

O-79079

Vurdering av forurensningssituasjonen
og virkninger av eventuelle vassdragsreguleringer i

Jotunheimen

Blindern 26. mars 1980

Saksbehandler: Cand.real. **Hans Holtan**
Medforfatter: Fil.kand. **Gösta Kjellberg**
Cand.real. **Pål Brettum**
Cand.real. **Torolv Tjomsland**

Instituttssjef **Kjell Baalsrud**

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-79079
Undernummer:
Løpenummer: 1200
Begrenset distribusjon:


Rapportens tittel: Gudbrandsdalslågen og Mjøsa Resipientvurderinger i forbindelse med reguleringsinngrep i Jotunheimen.	Dato: April 1980
	Prosjektnummer: 0-79079
Forfatter(e): Hans Holtan Gøsta Kjellberg Pål Brettum Torulv Tjomsland	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver: Statskraftverkene Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: På bakgrunn av de senere års undersøkelsesresultater fra Gudbrandsdalsvassdraget og Mjøsa, er virkninger på vassdragssystemet av eventuelle reguleringsinngrep i Jotunheimen diskutert. Forurensningssituasjonen og algeveksten i Mjøsa er fortsatt lite tilfredsstillende. Høy vannføring i Gudbrandsdalslågen med flere flomtopper på for- og høysommer demper i betydelig grad algeveksten i Mjøsa. En reduksjon av elvens transport av erosjonsmateriale (breslam) vil også være uheldig med hensyn til produksjon av planktonalger. For at årsrytmen i restvannføringen (minstevannføringen) i de øvre deler av vassdraget skal bli så naturlig som mulig, vil det være sterkt ønskelig at enkelte sidevassdrag kan holdes utenfor reguleringen.

4 emneord, norske:
1. Gudbrandsdalsvassdraget og Mjøsa
2. Reguleringsvirkninger
3. Eutrofiering
4. Minstevannføring

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0264-1

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
1. INNLEDNING	13
2. PRESENTASJON AV REGULERINGSPLANER	15
2.1 Full utbygging av Jotunheimen	15
2.2 Jotunheimutbyggingen. 1. byggetrinn - plan av mars 1978	17
3. SAMMENFATTENDE KONKLUSJON OG TILRÅDNINGER	19
4. GUDBRANDSDALSVASSDRAGET OG MJØSA. KORT OPPSUMMERING AV NATURFORHOLD OG KULTURAKTIVITETER	21
5. UNDERSØKELSES- OG OBSERVASJONSMATERIALE FRA OTTA OG GUDBRANDSDALSLÅGEN	23
5.1 Fysiske forhold	23
5.1.1 Klima	23
5.1.2 Vannføringer	23
5.1.3 Temperatur og isforhold	26
5.2 Fysisk-kjemiske forhold	27
5.2.1 Prøvetakingssteder, prøvetakingsfre- kvens og analyseparametre	27
5.2.2 Resultater	29
5.2.3 Kommentarer til de fysisk-kjemiske resultater	29
5.2.3.1 Temperatur	29
5.2.3.2 Generelle fysisk-kjemiske forhold	32
5.2.3.3 Næringssalter	35
5.2.3.4 Silisium	40
5.2.3.5 Tungmetall	40
5.2.4 Biologiske forhold	41
5.2.5 Diskusjon	41
6. VURDERING AV REGULERINGSVIRKNINGER I OTTA-VASSDRAGET	43
6.1 Restvannføring - generelle betraktninger	43
6.2 Øvre Otta	45
6.2.1 Tora og Føysa uregulert	47
6.2.2 Otta ved Grotli	49
6.2.3 Glitra - Blankåi	49

Innholdsfortegnelse fortsatt	Side:
6.2.4 Rauddalsvatn - Framrusti	50
6.2.5 Liavatn - Ostri - Tundra	50
6.2.6 Skjøli	51
6.2.7 Endringer av Ottavatnets vannkvalitet	51
6.3 Bøvra	51
6.4 Elvestrekningen Otta ved Lalm til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen	55
7. UNDERSØKELSES- OG OBSERVASJONSMATERIALE FRA MJØSA	57
7.1 Innledning	57
7.2 Fysiske forhold	57
7.2.1 Klima	57
7.2.2 Vannbalanse - vannstand	61
7.2.3 Temperatur og strøm	64
7.2.3.1 Temperaturens årssyklus - konveksjonsstrømmer	64
7.2.3.2 Vindstrøm	66
7.2.3.3 Indre bølger	69
7.2.3.4 Utløpseffekter	70
7.2.3.5 Innløp via Lågen	70
7.2.4 Isforhold	73
7.3 Stofftransport	75
7.3.1 Fosfortilførsler - fosforregnskap	75
7.3.2 Nitrogentilførsler - nitrogenregnskap	78
7.3.3 Partikulært materiale (seston)	80
7.4 Fysisk-kjemiske undersøkelser i Mjøsa	81
7.4.1 Oksygen	81
7.4.2 pH (surhetsgrad)	84
7.4.3 Konduktivitet	85
7.4.4 Alkalitet (hydrogenkarbonat)	86
7.4.5 Organisk stoff som kaliumpermanganatforbruk	87
7.4.6 Silisium	88
7.4.7 Nitrogen	90
7.4.8 Fosfor	91
7.5 Hygieniske forhold	95
7.5.1 Generell orientering	95
7.5.2 Bakteriologiske forhold i Mjøsa	98

Innholdsfortegnelse fortsatt,	Side:
7.6 Siktedyp og innsjøens farge	119
7.6.1 Siktedyp	119
7.6.2 Farge	122
7.7 Primærproduksjon	123
7.8 Planteplanktonet i Mjøsa i perioden 1967 - 1979	132
7.9 Total klorofyll <u>a</u>	145
7.10 Hjuldyrplankton (Rotatoria)	146
7.11 Krepserplankton	153
7.12 Bunnfauna	161
7.13 Generelt om fisken og fisket i Mjøsa	171
8. SAMMENFATNING OG DISKUSJON	185
9. KONKRETISERT MÅLSETTING FOR MJØSA	199
10. VURDERING AV REGULERINGSVIRKNINGER PÅ MJØSA	201
10.1 Full utbygging i Jotunheimen	201
10.2 Alternativ: 1. byggetrinn	209
LITTERATURLISTE	211
APPENDIX	213

TABELLFORTEGNELSE

Side:

Tabell

1.	Middelvannføring i m ³ /s i Otta-Gudbrandsdalslågen før og etter full utbygging	15
2.	Middelvannføring i m ³ /s ved enkelte vannføringsstasjoner i Øvre Otta og Bøvra før og etter 1. byggetrinn	18
3.	Mjøsas nedbørfelt - arealfordeling og befolkning	22
4.	Variasjonsområder for en del kjemiske parametre i Otta - Gudbrandsdalslågen - Vorma	28
5.	Vannføring og stofftransport i Otta og Gudbrandsdalslågen	37
6.	Fosfortilførsel til Mjøsa i tidsrommet 1973/1976 - 1979	76
7.	Variasjon i vannføring (mill. m ³ /år) og midlere årlig fosforkonsentrasjon i tilløpene - tilførslene (µg P/l)	77
8.	Nitrogentilførsler til Mjøsa og midlere tilførselskonsentrasjon i tidsrommet 1976-1978, tonn total nitrogen pr. år	79
9.	Balanseregnskap for uorganisk og organisk seston i Mjøsa	80
10.	Variasjonsbredde og middelveier for vannets innhold av oksygen på de forskjellige observasjonsdager i 1979	82
11.	Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann og badevann	98
12.	Produksjonsdata for planteplankton fra Mjøsa 1973-1979 basert på målinger i tidsperioden mai-oktober	129
13.	Primærproduksjonsdata for noen norske innsjøforekomster	130
14.	Gjennomsnittsverdier for algemengde og % blågrønnalger i vekstsesongen mai-oktober årene 1976-1979 ved fire stasjoner i Mjøsa	144
15.	Hjuldyrplankton (Rotatoria) funnet i Mjøsas frie vannmasser i perioden 1972-1976	152
16.	Krepsdyr (Crustacea) funnet i Mjøsas frie vannmasser i perioden 1972-1976	157
17.	Bunndyrgrupper og arter som er påtruffet i Mjøsas profundalsone 1972-1976	169-170

Tabellfortegnelse fortsatt.

Tabell	Side:
18. Årlig fiskeutbytte for Mjøsa fra 1900 til 1916 og i perioden 1970-1976	173
19. Årsvannføring, teoretisk oppholdstid, fosforbelastning, beregnet sommerklorofyll og målt sommerklorofyll	196
20. Forslag til normer for vannkvalitet i Mjøsas hovedvannmasser	200

FIGURFORTEGNELSE

Figur	Side:
1. Jotunheimen. Full utbygging. Plan av 1973	16
2. Jotunheimen. 1. byggetrinn. Plan av 1978	16
3. Månedlig nedbør mai-september	24
4. Avrenningsforhold i Mjøsas nedbørfelt	25
5. Temperatur - Øvre Otta	25
6. Aritmetiske middelveier samt variasjonsbredde for en del fysisk-kjemiske parametre i Otta - Gudbrandsdalslågen - Vorma på observasjonsdagene (74/75 = 1/4-1974 til 31/3-1975)	30
7. Aritmetiske middelveier samt variasjonsbredde for en del fysisk-kjemiske parametre i Otta - Gudbrandsdalslågen - Vorma på observasjonsdagene (74/75 = 1/4-1974 til 31/3-1975)	31
8. Temperaturvariasjoner over året ved Fåberg i Gudbrandsdalslågen, Bøvra, Otta v/Ofossen og Gudbrandsdalslågen v/Sel 1977	32
9. Variasjoner i turbiditetsverdier 1978 i Bøvra, Otta v/Ofossen og Gudbrandsdalslågen v/Sel	33
10. Variasjoner i konduktivitetsverdier 1978 i Bøvra, Otta v/Ofossen og Gudbrandsdalslågen v/Sel	34
11. Variasjoner i pH-verdier 1978 i Otta v/Ofossen, Gudbrandsdalslågen v/Sel og Vorma v/Minnesund	34
12. Månedlig vannføring i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg og Otta v/Lalm. Dagligetransportverdier for total nitrogen ved Fåberg og Otta v/utløp Vågåvatn	35
13. Variasjoner i total nitrogen og nitrater på forskjellige steder i Gudbrandsdalsvassdraget 1979	36
14. Variasjoner i fosforkonsentrasjoner på forskjellige steder i Otta - Gudbrandsdalslågen 1979	38
15. Fosfortransport (tot P) på forskjellige stasjoner i Gudbrandsdalslågen/Otta i 1978	39
16. Variasjoner i silisiumkonsentrasjoner i 1978 i Otta v/utløp Vågåvatn, Gudbrandsdalslågen v/Sel og Gudbrandsdalslågen v/Vinstra	40
17. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under naturlige forhold og etter regulering.	46
18. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under dagens forhold og etter regulering.	46
19. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under naturlige forhold og etter regulering	48

Figurfortegnelse fortsatt.

