

9108

ARBEIDSFELLESKAPET SAMFUNNSTEKNIKK/GRØNER
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

0-132/76

FORELØPIG VURDERING AV NYTT UTSLIPPSSTED FOR
KLOAKKVANN FRA RENSEANLEGG VEST

Blindern, 5. mai 1977

Saksbehandlere: siv.ing. B. Bjerkeng
siv.ing. C.-G. Göransson
fil.kand. J. Magnusson

F O R O R D

Denne rapport er utarbeidet etter forespørsel i brev fra Oslofjordkontoret den 2.11.1976 vedrørende vurdering av nytt utslippsområde for kloakkvann fra Renseanlegg Vest.

Rapporten er utarbeidet av Arbeidsfellesskapet Samfunnsteknikk/Grøner (AF) og Norsk institutt for vannforskning og behandler teoretisk de problemer som finnes ved etablering av utslippssted i det nye utslippsområdet. Rapporten har i hovedsak blitt utarbeidet av siv.ing. C.-G. Göransson (AF), siv.ing. B. Bjerkeng (NIVA) og undertegnede.

Blindern, 5. mai 1977

*Jan Magnusson
fil.kand.*

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	3
1. INNLEDNING	4
2. FORUTSETNINGER	4
3. TOPOGRAFIEN I DET AKTUELLE UTSLIPPSOMRÅDE	5
4. AVLØPSVANNETS PRIMÆRFORTYNNING OG INNLAGRING	5
5. TEKNISKE KRITERIER FOR VALG AV UTSLIPPSSTED	8
6. DET INNLAGREDE AVLØPSVANNETS SPREDNING	10
6.1 Nærsonen	10
6.2 Vestfjorden	14
7. SPREDNING AV AVLØPSVANN I OVERFLATELAGET, EVT. FLYTESTOFFER	15
8. UTSLIPPETS INNVIRKNING PÅ OVERFLATEVANNET VINTERSTID	17
9. KONKLUSJON OG ANBEFALING	18
REFERANSER	19
FIGURER	21-29

1. INNLEDNING

Utfra lokalisering av Renseanlegg Vest til Røyken kommune (Berger) syd for Slemmestad, utførte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1973 en undersøkelse vedrørende gunstig utslippssted i Vestfjorden. Dette arbeid er rapportert i NIVA rapport 0-185/71 (april 1974). NIVA anbefalte her et utslippssted nord for Nærnes.

Plasseringen av selve renseanlegget er nå blitt forandret til nord for Slemmestad (Bjerkåsområdet i Asker kommune). Derved vil også et nytt utslippsområde nord for det opprinnelig anbefalte bli aktuelt.

Dette notat tar opp det nye utslippsområdet og vurderer de resipientmessige og utslippstekniske problemer relativt til det tidligere anbefalte området.

2. FORUTSETNINGER

Valg av utslippssted innenfor det nye utslippsområdet må stort sett følge de kriterier som utpekte det tidligere anbefalte utslippsstedet. Dette innebærer

- at Vestfjorden utgjør hovedspredningsområdet for det rensede kloakkvannet
- at øvre grensen for kloakkvannets innlagring i sommerhalvåret ligger nær opp til 20 m dyp og uten at det bryter igjennom sprangsjiktet under vår-høst
- at utslippet ikke skal ha ugunstige effekter på nærsoneen dvs. at bruksverdien av området i størst mulig grad blir uforandret.

I det følgende diskuteres disse tre punktene ut fra de kunnskaper som en i dag har om området. Videre behov for undersøkelser for å klargjøre usikkerheter ut fra ovenstående blir også vurdert.

3. TOPOGRAFIEN I DET AKTUELLE UTSLIPPSOMRÅDE

På fig. 1 er avmerket det utslippsområde NIVA (1974) tidligere anbefalte sammen med det området som nå er aktuelt. Maksimal avstand mellom utslippsstedene er ca. 3 km. Det tidligere anbefalte utslippsstedet var et platå på omtrent 40 meters dyp. Figur 2 viser et mer detaljert topografisk kart over det nå aktuelle utslippsområdet. Bunnforholdene den nærmeste kilometeren mot land er betydelig mer kompliserte for dette området. Isolerte grunnområder forekommer på flere steder. De grunnområder som står høyest i vannet er på ca. 8 m dyp. Mellom disse grunnområdene er vanddyper over 40 m. Den sterkt kuperte bunnen medfører en komplisert topografisk styring av vannmassenes bevegelser, dessuten blir valget av teknisk mulige utslippsalternativer begrenset.

4. AVLØPSVANNETS PRIMÆRFORTYNNING OG INNLAGRING

En rask og effektiv primærfortynning av avløpsvannet får en ved utslipp på stort dyp og med avløpsvannet fordelt på flere hull med en diffusor. Avløpsvannet er lettere enn saltvann og stiger opp fra diffusoren mens det stadig blandes inn omgivende tyngre vann i strålen. Omkring det nivå hvor egenvekten på det fortynnede avløpsvannet sammenfaller med egenvekten på fjordens vann begynner avløpsvannet å spres horisontalt over fjorden. Dette nivå kalles innlagningsnivå. Lokalt over selve diffusorledningen vil avløpsvannet trenge et stykke opp i lettere vannmasser inntil det bremses av gravitasjonen. Det fortynnede avløpsvannet synker deretter raskt tilbake til innlagningsnivå.

Avløpsvannets innlagningsnivå og grad av fortynning bestemmes hovedsakelig av diffusorens utforming, utslippsdyp og resipientens tetthetssjiktning. Betydningen av de forskjellige parametre er studert ved hjelp av EDB-beregninger (EDB-programmet som er brukt fins beskrevet av NIVA-Computas A/S, 1973). Resultatene framgår av fig. 3-7.

Innvirkningen av utslippsdyp og hulldiameter på innlagningsdyp og primærfortynning framgår av fig. 3. Figuren viser både det nivå hvor det fortynnede avløpsvannets egenvekt langs stråleaksen sammenfaller med resipientens egenvekt

og det høyest tenkelige opptreningsnivå ved utslippsstedet på grunn av avløpsstrålens bevegelsesenergi. Opptreningsnivået på figur 3 er beregnet under forutsetning av at det ikke skjer noen innblanding med resipientvann etter at avløpsstrålene har passert stråleaksens innlagringsnivå.

Dette skulle gi en øvre grense for opptreningen. En alternativ forutsetning er fortsatt innblanding til avløpsvannet synker igjen, jfr. fig. 4.

Reellt opptreningsnivå skulle ligge mellom det de to alternative beregningsmåtene gir, men en mangler erfaring fra feltforsøk, og det er vanskelig å si sikkert hvilken av dem som er mest representativ.

Fortynningen er større i strålenes periferi enn ved aksene, slik at hoveddelen av avløpsvannet innlagres på større dyp enn vannet langs stråleaksen. På fig. 5 og 6. er det tatt hensyn til dette. Middelfortynningen på innlagringsnivået kan være 50-70% større enn fortynningen ved stråleaksen.

Beregningene i fig. 3 er blitt utført for utslippsdyp som på forhånd er antatt å ligge innenfor mulig dybdeintervall. De 6 måletilfellene som er brukt, dekker stort sett de sjiktningsforhold som kan opptre i Vestfjorden.

Ved utslipp på 65 m innlagres avløpsvannet på for stort dyp, sammenliknet med forutsetningen i kap. 2, dvs. langt under fjordens terskelnivå, og under det sjikt fra 20 til 30 m som er gunstig ut fra utskiftningsforholdene. Ved mindre utslippsdyp får en gunstigere innlagringsdyp, men til gjengjeld avtar strålens stighøyde og sjansen øker for resirkulering av gammel avløpsvann med nedsatt primærfortynning som resultat. Bemerk at middelstighøyden for avløpsvannet er mindre enn den som er angitt for stråleaksen i fig. 3. Ut fra en samlet vurdering ser det ut til at utslipp på 40 til 50 meters dyp er mest gunstig. Utslippsdyp på mindre enn 40 m vil være mindre tilfredsstillende.

En mer omfattende EDB-behandling er gjort for det mest egnede dypintervallet. dvs. utslippsdyp 50 m med hulldiameter 0.2-0.3 m, og ca. 40 m (42 m ut fra topografiske forhold) med hulldiameter på 0.15-0.2 m. Innlagringssjiktets

nivåvariasjoner i løpet av et år vises med et eksempel for hvert utslippsdyp, med registrerte tetthetsvariasjoner i 1973-74 i fig. 5 og 6.

Det store antall tetthetsprofiler burde gi godt grunnlag for å bedømme forventede innlagringsforhold. Direkte opptrengning til overflaten kan ikke helt utelukkes i sammenheng med dypvannsutskiftninger da hele vannvolumet ned til 50 meters dyp kan bli nesten tetthetshomogent. Det mest vanlige vil imidlertid være at avløpsvannet også i sammenheng med dypvanns-utskiftninger først vil innlagres, men at det senere løftes opp av de naturlige bevegelser som da er til stede (se videre kap. 8).

Av fig. 7 framgår det at hulldiameteren har større innvirkning på innlagringsnivå og fortynningen enn utløpshastigheten i diffusorhullene. For gitt innlagringsdyp gir en dobling/halvering av hulldiameteren 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.

Avstanden mellom utslippshullene må i første omgang velges så stor at interferens mellom strålene ikke senker fortynningsgraden i særlig grad. Dette bør også gjelde ved opptrengning til overflaten. Den endelige dimensjoneringen av diffusoren må likevel baseres på det adskillig vanskeligere spørsmål om den gravitasjonelle transporten av fortynnet og innlagret avløpsvann bort fra utslippsstedet. Ved avtakende gravitasjonell spredning vil innlagringsvolumet øke nedover for en gitt utstrømning pr. lengdeenhet langs diffusoren og det vil bli større resirkulering, med minskende primærfortynning som resultat. Se videre kap. 6.

5. TEKNISKE KRITERIER FOR VALG AV UTSLIPPSSTED

Valg av utslippssted må gjøres ut fra såvel driftssikkerhetskriterier som andre resipientmessige kriterier. Det er viktig å velge en teknisk god løsning, med utslippsledninger, tunneler, diffusorledninger etc. av enkel og pålitelig konstruksjon, som har lang levetid og liten sannsynlighet for driftsforstyrrelser og dessuten er lette å kontrollere og lette å reparere ved uhell.

Diffusorledningene bør i følge kap. 4 plasseres mellom 40-50 meters dyp. En foreløpig bedømming av nødvendig avstand mellom hullene i ledningen slik som nevnt ovenfor, antyder en total diffusorlengde på mellom 200 og 300 m.

