

**Undersøkelser av
sjøresipienter i
Kristiansandsregionen**

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0 - 110/64

UNDERSØKELSER AV SJØRESIPIENTER I KRISTIANSANDSREGIONEN

Saksbehandler: Siv.ing. Svein Stene-Johansen

Medarbeidere: Ingeniør Brynjar Hals

Ingeniør Erik Ravdal

Cand.real. Jon Knutzen

Cand.real. Jan Rueness

Rapporten avsluttet mai 1971

FORORD

Undersøkelsen som har pågått i 2 år, har vært meget omfattende og satt store krav både til mannskaper og utstyr. Uten et meget godt samarbeid med Utbygningsavdelingen hos fylkesmannen i Vest-Agder samt de enkelte kommuner, ville gjennomføringen av undersøkelsen vært vanskelig. Spesielt vil vi her fremheve Kristiansand kommunes ingeniørvesen som naturlig fikk den største praktiske belastningen av de impliserte kommuner.

Fra Norsk institutt for vannforskning (NIVA) hadde ingeniør E. Ravdal ansvaret for at toktene ble gjennomført i henhold til programmet, mens ingeniør B. Hals var ansvarlig for databearbeidingen. Sivilingeniør S. Stene Johansen har vært saksbehandler for prosjektet, stått for programopplegg og koordinering av det hele samt vurdert observasjonsmaterialet og skrevet rapporten. Han har hele tiden fått god hjelp fra spesialister ved NIVA. Kapitlet om de biologiske forhold er i sin helhet skrevet av cand.real. J. Knutzen som sammen med cand.real. J. Rueness har foretatt undersøkelsen.

Det er å beklage at rapporten ble noen måneder forsinket, men dette skyldes at saksbehandler måtte tiltre et U-hjelps oppdrag i Kenya i juli 1970. Tiden mellom undersøkelsens slutt og juli måned var imidlertid for knapp. Det er å håpe at forsinkelsen ikke har skapt problemer.

Nairobi i mars 1971

Svein Stene Johansen
sign.

INNHOILDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	
1. INNLEDNING	10
2. GENERELL BESKRIVELSE AV OMRÅDET	11
2.1 Definisjoner	11
2.2 Geografiske forhold	12
2.2.1 Generelt	12
2.2.2 Arealdisponering	14
2.2.3 Bosetting	15
2.3 Klimatiske forhold	21
2.3.1 Generelt	21
2.3.2 Nedbør	21
2.3.3 Temperatur	21
2.3.4 Vindforhold	21
2.3.5 Barometriske forhold	23
2.4 Hydrologiske forhold	23
2.4.1 Avrenning	23
2.5 Tilførsler av avløpsvann	25
2.5.1 Kristiansand kommune	25
2.5.2 Vennesla kommune	29
2.5.3 Søgne kommune	29
2.5.4 Sogndalen kommune	31
3. GENERELL BESKRIVELSE AV RESIPIENTEN	31
3.1 Bathygrafi	31
3.2 Tidevann	35
4. TIDLIGERE UNDERSØKELSER OG UTREDNINGER	36
4.1 NIVA-undersøkelser	36
4.2 Universitetets undersøkelser	36
4.3 Fiskeridirektoratets undersøkelser	37
4.4 Tekniske rapporter	37
5. RESIPIENTUNDERSØKELSENS OPPLEGG OG GJENNOMFØRING	38
5.1 Arbeidsprogram	38
5.1.1 Rutineundersøkelser for resipient- områdene K og S	39
5.1.2 Spesialundersøkelser	40

	Side:
5.2 Analysemetoder	41
5.2.1 Salinitet og temperatur	41
5.2.2 Oksygen	41
5.2.3 Fosfor	41
5.2.4 Nitrat	42
5.2.5 Bundet og fri ammonium (BFA)	42
5.2.6 Lignosulfonsyre (SSL)	42
5.2.7 Farge	42
5.2.8 Turbiditet	42
5.2.9 Siktedyp	42
5.3 Bearbeiding	43
6. VURDERING AV OBSERVASJONSMATERIALET	44
6.1 Vannutskiftning og vannfornying	44
6.1.1 Generelt	44
6.1.2 Tidevannsvariasjoner	45
6.1.3 Vinddrift	48
6.1.4 Den estuarine sirkulasjon	67
6.1.5 Tetthetsstrømmer	72
6.1.6 Vertikalsirkulasjonen	77
6.2 Andre fysiske og kjemiske egenskaper	78
6.3 Biologiske forhold	79
6.3.1 Generelt	79
6.3.2 Metodikk	79
6.3.3 Vurderinger med konklusjon	82
7. SAMMENDRAG OG DISKUSJON	86
8. TEKNISKE TILTAK	90
8.1 Generelt	90
8.1.1 Forurensningsformer	90
8.1.2 De viktigste forurensningskilder	91
8.1.3 Prinsipper for rensing av avløpsvann	93
8.1.4 Kostnadsvurdering av ulike rense- tekniske tiltak	101
8.1.5 Slambehandling	102
8.1.6 Avløpsvannets fortynning i resipient	106

	Side:
8.2 Prinsipielle løsninger	109
8.2.1 Generelt for undersøkelsesområdet	109
8.2.2 Kristiansand kommune	110
8.2.3 Vennesla kommune	117
8.2.4 Søgne kommune	118
8.2.5 Sogndalen kommune	120
8.3 Andre tiltak	120
8.3.1 Rencvasjon	120
9. LITTERATURLISTE	123

TABELLFORTEGNELSE:

Tabell nr.:		Side:
2.1	Arealdisponering i kommuner helt eller delvis innenfor resipientområde K	14
2.2	Arealdisponering i kommuner som er berørt av resipientområde S	14
2.3	Fremherskende vindretninger	23
6.1	Midlere tidevannsutskiftning pr. døgn	48
6.2	Overflatestrøm som følge av vinddrift	50
6.3	Organismer registrert i fjæra og på grunt vann i Kristiansand havn og tilgrensende fjordområder 23-25/9 1968	81
8.1	Effekt av ulike rensemetoder	102
8.2	Belastning på de ulike resipientavsnitt	118
8.3	Data for dypvannsutslipp	121

- o -

FIGURFORTEGNELSE:

Figur nr.:		
2.1	Kristiansandregionens resipienter. Oversiktskart	13
2.2	Midlere månedlig nedbørhøyde for Kjevik	17
2.3	Pentademidler av nedbør for Kjevik	18
2.4	Pentademidler av temperatur for Kjevik	18
2.5	Vindstyrke og vindretning for Kjevik	19
2.6	Vindstyrke og vindretning for Oksøy	19
2.7	Vindobservasjoner for Kjevik 1941-1950	20
2.8	Vindobservasjoner for Oksøy 1941-1950	20
2.9	Vindobservasjoner for Kjevik juli 1968 - mars 1970	22
2.10	Vindobservasjoner for Oksøy juli 1968 - mars 1970	22
2.11	Vannstand ved Ålefjær	24
2.12	Vannstand ved Vestrehavnen Lufttrykk i mb. ved Kjevik	24

Figur nr. :		Side:
2.13	Avløp for Otra i mill. m ³ pr. mnd. for perioden 1931 - 1960	26
2.14	Avløp for Topdalselva i mill. m ³ pr. mnd. for perioden 1931 - 1960	26
2.15	Avløp for Otra og Topdalselva. Måneds- og pentademidler i m ³ /s for perioden mai 1968 - april 1970	27
2.16	Kristiansandregionens resipienter. Utslipp av avløpsvann	28
2.17	Vennesla kommune. Utslipp av avløpsvann	30
3.1	Kristiansandregionens resipienter. Dybdekart	32
3.2	Resipientområde K. Vannvolum i mill. m ³	33
6.1	Tideamplityder for Havna Kristiansand og Ålefjær	47
6.2a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 28/5 1968	53
6.2b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 28/5 1968. Dybde 0-3 m	54
6.3a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 2/7 1968	55
6.3b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 2/7 1968. Dybde 0-3 m	56
6.4a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 20/8 1968	57
6.4b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 20/8 1968. Dybde 0-3 m	58
6.5a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 21/10 1968	59
6.5b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 21/10 1968. Dybde 0-3 m	60
6.6a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 15/1 1969	61
6.6b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærffj., Topdalsffj. og Kristiansandsffj. 15/1 1969. Dybde 0-3 m	62

Figur nr.:		Side:
6.7a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærfj., Topdalsfj. og Kristiansandsfj. 18/3 1969	63
6.7b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærfj., Topdalsfj. og Kristiansandsfj. 18/3 1969. Dybde 0-3 m	64
6.8a	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærfj., Topdalsfj. og Kristiansandsfj. 24/6 1969	65
6.8b	Salinitetsobservasjoner for Ålefjærfj., Topdalsfj. og Kristiansandsfj. 24/6 1969. Dybde 0-3 m	66
6.9	Otra. Isopleter for salinitet, hastighetsprofiler 4/7 1968	68
6.10	Otra. Isopleter for salinitet, hastighetsprofiler. 19/3 1969	68
6.11	Otra. Isopleter for salinitet, hastighetsprofiler 7/5 1969	68
6.12	Innblanding av sjøvann i Otra	69
6.13	Overflateisopleter for salinitet Kristiansandsfjorden. 21/10 1968	70
6.14	Overflateisopleter for salinitet Kristiansandsfjorden. 29/6 1968	71
6.15	Ukentlige salinitetsobservasjoner i undersøkelsesperioden. Stasjon K	74
6.16	Hastigheter og retninger samt salinitet ved Varoddbrua 27/6 1969	75
6.17	Vindinduserte hastigheter	76
6.18	Hastigheter forårsaket av tetthetsstrømmer over en terskel	76
6.19	Hastigheter forårsaket av ordinære tetthetsstrømmer	76
6.20	Kristiansandregionens resipienter. Observasjonssteder ved befaring med prøveinnsamling av biologisk materiale 23-25/9 1968	80
8.1-1	Avløpsvannets sammensetning	98
8.1-2	Mekanisk rensing	98
8.1-3	Biologisk rensing	98
8.1-4	Kjemisk rensing - Direktfelling	98
8.1-5	Biologisk/kjemisk rensing - Simultanfelling	100
8.1-6	Biologisk/kjemisk rensing - Etterfelling	100

Figur nr.:		Side:
8.1-7	Relativt slamvolum som funksjon av vanninnholdet	107
8.1-8	Behandling og disponering av slam	107
8.1-9	Eksempel på prosentvis kostnadsfordeling ved behandling av slam	107
8.2-1	Soneinndeling ifølge vannkvalitet	111
8.2-2	Kristiansandregionens resipienter. Planlagte fremtidige dypvannsutslipp år 2000	122

1. INNLEDNING

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble i brev fra Regionplanrådet for Kristiansand og omland, datert 13. oktober 1964, bedt om å komme med et forslag til et program for undersøkelse av kloakkvannsresipientene i Kristiansandsregionen. Bakgrunnen for henvendelsen var Regionplanrådets vedtak av 12. juli 1964 med følgende ordlyd:

"Vann- og kloakkutvalget gis fullmakt til å oppta fornyet kontakt med NIVA med det formål å tilrettelegge et program med tilhørende kostnadsoverslag for områdets fremtidige avkloakking".

Før et programforslag kunne oversendes, var det nødvendig med omfattende forundersøkelser og befaringer. I mai 1967 var imidlertid det endelige programforslaget klart, og i løpet av våren 1968 ble forslaget godkjent av de impliserte kommuner, Kristiansand kommune, Vennesla kommune, Sogna kommune og Sogndalen kommune.

Selve undersøkelsen skulle ta 2 år, og den ble påbegynt i mai 1968 og avsluttet i april 1970. Deretter skulle observasjonsmaterialet bearbejdes. Noen tidsramme for den ferdige rapport ble ikke gitt, men det har fra saksbehandlers side vært antydnet 31.12.1970. Det er imidlertid blitt presisert overfor de enkelte kommuner at de kunne ta direkte kontakt med NIVA dersom det oppsto spesielle problemer som observasjonsmaterialet kunne bidra til å løse. Flere kommuner har da også benyttet seg av dette.

Rapporten inneholder i alt 8 kapitler. For å forstå observasjonsmaterialet fant vi det nødvendig å ta med en generell beskrivelse av nedbørfelt, kapt. 2, samt resipientene, kapt. 3.

Da vi har hatt stor nytte av tidligere undersøkelser og utredninger i områdene, er disse nevnt i kapittel 4. Resipientundersøkelsens opplegg og gjennomføring er behandlet i kapittel 5, som er av vesentlig betydning for å forstå og tolke observasjonsmaterialet riktig.

På grunn av det omfattende og store observasjonsmaterialet var det praktisk å sette dataene inn på EDB-bånd. Dataene er derfor tilgjengelige i EDB-utskrifter som arkiveksemplar fra NIVA. Den EDB-utskriften som er av størst praktisk interesse, vil også bli tilgjengelig ved Utbygningsavdelingen for Vest-Agder fylke. Samtlige utskrifter kan imidlertid lånes fra NIVA om dette er ønskelig.

Kapittel 6, Vurdering av observasjonsmaterialet, er kjernen i rapporten. Vi har her forsøkt så lettfattelig som mulig å beskrive de enkelte utskiftningsprosesser og deres størrelsesorden.

Kapittel 7 er et sammendrag og en diskusjon av det foregående og danner utgangspunkt for kapittel 8, Praktiske løsninger.

Her forsøker vi først generelt å forklare forurensningsproblemene, og hvorledes disse kan løses. Dette er ment som en orientering slik at man kan være i stand til å diskutere de enkelte løsninger som foreslås. Vi har lagt spesiell vekt på underkapitlet om utslippsarrangementer, da en riktig utformet utslippsanordning er av vesentlig betydning for løsning av resipientens forurensningsproblemer. Vi har også tatt for oss de praktiske løsninger mer detaljert; men vi har ikke hatt anledning til å kostnadsberegne de foreslåtte tiltak. Vi har måttet nøye oss med overslagsberegninger for de større tiltakene.

2. GENERELL BESKRIVELSE AV OMRÅDET

2.1 Definisjoner

Resipientområdet K

Resipientområdet ved Kristiansand, se figur 2.1, er definert som fjordsystemet nord for en linje trukket over Flekkerøy, Oksøy fyr, Grønningen fyr og Randøy, og blir i denne rapporten nevnt som resipientområde K.

Fjordsystemet mellom resipientområdets begrensningsslinje i sør og en linje tenkt trukket mellom Gleodden og Smedholmen kalles i rapporten for Kristiansandsfjorden. Både Østrehavnen og Vestrehavnen er her regnet til Kristiansandsfjorden.

Den del av fjordsystemet nord for Kristiansandsfjorden og frem til Kjevik, er definert som Topdalsfjorden, mens fjordsystemet videre nordover er definert som Ålefjærfjorden.

Resipientområdet S

Resipientområdet ved Søgne, se figur 2.1, er definert som kystfarvannet nord for en linje trukket mellom øyene Okse, Borøy, Skarpøy, Monsøy, Tjamsøy og Torstenneset.

Fra vest finner man Torvefjorden, Høllefjorden, Kussevikfjorden og Sandvikdalsfjorden.

2.2 Geografiske forhold

2.2.1 Generelt

Forholdene i resipientområdene er i sterk grad betinget av de geografiske og klimatiske forhold i de respektive nedbørfelt. Vi har derfor i denne rapport kort forsøkt å beskrive de forhold som kan være av interesse for vurderingen av resipientforholdene ved Kristiansand og Søgne.

Resipientområdet K har et nedbørfelt på 5.789 km^2 hvorav Otras nedbørfelt utgjør 3.806 km^2 eller ca. 66%, og Topdalselvas nedbørfelt 1.815 km^2 eller ca. 31% av det totale nedbørfelt.

Resipientområdets nedbørfelt ligger i grunnfjellsområdet, og fjellgrunnen består vesentlig av gneisbergarter, gneisgranitter og granitt. Det finnes også enkelte forekomster av kambro-siluriske bergarter.

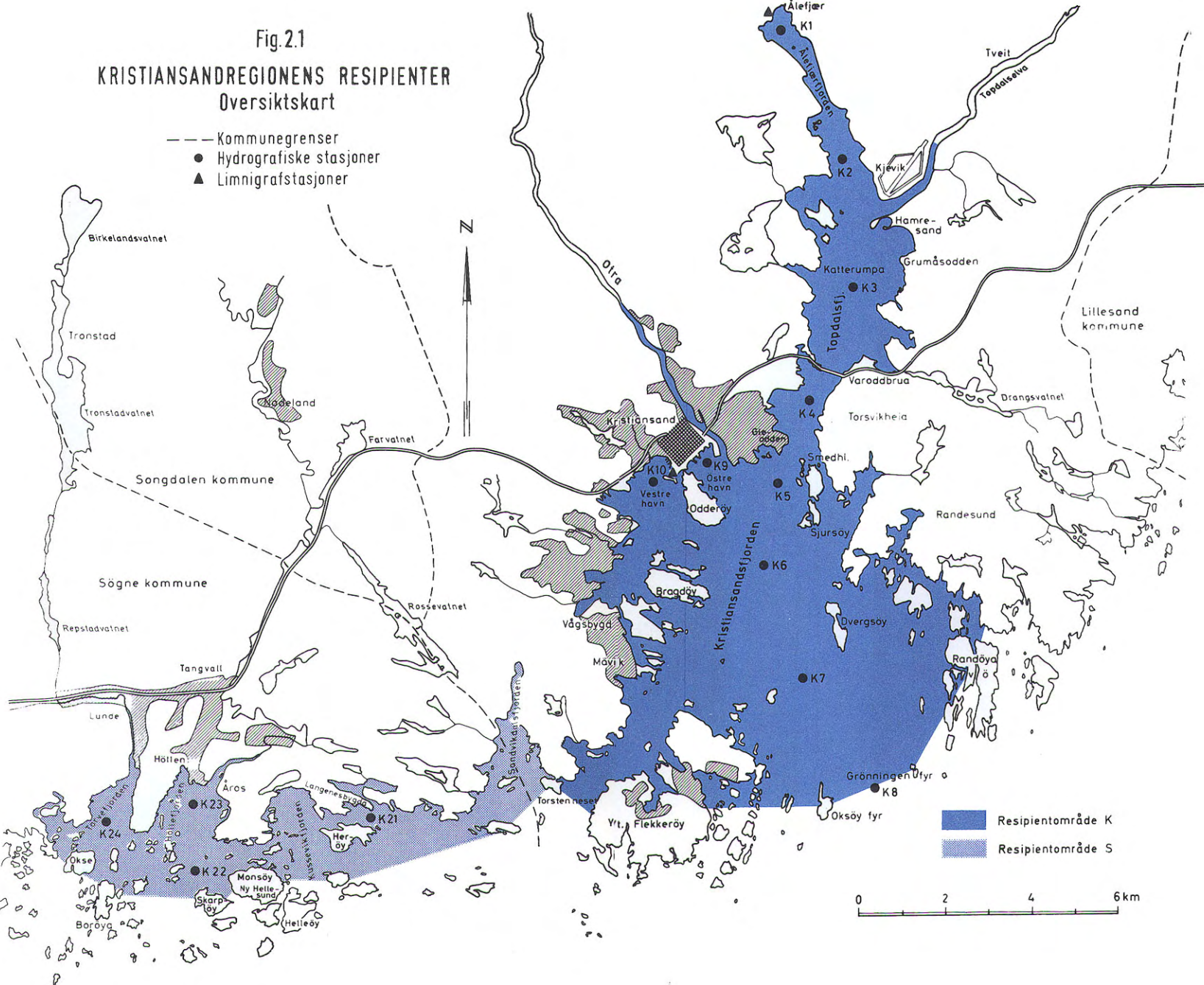
Nedbørfeltet strekker seg over 200 km nordover i Setesdalen og består vesentlig av skogkledte åser og heier som går over i høyfjellspartier. Nedbørfeltet er rikt på fjorder og innsjøer som for en stor del er regulert.

Avrenningsvannet fra nedbørfeltet er som følge av de geologiske forhold noe surt og saltfattig.

Fig.2.1

KRISTIANSANDREGIONENS RESIPIENTER
Oversiktskart

- Kommunegrenser
- Hydrografiske stasjoner
- ▲ Limnigrafstasjoner



Resipientområdet S har et nedbørfelt på ca. 450 km² hvorav Lundevassdragets nedbørfelt utgjør 78 km² eller ca. 20% og Søgne-Sogndalselvas nedbørfelt 194 km² eller ca. 48%.

Også dette nedbørfelt er rikt på innsjøer, hvorav Trondstadvatn er påtenkt som hovedvannforsyningskilde for Kristiansandregionen. Dette betyr at Lundeeelva vil bli regulert.

2.2.2 Arealdisponering

Arealdisponeringen i nedbørfeltet fremgår grovt av tabell 2.1 og av tabell 2.2

Tabell 2.1. Arealdisponering i kommuner helt eller delvis innenfor resipientområde K.

Vann	423 km ²
Jordbruk	72 "
Produktiv skog	1.504 "
Annet x)	4.658 "
Totalt	6.658 km ²

hvorav 5.789 km² tilhører resipientområdet K.
x) Boligstrøk, myr, løvskog, uproduktiv skog, fjellbeiter og snaufjell.

Tabell 2.2. Arealdisponering i kommuner som er berørt av resipientområde S.

Vann	19 km ²
Jordbruk	22 "
Produktiv skog	237 "
Annet	126 "
Totalt	405 km ²

2.2.3 Bosetting

Kristiansand kommune

Generalplanen for Kristiansand, datert mars 1969, regner med følgende befolkningsøkning:

1970	ca. 57.000 personer
1975	" 63.000 "
1980	" 69.000 "
1985	" 75.000 "
1990	" 82.000 "
1995	" 89.000 "
2000	" 96.000 "

Det er særlig Vågsbygdområdet og Randesundsområdet som Generalplanen mener bør utbygges for boligformål. For disse to områder er det antatt følgende befolkningsutvikling:

<u>Området</u>	<u>1970</u>	<u>1985</u>	<u>Fullt utbygd</u> x)
Vågsbygd	12.000	20.000	25.000
Randesund	2.500	8.000	50.000

Søgne kommune

Generalplanundersøkelsen av 1964 for Søgne kommune regner med følgende befolkningsøkning:

1964	ca. 4.300 personer
1980	" 5.200 "
1995	" 10.000 "
2000	" 12.000 "

Avløpsplanen for Søgne, utarbeidet av siv.ing. Aage O.W. Lindboe A/S, april 1967, har fordelt befolkningen på sannsynlige avløpssoner. Belastningen på de enkelte resipientavsnitt er tatt med i pkt. 2.5.3.

x) De eksisterende og fremtidige belastninger av resipientavsnittene er behandlet i kapittel 2.

Sogndalen kommune

De befolkningstall som er angitt nedenfor, er hentet fra siv.ing. Aage O.W. Lindboe A/S rammeplan for kloakk for Sogndalen kommune, datert 30. desember 1966. I rammeplanen er det tatt med en prognose for den fremtidige utvikling i hele Sogndalen kommune, og i de sentrale deler.

<u>Området</u>	<u>1966</u>	<u>1985</u>	<u>1999</u>
Tidligere Greipstad kommune	2.000	3.500	5.000
Sogndalen kommune	2.900	4.700	6.700
Sentrale deler av Sogndalen kommune	1.650	3.500	5.400

Bebyggelsen i store deler av kommunen er til dels meget spredt, og det er bare avrenningen fra tettsteder som er av interesse for vår vurdering.

Vennesla kommune

De befolkningstall som er angitt nedenfor, er hentet fra Statistisk Sentralbyrå's folketelling pr. 1. november 1960 med prognose over folketallet frem til 1980.

<u>Området</u>	<u>1960</u>	<u>1970</u>	<u>1980</u>
Vennesla	6.162		
Vikeland/Grovane	316		
Moseid	110		
Samkom	236		
Sum	6.824	8.838	11.397

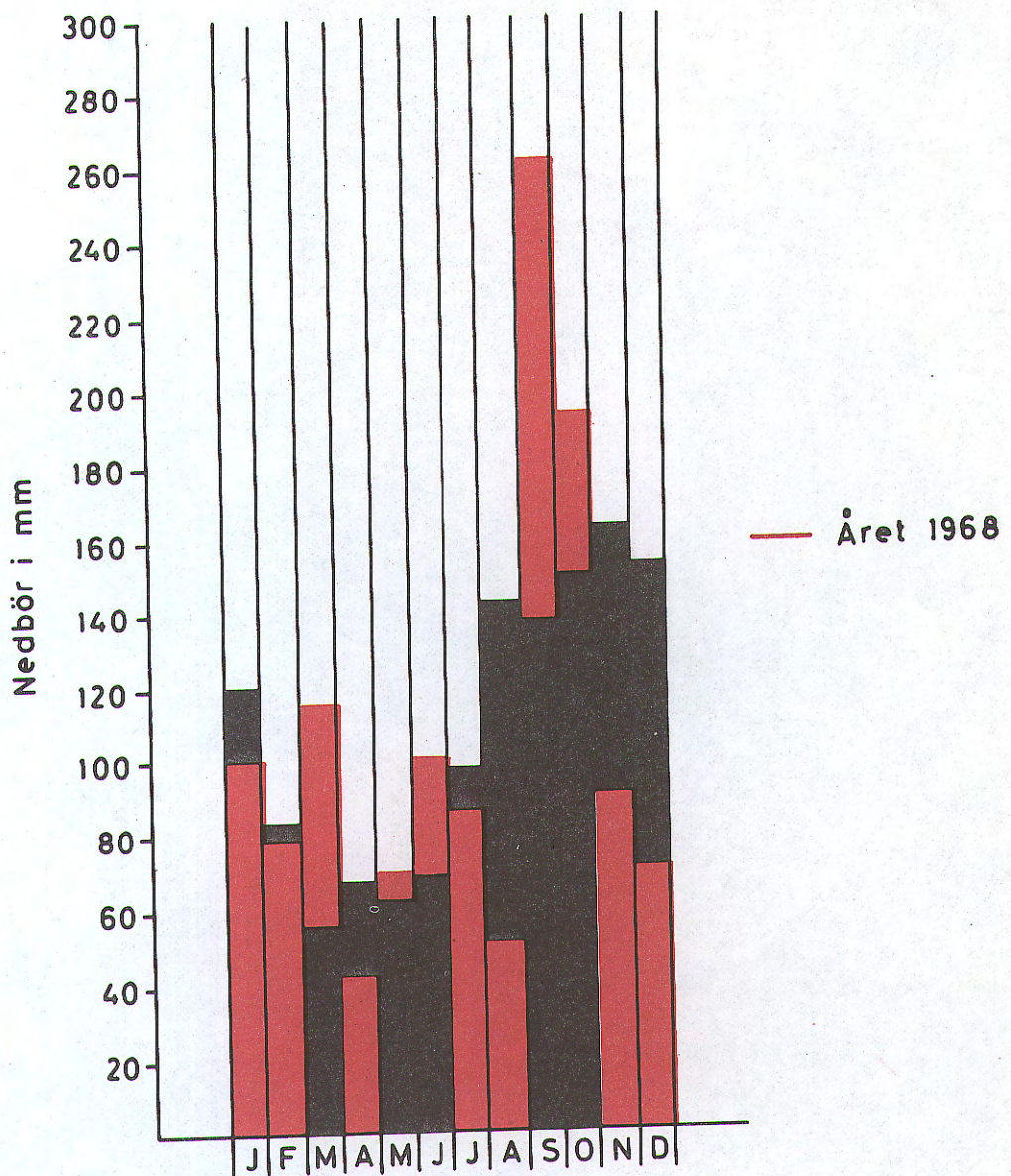


Fig. 2.2
 Midlere månedlig nedbörshöjde
 for Kjevik metr. stasjon
 i normalperioden 1931-1960

Fig. 2.5
Vindstyrke og vindretning for Kjevik
Mai 1968-april 1970

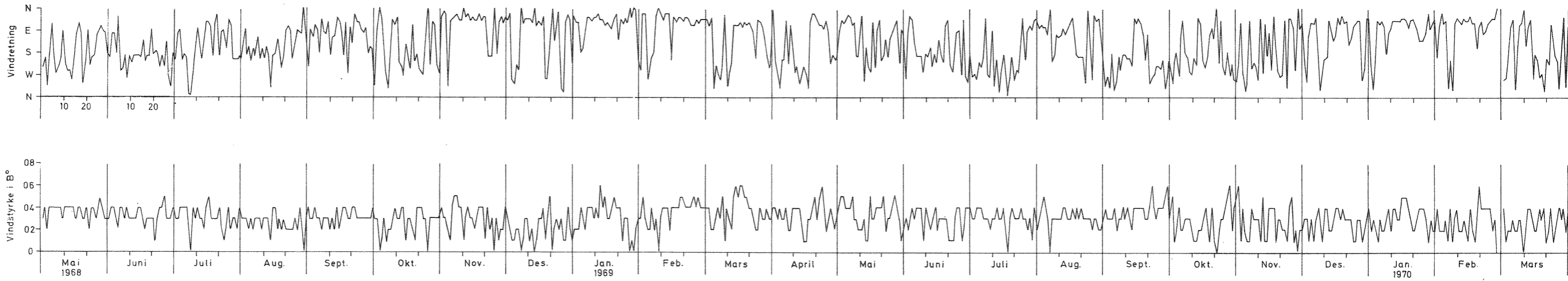


Fig. 2.6
Vindstyrke og vindretning for Oksøy
Mai 1968-april 1970

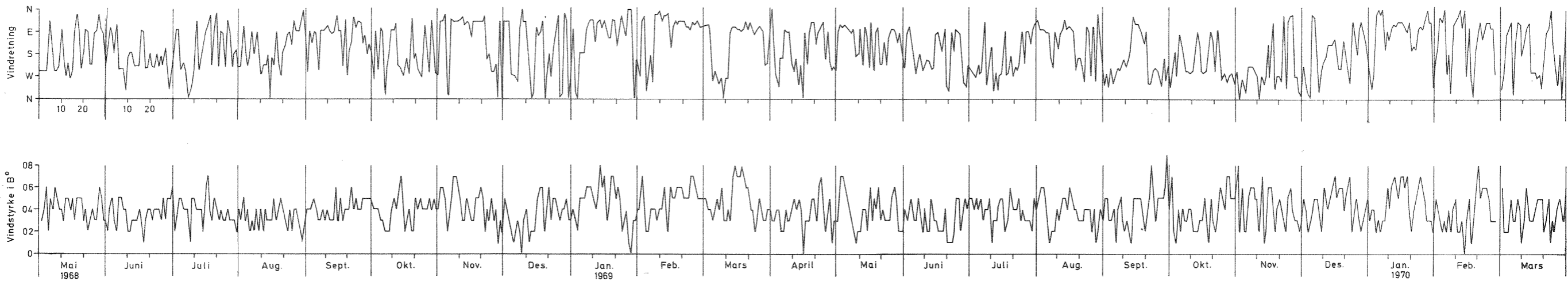


Fig.2.7

Kjevik

Mnd. vindobservasjoner 1941-1950

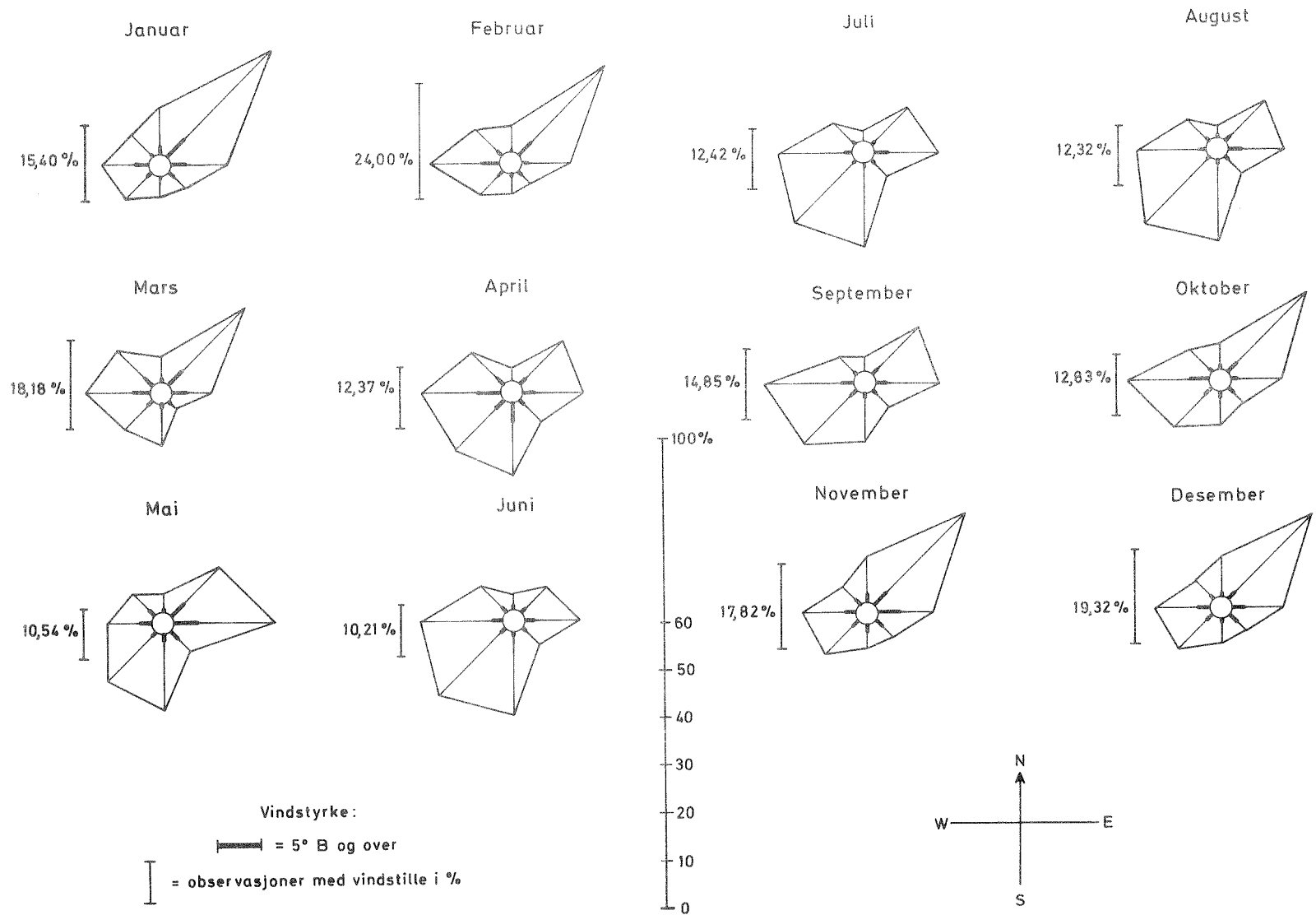
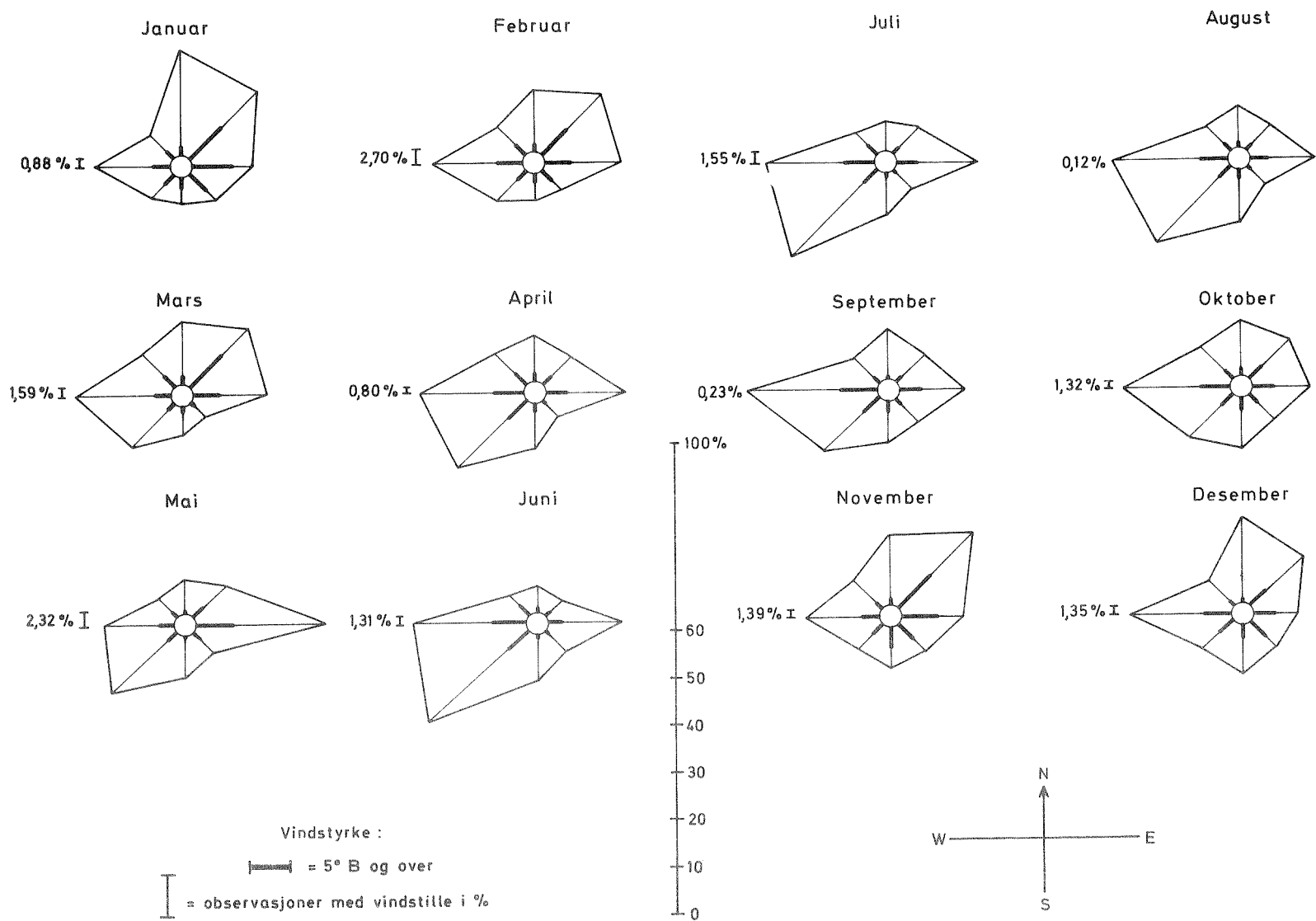


Fig.2.8

Oksøy

Mnd. vindobservasjoner 1941-1950



2.3 Klimatiske forhold

2.3.1 Generelt

De klimatiske forhold er godt kartlagt. Innenfor nedbørfeltene finnes det i alt 12 nedbør- og klimastasjoner, men med de omkringliggende stasjoner utgjør antallet ca. 20.