Figur	Side:
20. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under dagens forhold og etter regulering, ekskl. Tora og Føysa	48
21. Bøvra ved Brustein. Karakteristiske verdier før og etter regulering for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1968-1977	54
22. Elveavsnittet fra Eidefoss i Otta til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen	55
23. Kise meteorologiske stasjon. Månedlige nedbørsverdier	58
24. Kise meteorologiske stasjon. Månedlige middeltemperaturer	58
25. Kise meteorologiske stasjon. Fordeling av soltimer over sommerhalvåret i tidsperioden 1973 (3) til 1979 (9)	58
26. Kise meteorologiske stasjon. Midlere skydekke	59
27. Kise meteorologiske stasjon. Vindmengde	60
28. Vannbalanse 1974	62
29. Flomhydrogram for tilløp og avløp fra Mjøsa under storflommen i 1938	62
30. Vannbalanse i Mjøsa 1973-1979	63
31. Vannstand i Mjøsa i observasjonsperioden og i 1908	63
32. Karakteristiske temperaturprofiler ved ulike årstider	65
33. Temperaturkurver for Mjøsa gjennom en årssyklus	65
34. Beregnede strømhastigheter etter ett døgn med konstant vind	67
35. Vertikale hastigheter i 25 m's nivå	68
36. Bevegelser forårsaket av vindpåvirkning og en påfølgende indre seiche i en hypotetisk to-lagret innsjø hvor friksjonen er neglisjert	69
37. Situasjonsbilde av overflatetemperaturer i Mjøsa 9. august 1972	70
38. 5-dagersmidler for temperaturmålinger på Vingrom, Biri og Bråstad i 1974 (Etter VHL 1978)	71
39. Strømforhold i nordre del av Mjøsa i tiden 29. juni til 16. juli 1973	72
40. Generelle isforhold i Mjøsa	74
41. Årlig fosfortilførsel til Mjøsa via tilløpselver, diffuse tilførsler fra nærområder og punktutslipp	75
42. Årsvariasjon i transport av fosfor til og fra Mjøsa 1976	77

Figurfortegnelse fortsatt.

Figur	Side:
43. Årsvariasjon i transport av nitrogen til og fra Mjøsa 1976	78
44. Årlig nitrogentilførsel til Mjøsa via tilløpselver, diffuse tilførsler fra nærområder og punktutslipp	79
45. Årsvariasjon i transport av uorganisk og organisk seston til og fra Mjøsa i 1976	80
46. Prøvetakingsstasjoner i Mjøsa	81
47. Oksygenmetning i % på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa 1972-1979	83
48. Mjøsa. pH-observasjoner 1979. Blandprøver 0-10 m	84
49. Mjøsa. Konduktivitet, $\mu\text{S}/\text{cm}$ 20°C 1979 Blandprøver 0-10 m	85
50. Mjøsa. Alkalitet, ml HCl/1 1979. Blandprøver 0-10 m	86
51. Mjøsa. Organisk stoff som kaliumpermanganatforbruk i mg O/1 1979. Blandprøver 0-10 m	87
52. Variasjoner i vannets innhold av silisium på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa 1979	88
53. Utvikling av vannets innhold av silisium i Mjøsa. (st. Skreia) under vårsirkulasjonsperioden i tiden 1971-1979	89
54. Variasjoner i konsentrasjoner av total nitrogen og nitrater ($\mu\text{g N}/\text{l}$) i overflatesjiktet (0-10 m) på 3 stasjoner i Mjøsa 1979	90
55. Total nitrogen og nitrater (skravert) på 3 stasjoner i Mjøsa	90
56. Variasjoner i de forskjellige fosforfraksjoner ($\mu\text{g P}/\text{l}$) i overflatesjiktet (0-10 m) i Mjøsa sommeren 1979	92
57. Fosfordeling mot dypet vinter, vår og sommer på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa	93
58. Middelerverdier for total fosfor og orthofosfat av observasjonsserier vinter, vår og sommer i tidsperioden 1971-1979	94
59. Fosforutvikling i Mjøsa (st. Skreia) under vårsirkulasjonsperioden i tidsrommet 1971-1979	94
60. Situasjonsbilde for antall bakterier pr. ml (kimtall) i Mjøsas frie vannmasser 23/5-1978	101
61. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser 23/5-1978	103
62. Situasjonsbilde for forekomst av termostabile coliforme bakterier (44°C) i Mjøsas frie vannmasser 23/5-1978	105

Figurfortegnelse fortsatt.

Figur	Side:
63. Situasjonsbilde for antall bakterier pr. ml (kimtall) i Mjøsas frie vannmasser 22/8-1972 og 1/8-1978	107
64. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser 22/8-1972 og 1/8-1978	109
65. Situasjonsbilde for forekomst av termostabile coliforme (44°C) bakterier i Mjøsas frie vannmasser 22/8-1972 og 1/8-1978	111
66. Situasjonsbilde av antall bakterier pr. ml (kimtall) i Mjøsas frie vannmasser 1/11-1978	113
67. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser 1/11-1978	115
68. Situasjonsbilde for forekomst av termostabile coliforme bakterier (44°C) i Mjøsas frie vannmasser 1/11-1978	117
69. Siktedyp ved fire stasjoner i Mjøsa gjennom sommerperioden 1972-1979	120
70. Sammenheng mellom siktedyp og algemengde	121
71. Planteplanktonproduksjonen uttrykt som dagsproduksjon under vekstsesongen ved fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-1979	125
72. Planteplanktonets årsproduksjon beregnet for tidsperioden 15/4 - 15/11 ved fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-1979	127
73. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer på stasjon Brøttum. (0-10 m blandprøve)	133
74. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer i Mjøsa på st. Furnesfjorden. (0-10 m blandprøve)	135
75. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer i Mjøsa på st. Skreia. (0-10 m blandprøve)	137
76. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer i Mjøsa på st. Morskogen. (0-10 m blandprøve)	139
77. Mengden <i>Oscillatoria</i> uttrykt som våtvekt i Mjøsas sentrale parti (Skreia) i slutten av oktober årene 1972, 1973, 1975, 1976, 1977, 1978 og 1979	141
78. Total klorofyll <u>a</u> . Blandprøve 0-10 m fra fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1976-1979	147
79. Total klorofyll <u>a</u> uttrykt som middelvei fra 0-10 m dyp under vegetasjonsperioden (mai-okt.)	149
80. Hjuldyrenes forekomst i løpet av året. Materialet stammer fra tidsperioden 1972-1976	151

Figurfortegnelse fortsatt.

Figur	Side:
81. Forekomst av krepsdyrplankton (ind/m^2) på fire lokaliteter i Mjøsa. Mai 1972 - november 1973	156
82. Totalt individantall og individantall for de dominerende krepsdyrplanktonarter under 1 m^2 overflate i dypsonen 0-50 m ved st. Skreia i perioden 1972-1979	159
83. Bunnfaunaens individtetthet og sammesetning på 20 m, 50 m og dyp >50 m. Mjøsa august 1975	165
84. Bunnfaunaens biomasse angitt som våtvekt på 20 m, 50 m og dyp >50 m. Mjøsa august 1975	167
85. Sammenheng mellom en innsjøes middeldyp og fiskefangst uttrykt som årlig fangstutbytte	172
86. Arealfordeling (1970) og utvikling innenfor jordbruket i tidsrommet 1900-1975	181
87. Befolkningsfordeling, befolkningsøkning i Mjøsas nedbørfelt samt kloakkvannets fosforinnhold i tidsrommet 1900-1976	183
88. Vannføring og transport av total fosfor i Lenaelva i 1977	192
89. Transport av total fosfor og total nitrogen i Flagstadelva i 1977	192
90. Vannstandsvariasjoner i Mjøsa	193
91. Sammenhengen mellom årsmiddelkonsentrasjonen av fosfor i hele innsjøen $[\text{P}]\lambda$ og gjennomsnittlig algebiomasse $[\text{kl.a}]$ i epilimnion i sommerhalvåret	195
92. Planteplanktonvolum i noen øst-norske vannforekomster	202
93. Midlere vannføring (ukemiddel) i Gudbrandsdalslågen v/Fåberg	204

1 INNLEDNING

Denne rapport er utarbeidet på oppdrag fra Statskraftverkene, NVE (bestilling av 10. oktober 1979). Oppdraget er nærmere spesifisert i Statskraftverkenes brev til NIVA av 14. september 1979 og omhandler følgende punkter:

OTTAUTBYGGINGEN

REGULERINGENES VIRKNING PÅ FORURENSNINGSSITUASJONEN.

1. Full utbygging

Virkning for Mjøsa

- a) Har NIVA's vurdering av oktober 1975 på en full utbygging endret seg på basis av de siste års undersøkelser?
- b) Er vurderingen av oktober 1975 av ev. ulemper ved redusert sommervassføring og tilsvarende økt vintervassføring basert på fakta ved undersøkelser eller er de skjønsmessige?
- c) Hva vil virkningen bli dersom tyngden av magasintappingen forskyves til perioden august-desember?
- d) Vil en lavere temperatur på tilløpsvannet i Lågen ved innløp til Mjøsa om sommeren på 0-0,5°C pga. en øvre og nedre Ottautbygging gi en positiv eller negativ effekt på forholdene i Mjøsa?

2. Alt. 1. byggetrinn

Virkning for Mjøsa

- a) Vi ønsker en revurdering av NIVA's uttalelse av 19. januar 1979 til en redusert utbygging. Ved vurderingen trekkes ikke inn virkningene av de nåværende magasiner. Vi forutsetter at slam fra Leira som idag kan flyte til Mjøsa i liten grad kan legges opp i Høydalsvatn. Dette pga. dykket senkningstunnell, kort vannpassasje i Høydalsvatn og flømtap ved inntak.
- b) Hva vil virkningen bli dersom magasinøkningen på 50 mill. m³ tappes ut i sommer- og høstmånedene? Vintermagasinet blir derved uendret i forhold til dagens situasjon.

