

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

O - 91/69

MJØSPROSJEKTET

Fremdriftsrapport nr. 3 A

Undersøkelser 1972

Resultater og kommentarer

Saksbehandler: Cand.real. Hans Holtan
Medarbeidere: Fil.cand. Gösta Kjellberg
Tekniker Ole Nashoug
Rapporten avsluttet april 1972

INNHOILDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	7
1. INNLEDNING	8
2. AREALFORDELING, BOSETTING, INDUSTRI OG JORDBRUKS- AKTIVITETER	9
2.1 Mjøsområdet geologi	9
2.2 Løsavsetninger	10
2.3 Arealfordeling	10
2.4 Mjøsas nærrområder	12
2.5 Befolkningsfordeling	12
2.6 Industriforurensninger	17
2.7 Jordbruksforurensning	18
3. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER	21
4. MATERIALTRANSPORT TIL MJØSA	23
4.1 Lenaelva	28
4.2 Hunnelva	28
4.3 Svartelv og Flagstadelv	29
4.4 Jordbruksbekker	31
4.5 Konklusjon	33
5. STRØM- OG TEMPERATURFORHOLD I MJØSA	34
5.1 Strømmålinger i Mjøsa ved Lillehammer 5. juli 1972	34
5.2 " " " utenfor Brøttum stasjon 4. og 5. juli 1972	37
5.3 Strømobservasjoner i Mjøsa	37
5.4 Temperaturobservasjoner i de sydlige deler av Mjøsa	40
5.5 Strømforhold og bølgebevegelser	43
6. FYSISK-KJEMISKE FORHOLD I MJØSA	51
6.1 Temperaturforhold	51
6.2 Oksygenforhold	51
6.3 Surhetsgrad - pH	54
6.4 Elektrolytisk ledningsevne	54
6.5 Farge og siktedyp	58
6.6 Tørrstoff	60
6.7 Plantenæringsstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser)	60

7.	BIOLOGISKE UNDERSØKELSER	64
7.1	Planktonalger	64
7.2	Vekstforsøk	70
7.3	Dyreplankton	71
8.	BAKTERIOLOGISKE TILSTANDER I MJØSA 22. AUG. 1972	75
8.1	Generell orientering	75
8.2	Strømforholdene i Mjøsa 22. august 1972	77
8.3	Bakteriologiske analyseresultater 22. august 1972	77
9.	DETALJUNDERSØKELSER I FLAGSTADELVA OG FINSAHLBEKKEN	89
9.1	Klassifisering av forurensningssituasjonen i vassdrag	89
9.2	Resultater og kommentarer	91
9.2.1	Flagstadelva	91
9.2.2	Finsahlbekken	95
10.	SAMMENFATTENDE DISKUSJON	97
10.1	Oversikt over arealfordeling og befolkning	97
10.2	Mjøsas forurensningskilder	97
10.2.1	Kommunalt avløpsvann	98
10.2.2	Industrielt avløpsvann	99
10.2.3	Avrenning fra jordbruks-, skogbruks- og lite produktive områder	99
10.2.4	Foreløpig fosforbudsjett for Mjøsa	101
10.3	Undersøkelse i tilløpselver til Mjøsa	101
10.4	Forurensningssituasjonen i Mjøsa	103
10.5	Den praktiske betydning av strømforholdene i Mjøsa	104
10.6	Forurensningssituasjonen i tilløpselvene til Mjøsa	105
10.7	Iverksettelse av tiltak mot forurensningstilførslene til Mjøsa	107
10.7.1	Kommunalt avløpsvann	108
10.7.2	Tiltak mot industriutslipp	110
10.7.3	Jordbruksvirksomhet	111
10.8	Søppelfyllplasser	112
10.9	Mjøsas forurensningstilstand. Generelle betraktninger	112

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Oversikt over nærområdenes arealfordeling	15
2. Hunnselv, pH, fosfor, nitrogen og dikromattall i tidsrommet 1. juli - 10. august 1972	29
3. Middelveidier for total fosfor og total nitrogen og dikromattall fra noen jordbruksbekker i Stange og Vang	32
4. Beregnede strømhastigheter ved st. I	37
5. " " " " II	39
6. " " " " III	40
7. Hovedstasjonene i Mjøsa. Fysisk-kjemiske analyse-resultater 1972. Middell-, minimum- og maksimumsverdier	52
8. De viktigste algearters utvikling i Mjøsa 1972	68
9. " " " " " " 1972	69
10. Resultater av vekstforsøk med vann fra Mjøsa og dens større tilløp	71
11. Arealfordeling og befolkning i Mjøsas nedbørfelt	98

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Arealfordeling i Mjøsområdet nedbørfelt	11
2. Oversikt over arealfordeling i nedbørfeltene til de største tilløpselvene	13
3. Oversikt over de lokale nedbørfelt og nærområder	14
4. Oversiktskart over befolkningsfordelingen i Mjøsområdet	16
5. Antall siloer i Mjøs nedbørfelt	19
6. Oversiktskart over prøvetakingssteder	22
7. Kjemiske forhold i Mjøs tilløpselver	24
8. Konsentrasjoner av næringssalter i Mjøs tilløpselver	25
9. Lenaelv og Hunnselv, månedsmidler for fosfor, nitrogen og organisk stoff	26
10. pH-variasjoner i Hunnselva i tiden 22/11-1972 - 5/1-1973	27
11. Svartelva og Flagstadelva, månedsmidler for fosfor, nitrogen og organisk stoff	30
12. Strømmålinger i Mjøsa ved Lillehammer 5. juli 1972	35
13. " " " utenfor Brøttum st. 4. og 5. juli 1972	36
14. Strømobservasjoner i Mjøsa (Stange-Østre Toten) i juli 1972	37
15. Temperaturobservasjoner i de sydlige deler av Mjøsa i august måned	41
16. Situasjonsbilde av temperaturen i et tverrsnitt av Furnesfjorden 11. august 1972	42
17. Kontinuerlige temperaturobservasjoner på en stasjon mellom Hamar og Helgøya	45
18. Kontinuerlige temperaturobservasjoner på en stasjon mellom Hamar og Helgøya	45
19. Kontinuerlige temperaturobservasjoner på en stasjon mellom Hamar og Helgøya	46
20. Illustrasjon av stående bølgebevegelse	49
21. Temperatur og siktedyp	53

22.	pH-verdier i Mjøsa	55
23.	Elektrolytisk ledningsevneverdier i Mjøsa	56
24.	Fargeverdier i Mjøsa	59
25.	Observasjonsverdier for tørrstoff, uorganisk stoff og organisk stoff i Mjøsa sommeren 1972	61
26.	Middelverdier for total nitrogen, nitrat, fosfor og ortofosfat i Mjøsa sommeren 1972	62
27.	Totalvolum av alger	65
28.	Volum av de viktigste algegrupper	66
29.	Situasjonsbilde av coliforme bakterier på 0,5 m dyp i Mjøsa	78
30.	Situasjonsbilde av coliforme bakterier på 15-20 m dyp i Mjøsa	79
31.	Situasjonsbilde av coliforme bakterier på 30 m dyp i Mjøsa	80
32.	Situasjonsbilde av antall bakt./ml i Mjøsa på 0,5 m dyp 22/8-1972	81
33.	Situasjonsbilde av antall bakt./ml i Mjøsa på 15-20 m dyp 22/8-1972	82
34.	Situasjonsbilde av antall bakt./ml i Mjøsa på 30 m dyp 22/8-1972	83
35.	Situasjonsbilde av vannets innhold av organisk stoff i Mjøsa på 0,5 m dyp 22/8-1972	84
36.	Strømsituasjonen i Mjøsa 22/8-1972	85
37.	Forurensningssituasjonen i Flagstadelva i slutten av september 1972	92
38.	Forurensningssituasjonen i Finsahlbekken i slutten av september 1972	96

FORORD

I samsvar med vårt program (20. des. 1971) og i samråd med våre oppdrags-givere representert ved Mjøsprosjektets styringsgruppe, har en stor del av vår aktivitet i 1972 vært konsentrert om innsamling av fysisk-kjemisk og biologisk grunndata fra Mjøsa og dens større tilløp. Undersøkelsen er søkt lagt til rette på en slik måte at den skulle gi en umiddelbar nytte ved vurdering av lokale problemer. Fremstillingen i rapporten må imidlertid av praktiske grunner bli av generell karakter.

I løpet av 1972 har vi av Hamar kommune leiet de gamle fergelokalene i Hamar, som nå er innredet som kontor og laboratorium for en av våre biologer som er stasjonert på Hamar. Det er også blitt anskaffet en egen båt for Mjøsundersøkelsen.

Som i tidligere år har vi også i 1972 hatt et godt samarbeidsforhold med byveterinær Holager i Hamar. I august 1972 ble det gjennomført en stor regional undersøkelse av de bakteriologiske forhold i Mjøsa. Dette var mulig fordi veterinæretatene i Hamar, Gjøvik og Lillehammer utførte det bakteriologiske analysearbeidet. Vi vil få lov å takke de respektive laboratorier for dette.

Undersøkelser i forbindelse med jordbruksforurensning er foretatt i forståelse med forskere fra Norges landbrukshøgskole.

Vi er meget glad for den interesse og positive holdning vi møter både hos de sentrale, stedlige og kommunale myndigheter, samt hos de mange enkeltpersoner vi er kommet i kontakt med i vårt arbeid.

Ved vårt institutt er cand.real.Pål Brettum ansvarlig for undersøkelsene av alger og planteplankton. Fil.kand. Gösta Kjellberg har forestått undersøkelsene av dyreplankton og de biologiske forhold i Flagstadelva og Finsahlbekken. Han har også bearbeidet det bakteriologiske datamateriale. Tekniker Ole Nashoug har samlet inn og bearbeidet registreringsdata om befolkning, arealfordeling o.l., - han har også deltatt i arbeidet med innsamling av prøver og bearbeidelse av analyse- og feltdata. Cand.real. Rolf Tore Arnesen leder registreringsarbeidet av industribedrifter. Undertegnede, som er prosjektleder, har forestått bearbeidelsen av det fysisk-kjemiske datamateriale, redigert rapporten m.m.

Oslo, april 1973.

Hans Holtan

1. INNLEDNING

I 1972 er det blitt samlet inn fysisk-kjemisk og biologisk observasjonsmateriale fra fire faste stasjoner i selve Mjøsa samt fra hovedtilløp, Lågen, og avløp, Vorma. Stasjonen i Furnesfjorden ble opprettet i tillegg til de øvrige stasjoner, idet det syntes å gå frem av undersøkelsene i 1971 at denne delen av Mjøsa var sterkt utsatt for tilførsler av forurensninger.

Prøvetakingene i tilløpene Lenaelva, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva, som ble startet opp i 1971, fortsatte også i 1972. Det er i 1972 opprettet prøvetakingsstasjoner i ytterligere 9 tilløpselver, nemlig Vikselva, Brumunda, Moelva, Mesna, Gausa, Rinda, Vismunda, Stokkelva og Bråstadelva. Fra disse elver blir det nå samlet inn månedlige prøver. I alle elver er det montert vannmerke eller limnigraf for registrering av vannføring.

Høsten 1972 ble det foretatt en befaringslang langs Flagstadelva og Finsahlbekken med innsamling av fysisk-kjemisk og biologisk prøvemateriale fra en rekke stasjoner.

På en stasjon mellom Hamar og Helgøya har det siden juni måned vært i drift en Aanderaamåler som har registrert temperaturen i 11 punkter i en vertikalserie fra 2 til 52 m (altså 5 meters avstand mellom målepunktene).

Det er videre foretatt undersøkelse av strømforholdene i den nordlige del av Mjøsa med vanlig konvensjonelt måleutstyr, og ved enkelte anledninger er det også foretatt undersøkelser av strømforholdene med strømkors.

Ved en anledning i august ble det foretatt en undersøkelse av de bakteriologiske forhold på i alt ca. 50 stasjoner spredt over hele Mjøsa.

Endelig er det foretatt en del sporadiske undersøkelser av vannkvaliteten i en del avrenningsbekker fra jordbruksområder. Det kan i den sammenheng nevnes at det nå er bygd en vannføringsstasjon i en jordbruksbekk i Stange. Innsamling av prøvemateriale vil her bli satt i gang våren 1973.

Registreringsarbeidet med kartlegging av kloakkutslipp, industri og avløp fra jordbruksområder har fortsatt i 1972. Dette arbeidet pågår fremdeles og ventes å bli ferdig i løpet av 1973.

2. AREALFORDELING, BOSETTING, INDUSTRI OG JORDBRUKSAKTIVITETER

2.1 Mjøsområdetets geologi

Innen Mjøsas lokale nedbørfelt (syd for Fåberg) er det geologiske forhold meget varierende. Her finnes om hverandre basiske, sure og harde bergarter og bergarter som lett forvitrer. Dette har skapt et variert landskapsbilde, med flate, frodige jordbruksbygder, næringsfattige skog- og myrområder avbrutt av lite produktive og harde fjellområder.

Grunnfjellsbergartene har sin største utbredelse på østsiden av Mjøsa mellom Minnesund og Stange, samt vest for Hunnselva (sydvest for Gjøvik). Noen mindre grunnfjellspartier finner en også sydvest for Skreia og i

en rygg tvers over Neshalvøya (Gjøvik-Brumunddal). Disse bergarter som består av gneis-granitt er svakt sure og forvitrer sent, noe som skaper et næringsfattig jordsmonn.

På begge sider av Mjøsa nord for Gjøvik og Moelv dominerer sparagmittbergartene, d.v.s. sedimentære sandsteinsbergarter av forskjellige slag. Bortsett fra visse kalkfjellområder ved Biri er bergartene harde og forvitrer sent.

I den sentrale del av Mjøsområdet dominerer de kambrosiluriske bergarter som består av skifer og kalkstein. Kalksteinslagene forekommer ofte som øst-vest gående åser eller rygger i landskapet, mens skiferlagene betinger lier og flatere partier. Det er her man finner de rike jordbruksområder i Hedmarksbygdene og på Østre og Vestre Toten.

På vestsiden av Mjøsa mellom Skreia og Minnesund finner en permiske eruptivbergarter. Dette er sure og harde bergarter - noe som betinger et næringsfattig jordsmonn. Ved Brumunddal er det et mindre område med permiske bergarter.

2.2 Løsavsetninger

I den sentrale del av Mjøsområdet består jordsmonnet alt vesentlig av leirholdig bunnmorene. Forøvrig er det et tynt næringsfattig morenedekke (forvittringsgrus) som dominerer de nordlige og sydlige deler av området. Langs noen av tilløpselvene finner en glacifluviale sand-grusavsetninger, ellers forekommer lokale innsjø- og elveavleiringer.

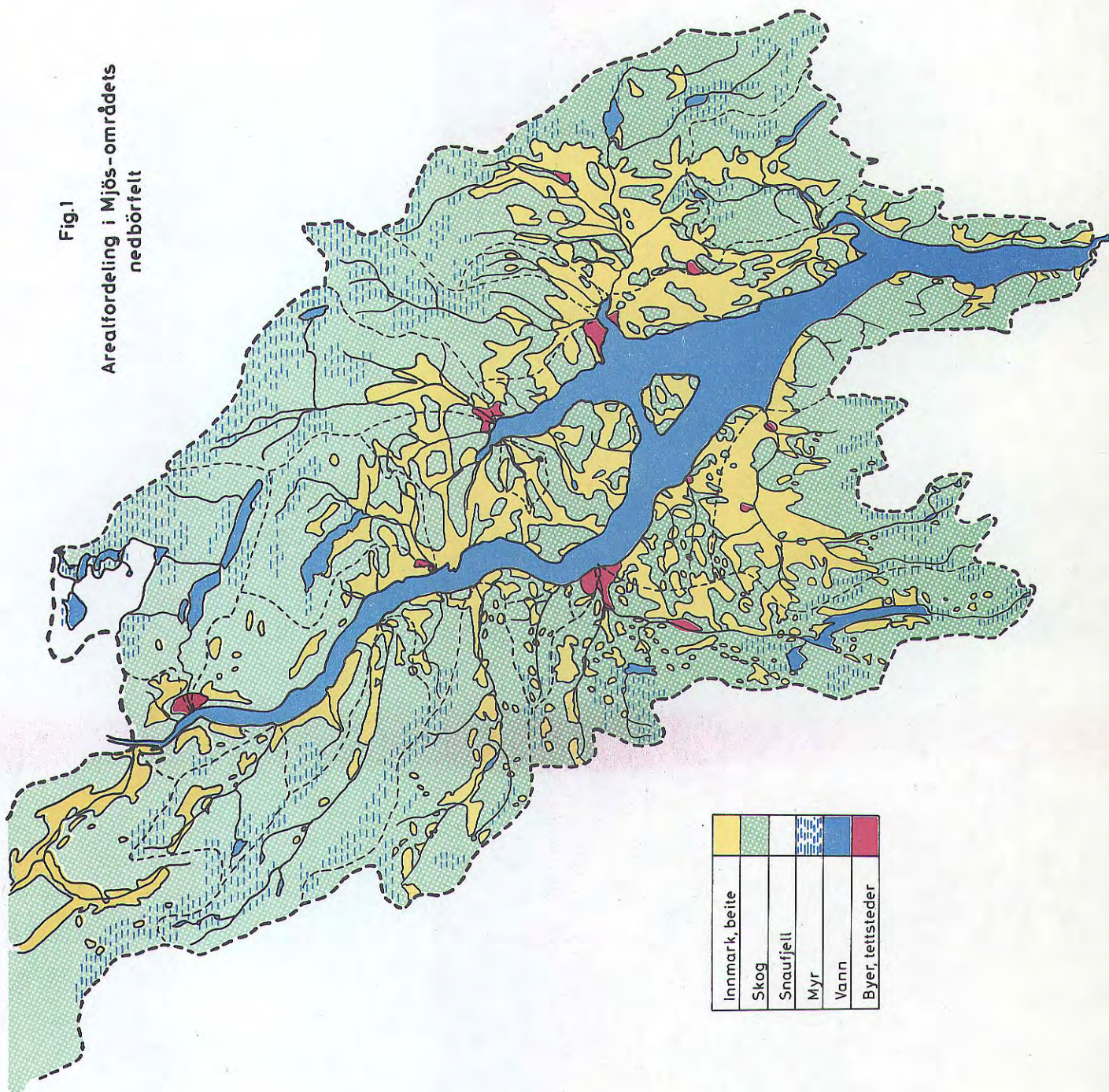
2.3 Arealfordeling

Jordbruksområdene har sin største tyngde i den sentrale del av Mjøsområdet (se fig. 1). Disse områdene omfatter nedbørfeltene til Lenaelva, Hunnelva, Flagstadelva og Svartelva, samt flere nærområder (til Mjøsa), f.eks. områder i Stange, Neshalvøya og Østre Toten.

Nord for Moelva/Gjøvik er det skogområdene som dominerer, mens jordarealene forekommer i oppstykkede striper i liene ned mot Mjøsa. Langs de større tilløpselvene (Lågen og Gausa) er det til dels store jordbruksenheter.

Fig.1

Arealfordeling i Mjøs-området
nedbørfelt



Innmark, beite	Skog	Snau fjell	Myr	Vann	Byer, tettsteder
----------------	------	------------	-----	------	------------------

Søndre del av Mjøsområdet består alt vesentlig av skog, men ved Feiring (på vestsiden av Mjøsa) er det noen større jordbruksenheter.

I de høyereliggende områder av nedbørfeltene til Flagstadelva, Brumunda, Mesna og Svartelva er det store myrområder. På vestsiden av Mjøsa i de mer høyereliggende strøk er myrområdene mer oppstykket med skog- og snaufjellspartier innimellom.

2.4 Mjøsas nærområder

Som det fremgår av fig. 2 og 3 omfatter ikke de nevnte tilløpselvene hele Mjøsas nedbørfelt. Mellom tilløpselvenes nedbørfelt er det strandområder med avrenning direkte til Mjøsa (tab. 1). Disse områder betegnes her som Mjøsas nærområder og representerer nær 900 km², d.v.s. tilsvarende Svartelvas og Hunnselvas nedbørfelt tilsammen. Byene Hamar, Gjøvik og Lillehammer samt flere tettsteder ligger i disse områder. Herfra føres avløpsvann direkte til Mjøsa. Langs Stangelandet, Neshalvøya og Østre Toten er det store jordbruksarealer som også dreneres direkte til Mjøsa.

2.5 Befolkningsfordeling (fig. 4)

I Mjøsas totale nedbørfelt bor det ca. 190 000 mennesker som tilsvarende en befolkningstetthet på 12 personer/km². I innsjøens lokale nedbørfelt (nedenfor Fåberg) bor det ca. 150 000 mennesker som tilsvarende 30 personer/km², og for nærområdene er de tilsvarende tall ca. 83 000 og 95. Til sammenlikning kan nevnes at den midlere befolkningstetthet i Norge, Danmark og Vest-Tyskland er henholdsvis 12, 114 og 245 personer pr. km². I henhold til det foreløpige registreringsmateriale må man regne med at i hele nedbørfeltet er ca. 95 000 personer tilknyttet avløpsanlegg med direkte utslipp i Mjøsa eller dens tilløp - av disse bor ca. 55 000 i Mjøsas nærområder.

Ifølge oppgave fra Statens institutt for forbruksforskning og vareundersøkelser (1972)¹⁾ og en svensk undersøkelse av kloakkvannets sammensetning (se fotnote)²⁾, er det her regnet med at en person (personekvivalent) til-

1) Statens institutt for forbruksforskning og vareundersøkelser. 1972.

2) Ahl, T. m.fl. Hushållsavloppsvattnet. Vatten 23.67.

Fig.2 Oversikt over arealfordeling i de største nedbørfeltene til Mjösa

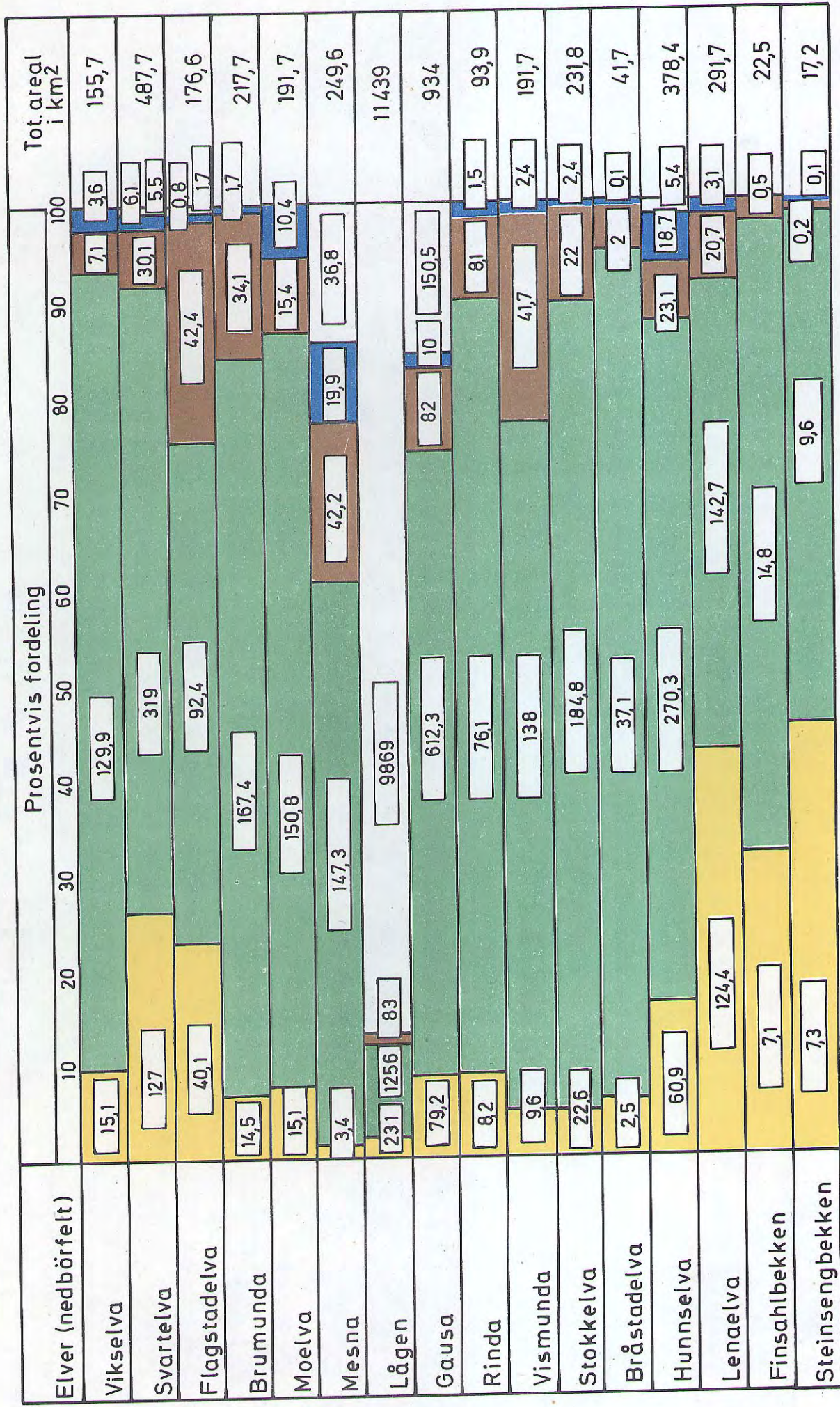
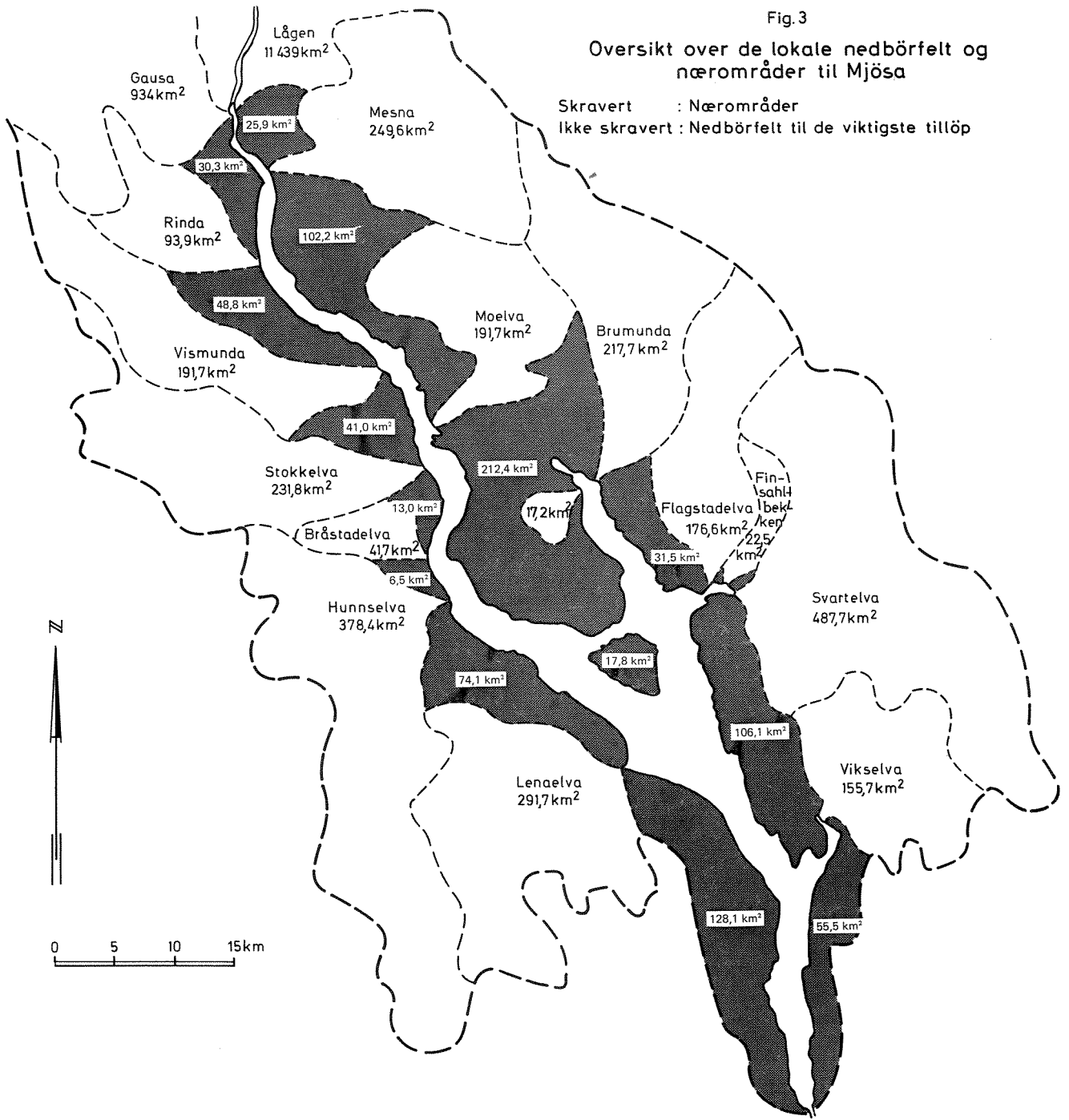


Fig.3

Oversikt over de lokale nedbørfelt og nærrområder til Mjøsa

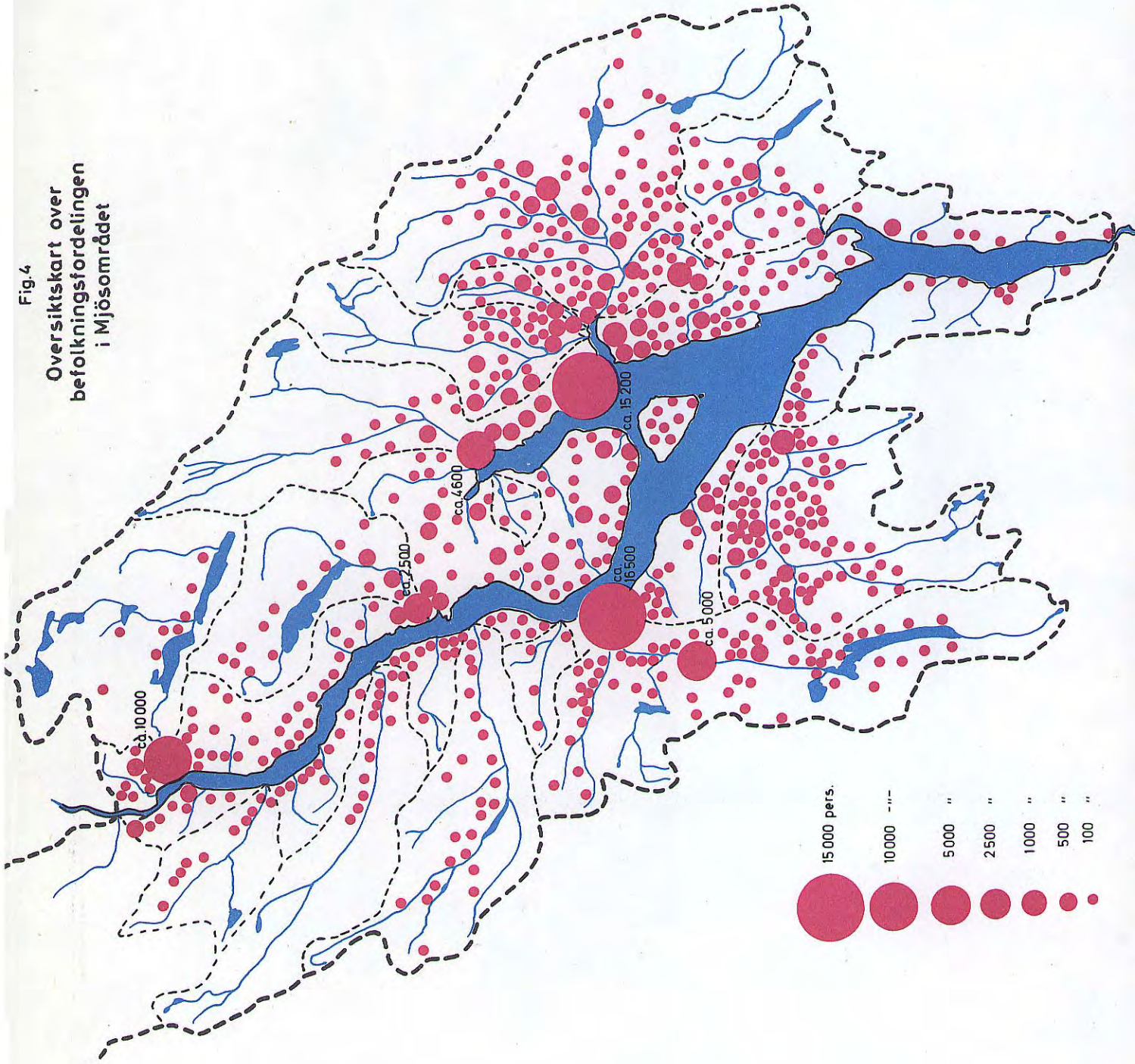
Skravert : Nærrområder
Ikke skravert : Nedbørfelt til de viktigste tilløp



Tabell 1. Oversikt over nærområdenes arealfordeling.

Beliggenhet	Areal i km ²						
	Tot. areal i km ²	Innmark, beite	Skog	Myr	Vann	By, tettsteder	
Minnesund - Lenaelva	128,1	18,3	103,3	4,4	1,6	0,5	
Lenaelva - Hunnselva	74,1	34,1	38,6	0,5	0,3	0,6	
Hunnselva - Bråstadelva	6,5	1,5	2,7	-	-	2,3	
Bråstadelva - Stokkelva	13,0	3,4	9,5	-	0,1	-	
Stokkelva - Vismunda	41,0	4,6	32,8	3,1	0,2	0,3	
Vismunda - Rinda	48,8	7,8	37,0	4,0	-	-	
Rinda - Gausa	30,3	6,5	22,8	0,6	-	0,4	
Lågen - Mesna	25,9	8,0	15,0	0,7	0,3	1,9	
Mesna - Moelva	102,2	24,9	72,9	1,4	0,2	2,8	
Neshalvøya	212,4	81,1	125,0	2,9	1,0	2,4	
Brumunda - Flagstadelva	31,5	15,6	8,6	-	-	7,3	
Flagstadelva - Finsahlbekken	0,4	-	-	0,3	-	0,1	
Finsahlbekken - Svartelva	1,5	1,3	0,1	-	-	0,1	
Svartelva - Vikselva	106,1	52,5	51,2	0,2	0,2	2,0	
Vikselva - Minnesund	55,5	3,8	49,6	1,5	0,3	0,3	
Total areal i nærområdene	877,3	263,4	569,1	19,6	4,2	21,0	

Fig. 4
Oversigtskart over
befolkningsfordelingen
i Mjösområdet



svarer 150 g tørrstoff, 80 g organisk stoff, 12 g nitrogen og 2,9 g fosfor pr. person og døgn. Bruker man disse tallene, blir transporten av stoffer til Mjøsa fra de ca. 95 000 personer som er tilknyttet avløpsanlegg, og med avløp direkte i Mjøsa eller tilløp, følgende (for hele befolkningen i nedbørfeltet vil tallene bli omtrent dobbelt så store):

Fosfor - P	ca.	100	tonn/år
Nitrogen - N	"	420	" "
Tørrstoff	"	5200	" "
Organisk stoff	"	2800	" "

Ved siden av dette representerer kloakkvannet et stort risikomoment men hensyn til vassdragets hygieniske tilstand.

2.6 Industriforurensninger

Det har foreløpig ikke vært anledning til noen systematisk kartlegging av utslipp fra industrien i Mjøsas lokale nedbørfelt. Tidlig i 1973 er det imidlertid meningen å starte en omfattende og detaljert kartlegging av slike utslipp. I løpet av året regner vi derfor med at industriens bidrag til forurensningen av Mjøsa vil være betydelig bedre kjent.

Utslippene fra industrien er i sin sammensetning og virkning langt mer kompliserte og uoversiktlige enn f.eks. utslippene av husholdningskloakk. Ved siden av komponenter som organisk stoff, fosfater etc. som kan gi virkninger av samme art som husholdningskloakk, kan industrielt avløpsvann bl.a. inneholde giftige stoffer, sterkt fargede stoffer, stoffer som kan skade bunn og strender eller stoffer med sterk lukt og smak.

Det kan være like viktig eller viktigere å bekjempe slike utslipp som å bekjempe utslipp av kloakkvann om man vil beholde Mjøsa for de formål man i dag mer eller mindre klart ser for seg. Innsatsen mot en forurensningskomponent må ikke føre til at andre forurensningskomponenter ikke får nødvendig oppmerksomhet.

På bakgrunn av den store interesse det har vært for kartlegging av fosfattilførslene til Mjøsa, har vi også laget en foreløpig oversikt over de forskjellige industribransjers fosfatbidrag. Oversikten bygger ikke

på en systematisk kartlegging av industrien i området, og det er derfor fortsatt mange usikre punkter i denne sammenstillingen.

