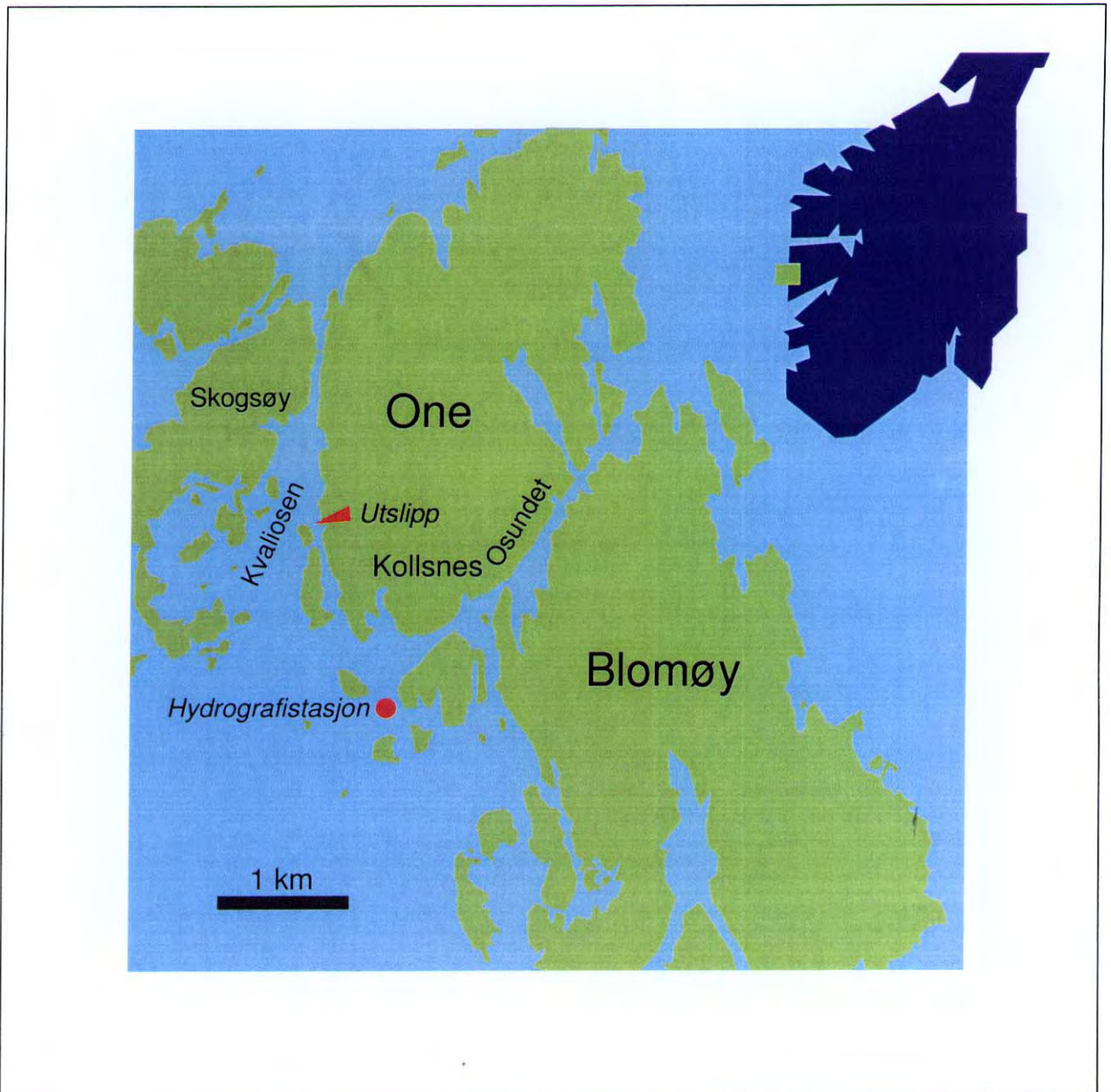


RAPPORT LNR 3788-98

Vurdering av miljøeffekter etter akutt utslipp av ca. 2 tonn MEG til sjø fra Kollsnes gassanlegg



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Vurdering av miljøeffekter etter akutt utslipp av ca. 2 tonn MEG til sjø fra Kollsnes gassanlegg	Løpenr. (for bestilling) 3788-98	Dato 26.1.98
	Prosjektnr. Undernr. O-97255	Sider Pris 27
Forfatter(e) Einar Nygaard Torbjørn M. Johnsen	Fagområde Marin eutrofi	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statoil, Kollsnes gassanlegg, Postboks 6004, 5020 Bergen	Oppdragsreferanse Tore S. Bjertnes
--	---------------------------------------

Sammendrag

Kollsnes gassanlegg har konsesjon for utslipp av monoetylenglykol (MEG) til Kvaliosen. MEG er et lite miljøskadelig stoff som er lett nedbrytbart. Ved nedbryting av store mengder MEG vil det være et stort oksygenforbruk i vannmassene. I forbindelse med et overutslipp av MEG i november 1997 er det på grunnlag av modellberegninger gjennomført en miljøkonsekvensanalyse, for resipienten Kvaliosen. MEG-konsentrasjonene etter primærfortynning var langt lavere enn toksisitetsgrensene. Hvis våre antagelser om nedbrytningsrater av MEG og om sjiktning- og strømforhold i Kvaliosen er riktige, viste modellberegninger at utslippet sannsynligvis ikke førte til noen signifikant reduksjon av oksygeninnhold i vannmassene og overhodet ikke til O₂-konsentrasjoner som kan gi negative effekter på marine organismer. For å bedre datagrunnlaget angående nedbrytning av MEG i sjø vann anbefales det å få gjort forsøk med MEG nedbrytning under realistiske forhold.

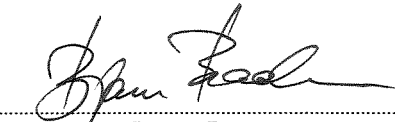
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Glykol	1.
2. Utslipp	2.
3. Kvaliosen	3.
4. Miljøkonsekvensanalyse	4.



Torbjørn M. Johnsen

Prosjektleder

ISBN 82-577-3160-9



Bjørn Braaten

Forsknings sjef

O-97255

**VURDERING AV MILJØEFFEKTER
ETTER AKUTT UTSLIPP AV CA. 2 TONN MEG
TIL SJØ FRA KOLLSNES GASSANLEGG**

Bergen 26.1.98

**Forfattere: Einar Nygaard
Torbjørn M. Johnsen**

Forord

Rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag av Statoil. Rapporten er en vurdering av miljøeffekter i forbindelse med utslipp av ca. 2 tonn monoetylenglykol (MEG), fordelt over 3 døgn, fra Kollsnes gassanlegg til Kvaliosen i november 1997. Hydrografiske data er stilt til rådighet av Naturkraft.

Hege Nilsen har vært hovedkontaktperson hos Statoil.

Fra NIVA har følgende personer deltatt i prosjektet: *Einar Nygaard* har vært ansvarlig for modellberegninger og rapportering av disse. Ansvarlig for kvalitetssikring har vært forskningssjef Bjørn Braaten. Prosjektleder og hovedansvarlig for rapporteringen har vært *Torbjørn M. Johnsen*.

Bergen 26.1.98.