Da avrenningen fra ca. 95% av resipientområdet K er registrert ved hydro-metriske stasjoner, vil de klimatiske data fra stasjoner med beliggenhet ved selve resipienten være av størst interesse for våre vurderinger. Vi har derfor konsentrert oss om de meteorologiske observasjonene fra Oksøy og Kjevik.

2.3.2 Nedbør

Den midlere nedbør for Kristiansandsområdet (Kjevik) utgjør ca. 1.317 mm pr. år totalt. Den midlere månedlige fordeling basert på en normalperiode fremgår av figur 2.2. I figur 2.3 har vi fremstilt pentademidler for tidsrommet januar 1968 - april 1970 samt månedsmiddel for normalperioden 1931 - 1960 og for undersøkelsesperioden januar 1968 - april 1970.

2.3.3 Temperatur

I figur 2.4 er pentademidler for temperatur ved Kjevik, angitt som maksimum- og minimumverdier for perioden januar 1968 - april 1970.

2.3.4 Vindforhold

For all generell beskrivelse av vindforholdene i Kristiansandsområdet har vi lagt til grunn vindobservasjoner både fra stasjonen på Kjevik og Oksøy. I figur 2.5 er vindstyrke og vindretning på Kjevik for undersøkelsesperioden mai 1968 - april 1970 fremstilt, og i figur 2.6 tilsvarende verdier for Oksøy. I figur 2.7 har vi fremstilt vindroser for perioden 1941 - 1950 for Kjevik, og i figur 2.8 vindroser for Oksøy. For undersøkelsesperioden er tilsvarende vindroser fremstilt i figur 2.9 og 2.10.

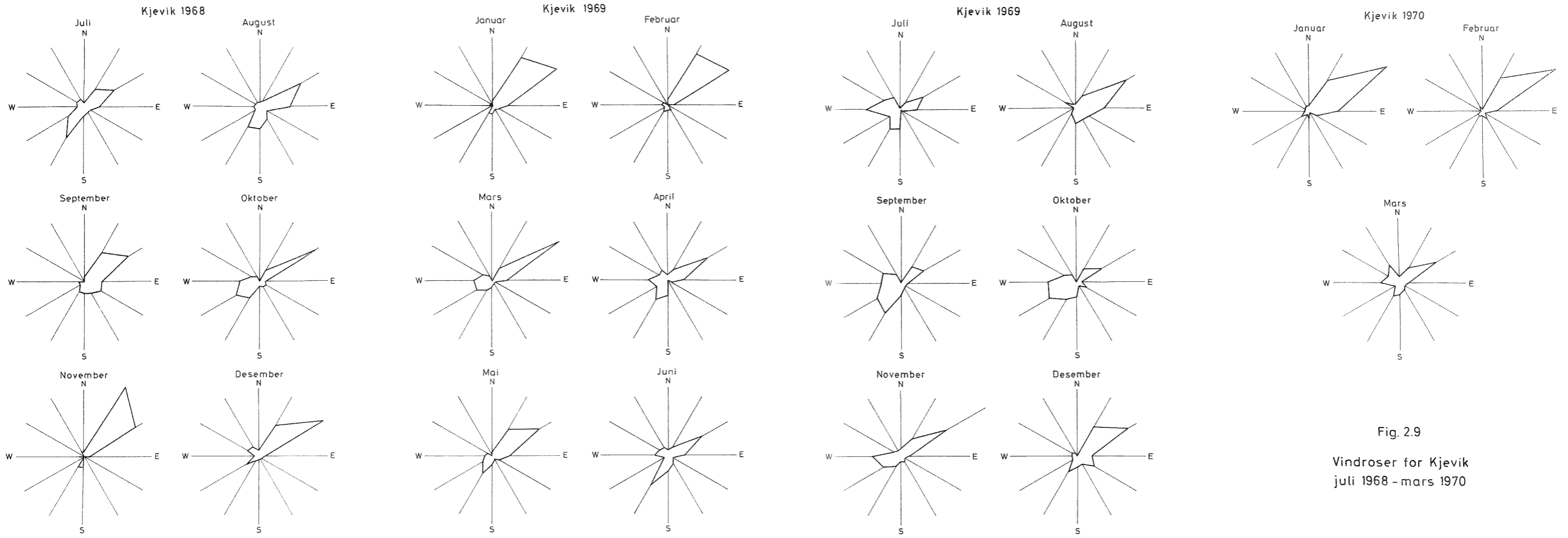


Fig. 2.9
Vindroser for Kjevik
juli 1968 - mars 1970

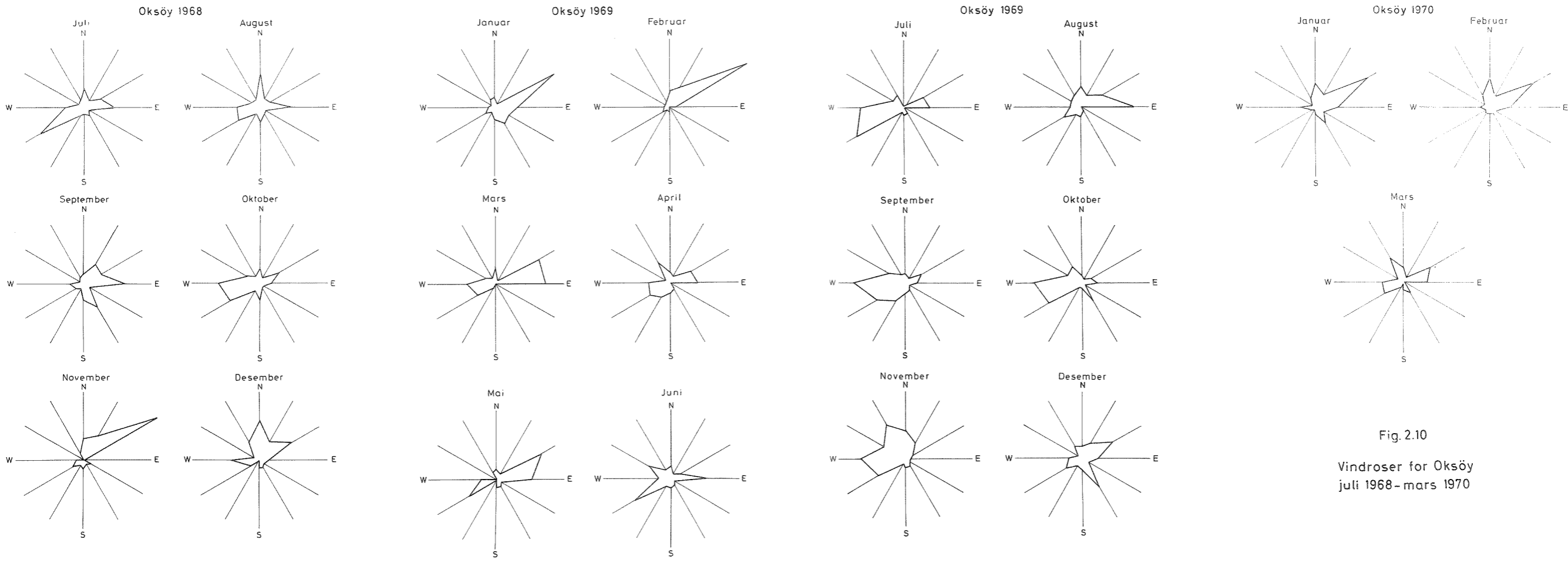


Fig. 2.10
Vindroser for Oksøy
juli 1968 - mars 1970

I tabell 2.3 er de mest fremherskende vindretninger oppført med vindstyrke angitt i Beaufort. Resultatet er tatt ut fra "Climatological summaries for Norway, monthly frequencies of concurrent windforces and winddirections" ved dr. T. Werner Johannessen, Det norske meteorologiske institutt, 1960.

Tabell 2.3. Fremherskende vindretninger.

Periode	Vindretning	Vindstyrke
Desember - Februar	NE	1
Mars - mai	NE	2
Juni-august	SW	3
September - november	NE	2
Året	NE	2

- 1 Beaufort = 0,3 - 1,5 m/s
2 " = 1,6 - 3,3 m/s
3 " = 3,4 - 5,4 m/s

2.3.5 Barometriske forhold

Variasjoner i barometerstand for Kjevik er fremstilt i figur 2.12. I figurene 2.11 og 2.12 er også variasjoner i vannstand inntegnet for henholdsvis Ålefjærfjord og Vestrehavnen.

2.4 Hydrologiske forhold

2.4.1 Avrenning

De hydrologiske forhold er godt kartlagt for resipientområdet K med vannmerker i Otra ved Vigelands bro, som dekker et nedbørfelt på 37.487 km², og et vannmerke ved Flaksvatn i Topdalselva som dekker et nedbørfelt på 1.700 km².

Fig. 2.11
Vannstand ved Ålefjær
Juli 1968 - nov. 1969

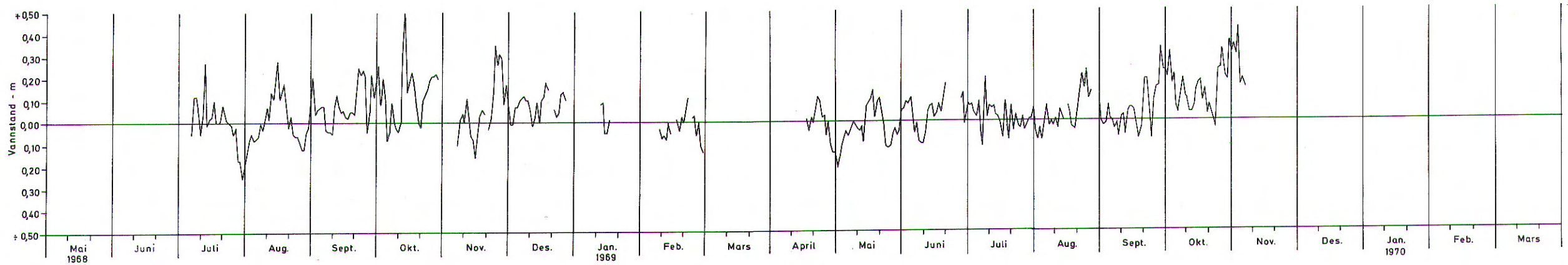
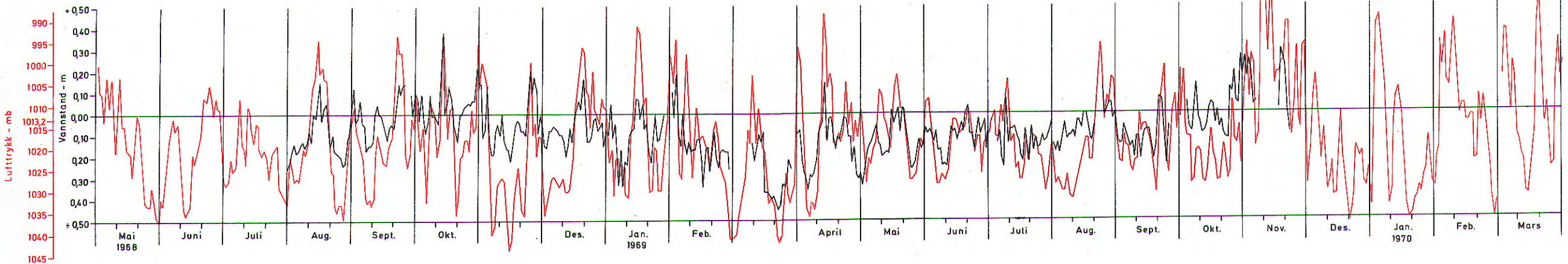


Fig. 2.12
Vannstand ved Vesterhavnen
Aug. 1968 - nov. 1969
Lufttrykk i mb. ved Kjevnik
Mai 1968 - april 1970



I figur 2.13 er midlere månedavløp fremstilt for Otra og i figur 2.14 for Topdalselva for normalperioden 1951 - 1960. Måned- og pentade-middel for Otra og Topdalselva for undersøkelsesperioden januar 1968 - april 1970 fremgår av figur 2.15.

2.5 Tilførsler av avløpsvann

2.5.1 Kristiansand kommune

Kristiansand kommune har basert sitt avløpssystem på såkalt kombinert system med bortledning av kloakkvann og overflatevann i samme ledning.

Som følge av de topografiske forhold og den korte vei frem til resipienten eksisterer det i dag en rekke større og mindre kloakkutløp. Til dels er kloakken ført frem til mindre bekker som er helt eller delvis lukket. For enkelte bekker er det sprengt tunnel frem til sjøen.

For en stor del av bebyggelsen innen kommunen er det anlagt septiktanker for hvert hus eller gruppe av hus. Annen form for kloakkrensing eksisterer ikke i dag.

I figur 2.16 er de enkelte kloakkutløp til resipienten markert med en pil og et tall som angir belastningen i antall personekvivalenter (p.e.) pr. 1969.

I Randesund er det bare to mindre kloakkutløp med en belastning fra ca. 110 personer. Topdalsfjorden derimot har en rekke store og små tilløp, fra østbredden ca. 1.855 personer og fra vestbredden ca. 1.100 personer.

Ålefjærfjorden har kloakkutslipp fra Kjevikområdet og fra Jusvik, hver med en belastning fra ca. 300 personer.

I 1968 ble Otra innen Kristiansand kommune belastet med kloakkvann fra i alt ca. 9.200 personer, fordelt med ca. 4.300 personer fra østre bredd og ca. 4.900 personer fra vestre bredd.

Fig. 2.13

OTRA

Avlöp i mill. m³ pr. mnd. for perioden 1931-1960

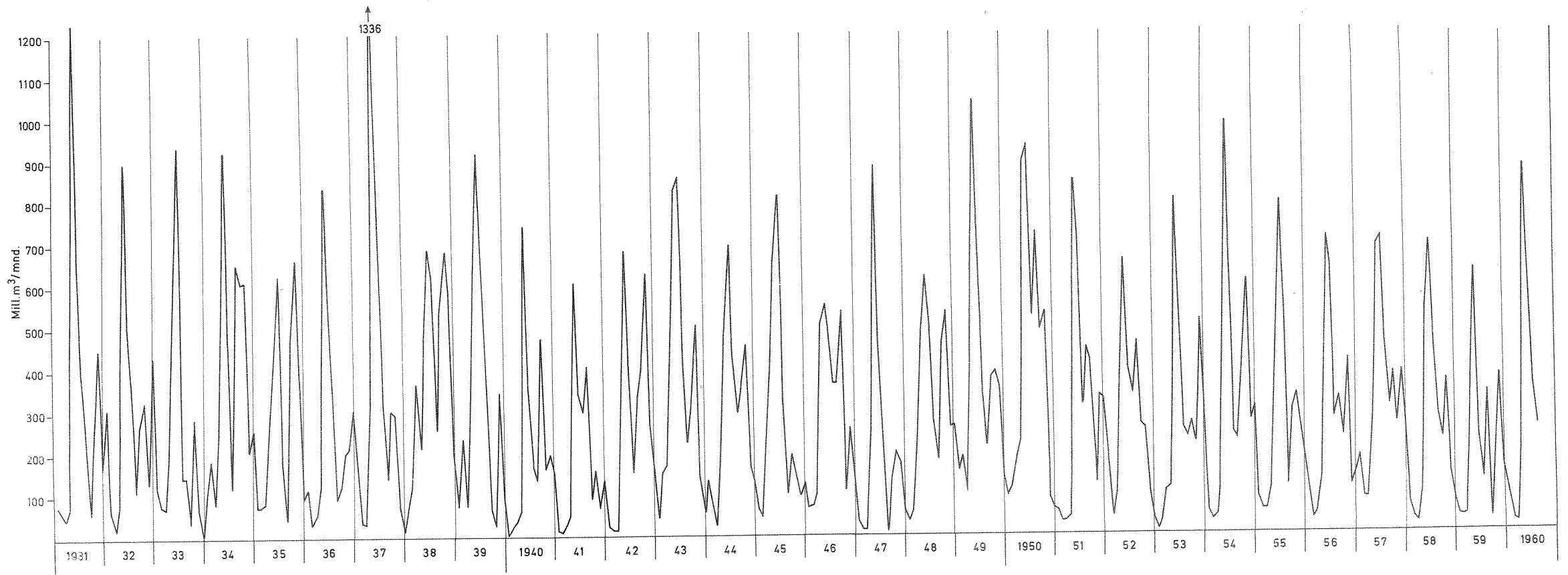


Fig. 2.14

TOPDALSELVA

Avlöp i mill. m³ pr. mnd. for perioden 1931-1960

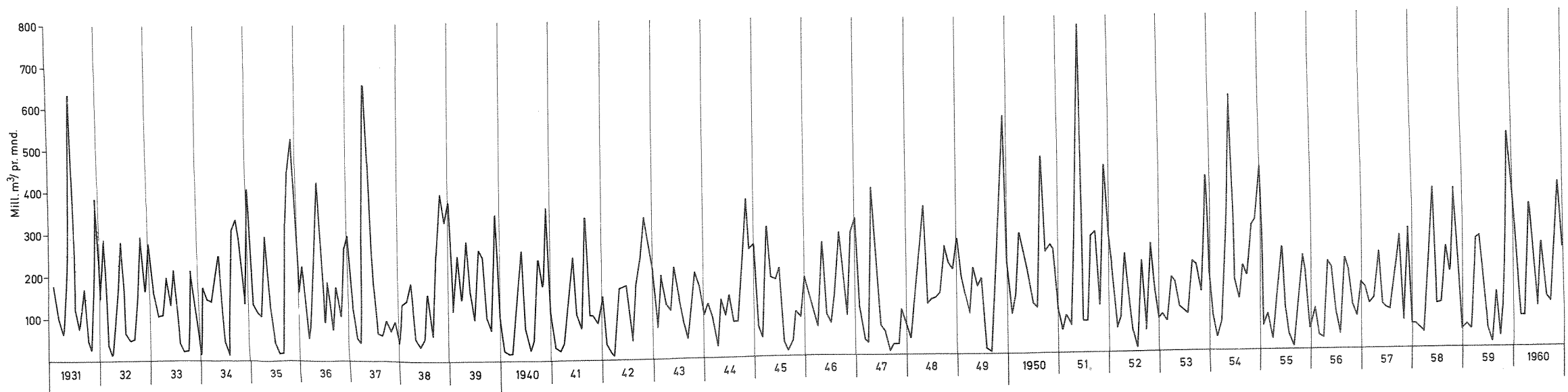
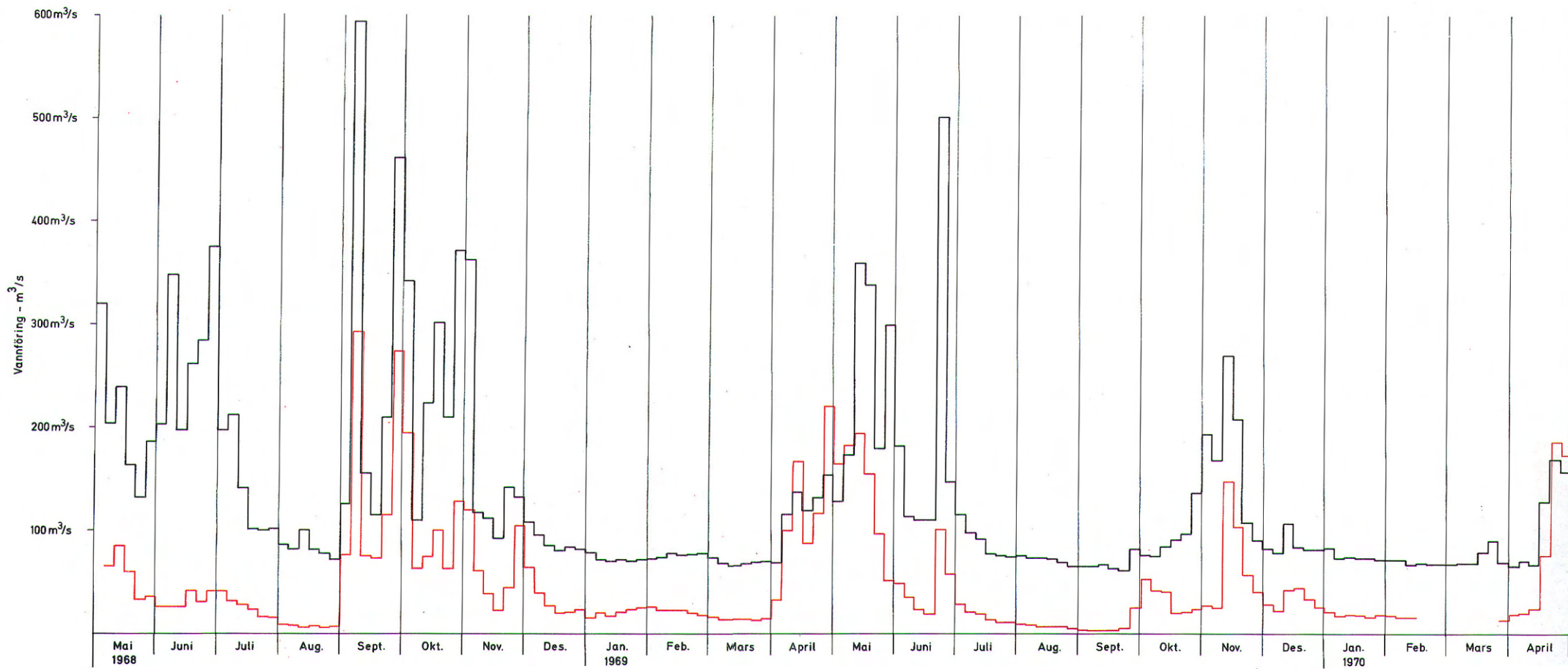


Fig.2.15

OTRA — TOPDALSELVA —

Månedso- og pentademidler i m³/sek. Mai 1968 - april 1970



Østrehavnen har dessuten tre mindre kloakkutslipp fra til sammen 600 personer. Vestrehavnen med områdene sørover mot Kjosbukta mottar en belastning fra ca. 20.400 personer fordelt på 25 større og mindre kloakkutslipp. I tillegg kommer avløp fra arbeidstakere bosatt utenfor området samt tilreisende. Kommunen anslår dette til ca. 5.000 personer.

Belastningen fra industri er ikke regnet med.

2.5.2 Vennesla kommune

Det kommunale avløpsnett i Vennesla kommune er bygd ut etter kombinertsystemet med ca. 60 direkte utslipp i Otra uten forutgående rensing. 6.400 personer er tilknyttet avløpsnettet. Beliggenheten av de enkelte utslipp fremgår av figur 2.17.

2.5.3 Søgne kommune

De nåværende kloakkforhold fremgår av figur 2.16, hvor samtlige kloakkutslipp er avmerket med pil og personbelastning. Figuren viser imidlertid bare de kommunale kloakkledninger.

I Lunde sentrum eksisterer det i dag en rekke private kloakkledninger med avløp direkte til Lundeelva. Lundeelva mottar også kloakk fra et boligområde, Eikheia. Her er ledningsanlegget bygd som separatsystem med bortledning av kloakkvann til et sentralt renseanlegg som i dag tjener som slamavskiller. Fra anlegget føres kloakkvannet ut til Lundeelva. Fullt utbygd vil dette anlegg kunne ta avløp fra ca. 800 personer.

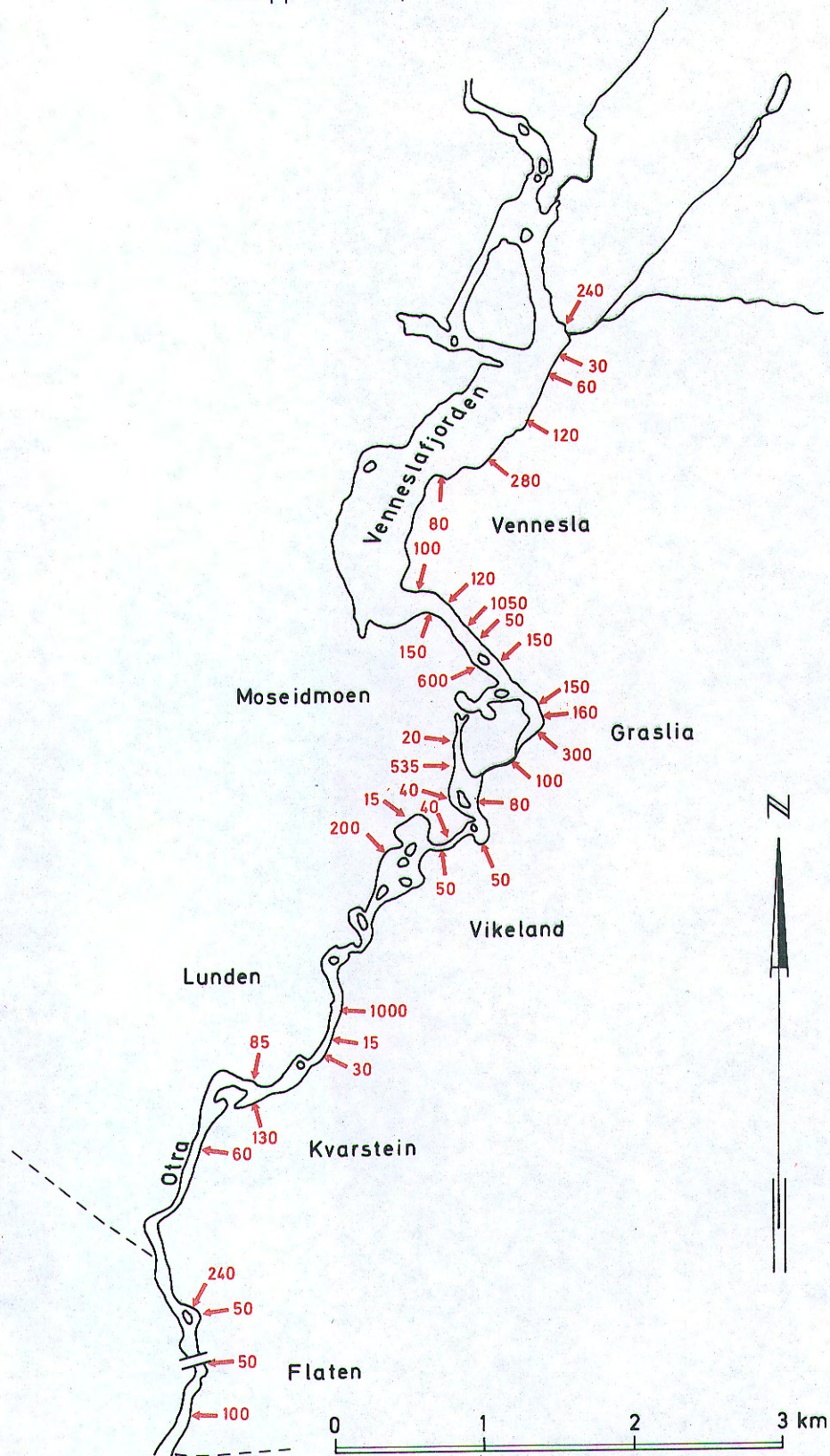
Fra kommunale kloakker blir Søgneelva belastet med kloakkvann fra den østre del av Tangvalssletta med ca. 500 personer. Hermansbekken er lagt i rør, og kloakknettet er bygd ut etter kombinertsystemet. Nyere ledninger er bygd etter separatsystemet.

Søgneelva får også tilløp fra Vest-Agder landbruksskole med avløp fra ca. 50 personer.

I Høllen er det bygd ut et kommunalt kloakknett etter kombinertsystemet. Avløpsvannet herfra føres ut i sjøen ved dykket utløp.

Fig. 2.17

Utslipp av avløpsvann - Vennesla kommune



Av Søgnes totale innbyggertall på ca. 4.500 personer regner man med at ca. 2.400 personer er tilknyttet offentlig kloakknett.

2.5.4 Sogndalen kommune

Sogndalselva eller Søgneelva tjener som resipient for ca. 4.700 personer fordelt på ti mindre kloakkutslipp direkte i elva. Beliggenheten av de enkelte utslipp fremgår av figur 2.16.

3. GENERELL BESKRIVELSE AV RESIPIENTEN

3.1 Bathygrafi

Resipientens bathygrafi fremgår av dybdekartet, figur 3.1. Her er koter for 20, 50, 100 og 200 meters dyp inntegnet og hvert område mellom kotene fargelagt. Lys farge indikerer grunne områder, mens mørkere sjatteringer indikerer større dyp.

I figur 3.2 er resipientområdene delt opp i avsnitt med angivelse av vannvolum.

Ålefjærfjorden er avgrenset fra Topdalsfjorden med et terskelområde rett ut for Topdalselvas munning. Ålefjærfjorden har et maksimalt dyp på ca. 60 m, og store deler av fjorden har større dyp enn 50 m. Strendene stuper bratt ned mot dypet.

Den nordre del er noe grunnere, men bortsett fra området ved Ternskjær, varierer dypet mellom 20 - 50 m.

Topdalsfjorden har et maksimalt dyp på ca. 70 m med et relativt dypt område mellom Haanes- og Hestnestangen på 50 - 70 m dyp. I den overveiende del av fjorden varierer dypet mellom 20 - 50 m. Også her stuper strendene bratt mot dypet.

Fig. 3.1

KRISTIANSANDREGIONENS RESIPIENTER

Dybdekart

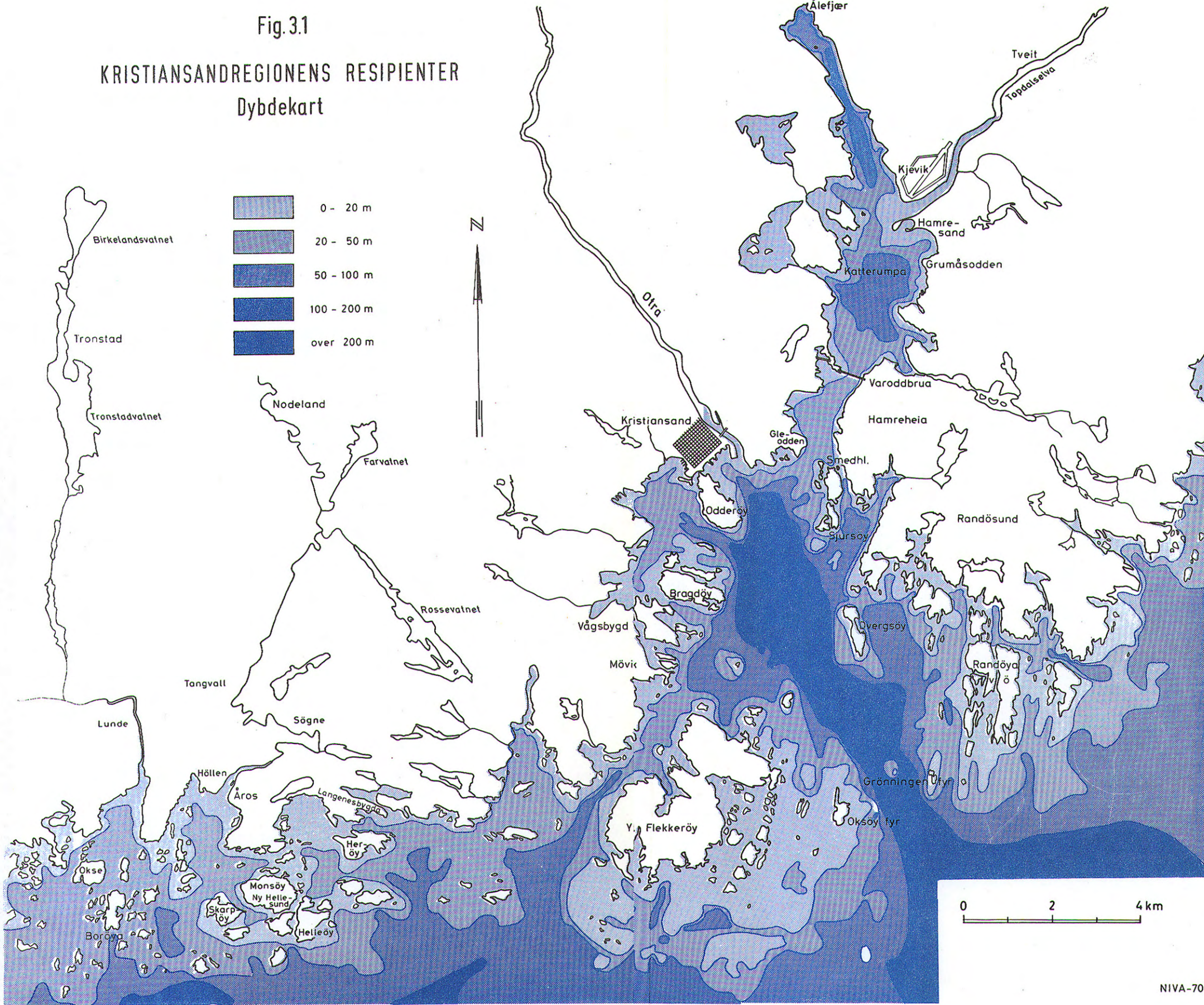
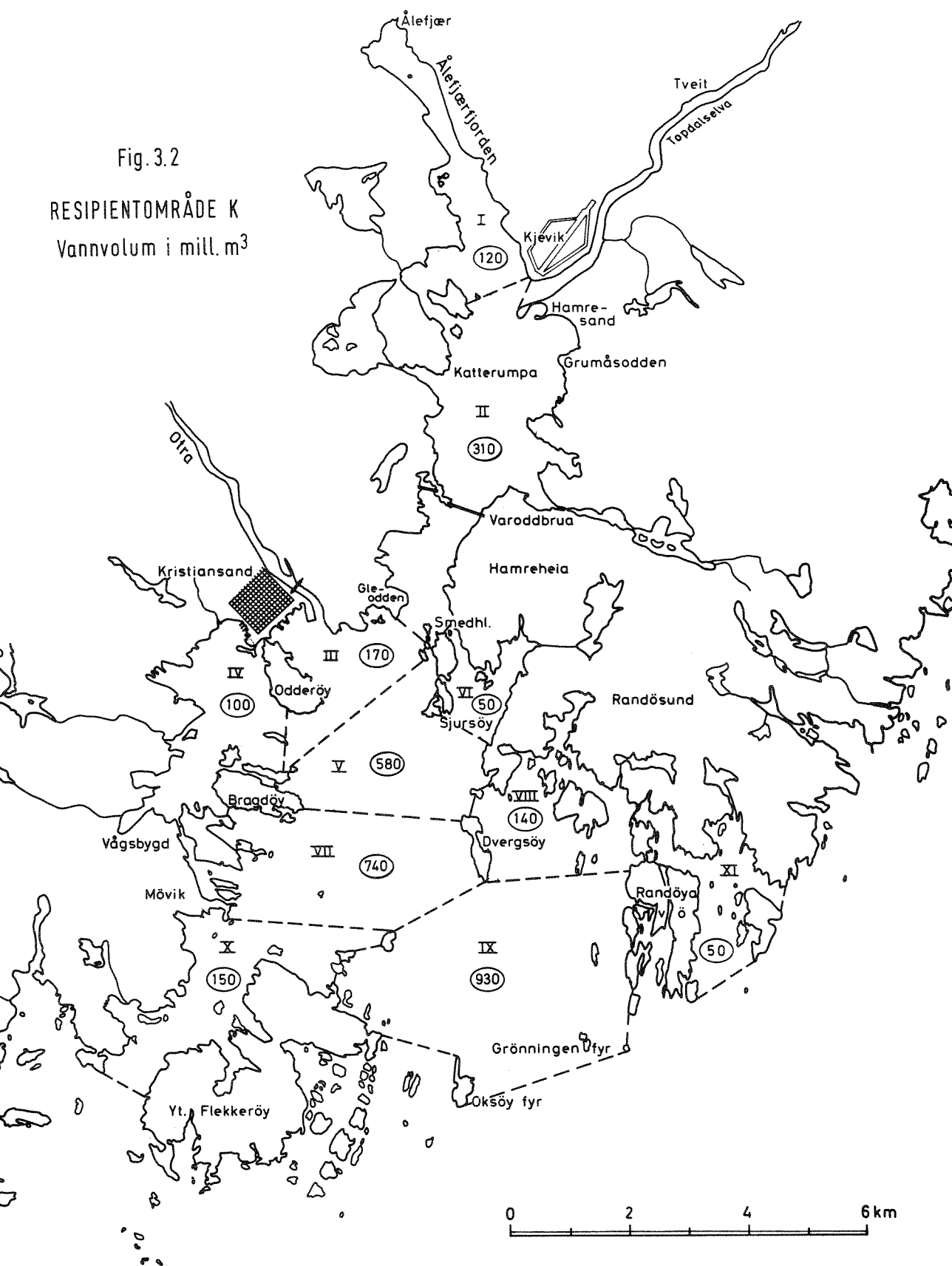


Fig. 3.2

RESIPIENTOMRÅDE K
Vannvolum i mill. m³



Den østre del av sundet mellom Gleodden og Smedholmen har et relativt grunt område på ca. 20 m. Nærmest Gleodden er imidlertid dypet ca. 40 m. Man har derfor ikke en terskel mellom Topdalsfjorden og Kristiansandsfjorden.

