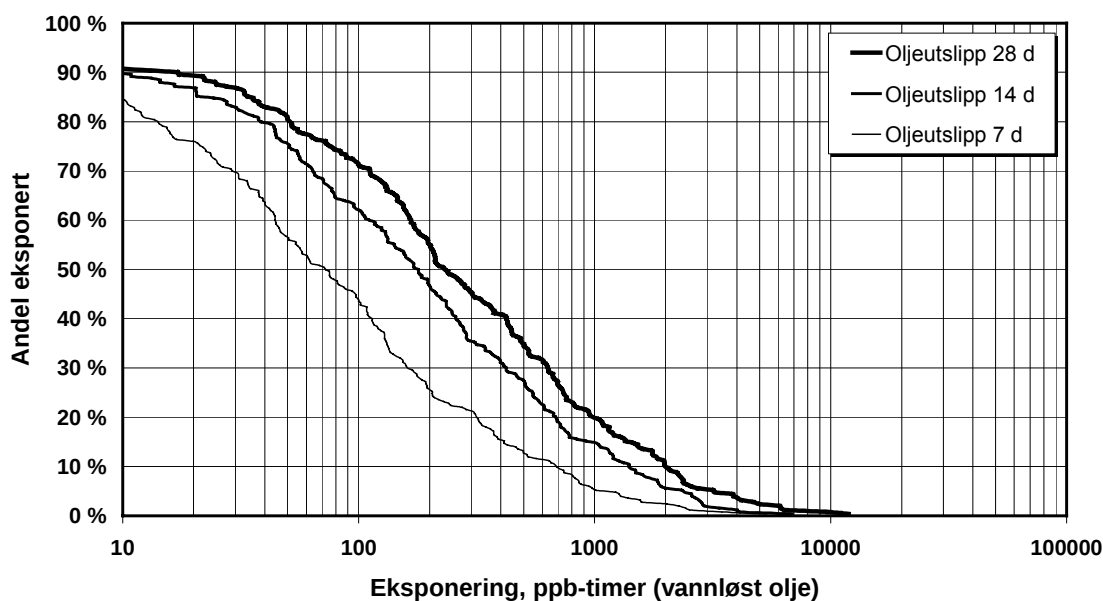
I OSCAR-modellen beregnes eksponering på basis av konsentrasjonene av de vannløste oljekomponentene. Figur 8.5 viser et eksempel på eksponeringsforløpet for en av partiklene som representerer sildelarvene. I dette tilfellet starter eksponeringen med at larvene utsettes for relativt høye konsentrasjoner av løst oljekomponenter. Deretter synker konsentrasjonene som omgir larvene som en følge at oljen fortynnes i de omgivende vannmassene etterhvert som de driver bort fra utslippsstedet. Den effektive eksponeringstiden er således i dette tilfelle relativt kort – dvs. ca. 2 til 3 døgn om en ser bort fra enkelte korte perioder med svært lave konsentrasjoner.

Figur 8.6 viser beregnede fordelinger av eksponeringen på sildelarvene fra *vannløste* oljekomponenter med 7, 14 og 28 døgns oljeutslipp på Nordland VI.

Eksponeringsverdiene blir som nevnt beregnet på grunnlag av konsentrasjonene av vannløste oljekomponenter. Den toksiske virkningen kan imidlertid også komme fra den dispergert oljefasen (oljedråper). Siden de vannløste oljekomponentene erfaringsmessig utgjør mellom 1/5 og 1/10 av den totale hydrokarbonkonsentrasjonen (løst + dispergert), kan en benytte en multiplikasjonsfaktor på 5 eller 10 for å anslå den totale hydrokarbonkonsentrasjonen (THC) når konsentrasjonen av løst olje (WSF) er kjent.



Figur 8.5. Eksempel på eksponeringsforløp for en modellpartikkel som representerer sildelarver som er klekket på Røstbanken. Svart kurve viser tidsvariasjonen i konsentrasjoner av løste oljekomponenter i vannmassene som omgir partikkelen. Rød kurve viser den resulterende eksponeringen (tidsintegralet av konsentrasjonen).



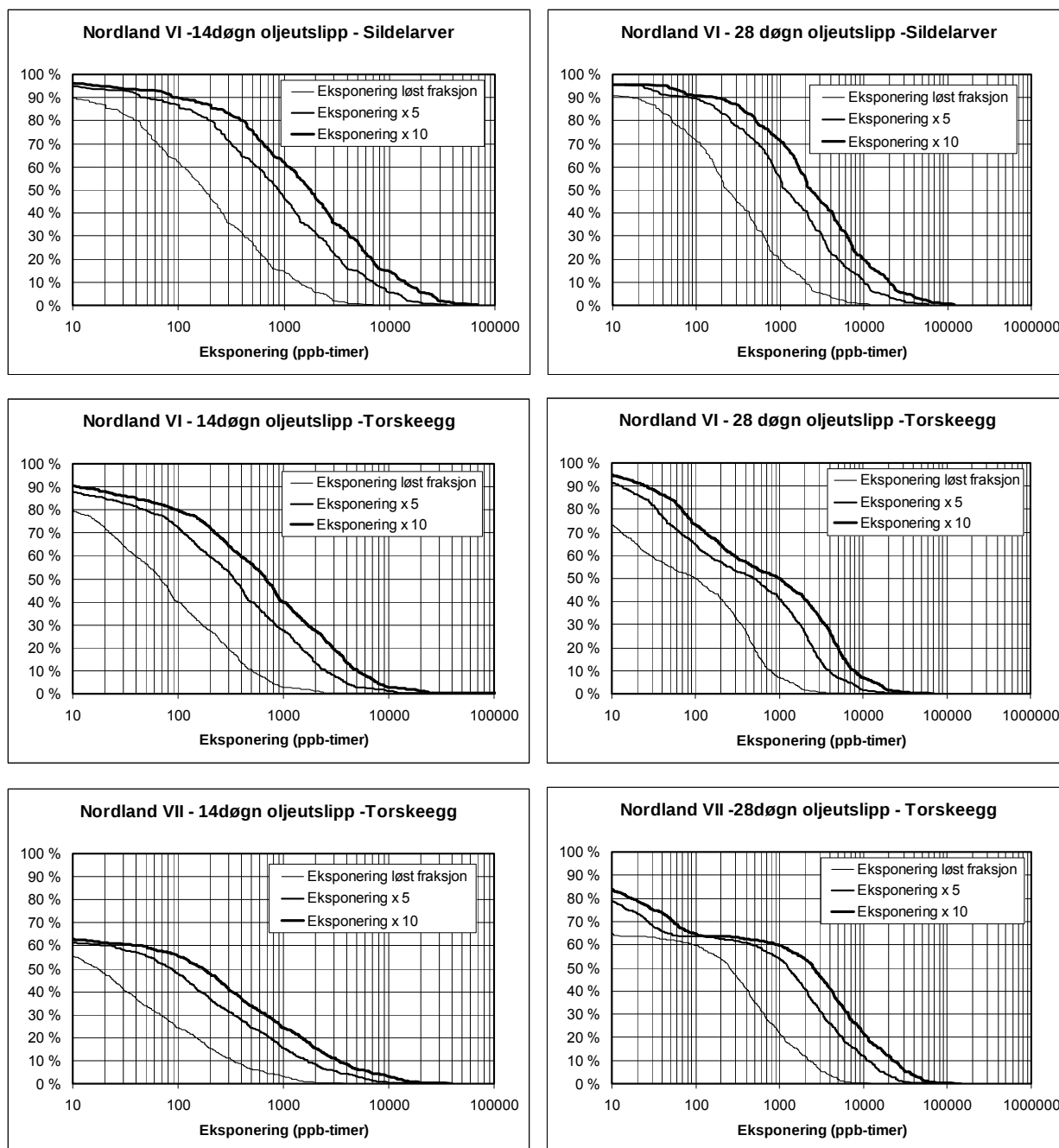
Figur 8.6. Nordland VI - sildelarver. Fordelinger av eksponering fra vannløste oljekomponenter fra utslipp med varigheter på 7, 14 og 28 døgn.

Figur 8.7 viser fordelingen av eksponeringen fra scenariet på Nordland VI og fra de øvrige scenariene. Merk at simuleringene med loddelarver og oljeutslipp fra Lopparyggen ikke ga noen eksponering.

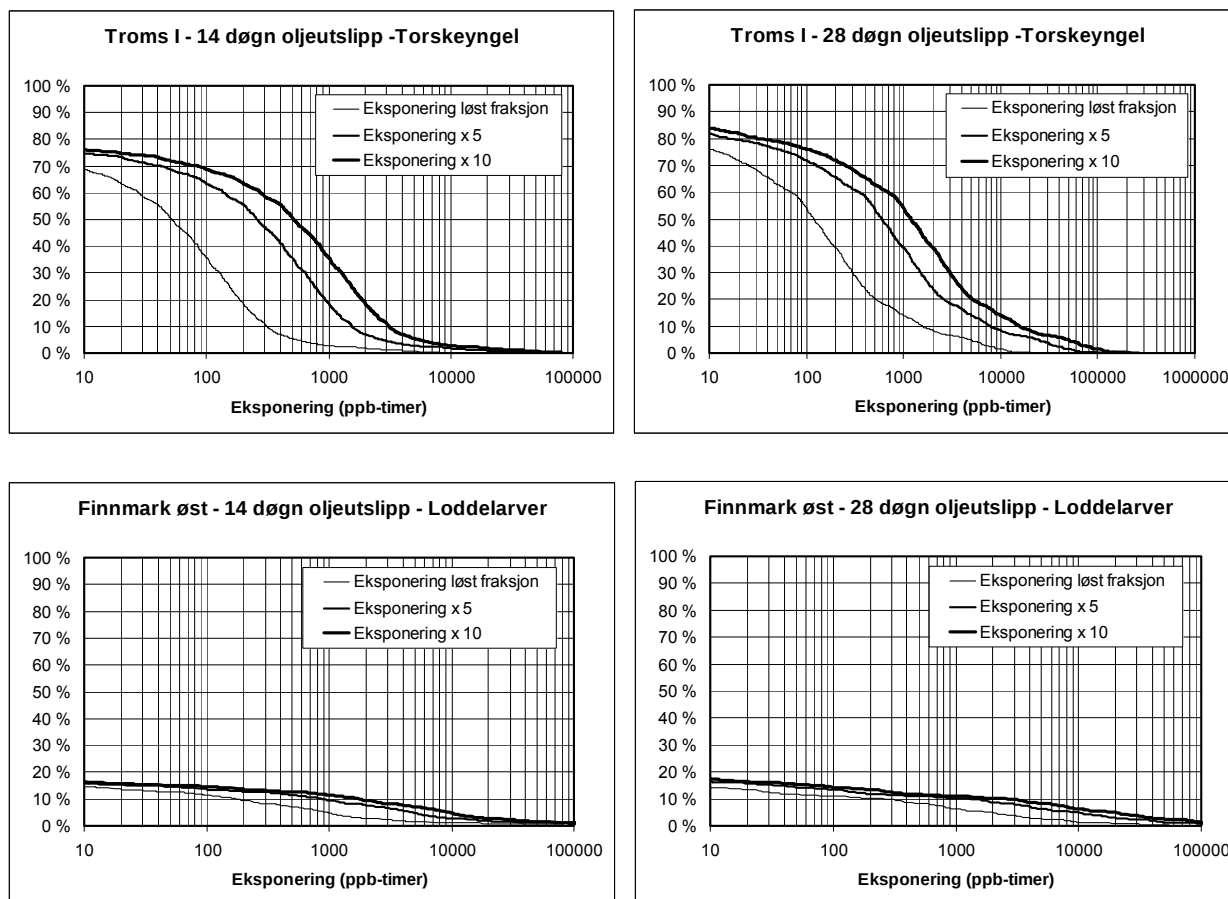
Figurene viser resultater både for middels (14 døgn) og lang varighet (28 timer) basert på anslåtte totale hydrokarbonkonsentrasjoner (løst $\times$ 5 eller 10). Tabell 8.3 og figur 8.8 viser tapsberegninger basert på tilsvarende justerte resultater. Tabellen angir andel egg, larver eller yngel som er eksponert over antatt laveste effektgrense (8000 ppb-timer). Tallene i den første resultatkolonnen er således basert på konsentrasjoner av vannløste oljekomponenter ("vannløst olje"). Tallene i de to neste kolonner er basert på anslåtte totale hydrokarbonkonsentrasjoner (løst + dispergert $\approx$ løst $\times$ 5 eller 10).