Torbjørn M. Johnsen

Innhold

Sammendrag	7
1. BAKGRUNN	8
2. GENERELT OM MONOETYLENGLYKOL (MEG)	10
3. MODELLERINGSRESULTAT FOR SPREDNING OG FORTYNNING I RESIPIENTEN	11
4. BEREGNING AV OKSYGENFORBRUK UNDER NEDBRYTNING AV MEG	24
5. TOKSISITET	26
6. ANNEN EFFEKT PÅ RESIPIENTEN	27
7. SAMMENFATTENDE VURDERING	28
8. Litteratur	29

Sammendrag

Fra Kollsnes gassanlegg slippes det ut monoetylglykol (MEG) til Kvaliosen gjennom en avløpsledning. Utslippets størrelse er kontrollert gjennom utslippstillatelse gitt av Statens forurensningstilsyn (SFT). I perioden 18-20. november 1997 hadde gassanlegget et overutslipp av MEG på totalt 2050 kg.

NIVA har tidligere vurdert et akutt utslipp fordelt over 2 døgn i juli 1996 (Johnsen & Nygaard 1997). Vurderingene tok utgangspunkt i et teoretisk beregnet "worst case" på 50 tonn, mens den mest sannsynlige utslippsmengden var 12-24 tonn. Dette ble vurdert til å kunne gi redusert oksygenkonsentrasjon i et tynt innlagringssjikt i en periode. Det kan også ha forekommet toksisk virkning på ulike organismer i dette sjiktet inntil 25 meter fra utslippspunktet. Utslipet ble ikke vurdert å ha forårsaket en miljøforringelse som har ført til at resipientens robusthet ble svekket.

MEG er et lite miljøskadelig stoff som er lite fettløselig og betraktes ikke som bioakkumulerbart. Det skader ikke sjømat og antas ikke å adsorbere til sediment. Ved høye konsentrasjoner har imidlertid MEG toksisk virkning på planter og dyr ($EC_{50} = ca. 5-20 \text{ g/l}$). Stoffet brytes ned til karbondioksyd (CO_2) og vann (H_2O) under stort oksygenforbruk. Ved $10^\circ C$ er halveringstiden antatt å være 20 døgn. Oppstår det oksygenmangel vil anaerobe bakterier bryte det ned under dannelse av blant annet sterkt luktende mekaptaner (tioler) og hydrogensulfid (H_2S).

Modelleringsresultatene, som baserer seg på et totalutslipp på ca. 2 tonn MEG, fordelt over 3 dager, viser at utslippsvannet mest sannsynlig steg helt til overflaten. I beregningene er det benyttet et utslippsdyp på 11 meter gjennom en avløpsledning uten diffusor. Etter et jevnt fordelt utslipp over 3 døgn vil blandingsvannet fordele seg i hele Kvaliosen med de høyeste konsentrasjonene like ved utslippspunktet. Vannutskiftning og nedbrytning vil imidlertid føre til at det meste av utslippet blir fjernet i løpet av 10 døgn. Det finnes ikke sjiktingsdata fra Kvaliosen høsten 1997. Til modellberegningene ble det brukt sjiktingsdata fra høsten 1996. Dette gir noe usikkerhet i beregningene av fortykning og innlagringsdyp for utslippet, men ville neppe forandret konklusjonen.

Hvis våre antagelser om nedbrytningsrater av MEG er riktige viste modellberegninger at utslippet sannsynligvis ikke førte til noen signifikant reduksjon av oksygeninnhold i vannmassene i Kvaliosen og overhodet ikke til O_2 konsentrasjoner som kan gi negative effekter på marine organismer. For å få bedre datagrunnlag angående nedbrytning av MEG i sjøvann anbefales det å få gjort forsøk med MEG nedbrytning under realistiske forhold.

Modelleringsresultatene viste at MEG konsentrasjonene etter primærfortynning var langt under de kjente toksisitetsgrensene for en del organismer. Det er derfor ikke ventet at utslippet hadde toksiske effekter på noen organismer i Kvaliosen.

Dette utslippet representerte derfor ingen fare for det biologiske livet i Kvaliosen.

1. BAKGRUNN

Fra Kollsnes gassanlegg blir det slippet ut monoetylenglykol (MEG) til Kvaliosen gjennom en avløpsledning (se figur 1 for utslippsted). Ledningens indre diameter er 458mm og vannet slippes ut gjennom ledningens endehull på 11 m dyp og ca. 35 m fra land. Utslippets størrelse er kontrollert gjennom utslippstillatelse gitt av Statens forurensningstilsyn (SFT).

Tekniske problemer med regenereringssystemet for MEG har ført til flere akutte utslipp. Det alvorligste utslippet av MEG skjedde i juli 1996. Det ble da sluppet ut maksimalt 50 tonn MEG til Kvaliosen. Beregninger viste at oksygenbehovet under nedbrytningen var så stort at det i en kort periode kan ha oppstått oksygenmangel i et tynt sjikt (Johnsen og Nygaard 1997). Det ble videre konkludert med at en begrenset mengde plankton kan ha blitt berørt av oksygenfritt vann og at aktivt svømmende organismer sannsynligvis raskt ville søke ut av slikt vann og dermed unngå skader. Fastsittende organismer langs et belte på et par hundre meter langs vestsiden av One og på Flatholmens nordside kan i en periode ha vært rammet av dårlig vannkvalitet.

Litteratursøk viste at MEG konsentrasjoner lavere en 2 g/l (tilsvarende 2 000 mg/l) ikke gir toksiske effekter hverken på alger, plankton eller fisk.

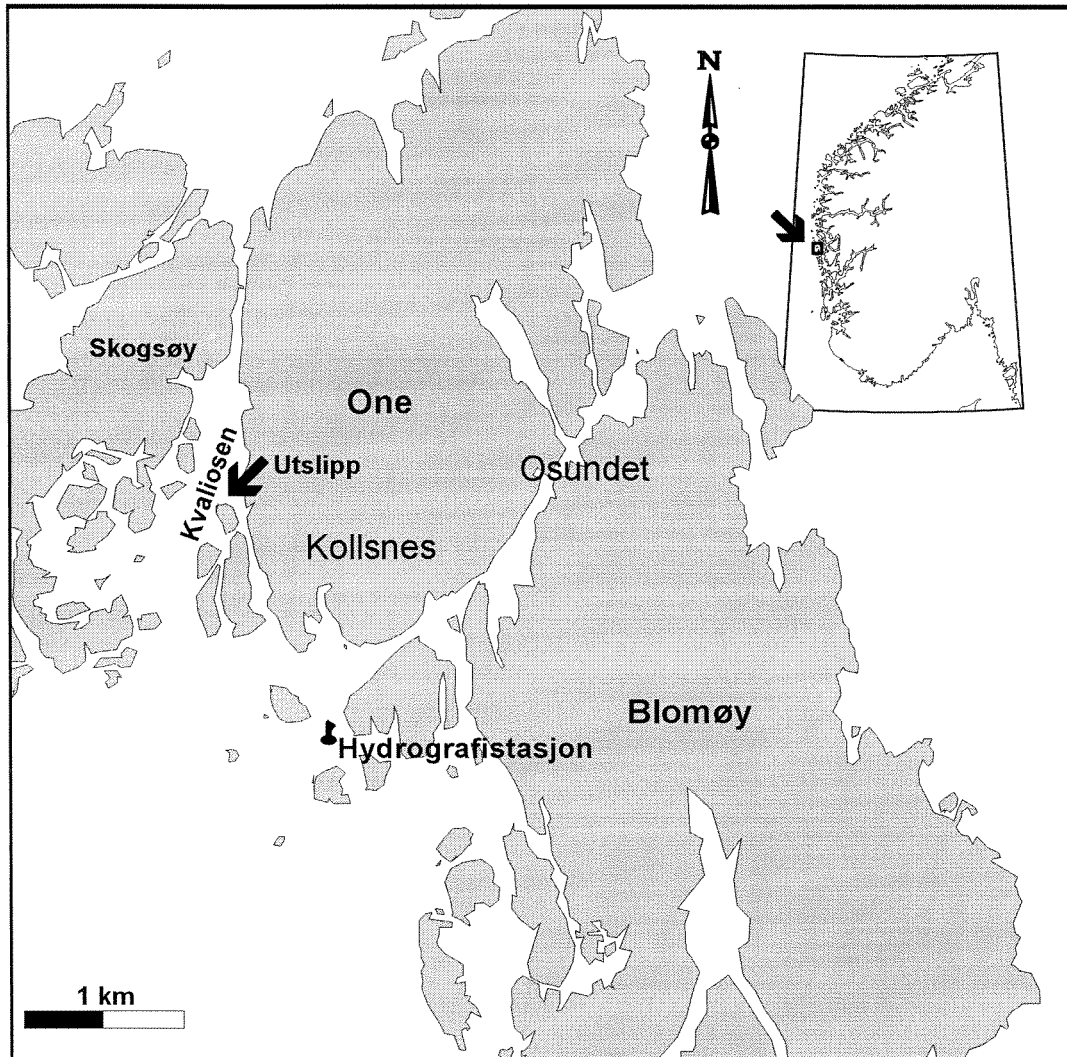
Konsentrasjonene etter primærfortynningen i en periode i juli 1996 var høyere enn de kjente toksisitetsgrensene for en del organismer. Allerede 25 meter fra utslippspunktet var imidlertid fortynningen så stor at vannet ikke lenger var toksisk. På grunn av at toksisk vann forekom kun i en kortere tidsperiode og at utslippet skjedde på et tidspunkt med sterk sjiktning i vannmassene, som førte til at det toksiske vannet ble innlagret i et tynt sjikt, ble skadeeffektene på planktoniske organismer antatt å være svært begrenset.