Kristiansandsfjorden har sitt maksimale dyp på ca. 260 m. En dyprene med dyp større enn 200 m strekker seg i syd-østlig retning mellom Dvergsøy og Kinnskjær. Store deler av fjorden har dyp større enn 150 m.

I Østre- og Vestrehavnen samt langs strendene i Vågsbygd finner man relativt grunne områder med dyp ned til 20 m. Den alt overveiende del av Østre- og Vestrehavnen har imidlertid dyp i området 20 - 50 m.

Mellom Flekkerøy og Vågsbygd er det en renne med dyp på 35 m eller mer. Like sør for Torstenneset øker dypet til 70 - 80 m. Syd og syd-øst for Flekkerøy er sjøen full av skjær og båer, og store områder er grunnere enn 20 m.

Resipientområdet S er skjermet fra havet av en mengde øyer, skjær og båer. Bortsett fra deler av Kussevikfjorden er ingen deler av resipientområdet stengt av noen terskel. De dypere vannmasser vil derfor lett kunne skiftes ut.

Bortsett fra i Sandvikdalsfjorden finner man grunne områder innerst i fjordarmene. Man skal imidlertid ikke langt ut før man kommer ned på 30 - 40 m dyp.

Utenfor Sørlandskysten skjærer Norskerenna seg inn med dyp ned til 600 m. Den største del av Nordsjøen har imidlertid ikke større dyp enn ca. 50 m. Dette betyr at resipientenes dyppartier kommuniserer med Norskerenna og Atlanterhavet.

Resipientområdene har ingen terskler av betydning, og de topografiske forhold er relativt gunstige med hensyn til utskiftning av dyppartier.

3.2 Tidevann

Tidevannsvariasjoner er av kosmisk natur og varierer med månens og solens stilling til jorden. Vannspeilet hever og senker seg med en syklus på 12 timer og 50 minutter. Norges sjøkartverk utarbeider tidevannstabeller for den norske kyst i form av høy- og lavvannsklokkeslett samt tilsvarende høyder i cm for standardhavnene. Den nærmeste standardhavn for Kristiansand er Mandal. Kristiansand havnevesen har dessuten et vannmerke i Vestrehavnen hvor vannstanden avleses manuelt.

De eksisterende observasjoner i Mandal og Vestrehavnen var imidlertid ikke tilstrekkelige for våre vurderinger. Vi ønsket å vite til enhver tid hvilken vannstand man hadde i deler av undersøkelsesområdet samt eventuelle forskjeller i tid. Vi fant det derfor nødvendig å opprette to selvregistrerende vannstandsmålere, én ved Essos bunkringsstasjon i Vestrehavnen og én innerst i Ålefjærfjorden.

Stasjonene ble montert av Ingeniørvesenet i Kristiansand som også hadde det ukentlige tilsyn med skifte av registreringspapir. Instrumentene, såkalt limnigrafer, ble utlånt fra NIVA.

Stasjonen i Vestrehavnen har vært i drift i hele undersøkelsesperioden fra august 1968 til september 1970. Stasjonen i Ålefjærfjorden ble satt i gang i juli 1968; men på grunn av isvansker har den kun sporadisk vært i bruk i vinterhalvåret.

Vannstandsvariasjonene i undersøkelsesperioden fremgår av figur 2.11 og figur 2.12 fra henholdsvis Kjevik og Oksoy.

4. TIDLIGERE UNDERSØKELSER OG UTREDNINGER

4.1 NIVA-undersøkelser

NIVA har foretatt undersøkelser både av Otra og av Topdalselva. Resultatene fra disse undersøkelser er av stor betydning for vurdering av forurensningstilførslene fra ca. 85% av resipientområde K's nedbørfelt.

Resultatene fra undersøkelsene er fremstilt i følgende rapporter:

- 0-209 Undersøkelser av forurensninger i OTRAS nedre løp, 1960 - 1961.
- 0-139/64 Vannkvalitetens betydning for fiskeri-biologiske forhold i Topdalselva, 1965 - 1966.
- 0-252 Vannforsyning for Kristiansandsområdet, Del I, II og III.

I nedbørfeltet for resipientområdet S har NIVA undersøkt Rossevatn, Straisvatn, Røyrvatn og Trobbevatn som alle har avrenning til Søgneelva samt Repstadvatn, Trondstadvatn og Birkelandsvatn med avrenning til Lundeelva. Undersøkelsene er utført i forbindelse med vurderingen av Kristiansandområdets vannkilder og fremstilt i rapportene:

- 0-252 Vannforsyning for Kristiansandsområdet, Del I, II og III.

De undersøkte vannkilder utgjør 68% av resipientområdet S' nedbørfelt.

4.2 Universitetets undersøkelser

Professor Kaare M. Strøm, Universitetet i Oslo, foretok i juni måned 1932 og 1933 en hydrografisk undersøkelse av en rekke terskelfjorder langs vår kyst, deriblant Topdalsfjorden (1933). Resultatene fra undersøkelsen er gjengitt i "Land-Locked Waters", utgitt i kommisjon hos Jacob Dybwad 1936.

Resultatene fra denne undersøkelse viser en tilfeldig valgt situasjon (juni 1933) som ligger innenfor det variasjonsområde som NIVA-undersøkelsen viser.

Universitetets biologiske stasjon i Flødevigen, ved bestyrer A. Dannevig, har gjennom flere år tatt hydrografiske observasjoner i Kristiansandsområdets resipienter. Data fra disse observasjoner har vært benyttet og har vært av stor verdi.

4.3 Fiskeridirektoratets undersøkelser

Fra Havforskningsinstituttet i Bergen har NIVA mottatt data vedrørende salinitetsobservasjoner i havområdet utenfor Kristiansand.

4.4 Tekniske rapporter

"Generalplanundersøkelser med utkast til Generalplan for de sentrale deler av Søgne", utgitt av Regionplanrådet for Kristiansand og omland, desember 1964.

"Sogndalen kommune. Rammeplan for kloakk", utgitt av sivilingeniør Aage O.W. Lindboe A/S, 1966.

"Søgne kommune. Avløpsplan", utgitt av sivilingeniør Aage O.W. Lindboe A/S, april 1967, revidert september 1968.

"Byplanrådets utkast til generalplan for Kristiansand", utgitt av Byplankontoret mars 1969.

Fra de ovennevnte rapporter har vi vesentlig hentet opplysninger om befolkningsprognoser, bosettingsforhold, arealdisponering samt vannforsynings- og kloakkeringsforhold.

5. RESIPIENTUNDERSØKELSENS OPPLÈGG OG GJENNOMFØRING

5.1 Arbeidsprogram

Det var hensiktsmessig å dele opp gjennomføringen av undersøkelsen i ett rutineprogram som skulle pågå mesteparten av undersøkelsesperioden samt ett spesialprogram av kortere varighet.

Rutineprogrammet skulle først og fremst ta sikte på å belyse variasjoner i de naturlige forhold ved fjorden under hele undersøkelsesperioden. Dette programmet har derfor pågått over en periode av ca. to år, mai 1968 - april 1970.

En del av undersøkelsene i selve fjordsystemet er regnet som spesialundersøkelser, så som studiet av utskiftningen mellom de enkelte resipient-avsnitt, kartleggingen av Otrås og Topdalselvas utløp i fjordsystemet, samt spesielle problemer som følge av lokale forurensningspåvirkninger. Som spesialundersøkelse har vi også regnet arbeidet med kartleggingen av forurensningstilførslene samt arbeidet med vurdering av de tekniske tiltak.

Tatt i betraktning det store antall stasjoner som til dels lå meget værhardt til, var det nødvendig med en relativt stor og stø sjøbåt for de åpne farvann, mens det for estuarområdene var hensiktsmessig med småbåter.

Ingeniørvesenet i Kristiansand kom derfor til en ordning med Gunfeldt Karlsen som stilte sine båter til disposisjon for NIVA's feltmannskaper. De fleste rutinetokter ble utført med hans båter; men for mer omfattende spesialundersøkelser ble også NIVA's forskningsfartøy "H.H. Gran" satt inn. Bruken av forskningsfartøyet ble imidlertid begrenset til to tokt i hele undersøkelsesperioden.

I de følgende avsnitt har vi forsøkt å beskrive undersøkelsen mer detaljert.

5.1.1 Rutineundersøkelser for resipientområdene K og S

a) Hydrografisk tokt med bestemmelse av følgende komponenter:

Siktedyp	Målt in situ
Salinitet	" " "
Temperatur	" " "
Oksygen	Analysert i NIVA's laboratorier
Fosfor	" " " "
Nitrogenholdige komponenter	" " " "
Lignosulfonsyre	" " " "
Turbiditet	" " " "
Farge	" " " "

De hydrografiske rutinetokt hadde til hensikt å fremskaffe et data-grunnlag for vurdering av de hydrografiske forhold i resipienten, forurensningspåvirkningen samt utskiftningsmekanismene.

Et antall av 14 hovedobservasjonsstasjoner ble fordelt over begge resipientområder med henholdsvis 10 stasjoner i resipientområdet K og 4 stasjoner i resipientområdet S. I tillegg er det tatt med én stasjon i Norskerenna. Som dyp er standarddyp på 0-2-4-8-12-20-30-60-80-120 m valgt. For øvrig ble tilleggsdyp valgt etter behov. Beliggenheten av stasjonene fremgår av figur 2.1.

Etter at undersøkelserne kom i gang, viste det seg mulig å utelate enkelte stasjoner til fordel for spesialundersøkelsene.

b) Registrering av tidevannsvariasjoner ble utført ved hjelp av to selvregistrerende limnigrafer (vannstandsmålere) som var montert henholdsvis ved Essos bunkringsstasjon i Vestrehavnen og ved landhandleriet innerst ved Ålefjærfjorden.

Limnigrafene var utlånt fra NIVA. Montering av limnigrafer med flottører og instrumenter ble utført av Ingeniørvesenet, Kristiansand kommune, som også har stått for driften.

c) Data over de klimatiske forhold som vind, barometerstand, temperatur og nedbør er hentet fra de meteorologiske stasjoner på Oksøy og Kjevik.

5.1.2 Spesialundersøkelser

- a) Studier av Otras utstrømning i fjordsystemet. Undersøkelsen ble foretatt ved hjelp av strømmålere og bruk av interne og eksterne tracers.

Eksterne tracers

Tracerblokker med fargestoff, Rhodamin B, ble plassert på en linje tvers over Otras utløp ved Tangen. Blokkene gav fra seg fargestoff som var lett synlig, og som karakteriserte Otras overflatesystem fra Tangen til sydspissen av Odderøya. Strømbildene ble fotografert fra fly.

Interne tracers

Otras vann er også blitt brukt som tracer, idet ferskvannsinnblandingene i sjøvannet langs ulike snitt i Kristiansandsfjorden ble bestemt for overflatelaget ved hjelp av salinitetsobservasjoner.

Strømmålere

På bakgrunn av eksterne og interne tracers ble hovedstrømbanene i utløpsområdet kartlagt. For å kartlegge den vertikale fordeling av strømretning og strømhastighet ble det benyttet forskjellige typer strømmålere som registrerte strømretning og strømhastighet på de respektive dyp.

Det ble også benyttet strømkors som besto av to blikkplater satt i kors. Korsene ble ført ned på de aktuelle måledyp og forbundet med markeringsbøyer. Strømmen på de aktuelle dyp førte korsene med seg, og korsenes bevegelse ble registrert ved krysspeilingen av markeringsbøyene. Markeringsbøyene vil få en vind- og strømpåvirkning som det må korrigeres for. Strømundersøkelsen ble derfor utført parallelt med bruk av strømmålere.

- b) Studier av Topdalselvas utstrømning i fjordsystemet. Undersøkelsen ble utført på tilsvarende måte som for Otra.
- c) Opplysninger om antall personer tilsluttet de viktigste hovedkloakker er innhentet fra de enkelte kommuner.

5.2 Analysemetoder

5.2.1 Salinitet og temperatur

Salinitets- og temperaturobservasjoner ble foretatt ved hjelp av såkalte salitermer.

Sensorer med elektroder opphengt i kabler ble firt ned til det respektive dyp og data avlest direkte. Resultatene ble avlest med to desimalers nøyaktighet, og dette ansees som nøyaktig nok for denne type undersøkelser.

På bakgrunn av salinitets- og temperaturobservasjonene er vannets tetthet ρ blitt beregnet. Tettheten uttrykkes vanligvis med tre desimaler, men for å forenkle tetthetsverdiene har man innført begrepet σ_t som angir desimalene ($\rho = 1,024, \rho_t = 24$).

5.2.2 Oksygen

Oksygen uttrykkes som mg O_2/l og angir vannets innhold av løst oksygen.

Ved prøvetakingen ble oksygenet fiksert på spesielle glassflasker ved tilsetning av mangan-(II)-klorid og sterk lut tilsatt kaliumjodid. Analysen ble deretter foretatt ved titrering med natriumtiosulfat etter surgjøring (Winkler-Alterbergs metode).

5.2.3 Fosfor

Fosfor er bestemt som total fosfor og orto-fosfat og angitt som $\mu g P/l$.

Med orto-fosfat menes oppløste salter av fosforsyre ($H_3 PO_4$). Analysen er basert på reaksjon med molybdat og reduksjon med ascorbinsyre. Molybdenblått konsentrasjonen ble bestemt kolorimetrisk på AutoAnalyser.

Total fosfor ble bestemt som orto-fosfat etter behandling med kaliumpersulfat i surt miljø.

5.2.4 Nitrat

Den benyttede analysemetode gir et resultat som omfatter både nitritt og nitrat, idet nitrat ved analysen reduseres til nitritt med Cd/Cu-reduktor. Nitritt bestemmes derpå kolorimetrisk på AutoAnalyzer og angis i $\mu\text{g N/l}$.

5.2.5 Bundet og fri ammonium (BFA)

Denne analyse omfatter ammonium-nitrogen samt organisk bundet nitrogen. Prøven underkastes en Kjeldahl oppslutning med kobbersulfat som katalysator. Ammoniakk i destillatet bestemmes kolorimetrisk ved Nesslerereagens, og resultatet oppgis som $\mu\text{g N/l}$.

5.2.6 Lignosulfonsyre (SSL)

Analysen er foretatt spektrofotometrisk etter tilsetning av natriumnitritt. Ved denne metode, som må benyttes ved analyse av sjøvann, gir humuskomponenter fargereaksjon med reagenset. Dette kan i noen grad influere på analyseresultatene. Lignosulfonsyrekonsentrasjonen er angitt i mg SSL/l .

5.2.7 Farge

Vannets farge er målt fotometrisk med standard platinakloridløsninger som referanse. I det foreliggende arbeid er analysen utført på filtrert prøve. Resultatene er angitt i $\text{mg Pt/l (}^{\circ}\text{H)}$.

5.2.8 Turbiditet

Turbiditet, som er et mål for vannets innhold av suspenderte partikler, er bestemt nefelometrisk. Prøvene som ble innsamlet ved det første toktet i mai 1968, ble analysert med Sigrist fotometer UP2/LDRS. Resultatene er angitt i $\text{mg SiO}_2/\text{l}$. Prøvene fra de senere tokt er analysert med Hach Laboratory Turbidimeter, og resultatene er angitt i J.T.U.

5.2.9 Siktedyp

Siktedyp er et subjektivt mål for vannets gjennomsiktighet. Det defineres i denne rapport som det maksimale dyp en neddykket hvitmalt sirkulær skive (Secchiskive) med diameter 25 cm ennå kan skimtes.

5.3 Bearbeiding

For å forenkle bearbeidingen av datamaterialet fant vi det hensiktsmessig å benytte EDB. Samtlige målte data er derfor punchet inn på hullkort som er lagret ved NIVA.

Følgende tabeller foreligger som egne EDB-utskrifter:

HYDROGRAFISKE "DYPKJEMI"-OBSERVASJONER

Tabell 1: Parameter kronologisk ordnet

Tabell 2: Parameter ordnet stasjonsvis

Tabell 1 inneholder data som er observert "in situ":

Tabell 1 a: Samtlige data og korreksjoner

Tabell 1 b: Instrumentkorreksjoner som funksjon av dypområdet

Tabell 1 c: Instrumentkorreksjoner som funksjon av det enkelte prøvedyp.

Utskrifter vil foreligge ved Utbygningsavdelingen for Vest-Agder fylke og ved NIVA og kan utlånes etter behov.

6. VURDERING AV OBSERVASJONSMATERIALET

6.1 Vannutskiftning og vannfornyning

6.1.1 Generelt

Overflatevannet synes alltid å være i bevegelse, og i de gjeldende fjordområder kan overflatestrømmen prinsipielt tilbakeføres til fem forskjellige mekanismer: Tidevannsvariasjoner, øvrige vannstandsvariasjoner, vind, den estuarine sirkulasjon og tetthetsstrømmer.

Tidevannsvariasjoner opptrer som en permanent prosess, mens de øvrige opptrer stokastisk. Tidevannet er kosmisk og dermed permanent. De øvrige bevegelsesformer skyldes meteorologiske forhold (vind, trykkvariasjoner), hydrologiske (avrenning fra land) og bevegelser eller forandringer i havområdet utenfor (interne bølger, tetthetsstrømmer).

Vinden er delvis periodisk, delvis aperiodisk. En periodisk komponent er solgangsvinden om sommeren. Nedbøren over land, og dermed ferskvannstilrenningen fra land, følger en nær periodisk årlig kurve. Her kan imidlertid periodisiteten forstyrres sterkt ved unormalt store eller små nedbørmengder. Forandringene i tettheten i havområdet utenfor er lite kjent, men en kan gå ut fra at disse ikke er kortperiodiske.

Prinsipielt kan det skilles mellom to former for vannfornyning, - den advektive og den diffusive. Med adveksjon forstår vi en flytting av vannmassene, og med diffusjon forstår vi en blanding av nærliggende vannmasser med hverandre.

Den estuarine sirkulasjon er et eksempel på en adveksjon, likeledes vinddrift som følge av vedvarende vindpåvirkning.

Den turbulente diffusjon medfører alltid transport fra høyere til lavere konsentrasjoner og utgjør således en form for utjevning.

Vertikaldiffusjonen gjør seg gjeldende på alle dyp, men behøver ikke være en dominerende prosess. Vann fra høyere konsentrasjon blandes med vann fra lavere, og da overflatelaget er mindre salt, vil denne utveksling føre til en transport av salt oppover. Ved denne prosessen avtar dypvannets tetthet slik at hele vannsøylen fra bunn til overflaten blir lettere.

6.1.2 Tidevannsvariasjoner

Tidevannsstrømmen er en dominerende faktor for vannutskiftningen, og i tabell 6.1 er den daglige tidevannsmengde ført opp for de ulike resipientavsnitt.

Tidevannsbevegelsen foregår vesentlig i de øvre lag, og i de indre fjordområder får man stort sett en transport frem og tilbake av disse vannmasser. Vannmassene i Kristiansandsfjorden og i resipientområdet S vil kunne fornyes relativt hurtig med vann fra Skagerak, mens vannmassene i de indre deler av Topdals- og Ålefjærfjorden i en viss utstrekning vil flytte seg frem og tilbake.

Det har ikke vært anledning til inngående å studere de strømmer som oppstår i fjordsystemet som følge av tidevannspåvirkning. Resipientene har mange vikler og bukter, og det vil oppstå flere bakevjer til tidevannsstrømmen. Dette vil medføre at man her får en relativt lang oppholdstid for vannmassene før de føres videre ut.

Det er kjent at indre bølger i fjordsystemet kan være tidevannspåvirket og derfor karakterisert av samme periodisitet og regelmessighet som tidevannet.

I Vestrehavnen og i Ålefjærfjorden har vi for undersøkelsesperioden mai 1968 - april 1970 registrert midlere tideamplituder på henholdsvis 16,6 cm og 16,7 cm. Dempningskoeffisienten som her blir definert som forholdet mellom de respektive tideamplituder, utgjør for Ålefjærfjorden/havnen Kristiansand 0,92. Dette betyr at midlere tideamplitude for Ålefjærfjorden er 92% av midlere tideamplitude i havnen Kristiansand.

I figur 6.1 har vi tegnet opp tideamplityder for begge stasjoner for en tilfeldig valgt periode på noen dager.

Av figuren fremgår at maksimums- og minimumsverdier inntreffer til ulike tider for de forskjellige stasjoner. Forsinkelsen som gjør seg gjeldende mellom Vestrehavnen og Ålefjærfjorden, utgjør 30 - 45 minutter.

Vannstandsvariasjonen i en fjord er direkte proporsjonal med tidsintegralet av tidevannsføringen og ferskvannstilrenningen. Det kan forklares matematisk ved likningen:

$$\int q_T dt + \int q_F dt = A_H h_i$$

hvor

q_T = tidevannføring

q_F = ferskvannstilrenning

t = tid

A_H = areal av Skogsfjordens overflate

h_i = tidevannsforskjell i Skogsfjorden

Betrakter vi vannføringen i tidsrommet mellom flo og fjære, $\frac{1}{2}$ tidevannsperiode = 6 timer og 12 minutter, får vi:

$$Q_T + Q_F = A_H \cdot h_i$$

hvor

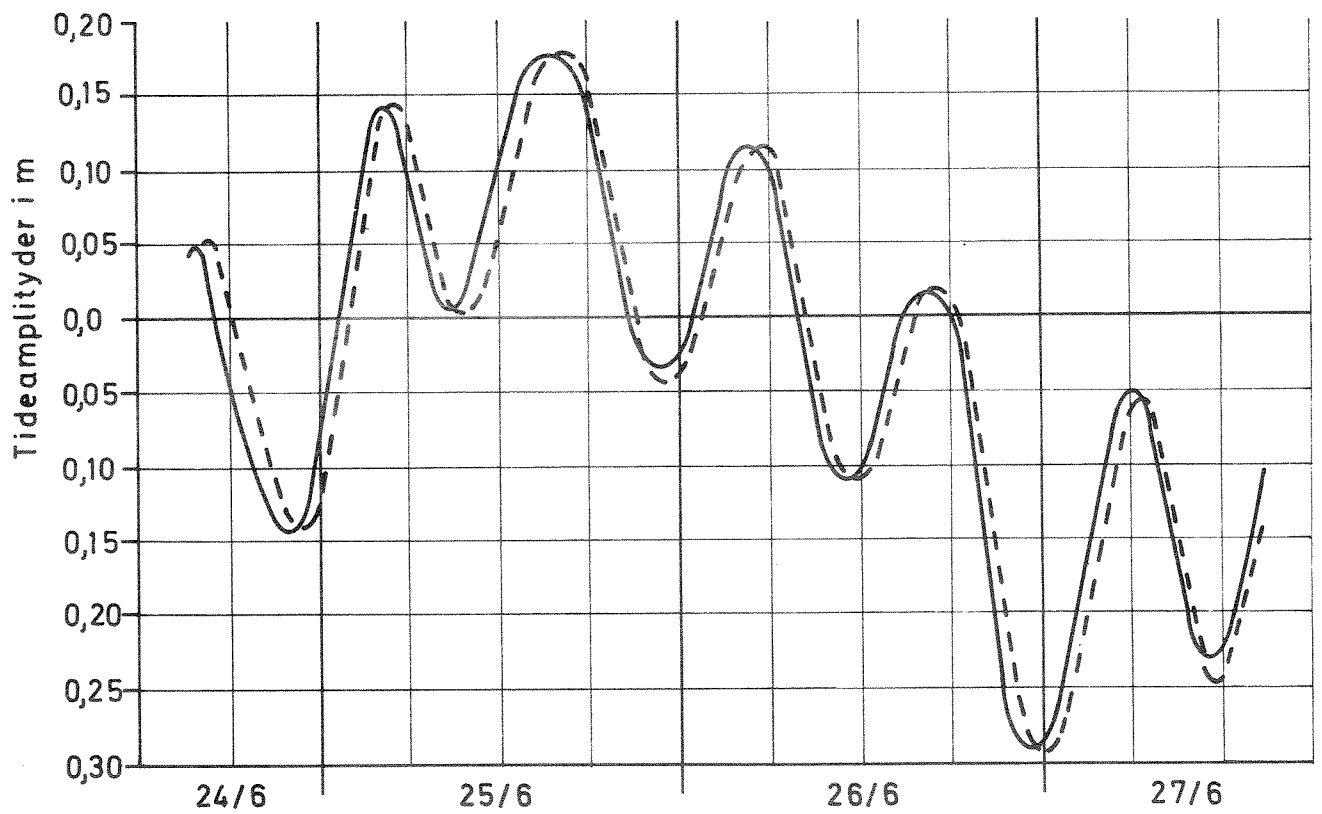
$Q_T = \int q_T \cdot dt$ = nettotransport inn i systemet fra havområdet utenfor over 6 timer 12 minutter.

$Q_F = \int q_F \cdot dt$ = ferskvannstilrenning over 6 timer 12 minutter.

Fig. 6.1

Tideamplityder for en fritt valgt periode

--- Havna Kristiansand
— Ålefjær



Tabell 6.1 Midlere tidevannsutskiftning pr. døgn.

Resipient	Overflate m ²	Midlere Tideamplitude m	Tidevann- utskiftning m ³ /d
Kristiansands- fjorden	22.800.000	0,166	7.570.000
Vestrehavnen	2.500.000	0,166	830.000
Østrehavnen	900.000	0,166	300.000
Topdals- og Ålefjærfjorden	9.400.000	0,166	3.130.000
Resipientområdet K	32.200.000	0,166	10.700.000
Resipientområdet S	3.500.000	0,166	1.170.000

Av figur 6.1 ser man at den daglige middelvannstand er gjenstand for betydelige variasjoner. I figur 2.11 og 2.12 er vannstandsvariasjoner for et meget lengre tidsrom tegnet opp, og man vil her finne variasjoner med perioder fra noen dager til flere uker.

I hvilken grad de langperiodiske vannstandsvariasjoner er influert av endring i atmosfæriske trykk, fremgår også av figur 2.11 og figur 2.12, hvor variasjonene i vannstand og barometerstand er inntegnet. Det synes å være balanse mellom vannstand og lufttrykk. Denne balanse er gitt ved det hydrostatiske prinsipp.

6.1.3 Vinddrift

Når vinden blåser over en sjøflate, oppstår det en overflatestrøm eller strømkomponent som er bestemt av vindens styrke. Forholdet mellom den vindpåvirkede strøm og vinden er behandlet under forskjellige betingelser av mange forfattere. Imidlertid vil grenseflatebetingelser ved en kyst ødelegge disse modeller, slik at rene observasjoner her som regel vil gi bedre informasjoner.

De fysiske betingelser for vinddrift er meget komplisert. Svake og moderate vinder vil sannsynligvis gi en tilnærmet lineær sammenheng mellom

vind og strøm. Kraftige eller langvarige vinder vil ha trykkgradienter fra vannoppstuvningen, som i tillegg til vannmassenes motstand mot understrøm, vil bidra til å begrense vinddriften. Ved større vindhastigheter vil sammenhengen mellom strøm og vind derfor avvike fra den lineære.

På det åpne havet regner man med at overflatestrømmen utgjør ca. 1/30 av vindens hastighet. I Oslofjorden har man registrert et tilsvarende forhold ved Drøbak på 1/10. Dette regnes å være meget høyt, og kan til en viss grad være betinget av den nedsatte friksjon som den sterke, stabile sjiktningen medfører. Men det henger også sammen med at strømmen i Drøbaksundet er trykkdrevet.

Også sundet mellom Gleodden og Smedholmen vil tjene som en slags flaskehals, og vi vil i dette området kunne få trykkdrevne strømmer forårsaket av vinden.

Det har i Kristiansandsundersøkelsen ikke vært anledning til å samle inn så mange data at det er mulig å sette opp en korrelasjon mellom overflatestrøm og vinddrift. Våre observasjoner tyder imidlertid på at vinddriften kan gjøre seg sterkt gjeldende. Med nordlige vinder vil overflatelaget transporteres ut av resipientområdene, og denne utgående strøm vil resultere i dyperegående innadrettede kompensasjonsstrømmer. Med motsattrettede vinder, dvs. sørlige vinder, vil overflatevannet bli presset innover i resipientområdene, og man vil få kompensasjonsstrømmer ut i de dypere lag på grunn av statisk ubalanse i systemet.

I tabell 6.2 har vi forsøkt å regne ut overflatestrømmen som følge av vinddriften. Vi har her antatt et forhold mellom vindhastighet og overflatestrøm på 1:20, og at overflatestrømmen har en dybde av ca. 1 m. Resultatene er anslagsgivende og indikerer bare størrelsesorden av overflatestrømmen forårsaket av vinden. Tabell 2.3 er lagt til grunn for beregningene.

Som man ser av tabellen, kan moderate vinder føre til en betydelig vanntransport i overflaten som igjen forårsaker blandstrømmer eller kompensasjonsstrømmer i dypet.

Tabell 6.2 Overflatestrøm som følge av vinddrift.

Periode	Vind- retning	Vind- styrke	Vannhastighet	Vannvolum i m ³ / d Dvergsøy-Bragdøy Smedhl.-Gleodden
Des. - febr.	NE	0,8 m/s	0,04 m/s 3.456 m/d	86.400 17.250
Mars - mai	NE	2,5 m/s	0,125 m/s 10.800 m/d	270.000 54.000
Juni - aug.	SW	4,4 m/s	0,22 m/s 19.800 m/d	475.000 95.000
Sept. - nov.	NE	2,5 m/s	0,125 m/s 10.800 m/d	270.000 54.000
Året	NE	2,5 m/s	0,125 m/s 10.800 m/d	270.000 54.000

Det meste av året, spesielt i vinterhalvåret, vil vinddriften forårsake en overflatestrøm ut av resipientområdet. Dette er den komponent vinddriften vil gi den samlede forflytning, og ikke den totale beregnede forflytning. Om vi legger vinddataene i tabell 2.3 til grunn, vil transporten vår og høst ut av Topdalsfjorden utgjøre ca. $54.000 \text{ m}^3/\text{d}$ og i Kristiansandsfjorden ved Dvergøy - Bragdøy, ca. $270.000 \text{ m}^3/\text{d}$. Vannmassene vil forflytte seg utover med ca. $11 \text{ km}/\text{d}$, dvs. at overflatelaget ved midlere vindstyrke vil forflyttes fra Ålefjæren til Oksøy i løpet av to døgn.

I vintermånedene desember - februar vil vinden være på det laveste, og vannhastigheten bare utgjøre ca. $3,5 \text{ km}/\text{d}$. Isleggingen av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden vil imidlertid hindre vinddriften betraktelig i disse områder.

I sommermånedene juni - august er vinder fra syd-vest dominerende og fører med seg en vannmasse på ca. $475.000 \text{ m}^3/\text{d}$ ved Dvergøy - Bragdøy og $95.000 \text{ m}^3/\text{d}$ ved Smedholmen - Gledden.

Sønnvinden vil føre til at brakkvannet fra estuarene holdes tilbake, og stratifiseringen vil forstyrres. Dette vil føre til kompensasjonsstrømmer ut i dypere lag med relativt salt vann. Når så vindpåvirkningen fra syd opphører, vil horisontale trykkforskjeller virke, og på grunn av oppstuvningen vil brakkvannet bli transportert ut av systemet.

Eksempler som kan illustrere dette, ser man av den hydrografiske utviklingen fra 28. mai 1968 og utover sommeren. Figur 6.2a og figur 6.2b viser et isopletsnitt for salinitet for 28. mai 1968 fra Ålefjær til Oksøy. Vindforholdene i perioden før denne observasjonsdag var skiftende med retning fra nord. I juli måned satte så vedvarende vind fra syd inn. Situasjonen er fremstilt på tilsvarende måte i figur 6.3a og b for observasjonsdagen 2. juli 1968.

Det går her tydelig frem at vannmassene innover i Topdals- og Ålefjærfjorden er blitt brakkere, og at betydelige ferskvannsmengder er blitt holdt tilbake i fjordsystemet. Vannføringen i Topdalselva var i denne periode $48,1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Ved neste observasjonsdag, 20. august 1968, figur 6.4a og b, er bildet forandret. Etter at vindpåvirkningen fra syd har opphørt eller er blitt redusert, er det oppstått en trykkgradient med høyere salinitet i samme nivå ute i Kristiansandsfjorden som inne i Ålefjærfjorden. En indikasjon på at en innstrømning har funnet sted, er at $34 \text{ }^{\circ}/\text{oo}$ isohalinen kan spores innenfor st. 3 mot ved forrige observasjonsdag utenfor st. 5. En annen medvirkende årsak er den lave vannføringen i elvene. Månedsmiddel for Topdalselva i august 1968 var omlag $6 \text{ m}^3/\text{s}$.