Generelt finner en de største tapstallene for de utslippsstedene som ligger tett opp til de aktuelle gyte- eller klekkeområde (Nordland VI og VII), og tapstallene øker dessuten betydelig med økt varighet av oljeutslippene. En må imidlertid ta i betraktning at disse eksemplene viser hva en kan kalle "worst case" scenarier siden oljeutslippene er antatt å starte samtidig med gytingen. Dersom utslippene hadde startet på andre tidspunkt vil betydelige andeler av egg eller larver unngått oljeeksponering – med lavere tapstall som følge. Det kan ellers bemerkes at det typiske eksponeringsforløpet er preget av en relativt kortvarig "puls" med høye konsentrasjoner, etterfulgt av gradvis fallende konsentrasjoner som følge av at utslippet fortynnes etterhvert som det driver bort fra kilden. Vi finner således at den effektive eksponeringstiden er relativt kortvarig - typisk i størrelsesorden 2 til 3 døgn.

Resultatene for sildelarver på Nordland VI tyder f.eks. på at olje som slippes ut mer enn 2 uker etter at klekkeperioden på 10 døgn er slutt vil gi liten eller ingen skade på sildelarvene. En kan dessuten regne med at olje som er sluppet ut mer enn en uke før klekkingen starter heller ikke vil bidra vesentlig til skade på sildelarvene. Perioden der oljeutslipp kan gi skadelig eksponering av sildelarvene vil således strekke seg fra ca en uke før klekkeperioden starter til to uker etter at klekkeperioden slutter. Med en klekkeperiode på 10 døgn vil den sårbare perioden således vare ca en måned.



Figur 8.7. Eksposeringsfordelinger fra scenarier med middels (14 døgn) og lang utslippsvarighet (28 døgn). Kurvene som er merket $\times 5$ og $\times 10$ er anslag over eksponeringer fra total hydrokarbonkonsentrasjon (THC), antatt at den løste fraksjonen utgjør mellom 1/5 og 1/10 av THC (forts. neste side).



Figur 8.7 (forts.) Eksponeringsfordelinger fra scenarier med middels (14 døgns) og lang utslippsvarighet (28 døgns). Kurvene som er merket $\times 5$ og $\times 10$ er anslag over eksponeringer fra total hydrokarbonkonsentrasjon (THC), antatt at den løste fraksjonen utgjør mellom 1/5 og 1/10 av THC. Merk at simuleringene med av oljeutslipp på Lopparyggen ikke ga noen eksponering av loddelarver.

For scenariene med gyting av torskeegg der gytingen er antatt å strekke seg over en periode på 3 uker vil det tilsvarende resonnementet innebære en sårbar periode på seks uker. For de andre scenariene der det er snakk om forekomster av larver og yngel er det vanskeligere å gjøre tilsvarende anslag. Her kan skade i prinsippet oppstå så lenge sårbare larver og yngel driver i samme område som utslippet skjer i. Simuleringer av larvedrift med utgangspunkt i fordelinger som er observert på havforskningstokt kan gi en antydning om hvor lange perioder dette kan omfatte.

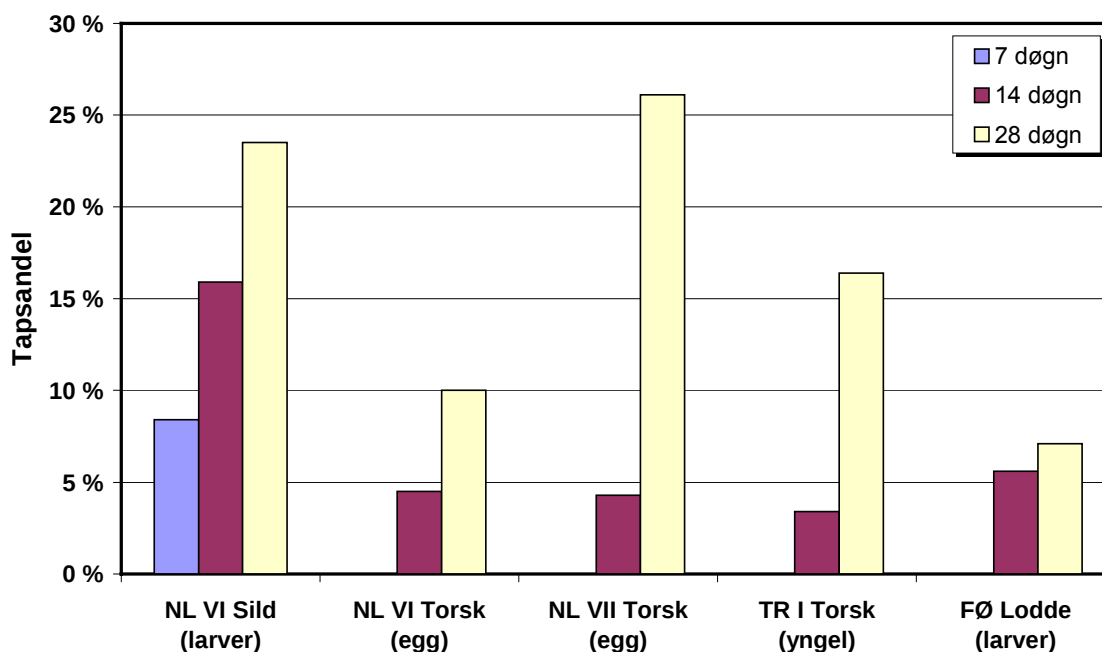
I neste kapittel vil effekten av de anslåtte tapsverdiene bli vurdert på populasjonsnivå. Merk at de verdiene som blir lagt til grunn for den analysen er basert på en antatt effektgrense på 8000 ppb-timer for eksponering av totale hydrokarbonkonsentrasjoner (THC), der THC er anslått på basis av beregnede eksponeringer fra løste oljekomponenter og en multiplikasjonsfaktor på 10 (se f.eks. tabell 8.3 og figur 8.8).

Tabell 8.3. Tapsberegninger basert på en effektgrense på 8000 ppb-timer. Resultater fra samtlige OSCAR-scenarier. OSCAR-beregningene gir eksponering basert på vannløste oljekomponenter. Tallene i kolonnene merke $\times 5$ og $\times 10$ er anslått eksponering for totale hydrokarbonkonsentrasjoner (løst + dispergert).

Utslippsted	Gyteprodukt	Utslipps-varighet	Vannløst olje	$\times 5$	$\times 10$
Nordland VI	Sildelarver *)	7 døgn	0.0 %	2.8 %	8.4 %
		14 døgn	0.0 %	8.4 %	15.9 %
		28 døgn	1.0 %	13.6 %	23.5 %
Nordland VI	Torske-egg	14 døgn	0.0 %	2.0 %	4.5 %
		28 døgn	0.3 %	3.7 %	10.0 %
Nordland VII	Torske-egg	14 døgn	0.0 %	1.3 %	4.3 %
		28 døgn	0.4 %	15.2 %	26.1 %
Troms I	Torskeyngel	14 døgn	0.2 %	2.2 %	3.4 %
		28 døgn	2.3 %	9.7 %	16.4 %
Finnmark øst	Loddelarver	14 døgn	1.3 %	3.2 %	5.6 %
		28 døgn	2.0 %	5.3 %	7.1 %
Lopparyggen	Loddelarver	14 døgn	Ingen eksponering		

*) Tapstallene referer til andelen av sildelarvene som klekkes på Røstbanken.

Tapsanslag - effektgrense 8000 ppb.timer



Figur 8.8. Tapsandeler for scenarier med ulik varighet basert på en effektgrense på 8000 ppb-timer fra totale hydrokarbonkonsentrasjoner (løst konsentrasjon $\times 10$). Merk at beregninger for utblåsninger med 7 døgns varighet bare foreligger for Nordland VI.

9 Trinn II – Skadebetraktninger ved populasjonsmodell

I det følgende presenteres resultatene av beregninger av skade på bestandsnivå for torsk, sild og lodde. Tapsanalysene i foregående kapittel – i form av andel av en årsklasse som antas å gå tapt ved eksponering for gitte hydrokarbonkonsentrasjoner – utgjør inngangsdata for beregningene. Tapet er dessuten beregnet for de situasjonene med størst forventet konfliktpotensial mellom oljeeksponering og egg-/larveforekomster i de ulike influensområdene. Det forutsettes videre at alle egg og larver som eksponeres innenfor den angitte grenseverdien (8000 ppb/timer, se kapittel 4) vil gå til grunne. Identifisering av fokusarter og perioder som er lagt til grunn for OSCAR beregningene er dokumentert i kapittel 7.6, samt at forutsetninger for og beregninger av tapstall i OSCAR er presentert og diskutert i kapittel 8.

Denne type konsekvensberegninger forutsetter som tidligere nevnt en del faglige forenklinger; utfallene må derfor nødvendigvis ikke betraktes som absolutter. I tillegg forutsettes det en del sammenfallende hendelser; oljeutslippet må f.eks. skje i samme geografiske område og over samme tidsvindu som det er gyteprodukter i influensområdet. Både faglige forutsetninger for skadeutløsningen og faktorer av betydning for miljørisikoen er drøftet i kapittel 9.2.

9.1 Skadepotensiale på bestand

Metoden for beregningene av skadepotensiale på bestand er utførlig beskrevet av Moe et al. (2000). Selve beregningene utføres ved å sammenligne den historiske utviklingen i bestandene med en tilsvarende utvikling med en gitt, redusert tilvekst av en årsklasse. Den reduserte tilveksten tilsvarer tapstallene som er beregnet i Trinn I, dvs. egg og larver som antas å gå til grunne ved eksponering for gitte terskelverdier av olje. Skadens varighet tilsvarer tidsvinduet for når de to utviklingsmønstrene igjen er sammenfallende, mens avviket mellom den historiske bestandsutviklingen og utviklingen med redusert tilvekst gir uttrykk for tap av biomasse over samme periode. For hver ressurs er beregningene utført for 100 tilfeldig valgte utviklingsmønstre, i praksis 100 forskjellige rekrutteringsforløp over en tyveårsperiode, med tilsvarende historiske bestandstall fra ICES (www.ices.dk).