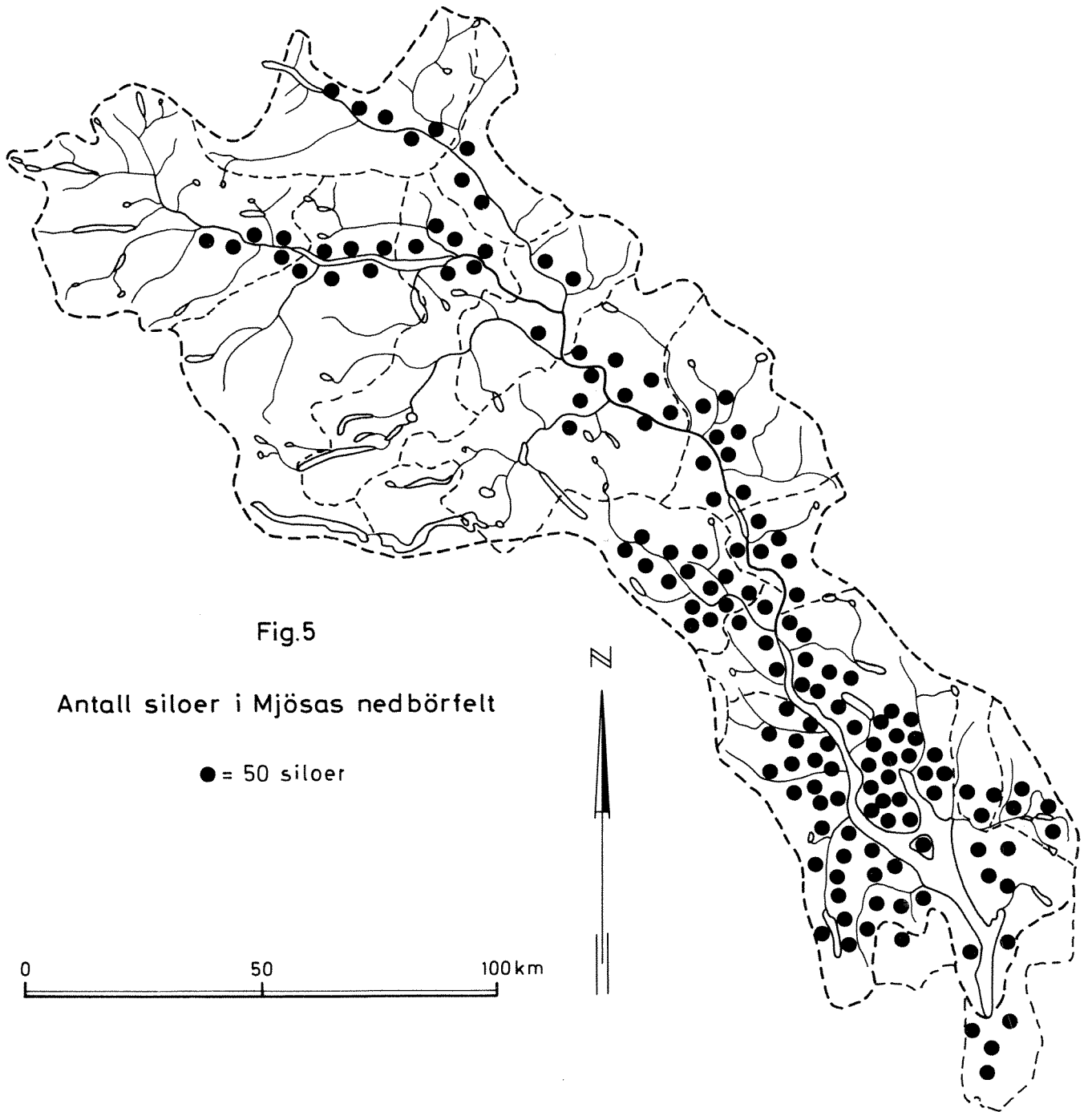
1. Treforedlingsindustri	18,0 tonn P/år
2. Slakterier, meierier o.l.	3,5 " "
3. Potetindustri	40,0 " "
4. Annen næringsmiddelindustri	ukjent
5. Bedrifter med kjemisk overflatebehandling av metaller	7,0 " "
6. Annen industri	<u>ukjent</u>
Anslått sum	<u><u>70,0 tonn P/år</u></u>

2.7 Jordbruksforurensning

Jordbrukets bidrag til forurensningsbelastningen av Mjøsa er meget vanskelig å beregne. Undersøkelser av dreinsvann fra jordbruksområder både i Norge og i utlandet har vist at transporten av nitrogenforbindelser fra slike områder kan være meget stor, mens fosfortransporten er relativt liten. Dette har sammenheng med at nitrogenforbindelser er lett løselige i vann og derfor lett lar seg vaske ut. Fosforforbindelsene blir derimot i vesentlig grad holdt tilbake i jordsmonnet. Likevel synes de foreløpige observasjonsresultater fra typiske "jordbruksbekker" i Mjøsområdet å tyde på periodevis høye konsentrasjoner av fosforforbindelser. Konsentrasjonene varierer sterkt med årstidene (sesongvariasjoner), med nedbørforholdene og med aktivitetsrutiner innenfor jordbruksnæringen. De høye fosforverdier må sees i sammenheng med den aktuelle gjødslingsrutine (f.eks. gjødsling på frossen mark), avrenning fra dyrestaller og utette gjødselkjellere, jordarealenes topografi, jordsmonnet, jorderosjon, avrenning fra silo og halmlutingsanlegg o.l.

Det foreliggende observasjonsmateriale er ennå for lite til å angi pålitelige verdier for transporten av plantenæringsstoffer fra jordbruksområder. I forståelse med forskere fra Norges landbrukshøgskole har en foreløpig anslått fosforavrenningen fra dyrket mark til ca. 20 kg/km² år.

I Mjøsas nedbørfelt blir det ifølge Statistisk sentralbyrå, Jordbruks-tellinga 1969, nedlagt ca. 270 000 tonn gras pr. år som silo for. Siloenes beliggenhet i nedbørfeltet er fremstilt i fig. 5. I henhold til oppgave



fra professor O. Hjulstad, Norges Landbrukshøgskole,^x må en regne med at avløpsmengden (press-saften) svarer til 20-30% av innlagt masse (i det følgende er 20% brukt). Med hensyn til press-saftens innhold av plantenæringsstoffer og organisk materiale, oppgir professor Hjulstad følgende gjennomsnittsverdier: fosfor - P = 0,04%, nitrogen - N = 0,16%, kalium = 0,35%, tørrstoff = 5% og organisk materiale = 3,5%.

I Mjøsas nedbørfelt vil ifølge denne oppgave siloforet på årsbasis representere følgende mengder plantenæringsstoffer og organisk materiale.

Fosfor - P	22 tonn/år
Nitrogen - N	86 "
Kalium	190 "
Tørrstoff	2700 "
Organisk stoff	1890 "

I hvilken grad disse stoffmengder når åpne vassdrag og Mjøsa er avhengig av om saften føres i lukkede eller åpne ledninger eller i grøftesystemer ut i vassdragene eller om siloene har avløp til grunnen. Jordbruksforskere (Norges landbrukshøgskole) regner med at ca. halvparten av silosaften når vassdragene. Det er av betydning i denne sammenheng at avløpet fra siloer når vassdragssystemet i en kort periode om sommeren da øvrige økologiske faktorer (f.eks. lys, temperatur o.l.) er optimale for planktonproduksjon. Silosaften kan derfor representere en langt større produksjonsfremmende faktor enn det de midlere avrenningstall skulle tilsi.

I første rekke representerer silosaften et lokalt problem idet nedbryting av organisk materiale tærer på vannforekomstenes oksygeninnhold. I enkelte tilfeller kan silosaften forårsake anaerobe tilstander selv i relativt hurtigflytende bekker. (Se NIVAs Mjøsrapport for 1971, Finsahlbekken). Dette vil bidra til at gyteplasser og oppvekstområder for fisk blir ødelagt, samtidig som vannets brukskvalitet forøvrig blir forringet (drikkevann, irrigasjonsvann o.l.). I hvilken grad silosaften innvirker på selve Mjøsas forurensningssituasjon er det derimot vanskelig å ha noen formening om uten inngående undersøkelser.

^x Hjulstad, Olav: Vassforurensninger fra husdyrbruket. Vann 3. 1970.

3. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER

I 1972 er det blitt opprettet vannføringsstasjoner og samlet inn prøver fra 14 tilløp samt utløpet Vorma. Fra samtlige elver er det samlet inn prøver ifølge oversikt nedenfor. (Fra Svartelva, Flagstadelva, Lenaelva og Hunnselva er det samlet inn prøver oftere.)

Lokalitet	Prøvetakingsdager							
Vikselva	31/5	28/6	14/7	3/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Svartelva	1/6	27/6	14/7	2/8	29/8	27/9	16/10	22/11
Flagstadelva	31/5	27/6	14/7	2/8	29/8	27/9	16/10	22/11
Brumunda	30/5	28/6	14/7	4/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Moelva	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Mesna	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Lågen (st. V)	29/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Gausa	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Rinda	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Vismunda	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Stokkelva	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Braastadelva	30/5	28/6	14/7	1/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Hunnselva	30/5	28/6	14/7	3/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Lenaelv	30/5	28/6	14/7	3/8	29/8	28/9	16/10	22/11
Utl. Vorma (st. I)	29/5	29/6	14/7	3/8	29/8	28/9	16/10	22/11

I selve innsjøen er det opprettet 4 hovedstasjoner for innsamling av prøver, nemlig:

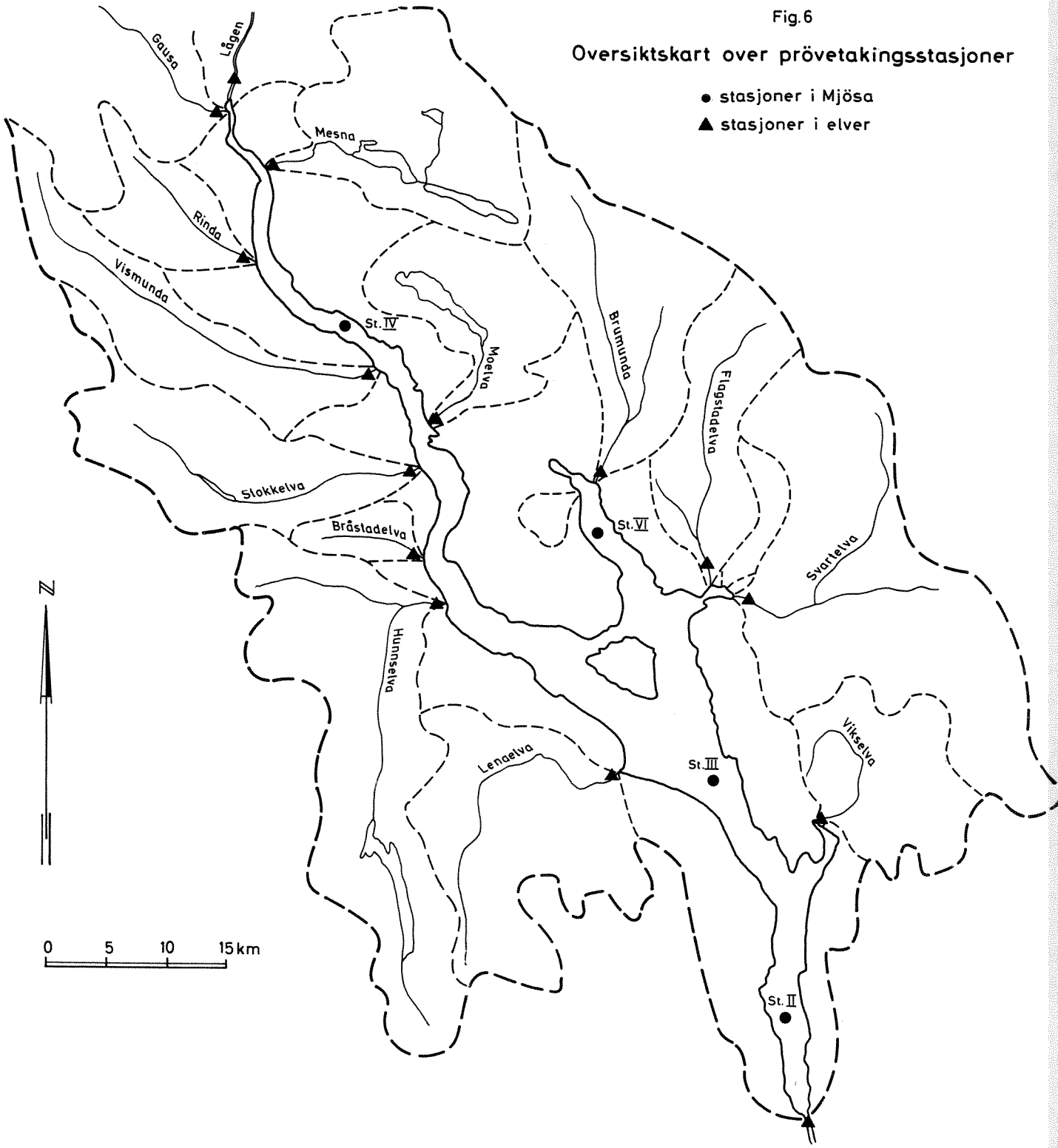
Stasjon	Prøvetakingsdager						
St. II Morskogen	30/5	26/6	31/7	30/8	16/10	11/12	
St. III Skreia	31/5	27/6	2/8	31/8	16/10	19/12	
St. IV Brøttum	29/5	28/6	1/8	29/8	19/10	9/12	
St. VI Furnesfjorden	1/6	28/6	3/8	28/8	20/10	20/12	

Prøvetakingsstasjonene er angitt i fig. 6. Alle aktiviteter er omtalt i innledningen og vil bli behandlet nærmere i de forskjellige avsnitt.

Fig.6

Oversiktskart over prøvetakingsstasjoner

- stasjoner i Mjøsa
- ▲ stasjoner i elver



4. MATERIALTRANSPORT TIL MJØSA

I rapport 0-91/69 Mjøsprosjektet, Undersøkelser i 1971, ble fysisk-kjemiske observasjonsresultater fra 4 forskjellige tilløpselver til Mjøsa presentert (Svartelva, Flagstadelva, Hunnselva og Lena). Det ble i samme rapport tatt med tidligere resultater fra noen av de andre større tilløp. Innsamling av vannprøver fra de fire nevnte elver pågår fortsatt. Dessuten er det siden juni måned 1972 samlet inn månedlige prøver fra ytterligere 10 elver (se avsnitt 3).

For å kunne beregne elvenes materialtransport er det ved siden av gode observasjoner for de fysisk-kjemiske komponenter, nødvendig å fremskaffe verdier for elvenes vannføring. Det er derfor nå montert vannmerker eller limnigrafer for registrering av vannstand i alle elver det samles inn prøver fra. Vannføringsmålinger er imidlertid et tidkrevende arbeid, idet man for hver enkelt elv må foreta målinger for beregning av vannføringskurver. Dette arbeidet pågår for fullt, men foreløpig foreligger ikke tilstrekkelige data for fremstilling av slike kurver. Resultatene av undersøkelsene - både de hydrometriske og fysisk-kjemiske - blir lagret på hullkort for videre EDB-behandling.

I fig. 7 og 8 er middelverdiene for noen av de observerte komponenter presentert - dette gjelder pH, el.ledningsevne (som er direkte proporsjonal med saltkonsentrasjonene), tørrstoff, organisk stoff, total fosfor og total nitrogen. Fargene på de to kartskisser angir henholdsvis middelkonsentrasjonen for organisk materiale og total fosfor ved avrenningselvenes utløp. Selv om dette må betraktes som et første orienterende materiale, gir det likevel visse holdepunkter om vannkvaliteten i de forskjellige tilløpselver. På bakgrunn av de nevnte middelverdier for fosfor og nitrogen og elvenes midlere vannføring, er transporten av disse stoffer til Mjøsa beregnet. Her er det flere usikkerhetsmomenter å ta hensyn til, i første rekke variasjon i vannføringen og næringssaltkonsentrasjoner som følge av sesongbetont industri og aktiviteter innenfor jordbruket osv. Disse ujevne belastninger er særlig markerte i Lenaelva og Hunnselva (fig. 9 og 10).

Fig.7

Kjemiske forhold i Mjösas tilløpselver

Middelverdier ved elvenes utløp

Fargene angir middelkonsentrasjonene for organisk stoff

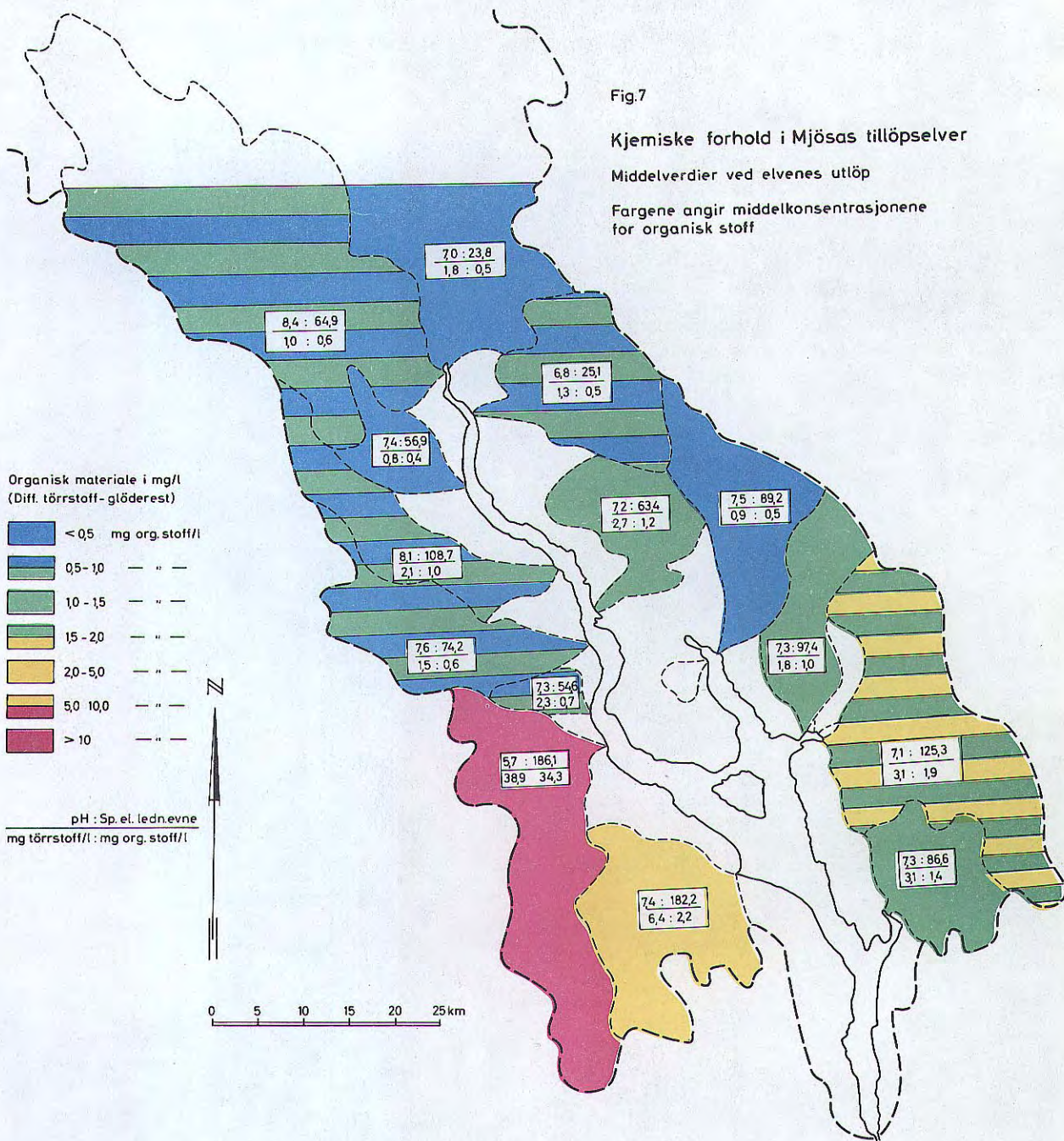


Fig.8

Nærings-salter i Mjøsas tillöp

Middelkonsentrasjoner og transport av nærings-salter (c-ø) ved elvenes utløp

Fargene angir middelkonsentrasjonene av total fosfor

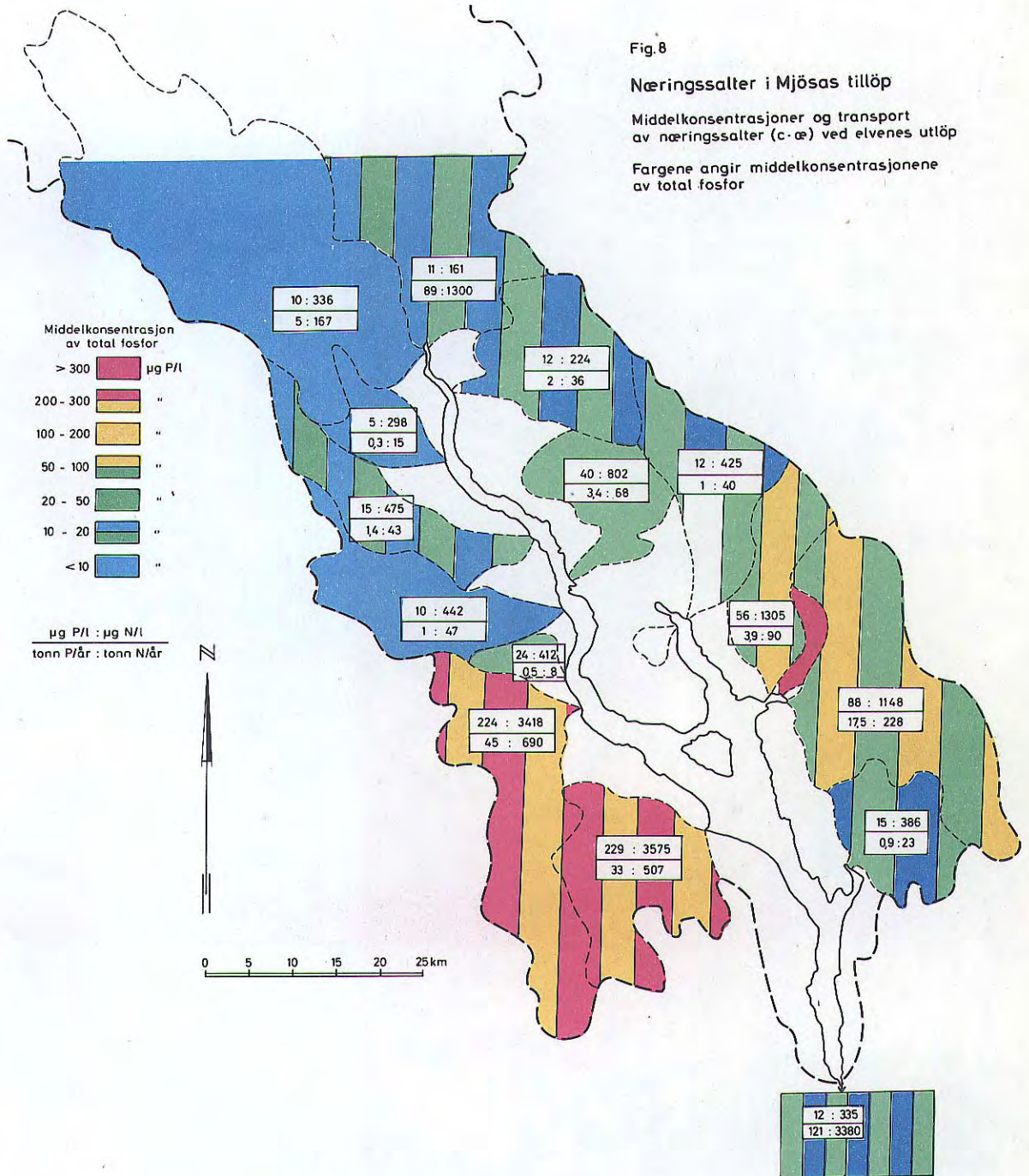


Fig.9

Lenaelva og Hunnselva

Månedsmidler for fosfor, nitrogen og org. stoff

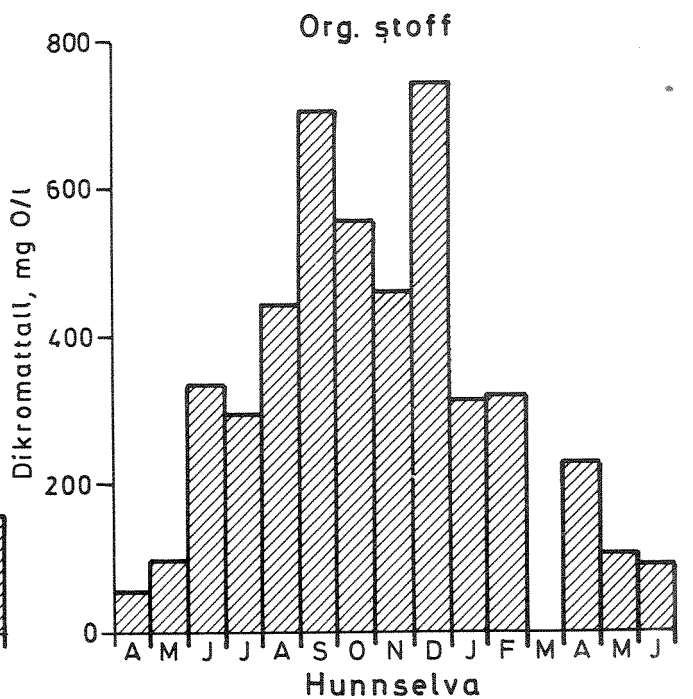
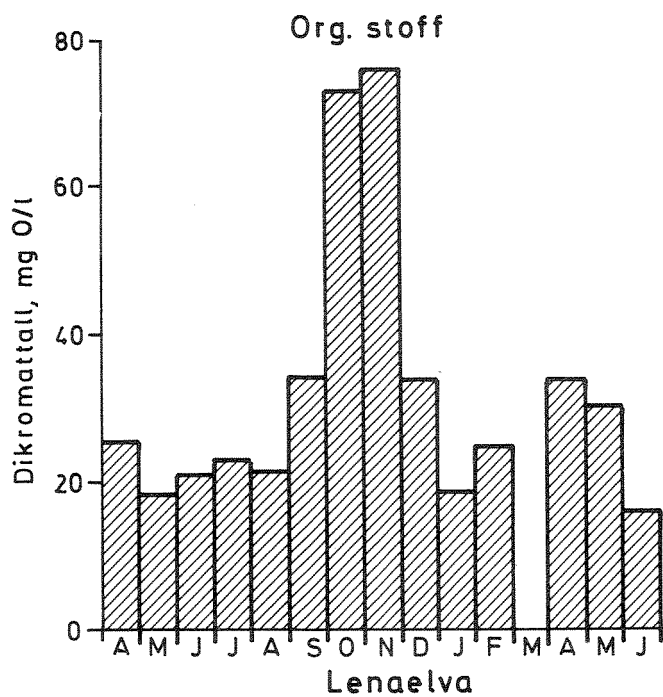
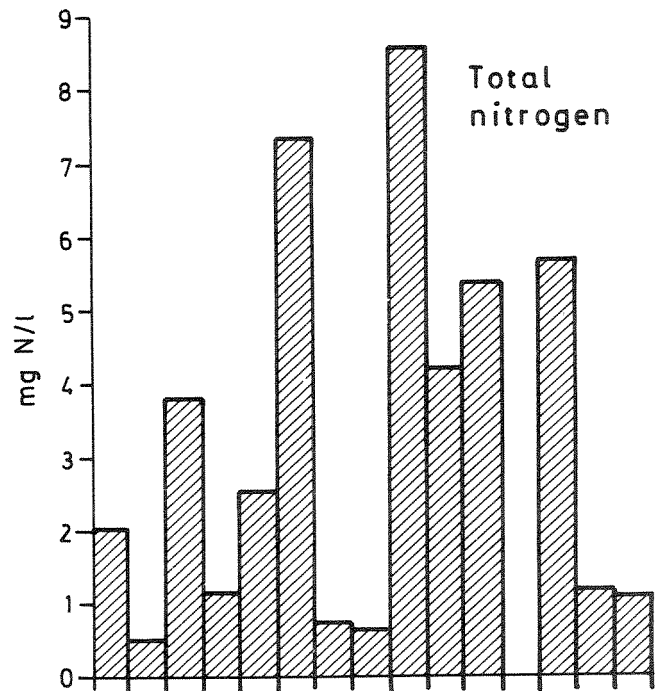
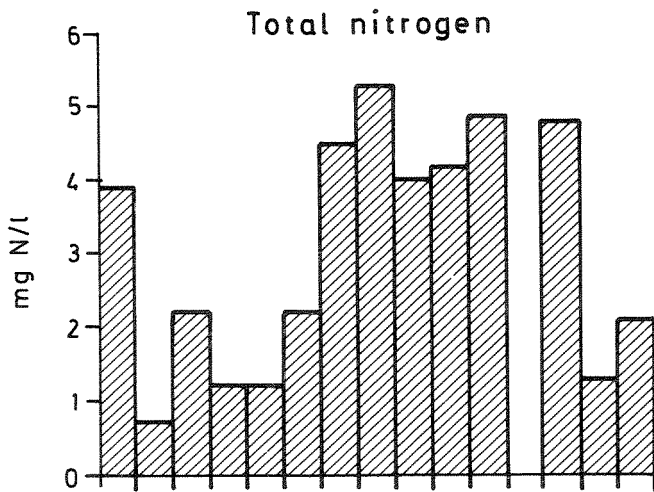
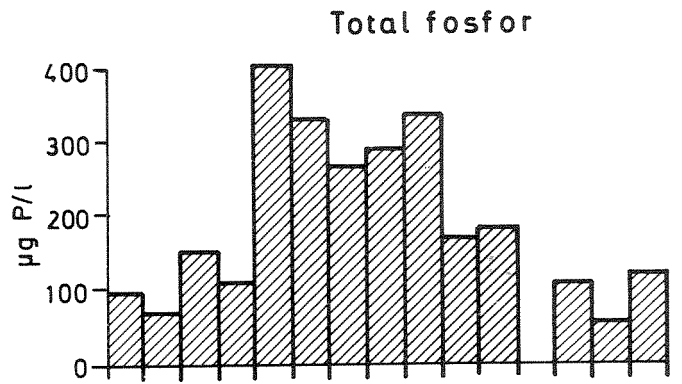
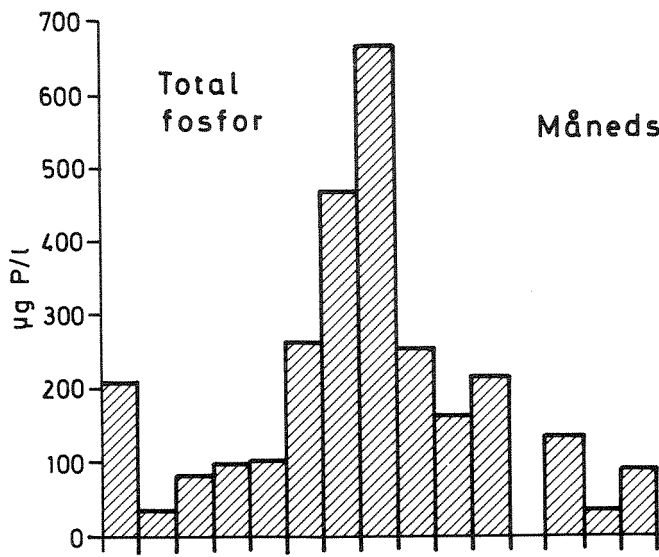
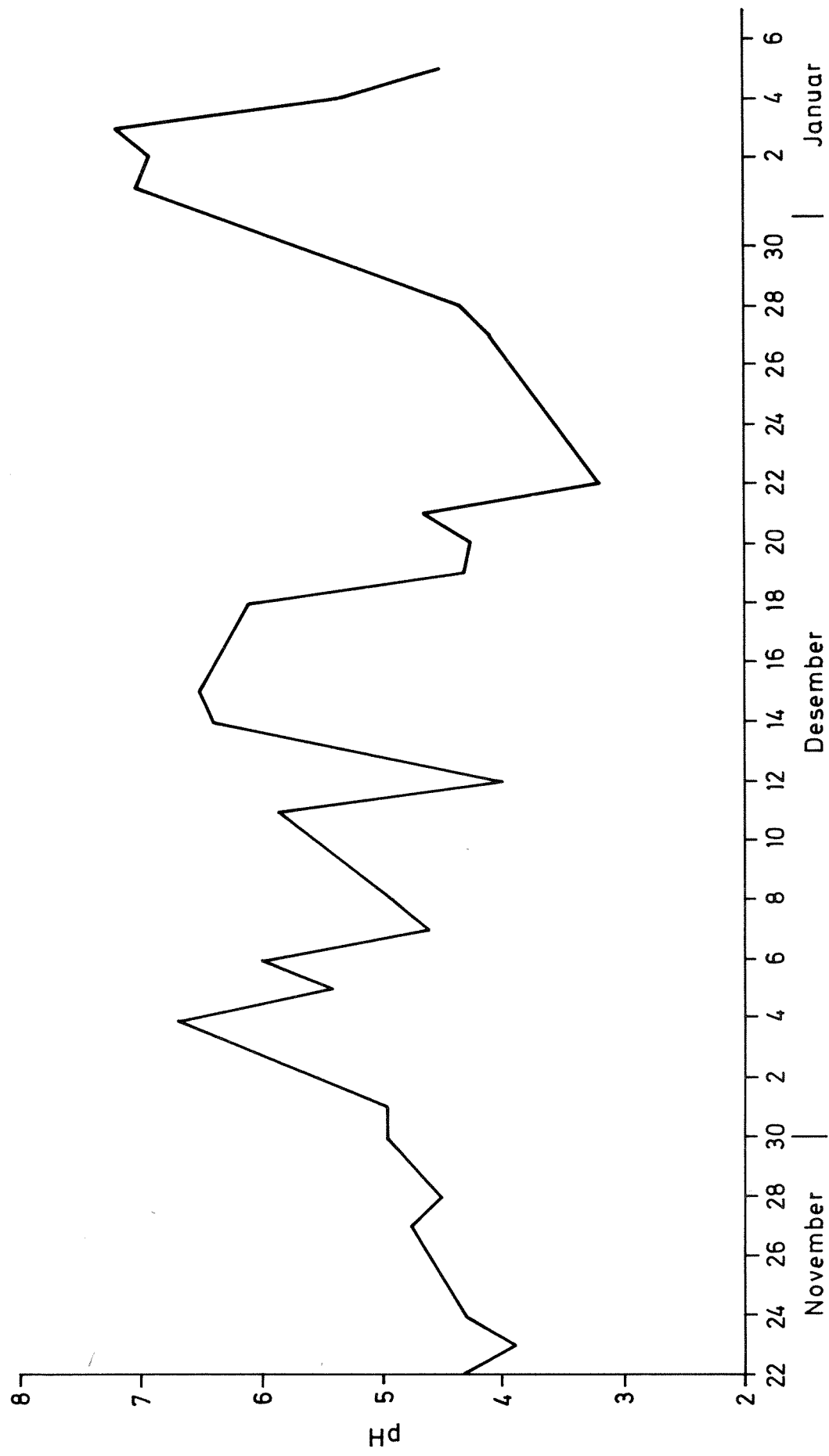


Fig.10

pH - variasjoner i Hunnselva i tiden 22/11 1972 - 5/1 1973

Målingene er utført av byveterinæren på Gjøvik



4.1 Lenaelva

Som figuren viser er Lenaelvas vannmasser sterkest belastet med plantenæringsstoffer og organisk materiale i tidsrommet september - desember. Selv om dette i noen grad skulle være forårsaket av liten vannføring i det angjeldende tidsrom, er hovedårsaken utslipp fra potetmelfabrikken på Lena. Ifølge Potetmelfabrikkenes laboratorium slippes det i tidsrommet 15/9 - 1/12 ut 7,5 tonn fosfor fra denne bedrift. Det organiske materiale som slippes ut fra denne type industri, er lett nedbrytbart og danner derfor grobunn for heterotrof vekst (bakterier og sopp), og om høsten er elvebunnen på strekninger nedstrøms utslippet i Lenaelva helt tildekket av slike organismer. Dette er selvsagt til stor ulempe for andre bruksinteresser som er knyttet til vassdraget, f.eks. vannforsyning, rekreasjon, igjentetting av silarrangementer ved kraftstasjoner o.l. Videre blir alt naturlig organismeliv hemmet i sin livsutfoldelse. Fiskens gyteplasser kan f.eks. bli tildekket, og nedbrytning av organisk stoff kan bl.a. føre til anaerobe forhold i elvenes bunnsedimenter. Elven er forøvrig til sine tider sterkt slamførende (leire) og henimot 70% av det midlere tørrstoffinnholdet er uorganisk. Dette har sammenheng med tilførselen av store mengder erosjonsmateriale fra de omliggende jordbruksområder. Produktet av middel fosforkonsentrasjon og middel vannføring gir på årsbasis ca. 33 tonn fosfor. Selv om dette er et meget usikkert tall, gir det likevel et visst inntrykk av elvens betydning for transporten av plantenæringsstoffer til Mjøsa.

4.2 Hunnselva

Ved vassdragsundersøkelser er tidspunktet for innsamling av prøvemateriale i forhold til utslippsrutiner o.l. alltid avgjørende for undersøkelsesmaterialelets representativitet. På grunn av belastningens størrelse gjør dette forhold seg sterkere gjeldende i Hunnselva enn i de fleste andre tilløp til Mjøsa. Dette kan illustreres ved at prøvematerialelets pH-verdier svinger fra pH 3,6 til pH 7,4 med middelværdi pH 5,7 (fig. 10). Det foreliggende materiale må derfor foreløpig bare betraktes som orienterende.

Fig. 9 viser at månedsmidlene for vannets innhold av plantenæringsstoffer og organisk materiale er størst på sensommeren og høsten, mens de laveste verdier er observert under snøsmeltingsperioden om våren.

