

ARBEIDSFELLESSKAPET SAMFUNNSTEKNIKK/GRØNER  
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-132/76

UNDERSØKELSER AV ALTERNATIVE UTSLIPPSSTEDER  
FOR AVLØPSVANN FRA SENTRALRENSANLEGG VEST

DEL I

Blindern, 15 mars 1978

Saksbehandlere:        *Siv ing Birger Bjerkeg*  
                              *Siv ing C G Göransson*  
                              *Fil kand J Magnusson*

Instituttjef                *Kjell Baalsrud*

ISBN 82-577-0054-1

## F O R O R D

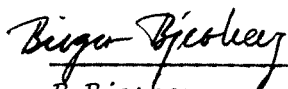
Denne rapport er utarbeidet etter oppdrag fra Vestfjordens Avløps-selskap (VEAS), spesifisert i brev av 24 mai 1977. Rapporten vurderer utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest, og er resultatet av et samarbeid mellom Arbeidsfellesskapet Samfunnsteknikk/Grøner (AF) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Siv.ingeniør C G Göransson (AF, VBB, Göteborg) har hatt hovedansvaret for gjennomføring og bearbeidelse av sporstoff-forsøkene. I deler av disse forsøk har eksamenskandidater fra Chalmers Tekniska Högskola (CTH) deltatt, (T Bexér, T Bøhm, J Embro og A Eugensson). Videre har siv.ingeniør Stål Svenning (AF, Samfunnsteknikk) deltatt i feltundersøkelsens senere fase. Cand.real Jan Nielsen har hatt ansvar for deler av de hydrografiske målingene under Vestfjord-undersøkelsen.

Øvrige medarbeidere fra NIVA har vært: Skipsfører E Andersen (dosering av sporstoff mm), siv.ingeniør K Ormerod (laboratorieeksperimenter med bakterier) samt cand.real Jarle Molvær (driftmerkeundersøkelser).

Vi vil takke samtlige deltakere for deres arbeide.

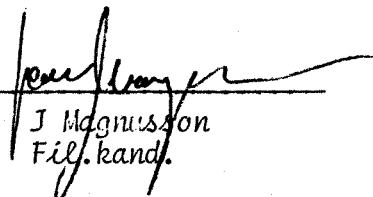
Blindern, 15 mars 1978



B Bjerkeng  
Siv.ing



C G Göransson  
Siv.ing.



J Magnusson  
Fil.kand.

## INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD

INNHALDSFORTEGNELSE

TABELLFORTEGNELSE (Figurer - se eget bilag)

1.	INNLEDNING	Side: 1
2.	FORUTSETNINGER OG MÅL	2
3.	AVLØPSVANNETS PRIMÆRFORTYNNING, INNLAGRING OG EGENSPREDNING	4
3.1	Generelt	4
3.2	Resultater fra feltundersøkelsene i Lysakerfjorden	6
3.2.1	Hydrografi og strømmålinger	6
3.2.2	Sporstoff-forsøk	10
3.2.3	Avløpsvannets primærfortynning, innlagring og egenspredning- Lysaker renseanlegg	14
3.2.4	Avløpsvannets primærfortynning, innlagring og egenspredning- Sentralrenseanlegg Vest	23
4.	NATURLIGE SPREDNINGSFORHOLD I UTSLIPPSOMRÅDET	30
4.1	Generelt	30
4.2	Resultater	30
4.2.1	Meteorologi	30
4.2.2	Hydrografi og strøm	31
4.2.3	Beregning av vertikaldiffusjonen fra saltholdigheten	32
4.2.4	Utslipp av sporstoff under sprangsjiktet	34
4.2.5	Beregning av vertikaldiffusjon ut fra sporstoff-forsøket	36
4.3	Sammendrag og konklusjon	38
5.	OVERFLATESTRØMMER I UTSLIPPSOMRÅDET, SPREDNING AV EVENTUELLE FLYTESTOFFER	40
5.1	Generelt	40
5.2	Resultater	41
5.2.1	Overflatestrømmene i utslippsområdet	41
5.2.2	Beregning av transporttider og spredning av eventuelle flytestoffer langs land i nærområdet	49
5.2.3	Laboratorieeksperiment med coliforme bakterier, overflateanrikning i rensset avløpsvann	52

forts. innholdsfortegnelse:

	Side:
6.    OPPSUMMERING	58
7.    PRAKTISKE KONKLUSJONER	63
8.    REFERANSER	65
9.    APPENDIX A	67

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1: Strømtransporter i avløpsvannets innlagringssjikt og beregnede fortyninger på det innlagrede avløpsvannet	9
Tabell 2: Resultat av diffusjonsberegningene og sammenligning mellom teoretisk og målt primærfortynning	16
Tabell 3: Beregning av $\gamma$ i formel for avløpsvannets egenspredning	20
Tabell 4: Beregning av $\gamma$ i formel for avløpsvannets egenspredning (strømmålinger), h er beregnet fra hele tykkelsen på den utgående strømmen	21
Tabell 5: Tetthetssjiktningens stabilitet uttrykt ved $N^2 = \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$ ved målinger i 1977, samt sterkeste og svakeste sjiktning målt i tidsrommet mai-september før 1977	26
Tabell 6: Nødvendig strømningsbredde i meter (B), ved ulike utslippsdyp, avløpsyannføringer (Q), fortyningsgrader (S) og sjiktninger ( $N^2$ ) ( $\gamma=2.2$ )	28
Tabell 7: Prosentvis retningsfordeling av vinden ved Blindern, Oslo 1957-74 og 1977 under juni til august	31
Tabell 8. Vertikale diffusjonskoeffisienter for Vestfjorden fra saltholdighet ( $k_z$ cm <sup>2</sup> /s) 1977	33
Tabell 9. Vertikale diffusjonskoeffisienter, $k_z$ i cm <sup>2</sup> /s beregnet som middelverdier for sporstoffets spredningssjikt	37
Tabell 10. Vindretninger i Vestfjorden og Fornebu ved strømkorsmålingene 1977, samt "normalfordelingen" av vind som middel av forholdene 1957 - 1974 (Blindern) (juni-august)	42
Tabell 11. Sammenlikning av observerte vindstyrker i Vestfjorden og Fornebu under strømmålinger 1977	44
Tabell 12. Spredningshastighet for drivende belte i overflaten tvers på bevegelsesretningen ut fra sporstoff-forsøk	47
Tabell 13. Beregning av pålandsstrømmer ut fra normalvindstatistikken fra Blindern 1957-74 i sommermånedene juni-juli-august	50
Tabell 14. Sannsynlighet for påvirkning av strandområder i nærsoner til utslippet	51
Tabell 15. Resultat fra pilotforsøket med coliforme bakterier i overflatehinnen relativt hovedvannmassen for mekanisk og kjemisk rensset kloakkvann, 50 ggr fortynt med sjøvann	53

Tabell 16. Resultat fra hovedforsøk med coliforme bakterier i overflatehinnen relativt hovedvannmassen for mekanisk rensset kloakkvann fortynnet 20, 50 resp 100 ggr med sjøvann

## 1. INNLEDNING

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) utførte i 1973 en spesialstudie av vannbevegelsene i søndre og midtre Vestfjord for å vurdere alternative utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest. Anlegget var tenkt å ligge ved Berger, sør for Slemmestad. Undersøkelsene resulterte i en anbefaling av utslippssted på et relativt plant grunnområde på ca 40 meters dyp ca 1 000 meter fra stranden ved Berger (Figur 1).

Senere ble det valgt en annen plassering av renseanlegget i Bjerkåsområdet ca 1 km nord for Slemmestad, og det ble aktuelt å vurdere et nytt utslippsområde. Vurderingen ble utført i samarbeid mellom NIVA og Arbeidsfellesskapet Samfunnsteknikk/Grøner, og resultatet ble presentert våren 1977 (AF/NIVA 1977).

Til tross for at det ut fra konstruksjons- og driftsmessige grunner ville være fordelaktig med utslipp nær land (Alt. 1, se figur 2), kunne man ikke anbefale utslipp nærmere land enn ca 1 km (Alt. III og V) uten nærmere undersøkelser. En måtte klarlegge om den kompliserte bunntopografien kunne ha innvirkning på avløpsvannets spredning, dvs undersøke de naturlige strømforholdene i området, få bedre kjennskap til prosessene omkring avløpsvannets egenspredning og studere spredningen av eventuelle flytestoffer fra utslippssted til land.

Ut fra dette ble det sommeren 1977 startet undersøkelser for å studere utslippsalternativene nærmere. Ifølge mandatet fra oppdragsgiver skulle undersøkelsen konsentreres om de ytterste utslippsalternativene. Resultatene av undersøkelsene presenteres i denne rapporten.

## 2. FORUTSETNINGER OG MÅL

For valg av utslippssted i det nye utslippsområdet gjelder de samme kriterier som for det tidligere anbefalte utslippsstedet:

- 1) Vestfjorden bør utgjøre hovedspredningsområde for det rensede kloakkvannet
- 2) Øvre grense for kloakkvannets innlagring i sommerhalvåret bør ligge nær opp til 20 m dyp, uten at det derfor bryter igjennom sprangsjiktet vår - høst
- 3) Utslippet skal ikke ha ugunstige effekter på nærsone, d v s at bruksverdien av området i størst mulig grad blir uforandret.

De viktigste punkter som måtte belyses var:

- A. Innvirkningen av utslippsområdets topografi på horisontal- og vertikalspredningen av innlagret kloakkvann ved naturlig bevegelse i fjorden
- B. Kloakkvannets gravitasjonelle spredning (egenspredning) og dennes betydning for valg av utslippssted
- C. Spredning av eventuelle flyttestoffer i overflaten og eventuell ansamling av disse ved nærliggende strandområder som funksjon av avstand mellom utslippssted og land.

For å studere de ovennevnte punktene, ble det utført både feltundersøkelser og eksperimentelle undersøkelser i løpet av sommeren og høsten 1977. De naturlige bevegelsene i utslippsområdet ble studert gjennom utslipp av fargestoff i 5 døgn på vel 35 meters dyp. Fargestoffets bevegelser og fortykning ble fulgt i noe over en måned og sammenliknet med innsamlede hydrografiske data og strømdata (Kapittel 4).



Avløpsvannets egenspredning ble nærmere studert ved å dosere fargestoff til kloakkvannet ved Lysaker renseanlegg og følge fargestoffet fra renseanleggets dyputslipp i et par døgn ved to forskjellige tilfeller. Parallelt ble det gjort strøm- og sjiktnings-observasjoner (Kapittel 3).

Overflatetransporten i det aktuelle utslippsområdet ble observert ved utslipp av driftmerker, strømkors og fargestoff på forskjellige avstander fra land. Driften og spredningen ble observert og sammenliknet med vind og vannstandsfaser. Videre ble det utført et lite eksperiment med fortynnet kloakkvann av forskjellige rensegrader for å studere anrikning av partikler i overflatelaget i forhold til innlagringsnivå, ved hjelp av analyser av partikkel-bundne fekale colibakterier. (Kapittel 5.)

Oppsummeringen av undersøkelsen blir fremstilt i kapittel 6, og av disse følger praktiske konklusjoner i kapittel 7.

### 3. AVLØPSVANNETS PRIMÆRFORTYNNING, INNLAGRING OG EGENSEPREDNING

#### 3.1 Generelt

En rask og effektiv primærfortynning av avløpsvannet får en ved utslipp på dypt vann og med avløpsvannet fordelt på flere hull med en diffusor. Avløpsvannet er lettere enn sjøvannet og stiger fra diffusoren under stadig innblanding av omgivende tyngre sjøvann. Omkring det nivå hvor egenvekten på det fortynnede avløpsvannet sammenfaller med sjøvannets egenvekt, begynner avløpsvannet å spres horisontalt. Dette nivå kalles innlagringsnivået og prosessen fram til innlagringsnivået kalles primærfortynningsfasen. Lokalt vil det fortynnede avløpsvannet kunne trenge videre opp i lettere sjøvann over teoretisk innlagringsnivå inntil det bremses av gravitasjonen. Deretter vil det synke tilbake mot innlagringsnivået.

Avløpsvannets innlagringsnivå og grad av fortynning bestemmes hovedsakelig av diffusorens utforming, utslippsdyp og resipientens tetthetsjiktning. En rekke beregninger er blitt utført på denne fasen tidligere (AF/NIVA 1977).

De faktorer som videre påvirker spredningen av det fortynnede avløpsvannet i fjorden, er en kombinasjon av avløpsvannets "egensepredning" og de naturlige strømmene i området. Egensepredningen skyldes at innlagringsprosessen (blandingprosessen) gir en mer homogen vannmasse over et visst dybdeintervall som får avvikende tetthetsegenskaper fra de øvrige delene av fjorden, hvor det er en mer kontinuerlig vertikal tetthetsvarisjon. Det oppstår trykkforskjeller i vannmassen, og det skapes strømmer for å kompensere disse forskjeller. Et kontinuerlig utslipp av avløpsvann som fortynnes ved strålediffusjon vil utenfor blandingssonen gi en tilsvarende strøm, dvs vi får en intern strøm ut fra utslippsområdet omkring innlagringsdyp. Fra nedre grense av denne "utstrøm" til diffusordyp (utslippsdyp) vil det da oppstå en kompensasjonsstrøm. Hvis en ser bort fra eksterne krefter er det fortynningen av avløpsvannet og tilgjengelige utstrømningsarealer som er bestemmende for denne strømtransport.

Den videre transporten ut fra utslippsområdet vil være en intern strøm som blir styrt av jordrotasjonseffekten og friksjonskrefter. Når avstand fra ut-

slippsstedet øker, avtar strømstyrken og de naturlige spredningsforholdene vil suksessivt ta overhånd. Jordrotasjonen vil dreie den interne strømmen mot høyre og friksjonskreftene vil virke spredende på strømmen, slik at den etterhvert blir tynnere og høyrevridningen motvirkes.

For å studere denne prosess nærmere og få mulighet til å kontrollere de teoretiske betraktninger som ble gjort i vår tidligere rapport (AF/NIVA, 1977), ble det utført et eksperiment ved dyputslippet til Lysaker Renseanlegg. Ved to tilfeller (august og oktober 1977) ble det dosert sporstoff i avløpsvannet i anleggets utslippskum på land, og deretter ble sporstoffets konsentrasjonsfordeling målt i resipienten (Lysakerfjorden). Ved begge måletilfeller ble det også utført strøm- og sjiktningmålinger.

### 3.2 Resultater fra feltundersøkelsene i Lysakerfjorden

#### 3.2.1 Hydrografi og strømmålinger

For det første felteksperimentet i Lysakerfjorden 25.-29.8.77 skjedde en endring i de meteorologiske forhold, ved at nordlige vinder ble avløst av sydlige vinder. Dette medførte kraftige bevegelser i Lysakerfjordens vannmasser. De sydlige vindene presset overflatevann inn i fjorden fra Vestfjorden og Bunnefjorden og dypereliggende vann strømmet ut (Se Fig. 3 og 4). Den sydlige vinden holdt siden vannmassene på plass frem til den 26.8. Den 27.8 var det fortsatt rolige forhold i de dypere lag, mens en liten forandring hadde skjedd i overflaten, dvs en viss utskiftning. Fra den 27. til den 29.8 avtok først den sydlige vinden og ble nordlig den 28.8. På kvelden den 28.8 ble vinden igjen sydlig. Observasjoner fra den 29.8 viser at det skjedde store forandringer i løpet av de siste to døgn. Det er trolig at den nordlige vinden (28.8) har medført at overflatevannet i Lysakerfjorden strømmet ut i Vestfjorden og Bunnefjorden, og at det skjedde en innstrømning i de dypere lag. På kvelden den 28.8 vendte den sydlige vinden transportene i fjorden. Resultatet ser ut til å være at det i vannmassene mellom 25 og 39 meters dyp var en netto innstrøm, mens det i nivået omkring 20-25 meter var utstrøm. Denne utstrøm kan ha nådd opp mot 17-18 meters dyp. Over 17 meters dyp har det skjedd en viss innstrøm. Utstrømmen i de dypere lag har medført en senkning av isolinjene for saltholdighet.

Det andre feltforsøket i Lysakerfjorden (4.-10.10) ble utført ved nordlige vinder av varierende styrke. Den 4.10 var vinden avtagende nordlig. Den formiddagen var det bevegelser omkring 20 meters dyp med i hovedsak en innstrøm av vann i 21-23 meters nivåer og en utstrøm i 17-18 meters dyp. Om ettermiddagen var det fortsatt innstrømning på under 20 meters dyp.

Natten til den 5.10 hadde det skjedd en kraftig innstrømning av vann mellom 22 og 26 meters dyp, mens vann mellom 10 og 15 meters dyp strømmet ut av fjorden. Senere på dagen sank saltisolinjene noe (ca 1 meter), forårsaket av en innstrømning i overflatelaget.

Neste hydrografiske observasjon ble tatt den 7.10. Vindens nordkomponent var nå økt fra den 5.10 (se fig. 3). Vinden driver overflatevannet ut fjorden. Den barokline responsen gir en heving av tetthetsflatene i de dypere lag, og dette gir en transport av vann inn i Lysakerfjorden under 15 meters dyp.

Fram til den 10.10 avtar vindens nordkomponent, og det er relativt vekslende men rolige vindforhold. Tetthetsflatene har justert seg etter de nye vindforholdene, og dermed sunket tilbake under 15 meters dyp. Denne tilbakesynkning har gitt transporter av vann under 15 meter ut av Lysakerfjorden til Vestfjorden og Bunnefjorden. Det har også skjedd en inntransport av vann over 15 meters dyp.

Parallelt med målinger av sporstoff og hydrografi under Lysakerforsøkene i august og oktober ble det målt strøm i vertikaler rundt avløpsvannets innlagringsdyp. Det ble brukt pendelstrømmålere, som gir momentanverdier på strømmens retning og styrke, og som kan festes fritt opp til et system utenfor målefartøyet (Haamer 1972). Strømmåleren har en avlesningsusikkerhet på hastigheten på omkring  $1^{\circ}$  (d v s ca 1 cm/s) og retningen  $\pm 5^{\circ}$ .

Den 26.8 ble det målt strøm i vertikaler ved 5 tilfeller. Figur 6 viser de to første observasjonene i den "kanal" som løper fra diffusoren til de åpne områdene i Lysakerfjorden. (Se fig. 5, St 1 og 2). Figuren viser store strømhastigheter. Det utstrømmende avløpsvannet har en vel definert strømprofil, som ligger høyere på vestsiden av "kanalen". På figuren er også sporstoffets vertikale utbredelse inntegnet. Dette er en observasjon fem timer etter strøm-målingen, og indikerer kun at strøm-målingene viser utstrøm på rett nivå. Utstrømningsarealet er omtrent  $740 \text{ m}^2$ , og den midlere hastigheten mot syd er mellom 7 - 9 cm/s, hvilket gir en transport på 50 - 65  $\text{m}^3/\text{s}$  ut av "kanalen". Tykkelsen på det utstrømmende sjiktet var 4,5 m på vestsiden og 3 m på østsiden. Avløpsvannstilførselen ved dette tilfellet var omtrent 0,6  $\text{m}^3/\text{s}$ . Uttransporten skulle da tilsvare 100 gangers fortykning av avløpsvannet.

Senere på dagen ble det målt i ytterligere to punkter tilsvarende kanalåpningen på begge sider av en 20 meters grunne (se Fig. 5). Det utstrømmende sjiktet var nå tynt og lå nesten helt i vestre "kanal" på omkring 20 meters dyp. Transporten er beregnet til omtrent  $11 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dette tilsvarer ca 20 gangers fortykning av kloakkvannet. Strømmen øst for grunnområdet viser innstrømning fra 13 meter til 1 meter over bunn. Dette kan tyde på en hvirvel omkring grunnområdet. Den siste strømmålingen ble foretatt kl 1530 vest for sistnevnte grunnområde, og utstrømningstykkelse var nesten 3 meter med en midlere hastighet mot syd på 3 - 4 cm/s, hvilket gir en transport på 16 - 20  $\text{m}^3/\text{s}$ . Dette skulle tilsvare mellom 20 - 30 gangers fortykning av avløpsvannet.