For en horisontalt liggende diffusor er avløpsvannets prosentvise fordeling på utslippshullene omtrent den samme uansett vannføring. Ved konstant hulldiameter må en normalt regne med en total variasjon i utstrømning på 10-30% mellom de ulike hullene. Med minskende totalt hullareal i forhold til ledningsareal blir fordelingen jevnere. Samtidig øker imidlertid energitapet ved gitt ledningsareal. Ved en hellende ledning varierer saltvannsmottrykket fra hull til hull og den prosentvise fordelingen av avløpsvannet på utslippshullene varierer derfor sterkere med vannføringen. Hvor mye fordelingen varierer bestemmes av forholdet mellom energitapet ved utstrømningen gjennom hullene og saltvannsmottrykkets variasjon langs ledningen. Saltvannsmottrykket vil øke ca. 2.5 cm pr. meter med økende dyp. Energitapet over hullene er proporsjonalt med kvadratet av utstrømningen. I det aktuelle tilfelle er vannføringsvariasjonene forholdsvis små, med en faktor på ca. 2.2 mellom største og minste vannføring. Energitapet ved utstrømning varierer derfor med en faktor 5 for forskjellige vannføringer.

For å studere innvirkningen av bunnens helning på fordelingen av utstrømningen langs diffusoren er det utført EDB-beregninger. Beregningene er gjort med vannføringen fordelt på 2 diffusorer med ledningsdiameter 1.4m, hulldiameter 0.2 m og hullavstand 4 m. Normalt hullareal totalt var ca. 75% av ledningstverrsnitt. Det er gjort beregninger både for konstant ledningstverrsnitt i diffusoren, og med avtrapping til 1.0 og 0.7 m ledningsdiameter i ytre del av diffusoren.

For en horisontal diffusor med konstant hulldiameter og konstant ledningstverrsnitt vil utstrømningen normalt være minst for de innerste hullene, og øke utover mot den ytre enden av diffusoren. For det aktuelle tilfelle blir forskjellen ca. 14%. Et mindre fall utover langs ledningen vil da bare forbedre fordelingen, ved å minske utstrømningen i de ytterste og dypeste hullene pga. økt saltvannsmottrykk og øke utstrømningen av de innerste hullene tilsvarende. Foreløpige beregninger tyder på at et totalt fall langs diffusoren på inntil 2 meter vil gi bedret fordeling over det meste av det aktuelle vannføringsintervallet. Et fall på mer enn 2 meter vil gi større skjevhet enn horisontal stilling for de laveste vannføringene, men motsatt vei dvs. med størst utstrømning i den innerste delen av diffusoren. Selv et fall på 4 meter vil imidlertid bety en bedring for øvre halvdel av vannføringsintervallet. Motfall vil forverre fordelingen, totalt 2 meters motfall fordobler skjevhetene for vanlige vannføringer i forhold til horisontal stilling.

Av spyletekniske og økonomiske hensyn i diffusoren kan det være aktuelt å minske ledningstverrsnittet trinnvis utover langs diffusoren. Fordelingen på hullene blir da noe annerledes. I horisontal stilling, og for konstant hulldiameter vil fremdeles utstrømningen pr. hull avta utover fra segment til segment. Foreløpige beregninger gir en forskjell på ca. 12% mellom indre og ytre segment mens forskjellen mellom største og minste utstrømning for enkelthullene er ca. 30%. Et fall utover langs ledningen vil gi økt skjevhet i fordelingen uansett vannføring. 2-4 meters fall vil omtrent fordoble skjevheten mellom segmentene for vanlige vannføringer mens variasjonen mellom de enkelte hullene øker i mindre grad. Motfall vil i dette tilfelle forbedre fordelingen. Ca. 2 meters motfall gir bedring av fordelingen mellom segmentene for alle vannføringer, og selv 4 meter antakelig for det meste av vannføringsintervallet.

De tekniske krav til utslippssted kan således sammenfattes til at utslippsdypet bør være mellom 40-50 meter, med plass for 200-300 m diffusorledning innenfor et område der helningen i ledningenes retning kan begrenses til 4 m eller helst 2 m, alternativt med et motfall på 2-4 m.

På figur 2 er vist et antall mulige utslippssteder. De ytre alternativene II, III og V forutsetter flytearrangement for ledningene der hvor dypet overstiger ca. 50 m, alternativt utslippstunnel med flytende diffusorer. Alternativene I og IV oppfyller ovennevnte kriterier godt og har bunn-dyp innenfor foreslått dypintervall for utslipp, slik at en slipper flytearrangement for ledningen. De innebærer også kortere utslippsledninger enn de andre utslippsalternativene.

6. DET INNLAGREDE AVLØPSVANNETS SPREDNING

6.1 Nærsonen

De faktorer som påvirker avløpsvannets spredning i nærsonen, er en kombinasjon av "egenspredningen" pga. gravitasjon og topografisk styrte strømmer. Avløpsvannets "egenspredning" kan forklares ved at det fortynnede avløpsvannet danner en "sky" av en viss tykkelse rundt innlagringsnivå. Tettheten i denne skyen vil være noe mer homogen enn ellers i resipienten hvor en har en kontinuerlig tetthetsvariasjon med dypet. Dette gjør at det i "Skyen" er større trykk enn på samme dyp ellers i resipienten, og den vil derfor spre seg utover i et tynt sjikt for å utjevne denne forskjellen. Trykkforskjellen vil være større jo tykkere skyen er og jo større tetthetsgradienten er i resipienten. Spredningen av dette vannet vil skje som en intern strøm radielt ut fra utslippsstedet på innlagringsnivå. Denne form for spredning vil påvirkes av de naturlige genererte strømmer i vannmassene (tidevann, vindstrøm, etc.) og spredningsbildet av avløpsvannet i nærsonen vil således være resultatet av de forskjellige krefter.

Vannføringen etter primærfortynningen er av stor betydning. Ved en fortynning på 100 ggr blir den interne strømmen på ca. $300 \text{ m}^3/\text{s}$. Hvis strømmene i resipienten er svake vil således egenspredningsmekanismen dominere spredningen av avløpsvannet nærmest utslippspunktet.

For å beregne egenspredningen teoretisk må en i første rekke ha kjennskap til sammenhengen mellom det innlagrede avløpsvannets tykkelse, utstrømning pr. lengde-enhet fra diffusoren (se kap. 5) og tetthetsgradienten i resipienten.

Første stadiet i avløpsvannets egenspredning etter at utslippet er startet skulle kunne beskrives som en "vannpakke" som plutselig har kommet i en omgivelse med avvikende egenvekt og derved raskt kolapser (Long, 1974). Imidlertid er et avløpsutslipp en kontinuerlig prosess, og dette medfører at på større avstand fra utslippet vil fortynningsprosesser som ikke beskrives av teorien (viskøse prosesser) bli viktige.

Longs teori er tilpasset av Göransson (1975) på avløpsutslipp og brukt ved feltforsøk i mindre skala (relativt til utslippet fra Renseanlegg Vest). Ut fra disse erfaringer med teorien vil innlagringstykkelser ved det nå aktuelle utslippet i nærsonen bli oppmot 15 m.

Herved har en antatt en middelfortynning på 100 ggr og en periferilengde rundt utslippsledningen av nærmere 500 meter. Denne innlagringstykkelse er så stor at resirkulering markant minker primærfortynningen, og dermed utstrømningen pr. breddemeter fra utslippsstedet. Herigjennom minker innlagringstykkelsen og den reelle tykkelsen er således avhengig av samspillet mellom resirkulasjon og innlagringstykkelse.

"Blokkerings-effekten" kan ha en så stor innvirkning på avløpsvannet primærfortynning og derved diffusorens dimensjonering at det er av betydning å kunne studere dette i full skala i Oslofjorden, spesielt med tanke på at den teoretiske beregningen bak dette ikke kan anses verifisert. Et storskala-feltforsøk i fjorden kan utføres ved å merke Lysakeranleggets utslippsvann med fargestoff og studere spredningen av avløpsvannet i resipienten. Lysakerfjorden har en veldefinert og enkel topografi som er velegnet for å studere den gravitasjonelle spredningens styrke, innlagringstykkelsen etc. Resultatet vil være av betydning for beregningen av egenspredningen i det aktuelle utslippsområdet.

Den topografiske effekt på avløpsvannets spredning kan sammenliknes for de forskjellige utslippsalternativer ved en enkel beregning av tilgjengelige fra- og tilstrømningsarealer. Resultatet av en grov beregning vises i fig. 8a hvor tilgjengelige strømarealer vises i forhold til optimale arealer som funksjon av radius for utslippsstedene I, II og III. En har for utstrømningen valgt dypintervallet 20-30 m og som innstrømningen 30-40 m. Avløpsvannets innlagringstykkelse er i eksempelet valgt til 10 m. Optimalt areal utgjøres av sideflaten på en sylinder rundt utslippsstedet med 10 meters høyde og gitt radius, mens reelt utstrømningsareal er den del av denne flaten som ville være synlig fra utslippspunktet ut fra bunntopografien. Beregningene er grove, og de reelle utstrømningsarealer vil i virkeligheten bli noe større. Allikevel viser figur 8a avhengigheten mellom utslippsalternativenes avstand fra land og forandringer i strømningsarealer.

Utslippsalternativ III (V) som ligger omtrent 1 km fra land påvirkes først nevneverdig av topografien mellom 800-1000 m avstand fra utslippsstedet for deretter å være stort sett uforandret (relativt til optimalt areal). Alternativ II som ligger omtrent 500 m fra land har tilsvarende kraftige forandringer

mellom 300-500 m. Alternativ I har også den største forandring i utstrømningsareal innen 500 m fra utslippsstedet.

Fig. 8b viser strømhastigheten som funksjon av radius for en konstant utstrømning på $300 \text{ m}^3/\text{s}$ fra et punkt i et 10 m tykt sjikt gjennom de beregnede utstrømningsarealer. Utstrekningen av diffusoren vil i praksis tilsvare en minimumsradius av 100-150 m, og beregningene er derfor ikke utført for mindre radier enn dette.

