



O-95067

Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomta til Ranfjorden

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|--------------|-----------------|
| Prosjektnr.: | Undernr.: |
| O-95067 | |
| Løpenr.: | Begr. distrib.: |
| 3311 | |

| Hovedkontor | Sørlandsavdelingen | Østlandsavdelingen | Vestlandsavdelingen | Akvaplan-NIVA A/S |
|--|--|---|---|--|
| Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 | Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13 | Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53 | Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33 | Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09 |

| | |
|---|--|
| Rapportens tittel: Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomta til Ranfjorden | Dato: 12.09.1995 Trykket: NIVA 1995 |
| | Faggruppe: Marinøkologi |
| Forfatter(e): Aud Helland Torgeir Bakke Jarle Molvær | Geografisk område: Nordland |
| | Antall sider: 35 Opplag: |

| | |
|---|------------------|
| Oppdragsgiver: Rana kommune, Koksverktomta | Oppdragsg. ref.: |
|---|------------------|

Ekstrakt:

Formålet har vært å vurdere betydningen av utslippet fra Koksverktomta på Ranfjorden. Konsekvensvurderingen er gjort på grunnlag av eksisterende informasjon om utslippet, tilstanden i fjorden og andre tilførsler til indre del av fjorden. Det er også utført målinger av strømforhold utenfor utslippet som grunnlag for modellering av transport og fortynning av utslippsvannet. Utslippet vil i hovedsak transporteres mot nordøst samtidig som det blandes med omgivende brakkvann. Influensområdet vil strekke seg mot nord og øst, dvs mot Ranaelvas utløp og omfatter de øvre 1-2 m dyp. Kobber, kvikksølv og cyanid er de forurensninger som krever størst fortynning for å unngå effekter. Brakkvanns-samfunnene i området er fattige grunnet flere forhold og vil neppe bli bedre ved en ensidig reduksjon av utslippet fra tomta. Innblanding med vannet fra elva gir så stor fortynning at virkninger på øvrige deler av fjorden ikke er sannsynlig. PAH-utslippet fra Koksverktomta kan i liten grad forklare det høye PAH-innholdet i bunnsedimentene, men er stort nok til å forklare det forhøyede PAH-innholdet i blåskjell, som er grunnlaget for kostholdsrad i fjorden. Det er lite sannsynlig at utslippet har betydning for PAH i reker og fisk.

4 emneord, norske

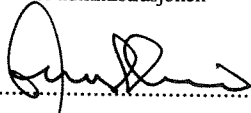
1. Organiske miljøgifter
2. Tungmetaller
3. Grunnforurensning
4. Konsekvensvurdering

4 emneord, engelske

1. Organic micropollutants
2. Heavy metals
3. Contaminated ground
4. Environmental impact assessment

Prosjektleder

.....
Aud Helland

For administrasjonen

.....
Jens Skei

ISBN82-577-2835-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-95067

**Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomta
til Ranfjorden**

Oslo September, 1995

| | |
|---------------|-----------------|
| Prosjektleder | Aud Helland |
| Medarbeidere | Torgeir Bakke |
| | Frank Kjellberg |
| | Jarle Molvær |

Forord

Etter forespørsel fra Rana kommune v/ Jarl Malnes i brev av 6 desember 1994 og møte i kommunen 7 februar 1995, utarbeidet Norsk Institutt for Vannforskning et forslag til miljøkonsekvensanalyse for betydningen av utslippene fra Koksverktomta til Ranfjorden.

Programmet ble gjennomført i tre faser. Fase 1 omfattet innsamling av tilgjengelig informasjon om forhold vedrørende fjorden, dvs. utslipp og resipientforhold samt miljøkvalitetskriterier. Fase 2 var et kortvarig strøm-måleprogram lokalt utenfor utløpet av kanalen fra Koksverktomta. Fase 3 omfattet selve evalueringen av betydningen av utslippet på fjorden. Til dette ble det benyttet et EDB-program "BOYCE" som beregnet spredning, fortykning og konsentrasjoner i utslippet fra kanalen.

Feltarbeidet i forbindelse med strømmålerprogrammet ble utført av fagassistent Frank Kjellberg med assistanse fra skipper Sigbjørn Hammer med sjarken "Svein".

Forsker Jarle Molvær har hatt ansvaret for strømmålinger og transportmodellering, forsker Aud Helland for beskrivelse av dagens resipientforhold og forskningsjef Torgeir Bakke for evaluering av miljøeffekter.

Vi takker SINTEF Molab v/ E.G. Hunnes og W. Brennbakk for fremskaffelse av nødvendige data i forbindelse med utslippet fra Koksverktomta.

Oslo 12. september, 1995

*Aud Helland
prosjektleder*

INNHold

| | Side |
|--|------|
| Forord..... | 2 |
| INNHold..... | 3 |
| SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER..... | 4 |
| | |
| 1. BAKGRUNN OG FORMÅL..... | 5 |
| | |
| 2. BESKRIVELSE AV UTSLIPPET RA KOKSVERKTOMTA..... | 7 |
| 2.1. Utslippsarrangement..... | 7 |
| 2.2. Vannstrøm og utslipp av forurensende stoffer..... | 7 |
| | |
| 3. DAGENS MILJØFORHOLD I RESIPIENTEN..... | 8 |
| 3.1. Generelle hydrografiske forhold og strøm..... | 8 |
| 3.2. Vannkvalitet..... | 8 |
| 3.3. Gruntvannsamfunn..... | 11 |
| 3.4. Bløtbunnsfauna..... | 11 |
| 3.5. Bunnsedimenter..... | 11 |
| 3.6. Miljøgifter i organismer..... | 11 |
| 3.6.1. Muslinger..... | 12 |
| 3.6.2. Fisk og reker..... | 12 |
| 3.7. Eksisterende forurensningskilder..... | 12 |
| | |
| 4. TRANSPORT OG INNBLANDING AV UTSLIPP FRA KOKSVERKTOMTA TIL FJORDEN..... | 15 |
| 4.1. Målinger av strømretning og strømstyrke utenfor utslippet..... | 15 |
| 4.1.1. Metodikk..... | 15 |
| 4.1.2. Resultater..... | 15 |
| 4.2. Beskrivelse av beregningsmodell og data..... | 20 |
| 4.2.1. Modellen..... | 20 |
| 4.2.2. Data..... | 21 |
| 4.3. Beregning av spredningsveier og konsentrasjoner..... | 21 |
| | |
| 5. EVALUERING AV MILJØEFFEKTER..... | 25 |
| 5.1. Grenseverdier for effekter..... | 25 |
| 5.2. Krav til innblanding og fortykning for å tilfredstille miljøstandardene (EQS)..... | 28 |
| 5.3. Influensområde for utslippet..... | 29 |
| 5.4. Innvirkning på forurensningsnivå i sedimenter og organismer..... | 30 |
| 5.5. Effekter på organismer og biologiske samfunn..... | 31 |
| 5.6. Virkninger på bruk av fjorden..... | 32 |
| | |
| 6. LITTERATUR..... | 33 |

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Formålet med foreliggende konsekvensvurdering har vært å vurdere betydningen av utslippet fra Koksverktoma for den marine resipienten Ranfjorden. Avrenningen fra Koksverktomta ledes til Ranfjordens østside gjennom en kanal. Gjennomsnittlig utgående vannføring i kanalen er av SINTEF Molab målt til 205 l/s.

Ranfjorden er en terskefjord som strekker seg sørvestover fra Mo og ut til øya Løkta. Det innerste bassenget, Nordrana, har et største dyp på 540 m og terskeldyp på 280 m ved Langnesodden. Bunnsedimentene i indre del av fjorden er preget av gruveavgang. Grunnet forhøyet innhold av PAH frarådes konsum av muslinger (blåskjell og o-skjell) sanket innenfor Alterneset/Andfiskå.

En 20 døgns strømmåleserie utenfor kanalutløpet viste en gjennomsnittlig strømhastighet på 3.6 cm/s. *Volumtransporten gikk hovedsaklig i retning nordøst-sørvest, med overvekt mot nordøst. Strømhastigheten er stor nok til å holde det meste av partiklene fra kanalutslippet i suspensjon over lang tid.*

De forurensningskomponentene i utslippet fra Koksverktomta som er behandlet i utredningen er: pH, klorid, turbiditet, suspendert tørrstoff, arsen, kobber, kvikksølv, kadmium, barium, cyanid, fenol, adsorberbare organiske halogener, totalt organisk karbon, totalmengde hydrokarboner og polysykliske aromatiske hydrokarboner. Det ble beregnet at utslippet må gjennomgå en naturlig fortykning med omgivende brakkvann på 0 - 273 ganger før konsentrasjonene av de ulike komponentene blir lavere enn forventede grenseverdier for biologiske skadevirkninger. Kobber, kvikksølv og cyanid er de komponentene som krever mer enn 100 gangers fortykning for å komme ned under disse grensene. Det er ikke grunnlag for å fastsette tilsvarende grenseverdier som hindrer langsiktig akkumulasjon av tungt nedbrytbare komponenter.

Beregninger ved bruk av en sprednings- og fortykningsmodell viser at de ønskede fortykninger oppnås innen 0.3 - 2.5 km fra utslippet. For de fleste komponentene oppnås fortykningene ved ca 0.5 km eller kortere avstand. *For utslippet totalt sett har man i verste tilfelle et influensområde som strekker seg ca 2.5 km hovedsakelig mot nord og øst, dvs mot utløpet av Ranaelva og med en dyp-utbredelse i de øvre 1-2 meter. Eventuelle skadevirkninger i dette området går ut over brakkvannssamfunn nær overflaten som allerede er fattige grunnet både ferskvannspåvirkning og sterk sedimentering av gruveavgang. En bedring av forholdene her kan derfor ikke forventes ved ensidig reduksjon i utslippet fra kanalen.*

Det forventes at utslippsvannet etter hvert blandes inn i vannet fra Ranaelva, og en rask videre fortykning vil deretter skje. *Når utslippsvannet forlater influensområdet som del av elvtransporten mot sørvest, forventes fortykningen å ha gitt konsentrasjoner som tilfredstiller alle de aktuelle miljøstandarder, og det er derfor ikke sannsynlig at kanalutslippet har virkninger på øvrige deler av fjorden.*

Overslagsberegninger viser at tilførselen av PAH til bunnsedimentene i indre del av Ranfjorden er ca 400 kg/år. *Bidraget fra koksverktomta er beregnet til ca 12 kg/år og vil derfor, dersom alt sedimenteres, bare forklare en liten del av den totale PAH som tilføres sedimentene. PAH-konsentrasjonen i utslippet fra tomta er imidlertid høy nok til å forklare de nivåer som finnes i blåskjell i nærområdet, og det er derfor sannsynlig at kanalutslippet kan ha betydning for de kostholdsbegrensninger som gjelder for skjell fra innerste del av fjorden. Det er lite sannsynlig at kanalutslippet har betydning for PAH-innholdet i reker eller fisk som fanges til konsum.*

1. BAKGRUNN OG FORMÅL

Norsk Koksverk A/S lå innerst i Ranafjorden sør for utløpet av Ranaelva fra 1964 fram til 1989. Verket produserte koks, ammoniakk, tjære, råbenzol (bestående for det meste av benzen, (C₆H₆) og svovel). Råstoffet var i hovedsak kull og mindre mengder kvartssand. Etter nedleggelsen har industriområdet blitt utvidet ved utfylling mot sjøen med gruveavgang fra Rana Gruber A/S for innvinning av landareal bl.a. til etablering av ny industri.

Etter et industriforløp på 25 år var tomta blitt forurenset både i form av deponier og infiltrasjon av forurensning i grunnen. I løpet av 1988 / 1992 ble forurensnings situasjonen på Koksverktomta kartlagt (NOTEBY, 1988, 1989, 1990 a,b). Både for at Koksverktomta skulle kunne benyttes i framtiden og for å hindre forurensning av miljøet, herunder Ranafjorden, fikk Rana kommune en garanti fra Staten om at Koksverktomta skulle rehabiliteres. Dette var i tråd med intensjonene i Miljøpakken Rana, et fire års prosjekt (1989 - 1992) hvor målet var å arbeide for et bedre miljø.