På denne måten unngår man å forholde seg til ett sammenslått forventningstall, hensynet til de uforutsigbare klimatiske og hydrografiske forhold som styrer overlevelsessuksessen til eggene og larvene ivaretas, og sist men ikke minst, det gis et statistisk uttrykk for frekvensfordelingen av forholdstallene mellom bestandens størrelse med og uten hydrokarbonskader som også kan anvendes i miljørisikoanalyser.

9.1.1 Torsk

I hht. valgte scenarier i kapittel 4.3.2 er det foretatt spesifikke tapsanalyser på forekomster av torskeegg i forbindelse med sjøbunnsutslipp fra Nordland VI og Nordland VII, og tapsanalyser for forekomster av torskelarver ved sjøbunnsutslipp fra Troms I.

Resultater av tapsandeler på egg (mars/april) og larver/ungel (juni) for enkelte årsklasser beregnet for de aktuelle utslippspunktene er gitt i tabell 9.1. Tap av torskeegg (mars/april) i OSCAR er i utgangspunktet beregnet for 83 % av gytingen for en årsklasse. Med utgangspunkt i disse tallene er tap for en årsklasse beregnet, og disse tallene benyttes i vurderinger av konsekvenser på bestandsnivå.

Tabell 9.1. Andel gyteprodukter i en årsklasse eksponert for mer enn 8000 ppb-timer (tilsvarende 96 t eksponering for 90 ppb). Tap er beregnet for eksponering i 60 døgn for total fraksjon olje. Tall i parentes viser beregnede tall i OSCAR som representerer 83 % av en samlet årsklasse.

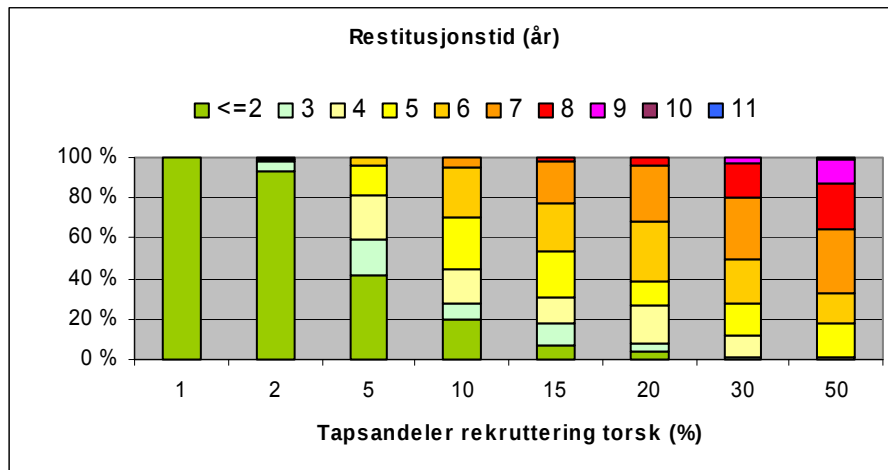
Utslippssted	Gyteprodukt	Utslippsvarighet	Andel gyteprodukter
Nordland VI	Torskeegg	14 døgn	3,7 % (4,5 %)
		28 døgn	8,3 % (10,0 %)
Nordland VII	Torskeegg	14 døgn	3,6 % (4,3 %)
		28 døgn	21,7 % (26,1 %)
Troms I	Torskeyngel	14 døgn	3,4 %
		28 døgn	16,4 %

Tapsanalyser for torskeegg indikerer tapstall for rekrutteringen av en årsklasse av torsk på opp mot 4 % for både Nordland VI og Nordland VII ved et oljeutslipp med varighet på 14 døgn. Tilsvarende beregninger ved et oljeutslipp av 28 døgns varighet indikerer tapsandeler på i overkant av 8 % for Nordland VI og nærmere 22 % for Nordland VII. Tapsanalyser for torskeyngel på Troms I gir tapstall på 3,4 % for oljeutslipp med varighet i 14 døgn, og 16,4 % ved oljeutslipp med varighet på 28 døgn.

Beregnet fordeling av restitusjonstid for ulike tapsandeler er presentert i tabell 9.2. Tapsandeler på 20 % av rekrutteringen til en årsklasse gir beregnede restitusjonstider på opp til 8 år (figur 9.1), med hovedvekt på 4-7 år. Tilsvarende viser tapsandeler på 5, 10 og 15 % økende restitusjonstid på opp til henholdsvis 6, 7 og 8 år. Tilsvarende viser tapsandeler på 5 % en hovedvekt på restitusjonstid på <2 år, mens tapsandeler på 15 % viser hovedvekt på restitusjonstider på 4-7 år.

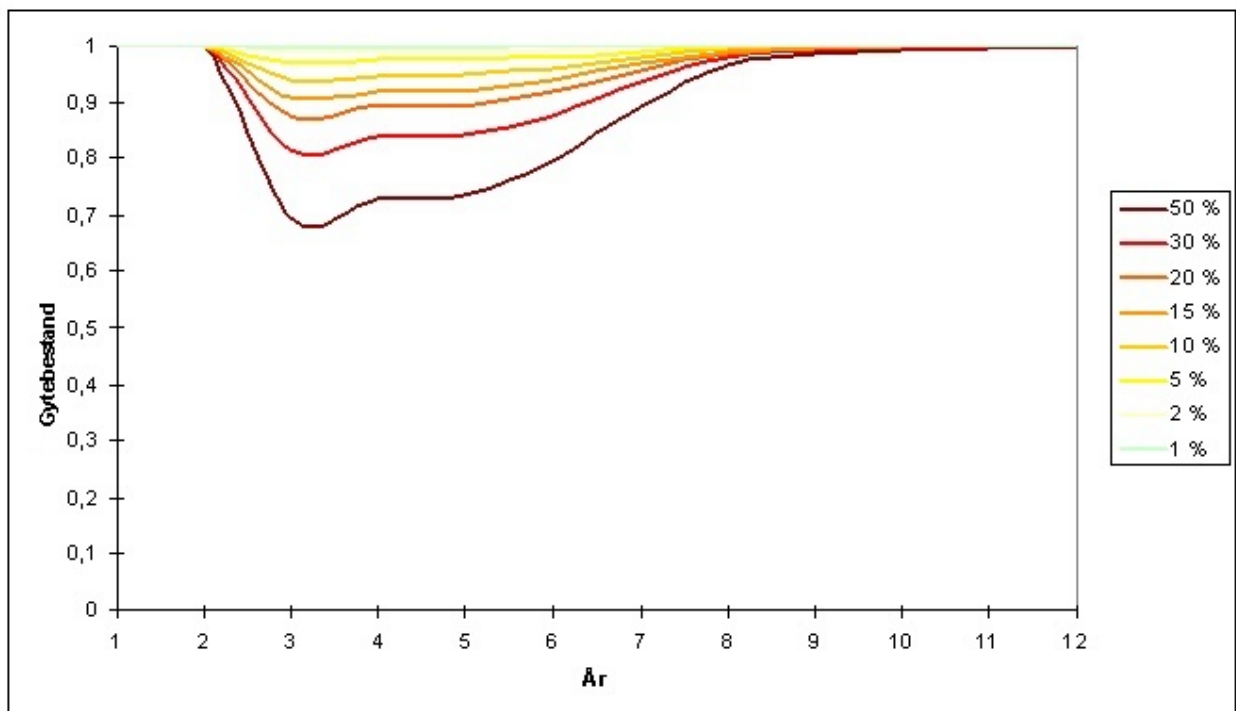
Tabell 9.2. Fordeling av restitusjonstid for 100 bestandsprosjeksjoner beregnet på gytebestandens biomasse gitt ulike tapsandeler av torskeegg/larver.

Tapsandel larver (%)	Restitusjonstid (år)													
	=2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	93	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	42	17	22	15	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	20	8	17	25	25	5	0	0	0	0	0	0	0	0
15	7	11	13	22	24	21	2	0	0	0	0	0	0	0
20	4	4	19	12	29	28	4	0	0	0	0	0	0	0
30	0	1	11	16	22	30	17	3	0	0	0	0	0	0
50	0	0	1	17	15	31	23	12	1	0	0	0	0	0



Figur 9.1. Fordeling av restitusjonstid beregnet på gytebestandens biomasse for ulike tapsandeler av rekruttering av torsk.

Skadens omfang, vist som reduksjon i gytebestandens biomasse er vist i figur 9.2. For tapsandeler på 20 % er det beregnet i underkant av 15 % reduksjon i biomasse. Tilsvarende vil tapsandeler på 15 % og 10 % kunne medføre henholdsvis 10 % og i overkant av 5 % reduksjon i gytebestandens biomasse.



Figur 9.2. Reduksjon i gytebestandens biomasse som følge av ulike tapsandeler av torskkegg/larver for en representativ bestandsprosjeksjon.

9.1.2 Sild

I hht. valgte scenarier i kapittel 4.3.2 er det foretatt spesifikke tapsanalyser på forekomster av sildelarver i forbindelse med sjøbunnsutslipp på Nordland VI.

Resultater av tapsandeler på sildelarver (mars/april) for en enkelt årsklasse er gitt i tabell 9.3. Tap av sildelarver (mars/april) i OSCAR er i utgangspunktet beregnet for 35 % av forventet gyting for en årsklasse. Med utgangspunkt i disse tallene er tap for en årsklasse beregnet, og disse tallene benyttes videre i vurderinger av konsekvenser på bestandsnivå.

Tabell 9.3. Andel gyteprodukter i en årsklasse eksponert for mer enn 8000 ppb-timer (tilsvarende 96 t eksponering for 90 ppb). Tap er beregnet for eksponering i 60 døgn, for total fraksjon olje. Tall i parentes viser beregnede tall i OSCAR som representerer 35 % av en årsklasse.