Industriavløpets innflytelse på Hunnselvas vannkvalitet kan i noen grad illustreres ved tabell 2 som viser vannets innhold av organisk stoff, fosfor og nitrogeninnhold i tidsrommet 1. juli til 10. august 1971. Tabellene viser forholdene i elven før, under og etter avviklingen av fellesferien - en periode da det antas at virksomheten i flere bedrifter lå nede. Elven var antakelig også mindre belastet med kommunalt avløpsvann i denne periode.

Tabell 2. Hunnselv. pH, fosfor, nitrogen og dikromattall i tidsrommet 1. juli - 10. august 1972.

Dato	pH	Tot. fosfor µg P/l	Tot. nitrogen µg P/l	Dikromattall µg O/l
1/7	4,9	150	1370	905
9/7	4,5	200	1755	447
14/7	7,0	72	775	24
20/7	7,4	65	420	18
29/7	7,1	55	450	71
5/8	5,8	220	1120	243
10/8	6,0	520	3350	491

Det kan i denne forbindelse også nevnes at det siste sommer (1972) ble observert fiskedød i perioden like etter at bedriftene tok opp arbeidet etter fellesferien. Dette hadde sikkert sammenheng med at fisken gikk opp i vassdraget da vannkvaliteten var tilfredsstillende, men den overlevde ikke sjokkvirkningen av de første industriutslipp etter ferien.

Ellers er det verdt å merke seg at den organiske belastning i Hunnselva er over 10 ganger så stor som i Lenaelva (henholdsvis 425 og 37 mg O/l i middel som dikromattall).

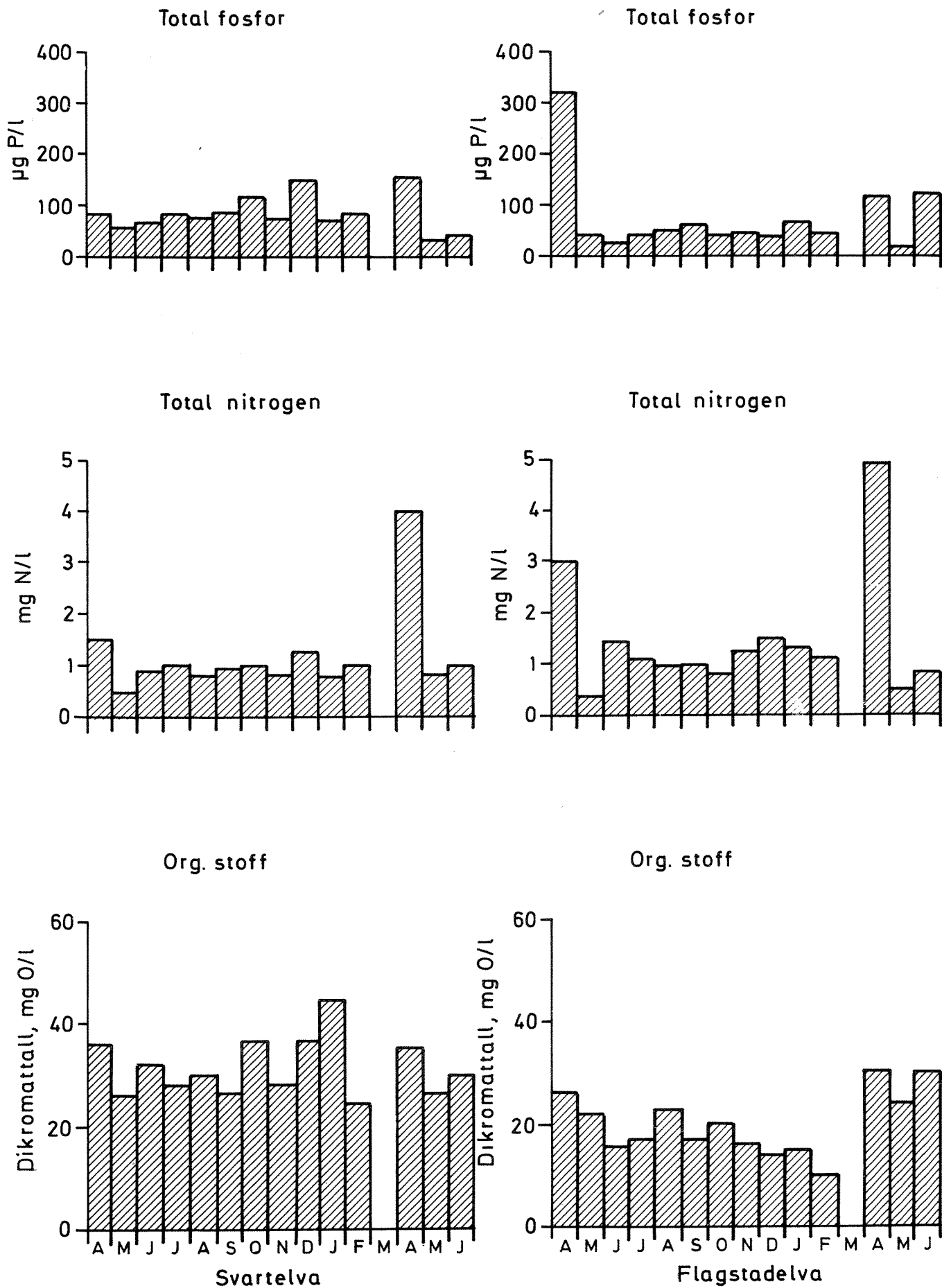
Ved å foreta en tilsvarende beregning med samme reservasjoner som for Lenaelv, blir fosfortransporten til Mjøsa via Hunnselva 45 tonn/år.

4.3 Svartelv og Flagstadelv

På grunnlag av det foreliggende materiale er det vanskelig å påvise noen klare sesongbetonte variasjoner i Svartelvas og Flagstadelvas innhold av

Fig. 11

Svartelva og Flagstadelva
Månedsmidler for fosfor, nitrogen og org. stoff



plantenæringsstoffer og organisk materiale (fig. 11). Imidlertid synes materialet å tyde på at både fosfor- og særlig nitrogenkonsentrasjonene er høyest i april måned. Dette kan ha sammenheng med flere faktorer: utvasking av gjødselstoffer som er kjørt ut om vinteren (frossen mark), stor tilførsel av erosjonsprodukter under snøsmeltingen om våren, utvasking av stoffer som er lagret i bekke- og elveleier om høsten og vinteren m.m.

De usystematiske variasjoner fra måned til måned i den øvrige del av året som fig. 11 gir inntrykk av, kan ha sammenheng med variasjoner i vannføring så vel som tilførsel av avløpsvann til vassdragene.

Videre går det frem at Svartelva til alle årstider er markert sterkere belastet med fosforforbindelser og organisk materiale enn Flagstadelva.

På bakgrunn av middelkonsentrasjoner for fosforforbindelser og middelvannføring, er den årlige fosfortransport fra disse nedbørområder følgende:

Svartelv	ca. 17 tonn fosfor/år
Flagstadelv	" 4 " fosfor/år.

4.4 Jordbruksbekker

Sommeren 1971-72 ble det tatt fysisk-kjemiske vannprøver fra flere mindre jordbruksbekker (grøfter) i Stange og Vang kommuner. Arealfordeling, befolkning og husdyrhold i bekkenes nedbørfelt fremgår av tabell 3. Alle nedbørfelt domineres av kalkskiferholdig bunnmorene. Husdyrholdet er lite, men i nedbørfeltene til Opsahlbekken og Gillundbekken er det henholdsvis 60 og 20 kyr (2 gårder i Opsahlbekkens nedbørfelt og 1 gård langs Gillundbekken). Det er spredt bosetting i nedbørfeltene og kloakkavløpene fra disse boliger går via septiktanker ut i nærmeste grøft eller bekk.

Vannprøvetakingen er utført i mai, juni, juli og august. Da en ikke har vannføringstall for bekkene, er det bare konsentrasjonene pr. liter som kan vurderes. Tabell 3 viser middelverdikonsentrasjonen for total nitrogen, total fosfor og dikromattall. Verdiene viser at Opsahlbekken og Gillundbekken skiller seg ut med spesielt høye verdier, men også i de øvrige bekker er konsentrasjonene høye.

Tabell 3. Jordbruksbekker (grøfter) i Stange og Vang kommuner. Registreringsdata og analyseresultater.

E l v (nedbørfelt)	Nedbør- felt i da.	Arealbeskrivelse i tall				Befolkn. ant. personer	Husdyr		A n a l y s e r e s u l t a t e r					
		Jord		Skog			Kuer	Gris	Antall observa- sjoner	Tidsrom	M i d d e l v e r d i e r			
		i da.	%	i da.	%						Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	Dikromat mg O/l	
Opsahlbekken	600	510	90	60	10	30	5	20	40	14	1971 8/6-12/8	9180	31470	930
Gillundbekken	1140	1083	95	0	0	57	5	35	0	7	1972 10/5-26/7	1260	16890	65
Sæhliebekken	950	807,5	90	95	10	47	5	85	0	5	28/4-23/6	84	11250	22
Frangbekken Kjemstad:	2425	2183	90	121	5	121	5	35	0	4	10/5-22/6	90	7600	20
grøftesystem 1	175	175	100	0	0	0	0	4	0	9	8/6- 9/8	287	10870	16
2	7	7	100	0	0	0	0	0	0	8	8/6- 9/8	29	10810	16
Middelverdier fra større elver:											49	1316		
Svartelva											10	398		
Brumunda											12	466		
Stokkelva											11	373		
Gausa														

På grunnlag av disse observasjoner er det nærliggende å anta at gårdsbruk med husdyrhold er langt større bidragsyttere til forurensningen enn gårdsbruk som driver med korndyrking. I alle felt bortsett fra Kjemstad, grøftesystem 2, bor det et varierende antall mennesker som også bidrar til bekkenes forurensningssituasjon. Uten mer detaljerte undersøkelser er det vanskelig å gi en nærmere vurdering av årsakssammenhengen, men materialet gir grunn til mistanke om avrenning fra utette gjødselkjellere, tilførsel av press-saft fra siloer o.l. Det er videre grunn til å merke seg at avrenningsbekkene fra gårdene med korndyrking hadde høye konsentrasjoner både av fosfor- og nitrogenforbindelser sammenliknet med sterkt forurensede tilløpselver (tabell 3).

4.5 Konklusjon

Selv om tallmaterialet som ligger til grunn er usikkert, viser fig. 7 og 8 klart at blant tilløpene er Hunnselv, Lenaelv, Svartelv og Flagstadelv de største bidragsyttere av forurensninger til Mjøsa.

Fosfortilførselen, forsåvidt også den generelle forurensningstilførsel, kan i noen grad tolkes ut fra følgende oversiktsoppstilling (tallene representerer tonn fosfor (P) pr. år). Tallene er beheftet med stor grad av usikkerhet og må bare betraktes som orienterende:

Lågens bidrag				ca.	90
Bidrag fra Hunn selv, Lenaelv, Svartelv og Flagstadelv				"	100
Bidrag fra de øvrige større tilløpene				"	15
Befolkningen i nærområdene, antatt				"	60
Jordbruk	"	"	"		5
Skog	"	"	"	"	4
Industri	"	"	"	"	36
Tilsammen				"	310 tonn P/år

I tillegg kommer overflateavrenning fra tettsteder, kloakkvann fra grissen bebyggelse, siloer, utette gjødselkjellere osv. Anslagsvis vil denne avrenning antas å representere ca. 30 tonn fosfor pr. år.

Når det gjelder forurensninger fra befolkning og industri i nærområdene, er det først og fremst byområdene, Hamar, Gjøvik og Lillehammer, som merker seg ut, men bidraget er også betydelig fra flere tettsteder

som f.eks. Tangen, Moelv og Brumunddal. Fra Brumunddal tettsted føres praktisk talt alt avløpsvann til Kvernveita som munner ut i Furnesfjorden ved siden av hovedelven. Her er det forøvrig også anlagt en søppelfyllplass ved siden av elvemunningen.

5. STRØM- OG TEMPERATURFORHOLD I MJØSA

Som det ble fremholdt i NIVAs Mjøsrapport for 1971, er det meget viktig å foreta undersøkelser med sikte på å kartlegge strømforholdene i Mjøsa. I løpet av sommeren 1972 er det blitt foretatt en del registreringer som i noen grad vil gi informasjon om disse forhold:

5.1 Strømmålinger i Mjøsa ved Lillehammer 5. juli 1972

Den 5. juli ble det med Bendix strømmåler målt strømhastigheter og strømretninger på 5 stasjoner i et tverrsnitt av Mjøsa utenfor Vingrom kirke. Det ble også foretatt temperaturregistreringer ved de samme stasjoner. Det var bris fra sør under feltarbeidet. Observasjonsresultatene er fremstilt i to tverrprofiler av Mjøsa, ett for strømretning og ett for strømhastighet, se figur 12.

Som det fremgår av figuren var det en markert syd-vestlig strøm i overflaten (0-20 m) langs østsiden av Mjøsa, mens det i de midtre og vestlige deler var en svak nordøstlig strøm. Hovedstrømmen på østsiden skyldes Lågenvannets innvirkning, mens den nordøstlige overflatestrømmen på vestsiden kan tilskrives den sørlige vinden på observasjonsdagen. Strømhastighetene i dypet var lave og derfor usikre, men den nordlige strømmen som ble påvist langs vestsiden, kan skyldes bakevjeeffekter av Lågenvannets kraftige, sydgående strøm.

Strømningene i Mjøsa ved Lillehammer er helt avhengige av vannføring og temperatur i Lågenvannet, samt av Mjøsas temperatur. Da disse forhold varierer med årstidene, vil strømstyrke, strømretning og gjennomstrømningsdyp variere sterkt. En må imidlertid anta at hovedstrømmen normalt går langs østsiden av Mjøsa.

Fig. 12 Strömmålinger i Mjösa ved Lillehammer 5. juli 1972

Værforhold: Sydlig bris

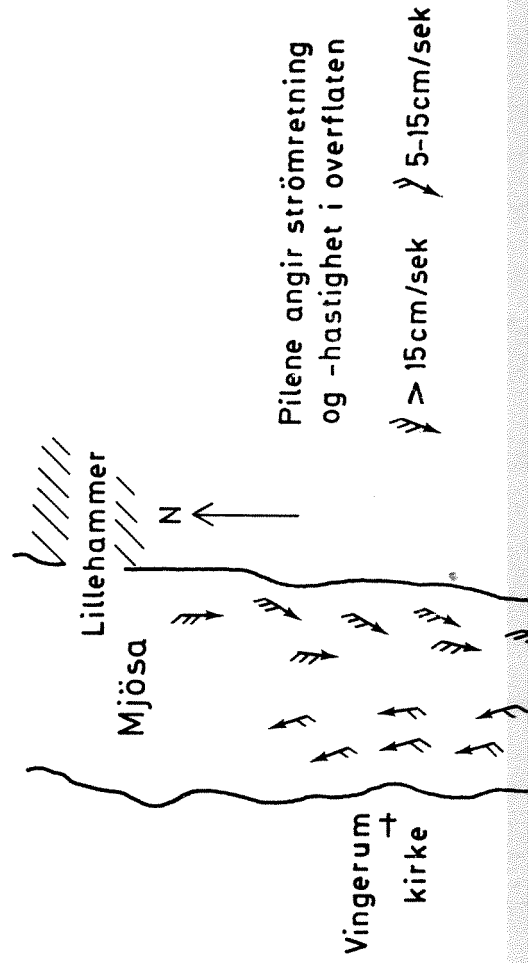
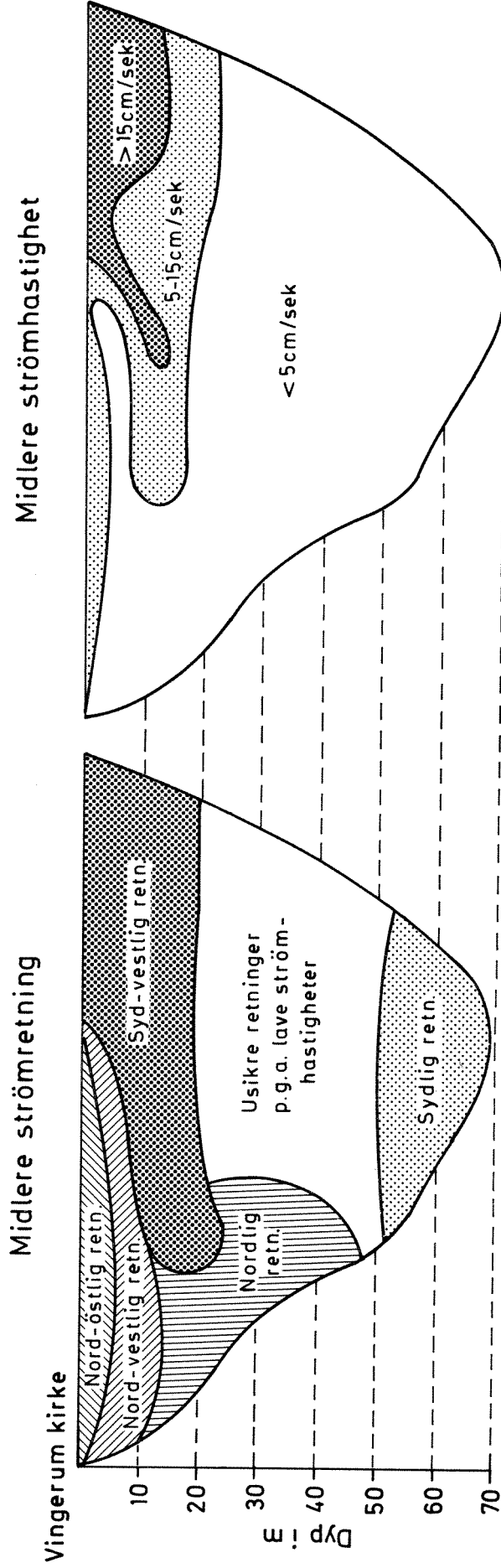


Fig.13

Strömmålinger i Mjösa utanför Bröttum st.
4. og 5. juli 1972

Strömretninger og -hastigheter

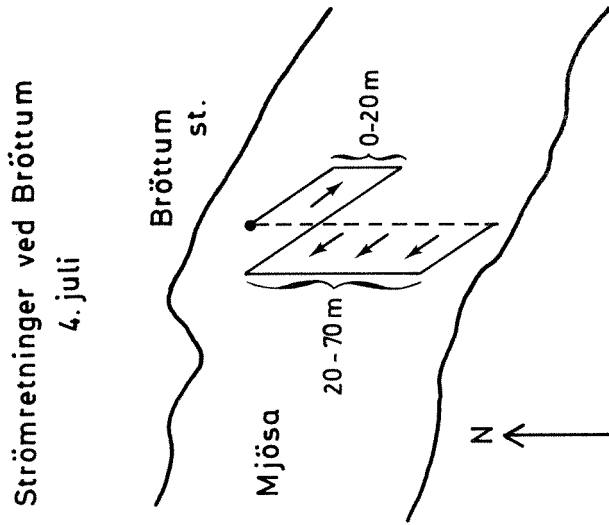
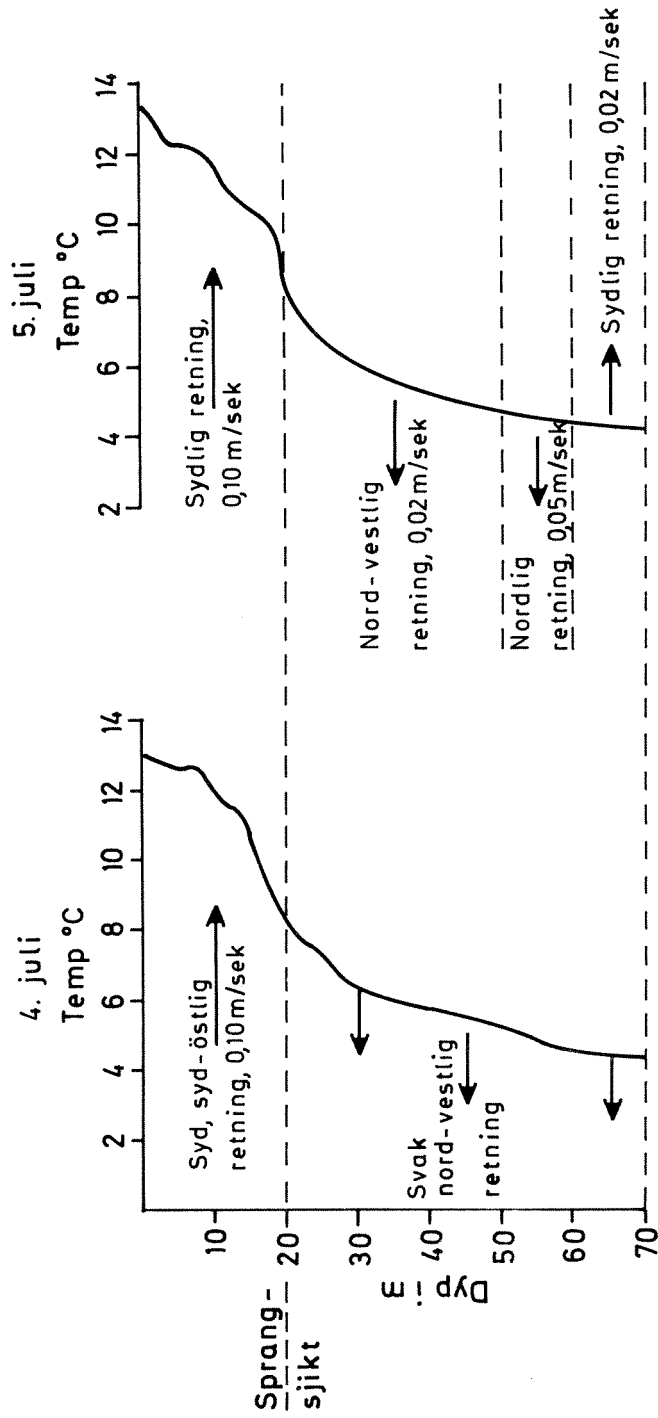
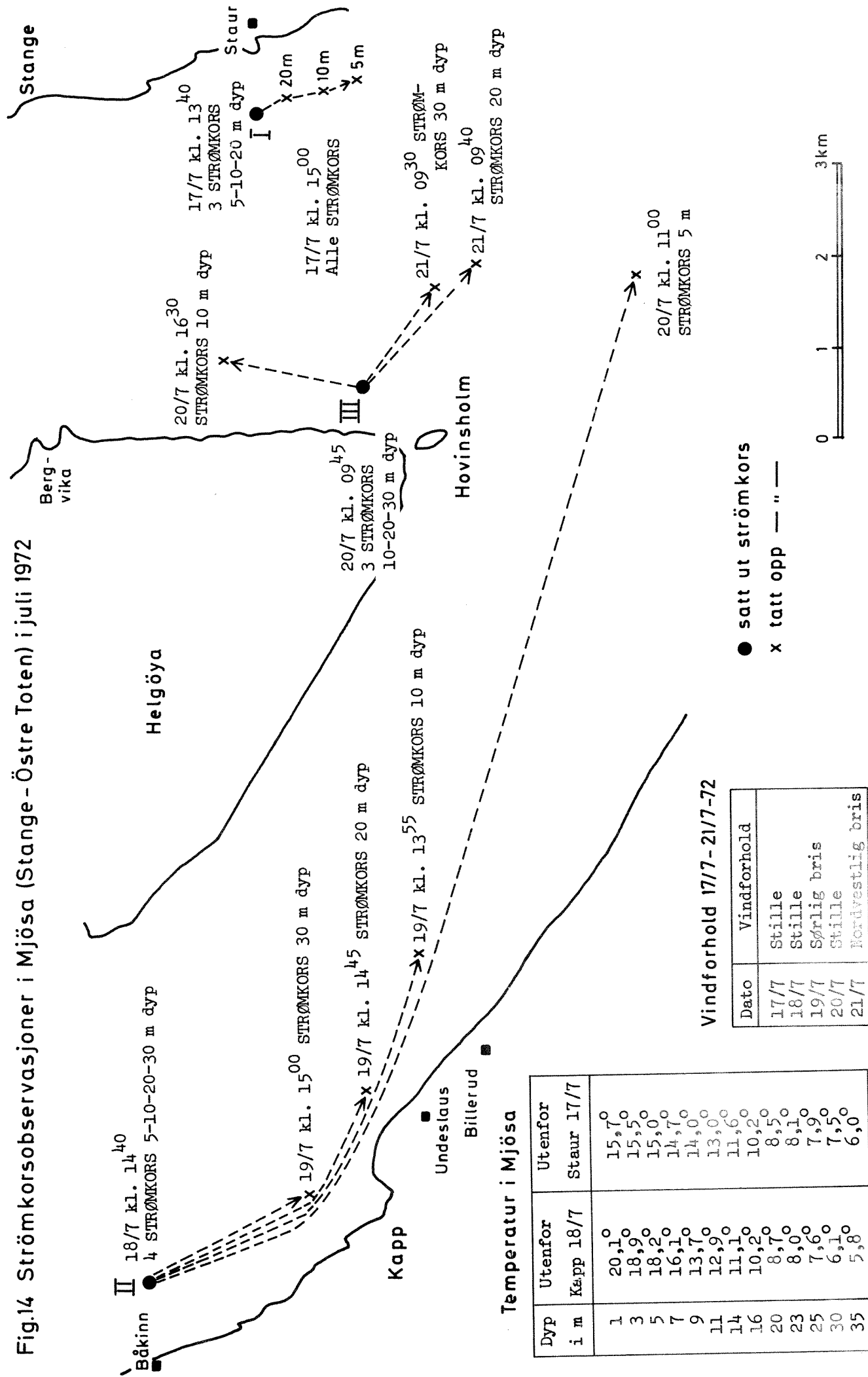


Fig.14 Strømkorsobservasjoner i Mjøsa (Stange - Østre Toten) i juli 1972



5.2 Strømmålinger i Mjøsa utenfor Brøttum stasjon 4. og 5. juli 1972

På Mjøsas hovedstasjon ved Brøttum (stasjon IV) ble det den 4. og 5. juli med Bendix strømmåler målt strømretninger og strømhastigheter. Disse målinger samt temperaturregistreringer ble utført på 16 forskjellige dyp ned til 70 m. Det var svak bris fra sør under feltarbeidet. Strømretning, hastighet og temperatur er fremstilt i figur 13.

På begge observasjonsdagene var det i overflaten en markert sydgående strøm, mens det i dypet var en svak nordvestgående (motgående) strøm. Skillet mellom disse to strømmer lå på 20 meters dyp, hvor en (særlig den 5. juli) hadde et markert sprangsjikt. Den relativt hurtige overflatestrømmen sydover skyldtes Lågenvannets gjennomstrømning. Strømhastighetene i dypet var lave, men viste en nord-nordvestgående strøm. Den 5. juli ble det registrert en svak, sydgående strøm nær bunnen.

5.3 Strømkorsobservasjoner i Mjøsa

I tiden 17. - 21. juli ble det satt ut strømkors på 3 stasjoner i Mjøsa mellom Stange-landet og Østre Toten. Stasjon I ble lagt utenfor Staur gård på Stange, stasjon II utenfor Båkim på Østre Toten og stasjon III øst for sydspissen av Helgøya, se figur 14. På hver stasjon ble det satt ut strømkors på flere dyp ned til 30 meter.

Stasjon I, ca. 700 meter utenfor Staur gård på Stange

Det ble satt ut 3 strømkors på henholdsvis 5, 10 og 20 meters dyp, som ble posisjonsbestemt og tatt opp etter 1 time og 20 minutter, se figur 14 og tabell 4.

Tabell 4. Beregnete strømhastigheter ved stasjon I.

Strømkors			Avdrift fra stasjonen		Beregnet strømhastighet cm/s
Dyp i m	Utsatt	Tatt opp	i m	Retning	
5	17/7 kl. 1340	17/7 kl. 1500	1150	Syd	24
10	"	"	750	"	16
20	"	"	350	"	7

Alle strømkors hadde drevet sydover med ulike hastigheter. Den største hastighet, 24 cm/s, ble observert i 5 meters dyp, og den laveste hastighet, 7 cm/s, ble observert på 20 meter. Det var stille vær før og i observasjonsperioden. Den beregnede strømhastighet kan være noe unøyaktig da posisjonsbestemmelser ved korte avdrifter er vanskelige å utføre uten nøyaktig peileutstyr.

Stasjon II, ca. 700 meter utenfor Båkim gård på Østre Toten

Den 18. juni ble det på denne stasjon satt ut 4 strømkors på henholdsvis 5, 10, 20 og 30 meters dyp. Dagen etter ble de 3 dypeste strømkors posisjonsbestemt og tatt opp, mens strømkorset på 5 meter ikke ble lokalisert før den 19. Sistnevnte strømkors ble funnet ca. 3 km syd for Helgøya, mens de øvrige lå nærmere land utenfor Kapp-Billerud på Østre Toten, se figur 14.

Tabell 5. Beregnete strømhastigheter ved stasjon II.

Strømkors			Avdrift fra stasjonen		Beregnet strømhastighet cm/s
Dyp i m	Utsatt	Tatt opp	i m	Retning	
5	18/7 kl. 1440	20/7 kl. 1100	12500	Øst Syd-øst	8
10	"	19/7 " 1355	4750	Øst Syd-øst	6
20	"	19/7 " 1445	3250	Øst Syd-øst	4
30	"	19/7 " 1500	2000	Syd Syd-øst	2

Som det fremgår av tabell 5 og figur 14 hadde strømkorsene drevet i samme retning (syd-østover), men med ulik hastighet. Strømhastigheten i overflaten (5 meters dyp) var 8 cm/s, mens hastigheten mot dypet avtok og på 30 meters dyp var den 2 cm/s. Vindforholdene under observasjonsperioden var ustabile, med stille vær 18. og 20. august og bris fra syd den 19. samme måned. Den sydlige vinden syntes ikke å ha påvirket den sydgående hovedstrøm i Mjøsa mellom Helgøya og Østre Toten.

Stasjon III, ca. 500 m øst for sydspissen av Helgøya

På denne stasjon ble det 20. juli satt ut 3 strømkors på henholdsvis 10, 20 og 30 meters dyp. Strømkorset på 10 meters dyp ble tatt opp samme dag etter at det hadde drevet ca. 1,5 km i nordlig retning. De to øvrige ble tatt opp neste dag ca. 1,5 km syd-øst for utsettelsesstedet, se figur 14 og tabell 6.

Tabell 6. Beregnete strømhastigheter ved stasjon III.

Stasjon III					
Strømkors			Avdrift fra stasjonen		Beregnet strømhastighet cm/s
Dyp i m	Utsatt	Tatt opp	i m	Retning	
10	20/7 kl. 0945	20/7 kl. 1630	1500	Nord	6
20	"	21/7 " 0940	1750	Syd-øst	2
30	"	21/7 " 0930	1300	Syd-øst	1,5

Ved denne stasjon hadde strømkorsene drevet i forskjellig retning. Det hadde vært en nordgående strøm i overflaten og en syd-østlig strøm i de dypere lag. Skillet mellom disse to strømningslag lå på ca. 16 meters dyp, hvor en hadde sprangsjiktet. Værforholdene på observasjonsdagene var noe vekslende med stille vær første dagen og nord-vestlig bris den andre dagen.

5.4 Temperaturobservasjoner i de sydlige deler av Mjøsa

I august måned ble temperaturen målt daglig i Mjøsas overflate ved Minnesund, Morskogen, Pannengstuen, Frangstøa og på vestsiden av Helgøya. Temperaturen ble også målt i råvannet ved Hamar vannverk (i Furnesfjorden), som har sitt inntak på 15 meters dyp. Disse temperaturobservasjoner er fremstilt i kurvediagram på figur 15. Nederst på samme figur finner en opplysninger om vindstyrke og vindretning på de forskjellige observasjonsdager. (Opplysningene er innhentet fra den meteorologiske stasjon på Kise forsøksgård på Nes.) Det synes til sine tider å være en sammenheng mellom variasjonene for temperatur- og vindforhold. Dette gjorde seg mest gjeldende i tiden 6.-12. august. I denne tiden var det en dominerende vind fra syd, syd-øst. Vindstyrken var gjennomgående lav, men den 8. august blåste

Fig.15
Temperaturvariasjoner i de sydlige
deler av Mjøsa i august måned

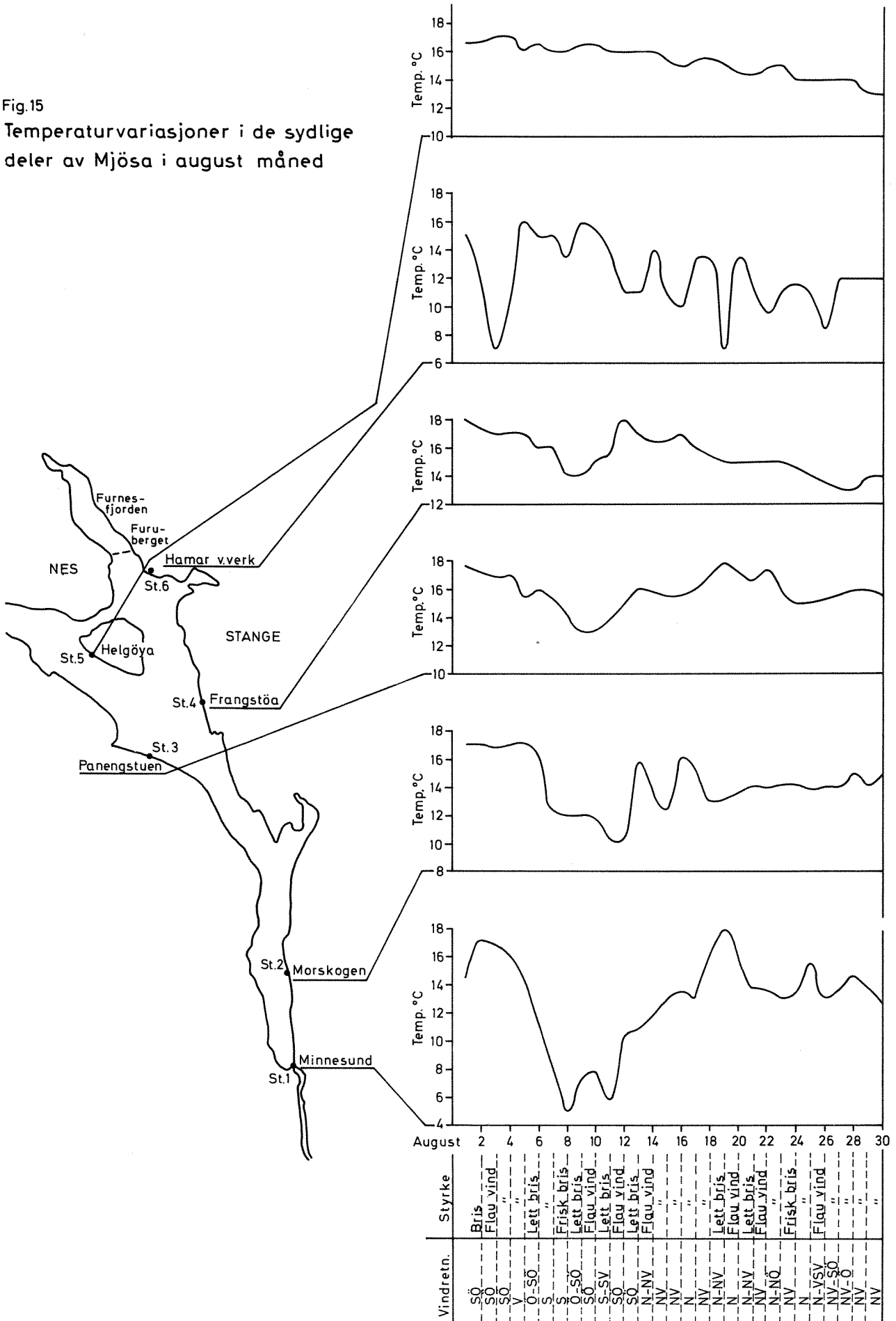
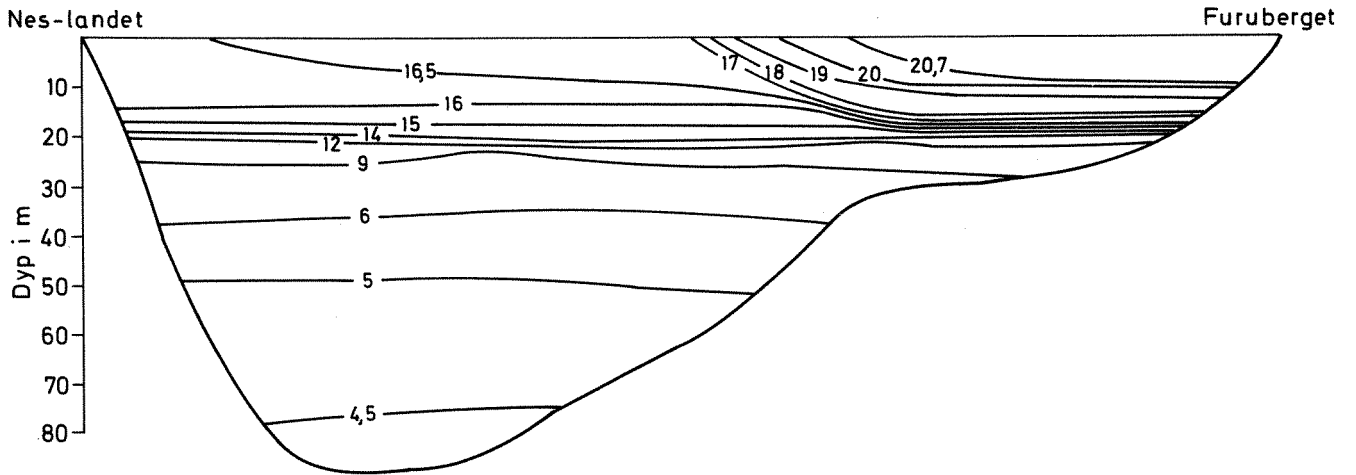


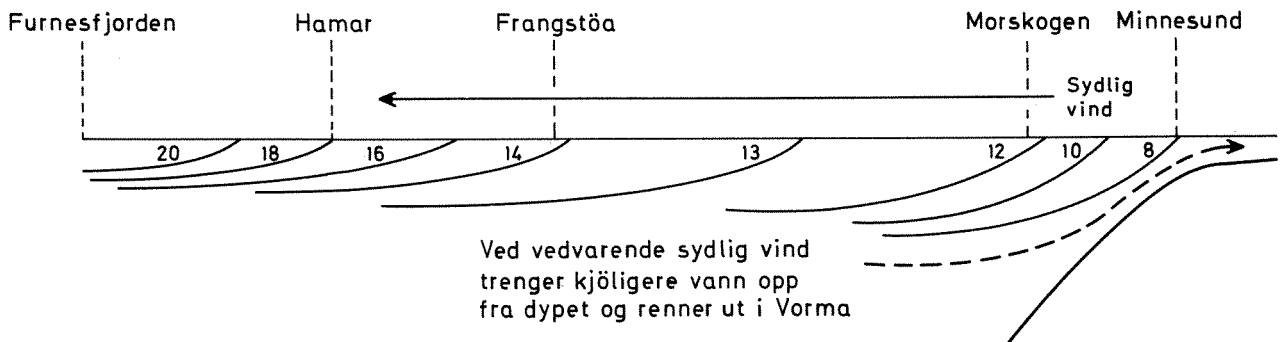
Fig.16

Situasjonsbilde av temperaturen i et tverrsnitt av Furnesfjorden 11. august 1972

Vindforhold : Lett bris, syd-sydvest



Situasjonsbilde av overflatetemperaturen i Mjøsa (Furnesfjorden-Minnesund) 9.aug.1972



det opp til frisk bris. Denne dag var temperaturen ved stasjon a (Minnesund) bare 5°C mot 17°C 2. august. Temperaturen ved stasjon b (Morskogen), stasjon c (Pannengstuen) og stasjon d (Frangstøa) hadde også et markert fall i samme tidsrom. Derimot viser temperaturen ved stasjon f (Hamar vannverk) høyere verdier, mens stasjon e (vestsiden av Helgøya) hadde mer stabile forhold.