Strømmålingene den 26.8 gir et bilde av meget sterke bevegelser i løpet av dagen. Dette fremgår ikke av de hydrografiske målingene. En trolig forklaring kan være at vinden skiftet retning fra SO til S omkring kl 1100, og at dette genererte sterke strømmer når sjiktningen avpasset seg til det nye vindfeltet.

Målingene indikerer også et strømsystem med utgående strømmer på avløpsvannets innlagringsnivå på vestsiden av indre delen av Lysakerfjorden, og en nordgående strøm på østsiden. Da målingene ble utført relativt nær utslippsstedet, kan en del av denne sirkulasjonen kanskje tilskrives avløpsvannets egenspredning.

Under det andre Lysakerforsøket ble det målt strøm den 4. og 5.10.

Tabell 1 på neste side viser en sammenstilling av strømmålingene i selve "kanalen" ut fra diffusoren.

Tabell 1. Strømtransporter i avløpsvannets innlagringssjikt og beregnede fortyninger på det innlagrede avløpsvannet

Dato:	Tid:	Målt uttransport på avløpsvannets innlagringssjikt (m <sup>3</sup> /s):	Beregnet fortyning på avløpsvannet etter uttransporten på innlagringsnivå:
26.8 1977	kl 1100	57	100
	1300	11	20
	1530	18	25
4.10	1200	10	20
	1430	20	35
	1700	17-23	35-38
5.10	0900	27	40
	1100	50	75
	1700	36	-

Kl 1600 den 5.10 ble det utført to målinger på tvers av indre delen av Lysakerfjorden. Den østre stasjonen viste stort sett nordgående strøm, mens den vestlige stasjonen registrerte sydlig og vestlig strøm, men også nord-østlig.

Strømforholdene under dette andre forsøket den 4.10 var betydelig roligere enn under det første, men også den 5.10 var strømtransportene til dels kraftige i selve "kanalen". Dette gir store utslag i avløpsvannets uttransport og fortyning og tyder på raske transporter på relativt kort tid i Lysakerfjorden (kfr 3.2.2).

Figur 7 viser strømmålinger og sporstoff i "kanalen" fra diffusoren. Sporstoffet har en større vertikal utbredelse enn utgående strøm på avløpsvannets innlagringsdyp. Sporstoffet går dypere enn utgående strøm, og går til og med inn i den inngående strømmen på 22 meters dyp, dvs deler av gammelt avløpsvann føres tilbake til utslippsstedet (resirkulasjon).

Strømmålingene lenger ut i fjorden indikerer på ny en horisontal sirkulasjon rundt avløpsvannets innlagringsdyp, med dominerende nordlige strømmer på østsiden av indre delen av Lysakerfjorden og sydlige strømmer på vestsiden.

### 3.2.2 Sporstofforsøk

Primærfortynning, innlagring og egenspredning av avløpsvannet fra diffusorene ved Lysaker renseanlegg ble studert ved å dosere sporstoff kontinuerlig i utgående avløpsvann over ca 2 døgn ved to anledninger. Diffusorenes hull ligger mellom 28 og 27,5 m dyp ved middelvannstand. Som sporstoff ble et fluoreserende fargestoff, Rhodamine B 200 Liquid brukt. Sporstoffets konsentrasjoner i fjorden ble registrert ved å pumpe opp vann fra forskjellige dyp gjennom et fluorometer av type Turner.

Målingene ble utført slik at målebåten oppsøkte ulike målesteder, avhengig av sporstoffets spredningsbilde. Ved disse målepunkter ble sporstoffets vertikale fordeling registrert ved at innsugningsmunnstykket med konstant hastighet ble halt opp gjennom sporstoffsjiktet. Den konsentrasjonskurven en da fikk, ble registrert på en skriver. Den laveste konsentrasjon som kan måles med instrumentet er ca  $0,5 \times 10^{-10}$ . En nærmere beskrivelse av måleutstyret og målemetodikk, som var den samme som ved sporstofforsøkene utenfor Slemmestad Vest, gis av Bexér m. fl. (1978).

Ved dosering av sporstoff i turbid vann kan deler av sporstoffet absorberes på partikler (Cederwall, Göransson og Svensson, 1974). Disse vil bare følge avløpsvannet ved primærfortynningsfasen opp til innlagringsnivået, for siden å sedimentere etterhvert. Måleresultatet kan da bli misvisende hvis absorpsjonsgraden ikke er kjent.

Ved to forskjellige forsøk ble det dosert sporstoff i kloakkvann fra Lysaker Renseanlegg. Etter en tid, som omtrent tilsvarer den tid det tar for kloakkvann å strømme fra doseringsstedet i renseanlegget - slik det foregikk under feltforsøkene - til diffusoren i sjøen, ble forsøksvannet oppblandet med sjøvann til kloakkvannet var 50 ganger fortynnet. I en parallell-prøve ble



drikkevann brukt i stedet for kloakkvann. Målinger av sporstoff-konsentrasjonene i de to parallellprøvene viste ingen signifikant forskjell. Ut fra disse to forsøkene blir konklusjonen at absorpsjon av sporstoff til partikler ikke var noe problem.

Resultatene fra de to feltforsøkene vises i figurene 8 - 31. Sporstoffets vertikale fordeling i hvert målepunkt er vist for seg for hver måledag. De horisontale spredningsbildene viser vertikalprofilenes maksimumskonsentrasjon. Sporstoffkonsentrasjonen er avhengig av dosering pr volumenheter avløpsvann. Denne doseringen varierte omvendt proporsjonalt med vannføringene under forsøkene, og sporstoffkonsentrasjonen er derfor ikke direkte uttrykk for avløpsvannkonsentrasjonen.

Avløpsvannføring og initialkonsentrasjon av sporstoff i utgående avløpsvann ved Lysakerforsøkene vises i fig. 8 og 18. Den del av tilstrømmingen til renseanlegget som kommer gjennom tunnelen blir kontinuerlig målt i en Parshallrenne. For den resterende del (Solleruds pumpestasjon) registreres vanligvis bare hvor lenge pumpene har gått i løpet av døgnet. Et par ganger pr dag ble derfor denne tilstrømmingen målt ved observasjoner av pumpenes gangtider. Total gjennomstrømming i renseanlegget er deretter anslått ved å kombinere enkeltmålingene og døgnmiddeltilrenningen fra tunnel og pumpestasjon med de registrerende målingene i tunnelen.

Lysakerforsøk nr 1. Sporstoffdoseringen startet den 25.8. kl 1347 og sluttet den 27.8. kl 1950. Doseringen av sporstoff var konstant 0,10 ml/s. Av figur 8 fremgår at det som følge av nedbør inntraff flomtopper om natten mellom 25. og 26.8., om formiddagen den 26.8. og om kvelden den 27.8.

Den første sporstofffrontens posisjon ble fastlagt ved 3 tidspunkter den 25.8. da den fremdeles befant seg innen den ca 500 m lange "kanalen" ut mot den åpne delen av Lysakerfjorden, figur 9 og 10. Mesteparten av avløpsvannet ble innlagret mellom 19 og 23 meters dyp. Spredningshastigheten for den første frontens bevegelse innen "kanalen" var opp mot 4 cm/s.

Ved utstrømningen fra "kanalen" og ut i de åpnere delene av Lysakerfjorden ser en allerede den 26.8, figur 11 og 12, et karakteristisk mønster. Som en følge av de topografiske forholdene blir avløpsvannet styrt ut i fjorden på høyre side. Den fortsatte hovedspredningen langs Fornebu-landet er en effekt av Corioliskraften (jordrotasjonen).

Forandringer i vannets sjiktning er ifølge de hydrografiske målingene små mellom den 25. og 26.8. Hoveddelen av det merkede avløpsvannet gjenfinnes derfor innen samme dybdeintervall som dagen før. Ett unntak er de målepunkter, 1 - 3, i "kanalen" som ble observert omkring kl 1500. Innlagringsnivået for disse er hevet 2 - 3 meter, hvilket ikke kan forklares av de hydrografiske målingene utført ca 3 timer senere på dagen. Strømmålingene utført den 26.8 antyder allikevel en forklaring. De momentane strømhastighetene ved forskjellige tidspunkter er så sterke at de nødvendigvis må ha vært kombinert med kraftige hevinger og senkninger av allerede innlagret avløpsvann inne i "kanalen", se kapittel 3.2.1.

Den 27.8 er spredningsmønsteret omtrent det samme som den 26.8, med størst uttransport langs den vestre side av fjorden (se fig. 13, 14 og 15). Den varierende avløpsvannføringens innvirkning på sporstoffets konsentrasjon fremtrer tydelig. Høye konsentrasjoner opptrer både nær utslippet og nord for Rolfstangen. Dette kan forklares av at det var lav vannføring både da målingene ble gjort den 27.8, og at det hadde vært det den 25.8.

Det er interessant å legge merke til at avløpsvannet fortynnes lite under den gravitasjonelle spredningsfasen (egenspredningsfasen). Fortynningen øker med en faktor 1,5 - 2 fra utslippsplassen og fram til i høyde med Rolfstangen, kfr. f.eks. målepunkt nr 25 den 27.8 med nr 10 den 26.8 og nr 8 og 9 den 25.8. Dette forhold gjelder naturligvis ikke den fremste delen av den "første" fronten, hvor konsentrasjonen blir redusert ved horisontal diffusjon.

Transporthastigheten ved egenspredningen går opp til ca 1,0 cm/s for det lett identifiserbare området med høy sporstoffkonsentrasjon rett bak den ytre fronten, dvs vesentlig lavere enn i "kanalen" på grunn av at den tilgjengelige spredningsbredde øker kraftig.

Etter at doseringen var avsluttet, ble det merkede avløpsvannet transportert inn i Vestfjorden, fig. 16 og 17. Dette skyldes ikke avløpsvannets egenspredning, men naturlige vannbevegelser, se kapittel 3.2.1. Spredningsbildet fra den 29.8 viser også at det innlagrede avløpsvannet til en viss grad kan bli resirkulert.

Lysakerforsøk nr 2. Doseringen ved det andre forsøket ble startet den 4.10 kl 1320, og avsluttet den 6.10 kl 1410. Doseringshastigheten var den samme som ved forsøk nr 1, d v s 0.1 ml/s. Avløpsvannføringen var i gjennomsnitt noe høyere enn ved forsøk nr 1. Det var en kraftig flomtopp om natten mellom den 4. og 5.10 med vannføring opp mot  $1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (Fig. 18).

Det innlagrede avløpsvannet spredte seg stort sett på samme måte som for forsøk nr 1, dvs konsentrert langs Lysakerfjordens vestre side (Fig. 19-31)

Som følge av en svakere tetthetssjiktning innlagres avløpsvannet i dette tilfelle noe høyere opp enn ved forrige forsøk. Innlagringen skjedde i hovedsak mellom 17 og 21 m dyp, dvs omtrent 2 m høyere enn ved forsøk nr 1.

Den økende stighøyden for avløpsvannet gir økt primærfortynning. Transporten av innlagret primærfortynnet avløpsvann øker derfor i høyere grad enn avløpsvannføringen, og blir omtrent dobbelt så høy som ved det første forsøket. Dette resulterer i en markant høyere hastighet for avløpsvannets egenspredning kfr f eks spredningen etter 1 døgn ved de to forsøkene, figurene 11 og 21.

Også ved dette forsøket blir den videre fortynningen av avløpsvannet under egenspredningsfasen liten.

Etter avsluttet forsøk kan en igjen se en mindre resirkulering av sporstoff ut fra spredningsbildet.

### 3.2.3 Avløpsvannets primærfortynning, innlagring og egenspredning

#### - Lysaker renseanlegg

Begge Lysaker-forsøkene ble utført under relativt gunstige hydrografiske forhold. De likartede spredningsmønstrene og den langsomme fortsatte fortynning av avløpsvannet etter primærfortynningsfasen viser at avløpsvannets spredning vesentlig har foregått som egenspredning.

Dette gjelder for begge forsøksperiodene så lenge avløpsvannet er innenfor det delvis innestengte område som Lysakerfjorden er. I de åpnere vannmassene ved Lysakerfjordens munning påvirkes spredningen derimot i større grad av de naturlige vannbevegelsene. Målingene inne i Lysakerfjorden skulle derfor være representative for de blandings- og spredningsmekanismer som utslippet selv skaper, såvel for primærfortynning og innlagringsfasen, som for den etterfølgende gravitasjonsdrevne horisontale spredningen bort fra utslippsstedet i egenspredningsfasen. I selve "kanalen" er denne egenspredning praktisk talt helt upåvirket av naturlige resipientstrømmer med unntak av målingene den 26.8, kfr. fig. 11 og 12.

#### Primærfortynning og innlagring

Måleresultatene fra målepunkt 23 - 26 på fig. 26, like etter at sporstoffdoseringsen var avsluttet, viser en gradvis uttynning av sporstoffmerket avløpsvann. Ut fra den aktuelle avløpsvannføringen bør fronten av det ikke sporstoffmerkede avløpsvann ha nådd omtrent ned til målepunkt 26. Den gradvise fortynningen bak fronten viser at det eksisterer en lokal resirkulering over selve utslippsstedet. Også fig. 28 viser den samme tendens til resirkulering.

Dette skyldes at sjiktet med fortynnet avløpsvann må ha en viss tykkelse, bestemt av transportkapasiteten for det fortynnede avløpsvannets egenspredning, og i visse tilfeller også av naturlige strømmer. Etter at det oppstigende avløpsvannet er nådd opp til underkanten av dette innlagrings-sjiktet og frem til innlagringsnivå i overkant av sjiktet, vil den reelle fortynningen av avløpsvannet være neglisjerbar, til tross for fortsatt innblanding av vann i strålene.

Avløpsvannføringen og vannstands nivået i havet var ved begge forsøk slik at bare den midtre diffusorledningen var i drift, bortsett fra ved den høyeste flom-toppen i hvert forsøk, fig. 8 og 18. Siden diffusorene er 40 m lange, er den tilgjengelige utstrømningsbredde 80 m for egenspredning av avløpsvann bort fra diffusoren. Kanalens minimumsbredde ved det aktuelle innlagringsnivå er ca 140 m. Diffusorens lengde er den kritiske tverrsnittsbredden i dette tilfellet, og derfor bestemmende for innlagringssjiktets tykkelse over selve diffusoren, og dermed for blokkeringseffektens innvirkning på primærfortynningen.

Hullavstanden i diffusoren er 2 m. Midlere stighøyde til innlagringsnivået var omtrent 7, respektive 9 m ved de to forsøkene. Forholdet mellom stighøyde og hullavstand var altså i underkant av 4, respektive 5, dvs primærfortynningen i avløpsstrålene ble ikke redusert av interferens mellom strålene.

Resultatene fra sporstoff-målingene i umiddelbar nærhet av utslippet er vist i fig. 32 og 33, og i tabell 2. Samtidig er gjengitt resultatene av teoretiske beregninger av avløpsvannets fortynning og innlagring for den midtre diffusoren ved Lysakerverket (EDB-programmet som er brukt er beskrevet av NIVA-COMPUTAS A/S 1973). Ved beregningene er de daglige observasjonene av tetthetssjiktningen i Lysakerfjorden benyttet sammen med de aktuelle vannføringer for diffusoren.

Tabell 2 Resultat av diffusjonsberegningene og sammenligning mellom teoretisk og målt primærfortynning.

Måletidspunkt	Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	Hulltype	Høyeste opptrengningsnivå		Innlagringsnivå		S <sub>mid</sub>	Målt fortynning S <sub>min</sub>	S <sub>min</sub> /S <sub>akse</sub>
			H <sub>p</sub> (m)	H <sub>e</sub> (m)	N (m)	S <sub>akse</sub>			
FORSØK NR 1									
25/8 1978	0,42	Normal	16,1-16,5	19,7-20,3	21,8-22,4	23	40	48	(2,09)
k1 1400		Ende	14,1	17,5	19,8	21	36,5		
25/8	0,43	Normal	16,1-16,5	19,7-20,3	21,8-22,4	23	40	31	1,35
k1 1830		Ende	14,1	17,5	19,8	21	36,5		
26/8	0,57	Normal	16,2-16,7	19,5-20,0	21,7-22,1	25	43,5	40	1,6
k1 1400		Ende	13,7	19,2	20,9	18	31		
27/8	0,38	Normal	15,4-16,0	19,3-19,9	21,3-21,9	26	45	34	1,31
k1 1000		Ende	13,2	18,6	20,2	20	35		
27/8	0,6	Normal	15,5-16,0	19,5-20,1	21,5-22,1	25	44	34	1,36
k1 1700		Ende	13,2	18,9	20,6	19	34		
FORSØK NR 2									
4/10	0,54	Normal	12,2-13,0	16,1-16,7	20,1-20,5	33	57	46	(1,41)
k1 1330		Ende	8,3	14,7	18,7	24	42		
4/10	0,55	Normal	12,2-13,0	16,1-16,7	20,1-20,5	33	57	65	(1,97)
k1 1430		Ende	8,3	14,7	18,7	24	42		
4/10	0,63	Normal	12,1-12,9	16,1-16,6	20,1-20,5	32	56	47	1,49
k1 1730		Ende	8,1	14,7	18,7	24	42		
5/10	0,70	Normal	11,4-11,7	16,6-17,2	18,8-19,6	37,5	66	47	1,25
k1 1000		Ende	8,7	13,9	17,1	28	49		
5/10	0,59	Normal	11,7-12,5	16,0-16,9	19,6-20,0	35	61	41	1,17
k1 1730		Ende	7,4	15,1	18,3	25	44		
6/10	0,54	Normal	11,8-12,6	16,0-16,9	19,5-19,9	36	63	47	1,31
k1 1000		Ende	7,6	14,8	18,2	25	44		
									Middelverdi 1.36 Stand.avvik 0.14
									(Middelverdi 1.48 Stand.avvik 0,29)

H<sub>p</sub> Høyeste opptrengningsnivå ved utslippstedet beregnet ved energibetraktning og antakelse om ingen fortsatt innblanding over innlagringsnivå i stråleaksen.

H<sub>e</sub> Tilsvarende høyeste opptrengningsnivå med antakelse om fortsatt innblanding i strålen over stråleaksens innlagringsnivå.

N Innlagringsnivå, stråleakse

S<sub>akse</sub>, S<sub>mid</sub> Avløpsvannets primærfortynning i strålenes akse, respektivt middelfortynning for hele strålen.

S<sub>min</sub> Laveste fortynning målt i innlagret avløpsvann.

Tabellen viser at forholdet  $S_{\min}/S_{\text{akse}}$  er størst like etter at doseringen har startet. Dette skyldes resirkulering av ikke sporstoffmerket avløpsvann. Disse verdier er derfor sløyfet ved middelverdiberegningen av forholdet  $S_{\min}/S_{\text{akse}}$ . Spredningen i verdien for  $S_{\min}/S_{\text{akse}}$  med et standard-avvik på 0,14 er liten sammenlignet med middelverdien 1,36. Ut fra disse resultatene skulle en derfor kunne gjøre pålitelige vurderinger av avløpsvannets primærfortynning på basis av teoretiske beregninger.