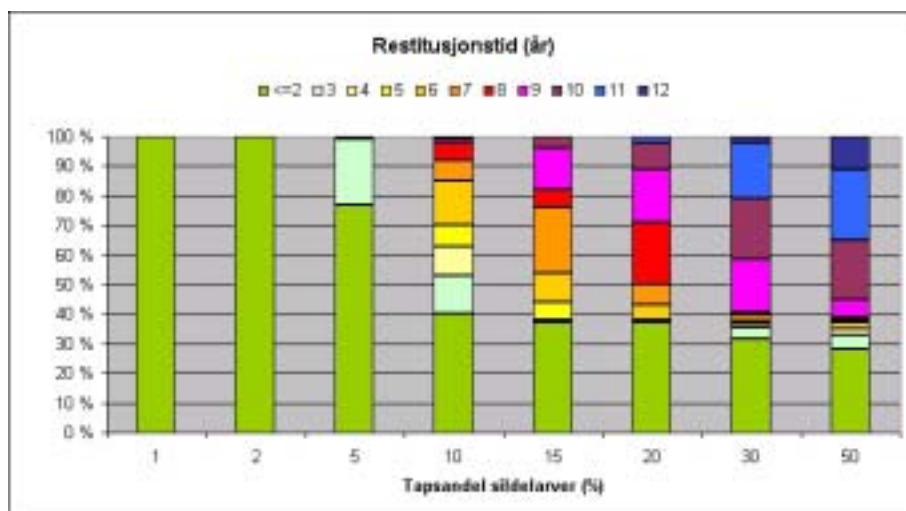
Utslippsted	Gyteprodukt	Utslippsvarighet	Andel gyteprodukter
Nordland VI	Sildelarver	7 døgn	2,9 % (8,4 %)
		14 døgn	5,6 % (15,9 %)
		28 døgn	8,2 % (23,5 %)

Tapsanalyser på sildelarver indikerer maksimale tapstall for rekrutteringen av en årsklasse i størrelsesorden 8 % ved et oljeutslipp fra Nordland VI med varighet i 28 døgn. Tilsvarende tapstall for oljeutslipp med varigheter på henholdsvis 14 og 7 døgn, er beregnet til å være mellom 5-6 % og 3 %.

Beregnet fordeling av restitusjonstid for ulike tapsandeler er vist i tabell 9.4. Figur 9.3 viser at den høyeste tapsandelen på oppimot 10 % av rekrutteringen gir beregnede restitusjonstider på opp til 10 år. Det er stor variasjon mellom de ulike årsklassenes bidrag til gytebestandens biomasse. I 40 % av tilfellene vil restitusjonstiden være på under 2 år, mens det i de fleste tilfeller vil være restitusjonstider på mellom 3-9 år.

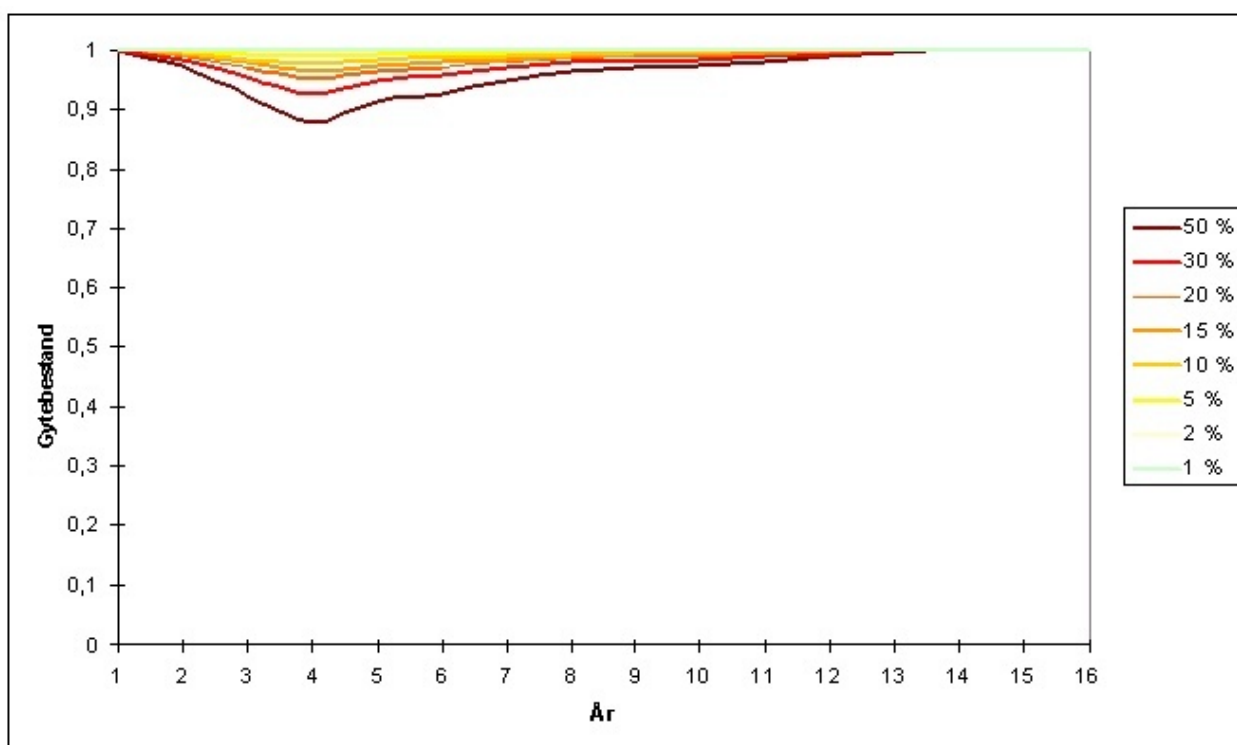
Tabell 9.4 Fordeling av restitusjonstid for 100 bestandsprosjeksjoner beregnet på gytebestandens biomasse gitt ulike tapsandeler av rekruttering av sild.

Tapsandel larver (%)	Restitusjonstid (år)													
	=2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	77	22	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	40	13	10	7	15	7	6	1	1	0	0	0	0	0
15	37	1	0	6	10	22	6	14	4	0	0	0	0	0
20	37	0	0	1	5	7	21	18	9	2	0	0	0	0
30	32	4	0	1	1	2	1	18	21	19	2	0	0	0
50	28	5	2	0	2	1	1	6	20	24	11	0	0	0



Figur 9.3. Fordeling av restitusjonstid beregnet på gytebestandens biomasse for ulike tapsandeler av rekrutteringen av sild.

Skadens omfang ved reduksjon i gytebestandens biomasse er presentert i figur 9.4. For tapsandeler opp til 10 % er det beregnet en reduksjon i biomasse på under 5 %.



Figur 9.4. Reduksjon i gytebestandens biomasse som følge av ulike tapsandeler av sildelarver for en representativ bestandsprojeksjon.

9.1.3 Lodde

I hht. valgte scenarier i kapittel 4.3.2 er det foretatt spesifikke tapsanalyser på forekomster av loddelarver i forbindelse med sjøbunnsutslipp på Lopparyggen Øst og Finnmark Øst.

Resultater av tapsandeler på loddelarver (juni) for en enkelt årsklasse beregnet i OSCAR ved utslipp fra Finnmark Øst er gitt i tabell 9.5. Tapsanalysene for Lopparyggen Øst identifiserte ingen overlapp mellom olje i vannmassene og forekomster av loddelarver, og det er ikke foretatt videre beregninger for dette utslippspunktet.

Tabell 9.5. Andel gyteprodukter innen en årsklasse eksponert for mer enn 8000 ppb-timer (tilsvarende 96 t eksponering for 90 ppb). Tap er beregnet for eksponering i 60 døgn, for total fraksjon olje.

Utslippsted	Gyteprodukt	Utslippsvarighet	Andel gyteprodukter
Lopparyggen Øst	Loddelarver	-	-
Finnmark Øst	Loddelarver	14 døgn	5,6 %
	Loddelarver	28 døgn	7,1 %

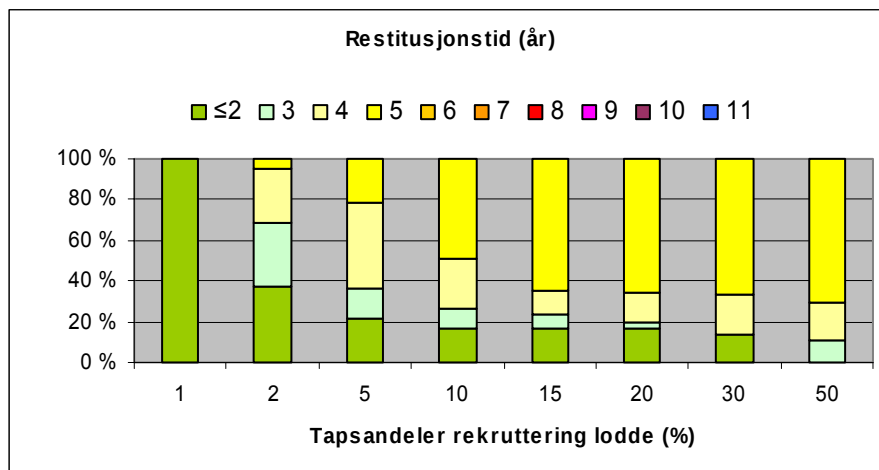
Tapsanalyser på loddelarver fra Finnmark Øst viser tapstall på om lag 7 % av en årsklasse for oljeutslipp med 28 døgns varighet og i underkant av 6 % for utslipp av 14 døgns varighet.

Beregnet fordeling av restitusjonstid for ulike tapsandeler viser restitusjonstid på opp til 5 år for en tapsandel av loddelarver på 10 % (tabell 9.6). I omlag halvparten av tilfellene er restitusjonstidene på 5 år. Figur 9.5 viser en jevn fordeling av restitusjonstider på 2-4 år for resterende bestandsprojeksjoner.

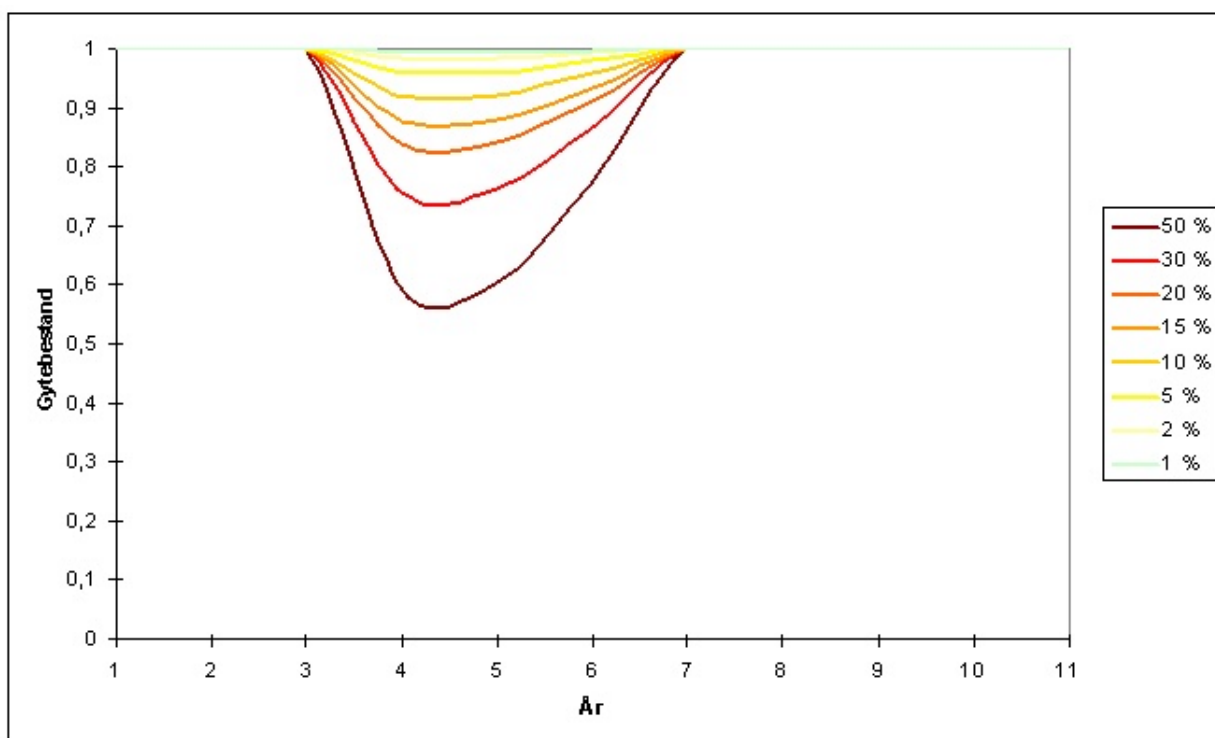
Skadens omfang ved reduksjon i gytebestandens biomasse er presentert i figur 9.6. For tapsandeler på 10 % er det beregnet en maksimal reduksjon i biomasse på i underkant av 10 %. Tilsvarende viser tapsandeler på 5 % en reduksjon i gytebestandens biomasse på under 5 %.