Det ble også vurdert miljøvirkninger av et utslipp på 4,2 tonn MEG, fordelt over 6 dager i slutten av august 1996. Det ble her funnet at oksygentilførselen under primærfortynningen var mer enn tilstrekkelig til å dekke oksygenbehovet ved nedbrytning, og at utslippet ikke representerte noen fare for det biologiske livet i Kvaliosen.

I perioden 18-20. november 1997 hadde gassanlegget et nytt overutslipp av MEG, grunnet svikt i renseanlegget for prosessavløpsvann fra MEG regenerering. Det ble i denne perioden sluppet ut ca 2 tonn MEG fortynnet med en vannmengde slik at gjennomsnittlig MEG konsentrasjon i utslippet var 880 mg/l.

NIVA ble deretter engasjert av Statoil for å gjennomføre følgende vurderinger:

- Kan det akutte utslippet ha hatt toksiske effekter på dyre- og planteliv i resipienten?
- Hvor stort oksygenforbruk har utslippet resultert i og kan et redusert oksygennivå ha gitt negative effekter på biologisk liv (spesielt fisk) i påvirkningsområdet?
- Er det fare for langtids-/kroniske effekter som følge av de akutte utslippene og forhøyede utslipp over tid?
- Kan utslippene ha ført til forringelse av resipienten til andre formål?

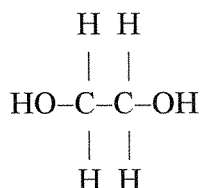


Figur 1. Kart over Kvaliosen og Osundet. Utslippstedet for MEG er angitt med en pil. Hydrografistasjon er lokalisert like vest for Osundet.

2. GENERELT OM MONOETYLENGLYKOL (MEG)

Monoetylenglykol (MEG) har mange synonymnavn med 1,2-ethanediol som det mest vanlige. Stoffet produseres i store mengder hovedsakelig til bruk i avisningsvæske og produksjon av polyester fiber og film.

MEG har molekylformelen $C_2H_6O_2$ med molekylvekt på 62,07, og egenvekt på 1,108 kg/l. Stoffets strukturformel er:



MEG er en fargeløs væske som løses lett i vann, men er lite fettløselig (log oktanol/vann partisjonskoeffisient = -1,36). Den lave fettløseligheten gjør at stoffet i svært liten grad bioakkumuleres, og det antas heller ikke å adsorbere til sediment (Verschueren 1983, Howard 1990). Under tilstrekkelig tilgang på oksygen brytes MEG ned til karbondioksid (CO_2) og vann (H_2O). Under oksygenmangel vil stoffet brytes ned av anaerobe bakterier og blant annet danne mekaptaner (tioler) som har en sterk, ubehagelig lukt (løklukt). Hvis oksygentilgangen ikke er tilstrekkelig, vil det dessuten dannes hydrogensulfid (H_2S) som er en svært giftig gass (Stene-Johansen et al. 1991).

3. MODELLERINGSRESULTAT FOR SPREDNING OG FORTYNNING I RESIPIENTEN

I dette kapitlet blir det gitt en beskrivelse av metodene, modellene og data som ble brukt til fortynningsberegningene. Resultatene blir også presentert.

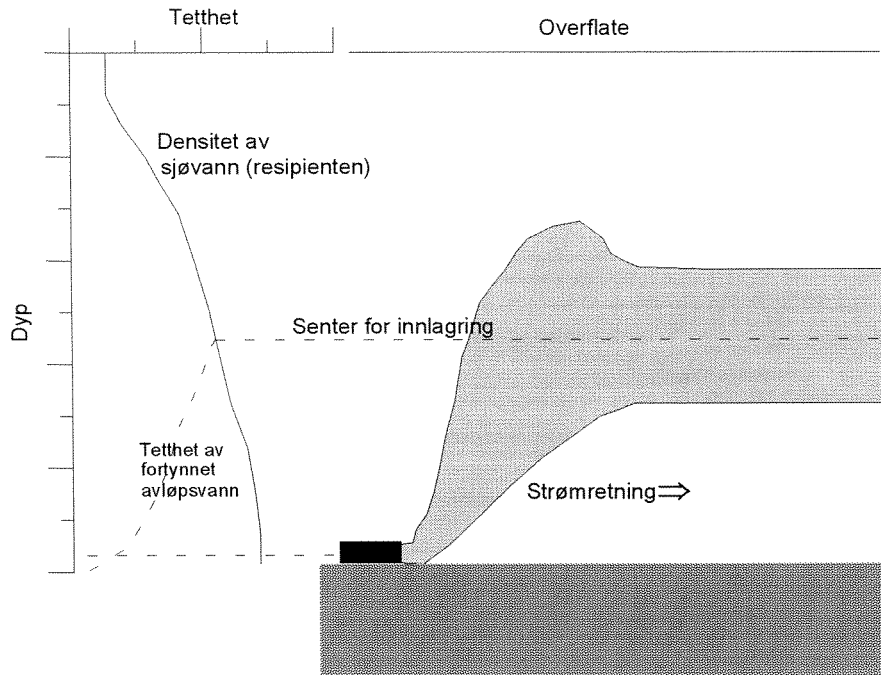
3.1. CORMIX

Til beregninger av innlagringsdyp og fortytning av MEG- utslippet er brukt modellen CORMIX. Modellen er utarbeidet av det amerikanske EPA og anbefales for denne type beregninger (Bouchard et al. 1993).

Bakgrunn

Avløpsvann kan antas å ha samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en sjø vil derfor avløpsvannet straks stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" mens den beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis sjøvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil avløpsvannet ikke nå opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at avløpsvannet innlagres. Dette er illustrert i figur 2.

Fortynningen fram til avløpsvannet er innlagret og har "forbrukt sin energi" omtales oftest som primærfortynningen. Den videre fortytningen bestemmes i alt vesentlig av den turbulente blandingen i resipienten, og omtales som sekundærfortynning.



Figur 2. Illustrasjon av hvordan avløpsvann kan innlagres i en lagdelt vannmasse.