Virkning for Otta med tilløpselver.

Endelig vil vi be om at NIVA foretar en revurdering av minstevassføring i Øvre Otta (inkl. og ekskl. Tora/-Føysa) og Bøvra. Dette gjøres ut fra det siste tilgjengelige hydrologiske materiale som foreligger fra vår side.

Rapporten er utarbeidet på bakgrunn av tidligere og igangværende undersøkelser, nemlig:

- 1967: Befaringsundersøkelse i forbindelse med en utredning for Østlandskomiteén.
- 1970: Befaringsundersøkelse etter oppdrag fra Statskraftverkene.
- 1972: Undersøkelse av Vågåvatn med tilgrensende vassdrag etter oppdrag fra Statskraftverkene.
- 1966-1974: IHD-undersøkelse i Mjøsa.
- 1971-1979: NIVA's Mjøsuundersøkelse finansiert av Stat, tilstøtende fylker og Statskraftverkene.
- 1974-1975: Undersøkelse og utredning for Statskraftverkene angående forurensningsvirkninger som følge av event. full utbygging av Jotunheimen.
- 1976-1979: Overvåkingsundersøkelse av Otta-Gudbrandsdalslågen finansiert av Statskraftverkene.

Bortsett fra en befarung langs vassdraget sammen med representant fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske 5. til 7. november 1979, er det ikke foretatt noen spesielle undersøkelser i forbindelse med denne utredning (dette er i overensstemmelse med oppdraget).

Rapporten er utarbeidet av

fil.kand. Gösta Kjellberg
cand.real. Torulv Tjomsland
cand.real. Pål Brettum
cand.real. Hans Holtan.

Sistnevnte har hele tiden vært NIVA's saksbehandler.

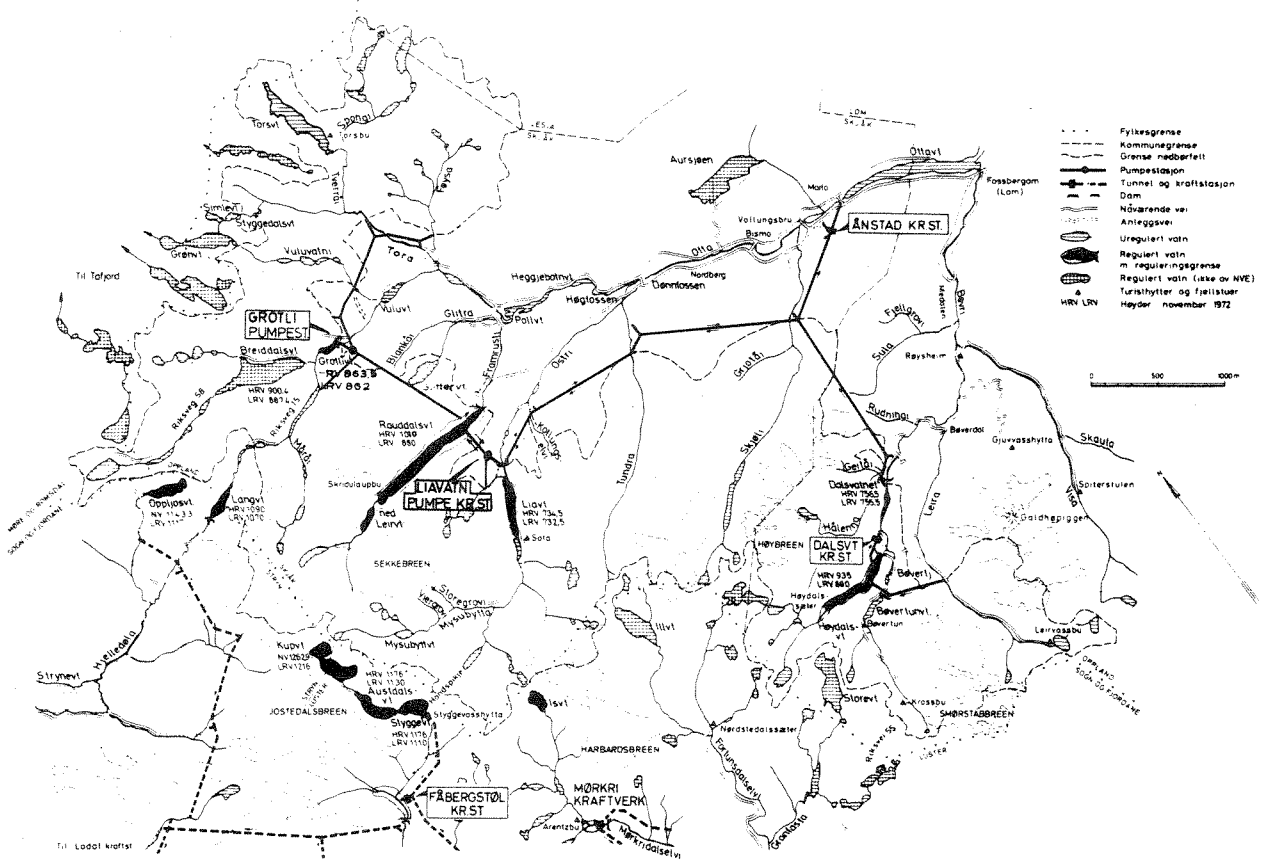
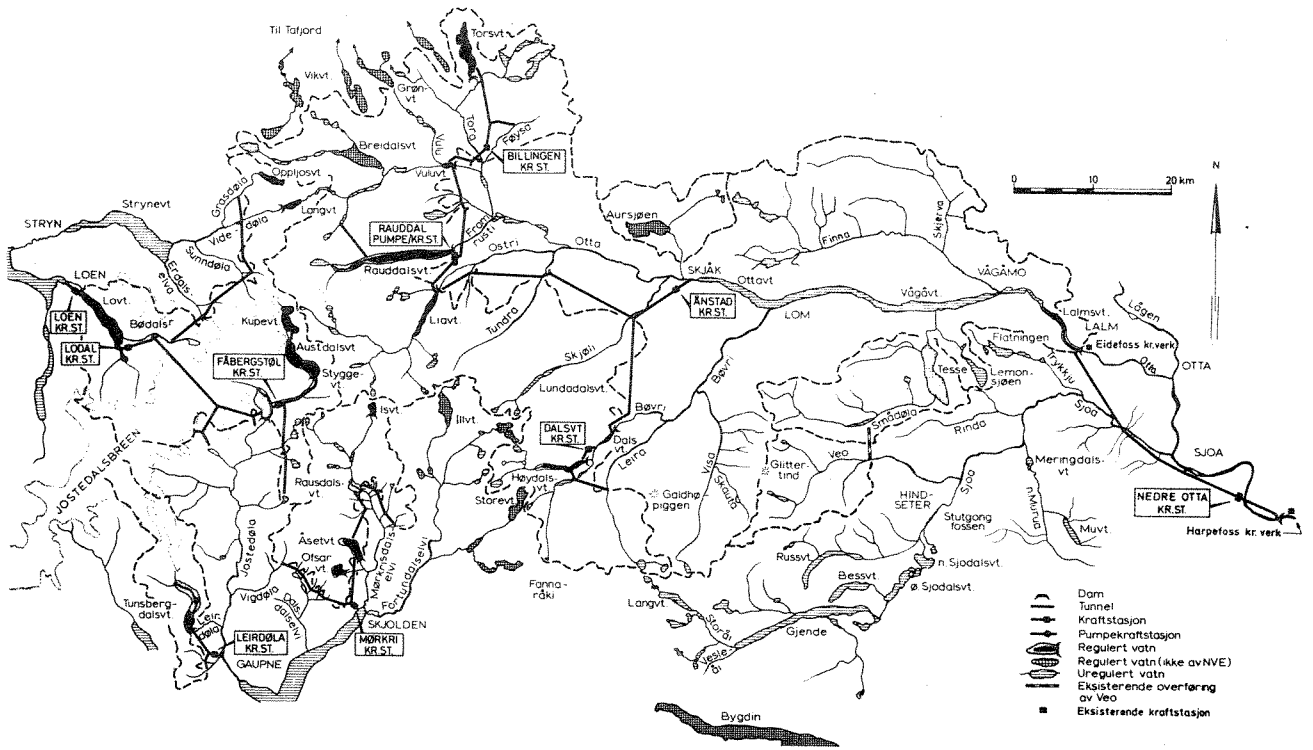
2. PRESENTASJON AV REGULERINGSPLANER

2.1 Full utbygging av Jotunheimen, plan av desember 1973

I desember 1973 la Statskraftverkene frem utbyggingsplaner for Jotunheimen - Breheimen i to alternativer (Øst mot vest og øst mot øst). Øst mot vest-alternativet er senere (1. feb. 1977) trukket tilbake. Ved øst mot øst-alternativet (fig. 1) full utbygging skal Øvre Otta elv med sideelver samles til Rauddalsvatn som skal tjene som hovedmagasin med en regulerings-høyde på 130 m. Herfra skal vannet føres i tunnel til Ånstad kraftstasjon i Skjåk. Videre er Leira planlagt ført til Høydalsvatn som skal tjene som reguleringsmagasin (reg.høyde 55 m) for Dalsvatn kraftstasjon, hvorfra vannet føres videre via tunnel til Ånstad kraftstasjon. På grunn av eventuelle isproblemer innebærer dette alternativ at Otta føres i tunnel fra Eidefoss (Lalmområdet) til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen. Inngrepets innvirkning på vassdragets middelvannføring går frem av tabell 1.

Tabell 1. Middelvannføring i m³/s i Otta - Lågen før og etter full utbygging.
(etter St.kr.v. 1973: Å = året, V = vinter (1/10-30/4)
S = sommer (1/5 - 30/9).