Tabell 9.6. Fordeling av restitusjonstid for 100 bestandsprojeksjoner beregnet på gytebestandens biomasse gitt ulike tapsandeler av rekrutteringen av lodde.

Tapsandel larver (%)	Restitusjonstid (år)													
	=2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	100													
2	37	32	26	5										
5	22	14	42	22										
10	17	9	25	49										
15	17	7	11	65										
20	17	3	14	66										
30	14	0	19	67										
50		11	18	71										



Figur 9.5. Fordeling av restitusjonstid beregnet på gytebestandens biomasse for ulike tapsandeler av rekruttering av lodde.



Figur 9.6. Reduksjon i gytebestandens biomasse som følge av ulike tapsandeler av loddelarver for en representativ bestandsprosjeksjon.

9.2 Vurdering av konsekvens og miljørisiko

Det ligger i modelltilnærmelsens natur å foreta viss forenklinger; - konfliktmatrisen er relativt kompleks, samtidig som oppløsningen i grunnlagsdata er relativt grov og kontroll over alle faktorer ikke umiddelbart er gitt. Resultatene favner derfor ikke opp alle "utligger" og kan heller ikke testes og valideres ved hjelp av gjentatte observasjoner og målinger. Like fullt, teoretiske modeller utgjør det beste verktøy til å sette flere variable i en sammenheng og beregne utfall utfra gitte forutsetninger. Samtidig må resultatene brukes med fornuft; tallfestelser må ikke leses til minste desimal. I det følgende er det kortfattet belyst en del av disse forutsetningene og betingelsene slik at resultatene kan vurderes i et bredere faglig perspektiv.

9.2.1 Konsekvensbetraktninger

Overordnede forutsetninger

Skade på det ytre miljø oppstår dersom en påvirkningsfaktor, i dette tilfellet akutt oljeforurensning, rammer en eller flere naturlig forekommende biologiske komponenter i økosystemet. For ressurser i vannsøylen er det oljens giftvirkning som er av betydning; mekanisk belastning er lite aktuelt. Både miljøkomponent og påvirkningsfaktor må således være tilstede i samme område og over samme tidsvindu for at ressursen skal kunne bli eksponert – og at skade overhodet kan oppstå. Det er derfor gitt at teoretiske anslag for skadens omfang og varighet, enten det dreier seg om kvalitative eller kvantitative analyser, forutsetter oversikt over de styrende faktorer i eventuell utløsning av effekter og skade, inkl. kunnskap om:

- de biologiske komponentene som kan rammes, deres fordeling i tid og rom
- påvirkningsfaktorens skjebne, i betydning av oljen som kilde til skadelige effekter, og derav dens drift, spredning og forvitring i tid og rom
- interaksjoner mellom miljøkomponentene og påvirkningsfaktoren ved eksponering; hvordan utløses effekter og skade (skadens omfang) og hvordan reagerer ressursen over tid på de skader som eventuelt kan oppstå (skadens varighet).

Ressursenes biologiske egenskaper i forhold til å motstå eller kompensere for skadelige effekter på kort og lang sikt er derfor av stor betydning for det samlede skadepotensialet.

Erfaringer

Med unntak av forlisene av Amoco Cadiz og Exxon Valdez er det ikke påvist betydelig dødelighet av fisk i etterkant av historiske uhellsutslipp av olje (jf. feks. Teal & Howarth 1984; Moe et al. 1993; Edwards & White 1999). Omfattende bioakkumulering av hydrokarboner ble riktignok påvist hos oppdrettslaks etter forliset av Braer, men denne ble eksponert som resultat av at merder og fisk var låst i områder som ble kontaminert av olje. Indirekte effekter i form av halvering av klekkesuksess for sildeegg lokalt i Østersjøen, ble observert i etterkant av forliset av Tsesis, og som i tilfellet Amoco Cadiz, Exxon Valdez og Braer, kan dette tilskrives store mengder fersk olje som berørte grunnere, kystnære farvann og fiskens gyteområder.

Dersom oljen blir værende i miljøet over tid kan den representere en form for kronisk belastning som bla. er påvist etter episodene med Exxon Valdez (Carls et al. 2001) og Florida (Teal et al. 1992).

Disse eksemplene viser at potensialet for skade på fisk ved uhellsutslipp av olje er tilstede, men at effekter og skade – som i miljøet for øvrig – også er spørsmål om ”match” eller ”mis-match” i en rekke biofysiske betingelser. Noen av disse forholdene er drøftet i det følgende. Sentrale forutsetninger og begrensninger er også drøftet i RKU Norskehavet (Johansen et al. 2002, jf. kapittel 4 og Vedlegg D), og det vises til dette arbeidet for ytterligere diskusjon av nyanser rundt forholdet akutt oljeforurensning og fisk; giftighet, eksponering og ressursenes respons på kort og lengre sikt.

Trinn I

Egg og larvers vertikale og horisontale fordelingsmønster – i forhold til tilsvarende fordelingsmønster av olje – utgjør grunnleggende forutsetninger for eksponering og eventuell utløsning av effekter.

Fiskens gyteområder (og gytetider) er særdeles viktig i så henseende. Disse er imidlertid ikke statiske, men endrer seg både geografisk og mhp. de respektive områdenes betydning over tid. Sildas stadig sørligere gyting på 1980- og 1990-tallet, samt stadig tidligere ankomst til gytefeltene på Møre, er et klassisk eksempel på dette (Moe et al. 2001). Torskens gyteområder har vært mer

stabile, mens lodda år om annet har et vestlig, henholdsvis østlig tyngdepunkt i gytingen. Enkelte år kan lodda gyte langs nær sagt hele Kola-kysten. Dette vil naturligvis også ha innflytelse på den romlige fordelingen av egg og larver, og muligheten til å komme i nærkontakt med olje fra de valgte utslippspunktene. De gyteområdene og tyngdepunktene som er brukt i foreliggende analyse representerer best tilgjengelig kunnskap om nå-tilstanden. Dersom feks. betydningen av Røstbanken som gytefelt endrer seg, vil dette ha innflytelse på utfallet av foreliggende analyse. Resultatene bør derfor ikke betraktes som representative for all fremtid.

I de tidlige utviklingsstadiene er egenbevegelsen liten og fordelingsmønsteret styres alt overveiende av egg og larvers egenvekt og størrelse, og vannmassenes egenskaper i form av tetthet, strøm og turbulens (Sundby 1991).

Pelagiske egg, som hos torsk, har lavere egenvekt enn sjøvannet i overflatelaget, og vil derfor stige opp og fordele seg i de øvre deler av vannsøylen. Dersom vind- og bølgenergien er tilstrekkelig stor, kan eggene blandes ned i dypere vannlag. (Både sild og lodde har som kjent demersale egg – dvs. eggene gytes på sjøbunnen.) Olje har også positiv oppdrift, og ved rolige værforhold vil derfor en stor andel av eggene kunne eksponeres for relativt høye oljekonsentrasjoner. Og motsatt; ved større bølgeenergi vil egg og olje blandes ned i vannsøylen og fordeles over et større dybdeintervall. Samtidig vil oljekonsentrasjonene og eggforekomstene fortynnes. Under slike forhold vil eksponeringen være tilsvarende begrenset.

Samme forhold vil i prinsippet være gjeldende for larver og yngel inntil egenbevegelsen er fullt utviklet. I et studie av vertikalfordelingen av larver og yngel observerte Dalen (1993) at ca. 85 % av sildelarvene var fordelt i de øverste 15 m av vannsøylen, mens ca. 83 % av torskelarvene var fordelt mellom 15 og 30 m. Tilsvarende studier av sildelarver på Møre viser en midlere fordeling av omlag halvparten av forekomstene i de øvre 5-25 m, mens de øvrige var fordelt i dybdeintervallene 25-50 m (ca. 40%) og 50-75 m (ca. 10%) (Sætre & Bjørke 1988). For å utløse effekter og skade, forutsettes det således en sammenfallende opptreden av olje i disse dypene.

Den horisontale fordelingen av både egg og larver kjennetegnes av et flekkvis mønster, hvor tettheten enkelte steder er langt høyere enn andre steder. Forskjellene kan være frembrakt av temporære vind- og strømforhold så vel som av havbunnens topografi, og kan komme til uttrykk over avstander på få kilometer. Samtidig kan forholdene variere over begrensede tidsvinduer, nærmeste fra dag til dag. Det samme vil naturlig nok gjelde for drift og spredning av olje.

Utviklingen fra plommeseckklarve til postlarve-juvenil er en av de mange kritiske faser for fisken. Den naturlige dødeligheten i tidlige utviklingsfaser er høy (jfr. de store talls magi som diskutert av Fossum & Øiestad 1992); i denne perioden er bla. tilgangen på føde en kritisk faktor. Den flekkvise fordelingen som beskrevet over, og som også er gjeldende for rauåta, er i så måte svært så viktig for hvilke deler av larveforekomstene som overlever og hvilke som går til grunne (jf. match vs. mis-match som diskutert i Trinn II). Slike ”småskala” variasjoner i tetthet og overlevelse er svært vanskelig å forutsi, og er derfor heller ikke integrert i modellene. I foreliggende beregninger behandles sannsynlighet for eksponering og dødelighet blant larveforekomstene likt for hele utbredelsesområdet. Det er imidlertid gitt at hvis eventuell olje berører områder med larver som har større sannsynlighet for å overleve, vil tap av rekruttering til bestanden være av større omfang. Og vice versa; hvis oljen rammer individer som likevel ikke vil overleve, vil denne dødeligheten være uten betydning.

Ovenstående forhold er ikke tilkjennegitt i grunnlagsdata, de representerer som kjent et uttrykk for nå-tilstanden, som et tilnærmet statistisk øyeblikksbilde utledet fra en serie observasjoner med gitt stasjonsvalg. For oljen er de variable forholdene ivaretatt i de statistiske oljedriftssimuleringene, mens scenariene, gitt som enkeltstående simuleringer med OSCAR, nødvendigvis ikke favner denne type nyanser og variasjoner fullt ut. I praksis betyr det at det kan oppstå situasjoner hvor

skadepotensialet på egg- og larvestadiet kan være langt mindre uttrykt, men også at skadepotensiale under gitte betingelser kan være større enn det som er beregnet.