For å beregne innlagringsdyp og fortykning trenger man opplysninger om, hydrografi og strømforhold i resipienten, utslippsdyp, rørdiameter, mengde og tetthet på avløpsvannet.

Data

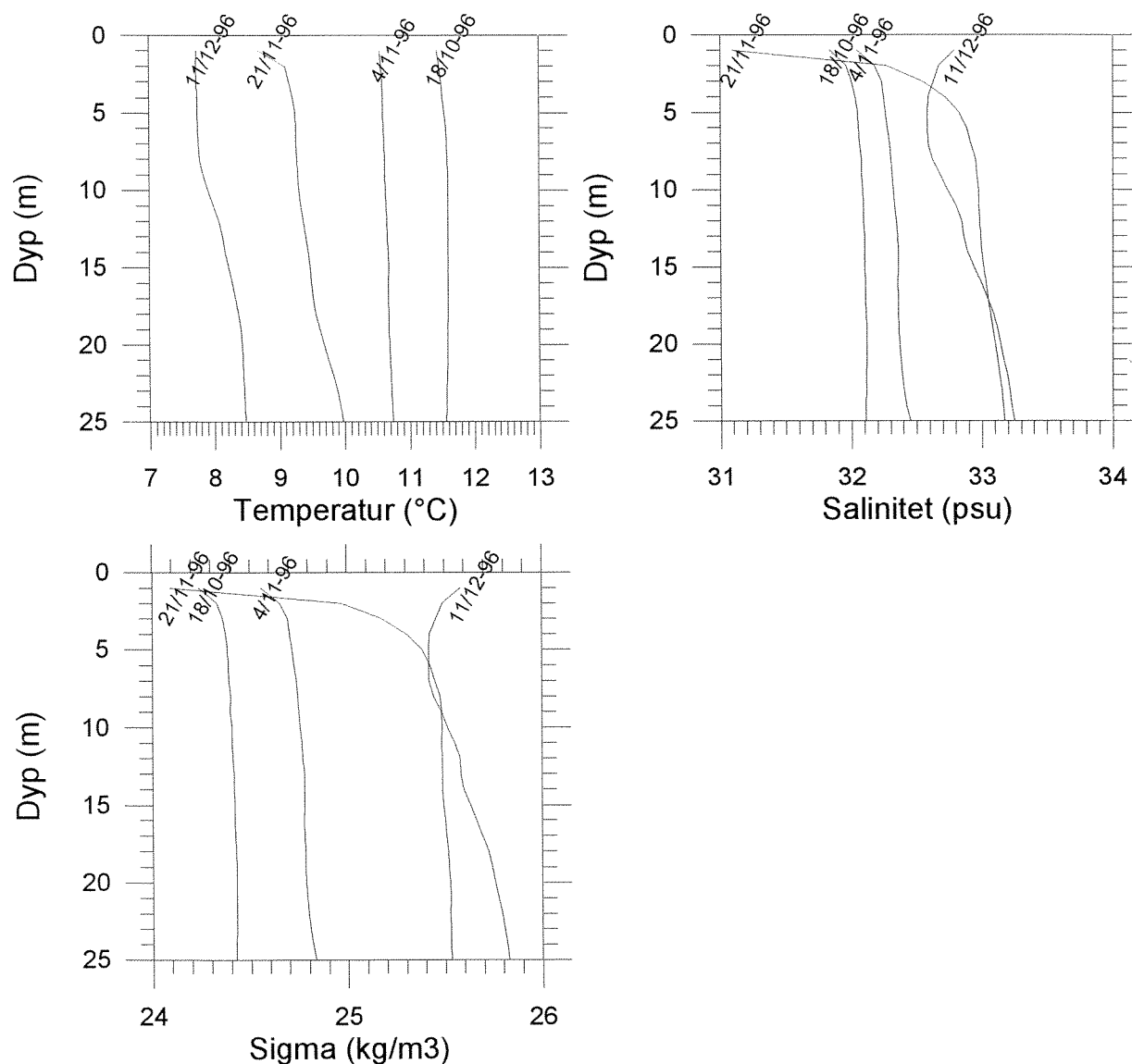
Beregningene ble utført for utslippet som fant sted i perioden 18.-20. november 1997. I løpet av disse tre dagene ble det i følge Statoil sluppet ut 2050 kg MEG i en væskemengde på totalt 2328 m³. Dette gir en gjennomsnittlig MEG konsentrasjon på ca. 880 mg/l.

Den blandete væsken av ferskvann og MEG er beregnet å ha en tetthet på ca. 1 002 kg/m³, dvs. noe tyngre enn ferskvann men lettere enn sjøvann. Avløpsvannet vil derfor stige opp i sjøen og eventuelt innlagres hvis det ikke når helt til overflaten. I beregningene er utslippsdypet satt lik 11 m og utslippsrørets indre diameter satt til 458mm, oppgitt av Statoil. Bjerkeng og Molvær (1997) gjorde fortykningsberegninger for det samme utslippet i 1997. De brukte et utslippsdyp på 14 meter. Det er ikke montert diffusor på avløpsrøret.

For å gjennomføre fortykningsberegninger er det nødvendig med representative temperatur- og salinitetsfordeling i resipienten når utslippet fant sted. Det finnes ingen data fra denne perioden, men NIVA gjennomførte et ett-årig måleprogram i 1996-97 for Naturkraft A/S med blant annet en hydrografistasjon (figur 1) ytterst i Osundet. Data fra samme årstid i 1996 (18/10, 4/11, 21/11 og 11/12) gir oss det beste estimat for tetthets-fordelingen i vannmassene også ved utslippspunktet et år senere (figur 3). Figuren viser at resipienten var svakt sjiktet høsten 1996. Med unntak fra den 21/11 var vannmassene i de 25 øverste meterne nær homogene.

Skeie og Langfelt (1992) beskrev strømforholdene i utslippsområdet med at strømfarten i hovedsak vil være mindre enn 10 cm/s og vanligvis mindre enn 5 cm/s. Strømmfarten i resipienten satt lik 1 cm/s (dvs. en konservativ verdi). Johnsen og Nygaard (1997) gjennomførte tilsvarende beregninger også med en strømhastighet i resipienten på 3 cm/s.

Hydrografimålinger ved Kollsnes høsten 1996



Figur 3 Hydrografidata fra måleposisjon like vest for Osundet ved Kollsnes gassterminal (figur 1). Dataene er fra høsten 1996 og viser at vannmassene var svakt sjiktet, med unntak av den 21/11 da det var et sprangsjikt i 2-3 m dyp. Målingene fra den 11/12-96 viser tilsynelatende et instabilt sjikt i øvre lag. Dette skyldes sannsynligvis instrumentfeil.

3.1.1. Resultater fra beregningene med CORMIX

CORMIX ble kjørt med de forangitte data. Resultater fra beregningene er gitt i tabell 1-4. Tabellene inneholder opplysninger om tid, senterkonsentrasjon, senterfortynning, innlagringsdyp, horisontal forflytting og halvbredde (tykkelse på vannsjikt hvor konsentrasjonen er høyere enn 37% (1/e) av senterkonsentrasjonen).

Beregningene med CORMIX viser at vannet ville stige helt til overflaten ved tre av de fire forskjellige sjiktforholdene (figur 4). Ved den fjerde situasjonen vil vannet innlagres på ca. 4 meters dyp (jfr. tabell 3). Ved opptrengning til overflaten vil primærfortynningen være ca. 60 ganger, mens den vil være ca. 35 ganger ved innlagring på 4 meter. Dette gir en MEG konsentrasjon på ca. 15 mg/l ved opptrengning, og ca. 25 ved innlagring.