Disse relativt store temperaturvariasjonene skyldes den sydlige vinden som blåste det varme overflatevannet nordover og mot Furnesfjorden. Figur 16, temperaturmålinger i et tverrsnitt i Furnesfjorden, bekrefter dette samtidig som den viser at hovedstrømmen innover i fjorden gikk langs Furuberglandet. Det bør i denne sammenheng nevnes at det er under slike vindforhold det forurensede vannet fra Akersvika og Hamar havneområde strømmet nordvestover mot distriktets viktigste badeplass (Odden).

Som en kompensasjon for det varme overflatevannet som strømmet nordover, fikk de sydlige områdene tilført kaldere vann fra dypere lag. Dette gjorde seg sterkest gjeldende ved Minnesund, som det fremgår av figur 16. Temperaturene var lave ved stasjon e på observasjonsdagene. Dette tyder på at det også her var en oppadgående strøm fra dypere lag - dette på grunn av vindforholdene.

5.5 Strømforhold og bølgebevegelser

Fra juni måned 1972 har det på en stasjon mellom Helgøya og Hamar vært forankret en kontinuerlig registrerende Aanderaamåler med termistorkjede. Temperaturen er blitt registrert i en vertikalserie med 11 målepunkter med 5 meter mellom hvert målepunkt fra ca. 2 til ca. 52 meters dyp.

Resultatene av denne observasjonsserie er fremstilt i figur 17, 18 og 19. På grunn av visse vanskeligheter med instrumentet, foreligger ikke kontinuerlige observasjoner fra hele perioden.

Som nevnte figurer viser, er det på alle dyp til dels meget store variasjoner i vannets temperatur. På enkelte tidspunkter, som f.eks. den 18. og 19. juni, 26. juni, 27. juli, 24. og 25. september

Fig.17 Kontinuerlige temperaturobservasjoner mellom Hamar og Helgöya

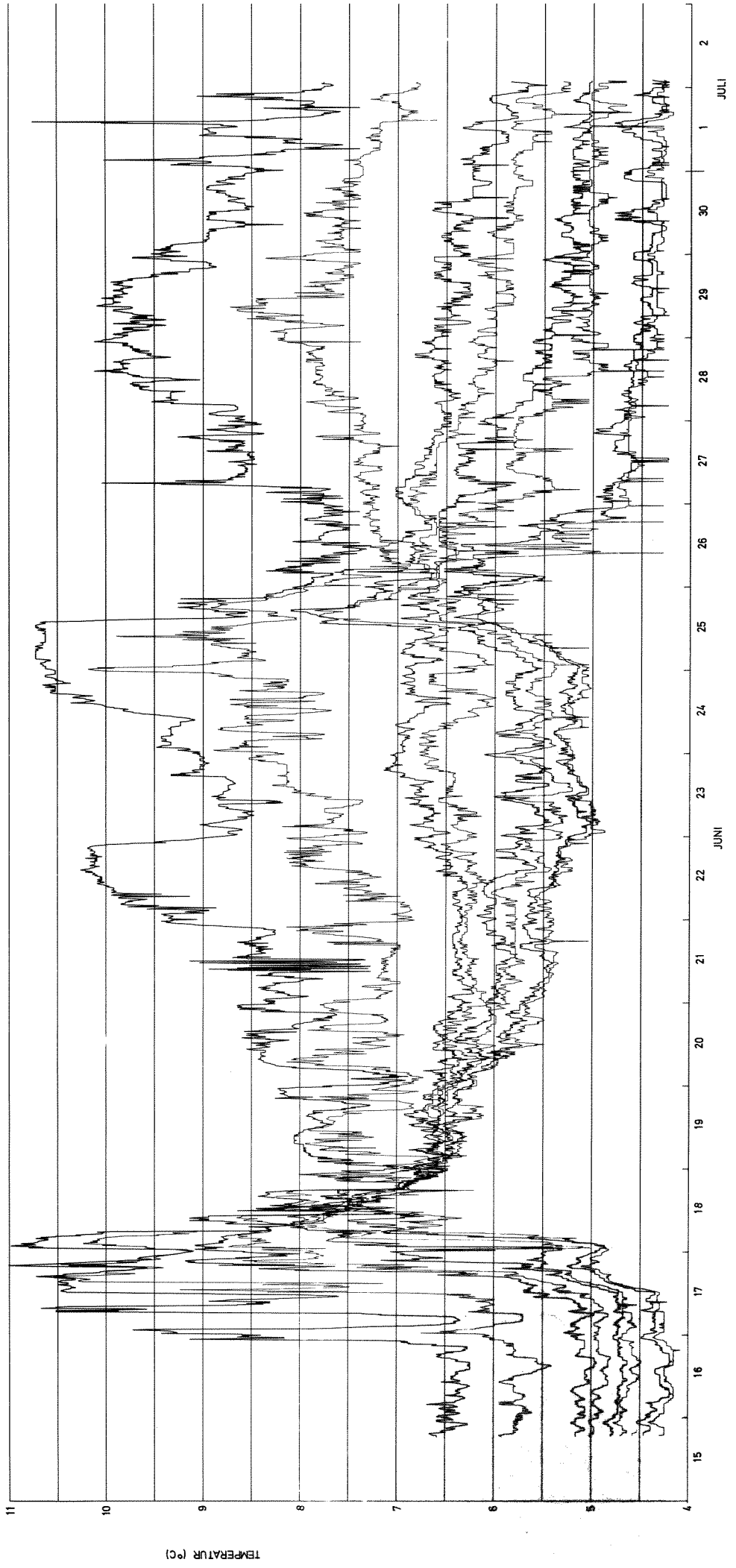


Fig.18 Kontinuerlige temperaturobservasjoner mellom Hamar og Helgöya

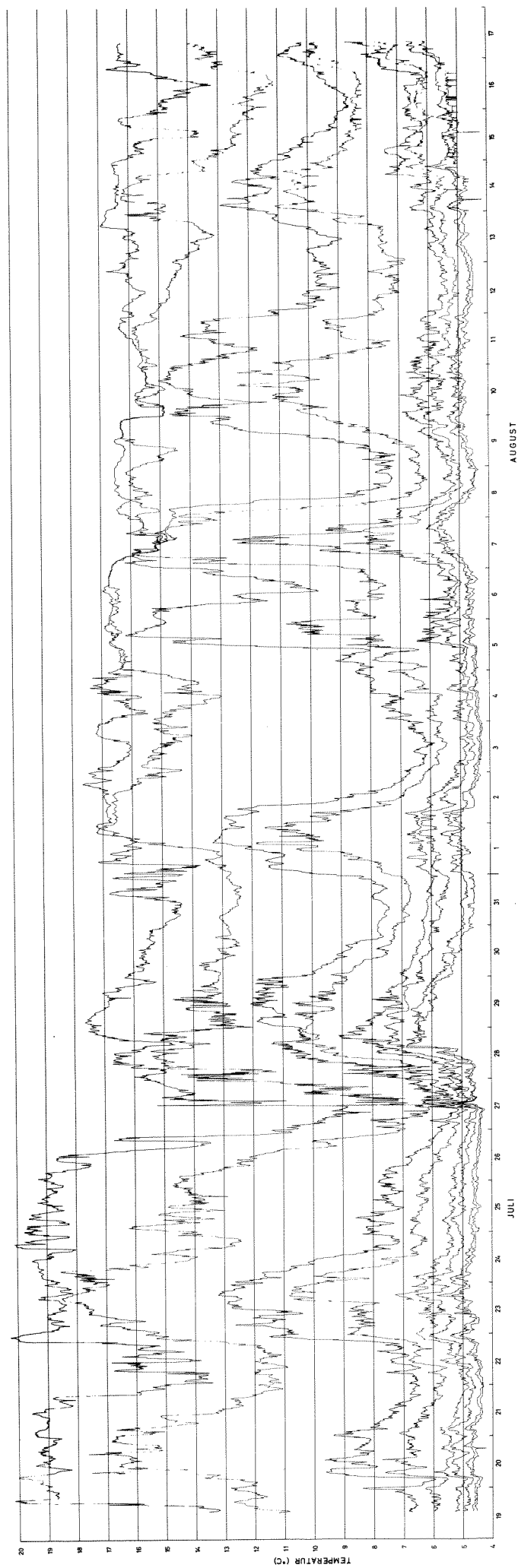
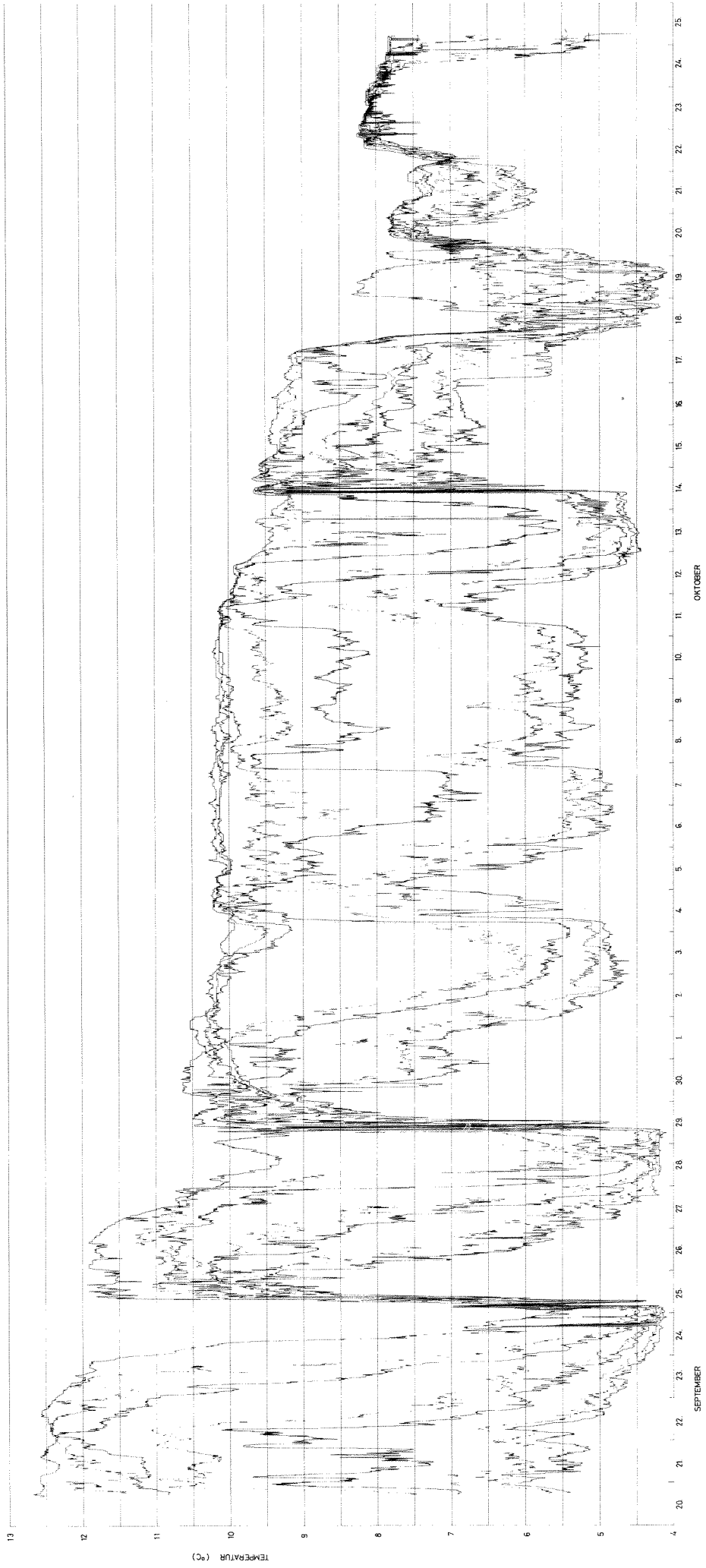


Fig.19 Kontinuerlige temperaturobservasjoner mellom Hamar og Helgöya



m.fl., var det omtrent ensartede temperaturforhold på alle dyp, mens det de påfølgende dager var markerte temperaturgradienter med 15-19°C i overflaten og ca. 4°C i 50 meters dyp. Det største temperatursprang (sprangsjikt) synes å foreligge i 15-20 meters dyp. Det er naturlig å se variasjonene i vannets temperatur i sammenheng med vindens variasjonsmønster. Observasjonsdata fra Kise meteorologiske stasjon viser at det den 17. - 18. og 25. juni var frisk bris fra sydøst, mens det den 26. - 27. juli og 24. - 25. september var frisk bris fra nordvest.

På de to første observasjonstidspunkter hadde vinden forårsaket en oppstuing av overflatevannmasser innover mot Furnesfjorden, men da vinden løyet, strømmet disse vannmassene tilbake, og på grunn av den treghet de representerte, fortsatte de å strømme utover Mjøsa slik at de dypere og kaldere vannmasser etter hvert nådde opp til høyere lag. De spesielle temperaturforhold den 27. juli og 24. - 25. september, var også forårsaket av samme effekt, nemlig nordvestlig vind som skjov overflatevannet sydover i Mjøsa. Dette ble behandlet i forrige avsnitt.

Ved siden av at vinden induserer såkalte vindstrømmer i overflate-lagene, er den årsak til meget betydelige bevegelser i sprangsjikt-området etter at vinden har løyet. En forenklet fremstilling av disse forhold er vist i figur 20.^x Hvis en jevn vind blåser over en lagdelt innsjø, vil dette medføre at overflatevannet på grunn av friksjon og bølgebevegelse blir ført med vinden i dennes retning. Dette medfører at overflaten blir skråstilt med stigning i vindretningen. Dette er igjen årsak til en returstrøm i de dypere deler av epilimnion (øverste og varmeste sjikt). Sprangsjiktet får dermed en langt sterkere stigning i motsatt retning. Forholdet mellom overflatestigningen og sprangsjiktstigningen vil i noen grad bero på vindstyrke og strømforhold. I naturlige innsjøer kan man grovt regne med at dette forhold er 1:1000. En moderat vind er i stand til å forskyve vannmassene slik at det oppstår en overflatestigning på 1 mm/km, termoklinstigningen skulle derved bli 1 m/km.

^x Mortimer, C. H.: Water Movements in Lakes during summer Stratification. Phil.Trans. Serie B. vol. 236. May 1952.

Når det slutter å blåse, er den hydrostatiske kraften, som balanserte vindpåvirkningen (kraften), opphevet. Det oppstår derved stående bølgebevegelser både i overflaten (ytre seiche) og i sprangsjiktområdet (indre seiche), med mest energi konsentrert i den sistnevnte. Perioden for en uninodal (en knutelinje) overflatebølge kan beregnes ved følgende uttrykk (tilnærmet):

$$T = 2L/\sqrt{g \cdot D}$$

hvor L er bassengets lengde i meter, g er tyngdeakselerasjonen og D er innsjøens middeldyp i m.

Hvis vi antar at en uninodal bølge strekker seg fra Furnesfjorden til Minnesundområdet, blir denne bølgens periode:

$$\begin{aligned} T &= 2 \cdot 45000 / \sqrt{9,81 \cdot 150} \quad (\text{middeldypet antatt} = 150 \text{ m}) \\ &= \underline{\text{ca. 39 min., dvs. 36 perioder pr. døgn.}} \end{aligned}$$

Til sammenlikning kan nevnes at overflatebølgenes (uninodale) perioder i Storsjøen i Rendal er funnet å være 36 min. og 33 s. (Otnes).^x Som nevnt ovenfor er amplityden for denne bølge meget liten, og den vil derfor ikke ha vesentlig praktisk betydning.

Den langt større termoklinskråning resulterer i en serie oscillasjoner som antydnet i figur 20. Denne bølges doble amplityde er tilnærmet lik sl (s er sprangsjiktets stigning og l dets lengde), bølgen vil imidlertid etter hvert dempes slik at amplityden avtar.

For en rektangulær innsjø med lengden l og med en homogen epi- og hypolimnion med tykkelsen (dybden) h_e og h_h og tetthet henholdsvis ρ_e og ρ_h , ville perioden for den uninodale indre seiche være gitt ved

$$T = \frac{2 l}{\sqrt{g(\rho_h - \rho_e) / \left(\frac{\rho_h}{h_h} + \frac{\rho_e}{h_e} \right)}}$$

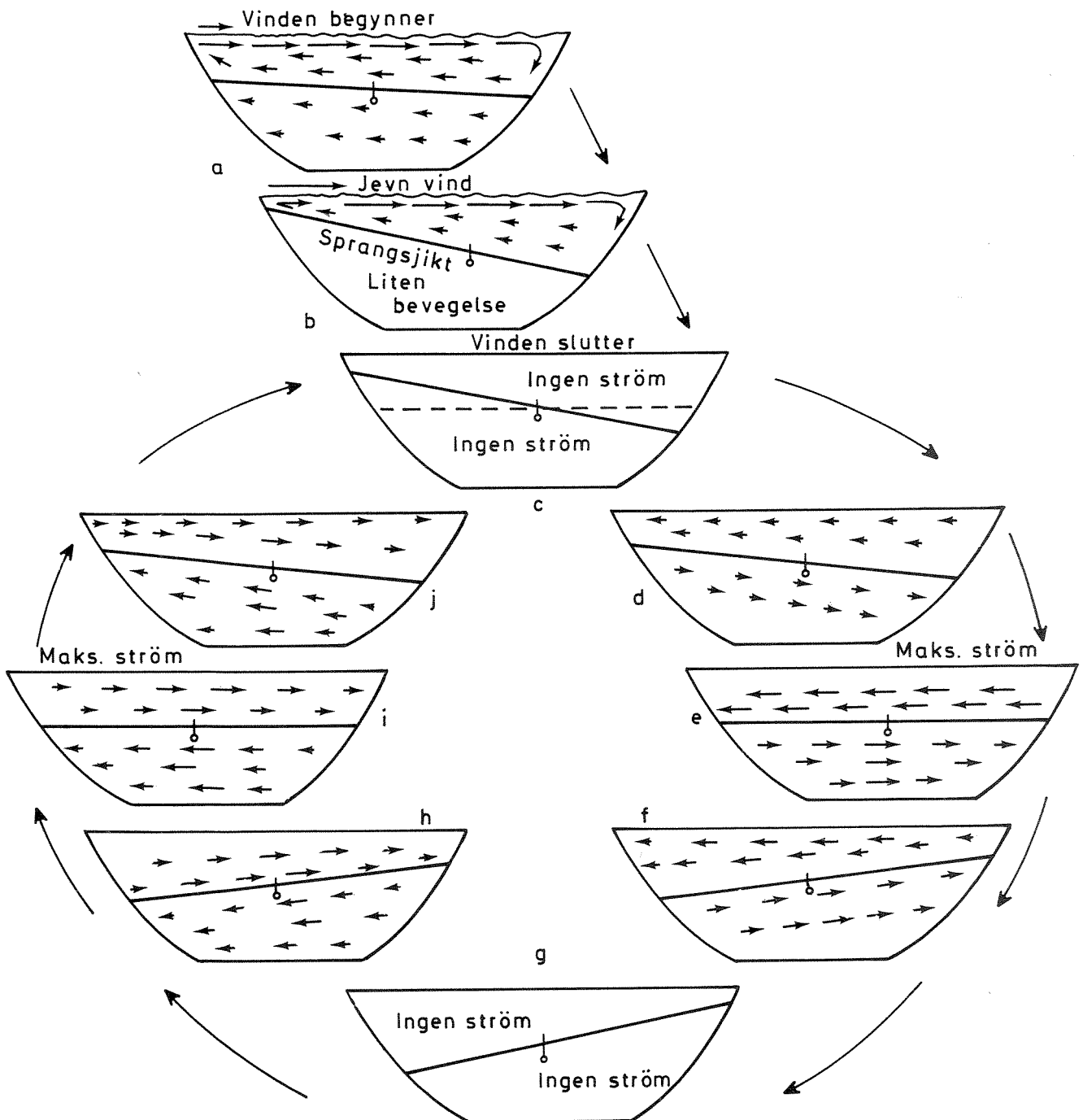
^x Otnes, Jakob: Seiches i Storsjøen i Rendalen. Norsk Geografisk Tidsskrift. b XII, h. 5.1950.

Fig. 20

Bevegelser forårsaket av vindpåvirkning og en påfølgende indre seiche i en hypotetisk to-lagret innsjø hvor friksjonen er neglisjert

Etter C.H. Mortimer

⊥ betegner knutelinjen



Hvis man anvender denne formel på en indre uninodal bølgebevegelse i Mjøsa, som strekker seg fra Furnesfjorden til Minnesund, blir perioden $T \approx 3,2$ døgn. (h_h er satt til 82 m og $h_e = 18$ m, temperaturen i overflaten er satt til 14°C og i dypet til $4,3^\circ\text{C}$). Denne verdi stemmer godt overens med de observerte rytmiske oscillasjonsbevegelser (figur 18).

Som nevnt ovenfor vil disse bevegelser forårsake strømminger både over og under sprangsjiktet. Den midlere strømhastighet i knutlinjeområdet for overflatevannmassene (V_1) og dypvannsmassene (V_2) kan beregnes av følgende uttrykk:

$$V_1 = sl^2/2Th_e$$
$$V_2 = -sl^2/2Th_h$$

Ved å anta at stigningen er 20 m på 45 km, dvs. $s = \frac{20}{4,5} \cdot 10^{-4}$, får man følgende strømhastigheter:

$$V_1 = 9 \text{ cm/s, dvs. } 7,8 \text{ km/døgn}$$
$$V_2 = 2 \text{ cm/s, " } 1,7 \text{ km/døgn}$$

(Epilimnions tykkelse er også her satt til 18 m og hypolimnions til 82 m). Strømstyrke og -retning vil variere med perioden, men dypvannsstrømmene (under sprangsjiktet) vil alltid være motsatt rettet strømretningen over sprangsjiktet.

I virkeligheten er disse bølgebevegelser meget kompliserte og er sammensatt av både transversale og longitudinale bølger, og det er en vanskelig oppgave nøyaktig å observere og beregne denne strømmingseffekt i en innsjø som Mjøsa.

Imidlertid betinger disse forhold store forflytninger av vannmassene både over og under sprangsjiktet.

Strøm- og bølgebevegelser som er beskrevet ovenfor, bevirker en effektiv spredning av forurensningsmateriale, planktonmateriale o.l., og er således av den aller største betydning for den praktiske bruk av innsjøen som vannforsyningskilde og som resipient for avløpsvann o.l. Videre er det heller ikke mulig å gi en fornuftig fortolkning av et

fysisk-kjemisk eller et biologisk/bakteriologisk observasjonsmateriale uten å ta de nødvendige hensyn til disse forhold. Det vil derfor i den fortsatte undersøkelse bli lagt vekt på å kartlegge slike bølgebevegelser.

6. FYSISK-KJEMISKE FORHOLD I MJØSA

I 1972 ble det samlet inn fysisk-kjemiske prøver fra en rekke dyp på de 4 hovedstasjoner:

st. II. Morskogen, st. III. Skreia, st. IV. Brøttum og st. VI Furnesfjorden, dessuten er det samlet inn prøver fra Vorma ved Minnesund (St. I) og fra Lågen ved Fåberg. (st. V). Det er i alt gjennomført 6 prøvetakningsserier, nemlig rundt følgende datoer: 1/6, 28/6, 3/8, 28/8, 20/10 og 20/12. Observasjonsmaterialet fra sistnevnte dato er ennå ikke bearbeidet og er derfor ikke med i fremstillingen.

En del av observasjonsmaterialet er fremstilt i figurene 21-26.

Middelverdiene er gjengitt i tabell 7.

6.1 Temperaturforhold

De generelle temperaturforhold er allerede blitt behandlet. Temperaturforholdene på de enkelte observasjonsdager er fremstilt i fig. 21. Temperaturforholdene på de forskjellige stasjoner avspeiler vindens og bølgenes betydning for omblending av vannmassene. Ca. 30. mai var f.eks. over-flatevannets temperatur ca. 4°C utenfor Morskogen (st. II), mens den var over 10°C i Furnesfjorden. I slutten av juni var tydeligvis vannets temperatur i de sydligere deler av Mjøsa langt lavere enn i de nordligere deler. Dette har som tidligere nevnt sin årsak i en fremherskende sydlig vindretning i denne tidsperiode. Ved Brøttum hadde også Lågens gjennomstrømmende effekt en viss betydning for temperaturforholdene på dette tidspunkt. I oktober var overflate-temperaturen noe lavere i Furnesfjorden enn på de øvrige stasjoner i Mjøsa - noe som også har sammenheng med en forskyvning av vannmassene.

6.2 Oksygenforhold

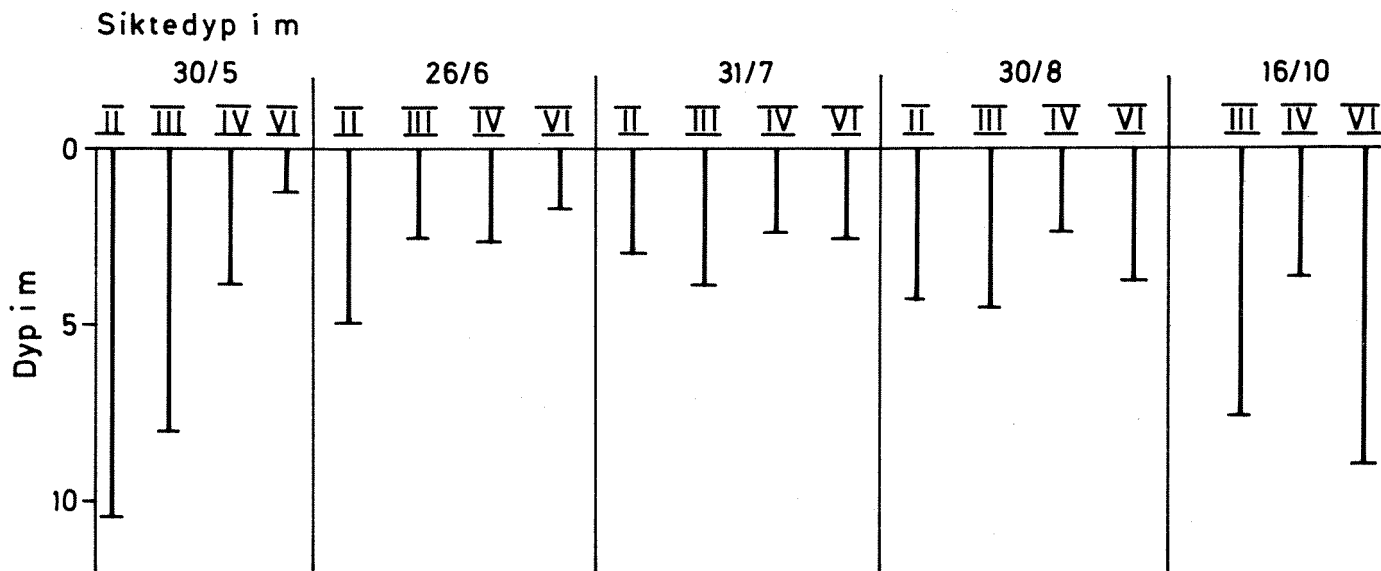
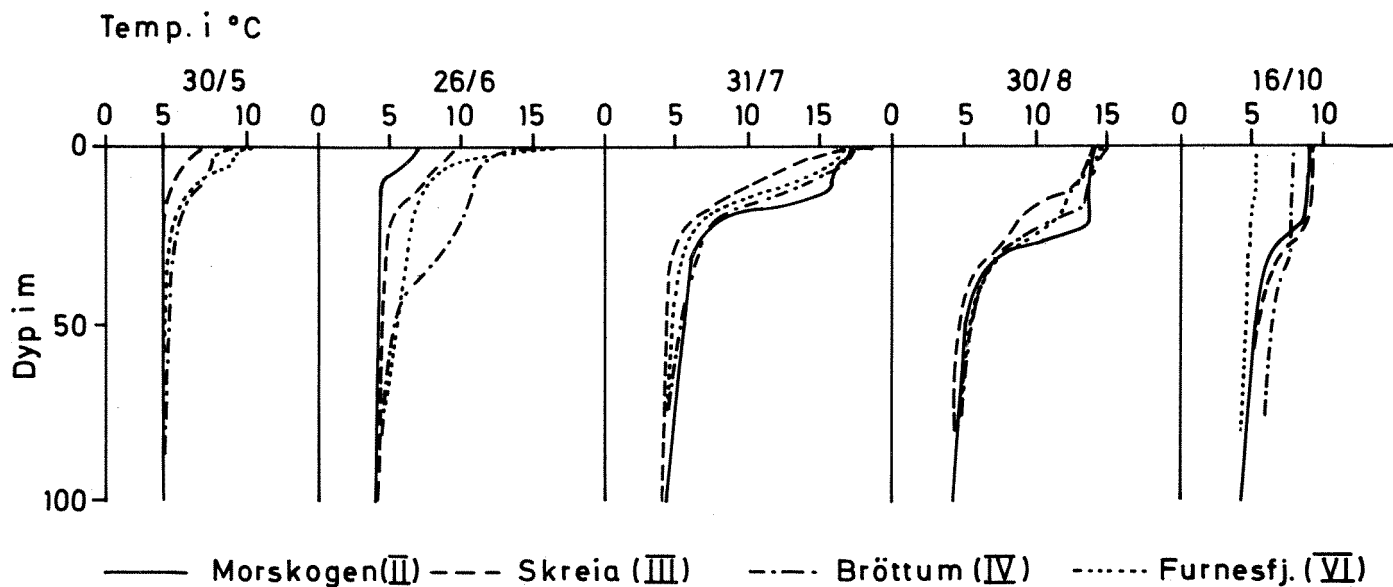
I dyplagene av Mjøsas hovedbasseng (st. II og st. III) varierer vannets oksygeninnhold stort sett mellom 75 - 90% metning hele året igjennom, men det er ingen systematisk variasjon med tiden. Det synes imidlertid

Tabell 7. Hovedstasjoner i Mjøsa. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1972. Middell-, minimum- og maksimumsverdier.

	Dyp i m	pH			El. ledn. evne µS/cm			Farge			Orto-fosfater µg P/l			Nitrat µg N/l		
		mid.	min.	maks.	mid.	min.	maks.	mid.	min.	maks.	mid.	min.	maks.	mid.	min.	maks.
Lågen St. V		7,0	6,9	7,2	23,8	20,2	27,8	36	14	57	5	3	13	50	40	65
Brøttum St. IV	<30 >30	7,0 6,7	6,7 6,6	7,5 6,9	27,4 31,7	22,0 25,2	32,3 33,8	27 17	15 15	41 28	2 3	2 2	5 5	99 182	30 95	180 230
Furnesfj. St. VI	<30 >30	7,2 6,9	6,8 6,8	8,7 7,0	38,0 38,4	34,1 37,0	46,8 39,1	26 16	12 12	56 20	3 5	<2 2	5 12	227 314	90 260	335 360
Skreia St. III	<30 >30	7,1 6,9	6,9 6,8	7,6 7,0	36,2 38,3	33,1 35,8	40,0 40,3	18 12	13 10	36 18	2 4	<2 2	6 7	224 302	100 260	390 360
Morskogen St. II	<30 >30	7,1 6,9	6,9 6,9	7,9 7,1	36,3 38,3	33,7 36,3	39,4 39,8	17 12	11 11	28 15	3 4	<2 2	5 6	218 287	100 210	330 330
Vorma St. I		7,4	6,9	7,9	37,0	33,7	38,9	24	7	42	3	<2	5	216	100	440

Fig. 21

Temperatur og siktedyp



å være en avtakende tendens mot dypet, men det er foreløpig vanskelig å avgjøre i hvilken grad primært og/eller sekundært organisk stoff er årsak til dette. Selv om oksygeninnholdet i Mjøsas dypvannsmasser foreløpig er godt, er det avtakende oksygeninnhold mot dypet en påminnelse om at Mjøsa er kommet over i et stadium da innsjøen er ute av balanse og relativt raskt kan endre karakter i en meget ugunstig retning.

I overflatelagene er det til sine tider om sommeren en viss overmetning av oksygen (opp til 115%). Dette har i det vesentligste sammenheng med planteplanktonets fotosyntese. Ellers synes temperaturforholdene å ha stor betydning for oksygenvariasjonene i de øverste lag (vannets oksygeninnhold avtar nemlig med økende temperatur).

6.3 Surhetsgrad - pH (fig. 22)

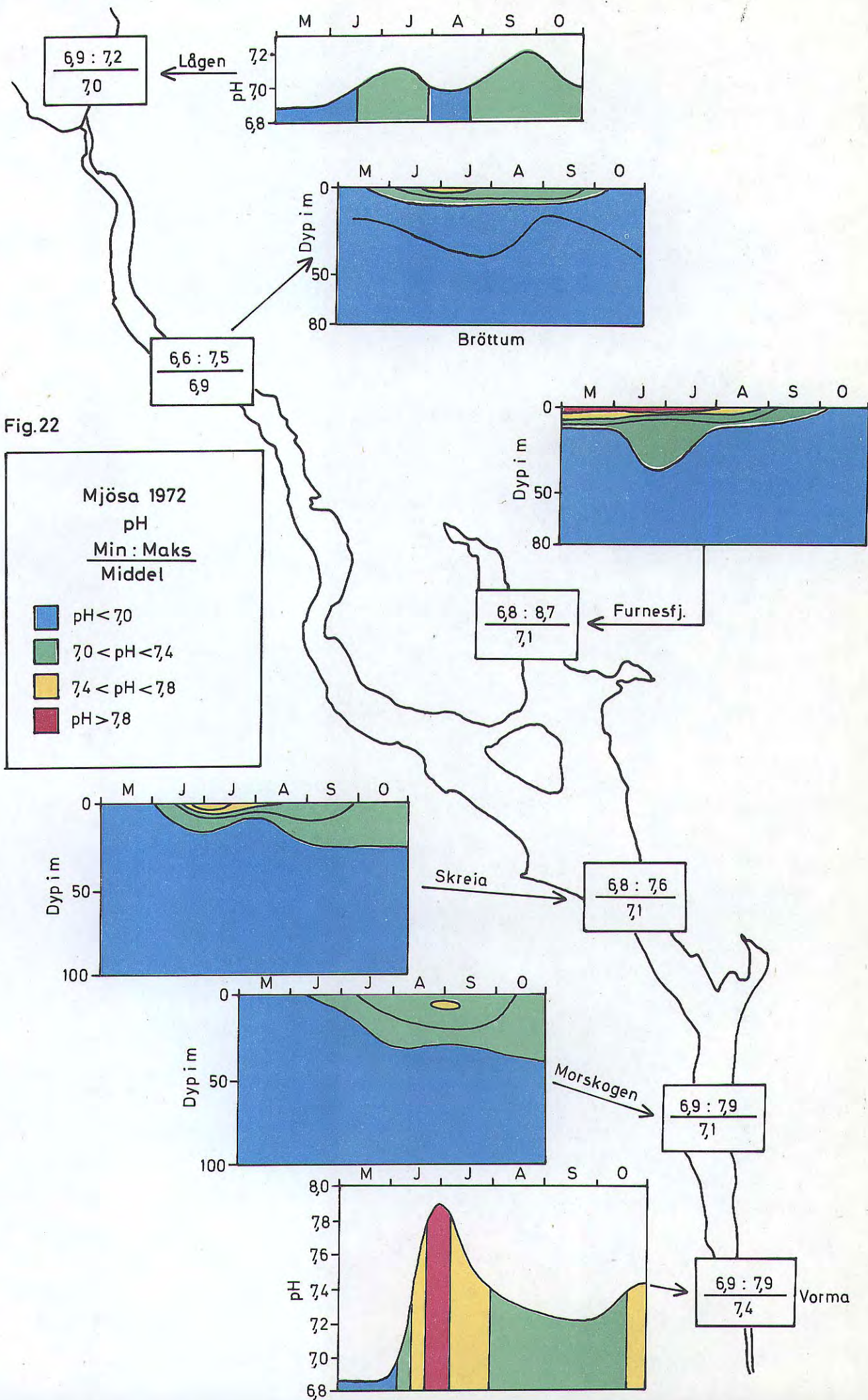
I dyplagene av Mjøsas hovedbasseng (på st. II og st. III) samt i de dypere lag av Furnesfjorden varierte pH på alle observasjonsdager i området 6,8 - 7,0, dvs. praktisk talt nøytral reaksjon. Utenfor Brøttum var vannet i dypet noe surere (pH-variasjon: 6,6 - 6,8).