Middelfortynningen i avløpsstrålene er ifølge Fan and Brooks (1969) ca 1,75 ggr fortynningen ved stråleaksen. Den målte minimumsfortynningen på innlagringsnivå ligger praktisk talt midt mellom de teoretiske verdier for middel- og senterfortynning. Dette er en svært rimelig verdi, med tanke på den blanding av avløpsvannet som skjer ved selve innlagringen, når avløpsstrålene bryter sammen og den gravitasjonelle egenspredningen begynner. Antar en at såvel avløpskonsentrasjon som strømhastighet er Gauss-fordelt i vertikalretning innenfor egenspredningssjiktet, fås en maksimumskonsentrasjon for avløpsvann midt i sjiktet som stemmer svært godt med den målte minimumsfortynningen i hele sjiktet. Den faktisk målte primærfortynningen ved Lysakerforsøket ligger altså svært nær den teoretisk beregnede.

Sammenligningen mellom teoretisk og faktisk innlagringsnivå vanskeliggjøres delvis av at endehullet, som har ca 13% av vannføringen, gir høyere innlagringsnivå enn de andre hullene på grunn av større hullareal. På Fig. 32 og 33 er derfor også beregningsresultatet for endehullet vist. I den venstre kolonnen vises måleresultat over selve utslippsstedet. Avløpsvannet vil her trenge høyere opp i lettere sjøvann inntil gravitasjonen stopper bevegelsen oppover og avløpsvannet synker ned mot endelig innlagringsnivå.

Bortsett fra 26.8, da strømmålingene viser kraftige hydrografiske variasjoner, trenger ikke avløpsvannet i noe tilfelle opp til nivået  $H_p$ , d v s det teoretisk høyeste opptrengningsnivå beregnet ved en energibetraktning. Ved forsøk nr 2 lå dette nivået så høyt, på mindre enn 13 m dyp, at det ikke er vist i figurene. Høyeste opptrengningsnivå beregnet ut fra antagelsen om fortsatt innblanding i strålen,  $H_e$ , viser seg å være en bedre tilnærming til måleresultatene, spesielt hvis en tar hensyn til endehullets høyere innlagringsnivå. De dobbelte konsentrasjonstoppene som av og til forekommer

ved selve utslippet kan trolig skyldes forskjellen i innlagringsnivå fra endehull og normalhull, se fig. 32.

Avløpsvannets innlagringsnivå, egentlig innlagringssjiktet, studeres best ved målinger i en viss avstand fra utslippet, andre og tredje kolonnen i figurene. Det fremgår her at innlagringssjiktet i middel ligger høyere opp enn det teoretisk beregnede nivå for en stråleakse, men forskjellen er ikke stor. I følge målingene gir en teoretisk beregning av innlagringsnivået for stråleaksen en verdi som stemmer bra med avløpsvannets middel-innlagringsnivå.

Fordi avløpsvannet i middel fortynnes raskere enn ved stråleaksen, skulle en anta at middelinnlagringsnivået lå under det teoretisk beregnede innlagringsnivå for stråleaksen. Forskjellen mellom teori og virkelighet kan skyldes at innsugningen av fortynningsvann til avlagringsstrålene beregnes for høyt av de teorier som er brukt og/eller at blokkeringseffekten og dermed den lokale resirkulasjonen gjør innlagrings- og fortynningsprosessen mindre effektiv.

Målingene av avløpsvannets primærfortynning og innlagringsnivå kan sammenfattes slik:

Avløpsvannets middel-innlagringsnivå faller stort sett sammen med teoretisk beregnet innlagringsnivå for stråleaksen. Høyeste opptrengningsnivå over diffusor ligger mellom de to teoretiske verdier, beregnet med, respektivt uten fortsatt innblanding i strålen etter innlagring. Beregnet opptrengningsnivå ut fra fortsatt innblanding ligger nærmest det målte nivå, mens høyeste nivå beregnet uten fortsatt innblanding ligger klart over, dvs på den sikre siden.

Teoretisk beregnet primærfortynning stemmer bra med det som er målt, når en tar hensyn til den bladning som skjer i strålen ved selve innlagringen.



### Avløpsvannets egenspredning

Den gravitasjonsdrevne egenspredningen av avløpsvannet bort fra diffusoren er i utslippets nærsoner nært beslektet både med "selective withdrawal" og hovedspredningsfasen ved "Wake collapse". Den første mekanismen opptrer i sjiktede vannmasser, der det skjer uttak av vann i en viss høyde, f.eks. en dam, og den siste mekanismen når en "vannpakke" som plutselig har kommet i en omgivelse med avvikende egenvekt, raskt bryter sammen. Uansett hvilket av disse betraktningssmåter som anvendes på et dyp-utslipp av avløpsvann får man den samme ligningen for å bestemme tykkelsen på avløpsvannets spredningssjikt (Göransson och Svensson (1975)).

Ligningen uttrykkes som:

$$h = \gamma \left( \frac{q^2}{\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}} \right)^{1/4}$$

der

$h$  = sjikttykkelsen for avløpsvannet

$q$  = vannføring pr breddemeter

$\rho$  = vannets tetthet

$z$  = vertikal koordinat

$\gamma$  = koeffisient som bestemmes av feltmålingene

Avløpsvannets egenspredning er mest dominerende i "kanalen" ut fra utslippspunktene på grunn av det lille gjennomstrømningstverrsnittet. Den veldefinerte bredden gjør også at målingene i kanalen egner seg best for beregning av koeffisienten  $\gamma$ .

Total gjennomstrømning gjennom måletverrsnittet er beregnet som den aktuelle avløpsvannføringen multiplisert med teoretisk middelfortynning for primærfortynningsfasen. Høyden " $h$ " for tykkelsen på avløpssjiktet er ifølge Huber et.al (1972) definert til  $3,92 \sigma$ , der  $\sigma$  er standardavviket for konsentrasjonskurven. Dette tilsvarer 95% av arealet under konsentrasjonskurven, hvis den er Gauss-fordelt, og gir omtrent den samme verdien for de aktuelle konsentrasjonsprofiler. Denne definisjon gir et meget høyt anslag for tykkelsen ( $h$ ). Hvis en antar at hastighets- og konsentrasjonsprofilene er likedannede, noe som ser ut til å være rimelig ut fra målingene,

vil ca 95% av avløpsvannet transporteres innenfor en høyde på  $0,7 \times h$ ,  
d v s et vesentlig tynnere sjikt.

Beregningene av  $\gamma$  ut fra ligningen foran er vist i Tabell 3. Middelerdien for  $\gamma$  er 2,8 med et standardavvik på 0,4 for egenspredningen gjennom selve "kanalen". ( $\gamma$ -verdier i parentes er ikke med i beregnet middelerdi, fordi de ligger utenfor kanalen. Dessuten utelates en sterkt avvikende verdi, målepunkt 2, 27/8).

Tabell 3. Beregning av  $\gamma$  i formel for avløpsvannets egenspredning.

Dato:	Måle punkt	Innlagret vannføring (m <sup>3</sup> /s)	Kanalbredde m	q <sub>3</sub> m <sup>3</sup> /sm	N <sup>2</sup> ★ (10 <sup>-3</sup> s <sup>-2</sup> )	h = 3,92 · σ (m)	γ
25.8	7	17,2	170	0,101	1,22	6,19	3,64
	9	17,2	180	0,096	1,22	3,76	2,27
26.8	1	29,3	180	0,163	2,50	5,57	3,08
27.8	2	17,1	180	0,095	1,79	7,13	(4,76)
	3	32,1	170	0,189	1,79	6,27	2,97
	5	17,1	185	0,092	1,79	4,94	3,35
	7	17,1	190	0,090	2,14	3,69	2,64
	25	18,5	800	0,023	1,68	3,29	(4,20)
	29	24,2	800	0,030	1,77	3,37	
	4.10	7	31,4	185	0,170	1,20	5,06
16		37,1	190	0,195	1,20	7,06	2,99
5.10	3	44,9	180	0,249	1,01	7,61	2,72
	5	44,9	190	0,236	1,01	7,80	2,86
	6	44,9	195	0,230	1,01	7,57	2,81
	16	43,6	800	0,055	0,91	5,10	(3,80)
6.10	2	34,0	195	0,174	1,19	5,29	2,36
	11	31,5	1200	0,026	1,19	4,78	(4,35)
	12	31,5	1200	0,026	1,19	3,29	
	13	31,5	1200	0,026	1,19	3,29	

$$\star N^2 = \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$$

Med "h" definert som  $0,7 \times 3,92 \sigma$  fås i stedet  $\gamma = 2,0$  med standardavvik 0,3.

Tabell 4 viser tilsvarende beregninger som fra tabell 3, men utført på strømmålingsresultatene fra kapittel 3.2.1.

Tabell 4 Beregning av  $\gamma$  i formel for avløpsvannets egenspredning (strømmålinger), h er beregnet fra hele tykkelsen på den utgående strømmen.

Dato 1977	Kl	h (m)	Kanal- bredde (m)	q (m <sup>3</sup> /s.m)	N <sup>2</sup> (s <sup>-2</sup> )	$\gamma$
26.8	1100	4	175	0,32	$2.5 \times 10^{-3}$	1,6
	1300	2	180	0,06	$2.5 \times 10^{-3}$	1,8
	1530	3	180	0,10	$2.5 \times 10^{-3}$	2,1
4.10	1200	5	250	0,04	$1.2 \times 10^{-3}$	4,7
	1430	5	150	0,13	$1.2 \times 10^{-3}$	2,6
	1700	5	160	0,11	$1.2 \times 10^{-3}$	2,8
5.10	0900	5	180	0,15	$1.0 \times 10^{-3}$	2,3
	1100	5	180	0,25	$1.0 \times 10^{-3}$	1,7
	1700	5	180	0,2	$1.0 \times 10^{-3}$	2,0

Midlere verdi for  $\gamma$  hvis vi utelater den avvikende verdi fra den 4.10 kl 1200 blir 2,1 med et standardavvik på 0,4.

Sammenlignes  $\gamma$ -verdiene i tabell 3 og 4 for observasjoner fra selve "kanalen", ligger verdiene fra strømmålingene noe lavere enn for de sporstoff-baserte beregningene men stemmer bedre med definisjonen av  $h = 0,7 \times 3,92 \sigma$ .

Strømmålingene er ikke helt nøyaktige i det aktuelle hastighetsområdet. Usikkerheten tilsvarer en variasjon på 0,4 på den beregnede  $\gamma$ -verdien. I tillegg kommer muligheten for at det skjer en større transport av vann i området enn det som direkte kan skyldes det fortynnede avløpsvannet, hvilket gir lavere  $\gamma$ -verdier. Ved sporstoffmålinger vil resirkulering gi for stor vertikalutbredelse og derved for stort anslag av det utstrømmende avløpsvannets tykkelse.

Alt i alt må en si at de to beregningsmetodene gir resultater som bekrefter hverandre meget bra, og hvis en tar hensyn til usikkerheten i beregningene, vil en  $\gamma$ -verdi på 2,2 gi tilstrekkelig margin for transportkapasiteten. Transportkapasitet er størst mulig volumtransport i et avgrenset dypintervall ved gitt sjiktning. Begrepet er hentet fra Stigebrandt (1978a) men definert noe annerledes.

Utenfor kanalen, i den åpnere delen av Lysakerfjorden, øker  $\gamma$ -verdien. Teorien bak denne  $\gamma$ -verdien er utarbeidet fra en "wake collapse", samt "selective-withdrawal"-vurdering, hvor selve teorien baseres på at den genererte strømmen er stabil og friksjonsfri. De økende  $\gamma$ -verdiene som beregnes utenfor "kanalen" viser muligens at friksjonskrefter begynner å påvirke utstrømmen. Teorien vil derfor bare kunne beskrive nærsonen til et utslipp, og den vil også gi forutsetninger for å beregne et områdes transportkapasitet, hvis det forekommer topografiske restriksjoner.

Coriolis-effekten medfører at strømmen følger Fornebu-landet, men friksjons-effekten medfører at strømmen blir tynnere og flyter gradvis ut mot øst til den ligger som et tynt teppe i Lysakerfjorden. Et analogt system er beskrevet i detalj av Stigebrant (1978b) for en innsjø. I tillegg kommer effekter som vertikaldiffusjon, vindstress og topografi som forstyrrer strømbildet og gir bakevjer m m (se kap. 3.2.1).

De teoretiske beregninger av egenspredningssjiktets tykkelse som ble gjort i forrige rapport var basert på høyere  $\gamma$ -verdier, beregnet av forsøk i Byfjorden på den svenske vestkysten. Den fremste årsaken til dette er at disse  $\gamma$ -verdier er basert på målinger i punkter hvor avløpsvannet er ytterligere fortynnet etter primærinnlagring, kfr  $\gamma$ -verdien fra målestasjoner utenfor "kanalen" i tabell 3. En revurdering av forsøksresultatene fra Byfjorden i lys av erfaringene fra Lysakerfjorden gir  $\gamma$ -verdier i nærheten av utslippet som er litt i overkant av 3, hvis en bruker definisjon  $h = 3,92 \sigma$ .

Ved Lysaker-forsøkene varierte utstrømningen,  $q$ , og tetthetssjiktningen uttrykt ved  $N^2 = \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$  med en faktor 2.5, og egenspredningssjiktets tykkelse varierte med en faktor 2. Samtidig er spredningen i de beregnede  $\gamma$ -verdier for utslippets nærsone, med standardavvik 0,3 - 0,4 liten i forhold til middelverdien på 2 - 2,8, særlig når en tenker på at forsøket er utført i felt. Konklusjonen av dette er at den formel som er gitt for egenspredningssjiktets tykkelse kan brukes til pålitelige beregninger på utslippet fra Sentralrenseanlegg Vest ved dimensjonering av diffusor.

### 3.2.4 Avløpsvannets primærfortynning, innlagring og egenspredning - Sentralrenseanlegg Vest

Avløpsvannets fortynning og spredning i nærsonen til utslippet fra Sentralrenseanlegg Vest er bedømt ut fra tidligere utførte EDB-beregninger, støttet av måleresultatene fra Lysaker-forsøkene.

Utslippsdypet og hulldiameterens innvirkning på innlagringsdyp og primærfortynning for enkeltstråle fremgår av fig. 34. Både for utslippsdyp og hulldiameter er vist et meget stort variasjonsområde for at begge parametres innvirkning på innlagringsdyp og primærfortynning skal fremgå tydelig. De 6 måletilfellene som er brukt dekker stort sett de sjiktungsforhold som kan opptre i Vestfjorden.

I Fig. 35 sammenlignes innvirkning av hulldiameter på innlagringsnivå og fortynningen med virkningen av utløpshastigheten i diffusor-hullene. For gitt innlagringsdyp gir en dobling/halvering av hull-diameteren nesten like stor forandring som en forandring med en faktor 10 av utslippshastigheten. Utslippsdyp og hulldiameter er derfor viktigere parametre ved dimensjonering av utslippssystem enn utslippshastighet.

Erfaringer fra Lysaker-forsøkene viser at avløpsvannets midlere innlagringsnivå kan ventes å ligge i høyde med, eller noe høyere enn det som teoretisk har blitt beregnet for enkeltstrålenes akse (se fig. 34). Dette forutsetter at forholdet stigningshøyde/hullavstand er omtrent 5 eller mindre. Er forholdet større, blir det interferens mellom strålene, og dette vil senke fortynningen og heve innlagringsnivået i forhold til det som er beregnet. Høyere verdier enn 10 på dette forholdet anbefales ikke. En verdi 5 eller lavere ved normale innlagringsforhold bør etterstrebese ved dimensjonering, da dette gir meget god fortynning også ved de enkelte tilfeller med meget svak sjiktning, da avløpsvannet kan bli innlagret høyere enn 20 meters dyp.

Lysakerforsøkene viser at det teoretisk høyest mulige opptrengingsnivå basert på energi-betraktninger som er angitt i fig. 34 ligger klart over reelt opptrengingsnivå. Ved å bruke dette vil

man derfor ligge klart på den sikre siden ved bedømmelse av risikoen for at noe av avløpsvannet lokalt skulle kunne trenge opp i overflatevannet. Minimumsfortynning og middelfortynning på innlagringsnivå ved de ulike utslippsalternativer får man ved å multiplisere angitt senterfortynning med de målte faktorene 1,3 å 1,4, respektive de anslåtte verdier 1,6 - 1,9.

Ved utslipp på 65 meters dyp vil avløpsvannet innlagres på forholdsvis stort dyp. Ifølge kapittel 2 bør man forsøke å få innlagring nærmere terskelnivået, dvs i det sjikt fra 20 til 30 meter som er mest gunstig ut fra vannutskiftningen over Drøbakterskelen. Ved mindre utslippsdyp får en gunstigere innlagringsdyp, men til gjengjeld avtar strålens stighøyde, og sjansene øker for resirkulering av gammelt avløpsvann med nedsatt primærfortynning som resultat. Risikoen for resirkulering ved gitt utslippsdyp kan allikevel for en stor del minskes ved å øke total lengden på diffusorene. Med tanke på de store avløpsvannsmengder fra Sentralrenseanlegg Vest bør man først og fremst prøve å oppnå et utslippsdyp dypere enn 40 meter.

En mer omfattende EDB-behandling er gjort for det best egnede dypintervallet, dvs utslipp mellom 40 og 50 meters dyp og for 2 ulike hulldiametre, fig. 36. Innlagringssjiktets nivåvariasjoner i løpet av et år vises ved et eksempel fra hvert utslippsdyp, med registrerte tetthetsvariasjoner i 1973 - 74 (fig. 37 og 38). I de siste figurene er igjen høyest mulige innlagringsnivå angitt, med verdier som klart ligger på den sikre siden (fra energibetraktninger). Lysakerforsøkene viser at det høyeste opptrengningsnivå over utslippsstedet ligger mellom det som teoretisk beregnes med antakelse om fortsatt innblanding i strålen og det som beregnes ved en energibetraktning (ingen fortsatt innblanding i strålen over stråleaksens innlagringsnivå), og at det ligger nærmere det lavere nivået (fortsatt innblanding i strålen) enn det høyere, kfr fig 36. For å illustrere avløpsvannets innlagring, er det antatt et 10 meter tykt innlagringssjikt i fig. 37 og 38. Den helt dominerende delen av avløpsvannet kan ventes å befinne seg i dette sjiktet, men tykkelsen vil likevel påvirkes av tetthetssjiktningen, strålens stigningshøyde, avløpsvannsføringen etc.

EDB-beregningene, fig. 34 - 38, viser at det ikke vil skje noen opp-trengning av avløpsvann til overflaten (unntatt eventuelle flytestoffer) i sommerhalvåret. Også i vinterhalvåret er det meget liten risiko for en direkte opptrengning. Det kan likevel ikke utelukkes at det i sammenheng med dypvannsutskiftninger, da hele vannvolumet ned til 50 meters dyp ofte har svak lagdeling, vil kunne skje opptrengning mot overflaten. Det mest vanlige ved dypvannsutskiftninger vil imidlertid være at det er gammelt avløpsvann som løftes opp av selve vannutskiftningen. Opptrengningen til overflaten er da ikke begrenset til utslippsområdet, men skjer i samme grad praktisk talt over hele Vestfjorden med tidligere innlagret avløpsvann.

Primærfortynningen blir meget stor ved eventuell opptrengning til overflaten vinterstid. I fig. 36 vises fortynningen ved stråleaksen fra en enkel stråle ved overflaten. Selv om en tar hensyn til at det kan bli kraftige blokkerings effekter av gammelt avløpsvann i et tykt overflatelag, kan det ventes en middel-fortynning på 200 ggr eller mer ved overflaten. Det er da forutsatt at forholdet stighøyde/hullavstand er 5 eller mindre for normale innlagringsforhold.

Diffusorenes lengde bestemmes hovedsakelig av to faktorer. Først og fremst bør avstanden mellom utslippshullene velges så stor at interferens mellom strålene ikke nedsetter fortynningen i merkbar grad ved normale forhold, og heller ikke i for stor grad ved eventuell opptrengning til overflaten. Dette oppfylles som nevnt hvis forholdet stighøyde/hullavstand er 5, eller helst litt mindre, under normale innlagringsforhold. Den endelige dimensjoneringen av diffusorene må deretter baseres på borttransport-kapasiteten for innlagret avløpsvann, dvs egenspredningen bort fra utslippsstedet.