Den svake sjiktningen i resipienten gjør at utslippsvannet for det meste stiger helt til overflaten og fortynnes videre horisontalt i et tynt sjikt hvor halvbredden øker fra 0,4 m til ca. 3 meter etter 2 km. Det vil være en senterkonsentrasjon på under 0,5 mg MEG/l ca. 1 km nedstrøms fra utslippet.

Tabell 1. Resultater fra beregningene med CORMIX med hydrografidata fra den 18/10-96.

Tid	Konsentrasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagringsdyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	880,0	0	-	-	-
27 sek*	14,0	61	0	0,63	-
~2 timer	3,6	248	0	84	0,44
~4,5 timer	1,6	558	0	160	0,52
~8,5 timer	1,1	830	0	314	0,60
~31 timer	0,4	2329	0	1 101	1,57
~55 timer	0,1	6145	0	2 000	2,90

* Primærfortynning ferdig

Tabell 2. Resultater fra beregningene med CORMIX med hydrografidata fra den 4/11-96.

Tid	Konsentrasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagringsdyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	880	0	-	-	-
27 sek*	15	60	0	0,63	-
~2 timer	3,5	249	0	84	0,44
~4,5 timer	1,6	564	0	162	0,52
~8,5 timer	1,0	842	0	318	0,60
~31 timer	0,4	2336	0	1 103	1,56
~55 timer	0,1	6124	0	2 000	2,88

* Primærfortynning ferdig

Tabell 3. Resultater fra beregningene med CORMIX med hydrografidata fra den 21/11-96.

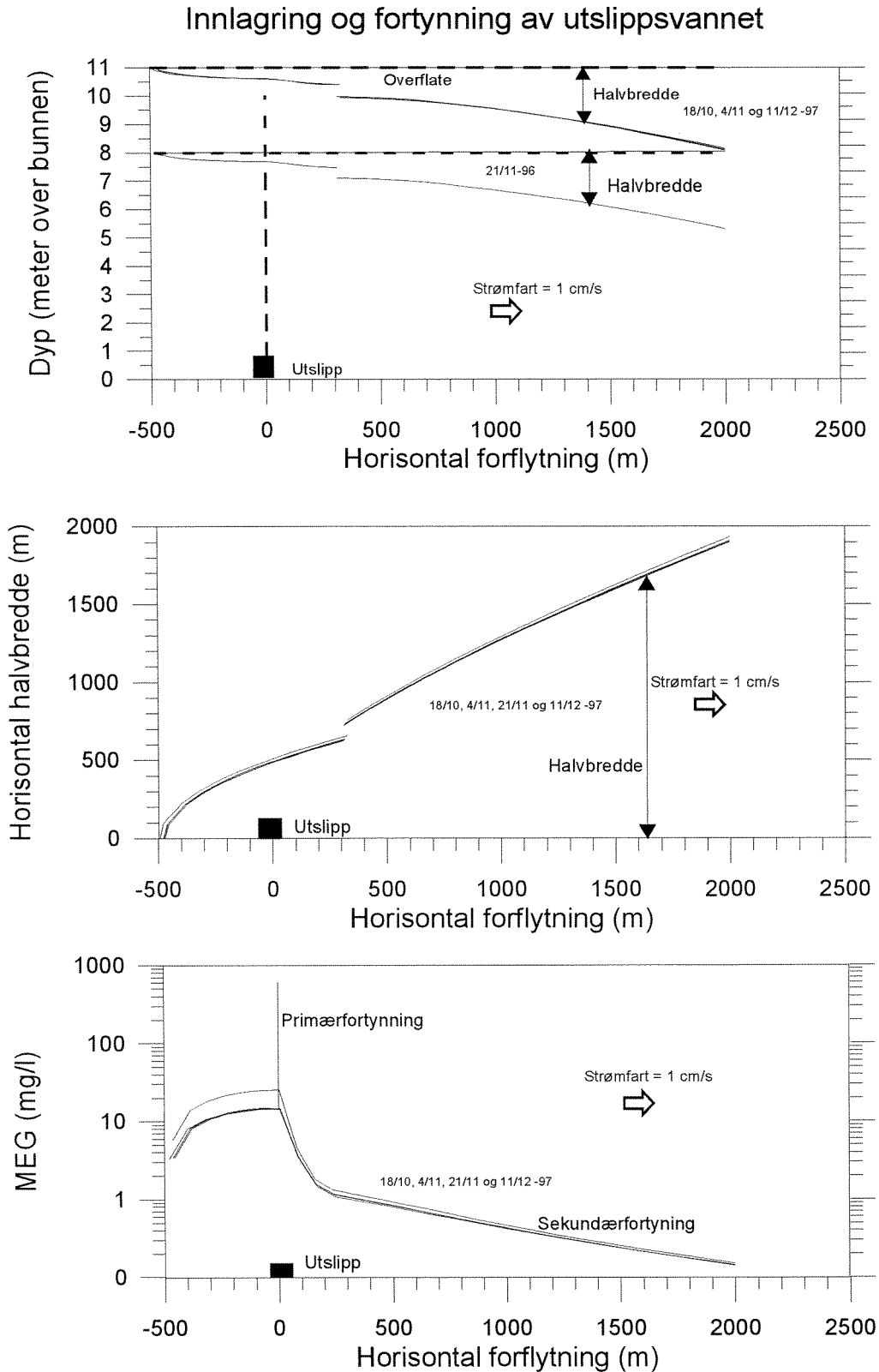
Tid	Konsen- trasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagrings- dyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	880	0	-	-	-
18 sek*	25	35	4	0,42	-
~2 timer	4,5	194	4	80	0,37
~4,5 timer	1,8	480	4	157	0,46
~8,5 timer	1,2	734	4	312	0,53
~31 timer	0,4	2155	4	1099	1,45
~55 timer	0,2	5818	4	2000	2,74

* Primærfortynning ferdig

Tabell 4. Resultater fra beregningene med CORMIX med hydrografidata fra den 11/12-96.

Tid	Konsen- trasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagrings- dyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	880	0	-	-	-
27 sek*	14	62	0	0,62	-
~2 timer	3,4	262	0	86	0,45
~4,5 timer	1,4	512	0	168	0,54
~8,5 timer	1,0	895	0	329	0,61
~31 timer	0,4	2388	0	1109	1,57
~55 timer	0,1	6120	0	2000	2,85

* Primærfortynning ferdig



Figur 4. Resultater fra modellberegningene med CORMIX med hydrografidata fra 18/10, 4/11, 21/11 og 11/12 1997. Figuren viser at utslippsvannet stiger opp i sjøvannet, enten helt til overflaten eller innlagres. Det fortynnes videre horisontalt samtidig som det blandes ned i stadig dypere vannmasser.

3.2. SMS/RMA2/RMA4

Beregningen med CORMIX gir liten informasjon om den horisontale spredningen og resirkulering av utslippsvannet. Dette styres av lokal topografi og strømforhold. CORMIX beregner kun nedstrøms konsentrasjoner av utslippsvannet. I virkeligheten vil strømforholdene være skiftende, vanligvis ga. tidevannet. Modellen RMA2/RMA4 (se nedenfor) tar hensyn til dette. Til gjengjeld fordeler disse RMA4 modellen utslippet jevnt over hele vannsøylen.

CORMIX blir brukt til å finne tykkelsen på sjiktet med innlagret utslippsvannet. I modellen SMS (se nedenfor) blir konsentrasjonene skalert opp som om hele utslippet finnes i et sjikt med tykkelse beregnet i CORMIX. Dette er et såkalt "worst case" fordi utslippsvannet stadig vil bli blandet inn i et tykkere sjikt jo lenger (tid og rom) vi beveger oss fra utslippet.