Som figuren viser er det forskjell i transporthastigheter mellom alternativ I og III. I denne sammenheng bør nevnes at det gjennom tilstrømningsarealet (30-40 m) i alternativ I av kontinuitetsgrunner skal transporteres like mye vann inn som ut fra området i 20-30 meters dyp, minus tilført mengde kloakkvann som i denne sammenheng er neglisjerbart. Sammenliknet med utslippsalternativ I er det ingen større forskjell i arealene på 20-30 og 30-40 meters dyp for alternativ III. De høye hastighetene for utslipp I vil kunne medføre at turbulensen øker rundt utslippet som en følge av store strømgradienter, slik at blandingen mellom inn- og utstrøm øker. Det er imidlertid mulig at den utstrømmende vannmassen bare vil erodere det underste laget og derved vil det ikke skje noen innblanding av avløpsvann i den innadgående strømmen. Problemet faller her tilbake til hvilken prosess som er viktigst ved fortynningsprosessen i frontspredning av avløpsvann. I dag eksisterer det ikke noen tilfredsstillende teoretisk løsning på dette problemet og det kan bare undersøkes ved utslipp i full skala av merket vann (jfr. ovenfor foreslåtte undersøkelse i Lysakerfjorden).

De strømhastigheter som utslippet vil generere ifølge beregningene foran, vil være av omtrent samme størrelse som de naturlige strømmer i området. Midlere strømhastigheter utenfor grunnområdene var i følge NIVA (1974) omkring 4 cm/s. Topografien medfører trolig et høyere middelstrømsnivå for alternativene I og II. Den midlere reststrøm som ble registrert ved nærmeste liggende strømmåer 1973 (st.2, se fig.9) var ca. 1 cm/s på 22 m dyp og gikk i dette tilfelle syd (målt over perioden 13.4.-5.7.1973). På 35 meters dyp varierte reststrømmen mellom 0.4-1.8 cm/s over måleperioden med meget varierende retninger. Dette betyr at det fortynnete avløpsvannet kan forventes å ha en midlere strømstyrke pga. egenspredning sammenliknbar med reststrømmer på 20-30 m dyp på 500 m avstand for

utslippsalternativ III og på 800 m til 1 km avstand for utslippsalternativene II og I. Derimot vil middelhastigheten på den naturlige strømmen være sammenliknbar strøm - pga. egenspredning - et par hundre meter fra utslippsstedet uansett utslippspunkt.

En frekvensanalyse av strømmen, hvor en undersøker forekommende periodiske bevegelser i vannmassen viste for den stasjon som lå nærmest det aktuelle utslippsområdet hovedsakelig tidevannsbevegelser, samt bevegelser av en periode rundt 10 timer og over døgnet. Frekvensanalysen (Fourieranalyse) viste tidevannsbevegelsene mye tydeligere for strømkomponentene i nord-sydlig retning enn for øst-vest-komponenten. Dette betyr at de periodiske bevegelsene hovedsakelig gir strømmer langs fjorden på 35 meters dyp ved st. 2 (fig.9) og at denne tendens trolig er enda sterkere nærmere land.

De naturlige strømmer i fjorden vil således ved utslipp fra alternativ III bli av betydning for avløpsvannets videre spredning på innlagringsnivå allerede på ca. $\frac{1}{2}$ km avstand fra utslippet, med de strømstyrker som forekommer på dette dyp lengre ut i fjorden (st. 2). Topografiske effekter skulle kunne medføre sterkere strømmer nærmere land, dvs. nærmere alternativ III - likesom tilfellet var for strømmene utenfor Nærnes.

(Middelhastighetene på strømmen på 35 meters dyp ved Nærnes var 4-5 cm/s sammenliknet med st. 2 ute i fjorden hvor middelhastigheten var ca. 4 cm/s, mens reststrømmene ved Nærnes var 1.2-2.4 cm/s i 160-190° mot 0.4-1.1 cm/s ved st. 2 i 270-280°).

Derved vil et utslipp ved alternativ III (V) utnytte samme spredningsmekanismer som gjorde det tidligere anbefalte utslippsområdet ved Nærnes gunstig. Det synes lite trolig at forskjellen mellom utslipp ved Nærnes og ved alternativ III kan bli av større betydning for fjordens tilstand som helhet sammenliknet med andre faktorer.

Et strømsystem som skissert ovenfor med noe sterkere strømmer langs land og i hovedsak kystparallel retning, vil i et grunnområde som det indre del av det aktuelle utslippsområdet kunne danne hvirvler. Hvis utslippet skjer inne i et slikt område med sterke hvirvler vil den lokale oppholdstiden

på det fortynnede avløpsvannet øke og derved også i en viss grad den vertikale transporten til overflatelaget i nærsonen. I et slikt tilfelle er det en fordel at utslippsstedet ligger utenfor grunnområdene i en vannmasse som hovedsakelig er hvirvelfri. NIVAs tidligere undersøkelser (1974) er i dette tilfelle ikke til hjelp ved bedømmelse av strømforholdene over området ved utslippsalternativene i det nye området (alternativene I, II og IV). For å kunne bedømme dette må ytterligere målinger foretas av strømforholdene i dette området.

6.2 Vestfjorden

I NIVAs spesialrapport nr. 5 (Carstens og Sjøberg 1969) ble det vist en modell for avløpsvannets videre spredning i Vestfjorden. Avløpsvannet antas relativt jevnt fordelt i fjorden mellom utslippsdyp og innlagringsdyp, dvs. dette volum fungerer som et "innlagringsvolum" for avløpsvannet. Antakelsen baserte seg på at den sirkulasjon utslippet genererer ved innsuging av vann mot strålene og etterfølgende utstrømning i fjorden på mindre dyp dominerer over den vertikale diffusjonen. Hvis en også tar med den vertikale diffusjonen fås et helt annet spredningsbilde (Göransson 1975) for avløpsvannets vertikale transport hvor den vertikale diffusjonen dominerer kraftig (se fig. 10).

Den vertikale spredningen er nesten bare avhengig av innlagringsnivået og det eksisterer ikke noe hovedsakelig innlagringsvolum for avløpsvannet mellom innlagrings- og utslippsnivåene. Valg av innlagringsnivå for avløpsvannet må da skje som et kompromiss mellom ønsket om minimal transport til overflatelaget ved diffusjon, dvs. en innlagring på dypt vann, og ønsket om innlagring i vannsjikt med gunstige utskiftningsforhold, dvs. i nivå rundt sprangsjiktet (NIVA 1974). Det nivå som framgår av eksempelet i fig. 10 (30 m) vil kunne oppfylle de motstridende krav ovenfor.

Den vertikale diffusjonen er først beskrevet av Gade (1970) og deretter har Stigebrandt (1976) gitt en trolig forklaring til den drivende kraften bak mekanismen. Hovedsakelig antas den vertikale omblandingen av vannmasser å skje ved at interne bølger av halvdaglig periode bryter mot hellende bunn i Vestfjorden. Da ingen interne bølger er registrert i Bunnefjorden (Gade 1970)

kan dette forklare den betydelig lavere vertikale diffusjonen i Bunnefjorden. Det er ennå ikke registrert brytende interne bølger i Vestfjorden, men dette vil hovedsakelig skje i bunnområder med langsomt hellende bunn, f.eks. ved grunnområder utenfor Bærumsbassenget i nordre Vestfjorden. Det burde i denne sammenheng være av betydning å kunne undersøke forekomsten av disse prosesser også i det aktuelle utslippsområdet.

7. SPREDNING AV AVLØPSVANN I OVERFLATELAGET, EVENTUELLE FLYTESTOFFER

Et godt rensed avløpsvann fra et mekanisk-kjemisk renseanlegg vil ikke inneholde noen synlige flytestoffer. Ved den kjemiske renseprosessen vil det også skje en vesentlig reduksjon av avløpsvannets bakterieinnhold.

Synlige flytestoffer i utløpsvannet vil derfor normalt kunne opptre i forbindelse med større uhell i driften, hvilket må anses å være en sjelden foreteelse ved et renseanlegg av denne størrelsen.

Ved normal drift vil overflatelaget kun kunne tenkes bli påvirket av en eventuell forekomst i avløpsvannet av små usynlige flytestoffer. For å avgjøre om dette vil være av praktisk betydning, foreslås det at orienterende undersøkelser utføres i laboratoriemålestokk.

Det er praktisk talt ingen risiko for opptrengning av avløpsvann med primærfortynningens konsentrasjoner til overflatesjiktet i sommerhalvåret. Hvis flytestoff eventuelt skulle følge det utgående avløpsvannet vil det imidlertid stige til overflaten pga. lavere egenvekt. Den fortsatte borttransporten vil følge den naturlige overflatefilmens bevegelser som er meget vindavhengige. Pålandsvind vil således kunne føre flytestoffer direkte inn mot land. Den horisontale diffusjonen vil spre flytestoffene på tvers av strømrretningen og derved minker konsentrasjonen ved land i takt med den økende spredningsbredden dvs. i prinsipp med avstanden mellom utslippssted og land.

Ved transport mot land vil flytestoffer kunne akkumuleres ved stranden, selv om selve strømmen snut nær land og går tilbake i spesielle returstrømmer horisontalt eller i visse tilfeller vertikalt. Bølgene som hele tiden bryter mot stranden vil medføre at spesielt sandstrender fungerer

som filter slik at overflatefilmen blir igjen mens vannet vender tilbake med bølgene. For konservative (ikke nedbrytbare) stoffer innebærer dette en økende ansamling ved stranden. For ikke-konservative (nedbrytbare) stoffer, øker konsentrasjonen med tiden mot en likevektsverdi hvor nedbrytningen skjer i samme takt som tilførselen. Til den senere gruppen hører bakterier. Bakteriernes levetid påvirkes av en mengde faktorer som lysintensitet, vann-temperatur m.m. Levetiden er studert både i felt- og laboratorieforsøk, men resultatene har vært meget varierende (Gameson 1974). Et vanlig mål på levetiden som blir brukt ut fra hygieniske aspekter er den tid det tar for 90% av bakteriene å dø (T_{90}). Med bruk av f.eks. $T_{90} = 4$ timer fås i dette tilfelle en maksimal konsentrasjon ved stranden som tilsvarer det man får for et konservativt stoff etter noen få minutter opptil høyst en time, alt avhengig av utslippets avstand fra stranden og strømhastigheten i resipienten. Dette innebærer at bakteriernes dødelighet er av stor betydning ved bedømmelse av en strands eksponeringsgrad, likesom frekvensen av strømmen mot land. Vindobservasjoner ved Fornebu 1941-50 viser at vind drevne strømmer mot land sannsynligvis forekommer i gjennomsnitt mellom 7-38% av tiden i perioden mai-september (7% er østlige vinder, mens 38% innebefatter vinder fra nord-øst og sør-øst.) (Johannessen, 1960)

Ved strømmer parallellt med stranden vil flytestoffer som følge av økende spredningsbredde fra utslippet også nærme seg land, men hovedsakelig etter en til flere kilometers avstand. Denne distanse øker også med avstanden mellom land og utslippssted. Ved kystparallelle strømmer vil det ikke skje noen egentlig akkumulasjon ved strendene forsåvidt stoffene ikke fastner ved land. De lengre transporttidene mellom land og utslippssted medfører også reduksjon i bakteriekonsentrasjonen.