Ifølge kapittel 3.2 kan sjikttykkelsen av det innlagrede avløpsvannet beregnes ved ligningen:

$$h = \gamma \left( \frac{q^2}{\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}} \right)^{1/4}$$

Utstrøm pr breddemeter (q), som kan transporteres bort fra utslippsstedet, kan for en gitt innlagrings-tykkelse beregnes ved:

$$q = \left( \frac{h}{\gamma} \right)^2 \left( \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz} \right)^{\frac{1}{2}}$$

d v s utstrømmen bestemmes av sjikttykkelsen, h, og vannets tetthets-sjiktning.

I tabell 5 er vist vannets tetthetssjiktning ved forskjellige tidspunkter i 1977, sammen med sterkeste og svakeste tetthetssjiktning målt før 1977.

Tabell 5 Tetthetssjiktningens stabilitet uttrykt ved  $N^2 = \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$  ved målinger i 1977, samt sterkeste og svakeste sjiktning målt i tidsrommet mai-september før 1977.

Måletilfelle:	20 - 30 m dyp ( $10^{-4} \text{ s}^2$ )	30 - 40 m dyp ( $10^{-4} \text{ s}^2$ )
Sterkeste sjiktning før 1977	20	7,2
Svakeste " " "	5,3	3,6
2.6.1977 .....	4,5	1,15
5.7.1977 .....	13,3	2,2
16.8.1977 .....	11,7	5,2
26.10.1977 .....	12,5	5,7

Ved målingene i Lysakerfjorden varierte forholdet mellom avløpsvannets sjikt-tykkelse og stighøyde. Det var ingen klar tendens til at primærfortynningen avtok som følge av resirkulering, når innlagringstykkelsen øket.



Hvis vi går ut fra en sjikt-tykkelse av  $h = 0.7 \times$  den målte sporstoff-tykkelsen og sammenligner med tykkelsen av det innstrømmende sjiktet, får vi et forhold som stort sett varierer i området 0,5 - 1. At arealene for inn- og utstrøm er omtrent like store, tyder på at strømmen er kritisk i kanalen, dvs at den transporten som går i kanalen er den størst mulige for gitt sjiktning og ved gitt sjikt-tykkelse. Transportkapasiteten øker både med sterkere sjiktning og med økt sjikt-tykkelse. Når avløpsvannføringen øker over den størrelse hvor tykkelsen av det utstrømmende vannet er lik halve avstanden fra diffusoren til innlagringssjiktets overkant, må sjiktning og innlagring tilpasses den nye situasjonen. Dette kan skje delvis ved minsket primærfortynning (resirkulering) og dels ved at øvre grense for innlagring heves, slik at transportkapasiteten økes.

Diffusoren bør dimensjoneres og plasseres slik at en ved normal vannføring skal få tilstrekkelig transportkapasitet ved teoretisk største fortynning, uten noen vesentlig forhøyning av innlagringsnivået.

Av fig. 36 fremgår at en ved utslipp på 40 - 50 meters dyp teoretisk kan påregne en middelfortynning på omtrent 100 ggr (ca  $1,75 \times$  stråleaksens fortynning), og at middels stige høyde varierer mellom 14 og 20 meter.

En må derfor kreve at fri strømningsbredde er minst så stor at avløpsvannet fortynnet 80 - 100 ganger kan transporteres i et sjikt med en tykkelse på halvparten av avstanden fra diffusor-dyp opp til ca 20 meters dyp, som er øvre grense for ønsket innlagring.

For eksempel ved et utslipp på 42 meters dyp blir sjikt-tykkelsen  $h = 11$  meter. Sjiktningens styrke kan som en nedre grense settes til  $N^2 = (4 \cdot 10^{-4})$ .  $\gamma$ -verdien settes til 2.2. For normal tørrværstilrenning  $Q = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  og en midlere fortynning  $S = 100$ , kan da strømningsbredde  $B$  beregnes til:

$$B \geq \left(\frac{\gamma}{h}\right)^2 \cdot \frac{Q \cdot S}{N} = 600 \text{ m}$$

Tabell 6 viser ytterligere regneeksempel ved forskjellige vannføringer, fortynningsgrader, utslippsdyp og sjiktninger. For utslippsdyp 50 m er øvre opptrengningsgrense satt til 22 meter for ikke å komme for langt over teoretisk opptrengningsnivå.

Tabell 6. Nødvendig strømningsbredde i meter (B), ved ulike utslippsdyp, avløpsvannføringer (Q), fortynningsgrader (S) og sjiktninger ( $N^2$ ) ( $\gamma = 2.2$ ).

Utslippssted (m)	h (m)	$N^2$ ( $s^{-2}$ )	Q = 3 m <sup>3</sup> /s		Q = 4,8 m <sup>3</sup> /s	
			S = 80	S = 100	S = 80	S = 100
42	11	$4 \times 10^{-4}$	480	600	770	960
		$5 \times 10^{-4}$	430	540	690	860
		$7 \times 10^{-4}$	360	450	580	730
50	14	$4 \times 10^{-4}$	300	370	470	590
		$5 \times 10^{-4}$	270	330	420	530
		$7 \times 10^{-4}$	220	280	360	450

I tabell 6 er B beregnet for sjiktninger med  $N^2 = 4 - 7 \times 10^{-4}$  ( $s^{-2}$ ).  $N^2 = 7 \times 10^{-4}$  er den sterkeste sjiktning som er målt i perioden mai-september på 30 - 40 meters dyp, og vil således være i overkant av hva en kan forvente.  $N^2 = 4 - 5 \times 10^{-4}$  er mer normale sjiktningforhold, og vil således være en sikrere verdi ved bedømmelsen av nødvendig nedre grense av B for tilstrekkelig transportkapasitet. Minste begrensede strømningsbredde (B) ved utslipp på 42 meters dyp blir for 100 gangers fortynning 540 m ved normal tørrværs-tilrenning. Tilsvarende bredde ved utslipp på 50 meters dyp blir ca 330 m. Vi har da regnet med forholdsvis svak sjiktning, slik at resultatet ligger på den sikre siden.

Det begrensede tverrsnitt B i tabell 6 vil enten være topografiske hindringer, f eks "kanalene" inn til utslippspunkt IV og tildels I eller, hvis diffusoren er plassert i åpne områder, den totale periferi-lengden for diffusoren. For en diffusor langs en linje vil periferilengden være 2 x total lengde. Hvis diffusorene plasseres i V- eller stjerneform, utgjøres periferilengden av hele diffusorarrangementets omkrets og ikke av den sammenlagte dobbelte lengden av diffusorene.

Dersom utslippet fordeles på flere diffusorer som ligger på forskjellige steder, må relasjonen

$$B \text{ (m)} \geq 180 \cdot Q \text{ (m}^3\text{/s)} \text{ for 42 meters dyp}$$

$$B \text{ (m)} \geq 110 \cdot Q \text{ (m}^3\text{/s)} \text{ for 50 meters dyp}$$

være oppfylt for hver diffusor. For et tverrsnitt hvor det skal gå transporter til og fra flere diffusorer, må sammenhengen over gjelde for summen av vannføringen.

#### 4. NATURLIGE SPREDNINGSFORHOLD I UTSLIPPSOMRÅDET

##### 4.1 Generelt

I det aktuelle området var det ikke tidligere blitt utført strøm- eller spredningsundersøkelser. For å undersøke de naturlige spredningsforholdene i det nye utslippsområdet, ble det derfor dosert sporstoff på ca 25 m dyp over ca 4 døgn, 13.-17. juli. Etter en tid skulle fordelingen av sporstoffet gi informasjon om de horisontale og vertikale spredningsforhold. Samtidig med sporstoffobservasjonene ble den hydrografiske utviklingen overvåket, og til en viss grad også strømforholdene over Drøbakerskelen.

##### 4.2 Resultater

###### 4.2.1 Meteorologi

For å bedømme om spredningsmålingene sommeren 1977 var representative, må denne perioden sammenlignes med normalsommeren for de faktorer som er av betydning. Vinden er sammen med tidevannet den viktigste faktor, som strøm- drivende kraft om sommeren. For at resultatene fra 1977 skal kunne sammenlignes med tidligere utførte målinger, bør altså vindforholdene ikke avvike for mye fra vindforholdene i et normalår. Figur 3<sup>o</sup> viser vindroser for juli til august. Disse vindroser er beregnet etter månedsdata fra Meteorologisk Institutt ved Blindern i Oslo, og gir for hver 30<sup>o</sup> sektor produktet av den prosentvise forekomsten av vind i sektoren og dens midlere styrke (knop). Figuren viser vindroser basert på observasjoner i perioden 1957-74, og i 1977. Gjennomsnittlig for 1957-74 viser vinden den kjente monsunkarakteren med dominerende sydlige vinder om sommeren. 1977 avviker fra dette med betydelig større vindmengde fra nord, bl a sterkere vinder. Spesielt gjelder dette juli måned med dominerende nordlige vinder. Tabell 7 gir den prosentvise fordelingen av vinden i juni-august for normalåret og for 1977.

Tabell 7. Prosentvis retningsfordeling av vinden ved Blindern, Oslo 1957-74 og 1977 under juni til august. (Data fra Meteorologiske Institutt)

Periode	N	NO	O	SO	S	SV	V	NV	STILLE
Normalår (1957-1974)	6	20	4	9	23	18	5	3	11
1977	5	29	4	8	16	16	3	4	6

Tabellen viser at det særlig er en overvekt av nordøstlige vinder og mindre sydlige vinder enn normalt. For øvrig er vindretningene normalt representert.

Utover høsten (september og oktober) blir avviket mellom "normalår" og 1977 mindre markant. (Se figur 3).

#### 4.2.2 Hydrografi og strøm

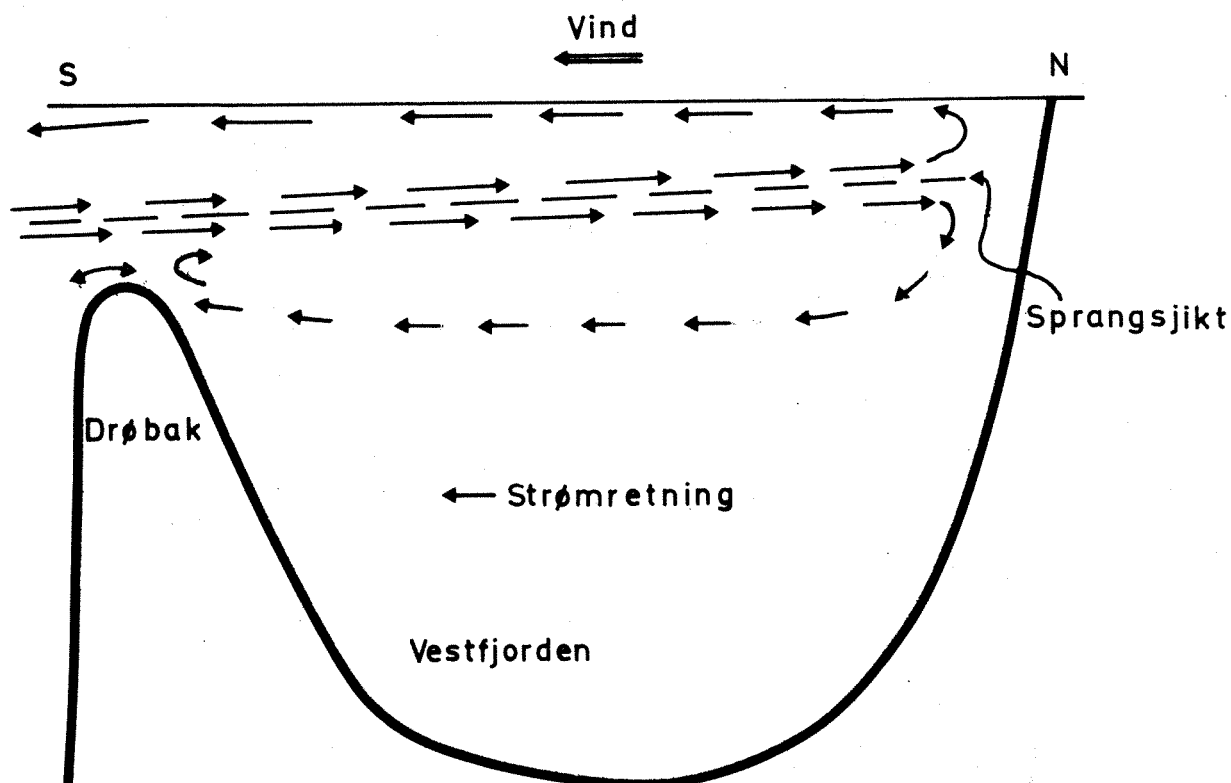
Den hydrografiske utviklingen i sommerhalvåret 1977 fremgår av figur 39. Figuren viser også strømmen på 18 meters dyp på Drøbakterskelen, og fra hvilken retning vinden blåser (døgnmiddelverdi av vindens nord-syd komponenter). Doseringen av sporstoffet startet den 13.7. og ble stanset den 17.7. Sporstoffets omtrentlige spredning i vertikalretning er inntegnet på figuren.

De nordlige vindene i juli driver en transport av overflatevann ut Vestfjorden. Spesielt kraftige vinder var det i deler av doseringsperioden (13-15.7.). Overflatevannets saltholdighet økte og sprangsjiktet som strakk seg fra 10 til 20 meters dyp i begynnelsen av juni ble presset opp til ca 10 meters dyp. Strømmen under sprangsjiktet var nordlig over Drøbakterskelen, dvs det skjer en transport inn i Oslofjorden som ble registrert på 18 meters dyp på strømmåleren på terskelen (se figur 39).

Egenvekten av det innstrømmende vannet var så lav at det ble innlagret over ca 20 meters dyp. Innstrømmingen ble avbrutt den 18.7., da sydlige vinder snudde strømbildet. Av saltisolinjenes hevning under innstrømmingen kan innstrømmet volum i Vestfjorden beregnes til ca  $500 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Det tilsvarer at alt vann mellom overflaten og omtrent 4 meters dyp i Vestfjorden ble transportert ut av fjorden.

Når de nordlige vinder opphører (den 18.7.) svinger sprangsjiktet tilbake i ny likevekt og strømsystemet snur. Strømmen er spesielt krafzig i den perioden da vinden skifter retning.

Sirkulasjonsmønsteret ved nordlige og sydlige vinder er tidligere beskrevet av NIVA (1974). Figuren nedenfor viser et slikt sirkulasjonsmønster for nordlig vind etter forholdene 1977.



En større dypvannsutskiftning inntraff våren 1977, og under hele måleperioden t.o.m. oktober forekom det ingen ny slik utskiftning. De vertikale diffusjonsprosessene resulterte i en gradvis avtakende saltholdighet i dypvannet, som illustreres av at 33 o/oo som finnes på 21 meters dyp i juni, ligger på mere enn 40 meters dyp i oktober.

#### 4.2.3 Beregning av vertikal diffusjonen fra saltholdigheten

Ut fra den avtakende saltholdigheten i dypvannet med tiden, kan den vertikale transporten av salt oppover beregnes, og ut fra dette kan det beregnes vertikale diffusjonskoeffisienter. Slike beregninger er utført for tre perioder 1977 og sammenliknes i tabell 8 og figur 40 med tilsvarende beregninger av Gade, utført på målinger i 1963 (Gade 1967).

Tabell 8 Vertikale diffusjonskoeffisienter for Vestfjorden beregnet fra saltholdigheten ( $k_z$  cm<sup>2</sup>/s) 1977

Dyp (m)	2.6.-16.8.77	16.8.-26.10.77	5.7.-16.8.77	Middelverdi 1963 (Gade 1967)
150				4,52
140	5,0	7,7	2,7	5,10
120				5,50
112,5	10,3	11,0	7,1	
100				5,34
90	3,5	4,0	2,6	
80				3,16
70	1,9	3,0	1,3	
60				2,06
55	0,8	1,5	0,6	
45	0,54	0,96	0,32	
40				0,51
35	0,24	0,30	0,13	
25	0,19	0,12	0,11	
20				0,09
18	0,16	0,09	0,05	

Diffusjonskoeffisientene fra 1977 viser samme variasjoner i dypet som dataene fra 1963 med økende koeffisienter med dypet, og avtakende med økende stabilitet. En direkte sammenlikning mellom de forskjellige periodene i 1977 gir de laveste diffusjonskoeffisientene i juli-august. Det er mulig at tilførselen av saltere vann over terskeldyp i juli medførte en beregningsmessig minkning av diffusjonen. Sammenliknet med Gades målinger kan en ikke konstatere at de kraftige nordlige vindene under doseringsperioden har hatt noen spesiell innvirkning på de vertikale transportene under terskelnivået. Den totale vertikale diffusjonen i fjorden kan derfor betraktes som normal for sommerhalvåret.

#### 4.2.4 Utslipp av sporstoff under sprangsjiktet

Hensikten med sporstofforsøket under sprangsjiktet var å studere de naturlige spredningsforholdene i både horisontal- og vertikalretning. Sporstofforsøket gir et direkte bilde av den naturlige spredning av avløpsvannet etter at det har passert primærfortynningsfasen, og er blitt innlagret i en viss høyde over utslippsnivå. De naturlige spredningsforholdenes betydning øker i takt med at den gravitasjonelle spredningen avtar med økt fritt tverrsnittsareal på avløpsvannets innlagringsnivå, dvs økende avstand fra utslippsstedet.

Uansett valg av utslippssted er det i det åpne området utenfor 1 km avstand fra stranden, kfr. figur 2, hvor de naturlige spredningsforholdene er av vesentlig betydning for avløpsvannets fortsatte spredning og fortynning. Doseringspunktet ble derfor plassert på 1 050 m avstand i østlig retning fra spissen av Djuptrekkodden. Stedet faller sammen med den ytterste grenen av diffusoren for utslippssted III, kfr figur 2.

Doseringen startet kl 1840 den 13.7.77 og pågikk kontinuerlig med totalt 2 1/4 timers avbrudd for sporstoffpåfylling og service fram til kl 1430 den 17.7. Totalt ble 353 l Rhodamine dosert. Doseringen ble utført fra en oppankret båt, NIVAs forskningsfartøy H/H Gran. For å få en passende initialfortynning av sporstoffet ble dette blandet med overflatevann og siden pumpet ned på 28 m dyp med en initialkonsentrasjon av  $7,8 \times 10^{-5}$ . Etter fortynning ved strålediffusjon ble det fortynnede sporstoffmerkede overflatevannet innlagret på ca 25 m dyp, dvs omkring det dyp hvor avløpsvannet fra Renseanlegg Vest vil innlagres. Registreringen av sporstoffets spredning ble utført som under Lysakerforsøkene, dvs med vertikalprofiler i en mengde ulike punkter. Under den første delen av spredningsforsøket ble den horisontale spredningen dessuten registrert ved kontinuerlig måling av sporstoffkonsentrasjonen på innlagringsnivået langs visse innmålingsruter, såkalt paravankjøring. Denne metoden kunne pga lav innmålingskapasitet bare anvendes når sporstoffets største horisontale utbredelse var begrenset til 2-4 km. En mer detaljert beskrivelse av doserings- og innmålingsmetodikk gis av Bexér m fl (1978).