Sted	Naturlig vann- føring			Vannføring idag			Vannføring etter utbygging		
	Å	V	S	Å	V	S	Å	V	S
Otta etter saml. Ostri	51	12	105	50	25	92	4,3	1	8,9
Otta før Ånstad kr.st.	63	15	129	62	29	106	9,3	4,6	16
Otta etter Ånstad kr.st.	63	15	129	62	29	106	74	86	58
Otta v/Lalm	107	26	219	110	46	197	110	105	118
Otta før saml. Lågen	109	26	224	112	47	202	2,1	0,5	4,4
Lågen etter saml. Otta	147	35	301	150	56	279	40	15	75
Lågen før saml. Sjoa	148	36	303	151	56	281	41	15	76
Lågen etter saml. Sjoa	186	45	382	185	64	352	74	23	145
Lågen ved Losna	250	64	509	249	104	451	249	176	351



2.2 Jotunheimutbyggingen, 1. byggetrinn - plan av mars 1978.

I mars 1978 presenterte Statskraftverkene som supplement til sine opprinnelige planer (Statskraftverkene des. 1973) et eventuelt 1. byggetrinn (fig. 2) for Jotunheimutbyggingen. De opprinnelige planene (full utbygging) står imidlertid ved makt. De viktigste endringer fra planene for full utbygging er følgende:

- Torsvatn reguleres ikke.
- Billingen kraftverk bygges ikke.
- Overføringen av Føysa, Tora, Vulu og Kjerringsåi foretas så høyt oppe at vannet kan overføres til Rauddalsvatnet med naturlig trykk.
- Rauddal pumpekraftverk bygges ikke.
- Inntak av Måråi flyttes ned til utløpet av Heilstuguvatnet og en overføringstunnel derfra fører vannet inn på tunnelen mellom Grotli pumpe og Rauddalsvatnet.
- Grotli pumpestasjon bygges. Tilløpet til Breiddalsvatnet, restfelt til Otta ved Grotlivatnet og det tilløp til Heilstuguvatnet som ikke lar seg innføre i tunnelen fra Heilstuguvatnet (inntaket ligger lavere enn HRV i Rauddalsvatnet), pumpes over i overføringstunnelen fra Tora til Rauddalsvatnet.
- HRV i Rauddalsvatnet heves fra k. 1005 til k. 1010.
- Liavatnet pumpekraftverk bygges istedet for Rauddalsvatn pumpekraftverk. Kraftstasjonen som utnytter fallet mellom Rauddalsvatnet og Liavatnet, plasseres nord for utløpet av Liavatnet.
- Høydalsvatnet reguleres ved en senkning på 25 m.

Midlere vannføring i Øvre Otta og Bøvri før og etter 1. byggetrinn (oppgitt av NVE) går frem av tabell 2.

I henhold til Statskraftverkene vil 1. byggetrinn ikke nevneverdig endre vannføringen i Gudbrandsdalslågen. I brev til Vassdragsdirektoratet av 1/1-79 antyder de en vannføringsreduksjon om sommeren på 9-10 m³/s i middel. Ved analyse av vannføringskurvene som er utarbeidet av NVE, fremgår det at vannføringsreduksjonen kan bli opptil 90-100 m³/s (målt ved Losna) i korte perioder om sommeren. Det er i første rekke flomtoppene som blir redusert.

Tabell 2. Middelvannføringer i m³/s ved enkelte vannføringsstasjoner i Øvre Otta og Bøvre før og etter 1. byggetrinn.

Sted	Nåværende vannføring	Vannføring etter regulering	Regulert vannføring i % av dagens
Otta v/Pollfoss	22,9	1,8	8
Otta v/Kittilstad	51,4	7,6	15
Ostri	11,3	1,3	11
Skjøli	7,2	0,4	6
Otta v/Pollfoss ekskl. Tora og Føysa	22,9	10,8	47
Otta v/Kittilstad ekskl. Tora og Føysa	51,4	16,7	32
Leira v/Elveseter	5,6	1,6	29
Bøvri v/Brustuen	9,6	0,8	8
Bøvri v/Akslen	25,4	12,6	50

I våre vurderinger forutsetter at igangværende kraftverker i Gudbrandsdalsvassdraget f.eks. Tesse og Vinstra-verkene manøvreres som nå også i fremtiden, og at vannføringen i Lågen før innløp i Mjøsa blir som antydnet av Statskraftverkene, dvs. ingen nevneverdig endring (tilsvarende en midlere reduksjon på 9-10 m³/s over sommeren).

3. SAMMENFATTENDE KONKLUSJON OG TILRÅDNINGER

1. Transportverdier målt i tilløpselver og oppgaver over driftsresultater fra kloakkrensaneanlegg viser klart at fosfortilførselen til Mjøsa som skyldes menneskelig aktivitet (hovedårsaken til algeutviklingen i Mjøsa) har avtatt med ca. 30% fra 1975/1976 til 1979. I 1979 var fosfortilførslene på årsbasis ca. 250 tonn. På bakgrunn av internasjonalt anerkjente modellprinsipper, må fosfortilførlene (totalt) reduseres til ca. 150 tonn fosfor pr. år før forurensningssituasjonen i Mjøsa er bragt under kontroll.

At algeproduksjonen og algemengden i Mjøsa har vært noe lavere i de 2-3 siste år sammenlignet med forholdene i 1975 og 1976, har delvis sin årsak i kalde, våte sommere og i 1979 stor vannføring i Gudbrandsdalslågen, men fosforreduksjon på grunn av forurensningsbegrensende tiltak må antas å ha spilt en viss rolle.

2. "Mjøsaksjonen" er ennå ikke fullført, spesielt gjelder dette tiltak mot industriforurensninger, utette kloakkledninger og også visse aktiviteter innen landbruket. Dessuten må man forvente at det vil ta tid å etablere en stabil basisgehalt av fosfor i Mjøsa etter at de planlagte tiltak er gjennomført. Med utgangspunkt i dette samt "dårlige" somre klimatisk sett i de senere år, er det ennå ikke klart dokumentert at Mjøsa er utenfor fare i eutrofieringsmessig sammenheng. (Se bl.a. kap. 9 om målsetting for Mjøsa.) vår vurdering av oktober 1975 med hensyn til full utbygging av Jotunheimen har således ikke endret seg på basis av de siste års undersøkelser (NIVA 1975) [Svar 1b].

3. Snø- og breavsmeltingen om sommeren, spesielt i Ottavassdragets høyfjellsområder, demper i dag den biologiske respons på tilførte forurensninger i Gudbrandsdalslågen og Mjøsa. Dette er klart dokumentert ved det innsamlede observasjonsmateriale. Enhver reduksjon av vannføringen på for- og høysommer vil således ha uheldige konsekvenser for algeveksten i Mjøsa.

4. En eventuell liten endring av vanntemperaturen i Gudbrandsdalslågen vil ikke som sådan ha vesentlig betydning for algeveksten i Mjøsa. Dette

har sammenheng med at det er den til enhver tid tilførte vannmengde som er avgjørende for tilført varmemengde via denne elv og som også innvirket på de hydrauliske forhold i Mjøsa. [Svar 1d].

Da stor vannføring i Gudbrandsdalslågen og følgelig god gjennomspyling i Mjøsa, har størst effekt på for- og høysommer hva algeveksten i Mjøsa angår, vil det antakelig ha liten hensikt å øke vannføringen i Gudbrandsdalslågen i august-september på bekostning av lavere vannføring tidligere på sommeren. Høy vannføring i tidsperioden oktober-desember har liten interesse for algeveksten i Mjøsa. Dette gjelder full utbygging såvel som 1. byggetrinn. [Svar 1c og 2b].

5. Generelt vil enhver reduksjon av sommervannføringen i Gudbrandsdalslågen samt reduksjon i slamtransporten virke uheldig med hensyn til algeveksten i Mjøsa. Ved så små vannføringsendringer som et eventuelt 1. byggetrinn representerer, vil det selvfølgelig bli meget vanskelig å kvantifisere denne effekt. Den største usikkerhet knytter seg til en eventuell utbygging av Bøvra. Dette gjelder såvel endring av vannføring som endring av breslamtransport. Vi vil derfor anbefale at man vurderer å holde denne elv utenfor reguleringen foreløpig. [Svar 2a].

6. Et generelt krav til restvannføringen i de regulerte elver må være at de aktuelle elvestrekninger har karakter som elvestrekning i estetisk og økologisk sammenheng også etter reguleringsinngrepet. Dette betyr at påslipp av minstevannføring må skje etter en rytme som er mest mulig i overensstemmelse med de naturlige forhold. Det vil bl.a. være fordelaktig om man sommerstid slipper på enkelte kortvarige flomtopper som kan bidra til å renske opp i elveleiet. Ved å spare enkelte mindre vassdrag som f.eks. Tora og Føysa, vil man kunne opprettholde noenlunde brukbar restvannføring med mer naturlig vannføringsvariasjon i hovedvassdraget (Øvre Otta). [Svar 3].

7. Vassdragsforholdene må forskningsmessig følges opp etter at eventuelle reguleringsinngrep er gjennomført. Dette bl.a. for å skaffe til veie bakgrunnskunnskaper for vurdering av aktuelle kompensasjonstiltak.

4. GUDBRANDSDALSVASSDRAGET OG MJØSA. KORT OPPSUMMERING AV NATURFORHOLD OG KULTURAKTIVITETER

Gudbrandsdalsvassdraget med Mjøsa har et totalt nedbørfelt på 16363 km^2 dvs. bortimot halvparten av Glåmas samlede nedbørfelt (39960 km^2 ved utløp Øyeren). Det midlere årsavløp ved Minnesund er ifølge NVE ca. 10 km^3 .

Mjøsbassenget ble dannet for 250 millioner år siden (permtiden) som følge av jordskjelv og forkastningsdannelse. Under nyere geologiske tidsperioder gravde innlandsisen i denne forkastning, og det nåværende Mjøsbasseng som er 449 meter dypt, oppsto. På begge sider av innsjøen ble det deponert kalkrik morene ovenpå den opprinnelige berggrunn (kambro-silur) og her finnes noen av landets fruktbarste jordbruksområder.

Gudbrandsdalslågen som har et nedbørfelt på 11500 km^2 og drenerer store fjellområder - Rondane, Dovre og Jotunheimen, er den største tilløpselv til Mjøsa. De klimatiske forhold i nedbørfeltet er meget varierende. Lokalt i Lesja, Skjåk og Lom er nedbøren ekstremt lav ($250\text{--}300 \text{ mm/år}$) og av samme størrelsesorden som årsavdunstingen. Videre nedover dalføret øker nedbøren noe. I fjellområdene både i vest, nord og øst er årsnedbøren betydelig høyere (årsmidler på opp mot 1000 mm).