I vinterhalvåret dominerer vinden fra nord, og allerede i oktober, figur 6.5a og b, er overflatelaget i Ålefjærfjorden blitt temmelig salt helt opp mot overflaten til tross for høstflom i elvene.

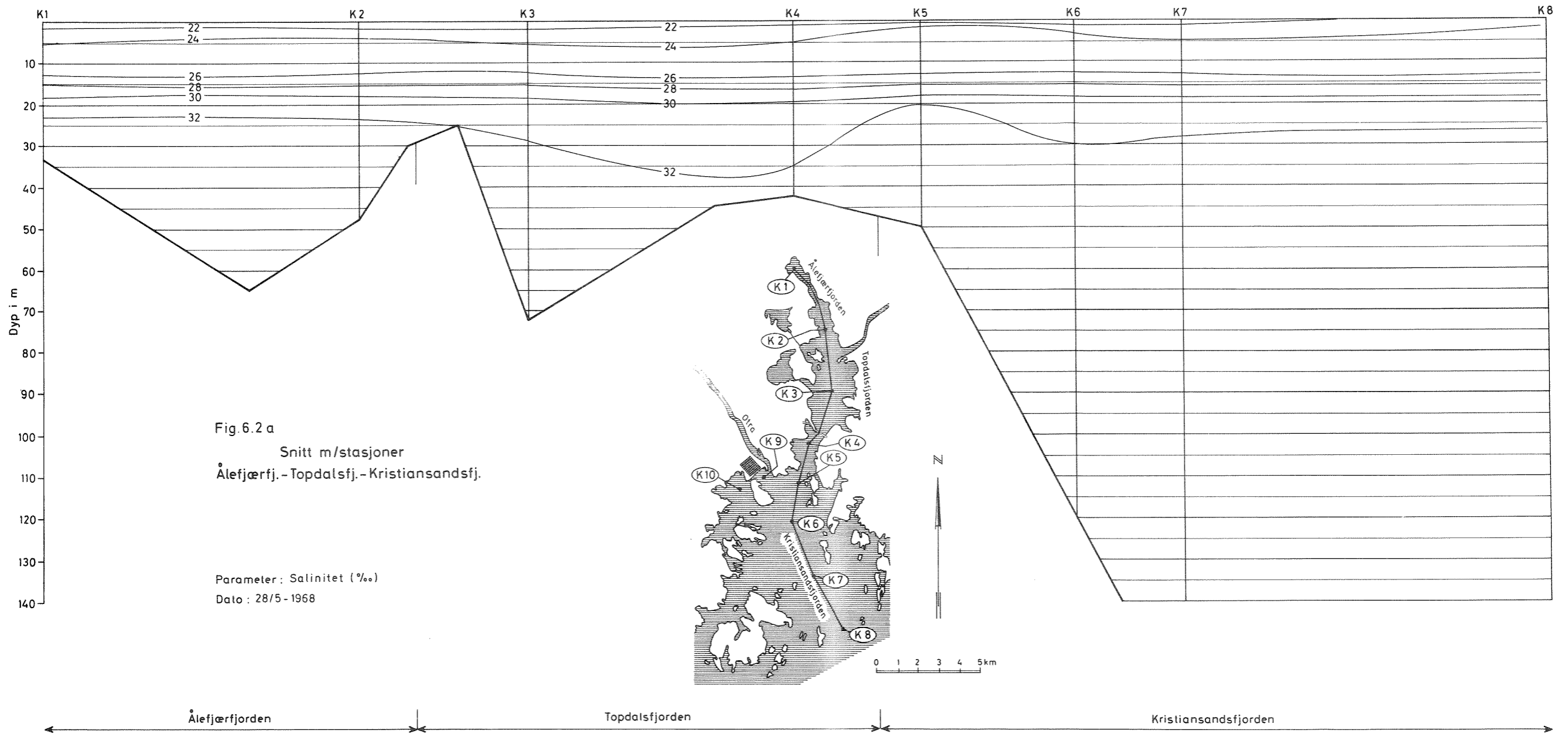
Observasjoner i januar 1969, figur 6.6a og b, viser en tendens til saltere vann i Topdals- og Ålefjærfjorden med brakkere vann ute i Kristiansandsfjorden. Årsakene til dette kan være flere, men ved islagt fjord vil vindpåvirkningen opphøre, og den reduserte ferskvannsføringen vil føres ut mot havet. Samtidig vil Kristiansandsfjorden være utildekket, og sjiktningen her påvirkes både av vind og ferskvannstilrenningen fra Otra. Observasjoner viser også at Otra hadde sin strømningsbane i området rundt stasjon 6 på dette tidspunkt.

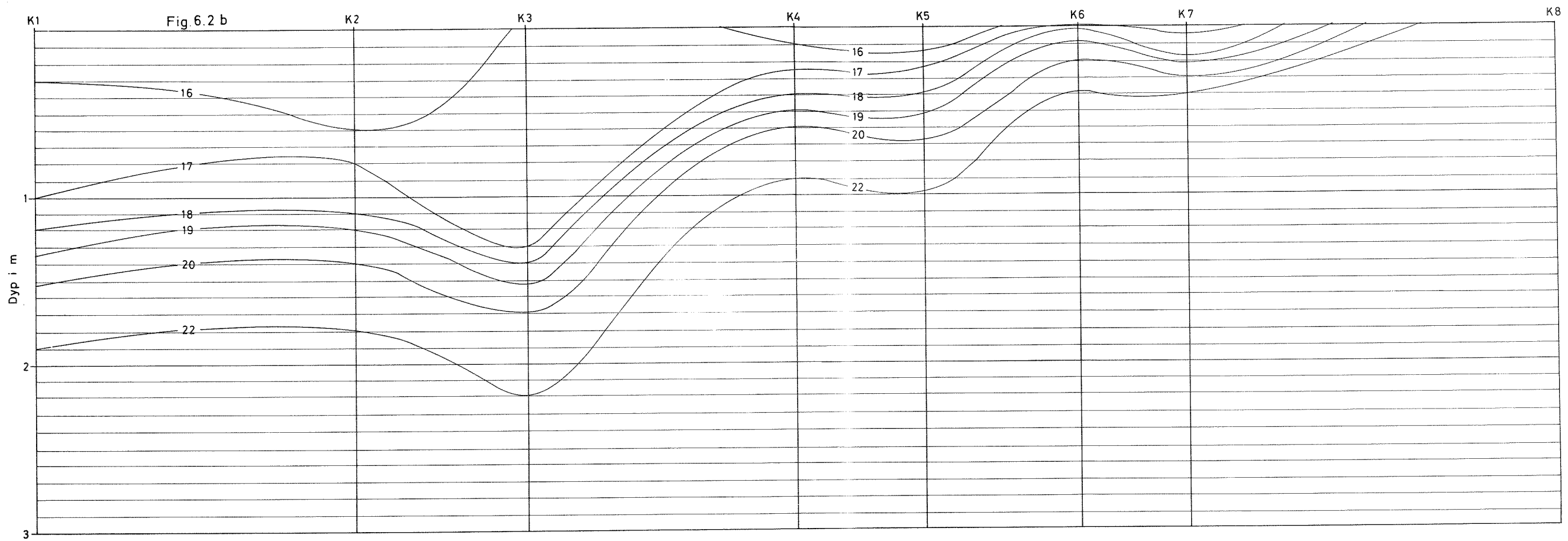
Vannføringen i Topdalselva var som månedsmiddel ca. $18 \text{ m}^3/\text{s}$.

18. mars 1969, figur 6.7a og b, er det innblandet mer ferskvann i vannmassene enn forrige observasjonsdag. Figur 2.4 viser imidlertid at temperaturen fortsatt er under frysepunktet, men isen var i ferd med å gå opp. Figur 2.6 viser også at de første ukene i mai 1969 var vinder fra nord dominerende.

I figur 6.8a og b er situasjonen for 24. juni 1969 opptegnet, og vi har her fått det vi kan kalle en "normal sommersituasjon" med ferskvann oppstuvet i indre fjordområder som følge av vindpåvirkning fra syd og øket ferskvannstilrenning i vassdragene.

Vi må her presisere at forholdene som figur 6.2 - 6.8 beskriver, ikke alene skyldes vindpåvirkningen. Samtlige utskiftningsmekanismer har vært medvirkende, men figurene illustrerer effekten av vindpåvirkningen i observasjonsperioden.





Parameter : Salinitet (‰) Dato : 28/5 - 1968

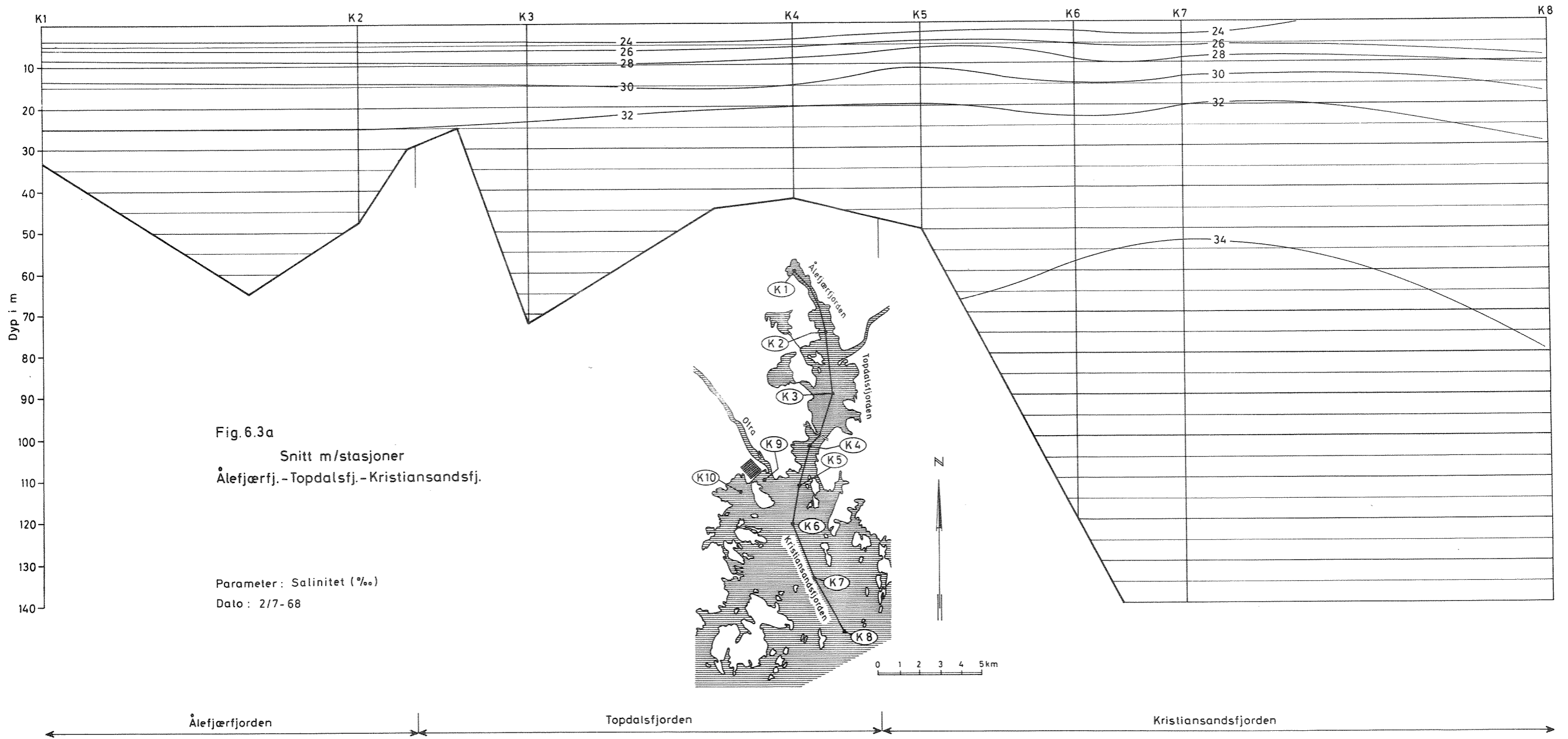
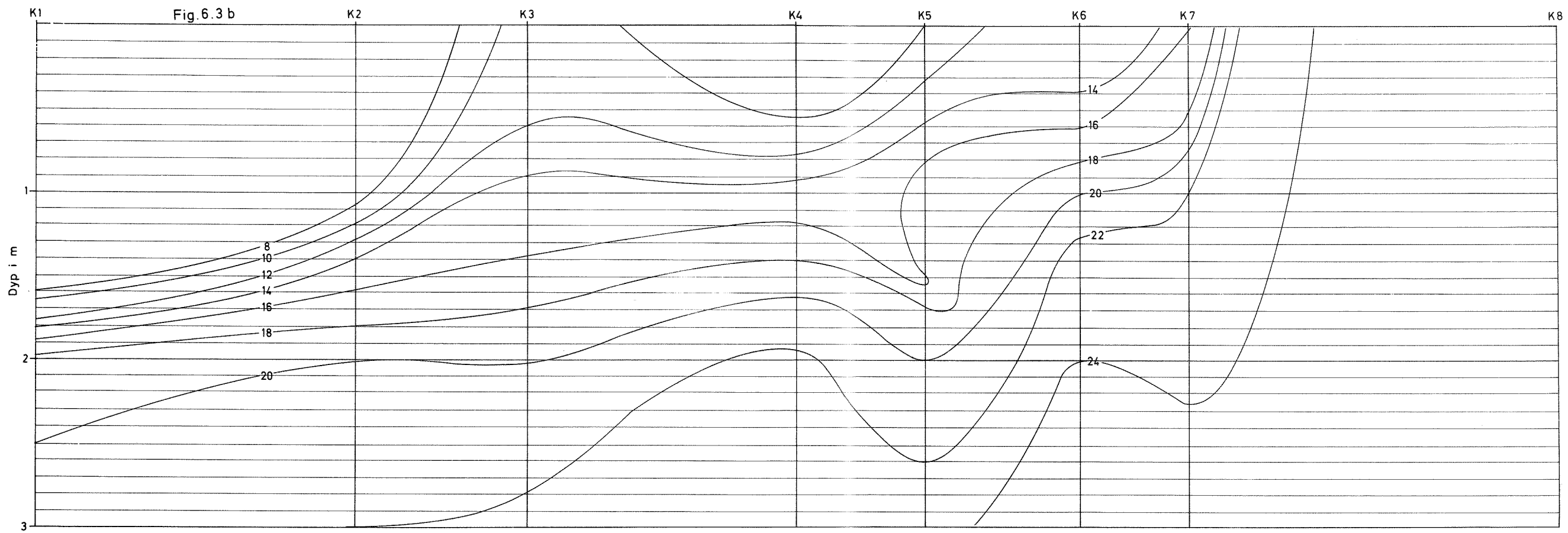
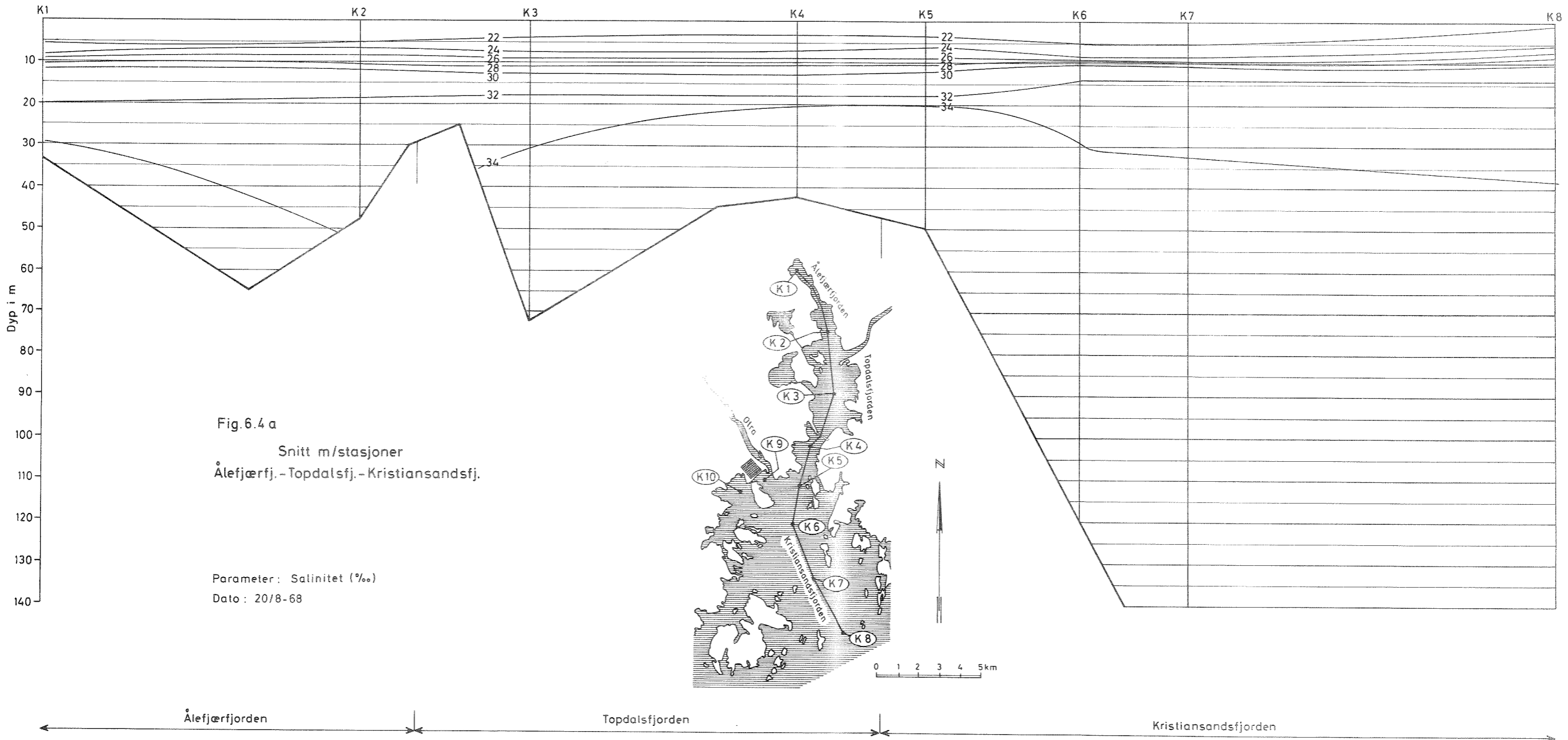


Fig. 6.3 b



Parameter : Salinitet (‰) Dato : 2/7 - 68



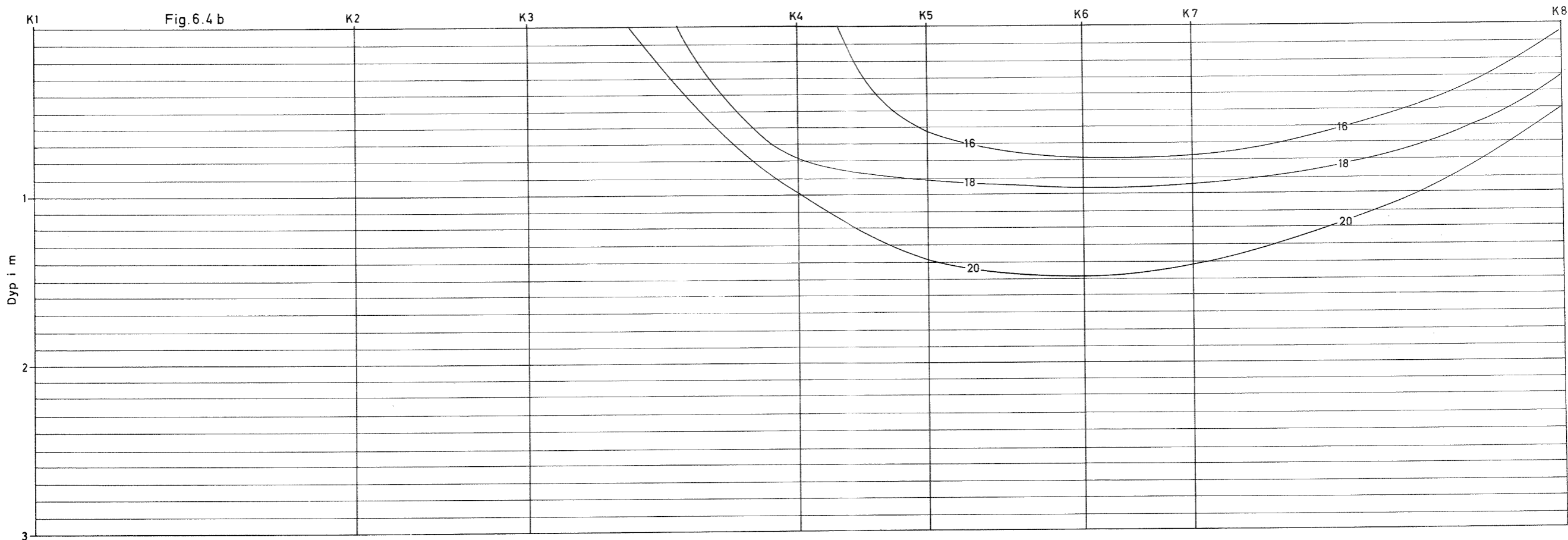


Fig. 6.4 b

Parameter : Salinitet (‰) Dato : 20/8 - 68

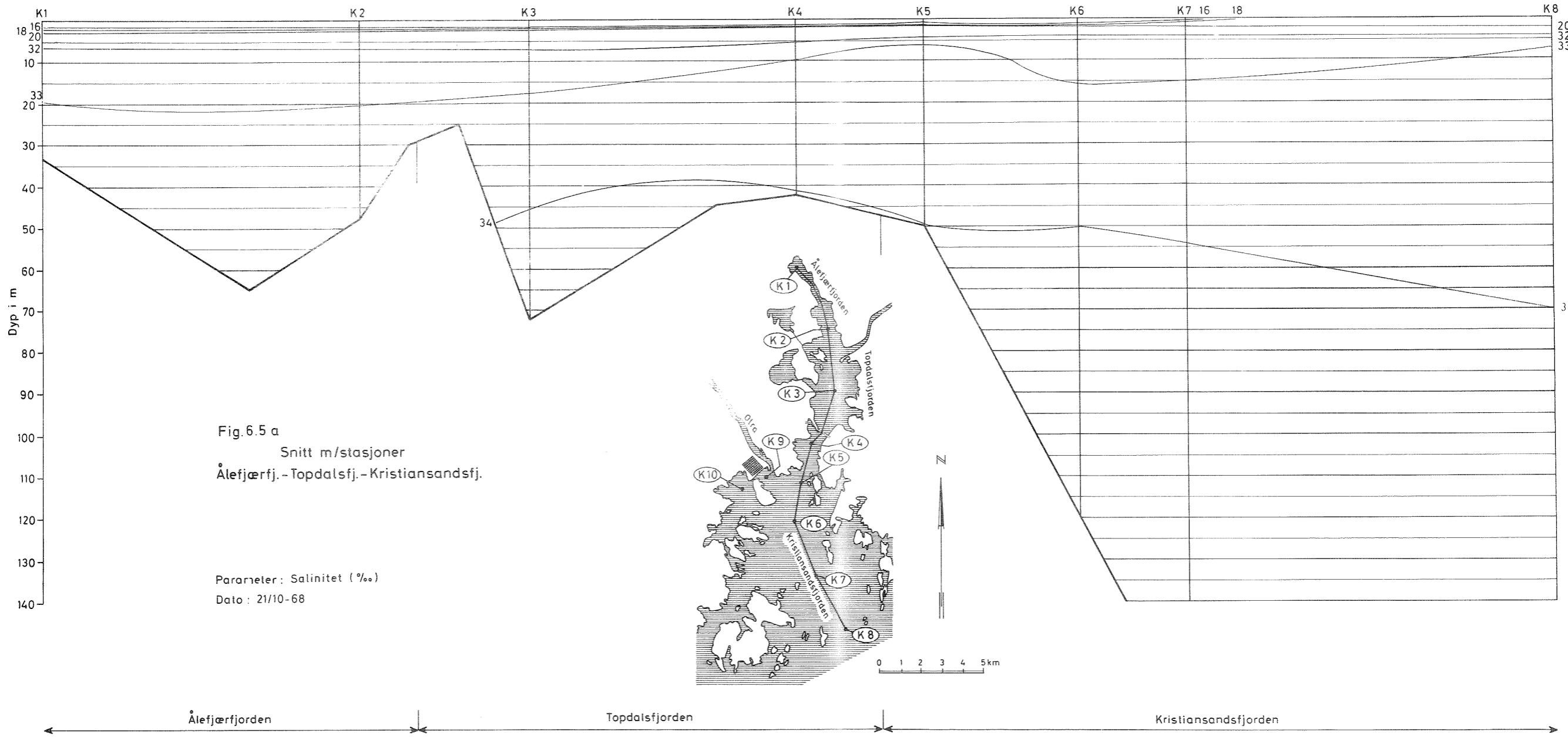
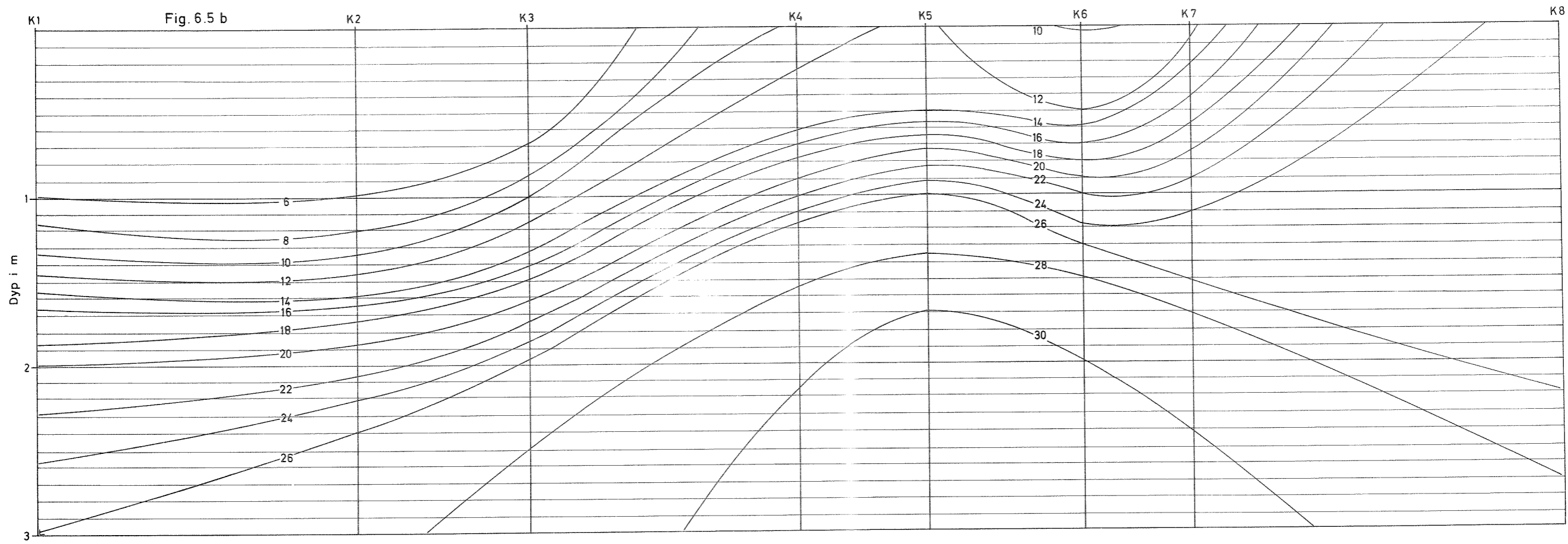


Fig. 6.5 b



Parameter : Salinitet (‰) Dato : 21/10-68

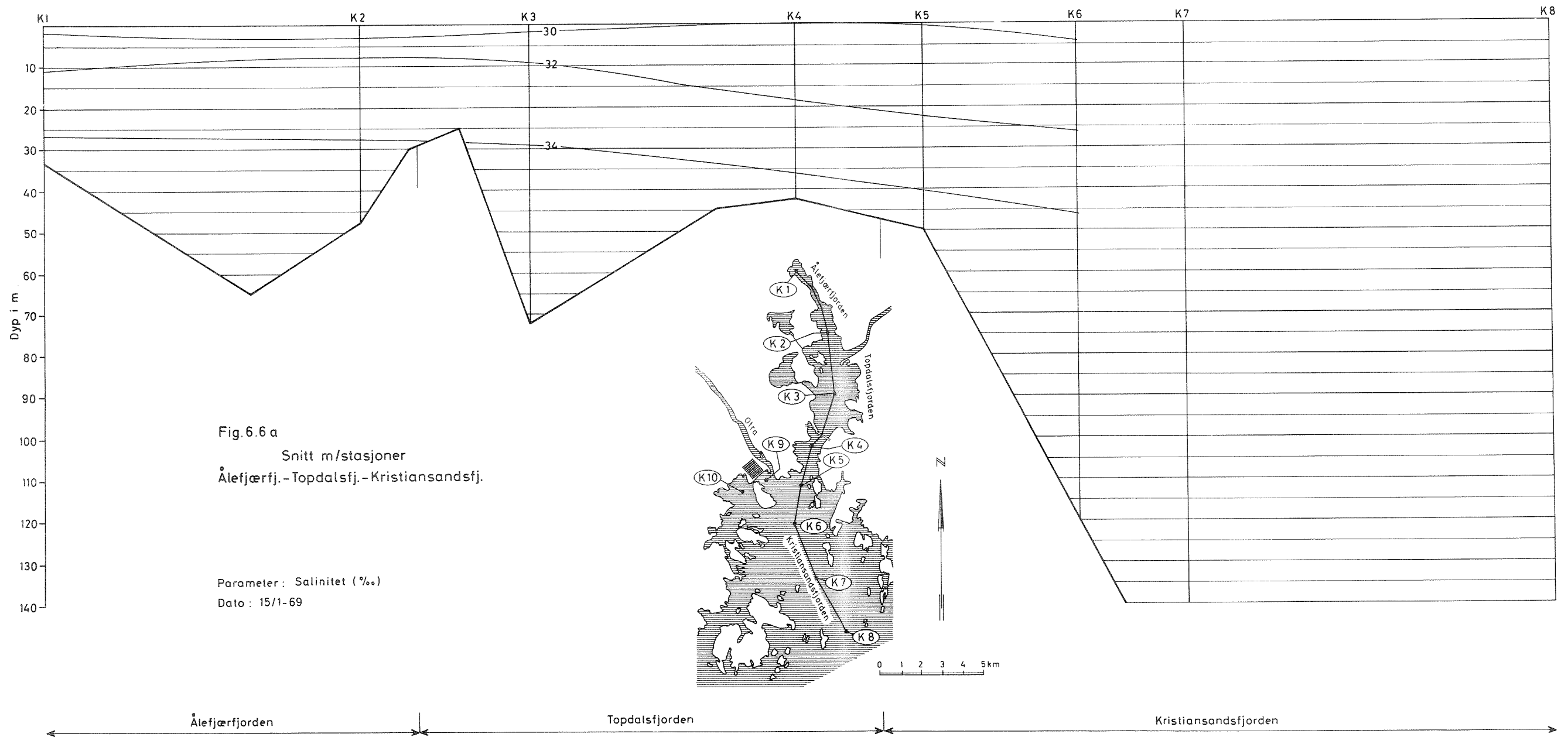
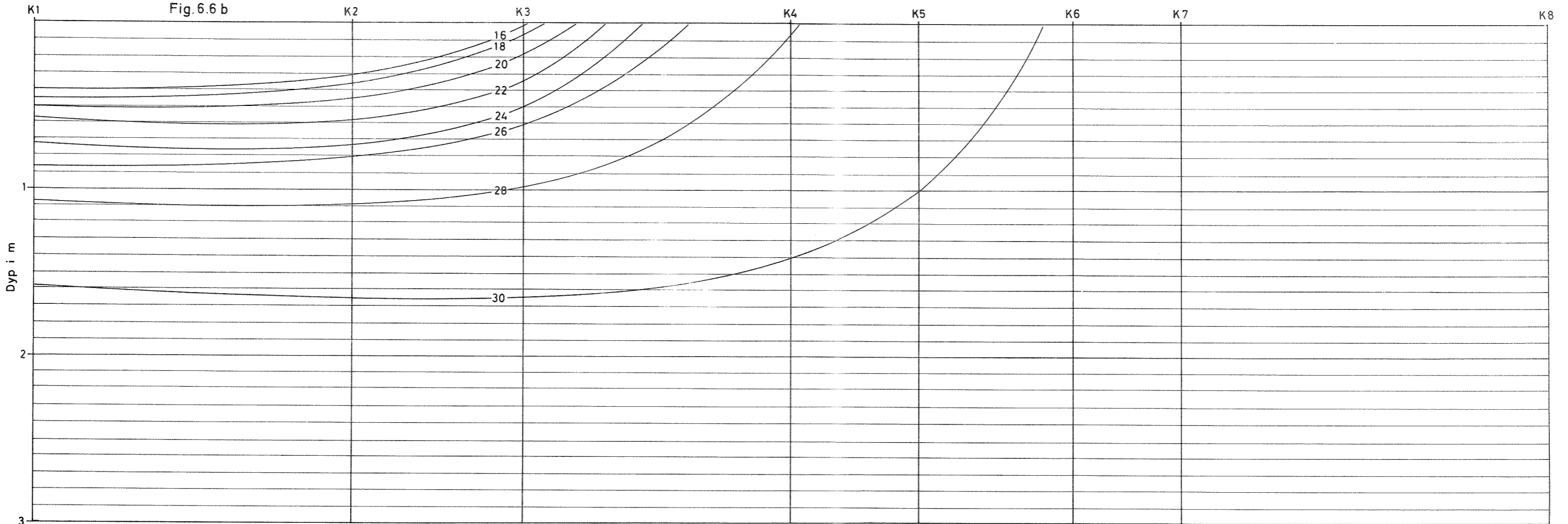