Resultatet av sporstoffmålingene er vist i figurene 41-61. Oversikten gis ved plankart over den horisontale spredningen, og dessuten er samtlige vertikalprofiler vist for hvert måletilfelle. De horisontale spredningsbildene viser isolinjer ut fra den høyeste målte sporstoffkonsentrasjon i hver vertikalprofil og måleverdier fra den kontinuerlige registreringen med paravan-



kjøring. På grunn av den store horisontalutbredelsen sporstoffet hadde under den siste delen av forsøket, omfatter da noen måletilfeller to måledager. Kontrollkalibrering av fluorimetret viste avvik fra den brukte kalibreringskurven (Se Bexër m fl. 1978). Dette har ingen praktisk innvirkning på tolkningen av måleresultatene og korrigeringer har derfor ikke blitt utført i anledningen. Sporstoffkonsentrasjonen er bare vist for områder med større dyp enn 30 m. I virkeligheten finnes det sporstoff selv i grunnere områder der bunnen når ned til det sjikt hvor det finnes sporstoff i fjordens åpnere del, jfr Lysakerforsøkene. Sporstoffets vertikale fordeling i de første måledagene 14. - 17.7 bør tolkes med en viss forsiktighet da hastigheten i registreringen av vertikalprofilene var stor som følge av hardt vær. Spredningstykkelsen som vist i figurene kan for disse dager være for stor.

Fra doseringens start den 13.7. og fram til den 17.7. midt på dagen, dvs under hele doseringstiden, spres sporstoffet av strømmen mot syd. Netto strømhastighet i de 3 første døgn, med i hovedsak sterke nordlige vinder, er 1,3-1,4 cm/s. Ved strømmålinger med strømkors på doseringsstedet ble det målt strømhastigheter på 1-3 cm/s innen en sektor mellom S og SSØ. Disse observasjonene stemmer således bra med det generelle spredningsmønsteret i denne perioden. Innstrømmingen over Drøbakterskelen når sin største styrke i disse dagene. Det er samtidig stor spredning på tvers av den dominerende strømrretningen. Av topografiske årsaker må den i hovedsak skje mot øst. Med bruk av en valgt symmetriakse med retningen  $173^{\circ}$  fås en spredningshastighet tvers på sporstoffets front som er ca 0,6 cm/s.

I takt med vinddreiningen og overgangen til svakere vind endres strøm- og spredningsmønsteret mellom den 16. og 17.7., og blir samtidig mer komplisert. Frontens bevegelse mot sør avtar helt, og en motsols sirkulasjon ser ut til å transportere sporstoff mot områdene øst og nord for Langåra, og sør og øst for utslippsstedet, hvor en kile av nytt vann trenger inn i sporstoffet.

Det ble registrert svake nordlige strømmen ved doseringsstedet i forbindelse med doseringens slutt den 17.7. Sporstoffskyens nordlige grense er 0,5 km nord for doseringsstedet den 19.7., figur 47. De høyeste konsentrasjonene ligger sør for utslippsstedet, samtidig som sporstoffskyens sydlige grense er blitt forskjøvet ytterligere ca 2 km mot syd, tilsvarende en reststrøm på 1,1-1,2 cm/s. Sirkulasjonsmønsteret fra de foregående døgn er helt forsvunnet, men virkningene fremgår av at den oppdeling av sporstoffskyen i to deler med hver sin konsentrasjonstopp som skjedde den 17.7. fremdeles er klart markert.

Bevegelsen mot nord og sirkulasjonsmønsteret var kortvarig, høyst ett døgn, og ble fulgt av nye strømmer mot syd.

Mellom 19. og 21.-22.7. skjer det kraftige bevegelser i sjiktet mellom 20 og 30 m dyp. Dette inntreffer samtidig med at nettostrømmen over terskelen ved Drøbak forandrer retning til utstrøm som når sin største styrke 20.-22.7. Utstrømmen er da like sterk som da innstrømmen var som sterkest 13.-16.7. Spredningsbildet endrer radikalt utseende i løpet av denne perioden. Det skjer en meget hurtig transport av en mindre del av sporstoffet mot nord og øst tilsvarende middelstrømhastigheter opp til 2 cm/s, hvilket resulterer i at omtrent hele midtre Vestfjorden berøres av sporstoffet. Samtidig forsvinner en av konsentrasjonstoppene og maksimumskonsentrasjonen ble gjenfunnet utenfor Nærnesodden. Strømningmønsteret er vanskelig å tolke, men spredningen tyder på kraftige strømmer skapt av forandringer i vindfeltet. Kraftige returstrømmer mot nord fører gjennom "avskalling" med seg en mindre del av sporstoffet nordover, men bevegelsen for mesteparten av sporstoffskyen er noe sydlig.

Den fortsatte spredningen mot sør ned til terskelen med en samtidig uttransport av vann over selve terskelen forsterker inntrykket av strømmens betydning for sporstoffskyens spredning 26.7., figur 52. I Vestfjordens hovedbasseng har det samtidig foregått en kraftig utjevning av sporstoffkonsentrasjonene på tvers av fjorden. Mellom 26. og 29.7. er det mange små bevegelser i vannet langs Slemmestadsiden av fjorden, mens det skjer en bevegelse mot syd på sydsiden av Steilene på Nesoddsiden. I begynnelsen av august, 29.7.-9.8., begynner en tilsynelatende rolig periode i vannet straks under terskelnivået. Sporstoffordelingen utenfor Slemmestad - Nærnes indikerer ingen nettostrømmer.

Den 18.8. gjenfinnes maksimumskonsentrasjonen ved Nærnes, dvs innen samme avgrensede område som den 21.7. Konsentrasjonene i midtre Vestfjord er for utjevnet til en tolkning av bevegelser. Fordelingen som sådan er et tegn på horisontale hvirvler som blander vannet effektivt i midtre Vestfjord.

#### 4.2.5 Beregning av vertikal diffusjon ut fra sporstofforsøket

Den stadig økende vertikale spredningstykkelser for sporstoffet kan brukes til å beregne en vertikal diffusjonskoeffisient. Teoretisk skulle diffusjonsberegningene egentlig baseres på det totale sporstoffinnholdet pr dypflate i fjorden. En slik fremgangsmåte krever at sporstoffets maksimumskonsentrasjon

gjenfinnes på samme nivå overalt i fjorden, hvilket ikke var tilfelle. En noe forenklet, men i dette tilfelle mer velegnet metode er å beregne spredningstykkelser for et mindre antall representative vertikale profiler for de ulike måletilfellene.

Hvis vi antar momentant utslipp med neglisjerbar initiell spredningstykkelser, fås en midlere vertikal diffusjonskoeffisient for sporstoffets spredningssjikt ifølge likningen

$$k_z = \frac{1}{2} \frac{\sigma^2}{T}$$

hvor  $\sigma$  = standardavviket for sporstoffets vertikale profil.

T = tiden fra dosering til måletidspunkt.

For beregningene er perioden fra 19.7. til 18.8. brukt. Spredningen i måleresultatene minsker og påliteligheten øker med økt tidsavstand fra doseringstilfellet. Dette er naturlig etter som innvirkningen av en viss initiell spredningstykkelser og andre forstyrrelser fra doseringsperioden blir redusert med tiden. Resultatene vises i tabell 9.

Tabell 9. Vertikale diffusjonskoeffisienter,  $k_z$  i  $\text{cm}^2/\text{s}$  beregnet som middelverdier for sporstoffets spredningssjikt

Dato	$k_z$ for enkelte målepunkter (punktets nummer i parentes)					Middelverdi
19.7.	0,025 (8)	0,023 (11)	0,032 (4)	0,024 (9)	0,017 (1)	0,024
21.7.	0,018 (32)	0,015 (29)	0,016 (28)	0,006 (24)	0,019 (27)	0,015
26.7.	0,018 (30)	0,011 (29)	0,013 (24)	0,023 (26)	0,010 (21)	0,015
29.7.	0,019 (25)	0,023 (26)	0,021 (23)	0,016 (27)	0,012 (20)	0,018
8. og 9.8.	0,016 (33)	0,022 (38)	0,018 (36)	0,013 (37)	0,023 (40)	0,018
18.8.	0,012 (24)	0,016 (26)	0,020 (27)	0,014 (23)	0,016 (25)	0,016

#### 4.3 Sammendrag og konklusjon

Sporstofforsøkene ble utført under til dels meget uvanlige forhold, spesielt i begynnelsen, da kraftige nordlige vinder genererte en delvis utskiftning av vannmasser over terskeldyp. Etter denne innledende perioden ble vindforholdene mer normale for årstiden med i hovedsak sydlige vinder.

De kraftige nordlige vinder satte opp et strømsystem som resulterte i en transport av sporstoffet mot syd med en reststrøm på 1-2 cm/s. Denne reststrøm ligger i det normale område som ble registrert i strømmålingene fra 1973 (NIVA 1974).

Den etterfølgende perioden med sørlige vinder ga også reststrømmer av samme størrelse som er blitt registrert tidligere (NIVA 1974).

De største forandringer inntreffer når det oppstår ubalanse mellom de horisontale trykkfelt og vindstresset, slik som ved overgang fra nordlig til sørlig vind. Da skjer kraftige svingninger i tetthetsflatene over kort tid, koblet med store horisontale bevegelser ved den nye vindsituasjonen.

Sporstofforsøket viste videre at de naturlige bevegelsene i fjorden vil spre det fortynnede avløpsvannet på innlagringsdyp i hele kystområdet ved Slemmestad, altså også innenfor aktuelle utslippspunkter. Den gradvis avtagende konsentrasjonen etter at dosering var avsluttet viser at det nærmeste kystområdet som følge av resipientens egne strømmer ikke vil beholde fortynnet avløpsvann over lengre tid. Avhengig av vind og sjiktningsforholdene vil fortynnet avløpsvann spres over hele Vestfjorden etter utslippsstart. Dette illustreres tydelig av sporstoffmålingene, spesielt i slutten av observasjonsperioden.

For en nøyere beskrivelse av strømsystem og utskiftninger henvises til tidligere rapporter (NIVA, 1974, 1975).

Den vertikale diffusjonen i hele Vestfjorden beregnet etter saltbudsjettet var i perioden i juli-august noe lavere enn i de øvrige perioder på tross av uvanlig kraftige nordlige vinder under doseringsdagene. (Nordlig vindkomponent i middel over døgnet var mer enn 4 m/s). Dette viser at vinden ikke har hatt noen større effekt på vertikaldiffusjonen.

Stigebrandt (1977) har gitt en teoretisk forklaring til deler av den vertikale diffusjonsprosessen i Oslofjorden. Den direkte blandingen av vannmassene skulle ifølge hans teori skje i områder hvor tidevannsgenererte interne bølger treffer en svakt hellende bunn og bryter. Den vertikale diffusjonen skulle da i hovedsak skje i lokale blandingssoner hvor bunnforholdene er gunstige og selvfølgelig også i terskelområdet.

Den vertikale diffusjonen som kan beregnes av sporstoffets vertikale utbredelse utenfor Slemmestad-området er bare en tiendedel av diffusjonen for hele fjorden beregnet ut fra saltinnholdet. Dette støtter Stigebrandts teori om lokale blandingsområder og viser også at det er lite trolig at det eksisterer et slikt område i utslippsområdet. Dette betyr at den transport av fortynnet avløpsvann fra dypvannet til overflatelaget som tidligere er beregnet ut fra vertikaldiffusjon (NIVA 1974) antagelig vil skje i avstand fra det aktuelle utslippsområdet. Andelen "ferskt" fortynnet avløpsvann som tilføres overflatelaget i nærsone ved den lokale naturlige vertikale diffusjonsprosessen vil derfor trolig være neglisjerbar sammenliknet med den horisontale transporten av "gammelt" avløpsvann fra fjordens andre blandingsområder.

## 5. OVERFLATESTRØMMER I UTSLIPPSOMRÅDET, SPREDNING AV EVENTUELLE FLYTESTOFFER

### 5.1 Generelt

Dyputslipp av kloakkvann med innlagring av kloakkvannet under sprangsjiktet vil bety minsket risiko for påvirkning av overflatevannet i umiddelbar nærhet av utslippet. Ofte blir et slikt dyputslipp anlagt som erstatning for et tidligere overflateutslipp ved stranden. Den lokale virkningen blir da en forbedring av forholdene i overflatelaget. Renseanlegg Vest vil bli lagt til et område hvor det i dag ikke eksisterer tilsvarende overflateutslipp, og det kan derfor prinsipielt tenkes også negative effekter lokalt.

Området er imidlertid heller ikke i dag upåvirket av lokale forurensninger. Fra Slemmestad Renseanlegg belaster teoretisk 25 000 pe fjorden og i tillegg kommer utslipp fra bedriftene i området. Det eksisterer altså i dag en belastning av området hvis innvirkning på overflaten ikke er klarlagt.

Det kjemisk rensede kloakkvannet fra Renseanlegg Vest vil i sommerhalvåret innlagres på dypt vann (under 20 meters nivå). I vinterhalvåret vil de naturlige dypvannsutskiftninger medføre at fortynnet avløpsvann vil i korte perioder komme til overflaten. Effekten vil likevel bli omtrent den samme som i dag når dypvann presses opp til overflaten vinterstid.

I sommerhalvåret innlagres altså det fortynnede avløpsvannet under sprangsjiktet. Ved naturlig vertikal diffusjon vil det skje en transport av oppløste stoffer i avløpsvannet til overflatelaget av en størrelse som tidligere er blitt beskrevet (NIVA 1974). Transporten pr flateenhet vil bli mye mindre lokalt i det aktuelle utslippsområdet enn for fjorden som helhet, fordi mesteparten av den vertikale transporten foregår i bestemte områder andre steder i fjorden (bl.a. ved Drøbakterskelen, men også i nordre del av Vestfjorden). Dette er nærmere omtalt i kapittel 4.

Det har foreløpig vært lite pålitelige studier av effekten av diffusorer tilsvarende den til Renseanlegg Vest. Av de få undersøkelser som foreligger er en

2 års overvåking av et dyputslipp i Strait of Joan de Tuca (USA) interessant som sammenlikning (N Balch m fl 1976). Utslippet var imidlertid vesentlig annerledes enn det som er aktuelt i Oslofjorden. Avløpsvannet var urensert og ble sluppet ut nesten 2 km fra land på ca 60 meters dyp. Tetthetsgradientene var rapportert så svake at det var tvilsomt om dypinnlagring ble oppnådd. Imidlertid var resultatet av overvåkingen at av parametrene nitrat, nitritt fosfat, siktedyp, farge (Forelcolor), fekale coliforme bakterier og total coliforme bakterier, var det kun data fra coliforme bakterier som ga signifikant utslag over utslippsstedet. Det ble observert flytestoffer i sammenheng med en samling av måker på overflaten over diffusoren (fettpartikler, olje etc). Når disse flytende småpartiklene ble analysert på coliforme bakterier ble høye nivåer målt.

Problemet for overflatevannet ved dyputslipp skulle for den umiddelbare nærsone bestå i at flytestoffer kommer til overflaten og delvis transporteres inn til strandområdene. Den endelige effekten på de nærmeste strendene vil kunne være en for høy konsentrasjon av bakterier, og ellers generelt uestetiske forhold. Dette vil kunne gjelde for normal drift, men selvfølgelig vil driftsforstyrrelser også kunne inntreffe som forårsaker problemer med flytestoffer.

Formålet med denne delundersøkelse var å kartlegge betydningen av utslippsstedenes plassering i forhold til land for transport av eventuelle flytestoffer fra kloakkvannet til overflaten. Strømforholdene ble studert ved strømkors, driftmerker og utslipp av farvestoff (kapittel 5.2.1).

Anriking av flytestoffer i overflaten ble studert i et lite eksperiment på mikrobiologisk laboratorium, hvor en teknikk med bakterier ble brukt (se kapittel 5.2.2). Det ble gjort et eksperiment med mekanisk rensert og mekanisk/kjemisk rensert kloakkvann fortynt med sjøvann, hvor konsentrasjonen av coliforme bakterier ble målt både i hovedvannmassen og i overflaten.

## 5.2 Resultater

### 5.2.1 Overflatestrømmene i utslippsområdet

For å studere overflatestrømmene i det aktuelle utslippsområdet, ble det satt ut strømkors som fulgte strømmen på ca 0,5 meters dyp. Plastkonvolutter (driftmerker) ble i tillegg sluppet ut i tre grupper i

økende avstand fra land med 100 stk. i hver gruppe, hvoretter driften ble fulgt. Det ble også dosert farvestoff i overflaten og konsentrasjonen av fargen målt som funksjon av tiden.

Det ble utført ca 60 observasjoner av strømkors på 14 forskjellige dager. Driftmerker ble sluppet ut ved tre tilfeller i sammenlagt 9 utslipp. Det ble utført 7 målinger med sporstoff.

### Strømkorsmålinger

Strømkorset består av to krysstilte plater, hver med ca 1 m<sup>2</sup> flate, som holdes flytende med et oppdriftslegeme med markør. (Flagg eller radarreflektor). Strømkorset drives av strømmen på 0 - 1 m dyp.

Det ble foretatt over 60 observasjoner med strømkors, og dette materialet er sammenstilt til 28 uavhengige målinger hvor strømmen sammenkobles med vind og vannstandsfasen.

De strømdrivende krefter ved disse forsøk var til dels vinden og til dels vannstandsforandringer, hovedsaklig forårsaket av tidevann. Tabell 10 viser vindretningsfordeling på observasjonsdagene i Vestfjorden og på Fornebu, sammenlignet med de midlere forhold beregnet for perioden 1957-74 (juni - august).

Tabell 10. Vindretninger i Vestfjorden og Fornebu ved strømkorsmålingene 1977, samt "normalfordelingen" av vind som middel av forholdene 1957 - 1974 (Blindern) (juni - august).

Vind fra:	N	NO	O	SO	S	SV	V	NV	Stille
Målt i Vestfjorden 1977 (%)	11	25	7	11	11	0	0	0	36
Fornebu 1977 (%)	7	18	21	7	21	18	4	4	0
Blindern 1957-74 (%)	6	20	4	9	23	18	5	3	11



Tabellen viser en klar underrepresentasjon av vinder fra S til NV (fralandsvinder i Vestfjorden-observasjonene). Det fremgår også at antallet måletilfeller med vindstille i Vestfjorden betydde vind ved Fornebu og at dette først og fremst er vind fra land, som i Vestfjorden har blitt oppfattet som vindstille. De fleste registreringene ble utført ved svake vinder, slik forholdene vanligvis er sommerstid i Vestfjorden, spesielt ved de vinder som kunne gi direkte transport mot land, dvs østlige vinder. Hver måling med driftmerker skjedde etter at varsel om pålandsvind var gitt av vakthavende meteorolog, men allikevel måtte vi ved flere tilfeller avbryte målingene, fordi vinden enten forsvant eller snudde til fralandsvind.

Det er generelt liten forskjell mellom vind-dataene fra Blindern og Fornebu. Sydlige vinder ved Blindern blir registrert som mer sydøstlige vinder ved Fornebu (Johannessen, 1960). Dette skyldes forskjeller i målerens plassering. Vindene styres av fjordens topografi i nord-syd retning i søndre Vestfjorden (Johannessen, 1963). Fornebu's beliggenhet i nordre del av fjorden vil gi større spredning av vindretningene enn målinger lenger sør i fjorden. Det bør imidlertid bemerkes at vinden fra sydøst kan være under-representert i vind-data fra Blindern. Forøvrig er det god overensstemmelse mellom normal-forhold som registrert på Blindern i perioden 1957-74 og vinden under observasjonstilfellene ved Fornebu 1977, foruten at østlige vinder (pålandsvinder) er kraftig overrepresentert.

Fig. 62 viser sammenhengen mellom vindretning observert ved strømkorsmålingene i fjorden og samtidige observasjoner ved Fornebu. For det meste følger feltobservasjonene dataene fra Fornebu. Det er en viss tendens til høyre-vridning av vindene over Vestfjorden. Vindhastigheten skiller seg imidlertid vesentlig for de to observasjonsstedene.

Vindmåleren ved Fornebu er plassert 10 meter over bakken og vil derved gi høyere hastigheter enn observasjoner ved havoverflaten. Dessuten er feltobservasjonene i le av land ved vestlige vinder. Vindhastighetene er sammenliknet med vinder i sektoren N-SØ i tabell 11.