Den naturlige vannføring er meget lav om vinteren, særlig i vassdrag med lav naturlig magasinkapasitet. Snø- og issmeltingen utover for- og høysommeren forårsaker stor vannføring med flere flomtopper. Ca. 60% av årlig avløpsvolum tilføres Mjøsa i løpet av perioden juni-august. Den høyeste døgnvannføring som noen gang er observert er oppgitt til $2625 \text{ m}^3/\text{s}$. Otta er den mest dominerende tilløpselv til Gudbrandsdalslågen hva vannføring angår, og hele vassdraget nedstrøms Otta blir påvirket av denne elv. I 1974 var bidraget fra Otta på årsbasis ca. 75% av den totale vannføring nedstrøms samløp med Lågen.

Det saltfattige og breslampåvirkede flomvannet lagres inn i Mjøsa på det dyp som motsvarer temperaturen. Om sommeren når det er etablert et sprangsjikt i innsjøen mellom noe varmere overflatevann oppå noe kaldere vann i dypet, strømmer Lågenvannet igjennom i overflatelagene og virker dempende på utviklingen av planteplankton. Mjøsa kan på denne tid betraktes

som en grunn innsjø hvor både tilsigsvannet og forurensningstilførsler i størst utstrekning bare berører de øverste vannmasser (over sprangsjiktet).

Både hva befolkning, jordbruk og industri angår er Mjøsas nærmeste område av størst betydning i forurensningssammenheng (tabell 3). Her bor hele 80% av den totale befolkning i nedbørfeltet (ca. 200.000), 18% av området er dyrket mark mot 2% i Lågens nedbørfelt, og her ligger flere store industribedrifter (se delrapport 6, Mjøsprosjektet). Selv om forurensningsaktivitetene langs Gudbrandsdalslågen og Otta er beskjedne i forhold til i Mjøsområdet, er det i denne sammenheng grunn til å fremheve at både jordbruksarealer, bosetting og industrivirksomhet som regel ligger kloss opp til vassdraget - avstanden fra forurensningskilde til vannforekomst er kort.

Tabell 3. Mjøsas nedbørfelt - Arealfordeling og befolkning

	Areal		Dyrket mark		Skog		Myr		Uprod.		Vann		Antall innb.
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	
Gudbrandsdalslågen	11459	100	223	2	3198	28	243	2	7372	64	461	4	39700
Nedbørfelt nedstr. Fåberg med Mjøsa	4904	100	807	16	3065	63	391	8	191	4	450	9	156400
T o t a l t	16363	100	1030	6	6263	38	634	4	7563	46	911	6	196100

Kilde: Jorddirektoratets kart av 1970: Produksjonsgrunnlaget for landbruket.

En mer fylldig beskrivelse og diskusjon av natur- og kulturforholdene er gitt i tidligere NIVA-Mjøsrapporter hvorav O-151/73 Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa og Vorma av 1975 samt O-71/69 Delrapport 6 fra Mjøsprosjektet, juni 1977 kan fremheves.

5. UNDERSØKELSES- OG OBSERVASJONSMATERIALE FRA OTTA OG GUDBRANDSDALSLÅGEN

5.1 Fysiske forhold

5.1.1 Klima

Klimaet i de øvre delene av nedbørfeltet er sterkt påvirket av fjellene i vest. Fuktige luftstrømmer fra Atlanterhavet blir presset til værs og avgir nedbør. De høyestliggende områdene i nordvest har således årlige nedbørhøyder på over 2000 mm (fig. 3). Lésiden av fjellene ligger i regnskyggen. Vi har her noen av Norges nedbørfattigste områder med årlige nedbørhøyder på under 500 mm (ekstremår 250-300 mm). Størstedelen av nedbøren faller sommer og høst.

Månedene november-mars har vanligvis middeltemperatur under 0°C i hele nedbørfeltet. Maksimal månedsmiddeltemperatur avtar fra ca. 15°C i Mjøsområdet til omkring 10°C i fjellområdene.

5.1.2 Vannføringer

Tilsigfordelingen i de ulike delene av vassdraget er nær knyttet til nedbøren. Spesifikt avløp avtar fra over $50 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$ i nordvest til under $15 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$ langs hoveddalføret og ved Mjøsa (fig. 4.).

I sideløpene til Mjøsa begynner snøsmelteflommen som oftest i begynnelsen av april (fig. 4). Høye vannføringer kan også finne sted i tilknytning til nedbør om sommeren og høsten. Oppover i vassdraget forskyves tiden for snøsmeltingen utover våren og sommeren. I øvre deler av Otta varer smelteflommen fra mai til august/september.

I Mjøsområdet er tiden juli-mars, med unntak av enkelte regnperioder om høsten, forbundet med lave vannføringer. Lågen og Otta har overveiende lavvannføringer i perioden november-april.

I perioden 1911-1950 var største, midlere og minste vannføring i Lågen ved Mjøsa (Losna) henholdsvis 2625, 246 og $12,2 \text{ m}^3/\text{s}$. For Ottas utløp i Lågen (Lalm) er de tilsvarende verdiene: 1300, 107 og $2,7 \text{ m}^3/\text{s}$.

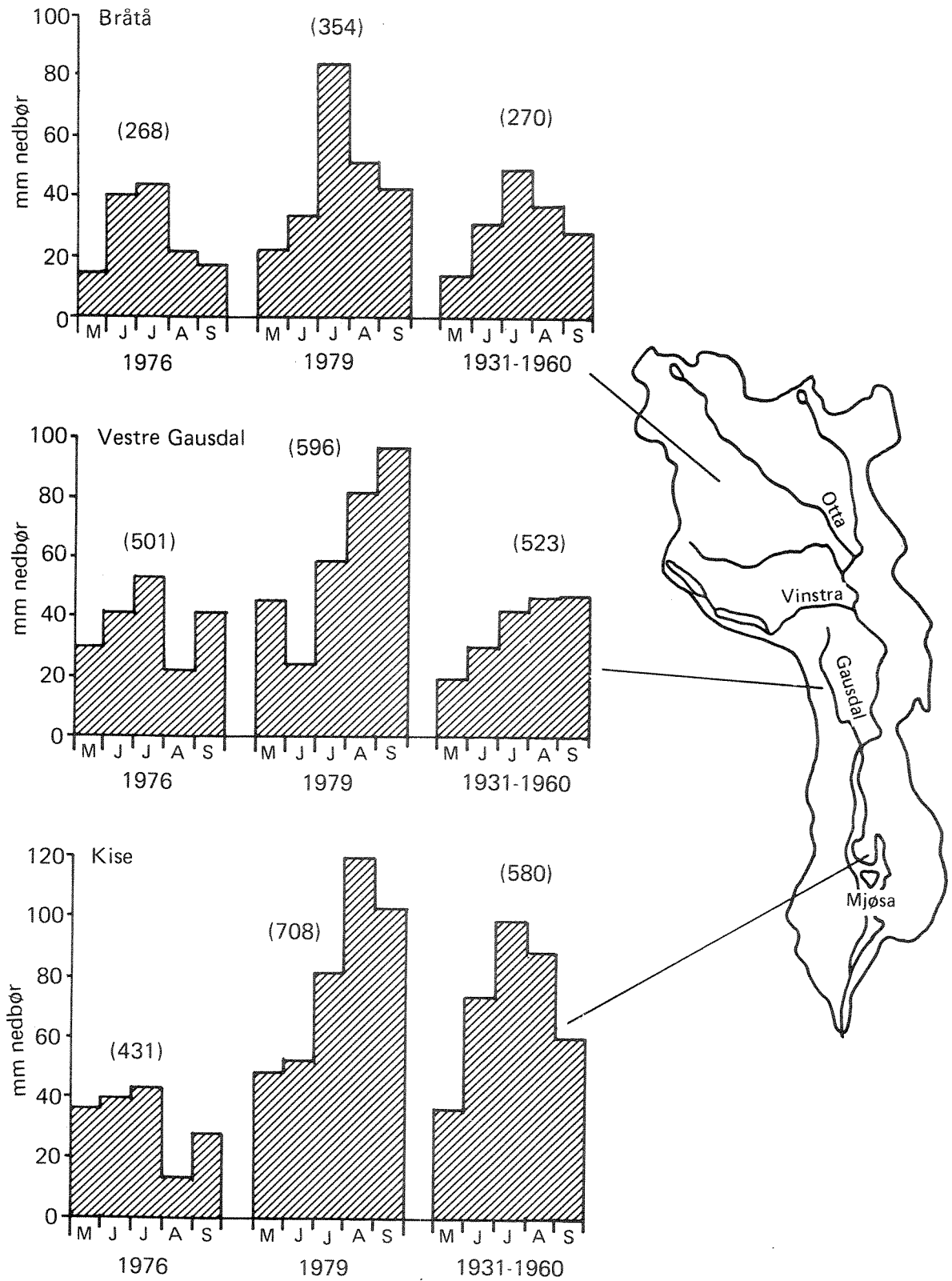


Fig. 3. Månedlig nedbør mai-september.

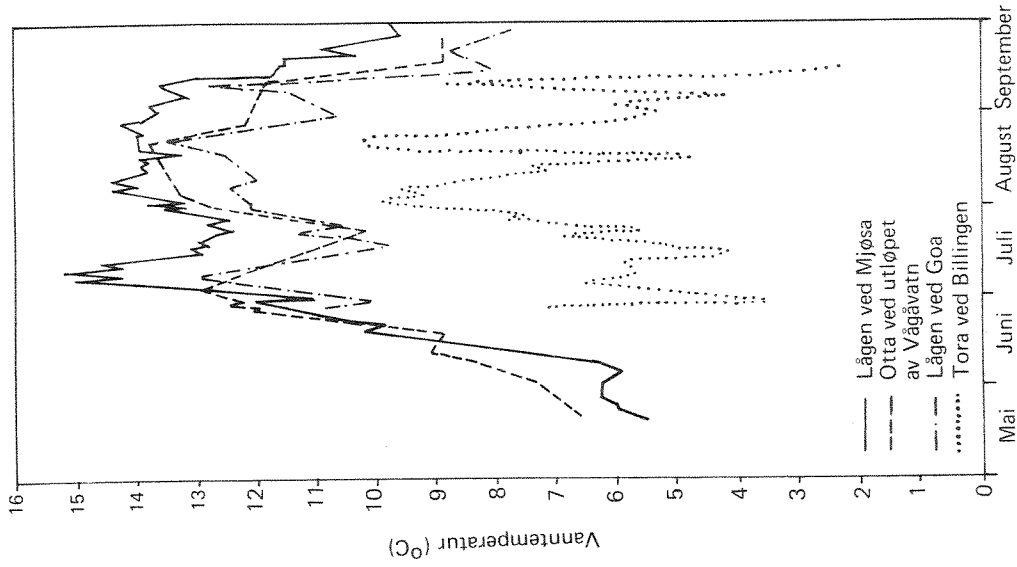


Fig. 5. Vannetemperatur i Otta og Gudbrandsdalslågen. Kilde: NVE/Iskontoret.