Fig. 6.6 b



Parameter : Salinitet (‰) Dato: 15/1-69

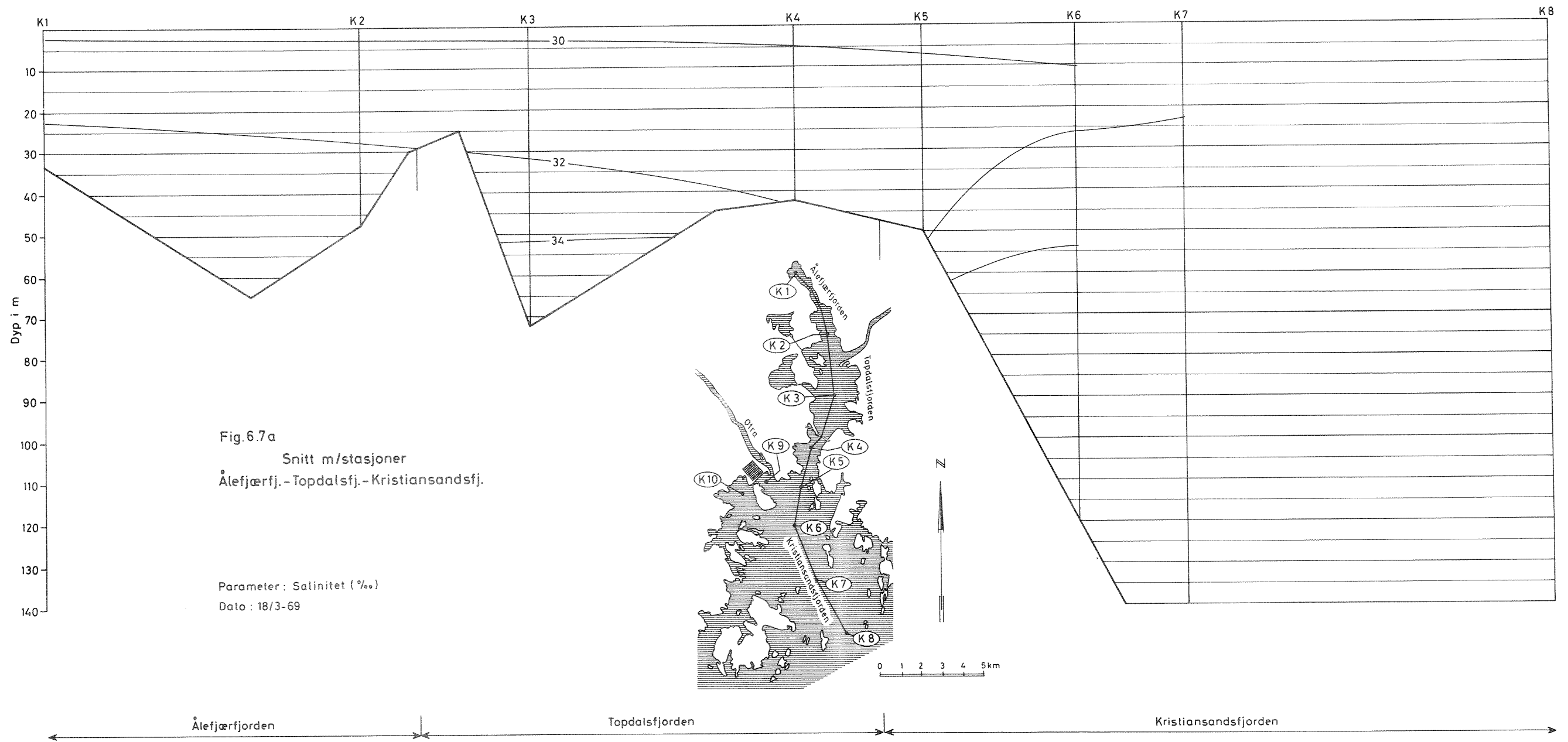
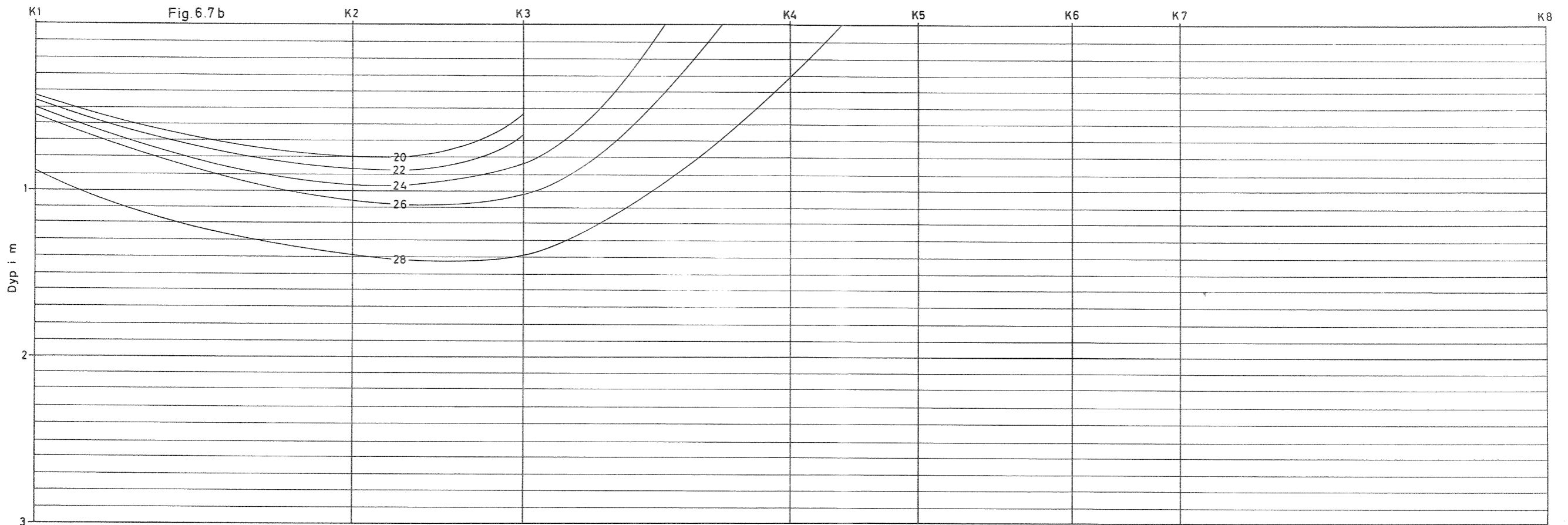


Fig. 6.7 b



Parameter : Salinitet (‰) Dato : 18/3 - 69

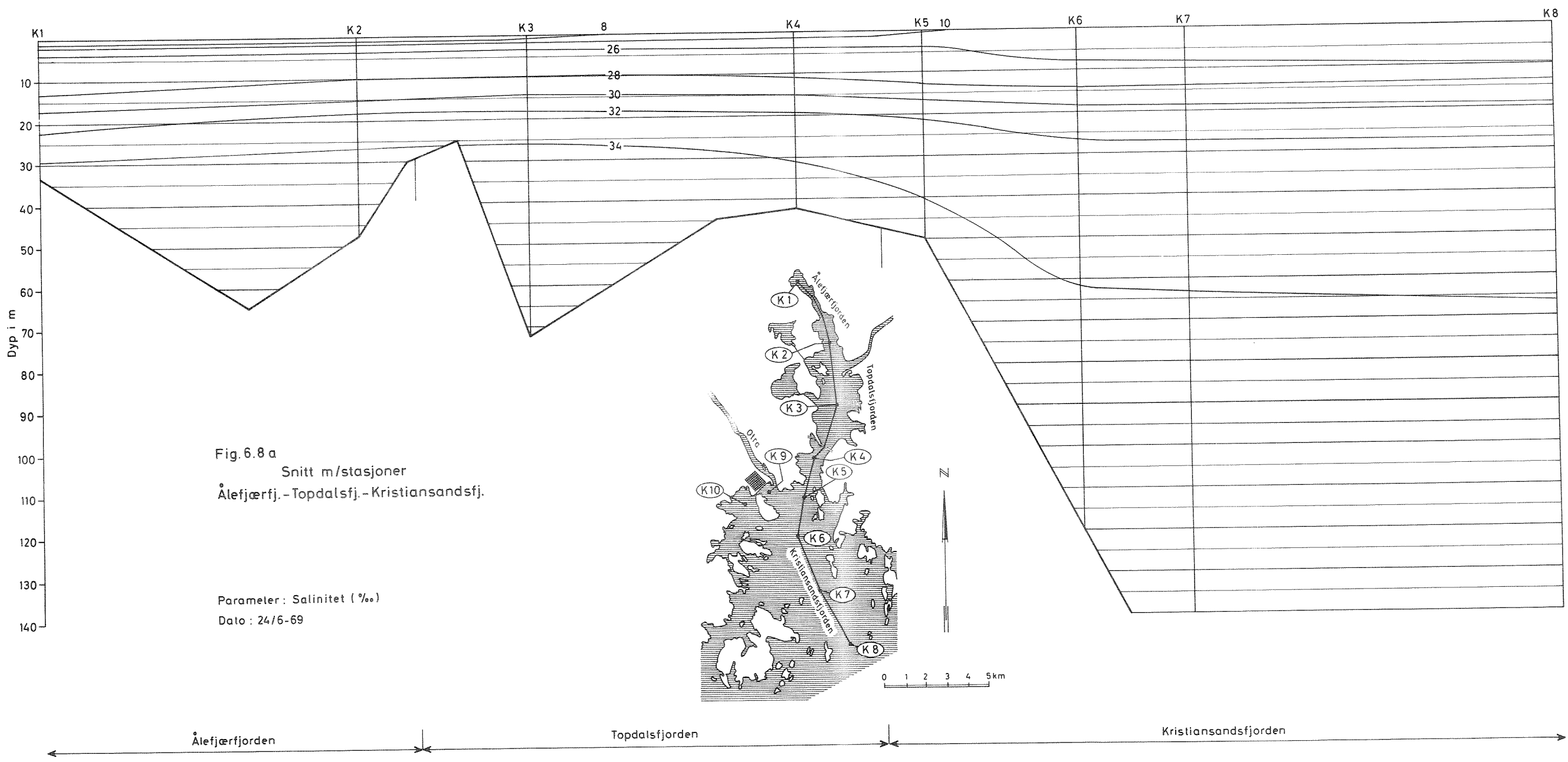
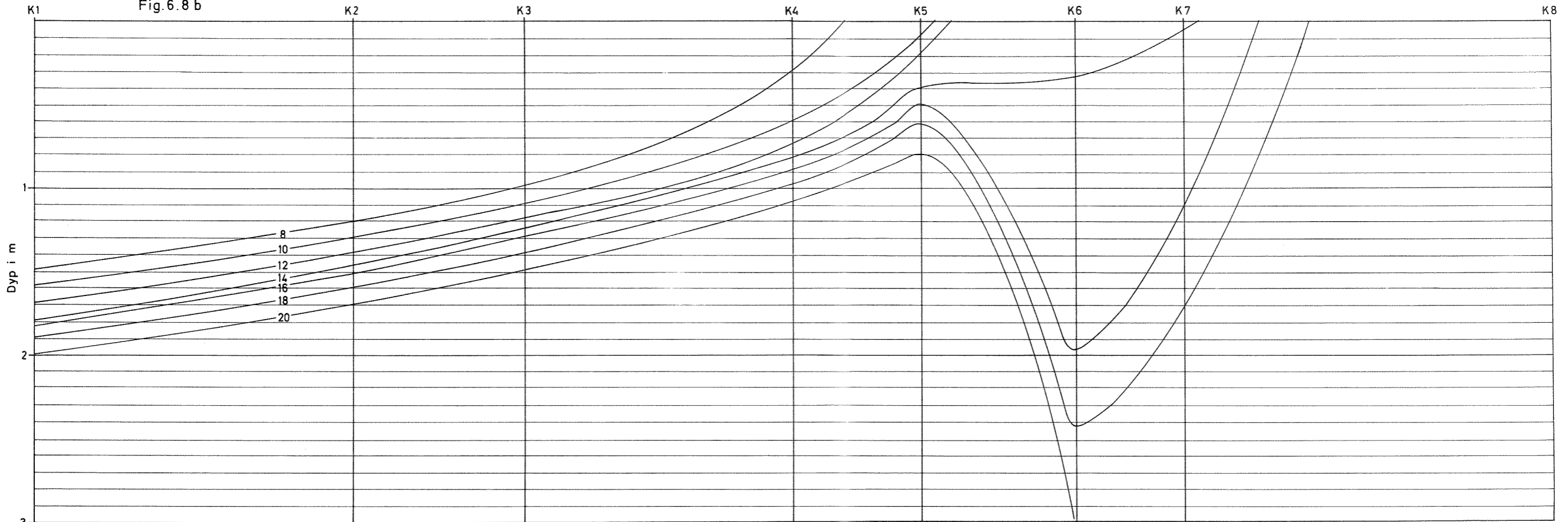


Fig. 6.8 b



Parameter : Salinitet (‰) Dato : 24/6 - 69

6.1.4 Den estuarine sirkulasjon

Når ferskvann strømmes ut i en fjord, vil ferskvannet rive med seg saltvann, og vi får en brakkvannsstrøm som vil øke i mektighet utover i estuarområdet. Saltvannet som trekkes opp i brakkvannsstrømmen, må erstattes med en kompensasjonsstrøm. Fenomenet er særlig merkbart ved munningen av en elv, men gjør seg gjeldende i hele estuarområdet.

For Otras vedkommende er forholdene vist i figur 6.9, 6.10 og 6.11 for ferskvannsføringer på henholdsvis $149 \text{ m}^3/\text{s}$, $68 \text{ m}^3/\text{s}$ og $140 \text{ m}^3/\text{s}$.

Isopletene for salinitet viser grenseområdet mellom sjøvann og brakkvann (sprangsjikt), og hastighetsprofilene hastigheten i hvert dyp. Også hastigheten i sjøvannsstrømmen oppover estuaret er meget markert, og det ble målt hastigheter opptil $0,25 \text{ m/s}$.

I figur 6.12 er innblandingen av sjøvann i Otras vannmasser beregnet for strekningen Tordenskjoldsgate - Tangen. Eksempelvis ser vi at den utgående vannføring på strekningen Tordenskjoldsgate - Tangen har øket fra omlag $120 \text{ m}^3/\text{s}$ til omlag $420 \text{ m}^3/\text{s}$ den 19. mars 1969.

Økningen i utgående vannføring kompenseres ved inngående saltvannsstrømmer i dyplaget.

Det ble gjort forsøk på å foreta tilsvarende observasjoner lenger ut i estuarområdet; men dette måtte oppgis på grunn av vanskelige vær- og strømforhold.

Det ble imidlertid foretatt en kartlegging av saliniteten i overflaten over hele estuarområdet. Resultatet for to situasjoner er vist i figur 6.13 og 6.14. Vannføringene var for Otras vedkommende henholdsvis $228 \text{ m}^3/\text{s}$ og $118 \text{ m}^3/\text{s}$ og for Topdalselva $62 \text{ m}^3/\text{s}$ og $53 \text{ m}^3/\text{s}$. Vinden var begge dager fra nordvest. Salinitetsisopleter viser tydelig brakkvannsstrømmene fra Otra og Topdalselva. For de fleste av våre observasjonsdager løper strømmene ikke sammen, men holdes atskilt av en "sjøvannskile".

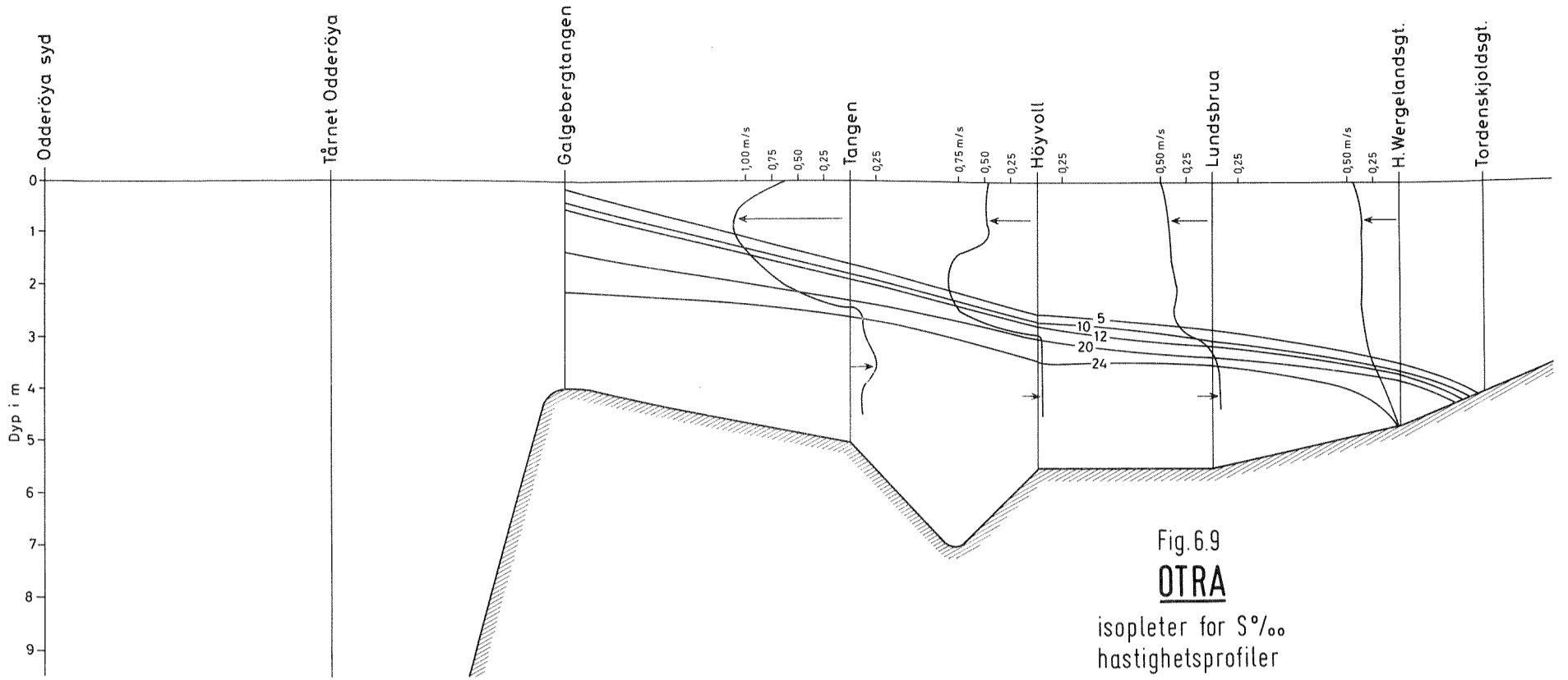


Fig. 6.9
OTRA
 isopleter for S‰
 hastighetsprofiler
 Dato: 4/7 68
 Q : 149 m³/s

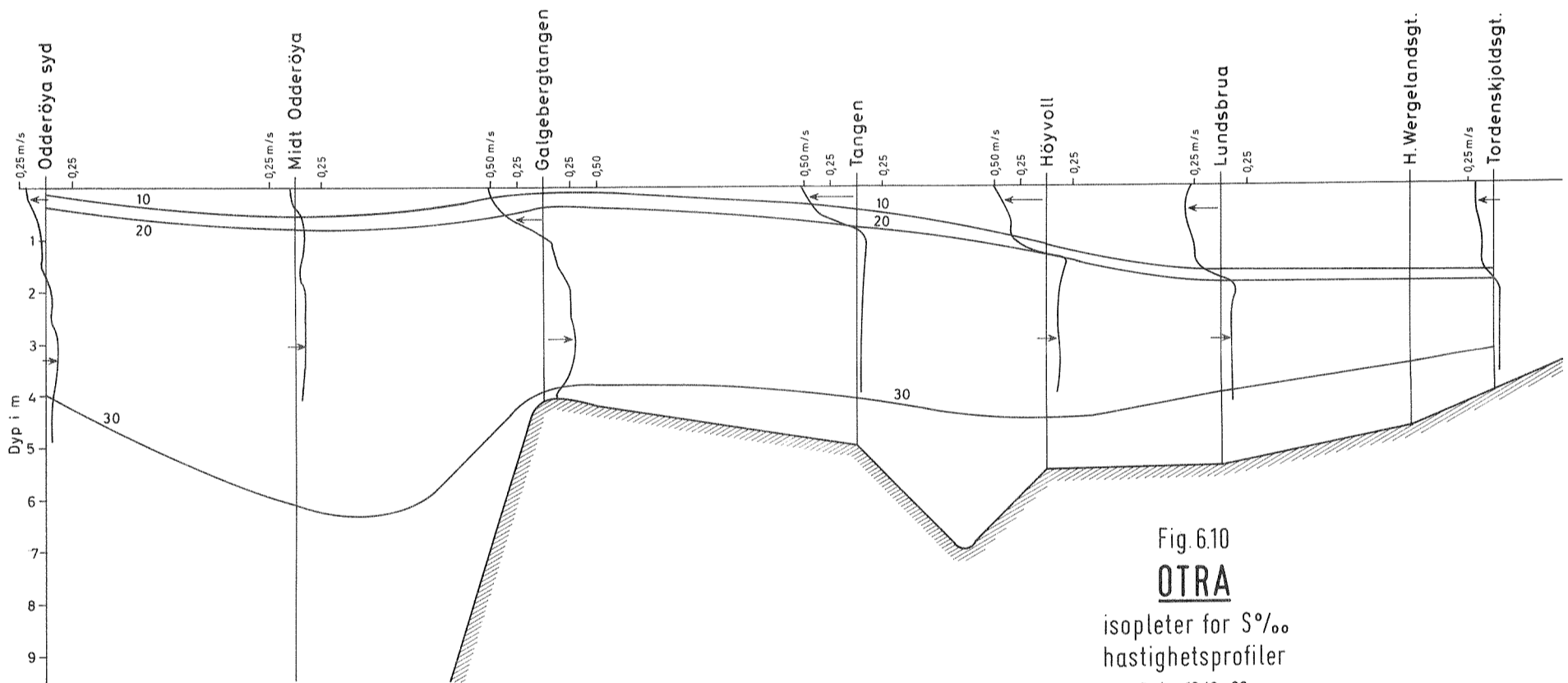


Fig. 6.10
OTRA
 isopleter for S‰
 hastighetsprofiler
 Dato: 19/3-69
 Q : 68 m³/s

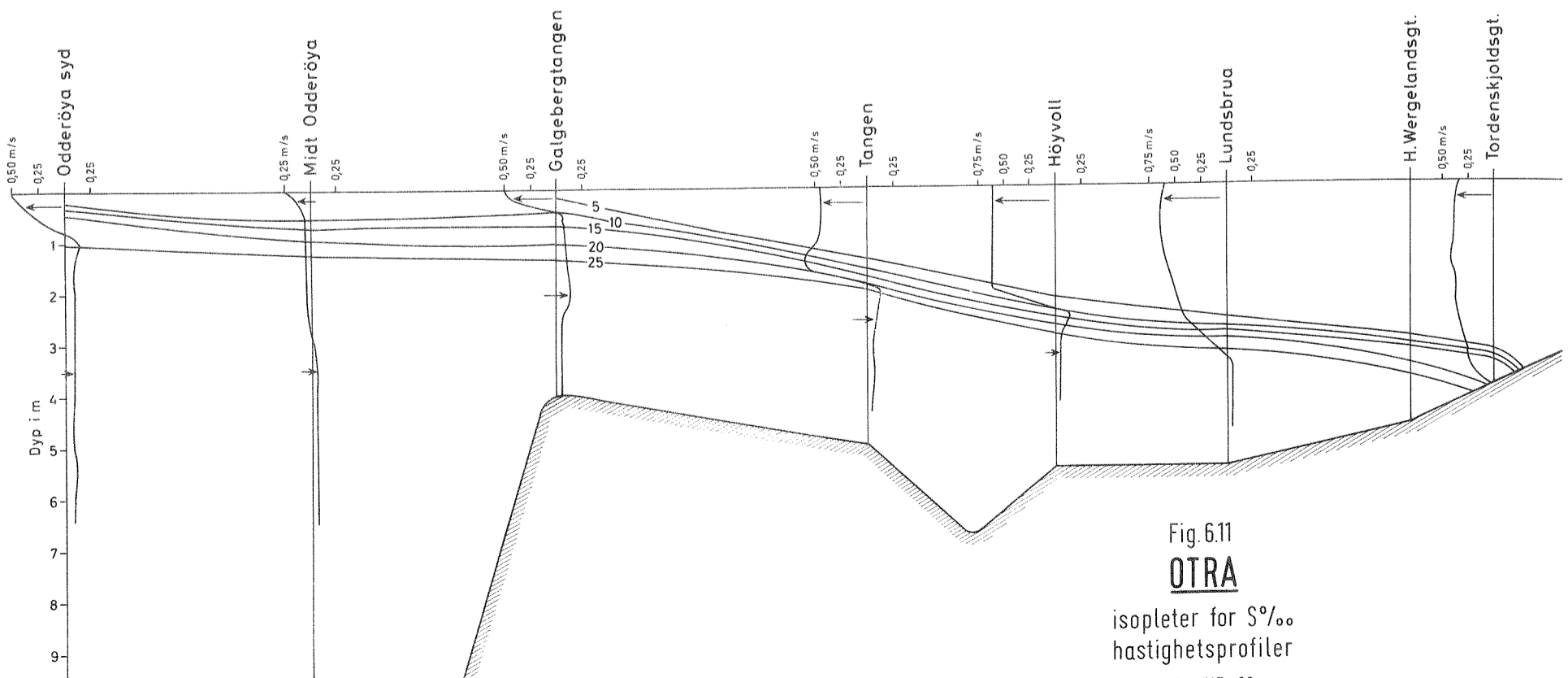
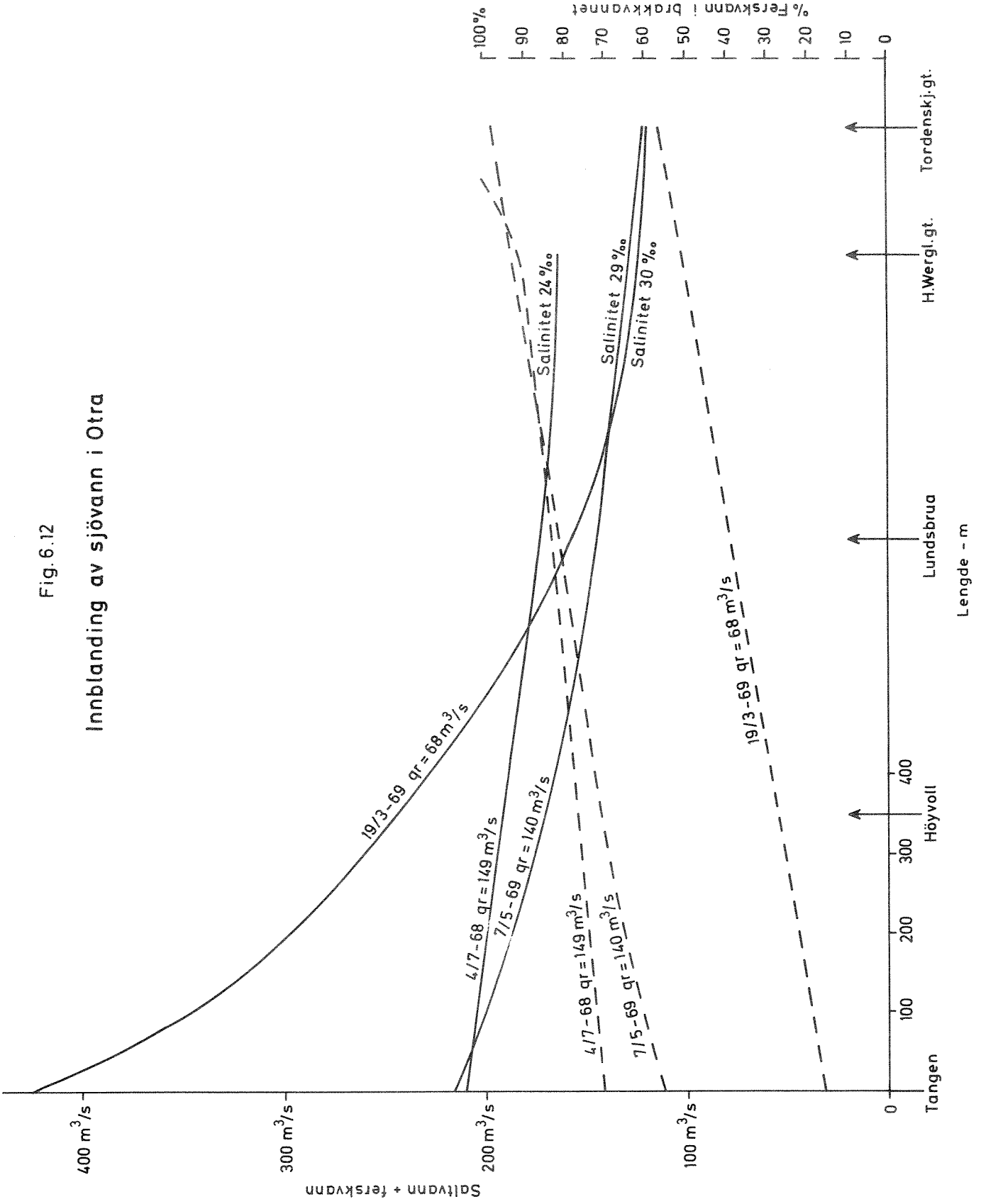
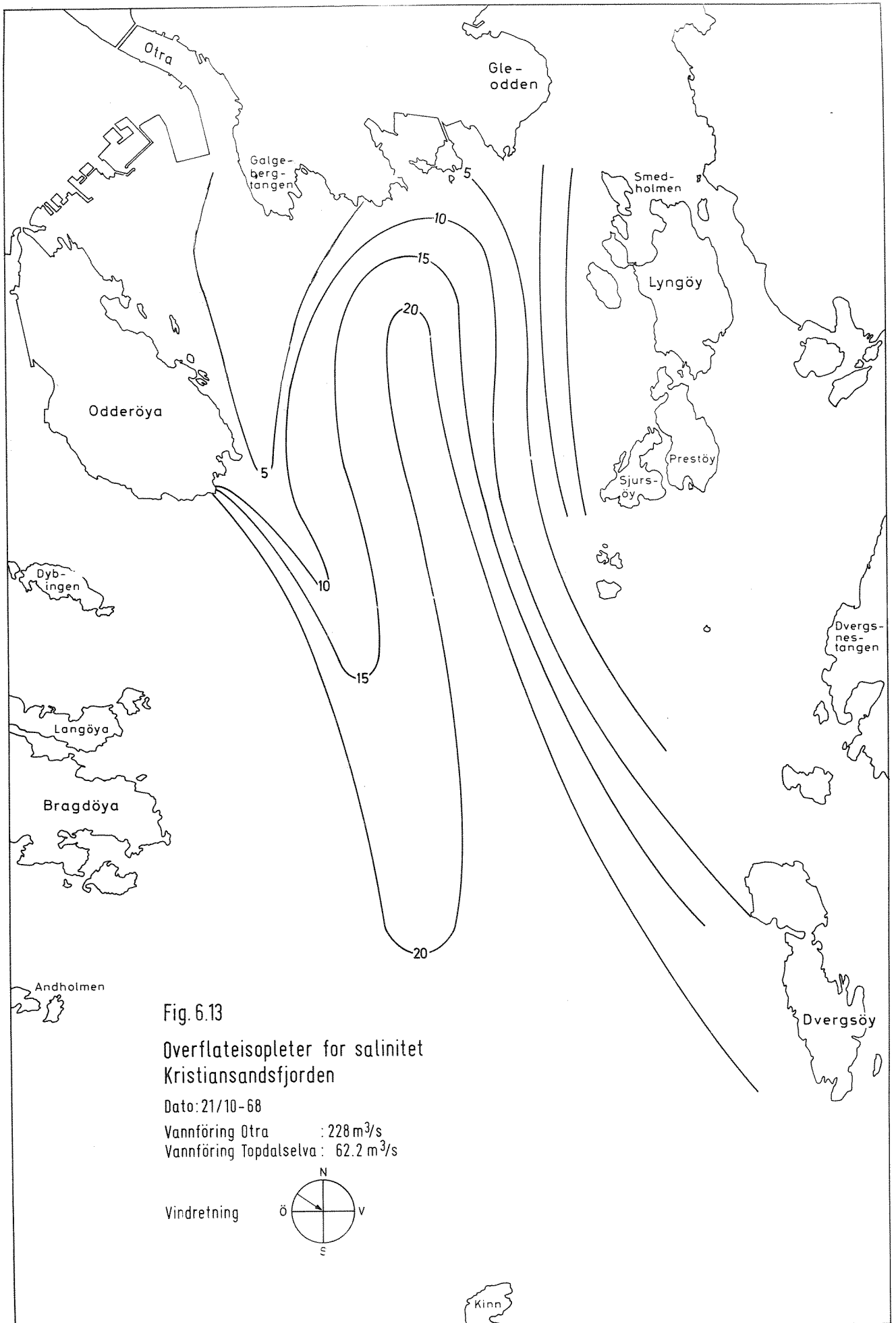


Fig. 6.11
OTRA
 isopleter for S‰
 hastighetsprofiler
 Dato: 7/5-69
 Q : 140 m³/s

Fig. 6.12

Innblanding av sjövänn i Oтра





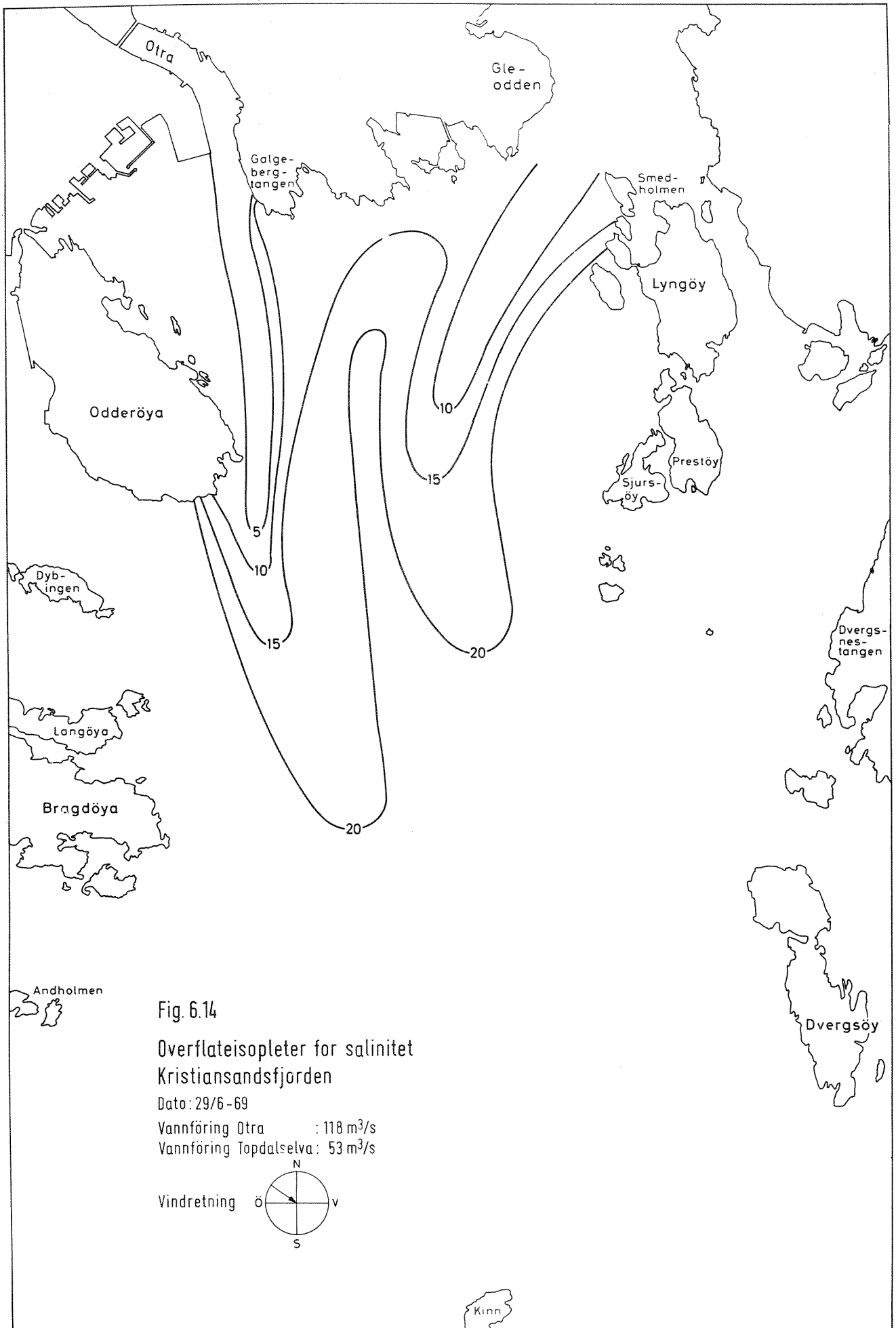
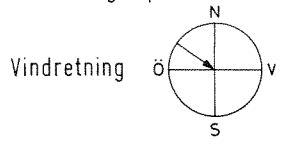


Fig. 6.14
 Overflateisopleter for salinitet
 Kristiansandsfjorden
 Dato: 29/6 - 69
 Vannføring Otra : 118 m³/s
 Vannføring Topdalselva: 53 m³/s



Ved større vannføringer vil Otras brakkvannsstrøm trekke mer mot øst, jfr. figur 6.13 og 6.14.

Vindforholdene påvirker strømbanene, særlig i de ytre områdene. En sterk østlig vind vil kunne presse brakkvannsstrømmen fra Topdalselva over i strømmen fra Otra. Vi har imidlertid alltid kunnet registrere Otras vannmasser helt ut mot Oksøy.