Tabell 11. Sammenlikning av observerte vindstyrker i Vestfjorden og Fornebu under strømmålinger 1977.

Vindhastighet m/s	Antall observa- sjoner i Vestfjorden:	Antall observa- sjoner ved Fornebu:
< 1	3	3
1	3	2
2	5	1
3	2	7
4	2	0
5	0	2
≥ 6	2	2

*Normalhastighet  
på Blindern er  
2 - 4 m/s.*

Tabellen viser at vindhastigheten i Vestfjorden for det meste var under 2 m/s, mens hastighetene på Fornebu for det meste var under 3 m/s. De gjennomgående svake vinder som er normalt for sommertiden i Oslofjorden kan gi forskjellige vindforhold i de ulike deler av fjorden, slik at vindene lokalt vil avvike fra de verdier som blir målt ved Blindern. Betydningen av disse avvikene vil imidlertid bli små over lenger tid, da de midlere forhold blir av større betydning.

På figur 62 er også strømstyrken satt opp mot vindstyrken ved Fornebu. Figuren gir ikke noe klart forhold mellom vind- og strømhastigheter. Dette skyldes først og fremst vanskeligheten med å skille tidevannsstrøm fra vindstrøm. De to stiplede linjene viser området for strømhastigheter fra omtrent 2 til 10% av vindhastigheten. Tidligere observasjoner av vindstrømmer i Vestfjorden har gitt som resultat strømhastigheter i overflaten på 3 - 10% av vindhastigheten (Johannessen 1963). De største verdiene er blitt målt i Drøbaksundet og langs østsiden av Vestfjorden, mens de lavere verdiene mer representerer vestsiden av fjorden. Ut fra disse målinger er overflatestrømmen satt til 3 - 6% av vindhastigheten ved beregninger av strøm utenfor Slemmestad. Det bør påpekes at det ikke finnes noen god teoretisk sammenheng mellom vind- og strømstyrker. I åpent hav har vindstrømmen blitt målt til mellom 1 - 2% av vinden (Thorade 1914 og Durst 1924). På grunnere vann og i kystområdene vil sekundære effekter spille en stor rolle ved f eks å øke strømhastigheten.

Figur 63 viser sammenhengen mellom vind- og strømretning i Vestfjorden. Som tidligere nevnt, var vindene til dels svake under observasjonene, slik at

påvirkningen kan være stor fra tidevannet. Avviket fra det som kan betraktes som normalt, dvs strøm i vindens retning, består særlig i en vridning av strømmen til høyre for vindretningen. Stort sett vil imidlertid strømmen gå i vindens retning, slik at den kritiske vindsektor for pålandsstrømmer er mellom nord og sydøst ( $350^{\circ}$ - $170^{\circ}$ ), hvilket innbefatter vindens høyreavvikende tendens i utslippsområdet sammenlignet med Fornebu.

På samme figur vises innvirkningen av tidevannet på strømforholdene. Figuren gir ikke noen entydig sammenheng, men viser tendenser til en faseforskyvning med sørgående strøm ved stigende vannstand og nordgående strøm ved fallende vannstand. De to observasjonene med nordgående strøm ved stigende vannstand er fra den 23.9, da den laveste nordlige hastigheten ble målt ved maksimal innstrømning i fjorden som helhet, og de høyeste nordlige hastigheter ble målt ved flo og fjære. Tidevannets effekt kan således være en lokal virvel i området. Denne lokale virveltendens vil normalt være maskert av vinden.

#### Spredningsmålinger med sporstoff

Det ble dosert sporstoff (Rhodamine B) til overflaten i utslippsområdet i 7 tilfeller for å kunne beregne den horisontale diffusjonen i overflaten. Initialbredden av sporstoffet var omtrent 50 - 75 meter. Farveflekken ble siden fulgt og konsentrasjonen på forskjellige steder målt med fluorimeter. Ut fra farvestoffets horisontale utbredelse og fortykning kan det beregnes en horisontal spredningshastighet. Sporstoffmålingene ble utført av eksamenskandidater (teknologer) fra Chalmers Tekniska Högskola i Gøteborg, og det er redegjort for målingene i en rapport fra Chalmers (Bexér m fl. 1978).

Sporstoff-forsøkene i overflaten kan brukes for å anslå hvordan eventuelle flytestoffer som måtte nå overflaten vil spres. Det er særlig transporten inn mot strandområdene i nærheten av utslippet og spredningen langs stranden som er av interesse.

For en konstant tilførsel over en viss tid, og med konstant strømhastighet forbi utslippsstedet, vil en få et belte av forurensninger som transporteres i strømretningen, og dette beltet øker i bredde jo lenger unna utslippsstedet vi kommer. Spredningen skyldes hvirvler av forskjellige størrelser. Jo bredere beltet blir, jo større hvirvler vil delta i spredningen. Antar vi at diffusjonskoeffisienten på tvers av strømretningen er konstant tvers over beltet, men øker langs beltet proporsjonalt med bredden, vil ifølge Brooks (1959) konsentrasjonen tvers på beltet følge en Gauss-kurve, og bredden vil

øke lineært med avstand fra utslippet, etter formelen:

$$B_x = B_0 + kx$$

hvor  $B_0$  = bredden ved utslippspunktet

$x$  = avstand fra utslippspunktet

$B_x$  = bredden i avstand  $x$  fra utslippspunktet

$k$  = dimensjonsløs spredningskoeffisient =  $\frac{dB_x}{dx}$

Fordi spredningen egentlig er en funksjon av tid og skjer mer eller mindre uavhengig av hvor raskt beltet forflytter seg, vil vi foretrekke å skrive om ligningen ved å sette  $x = ut$ , hvor  $u$  = strømhastigheten. Vi får da:

$$B_x = B_0 + 2vt$$

hvor  $v = ku/2$  kan defineres som en spredningshastighet  $\frac{1}{2} \frac{dB}{dt} x$  for det drivende beltet tvers på bevegelsesretningen.

Bredden  $B$  kan ifølge Brooks defineres ved:

$$B = 2 \sqrt{3} \sigma$$

hvor  $\sigma$  er standardavviket for spredningen på tvers av bevegelsesretningen. For en teoretisk Gauss-kurve vil ca 90% av totalmengden ligge innenfor en bredde  $B$  definert som ovenfor. I praksis kan en regne med at bredden  $B$  omfatter hele beltet fordi Gauss-fordelingen har "haler" i ubegrenset avstand fra midtpunktet, som ikke finnes ved en reell spredning.

For et momentanutslipp vil det skje en spredning ved diffusjon både tvers på og langs bevegelsesretningen. Et kontinuerlig utslipp kan betraktes som en overlaging av en serie punkt-utslipp i tid, egentlig som et integral. Imidlertid vil spredningen på tvers av bevegelsesretningen bli den samme for et kontinuerlig utslipp som for et punktutslipp med Gauss-fordeling i begge retninger. Spredningshastigheten kan derfor beregnes direkte av konsentrasjonssnitt gjennom flekken fra et punktutslipp, og anvendes på et tenkt kontinuerlig utslipp.

Spredningshastighet  $v = \frac{1}{2} \frac{dB_x}{dt}$  beregnet ut fra sporstoff-forsøkene er vist nedenfor i tabell 12.

Tabell 12 Spredningshastighet for drivende belte i overflaten tvers på bevegelsesretningen ut fra sporstoff-forsøk.

Dato:	Spredningshastighet	
	$v = \frac{1}{2} \frac{dB_x}{dt}$ (cm/s)	
	Ved $B_o = 50$ m	Ved $B_o = 75$ m
9/7	0.8	0.8
11/7	0.5, 0.5	0.4, 0.4
18/7	0.8	0.5
24/7	0.9	0.8
25/7 formiddag	3,3,1.5	2.9, 1.3
25/7 ettermiddag	1.1, 1.0	1.0, 0.9
28/7	0.6	0.5
Middelverdi	1.1	0.95

På grunn av usikkerhet i bredden av flekken ved starten av målingene er spredningshastigheten beregnet både for en bredde på 50 og 75 meter. Spredningshastigheten er også beregnet ut fra driftmerkeutslipp. Den varierte her mellom 0.9 og 3 cm/s, dvs innenfor omtrent det samme område som for sporstoff-forsøkene, mens gjennomsnittet lå en del høyere enn 1 cm/s.

Imidlertid er de to målemetodene ikke direkte sammenlignbare. Sporstoffet vil ha en viss vertikal spredning, og ved vertikalt strømskjær vil dette øke også den horisontale spredningen betydelig. Driftmerkene er begrenset til overflatelaget, men til gjengjeld er de også påvirket av vind, og dette bidrar til å øke spredningshastigheten. Ut fra resultatene ser det ut som den siste effekten gir driftmerkene størst spredningshastighet. For de videre beregninger antar vi en spredningshastighet på ca 1.25 cm/s for flytestoffer i overflaten.

### Driftemerkeutslipp

Driftmerkene er små rektangulære plastkonvolutter (10 x 20 cm) med oppdrift opptil og blymerke i nedre kant, slik at de står loddrett  $3/4$  neddykket i vannet. Merkene ble sluppet ut i grupper på 100 stk i tre punkter ca 400, 700 og 1 000 meter fra strand. Den videre spredningen ble fulgt fra båt, hvor gruppenes posisjoner regelmessig ble fastslått. Resultatene fremgår av figur 64 - 66.

Ved det første måletilfellet (5.7.77, fig. 64.) varierte vinden fra øst til nordøst og øst-nord-øst. Disse vindforandringer ble helt avgjørende for det resulterende spredningsbildet. Den ytterst plasserte driftmerkegruppen drev inn mot nærmeste landområde. Den innerste plasserte gruppen nærmet seg land litt lenger nord på Elnestangen, mens den midtre gruppen drev forbi Elnestangen og ble innsamlet i sjøen uten å ha kommet i land. Den innerste gruppen kom til land omtrent to timer tidligere enn den ytterste gruppen. Figuren viser at driftmerkene hadde nordlige eller vestlige baner mens vannstanden var synkende og vindene østlige eller nordlige. De svake vindene medførte at strømmen generert av vannstandsforandring også hadde innflytelse på driftmerkene, hvilket kan forklare den nordlige komponenten i driftmerkens bevegelser. (Bakevje-effekt av avtagende vannstand).

Det andre måletilfellet (9.8.77, fig. 65.) viser samtlige driftmerkegrupper drivende inn til Slemmestads havneområde under nordøstlige vinder og stigende vannstand. Den innerste gruppen fløt i land omtrent 1 time før den midtre gruppen. Den ytterste gruppen ble innsamlet utenfor land da vinden etterhvert avtok. Ved fortsatt konstant nordøstlig vind ville tidsforskjell mellom den midtre og den ytterste gruppen ha vært maksimalt én time (anslag).

Ved det tredje måletilfellet (23.9.77, fig. 66) førte strømmene de tre driftmerkegruppene nordover. Etter omtrent 1 km var gruppene samlet i et avgrenset område utenfor Elnestangen. Det var ingen betydelig posisjonsforskjell mellom gruppene. Vinden var svak og iblant helt borte og vannstanden var stigende.

Forsøkene viser at driftmerkens baner for det meste bestemmes av vinden. Ved konstante pålandsvinder eller kystparallelle vinder er det meget liten forskjell mellom driftmerkens landingssteder ved de forskjellige utslippsstedene. Dette skyldes først og fremst at konstante pålandsvinder gir strømmen som

er mer kystparallelle og noe sterkere nær land. Dette viser utslippene den 5.7.77. Videre viser forsøkene at banene fra de forskjellige overflateutslippene faller sammen (under noenlunde konstante vindforhold) etter 500 - 1 000 meter, og at forskjellen i landingstid kan være mellom 1 - 3 timer, avhengig av vindens styrke og retning samt varigheten. (Dette gjelder vinder mot nærmeste land). Avstand fra land spiller derfor relativt liten rolle for hvor driftmerkene treffer land, mens det kan være en viss forskjell i tid.

#### 5.2.2 Beregning av transporttider og spredning av eventuelle flytestoffer langs land i nærområdet

Vi skal i det følgende forsøke å angi grovt hvordan eventuelle flytestoffer i avløpsvannet vil spre seg langs land, og hvor stor sannsynligheten er for at bestemte strandområder skal være påvirket av flytestoffer.

Vi avgrenser det aktuelle området til spissen av Elnestangen i nord, og Slemmestad i sør inkludert Geitungholmen. For områdene utenfor disse grenser vil spredningen langs strandområdene bli så stor at man ikke lenger kan regne disse som noen nærsone.

Resultatene av strøm- og spredningsmålingene gir grunnlag for å beregne normale transportforhold i utslippsområdet. En går ut fra den tidligere omtalte "kritiske sektor", d v s den vindsektor som vil medføre strømmer mot Vestfjordens vestside. Normalforholdene for vindfordelingen er data fra Blindern som er middelveier for juni - juli - august i perioden 1957-74. Avviket fra reelle vindretninger i Vestfjorden vil være liten, men et lite forbehold for sydlige vinder, hvor særlig sydøstlige vinder kan være underrepresentert. Normalsommeren vil nesten aldri inntreffe, men er et statistisk gjennomsnitt.

Tabell 13 viser resultatene av forsøkene omregnet til normalsommeren. Variasjonene i avstanden til land gjelder utslippsalternativene I, II og III (se fig. 2), som er brukt for å illustrere forskjellen.

Tabell 13. Beregning av pålandsstrømmer ut fra normalvindstatistikken fra Blindern 1957-74 i sommermånedene juni-juli-august. Intervaller angir variasjon med avstand fra land til utslippsstedet fra 400 til 1 000 m.

Vind fra	N	NO	O	SO
Vinkelbredde på vindsektoren (grader)	20	50	20	50
Vinddrevet strøm i utslippsområdet mot	S-SSV	SV	V	NV
Midlere vindhastighet (m/s)	4	3	2,2	2,6
Prosent forekomst av vindretning	6	20	4	9
Midlere strømhastighet (4.5% av vindhastighet (cm/s)	18	13	10	12
Avstand fra land (m) fra utslippsstedene i strømmens retning,	1450 1500	1100 1500	400 1000	850 1300
Midlere transporttid til land(timer)	2,2-2,3	2,3-3,2	1,1-2,8	2,0-3,0

Ut fra resultatene av spredningsforsøkene antar vi en spredningshastighet på 1.25 cm/s, eller en breddeøkning på ca 90 m/t, på tvers av bevegelsesretningen. Ut fra diffusorens utstrekning er det rimelig å anta en minste utstrekning på ca 150 m av flytestoffer som når overflaten raskt. Ut fra den midlere transporttid til land i tabell 13, kan en da anslå hvor bredt beltet vil være like ved land ved transport i forskjellige retninger.

Antar vi at strømsektorene er like store som vindsektorene (linje to i tabell 13), kan vi sammenligne bredden av beltet med bredden av hele sektoren inne ved land. Forholdet mellom bredden av beltet og bredden av sektoren er et estimat for sannsynligheten for at et vilkårlig punkt i land skal være påvirket forutsatt at vinden blåser innenfor denne sektoren. Multipliserer vi dette med sannsynligheten for vind innenfor sektoren, får vi fram hvor stor sjanse det er for at vilkårlig valgte punkter skal være påvirket dersom det oppstår et driftsuhell som gir flytestoffer i avløpsvannet. Tabell 14 viser resultatet av en slik beregning.



Tabell 14 Sannsynlighet for påvirkning av strandområder i nærsoner til utslippet. Intervaller angir variasjon med avstand fra land til utslippsstedet fra 400 til 1 000 m.

Vindretning:	N	NO	O	SO
Bredde nær land av et drivende belte av flytestoffer (m)	350-360	350-450	250-400	330-420
Bredden av hele sektoren nær land	500-520	960-1300	130-350	740-1130
Sannsynlighet (%) for påvirkning av vilkårlig punkt på land, forutsatt driftsforstyrrelse og flytestoffer	4,2-4,1	7,2-6,9	7,7-4,5	4 -3,3

Et lite, vilkårlig valgt strandområde i nærsonen vil altså grovt sagt kunne være eksponert for flytestoffer ved ca 4 - 8% av de tilfeller slike flytestoffer forekommer om sommeren. Sannsynligheten er stort sett den samme, uansett om utslippet ligger 400 meter eller 1 000 meter fra land, bortsett fra for området rundt Djuptrekkodden, hvor sannsynligheten nesten halveres fra innerste til ytterste utslippspunkt.

Økt avstand fra land fra 400 til 1 000 meter gir en viss økning i spredningen langs land, slik at konsentrasjonene blir noe lavere, ca 40% i området rundt Djuptrekkodden og ca 20 - 30% i de andre områdene. Det er da ikke tatt hensyn til økningen i transporttid og økt nedbrytning i forbindelse med det. Den reelle forskjellen med hensyn til bakterieinnhold f eks vil derfor kunne bli noe større med økt avstand fra land, anslagsvis med en faktor 3 mellom innerste og ytterste utslippssted. På den andre siden viste strømmålingene at pålandsstrømmer bøyde av langs land innerst, og dette vil bidra til å spre utslipp fra det innerste stedet sterkere, og minske forskjellen i transporttid i forhold til det som er beregnet her.

Ved normal drift av renseanlegget skal flytestoffer og bakterier ikke forekomme i overflaten. Overløp ved flomtopper vil skje andre steder i fjorden, og renseanlegget har så mange parallelle enheter at "normale" driftsforstyrrelser, f eks reparasjon av utstyr, ikke vil få konsekvenser.

Flytestoffer kan bare tenkes å følge med avløpsvannet og stige raskt til

overflaten, dersom det gjøres feil ved driften av renseanlegget.

Hvor ofte dette vil forekomme, er selvfølgelig vanskelig å si, og vi vil ikke forsøke å anslå det her.

Hvis vi likevel som et regneeksempel antar driftsfeil som gir flytestoffer i 2 dg pr måned, vil sannsynligheten pr dag for at en liten vilkårlig valgt strand skal kunne påvirkes av flytestoffer være 1:400 til 1:200. For dette eksemplet kunne en da vente slik påvirkning 1 dag hver annen til hver fjerde sommer på et bestemt punkt langs land.

### 5.2.3 Laboratorie-eksperiment med coliforme bakterier, overflateanrikning i rensed avløpsvann.

For å undersøke i hvor stor grad flytestoffer anrikes i selve overflatehinnen under normalforhold, ble det utført to eksperimenter på mikrobiologisk laboratorium på NIVA høsten 1977.

De to forsøkene ble utført med mekanisk og kjemisk rensed avløpsvann, fortynnet til 20, 50 og 100 ggr med sjøvann fra Drøbaksundet. Fortynningsvannet hadde saltholdighet ca 32 o/oo og mindre enn 1 fecal colibakterie pr 100 ml. Etter fortynning ble prøven delt i to 1,5 liters begerglass. Den ene prøven ble satt til omrøring ved tiden  $t = 0$ , mens det fortynnedde kloakkvannet i det andre begerglasset var i ro. Det ble tatt parallelle prøver fra de to begerglassene ved en serie tidspunkter, se tabell 15 og 16. Fra begerglasset uten omrøring ble prøven tatt fra overflaten, og fra parallellprøven under omrøring ble det tatt prøve fra hovedvannmassen. Hver prøve ble analysert på innholdet av fekale coliforme bakterier. Opplegget er beskrevet i Appendix A.

#### Pilotforsøk

Det ble først utført et pilotforsøk (17.10.77) for å teste opplegget. Forsøket ble utført med 50 ganger fortynnet mekanisk rensed kloakkvann og kjemisk rensed kloakkvann (felling med aluminiumsulfat). Innholdet av fekale colibakterier i råkloakken var  $(2.6 \pm 0.3) \times 10^6$  pr 100 ml vann. Tabell 15 og figurene 67 og 68 viser resultatet av pilotforsøket. Resultatene fra mekanisk rensed kloakkvann viste en tendens til økning av antallet colibakterier

Tabell 15. Resultat fra pilotforsøket med coliforme bakterier i overflatehinnen relativt hovedvannmassen for mekanisk og kjemisk renset kloakkvann, 50 ggr fortynnet med sjøvann.