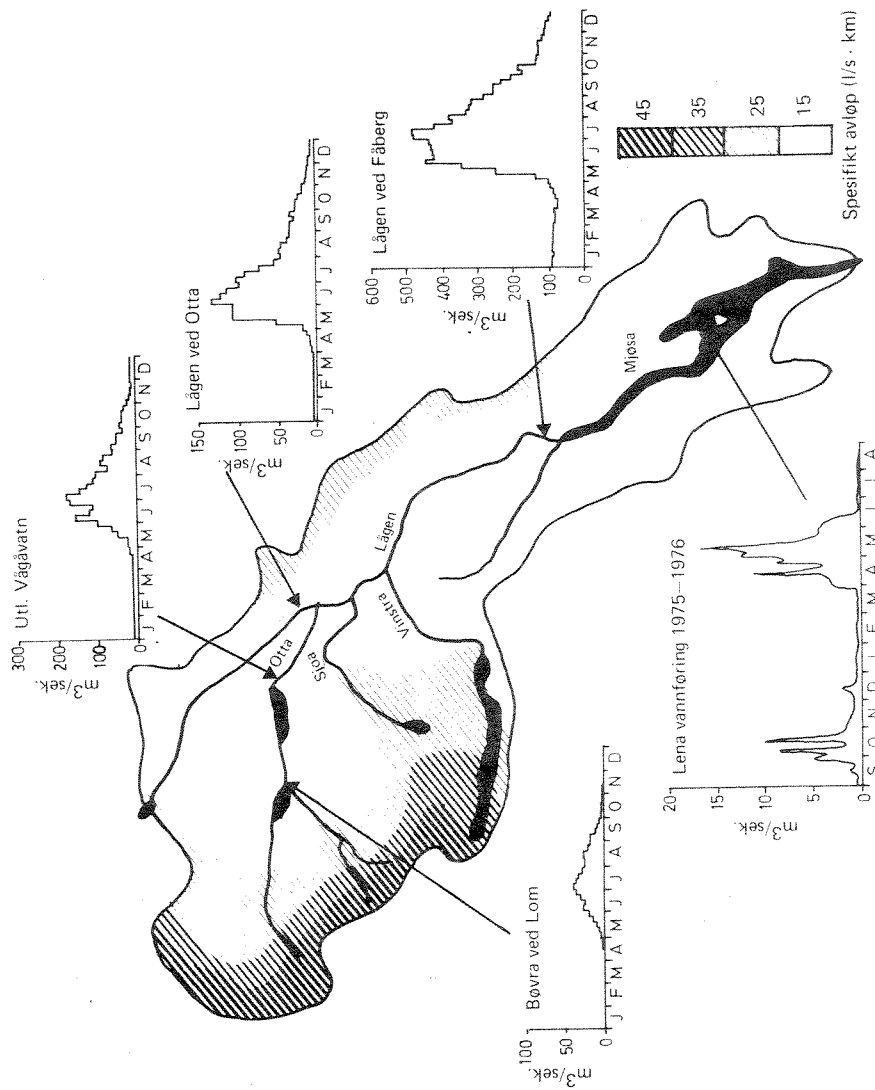


Fig. 4. Avrenningsforhold i Mjøsas nedbørfelt.

5.1.3 Temperatur og isforhold

De øverstliggende vassdragene (jfr. Tora) har lavest sommertemperatur (fig. 5). Dette på grunn av sen snøsmelting og kaldest klima. For øvrig øker vanntemperaturen generelt nedover i vassdraget. Karakteristiske verdier er mellom 10°C og 15°C .

Om sommeren er gjerne tilløpsvannet i elvene kaldere enn overflatevannet i innsjøene. Ellevannet blir dermed blandet inn i dypere lag. Avløpet fra innsjøen tas fra det varmere overflatevannet. Innsjøene fører dermed til at vannet i elvene får høyere sommertemperatur.

Om vinteren (november-mars) er vanntemperaturen under 1°C .

Den nedenforstående beskrivelse av isforholdene er utdrag av rapport fra iskontoret ved NVE (NVE 1973).

For de nåværende reguleringer var det med få unntak stabile isforhold i øvre Otta hele vinteren. Etter reguleringene av Rauddalsvatn og Breidalsvatn har det vært problemer med isdammer, isganger m.m.

Ottavatn og Vågåvatn er normalt islagt før jul.

Mellom Vågåvatn og Lalmsvatn og i selve Lalmsvatn er det vanligvis isfritt. Bare på enkelte rolige strekninger er det is. Nåværende reguleringer har formodentlig ført til noe mer is.

Nedre Otta har stor isproduksjon og tilhørende problemer med isgang, oppdemning og erosjon i elveleiet.

Lågenvassdraget oppstrøms Hunderfossen er normalt islagt om vinteren. Unntak er råker i strømdragene på en del strekninger. Nedstrøms Hunderfossen er elva vanligvis helt eller delvis isfri.

Den nåværende reguleringen har ført til økt vintervannføring og en del steder til høyere temperatur. Dette medfører økte isfrie arealer og økt isproduksjon.

5.2 Fysisk-kjemiske forhold

5.2.1 Prøvetakingssteder, prøvetakingsfrekvens og analyseparametre.

Siden 1974 da NIVA gjennomførte sin første undersøkelse for Statskraftverkene, er det samlet inn prøver i alt 128 ganger fra følgende steder i Otta - Gudbrandsdalsvassdraget: Øvre Otta v/Ofossen, Bøvra v/Lom, Otta v/utløp Vågåvatn, Gudbrandsdalslågen ved Sel og Gudbrandsdalslågen nedstrøms Vinstra. Dessuten er det i forbindelse med Mjøsprosjektet samlet inn prøver fra Gudbrandsdalslågen v/Fåberg. Vorma v/Minnesund er også tatt med her. I 1974-1975 ble det samlet inn prøver fra flere stasjoner i vassdraget (se bilag til Rapport O-151/73). Fra 1976 til 1978 ble det samlet inn prøver fra en stasjon fra Gudbrandsdalslågen nedstrøms Otta. Prøvetakingsdagene for undersøkelsene i Otta - Gudbrandsdalslågen var følgende:

- 1974/1975: 3/4, 29/4, 14/5, 5/6, 18/6, 3/7, 23/7, 1/8, 21/8, 4/9, 17/9, 2/10, 22/10, 26/11, 7/1, 28/1, 25/2.
1976. 23/4, 1/6, 8/6, 14/6, 21/6, 28/6, 5/7, 12/7, 19/7, 26/7, 2/8, 9/8, 16/8, 23/8, 30/8, 6/9, 13/9, 22/9, 27/9, 4/10, 11/10, 18/10, 26/10, 1/11, 8/11, 15/11, 13/12.
- 1977: 19/1, 7/2, 14/3, 28/3, 18/4, 25/4, 2/5, 9/5, 16/5, 23/5, 31/5, 6/6, 13/6, 20/6, 27/6, 4/7, 11/7, 19/7, 26/7, 1/8, 9/8, 15/8, 23/8, 29/8, 6/9, 12/9, 19/9, 26/9, 4/10, 11/10, 16/10, 23/10, 30/10, 27/11, 18/12.
- 1978: 22/1, 19/2, 27/3, 3/4, 10/4, 17/4, 24/4, 2/5, 8/5, 16/5, 22/5, 29/5, 5/6, 19/6, 26/6, 3/7, 10/7, 17/7, 24/7, 31/7, 7/8, 13/8, 20/8, 27/8, 10/9, 17/9, 25/9, 1/10, 8/10, 15/10, 22/10, 29/10, 3/12, 18/12.
- 1979: 1/4, 21/4, 13/5, 27/5, 12/6, 24/6, 1/7, 29/7, 19/8, 2/9, 16/9, 30/9, 14/10, 10/11, 16/12.

Ved Fåberg og Minnesund er det tatt prøver noe oftere, spesielt i 1979 (se årsrapport nr. 10 for Mjøsundersøkelsene). Bortsett fra i 1974/75 er det anvendt to lokale prøvetakere (henholdsvis Tore og Berit Tøndal, Otta) for innsamling av alle prøver ovenfor Vinstra. Prøvene, som på alle sta-

Tabell 4. Variasjonsområder for en del kjemiske parametre i Otta-Gudbrandsdalslagen-Vorma.

De kjemiske parametre varierer til dels proporsjonalt og til dels omvendt proporsjonalt med vannføringen. Dette skyldes til dels variasjon i partikulær materialtransport og til dels lite fortynningsvann.