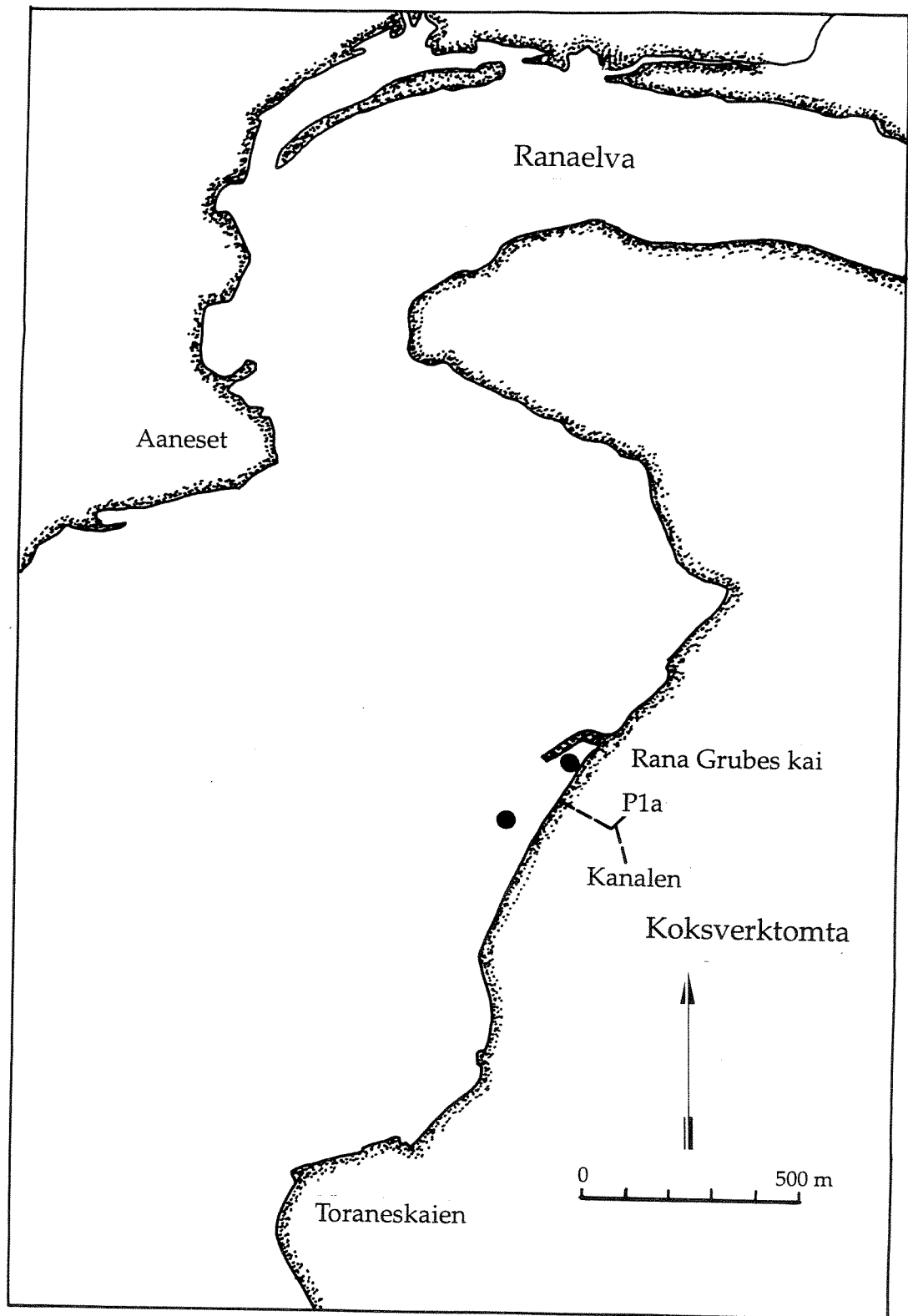
I 1991 ble Rana kommune pålagt av Statens Forurensningstilsyn å overvåke forurensningsstatus og forurensningsspredning fra Koksverktomta. Overvåkingen kom i gang i 1993 og skal avsluttes i 1995. Dette arbeidet utføres av SINTEF MOLAB. I endel av områdene på tomta er forurensete masser gravd opp og fjernet. Dette gjelder bl.a. området til Rana Kjemi. I tillegg er to tjæredeponier under utgraving og det jobbes med et svovel-slagg deponi.

Forurensningsspredningen fra Koksverktomta skjer alt vesentlig gjennom en kanal som munner ut i Ranfjorden (fig. 1.1).

Formålet med foreliggende konsekvensvurdering har vært å vurdere betydningen av utslippet fra Koksverktoma for resipienten.

Belastningen på resipienten må settes i sammenheng med kunnskap om tilstanden i resipienten. Denne er godt kjent gjennom flere års undersøkelser initiert av lokal industri og kommune på midten av 70-tallet, og videreført under Statlig program for forurensningsovervåking fra 80-tallet og fram til disse dager (Palmork, 1974, Kirkerud et al., 1977, 1985, Green et al., 1993, Green et al., 1994, Helland et al., 1994, Green et al., in.prep.). Det er også utført flere undersøkelser i fjorden i forbindelse med Rana Gruver sitt utslipp (Golmen, 1991, 1993#).

De ulike tilførselene ble beskrevet i 1977 (Holmen og Tryland, 1977) og 1985 (Kirkerud et al., 1985). Det er siden dengang skjedd store endringer i utslippsituasjonen til fjorden ved nedleggelsen av Koksverket, Jernverkets råjernavdeling og BNNs oppredningsverk i perioden 1985-89. Det er er ikke foretatt noen ny sammenstilling som viser tilførselene til fjorden etter den tid.



Figur 1.1. Oversiktskart over Ranfjordens indre del med Koksverktomta og utslippet via kanalen. P1a er et av flere punkter for prøvetaking under overvåkingen utført av SINTEF-Molab for Rana kommune. Dataene fra P1a er benyttet i foreliggende konsekvensvurdering. • viser posisjon for strømmålere.

2. BESKRIVELSE AV UTSLIPPET FRA KOKSVERKTOMTA

2.1. Utslippsarrangement

Avrenningen fra Koksverktomta ledes til Ranfjordens østside gjennom en kanal (fig. 1.1). Dimensjonen av kanalen er ca. 3x3 m. Ved høyvann trenger sjøvann langt opp gjennom kanalen, og ved lavvann ligger havnivået under åpningen av kanalen. Molab har registrert sjøvannsinntrengning til P4 i kanalen (jfr. fig. 1.1). Dette er ikke uventet når forskjellen mellom høyvann og lavvann er mellom 1.75 og 2.25 m (Tidevannstabeller for den norske kyst med Svalbard, 1995).

2.2 Vannstrøm og utslipp av forurensende stoffer

Molab har målt vannstrømmen gjennom kanalen i tre perioder à 7 dager. Alle målinger i kanalen er utført ved fjære sjø, i tidsrommet hvor sjøvannstand lå lavere enn kanalåpningen. Tabell 2.1 oppsummerer resultatene. Gjennomsnittet for de tre periodene var 205 l/s.

Tabell 2.1. Vannstrøm (l/s) gjennom kanalen

| Tidsrom | Minimum | Gjennomsnitt | Maksimum |
|---------------|---------|--------------|----------|
| 21-27.11 1993 | 181 | 210 | 254 |
| 15-21.4 1994 | 199 | 228 | 255 |
| 1-7.12 1994 | 163 | 177 | 230 |

Endringene i vannmengden fra døgn til døgn var iblant opptil 60 l/s (25%), trolig pga. nedbør, snøsmelting eller frost. Vi har ikke grunnlag for å vurdere om vannstrømmen til andre årstider er vesentlig forskjellig fra det som er målt, og velger å betrakte dem som rimelig representative. Vannstrømmen fyller bare en liten del av kanalen ved utløpet til fjorden.

Tilførselen av forurensningskomponenter fra grunnen via kanalen til sjøen vil variere. Nedbør, temperatur, eventuelt sjøvannsinntrengning vil være faktorer som er med på å kontrollere utlekkingen av forurensningskomponenter. Eksempelvis vil det i perioder med lite nedbør sannsynligvis være en mindre tilførsel enn i perioder med stor nedbør. Molab har foretatt døgnmålinger av ulike komponenter i kanalen i de samme tre periodene á 7 dager som nevnt over. Foreliggende arbeid baseres på målingene utført i overflatevannet ved utløpet av kanalen (punkt P1a på fig. 1.1) . Middel og maksimumverdiene benyttes for å vurdere vanligste utslippsituasjon og "ekstrem"-situasjoner / episoder, med forbehold om at maksimumkonsentrasjonen virkelig er ekstrem (jfr. tabell 5.1.).

3. DAGENS MILJØFORHOLD I RESIPIENTEN

3.1. Generelle hydrografiske forhold og strøm.

Ranfjorden er en terskelfjord som strekker seg sørvestover fra Mo og ut til øya Løkta. Her forgrener fjorden seg mellom øyene Dønna, Løkta og Hugla. En hovedgren fortsetter videre sørvestover som Alstfjorden. Ranafjorden har to hovedterskeler. Den ene ligger ved Langnesodden på 280 m dyp og den andre ved Løkta på ca. 100 m dyp. Det innerste bassenget, Nordrana, har et største dyp på 540 m, mens det ytre bassenget har dyp ned til ca. 430 m.

Hovedtilførselen av ferskvann til fjorden kommer via Ranavassdraget som munner ut innerst i fjorden ved Mo. Vassdraget er berørt av tre vannkraftutbygginger og er et typisk flomvassdrag.

Det er tidligere utført flere undersøkelser av hydrografi og strømforhold i Ranfjorden. For en generell oversikt henvises til Kirkerud et al. (1977 og 1985).

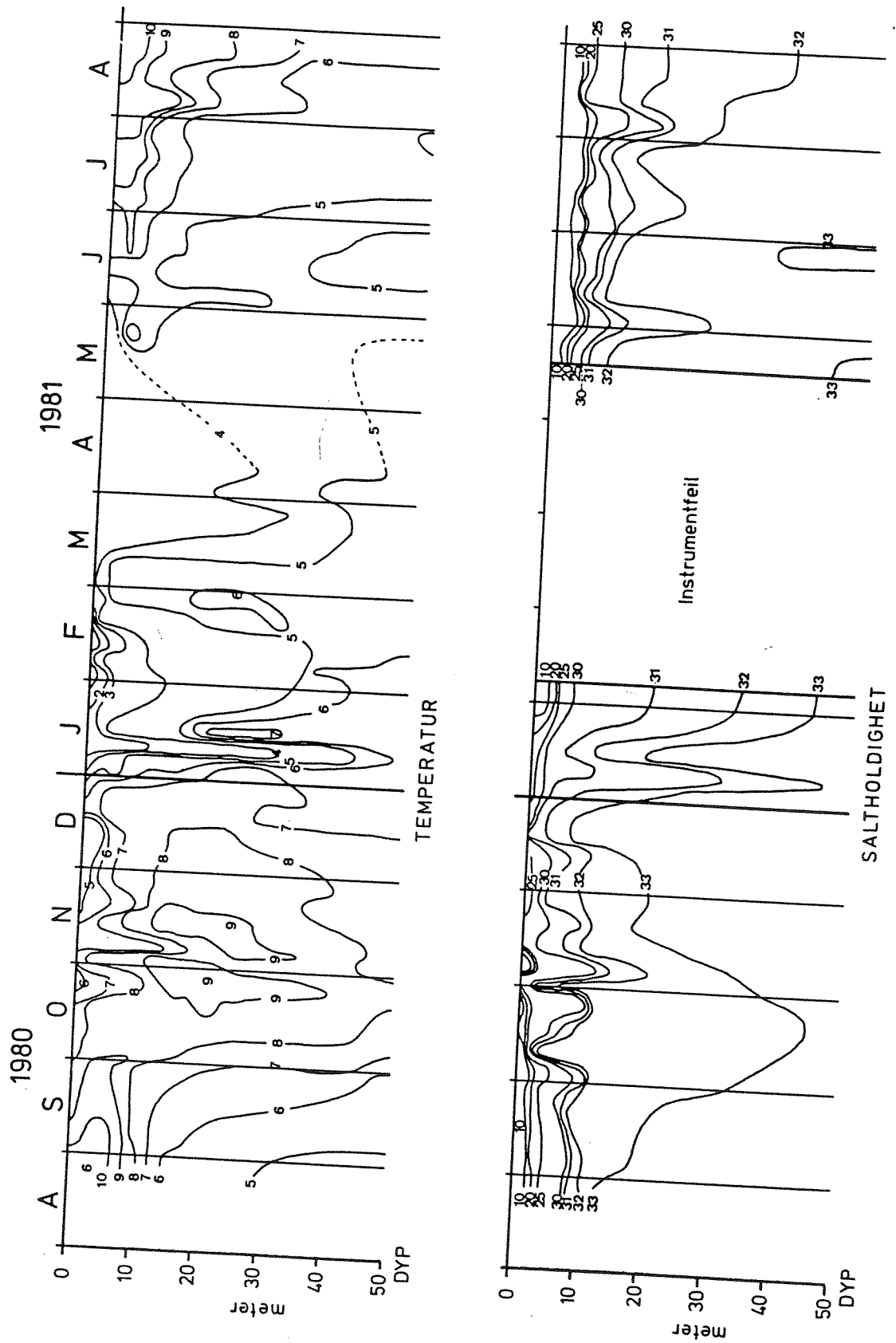
Vannføringen i Ranaelva er i gjennomsnitt ca. 290 m³/s, og dominerer helt ferskvannsavrenningen til fjordens indre del. Ferskvannstilførselen vil variere mye over året. Maksimum (opptil 1000 m³/s) inntreffer i juni-september under snøsmeltingen i høyfjellet, mens minimum (100 m³/s) er i januar-mars.

Ferskvannstilførselen skaper en markert vertikal sjiktning av vannmassen. Det kan skilles mellom et overflatelag med saltholdighet ned til 2-3‰, og det dypereliggende sjøvannet (fig. 3.1). Ferskvannet fra Ranaelva preger også strømforholdene i fjordens overflatelag, som forøvrig vil variere med bl.a. variasjoner i tidevann og vind. Hovedtrekkene i strømsystemet i overflatelaget kan illustreres ved fig. 3.2.