Bakgrunn

Forkortelsen SMS står for "Surface Water Modeling System" og er et interfaceprogram til blant annet den numeriske modellen RMA-2. Programmet SMS er laget ved Brigham Young University, Engineering Computer Graphics Laboratory i samarbeid med U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station og U.S. Federal Highway Administration (ECGL 1994).

RMA-2 er en dynamisk, todimensjonal, dybde integrert numerisk modell med fri overflate. Det vil si at modellen egner seg best i områder uten lagdeling. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element ("finite element") metoden.

Gruntvannsligningene i RMA-2 er Navier-Stokes ligninger for bevarelse av bevegelsesmengde og volum (volumkonservering).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0$$

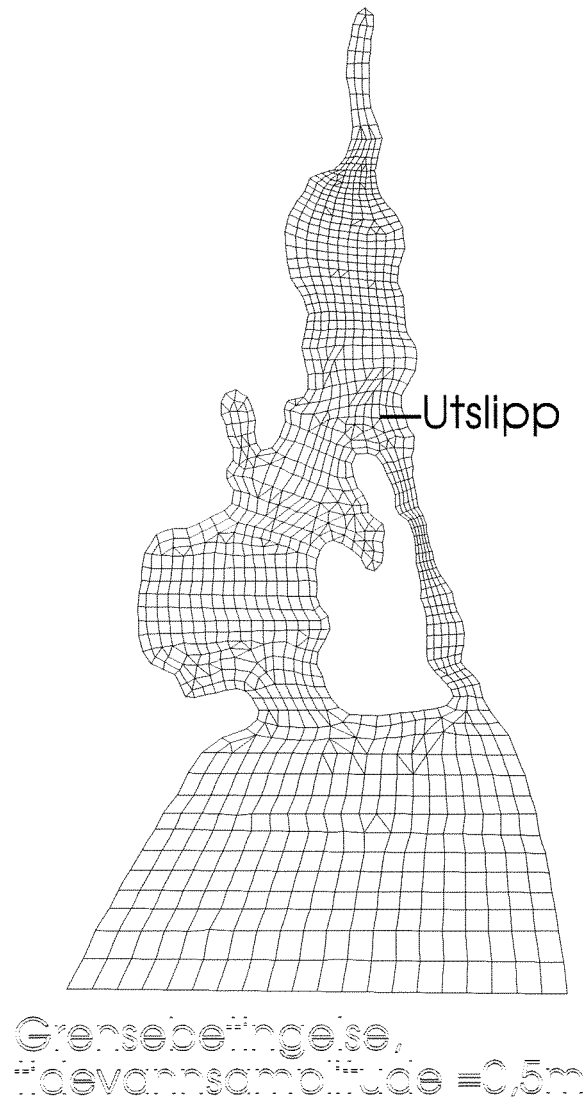
$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial a_0}{\partial x} \right) + fv - \frac{\varepsilon_{xx} \partial^2 u}{\rho \partial x^2} - \frac{\varepsilon_{xy} \partial^2 u}{\rho \partial y^2} + \frac{gu}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial a_0}{\partial y} \right) - fu - \frac{\varepsilon_{yx} \partial^2 v}{\rho \partial x^2} - \frac{\varepsilon_{yy} \partial^2 v}{\rho \partial y^2} + \frac{gv}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

- x = Distanse i x-retning (positiv mot øst)
- y = Distanse i y-retning (positiv mot nord)
- u = Horisontal strømningshastighet i x-retning
- v = Horisontal strømningshastighet i y-retning
- t = Tid
- g = Tyngdens akselerasjon
- h = Vanddyp
- A₀ = Helling av bunnen

ρ	Væskens tetthet
ε_{xx}	Normal turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning
ε_{xy}	Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning
ε_{yx}	Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning
ε_{yy}	Normal turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning
C	Chezy ruhetskoeffisient (Beregnet ut fra Mannings n)
f	Coriolis parameter

Modellen trenger flere typer input data. Først må man konstruere et nettverk (grid) med diskrete punkter (dvs. data over posisjon og dyp, som interpoleres til et grid i SMS). Nettverket er fleksibelt, det vil si at en kan selv velge størrelsen på de enkelte elementene. På denne måten kan en velge å gi nettverket bedre oppløsning i interessante områder. Nettverket som ble brukt, er vist i figur 5. Legg merke til at nettverket er lukket i nordenden. I virkeligheten er det en liten åpning her som gir noe gjennomstrømming.



Figur 5. Gridet som ble brukt til modellberegningene med RMA2/RMA4.

Modellen må videre gis verdier for de turbulente utvekslingskoeffisientene og for friksjonskoeffisienten Manning's n . Disse kan tilegnes forskjellige verdier i forskjellige deler av nettverket. Koeffisientene varierer med bunnforholdene og er samtidig en egenskap ved selve bevegelsen. De er følgelig svært vanskelige å bestemme nøyaktig (ECGL 1994).

Modellen må også gis dynamiske grensebetingelser. Dette kan være tidevannsamplituden ytterst i en fjord eller (tidsvariable) elvetilførsler.

Man må også tilegne nettverket en dynamisk initialtilstand. Dette gjøres ved å legge en flat overflate over hele nettverket. Det vil si at systemet trenger en del tid ("spin up") på å finne representative løsninger.

Ved hjelp av de topografiske dataene, grenseflatebetingelsene og initialbetingelsene beregner RMA-2 løsninger for hvert tidssteg. Modellen beregner verdier for fart, retning og vannstand i hvert av punktene i nettverket der det er lagt inn posisjon og dyp.

Data og resultater

RMA2 modellen ble kjørt med en halvdaglig vannstandsamplitude på 0,5 m. Modellen beregner da det barotrope (konstant med dypet) tidevannet i bukta. I virkeligheten vil det også bli satt opp strøm pga. vind, men dette er det ikke tatt hensyn til. Det vil si at det er brukt konservative strømforhold til beregningene. Det er ikke vist resultater fra denne kjøringen.

RMA4 modellen

Bakgrunn

RMA4 modulen er spredningsdelen av modellen. Her brukes de hydrodynamiske løsningene fra RMA2 til å definere et hastighetsfelt for et gitt nettverk. Modellen må også gis opplysninger om hvor mye og på hvilket punkt et stoff tilføres nettverket. Modellen beregner spredning av stoffet for hvert tidssteg. Ligningen i RMA4 er:

$$h\left(\frac{\partial c}{\partial t} + u\frac{\partial c}{\partial x} + v\frac{\partial c}{\partial y} - D_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - \sigma + kc\right) = 0$$

hvor:

x	=	Distanse i x-retning (positiv mot øst)
y	=	Distanse i y-retning (positiv mot nord)
u	=	Horisontal strømningshastighet i x-retning
v	=	Horisontal strømningshastighet i y-retning
t	=	Tid
h	=	Vannndyp
c	=	Konsentrasjon av stoff
D_x	=	Turbulent diffusjonskoef. i x-retning
D_y	=	Turbulent diffusjonskoef. i y-retning
σ	=	Lokal tilførsel eller sluk av stoff
k	=	Halverings rate

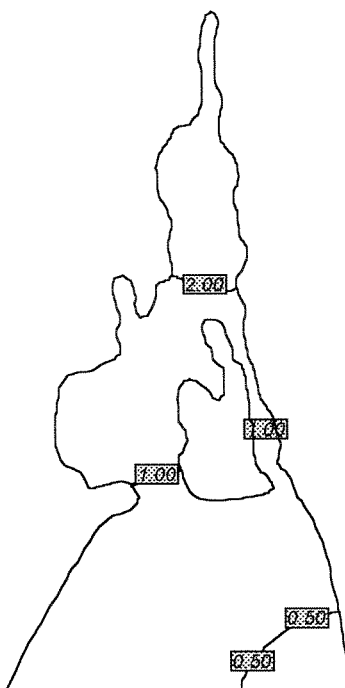
3.2.1. Data og resultater

Figur 5 viser hvor utslippet ble simulert. Det ble simulert et utslipp på 2050 kg MEG jevnt fordelt over 3 døgn. Beregningene med CORMIX viste at den svake sjiktingen i resipienten mest sannsynlig gjorde at utslippsvannet steg helt til overflaten og hovedsaklig spredde seg videre i et tynt sjikt (<1m). Tykkelsen på sjiktet økte til 3 meter 1000 meter nedstrøms utslippet. Gjennomsnittsdypet i nettverket er 50 meter. MEG konsentrasjonene beregnet med RMA4-modellen ble multiplisert med 50, dvs. man antar at alt MEG befinner seg i et gjennomsnittlig 1 m tykt sjikt. Det er ikke tatt hensyn til nedbrytning i modellen.