TID (t)	MEKANISK RENSET KLOAKK		KJEMISK RENSET KLOAKK	
	fekale coli/100 ml i hovedvannmassen	fekale coli/100 ml i overflaten	fekale coli/100 ml i hovedvannmassen	fekale coli/100 ml i overflaten
Timer fra start				
teoretisk ved t=0	52.000 ± 6.000	-	150 ± ?	-
Målt ved t = 0	18.000 ± 2.900	-	159 ± 25	-
7/60	50.000 ± 45.000	-	220 ± 90	-
17/60	70.000 ± 53.000	-	-	-
26/60	-	90.000 ± 60.000	-	-
28/60	-	-	280 ± 110	-
35/60	-	-	-	300 ± 350
32/60	50.000 ± 45.000	-	-	-
45/60	-	-	-	100 ± 200
47/60	-	38.000 ± 12.000	-	-
1,5	38.000 ± 12.000	45.000 ± 13.000	109 ± 21	-
3	24.000 ± 10.000	41.000 ± 13.000	93 ± 19	< 100
4,5	14.000 ± 2.400	19.000 ± 2.600	76 ± 17	300 ± 350
ca. 22	1.100 ± 700	3.500 ± 1.100	3 ± 3,5	< 10

i overflaten allerede etter 1 time. Etter 4 timer var det markert høyere konsentrasjoner i overflatelaget enn i selve hovedvannmassen (ca. 140%). Ved den siste prøvetakingen 22 timer fra  $t = 0$  var fortsatt overflatekonsentrasjonen av bakterier signifikant høyere (ca 320 %). Av de fire prøver med høyere innhold i overflaten, varierte konsentrasjonene mellom 118 og 320% med en liten tendens til økning med tiden.

Det kjemisk rensede kloakkvannet hadde fra begynnelsen  $(77 \pm 18) 10^2$  fekale coli/100 ml. 50 ganger fortynnet vil konsentrasjonen bli omtrent 150 bakterier pr 100 ml vannprøve. I overflateprøvene kunne bakterier bare påvises, ikke antallbestemmes, dertil var antallet bakterier for lite i forhold til prøvevolumet. Det ble derfor besluttet å konsentrere hovedforsøket om mekanisk rensed avløpsvann og bare ha en parallell serie med kjemisk rensed avløpsvann hvor analyser ble utført av prøver fra hovedvannmassen.

I begge prøveseriene avtok innholdet av bakterier etter tilsetning av sjøvann. Det opprinnelige bakterieinnhold i det 50 ggr. fortynnede mekanisk rensede kloakkvannet ble halvert på 3 timer, og for det kjemisk rensede kloakkvannet var tilsvarende tid ca. 4 timer.

#### Hovedforsøk

Hovedforsøket ble utført 20.10.77 og omfattet 3 serier med mekanisk rensed kloakkvann og 2 serier med kjemisk rensed kloakkvann. Det mekanisk rensede kloakkvannet ble fortynned 20, 50 og 100 ganger med sjøvann. Antallet coliforme bakterier var  $(2,7 \pm 0,7) \times 10^6$  pr 100 ml mekanisk rensed kloakkvann og  $(146 \pm 17) \times 10^2$  fekale coli/100 ml kjemisk rensed kloakkvann. Resultatet av forsøkene fremgår av tabell 16 og fig. 69 til 71.

Det mekanisk rensede kloakkvannet 20 ggr. fortynned med sjøvann viser store svingninger i bakterieinnhold i overflateprøvene. Prøvene fra hovedvannmassen viser ikke samme svingninger. Bare ved ett måletilfelle var konsentrasjonen i overflaten større enn i hovedvannmassen (etter 12 timer), men det var ingen markert forskjell mellom prøvene. Etter ca 2 timer var ca 50% av bakteriene døde.

Tabell 16.

Resultat fra hovedforsøk med coliforme bakterier i overflatehinnen relativt hovedvannmassen for mekanisk renset kloakkvann fortynnet 20, 50 resp 100 ggr med sjøvann (20.10.77)

Tid (t)	20 ggr fortynnet		50 ggr fortynnet		100 ggr fortynnet	
	Antall fekale coliforme bakt/100 ml i hovedvannmassen	overflaten	Antall fekale coliforme bakt/100 ml i hovedvannmassen	overflaten	Antall fekale coliforme bakt/100ml i hovedvannmassen	overflaten
Teoretisk t = 0	(135 ± 35) x 10 <sup>3</sup>		(54 ± 14) x 10 <sup>3</sup>		(27 ± 7) x 10 <sup>3</sup>	
0	(96 ± 28) x 10 <sup>3</sup>		(44 ± 13) x 10 <sup>3</sup>		(17 ± 6) x 10 <sup>3</sup>	
15/60	(92 ± 27) x 10 <sup>3</sup>		(37 ± 12) x 10 <sup>3</sup>		(20 ± 6) x 10 <sup>3</sup>	
30/60	(62 ± 22) x 10 <sup>3</sup>	(46 ± 19) x 10 <sup>3</sup>	(21 ± 9) x 10 <sup>3</sup>	(23 ± 10) x 10 <sup>3</sup>	(14 ± 5) x 10 <sup>3</sup>	(15 ± 5) x 10 <sup>3</sup>
1	(70 ± 24) x 10 <sup>3</sup>	(8 ± 11) x 10 <sup>3</sup>	(24 ± 10) x 10 <sup>3</sup>	(33 ± 11) x 10 <sup>3</sup>	(12 ± 5) x 10 <sup>3</sup>	(12 ± 5) x 10 <sup>3</sup>
2,5	(640 ± 160) x 10 <sup>2</sup>	(460 ± 136) x 10 <sup>2</sup>	(185 ± 61) x 10 <sup>2</sup>	(230 ± 96) x 10 <sup>2</sup>	(118 ± 34) x 10 <sup>2</sup>	(90 ± 42) x 10 <sup>2</sup>
5	(375 ± 39) x 10 <sup>2</sup>	(157 ± 25) x 10 <sup>2</sup>	(35 ± 6) x 10 <sup>2</sup>	(51 ± 28) x 10 <sup>2</sup>	(2 ± 4) x 10 <sup>2</sup>	(59 ± 11) x 10 <sup>2</sup>
12	(224 ± 30) x 10 <sup>2</sup>	(260 ± 32) x 10 <sup>2</sup>	(82 ± 18) x 10 <sup>2</sup>	(78 ± 18) x 10 <sup>2</sup>	< 1 · 10 <sup>2</sup>	(42 ± 13) x 10 <sup>2</sup>
23	(180 ± 27) x 10 <sup>2</sup>	(153 ± 25) x 10 <sup>2</sup>	(70 ± 17) x 10 <sup>2</sup>	(93 ± 19) x 10 <sup>2</sup>	< 1 · 10 <sup>2</sup>	(43 ± 13) x 10 <sup>2</sup>

Mekanisk rensed kloakkvann, 50 ggr fortynnet, viste en viss forskjell mellom overflateprøvene og prøvene i hovedvannmassen. Etter ca 1 time var konsentrasjonen i overflatehinnen større enn konsentrasjonen i resten av vannmassen. Dette ble også resultatet 2,5 timer senere, og til slutt 23 timer etter start. Ingen av konsentrasjonsnivåene i overflaten (140, 125, 130% overkonsentrasjon) var signifikant forskjellig fra konsentrasjonene i hovedmassen.

Det 100 ggr fortynnede kloakkvannet viste en klar overkonsentrasjon i overflatehinnen etter ca 4 timer (300%) i forhold til hovedvannmassen. Denne overkonsentrasjon var konstant prøveserien ut (400% etter 23 timer). I det kjemisk rensede kloakkvannet, hvor en bare studerte bakterieinnholdet i hovedvannmassen, døde ca 50% av bakteriene i den 50 ggr fortynnede prøven innen 2,5 timer, og for det 100 ggr fortynnede kloakkvannet innen 1,5 time.

#### Diskusjon av resultatene

Totalt sett kan verken pilotforsøket eller hovedforsøket påvise noen egentlig ansamling av bakterier i overflatehinnen. Tilfeller av overkonsentrasjoner i overflaten var for få til statistisk å gi en konklusjon på bakgrunn av de kraftige svingningene i prøvetakings-serien. Dette gjelder mekanisk rensed avløpsvann. Ved kjemisk rensing blir ansamling av bakterier ikke lenger målbar ved den benyttede metode, og fra resultatene med mekanisk rensed kloakkvann kan en konkludere med at for kjemisk rensed kloakkvann vil det normalt ikke skje noen anrikning av bakterier eller partikler i overflatehinnen. I det kloakkvann som ble brukt for mekanisk rensed vann, ble det etter risting ved hovedforsøket iaktatt partikler på overflaten direkte etter start. Dette demonstrerer at hvis større flytepartikler kommer ut av renseanlegget, vil de flyte direkte opp til overflaten. En slik situasjon vil ikke være normal for en kjemisk renseprosess, men må eventuelt skyldes driftsforstyrrelser.

Hovedkonklusjonen fra forsøket er at det ved normal drift ikke vil være noen problemer med partikkel- eller bakterie-ansamling over utslippsstedet. Som tidligere beskrevet, viste to av de fire forsøkene overflateanrikning med mekanisk rensed kloakkvann. Dette skjedde først etter 3 til

5 timer, hvilket betyr en meget langsom stigeastighet hos de partikler som frakter bakterier til overflaten. Den totale vannhøyden på begerglassene var ca 165 mm, hvilket gir største stigeastighet på 6 cm pr time.

Fortynnet kloakkvann fra Renseanlegg Vest vil etter innlagring ligge under 20 meters dyp, og det gir en transporttid fra innlagringsdyp til overflaten på ca 300 timer, d v s ca 12 døgn. I løpet av denne tid vil strømmen mellom utslippsdyp og overflate ha kunnet transportere disse partikler langt utover fjorden (NIVA 1974), slik at det ikke lenger er av interesse for nærsonen.

Selv om en tolker eksperimentresultatene dit at det forekommer overflateanrikning, er det ikke noe som tyder på risiko for overflatekonsentrasjon av betydning utenfor Renseanlegg Vest så lenge det ikke forekommer driftsforstyrrelser.

## 6. OPPSUMMERING

Resultatet av undersøkelsene som det er redegjort for i kap. 3 - 5 kan sammenfattes etter det mønster som er gitt i kapittel 2 (Forutsetninger og mål).

A Undersøkelsene av naturlige bevegelser i utslippsområdet og i fjorden ellers ved sporstoff-utslipp, strømmålinger og hydrografi-observasjoner har vist at det aktuelle utslippsområdet stort sett oppfyller de krav til spredningsforhold som ble stilt til det tidligere anbefalte utslippssted (NIVA 1974), dvs at det fortynnede avløpsvannet vil føres ut i Vestfjordens hovedbasseng fra utslippsområdet. Sporstoffundersøkelser viser videre at avløpsvannet på innlagringsnivå vil fordele seg over hele Vestfjorden, dvs at det i hele området kommer inn til bunnskråninger hvor det er frie forbindelser med hovedbassenget. Dette betyr også at det fortynnede avløpsvannet ikke vil fanges inn i noe spesielt område i nærheten på grunn av fjordens naturlige strømforhold.

Den vertikale diffusjonen mellom nivået for innlagret avløpsvann og overflate-sjiktet beregnet fra sporstoff-forsøk i nærheten av utslippsområdet, var omtrent en tiendedel av den totale vertikale diffusjonen i samme periode beregnet på saltholdighet for hele Vestfjorden.

Dette bekrefter i stor utstrekning en teori som går ut på at den vertikale diffusjonen i stor grad er en følge av tidevannsgenererte interne bølger som bryter i områder med svakt hellende bunn (Stigebrandt 1977). De aktuelle områdene vil spesielt finnes i nordre Vestfjord. Den vertikale diffusjonen er antagelig også en funksjon av direkte blanding av vannmasser i terskelområdet ved Drøbak.

Den lave vertikale diffusjonen ved utslippsområdet betyr at den direkte transporten av fortynnet avløpsvann til overflatelaget i utslippsområdet og nærheten er betydelig mindre enn tidligere antatt.



Størsteparten av den vertikale transporten vil skje i de overfor omtalte "lokale diffusjonsområdene", og deretter vil de horisontale transporter i overflatelaget fordele restkonsentrasjoner av det fortynnede avløpsvannet over fjorden på liknende måte som idag.

Utslippsstedet betyr derfor mindre for overflatesjiktet i nærsonen under normale forhold i sommerhalvåret enn man tidligere har antatt. Innenfor utslippsområdet kan en ikke ut fra denne faktor skille mellom forskjellige utslippssteder.

Vindens effekt på den vertikale diffusjonen så ikke ut til å være spesielt betydningsfull, idet diffusjonsverdiene beregnet av saltholdighet er av samme størrelse for 1977 som de som tidligere er beregnet for 1963 (Gade 1967), selv om vindforholdene var avvikende med sterkere nordavinder i 1977.

- B Sporstoff-forsøkene ved diffusoren til Lysaker Renseanlegg har vist at den teori som ble benyttet ved beregning av avløpsvannets primærfortynning og innlagringsdyp for det planlagte utslippet fra Renseanlegg Vest (NIVA/AF 1977) stort sett stemmer.

Derimot er teorien for den videre spredningen av det fortynnede avløpsvannet og den mulige tilbakevirkning denne spredning har på selve fortynnings- og innlagringsprosessen til en viss grad blitt revurdert ut fra Lysakerforsøket. Dominansen fra avløpsvannets gravitasjonelle spredning og analogien med en "wake collapse" viste seg å være begrenset til nærsonen. Teorien vil, med tilpasning av koeffisienten ut fra Lysakerforsøket, være brukbar ved dimensjonering av utslipp og gi nedre grenser for nødvendige ut- og innstrømningsarealer, dersom ikke diffusorens utstrekning i seg selv er begrensende.

For utslippsdyp på 42 - 50 meter kan en regne med en midlere primærfortynning rundt 100 ggr, og en laveste fortynning i det innlagrede sjiktet rundt 80 ggr. Det er da forutsatt hulldiameter 0.2 - 0.3 m for utslipp på 50 meter dyp, og 0.15 - 0.2 meter for 42 meters dyp.

Fortynningen vil variere i tid med tetthetssjiktning og vannføring,

innenfor anslagsvis  $\pm$  20 - 30%.

Ut fra Lysakerforsøket ser det ut til at den tidligere omtalte "blokkeringseffekten" (AF/NIVA 1977) ved stor avløpsvannføring pr. breddemeter først og fremst gir en heving av nivået for høyeste opptrengning og økt sjikttykkelse, og i bare mindre grad nedsatt primærfortynning. En kan regne med at dette gjelder inntil egen-spredningens transportkapasitet er fullt utnyttet for tilgjengelig strømningsstverrsnitt under sprangsjiktet. Øker avløpsvannføringen enda mer, vil sjikt-tykkelsen øke langsomt, og en får i stedet økt resirkulering og nedsatt primærfortynning. Det ser ut til å være et forhold på ca 1:1 mellom tykkelsen (tverrsnittsarealet) for utstrømmende og innstrømmende sjikt når transportkapasiteten er fullt utnyttet.

Lysakerforsøkene viste videre at det innlagrede avløpsvannet, etter å ha forlatt blandingsområdet eller "wake collapse"-regimet, gled ut i fjorden som en intern strøm langs vestre side av fjorden. Den interne strømmen styres altså i begynnelsen av jordrotasjonens (Corioliskraftens) innvirkning, men påvirkes også av friksjonskrefter som bidrar til å spre avløpsvannet ut over fjorden mot øst i et lag som blir stadig tynnere med øket avstand fra utslippsområdet.

For det aktuelle utslippsområdet viser de teoretiske beregninger som er gjort ut fra erfaringene fra Lysakerforsøket at de topografiske begrensningene for utslippsalternativ IV gir dårlig transportkapasitet. De øvrige angitte utslippssteder grenser til mer åpent vann med visse begrensninger i transportkapasiteten ved utslippsstedet nærmest land (utslippssted I). Den interne strømmen av innlagret avløpsvann vil ha en tendens til å drives mot syd som følge av Corioliskraften. Dette bilde vil bli dominerende i utslippsområdet, uansett utslippssted, og gjør at det i praksis ikke er noe egentlig skille mellom utslippsstedene dersom forholdene i den absolutte nærsone er tilfredsstillende. Når den interne strømmen er kommet ut fra kystområdet, vil etterhvert de naturlige bevegelsene dominere spredningsbildet.

C. Laboratorie-eksperimentet som ble utført for å studere anrikning av flytestoffer i overflaten av fortynnet kloakkvann, viste at det ikke er risiko for overflateanrikning fra kjemisk rensed koakkvann ved normal drift. Ved eventuelle driftsuhell som medfører nedsatt rensegrad ned mot mekanisk rensning for deler av avløpsvannet, kan det i prinsippet skje overflateanrikning. I slike tilfeller vil flytestoffenes stige-hastigheter normalt være så små at strømmene i utslippsområdet mellom innlagringsnivå og overflaten vil spre flytestoffene ut over Vestfjorden uten noen direkte nærsone-effekt. Hele utslippsområdet vil gi omtrent det samme bilde.

Dersom det inntreffer driftsforstyrrelser av slik art at det slippes ut store partikler av flytestoffer, vil disse stige direkte opp til overflaten. De strøm- og diffusjonsmålinger som ble gjort i utslippsområdet viste at det er liten sannsynlighet for at eventuelle flytestoffer skal påvirke strandområdene i nærsonen, først og fremst fordi det forholdsvis sjelden forekommer vinder som gir pålandsstrømmer i løpet av sommerperioden. Det vil heller ikke være noen større forskjell ved å velge utslippssted 400 eller 1 000 meter fra land.

Avstand fra land til utslippsstedet ser ut til å ha forholdsvis liten betydning for spredningen langs land og sannsynligheten for påvirkning av flytestoffer. Dette skyldes delvis at en stor del av spredningen kommer av diffusorens utstrekning, men delvis også at strømmene ved pålandsvind har en noe større hastighet og blir mer kystparallelle nærmere land.

Det strandområdet som tross alt kan tenkes å bli påvirket går fra Elnestangen til Nærnes, med størst sjanse for påvirkning i området fra Renseanlegg Vest (Djuptrekkodden) til Slemmestad havn. Et vilkårlig valgt sted langs dette strandområde vil være eksponert for flytestoffer i ca 4-8% av de tilfeller av driftsfeil, da slike flytestoffer kan forekomme om sommeren.

Sannsynligheten er stort sett den samme uavhengig av avstand fra land i området 400 - 1 000 meter, bortsett fra for området rundt Djuptrekksodden, hvor sannsynligheten halveres ved økning av avstand fra land fra 400 til 1 000 meter. Som regneeksempel, for å illustrere den totale risiko for at et strandområde vil bli utsatt for flytestoffer i løpet av sommeren, har vi antatt driftsfeil i 2 døgn pr. måned. Sannsynligheten for påvirkning av stranden vil da variere mellom 1:400 til 1:200 pr. dag, dvs påvirkning 1 dag hverannen til fjerde sommer ved ett bestemt punkt på land. I praksis vil det altså ikke ha særlig betydning for valg av utslippssted i utslippsområdet om avstanden fra land er 400 eller 1 000 meter.