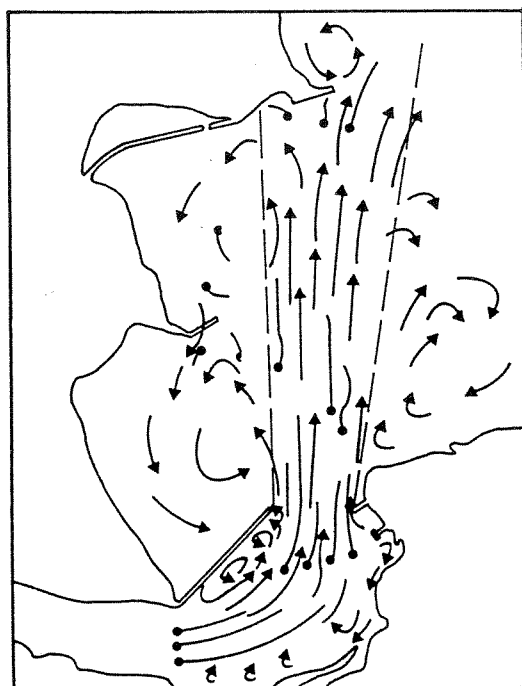
3.2. Vannkvalitet

Vannkjemien i Ranfjorden vil som i fjorder generelt variere mye over året som følge av variasjoner i ferskvannstilførsel. Ranfjorden har hatt og har fortsatt varierende utslipp fra industrien. Dette har også innvirkning på vannkjemien i fjorden. Det mest karakteristiske for vannmassene i Ranfjorden og da særlig Nordrana er det store partikkelinnholdet som følge av utslippene fra Rana Gruber A/S som i dag ligger i størrelsesorden 1 mill tonn/år. Ranaelvas bidrag av partikulært materiale til fjorden blir lite i forhold (26.600 tonn i 1981; Næs og Skei, 1983). En tredje bidragsyter til partikulært materiale er den kommunale kloakken og hovedkloakk fra Mo Industripark. Utslipet fra gruva og hovedkloakkene ledes imidlertid ut under sprangsjiktet og har derfor liten betydning for vurderingen av utslippene fra Koksverktomta som går ut i overflaten.

Metallinnholdet i vannmassene i Nordrana ble sist målt i 1980-81 (Næs og Skei, 1983). Det ble dengang målt forhøyet innhold av sink, bly og tildels kadmium i nærsone til Andfiskå (Bergverkselskapet Nord-Norge A/S). Verdiene lå i henholdsvis klasse 3, 5 og 3 i følge SFTs klassifisering av miljøkvalitet, (se vedlegg). Verket er nå nedlagt og utslippene opphørt. Det er imidlertid ikke utført nye målinger i vannmassene etter den tid.



Figur 3.1 Målinger av temperatur og saltholdighet i 0-5 m dyp utenfor munningen av Ranaelva frå august 1980 til august 1981 (Haakstad 1984)



Figur 3.2 Strømforhold i overflatelaget innerst i Nordrana, etter modellforsøk ved Norges Hydrodynamisk Laboratorier (Trætteberg 1966).

Tabell 3.1 Beregnede og målte konsentrasjoner av ulike komponenter i Nordranas overflatevannlag (etter Kirkerud et al., 1985)

| Parameter | Teoretisk beregnet | Målt |
|-----------------------|--------------------|------|
| Susp. tørrstoff mg/l | 2.1 | 2.1 |
| Tot. org. karbon mg/l | 0.3 | 2.2 |
| Ammonium µg/l | 94 | 56 |
| Jern, løst µg/l | 11 | 3.3 |
| Mangan, løst µg/l | 2.3 | 4.9 |
| Sink, løst µg/l | 2.7 | 6.0 |
| Kadmium, µg/l | 0.05 | 0.05 |

I 1985 ble det utført en teoretisk beregning av konsentrasjonen av ulike komponenter i Nordranas overflatevannlag. Beregningene var basert på tilførsler og vannutskifting og ble sammenholdt med målinger som var utført i resipienten (Kirkerud et al., 1985). Sammenstillingen er gjengitt i tabell 3.1.

3.3. Gruntvannsamfunn

Undersøkelser av gruntvannsamfunn i Ranfjorden ble utført i 1975, 1980-81 og 1992-93 (Kirkerud et al., 1977, 1985, Green og Pedersen in prep.). Hardbunnsorganismer i hele Nordrana viste i 1992-93 tegn til overgjødning. Hele fjorden fra innerst ved Mo ut til Hinderå, NØ for Nesna bar imidlertid preg av nedslamming som følge av sedimentering av de store mengdene gruveavgang som slippes ut i Ranfjorden. I indre deler av fjorden var sedimenteringen så stor at den reduserte tilgjengeligheten av egnet substrat for hardbunnsorganismer.

Forholdene var likevel bedre i 1992-93 enn 10 - 12 år tidligere. Dette vist ved at antall arter og mangfold av alger og dyr hadde økt fra 1980-81 til 1992-93.

3.4. Bløtbunnsfauna

Undersøkelser av bløtbunnsfauna ble siste gang utført i 1992 (Helland et al., 1994). Indre deler av Ranfjorden (innenfor Hemnesberget) hadde nedsatt artsmangfold ($H= 2,99$ og $ES_{100}= 14,81$), mens ytre deler av fjorden hadde en naturlig fauna ($H= 3,88$ og $ES_{100}= 23,05$). Det lavere artsmangfoldet og avviket i artssammensetning i indre fjord var sammenfallende med større innslag av gruveavgang i sedimentet og lavere konsentrasjon av organisk karbon i indre fjord.

3.5. Bunnsedimenter

Bunnsedimentene i Ranfjorden er preget av gruveavgang. Avgangen kan spores fra innerst til ytterst i fjorden helt ut til Løkta. Undersøkelser i 1992 viste at forurensningsnivået av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) var halvert i indre deler av fjorden siden 1989 (Helland et al., 1994). I 1989 var hele indre fjord sterkt forurenset av PAH (jfr. SFTs miljøkvalitetskriterier gitt i vedlegg). I 1992 hadde kun området utenfor Mo samme grad av forurensning, mens øvrige deler av indre fjord var markert forurenset. Ytre del av fjorden, dvs. utenfor Bustneset var som i 1989, markert forurenset av PAH.

Sedimentene var lite til moderat forurenset av metallene jern, sink, bly, kobber og kadmium med unntak av et område utenfor Bustneset hvor det ble registrert markert forurensning av bly. Verdiene var tilnærmet som ved tidligere undersøkelser i 1976 og 1989 selv om Bergverkselskapet (BNN) ved Andfiskå stoppet utslipp av gruveavgang i 1989.

Det er uklart hvilken betydning fortykningseffekten av gruveavgang har hatt for nedgangen i forurensningsnivået av PAH i forhold til nedleggelsen av Koksverket og Jernverket i 1989.

3.6. Miljøgifter i organismer

Ranfjorden har ressurser i form av fisk og skalldyr. Tidligere ble det fisket etter bl.a. sild i fjorden. Ranaelva hadde tidligere og har fortsatt oppgang av laks og sjøørret. Regulering av vassdraget samt forurensningssituasjonen de senere år har imidlertid redusert oppgangen.

Dypområdene i Ranfjorden gir mulighet for rekefiske. Fjorden har også relativt rike forekomster av blåskjell og o-skjell.

3.6.1. Muslinger

Ranfjorden har hatt kostholdsrestriksjoner på konsum av blåskjell og o-skjell siden 1986. Bakgrunnen var forhøyet innhold av PAH med en stor andel potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH) i muslinger. Næringsmiddeltilsynet frarådet konsum av muslinger sanket innenfor Hemnesberget. Etter nedleggelsen av Råjernverket og Koksverket i 1989 ble det registrert en betydelig nedgang i konsentrasjonen av PAH i skjellene. I 1990 ble det registrert et innhold av PAH i blåskjell innenfor Bustneset som lå opptil 670 ganger lavere enn i 1989 (Green et al., 1993). Etter denne radikale konsentrasjonsnedgangen ble kostholdsrådet endret til å fraråde konsum av muslinger sanket innenfor Alterneset / Andfiskå.

Undersøkelsene ble gjentatt i 1992. De viste noe høyere verdier enn den positive endringen fra 1989 til 1990, men verdiene lå fortsatt betydelig lavere enn i 1989. Til tross for den positive utviklingen var blåskjell og o-skjell sanket innenfor Bustneset-Skjånes i 1992 henholdsvis 10-40 og 10-80 ganger høyere enn hva som regnes som normalt, dvs. fra sterkt til meget sterkt forurenset. Utenfor Bustneset-Skjånes lå verdiene henholdsvis 2-4 og 10-15 ganger høyere enn normalverdier, dvs. henholdsvis moderat til markert og sterkt forurenset.

Undersøkelser av metallinnhold i muslinger har vist overkonsentrasjoner av bly, jern, mangan og sink. Bly- og sinkpåvirkningen begrenset seg til nærområdet rundt Mo og er antatt å skyldes avrenning fra de urbaniserte områdene. Jern- og manganpåvirkningen var begrenset til området ved Gullsmedvika og er antatt å skyldes avgangen fra oppredningsverket (Green et al., 1993).

3.6.2. Fisk og reker

Tilsvarende undersøkelser av fisk (torsk; filet og lever, skrubbe; filet og sjø-ørret; filet) i 1989, 90 og 92 viste relativt lavt innhold av PAH. Det ble imidlertid registrert en klar nedgang i PAH-innholdet fra 1989 til 92. Det bør nevnes at det er sparsomt med referansedata på PAH i fisk, slik at grad av forurensning er vanskelig å klassifisere.

Undersøkelser av reker ble foretatt i 1989. Reker fra tråling mellom Bustneset og Alterneset inneholdt betydelige mengder PAH (1411 µg PAH/kg våtvekt) med en andel av KPAH på 50%. Reker fra området Strømsholmen - Bustneset var mindre belastet men likevel tydelig påvirket (232 µg PAH/kg våtvekt). Gjentatte undersøkelser av reker fra Strømsholmen - Bustneset i 1990 viste en tydelig lavere konsentrasjon (76 µg PAH/kg våtvekt). Analyser av reker fra indre deler av fjorden er ikke foretatt etter 1989, det er derfor uvisst hvordan tilstanden har utviklet seg siden industrinedleggelsen. Det eksisterer ikke referansedata på PAH i reker. Grad av forurensning kan derfor ikke anslås.

3.7. Eksisterende forurensningskilder

Oversikten over sannsynlige kilder og deres forurensningsbidrag til Ranfjorden er fortsatt mangelfull. Det er ikke utarbeidet noen fullstendig oversikt over tilførselene til fjorden etter tidligere nevnte nedleggelse av industribedrifter i 1989. Basisundersøkelsene i fjorden på 80-

tallet sammenstilte forurensningsbidraget til fjorden den gang (Tryland, 1983, Kirkerud et al., 1985). Etter den tid er bidraget til fjorden fra Mobekken og Kisbekket kontrollert (Selfors, 1991a,b).

I løpet av 1995 er målet for kommunen at all kloakk renses i renseanlegg før utslipp til fjorden. All industri grensende til Ranfjorden er i dag konsesjonsbelagt. Bedrifter innenfor Mo Industripark, bl.a. Elkem Rana, Rana Metall og samtlige Fundiabedrifter er knyttet til en felles hovedkloakk. Denne går ut i fjorden fra Nordre felt, og er dykket til 30 m vanddyp. Hovedkloakken blir kontinuerlig overvåket mhp. vannmengde, pH, temperatur og turbiditet. I tillegg blir den analysert en gang per måned for metaller, olje og PAH. I tillegg til utslipp via kloakk har Rana Kjemi utslipp til fjorden via Kanalen på Koksverktomta, og Rana Gruber A/S har direkteutslipp av avgangsmasser via rørledninger til fjorden.

De viktigste forurensningskildene til Ranfjorden i dag kan summeres som følger:

- * Avgangsdeponi etter Bergverkselskapet Nordnorge
- * Kisbekken - Båsmo
- * Mobekken
- * Kommunal kloakk
- * Koksverktomta
- * Landbruk
- * Rana-elva
- * Rana Gruber A/S
- * Rana Kjemi
- * Skipstrafikken

Bidragene fra de ulike kildene er bare delvis kjent, og ikke alle har like stor relevans for den foreliggende vurderingen av Koksverktomta.

- * Bergverkselskapet Nordnorge (BNN) ble nedlagt i 1987. Ved Andfiskå ligger et svovelholdig avgangsdeponi på grunt vann (0-5m) etter driften. Forurensningskomponentene er jern, bly, sink og kadmium. Bidraget til fjorden er ukjent.
- * Bidraget fra Kisbekken til fjorden er anslått til 1,2 tonn kobber /år hvorav 0,8 tonn er løst, 28 tonn jern/år (7,3t løst), 1 tonn sink/år (0,8t løst) og 6,6 tonn aluminium/år (3,1t løst) (Selfors, 1991a). Vannføringen i bekken under målingene varierte mellom 10 og 50m³/time med en pH på 3. Målinger utført i 1992 viste en 30-50% reduksjon av de gitte verdier. De høyere verdiene i 1991 kan muligens skyldes anleggsarbeide av hoppbakke i måleperioden.
- * Mobekken fanger opp diverse forurensning fra kilder i og rundt Jernverkstomta. Siste målinger ble utført i 1991(Selfors, 1991b). Vannføringen i bekken varierer fra 300-500 m³/time og pH i vannet er svært høy, opptil 12. Høye konsentrasjoner av basiske Na-, K- og Ca-salter er årsaken til den høye pH. I 1991 ble det målt følgende mengder (i tonn løst/år): Al: 6,1 / Cr: 0,05 / Cu: 0,14 / Fe: 3,6 / Zn: 17,3 / Ca: 85,3 / K: 37,9 / Mg: 14,1 / Na: 229.
- * Det tidligere utløpet til Jernverkskloakken lå på 5 m dyp i Gullsmedvika. I dag fungerer dette som utløp for hovedkloakken fra Mo Industripark. I 1990 ble utslippet som nevnt

over senket til 30 m vanddyp. Et dyputslipp har mindre relevans enn et overflateutslipp ved vurderingen av utslippet fra Koksverktomta.