Sammenlignet med tidligere beregninger som f.eks. de nylig ferdigstilte regionale utredningene for Norskehavet (Johansen et al. 2002), er det i foreliggende scenarie-beregninger anvendt et annet uttrykk for selve eksponeringen. OSCAR beregner som kjent eksponering som et dynamisk forhold over tid, mens Norskehavsutredningen forholdt seg mer statisk til forholdet mellom olje og ressurs, tilnærmet lik vurderingene i Trinn I; eksponeringstiden var f.eks. utenfor kontroll av modelleringene. Forskjellene i tapsandeler som ble beregnet dengang og i foreliggende analyse kan delvis tilskrives de modelltekniske forskjellene. I kombinasjon med ovenstående forhold, viser dette med all mulig tydelighet at terskelkonsentrasjonene for skade – som alt for ofte er gjenstand for ensidig fokusering i denne type arbeider – bare utgjør en av flere viktige parametere i konfliktmatrisen; enkle tester har vist at ressursutbredelsen og tilsvarende simuleringer av drift og spredning av olje er av større betydning for utfallene.

Trinn II

Populasjonsmodeller basert på Leslie matrise-prinsipper er betraktet som effektive redskap for tilbakeblikk så vel som prediksjon av utvikling på bestandsnivå (Leslie 1945; O'Connor 2001; Moe et al. 2000). Prinsippet er i denne sammenhengen anvendt på historiske grunnlagsdata for de(n) utvalgte arten(e), tilsvarende de respektive artenes aldersstruktur og mengdefordeling (biomasse) som er gitt av ICES. For å fremskrive bestanden i samme forhold, i praksis uttrykt som en serie projeksjoner med forskjellige, tilfeldig valgte starttidspunkter, er det tatt hensyn til naturlig dødelighet, fekunditeten, fiskepresset, og sist men ikke minst, rekrutteringen i form av andelen av larver som går til grunne.

De første parameterene er tallfestet med utgangspunkt i vitenskapelige arbeider og rapportering av fangster til ICES, mens den populasjonsdynamiske modellen (Trinn II) er koblet til skadematrisen i Trinn I ved kun ett tall: Den prosentvise andelen av larver som går til grunne ved gitt eksponering for hydrokarboner. Ved simulering av bestandsprojeksjonene for belastning, reduseres den historiske rekrutteringen med prosenten av larver som har gått til grunne. På grunn av usikkerheten i rekrutteringen modelleres denne parameteren som en stokastisk variabel. I denne sammenhengen er det tatt utgangspunkt i antall 3-åringer. Dette betyr i praksis at dersom bestanden fremskrives for 20 år, vil rutinen finne 20 tilfeldige tall (dvs. antall 3-åringer) med en predefinert sannsynlighetsfordeling basert på årsklasseanalysene fra ICES. Dette vil da gi en projeksjon for de gitte 20 tallene fra Monte Carlo-rutinen. For å få en gyldig statistikk må hele projeksjonen gjentas 100 ganger, dvs. totalt $20 \times 100 = 2000$ tilfeldige tall.

Denne tilnærmelsen har visse fordeler, men også begrensninger. Anvendelsen av 3-åringer er basert på at overlevelsen fra egg til larve er homogent fordelt på "alle" larver, dvs. at det ikke blir tatt hensyn til lokale "match" og "mismatch" blant larvene (jf. diskusjonen over). Den store dødeligheten på larvestadiet blir imidlertid ivaretatt, og man unngår å forholde seg til predefinerte forventningstall.

I og med at den historiske bestandsutviklingen brukes som referanse, avspeiler avvikene estimerer for bestandens nå-tilstand. På samme måte som for Trinn I vil forholdene endre seg over tid. Eksempelvis ville den beregnede restitusjonstiden for torsk blitt lengre dersom det hadde vært brukt data for en bestand som ikke var såvidt nedfisket. Dette er naturlig siden en bærekraftig bestand ville bestå av flere eldre individer som det ville ta lengre tid for en skadet årsklasse å "vokse seg gjennom". Estimaten vil således ikke være gyldige dersom bestanden i fremtiden forvaltes mhp. en bærekraftig utvikling, dvs. at fiskepresset reduseres og bestandene får vokse, ellers motsatt, hvis nåværende fiskepress opprettholdes og bestandene reduseres ytterligere.

Et annet paradoks kommer også tilkjenne ved sammenligning av restitusjonstid. Denne reflekterer naturlig nok dynamikken for den enkelte art og for den enkelte bestand, og det er gitt at lodda som har lav levealder og hvor mesteparten dør etter gyting, vil falle "heldigere" ut enn torsk. Dersom man ikke tar hensyn til dette ved vurdering av akseptabel miljørisiko – og ikke også forholder seg til skadens omfang, f.eks. tap av biomasse over tid – blir beslutningsgrunnlaget feil.

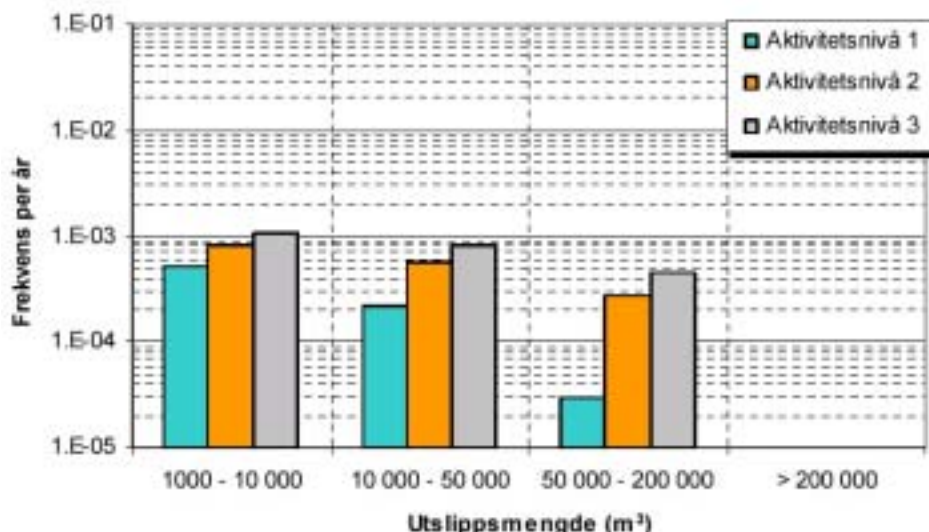
9.2.2 Betrakninger av miljørisiko

Miljørisikoanalyser er i prinsippet ment å gi et kvantitativt uttrykk for utviklingen av skadepotensialet, grovt forenklet som en kombinasjon av sannsynlighet for en hendelse og konsekvensen av denne hendelsen. Ved akutt oljeforurensning utgjør basisfrekvensen for selve hendelsen (Putslipp), f.eks. hyppighet av uhellsutslipp av en gitt størrelse, første ledd i sannsynlighetsbetraktningen. Frekvensen av interaksjoner mellom miljøkomponent og olje utgjør betraktningens påfølgende ledd, og kan uttrykkes ved å kombinere resultater av oljedriftssimuleringer (oljens aldring, drift og spredning; Ptreff) med fordelingen av utvalgte miljøkomponenter (Ptilstedeværelse). Miljømessige følger av interaksjonene kan videre angis ved en antatt sammenheng mellom olje (mengde og fordeling), sårbarhet og skade (Pskade), hvor også skadens alvor (konsekvens) avslutningsvis kan klassifiseres. Summen av alle disse sannsynlighetsparametrene og konsekvensen gir et uttrykk for den samlede miljørisiko.

Dette betyr i praksis at utløsningene av de beregnede skadeutfallene i foreliggende analyser – som i henhold til OEDs scenariebeskrivelser er ment å skulle fokusere på tilfeller med stort skadepotensiale – forutsetter en del sammenfallende hendelser. Noen av de mer underliggende variablene i utløsningen av effekter og skade er vurdert i foregående seksjon, mens mer overliggende trekk og trender i risikoledene, gitt ved ovenstående faktorer, er kortfattet belyst i det følgende.

Sannsynlighet for uhellsutslipp (Putslipp)

Dervo og Blom-Jensen (2003) konkluderer med at det ikke er funnet argumenter som underbygger andre sannsynligheter for utblåsninger for foreliggende felter enn det man har i norsk oljevirkosomhet i dag. For aktivitetsnivå 1 (Troms I) er det beregnet at utslipp mellom 10 000 og 50 000 tonn statistisk sett vil kunne skje hvert 4600 år. For aktivitetsnivå 2 vil dette kunne skje hvert 1700 år og for aktivitetsnivå 3 omtrent hvert 1200 år. Sannsynligheten for enda større utslipp (mellom 50000 og 200 000 tonn) er svært lav for aktivitetsnivå 1 (en gang hvert 340 000 år), men omtrent en gang hvert 3600 år for aktivitetsnivå 2 og hvert 2200 år for nivå 3. Sannsynlighet for utslipp større enn 200000 tonn er ekstremt liten (Dervo & Olsen 2003; jfr. figur 9.7). Foreliggende arbeid er i prinsippet en konsekvensutredning og har ingen forutsetninger for vurdering av ovenstående tallverdier. Som premissgivende faktor for miljørisiko er imidlertid både hendelsesfrekvens og utslippsvarighet adressert i det følgende.



Figur 9.7. Beregnede frekvenser av oljeutslipp pga. utblåsninger innen utredningsområdet. Kilde: Dervo og Blom-Jensen (2003).

Sannsynlighet for berøring av olje (Ptreff)

I foreliggende analyse er det anvendt et statistisk uttrykk for oljens drift og spredning i de innledende faser, dvs. for valg av scenariebetingelser, mens tapsanalysene er basert på ett enkelt scenario pr. utslippspunkt. Risikouttrykket baserer seg i imidlertid på en helårig tilnærming. Dette gjelder også for influensområdene for ULB som er definert på bakgrunn av 3600 enkeltscenarier (ca. 300 scenarier for hver måned) – alle har ulikt drift- og spredningsmønster. I en enkelt hendelse vil selvfølgelig bare ett utfall være gjeldende og dette utfallet vil aldri være nøyaktig likt for noen av de 3600 modellerte scenariene. Dette er indikert i tabell 9.7, med beregnede treffsannsynlighet for havruter i de respektive utslippspunktenes influensområder.

Tabell 9.7. Forventede treffsannsynligheter (Ptreff; 0-1) for ulike ressurser innen influensområdet for de ulike utslippspunktene. Treffsannsynlighet for åpent hav er beregnet som gjennomsnittlig treffsannsynlighet for alle 10x10 km havruter innen influensområdet. Tilsvarende er treffsannsynlighet for kyst beregnet på landruter og i iskantruter. Kilde: Brude et al. (2003).