Stasjon	År	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	HCO ₃ mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Al µg/l
Otta v/Ofossen	74/75	0,8-5,8	0,1-0,3	0,6-1,3	0,2-0,6	1,4-4,2	0,4-1,0	2,7-7,3	30-90						
	76	1,0-2,8	0,2-0,4	0,8-1,4	0,3-0,7	1,3-3,8	1,6-2,4		40-290	6-30	-4	-5	3-	0,12	
	77	1,5-1,7	0,2-0,3	0,9-1,2	0,5-	2,2-3,3	1,0-1,3	3,3-3,7	35-50	6-	-5	10-	-4	0,03	
	78	1,1-2,9	0,2-0,3	0,9-1,1	0,2-0,6	1,8-5,1	0,6-1,6	2,6-5,4	20-275	7-12	-9	10-10	1,0-1,5	,02-,25	
	79	0,3-2,2	0,1-0,2	0,5-0,9	0,3-0,4	1,3-3,3	0,3-0,9	2,3-4,3							
Bøvra	74/75	2,5-9,0	0,4-1,3	0,5-1,1	0,5-1,7	2,2-8,1	0,2-1,6	7,0-27,6	20-500						
	76	2,4-9,1	0,4-1,2	0,9-1,0	0,5-1,5	2,6-9,4	0,8-2,1		80-430	10-	-6	-5	-3,5	-,24	
	77	5,5-7,4	0,7-1,2	0,7-1,5	1,0-2,6	5,7-8,2	1,0-2,0	13,6-19,0	40-65	5-12	-7	10-	2-	-,03	
	78	2,9-12,0	0,4-1,0	0,7-1,3	0,5-2,1	3,1-7,8	0,8-1,8	7,3-18,9	20-435	9-15	-9	10-10	0,8-3,5	,12-,05	
	79	1,9-3,6	0,5-0,9	0,4-1,2	0,5-1,2	2,1-7,8	0,2-1,9	5,2-18,0							
Otta v/Vågåms	74/75	2,0-4,1	0,3-0,8	0,7-1,0	0,3-0,4	2,3-4,3	0,5-0,8	6,5-12,1	30-60						
	76	2,7-4,0	0,4-0,7	0,6-0,8	0,5-0,7	2,7-4,4	1,0-1,8		45-160	10-	4-	5-	-3,5	-,08	
	77	1,8-2,1	0,3-0,4	0,8-1,2	0,4-0,5	2,4-2,9	1,0-	5,4-6,8	30-40	4-6	-8	10-	-6,5	-0,1	
	78	1,9-3,1	0,2-0,5	0,6-1,0	0,4-0,6	2,9-3,2	0,4-1,0	6,1-7,1	25-440	3-12	-3	10-10	0,5-2,0	,10-,02	
	79	1,5-2,0	0,3-0,3	0,6-1,0	0,3-0,4	1,9-3,0	0,5-0,7	3,5-5,4							
Gudbrands- dalslagen v/Sel	74/75	1,3-11,7	0,3-1,7	0,9-2,0	0,4-4,1	1,5-7,0	0,2-3,4	5,2-43,2	40-180						
	76	2,0-9,3	0,3-1,5	0,8-2,8	0,4-2,5	1,6-8,1	1,0-3,4		205-220	17-20	5-	5-	4-	-,28	
	77	5,7-6,7	0,8-1,5	1,1-1,8	1,1-1,5	5,6-6,8	1,4-2,0	14,8-18,3	10-80	2-8	4-	10-	1,5-	-,03	
	78	2,7-12,6	0,5-2,2	0,9-1,8	0,5-2,0	2,5-21,0	0,8-1,8	2,6-34,9	30-450	10-23	-7	10-	1,5-	,17-	
	79	1,8-	0,3-	0,5-	0,4-	1,7-	0,2-	5,9-							
Gudbrands- dalslagen nedstr. Vinstra	74/75	2,0-5,0	0,4-0,9	0,7-1,0	0,3-0,6	2,4-4,7	0,4-0,8	6,7-14,3	40-210						
	76	2,0-3,7	0,3-0,7	0,8-0,9	0,5-0,8	2,1-4,2	1,1-1,4		45-200	6-110	3-	5-	2,5-	-,02	
	77	2,4-4,6	0,5-0,9	1,0-1,1	0,5-0,8	2,7-5,5	0,6-1,2	7,7-12,6	20-85	3-10	3-	10-		-,03	
	78	2,3-5,9	0,5-1,1	0,8-1,0	0,5-0,9	2,9-5,2	0,4-1,4	7,7-16,7	25-300	4-23	-9	10-	1,5-	0,1-	
	79	1,6-	0,3-	0,5-	0,4-	1,9-	0,4-	4,9-							
Gudbrands- dalslagen v/Faaberg	74/75	2,4-5,1	0,4-0,7	0,6-1,2	0,3-0,6	2,6-5,0	0,4-1,0	8,0-13,9	40-90						
	76	2,3-3,5	0,4-0,6	0,7-1,1	0,5-0,9	2,3-5,0	0,6-1,8		25-100	10-12	4-5	5-10	2,5-15	,06-,16	20
	77	2,6-4,8	0,5-0,8	0,8-1,0	0,5-0,8	2,8-5,8	0,7-1,2	9,1-12,2	20-100	3-20	-5	-10	-1	-,03	
	78	2,7-5,2	0,5-0,9	0,9-1,1	0,5-0,8	3,1-5,0	0,4-1,4	8,5-13,9	30-290	7-25	-4	-10	-1	-0,1	
	79														
Vorma v/ Minesund	74/75	4,2-5,3	0,6-0,7	0,9-1,3	0,5-0,8	4,6-6,5	0,8-1,4	12,1-17,4	10-40						
	76	5,0-5,6	0,6-0,7	1,0-1,1	0,7-0,8	5,1-5,4	1,2-1,6		20-70	-10	-4	-10	-1	-,42	
	77	5,0-5,2	-0,7	1,1-1,2	0,7-0,8	4,6-5,7	-1,4	12,1-12,5	10-25	3-7	-4	-10	-1	-,03	
	78	5,3-5,9	0,5-0,7	1,2-1,3	0,7-0,8	5,2-5,6	1,2-2,0	11,7-12,6	10-20	3-7	-15	-10	-1	-0,1	

sjoner er forsøkt samlet inn fra elvens hovedvannmasser, ble omgående sendt til NIVAs Hamarkontor. Her ble en del parametre bestemt straks, mens prøver for bestemmelse av næringssalter og tungmetaller ble konservert og videresendt til NIVAs hovedlaboratorium for analysering.

Vannets temperatur ble hver gang målt på stedet. pH, konduktivitet, farge- (ufiltrert og filtrert), turbiditet, organisk stoff som KMnO_4 -forbruk, silisium, total nitrogen og total fosfor er bestemt på de fleste prøver. Hovedkomponentene kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, alkalitet samt metallene jern, mangan, kobber, sink, kadmium og bly er bestemt mer sporadisk. Vannets nitratinhold samt de enkelte fosforfraksjoner er også bestemt i enkelte perioder.

5.2.2 Resultater

Analyseresultatene er lagret i NIVAs EDB-system og vil kunne utgis i egne datarapporter. I den følgende fremstilling er resultatene i noen grad bearbeidet for om mulig å påvise eventuelle endringer i vannets kvalitet i tid og rom.

Middelverdier og variasjonsbredde for de enkelte år for en del parametre er gitt i fig. 6 og 7. I tabell 4 er variasjonsområdet for hovedkomponenter og tungmetaller angitt.

5.2.3 Kommentarer til de fysiske-kjemiske resultater

5.2.3.1 Temperatur

Elvevannets temperatur er betinget av de klimatiske forhold (særlig lufttemperatur), tilførsel av smeltevann og grunnvann. Dessuten spiller høyden over havet, områdets (målepunktets) beliggenhet i forhold til innsjøer, elvens størrelse, turbulens, dybde osv. en rolle i denne sammenheng. På grunn av Gudbrandsdalsvassdragets dreneringsområde (bl.a. høyfjell, isbreer) og beliggenhet, er det rimelig at elvevannets sommertemperatur er lav særlig i de nordlige og høyereliggende områder (fig. 8). Naturlig nok er temperaturen vanligvis lavest i Bøvra (størst smeltevanns-

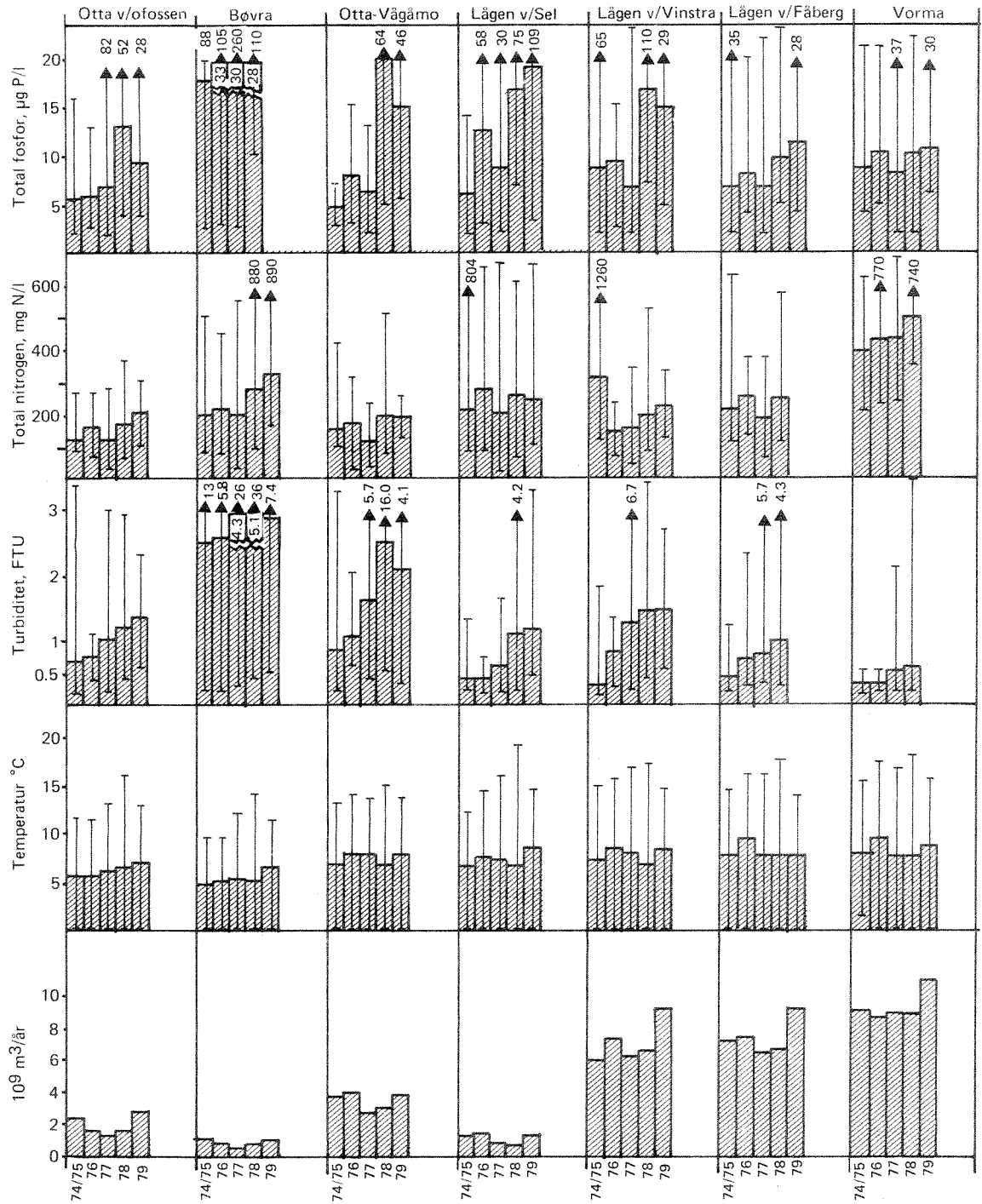


Fig. 6. Aritmetiske middelværdier samt variasjonsbredde for en del fysisk-kjemiske parametre i Otta - Gudbrandsdalslågen - Vorma på observasjonsdagene (74/75 = 1/4 1974 til 31/3 1975).