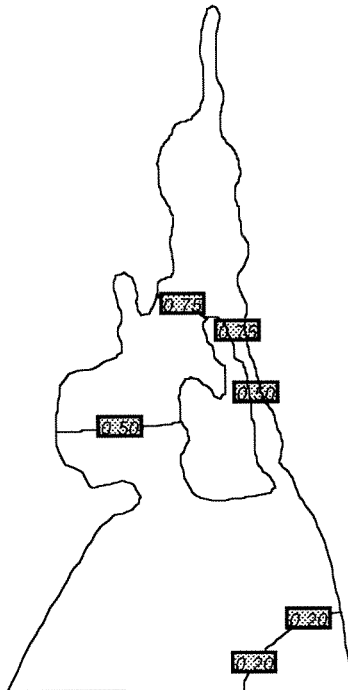
RMA4 klarer ikke å simulere primærfortynningsfasen som foregår på liten skala (< 1 meter horisontal distanse). RMA4 vil fordele utslippet over et større område og vil derfor ikke få like høye verdier i nærsonen (de nærmeste meterne) som CORMIX.

Figurene 6-8 viser konsentrasjonen av MEG etter at alt glykol er sluppet ut (72 timer), 1 og 10 døgn etter utslippet stanset. Figur 9 viser MEG-konsentrasjonene 10 døgn etter utslippet stanset fordelt i et 5 meter tykt sjikt. Jamfør med at modelleringen med Cormix viste at utslippet stadig blandes ned i dypere vannmasser.

Modellen gir maksimalkonsentrasjoner med MEG rundt 13 mg/l like etter at alt er sluppet ut. Etter ett døgn er det et område i indre Kvaliosen med konsentrasjoner mellom 3-4 mg/l. Ti døgn etter utslippet er konsentrasjonene mellom 2-3 mg/l innerst i Kvaliosen. Tar en derimot hensyn til at utslippet også blandes ned i vannmassene blir konsentrasjonene mindre enn 1 mg/l i hele området ti døgn etter utslippet. Beregningene ville neppe forandret seg mye om en hadde hatt tilgjengelige sjiktningsdata fra 1997.



Figur 8. Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen 10 døgn etter utslippet. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt over hele området.



Figur 9. Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen 10 døgn etter utslippet. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 5 meter tykt over hele området.

4. BEREGNING AV OKSYGENFORBRUK UNDER NEDBRYTNING AV MEG

Utslipet av MEG i perioden 18.11-20.11.97 er oppgitt til å være 2050 kg (Tabell 4.1). Dette utslippet er brukt som grunnlag for beregning av forbruk av oksygen.

Tabell 4.1. Tabell som viser utslippsmengde og oksygenbehov for fullstendig nedbrytning av MEG i forbindelse med akutt utslipp.

Utslppsperiode	Utslipp av MEG angitt i kg	Oksygenbehov angitt i tonn for fullstendig nedbrytning av MEG
18.11.-20.11.97	2050	2,6

For å fullstendige bryte ned MEG-utslippet behøves 2,6 tonn oksygen. MEG ble fortynnet med 2 328 m³ ferskvann før det ble sluppet ut i Kvaliosen. Primærfortynningen var ca. 35-60 ganger. Ved å anta at ferskvannet inneholder 14 mg O₂/l og sjøvannet 10 mg O₂/l, blir tilgjengelig oksygenmengde etter primærfortynningen (60 ganger):

$$(2\,328\,000\text{ l} \times 14\text{ mg/l} + 60 \times 2\,328\,000\text{ l} \times 10\text{ mg/l}) = 1,43 \cdot 10^9\text{ mg O}_2 \\ \Rightarrow \underline{1,43\text{ tonn O}_2}$$

Den tilgjengelige oksygenmengden i forhold til oksygenbehovet er 55% etter primærfortynningen. Det vil si at oksygeninnholdet i blandingsvannet rekker til å bryte ned ca. halvparten av MEG i utslippet..

Hvis en tar hensyn til sekundærfortynningen vil en ca. 85 meter nedstrøms utslippet ha en fortynningen på 250 ganger. Dette gir en tilgjengelig oksygen mengde på:

$$\Rightarrow \underline{5,85\text{ tonn O}_2}$$

Dette viser at om en tar hensyn til sekundærfortynningen og at nedbrytningen av MEG skjer over relativt lang tid vil en allerede 85 meter nedstrøms ha fortynnet MEG utslippet slik at tilgjengelig oksygenmengde er mer enn dobbelt så stor som nødvendig for å bryte ned hele utslippet. En avstand på 85 meter vil tilbakelegges på maksimum 3 timer (ved lav strømfart <1cm/s).

Normalt vil det etter et plutselig utslipp av MEG til en resipient uten en tilpasset bakterieflora ta en viss tid før nedbrytningen starter (lag-fase). Etter at en slik bakteriebestand er etablert, vil nedbrytningen av MEG skje eksponentielt. Et slikt nedbrytningsforløp vil resultere i et høyt oksygenforbruk til å begynne med, men dette vil gradvis avta. Fordi vi ikke kjenner nedbrytningsforløpet for MEG i sjøvann og spesielt ikke for Kvaliosen hvor det over lengre tid

har vært et utslipp av dette stoffet, er det i de videre beregninger benyttet en lineær nedbrytning (ca. 2,5% pr. døgn) fra første utslippsdag.

I Kvaliosen vil sekundærfortynningen være en viktig fortynningsprosess sammen med virkning av oksygenutveksling mellom atmosfære og sjø. For å få en konservativ beregning av oksygenforholdene, velges det her å se bort fra oksygenutvekslingen mellom vann og luft.

For å nedbryte 1 mg/l MEG behøves 1,26 mg/l oksygen. Om en antar at sjøvannet inneholder ca. 10 mg/l oksygen, må MEG utslippet være fortynnet slik at det har en konsentrasjon mindre enn 8 mg/l for å hindre at det bruker opp alt oksygenet i en tilsvarende vannmengde. MEG utslippet steg mest sannsynlig helt til overflaten og spredde seg videre horisontalt. Samtidig ble det fortynnet videre med det underliggende vannet. Figur 3.8 viser fordelingen av MEG fordelt i et 5 m tykt sjikt, i Kvaliosen 10 døgn etter utslippet. Nedbrytningen av alt MEG vil sannsynligvis ta mer enn 40 døgn. Selv om hele MEG-utslippet var blitt brutt ned i løpet av 10 døgn, ville oksygenforbruket i de 5 øverste meterne være kun 1 mg/l. Dette sjiktet har direkte utveksling med atmosfæren og vil hele tiden få tilført oksygen.