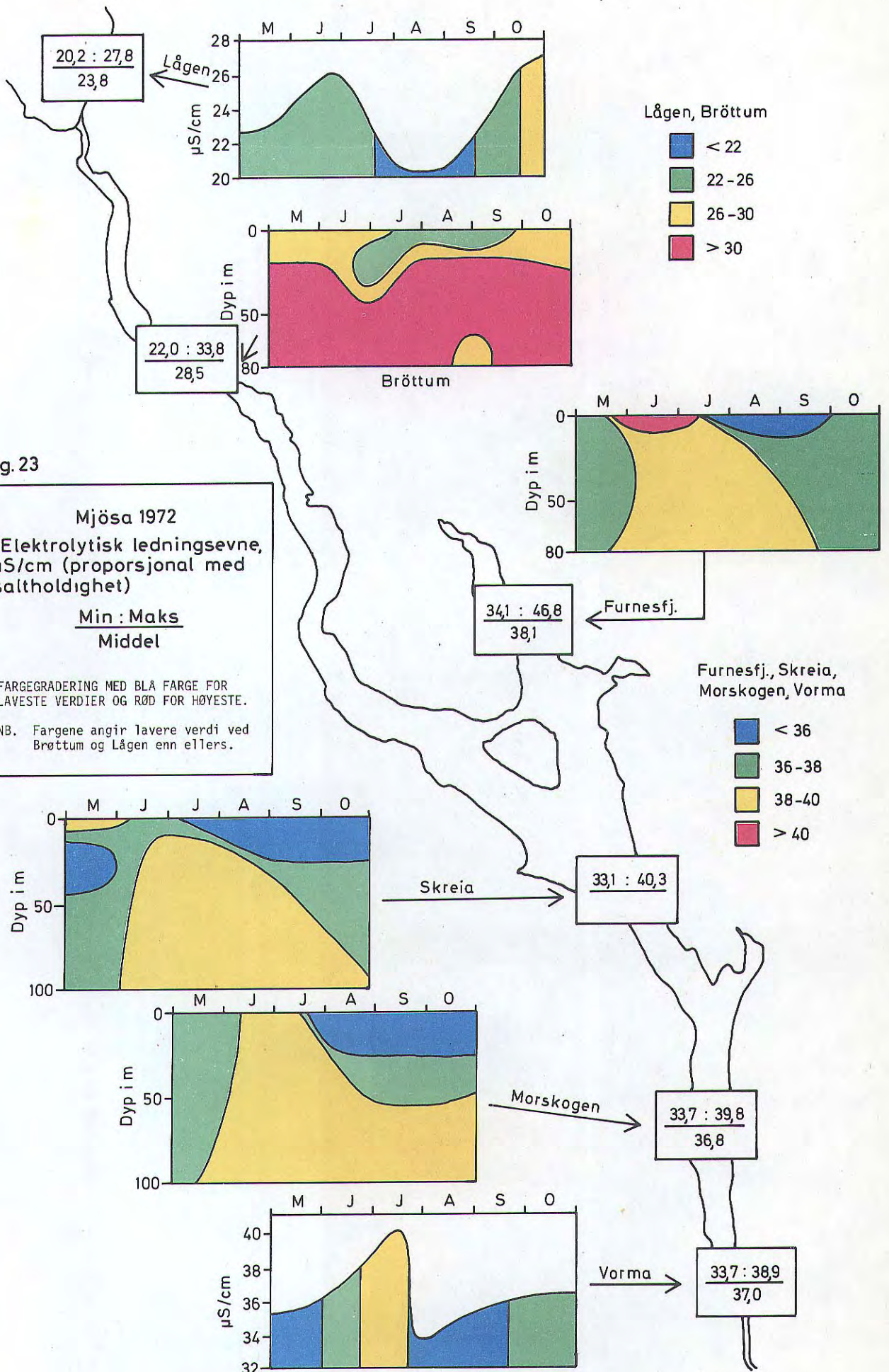
I overflatelagene derimot var det på alle stasjoner betydelig variasjon i vannets surhetsgrad, og tildels ble det målt pH-verdier på over 8,0. Dette skyldes i noen grad temperatureffekter, men den vesentligste årsak er planteplanktonets fotosynteseprosesser. Særlig var pH høy i Furnesfjordens overflatelag på forsommeren, men også i Mjøsas hovedområde tyder pH-verdiene på at det på enkelte tidspunkter var betydelig planteplanktonproduksjon.

6.4 Elektrolytisk ledningsevne (fig. 23)

Vannets evne til å lede elektrisk strøm er avhengig av vannets innhold av salter (ioner), dvs. den elektrolytiske ledningsevne (benevning $\mu\text{S}/\text{cm}$) er direkte proporsjonal med vannets innhold av salter.

Verdiene for den elektrolytiske ledningsevne i Mjøsa (fig. 23) viser at vannet er bløtt eller saltfattig. Ledningsevnen eller saltholdigheten er betydelig lavere i de nordlige deler av Mjøsa enn lengere sydover. Dette har sammenheng med de geologiske forhold i nedbørfeltet. Fjell-





grunnen i Mjøsas lokale nedbørfelt (syd for Lillehammer) består i en viss utstrekning av kambro-silurbergarter og sandsteinsbergarter med innslag av kalk (Biri, Brøttum). Slike bergarter avgir i langt større grad ioner (kjemisk forvitring) enn de hardere bergarter i de nordligere områder av nedbørfeltet. Vannets saltholdighet i de mer lokale tilløpselver er således betydelig høyere enn i Lågen.

Av figuren går det frem at vannets saltholdighet i de dypere lag av Mjøsa er relativt konstant, mens det er betydelige variasjoner i overflate-lagene. Dette er spesielt tilfelle ved observasjonsstasjonen ved Brøttum.

Årsaken til disse forhold er bl.a. variasjoner i Lågens vannkvalitet etter hvert som sne og isbresmeltingen gjør seg gjeldende i høyfjellet utover sommeren.

På forsommeren var den elektrolytiske ledningsevne i Furnesfjorden betydelig høyere i overflatelagene enn i de dypere lag, mens det motsatte var tilfelle på ettersommeren. Disse forhold har sammenheng med at det på forsommeren var en fremherskende sydlig vindretning som førte det elektrolyttrike Akersvikvannet innover Furnesfjorden. Brumundas vannmasser bidrog også i samme retning. Denne situasjon ble bevart så lenge vinden blåste fra syd.

Senere på sommeren ble denne situasjonen brutt opp ved en nordlig vindretning - overflatevannet i Furnesfjorden ble skjøvet sydover i Mjøsa. Samtidig ble det tilført elektrolyttfattigere vann fra nord. Strømningsbanene dette vannet fulgte, er ikke endelig klarlagt, men disse må nødvendigvis avhenge av vindforholdene.

Det som er viktig å konstatere i denne sammenheng, er at i perioder (avhengig av vindforholdene) vil overflatevannet i Hamar og Furnesfjordenområdet bli skiftet ut med vann fra dypere lag av Mjøsa. Videre vil overflatevannet selv i Furnesfjorden bli skiftet ut eller ihvertfall fortynnet med vann som kommer fra de nordlige områder. Kvaliteten av dette vannet vil variere i samsvar med de flomsituasjoner som oppstår om sommeren når isbreene smelter i høyfjellet. Det forurensede og algerike vannet som på forsommeren ble holdt i ro opp mot Furnesfjorden, ble senere på sommeren ført sydover mot mer "uberørte" områder av Mjøsa. Planteplanktonproduksjonen økte gradvis over hele Mjøsa etter hvert som overflatetemperaturen økte.

6.5 Farge og siktedyp

Vannets farge er målt fotometrisk med en standard platinakloridløsning som referanse. Benevningen er mg Pt/l. Analysene er utført på ufiltrerte prøver. Både vannets oppløste fargestoffer og partikkelinnhold innvirker på resultatene. Ved å måle fargen på filtrerte prøver vil man få et mål for de oppløste fargestoffer. Her i landet har man ingen standardnormer for drikkevannets kvalitet. Det er allikevel vanlig å betrakte vann med fargeverdier mindre enn 20 mg Pt/l som godt drikkevann (bruksvann) fargemessig sett. Ligger fargeverdien i området 20-40 mg Pt/l er kvaliteten mer betenkelig, og ihvertfall for større vannverk er det normalt å foreta rensing av slikt vann før det distribueres. Vann med fargeverdi større enn 40 mg Pt/l bør behandles i fullrensningsanlegg før distribusjon.

Som fig. 24 viser, er vannets farge i de dypere lag av Mjøsa stort sett mindre enn 16 mg Pt/l (normalt 10-16 mg Pt/l), men i Furnesfjorden samt i de nordlige deler av Mjøsa er vannets farge i dyplagene til sine tider noe høyere enn i hovedbassengets dyplag. I sommerperioden er vannets farge i overflatelagene relativt høy (opp mot 40 mg Pt/l). Dette har til dels sammenheng med tilførsler av partikulært og organisk materiale fra nedbørfeltet og til dels produksjon av planktonalger i Mjøsa. Etter vårflommen (mai-juni) var således fargeverdiene i de nordlige områder relativt høye - noe som man må anta har sammenheng med tilført partikulært materiale fra nedbørfeltet.

I Furnesfjorden var vannmassene i overflatelagene betydelig farget på forsommeren. Dette skyldes til dels tilførte humusstoffer og partikulært materiale fra Svartelva, Flagstadelva og Brumunda, samt den meget markerte planktonoppblomstring i Furnesfjorden i denne tidsperiode.

Siktedypet blir avlest mot en hvit skive (diameter 25 cm) som senkes ned i vannet. Avstanden fra overflaten til det dyp skiven forsvinner for det blotte øye, betegnes som siktedyp. Siktedypet er betinget av vannets egenfarge, partikkelinnhold og produksjonsforhold.

Som fig. 21 viser, er det betydelige variasjoner fra observasjonsdag til observasjonsdag på alle stasjoner. Spesielt kan man legge merke til de lave verdier i Furnesfjorden på forsommeren. Noe senere på sommeren

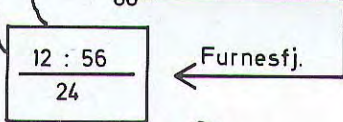
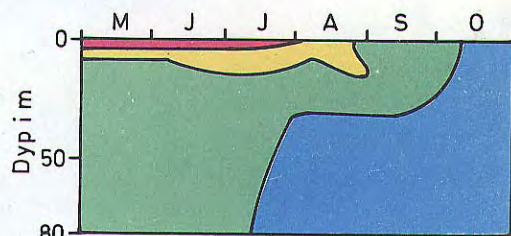
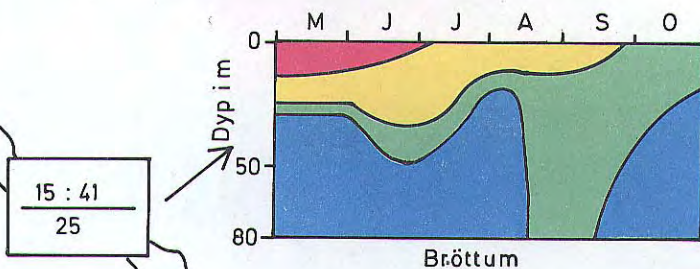
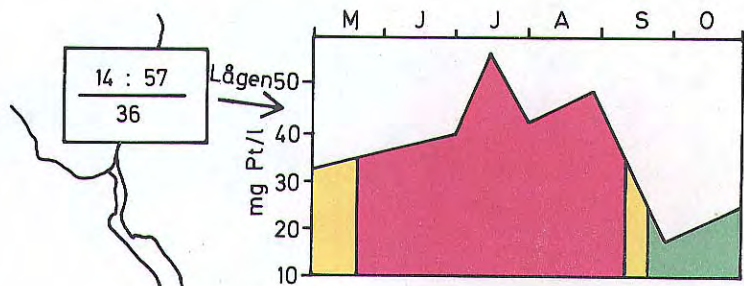
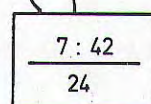
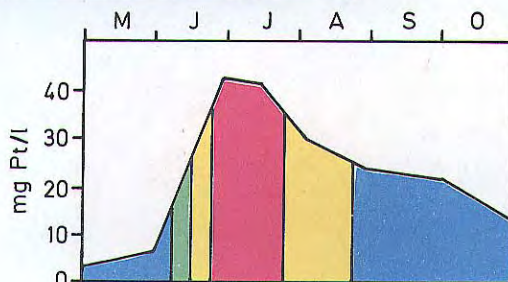
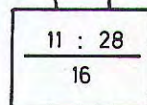
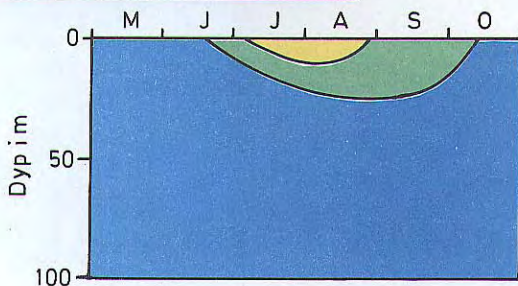
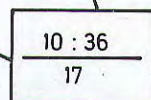
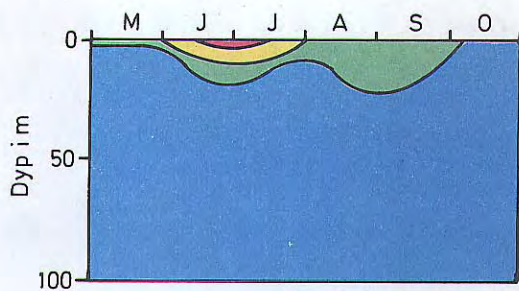
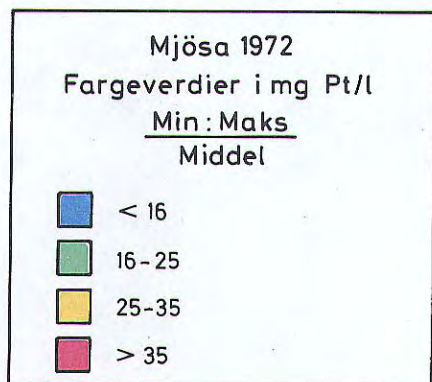


Fig. 24



blir siktedypet noe redusert på de øvrige stasjoner. Disse observasjoner stemmer godt overens med det biologiske observasjonsmateriale, og man kan derfor bruke verdiene som en enkel illustrasjon på planteplanktonproduksjonen. Ved Brøttum var siktedypet relativt lite på alle observasjonsdager - dette viser igjen betydningen av det tilførte partikulære materiale fra Lågen.

6.6 Tørrstoff (organisk - uorganisk materiale)

I forbindelse med prøvetakingen på Mjøsa er det også samlet inn prøver for tørrstoffbestemmelse. Analysemetodikken for slike bestemmelser går ut på at vann blir filtrert gjennom glassfiberfilter (Whatman BF/C som på forhånd er veid og glødet) helt til filteret er tett. Filteret med den frafiltrerte substans blir så tørket ved 95°C i 1 time. Tørrstoffet bestemmes da som differansen mellom vekten av filteret med substans og selve filteret. Derpå glødes filteret ved 490°C i 1 time, hvorved det organiske materiale forsvinner. Vekten av det stoff som ligger igjen på filteret etter gløding er altså uorganisk. I vann som i liten grad er påvirket av partikulært og organisk materiale, er tørrstoffvekten mindre enn 0,2 mg/l.

I fig. 25 er verdien for det organiske materiale (differansen mellom tørrstoff og gløderest) i forskjellige dyp og til forskjellige tidspunkt tegnet inn. For Lågen og Vormå er fordelingen mellom organisk og uorganisk materiale tegnet inn som stolpediagrammer på de forskjellige observasjonsdager.

Resultatene viser at den organiske produksjon (algeproduksjon) på forsommeren er langt høyere i Furnesfjorden enn hva den er på de andre stasjoner, men senere på sommeren øker tydeligvis også produksjonen på de andre stasjoner. Ellers kan bemerkes at det organiske stoffets andel av tørrstoffet er langt høyere ved Minnesund enn ved Lågens utløp, hvor det uorganiske materiale dominerer.

6.7 Plantenæringsstoffer (fosfor og nitrogenforbindelser)

Middelverdier for vannets innhold av plantenæringsstoffer i overflate-lagene (ned til 16 m) og i dyplagene er fremstilt i fig. 26.

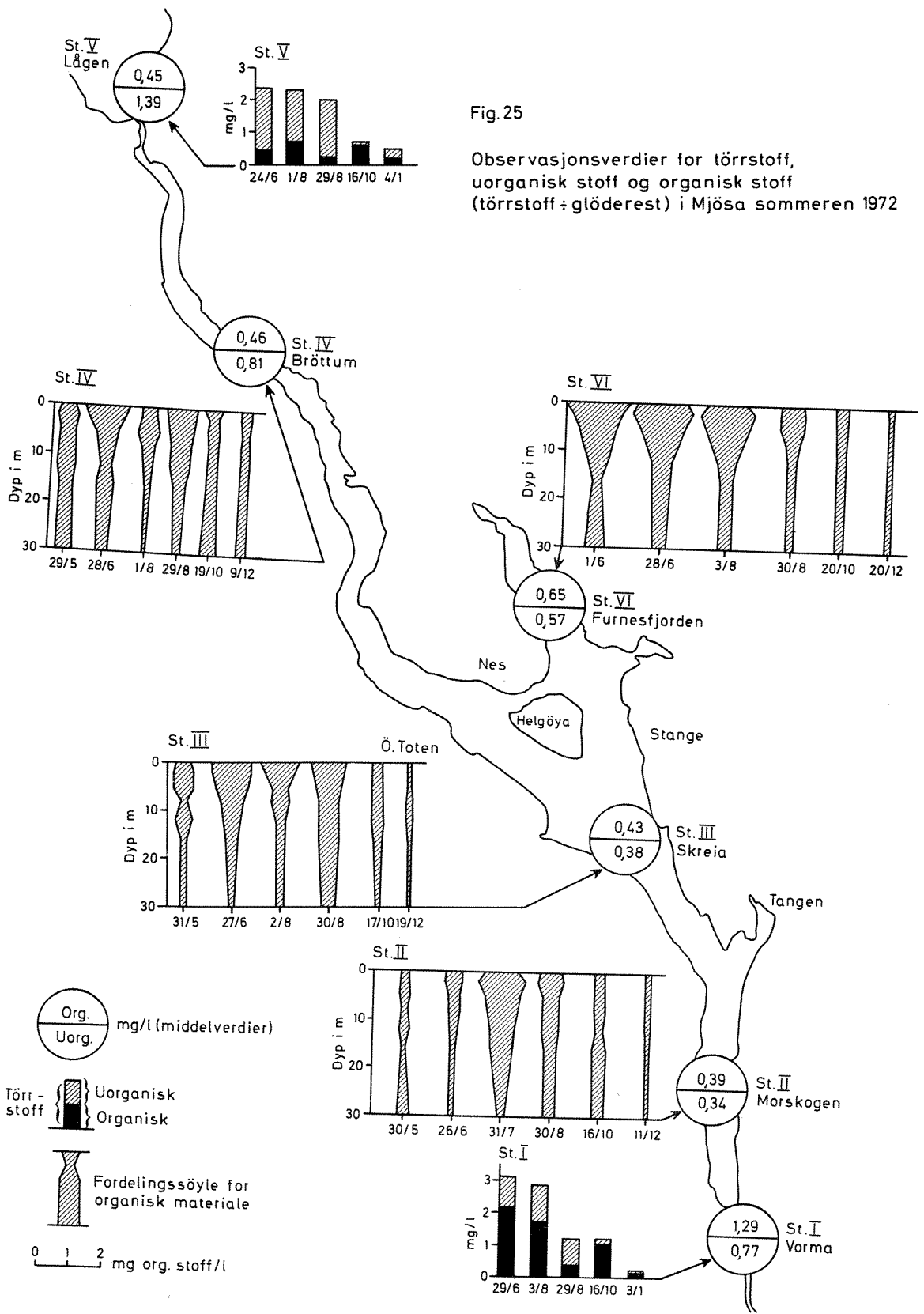
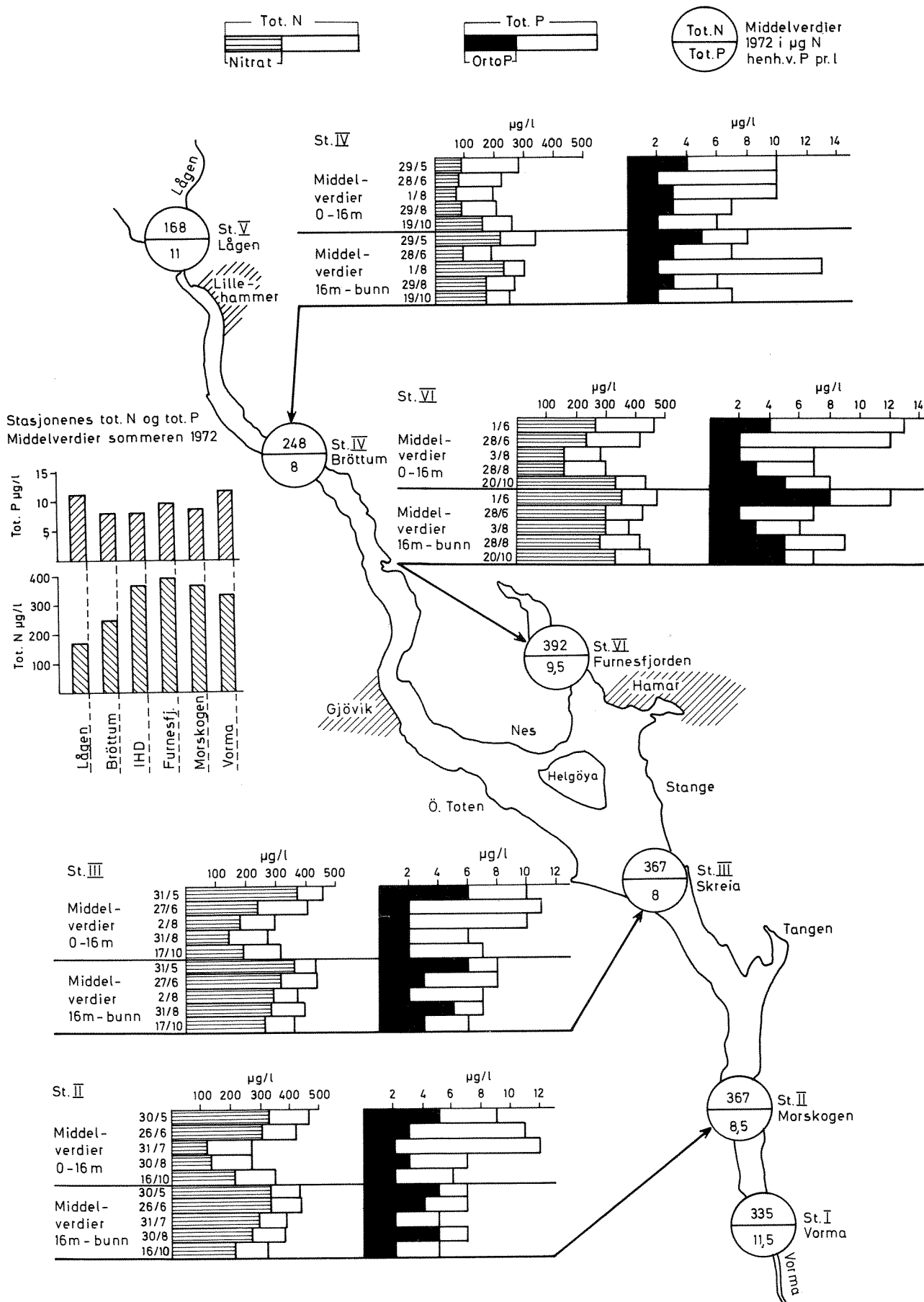


Fig.26

Middelverdier for total nitrogen, nitrat, fosfor og ortofosfat i Mjøsa sommeren 1972



Fosforforbindelser. Middelverdiene for vannets innhold av total-fosfor er av samme størrelsesorden på alle innsjøstasjoner, men med høyeste verdi i Furnesfjorden. Dette har sammenheng med de relativt høye fosforverdier i overflatelagene på denne stasjon på forsommeren (23 $\mu\text{g P/l}$ i 0,5 m dyp). Men også utenfor Morskogen (st. II) var det til sine tider relativt høye fosforverdier i overflatelagene. Stort sett ligger imidlertid verdiene i underkant av 10 $\mu\text{g P/l}$ på alle stasjoner og på alle prøvetakingsdyp. Verdiene for total-fosfor i Lågen varierte fra 17 $\mu\text{g P/l}$ (1/8) til 4 $\mu\text{g P/l}$ (28/9). Den høye verdien 1. august har sin årsak i tilførsel av breslambelastet vann fra Jotunheimen. I den sammenheng kan nevnes at fosforkonsentrasjonen i Vågåvatn varierte fra 20 til 34 $\mu\text{g P/l}$ den 16. august 1972. Vannets fosforinnhold her forelå i det vesentligste som orto-fosfater (adsorbent i mineralkornene).

Ortofosfatverdiene varierte imidlertid mer systematisk. Under 30 m dyp lå verdiene normalt på 5-6 $\mu\text{g P/l}$. I slutten av mai var verdiene i overflatelagene også av samme størrelsesorden. Verdiene her avtok utover sommeren etterhvert som produksjonen av planteplanktonet begynte å gjøre seg gjeldende, og i juli/august var verdiene $<2 \mu\text{g P/l}$ på alle stasjoner bortsett fra på st. IV, Brøttum. Til sammenlikning kan nevnes at ortofosfatverdiene i f.eks. Femunden er $<2 \mu\text{g P/l}$ til alle årstider og i alle dyp.

Nitrogenforbindelser

Av fig. 26 går det frem at middelverdien for vannets innhold av total nitrogen var betydelig høyere i de sydlige områder av Mjøsa enn i nord. Dette kan skyldes flere ting: for det første er nedbøren fattigere på nitrogen dess lengere nordover man kommer, for det andre belastes Mjøsa med kloakkvann og industrielt avløpsvann som til dels inneholder betydelige mengder nitrogenforbindelser og for det tredje tilføres Mjøsa betydelige nitrogenforbindelser fra jordbruksområdene rundt Mjøsa.

I dyplagene er nitrogenkonsentrasjonen overalt relativt konstant, mens konsentrasjonene i overflatelagene varierer betydelig, sannsynligvis på grunn av de gjennomstrømmende vannmasser.

Vannets nitrat-innhold utgjør overalt i dyplagene omtrent 75% av det totale nitrogeninnhold. I overflatelagene er vannets nitratinnhold midt-

sommers relativt lavt og utgjør ned til bare 20% av det totale nitrogeinnhold. Det laveste nitratinnhold ble observert ved Brøttum 1/8. Disse relativt lave nitratverdier i overflatelagene midtsommers har i vesentlig grad sin årsak i produksjonsforholdene.

7. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

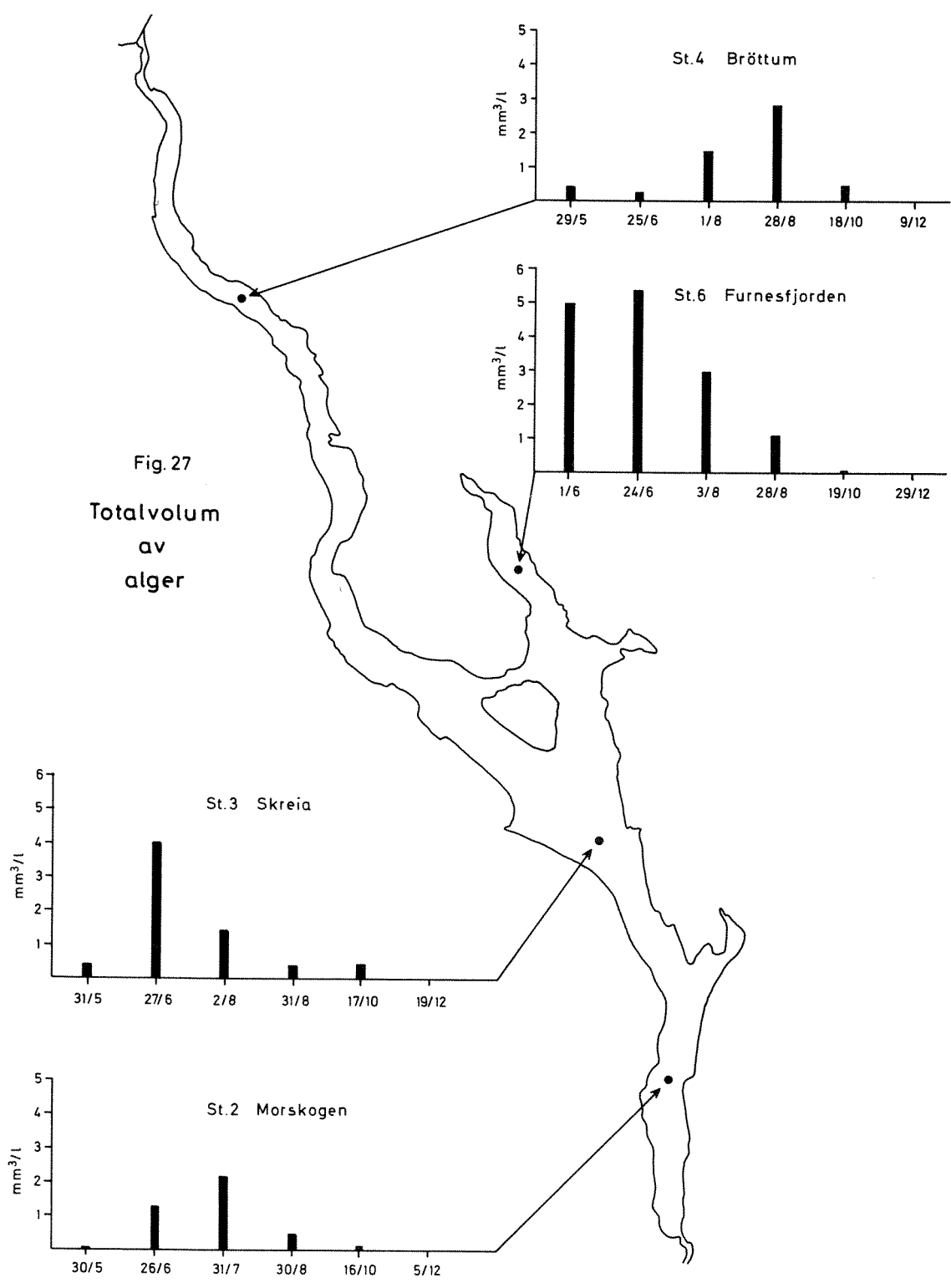
7.1 Planktonalger

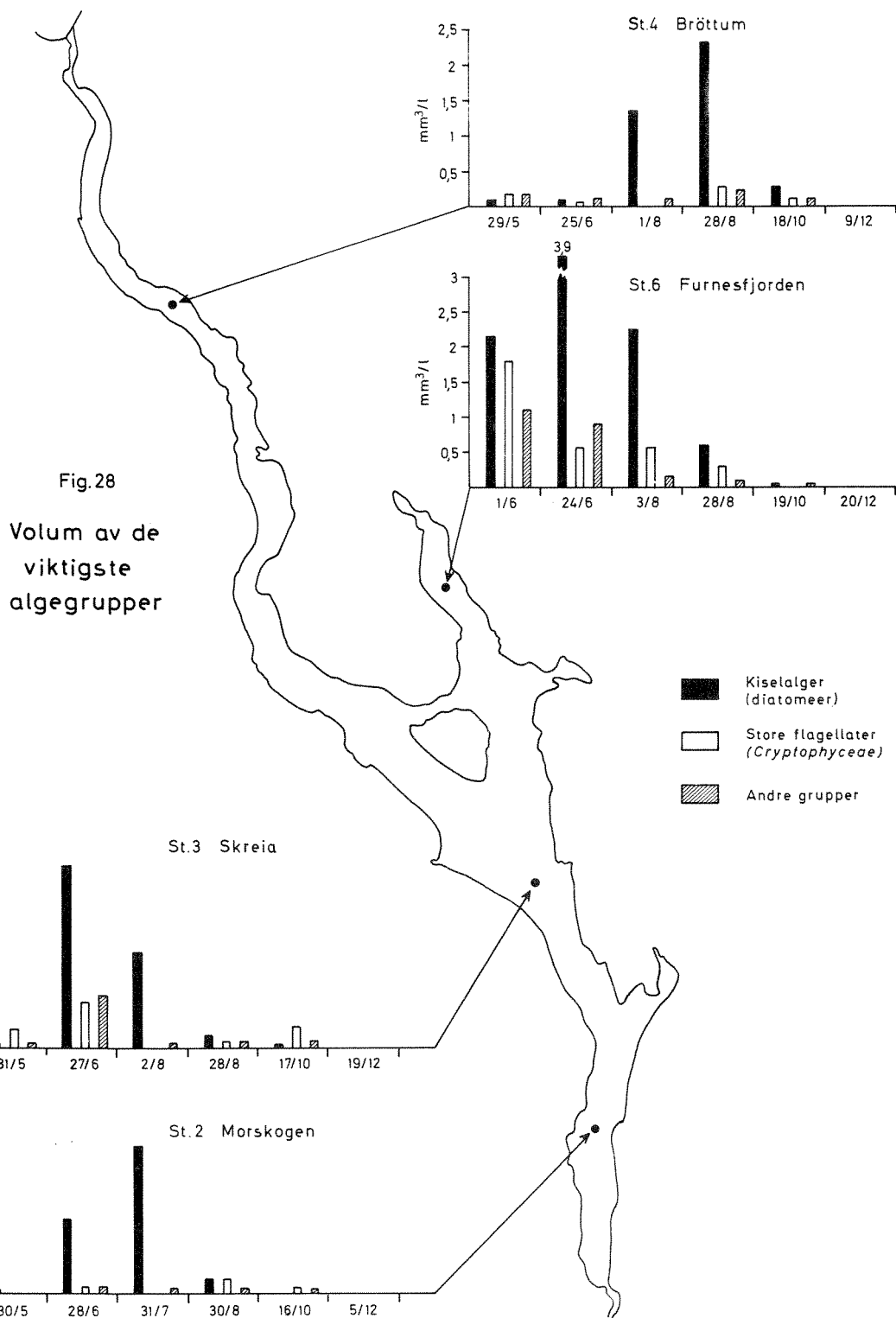
Som en del av undersøkelsene i 1972, er det gjort en beregning av mengdene av planktonalger på fire stasjoner i Mjøsa; st. II Morskogen, st. III Skreia, st. VI Furnesfjorden og st. IV Brøttum. Mengdene er beregnet som volum med betegnelse mm^3 pr. liter, og variasjonene i totalvolum på de fire stasjonene er vist i fig. 27. Av figuren fremgår det uten videre at mengdene på st. IV Furnesfjorden var markert mye større enn på de andre tre stasjonene, spesielt på forsommeren, mens mengdene utover høsten var minimale. På de to sydlige stasjonene, Skreia og Morskogen, hadde planktonalgene sitt maksimum i slutten av juni og begynnelsen av juli, mens de på Brøttum nådde maksimum først mot slutten av august.

Figur 28 viser at på alle stasjonene dominerte kiselalgene. Disse utgjorde det meste av totalvolumet. I Furnesfjorden var det imidlertid store mengder av endel store flagellater og andre grupper, spesielt på forsommeren.

De verdiene som er angitt i figurene, er gjennomsnittet av mengdene beregnet fra prøver samlet i 0,5 og 2 m dyp. Dette er gjort fordi det er i de øverste 2-3 meter at den største algeproduksjon pågår, og det er derfor her vi får de største ansamlingene. Neste innsamlingsdyp for prøver var 5 m, og her viste alle stasjonene markert lavere verdi enn i 0,5 og 2 m. De verdiene som er angitt på figur 27 og figur 28 er derfor maksimumsverdier for mengdene av planktonalger på de fire stasjonene.