- * Påvirkningen fra landbruket antas å ha økt de siste 10 til 15 årene. Samlet antas belastningen på fjorden å ha økt med 50% for N, P og BOF i perioden 1975-1991 (OCEANOR, 1991)
- * Senere tids vannkvaliteten i Rana-elva er stort sett kjent fra målinger tatt en enkelt dag hvert av årene 1988 (Fylkesmannen i Nordland 1989), 1990 (NIVA 1991), 1991 (NIVA 1992) og 1993 (Rana kommune/NIVA 1993), siste år på flere punkter. Tabell 3.2 gir en sammenstilling av spennvidden i verdier disse årene. Elva er også i disse dager under overvåking. Nivåene i 1993 var høyere enn årene før, trolig fordi prøvetakingen ble fortatt under en flomperiode.

Tabell 3.2. Vannkvaliteten i Ranaelva gitt ved ulike parameter målt i 1988 til 1993.

| Parameter | Spennvidde |
|------------|-------------|
| pH | 7.1 - 7.4 |
| Cond mS/m | 2.21 - 3.53 |
| Tot-P µg/l | 4.0 - 4.9 |
| PO4-P µg/l | 1.0 |
| Tot-N µg/l | 65 - 197 |
| NO3-N µg/l | 60 - 1700 |
| Cu µg/l | 0.3 - 56 |
| Zn µg/l | 1.1 - 170 |
| Cd µg/l | 0.04 - 0.18 |
| STS mg/l | 1.5 - 17 |

- * Rana Gruber A/S har utslipp av avgangsmasser til fjorden via to rørledninger. Den ene ligger utenfor Vikaleira på 45 m dyp. Her går finfraksjon ut. Den andre ligger på 17 m dyp sør for jetéen, hvor grovfraksjonen går ut. I perioden 1987 - 1992 ble grovfraksjonen benyttet til utfylling av havneområdet, bl.a. utvidelsen av Koksverktomta. Fra 1993 ble igjen grovfraksjonen pumpet til sjøen. Fra 1993 var total avgangsmengde# ca. 1 mill. tonn / år.
- * Rana Kjemi A/S produserer natriumklorat NaClO₃ til bruk i papirindustrien. Bedriften har utslipp av kjølevann (25_C) til kanalen på Koksverktomta (1.800 m³/time er konsesjon). Tilfeldige utslipp av klorat kan forekomme ved uhell, men bedriften har et godt sikringsystem for miljø. Konsesjonsgrensen er 1,6 tonn/mnd. For NaSO₄ er grensen 2.4 tonn/mnd og for NaCl, 49 tonn/mnd. Med dagens produksjon antas utslippene å ligge under halvparten av konsesjonen.
- * Skipstrafikken til Mo har økt med årene til tross for industrinedleggelse. I 1992 hadde havna 1.200 anløp.

4. TRANSPORT OG INNBLANDING AV UTSLIPP FRA KOKSVERKTOMTA TIL FJORDEN

4.1 Målinger av strømretning og strømstyrke utenfor utslippet

Formålet med målingene var å beskrive de vanligste strømhastigheter og strømretninger utenfor utslippet. Resultatene brukes i forbindelse med beregningene av spredning, fortykning og konsentrasjon av stoffene som avløpsvannet inneholder.

4.1.1. Metodikk

I tidsrommet 26.4-16.5 1995 ble det utført målinger av strømhastighet og strømretning i ca. 1.5 m dyp utenfor utløpet fra kanalen (jfr. fig. 1.1). Til dette ble det brukt to akustiske strømmåler av typen UCM4, med 10 minutters måleintervall. Måleren registrerer strømhastigheten med en nedre grense på ca. 2 mm/s, samt temperatur og salinitet.

Ved staken, sørvest for kaia, ble det gjort 2778 målinger. Ved lastekaia ble målingene avbrutt 8.5.95 etter 1754 registreringer. Årsaken var tekniske problemer i måleren. For en nærmere omtale av denne typen strømmåler vises til Golmen (1993).

4.1.2. Resultater

En detaljert vurdering av resultatene ligger utenfor prosjektets målsetting. Vi skal derfor kort oppsummere resultatene for strømretning og -hastighet.

Måling ved stake, sørvest for kai.

I de 20 døgnene som målingene omfattet var maksimal hastighet 30 cm/s, og gjennomsnittshastigheten var 3.6 cm/s (fig. 4.1.).

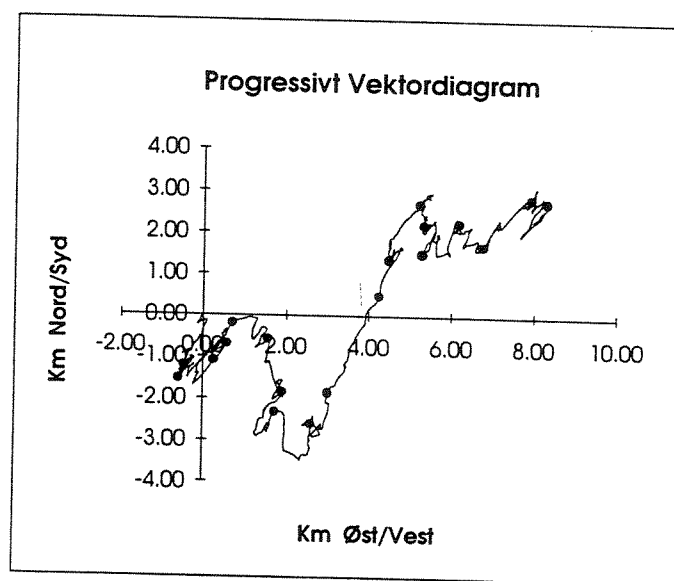


Fig. 4.1. Strømmålinger i 1.5 m dyp ved stake. Oversikt for strømhastighet etter prosentvis overskridelse. Bare for ca. 10% av registreringene var hastigheten over ca. 7 cm/s.

Volumtransporten gikk hovedsaklig i retning nordøst-sørvest, med overvekt mot nordøst (fig. 4.2.). Både strømhastighet og strømretning var raskt skiftende (fig. 4.3).

Målinger ved lastekai

I de 13 døgnene som målingene omfattet var maksimal hastighet 17 cm/s, og gjennomsnittshastigheten var 3.5 cm/s (fig. 4.4.). Volumtransporten gikk hovedsaklig i retning nordøst-sørvest, med overvekt mot nordøst (fig. 4.5.). Både strømhastighet og strømretning var raskt skiftende (fig. 4.6).

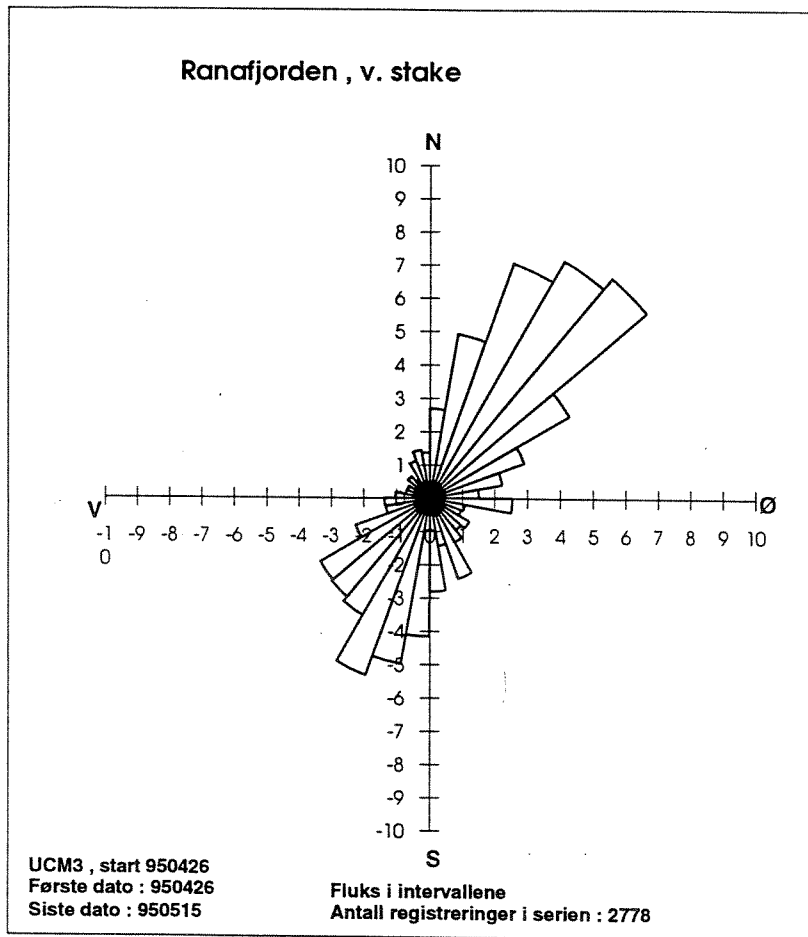


Fig. 4.2. Volumtransport (fluks) fordelt på 15° sektorer.

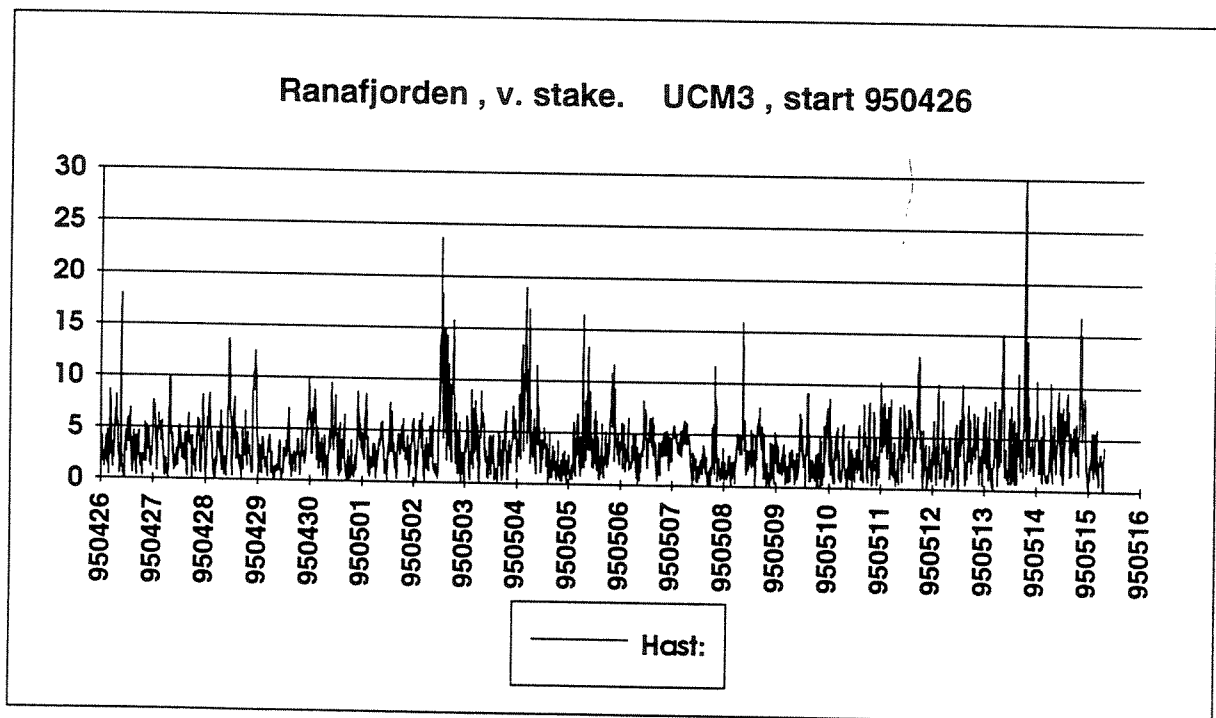
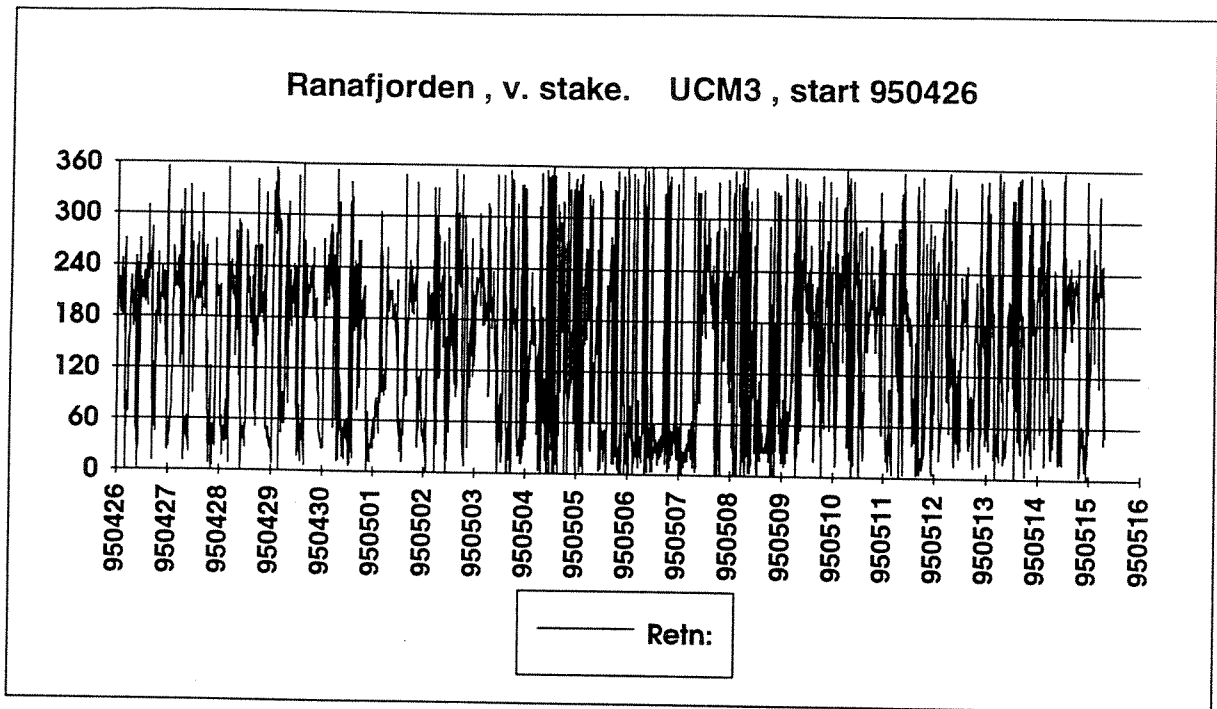


Fig. 4.3. Registrering av strømretning og strømhastighet med 10 minutters intervall.