## 7. PRAKTISKE KONKLUSJONER

Ut fra de oppsummerende drøftelsene i kapittel 6 anbefaler vi at følgende kriterier blir avgjørende for valg av utslippssted innenfor det aktuelle utslippsområdet:

Avløpsvannets innlagringssjikt bør om sommeren ligge i dypintervallet 20 - 30 meter, dvs nær sprangsjiktet og terskeldypet. Samtidig bør diffusoren dimensjoneres slik at en ikke får opptrengning til overflatesjiktet ved vår og høst. Primærfortynningen ved normale innlagringsforhold bør vær 80 - 100 ganger.

Disse kravene kan oppfylles med utslippsdyp i intervallet 42 - 50 meter for diffusorer med hulldiametre i området 0.15 - 0.3 meter.

For å unngå interferens mellom strålene bør diffusorene også dimensjoneres slik at forholdet mellom stige høyde og hullavstand ikke overstiger 5 ved normale innlagringsforhold. Dette vil i praksis si at hullavstanden bør være minst 3 meter for utslippsdyp på 42 meter, økende til 4 meter for utslippsdyp på 50 meter.

Det må være stor nok transportkapasitet for fortynningsvann inn til diffusoren og innlagret avløpsvann ut fra diffusoren. Et minimumskrav er at periferilengden for diffusorarrangementet i meter er  $180 \times Q$  for utslipp på 42 meters dyp, og  $110 \times Q$  for 50 meter, hvor  $Q$  = tørrværstilrenning på dagtid i  $m^3/s$ . Periferilengden er 2 x lengden av diffusorer lagt langs en rett linje. Legges diffusorene i V-form eller stjerneform måles periferilengden langs hele diffusor-arrangementets omkrets, og ikke som den samlede doble lengde.

Utslippsstedet må velges slik at heller ikke området topografi i for stor grad begrenser transportkapasiteten. Dette vil i praksis si at transportbredden definert som minste "kanalbredde" ut fra utslippsstedet mellom utslippsdyp og øvre innlagringsgrense, må oppfylle samme minimumskrav som diffusorens periferilengde.

Ut fra dette vil vi fraråde at alternativ IV benyttes (se fig. 2).

Alternativ I oppfyller kravet for vannføringer opp til omtrent halvparten av total tørrværstilrenning til anlegget, men bør ikke brukes for hele utslippet.

Alternativene II, III og V har alle tilstrekkelig transportkapasitet for hele vannføringen fra Renseanlegg Vest, og kan velges fritt ut fra andre hensyn enn de resipientmessige.

Uansett valg av utslippssted anbefaler vi at det iverksettes en overvåkning av utslippsområdet, med særlig vekt på biologiske forhold, både for vannområdene på innlagringsnivå og for strandlinje og bunn. Formålet med en slik overvåkning bør være å kontrollere virkningene, slik at en kan vurdere tiltak mot eventuelle uønskede forandringer. For å kunne dokumentere virkninger, må overvåkningsprogrammet starte 2 år før utslippet settes i drift. Resultatene i denne rapporten vil være et godt grunnlag for planlegging av overvåkningsprogrammet.

IMA/EDA

15.3.1978

## 8. REFERANSER

- Balch, N., Ellis, D., Littlepage, J., Marles, E. and Pym, R. (1976): Monitoring a deep marine wastewater outfall. Journal of Water Pollution Control Federation. Vol. 48, No 3.
- Bexér, T., Bøhm, T., Embro, J. och Eugensson, A. (1978) Spridningsförsök med spårämnen i Oslofjorden. Examensarbete vid Institutionen för Vattenbyggnad (1977:1). Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Brooks, Norman H. (1959): Diffusion of sewage effluent in an ocean current. Proc. of 1. Int. Conf. on Waste Disposal in the Mar. Ew. University of California, Berkely, Pergamon Press.
- Brooks and Koh (1969): Selective withdrawal from density-stratified reservoirs. J. of Hyd. Div., Proc. of the Am. Soc. of Civ. Eng. July 1969.
- Cederwall, K., Göransson, C-G. og Svensson, T. (1974): Subsequent Dispersion - Methods of Measurement. Proc. of Int. Symp. on Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Pergamon Press.
- Durst, C.S. (1924): The relationship between current and wind. Quart. J.R. Met. Soc., Vol. 50, p 113.
- Fan and Brooks (1969): Numerical solutions of turbulent buoyant jet problems. Report XO.ICH-R-18, Jan. 1969, California Institute of technology.
- Gade, H. (1967): Hydrografi. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport nr. 2 Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo
- Göransson, C-G. & Svensson, T. (1975): Byfjorden: Vattenomsättning. Statens Naturvårdsverk, PM 594.
- Haamer, J. (1972): Ny typ av momentan strømmätare, gelantinpendeln. Havforskarmøtet 13-15 oktober 1972.
- Huber, W.C., Harleman, D.R.F., Ryan, J.R. (1972): Temperature prediction in stratified reservoirs. J. of Hydraulics Division ASCE HY4, p 645-666.

- Johannessen, T.W. (1960): Monthly frequencies of concurrent wind forces and wind directions in Norway. Climatological Summaries for Norway. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Johannessen, O.M. (1963): Strømkorsundersøkelser i Vestfjorden Juni 1963. Oslofjordens og dens forurensningsproblemer. Delrapport nr. 20. Norsk institutt for vannforskning.
- NIVA-rapporter:
- 1973: 0-126/72 PRA 5.7  
Mixing of a jet into a stratified environment.  
Bjerkeng, B., Lesjø, A. (NIVA-Computas A/S)
- 1974: 0-185/71  
Undersøkelse av dyputslippsalternativer fra renseanlegg ved Slemmestad  
Bjerkeng, B., Magnusson, J., Molvær, J.
- 1974: 0-40/74  
Oslofjorden og dens forurensningsproblemer.  
Oslofjorden som resipient for rensset avløpsvann  
vurdert ut fra avløpsplanalternativ 1.2B og 1.4B. Andreassen, E.
- 1977: 0-132/76  
Foreløpig vurdering av nytt utslippssted for kloakkvann fra Renseanlegg Vest.  
Bjerkeng, B., Göransson, C.G., Magnusson, J.B.  
Arbeidsfellesskapet Samfunnsteknikk/Grøner,  
Norsk Institutt for Vannforskning.
- Stigebrandt, A. (1976): Vertical Diffusion driven by Literal Waves in a Sill fjord. Journal of Physical Oceanography. Vol. 6, No 4.
- Stigebrandt, A. (1978a): Three dimensional selective withdrawal (Sent for publisering i Journal of Fluid Mechanics)
- Stigebrandt, A. (1978b): Dynamic of an ice covered inland lake with through-flow. (Stensil). Vassdrag og Havnelaboratoriet.
- Thorade, H. (1914): Die Geschwindigkeit von Triftströmungen und die Ekman'sche Theorie. Ann. d. Hydr.u.Marit. Meteorol., Vol. 42, p. 379.



APPENDIX A

FORSØKSBETINGELSER FOR EKSPERIMENTET MED  
COLIFORME BAKTERIER

## APPENDIX A

### FORSØKSBETINGELSER FOR EKSPERIMENTER MED COLIFORME BAKTERIER

#### A 1 Vanntyper benyttet i forsøket.

Sjøvann ble hentet fra NIVAs vanlige sjøvanns-stasjon ved Drøbak. Vann herfra har salinitet på 33 o/oo, blir hentet fra 30 m dyp og fraktet til NIVA i 25 l plastkanner.

Råkloakk ble hentet fra NIVAs pilot plant kloakkrensaneanlegg på Kjeller og sto til sedimentering over natten.

En liter av denne ble så tilsatt 120 mg aluminiumsulfat, blandet ved røring i 3 minutter, hvorefter den ble gitt en flokkuleringstid på 27 minutter. Etter 30 minutters sedimenteringstid ble supernatanten uttatt med hevert. Denne supernatanten er senere i rapporten gitt betegnelsen "kjemisk rensset kloakkvann". Den resterende sedimenterte råkloakk i plastkannen ble regnet for å være ekvivalent med "mekanisk rensset kloakkvann".

#### A 2 Oppsett av utdøings-testen

Kloakkvann og sjøvann ble blandet i de ønskede forhold i store begerglass, i 3 liters porsjoner.

Hver av disse tre-liters porsjoner ble fordelt med 1,5 l i hvert av to 1,5 l begerglass. Det ene ble plassert i et oppsett med konstant røring, det andre ble satt til henstand, se figur 1 A. Begge begerglass ble plassert i nærheten av vindu, slik at sjøvannsblandingene ble utsatt for vanlig variasjon i dagslys i løpet av forsøksperioden.

Begerglassene på 1,5 l hadde diameter 120 mm og høyde 170 mm. Sjøvannsblandingen nådde opp til ca 1-2 cm fra begerglassets øvre kant.

Fra glassene med røring ble prøver uttatt med sterile pipetter av egnede volum, fra 100 til 1 ml, nær karetts vegg ca halvveis ned i begerglasset. Fra glassene som ble satt til henstand, ble prøver uttatt fra overflatesjiktet ved hjelp av et sterilt, spesiallaget, bøyd glassrør, se figur 2 A.

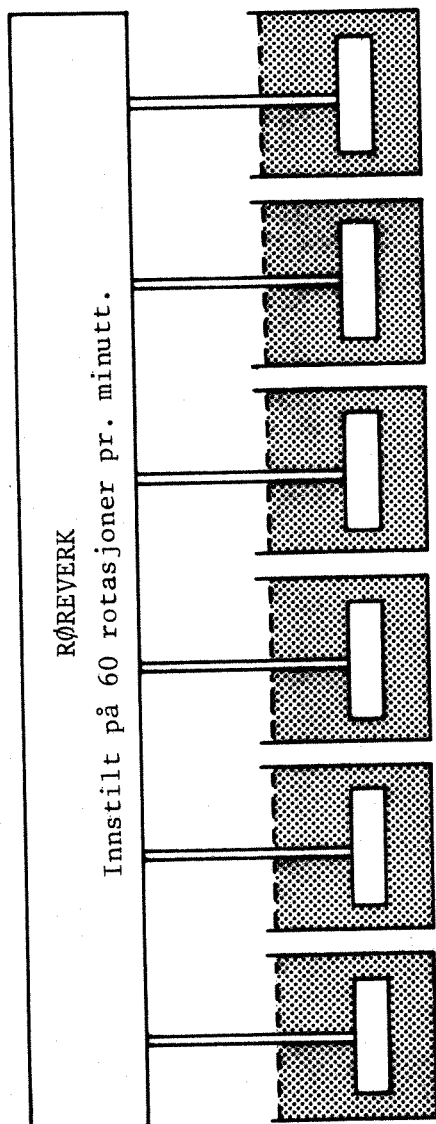
Glassrørene hadde innvendig diameter 7 mm, utvendig diameter 11 mm, og den ende som ble dyppet ned i vannet var mellom 70 og 90 mm lang. Det ble lagt an på å ta denne vannprøven av overflatesjiktet. Derfor ble røret ført forsiktig ned i karet, slik som vist på figur 2 A. Så snart vannet begynte å strømme inn i røret, ble det holdt stille til vannet sluttet å strømme inn. Da hadde det samlet seg ca 1-2 ml prøve i røret. 1 ml av denne ble tatt med steril pipette for analyse av coliforme bakterier. Ved slutten av forsøket ble det sørget for å samle nok prøve fra overflatesjiktet til at 2 ml volum kunne uttas til analyse.

Oppleggene ved for-forsøket og hoved-forsøket er skjematisk i tabellene 1 A, 2 A og 3 A.

### A 3 Analysemetode for fekale coliforme bakterier

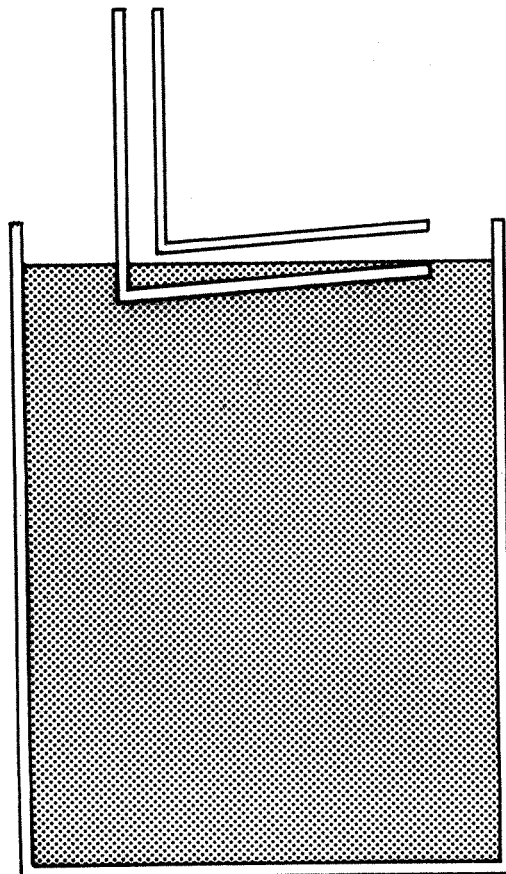
Det ble benyttet en membranfiltermetode med dyrkingsmedium M-FC Broth og inkuberingsbetingelser  $44,5 \pm 0,2^{\circ}$  C i 24 timer (USA Standard Methods, 14 ed.).

Inkuberingstiden måtte avkortes ned mot 18 timer da kolonier med rosa farge interfererte ved å misfarge de opprinnelig blå koloniene ved for lang tids inkubering.



Seks begerglass, hvert med  $1\frac{1}{2}$  liter blanding av sjøvann og kloakkvann.

Fig. 1A Det benyttede oppsett for sjøvannsblandingen med kontinuerlig omrøring.



Begerglass med blanding av kloakkvann og sjøvann, og rør for prøvetakning.

Fig.2A. Prøvetakning fra overflaten.

Tabell 1A Opplegg for for-forsøket.

Utførelse	Mekanisk rensed kloakkvann blandet med sjøvann; Mek. → Blanding		Kjemisk rensed kloakkvann blandet med sjøvann; Kjem. → Blanding	
	Henstand 1→50	Røring 1→50	Henstand 1→50	Røring 1→50
Første analyse, ved start	Prøve tatt før fordeling i to kar:		Prøve tatt før fordeling i to kar	
Volum prøve til analyse	1 ml 10 " av 1 → 100 1 " av 1 → 100	(1 ml prøve) (0,1 " " ) (0,01 " " )	100 ml og 10 ml	
Plan 5 min.	-	7 min.	-	7 min.
Volum prøve		1 ml 1 " av 1 → 100		10 ml
Plan 15 min.	26 min.	17 min.	15 min.	19 min.
Volum prøve	1 ml 1 " av 1 → 100	1 ml 1 " av 1 → 100	1 ml	10 ml
Plan 30 min.	47 min.	37 min.	25 min.	32 min.
Volum prøve	1 ml av 1 → 10 1 " av 1 → 100	1 ml 1 ml av 1 → 100	1 ml	10 ml
Plan 90 min.	90 min.	90 min.	100 min.	90 min.
Volum prøve	1 ml av 1 → 10 1 " av 1 → 100	1 ml av 1 → 10 1 ml av 1 → 100	1 ml	100 ml
Plan 180 min.	180 min.	180 min.	180 min.	180 min.
Volum prøve		10 ml 1 " av 1 → 10	1 ml	100 ml
Slutt	265 min.	265 min.	260 min.	260 min.
Volum prøve	1 ml av 1 → 10 1 " av 1 → 100	100 ml 1 ml	1 ml	1 ml 100 "

Tabell 2A Opplegg og resultater for mekanisk renset kloakkvann i sjøvann, hovedforsøk.

Betingelser	Henstand				Røring				
	1→20	1→50	1→100	1→20	1→50	1→100	1→20	1→50	1→100
Fortynning Utførelse	1→20	1→50	1→100	1→20	1→50	1→100	1→20	1→50	1→100
Ved start vol. prøve/FC pr. filter	1 ml 1→20/ 48 kolonier	1 ml 1→10/ 44 kolonier	2 ml 1→10/ 34 kolonier	1 ml 1→20/ 48 kolonier	1 ml 1→10/ 44 kolonier	2 ml 1→10/ 34 kolonier	1 ml 1→20/ 48 kolonier	1 ml 1→10/ 44 kolonier	2 ml 1→10/ 34 kolonier
Etter 15 min., vol. prøve/FC pr. filter	-	-	-	1 ml 1→20/ 46 kolonier	1 ml 1→10/ 37 kolonier	2 ml 1→10/ 39 kolonier	1 ml 1→20/ 46 kolonier	1 ml 1→10/ 37 kolonier	2 ml 1→10/ 39 kolonier
Etter 30 min., vol. prøve/FC pr. filter	1 ml 1→20/ 23 kolonier	1 ml 1→10/ 23 kolonier	2 ml 1→10/ 30 kolonier	1 ml 1→20/ 31 kolonier	1 ml 1→10/ 21 kolonier	2 ml 1→10/ 28 kolonier	1 ml 1→20/ 31 kolonier	1 ml 1→10/ 21 kolonier	2 ml 1→10/ 28 kolonier
Etter 60 min., vol. prøve/FC pr. filter	1 ml 1→20/ 38 kolonier	1 ml 1→10/ 33 kolonier	2 ml 1→10/ 23 kolonier	1 ml 1→20/ 35 kolonier	1 ml 1→10/ 24 kolonier	2 ml 1→10/ 24 kolonier	1 ml 1→20/ 35 kolonier	1 ml 1→10/ 24 kolonier	2 ml 1→10/ 24 kolonier
Etter 2½ time, vol. prøve/FC pr. filter	1 ml 1→10 46 kolonier	1 ml 1→10 23 kolonier	2 ml 1→10/ 18 kolonier	1 ml 1→10 64 kolonier	2 ml 1→10/ 37 kolonier	2 ml 1→10/ 47 kolonier	1 ml 1→10 64 kolonier	2 ml 1→10/ 37 kolonier	2 ml 1→10/ 47 kolonier
Etter 5 timer, vol. prøve/FC pr. filter	x1 ml/157 kol.	x2 ml 1→10/ 94 kolonier	1 ml/65 kol.	xx2 ml/501 kol.	1 ml/1 kol.	2 ml/62 kol.	xx2 ml/501 kol.	1 ml/1 kol.	2 ml/62 kol.
	1 ml/-	1 ml 1→10/ 59 kolonier	1 ml/53 kol.	1 ml/374 kol.	1 ml/3 kol.	2 ml/78 kol.	1 ml/374 kol.	1 ml/3 kol.	2 ml/78 kol.
Etter 11 timer vol. prøve/FC pr. filter	1 ml/ 260 kolonier	1 ml/ 78 kolonier	1 ml/ 42 kolonier	1 ml/ 224 kolonier	1 ml/ 82 kolonier	1 ml/ 0 koloni	1 ml/ 224 kolonier	1 ml/ 82 kolonier	1 ml/ 0 koloni
Etter 24 timer vol. prøve/FC pr. filter	1 ml/ 153 kolonier	1 ml/ 93 kolonier	1 ml/ 43 kolonier	1 ml/ 180 kolonier	1 ml/ 70 kolonier	1 ml/ 0 koloni	1 ml/ 180 kolonier	1 ml/ 70 kolonier	1 ml/ 0 koloni

x Feiltakelse, plan for 1→20 og 1→50 byttet om. xx Planlagt fortynning uteglemt.

Tabell 3A Opplegg og resultater for kjemisk rensed kloakkvann i sjøvann,  
hovedforsøk.

Tid fra start	Begge kar med røring, fortynning:			
	1 → 50		1 → 100	
	Volum prøve pr. filter; ml	Fekale coliforme pr. filter	Volum prøve pr. filter; ml	Fekale coliforme pr. filter
Ved start	50	240	100	347
15 min.	50	219	100	254
30 min.	50	212	100	213
60 min.	50	235	100	207
2½ time	50	90	100	99
	50	104		
4½ time	50	105	100	81
	50	136		
Ca. 11 timer	100	1	100	1
Ca. 24 timer	100	42	100	5