For at vannkvaliteten i en resipient skal være god, er det vanlig å kreve at oksygeninnholdet i sjøvann bør være minimum 5,0 mg O₂/l (Molvær et al. 1997). Ut fra modelleringsresultatene var det lite sannsynlig at MEG-utslippet førte til at oksygennivået i vannmassene kom ned i et slikt nivå.

5. TOKSISITET

Beregningene med modellen CORMIX viser at under de hydrografiske forholdene som var i midten av juli 1996, vil avløpsvannet med MEG stige helt til overflaten og spre seg videre horisontalt. Med et MEG utslipp på 2050 kg fordelt over 3 døgn (dvs. 880 mg/l MEG), viser beregningene at etter primærfortynning vil MEG-konsentrasjonen være 15-25 mg/l.

Tidligere gjennomførte toksisitetsforsøk med MEG viser at EC_{50} -verdien for grønnalgen *Selenastrum capricornutum* er bestemt til 2,2% (= 22 g/l), og veksthemming ble funnet ved konsentrasjoner ned til 0,63% (= 6,30 g/l) (Stene-Johansen et al. 1991). Den laveste rapporterte verdi som gir signifikant effekt på alger, er oppgitt til 2 g MEG/l (Bringmann & Köhn 1976). For vannloppen *Daphnia pulex* har begynnende økning av dødelighet blitt registrert ved MEG-konsentrasjoner på 0,3% (= 3 g/l), mens LC_{50} -verdien var 0,65% (= 6,5 g/l) (Stene-Johansen et al. 1991). Laveste oppgitte LC_{50} -verdi for fisk (*Carassius auratus* = gullfisk) synes å være 5 g MEG/l (Bridie et al. 1979).

På grunnlag av beregnede og målte konsentrasjoner og de ovenfor gitte toksisitetsgrenser kan det konkluderes med at utslippet av MEG, selv før primærfortynning, ikke har hatt toksiske virkninger på noen organismer.

6. ANNEN EFFEKT PÅ RESIPIENTEN

Monoethylenglykol (MEG) er en væske som er lite miljøskadelig. GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) klassifiserer MEG som "No evidence to support rating as bioaccumulating or liable to tainting of seafood", dvs. stoffets ansees ikke som bioakkumulerbart eller ansvarlig for forgiftning av sjømat (GESAMP 1989). Etylenglykol klassifiseres videre som "Non-hazardous" når det gjelder stoffets påvirkning av levende organismer. MEG er heller ikke carsinogent (kreftframkallende) (Verschueren 1983). MEG må derfor ansees som et lite miljøskadelig stoff så lenge konsentrasjonene holdes under de akutte toksisitetsgrensene. I og med at stoffet er lite bioakkumulertbart og ikke fester seg til sediment, er det også lite som tyder på at langtidseksposering med moderate konsentrasjoner vil ha negative effekter på dyre- og planteliv i resipienten.

Nedbrytningen av MEG er svært oksygenkrevende slik at utslipp i en resipient med lite vannvolum og dårlig vannutskiftning, kan det oppstå oksygenmangel og dermed dannelse av hydrogensulfid. Ved lave temperaturer skjer nedbrytningen av MEG relativt langsomt slik at ved 10°C vil det ta flere uker før stoffet er nedbrutt. Kontinuerlige utslipp til en resipient kan imidlertid føre til at det i utslippsområdet etablerer seg en bakterieflora som ernærer seg på MEG, og dette kan resultere i en noe raskere nedbrytning og raskere O₂ forbruk.

I Kvaliosen er fortynningen av MEG-utslippet og vannbevegelsen så stor at et konservativt estimat viser at et utslipp på 2 tonn MEG, fordelt over 3 døgn, ikke vil ha noen innvirkning på resipienten. Allerede etter 10 døgn vil mesteparten være nedbrutt eller fjernet fra resipienten.

7. SAMMENFATTENDE VURDERING

Monoetylglykol (MEG) er en lite miljøskadelig væske som er svært lite fettløselig og klassifiseres som ikke bioakkumulerbart. Den klassifiseres som "non-hazardous" når det gjelder påvirkning av levende organismer og forgifter ikke sjømat. Ved høye konsentrasjoner har imidlertid MEG toksisk virkning på planter og dyr ($LC_{50} = \text{ca. } 5\text{-}20 \text{ g/l}$).

18.-20. november 1997 hadde Statoil et utslipp av 2 tonn MEG til Kvaliosen. Konsekvensene av dette utslippet er spesielt vurdert i denne rapporten.

Modellberegninger viste at ved sannsynlige forhold med svak sjiktning i sjøen vil utslippet stige helt til overflaten. Primærfortynning var sannsynligvis ca. 35-60 ganger. Innlagringsvannet vil spre seg utover i Kvaliosen samtidig som sekundærfortynning vil føre til at MEG-konsentrasjonen avtar. Samtidig øker tykkelsen på blandingslaget. Ti dager etter utslippet vil mesteparten av MEG-utslippet være fjernet ($< 1 \text{ mg/l}$) fra resipienten som et resultat av fortynning, vannutskiftning og nedbrytning.

MEG brytes ned under stort oksygenforbruk, men nedbrytningstiden er lang ved lave temperaturer (antatt halveringstid ved $10^{\circ}\text{C} = 20 \text{ døgn}$). Beregninger viser at utslippet neppe førte til noen reduksjon av oksygenivået i resipienten. Det foreligger ikke litteratur fakta for nedbrytningsrater av MEG som gir tilstrekkelig dokumentasjon eller beregningsgrunnlag for å fastslå realistiske rater for nedbrytningen i Kvaliosen. For å få bedre datagrunnlag angående nedbrytning av MEG i sjøvann anbefales det å få gjort forsøk med MEG nedbrytning under realistiske forhold.

Konsentrasjonen av MEG i utslippsvannet var for lav til å ha toksisk virkning på marine organismer.

8. Litteratur

- Bouchard, D.C., 1993. User manual for CORMIX 2.10. USEPA Environmental Research Laboratory.
- Bjerkeng, B. og Molvær, J. 1997: Utslipp til sjø fra Kollsnes gassanlegg. Vurdering av fortynning. NIVA rapport LNR 3658-97. 36 s.
- Bridie, A.J., C.J.M. Wolff & M. Winter. 1979. BOD and COD of some petrochemicals. *Water Res.* 13:627-630.
- Bringmann, G., & R. Köhn. 1976. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae and protozoa in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.* 14:231-241.
- ECGL. 1994. SMS Surface Water Modeling System. RMA2/RMA4 Primer. Hydrodynamic Modeling. Brigham Young Univ., Utah, USA.
- Howard, P.H. 1990. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol. II: Solvents. Lewis Publishers, Inc. Chelsea. 546 pp.
- GESAMP. 1989. The evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships. International Maritime Organization Report no. 35.
- Johnsen, T.M. og Nygaard, E. 1997: Vurdering av miljørisiko ved utslipp av avløpsvann til sjø fra Kollsnes gassanlegg. NIVA-rapport nr3605-97. 39 s.
- Molvær J., Knutzen, J., Magnuson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport nr. TA-1467/1997.
- Skeie, G. M. og Langfeldt, J.N. 1992: Hydrografiske forhold i området ved Kollsnes i Øygarden. Cooperating Marine Scientists. Rapportnr. 079-I. 72 s. Oslo.
- Stene-Johansen, S., H. Holtan, H. Damhaug & J. Trandem. 1991. Glykolavrenning ved lufthavnene - Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak. Fase 1. NIVA-rapport l.nr.2624. 247 s.
- Verschuere, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Company Inc.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3788-98

ISBN 82-577-3363-6