For å få en noenlunde rimelig prognose for spredningen av eventuelle flytestoffer bør sammenhengen mellom vind og overflatefilmens bevegelse, samt diffusjonens betydning studeres ved feltforsøk. Derved bør også transporthastigheten inn mot land og innvirkningen av varierende strømmers innflytelse studeres ved de forskjellige utslippsalternativer.

8. UTSLIPPETS INNVIRKNING PÅ OVERFLATEVANNET VINTERSTID

Som det framgår av ovenstående og som omtalt i tidligere rapporter (NIVA 1974) vil det fortynnede avløpsvannet i visse tilfelle vinterstid kunne trenge opp i overflatelaget (se kap.4). Dette vil kunne skje i perioder med meget svak sjiktning, dvs. dårlig vertikal tetthetsgradient i vannmassen eller i sammenheng med store vertikale bevegelser i fjorden i sammenheng med dypvannsutskiftninger.

I de fleste tilfeller sammenfaller den svake sjiktningen i fjorden i tid med dypvannsutskiftninger eller mindre utskiftninger i mellomnivåer. I disse tilfellene vil store deler av indre fjords dypvann presses opp mot overflaten og transporteres ut Drøbaksundet i nivåer over 20 meters dyp. Det gamle dypvannet inneholder akkumulert avløpsvann og har for øvrig egenskaper som likner avløpsvannet i form av høyt innhold av næringssalter og lavt oksygeninnhold. I dag har også deler av fjorden hydrogensulfidholdig vann som kan medføre at f.eks. fisk innfanges og drepes av dette giftige vann under utskiftningsprosessene (NIVA 1976). Dette er forhold som vi opplever i mer eller mindre grad hvert år vinterstid eller tidlig vår og derfor vil effektene av en opptrengning av avløpsvann i overflaten i disse perioder bli meget liten i form av økt næringstilgang i overflatelaget. I stedet vil avløpsvannet i denne perioden kunne følge de utstrømmende vannmassene.

I andre tilfeller av svak sjiktning vil det fortynnede avløpsvannet kunne trenge opp i overflatelaget for kortere tid, men da hovedsakelig i de nedre deler av dette (10-20 meters dyp). Dette gjelder den øvre opptrengningsgrensen som vist i kap. 4. Fortynningsgraden på dette avløpsvann hvis det kommer til overflaten vil da være betydelig større enn primærfortynningen. Påvirkningen i nærsonen vil i prinsipp være den samme som ovenfor nevnt for flytestoffer.

9. KONKLUSJON OG ANBEFALING

Som det framgår av ovenstående prinsipielle vurderinger vil et utslipp ved alternativ III og V stort sett oppfylle de resipientmessige krav til utslippssted som var avgjørende da utslippet ved Nærness ble anbefalt. Forskjellen vil med det kjennskap vi i dag har til området, ikke være signifikant kvantifiserbare på tross av at spredningsforholdene trolig er noe bedre ved Nærness. Derimot vil det i dag ikke være mulig å vurdere alternativene nærmere land uten bedre informasjon om de prosesser som vil påvirke et slikt utslipp.

Teknisk vil alternativene nær land (I-IV) gi den beste løsningen, idet både konstruksjon og kontroll av diffusoren forenkles i forhold til de andre alternativer. Dette har betydning for driftssikkerheten, og dermed også for resipienten. Dersom de øvrige kriterier kunne bli oppfylt, ville derfor alternativ I anbefales av hensyn til driftssikkerheten.

Den samlede vurderingen blir at vi ikke vil anbefale et utslippssted innenfor alternativ III og V uten at en har studert hvilken effekt topografien kan ha på det innlagrede vannets horisontale og vertikale spredning fra et utslipp nærmere stranden. Det vil bety videre studier av de naturlige strømforhold i området, avløpsvannets egenspredning, samt spredning av eventuelle flytestoffer fra utslippssted til land.

REFERANSER

Carstens, T. & Sjøberg, S., 1969

En vurdering av kloakkutslipp innenfor Drøbaksundet.
Vassdrags- og Havnelaboratoriet 1969.

Gade, H. G., 1970

Hydrographic Investigations in the Oslofjord, a study of Water
Circulation and Exchange Processes. Geophys.Inst.Div.A.Phys.
Oceanogr. Bergen.

Gameson, A. L. H. (ed.), 1975

Discharge of Sewage from sea outfalls. Proc. of an Int. Symp.
at Church House, London, 27. august - 2. september 1974.

Göransson, C.-G. & Svensson, T., 1975

Byfjorden: Vattenomsättning. Statens Naturvårdsverk. PM 594.

Johannessen, T.W. (1960)

Monthly frequencies of concurrent wind forces and wind directions in
Norway. Climatological Summaries for Norway. Det Norske Meteorologiske
institutt, Oslo.

Long, R. L., 1974

Turbulence and Mixing Processes in Stratified Fluids.
Tech. Rep. No 6.
The John Hopkins Univ. Baltimore, Maryland.

Stigebrandt, A., 1976

Vertical Diffusion driven by Internal Waves in a Sill fjord.
Journ. of Physical Oceanography, Vol 6, No 4.

NIVA-rapporter:

1973, 0-126/72 PRA 5.7

Mixing of a jet into a stratified environment.

Saksbehandlere: B. Bjerkeng og Aage Lesjø (NIVA-Computas a.s.).

1974, 0-185/71

Undersøkelse av dyputslippsalternativer fra Renseanlegg ved Slemmestad.

Saksbehandlere: B. Bjerkeng, J. Magnusson og J. Molvær.

1976, 0-160/71

Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Toktrapport. Fiskedød i Holtekilen.

Saksbehandlere: L. Kirkerud og J. Magnusson.