Å foreta en kartlegging av Topdalselvas utstrømning tilsvarende Otras, måtte oppgis da forholdene var for komplisert, vår bemanning tatt i betraktning. Topdalselvas brakkvannsstrøm må vende 90° før den tar veien ut Topdalsfjorden eller inn Ålefjærfjorden. Dette fører til virveldannelser, dessuten blir vannhastigheten meget nedsatt.

6.1.5 Tetthetsstrømmer

Når tettheten er forskjellig i to punkter som ligger i samme nivå, vil det kunne oppstå tetthetsstrømmer. Vannet strømmer fra lokaliteten med høyere tetthet til den med lavere inntil en utjevning har funnet sted. Dette vil bety at salinitetsvariasjoner i Skagerak vil influere på forholdene i resipientområdene.

For å studere disse forhold nærmere ble det i tidsrommet juni 1968 - april 1970 foretatt ukentlige observasjoner av saliniteten fra stasjon K 6. Resultatene er angitt som dybdeisopleter i figur 6.15. Saliniteten angitt i ‰ er oppført som ordinat mens tiden er angitt som abscisse. Isopletene er tegnet for følgende dyp: 0, 0,5 2, 4, 8, 12, 20, 30 og 60 m.

Observasjonene er meget interessante og indikerer at det i løpet av noen døgn kan inntreffe en stor utskiftning av vannmassene fra overflaten og ned til 60 meters dyp. Under dette nivå vil salinitetsforholdene være relativt stabile.

Variasjonene er mest markert i mars, juli og august måned 1969, men figuren viser at det foregår betydelige variasjoner over hele observasjonsperioden med intervaller på 4-6 uker.

Sammenlikner vi dette observasjonsmaterialet med observasjoner foretatt av Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt fra stasjoner ved Lista og Songvår fyr, figur 6.15, finner vi relativt gode overensstemmelser.

Dersom vindpåvirkningen er den betydeligste, og det oppstår vindspenninger på overflaten, opptrer de største hastigheter i de øvre lag. Vi får hastighetsprofiler som er antydnet i figur 6.17a og b, for henholdsvis små og store Richardsons tall.

Et tilsvarende strømningsbilde får man som følge av ferskvannstilstrømmingen til en fjord, den estuarine sirkulasjon.

Dersom årsaken er en tetthetsoverskylling, det vil si en tetthetsstrøm like over en terskel, vil de større hastigheter forekomme i dypere lag, antydnet i figur 6.18a og b.

Ordinære tetthetsstrømmer vil imidlertid kunne forårsake samme strømningsbilde, eventuelt at de sterkeste innstrømninger opptrer i de midlere dyp, figur 6.19a og b.

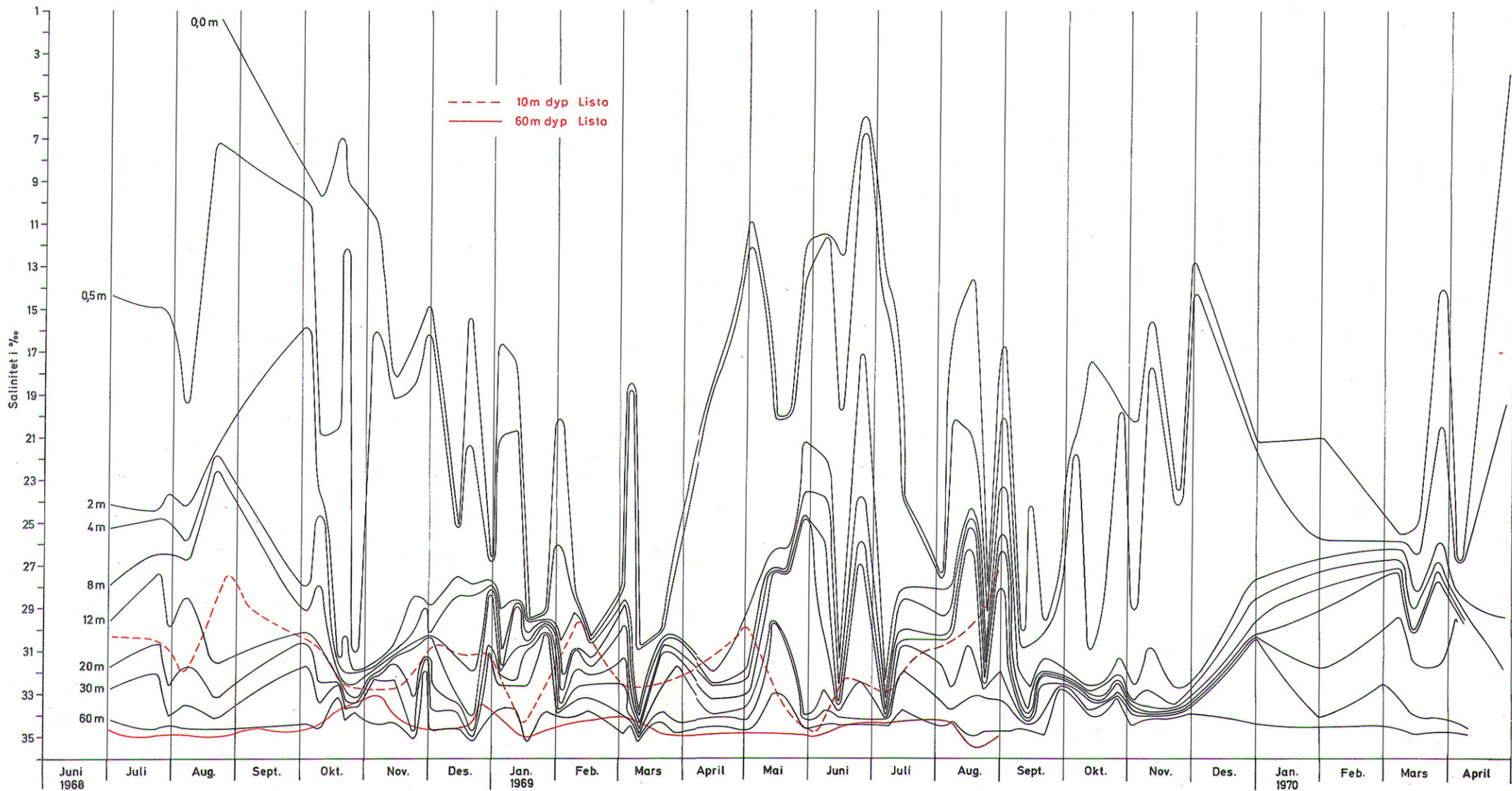
Hvilken rolle tidevannsstrømmen spiller, er vanskelig å fastslå. Av figur 6.16 synes det som om tidevannsstrømmen spiller en underordnet rolle den 17. juni til tross for at den forårsaket en innstrømning i størrelse av $40 \text{ m}^3/\text{s}$. Bunnstrømmen synes å være like stor enten tidevannet var stigende eller fallende. Under andre forhold vil imidlertid tidevannsstrømmen kunne spille en mer betydelig rolle.

Under observasjonsperioden var vinden fra syd med laber bris om morgenen økende til frisk utpå formiddagen og deretter avtagende til nærmest vindstille mot kvelden.

Fig. 6.15

Ukentlige salinitetsobservasjoner
i undersøkelsesperioden

Stasjon K.6



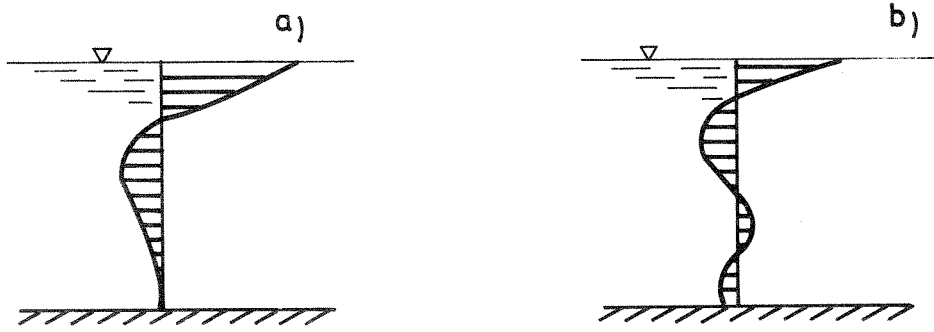


Fig. 6.17

Vindinduserte hastigheter

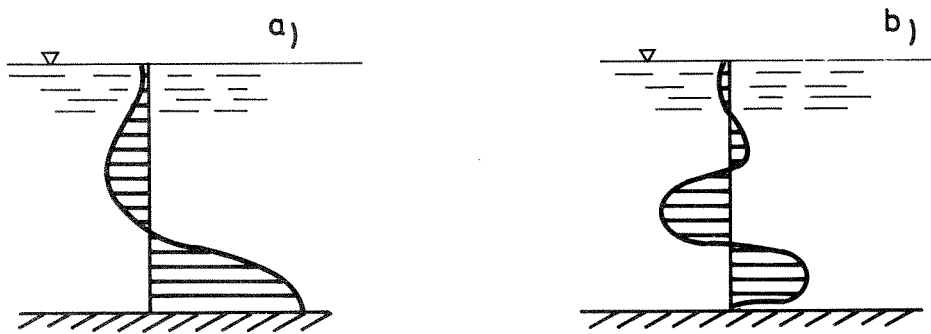


Fig. 6.18

Hastigheter forårsaket av tetthetsstrømmer
over en terskel

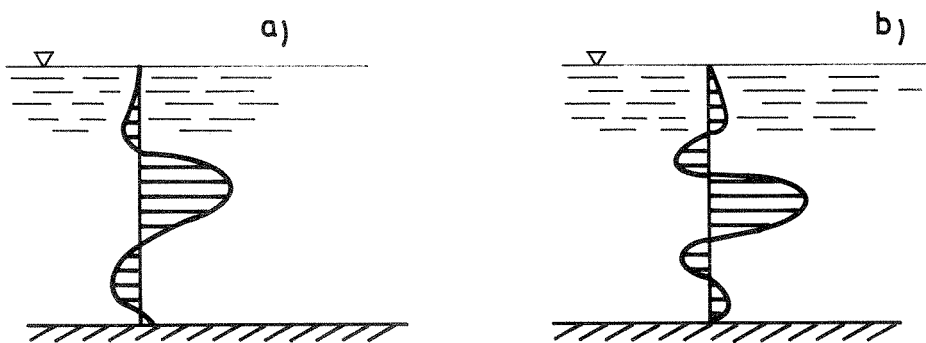


Fig. 6.19

Hastigheter forårsaket av ordinære tetthetsstrømmer

6.1.6 Vertikalsirkulasjonen

Som tidligere nevnt vil de enkelte utskiftningsmekanismer virke til dels uavhengig, til dels avhengig av hverandre.

Resultatet av disse krefters påvirkning vil vi i det følgende kalle vertikalsirkulasjonen. Den kan ofte forårsake strømmer i to eller flere lag. Dette kom tydelig frem når vi studerte vanntransporten i et snitt tvers av Topdalsfjorden. Etter en del prøvemålinger ble snittlinjen lagt under Varoddbrua. Her ble så strømhastigheter i flere dyp og retninger målt, likeledes saliniteten. Resultatene fra en slik måling er fremstilt i figur 6.16 for et utvalgt døgn, 27. juni 1969.

Det fremgår av observasjonsmaterialet at det foregår en innstrømning under 15 meters nivået over hele døgnet, men at den varierer noe i størrelse. Strømmen er meget markert enten tidevannet stiger eller faller. Den utgjør i gjennomsnitt i observasjonsperioden ca. $530 \text{ m}^3/\text{s}$.

Over denne bunnstrømmen finner vi så en utgående strøm som for de fleste observasjoner når helt til overflaten. For visse perioder blir den imidlertid brutt av en bladstrøm som er rettet innover.

Skal man forsøke å forstå disse observasjoner, må man ha klart for seg at flere utskiftningsmekanismer gjør seg gjeldende samtidig.

Den estuarine sirkulasjon "slår" igjennom i visse perioder. Vi kunne tydelig registrere utgående overflatestrømmer til tross for motsatt rettet vind. Dette vil selvfølgelig avhenge av hvor sterk motvinden er som kan føre til en oppstuvning av brakkvann og dermed en forstyrrelse av stratifiseringen.

Ut fra de observasjoner som foreligger, ser det ut som om tetthetsstrømmer er de mest dominerende den 27. juni. Vårt observasjonsmateriale er imidlertid ikke tilstrekkelig til å angi dette i tall. Ser vi på sprangsjiktets beliggenhet for de forskjellige tidspunkter, kan vi merke forandringer. En observasjonsperiode på flere døgn sammen med hyppige hydrografiske observasjoner i systemet, kunne her ha gitt svar på hvorvidt tetthetsstrømmer var den dominerende utskiftningsmekanisme.

Uansett hvilken mekanisme som har gjort seg sterkest gjeldende, kan vi fastslå at det har foregått kraftige inn- og utstrømninger med gjennomsnittlig transportert vannmengde på omlag henholdsvis $530 \text{ m}^3/\text{s}$ og $650 \text{ m}^3/\text{s}$. Differansen utgjør mer enn Topdalselvas vannføring. Forklaringen her ligger i at observasjonene ble foretatt på fallende tidevann mellom kl. 11 og 17.

6.2 Andre fysiske og kjemiske egenskaper

Andre fysiske og kjemiske egenskaper fremgår av analyseresultatene, gjengitt i EDB-utskriftene, omtalt under kapittel 5.3. Vi skal her bare trekke frem de viktigste forhold for vurdering av resipientene.

Bortsett fra visse områder, så som havneområder, innelukkede bukter og vikar, se kapittel 8.2.2, synes vannkvaliteten å være god uten merkbare påvirkninger fra forurensninger.

Unntak gjør Otras brakkvannsstrøm som både kan synes og luktes. Dette forhold skyldes industriforurensninger, omtalt i NIVA-rapport 0-209 "Undersøkelser av forurensninger av Otras nedre løp, 1960 - 1961".

Også bakevjen som Otra danner ved munningen, bærer preg av forurensninger, og man kan her med det blotte øye se hvor grenselinjen går mellom bakevje og brakkvannsstrøm. De fysiske-kjemiske analyseresultatene viser her langt dårligere verdier enn ut i de mer frie vannmasser.

Av spesiell interesse er oksygenforholdene i Ålefjærfjorden. Vi har ikke funnet oksygenvikt i dyplagene på noen av våre observasjonsdager. Dette er imidlertid observert av bestyrer G. Dannevig ved Flødevigens Biologiske Stasjon. Det ble funnet oksygenvikt i bunnlagene til følgende tider. 1925, 1931, 1932, 1938, 1948. I disse år var oksygeninnholdet i området $0,1 - 0,2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ i 60 m dyp.

I Kilsfjorden ved Kragerø har utskiftning skjedd i følgende år: 1926-28, 1930, 1932, 1939 og 1947. Dette ser ut til å passe med Kristiansandsobservasjonene.

Årsaken til at man i de senere år ikke har kunnet påvise oksygensvikt, kan være vanskelig å bestemme. Det kan skyldes flere forhold eller en kombinasjon av disse. Vi skal her nevne noen faktorer som vi mener er av betydning.

- a. Forurensningsbelastningen av organisk materiale fra sivilisatorisk virksomhet i Ålefjær har vært større enn den er i dag.
- b. Utskiftningsforholdene har vært spesielt gunstige i undersøkelsesperioden, eller man har vært uheldig med valg av stasjon eller prøvetakingsdyp.

Dannevigs observasjoner viser imidlertid at dyplagene i Ålefjærfjorden er følsomme for organisk belastning, og at utskiftningen av dyplagene her ikke er så effektive som lenger ute i systemet.

6.3 Biologiske forhold

6.3.1 Generelt

Den foretatte biologiske undersøkelse har vært av orienterende art. Formålet var å få et alminnelig inntrykk av forholdene i Kristiansands havn og tilstøtende fjordområder, ved siden av å etterspore eventuelle markerte forurensningseffekter og disses utbredelse. Foruten i havnebassenger og munningen av Otra er det gjort observasjoner på lokaliteter i Topdalsfjorden, Kristiansandsfjorden og i områder utenfor Søgne. Stasjonenes beliggenhet fremgår av figur 6.20 og av stedsangivelsene i tabell 6.3.

6.3.2 Metodikk

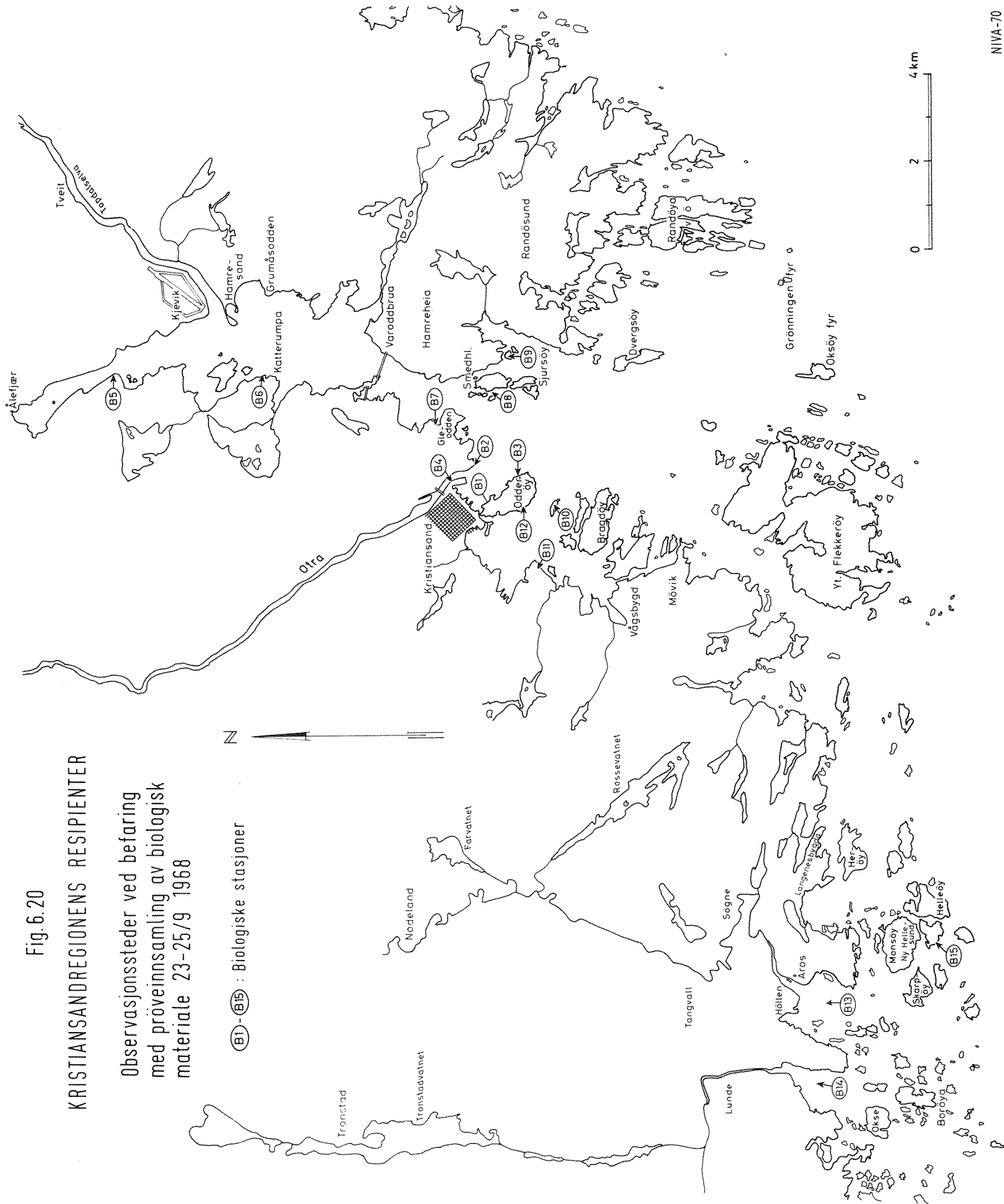
Materialet for den foreliggende rapport er observasjoner og innsamlede prøver fra en befaring 23. - 25. september 1968. Undersøkelsene har vært konsentrert om organismesamfunnene i littoralsonen (fjæra). Hovedvekten

Fig. 6.20

KRISTIANSANDREGIONENS RESIPIENTER

Observasjonssteder ved befaring med prøveinnsamling av biologisk materiale 23-25/9 1968

⊙(B1)-⊙(B15) : Biologiske stasjoner



er blitt lagt på forekomsten av alger (tang). Denne fremgangsmåte ble ansett for hurtigst å kunne gi de ønskede informasjoner. Fastsittende alger og de viktigste elementer av strandfaunaen er blitt registrert og delvis innsamlet for hånd og med skrape i 0 - 2 meters dyp. I det alt vesentlige har voksestedet vært stein; bare unntaksvik er det tatt med vekst på trevirke (st. 7, Marvigen) eller jord. De innsamlede prøver er blitt fiksert i 2% formalin og oppbevares ved NIVA:

Fortsett fra forholdene i Otra, som er beskrevet i en tidligere rapport fra instituttet (NIVA 1962), foreligger det få direkte opplysninger om strandflora og -fauna i undersøkelsesområdet. De alminnelige trekk i sammensetningen av strandens organismeliv er imidlertid vel kjent, og bedømmelsen av materialet er gjort på dette grunnlag.

De utvalgte observasjonssteder representerer stor variasjon med hensyn til naturgitte forhold, spesielt når det gjelder grader av ferskvannspåvirkning, men også i relasjon til bølgeeksponering. Dette er faktorer av vesentlig betydning ved den innbyrdes sammenlikning mellom lokalitetene.

Konklusjonene som er trukket, bærer preg av undersøkelsens begrensede karakter. Å løse opp komplekset av faktorer som ligger til grunn for organismesamfunnenes struktur på de enkelte stasjoner, er en omfattende forskningsoppgave. I denne rapport er det derfor bare mulig å gi en generell beskrivelse og henlede oppmerksomheten på de mer åpenbare forhold og sammenhenger.

6.3.3 Vurderinger med konklusjon

De foretatte registreringer og resultatene av bearbeidelsen av det innsamlede materiale er stilt sammen i tabell 6.3. I denne er det gitt en subjektiv vurdering av den relative mengdemessige forekomst av de enkelte arter i samfunnene, bygget på det visuelle inntrykk fra observasjonsstedene og mikroskoperingen av prøvematerialet. De kvantitative forhold er uttrykt ved tall fra følgende skala:

- 5: Dominerende
- 4: Hyppig
- 3: Vanlig
- 2: Sparsom
- 1: Sjelden.

Det ligger i sakens natur at slike subjektive anslag må bli noe usikre, særlig når det gjelder de lavere kvantitetsgrader, fra 3 og nedover. I tabellen er det derfor ofte benyttet tegnet +, som angir vedkommende organismes tilstedeværelse, uten at det er tatt standpunkt til dens mengdemessige betydning.

På den innerste av lokalitetene i Kristiansands havn (B - 4, i Otra nedenfor Lundsbrua) var det et samfunn preget av begroing med trådformede sopp og bakterier. Spesielt fremtredende var soppen *Fusarium aquaeductum*. Begroingen var imidlertid ikke fullstendig dominert av den heterotrofe veksten, idet flere slekter av grønnalger og en moseart også var representert. Den registrerte samfunnsstruktur (dominansen av sopp og bakterier over grønne planter) er representativ for ferskvannslokaliteter som er belastet med lett nedbrytbart organisk stoff, her i hovedsaken bestanddeler av sulfittavlut og husholdningskloakk.

De øvrige stasjoner i havnebassenget er alle mer eller mindre influert av ferskvannstilblanding, særlig i overflatelaget. I hvor stor grad dette er et overflatefenomen, antydes av forskjellen mellom de organismer som er funnet helt i overflaten og de som er observert ned til vel 2 meters dyp på den innerste av stasjonene på Odderøya (B - 1a og B - 1b i tabellen).

I 0-meter nivået fantes det ferskvanntilknyttede trådbakterier i et for øvrig artsfattig samfunn. Lenger ned var utvalget av vanlige marine arter større, mens trådbakteriene ikke var til stede.

Med unntak for ytre del av Galgeberggtangen (B - 2a) fremgår det av tabellen at det er meget få arter som er blitt registrert i fjæra i det indre havneområdet. Det er problematisk å knytte dette til bestemte miljøfaktorer, men lav og skiftende saltholdighet spiller uten tvil en rolle. Mens B - 2a lå rundt pynten på Galgeberggtangen, hadde B - 2b en beliggenhet i forlengelsen av elveløpet, og det er ikke usannsynlig at forskjellen i samfunnene på disse to steder primært skyldes ulik grad av ferskvannepåvirkning. Det kan imidlertid også ha sammenheng med andre belastninger som først og fremst er knyttet til vestsiden av Galgeberggtangen.

Aktuelle eksempler på slike påvirkninger er spillolje, avfallsdumping, industriutslipp etc. I så måte er det av en viss interesse at bukten mellom Fiskåtangen og Odderøya syntes å være særskilt fattig på organismer. Blant annet er den sparsomme forekomst av *Enteromorpha* spp. (tarmgrønnske) bemerkelsesverdig. Det delvise eller fullstendige fravær av denne gruppen og andre tolerante alger, f.eks. grønnalgeslekten *Cladophora* og *Fucus vesiculosus* (blæretang), kan ikke forklares under henvisning til salinitetsforholdene. De nevnte alger kan vokse i brakvann enn det som er registrert i denne del av havnebassenget.

Partikkeltransporten i Otra er et annet moment av betydning for utformingen av strandens flora og fauna i indre havn. Ved mikroskopering av prøver av overflatevannet ble det registrert et høyt innhold av papir- og cellulosefibre. Tilsvarende partikler ble funnet som et avsatt belegg på stein og vegetasjon i forbindelse med innsamling av det biologiske materiale. Et slikt belegg vil kunne hindre kimstadier og spredningsenheter i å feste seg, og således bidra til å redusere forekomsten av liv i fjæra.

Overflatevannmassene i Topdalsfjorden er også av utpreget brakvannskarakter, og dette kommer til syne i littoralsamfunnenes oppbygning. Arter som tåler variasjon i vannets saltholdighet, var mest fremtredende, og for øvrig var det på begge stasjoner (b - 5 og B - 6) en tendens til at Fucaceene, dvs. *Fucus vesiculosus* (blæretang), *Ascophyllum nodosum* (grisetang) og *Fucus serratus* (sagtang) først opptrådte på ca. 1 meters dyp. I hvert fall blæretang og grisetang finnes vanligvis høyere opp. Øverst i fjærebeltet var det sparsomt begrodd, og for det meste cyanophyceer (blågrønnalger). Ved siden av blågrønnalgeslekten *Spirulina* kan man merke seg forekomsten av rødalgene *Ceramium* cf. *strictum* og *Ahmfeltia plicata*, som begge er tolerante overfor temmelig brakt vann. (Disse var også utbredt utenfor Otras munning. Kfr. B - 1a og B - 2a i tabellen). Stasjon B - 7, Marvigen, var influert av ulike former for virksomhet: Diverse industri, skipstrafikk, søppelfylling og kloakkutslipp. Vannet var grumset og vegetasjonen på bryggene forholdsvis sparsom, bortsett fra en del begroing med grønnalgen *Blidingia minima*.

Både på lokalitetene i havneområdet og til dels i Topdalsfjorden var det ikke sjelden at algene hadde et mer eller mindre unormalt utseende. Det gjaldt særlig de større artene grisetang og blåretang. Forskjellige naturlige forhold har her vært av betydning; men spesielt i havnen kan man ikke se bort fra at ulike typer spillvann og avfall kan virke veksthemmende og fremme misdannelser.

De øvrige observasjonssteder (B - 8, B - 13, B - 14 og B - 15) gav inntrykk av normalt utviklede littoralsamfunn, slik de fremtrer i relativt uberørte områder. Forskjellen i artsantall og artssammensetning (kfr. tabell) kan tilskrives variasjon i naturlige miljøpåvirkninger eller være av mer tilfeldig karakter.

Den orienterende undersøkelsen av organismesamfunnenes utforming i strandsonen og på grunt vann i Kristiansands havn og nærliggende fjordområder har vist normale forhold unntatt i den umiddelbare nærhet av indre havn. Som kjent fra tidligere, er Otra nedenfor Hunsfoss preget av begroing med sopp og bakterier grunnet tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale, inklusive husholdningskloakkvann. I indre havn var strandens organismeliv fattig både i kvalitativ og kvantitativ henseende. Dette kan delvis betraktes som et resultat av sterk ferskvannspåvirkning og skiftende saltholdighetsbetingelser; men det er også rimelig å anta at de mangeartede forurensningsbelastningene gjør seg gjeldende, deriblant partikkelavsetninger. På grunnlag av det foreliggende materialet er det imidlertid ikke mulig å knytte de observerte fenomener til bestemte forurensningskategorier.

7. SAMMENDRAG OG DISKUSJON

Av praktiske grunner har vi kalt Kristiansandsfjorden, Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden for resipientområde K, resipientene utenfor Søgne for resipientområde S.

Resipientområde K har et nedbørfelt på ca. 5.789 km² og en direkte forurensningsbelastning fra ca. 45.000 personer. I tillegg kommer belastningen fra industri.

Nedbørfeltet for resipientområde S utgjør bare 405 km² og har en belastning fra 2.530 personer.

De klimatiske forhold er meget godt kartlagt, og vi kan i denne sammenheng betrakte områdene som ett.

Av spesiell betydning er vindforholdene som er mest fremherskende fra nord-øst, bare i sommermånedene juni - august er vinder fra syd-vest dominerende.

Avrenningen av ferskvann fra nedbørfeltene setter sitt preg på de hydrografiske forhold i begge resipientområder. Otrass vannføring ved vannmerke Røyknes er i årsmiddel 149 m³/s. Topdalselvas vannføring ved vannmerke Flaksvatn er i årsmiddel 64 m³/s. Avrenningen til resipientområde S via Lundeelva og Søgneelva utgjør til sammen i årsmiddel bare omlag 10 m³/s og er av mindre betydning for de hydrografiske forhold.

Den vesentlige forskjellen mellom de to resipientområder er de topografiske ulikheter. Resipientområde K består av fjorder og vikar og utgjør et langstrakt system på vel 20 km. Dybden av de frie vannmasser går helt ned til 260 m, og muligheten for kommunikasjon med vannmassene i Nordsjøen og Norskerenna vanskeligjøres ikke nevneverdig av terskler. Forhøyningen av bunnen ved utløpet av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden kan imidlertid ha en viss effekt. Resipientområde S derimot utgjør en smal og relativt grunn kyststripe ut mot Nordsjøen, bare skjermet av noen øyer og skjær. Vannutskiftningen vil her kunne foregå umiddelbart, mens den for resipientområde K vil kunne ta lengre tid.

Resipientundersøkelsen har vært mest konsentrert i område K hvor forholdene er mer komplisert, men resultatene herfra er av største betydning også for vurdering av resipientområde S.

Vårt undersøkelsesprogram har bestått av ett rutineprogram og ett spesialprogram. I rutineprogrammet inngikk en kartlegging av de hydrografiske forhold som skulle danne grunnlaget for våre vurderinger. I hele undersøkelsesperioden fra mai 1968 til og med april 1970 ble det foretatt tokter med innsamling av vannprøver og direkte analyser fra ca. 10 stasjoner i resipientområde K og fra ca. 4 stasjoner i resipientområde S. Antallet av stasjoner har variert noe idet vi har forsøkt å begrense prøvetakingen til fordel for andre undersøkelser.

Som rutineundersøkelse har det også vært foretatt en kontinuerlig registrering av vannstandsvariasjonene i Vestrehavnen og i Ålefjærfjorden. Stasjonene ble montert og drevet av Kristiansands kommunes ingeniørvesen, men instrumentene ble stillet til disposisjon av NIVA.

Som spesialundersøkelser har det vært foretatt en rekke forskjellige målinger for om mulig å forstå de enkelte vannutskiftningsmekanismers betydning. Undersøkelsene har vært komplisert, og det har vært nødvendig med utprøving og tilpasning av metoder. Også vinder fra sør vil forstyrre stratifiseringen og forårsake en oppstuvning av brakkere vann i de indre deler av områdene. Vi får kompensasjonsstrømmer ut i dypere lag. Når så vindpåvirkningen opphører, vil tetthetsstrømmer gjøre seg gjeldende så en utjevning finner sted. Vindpåvirkningen er forsøkt illustrert med figur 6.2 - 6.8.

Den estuarine sirkulasjon er særlig sterk i Otras estuar, og brakkvannsstrømmen vil øke i størrelse utover i estuaret idet saltvann blandes inn i den utgående brakkvannsstrøm. Kompensasjonsstrømmen inn langs bunnen er til sine tider meget kraftig. Forholdet er illustrert i figur 6.9 - 6.12.

En tilsvarende kartlegging av brakkvannsstrømmen lenger ut i Kristiansandsfjorden var ikke teknisk mulig. Det ble i stedet foretatt en kartlegging av saliniteten i overflaten i Kristiansandsfjorden, og i figur 6.13 og

figur 6.14 har vi vist brakkvannsstrømmenes hovedbaner for hva vi kan kalle normale situasjoner. Vindpåvirkning kan influere på brannvannsstrømmenes retning, spesielt vinder fra øst.

En kartlegging av Topdalselvas innflytelse på den estuarine sirkulasjon ble også forsøkt, men på grunn av den store avbøyningen strømmen må ta, skapte dette spesielle problemer. Vi valgte i stedet å kartlegge vanntransporten i et snitt på tvers av Topdalsfjorden ved Varoddbrua.

Ferskvannstilrenningen til resipientområde S er meget liten, men de samme prosesser gjør seg gjeldende. En detaljert kartlegging har imidlertid ikke vært teknisk mulig.

Siden Nordsjøen ligger utenfor, vil forandringer her virke inn på forholdene i resipienten. Variasjoner i salinitet her ute vil influere på de hydrografiske forhold i begge resipientområder. Figur 6.15 viser ukentlige salinitetsobservasjoner fra Kristiansandsfjorden for hele undersøkelsesperioden, og det fremgår tydelig at det fra overflaten og ned til 60 m foregår betydelige salinitetsendringer av vannmassene i løpet av bare noen dager.

Vi har i kapittel 6.1 beskrevet virkningen av de enkelte utskiftningsmekanismer og antydnet størrelsesorden. Beregningene er ikke helt korrekte da det ikke er mulig å skille virkningen av de enkelte prosesser fra hverandre. Virkningen av samtlige mekanismer har vi derfor betegnet som en vertikalsirkulasjon, og den er illustrert ved figur 6.16.

Det synes her som om tetthets- og kompensasjonsstrømmer dominerer strømningsbildet, men vårt observasjonsmateriale er for lite til å gi et entydig svar. Vi har imidlertid gjentatte ganger registrert en innstrømning i dyplagene med en utstrømning i øvre lag. Til tider vil det være strømmer i mer enn to lag.

Beregninger basert på observasjonsmaterialet fra ett utvalgt døgn viser at vi i middel over observasjonsdøgnet hadde en innoverrettet dypstrøm i størrelse av $530 \text{ m}^3/\text{s}$ og en tilsvarende kompensasjonsstrøm ut.

Vår resipientundersøkelse har ikke vært omfattende nok til å studere virkningen av horisontalkrefter, dvs. sentrifugalkrefter og Coriolis krefter.

De fysiske og kjemiske parametre, gjengitt i EDB-utskriftene, bekrefter det som er angitt ovenfor, at vannkvaliteten i de frie vannmasser er god, og at det foregår stadige utskiftninger. Unntak gjør Østrehavnen og Vestrehavnen hvor vannkvaliteten er dårligere, spesielt i bak-
evjen fra Otras utstrømning.

Spesiell oppmerksomhet bør imidlertid rettes mot oksygenforholdene i bunnlagene i Ålefjærfjorden. Vi har ikke observert oksygenvikt her i vår 2-årige observasjonsperiode, men tidligere observasjoner, utført av bestyrer Dannevig, viser oksygenvikt. Man bør derfor være varsom med å belaste denne fjord med organiske forurensninger.