Blant de viktigste faktorer som innvirker på planktonalgens vekst, er lystilgang, temperatur, strømningsforhold og tilgang på næringsalter. Det er tydelig at nettopp disse faktorene er årsak til den store forskjellen i planktonalgemengdene i Furnesfjorden sett i





relasjon til de andre tre stasjonene. I hoveddelen av Mjøsa er det, spesielt på forsommeren, men også delvis senere på sommeren, en kraftig strømming og turbulens i de øverste vannlag. Dette skaper lite stabile forhold, noe som sterkt innvirker på algeveksten. Den kraftige strømmingen i de nordlige områder av Mjøsa på forsommeren skyldes avsmelting, spesielt i høyereliggende områder, og dette smeltevannet som hovedsakelig tilføres Mjøsa fra Lågen, inneholder mye partikler som gjør at lysgjennomtrengeligheten i vannet blir sterkt nedsatt. På stasjonen Brøttum vil dette partikkelinnholdet ha stor innflytelse på lysgjennomtrengeligheten. Lengre sør i Mjøsa vil det meste av partiklene være sunket dypere ned i vannmassene. At dette gir seg utslag på algemengdene sees av figur 27, der mengdene på stasjon Brøttum er meget små til ut i august. Fra dette tidspunkt øker de sterkt, med kiselalgene som de dominerende. På denne tiden er avsmeltingen stort sett slutt, vanntilførselen, spesielt fra Lågen, er avtatt sterkt, og partikkelinnholdet er nede på et minimum, slik at lys- og strømforholdene er blitt mer gunstige. Samtidig stiger temperaturen i vannmassene. Forholdene er også gunstige når det gjelder tilførsler av næringsalter til underhold av algenes vekst, slik at i august er alle forhold tilrettelagt for øking i algeveksten på stasjon Brøttum. På stasjonene Skreia og Morskogen er partikkelinnholdet i vannmassene mindre; lysforholdene er bedre på et tidligere tidspunkt av året, og maksimum algevekst kommer derfor tidligere, i juni - juli. Forholdene på disse stasjoner må en dessuten anta blir en del influert av algeinnholdet i vann som strømmer ut fra Furnesfjorden.

I motsetning til de tre stasjonene i hoveddelen av Mjøsa, var Furnesfjorden på forsommeren 1972 mer beskyttet for kraftig strømming. Man hadde i denne tidsperiode en sydlig vind som holdt vannmassene i Furnesfjorden innestengt. Roligere strømforhold, bedre lysgjennomtrengelighet, i det minste for algemengdene blir for store, og dessuten stor tilførsel av næringsalter som følge av tilførsel av næringsrikt vann fra Hamarområdet og omkringliggende jordbruksområder, medvirket til at forholdene i denne del av Mjøsa var gunstige for algevekst.

De rolige strømforholdene og avskjermingen av det kalde ellevannet som særlig Lågen fører på forsommeren, gjør også at temperaturen i de

Tabell 8. DE VIKTIGSTE ALGARTERS UTVIKLING I NØRØSA 1972.
Alle tall representerer antall tusen celler.

A R T	St.	F U R N E S F J O R D E N							B R Ø T T U M								
		Dato	1/6	24/6	3/8	28/8	19/10	20/12	29/5	25/6	1/8	28/8	18/10	9/12			
BACILLARIOPHYCEAE																	
(diatomeer)																	
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	0,5	1990	3050	335	95	10						77,5	1540	2140	77,5		
	2	1940	4905	400	45	7,5						107,5	1787	2365	37,5		
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	0,5	40	335	155	45	7,5	2,5					85	5	210	7,5		
	2	705	180	45	5							45	15	165	22,5		
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.	0,5	160		1450	50									125	50		
	2	125	1665	175										150			
<i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.	0,5	1010	520	40													
	2	440	730	110	7,5									25			
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L.Smith	0,5			120										5			
	2	165		5													
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,5	2350															
v. <i>pusillus</i> (Grün.) Krieg.	2	2010															
<i>Tabellaria fenestrata</i>	0,5			300	145	15								35	110		
v. <i>osterionelloides</i> Grün.	2	165	205	10	5								5	115	20		
CRYPTOPHYCEAE																	
<i>Cryptomonas</i> spp.	0,5	950	155	140	100		2,5						7,5	95	47,5	5	
	2	480	250	345	90								15	115	25	5	
<i>Katablepharis ovalis</i> Skuja	0,5	310	70	10	30	2,5							12,5	10	20		
	2	180	185	15	27,5								7,5	15	27,5	7,5	
<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja	0,5	1300	510	250	465	2,5							45	175	102,5	12,5	
	2	1210	640	245	312,5	5	2,5						35	110	95	5	
<i>Rhodomonas minuta</i> var.	0,5	110	265	135										145	47,5	2,5	
<i>nannoplanctica</i> Skuja	2	100	115	320	117,5									210	10		
Sum Rh. min + varianten.	0,5	1410	510	515	600	2,5							55	320	150		
	2	1310	755	565	430	5							85	320	105		
ANDRE GRUPPER																	
Små flag., "µ-alger"	0,5	5080	1950	980	2110	337,5	338,5						320	50	4800	597	860
	2	4160	5530,5	1920	1640	250	527,5						1485	3330	6270	1260	1030
<i>Chrysomonader</i>	0,5	3580	2780	395	270	107,5	25						272,5	67,5	575	310	97,5
	2	4570	4035	540	187,5	50	75						405	355	510	242,5	87,5
<i>Craspedophyceer</i>	0,5			60	50	22,5	22,5						10	40	15	42,5	
	2	40	95	5	20	17,5							45	15	12,5	35	

øverste vannlag er høyere i Furnesfjorden enn ute i hovedbassenget. Rundt slutten av juni 1972 ble det i overflatevannet registrert en temperaturforskjell mellom stasjonene Skreia og Furnesfjorden på 7 - 8°C.

Alle disse forhold, høyere næringssaltinnhold, høyere temperatur, mindre turbulente forhold og mindre turbide forhold i vannmassene, spesielt i de øverste vannlag, gjør at algeveksten i Furnesfjorden starter på et tidligere tidspunkt av året enn i resten av Mjøsa. Disse for algeveksten gunstige forhold, gjør også at algene produseres i meget større antall i denne del av Mjøsa enn i innsjøen forøvrig. Siden vekstsesongen for algene blir lengre i Furnesfjorden enn i resten av Mjøsa, blir også mengdene av alger større der.

For oversiktens skyld er i tabell 8 og 9 listet opp de viktigste artene innen de ulike algegrupper, og verdiene som er angitt er antall tusen celler pr. liter. Listen omfatter bare verdiene fra 0,5 og 2 m dyp.

7.2 Vekstforsøk

På forsommeren 1972 ble det foretatt algevekstforsøk på vannprøver både fra hovedstasjonene i selve Mjøsa og fra de viktigste tilløpene. Testen går i korthet ut på at hver enkelt vannprøve blir fordelt på flere glasskolber, som alle blir podet med en viss mengde alger (selenastrum). Kolbene blir derpå tilført næringsstoffer som nitrat og fosfat enkeltvis og i kombinasjon. Ved å sammenlikne algeveksten ved de forskjellige tilsetningene er det mulig å få en forståelse av hvilket nærings salt som er vekstbegrensende.

Resultatene av forsøket, som er gjengitt i tabell 10, synes å tyde på at på stasjonene i de sydlige Mjøsområder er det fosfatene som er begrensende for algeveksten, men utenfor Brøttum er fosfater + nitrater begrensende. I de fleste tilløpene er det fosfatene som er den begrensende faktor.

Forsøkene synes altså å tyde på at ved å begrense fosfattilførslene til Mjøsa vil planteplanktonproduksjonen avta.

Tabell 10. Resultater av vekstforsøk med vann fra Mjøsa og dens større tilløp (1972).

Stasjon	Dato	Begrensende
MJØSA:		
I H D	27.6	P
Furnesfjorden	24.6	P
Morskogen	26.6	P
Brøttum	25.6	P + N
ELVER:		
Vikselva	29.5	N
Flagstadelva	29.5	P
Lena	30.5	P
Rinda	30.5	P
Svartelva	29.5	P
Mesna	30.5	P + N
Moelva	29.5	P
Gausa	30.5	P + N
Brumunda	29.5	P + N + Fe
Vismunda	30.5	P + N + Fe
Braastadelva	30.5	P + N + Fe
Stokkelva	30.5	P
Hunnselva	30.5	P

7.3 Dyreplankton

Det innsamlede materiale er ennå bare delvis bearbeidet, og det er derfor ikke mulig på nåværende tidspunkt å gi noe fullstendig bilde av dyreplanktonets utbredelse og variasjonsmønster. Resultatene må derfor foreløpig bare betraktes å være av almen orienterende karakter.

Metodikk: Prøvene er samlet inn på samme tidspunkt og på samme prøvetakingsstasjoner som er nevnt i forbindelse med planteplanktonundersøkelsene. De kvalitative prøver er tatt ved at en vanlig planktonhåv med 95 μ maskeåpning er dradd fra bunnen til overflaten. De kvantitative prøvene er tatt ved hjelp av en 50 liters Schindlerfelle med 45 μ filtteringsnett. Videre er det blitt samlet inn 2 liters "sedimenteringsprøver" for spesielle studier av hjuldyr og ciliater.

Resultater: I de frie vannmasser er det hittil blitt påtruffet følgende arter:

HJULDYR (Rotatoria)

Brachionus quadridentatus ^x
Keratella hiemalis
" cochlearis
Kellicottia longispina
Notholca caudata ^x
Gastropus stylifer ^x
Asconorpha sp. ^x
Asplancha priodonta
" herrichii
Synchaeta grandis ^x
" pectinata ^o
Polyarthra vulgaris
" remata
Filinia longiseta ^x
Conochilus unicornis
" hippocrepis ^x
Collotheca sp. ^x
Lecane sp. (tycholimnisk)

KREPSDYR (Crustacea)

HOPPEKREPS (Copepoda)
Cyclops lacustris
Mesocyclops leuckarti ^x
" oithonoides
Diaptomus gracilis
Heterocope appendiculata
Limnocalanus macrurus (ishavsrelikt)

VANNLOPPER (Cladocera)

Holopedium gibberum ^o
Bosmina obtusirostris
Daphnea galeata
" cristata ^x
Polyphemus pediculus
Bythotrephes longimanus

VANNLOPPER (forts.)

Leptodora hyalina

Alona sp. ^x (Tycholimnisk)

Acroperus harpae ^x (Tycholimnisk)

- x) Arter som ikke ble funnet ved planktonundersøkelsen 1900-1901.
- o) Arter som ennå ikke er funnet, men som ble funnet i 1900-1901.

Kommentarer til artslisten: Da det hittil bare er bearbeidet noen enkelte prøver med hensyn til hjuldyr, kan det ikke gis noen nærmere opplysninger enn det som er antydning i artslisten. Generelt kan det sies at det største artsantallet ble funnet i sommerhalvåret. Videre kan det fra mer faglig synspunkt være av interesse å nevne den spesielt rike forekomst av *N. caudata* ved observasjonene som ble foretatt om høsten. Arten er sannsynligvis en ishavsrelikt.

B. obtusirostris opptrådte som en av de vanligste krepsdyrarter om sommeren med maksimalt individtall i tidsrommet juli-september. Arten er i det vesentligste blitt funnet i de øvre vannlag (over sprangsjiktet).

D. galeata var i likhet med *Bosmina* en vanlig forekommende art i de øvre vannlag om sommeren med maksimalt individantall i slutten av sesongen (august - september).

D. cristata hadde stort sett samme variasjonsmønster som de ovenfor nevnte arter.

B. longimanus og *L. hyalina*. Bare et fåtall eksemplarer av disse rovdyrarter ble påtruffet i perioden mai-oktober.

P. pediculus ble det funnet noen spredte eksemplarer av i overflaten i perioden juli-oktober, spesielt i forbindelse med store algemengder.

Alona sp. forekom i de øvre vannmasser i enkelte tilfeller på forsommeren på stasjonen i Furnesfjorden.

A. harpae ble påtruffet på stasjonen ved Brøttum i høstperioden, og da i forbindelse med omfattende drift av løsreven makrovegetasjon først og fremst bestående av *Myriophyllum alterniflorum*.

C. lacustris var den vanligst forekommende av de planktoniske krepsdyr. Den ble funnet på alle prøvetakingsdager. Den har trolig ettårig livssyklus i Mjøsa med reproduksjonsperiode i juli-oktober og overvintrer hovedsaklig som nauplie. Den forekom relativt rikelig i hele vannmassen.

M. leuckarti og *M. oithonoides* ble funnet i perioden april-november. Begge artene har trolig ettårig livssyklus i Mjøsa. De var sterkt bundne til overflaten. Reproduksjonsperioden for disse arter er juli-august. De overvintrer sannsynligvis i slammet som copepoditer (de forsvinner fra planktonet i denne perioden).

D. gracilis var sammen med *C. lacustris* den vanligste krepsdyrarten, og den ble funnet på alle prøvetakingsdager. Minst to generasjoner blir dannet i løpet av året. Reproduksjonen foregår i perioden juni-august samt på senvinteren (januar-mars). Den ble påtruffet i hele vannmassen, men først og fremst i de øvre lag.

H. appendiculata ble funnet som enkeltteksemlar i perioden mai-september. Arten er en sommerform og overvintrer som egg.

L. macrurus har ettårig livssyklus med reproduksjon på senvinteren. Den har en relativt hurtig utvikling egg-nauplie-copepodit-adult på vår og forsommer. Arten forekommer som voksen mesteparten av året. Den ble påtruffet i hele vannmassen, men først og fremst i vannmassene under sprangsjiktet om sommeren (kaldstenoterm).

Konklusjon: Fra et regionalt synspunkt kan nevnes at de største dyreplanktonmengdene foreligger ved prøvetakingsstasjonen i Furnesfjorden. Strømningsforholdene med varierende værforhold og til dels sterk vind gjør imidlertid bildet komplisert.

Hartvig Huitfeldt-Kaas^x har i perioden 1900-1901 foretatt en omfattende undersøkelse av dyreplanktonforekomstene i Mjøsa. Selv om det bl.a.

^x Huitfeldt-Kaas, H.: The plankton in Mjøsa. Nytt mag. f. Naturvitenskapene B 85. Oslo 1946.

på grunn av forskjellig metodikk kan være vanskelig å sammenlikne resultatene fra undersøkelsene i 1972 med Hartvig Huitfeldt-Kaas' materiale, kan likevel følgende generelle trekk antydes. *D. cristata* ble ikke notert av Huitfeldt-Kaas, og denne arten er derfor muligens kommet til siden 1901. *H. appendiculata*, *H. Gibberum* og *B. longimanus* var vanlig forekommende i sommerperiodene 1900 og 1901, mens den nå forekommer sparsomt - *Holopedium* er ennå ikke påtruffet. Da det kan forekomme fluktuasjoner i planktonsammensetningen fra år til år, skal man være forsiktig med å trekke noen konklusjoner på grunnlag av det foreliggende prøvematerialet idet dette er meget begrenset foreløpig.

I hvilken grad dyreplanktonmengdene har øket eller ikke siden begynnelsen av dette århundre er vanskelig å bedømme på grunnlag av dette materiale. En viss tendens til økning kanspores når det gjelder krepsdyrene, mens det derimot klart viser seg at hjuldyrsfaunaen i vesentlig grad har øket både i kvantitet og kvalitet selv om man tar hensyn til den ulike prøvetakingsmetodikk. Denne økning kan settes i direkte forbindelse med den eutrofierende utvikling innsjøen nå er inne i.

8. BAKTERIOLOGISKE TILSTANDER I MJØSA 22. AUGUST 1972

8.1 Generell orientering

Den mikrobielle forurensning som skyldes avføring og urin fra mennesker og varmblodige dyr, utgjør en stor helserisiko.

De sykdommer som i vårt klima kan spres med vann, er nesten uten unntak tarmsykdommer idet bakterier og virus forekommer i tarmutløsninger (fekalier) fra mennesker og varmblodige dyr. Denne form for forurensning betegnes derfor som fekal forurensning.

Ved direkte utslipp av avløpsvann fra bebyggelse og ved avrenning fra fjøs forurenses våre vassdrag og sjøer med ovenfor nevnte sykdomsfremkallende (patogene) bakterier og virus. Sykehus, sanatorier og visse laboratorier er spesielt alvorlige forurensningskilder. Dessuten kan egg fra innvollsparasitter føres ut med fekaliene.

Størst risiko for smittespredning og infeksjon foreligger når vannet utnyttes som drikkevann for mennesker og dyr samt i

næringsmiddelindustri o.l. Smitte kan også overføres ved bading, først og fremst når det gjelder luftveisinfeksjoner, ører og bihuler.

Våre husdyr er spesielt utsatt idet de for en stor del konsumerer overflatevann som ikke er rensset, fra områder som kan være spesielt belastet med fekale forurensninger. Dyresykdommer på grunn av dårlig vannhygiene har økt påfallende det siste desenniet. Dette kan i fremtiden foranledige store problemer. En infeksjon kan få alvorlige økonomiske konsekvenser samtidig som den fekale belastning i resipienten øker. Det er all grunn til å stille samme krav til vannkvaliteten for dyr som for mennesker.

Flertallet av de sykdomsfremkallende (patogene) tarmbakterier og tarmvirus som tilføres resipienten (sjøer og vassdrag), har kort levetid. Forurensningen får derfor som oftest et begrenset omfang. Denne selvrensing beror først og fremst på at bakteriene kommer ut i et miljø som ikke passer - de blir spist av andre organismer i vannet eller de synker til bunns (sedimentasjon). Enkelte bakterier og tarmvirus er spesielt motstandsdyktige og kan derfor ha lang levetid.

Av tarmbakterier som er spesielt hårdføre og har lang levetid, kan bl.a. nevnes *Clostridium botulinum*, type E., ettersom denne bakterien under anaerobe forhold danner den sterke giften botulin. I vannforekomster som er sterkt forurensset av fekalier, kan denne bakterie forekomme i tarminnholdet hos fisk.

Spredning av parasittegg er spesielt alvorlig da et flertall innvollsparasitter, f.eks. bred bendelorm (*Diphyllobothrium latum*) har sine mellomverter i vann (hoppekreps, fisk).

En økning av naturlig forekommende bakterier og virus, kan skape hygieniske og praktiske problemer. Oftest oppstår disse problemene i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff (dette gjelder også sopp og andre mikroorganismer). I Norge er det først og fremst utslipp fra treforedlingsindustrien og næringsmiddelindustrien, kloakk fra husholdninger, avrenning fra

større fjøs, siloanlegg og fra uriktig plasserte soppelfyllplasser som bidrar til denne forurensning.

Ved siden av de mer hygieniske betenkeligheter, øker risikoen for sykdom på fisk når vannet har høyt innhold av bakterier.

Problemer av mer praktisk betydning oppstår ved at siler, rør, filter og liknende lett tettes igjen av bakterievekst (dette gjelder kanskje i ennå høyere grad for sopp). Dette kan skape alvorlige problemer ved vannverk, kraftverk og forskjellige industribedrifter.

8.2 Strømforholdene i Mjøsa 22. august 1972 (fig. 36)

For å få bedre forståelse av de bakteriologiske forhold som forelå ved prøvetakingen, er det utarbeidet en "grov" fremstilling av strømningsforholdene ut fra de fysisk-kjemiske data som ble innsamlet samtidig med bakterieprøvene.

Stort sett kan hele den nordlige delen av Mjøsa (fra Kapp og nordover) nærmest betraktes som en utvidelse av elven i denne sammenheng, og her satte Lågen sitt preg på strømbildet. I overflatelagene var det en relativt kraftig, sydlig strøm og strømhvirvler dannet seg flere steder. Fra et forurensningssynspunkt er strømhvirveldannelsen i Gjøviksundet av spesiell interesse.

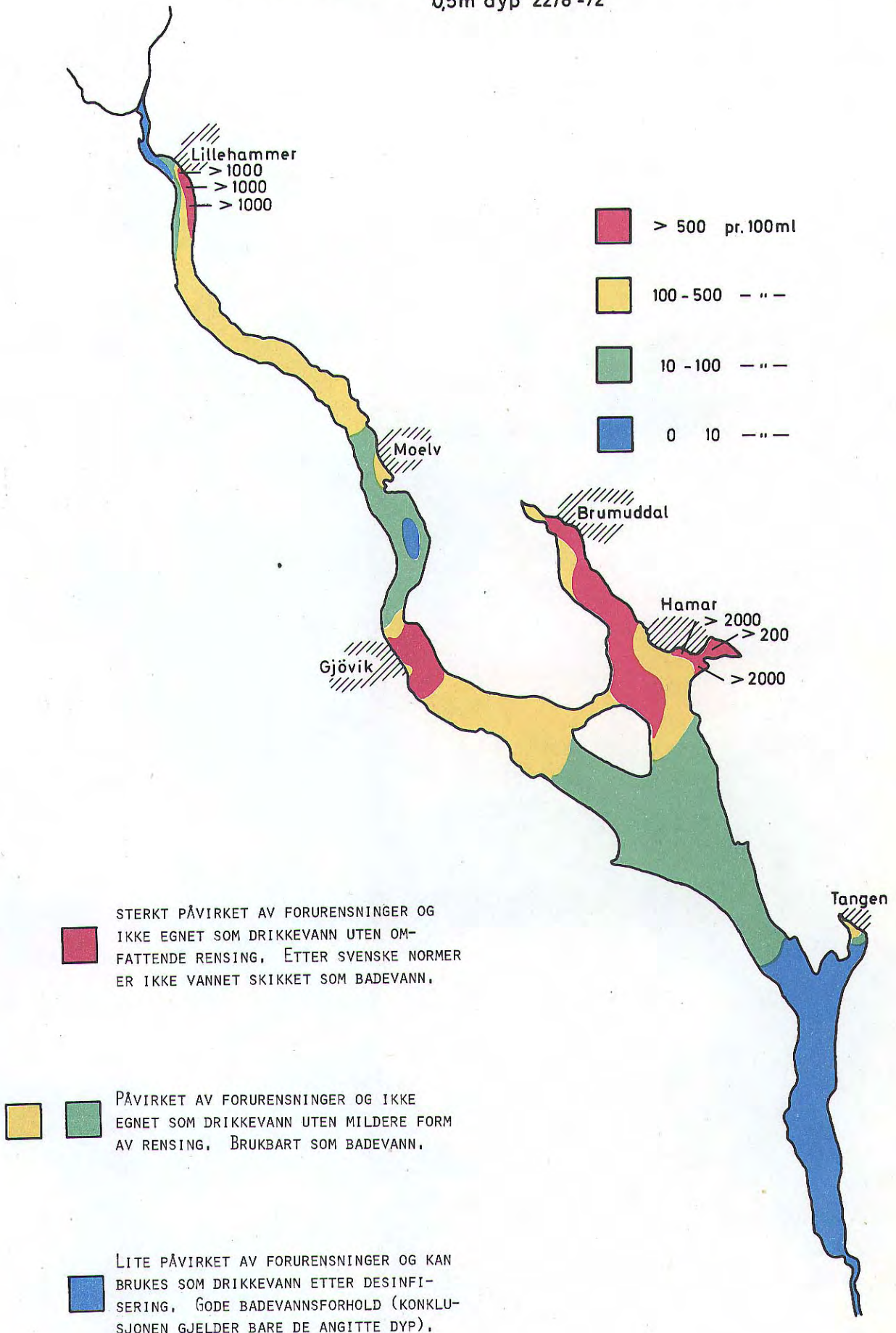
På prøvetakingsdagene var det en østlig vind som presset overflatevannet i sydvestlig retning og derved ble det dannet markerte strømmer langs Mjøsas vestsida (østsida for Helgøyas vedkommende). På grunn av overflatestrømmen dannet det seg motgående kompensasjonsstrømmer i de dypere vannmassene (under sprangsjiktet). Trolig var disse strømmene betydelig svakere enn overflatestrømmene og mer fremtredende langs Mjøsas østsida samt langs vestsida av Helgøya.

8.3 Bakteriologiske analyseresultater 22. august 1972 (fig. 29 - 34)

Av figurene fremgår at høyt bakterieinnhold og forekomst av coliforme bakterier, dvs. indikasjonen på tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale og fersk fekal forurensning, forekom i følgende hovedområder (vurderingene gjelder vannmassene ned til 30 m):

Fig. 29

Situasjonsbilde av coliforme bakterier (37°) i Mjøsa på 0,5m dyp 22/8 -72



Denne vurdering gjelder også fig.30 og 31

Fig.30

Situasjonsbilde av coliforme bakterier (37°) i Mjøsa på
15-20m dyp (sprangsjikt) 22/8-72

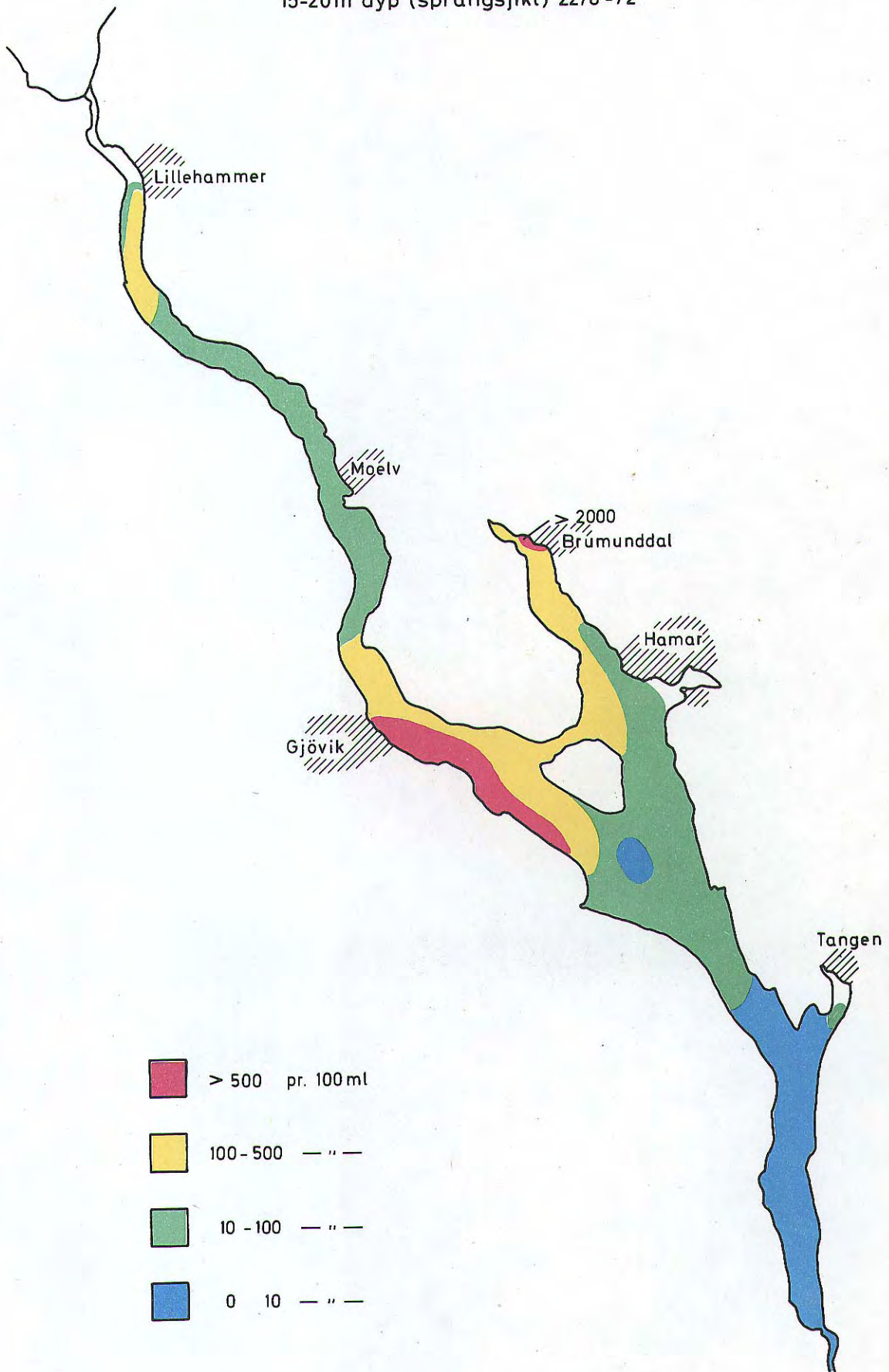


Fig.31
Situasjonsbilde av coliforme bakterier (37°) i Mjøsa på
30m dyp 22/8 -72

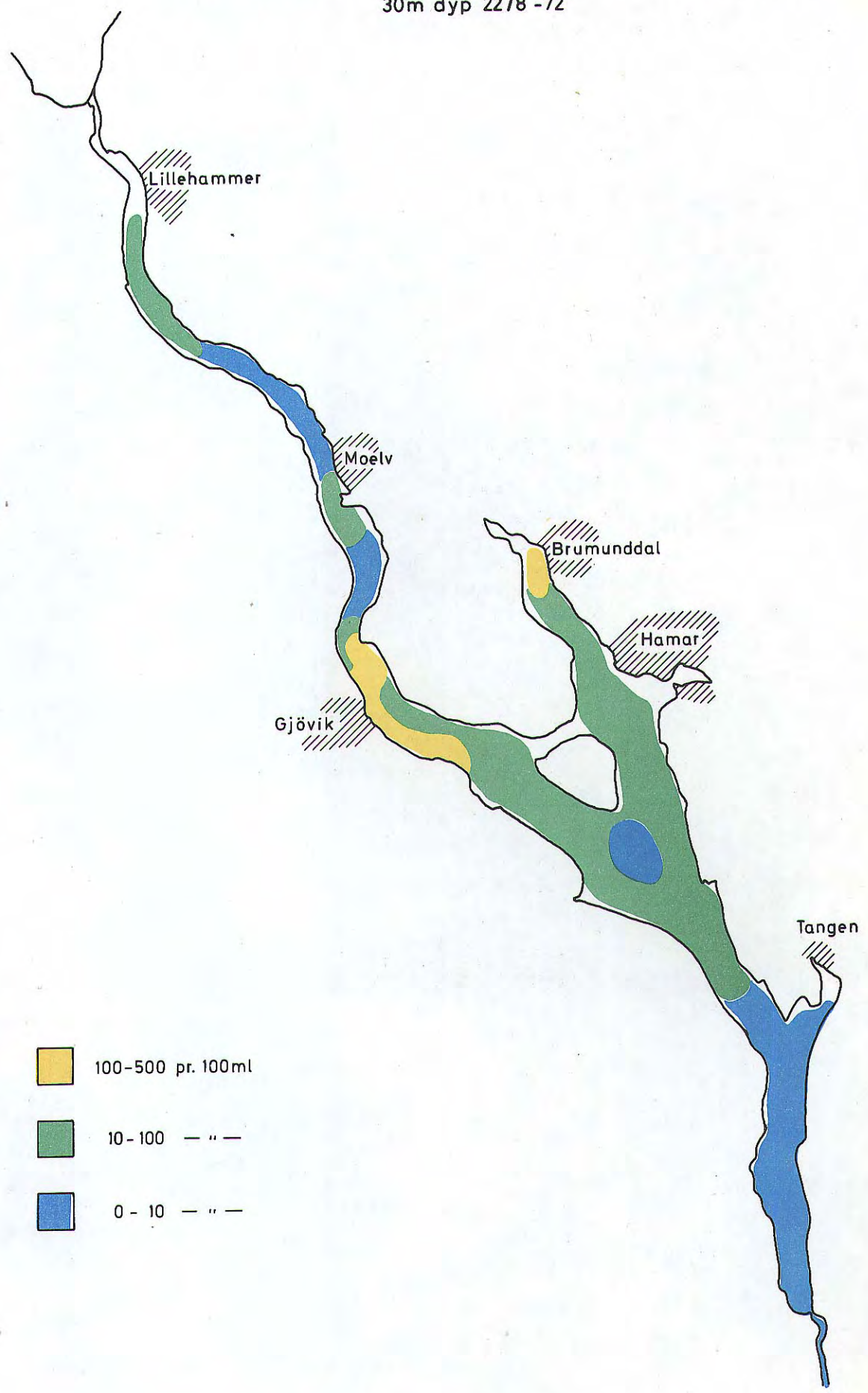


Fig.32

Situasjonsbilde av antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøsa på

0,5m dyp 22/8 -72

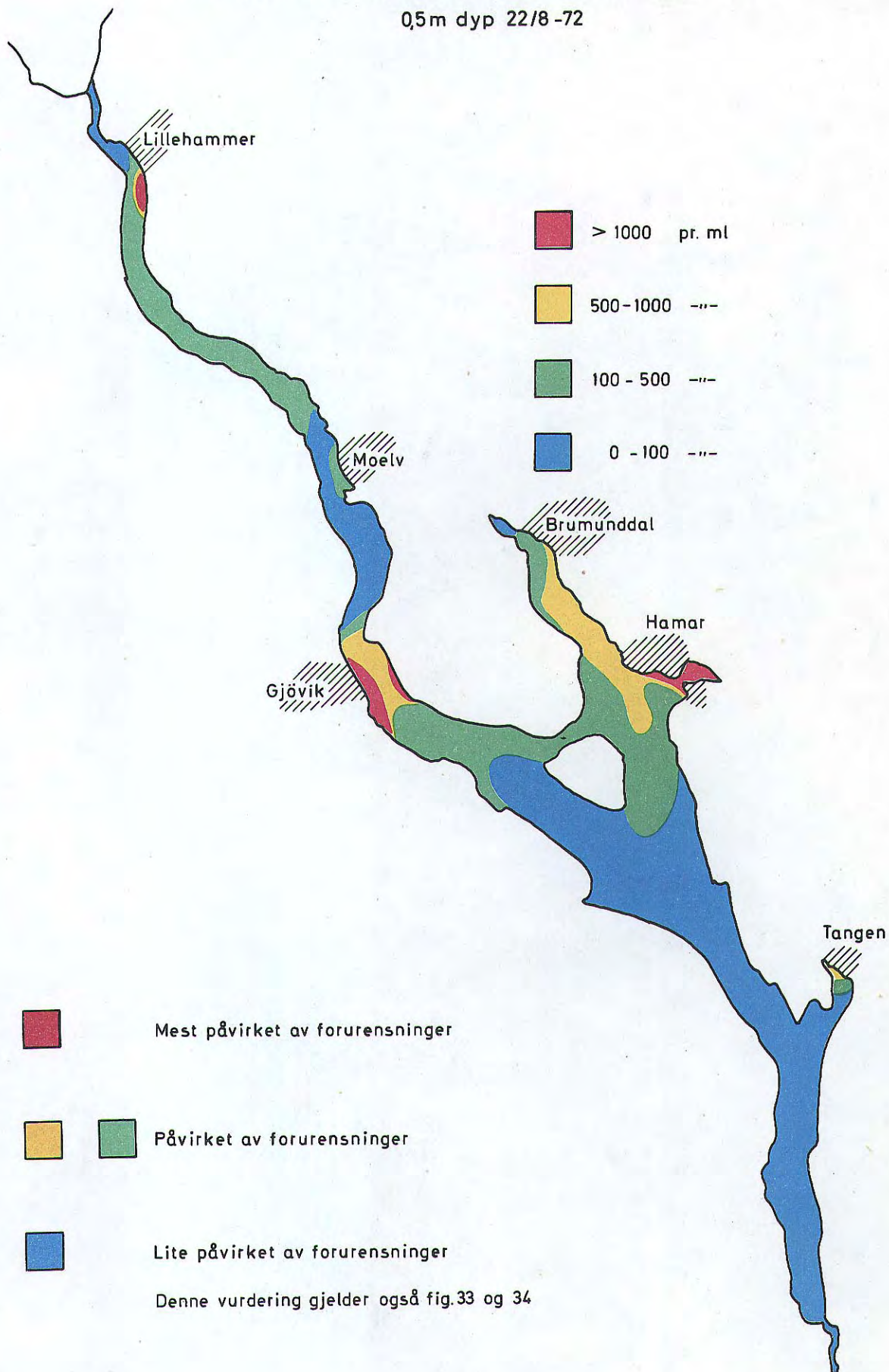


Fig.33

Situasjonsbilde av antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøsa på
15-20 m dyp (sprangsjikt) 22/8-72