IMA/KAR
5.5.1977

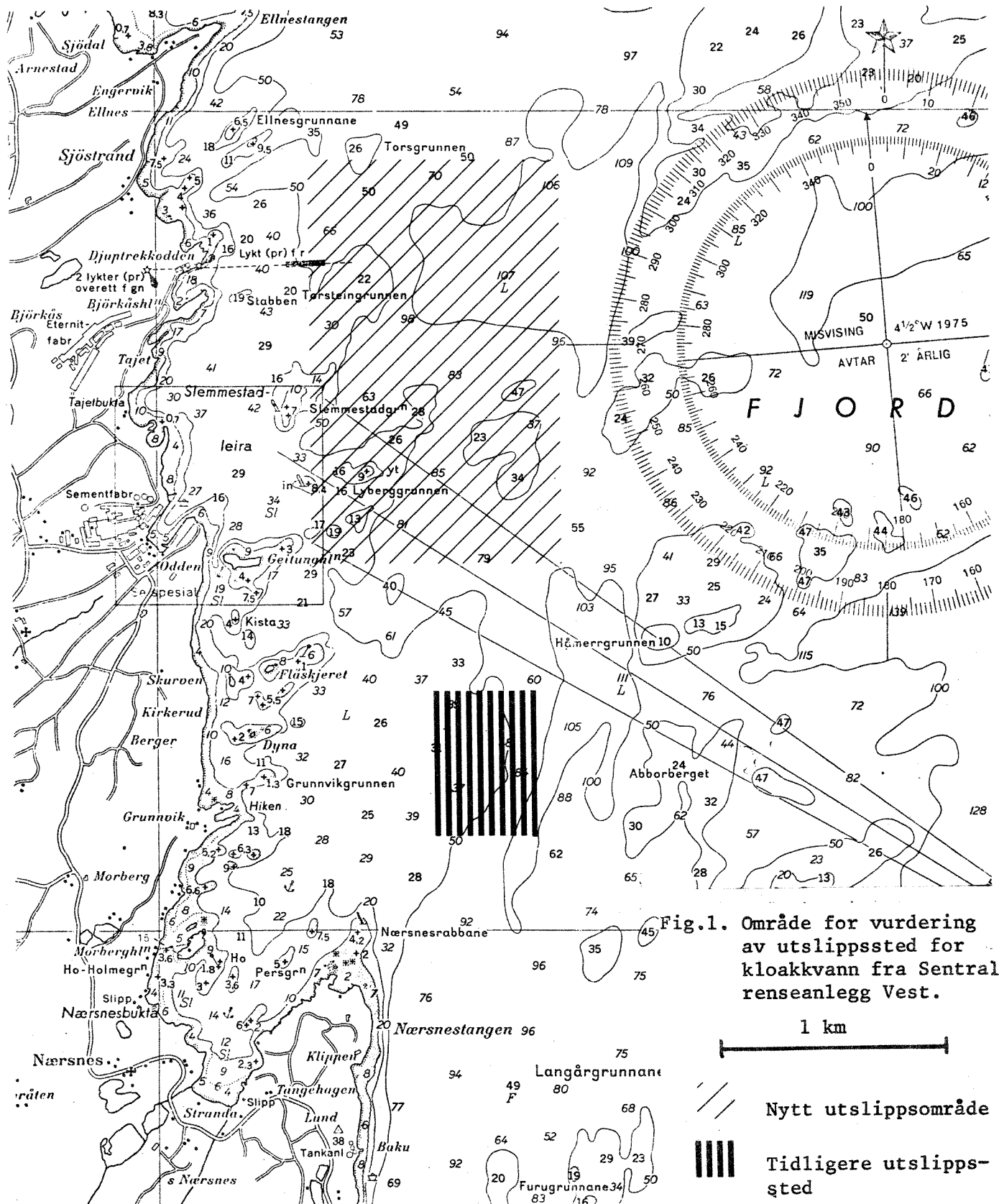


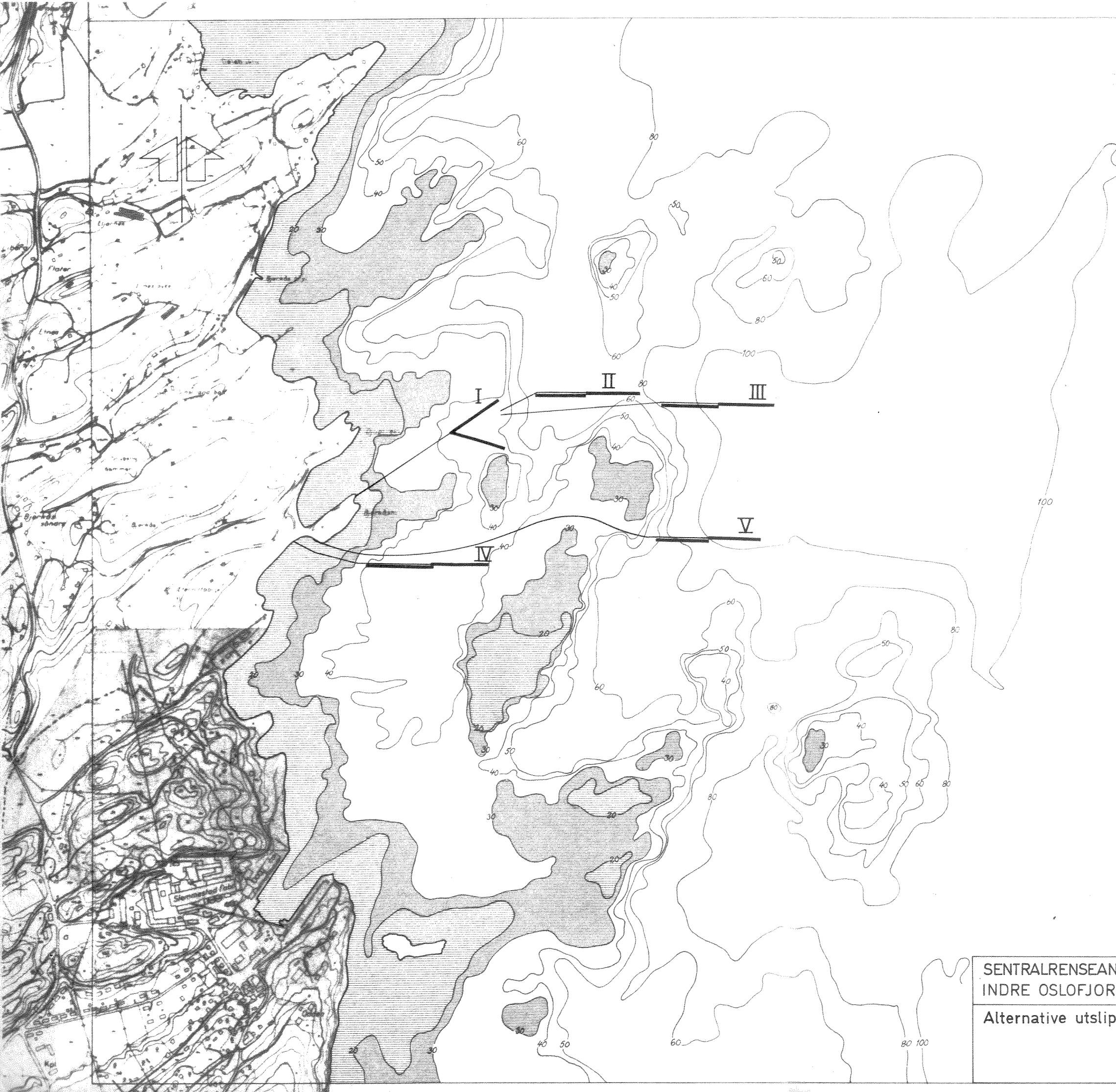


Fig.1. Område for vurdering av utslippssted for kloakkvann fra Sentralrenseanlegg Vest.

1 km



-  Nytt utslippsområde
-  Tidligere utslippssted

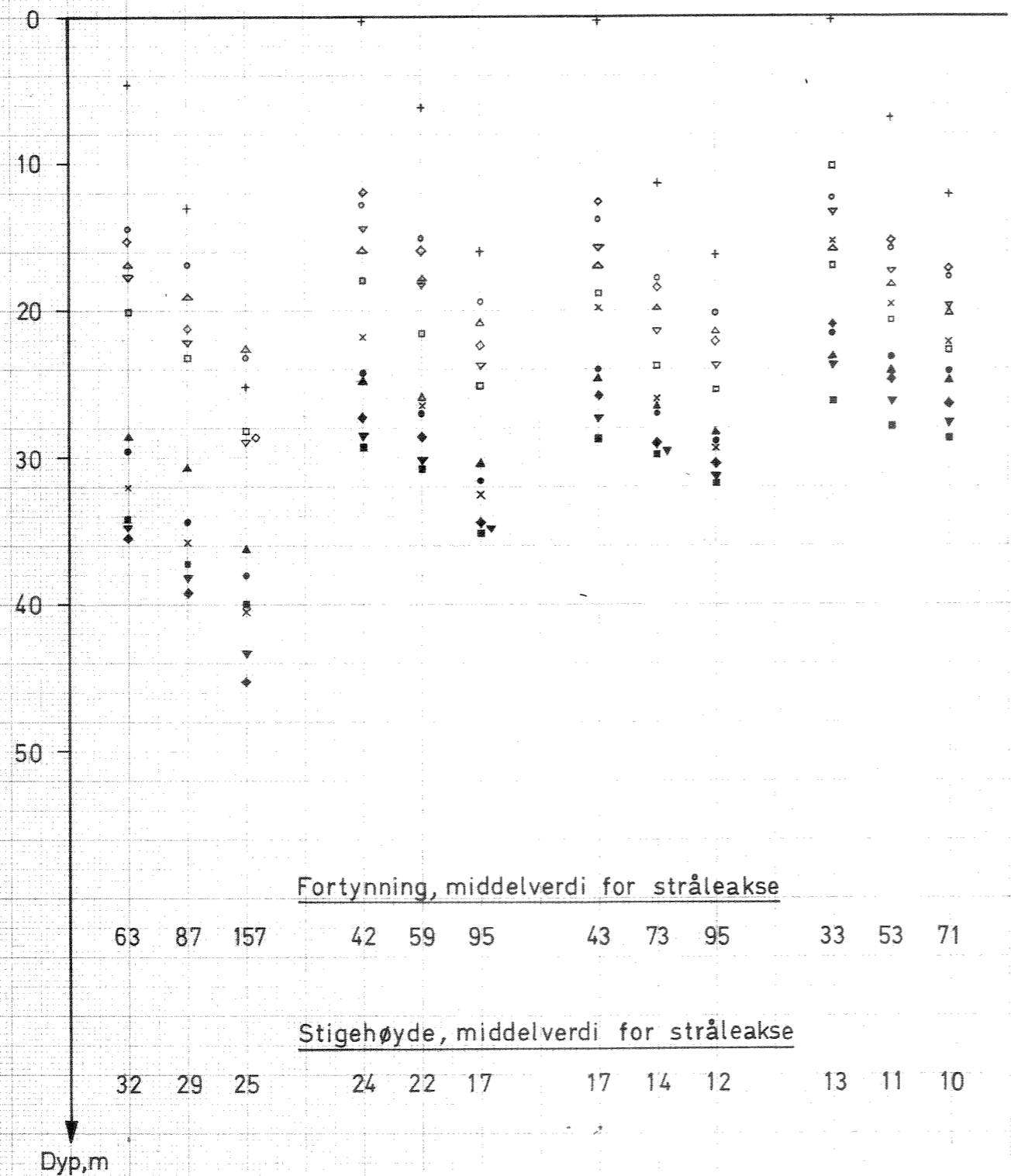


SENTRALRENSEANLEGG VEST INDRE OSLOFJORD Alternative utslippssteder	MÅL 1:10 000	DATO 26. 4. 1977	FIG 2

UTSLIPPSDYP, m 65 50 42 35

Hulldiameter, m 0,45 0,3 0,15 0,45 0,3 0,15 0,3 0,15 0,1 0,3 0,15 0,1

(nominell)



FORKLARINGER

EDB-beregninger ved NIVA med tetthetsprofiler fra feltundersøkelser i Vestfjorden.

SYMBOL		TOKT, DATO
+	x	26.1.1966
o	•	29.3.1973
△	▲	18.6.1973
□	■	25.7.1973
▽	▼	18.2.1974
◇	◆	28.6.1974
↑	↑	Innlagingsnivå strålekse
↑	↑	Høyeste mulige opptrengningsnivå ved utslippsstedet (fra energibetraktning).

Utløpshastigheten (nominell) er i alle tilfeller 1,5 m/s.

Fortynning, middelverdi for strålekse

63 87 157 42 59 95 43 73 95 33 53 71 ganger

Stigehøyde, middelverdi for strålekse

32 29 25 24 22 17 17 14 12 13 11 10 m

Dyp, m

SENTRALRENSSEANLEGG VEST
INDRE OSLOFJORD

DATO
26.4.1977

FIG
3

Innlagring og fortynning av avløpsvann ved forskjellige utslippsdyp og hulldiametre i diffusor



UTSLIPPSDYR,m

50

42

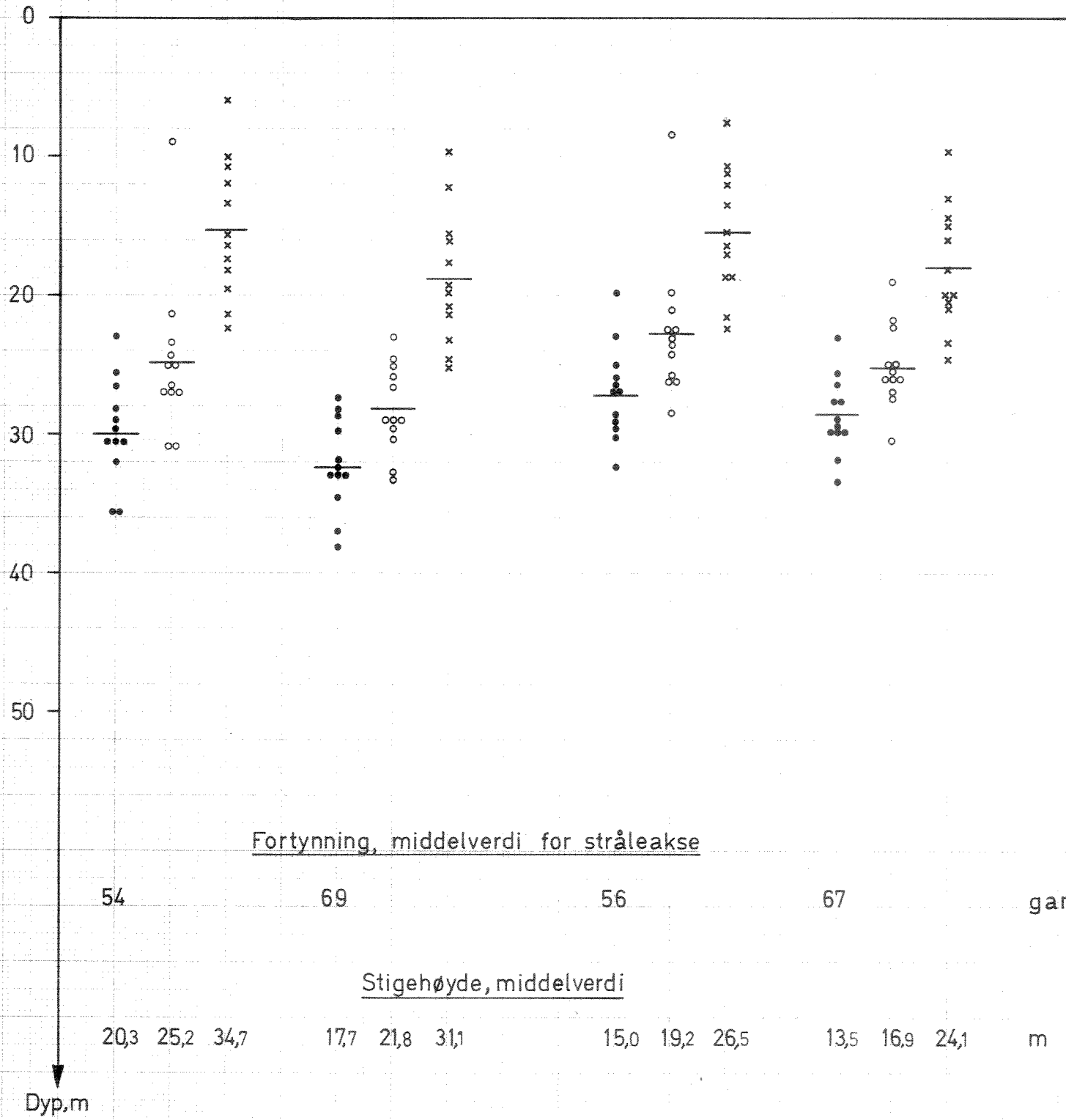
Hulldiameter, m
(nominell)