Vannkvaliteten i resipientområde S er særlig god, men til gjengjeld vil områdets rekreasjonsverdi kreve at denne opprettholdes.

Lokale forurensningseffekter har vært påvist i begge resipientområder, men disse kan rettes opp med tekniske tiltak.

Den biologiske undersøkelsen av organismesamfunnenes utforming i strandsonen og på grunt vann i begge resipientområder har vist normale forhold. Unntak utgjør Vestrehavnen og Østrehavnen som for så vidt var ventet. Østrehavnen bærer preg av forurensningsforholdene i Otra, og strendenes organismeliv er fattig både i kvalitativ og kvantitativ henseende. Ferskvannspåvirkningen og dermed skiftende salinitetsbetingelser spiller også inn.

8. TEKNISKE TILTAK

8.1 Generelt

8.1.1 Forurensningsformer

Med avløpsvann menes her alle former for forurenset vann, vanlig husholdningskloakk, avrenningsvann fra landbruket og vann fra forskjellige industrigrener.

De primære forurensninger kan deles i følgende hovedgrupper:

Organisk stoff som nedbrytes i vannet

Uorganiske stoffer som gir gjødslingseffekt i vannet

Olje

Giftstoffer

Smitteførende bakterier og virus.

Som oftest vil man finne en kombinasjon av alle forurensningstyper, men det er de to førstnevnte som foreløpig er de dominerende. De oppløste næringsstoffene gir grunnlag for en rik vekst av alger og høyere planter, som i sin tur kan føre til oksygenmangel i fjordsystemene. Giftstoffer har bare unntaksvis skapt permanente problemer, men utslipp ved uhell eller skjodesløshet forekommer ganske hyppig og kan forårsake fiskedød.

Forurensningsvirkningen i resipienten kan karakteriseres på forskjellig måte, men det er særlig to former vi her skal ta for oss, - saprobiering og eutrofiering.

Saprobiering er en forurensningsvirkning av organisk stoff som medfører vekst i resipienten av heterotrofe organismer, gjerne bakterier, sopp og protozoer, som nyttiggjør seg disse stoffene som næring. Heterotrofe organismer er de organismer som foruten vann og mineraler trenger tilførsel av organisk stoff. Avhengig av forholdene i resipienten og utslippenes art og mengde kan det dannes utstrakte begroinger av ulike

organismer. Masseforekomst av disse heterotrofe organismer gjør vannmassene uskikket til mange av de formål de skal tjene.

I flere av våre fjorder medfører belastningen med organisk stoff problemer for oksygenbalansen. Dette gjør seg spesielt gjeldende i typiske terskelfjorder, med en stor organisk egenproduksjon som følge av en eutrofiering eller en for stor belastning fra avløp.

Eutrofiering er en forurensningsvirkning forårsaket av gjødselsstoffer som medfører økt plantevekst i resipienten. Mens organismene som utvikler seg ved saprobiering, nedbryter organisk stoff i forurensningene og benytter seg av dette som energigrunnlag for sine livsprosesser, bygger organismene som utvikler seg ved eutrofiering opp nytt organisk stoff. Dette gir opphav til en sekundær belastning av resipienten med organisk stoff.

I praktisk sammenheng er følgene av eutrofiering ofte en nedsatt brukbarhet av vannet til forskjellige formål. Fiskeriinteresser er skadelidende ved at verdifulle fiskearter får reduserte livsmuligheter eller utrykkes. Store algeforekomster nedsetter gjerne vannets verdi i rekreasjonsmessig sammenheng på grunn av en nedsatt siktbarhet.

8.1.2 De viktigste forurensningskilder

Husholdningskloakk - avløpsvann fra husholdning -
fra boliger, kommunale anlegg m.v.

Vannet inneholder betydelige mengder av organisk stoff og er rikt på mikroorganismer. Innholdet av næringssalter vil variere en del, men det vil alltid være et stort innhold av fosfor- og nitrogenholdige komponenter. Husholdningskloakkvann vil i regelen også kunne inneholde smitteførende bakterier og virus.

Ca. 2/6 av forurensningene, figur 8.1-1 består av såkalte sedimenterbare stoffer, dvs. partikulære forurensninger som er så vidt tunge og store at de i forholdsvis stillestående vann vil sedimentere.

Ca. 1/6 av forurensningene er mer finfordelte partikler som kalles svevestoffer fordi de svever i vannmassene og i liten grad har mulighet til å sedimentere. Den andre halvdel, ca. 3/6 av forurensningene, består av såkalt oppløste og kolloidale stoffer.

Avløpsvann fra industri

Avløpsvann fra industri varierer med industriens art. De bedrifter som bare bruker vann i forbindelse med personlig hygiene og matlagning, byr stort sett på de samme problemer som en vanlig husholdning. For de våte industribedrifter som bruker vann i forbindelse med produksjon, er problemet som oftest betydelig større.

Forurensningene kan være av forskjellig art. Fra treforedlingsindustrien kommer det store mengder organisk stoff både som fiber og i oppløst form. Fra disse produksjonsprosesser går også en betydelig del av de brukte kjemikalier i avløpsvannet.

Ved produksjon og bearbeiding av jern og andre metaller får man andre forurensningskomponenter som kan inneholde sterkt giftige stoffer som medfører store skader i resipienten. Også kjemisk industri kan ha store utslipp av kjemikalier som kan skape betydelige forurensningsvirkninger.

Avløpsvannet fra næringsmiddelindustrien inneholder ofte store mengder organisk stoff, og minner om avløpsvann fra husholdninger. Til denne gruppe hører bl.a. meierier og slakterier, konserverings- og fiskeforedlingsfabrikker.

Avløpsvann fra landbruk

Forurensning fra landbruket faller i flere kategorier. Med en intensiv jordbruksdrift vil mengden av næringsstoff i avrenningsvann fra dyrket mark øke. Effektiv drenering av marken vil forsterke dette fenomenet. Spillet fra utette gjødselskjellere og landkummer vil også lett komme ut i vassdrag.

Nye driftsmåter har skapt nye forurensningsproblemer. Her kan nevnes halmluting som gir et sterkt alkalisk avløpsvann. Pressaft fra siloer inneholder mye organisk stoff av en slik natur at det kan virke giftig på livet i vann.

I en stilling for seg står biocidene. Hittil har man ikke sikkert påvist forurensningsgrad i våre vassdrag etter bruk av slike, men problemet er lite undersøkt. Så lenge man vet så lite om langtidsvirkningen av dem, bør de holdes under nøye oppsikt.

Oljeholdig avløpsvann

Olje representerer en betydelig forurensningskilde. I forbindelse med lagring, transport og forbruk skjer det stadig utslipp av olje og oljeholdig vann. I tillegg har vi store utslipp som skyldes uhell.

Luftbårne forurensninger

Luftbårne forurensninger har man i de senere år registrert i form av en betydelig økning i surhetsgraden i en rekke vassdrag. Hvorvidt dette har gjort seg gjeldende for vassdragene innen resipientavsnittene, vites ikke med sikkerhet.

En del av de luftbårne forurensningene stammer fra Norge, men en del kommer trolig fra andre industriland. Det viser seg at det kan være nær sammenheng mellom luftforurensning og vannforurensning, og dette er et forhold man må ha for øyet når man i fremtiden skal vurdere resipientenes vannkvalitet.

8.1.3 Prinsipper for rensing av avløpsvann

De metoder som benyttes for rensing av avløpsvann, kan deles i mekaniske (fysikalske), biologiske og kjemiske. For kommunalt avløpsvann har de mekaniske og biologiske anlegg som hovedoppgave å redusere den organiske stoffmengde som foreligger i partikulær (slam) og/eller i oppløst form. De kjemiske anlegg tjener hovedsakelig til å redusere avløpsvannets innhold av næringsstoffer, mens reduksjonen av organisk stoff også er betydelig.

Disse tre prinsipielle metoder kan enten benyttes hver for seg eller kombineres på forskjellig måte. Det vil avhenge av hvilke behov som skal tilfredsstilles, og hvilke rensetekniske enheter som lokalt måtte foreligge ved vurdering av ytterligere rens tiltak.

Reduksjon av organisk stoff

Ved mekanisk rensing (figur 8.1-2) fjerner man grove partikler, slam som lett synker, og stoff som flyter. Denne form for rensing kan benyttes dels alene, dels som en forrensing før biologisk eller kjemisk rensing. Dette vil hindre stoff som kan virke forstyrrende på driften, i å komme inn i det etterfølgende anlegg. Forurensningsbelastningen på disse rensenheter blir dessuten redusert.

I et mekanisk anlegg fjernes partikulære forurensninger ved hjelp av avsiling og sedimentering. Ved sedimentering menes i avløpsteknisk sammenheng at suspenderte (svevende) partikler som er tyngre enn vann, synker til bunns i store bassenger.

I disse sedimenteringsbassenger passerer avløpsvannet med liten hastighet for at sedimenteringen skal kunne finne sted. Bassengene får normalt store dimensjoner fordi det er nødvendig at avløpsvannet gis en oppholdstid på 1 - 4 timer.

I de mekaniske anlegg reduseres avløpsvannets organiske stoffmengde med 30 - 35%. Av den totale fosformengde antas at ca. 15% fjernes i et mekanisk anlegg. Denne stoffmengde representerer det slam som, om det ble sluppet ut i en resipient, ville synke til bunnen umiddelbart og danne slambanker i nærheten av utslipningspunktet.

Slammet som tas ut av anlegget, må deponeres på en eller annen måte; men før dette kan skje, må det enten stabiliseres og/eller avvannes.

Biologiske renseanlegg (figur 8.1-3) har som oppgave å fjerne finfordelte suspenderte partikler som ikke er sedimentert i et foregående anlegg, og å redusere den fraksjon av organisk stoff som foreligger oppløst i avløpsvannet.

Både finsuspendert og oppløst organisk stoff fra avløpsvannet adsorberes ved biologisk rensing til et fnokket slam som består av mikroorganismer. Det er store forekomster av bakterier i dette slammet. Organismene skiller ut enzymer som virker kjemisk på det organiske stoff, og bryter det ned til enkle forbindelser som kan passere inn gjennom organismenes cellevegger. Inne i cellene bearbeides molekylene videre, og benyttes til energi og oppbygging av nytt cellemateriale (vekst og formering). På denne måte omdannes det døde organiske stoff i avløpsvannet til levende celler. Disse celler kan så fjernes i ettersedimenteringsanlegg.

Størrelsen av biologiske anlegg avhenger av anleggets utforming og hvilken grad av rensing det skal yte. Normalt gis vannet en total oppholdstid som varierer fra tre til seks timer. Det kan fjernes 50 - 95% av den totale organiske stoffmengde og 20 - 30% av fosforforbindelser i avløpsvann, avhengig av anleggenes utforming og drift.

Det finnes flere typer av biologiske anlegg, men den hovedgruppe som er mest benyttet i dag, benevnes aktivslammetoden.

Reduksjon av næringsstoffer

Av næringsstoffene er det bare fosforforbindelser og nitrogenforbindelser som man i dag konsentrerer seg om å fjerne i renseanlegg. Andre næringsstoffer antas fra naturens side å foreligge i tilstrekkelige mengder for den algevekst man har i vannforekomster i dag, og må derfor foreløpig betraktes som ukontrollerbare.

Det har i de aller seneste år vært en livlig diskusjon blant fagfolk i de industriland hvor eutrofieringsproblemet er tatt opp til vurdering, om hvilket av de to nevnte næringsstoffer som har størst betydning, og som man derfor bør konsentrere seg om å fjerne fra avløpsvannet. Dette spørsmål er på ingen måte klarlagt. Det bygges likevel en rekke anlegg i utlandet for fjerning av fosforforbindelser alene. En av årsakene til dette er at man i dag kjenner bedre til metodene for å fjerne fosforforbindelser enn å fjerne nitrogenforbindelser fra avløpsvannet.

I det følgende vil det for oversiktens skyld bli gitt en kort beskrivelse av de metoder som i dag foreligger for å fjerne fosforforbindelser og/eller nitrogenforbindelser, selv om noen av disse metodene foreløpig er lite teknisk utprøvd.

For å fjerne større mengder fosforforbindelser har man hovedsakelig konsentrert seg om kjemiske metoder, men biologiske metoder har også vært forsøkt. Ved spesiell drift av aktivslammetoden med høy slamproduksjon har man oppnådd 80% reduksjon av fosforinnholdet. Hva som skjer under slambehandlingen med de fosforforbindelser som er bundet på denne måte, er imidlertid ennå ikke kjent.

Algedammer har vært prøvd for å fjerne fosforforbindelser, men effektiviteten er avhengig av temperatur og spesielt av lysforholdene. I USA har man også drevet forsøk med algekulturer under kunstig belysning.

Den kjemiske metode som benyttes, går ut på å tilsette kjemikalier til vannet slik at det foregår en utfelling av partikler. Disse partikler lar seg sedimentere, flotere eller filtrere, og kan på den måte skilles fra avløpsvannet.

Denne prosess betegnes koagulering, og spesielt aluminium (aluminiumsulfat) og treverdig jern (ferriklorid) tilsettes som hovedkoagulanter. Også kalk har vært brukt, delvis alene, men fortrinnsvis i kombinasjon med aluminium eller jern. Kalk har vært tilsatt spesielt med henblikk på å korrigere pH for å oppnå optimal felling med hovedkoagulantene.

Ved tilsetting av disse kjemikalier kan fosfor delvis felles ut som aluminiumfosfat eller ferrifosfat, men det er sannsynlig at det primært dannes hydroksyder av aluminium og jern. Disse danner dels komplekse forbindelser med fosforforbindelsene, og dels fnokker de seg, og fosforforbindelsene bindes til fnokkene ved adsorpsjon. I dagligtale betegnes denne koaguleringsprosessen for kjemisk felling.

De fleste undersøkelser som er utført for fjerning av fosforforbindelser, er foretatt i forbindelse med biologisk rensing. Dette har resultert i de metoder som senere er kalt simultanfelling og etterfelling.

Årsaken til dette er at det allerede er bygd et stort antall biologiske anlegg i de land hvor eutrofieringsproblemet er tatt opp. Dette er ikke tilfelle i Norge, hvor der foreløpig er et meget lite antall biologiske anlegg. Spørsmålet har da reist seg om det foreligger muligheter for å kombinere kjemisk felling direkte med et mekanisk anlegg uten å gå veien om det biologiske trinnet. Bortsett fra at man i Sverige i noen få tilfeller har forsøkt å fjerne fosforforbindelser fra mekanisk rensset vann, har det ikke vært mulig å skaffe opplysninger om slike anleggstyper. NIVA satte derfor i 1968 i gang undersøkelser i et forsøksanlegg i teknisk målestokk for å få dette spørsmål nærmere klarlagt, og da spesielt spørsmålet om denne såkalte direktefelling ville medføre økning i driftskostnader.

Dette forsøksanlegg er plassert på Skarpsno renseanlegg i Oslo. Forsøksanlegget har nå vært i drift lenge nok til at man vet at en direktefelling ikke byr på spesielle problemer hverken av driftsteknisk eller -økonomisk art. Et slikt resultat er av spesiell betydning for den fortsatte behandling av Oslofjordens forurensningsproblem, fordi behovet for å fjerne organisk stoff her er sekundært. De foreløpige resultater har vist at fosforkonsentrasjonen på ca. 5 g/m^3 i det inngående avløpsvann reduseres til ca. $0,25 \text{ g/m}^3$ ved tilsetting av 125 g aluminiumsulfat pr. m^3 .

Ved direktefelling (figur 8.1-4) har man først et mekanisk rensetrinn som vanligvis består av rist, sandfang og forsedimentering. Etter forsedimenteringen doseres kjemikalier inn i et blandekammer der de meget hurtig fordeles i avløpsvannet. Fra blandekammeret ledes avløpsvannet med kjemikalier inn i flokkuleringsenheter hvor det har en oppholdstid på $\frac{1}{2}$ - 1 time. Fra flokkuleringskammeret ledes avløpsvannet videre til en enhet for avskilling av slammet. Dette kan utføres ved sedimentering eller flotasjon. I Sverige er det bygd noen anlegg av denne type med en belastning opp til 10.000 personekvivalenter og med både sedimentering og flotasjon for avskilling av slam.

Såkalt forfelling har i det siste vært forsøkt ved biologiske renseanlegg i USA og Sverige. Kjemikalier har vært blandet med avløpsvannet før forsedimenteringen, fortrinnsvis umiddelbart foran forluftingsbassenget på anlegg som er utstyrt med slike. Resultater fra slike anlegg tyder på

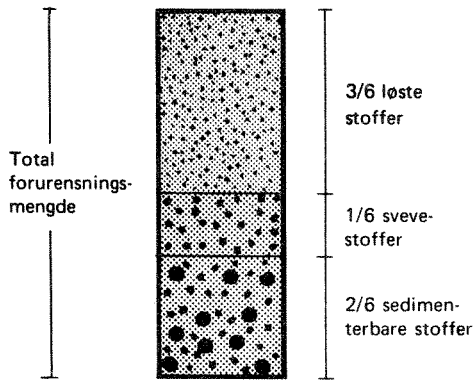


Fig. 8.1-1. Avløpsvannets sammensetning

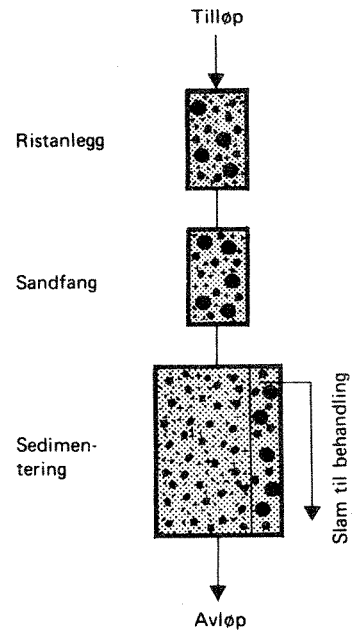


Fig. 8.1-2. Mekanisk rensing

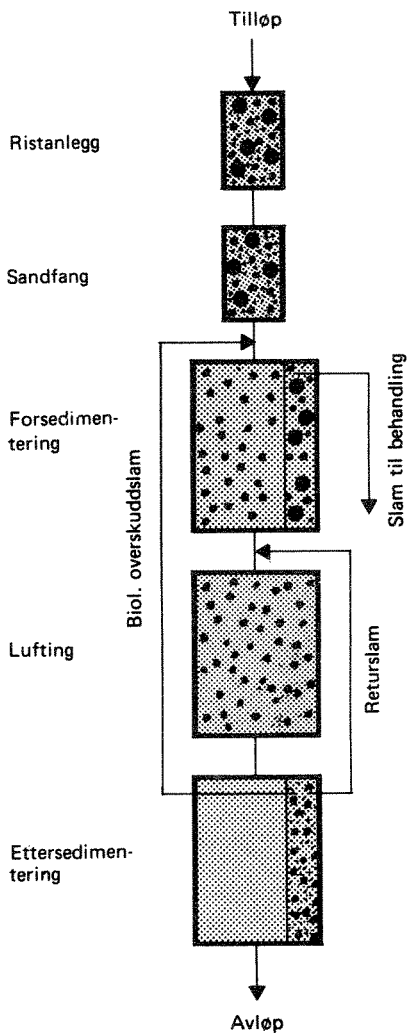


Fig. 8.1-3. Biologisk rensing

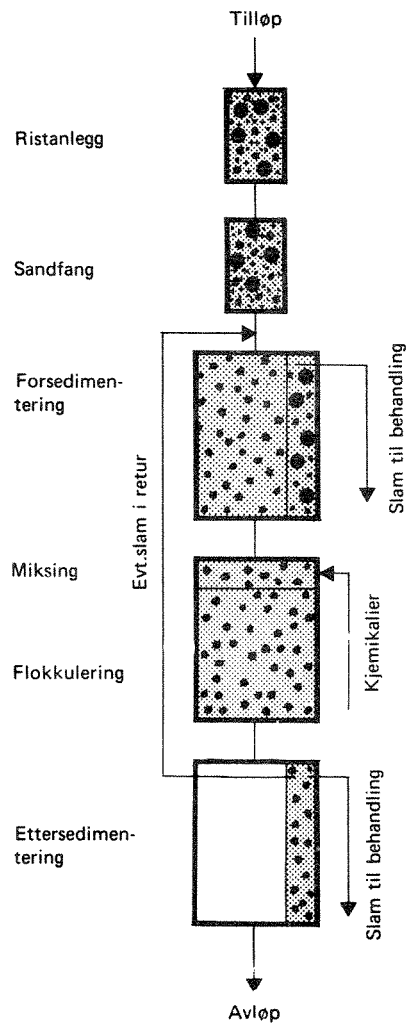


Fig. 8.1-4. Kjemisk rensing- Direktfelling

at man kan oppnå omtrent det samme som ved etterfelling. Man får en økt reduksjon av fosforinnholdet og innholdet av organisk stoff i forsedimenteringen. Imidlertid synes dette ikke å influere på driften av det etterfølgende biologiske anlegg.

Ved simultanfelling (figur 8.1-5) tilsettes kjemikaliene ved innløpet til luftebassenget i aktivslamanlegg, og flokkuleringen skjer i luftebassenget. Det kjemiske fellings slam er her blandet med det biologiske slam. Det er imidlertid vanskelig å tilpasse luftingen slik at den er optimal både for tilførsel av oksygen til den biologiske prosess og for flokkulering samtidig. Man får likevel god utnyttelse av kjemikaliene ved resirkulasjon av det kjemiske slam sammen med aktivslammet og ved at overskuddsslammet blandes inn i avløpsvannet før forsedimenteringen.

Metoden er først forsøkt i Sveits. Der er nå flere anlegg i drift, belastet med opp til 20.000 personequivaler. Som hovedkoagulant benyttes ferriklorid av økonomiske grunner. Metoden har også vært prøvd i Sverige med aluminiumsulfat som fellingsmiddel, men der har man ikke oppnådd de samme gode resultater.

For Bekkelaget kloakkrensaneanlegg kan simultanfelling være et alternativ, hvis den biologiske prosess opprettholdes.

Resultater fra simultanfellingen i Sveits viser at overskuddsslammengden ved denne metode bare øker med ca. 10% i forhold til slammengdene fra konvensjonelle aktivslamanlegg. Slam fra simultanfellingsanlegg har vært behandlet uten spesielle vanskeligheter i råtnetanker.

Ved etterfelling (figur 8.1-6) foregår den kjemiske fellingsprosess i et separat fellingsanlegg etter biologisk rensing. Den biologiske rensingen kan foregå etter aktivslamprinsippet, som antydnet på figuren, eller ved biologisk filtrering. Som ved direktefellingen tilføres kjemikaliene umiddelbart foran en flokkuleringsenhet, og slammet fjernes enten ved sedimentering eller ved flotasjon. Denne type anlegg finnes i Sverige, Tyskland og USA.

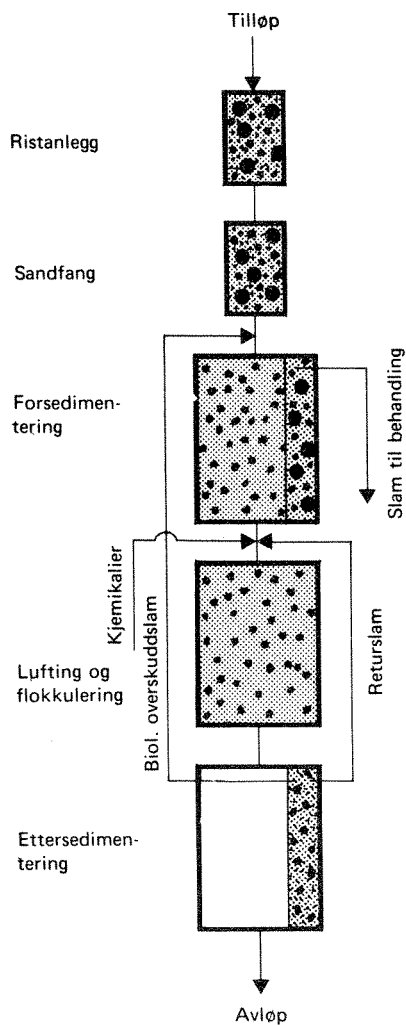


Fig. 8.1-5. Biol./kjem. rensing-Simultanfelling

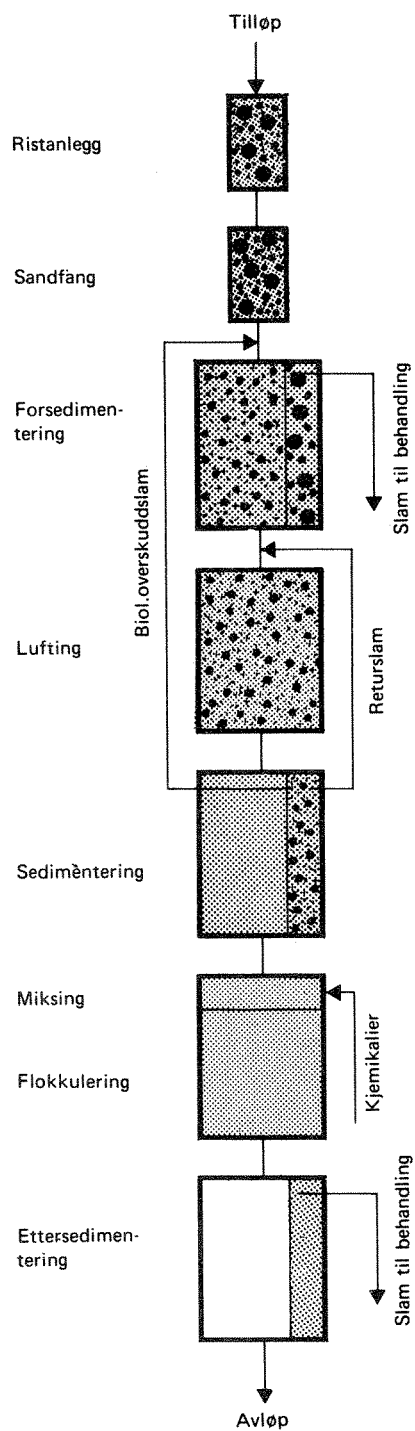


Fig. 8.1-6. Biol./kjem. rensing-Etterfelling

Slam fra etterfellingsanlegg vil antakelig inneholde så lite organisk stoff at det ikke er nødvendig å stabilisere det før det deponeres. I Sverige har likevel slammet fra de forskjellige trinn ved etterfellingsanleggene blitt blandet før videre behandling og deponering.

Renseeffekten ved de ulike kjemiske rensemetoder varierer med anleggstype, vannkvalitet og kjemikalimengde. I grove trekk kan det imidlertid regnes med følgende prosentvise reduksjon av organisk stoff og fosforforbindelser:

Direktfelling: ca. 70% org. stoff (BOF_5)
og 80 - 95% fosforforbindelser.

Simultanfelling: 70 - 95% org. stoff (BOF_5)
og 80 - 90% fosforforbindelser.

Etterfelling: 80 - 90% org. stoff (BOF_5)
og 85 - 95% fosforforbindelser.

Disse tallene forutsetter en dosering på 100 - 150 g aluminiumsulfat pr. m^3 avløpsvann.

8.1.4 Kostnadsvurdering av ulike rensetekniske tiltak

Relative byggekostnader for de tre typer kjemiske fellingsanlegg for fosforreduksjon kan uttrykkes på følgende måte når kostnadene for et konvensjonelt biologisk anlegg settes lik 100%:

Direktfelling	ca. 85%
Simultanfelling	ca. 105%
Etterfelling	ca. 130%

Disse tall viser at det er av stor betydning å vurdere hensiktsmessigheten av ulike anleggstyper før det tas noen prinsippavgjørelse.

Driftskostnadene for kjemisk felling vil være høyere enn for konvensjonelle biologiske anlegg og avhengig av anleggstype, kjemikaliedosering og kjemikaliekostnader.

Basert på foreløpige driftsresultater fra NIVA's forsøksanlegg på Skarpsno synes det som om kjemikaliebehovet ved bruk av aluminiumsulfat vil være ca. 125 g/m^3 . Dette tall vil muligens kunne reduseres noe gjennom automatisk kontroll av optimal fellings-pH. Aluminiumsulfat kostet i desember 1969 ca. kr. 300.- pr. tonn. Dette gir ved kjemikaliedosering på 125 g/m^3 en kjemikaliekostnad på $3,75 \text{ øre/m}^3$ rensert vann.

For et kalkfellingsanlegg er det tidligere nevnt et sannsynlig kjemikaliebehov på 200 - 500 g hydratkalk pr. m^3 avløpsvann. Hydratkalk koster i dag ca. kr. 120.- pr. tonn i Oslo-området. Dette gir en kjemikaliekostnad på $2,4 - 6,0 \text{ øre/m}^3$ rensert vann.

8.1.5 Slambehandling

Ved rensing av avløpsvann får man som restprodukt slam med stort vanninnhold. For ulike slamtyper antas tilnærmede verdier for volum, tørrstoffvekt og vanninnhold å være som i tabell 8.1.

Tabell 8.1 Effekt av ulike rensemetoder.

Totalt slammengde ved	Spesifikt volum l/pd	Vekt tørrstoff g/pd	Vanninnhold %
Mekanisk rensing	2,0	60	97,0
Mekanisk og biologisk rensing som aktivslamanlegg	6,4	90	98,6
Mekanisk og kjemisk rensing som direktefelling	3,8	110	97,1
Mekanisk og kjemisk rensing som simultanfelling	6,9	103	98,5
Mekanisk og kjemisk rensing som etterfelling	7,4	116	98,4

Den trinnvise behandlingen av slam er følgende:

- 1) Fortykning
- 2) eventuelt stabilisering
- 3) avvanning og
- 4) endelig disponering.

Antall nødvendige behandlingstrinn kan variere noe avhengig av slammets beskaffenhet og lokale disponeringsmuligheter. Det fremgår av tabell 8.1 at alle slamtypene har et meget høyt vanninnhold. Bare en beskjeden reduksjon av det prosentvise vanninnhold vil redusere det slamvolum som skal viderebehandles, betydelig. Kombinert med slamstabilisering benytter man derfor ofte såkalt slamfortykning, som er en ren sedimenteringsprosess, og som medfører senkning av vanninnholdet med 3 - 10%, avhengig av slammets karakter.

Det fremgår av figur 8.1-7 at dette gir betydelige volumreduksjoner.

Stabiliseringens oppgave er å forandre slam fra å være ustabil og illeluktende og med stor evne til å binde vannmengder, til å være uten nevneverdig lukt og i en form som gjør det lettere å avvanne. Denne stabilisering blir normalt utført gjennom utråtning i store lukkede tanker, som er uten tilgang på oksygen (anaerobe systemer). Det har i den senere tid vært forsøkt med åpne tanker hvor oksygen tilføres (aerobe systemer). For små biologiske anlegg har slike metoder gitt tilfredsstillende resultater. For stor anlegg og for stabilisering av primærslam og kjemisk slam er metoden foreløpig lite utprøvd.

Det stabiliserte slam kan enten disponeres direkte eller avvannes. Avvanningen vil redusere de store volum betydelig før disponering eller viderebehandling. Disponering av ikke avvannet slam kan enten skje ved å benytte det som jordforbedringsmiddel eller ved at det dumpes i havet.

Spørsmålet om å anvende stabilisert slam i jordbruket har i de siste år vært gjenstand for utstrakt landbruksvitenskapelig forskning. Resultatene fra denne forskning synes lovende, men det er fremdeles en del

usikre momenter, særlig ved den helsemessige vurdering. Det er ønskelig å få denne disponeringsmulighet nærmere belyst ut fra både et landbruks- og et helsemessig synspunkt.

Dumping av stabilisert slam i havet har vært praktisert av Oslo kommune i mange år. Den samme fremgangsmåte benyttes av flere store byer i utlandet. Det har foreløpig ikke vært påvist direkte skadelige virkninger, men det vil sannsynligvis være riktig å oppfatte disponeringsmetoden som en etappe på vei mot en annen, økologisk sett riktigere disponering.

Avvanning av stabilisert slam kan skje på forskjellige måter (figur 8.1-8): Naturlig avvanning på tørkesenger, mekanisk avvanning i vakuumfilter, slampresser eller sentrifuger og en del termiske avvanningsmetoder. Det har i senere år vært tendens til å anvende avvanningsmetoder direkte på råslam for å unngå det kostbare stabiliseringstrinnet. Det blir imidlertid et økonomisk spørsmål om dette er mulig, fordi en direkte avvanning av råslam kan medføre betydelige kjemikaliekostnader for å kondisjonere slammet.

Man har betydelig erfaring om brukbarheten av de fleste avvanningsmetoder. Sentrifugering er først i de senere år ansett som praktisk brukbar. Det synes som om denne metode for avvanning vil få utstrakt anvendelse i fremtiden. Det er installert sentrifuger på forsøksbasis ved norske renseanlegg.

Ulike slamtyper gir varierte muligheter for avvanning. Ethvert slam bør derfor testes før man velger avvanningsmetode. Primær- og sekundærslam kan trenge betydelige mengder kjemikalier i form av metallsalter og/eller polyelektrolytter for å kunne avvannes ved mekaniske metoder. Forsøk med slamavvanning ved NIVA's forsøksanlegg på Skarpsno har indikert at en blanding av primærslam og kjemisk slam kan være lettere å avvanne enn de to slamtyper hver for seg. Dette kan muligens forklares ved at metallsalter i det kjemiske slam kommer primærslammet til gode. Dette spørsmål bør undersøkes nærmere, fordi man i så fall vil kunne redusere kjemikaliekostnadene. For et direktefellingsanlegg skulle man derfor ha større grunn til å kunne sløyfe stabiliseringstrinnet, som anslagsvis utgjør 30% av de samlede anleggskostnader.

Slam fra kalkfellingssanlegg synes å by på spesielle fordeler når det gjelder avvanning. I Orsa i Sverige avvannes slikt slam ved sentrifugering, og driftsresultatene synes gode.

Det avvanede slam kan videre tas hånd om på forskjellige måter:

- a) Kompostering, evt. sammen med søppel og/eller bark,
- b) jordforbedring,
- c) henlegging som fyllmasser,
- d) forbrenning, evt. sammen med søppel, og
- e) dumping i havet.

Hvilke metoder som er best å bruke, er bestemt av faktorer som jordbruksarealenes beliggenhet, behandlingsmetoden for søppel, tilgangen på søppel og bark, muligheten for å finne passende fyllingsplasser som ikke medfører forurensning av eventuelt drensvann, helsemessige hensyn og økonomiske konsekvenser.

Mulighetene for en felles kompostering av slam og husholdningssøppel skulle by på brukbare betingelser siden slammene vil tilføre nedbrytningsprosessen de nødvendige næringsstoffer som kreves. Forutsetningen for å kunne anvende kompostmaterialet er at ikke nedbrytbare stoffer, som f.eks. glass og de fleste plastsorter, sorteres fra søplet. Spesielt plasmengden øker raskt, og det er mulig at selve frasorteringen vil kunne by på problemer.

Forbrenning av slam, med eller uten søppel, blir stadig mer aktuell. Det bør imidlertid ikke glemmes at også henlegging av aske fra slike anlegg kan medføre forurensningsproblemer. I en rekke større byer i utlandet går man i dag inn for forbrenning som endelig disponeringsmetode. En del av disse anlegg bygges for kombinert søppel- og slambrenning. Forbrenningsovner for dette formål finnes i forskjellige varianter.

Som det fremgår av denne oversikt over slambehandlingsmetoder, trenges det en grundig undersøkelse for å kunne velge riktig behandlingsmåte og finne frem til den beste utforming av anlegget.

Det er relativt stor forskjell i anleggs- og årskostnader for ulike behandlingstrinn. For et anlegg med fortykning, stabilisering, vakuumfiltrering, termisk tørking og forbrenning av slam fra et biologisk anlegg er denne effekt fremstilt i figur 8.1-9. Det fremgår at avvanningsprosessen krever en relativt beskjeden investering, mens driftskostnadene er høye. De totale spesifikke anleggskostnader ligger i området kr. 12.000.- - 17.000.- for hver m^3/d anlegget kan behandle, avhengig av størrelsen. Årskostnadene varierer i området kr. 1.500.- - 2.000.- pr. m^3/d . Disse kostnader gjelder for anleggskapasiteter i størrelsesorden 500 - 3.000 m^3 slam/d (tilsvarende 80.000 - 500.000 personer).