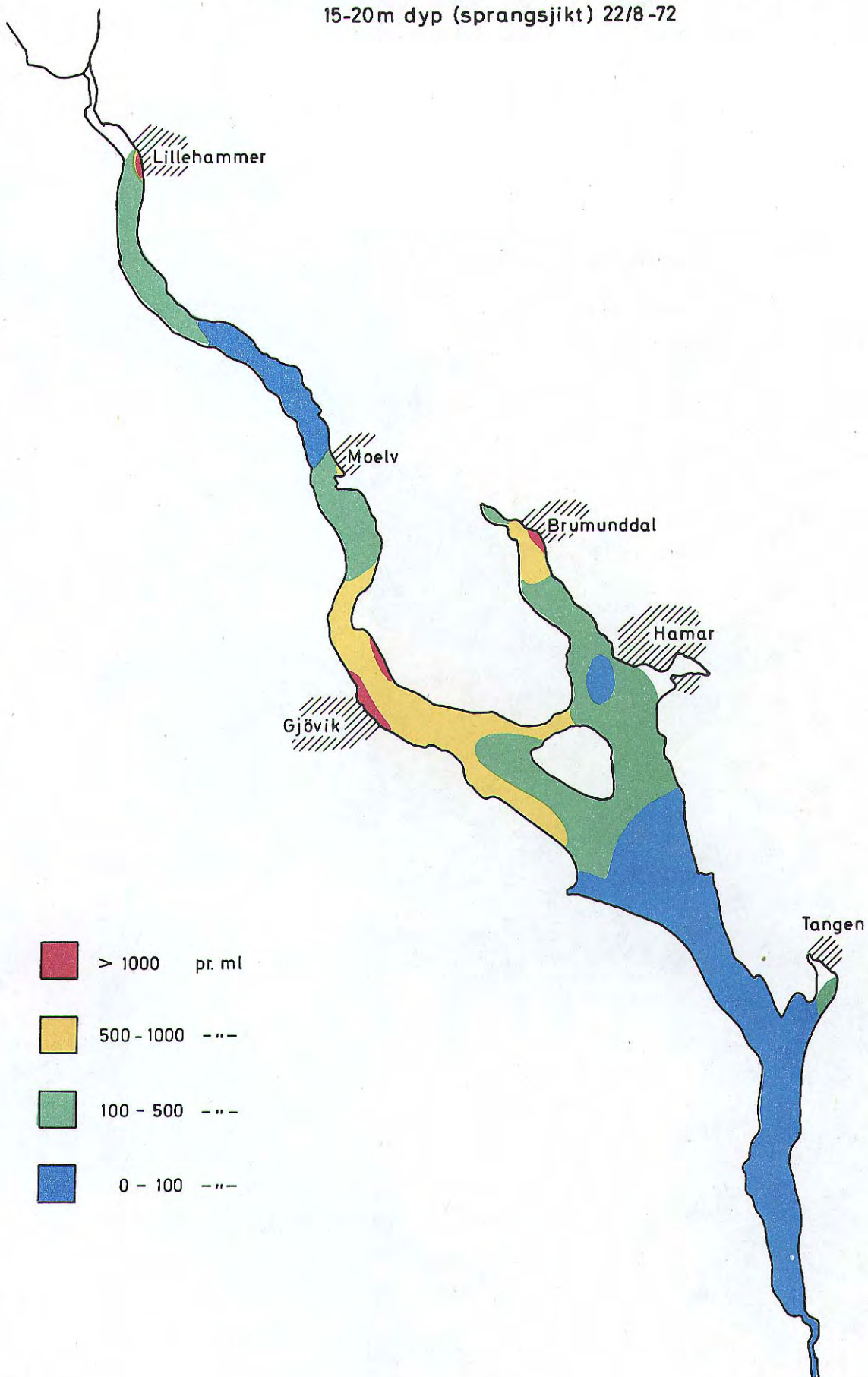


Fig. 34

Situasjonsbilde av antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøsa på
30m dyp 22/8-72

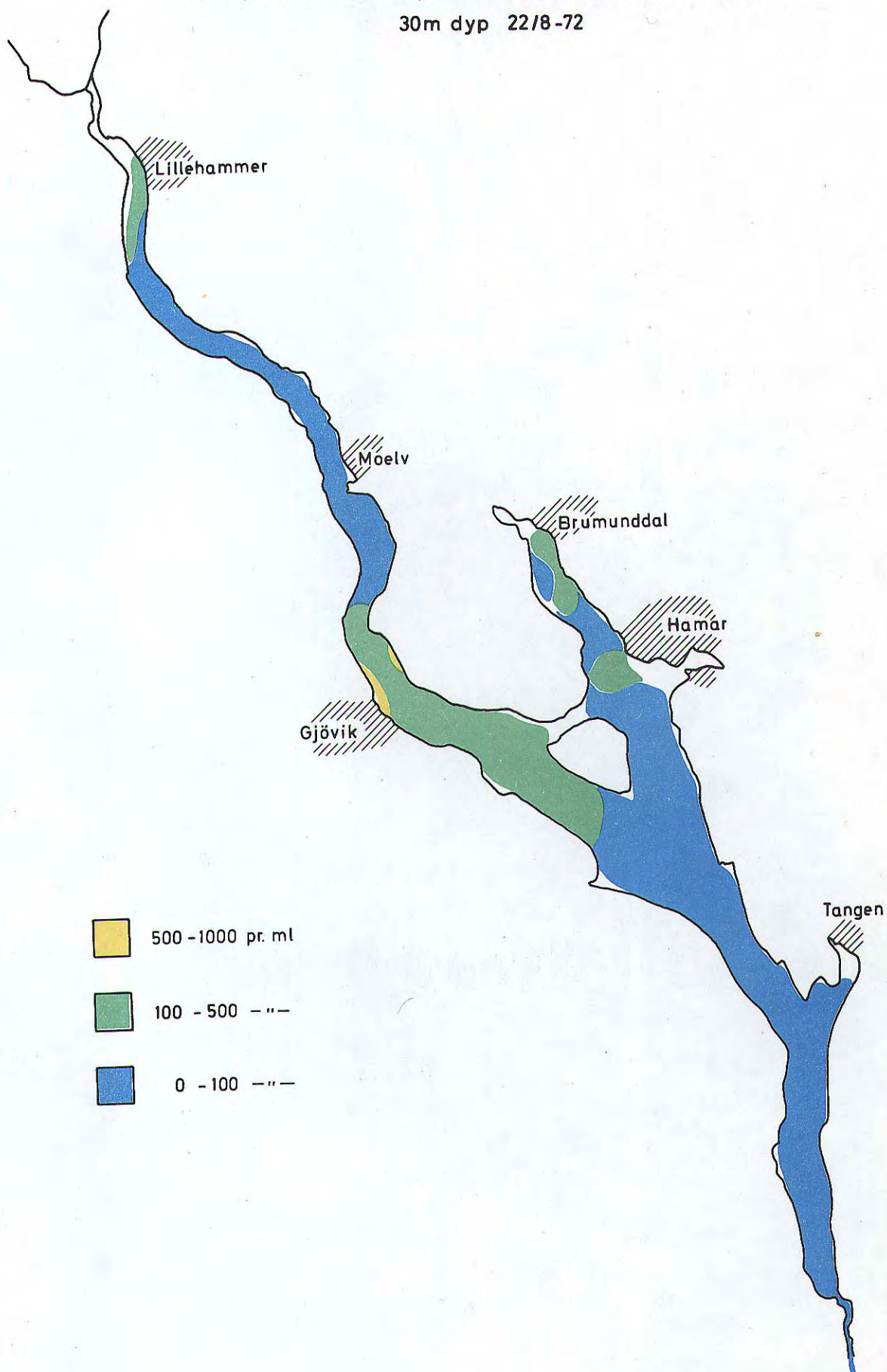


Fig.35
Situasjonsbilde av vannets innhold av organisk stoff i Mjøsa
på 0,5m dyp 22/8 -72

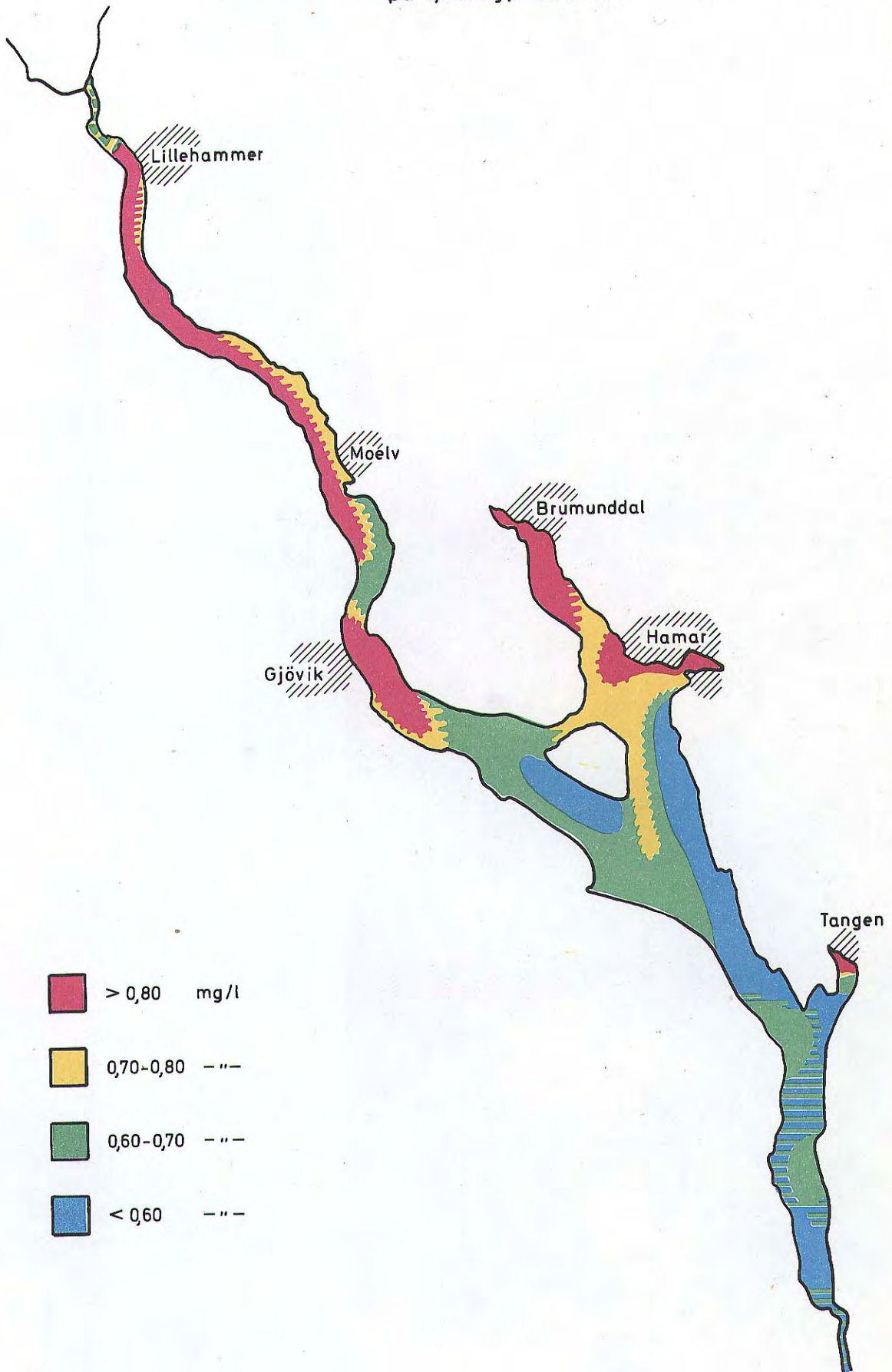
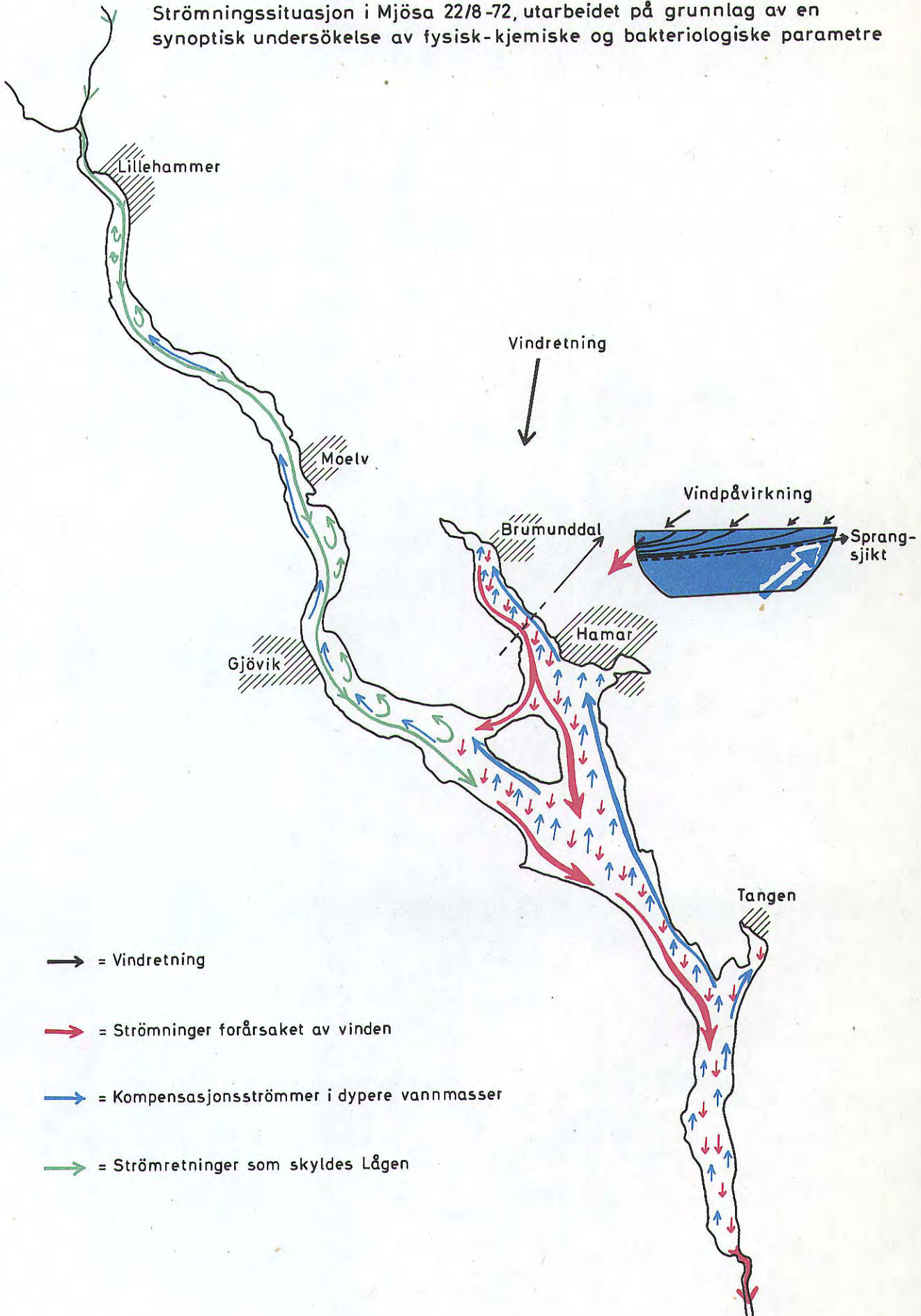


Fig. 36

Strömningssituasjon i Mjøsa 22/8-72, utarbeidet på grunnlag av en synoptisk undersøkelse av fysisk-kjemiske og bakteriologiske parametre



1. Lillehammer og betydelige områder syd for Lillehammer.
2. Moelven, mer lokalt begrenset.
3. Betydelige områder omkring Gjøvik, særlig sydlig utbredelse.
4. Hele Furnesfjorden og betydelige områder syd for Hamar.
5. Innerste delen av Tangenviken.

Hele bassenget syd for Tangenlandet og vannlaget like under sprangsjiktet i mindre, lokale områder like nord og syd for Moelv var i liten grad influert av bakterier (coliforme og kimtall).

De øvre lag av Mjøsas hovedbasseng, områdene syd for Helgøya, kan først og fremst betraktes som overgangsområder, dvs. det var en betydelig påvirkning, men noe spesielt høyt bakterieinnhold forekom ikke, og belastningen av lett nedbrytbart materiale var lavt. Dette gjelder også vannlagene fra sprangsjiktet og ned til 30 m i Mjøsa for øvrig, med unntak av områdene ved Gjøvik og Brumunddal der forurensningsbelastningen var spesielt påtakelig, også i de dypere lag (ned til 30 m).

Ved Lillehammer hadde vannet høyt innhold av bakterier, med forekomst av coliforme bakterier først og fremst i overflatesjiktet. Området med spesielt høy belastning var begrenset til det nærmeste byområdet, mens vann med mer moderat bakterieinnhold klart kunne påvises sydover til områdene like nord for Gjøvik.

Spredningsmønsteret er i dette område sterkt avhengig av Lågens innflytelse. Det var en sydgående transport som bl.a. bidrog til hurtig spredning og fortykning i Mjøsas overflatelag. Den nevnte fortykning og selvrensing forårsaket en mer naturlig bakterieforekomst på høyde med Biri.

De høye bakterietall har først og fremst sammenheng med overflateutslipp av lett nedbrytbart organisk materiale og tarmbakterier fra boligkloakk, næringsmiddelindustri og treforedlingsindustri i Lillehammer. Avrenning fra boligkloakk og større fjøs syd for Lillehammer kommer til, men i denne sammenheng hadde dette trolig mindre betydning.

I området ved Moelven var påvirkningen mer begrenset, og bare like utenfor Moelvas munning var det spesielt høye kimtall og stor fore-

komst av coliforme bakterier. Her var bakterieinnholdet størst i sprangsjiktområdet, noe som skulle tyde på at tilført lett nedbrytbart organisk stoff først og fremst hopet seg opp her. Den fekale forurensningen var derimot mest fremtredende i overflatesjiktet. Vannlagene under sprangsjiktet var lite påvirket og viste små bakteriemengder. Strømningene forårsaket av Lågen bidrog trolig også her til en hurtig spredning og derved fortykning av organisk materiale og bakterier.

Årsakene til den bakteriologiske belastningen er her først og fremst å finne i utslipp av boligkloakk og avløpsvann fra næringsmiddelindustri, som tilføres Mjøsa via Moelva og som direkte utslipp langs strandkanten.

I områder utenfor Gjøvik var det høyt bakterieinnhold og stor forekomst av coliforme bakterier, noe som indikerer stor tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale og avløpsvann fra boligkloakker.

Spredningen foregikk også her først og fremst i sydlig retning beroende på den sydgående strøm som Lågen forårsaket. Sannsynligvis kan belastningen på Mengsholsiden delvis settes i forbindelse med strømpåvirkningen fra Lågen. Bakevjen førte sannsynligvis til at organisk materiale og bakterier ble ført hit fra Gjøviksiden.

Den høyeste belastningen forelå i sprangsjiktområdet med unntak av områdene like ved Gjøvik og Mengshol, der overflatelagene hadde den høyeste belastningen. Betydelige områder under sprangsjiktet var også tydelig påvirket.

Den store organiske belastningen her var først og fremst forårsaket av utslipp fra treforedlingsindustri, boligkloakk og næringsmiddelindustri som tilføres Mjøsas overflatesjikt på Gjøviksiden, men boligkloakk fra omkringliggende områder hadde sannsynligvis også en viss betydning.

I Furnesfjorden og området utenfor Hamar var også bakterieinnholdet størst i overflatelagene, med unntak for området nærmest Brumunddal der kimtallet var større i sprangsjiktområdet. Her var spredningsmønsteret mer komplisert ved at strømmer forårsaket av vinden hadde stor innflytelse. Ved prøvetakingen var overflatevannet for en stor

del forskjøvet mot vestsiden, mens vannmassene i sprangsjiktområdet delvis var forskjøvet mot overflaten ved østsiden. Ved roligere værforhold ville en ha funnet den mest påtakelige fekale forurensningen i overflatelagene nærmest Hamar og Brumunddal, dvs. Mjøsas østside.

På grunn av de vekslende strømforhold kan man vente høyst forskjellige sprednings- og fordelingsforhold av tilførte forurensninger ved de ulike vær- og vindforhold.

Den bakteriologiske belastningen i dette området kan i første rekke settes i forbindelse med utslipp som tilføres Mjøsas overflatelag fra boligkloakker samt avløpsvann fra næringsmiddelindustri og treforedlingsindustri i Hamarområdet og Brumunddal.

I den indre del av Tangenviken var bakterieinnholdet høyt som følge av utslipp av boligkloakk m.m.

Selv om den foretatte undersøkelse bare gir et meget grovt situasjonsbilde på det tidspunkt undersøkelsen ble utført, fremgår likevel hovedtendensene i Mjøsa når det gjelder de hygieniske forhold samt tilførsel og forekomst av organisk materiale. Ut fra de foreliggende resultater kan en derfor trekke følgende generelle konklusjoner når det gjelder forholdene under sommerstagnasjonen:

1. I størsteparten av Mjøsas overflatelag er det et relativt høyt bakterieinnhold og indikasjon på fekal forurensning.
2. En betydelig del av overflatelagene er sterkt forurenset og kan betraktes som hygienisk utilfredsstillende (åpenbar risiko for forekomst av sykdomsfremkallende tarmbakterier og tarmvirus).
3. De dypere vannlag (under sprangsjiktet) er mindre påvirket, men også her er betydelige områder berørt.
4. Den fekale påvirkningen berører først og fremst de øvre vannlag, mens den tilførte organiske belastningen er mest påtakelig i sprangsjiktområdet.

5. Vannets innhold av coliforme bakterier og totalkim er størst utenfor byene og de større tettsteder, dvs. utenfor steder der store forurensningsmengder mer eller mindre direkte slippes ut i Mjøsas overflatelag.
6. Selv om det foreløpig ikke foreligger noen nøyaktige oppgaver, må man regne med at treforedlingsindustrien bidrar med den største tilførsel av organisk materiale. Industriutslippene ved Gjøvik er spesielt markerte.
7. Den spredte bebyggelsen og mindre tettbebygde områder synes å ha liten innflytelse på de bakteriologiske forhold i Mjøsa.

9. DETALJUNDERSØKELSER I FLAGSTADELVA OG FINSÅHLBEKKEN

9.1 Klassifisering av forurensningssituasjonen i vassdrag

De undersøkte elvestrekninger er inndelt i fire hovedklasser ut fra den forurensningssituasjon som forelå ved den aktuelle befaring. For at denne inndeling skal få en så praktisk betydning som mulig, er vurderingen gjort med spesiell tanke på livs- og produksjonsmulighetene for i første rekke mjøsørret, mjøsharr og bekkeørret.

Fysisk-kjemiske analyseresultater, prøver av bunnorganismer samt fiskeundersøkelser ligger til grunn for bedømmelsen.

De klasser som stilles opp og deres betydning fremgår av følgende:

Klasse I omfatter områder uten merkbar forurensning. Floraen og faunaen er sammensatt av arter og i mengdeforhold som er naturlig for miljøet og næringsgrunnlaget i området. Oksygeninnholdet er høyt i vannet så vel som i bunnmaterialet. Reproduksjons- og livsvilkår for laksefisker er brukbare til gode.

Klasse I-II, Overgangssone. Forholdene er somnevnt under klasse I, men med noe rikere næringsgrunnlag for fisk. Dette har sin årsak i bl.a. tilførsel av næringsalter fra jordbruksaktivitet og koakkvann fra spredt bebyggelse.

Klasse II omfatter områder med en viss grad av forurensningspåvirkning. Påvirkningen har ført til økning av vekst- og dyreliv (eutrofiering), uten noen større forandring av fauna- og florasammensetningen. I direkte sammenheng med utslippspunktene kan det være en del heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Vannets oksygeninnhold er som regel godt såvel i bunnsjiktet som i vannmassene. Påvirkningen er positiv når det gjelder næringsgrunnlaget for fiskeproduksjonen. Imidlertid kommer en del av de komponenter som er tilført vassdraget, før eller senere til Mjøsa. Reproduksjons- og livsvilkårene for laksefisk er gode.

Klasse II-III, Overgangssone. Påvirkningen er som for klasse II, men innslaget av heterotrof begroing er mer påfallende, dvs. større belastning av lett nedbrytbart organisk stoff foreligger.

Klasse III omfatter områder med klar påvirkning og betydelig innslag av heterotrofe organismer (sopp, bakterier, protozoer). Vannmassene er markert påvirket av bakterier (tarmbakterier fra boligkloakk og gjødselkjellere). Oksygeninnholdet i bunnslaget er til visse tider sterkt redusert. Fauna- og florasammensetningen er artsmessig forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter, og individbestanden av hver art er som oftest stor. Laksefisk kan oppholde seg i området, men gytemulighetene er begrenset, og dette gjelder spesielt for mjøsørret og bekkeørret (roggen har lang utviklingstid).

Klasse III - IV, Overgangssone. Påvirkningen er som for klasse III, men den organiske belastningen medfører periodevis oksygenbrist med hydrogensulfidproduksjon i vannmassene. Av og til kan oksygeninnholdet i vannet bli så lavt at fisk ikke kan leve der. Ikke gytemuligheter for laksefisk.

Klasse IV indikerer sterkt forurensede områder hvor forråtnelsesprosesser dominerer. Oksygenmangel med hydrogensulfid (H_2S) og jernsulfid (FeS) i bunnslammet. Selv i de frie vannmasser er oksygeninnholdet påtakelig redusert, og i visse perioder kan det være total oksygenmangel. I vannet er det masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp og protozoer. I områder med stor tilførsel av boligkloakk og utsig fra dyrestaller o.l. er det dessuten et høyt innhold av tarmbakterier. Faunaen består av et fåtall spesielt hardføre arter som ofte opptrer i

stort individantall. Gytemulighetene for laksefisk er helt ødelagt og fisk kan bare oppholde seg i området ved høy vannføring eller når påvirkningen av annen årsak (sesongbetont utslipp) er mindre.

Områder med alvorlige skadevirkninger på grunn av eutrofiering (kraftige pH- og oksygenvingninger) samt der skadevirkning av toksiske utslipp foreligger, hører også med til denne klasse. Områder med toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker i det røde feltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag varierer med både vannføring og årstid. Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv temmelig små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning i Mjøsvassdraget sesongbetont, og her kan spesielt silo-, halmlutings- og potetindustriaktiviteten nevnes. Vassdrag kan f.eks. under silosetongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under hele resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander.

Det kreves meget omfattende undersøkelser på helårsbasis og helst gjennom flere år for at man skal kunne få et fullstendig bilde av forurensningssituasjonen og dens virkninger i et vassdrag. Det har ikke vært mulig å utføre så nøyaktige undersøkelser i dette tilfelle. Selv om det fremlagte materialet bare er å betrakte som et situasjonsbilde, gir det likevel en generell oversikt over problemene i de undersøkte vassdrag.

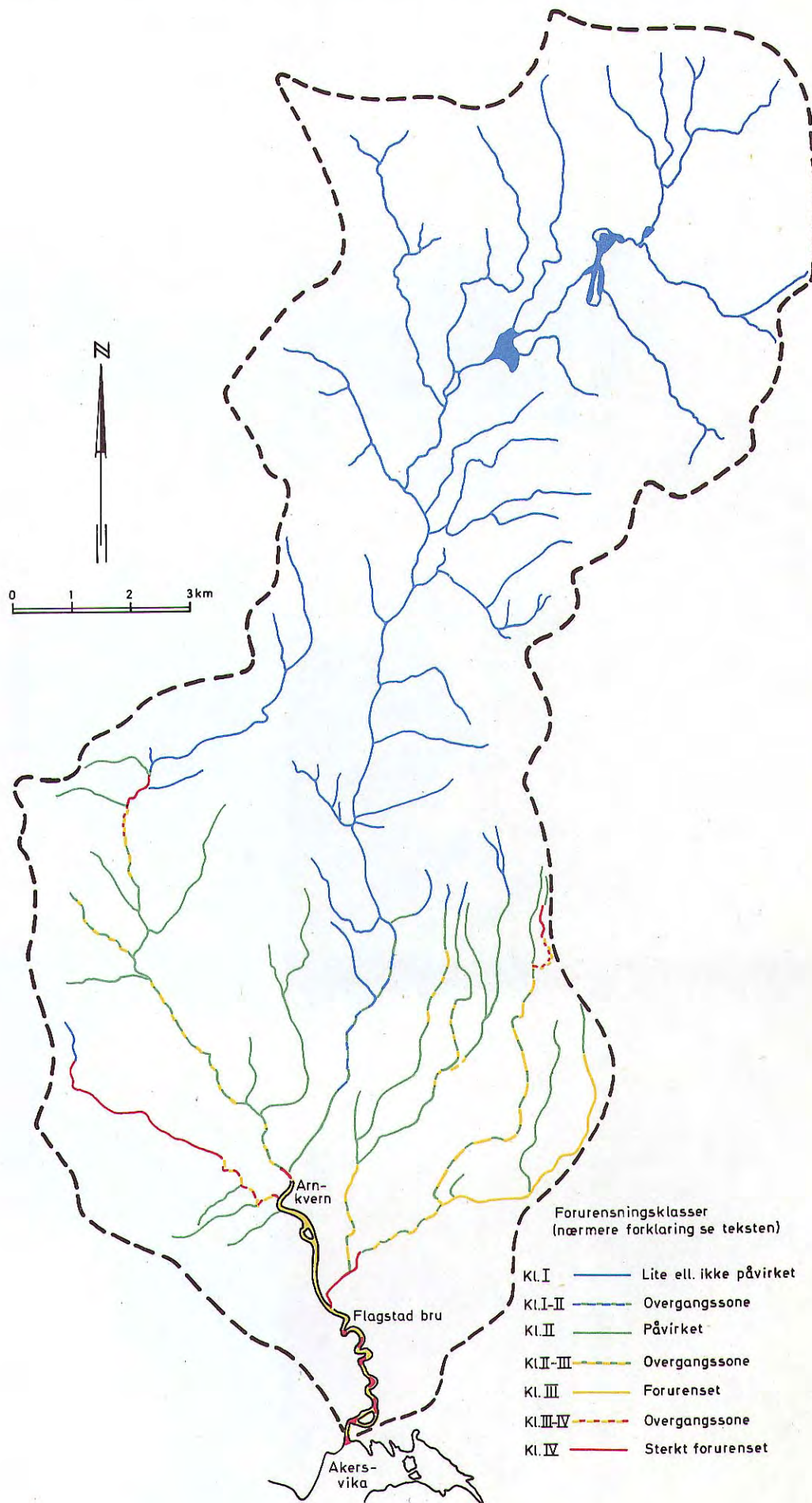
9.2 Resultater og kommentarer

9.2.1 Flagstadelva

Forurensningssituasjonen under befaringen fremgår av figur 37. Den øvre del av elven er helt upåvirket av direkte forurensningstilførsler. Fra naturens side er likevel elven her sterkt påvirket av organisk materiale i form av humus og humussyrer fra de store myrområder som her foreligger. Denne påvirkning medfører at pH (surhetsgraden) er

Fig.37

Forurensningssituasjonen i Flagstadelva i slutten av september 1972



lav samt at vannet er kraftig brunfarget. Forsurningen av nedbøren har ført til at pH-verdiene til enkelte tider (spesielt snøsmeltingsperioden) blir så lav at reproduksjonsmulighetene for bekkeørret og også for den ørret som finnes i innsjøene, er blitt redusert og i visse bekkestrekninger helt umuliggjort. Dette gjelder også for bunndyrene som nå forekommer med lavt individtall. Ved sin sure karakter er området å betrakte som spesielt lavproduktivt med dårlig tilvekst av fisk. Ørreten innen området er derfor som oftest småfallen selv om unntak fins (Kveåssjøen og Nybusjøen).

Humusbelastningen fra dette område gjør seg gjeldende på hele elvestrekningen ned til utløpet i Akersvika.

Nedre del av elvesystemet viser en annen karakter. Her er de geologiske forholdene anderledes, og bl.a. bidrar kalkforekomsten her til å øke saltinnholdet og bufferkapasiteten i vannet. Dette medfører at vannet blir mer alkalisk og at humuspåvirkningen i hovedåren blir mindre markert. Vidre bidrar den menneskelige aktivitet i området vesentlig til å høyne både saltinnhold og næringsinnhold i vannet. I de områder hvor forurensningsbelastningen ikke er så stor at alvorlige skadevirkninger foreligger, har næringstilgangen og reproduksjonsmulighetene for fisken blitt vesentlig større. På enkelte elve- eller bekkestrekninger har forurensningssituasjonen medført alvorlige skadevirkninger på laksefiskenes reproduksjon og livsbetingelse. Visse bekkestrekninger er nærmest å bedømme som åpne kloakkgrøfter. Dette gjelder spesielt bekken som renner forbi Nydal, samt deler av de mindre bekker som renner øst for hovedåren. Nedre del av hovedåren er dessuten sterkt forurenset.

Da nettopp de nedre delene av elven er spesielt viktige gyte- og oppvekstområder for den mjøsørret og mjøsharr som benytter Flagstad-elva som reproduksjonsområde, er den foreliggende situasjonen utilfredsstillende. I tillegg til hovedåren er Vesleelva en meget viktig reproduksjonslokalitet spesielt for mjøsørret. På den strekningen av Vesleelva som mjøsørreten benytter, har forurensningssituasjonen medført et rikt dyreliv og på den måten skapt et godt næringsgrunnlag for fisken. En ytterligere forurensningsbelastning vil endre dette forhold.

Selv om betydelige deler av Flagstadelva er godt egnet som reproduksjonslokalitet for både harr og ørret, er det av stor betydning å forbedre disse forhold ytterligere. I alle fall må ikke elvens nedre deler samt Akersvika bli så påvirket at gytefisken og de utvandrende unger blir hindret i å passere disse områdene.

Den mer lokale forurensningssituasjon i de mindre bekkene berører ikke direkte mjøsørreten og mjøsharren, men i første rekke de lokale bestander av bekkeørret. Utslippene her kan føre til indirekte påvirkning (bl.a. næringssalttilførsel) av de øvrige vassdrag.

Den gruppe forurensningskilder som medfører de største ulempene er:

1. Samlet utslipp av boligkloakk (sykehus, aldershjem, skoler, boligområder osv.). Eksempel på dette er f.eks. bekken som renner forbi Nydal, visse strekninger av bekken øst for hovedåren samt nederste delen av hovedåren.
2. Gålås søppelfylling berører nederste delen av Vesleelva samt hovedåren nedstrøms samløpet av elvene. Forurensningssituasjonen fyllingen skaper er blitt behandlet i særskilt dokument (notat av 12/1-1973). Her skal bare nevnes at forurensninger fra slike fyllinger er spesielt alvorlige, idet man kan frykte for utsig av tungmetaller, biocider og olje.
3. Destruksjonsanlegget og "grisefabrikken" på Imerslund. Her er forurensningssituasjonen i nedre delen av bekken (Tomterbekken) som tjener som resipient, høyst utilfredsstillende. Ved siden av den skadevirkning som oppstår i selve bekken, er det til sine tider sjenerende luktulempen for dem som bor langs de berørte områder. I tillegg til bekken påvirkes hovedåren nedstrøms samløpet.
4. Silopress-saft. På det tidspunkt befaringen foregikk var slik påvirkning ubetydelig, men spor av tidligere påvirkning forelå, og det er all grunn til å frykte for at påvirkningen tidligere i sesongen hadde vært betydelig, spesielt i visse deler av bekkene øst for hovedåren.

5. Utsig fra gjødselkjellere i samband med større besetninger (først og fremst griser).

Den galvanotekniske bedrift hvis avløp er tilknyttet det kommunale avløpet fra Solvang/Smedby skal også nevnes, da man herfra kan regne med utslipp av toksiske stoffer. Utslipet berører den nederste delen av elven. Tidligere har det forekommet omfattende fiskedød i dette område, trolig forårsaket av utslipp fra ovenfor nevnte bedrift.

For mer detaljert informasjon henvises til Mjøsrapport for 1971 der en utførlig kartlegging av de ulike forurensningsavløp i Flagstadelva samt generell beskrivelse av såvel nedbørfelt og dets geologi som vannets kjemiske sammensetning foreligger.

9.2.2 Finsahlbekken

Forurensningssituasjonen på det tidspunkt befaringen foregikk fremgår av fig. 38.

I motsetning til Flagstadelva, er også de øvre deler av denne elv direkte påvirket av forurensningsutslipp. Prøvefiskeresultatene tyder på at så godt som hele bekkesystemet til visse tider er belastet med forurensninger som kan ha alvorlige konsekvenser for fiskebestanden. Den mjøsørretstamme (fisk av størrelsesorden 0,5 - 2 kg) som før benyttet bekkens nedre deler som reproduksjonslokalitet, er ifølge muntlige opplysninger utdødd for lenge siden.

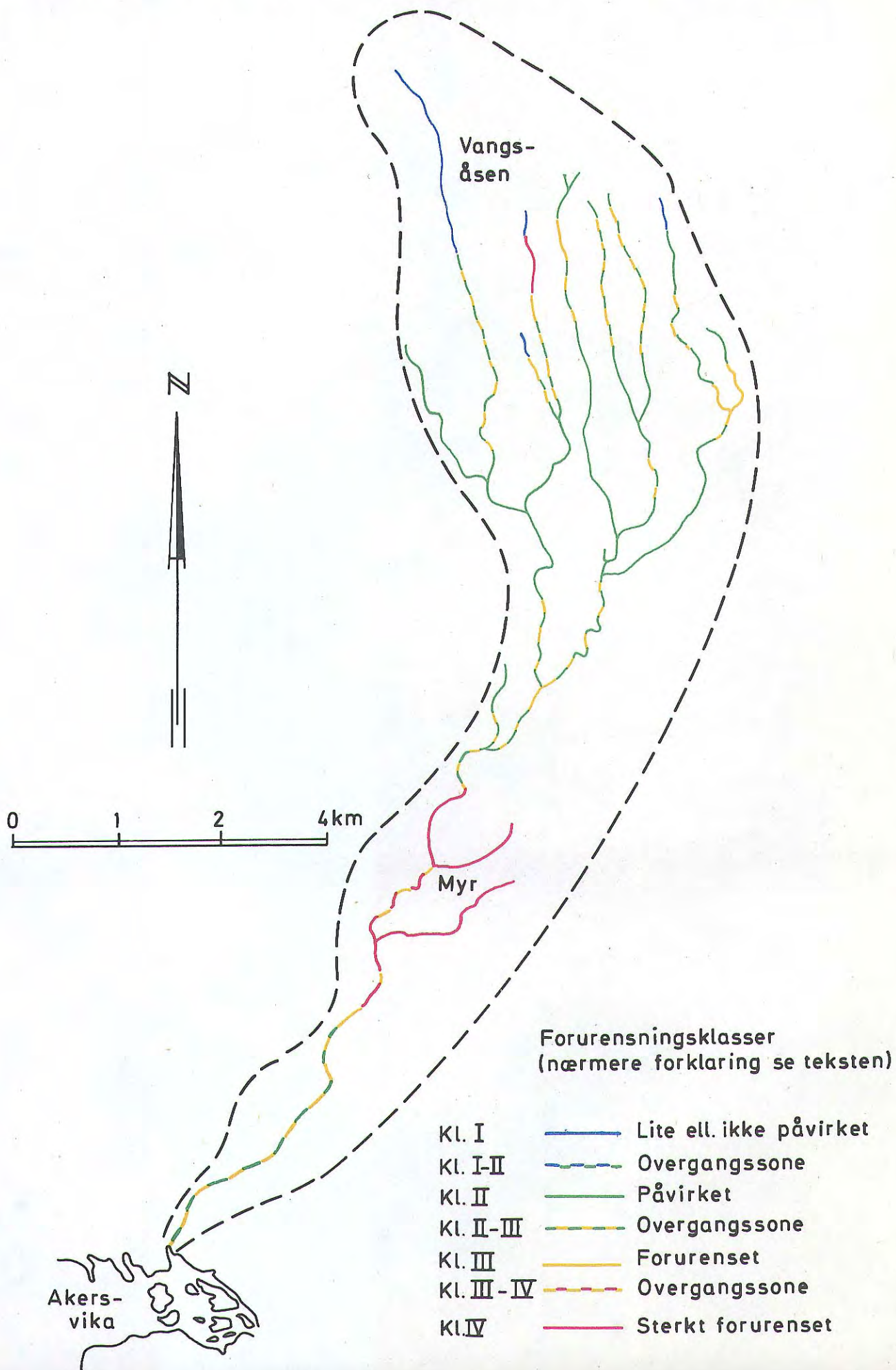
Bekkeørretstammen er også på det nærmeste utryddet. Den nedre delen fra Rogstad til bekkens munning i Akersvika er fremdeles en viktig reproduksjonslokalitet for mjøsharr.