Felt	Iskant	Åpent hav	Kyst
Bjørnøya Vest	0,11	0,16	0,23*
Finnmark Øst	0	0,19	0,11
Lopparyggen Øst	0	0,20	0
Troms I	0	0,17	0,15
Nordland VI	0	0,18	0,14
Nordland VII	0	0,17	0,19

*Gjelder Bjørnøya

Dette er av vesentlig betydning for hvorvidt ressursen vil kunne berøres av et oljeutslipp eller ikke; beregningene viser nemlig at ikke alle scenariene vil berøre de respektive uttrykkene for ressurs. Som angitt i tabell 2, er den gjennomsnittlige treffsannsynligheten for alle havruter stort sett mindre enn 0,2.

Dersom denne treffsannsynligheten tilordnes hendelsesfrekvensen reduseres i prinsippet antallet (sammenfallende) hendelser som kan gi størst skadeutfall. Eller mer konkret; gitt en fordeling av ressursen i deler av influensområdet – som også ofte er tilfellet – vil denne ressursen bare treffes av et mindre antall av de respektive drivbanene. Noen søl vil som følge av utslippsbetingelsene

(primært historiske vinddata og bakgrunnsstrøm) berøre områder hvor ressursforekomstene er av mindre betydning, mens andre vil ramme ressursen fullt ut. (I foreliggende arbeid er det som kjent fokusert på at olje berører de største forekomstene.) Selv om den antatte verst tenkelige konsekvensen holdes konstant er det gitt at den beregnede miljørisikoen begrenses til tilfellene hvor ressursen rammes.

Sannsynlighet for tilstedeværelse (Ptilstedeværelse)

Ressursens tilstedeværelse er et dynamisk begrep; forekomstene av egg og larver vil være begrenset til artenes gyttetider og noen måneder i etterkant, i selve gyteområdene så vel som tilstøtende farvann. I en helårig risikotilnærming utgjør dette en viss del av året – og en viss del av influensområdet. Gitt en fiskeressurs hvor egg og larver bare er tilstede i de berørte områdene i tre av årets måneder, vil den samlede miljørisikoen reduseres tilsvarende. I slike tilfeller vil også konsekvensen reduseres; et oljesøl vil jo ikke kunne berøre egg og larver så lenge disse ikke er fysisk tilstede i det aktuelle influensområdet.

Sannsynlighet for skade (Pskade)

Som tidligere nevnt, er eksponering en kritisk faktor for utløsning av effekter og skade. Denne forutsetningen har minst tre dimensjoner; henholdsvis den vertikale fordelingen av olje og ressurs, den horisontale fordelingen av samme forhold, og tidsaspektet, ressursen må eksponeres for et visst konsentrasjonsnivå over et gitt tidsvindu som overstiger den respektive ressursens antatte tålegrense.

I miljørisikosammenheng kommer disse faktorene bare til uttrykk dersom a) oljen berører de samme områdene som det forekommer ressurser (jf. Ptreff) og b) at olje og ressurs opptrer i samme området til samme tid (jf. Ptilstedeværelse). For utløsning av skadepotensialet er det like viktig at denne sameksistensen må være av et vist omfang og varighet; hvor stor ressursandel som eksponeres for ulike konsentrasjoner over gitte tidsvinduer er kritisk for hvor mange egg og larver som eventuelt går til grunne eller overlever – og på sikt – hvorvidt bestanden vil bli berørt.

Både olje og egg og larver vil være flekkvis fordelt med høyere konsentrasjoner i enkelte områder og lavere konsentrasjoner i andre. Dersom det er stille vær vil både olje og egg være konsentrert i vannlaget nær overflaten og over tid føre til at disse blir eksponert for høye konsentrasjoner over såvidt lange tidsrom at omfattende dødelighet oppstår. På den annen side er slike forhold langt fra enerådende. Vind og bølger vil blande både olje, egg og larver til dyp hvor konsentrasjonen av olje så vel som ressurs er såvidt lave at eventuell eksponering nødvendigvis ikke fører til letale effekter. Det samme vil være tilfellet dersom olje og ressurs opptrer i forskjellige dyp (f.eks. pga. forskjellig egenvekt, døgnvandring etc.); strømmen i de dypere vannlag vil da kunne føre ressursen ut av det området som synes berørt av de fordelingsmønstrene som projiseres for olje og ressurs på overflaten.

Olje forvitrer som kjent over tid, og erfaringsvis betraktes oljen som mest giftig i den første tiden etter utslippet. Da er løseligheten høyest og konsentrasjonene av lettere, vannløselige fraksjoner størst. Etter noen døgn avtar disse konsentrasjonene samtidig som forholdet mellom lettere, tyngre og dispergerte oljekomponentene endres. Selv om også mindre løselige og dispergerte oljefraksjoner er giftige, er det særlig de vannløselige fraksjonene som antas å utgjøre den største trusselen for pelagiske ressurser som fiskeegg og -larver. I praksis betyr dette at skadepotensialet er størst i tida før oljen forvitrer i særlig grad. I foreliggende arbeid er beregningene basert på at oljen slippes ut samtidig med gyting/klekking. Dersom utslippene hadde startet på andre tidspunkt – i størrelsesorden uker i forkant eller etterkant - ville betydelige ressursandeler unngått eksponering eller blitt eksponert for eldre, mer forvitret olje.

Sameksistens er også en funksjon av utslippets varighet. Beregningene viser at tapstallene øker med økende varighet. Dette er naturlig siden oljens influensområde også er styrt av mengde olje.

Dersom utslippet varer over lengre tid vil det kunne oppstå skadelige oljekonsentrasjoner over større vannvolumer enn ved utslipp av kortere varighet.

Det er således ikke tilfellet at et hvert oljesøl over en viss størrelse vil føre til det som i foreliggende arbeid er antydnet som verst tenkelig tilfelle. Som nevnt er det som i naturen for øvrig et spørsmål om "match" eller "mismatch". Forholder man seg til både ressursutbredelse og oljedriftsberegninger i et helårig perspektiv, vil såkalt verst tenkelig tilfelle bare kunne oppstå under gitte betingelser. Hendelsesfrekvensen utgjør naturlig nok en viktig faktor. Samtidig forutsetter realisering av skadepotensialet som tilkjennegis i uttrykket for miljørisiko at: a) hendelsen forekommer i tiden rundt gyte- og klekketoppen da konsentrasjonene av egg og larver er på sitt største, b) at den ferske og mest giftige oljen samtidig berører nettopp de områdene med de høyeste egg- og larvekonsentrasjonene, og c) at disse forekomstene eksponeres for såvidt høye oljekonsentrasjoner i såvidt stort omfang at andelen som går til grunne er av betydning for bestanden.

Samtidig skal det bemerkes at oljedriftsberegninger og ovenstående tall er teoretiske øvelser for prediksjon av mulige konsekvenser og miljørisiko; modellresultatene er en funksjon av erfaring og beste skjønn og lar seg naturlig nok vanskelig etterprøve *in situ*. I realiteten har enhver hendelse sin egen natur, og oljens drift og spredning vil være styrt av oljens egenskaper og de rådende biofysiske forhold i resipienten.

De statistiske sannsynlighets- og frekvensfordelingene sier heller ingen ting om returperioden; dvs. når en eventuell hendelse vil kunne skje innenfor de beregnede tidsvinduer. Også dette ligger utenfor beregningenes kontroll. Således kan en hendelse med sannsynlighet på 1 per 300 år like gjerne kunne skje i morgen som om 300 år. Miljørisiko utgjør et integrert produkt hvor sannsynlighet for hendelse og konsekvens av denne må betraktes samlet. Petroleumsindustrien har over tid investert betydelige ressurser i utviklingen av sikkerheten på norsk sokkel, og dagens nivå er uomtvistelig meget høyt. Tekniske forbedringer og løsninger vil imidlertid aldri kunne eliminere hendelsessannsynligheten; den menneskelige komponenten i risikomatrisen sørger for det.

10 REFERANSER

Booman, C., Midtøy, F., Smith, A.T., Westrheim, K. & Føyn, L., 1995. Effekter av olje på marine organismer - særlig på fiskelarvens første næringsopptak. Fisken og Havet, nr. 9.

Brown, E.D., Baker, T.T., Funk, F., Hose, J.E., Kocan, R.M., Marty, G.D., McGurk, Norcross, B.L. and Short. 1996. The Exxon Valdez oil spill and Pacific herring in Prince William Sound, Alaska: a summary of injury from 1989-1994. Pages 1-1 to 1-34 in E.D. Brown and T.T. Baker (eds.), Injury to Prince William Sound following the Exxon Valdez oil spill. Final Report Fish/Shellfish Study 11. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries Management and Development, Anchorage, Alaska.

Brude, O.W., Ugland, K.I. & Moe, K.A. 2000. Olje-Fisk – Barentshavet. Anskueliggjøring av miljørisiko i forbindelse med Borekampanjen 2000-2001. Alpha Rapport 1057-1. Alpha Miljørådgivning, 33 s.

Carls, M.G., 1987. Effects of dietary and water-borne oil exposure on larval Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). Marine Environmental Research, 22: 253-270.

Carls, M.G., Rice, S.D. and Hose, J.E., 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part 1. Low level exposure during incubation causes malformations, genetic damage and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*).

Carls, M.G., Marty, G.D. & Hose, J.E. 2001. Synthesis of the toxicological and epidemiological impacts of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring in Prince William Sound, Alaska. Exxon Valdez Restoration Project Final Report, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Auk Bay Laboratory, Juneau, Alaska

CONCAWE 2001. Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. CONCAWE rapport nr. 01/54. <http://www.concawe.be/Html/Reports.htm>

Dalen, J. 1993. Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. Rapport Nr. 10 – 1993, Senter for marine ressurser, Havforskningsinstituttet.

Depledge, M.H., 1989. The rational basis for detection of the early effects of marine pollutants using physiological indicators. Ambio 18; 301-302.

Dervo, H.J. og B. Blom-Jensen, 2003. Sannsynlighet for hendelser med store oljeutslipp. ULB delstudie 7-e (OED). Scandpower rapport 27.730.001/R1, Scandpower, Kjeller, 65 sider m/vedlegg.

Di Toro, D. M., McGrath, J. A., and Hansen D. (2000). Technical Basis for Narcotic Chemicals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Criteria. I. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 19, No. 8, pp. 1951-1970.

Edwards, R. & White, I. 1999. The Sea Empress Oil spill: Environmental impact and recovery. Paper presented at the International Oil Spill Conference 1999, 7-12- March, Seattle, USA.

Eidnes, G., S. Vefsnmo, D. Slagstad, H. Rye, Ø. Johansen and K. Skognes, 1998. Barents Icewater Programme – Project 2: Identification and Modelling of Discharges to Sea and Air. SINTEF Report STF22 F98220, SINTEF Civil and Environmental Engineering, Trondheim, Norway, 182 pp.

EU 1993, Technical Guidance Document (TGD) in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances – Part II.” (<http://ecb.jrc.it/cgi-bin/reframer.pl?A=ECB&B=/TGD/>)

Falk-Petersen, I.B., Falk-Petersen, S., Savinova, T., Wassmann, P., Gabrielsen, G. & Matishov, G. 1992. Marine ecosystem dynamics and the state of the environment in the arctic waters. Extended abstract In: Symposium on the state of the environment and environmental monitoring on the Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula, Oct. 6-8, 1992. Rovanemi, Finland, s. 107-122.