8.1.6 Avløpsvannets fortynning i resipient

Avløpsvannets fortynning og bevegelse etter utslipp i en resipient kan deles inn i to fortynningsfaser.

Den første fortynningsfase, kalt primærfortynning eller initialfortynning, omfatter avløpsvannets fortynning og bevegelse fra utslippshullet til en innlagring i resipienten. En effektiv initialfortynning er av stor betydning for å unngå en forurensning av vannmassene i utslippets umiddelbare nærhet.

Etter innlagring av den fortynnede vannmengden er den videre fortynning og transport bestemt av strømforhold og generelle vannbevegelser i resipienten. Denne fortynningsfase kalles sekundær fortynning.

Initialfortynningen er avhengig av høyden over utslipningspunktet og vannets utløpshastighet. Ved å øke utløpshastigheten oppnår man større fortynning, og nødvendig utslipningsdyp kan følgelig reduseres. Ved å dele opp et større utslipp i mange små vil man kunne redusere det nødvendige utslipningsdyp ytterligere. Dette prinsipp benyttes ved anvendelse av en såkalt diffusor.

En diffusor består prinsipielt av et fordelingsrør tilknyttet dypvannsledningens endepunkt. Fordelingsrøret har en rekke hull i siden eller på toppen hvor avløpsvannet strømmer ut i relativt små mengder med stor hastighet.

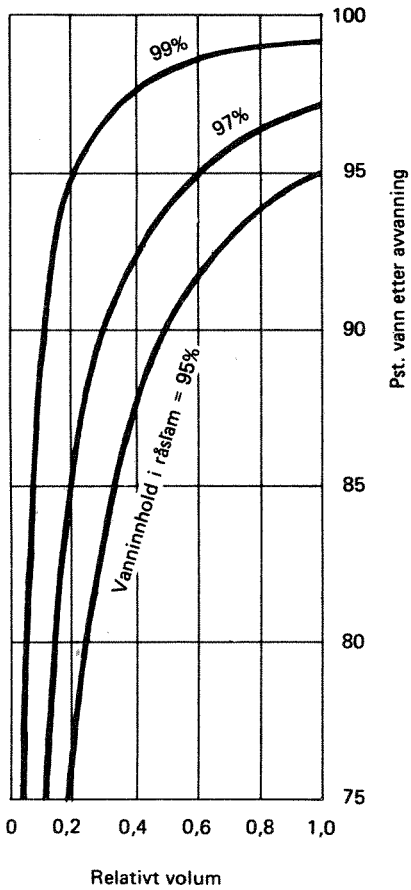


Fig. 8.1-7. Relativt slamvolum som funksjon av vanninnholdet

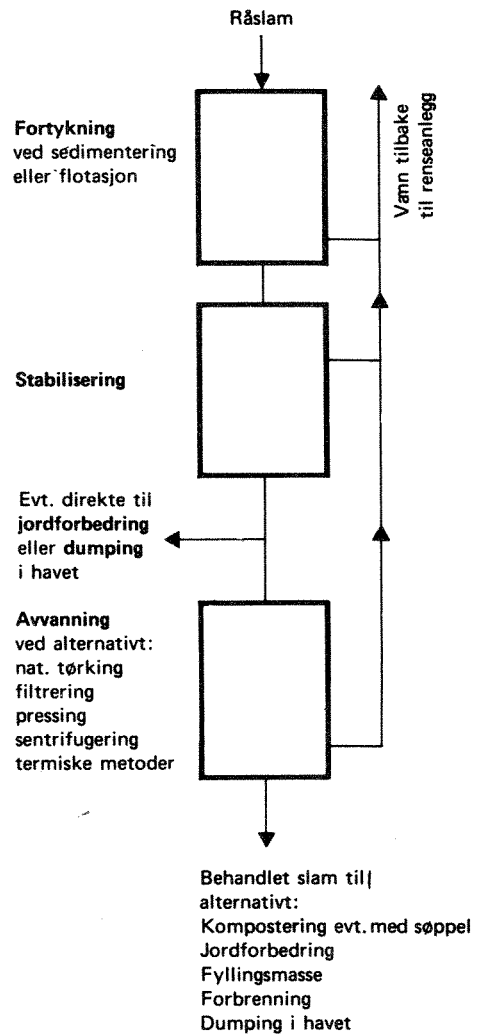


Fig. 8.1-8. Behandling og disponering av slam

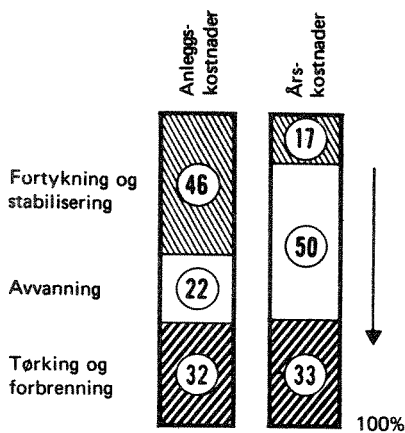


Fig. 8.1-9. Eksempel på prosentvis kostnadsfordeling ved behandling av slam

For å sikre god drift og hindre igjentetting av diffusoren bør hastigheten ikke ligge under en viss grense. Hastigheten bør heller ikke være så stor at avløpsvannet får nok kinetisk energi til å trenge gjennom sprangsjiktet. Et dypvannsutslipp med diffusor har derfor et begrenset intervall for variasjon i vannføring. Ved utvidelse av kapasiteten på et dypvannsutslipp kan dypvannsledningen enten dubleres, eller den eksisterende diffusor kan forlenges.

For å overvinne friksjonstap i utløpsledningen og kompensere for tetthetsforskjell mellom avløpsvann og fjordvann, må avløpsvannet gis et visst overtrykk i forhold til fjordens overflate. Overtrykket kan tilveiebringes enten ved pumping eller ved å anordne trykkammer på land.

En dypvannsledning kan for små og middelstore vannmengder utføres av prefabrikerte rør av betong, stål, støpejern, plast eller tre. Materialet må bestemmes ut fra lokale forhold. Ved større vannmengder kan det mange steder være hensiktsmessig å utføre selve utløpsledningen som tunnel i fjell.

Beregningsprinsippene som benyttes for å fastsette utslipningsdyp og utløpshastigheten fra diffusor, er vel definert og tilfredsstillende for formålet. Slike beregninger er imidlertid omfattende, men kan utføres ved hjelp av eksisterende EDB-programmer.

Det antas at ønskelig dyp for de større utslippene i Kristiansandsområdet vil bli liggende et sted mellom 20 og 50 meter.

Ved prosjektering av utslipp av større forurensningsmengder er det viktig å basere beregningene på omfattende målinger, da det kan bli aktuelt å la de ugunstigste situasjonene bli bestemmende for dimensjoneringen av utslipsarrangementet. Det hydrografiske observasjonsmaterialet som denne rapport inneholder, vil gi et godt grunnlag for å bestemme slike ugunstige situasjoner.

8.2 Prinsipielle løsninger

8.2.1 Generelt for undersøkelsesområdet

Forurensningssituasjonen i Kristiansandregionens sjøresipienter er gunstig. Bortsett fra lokale påvirkninger er det ikke registrert sterkt utilfredsstillende forhold. Som nevnt under kapittel 7 er vannutskiftningene i de fleste partier av resipientområdet meget gode, sett i relasjon til belastningen. De biologiske undersøkelsene bekrefter dette generelle bildet. Det minste krav man imidlertid bør sette til hvert utløp, er at slam fjernes fra avløpsvannet slik at man

- a) ikke kan påvise primærforurensninger visuelt i resipientens vannmasser, eller
- b) ikke forårsaker slamavsetninger på bunnen, som kan føre til lokale anaerobe forhold.

Følgende prinsipielle løsninger synes i dag realistiske:

- A. Mekanisk rensing av avløpsvannet for fjerning av partikulære forurensninger samt disponering av avløpsvannet på dypet med innlagring på 20 - 50 m dyp, avhengig av avløpsvannmengde og beliggenhet. Det bør tilstrebes en størst mulig grad av fortykning, rettledende 1:100.

Et slikt tiltak må ansees som et nødvendig første utbyggingstrinn for alle resipientområder. For de områdene som har en særdeles effektiv utskiftning med havområdene utenfor, må mekanisk rensing alene antas å være tilstrekkelig for lang tid fremover hvis målsettingen er å begrense en eutrofieringsutvikling. Dette må gjelde alle de områdene som sokner til Kristiansandsfjorden og øyområdene i Søgne kommune.

Innenfor en relativt begrenset tidsperiode må det antas at andre kvalitetskriterier kan bli avgjørende. Dette vil medføre en endret målsetting og skjerpede krav til rensing av avløpsvannet. Allerede ved installasjon av mekanisk rensing bør man derfor forutse at ytterligere tiltak må kunne tilpasses systemet.

B. Mekanisk/kjemisk rensing av avløpsvannet for fjerning av partikulært og delvis oppløst organisk stoff samt den alt vesentlige del av fosforkomponenter. Disponering av avløpsvannet bør skje på dypt vann. Den kjemiske rensingen kan ansees som et sekundært trinn, men bør installeres relativt hurtig for utslipp i Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden. Disse fjordavsnittene representerer de områdene som trenger den sterkeste beskyttelse mot en påvirkning av organisk stoff og næringsalter. Spesielt er det grunn til å beskytte Ålefjærfjorden mot lokale påvirkninger for å unngå for sterk belastning av oksygenreserven i dyplagene. Selv for Topdalsfjorden som har et langt større terskeldyp, og derfor en mer effektiv utskiftning av bunnvann, bør det vises forsiktighet med bunnvannets utvikling.

8.2.2 Kristiansand kommune

Kristiansand kommune har totalt ca. 80 kloakkutslipp i resipientområdet K. Å sanere disse ved hjelp av avskjærende ledninger, regnvannsoverløp, fordrøyningsmagasiner og utløpsarrangementer er en meget tidkrevende og kostbar oppgave. Det er derfor neppe realistisk å regne med at en total sanering kan bli aktuell på mange år. Man må i så fall være nødt til å avfinne seg med en avveining mellom omkostninger og vannkvalitet.

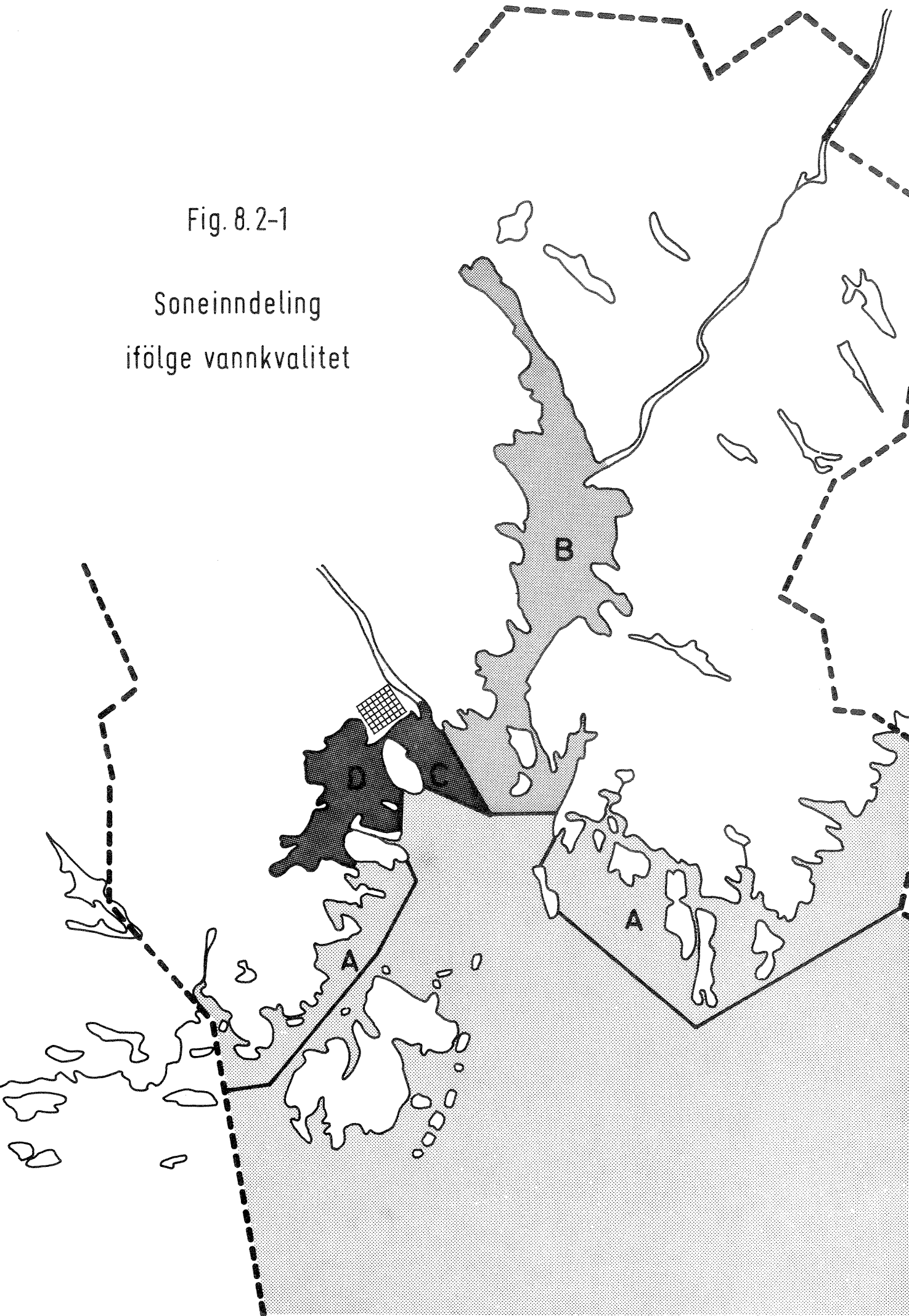
NIVA har derfor allerede i programforslaget presisert nødvendigheten av at de lokale myndigheter gjør seg opp en mening om hvilke forurensningsulemper som kan aksepteres.

I forbindelse med utarbeidelsen av generalplan for Kristiansand ble det nedsatt et utvalg med representanter fra de forskjellige kommunale etater, havnemyndigheter, helsevesen, fylkets utbyggingsavdeling og motorbåtforeninger.

Utvalgets arbeid konkluderte med en grovinndeling av resipientområdet K i soner gradert etter kvalitet regnet fra A - D. Inndelingen av de forskjellige soner fremgår av figur 8.2-1 som er hentet fra generalplanen.

Fig. 8.2-1

Soneinndeling
ifølge vannkvalitet



Kvalitetsseriene er disse:

Sone A: Best mulig vannkvalitet.

Ingen synlige forurensninger fra utslipp A i noen deler av området. God vannkvalitet til alle årstider. "Sanering" av eksisterende utslipp, slik at de nåværende lokale forurensninger på lengre sikt blir eliminert. Nye avløp samles til et fåtall utslipp på spesielt utvalgte steder.

Sone B: God vannkvalitet.

I det store og hele ingen synlige forurensninger fra utslipp. Lokale forurensninger aksepteres under visse vær- og strømforhold. Nye utslipp samles i den grad det er teknisk/økonomisk mulig, og føres ut i resipienten på spesielt utvalgte steder.

Sone C: Mindre god vannkvalitet.

Visse forurensninger i overflaten og noe misfarging av vannet aksepteres. Bading bare på utvalgte steder i resipienten, eventuelt i forbindelse med spesielle foranstaltninger.

Sone D: Havnebassenget.

Forurensninger i overflate og misfarging av vannet aksepteres. Det regnes med at bading etter hvert opphører i hele resipientområdet. Forurensningssituasjonen må ikke bli verre enn i dag. Dette fordrer at de eksisterende utslipp føres ut på dypere vann etter hvert som utslippsmengden øker. Forurensninger fra havnetrafikken og eksisterende bedrifter bør etter hvert kunne reduseres.

NIVA har prinsipielt ikke tatt stilling til den foretatte soneinndeling, da dette er et politisk spørsmål som må løses på det lokale plan.

Resipienters målsetting vil imidlertid kunne forandres, og den foretatte soneinndeling har vi derfor betraktet som foreløpig.

I det følgende har vi prinsipielt behandlet de tekniske løsninger innen hver sone:

Sone A - Randesund

Generalplanen for Kristiansand forlanger her følgende:

Best mulig vannkvalitet, ingen synlige forurensninger fra utslipp i noen deler av området. God vannkvalitet til alle årstider. "Sanering" av eksisterende utslipp, slik at de nåværende lokale forurensninger på lengre sikt blir eliminert. Nye avløp samles til et fåtall utslipp på spesielt utvalgte steder. For ethvert utslipp i denne sone foreslås prinsipp-løsning A.

Innenfor området finnes det i dag bare to offentlige kloakkutslipp, ett ved Fidje fra ca. 60 personer og ett i Tømmervik fra ca. 50 personer.

Disse representerer små forurensningsmengder; men de kan gi lokale forurensningseffekter dersom slam ikke holdes tilbake, og det rensede avløpsvannet ikke føres ut på dypt vann. Vi vil her foreslå prinsipp-løsning A for begge utløp med utslipp på dypt vann. Fidje-utløpet må legges om, og avløpet pumpes ut av fjordsystemet.

Store deler av nedbørfeltet til denne resipientsone er bebygget med fritidshus. En bør her forsøke å forhindre at de enkelte hytteiere forsøker å få innlagt w.c., noe som kan føre til ukontrollerbare, lite tilfredsstillende forhold i resipienten.

Sone A - Vågsbygd

Resipientområdet har i alt 4 kloakkutslipp fra til sammen ca. 1.750 personer. Det største utslipp fra ca. 1.500 er ved Høvik, de øvrige er til Kjyrsundet. Kjyrsundet er meget grunt, og det vil lett kunne oppstå lokale forurensningseffekter dersom avløpsvannet ikke føres ut av sundet.

Sone B - Topdalsfjorden - Ålefjærfjorden

Generalplanen setter følgende krav til sone B:

God vannkvalitet. I det store og hele ingen synlige forurensninger fra utslipp. Lokale forurensninger aksepteres under visse vær- og strømforhold. Nye utslipp samles i den grad det er teknisk/økonomisk mulig og føres ut i resipienten på spesielt utvalgte steder.

Vi har i sone B registrert lokale forurensningspåvirkninger som skyldes at utslippene ikke er ført langt nok ut i vannmassene, og at slampartikler ikke er holdt tilbake.

Bortsett fra de nevnte ulemper synes det som om Generalplanens krav er oppfylt.

Av hensyn til den videre utvikling mener vi det er behov for en sanering av utslippene, og vi har i det følgende antydnet visse løsninger:

For Topdalsfjordens vedkommende vil vi foreslå prinsipløsning B med utledning av avløpsvann på dypt vann, men med gjennomslag til overflaten. Man vil dermed oppnå en god primærfortynning, og det fortynnete avløpsvann vil deretter bli ført ut til havs med utgående overflatestrømmer. For Ålefjærfjorden derimot bør man forsøke å tilstrebe en innlagring av avløpsvannet under sprangsjiktet, prinsipløsning A.

I det følgende er en mer detaljert løsning foreslått:

Torsvikheia har i alt 7 utslipp fra til sammen ca. 1.400 personer. Området er under utbygging, og belastningen vil øke. Det foreslås anlagt avskjærende ledning langs fjorden, slik at utslippene blir samlet. Den avskjærende ledning bør legges så høyt at man får tilstrekkelig trykk til utledning av avløpsvann gjennom dypvannsutslipp. Det innlagrede avløpsvannet bør føres ut av fjordsystemet med utgående overflatestrømmer.

Ved innløpet til Drangsvannene er det et utslipp fra ca. 50 personer. Drangsvannene er meget ømfintlige overfor tilførsler av gjødselsstoffer, og det anbefales derfor at avløpsvannet føres ut i Drangsbukta på dypt

vann, dvs. ca. 30 m dyp. Avløpsvannet må innlagres under sprangsjiktet, slik at det ikke føres inn med tidevannet.

Fra Hamresanden føres i dag avløpsvann fra ca. 400 personer ut i Topdalselva. Forutsatt mekanisk rensing og god spredning i utslippsområdet vil avløpsvannet spre seg med ellevannet ut over i hele fjordsystemet. På denne måte oppnår man en meget god fortynning. Med de utslippsmengder det her er tale om, og en effektiv avslamming, vil forurensningene vanskelig kunne påvirke fiske eller fisk.

Fra Kjevik har man i dag to utslipp fra til sammen 350 personer. Utslippene bør forsøkes samlet og ledet ut på dypt vann med innlagring.

Ved Jusvik har man et utslipp fra ca. 300 personer. Dette bør føres ut og innlagres på dypt vann.

Langs Topdalsfjordens vestside fra Katterumpa og frem til Gleodden er det i alt 9 kloakkutslipp med en total belastning fra ca. 10.000 personer. På kort sikt bør disse utslippene fortynnes slik at innlagringen skjer i overflatesjiktet med hurtig transport ut av fjordsystemet. Dette medfører imidlertid at utslippene må føres et godt stykke ut fra land. På lengre sikt foreslås en avskjærende tunnel langs med Topdalsfjordens vestside og frem til Galgebergtangen. Her samles avløpsvannet også fra Otras østre bredd.

Sone C - Østrehavnen

Generalplanen foreslår for sone C følgende:

Mindre god vannkvalitet. Visse forurensninger i overflaten og noe misfarging av vannet aksepteres. Bading bare ved utvalgte steder i resipienten, eventuelt i forbindelse med spesielle foranstaltninger.

Østrehavnen er påvirket av Otras vannkvalitet. Otra danner i Østrehavnen en stor bakevje som i sterk grad fører til en misfarging av vannmassene. Misfargingen skyldes dels naturlige forhold som erosjonsmaterialer, dels forurensningspåvirkninger. Uansett hvilke tekniske løsninger man finner for forurensningsforholdene i Otra, vil Østrehavnen ha en karakteristisk farge. Forholdene kan imidlertid bli bedre enn de er i dag.

Langs Otras østre bredd foreslås lagt avskjærende ledning som føres frem til Galgebergtangen. Den avskjærende ledning vil ta opp avløpsvann fra ca. 4.300 personer.

Ved Galgebergtangen foreslås anlagt et mekanisk renseanlegg som vil ta hånd om alt avløpsvann fra Otras østre bredd samt Topdalsfjordens vestside, til sammen ca. 15.000 personer. Avløpsvannet føres ut på dypt vann med innlagring i Otra-estuarets utstrømmende brakkvann. Otras utstrømning i havet er her meget markert, og den vil tjene som et transportsystem for avløpsvannet ut av Kristiansandsfjorden.

Otras vestre bredd har til sammen 9 kloakkutslipp i dag med en belastning fra ca. 4.900 personer. Det bør her anlegges en avskjærende ledning langs elven frem til Tangen.

Det foreslås også at det føres en avskjærende ledning langs strandpromenaden. Ledningen kan eventuelt forlenges som en avskjæring av Kvadraturet mot Vestrehavnen. En slik løsning er imidlertid avhengig av hvilke løsninger man velger for sone D.

Etter at avløpsvannet er blitt mekanisk rensset, føres det ut i Østrehavnen, prinsipielt på samme måte som for østsiden av estuaret.

Det bør vurderes hvorvidt det er hensiktsmessig med et felles rense- og utslippsanlegg både fra Tangen og Galgebergtangen.

Sone D

Generalplanen uttaler i forbindelse med sone D følgende:

Forurensninger i overflate og misfarging av vannet aksepteres. Det regnes med at bading etter hvert opphører i hele resipientområdet. Forurensningssituasjonen må ikke bli verre enn i dag. Dette fordrer at avløpsvannet avslammes, og at de eksisterende utslipp føres ut på dypere vann etter hvert som utslippsmengden øker. Forurensninger fra havnetrafikken og eksisterende bedrifter bør etter hvert kunne reduseres.

Sone D har i dag totalt ca. 25 kloakkutslipp med en belastning fra ca. 20.400 personer. I tillegg kommer forurensninger fra en rekke industri-bedrifter av vesentlig størrelse samt forurensninger som havnetrafikken medfører.

For en effektiv sanering av de mange utslippene til sone D bør en samling av disse til ett renseanlegg vurderes teknisk og økonomisk. Mulighetene for en eventuell transport sydover til bedre egnede fjordområder (figur 8,2-2) bør også undersøkes.

8.2.3 Vennesla kommune

Vennesla kommune har i dag 60 direkte utslipp til Otra med en total personbelastning på ca. 6.400.

Det foreligger en avløpsplan fra kommunen, som går inn for avskjærende ledninger på begge sider av elven frem til et felles mekanisk renseanlegg. Det må anlegges i alt 10 kloakkvannspumpestasjoner.

I Vennesla-området får Otra en tilførsel av organisk stoff fra industrien i en størrelsesorden av ca. 100 tonn pr. døgn, regnet som dikromat.

Til sammenlikning kan nevnes at belastningen fra kommunale kloakkutslipp utgjør ca. 0,3 tonn pr. døgn. Under den mekaniske rensing vil den organiske stoffmengde reduseres med ca. 30% og ved biologisk rensing med ca. 90%.

Tatt i betraktning industriens store andel i forurensningsbelastningen synes det lite realistisk i dag at kommunen i første omgang skal gå inn for mer vidtgående rensing enn mekanisk.

Tunnelprosjekter med overføring av industrielt og kommunalt avløpsvann til sjøresipienter har vært vurdert ut fra teknisk/økonomiske beregninger.

Et forslag gikk ut på å overføre avløpsvann fra Hunsfoss til Ålefjær. Ut fra våre resipientbetraktninger har vi ikke kunnet støtte et slikt forslag. Avløpsvannet måtte i så fall underkastes en meget omfattende rensing.

En annen løsning går ut på å avskjære Otra, dels med tunnel og dels med rørledning. Totale omkostninger for tunnelen fra Hunsfoss frem til Kristiansands vanninntak i Otra vil beløpe seg til ca. 25 millioner kroner.

Før man eventuelt skulle gå til det skritt å bygge avskjærende anlegg langs Otra, må avløpsvannet både fra industri og husholdning renses.

8.2.4 Søgne kommune

I undersøkelsesperioden har NIVA stått i kontakt både med kommunens tekniske etat og kommunens tekniske konsulent.

På et tidlig tidspunkt ble NIVA forelagt avløpsplanen for Søgne, utarbeidet av siv.ing. Aage O.W. Lindboe A/S, datert 1968.

Så snart vi hadde samlet inn et tilstrekkelig datagrunnlag, ble avløpsplanen og belastningen av resipienten vurdert.

Avløpsplanen konkluderer med samling av kloakkledninger tre sentrale punkter, mekanisk rensing av avløpsvannet og utledning på dypt vann.

Belastningen på de enkelte resipientavsnitt fremgår av tabell 8.2.

Tabell 8.2 Belastning på de enkelte resipientavsnitt.

År	Utslipp 1 Torvefjorden	Utslipp 2 Førlendfjorden	Utslipp 3 Langenes
1980	1700	2800	-
2000	5000	7000	3000
1980			
2000			14000

Som det fremgår av det hydrografiske materiale, er vannkvaliteten i kystfarvannet langs Søgne meget god. Bare i spredte tilfeller har man kunnet påvise forurensningspåvirkning lokalt. Resipientområdet vannmasser står i direkte kontakt med havet, og det foregår en stadig utskiftning.

Man bør imidlertid stille spesielt store krav til vannkvaliteten i resipientområdet S, da man i dette område venter seg rent og godt vann. Det er derfor av største viktighet at avløpsvannet disponeres på en hensiktsmessig måte i resipienten.

For de tre foreslåtte utslippspunkter foreslås prinsipløsning A med utledning av avløpsvann på dypet og med innlagring under sprangsjiktet eller den produktive sone. Før avløpsvannet tilføres resipienten, må det foretas en effektiv avslamming.

I figur 8.2-2 er de planlagte, fremtidige utslipp tegnet inn, og i tabell 8.3 er det gjengitt en del beregningsresultater for dypvannsutslippene for den ugunstigste observasjonsdagen i undersøkelsesperioden mai 1969 - april 1970.

Utslippene er ført relativt langt ut i de frie vannmasser, og med de store fortyninger man får, forutsettes avløpsvannet ikke å føre til sekundærvirkninger i resipienten i form av blant annet en markert økning i produksjonen av planktoniske og fastsittende alger.

Inntil avløpsplanen kan realiseres, vil det være nødvendig med en rekke midlertidige løsninger. Det er ikke vår oppgave å ta stilling til disse, men i forbindelse med et midlertidig utslipp i Kussevikfjorden har vi etter anmodning avgitt uttalelse som går ut på at Kussevikfjorden kan brukes som midlertidig resipient under følgende forutsetninger:

1. Alt avløpsvann som skal tilføres resipienten, må ha passert anlegg for fjerning av slam og flytestoffer. Den påtenkte slamavskiller må konstrueres slik at også flytestoffer holdes tilbake.

2. Avløpsvannet skal slippes ut i fjordens dypere områder, og utløpsledningens lengde bør økes ut over de 200 metrene som er foreslått.
3. Utslippsanordninger bør dimensjoneres og konstrueres slik at man oppnår en initialfortynning på ca. 1:100. Som dimensjoneringsgrunnlag bør benyttes resultater fra NIVA's resipientundersøkelse.

Uttalelsen ble avgitt 21. november 1968. Utslippet skal overføres til Langenes.

8.2.5 Sogndalen kommune

Sogndalen kommune har i dag ca. 10 mindre kloakkutslipp direkte i Sogndalselva. Ca. 4.700 personer er tilsluttet utslippene.

Rammeplanen konkluderer med avskjærende ledning langs Sogndalselva med eget renseanlegg ved Volleberg, alternativt avskjærende ledning frem til sjøen i samarbeid med Søgne kommune.

Det er senere fattet vedtak om at man skal gå inn for avskjærende ledning frem til sjøen i samarbeid med Søgne kommune. Den fremtidige disponering av avløpsvann fra Sogndalen kommune er derfor tatt med i vurderingen av utslippene fra Søgne kommune.

8.3 Andre tiltak

8.3.1 Renovasjon

Den mest skjæmmende forurensning som ble iakttatt under NIVA's tokt i de forskjellige resipientavsnitt, var flytestoffer som skrev seg fra aktiviteter på og langs med resipientene. Spesielt var vannet utenfor trafikkerte kaier og i småbåthavner til tider meget tilgriset.

For å redusere denne forurensningspåvirkning, vil vi foreslå bl.a. følgende tiltak:

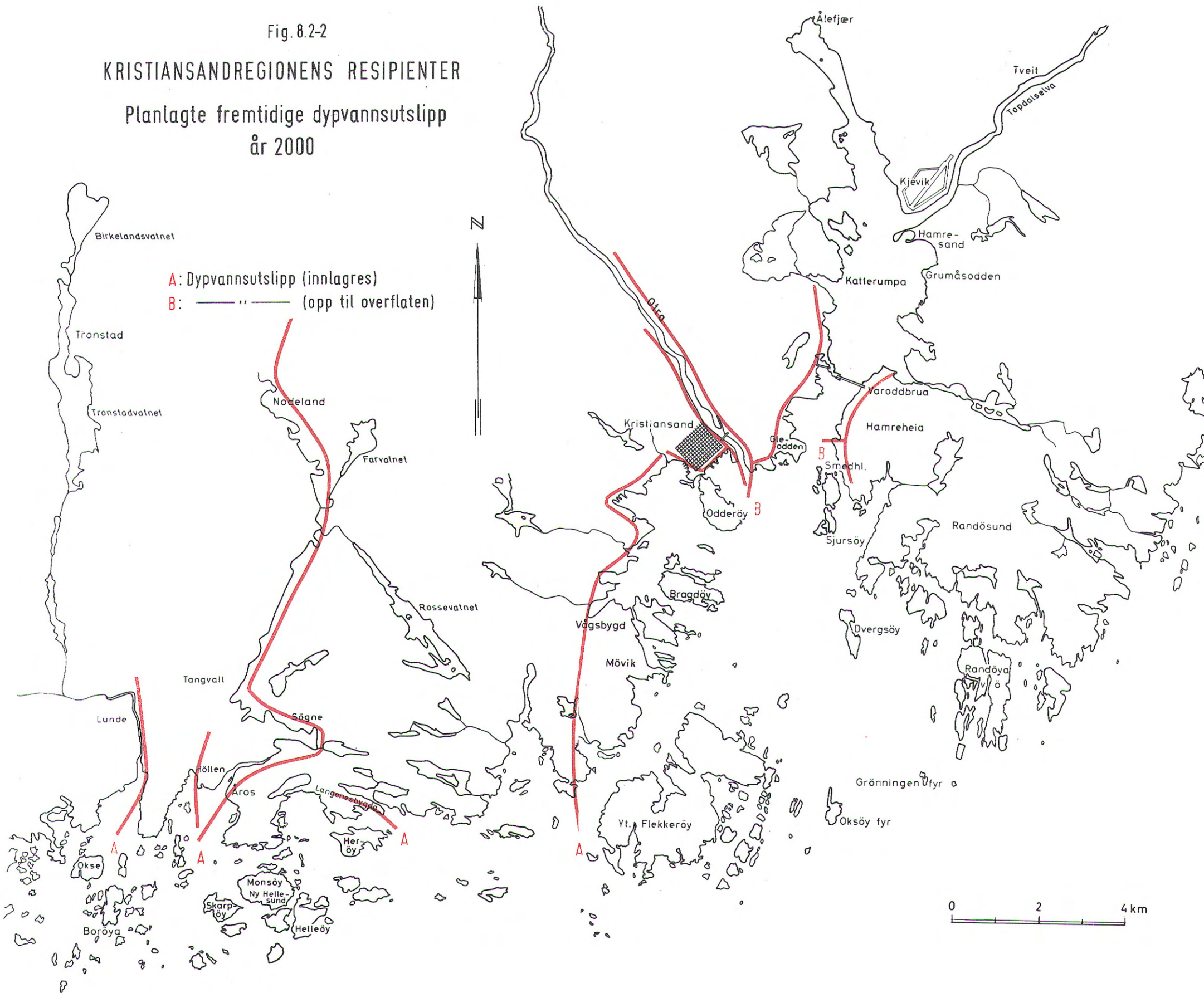
Fig. 8.2-2

KRISTIANSANDREGIONENS RESIPIENTER

Planlagte fremtidige dypvannsutslipp

år 2000

A: Dypvannsutslipp (innlagres)
B: ——— (opp til overflaten)



1. Avfallssekker plasseres ved kaier, trafikkerte strender og i småbåthavner. Tømmingen pålegges de kommunale renovasjonsorganer.
2. En naturvernkampanje settes i verk i samarbeid med motorbåtforeninger.
3. De kommunale myndigheter treffer tiltak for et organisert renhold av strender, kaier og sjøområdene utenfor.

De nevnte tiltak er absolutt nødvendige hvis man ønsker en relativt ren resipient i sommerhalvåret når trafikken er størst.

- o -

9. LITTERATURLISTE

1. Norge B. 1 - 4 Cappelen, Oslo 1963.
2. "Generalplanundersøkelser med utkast til Generalplan for de sentrale deler av Søgne". Regionplanrådet for Kristiansand og omland, desember 1964.
3. Siv.ing. Aage O.W. Lindboe A/S: "Sogndalen kommune, Rammeplan for kloakk", 1966.
4. Siv.ing. Aage O.W. Lindboe A/S: "Søgne kommune, Avløpsplan", april 1967, revidert september 1968.
5. "Byplanrådets utkast til Generalplan for Kristiansand". Byplankontoret mars 1969.
6. Hydrologiske undersøkelser i Norge. Oslo 1958.
7. Strøm, K.M.: Land Locked Waters. Det Kgl. Videnskaps-Akademi i Oslo I Mat. Naturvit. No. 7, 1936.

---o0c---