Hovedårsaken til den foreliggende situasjon i Finsahlbekken er forurensning fra:

1. Boligkloakk (spesielt i bekkens øvre partier).
2. Utsig fra gjødselkjellere der det er større besetninger (spesielt gris).

Fig. 38

Forurensningssituasjonen i Finsahlbekken i slutten av september 1972



3. Press-saft fra silo. Denne forurensning er særlig alvorlig i bekkens mellomste deler, og kanskje den forurensning som forårsaker den største skadevirkning i Finsahlbekken.

Her skal også nevnes at den nedre delen av bekkedalføret (leiet) mer eller mindre benyttes som søppelplass for avfall fra boligområder, hager o.l.

Mer detaljerte oppgaver om nedbørfeltet, forurensningsutslipp, vannets kjemiske sammensetning samt de fiskeribiologiske forholdene vil bli gitt i en senere rapport.

10. SAMMENFATTENDE DISKUSJON

10.1 Oversikt over arealfordeling og befolkning

Tabell 11. Arealfordeling og befolkning i Mjøsas nedbørfelt (Mjøsas nærområder = strandområdene mellom de største tilløp).

	Mjøsas totale nedbørfelt	Mjøsas lokale nedbørfelt	Mjøsas nærområder
Nedbørfelt km ²	16420	4960	878
% uprod. område og vann	74	42	7
% skog	20	43	64
% dyrket mark	6	15	29
Antall mennesker	ca. 190000	ca. 150000	ca. 83000
Antall pr. km ²	12	30	95
Antall tilknyttet felles avløpssystem	ca. 95000	" 80000	ca. 55000

10.2 Mjøsas forurensningskilder

En viktig oppgave i forbindelse med Mjøsprosjektet er å kartlegge forurensningskildene og samtidig vurdere deres innbyrdes betydning for Mjøsas forurensningssituasjon. Dette arbeidet er i gang, og for industriens og boligområdenes vedkommende vil det bli søkt gjennomført i løpet av 1973. Kartleggingen av de mer diffuse forurensninger

fra jordbruket, må nødvendigvis strekke seg over et lengre tidsrom, idet det på dette felt er nødvendig med langtekkelige undersøkelser. Arbeidet vil bli utført i nær kontakt og i samarbeid med Norges landbrukshøgskole.

Det foreliggende observasjonsmateriale er mangelfullt, og det er derfor vanskelig å foreta eksakte beregninger av størrelsen av de forskjellige typer forurensningskilder. Tallstørrelsene som er angitt nedenfor, er bare ment å være av foreløpig og orienterende art og må ikke betraktes eller brukes som eksakte verdier. Plantenæringsstoffer, fosfor- og nitrogenforbindelser, har størst betydning for Mjøsas forurensningstilstand, og av disse er det fosforforbindelsene som antas å være minimumsfaktor for algevekst i Mjøsa. For å få en foreløpig forståelse av betydningen av de forskjellige forurensningskilder er derfor fosfortilførsler brukt som eksempel.

10.2.1 Kommunalt avløpsvann

Resultatene av de undersøkelser som foreligger fra inn- og utland angående kloakkvannets innhold av gjødselstoffer er varierende (oppgitte fosformengder varierer fra 2-4 gram pr. person pr. døgn). Dette er sikkert avhengig av flere ting, bl.a. forbruk av vaskemidler samt vaskemidlenes innhold av fosfater. Her i landet regner man med at kloakkvannet har et fosforinnhold tilsvarende 2,9 g fosfor - P pr. person og døgn og 12 g nitrogen - N pr. person og døgn (av fosforet stammer ca. 2,0 g fra klosett og ca. 0,9 g fra vaskerom, bad, kjøkken. Det siste tall varierer sterkt, avhengig av hvor mye og hva slags vaskemiddel som brukes)^x. Ved å anvende disse verdier blir nærings-salttilførslene til Mjøsa via direkte utslipp av kommunalt avløpsvann følgende:

	<u>Tonn/år</u>	
	Total nitrogen	Total fosfor
Direkte utslipp i Mjøsa (ca. 55.000 personer)	240	60
Direkte utslipp i de nærmeste tilløp (ca. 25.000 personer)	110	25
Antatt utslipp i Lågen oppstrøms Fåberg (ca. 15.000 personer)	70	15
Tilsammen ca.	<u>420</u>	<u>100</u>

x) Statens institutt for forbruksforskning og vareundersøkelser: Vaskemidler som Miljøproblem. Bekkestua 1972.

Ved siden av dette må man regne med en betydelig tilførsel av avløpsvann fra spredt bebyggelse til bekker og grunnvannsforekomster o.l.

Foruten at kloakkvannet bidrar med tilførsler av plantenæringsstoffer, representerer det et stort risikomoment med hensyn til vannets innhold av sykdomsfremkallende bakterier og virus.

10.2.2 Industrielt avløpsvann

Industriavløpene er ennå ikke systematisk kartlagt. Arbeidet er imidlertid i gang, og i løpet av 1973 vil dette registreringsarbeidet være gjennomført.

Industrigren eller -type er selvsagt avgjørende for hvilke forureningsstoffer som slippes ut. Generelt sett representerer industrien utslipp av organisk stoff såvel som plantenæringsstoffer og giftstoffer. Når det gjelder tilførsel av plantenæringsstoffer synes potetmelindustrien å ha stor betydning, men visse bedrifter som driver med overflatebehandling av metaller kan ha store utslipp av bl.a. fosforforbindelser.

De foreløpige beregninger ut fra opplysninger om industriproduksjon viser at minst 70 tonn fosfor (P) tilføres Mjøsa fra industribedrifter årlig.

10.2.3 Avrenning fra jordbruks-, skogbruks- og lite produktive områder

Jordbrukets bidrag til forureningsbelastningen av Mjøsa lar seg vanskelig beregne. Undersøkelser av dreinsvann fra jordbruksområder både i Norge og i utlandet har vist at transporten av nitrogenforbindelser fra slike områder kan være stor, mens fosfortransporten er relativt liten. Dette har sammenheng med at nitrogenforbindelser bindes lite til partiklene i jord og derfor lett lar seg vaske ut. Fosforforbindelsene blir derimot i vesentlig grad holdt tilbake i jordsmonnet. Allikevel synes de foreløpige observasjonsresultater fra typiske "jordbruksbekker" i Mjøsområdet å tyde på periodevis høye konsentrasjoner av fosforforbindelser. Konsentrasjonene varierer sterkt med årstidene (sesongvariasjoner), med nedbørforholdene og med aktivitetsrutiner innenfor jordbruksnæringen. De høye fosforverdier må sees i sammenheng med

den aktuelle gjødslingsrutine (f.eks. gjødsling på frossen mark), avrenning fra dyrestaller og utette gjødselkjellere, jordarealenes topografi, jordsmonnet, jorderosjon, avrenning fra silo og halmlutingsanlegg o.l.

Det foreliggende observasjonsmateriale er ennå for lite til å angi pålitelige verdier for transporten av plantenæringsstoffer fra jordbruksområder. I forståelse med forskere fra Norges landbrukshøgskole har vi foreløpig anslått fosforavrenningen fra dyrket mark til ca. 20 kg/km² år. I tillegg kommer tilførsler som skyldes siloer, utette gjødselkjellere osv. Silosaften er for hele Mjøsområdet beregnet å representere 22 tonn fosfor P/år. Det er imidlertid vanskelig å anslå hvor mye av denne som umiddelbart når vassdragene, idet avrenningen fra siloer til dels kan bli ført rett ut i vassdraget, til dels i mindre bekker og til dels i grunnen.

Middeltransporten av fosfor fra skogområder er i samsvar med oppgaver fra Sverige (dosent N. Brink) antatt å være ca. 6,4 kg fosfor/km² og år.^x

På bakgrunn av et relativt stort observasjonsmateriale fra bl.a. Jotunheimen, Filefjell og andre fjellområder i Sør-Norge, er den midlere årstransport av fosfor fra lite produktive områder i Mjøsas nedbørfelt anslått å være av størrelsesorden 6 kg/km² og år.

Fosfortransport til Mjøsa som skyldes avrenning fra nedbørfeltet, blir ifølge disse avrenningstall:

Avrenning fra uproduktive områder		
11.565 km ² a 6 kg/km ² , år	=	ca. 70 tonn/år
Avrenning fra skogområder		
3.380 km ² a 6,4 kg/km ² , år	=	" 22 " "
Avrenning fra jordbruksområder		
1.000 km ² a 20 kg/km ² , år	=	<u>" 20 " "</u>
Tilsammen		<u>ca. 112 tonn/år</u>

x) Nils Brink, Arne Gustafson: Kväve och fosfor från skog, åker och bebyggelse. Lantbrukshögskolan. Institutionen för markvetenskap. Vattenvård Nr. 1. Uppsala 1970.

Dessuten må en regne med betydelig diffus tilførsel av fosfor som skyldes overflateavrenning fra tettsteder, kloakkavrenning fra spredt bebyggelse, siloavrenning, avrenning fra dyrestaller osv. Det er umulig på det nåværende tidspunkt å ha noen sikker formening om størrelsesorden av denne transport. Anslagsvis kan man foreløpig sette den til ca. 50 tonn pr. år fra hele feltet.

10.2.4 Foreløpig fosforbudsjett for Mjøsa

På bakgrunn av de beregninger og antakelser som er foretatt ovenfor, vil den totale fosfortransport til Mjøsa bli omtrent følgende:

1. Tilførsel fra lite produktive områder	ca. 70 tonn/år
2. Tilførsel fra skogområder (avrundet)	" 20 " "
3. Tilførsel fra jordbruksområder	" 20 " "
4. Diffuse tilførsler (anslagsvis)	" 50 " "
5. Tilførsel via kloakkvann	" 100 " "
6. Tilførsel via industrielt avløpsvann	" 70 " "
Tilsammen	<u>ca. 330 tonn/år</u>

Alle tall er beheftet med stor grad av usikkerhet, og oppgaven må derfor betraktes å være av orienterende karakter. Registreringsarbeidet er som nevnt i gang, og mer nøyaktige oppgaver vil bli utarbeidet senere.

10.3. Undersøkelse av tilløpselver til Mjøsa

Det er nå opprettet stasjoner for registrering av vannføring og innsamling av kjemisk prøvemateriale i 14 tilløp, samt fra utløpet. Disse tallene kan imidlertid ikke brukes fullt ut før vannføringsmålerne blir justert.

Foreløpig er derfor materialet for lite og mangelfullt til nøyaktig beregning av materialtransporten til og fra Mjøsa. For å få en viss forståelse av relasjonene mellom de forskjellige elvers bidrag til stofftransporten, er produktet av middelkonsentrasjonen og middelvannføringen i de nevnte 14 tilløp satt opp. I de tilløp hvor stoffkonsentrasjonene er forholdsvis konstante (lite forurensede elver) vil resultatet bli noenlunde nøyaktig, men i tilløp hvor konsentrasjonene

varierer sterkt med f.eks. sesongbetonte utslipp, er resultatene forbundet med høy grad av usikkerhet (alle tall angir tonn pr. år).

	Tørrstoff	Tonn pr. år Nitrogen (N)	Fosfor (P)
Lågen	14860	1380	90
Hunnselv	7860	680	45
Lenaelv	900	490	33
Svartelv	600	240	17
Flagstadelv	130	90	4
De øvrige større tilløp	1540	420	15
Tilsammen	<u>25890</u>	<u>3300</u>	<u>204</u>
Vorma (utløp)	<u>21000</u>	<u>3900</u>	<u>116</u>

Nedenfor er det gjort forsøk på å beregne fosfortransporten til Mjøsa på grunnlag av det foreliggende observasjonsmateriale. Verdiene for de forskjellige vassdrag er fremkommet som produktet mellom middelkonsentrasjon og middelvannføring. Beregningen er utført på grunnlag av et lite materiale og resultatene må bare betraktes som foreløpige:

1. Tilførsel via Lågen	ca. 90 tonn/år
2. Tilførsel via Lenaelv, Hunnsvelv, Flagstadelv og Svartelv	" 100 " "
3. Tilførsel via de øvrige større tilløp	" 15 " "
4. Tilførsel via kommunalt avløpsvann fra nærområdene (55000 personer) direkte utsl.	" 60 " "
5. Tilførsel via industriavløp fra nærområder	" 36 " "
6. Tilførsel fra jordbruksarealer i næromr.	" 5 " "
7. Tilførsel fra avrenning fra skog i næromr.	" 4 " "
8. Tilførsel via diffus avrenning fra nærområder, anslagsvis	" 30 " "
Tilsammen	<u>ca. 340 tonn/år</u>

Denne beregningsmåte gir altså en fosfortransport til Mjøsa av samme størrelsesorden som resultatet av de mer teoretiske beregninger. Selv om det til begge beregningsmåter knytter seg betydelige usikkerhetsmomenter, gir den gode overensstemmelse en viss trygghet for at både totaltransporten og transporten fra de forskjellige kilder så noenlunde er slik som de to overslagene ovenfor viser.

10.4 Forurensningssituasjonen i Mjøsa

1. Generelt sett øker konsentrasjonene av en rekke salter, også plantenæringsstoffer, fra nord mot syd i Mjøsa. Videre er det under stagnasjonsperiodene en viss økning av konsentrasjonene mot dypet.
2. Oksygenmetningen i dyplagene av Mjøsas hovedbasseng varierer mellom 75 og 90%. Det er antydning til avtakende verdier mot dypet. Resultatene synes å tyde på at oksygenforbruket i dyplagene er noe større nå enn tidligere. Dette kan ha sammenheng med forurensningstilførsler og produksjon av organisk materiale i selve innsjøen (alger) og må derfor betraktes som et tegn på at innsjøen er inne i en rask eutrofiutvikling. I overflatelagene er oksygenmetningen høyest, til dels overmetning, under produksjonsperioden om sommeren.
3. Under produksjonsperioden om sommeren er pH- og fargeverdiene betydelig høyere og verdiene for ortofosfater, nitrater og silisium betydelig lavere i overflatelagene enn i dyplagene. Dette har sammenheng med planktonproduksjonen og er dels en effekt av denne - dels har den også sammenheng med Lågens innvirkning på Mjøsas overflatevannmasser. Middelkonsentrasjonen av ortofosfater er i dag i Mjøsas hovedvannmasser 4 - 5 µg fosfor/l, mens den i lite produktive innsjøer på Østlandet, f.eks. Femunden er <2 µg fosfor/l.
4. Vind, strøm og dynamiske forhold er avgjørende for bl.a. planteplanktonets variasjonsmønster i Mjøsa. På forsommeren 1972 stimulerte temperaturforholdene og næringssalttilførselen en sterk oppblomstring av planktonalger (særlig kiselalger) i områdene utenfor Hamar og i Furnesfjorden. Etter hvert som overflatevannets temperatur økte, ble planteplanktonproduksjonen mer markert også i de øvrige deler av Mjøsa. Det synes å være typisk for Mjøsa at algeproduksjonen starter og er mest markert utenfor byene og tettstedene - noe som i vesentlig grad må ha sammenheng med at tilgangen på næringssalter er størst i disse områder.

5. De foreløpige undersøkelsesresultater synes å tyde på at dyreplanktonforekomstene i Mjøsa i noen grad har skiftet karakter siden århundreskiftet. Materialet synes å tyde på at en rekke dyreplanktonarter er nykommere i Mjøsa siden 1900 - andre arter synes å ha forsvunnet. I hvilken grad dette har sammenheng med endringer i det økologiske system p.g.a. forurensninger, er vanskelig å ha noen formening om ennå, men resultatene synes å tyde på at det i den senere tid er kommet til arter som indikerer en sterkere grad av forurensning nå enn tidligere.

6. De foreløpige undersøkelsesresultatene viser at vannets innhold av coliforme bakterier og totalkim er høyt i Mjøsas overflatelag (0 - 30 m). Særlig gjelder dette områdene utenfor byer og tettsteder som Hamar, Gjøvik, Lillehammer, Moelv, Brumunddal m.fl. Forholdene i disse områder (0 - 30 m) synes å være lite tilfredsstillende for drikkevannsforsyninger, og selv i rekreasjonsmessig sammenheng (bading) synes forholdene til sine tider å være betenkelige. Dette er imidlertid spørsmål som helsemyndighetene må ta standpunkt til.

10.5 Den praktiske betydning av strømforholdene i Mjøsa

I den nordlige del av Mjøsa (Lillehammer - Gjøvikområdet) er strømforholdene i vesentlig grad preget av Lågenvannets gjennomstrømmende effekt, men vindbetingede strømmer har også en viss betydning. Lågenvannet strømmer inn i og blander seg med Mjøsas vannmasser i de dyp hvor elvevannets og innsjøvannets temperatur er omtrent den samme. Sommer og vinter foregår gjennomstrømmingen i overflatelagene og kan da betinge betydelige strømhastigheter.

I Mjøsas hovedområde er det først og fremst vindbetingede strømmer og strømmer forårsaket av indre bølger som dominerer det dynamiske bilde. Disse forhold medfører store og hurtige forflytninger av vannmasser fra et område til et annet. Eventuelle forurensningskomponenter kan derved i løpet av kort tid bli spredd over store områder. Bevegelsene er klart merkbare ned til 60-70 meter. Det er viktig å ta hensyn til dette ved benyttelse av Mjøsa som drikkevannskilde, som resipient for avløpsvann, i rekreasjonssammenheng o.l.

Drikkevannsinteressene lar seg ikke forene med resipientinteressene. Generelt bør drikkevannsinntak henlegges i dyplagene av Mjøsas hovedvannmasser langt fra forurensningsutslipp. Allikevel er det nødvendig å ta hensyn til den lokale strømretning og strømstyrke ved bestemmelse av inntakssted og dyp.

På grunn av at drikkevannsinntak bør plasseres i dyplagene og også av andre årsaker, bør utslipp av avløpsvann (etter fullverdig rensing) skje i de øvre vannlag - 10-20 m. Valg av utslippssteder bør forøvrig være i samsvar med de lokale strømforhold og øvrige bruksinteresser som knytter seg til området.

Nærmere lokalisering av drikkevannsinntak og utslippssteder for avløpsvann for byer og tettsteder bør avgjøres i forståelse med helsemyndighetene og de stedlige eller kommunale tekniske myndigheter.

10.6 Forurensningssituasjonen i tilløpselvene til Mjøsa

Av de større tilløp til Mjøsa er først og fremst Hunnselva, Lenaelva, Svartelva og Flagstadelva sterkest utsatt for forurensningspåvirkning, men forurensningssymptomene er til sine tider meget alvorlige også når det gjelder mange av de øvrige tilløp. Fra alle større tilløp samles det inn kjemiske prøver minst en gang pr. måned. Høsten 1972 ble det foretatt en befarings langs Flagstadelva og Finsahlbekken som munner ut i Akersvika ved Hamar, med innsamling av fysisk-kjemisk og biologisk materiale fra en rekke stasjoner. Slike befaringer vil etter hvert også bli utført i flere av de andre større tilløp.

De følgende uttalelser må derfor bare betraktes som foreløpige:

Hunnselva nedstrøms Raufoss benyttes i utstrakt grad som resipient for industrielt og kommunalt avløpsvann samt avrenningsvann fra jordbruksområder. Elven tilføres alle typer forurensningsstoffer - organisk materiale, gjødselstoffer og tungmetaller (giftstoffer). Elvebunnen er på lange strekninger dekket av et belegg med heterotrofe organismsamfunn (sopp og bakterier). De kjemiske forhold er varierende - pH varierer således i området 3 - 7. Den nevnte elvestrekning

er i sin nåværende tilstand ødelagt med tanke på andre bruksinteresser, f.eks. som gyte- og oppvekstområde for fisk, for bading og rekreasjon osv. Elven er en av de vesentligste bidragsytere av forurensninger til Mjøsa.

Lenaelva tilføres store mengder kloakkvann og industrielt avløpsvann, særlig avrenningsvann fra potetmelindustri i høstsesongen. Elven drenerer i vesentlig grad jordbruksområder, og jordbruksvirksomheten må ansees å ha en stor betydning for elvens forurensningstilstand. Dette skyldes tilførsler av silopress-saft, avløp fra utette gjødselkjellere, overflateavrenning osv. Erosjonsmateriale fra jordbruksområder har antakelig stor betydning for elvens vannkvalitet. Det er grunn til å anta at forurensningssituasjonen er sterkt sjenerende når det gjelder gyte- og oppvekstmuligheter for fisk. De øvrige bruksinteresser er også sterkt skadelidende. Elven er en vesentlig bidragsyter av forurensninger til Mjøsa.

Svartelva er sterkt forurenset først og fremst av kloakkvann og avrenningsvann fra jordbruksområder og jordbruksaktiviteter - siloer, halmlutingsanlegg, utette gjødselkjellere osv. Dessuten er elven belastet med industrielt avløpsvann. I hvilken grad de forskjellige bruksinteresser er skadelidende p.g.a. forurensningssituasjonen, vil bli diskutert senere når forholdene er bedre undersøkt. Elven er en vesentlig bidragsyter av forurensninger til Mjøsa.

Forholdene i Flagstadelvas nedre deler er utilfredsstillende, og reproduksjonsmulighetene for bl.a. mjøsørret og mjøsharr er sterkt nedsatt. Imidlertid kan forholdene bedres betraktelig hvis utslippet fra Gålås søppelfylling, større dyrestaller og siloaktivitet stoppes eller reduseres, samt at elven avlastes som resipient for urensset avløpsvann. Det er viktig at det blir gjort tiltak for å mestre forurensningssituasjonen i Akersvika slik at inn- og utvandrende fisk kan passere denne uhindret.

Finsahlbekken er sterkt forurenset av kloakkvann, siloavløp, avløp fra gjødselkjellere og jordbruksforurensning for øvrig. Hvis det lykkes å få disse forurensningstilførsler under kontroll, kan Finsahlbekken atter bli brukbar som reproduksjons- og oppvekstområde for såvel mjøsørret som mjøsharr og bekkeørret. Det er viktig at forholdene i Akers-

vika blir bedret og lagt slik til rette at gytefisken og utvandrende fiskeunger kan nå bekken så vel som Mjøsa.

I mange av de andre tilløp som f.eks. Vikselva, Moelva, Gausa, Brumunda, Vismunda m.fl., kan forurensningssituasjonen til sine tider være betenkelig både når det gjelder de generelle bruksinteresser og for gyte- og oppvekstmulighetene for fisk. Ellers vil forholdene i disse tilløp bli omtalt senere når observasjonsmaterialet blir mer fullstendig.

Gudbrandsdalslågen er også markert forurenset og på sine steder er det en sterk begroing langs elvebunnen. Videre har elven av og til stor transport av partikulært forurensningsmateriale.

I hvilken grad de nåværende reguleringstiltak i Lågens nedbørfelt har betydning for elvens forurensningssituasjon er det vanskelig å ha noen formening om. Det foreligger nå planer om betydelige vassdragsreguleringer i Jotunheimen. Dette vil bl.a. medføre endrede vannføringsforhold, endrede forhold med hensyn til materialtransport m.m. Dette kan få stor betydning for Mjøsas forurensningssituasjon og bør derfor vies tilbørlig oppmerksomhet med hensyn til undersøkelser og vurderinger.

Ved siden av disse større tilløp er det en rekke mindre bekker som munner ut i Mjøsa eller dens tilløp, hvor forurensningssituasjonen er uholdbar. Dette gjelder først og fremst bekker som brukes som resipient for kloakkvann og/eller avløp fra forsiloer e.l. Vannets innhold av bl.a. plantenæringsstoffer i slike bekker er meget høyt, og tilsammen utgjør de et vesentlig bidrag av forurensningstilførsler til Mjøsa. Rent lokalt kan bekkenes forurensningssituasjon være et betydelig problem, i hvertfall i sommerhalvåret.

10.7 Iverksettelse av tiltak mot forurensningstilførslene til Mjøsa

Som nevnt tidligere er det tre typer forurensningskilder som har betydning for Mjøsas forurensningssituasjon, nemlig kommunalt avløpsvann, industrielt avløpsvann og forurensningstilførsler som skyldes jordbruksvirkosomheter i området.

Forurensningssituasjonen i Mjøsa med tilløp er i dag sterkt sjenerende for mange bruksinteresser i og omkring innsjøen og dens avløp.

Det er grunn til å regne med at innsjøen med den nåværende belastning raskt kan utvikle seg mot tilstander som vil være meget uheldige både for den praktiske bruk av selve vannforekomsten og elvesystemet nedstrøms denne, og for innsjøens og elvenes betydning som del av landskapet.

Skal det lykkes å hindre eller sinke utviklingen innsjøen nå er inne i, er det viktig at det umiddelbart blir tatt skritt for begrensning av tilførsler av forurensninger.

10.7.1 Kommunalt avløpsvann

På bakgrunn av at eutrofiutviklingen er det største problem når det gjelder Mjøsas forurensningssituasjon, må tekniske renseanlegg og andre tiltak først og fremst ta sikte på å hindre at plantenæringsstoffer når innsjøen. Imidlertid vil også tilførsler av organisk materiale ha betydning, særlig med hensyn til innsjøens oksygeninnhold i dyplagene.

Dette innebærer at alle kloakkrenseanlegg av en viss størrelse, hvorfra avløpsvannet skal føres direkte ut i Mjøsa eller dens nærmeste tilløp, bør være av den biologisk-kjemiske type.

Det forutsettes at alle nye typer ledninger legges etter separatsystemet, og at gammelt kombinert ledningsnett blir planmessig utskiftet. Inntil man har ledningsnett i god stand, må man regne med stor tilførsel av vann til renseanleggene ved regnperioder og snøsmelting. Slike forhold sammen med driftsvanskeligheter i selve renseanlegget kan medføre at utilstrekkelig rensset vann passerer forbi eller gjennom anlegget. Det er derfor sterkt ønskelig at man plasserer renseanlegg på steder hvor det er tilstrekkelige arealer for anlegg av bassenger eller dammer som kan motta utilstrekkelig rensset vann, og hvorfra dette kan tas inn i renseanlegget når tilrenningen igjen er redusert. Hvis ikke disse tiltak blir utført, må man ved dimensjoneringen av renseanlegget bruke slike sikkerhetsfaktorer at utslipp av utilstrekkelig rensset avløpsvann kan bringes til et minimum.

Det ville videre være en fordel hvis man i tilknytning til renseanleggene hadde en serie damanlegg som det rensede avløpsvannet kunne passere før det ble ført ut i hovedresipienten. Ved siden av at man i slike damanlegg kunne oppnå ytterligere fjerning av forurensningsstoffer, ville man også på denne måten kunne følge med i hvilken effekt renseanlegget til enhver tid har på forholdene i resipienten.

Det er viktig at man tar tilstrekkelig hensyn til slamproblemene både når det gjelder bygging av slambehandlingsanlegg, deponeringsmåter og -områder.

Utviklingen på det rensetekniske område vil medføre at mer avanserte rensemetoder kan komme til å bli praktisk brukbare innen forholdsvis kort tid. De større tettsteder ved Mjøsa bør ha den beste rensing av sitt avløpsvann som til enhver tid er praktisk og økonomisk mulig. Renseanleggene må derfor planlegges slik at tilbygg av ytterligere trinn kan skje.

For mindre tettbebyggelser og administrasjonssentra må man benytte seg av mindre biologiske anlegg, f.eks. prefabrikerte, og etter resipientforholdene vurdere et kjemisk trinn eller simultanfelling.

I enkelte tilfeller hvor forholdene ligger til rette for det, kan det være fordelaktig med infiltrasjonsanlegg - hvor avløpsvannet kan infiltreres i grunnen.

Når det gjelder fellingskjemikalier ved kjemiske anlegg, er det tre valgmuligheter:

1. Jern, som regel jernsulfat
2. Aluminiumsulfat
3. Kalk.

Hittil har jern og aluminiumsalter vært mest anvendt i kjemiske fellingsanlegg. I utlandet er det imidlertid i de senere år bygd flere anlegg som bruker kalk som fellingsmiddel. Ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller ved Lillestrøm er alle tre fellingsmidler tatt i bruk i separate anlegg, og de har alle renseteknisk sett gitt gode resultater. Instituttet har nå fått i oppdrag fra konsulenten for

Hamarregionens renseanlegg å foreta undersøkelser med sikte på å komme frem til det mest hensiktsmessige fellingsmiddel for dette anlegg. En videre diskusjon om valg av fellingsmiddel bør utstå til resultatene fra denne undersøkelse foreligger. I denne sammenheng vil også betydningen de forskjellige kjemikalier eller fellingsmidler kan ha for de biologiske forhold i resipienten bli vurdert og utredet.

10.7.2 Tiltak mot industriutslipp

Fordi sammensetningen av industrielt avløpsvann kan variere meget, er det umulig å gi detaljerte anvisninger på hvordan problemene skal løses. Ikke bare fra bransje til bransje, men selv innen hver bransje varierer sammensetning og mengde av avløpsvann sterkt fra bedrift til bedrift.

Det er tre hovedmåter å bekjempe forurensning fra industrien på:

1. Endring/utskifting av prosesser
2. Resirkulering av vann
3. Installasjon av renseanlegg.

Ved å endre prosessene kan man ofte oppnå at sterkt forurensede stoffer kan erstattes av andre mindre skadelige stoffer. I beste fall kan produksjonen legges om slik at den blir uten utslipp.

Resirkulering av vann medfører ofte en reduksjon av utslippene, idet "avfallsstoffer" bringes tilbake i produksjonen. For enkelte industri typer kan en slik resirkulering bringes så langt at vannsystemet praktisk talt er lukket.

Installasjon av renseanlegg eller eventuelt overføring av avløpsvann til kommunalt renseanlegg kan ofte gi en god løsning av avløpsvannproblemet. Renseanlegget tar imidlertid ofte stoffer ut av avløpsvannet, slik at man får et slam som må deponeres. Det er også nødvendig å finne en forsvarlig måte å kvitte seg med dette slammet på.

Hvilke metoder som er best egnet for å redusere et bestemt utslipp, er det nødvendig å vurdere i hvert enkelt tilfelle. En viktig forutsetning for å kunne gjennomføre effektive tiltak, er kjennskap til

utslippenes mengde og sammensetning. Likeledes er det helt nødvendig å redusere utslippenes volum mest mulig.

Viktige tiltak for hver enkelt bedrift er derfor å redusere vannforbruket og å skaffe seg kunnskap om sine utslipp.

10.7.3 Jordbruksvirksomhet

Jordbruksvirksomhet vil alltid medføre avrenning av komponenter som er lite ønskelige i et vassdragssystem. Men også på denne sektor kan mye gjøres for i vesentlig grad å begrense forurensningstilførsler.

1. Forurensninger som skyldes nedlegging av silofor kan elimineres. Fremgangsmåter for å mestre dette problem arbeides det med innenfor landbrukets egne organisasjoner, og skal ikke kommenteres her. Det er imidlertid viktig at iverksettelse av tiltak blir satt ut i livet snarest.
2. Det er videre nødvendig å arbeide raskt og effektivt for å finne frem til metoder for å begrense skadevirkningene fra halmlutingsanlegg.
3. Gjødelskjellere og oppsamlingsplasser for gjødsel må utbedres slik at man i størst mulig grad unngår ukontrollerbart tilsig fra slike lagringsplasser. Dette gjelder såvel gårdsbruk med dyrestaller som hønserier, grisefarmer o.l.
4. Utkjøring og spredning av gjødsel på frossen mark må unngås. Det synes å være sterkt behov for saklig informasjon som hvilke skadevirkninger uheldig gjødslingsrutine kan medføre. Informasjonstilbudet må imidlertid følges opp med påbud, tiltak og kontroll.
5. Jorderosjon er en betydelig kilde til forurensning fra jordbruket. I hvilken grad skadevirkninger i denne sammenheng kan begrenses, bør bli gjenstand for nærmere undersøkelser og utredninger.

10.8 Søppelfyllplasser

Hittil har det her i landet - også i Mjøsområdet - vært vanlig å henlegge søppel og avfall på fyllplasser som er blitt valgt uten større tanke på forurensningskonsekvensene for vann og vassdrag. Ofte blir samme søppelfylling brukt for henleggelse både av kommunalt og industrielt søppel og avfall samt slam fra septiktanker o.l. Disse søppelfyllinger kan derfor representere betydelige forurensningskilder og usikkerhetsmomenter både når det gjelder organisk stoff, plantenæringsstoffer og giftstoffer. Det er derfor grunn til å vie søppelproblemene betydelig oppmerksomhet. Det bør foretas undersøkelser og arbeides aktivt med å finne fram til destruksjonsmetoder og/eller lagringsplasser som er fordelaktige ut fra vannforurensningssynspunkt.

10.9 Mjøsas forurensningstilstand. Generelle betraktninger

Det foreliggende observasjonsmateriale fra Mjøsa er foreløpig lite og på flere områder (zooplankton, bunnfauna, litoralvegetasjon) mangelfullt. Likevel foreligger det en del observasjoner som tyder på at innsjøen befinner seg i en relativt langt fremskreden eutrofieringssituasjon:

1. I de senere år har det i sommerhalvåret vært betydelig oppblomstring av alger over hele Mjøsa. Strandområdene er sterkt begrodd med fastsittende alger.
2. Planktonproduksjonen er årsak til et høyt innhold av organisk og partikulært materiale (tørrstoff). Til sine tider er tørrstoffinnholdet større enn 3 mg/l i overflatelagene om sommeren. I utpregede eutrofierte innsjøer her i landet (Gjersjøen - Kolbotnvatn) er tørrstoffinnholdet normalt 6 - 7 mg/l i overflatelagene om sommeren. I oligotrofe eller næringsfattige innsjøer er tørrstoffinnholdet normalt <0,2 mg/l.
3. Dyreplanktonet har en annen sammensetning nå enn ved århundreskiftet. Enkelte arter er forsvunnet, mens andre arter er kommet til. Dette kan ha sammenheng med en økning i forurensningsbelastningen.
4. Nedbryting av organisk materiale (tilført og event. produsert i innsjøen) medfører oksygenvinn i dyplagene. I lokale områder av

Mjøsa, som f.eks. syd for Lillehammer (Lillehammer - Moelv) samt innerst i Furnesfjorden er dette forbruk meget markert i de bunn-
nære vannmasser vinterstid.

5. I overflatelagene har Mjøsa et høyt innhold av bakterier - både coliforme bakterier og totalkim.
6. Middelverdien for vannets innhold av ortofosfater og total nitrogen er i Mjøsa henholdsvis ca. 5 µg P/l, og ca. 400 µg N/l. Tilsvarende verdier for lite produktive innsjøer på Østlandet er <2 µg P/l og ca. 150 µg N/l.
7. Den årlige fosfortilførselen tilsvarer en fosforbelastning på 1 gram P/m² innsjøoverflate. Ifølge Wollenweider^x er en vannforekomst sterkt truet av en hurtig eutrofiutvikling hvis den årlige fosforbelastning tilsvarer 0,2 - 0,5 g P/m² innsjøoverflate. Innsjøens dybde og morfologi spiller imidlertid en betydelig rolle i denne sammenheng.

PÅ BAKGRUNN AV DET FORELIGGENDE OBSERVASJONSMATERIALE MÅ HOVEDKONKLUSJONEN BLI AT MJØSA SYNES Å VÆRE KOMMET TIL ET PUNKT DA EUTROFITILSTANDEN KAN GRIPE OM SEG MED AKSELERERENDE TEMPO. FOR Å KUNNE STOPPE ELLER SINKE EN SLIK UTVIKLING BØR DET UMIDDELBART OG PÅ BRED FRONT ARBEIDES AKTIVT FOR Å HINDRE TILFØRSLER AV FORURENSNING TIL INNSJØEN.

x) Vollenweider, Richard A.: Scientific fundamentals of the eutrofication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrofication. OECD-rapport 1968.