Fossum, P. & Øiestad, V. 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk i møte med trusselen fra petroleumsvirksomheten. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets egg og larveprogram – HELP (1985-1991). 78 s.

Fossum, P. 2001. Økosystem Norskehavet. Yngelproduksjon. S. 35-37 i Fosså, J.H. (red.): Havets miljø 2001. Fisken og havet, særnummer 2-2001.

Fossum, P. & Øyestad, V., 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk i møte med trusselen fra petroleumsvirksomheten. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets egg og larve program – HELP (1985-1991).

Fosså, J.H. (red.) 2002. Havets miljø 2002. Fisken og havet, særnummer 2 – 2002. Havforskningsinstituttet. ISSN 0802 0620.

Føyn, L. & Serigstad, B., 1989. Fish stock vulnerability and ecological evaluations in light of recent research. Petropiscis 89, Bergen Norway, 23-25 oktober.

Føyn, L., von Quillfeldt, C.H. & Olsen, E. 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet. Fisken og havet, Nr. 6 - 2002.

Gallego, A., Cargill, L.H., Heath, M.R., Hay, S.J. & Knutsen, T., 1995. An assessment of the immediate effect of the Braer oil-spill on the growth of herring larvae using otolith microstructure analysis. Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 8: 536-542.

Gjøsæther, H. & Anthoypillai, V. 1995. Utbredelse av Torsk i Barentshavet. Fisken og Havet Nr. 23 – 1995. Havforskningsinstituttet. 56 s.

Gobas, F.A.P.C. 1992. Modelling the accumulation and toxicity of organic chemicals in aquatic food chains. In Chemical dynamics of freshwater ecosystems, (Edited by F.A.P.C.Gobas og J.A. McCorquodale), Lewis Publisher, Chelsea, MI, 129-152.

Hassel, A. 2002. Økosystemet i Barentshavet. Plankton. S. 18-21 i Fosså, J.H. (red.): Havets miljø. Fisken og havet, særnummer 2 - 2002. Havforskningsinstituttet.

Hellstrøm, T. & Døving, K.B., 1983. Perception of diesel oil by cod (*Gadus morhua* L.). Aquat. Toxicol., 4: 303-315.

Iversen, S.A. (red.) 2001. Havets ressurser 2001. Fisken og havet, særnummer 1 - 2001. Havforskningsinstituttet. ISSN 0802 0620.

Iversen, S.A. 2002. Havets ressurser 2002. Fisken og havet, særnummer I-2002. ISSN 0802 0620.

Johansen, Ø., Skognes, K., Resby, J.L.M., Wiklund, J., Brude, O.W. & Moe, K.A. 2002. Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Uhellsutslipp-sannsynlighet, miljørisiko og miljømessige konsekvenser. Sintef Rapport STF66 F02057.

Johnsen, S., Frost, T.K., Hjelsvold, M. og Utvik T.R. 2000 The environmental Impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation.

Kocan, R.M., Hose, J.E., Brown, E.D. & Baker, T.T., 1996. Pacific herring (*Clupea pallasii*) embryo sensitivity to Prudhoe Bay petroleum hydrocarbons: laboratory evaluation and in situ exposure at oiled and unoled sites in Prince William Sound. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 2366-2375.

- Kolle, J., Havelin, T., Rudi, T-O., Lorentsen, E., Jensen, P., Rasmussen, D. & Berg, Ø. 2002. Fiskeriaktiviteten i området Lofoten- Barentshavet. Delrapport til konsekvensutredning for fiskeri, havbruk og skipstrafikk. Fiskeridirektoratet, Norges Fiskarlag, Norges kystfiskarlag, Norges råfisklag, Norges sildesalgslag 1. november 2002.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33 (part III): 183-212.
- Melle, W., Serigstad, B. & Ellertsen, B. 2001. Environmental risk of deep water oil drilling – A preliminary analysis. Rapport. Nr. 1/2001. Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet. 50 s.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT Rapport 93-31. Statens forurensningstilsyn. 114 pp. + Appendix.
- Moe, K.A., Ugland, K.I. & Brude, O.W. 2000. Fisk & Olje. Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Alpha Rapport 1028-1. Alpha Miljørådgivning. 34 s.
- Moe, K.A. (ed.), Brude, O.W., Fossum, P. & Bakkeplass, K. 2001. Brønn 36/7-3 Gjøl (PL 153). Vurdering av skadepotensialet og risiko for fisk ved uhellsutslipp av olje. Alpha Rapport 1095-01-01. Alpha Miljørådgivning. 24 pp.
- Norcross, B.L., Hose, J.E., Frandsen, M. & Brown, E.D., 1996. Distribution, abundance, morphological condition, and cytogenic abnormalities of larval herring in Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2376-2387.
- O'Connor, T.P. 2001. Comparing episodic, chronic, fishing and non-fishing impacts on resource populations. *Mar. Poll. Bull.* 42(7): 532-535.
- OECD 2000. Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and mixtures. Series on testing and assessment, No. 23. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development
- OLF 2001. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risiko Analyse (MIRA). Rapport (56 s.) / Elektronisk publikasjon. Oljeindustriens Landsforening.
- Pethon, P. 1998. Aschehougs store fiskebok. Norges fisker i farger. 4. rev. utgave 1998. H. Aschehoug & Co. (W. Nygaard) A/S 1995. ISBN 82-03-22260-9.
- Picketty, G. 1981. Amoco Cadiz. Fates and effects of the oil spill. Proc. Internat. Symp Centre Oceanologique de Bretagne. November 19-22, Brest (France), 1979. CNEXO, Paris. 881 s.
- Reed, M., Aamo, O.M., and Daling, P.S., 1995a. OSCAR, a Model System for Quantitative Analysis of alternative Oil Spill response Strategies. In: Proc. 18th Arctic Marine Oilspill Technical Seminar, Environment Canada, Ottawa, Ontario. pp. 815-834.
- Reed, M., Aamo, O.M., Daling, P.S., 1995b. Quantitative Analysis of Alternate Oil Spill Response Strategies using OSCAR. *Spill Science and Technology Bulletin*, vol. 2 no. 1. pp. 67-75.
- Reed, M., I. Singsaas, P. S. Daling, L. Faksnes, O. G. Brakstad, B. Hetland, and J. Hokstad, 2001. Modeling the Water-Accommodated Fraction in OSCAR2000. *Proceedings 2001 International Oil Spill Conference*, pp. 1083 - 1091.
- Reichert, W.L. & Varanasi, U., 1982. Metabolism of orally administered naphthalene in spawning english sole (*Parophrys vetulus*). *Environ. Res.* 27: 316-324.
- Rice, S.D. 1985. Effects of oil on fish. In Engelhart, F.R. (ed.). *Petroleum effects in the Arctic Environment*. Elsevier Appl. Sci., London and New York.

- Rice, S.D., Babcock, M.M., Brodersen, C.C., Carls, M.G., Gharrett, J.A., Korn, S., Moles, A. & Short, J.W., 1987. Lethal and sublethal effects of the water-soluble fraction of Cook Inlet crude oil on Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*) reproduction. NOAA Tech. Memo. No. NMFS F/NWC-111. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, D.C.
- Rice, S.D., Moles, D.A. & Short, J.W., 1975. The effect of Prudhoe Bay crude oil on survival and growth of eggs, alvins and fry of pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*. In "1975 Conference on prevention and control of oil pollution", Am. Pet. Inst., Washington DC:
- Rice, S.D., Short, J.W. and Karinen, J.F. 1977. Comparative oil toxicity and comparative animal sensitivity. In Wolfe, D.A. (ed.). Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms, p.78. Pergamon Press, New York.
- Roubal, W.T., Stranahan, S.I. & Malins, D.C., 1978. The accumulation of low molecular weight aromatic hydrocarbons of crude oil by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and starry flounder (*Platichthys stellatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7; 237-249.
- Rudberg, A., 2003. Oljedriftsmodellering i Lofoten og Barentshavet – spredning av olje ved akutte utslipp. ULB delutredning 7-a (OED). DNV rapport nr. 2003-0385, Det Norske Veritas, Høvik, 16 sider.
- Røe, T.I. (1998). Produced water discharges to the North Sea – A study of bioavailability of organic produced water compounds to marine organisms. Dr. scient. thesis. Norwegian University of Science and Technology. Faculty of Chemistry and Biology. Trondheim, Norway.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F., 1992. Økosystem barentshavet. Norwegian Research Program for Marine Arctic Ecology. ISBN 82-90565-17-8.
- Serigstad, B., Magnor-Jensen, A. & Mortensen, P.B. 2001. Effekter av olje på marine dypvannsorganismer. Rapport. Nr. 2/2001. Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet. 29 s.
- Solbakken, J.E., Tilseth, S. & Palmork, K.H., 1984. Uptake and elimination of aromatic hydrocarbons and a chlorinated biphenyl in eggs and larvae of cod *Gadhus morhua*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 16; 297-301.
- Statoil 2002. Notat fra KU for LNG anlegg snøhvit, reviderte PNEC-verdier for alkylfenolener, sendt av Tone Frost.
- Sundby, S. 1991. Factors affecting the vertical distribution of eggs. ICES mar. Sci. Symp. 192: 33-38.
- Sundby, S. 2000. Recruitment of Atlantic cod in relation to temperature and advection of copepod populations. Sarsia 85: 277-298.
- Sætre, R. 1999. Features of the central Norwegian shelf circulation. Continental Shelf Research 19: 1809-1831.
- Sætre, R. & Bjørke, H. 1988. Oljevirkksomheten på Møre. Konsekvenser for fiskeressursene. HELP rapport nr. 19. Havforskningsinstituttet egg- og larveprogram.
- Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies. A review of ecological effects. Environm. managem. 8: 27-44.
- Teal, J.M., Farrington, J.W., Burns, K.A., Stegemann, J.J., Tripp, B.W. & Phinney, C. 1992. The West Falmouth oil spill after 20 years: Fate of fuel oil compounds and effects on animals. Mar. Poll. Bull. 24(12): 607-614.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1981. Excretion of aromatic hydrocarbons and their metabolites by freshwater and seawater Dolly Varden char. In "Biological monitoring of marine pollutants", F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg & W.B. Vernberg (eds.). Academic Press, New York.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1982. Metabolism and clearance of phenolic and mono-, di- and polynuclear aromatic hydrocarbons by Dolly Varden char. In "Physiological mechanisms of marine pollutant toxicity", Academic Press, New York.

Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. Evaluering av metode for miljørettet risikoanalyse – MIRA ved bruk av AEAM-metoden. Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18-20 november 1996. NINA Oppdragsmelding 449: 1-125.

Wells, P.G. & Percy, J.A., 1985. Effects of oil on Arctic Invertebrates. In "Petroleum effects in the Arctic environment. F.R. Engelhardt (ed.). Elsevier Applied Science Publishers, London.

Westernhagen, H.von, 1988. "Sublethal effects of pollutants on fish egg and larvae"; 253-346 in Fish physiology. W.S. Hoar & D.J. Randall (eds.). Volume XI,. Academic Press (London).