0,3

0,2

0,2

0,15



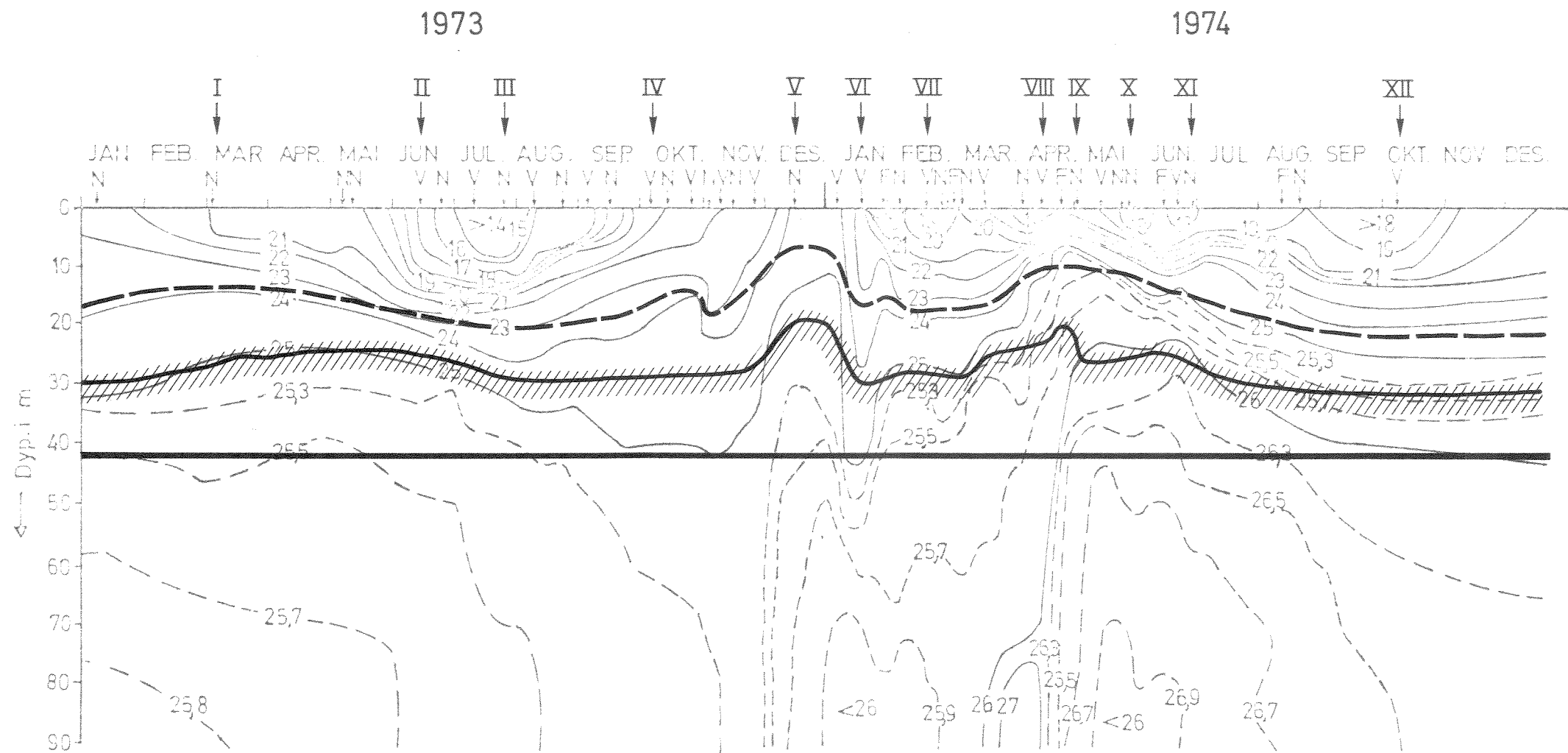
FORKLARINGER

EDB - beregninger ved NIVA med 12 tetthetsprofiler fra Vestfjorden, 1973-74
Anvendte målinger er markert med piler og romerske tall på figur 5

SYMBOL

- Innlagringsnivå stråleakse
- Høyeste opptrengningsnivå ved utslippsstedet beregnet fra antakelsene:
- Fortsatt innblanding i strålen
- × Energibetraktning, ingen fortsatt innblanding
- Middelverdi

SENTRALRENSSEANLEGG VEST INDRE OSLOFJORD Innlagring og fortynning av avløpsvann ved forskjellige utslippsdyp og hulldiametre i diffusor	DATO	FIG
	26.4.1977	4



Tetthetsvariasjonen (σ_t) ved Steilene (DK1) 1973-74

- = Linje for konstant tetthet
- = Observasjon
- F = Observasjon av Statens biologiske stasjon, Flødevigen
- N = Observasjon av NIVA
- V = Observasjon av Vassdrags og havnelaboratoriet

Avløpsvann

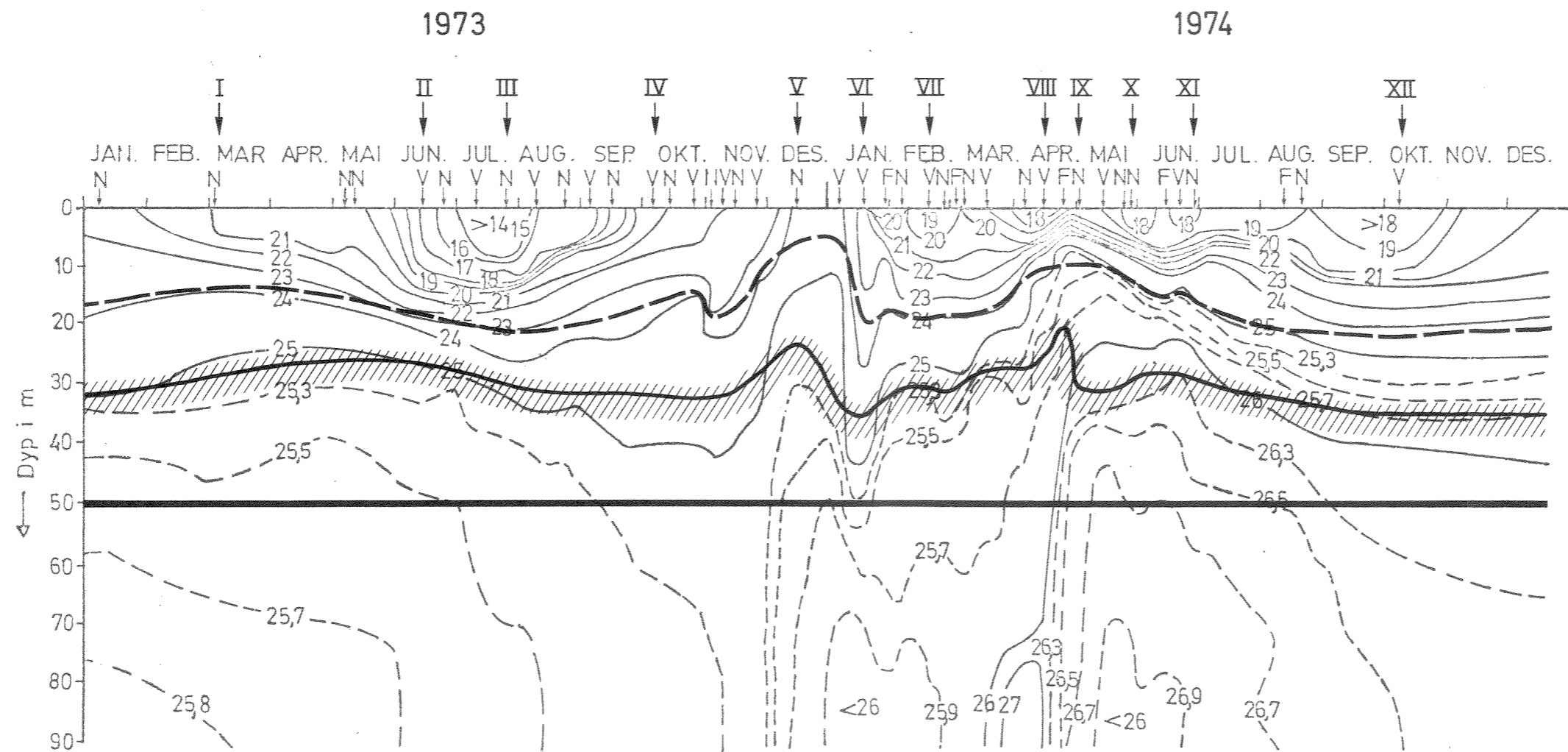
- = EDB - beregninger av NIVA
- = Utslippsnivå
- = Innlagringsnivå, stråleakse
- = Hovedsakelig innlagringssjikt
- = Høyeste mulige opptrengningsnivå ved utslippsstedet.