- a. Retning (grader)
- b. Hastighet (cm/s)

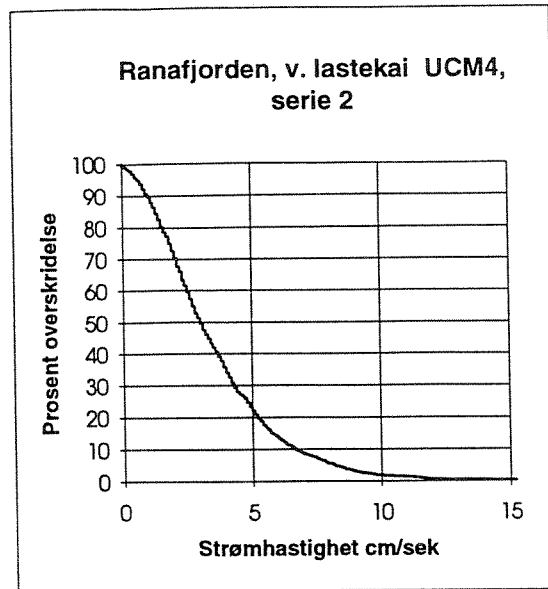


Fig. 4.4. Strømmålinger i 1.5 m dyp ved stake. Oversikt for strømhastighet etter prosentvis overskridelse. Bare for ca. 10% av registreringene var hastigheten over ca. 7 cm/s.

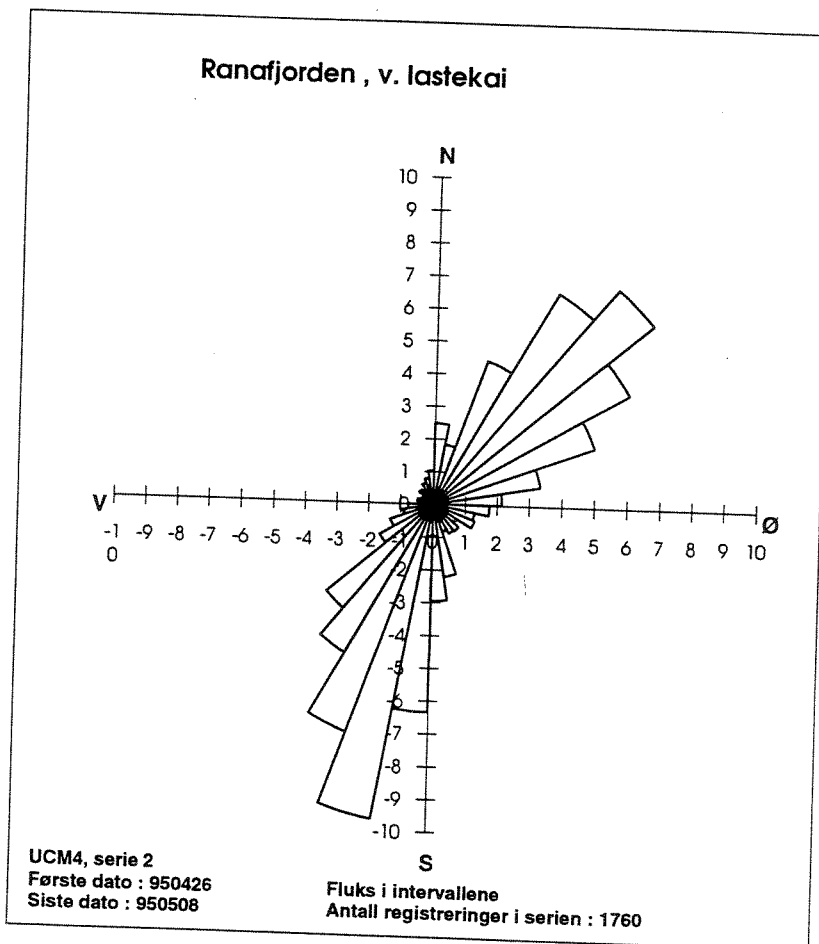


Fig. 4.5. Volumtransport (fluks) fordelt på 15° sektorer.

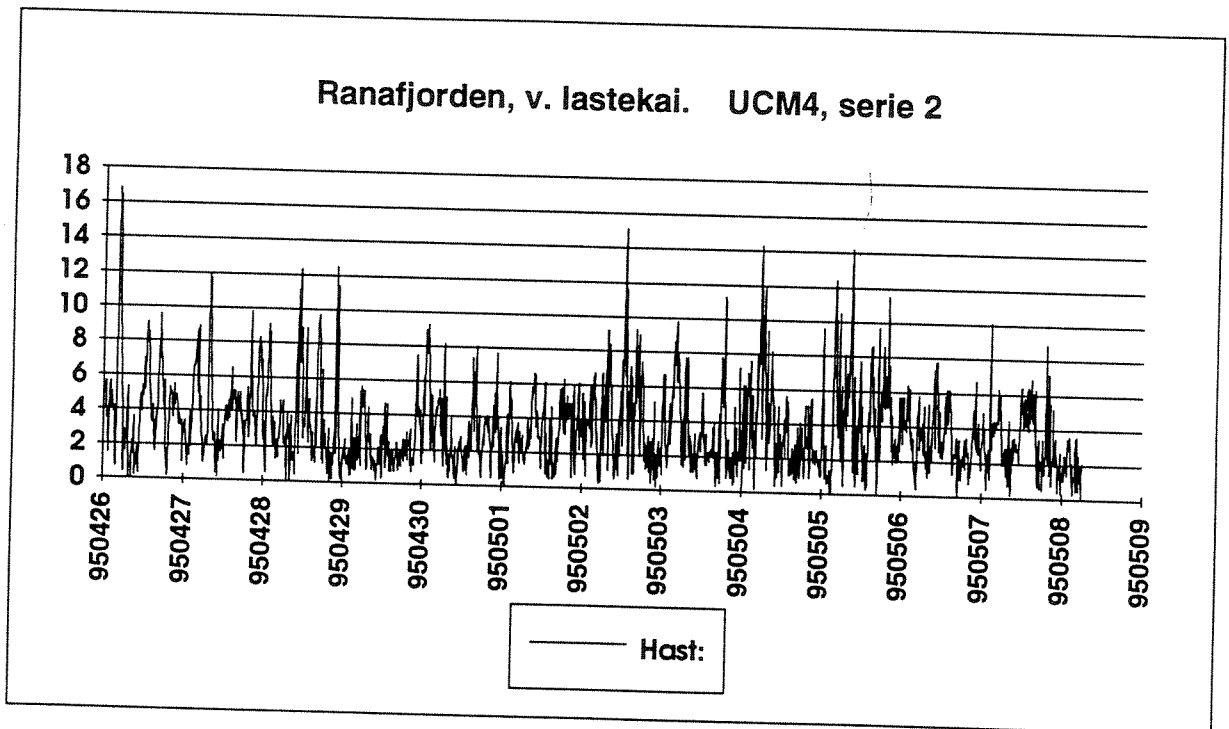
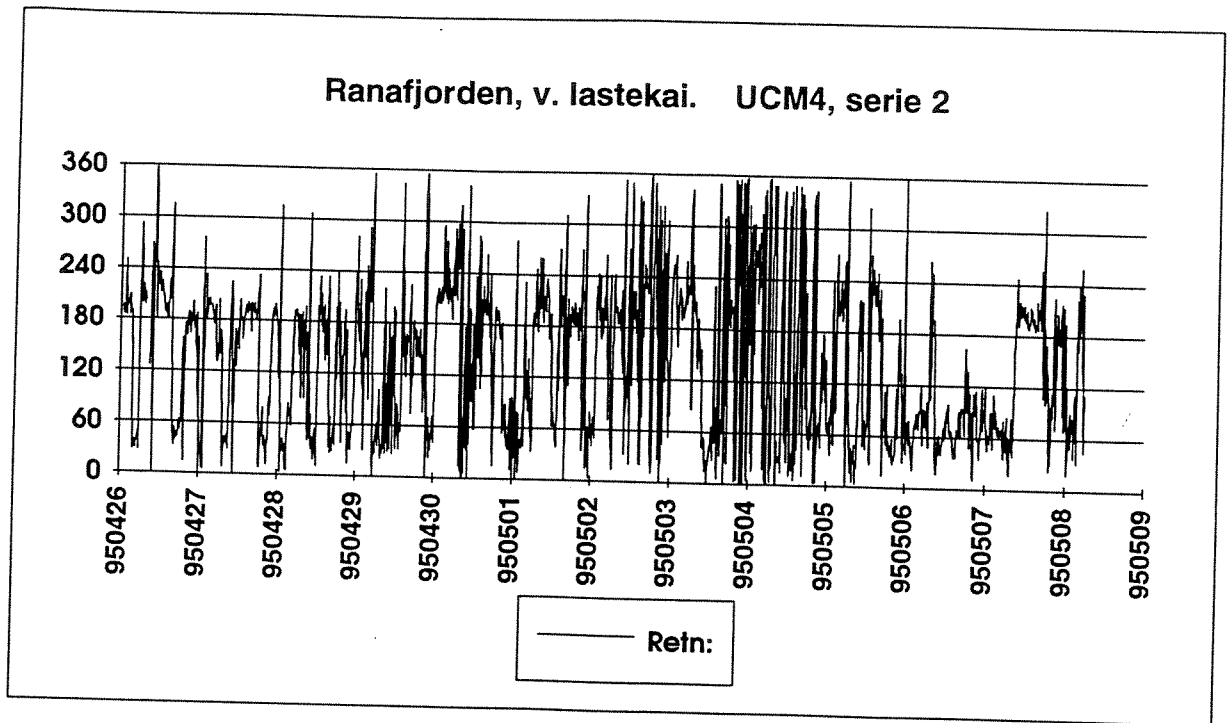


Fig. 4.6. Registrering av strømreretning og strømhastighet med 10 minutters intervall.
 a. Retning (grader)
 b. Hastighet (cm/s)

4.2 Beskrivelse av beregningsmodell og data

4.2.1. Modellen

Avløpsvannet har i praksis samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp til overflaten vil det etterhvert blandes inn i overflatelaget samtidig som det transporteres omkring i fjorden med strømmen.

Beregning av spredning, fortykning og konsentrasjoner er utført med et EDB-program, BOYCE. Modellen er beskrevet av Tjomsland og Molvær (1986). Programmet beregner fortykning og konsentrasjoner basert på bl.a. avløpsvannmengde, konsentrasjoner i avløpsvannet, konsentrasjoner i fjordvannet som avløpsvannet blandes med, strømhastighet og turbulent blanding i fjorden. Matematisk kan modellen formuleres som følger:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + kC + S$$

C(x,y): konsentrasjon

t: tid

U: strømhastighet nedstrøms utslippet, parallelt med land

K: koeffisient for horisontal, turbulent blanding

k: decay-konstant (tapskonstant, her via sedimentering)

S: utslipp av forurensende stoffer

Som beskrevet ovenfor er strømhastigheten (U) varierende og jevnt over lav. Vi valgte 4 cm/s og 15 cm/s for våre beregninger. Av mangel på data om størrelsen av den horisontale turbulente blandingen (diffusjonen K) i området, anvender vi koeffisienten 1 m²/s, som lav størrelse for kystfarvann. Den vertikale blandingen simuleres ved at brakkvannlagets tykkelse (vannmassen som avløpsvannet blandes i) økes med 1 m pr. 1000 m distanse nedstrøms fra utslippspunktet.

Hva partiklenes sedimenteringsegenskaper angår, har Molab, Mo i Rana, beskrevet størrelsen av partiklene i en prøve tatt fra kanalvannet i slutten av juli 1995. Over 90% av partiklene hadde diameter fra 0.002-0.02 mm (2-20 µm). I følge standard teori for erosjon, transport og sedimentasjon i vann ved ulike strømhastigheter og kornstørrelser, vil strømhastigheter over 0.2 mm/s holde disse i suspensjon. Gjennomsnittlig strømhastighet utenfor kanalen ble målt til ca. 3.5 cm/s. Denne hastigheten vil holde partikler med diameter på 0.3 mm i suspensjon. Molabs analyse viste at bare ca. 2% av det suspenderte materialet besto av partikler med diameter over ca. 0.4 mm.

Forutsetter vi at prøven er noenlunde representativ for vannet i kanalen, og ser partikkelstørrelsen i sammenheng med hastighetsfordelingene i fig. 3.2 og 3.5, blir konklusjonen at partiklene bare i svært liten grad sedimenterer i fjorden. I modellberegningene settes sedimenteringen (k) lik 0.

Modellen beregner konsentrasjonen for et geografisk rutenett på 10x10 m.

4.2.2. Data

Beregningene gjøres for tre mengder avløpsvann (tabell 4.1). Utslippsdypet settes til 0 m. Tabellene 3.1 og 5.1 oppsummerer dataene som utslippet er vurdert ut fra.

Tabell 4.1 Fysiske data for utslipp og resipient.

| | |
|--|-------------------|
| Vannmengde (l/s) | 150, 200, 250 l/s |
| Dybde og bredde av vannstrømmen ved utløpet av kanalen | 0.2mx3m |
| Strømhastighet i fjorden | 4, 15 cm/s |
| Tykkelse av overflatelaget i fjorden | 1.5 m |

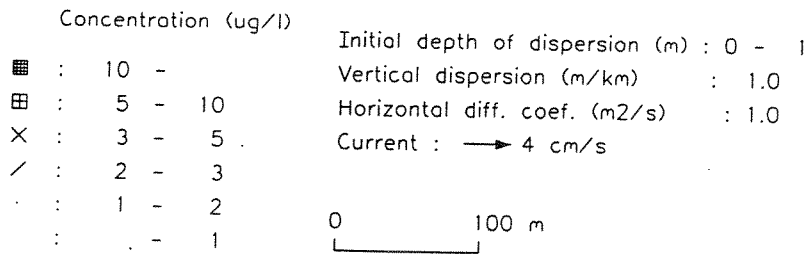
Tre vannmengder og to strømhastigheter gir i utgangspunktet 6 kombinasjoner for hvert av de ulike stoffene man skal gjøre beregninger for.

4.3 Beregning av spredningsveier og konsentrasjoner

Strømmålingene viste at strømmens retning vil variere mye med tiden, likedan i rommet (jfr. fig. 3.4 og 1.3. Modellen forutsetter konstant strømstyrke og strømrretning over det tidsrommet beregningen gjelder. Figur 3.8 a-f viser resultater for vannmengdene 150, 200 og 250 l/s og strømhastighetene 4 cm/s og 15 cm/s. Konsentrasjonen i avløpsvannet er satt til 100 og områdene i fjorden som etter fortykning omfattes av konsentrasjonene 10, 5, 3, 2, 1 er vist med skravur eller prikker. (Dette indikerer derfor områder med 10, 5, 3 osv. % av utgangskonsentrasjoner.)

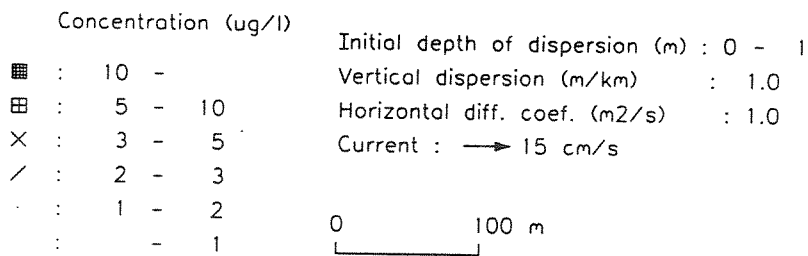
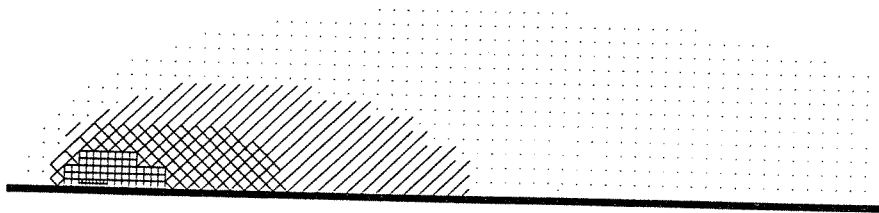
Videre nevnes at ettersom man helt har sett bort fra sedimentasjon, og med liten horisontal diffusjonskoeffisient, er neppe de beregnede konsentrasjonene for lave.

Ved utslipp av 250 l/s og konstant strømhastighet på 4 cm/s vil f.eks. fortykningen være ca. 50x (2% igjen) omkring 500 m nedstrøms utslippet (fig. 4.7.e)



A:

Utslipp Koksverket: $Q = 0.15 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.04 \text{ cm/s}$, liten diffus



B:

Utslipp Koksverket: $Q = 0.15 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.15 \text{ cm/s}$, liten diffus

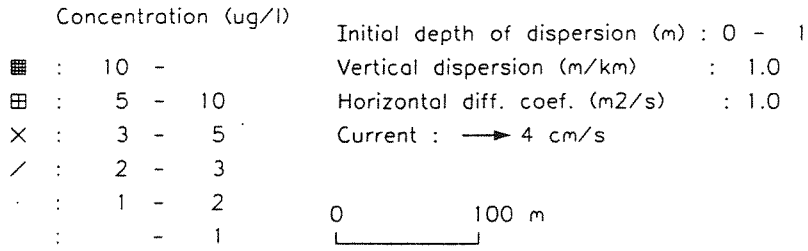


Figur 4.7 Beregning av konsentrasjon (%) etter fortynning i 1 m tykt vannlag.

Horisontal diffusjonskoeffisient: $1 \text{ m}^2/\text{s}$.

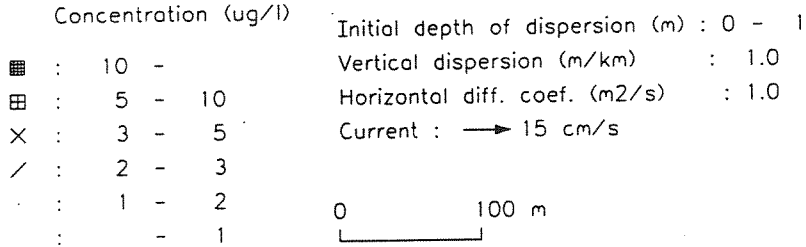
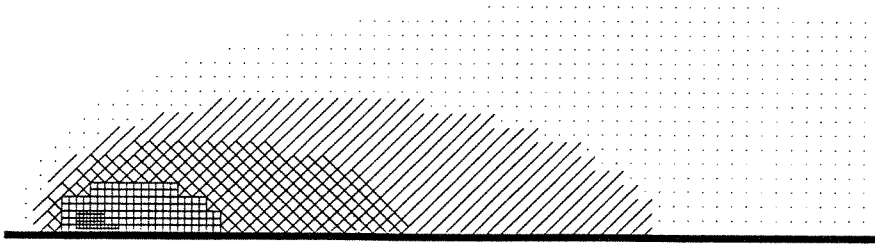
a: Vannmengde 150 l/s og strømhastighet 4 cm/s

b: Vannmengde 150 l/s og strømhastighet 15 cm/s



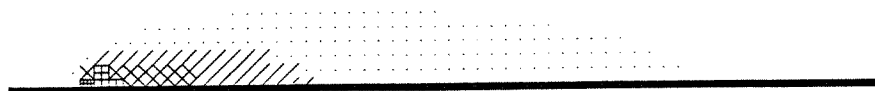
C:

Utslipp Koksverket: $Q = 0.2 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.04 \text{ cm/s}$, liten diffusj



D:

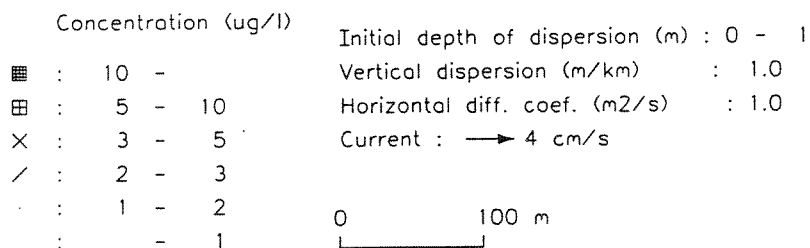
Utslipp Koksverket: $Q = 0.2 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.15 \text{ cm/s}$, liten diffusj



Figur 4.7.forts,

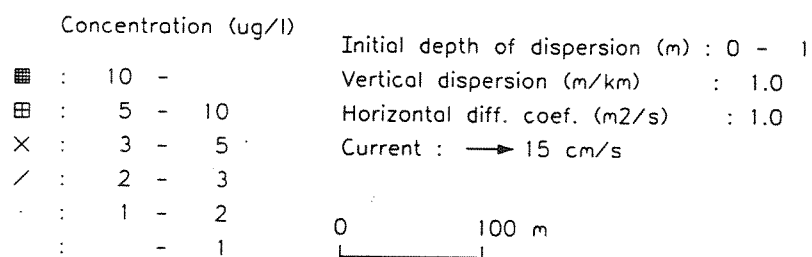
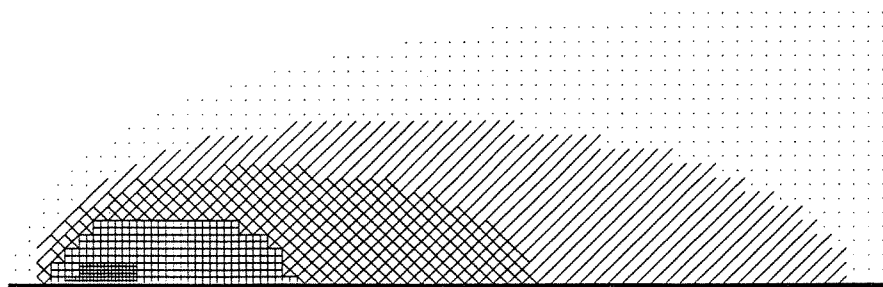
c: Vannmengde, 200 l/s og strømhastighet 4 cm/s

d: Vannmengde 200 l/s og strømhastighet 15 cm/s



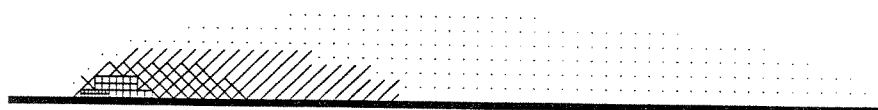
E:

Utslipp Koksverket: $Q = 0.25 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.04 \text{ cm/s}$, liten diffus



F:

Utslipp Koksverket: $Q = 0.25 \text{ m}^3/\text{s}$. $V=0.15 \text{ cm/s}$, liten diffus



Figur 4.7. forts,

- e: *Vannmengde 250 l/s og strømhastighet 4 cm/s*
- f: *Vannmengde 250 l/s og strømhastighet 15 cm/s*

5. EVALUERING AV MILJØEFFEKTER

5.1. Grenseverdier for effekter

Virkningene av de ulike utslippskomponentene på fjorden utenfor er vurdert på basis av de målte maksimal- og gjennomsnittskonsentrasjoner i utslippet, forventet naturlig spredning og fortykning etter utslipp i følge modelleringen beskrevet i kapittel 4, og kunnskap om grenseverdier for effekter for de ulike komponentene.

Med effekter menes i denne sammenheng biologiske eller økologiske skadevirkninger. Akkumulasjon i organismer er også en effekt, men det er ikke kunnskapsgrunnlag for å sette opp grenseverdier for på tilsvarende måte som for biologiske skadevirkninger. PAH er den stoffgruppe som har vist mest omfattende akkumulasjon i Ranfjorden, og som også er grunnlaget for de lokale kostholdsbegrensningene. Vurdering av utslippets virkning på akkumulasjon fokuserer derfor på PAH (kap 5.4).

De aktuelle komponentene er vist i tabell 5.1, og nærmere omtalt nedenfor. Tabellen viser også forventede konsentrasjoner av de samme komponentene i overflatevannet utenfor utslippet, dvs det vannet utslippet blandes inn i. Forventede konsentrasjoner er enten basert på målinger i Ranfjorden, øvre grense for tilstandsklasse I i SFTs miljøkvalitetskriterier (se vedleggstabell), eller på sannsynlige verdier ut fra andre aktuelle fjordlokaliteter.

Som grunnlag for å anslå sannsynlige effekter er det for hver av komponentene også definert en grenseverdi for effekter på marint miljø. Denne er oppgitt som EQS (Environmental Quality Standard) i tabell 5.1. Der det finnes norske marine miljøkvalitetskriterier for den aktuelle komponent (se vedlegg) er øvre grense for tilstandsklasse III (nokså dårlig) brukt som EQS-verdi. For andre komponenter er enten andre relevante internasjonale miljøstandarder benyttet, eller det er satt opp en EQS-verdi med tilfredstillende margin til konsentrasjoner som har gitt biologiske skadevirkninger i forsøk.

pH

Strengeste standard er satt av US EPA: pH skal ikke avvike mer enn 0.2 enheter ut over det normalt forekommende intervallet i det aktuelle miljø, og skal i alle tilfeller ligge mellom 6.5 og 8.5. SINTEF Molabs målinger viser at pH i utslippet har ligget mellom 7.4 og 9.8 i intensivdøgnene, med snitt 7.8. Verdien 9.8 er målt en gang (20 april 1994). Nest høyeste verdi var 8.8.