SENTRALRENSSEANLEGG VEST
INDRE OSLOFJORD

DATO
26. 4. 1977

FIG
5

Avløpsvannets innlagring ved utslipp på 42m dyp, hulldiameter 0,2m og utløps-hastighet 1,5 m/s.



Tetthetsvariasjonen (σ_t) ved Steilene (DK1) 1973-74

- = Linje for konstant tetthet
- = Observasjon
- F = Observasjon av Statens biologiske stasjon, Flødevigen
- N = Observasjon av NIVA
- V = Observasjon av Vassdrags og havnelaboratoriet

Avløpsvann

- = EDB - beregninger av NIVA
- = Utslippsnivå
- = Innlagringsnivå, stråleakse
- = Hovedsakelig innlagrings sjikt
- = Høyeste mulige opptreningsnivå ved utslippsstedet

SENTRALRENSSEANLEGG VEST
INDRE OSLOFJORD

DATO
26.4.1977

FIG
6

Avløpsvannets innlagring ved utslipp på
50m dyp, hulldiameter 0,3 m og utløps-
hastighet 1,5 m

UTSLIPPSDYP, m

50

42

Hulldiameter, m
(nominell)

Utløpshastighet, m/s
(nominell)

0,45 0,3 0,2 0,15

0,2

0,3 0,2 0,15 0,1

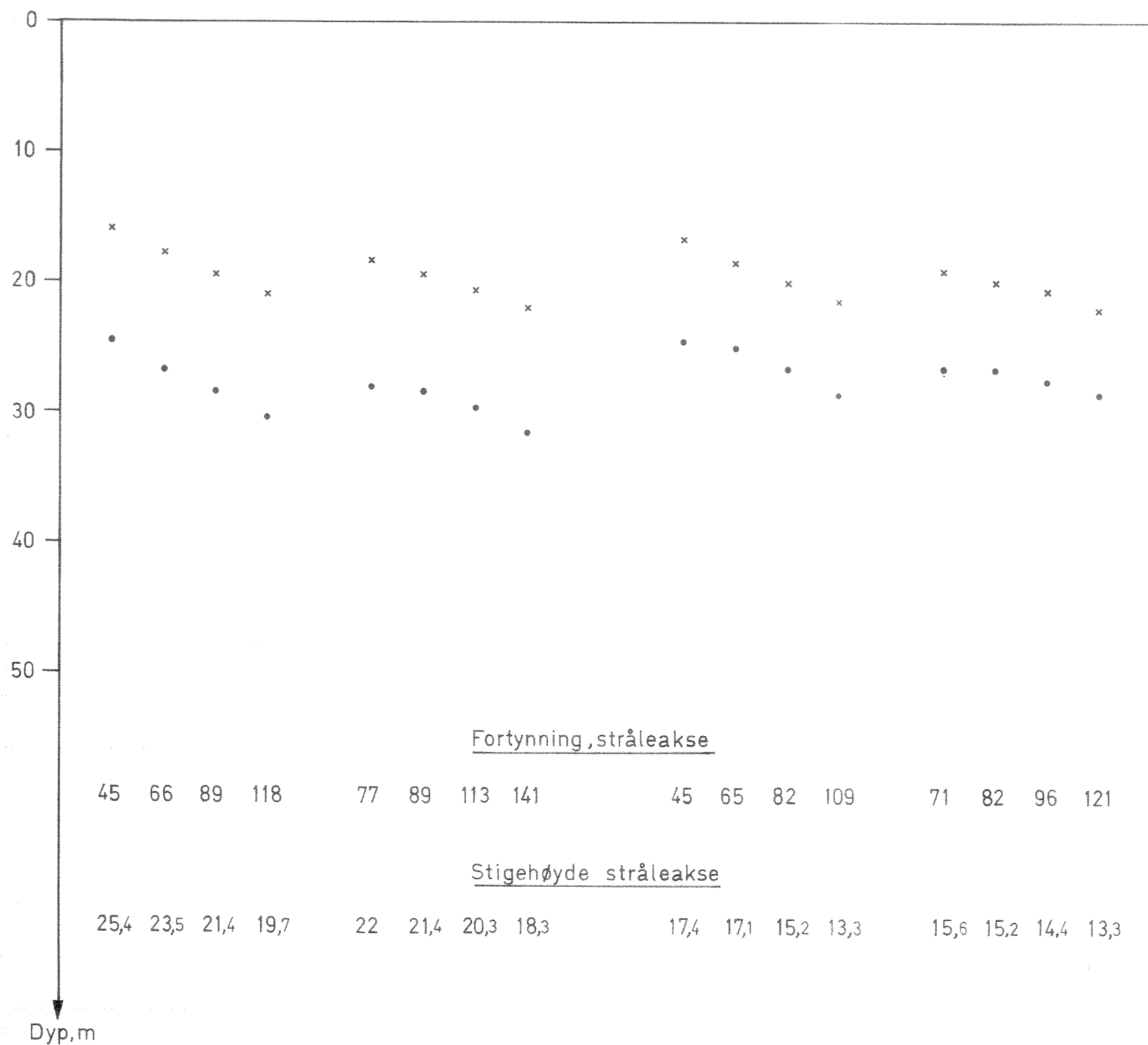
0,15

1,5

3,0 1,5 0,7 0,35

1,5

3,0 1,5 0,7 0,35



FORKLARINGER

EDB-beregninger ved NIVA med tetthetsprofil fra Vestfjorden, 18.6.1973
Tetthetssjiktningen normal for sommeren.

SYMBOL

- Innlagringsnivå, stråleakse
- x Høyeste opptrengningnivå ved utslippsstedet (fra energibetraktning)

Fortynning, stråleakse																
45	66	89	118	77	89	113	141	45	65	82	109	71	82	96	121	ganger
Stigehøyde stråleakse																
25,4	23,5	21,4	19,7	22	21,4	20,3	18,3	17,4	17,1	15,2	13,3	15,6	15,2	14,4	13,3	m

SENTRALRENSANLEGG VEST INDRE OSLOFJORD Hulldiameterens og utløpshastighetens betydning for avløpsstrålenes innlagringsdyp og fortynning	DATO 26.4.1977	FIG 7
	samfunns-teknikk GRØNER	

- Utslippsalternativ I (20-30 m dyp)
- Utslippsalternativ III (20-30 m dyp)
- Utslippsalternativ I (30-40 m dyp)
- Utslippsalternativ II (20-30 m dyp)

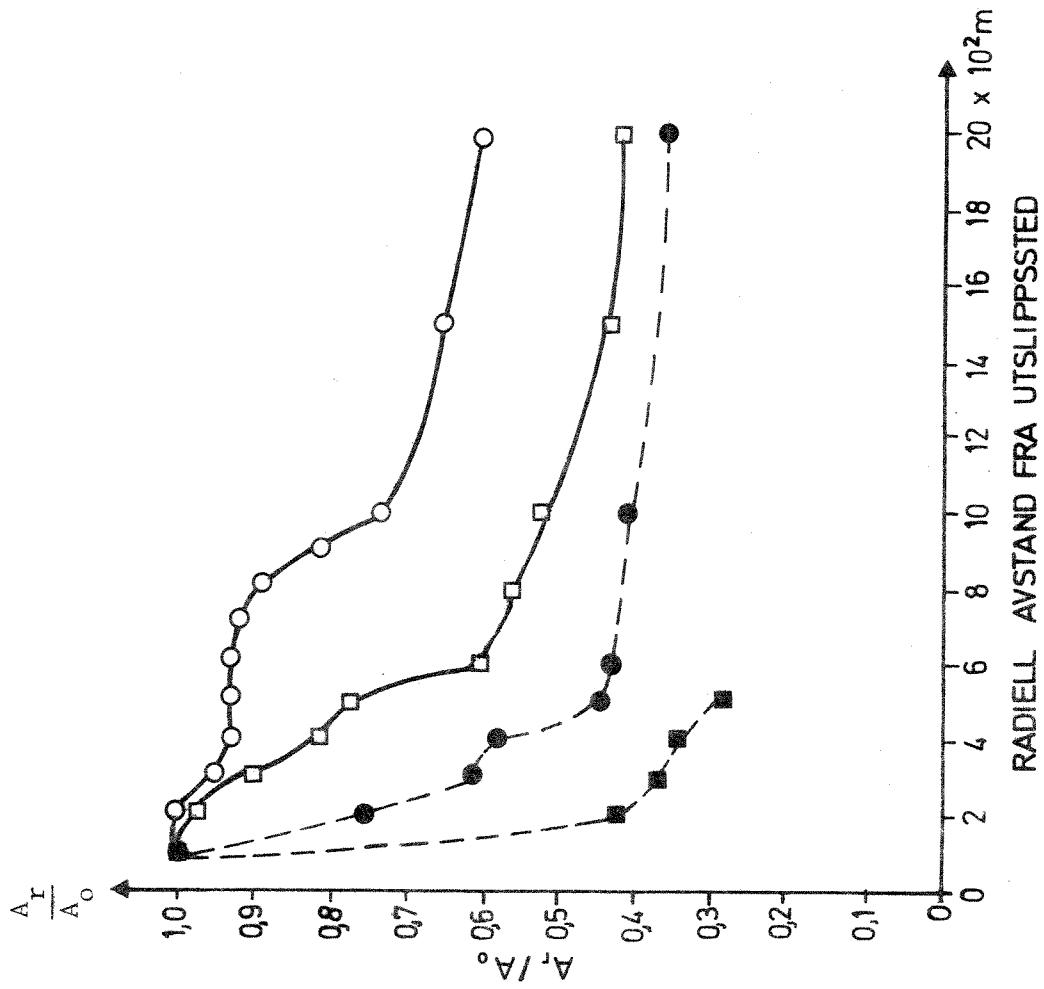


Fig. 8a. Forholdet mellom reelt spredningsareal (A_r) og teoretisk optimal spredningsareal (A_0) som funksjon av radiell avstand fra utslippssted (R).