Klorid

Normalsjøvann har 18980 mg/l klorid. Overflatevannet i indre del av Ranfjorden har en saltholdighet på 2-3 ‰, som gir en kloridkonsentrasjon på minimum 1084 mg/l. Maksimalkonsentrasjonen i utslippet er 5170 mg/l. Tilførselen representerer en situasjon mellom brakkvannstilstanden og normal sjøvannstilstand. Kloridutslippet bør derfor ikke utgjøre noen miljørisiko, og behandles ikke videre.

Turbiditet

Ingen omforente miljøkvalitetskriterier finnes. I Ranfjorden er turbiditeten målt til 0.35 - 15 FTU i øvre 10 m, i hovedsak lavere enn 3 FTU. Tilsvarende for f.eks. Holandsfjord var 1.1 - 19.8 (Molvær og Sørensen, 1994). Vi har satt 3 FTU som forventet normaltstand i

innblandingsvannet ved kanalutslippet. Turbiditet ved P1a var 0.7 - 31 FTU, gjennomsnittlig 4.4.

STS (suspenderte partikler)

Ingen omforente miljøkvalitetskriterier finnes. Normalnivå i fjordområder er ca 1 mg/l, men varierer betydelig som følge av ferskvannstilførsel, planktonblomstring, m.m. En tentativt EQS-verdi for inert partikulært materiale har vi satt til 10 mg/l. En måleserie i Ranfjorden viste spennvidde 0.5 - 19.9 mg/l i øvre 10 meter. Verdiene ved P1a var 0.8 - 49.4, gjennomsnittlig 8.2.

Arsen

Øvre grenseverdi for tilstandsklasse I (god) er: 2 µg/l As, for klasse III (nokså dårlig): 10 µg/l. Maksimalkonsentrasjon i utslippet er målt til 79 µg/l, gjennomsnittet til 51.7 µg/l.

Kobber

Øvre grenseverdi for tilstandsklasse I (god) er: 0.3 µg/l Cu, for klasse III (nokså dårlig): 1.5 µg/l. Maksimalkonsentrasjonen i utslippet er målt til 144 µg/l. Denne verdien er påvist en gang. Nest høyeste verdi er 23 µg/l og gjennomsnittskonsentrasjonen er 18 µg/l.

Kvikksølv

Øvre grenseverdi for tilstandsklasse I (god) er: 0.002 µg/l Hg, for klasse III (dårlig): 0.015 µg/l. Maksimalkonsentrasjonen i utslippet er målt til 2.3 µg/l. Nest høyeste verdi er 1.2 µg/l og gjennomsnittskonsentrasjonen er 0.7 µg/l.

Barium

Det eksisterer ikke miljøkvalitetsstandarder for barium. Barium i sjøvann vil lett felles ut som partikulært BaSO₄ som har lav løselighet (ca 2 mg/l i sjøvann) og meget lav giftighet. Eksponering til partikulært barium har gitt effekter på marine dyr, men først ved konsentrasjoner som ligger flere størrelsesordner over løseligheten i sjøvann (Neff 1982). Bariumkonsentrasjoner målt ved P1a varierte fra 10 - 102 µg/l, gjennomsnittlig 53 µg/l.

Kadmium

Øvre grenseverdi for tilstandsklasse I (god) er: 0.03 µg/l Cd, for klasse III (nokså dårlig): 0.2 µg/l. Alle kadmiumverdiene oppgitt for P1a er på 5 µg/l som må antas å være analysemetodens deteksjonsgrense. Sett i forhold til NIVAs akkrediterte metode for Cd-analyse i ferskvann med deteksjonsgrense 0.1 µg/l, og SFTs tilstandsklassifisering der konsentrasjoner over 0.5 µg/l betegnes som "meget dårlig" tilstand, er dette uakseptabelt høyt. Man må likevel som verst tenkelig tilfelle forutsette at Cd-konsentrasjonene kan være så høye som 5 µg/l i utslippet.

Cyanid

Det finnes ikke norske miljøkvalitetsstandarder for cyanid i sjøvann. Litteraturen indikerer at gifteffekter på marine organismer forekommer fra ca 5 µg/l og oppover. En US-EPA standard for marint miljø fra 1986 (U.S. EPA 1987) setter 1µg/l som nasjonalt kriterium. Dette har vi anvendt her. Cyanidkonsentrasjonen målt ved P1a lå i området 18 - 273 µg/l, med gjennomsnitt 120.1 µg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen i fortynningsvannet ved utslippet bør kunne regnes som 0.

Fenol

Giftighetsgrenser for fenol for akvatiske organismer ligger fra ca 10 mg/l og oppover, også ved lengre tids eksponering. Noen eksempler på giftighetsgrenser er (Verschuere 1983):

| Art | giftighetsgrense mg/l |
|--|-----------------------|
| <i>Pseudomonas putida</i> (bakterie) | 64 |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> (mikroalge) | 7.5 |
| <i>Enthosiphon sulcatum</i> (encellet dyr) | 33 |
| <i>Daphnia</i> (krepsdyr) | 16-21 |
| <i>Crangon crangon</i> (sandreke) | 25 |
| <i>Gobius minutus</i> (kutling) | 9 |
| Regnbueørret | 6-11 |

Ut fra en sikkerhetsmargin på 2 størrelsesordner bør vi kunne sette en ikke-effektgrense på 0.1 mg/l eller 100 µg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen i fjorden bør i praksis kunne regnes som 0. Fenolkonsentrasjonen målt ved P1a lå i området 22 - 214 µg/l, med gjennomsnitt 65.7 µg/l.

KOF (kjemisk oksygenforbruk)

Det finnes ikke norske marine miljøkvalitetskriterier for KOF fordi KOF ikke kan måles i sjøvann av analysetekniske grunner. Evaluering av fortynningsbehov i relasjon til gyldige effektgrenser kan derfor ikke gjøres.

AOX (adsorberbare organiske halogener)

AOX er en samleparameter for en rekke organohalogener med svært ulik giftighet. Den har først og fremst vært anvendt på utslipp fra treforedlingsindustrien (Källqvist et al 1989). Hovedkomponentene i utslippet fra kanalen er i følge SINTEF Molab trikloretan og trikloretylen. Akutte giftighetsgrenser for trikloretan overfor fisk ligger i området ≥ 40 mg/l ved 4 døgn eksponering (Verschuere 1983). Tilsvarende for trikloretylen overfor en rekke organismer inklusive fisk er ≥ 30 mg/l. Man bør derfor kunne regne en EQS på henholdsvis 300 og 400 µg/l for disse enkeltstoffene. Maksimalkonsentrasjonen av AOX ved P1a er på 115 µg/l, og gjennomsnittet 43 µg/l. Analysen benyttet er svært usikker m.h.t. kvantifisering av AOX grunnet interferens med uorganisk og/eller fritt klor. Dette fører til overestimat av konsentrasjonen. Verdiene, som derfor bør kunne betraktes som verste-tilfeller, er altså klart lavere enn den foreslåtte EQS og parameteren behandles derfor ikke videre.

TOC (totalt organisk karbon)

Ingen standarder finnes. Normalintervallet for fjordområders overflatevann er 1-5 mg/l, og i Ranfjorden er TOC målt til 2.2 mg/l (Kirkerud et al. 1985). Maksimal utslippskonsentrasjon oppgitt til 5.2 mg/l bør derfor ikke representere noe økologisk risiko, og parameteren behandles ikke videre.

THC (totalmengde hydrokarboner)

Parameteren omfatter både naturlig forekommende hydrokarboner og oljekomponenter, men skiller ikke entydig mellom disse. Bakgrunnsnivå i diffust belastede kystområder er ≤ 10 µg/l. Vi har satt denne konsentrasjonen som normalnivå i innblandingsvannet. Nedre grense for økologiske effekter ved kronisk belastning er ca 30 µg/l, men normalt ansees en EQS-verdi på

50 µg/l å være gyldig. THC-konsentrasjonen målt ved P1a lå i området 47-776 µg/l, med gjennomsnitt 240.2 µg/l.

PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)

Det er liten sammenheng mellom PAH i vann og økologiske effekter. Norske kriterier er kun satt opp for PAH i sedimenter og organismer. Bakgrunnskonsentrasjoner i rent sjøvann ligger rundt 5-50 ng/l, og faktisk ned til 1 ng/l i enkelte områder (Broman et al. 1991). Nedre effektgrenser for enkeltkomponenter (akutte og subakutte effekter) ligger på ca 80 µg/l for naftalener, ca 30 µg/l for fenantrener, og 5-10 µg/l for høyere forbindelser. Ut fra dette bør en kunne sette en tentativ standard for sum PAH på 10 µg/l. Vi må likevel regne med at man skal betydelig over dette for i det hele tatt å se økologiske effekter. Som eksempel har Lista Aluminium et gjennomsnittlig utslipp på ca 50 µg/l sum PAH, men det har vært umulig å knytte økologiske effekter direkte til dette siden andre utslippskomponenter også er inne i bildet (Knutzen 1995). Dette gjelder også for utslippet fra Koksverktomta.

Tabell 5.1. Utslippskomponenter i kanalen ved posisjon P1a, forventet konsentrasjon i overflatelaget utenfor kanalen, samt aktuelle miljøstandarder (se tekst for forklaring).

| Komponent | Maksimalkons | Gj.snittlig kons. | Kons. i resipient | EQS |
|------------------|--------------|-------------------|-------------------|-------|
| pH | 9.8 | 7.8 | 7.8 | 8 |
| Klorid (mg/l) | 5170 | 962 | 1084 | - |
| Turbiditet (FTU) | 31 | 4.4 | 3 | 15 |
| STS (mg/l) | 49.4 | 8.2 | 1 | 10 |
| Arsen (µg/l) | 79 | 51.7 | 2 | 5 |
| Kobber (µg/l) | 144 | 18 | 0.3 | 1.5 |
| Kvikksølv (µg/l) | 2.3 | 0.7 | 0.002 | 0.015 |
| Kadmium (µg/l) | 5 | 5 | 0.03 | 0.2 |
| Cyanid (µg/l) | 273 | 120 | 0 | 1 |
| Fenol (mg/l) | 214 | 65.7 | 0 | 100 |
| KOF (mg/l) | 262 | 64.3 | 1) | - |
| AOX (µg/l) | 115 | 42.6 | 0 | 160 |
| TOC (mg/l) | 5.2 | 2.6 | 2.2 | - |
| THC (µg/l) | 776 | 240.2 | 10 | 50 |
| PAH (µg/l) | 13.7 | 6 | 0.05 | 10 |

1) KOF kan ikke måles i sjøvann grunnet interferens.

5.2. Krav til innblanding og fortykning for å tilfredsstillе miljøstandardene (EQS)

Ut fra maksimal- og gjennomsnittskonsentrasjonene ved P1a, og forventede konsentrasjoner i innblandingsvannet utenfor utløpet er det beregnet hvor stor naturlig fortykning som kreves for at konsentrasjonen av utslippskomponentene skal tilfredsstillе EQS-verdiene. Beregningene (Tabell 5.2) viser at det for maksimalkonsentrasjonene (verstetilfelle) kreves fortykninger fra ingen fortykning for PAH til 273x for cyanid. For gjennomsnittskonsentrasjonene ved P1a kreves fra ingen fortykning for pH, turbiditet, STS,

fenol og PAH til maksimalt 120x for cyanid. Kobber, kvikksølv og cyanid er de komponentene som krever mer enn 100 x fortykning for å tilfredstille standardene.

Tabell 5.2. Antallet fortyninger med resipientvann som kreves for å tilfredstille EQS-verdiene for de ulike utslippskomponentene

| Parameter | Antallet fortyninger ved | |
|------------|--------------------------|----------------------------|
| | maksimal-konsentrasjon | gjennomsnittskonsentrasjon |
| pH | 10 | 0 |
| Turbiditet | 2 | 0 |
| STS | 5 | 1 |
| Arsen | 26 | 17 |
| Kobber | 120 | 15 |
| Kvikksølv | 177 | 54 |
| Kadmium | 29 | 29 |
| Cyanid | 273 | 120 |
| Fenol | 2 | 1 |
| THC | 19 | 6 |
| PAH | 1 | 1 |

5.3. Influensområde for utslippet

Ut fra modellberegningene (kap. 4) og fortykningskravene kan man så anslå maksimalt hvor langt fra utslippet kanalvannet transporteres før ønsket fortykning er oppnådd (Tabell 5.3). Dette kan betraktes som influensområdet for de aktuelle komponentene. For kobber, kvikksølv og cyanid, der det for maksimalkonsentrasjonene er behov for mer enn 100x fortykning, vil influensområdet strekke seg ut til minimum 300 m og maksimum over 2.5 km avhengig av vannføring i kanalen og strømhastighet utenfor. Det samme gjelder for gjennomsnittskonsentrasjonen av cyanid. For de øvrige komponentene vil tilfredsstillende fortykning være oppnådd ved ca 500 m eller kortere avstand.

Strømmålingene (Kap 4.1) har videre vist at hovedstrømretning ved kanalen er SV-NØ og med netto volumtransport i retning mot NØ. For utslippet totalt sett vil man i verste tilfelle ha et influensområde som strekker seg minst 2.5 km hovedsakelig mot nord og øst, dvs mot utløpet av Ranaelva og med en dyp-utbredelse i de øvre 1-2 meter.

Modellberegningene er i praksis begrenset i avstand til 500-1500 m fra utslippspunktet og vil derfor ikke dekke de høyeste fortykningskravene for alle strøm- og vannførings-situasjoner. Avstanden i luftlinje fra kanalutløpet til utløpet av Ranaelva er imidlertid ca 1000 m, og dette er også som nevnt hovedretningen for utslippstransporten. Det fortynnede utslippsvannet vil derfor etter hvert blandes inn i vannet fra Ranaelva. Dette forhold er ikke dekket av modellkjøringen, men den store vannføringen og blandings-energien elveutløpet har, vil føre til en rask videre fortykning. Siden vannføringen i elva i snitt er ca 1000 ganger vannføringen i kanalen vil innblandingen i elvevannet alene innebære en 1000x fortykning av

utgangskonsentrasjonene, og det er lite sannsynlig at komponentene fra kanalen kan spores etter dette.

Tabell 5.3. Avstand hvor bestemte fortynninger oppnås ved de ulike kanalvannføringer og strømhastigheter. > betyr at avstanden er lengre enn det modellberegningen dekker.

| Vannføring (l/s) | Strøm (cm/s) | Avstand til fortynning (m) | | | | | |
|------------------|--------------|----------------------------|-----|--------|---------|-------|-------|
| | | 10x | 20x | 50x | 100x | 200x | 400x |
| 150 | 4 | 15 | 60 | 270 | ca 650 | >700 | >700 |
| 150 | 15 | <10 | 15 | 100 | 300 | >300 | >300 |
| 200 | 4 | 90 | 400 | ca 800 | >800 | >800 | >800 |
| 200 | 15 | 30 | 160 | 430 | >430 | >430 | >430 |
| 250 | 4 | 140 | 530 | 1200 | ca 2500 | >2500 | >2500 |
| 250 | 15 | 50 | 220 | 560 | >600 | >600 | >600 |

Influensområdet vil derfor i praksis omfatte områdene nord og øst for kanalutløpet. Når utslippsvannet forlater dette området som del av elvetransporten mot sørvest, forventes fortynningen å ha gitt konsentrasjoner som tilfredstiller alle de aktuelle miljøstandarder, og det er derfor ikke sannsynlig at kanalutslippet skal ha virkninger på øvrige deler av fjorden.

Dette gir også en viss sikkerhetsmargin for analyseusikkerhet. Som eksempel sees at om man øker maksimalkonsentrasjonene i kanalutløpet med 50 % (50 % analyseusikkerhet må regnes som uakseptabelt høyt), vil fortynningskravene for kobber, kvikksølv og cyanid øke til henholdsvis 180x, 265x og 410x. I følge tabell 5.3 vil influensområdet da strekke seg noe lenger mot Ranaelva, men straks innblandingen i elvevannet skjer, vil disse fortynningene oppnås. I praksis øker derfor ikke influensområdet.

5.4. Innvirkning på forurensningsnivå i sedimenter og organismer

Som diskutert i kapittel 4.2. er det lite sannsynlig at partiklene fra kanalutslippet vil sedimentere i nevneverdig grad, og iallfall ikke innefor det aktuelle influensområdet. Det er imidlertid funnet til dels meget høye PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentene i indre del av Ranfjorden (se kap. 3.5), til tross for en betydelig sedimentering av gruveavgang med lavt PAH-innhold. Det er derfor aktuelt å vurdere om PAH-akkumulasjonen likevel skyldes sedimentering fra kanalutslippet.

Årlig tilførsel av PAH via kanalen er av SINTEF Molab grovt beregnet til 12 kg/år. På basis av sedimentfelldata som viser total sedimentering fra 2.5 til 152 kg/m²/år, en PAH-konsentrasjon i sedimentene på ca 4 mg/kg, over et forurenset bunnareal på ca 1 km², viser en overslagsberegning at dette området totalt tilføres ca 400 kg PAH/år. Dette er i størrelsesorden 10 ganger forventet tilførsel fra kanalen, som derfor ikke kan ansees være den viktigste kilden. Andre landbaserte kilder av betydning er ikke identifisert, men man kan ikke

utelukke at tilførselen er eldre bunnavsetninger av PAH som virvles opp av f.eks. utrasninger eller skipsaktivitet, og som så blandes inn og forurenser ny gruveavgang.

Selv om PAH tilførselen ikke synes være høy nok til å gi biologiske effekter (se kap. 5.1), kan det ikke utelukkes at kanalutslippet har gitt et bidrag til de forhøyede nivåer av PAH i skjell og reker som ble registrert 1989-92. Det er vanskelig å anslå hvor mye kanalutslippet evt bidrar med i dag. Den vide horisontale og vertikale utbredelsen av forurensete organismer i forhold til influensområdet størrelse, sannsynliggjør at andre PAH-kilder må spille en betydelig rolle, f.eks. resuspendert PAH fra tidligere bunnavsetninger.

Vi anser det for lite sannsynlig at PAH fra kanalen bidrar i påviselig grad til de PAH-nivåene som er funnet i reker trålt på ca 200 m dyp mellom Busteneset og Alterneset.

Kanalutslippet vil gjøre seg gjeldende vesentlig i brakkvannslaget og vil derfor primært kunne ha betydning for akkumuleringen av miljøgifter i grunnvannsorganismer som blåskjell og muligens o-skjell. Næs et al. (1995b) har ut fra eksperimenter funnet en oppkonsentreringsfaktor for PAH fra vann til blåskjell på ca 3000, som også stemmer rimelig bra med andre estimater. Denne faktoren antyder at man vil måtte ha ca 0.6 µg/l PAH i sjøvannet for å få de vevskonsentrasjoner som ble funnet i skjell sanket i 1991 i nærområdet for kanalutslippet: 2.04 og 1.65 mg/kg v.v. En slik konsentrasjon fåes ved 10-20x fortykning av kanalutslippet og i en avstand 15-500 m fra utslippet (Tabell 5.3). Kanalutslippet kan ut fra dette alene forklare PAH-konsentrasjonene i skjellene i indre fjord.

En sammenlikning med smelteverksresipienter (Tabell 5.4) sannsynliggjør også at kanalutslippet kan forklare PAH-nivået i muslinger lokalt. Både utslippskonsentrasjoner og vevsnivåer stemmer bra overens for de tre områdene presentert, og der det for de to sistes vedkommende er rimelig klart at utslippet er kilden til PAH i skjellene.

Tabell 5.4 Forhold mellom PAH konsentrasjon i utslipp og i blåskjell fra nærområdene for Ranfjorden, og for smelteverksresipientene Lista og Vefsnfjord (Fra Næs et al. 1995a).

| Lokalitet | PAH i utslipp (µg/l) | PAH i blåskjell (mg/kg v.v.) |
|------------|----------------------|------------------------------|
| Ranfjorden | max. 13.7 (gj.sn 6) | 2 |
| Lista | 7.9 | 296 |
| Vefsn | 4.8 | 9.3 |

5.5. Effekter på organismer og biologiske samfunn.

På basis av diskusjonen tidligere i dette kapitlet kan effekter av kanalutslippet forventes i områdene nord og øst for kanalutløpet og i de øvre 1-2 m dyp, men sannsynligvis ikke utenfor dette. Skadevirkningene i dette området vil gå ut over brakkvannssamfunn nær overflaten som allerede er fattige grunnet både ferskvannspåvirkning og sterk sedimentering av gruveavgang (se kap. 3.3). En bedring av forholdene kan derfor ikke forventes ved ensidig reduksjon i utslippene fra kanalen.

5.6. Virkninger på bruk av fjorden.

Hovedbruk av Ranfjorden vil være knyttet til fangst av fisk og skalldyr. Som diskutert i kap.5.4 er PAH-konsentrasjonen i kanalutslippet høy nok til å kunne forklare nivåene i blåskjell i nærområdet, og derfor ha betydning for opprettholdelse av kostholdsbegrensningene på skjell i innerste del av fjorden. Det er lite sannsynlig at kanalutslippet har betydning for PAH-innholdet i reker eller fisk som fanges til konsum.

7. LITTERATUR

- 1991 Paris. Convention . Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. B. Data report. NIVA-rapport nr. 2577.
1992. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. B. Data report. NIVA-rapport nr. 2777.
- Broman, D., Näf, C., og Zebühr, Y., 1991. Occurrence and dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polycyclic aromatic hydrocarbons in the mixed surface layer of remote coastal and offshore waters of the Baltic. Environ. Sci. Technol., 25, 1850-1864.
- Golmen, L. 1993. Rana gruber AS sitt utslipp av finfraksjon til Ranfjorden. Modellberegninger for reviderte utslippstall. NIVA-notat. O-93011. L-nr. V93/02.
- Golmen, L., 1991, Vurdering av Rana gruber A/S sitt industriavløp i indre Ranafjorden. NIVA- rapport. O-90217. L-nr. 2656. ISBN:82-577-1964-1.
- Green, N. W., J. Knutzen, L. Berglind, 1994. Undersøkelse av miljøgifter i organismer fra Ranfjorden 1992. (Overvåkingsrapport nr. 550/94. TA.nr. 1049/1994). O-800310. L-nr. 3025. ISBN:82-577-2473-4.
- Green, N. W., J. Knutzen, L. Berglind, L. Golmen, 1993. Undersøkelse av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjorden 1989-90. NIVA-rapport 516/93. L-nr. 2872. O-800310. ISBN:82-577-2240-5.
- Haakstad, M., 1984: Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport VI. Hydrografiske undersøkelser 1980-82. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport nr. 130/84. NIVA-rapport nr. 1620. 48 s.
- Helland, A, B. Rygg, K. Sørensen, 1994. Ranfjorden 1992/1993. Hydrografi, sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 551/94. O-800310. ISBN82- 577-2143-9. L-nr. 3087.
- Holmen, S. A., Øyvind, T., 1975. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. NIVA-rapport 1 Forurensningstilførsler (foreløpig rapport). O-31.
- Kirkerud, L., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Magnusson, J., Skei, J., 1977: Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Rapport O-75031. Oslo. 141 s.
- Kirkerud, L., Haakstad, M., Knutzen, J., Rygg, B., Skei, J., Tryland, Ø., 1985: Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Samlerapport. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport nr. 207/86. NIVA-rapport nr. 1800. 76 s.

- Kirkerud, L., M. Haakstad, J. Knutzen, B. Rygg, J. Skei, Ø. Tryland, 1985. Basisundersøkelse i Ranafjorden en marin industriresipient. Samlerapport. NIVA-rapport 207/86. O. 8000310. L-nr. 1800. SIBN:84-577-0998-0.
- Knutzen, J., 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. *Sci. Total Environ.*, 163, 107-122.
- Molvær, J. og Sørensen, K., 1994. Målinger i Holandsfjord og Storglomvatn ved oppstart av Svartisen kraftverk oktober 1994. NIVA notat O-94182.
- Næs, K., Bakke, T., og Konieczny, R., 1995b. Mobilization of PAH from polluted seabed and uptake in the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Mar. Freshwater Res.*, 46, 275-285.
- Næs, K., Knutzen, J., og Berglind, L., 1995a. Occurrence of PAH in marine organisms and sediments from smelter discharge in Norway. *Sci. Tot. Environ.*, 163, 93-106.
- Næs, K., Skei, J., 1983. Basisundersøkelse i Ranafjorden. En marin industriresipient. Delrapport III. Løste metaller og Partikler i vanmassene. NIVA-rapport 67/83. O-8000310. L-nr. 1484. ISBN:83-577-0619-1.
- Neff, J.M., 1982. Fate and biological effects of oil well drilling fluids in the marine environment: a literature review. US EPA Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, FL. EPA-600/53-82-064, 151 pp.
- NIVA 1981. Vurdering av planlagte vassdragsreguleringer i Ranavassdraget. NIVA-rapport nr. 1269.
- OCEANOR, 1991 (J. E. Hagelund, K. Tangen): Eutrofieringsforholdene i Indre Ranafjord. Rapp. OCN R-91003, OCEANOR, Trondheim, 20 s., (fortrolig dok.).
- Palmork, K. H., 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. S. 99-125 I Nionde nordiska symposiet om vattenforskning. Fjorder og kystvann som resipienter. Trondheim 27-29/6-1973. Publ. 1974:4, NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet, Helsinki.
- Selfors, H., 1991. Kartlegging av Kisebekken ved Båsmo Gruve. MPR. Prosjekt F. 3/91. Terrateam, Norsk Miljøteknologisk senter AS, Mo i Rana.
- Selfors, H., 1991. Kartlegging av Mobekken. MPR. Prosjekt F. 4/91, prosjekt 91141. Terrateam, Norsk Miljøteknologisk senter AS, Mo i Rana.
- Tjomsland, T. og Molvær, J., 1986. Test av en enkel matematisk spredningsmodell på Glomfjord. NIVA-rapport F505. Oslo. 29 s.
- Trætteberg, A. 1966: Utløpet av Ranaelva. Rapport fra undersøkelser utført i tidsrommet september 1963 - desember 1965. Vassdrags- og havnelaboratoriet, Trondheim. 25 s. + fig.

- Tryland, Ø., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport I. Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Kosverket, Rana Gruber og Bergverksselskapet Nord-Norge i oktober 1980 og juni 1981. (SFT overvåkingsrapport 63/82). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (1.nr. 1477). 71 sider.
- U.S. EPA, 1987. Quality criteria for water. Criteria and Standards Division, Office of Water, Washington, D.C.
- Verschuere, P.B., 1983. Handbook on Environmental Data on Organic Chemicals. Second Edition. van Nostrand Reinhold Co., New York.