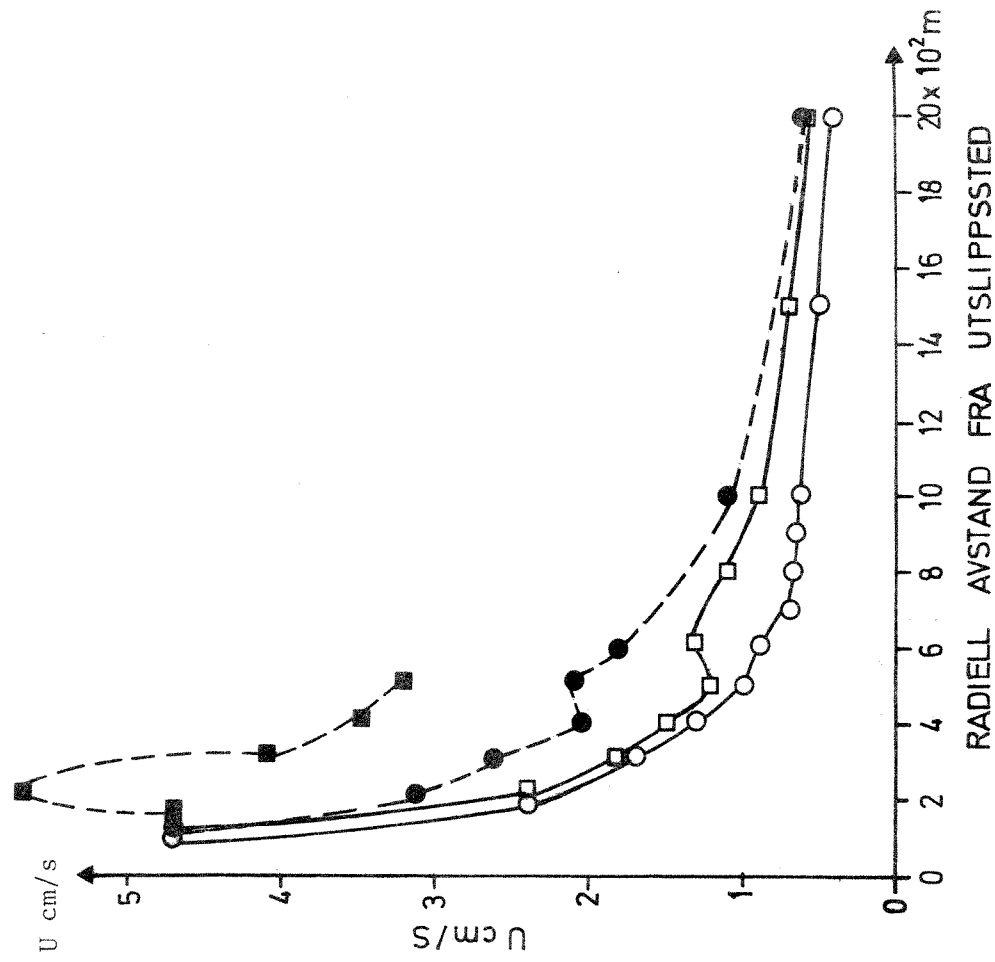


Fig. 8b. Teoretisk beregnede hastigheter (U) for et utslipp av 3 m/s, 100 ggr fortynt etter alternative utslippssted som i fig. a.

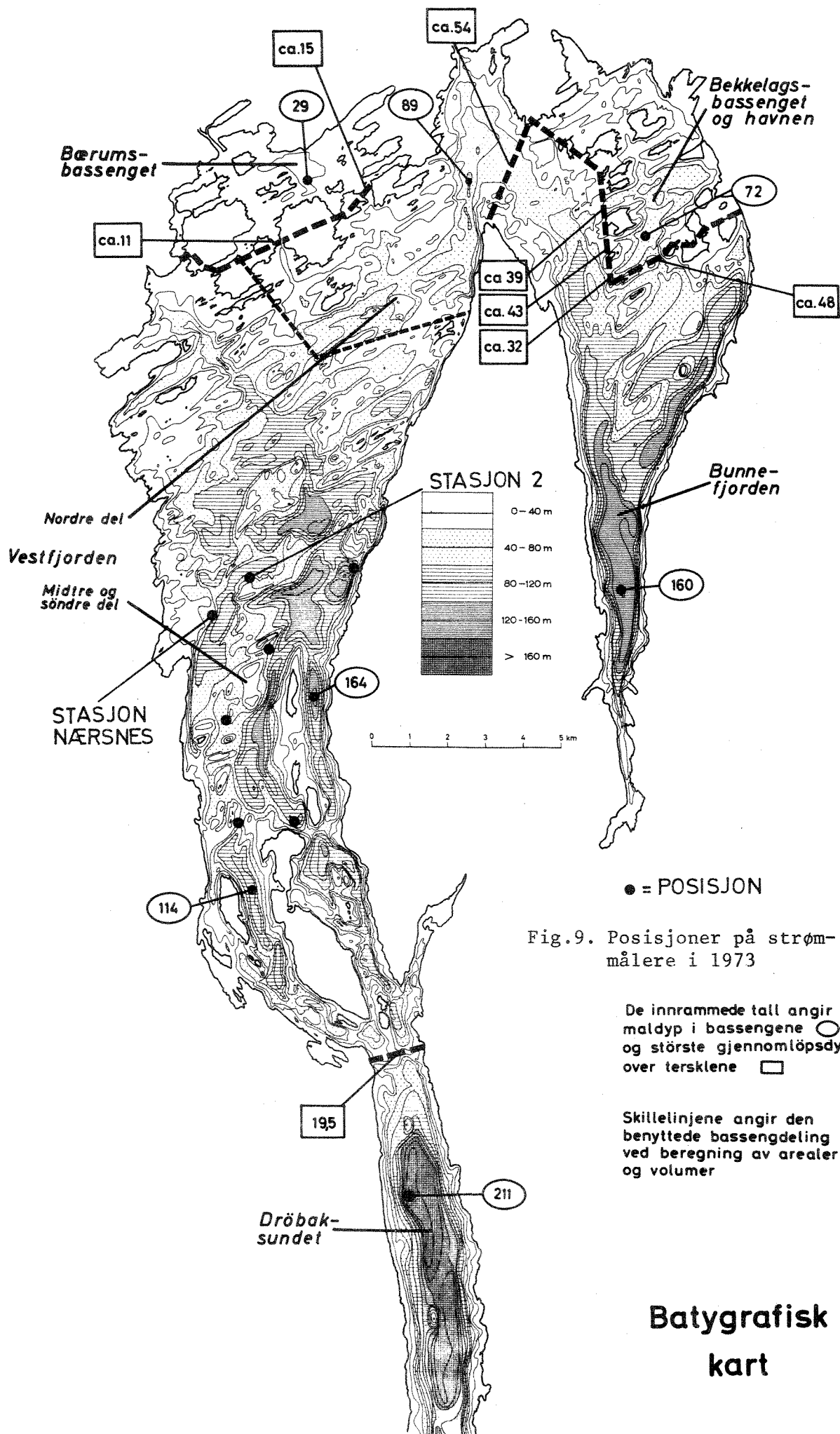
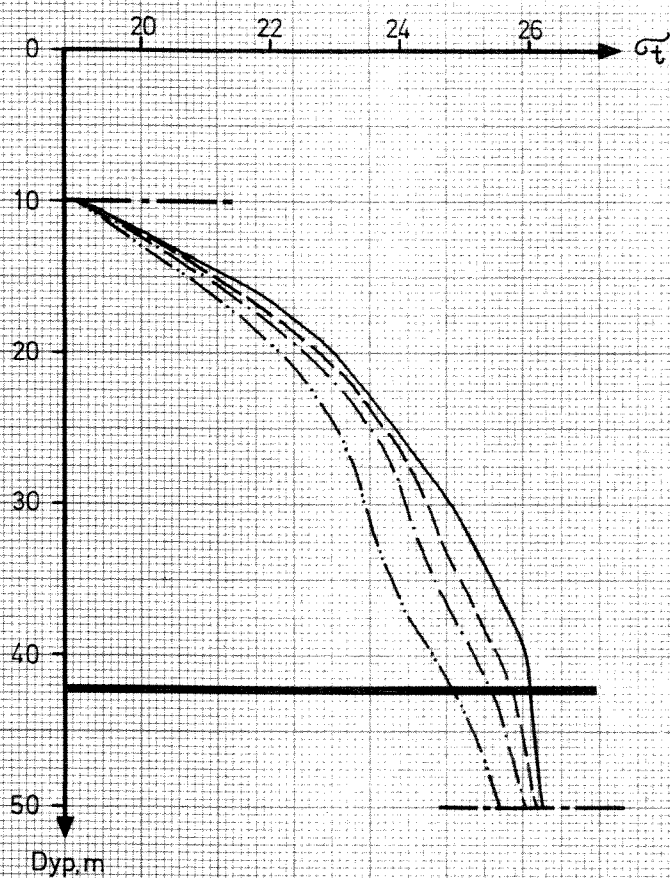
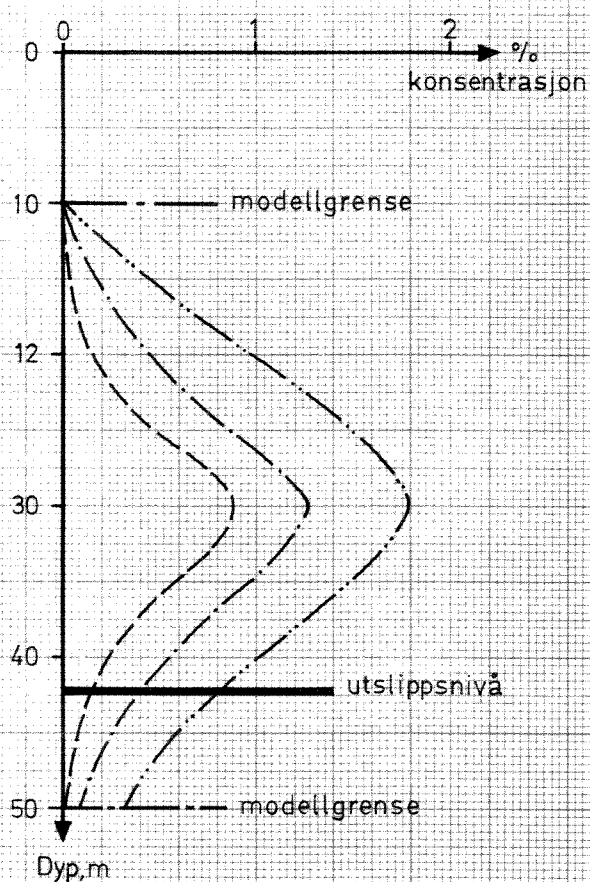


Fig.9. Posisjoner på strømmålere i 1973

TETTHET



AVLØPSVANN



FORKLARINGER

- Startverdi
- - - Etter 40 døgn
- · - Etter 80 døgn
- - - Etter 160 døgn

SENTRALRENSSEANLEGG VEST
INDRE OSLOFJORD

DATO
26. 4. 1977

FIG

10

Vannets tetthet og konsentrasjon
av avløpsvann som funksjon av avløpsvannets
lagringstid i dyplaget

samfunns