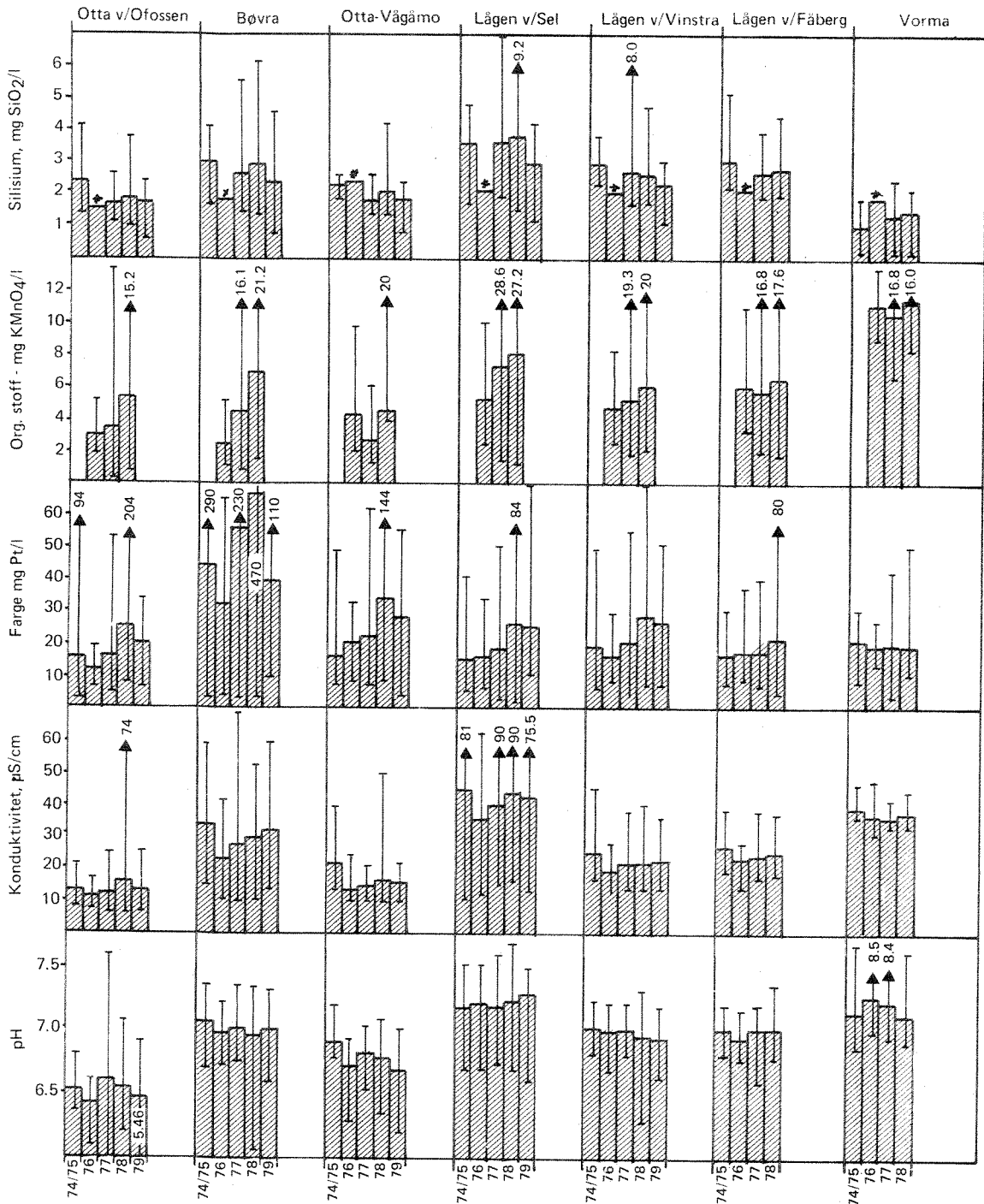


Fig. 7. Aritmetiske middelverdier samt variasjonsbredde for en del fysisk-kjemiske parametre i Otta - Gudbrandsdalslågen - Vorma på observasjonsdagene (74/75 = 1/4 1974 til 31/3 1975).

tilførsel), men også i Otta v/Ofossen er vannets temperatur noe lavere enn i øvre Gudbrandsdalslågen ved f.eks. Sel. Videre er det grunn til å merke seg at vannets temperatur i hele vassdraget avtar med økende smeltevannstilførsel. Variasjoner i de klimatiske forhold gjenspeiler seg raskt i variasjonsmønsteret for vannets temperatur. Aritmetiske middelveier og variasjonsbredde av måleresultatene på de enkelte stasjoner og for de enkelte år er gjengitt i fig. 6.

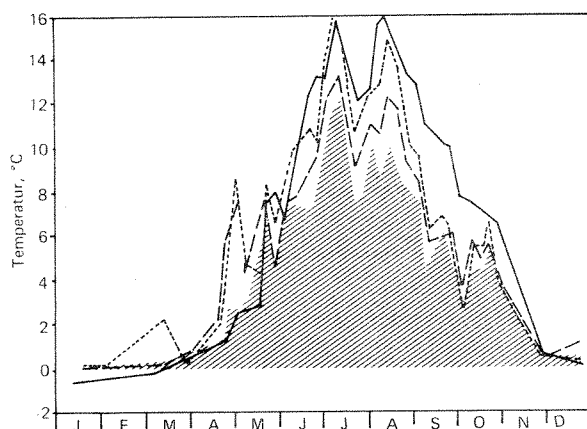


Fig. 8. Temperaturvariasjoner over året ved Faaberg i Gudbrandsdalslågen (helt opptrukket), Bøvra (skravert), Otta v/Ofossen (- - -) og Gudbrandsdalslågen v/Sel (- . - . - .). 1977.

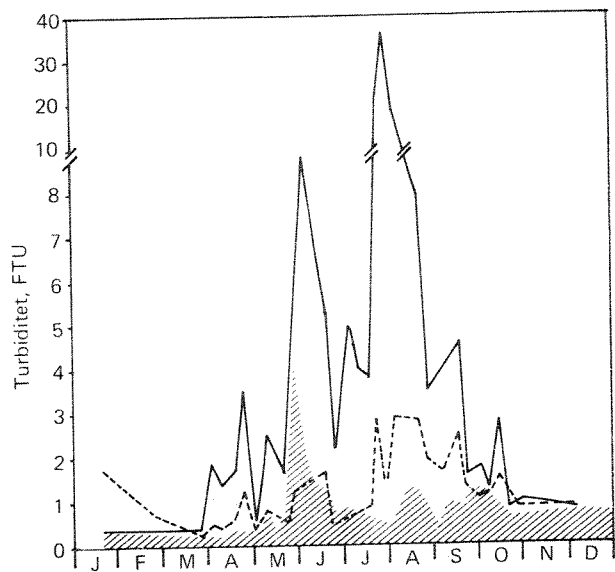
5.2.3.2 Generelle fysisk-kjemiske forhold

Generelt sett bestemmes konsentrasjonene av de fysisk-kjemiske parametre i et vassdrag av berggrunn, vegetasjon og menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet samt av meteorologiske og hydrologiske forhold.

I tillegg til dette bærer vannets fysisk-kjemiske forhold i Gudbrandsdalsvassdraget preg av at betydelige deler av nedbørfeltet består av høyfjellsområde hvor det om sommeren foregår smelting av is og sne som virker sterkt inn på vassdragets vannkvalitet på denne tid (erosjon). Denne påvirkning kommer best til syne ved de høye turbiditets- og ufiltrerte fargeverdier som er forårsaket av stor tilførsel av isbreers erosjonsprodukter, dvs. partikulært materiale. Det er i første rekke forholdene i Bøvra som er mest fremtredende i denne sammenheng (fig. 9). Etter hvert som partikulært materiale sedimenterer, særlig i innsjøer og

stilleflytende partier samt at betydelige mengder fortynningsvann kommer til (f.eks. Sjoa og Vinstra), avtar den partikulære belastningen, men enda ved innløpet til Mjøsa er elven grønnfarget av breslam til sine tider om sommeren. Konsentrasjon og følgelig også transportmengder av partikulære stoffer, kan variere betydelig fra tid til tid og fra år til år, avhengig av avsmeltingsforholdene og elvens vannføring (fig. 6).

Fig. 9. Variasjoner i turbiditetsverdier (ITU) 1978.
Helt optrukken: Bøvra.
Stiplet: Otta v/Ofossen.
Skravert: Gudbrandsdalslågen v/Faaberg.

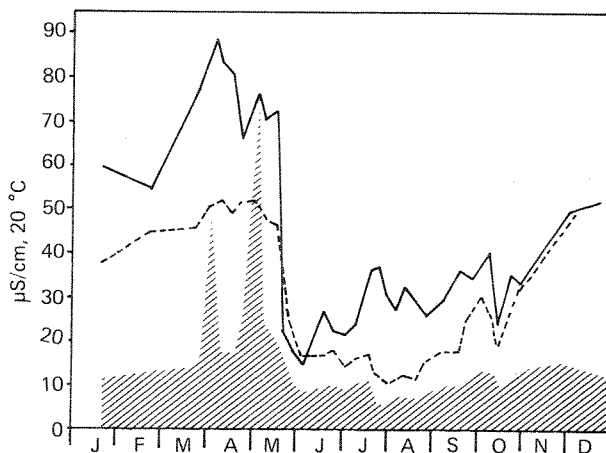


Det partikulære materiale er i vesentlig grad av mineralsk opprinnelse (uorganisk) - noe som avspeiler seg i lavt KMnO_4 -forbruk (fig. 7) som er et mål for vannets innhold av organisk stoff. Bare i spesielle tilfeller ved lav vannføring eller utgraving av vegetasjonsbeltet langs vassdraget kan verdiene bli noe høyere. I Vormå hvor bl.a. algeveksten i Mjøsa gjør seg gjeldende, er KMnO_4 -verdiene vanligvis omkring dobbelt så høye som i Gudbrandsdalslågen v/Faaberg. Variasjonsmønsteret for vannets fargepåvirkning som i vesentlig grad er betinget av partikkelinnholdet, følger i store trekk kurvene for turbiditet. De filtrerte fargeverdier er betydelig lavere enn ufiltrerte og varierer normalt i området 5-30 mg Pt/l (de fleste verdier 5-15 mg Pt/l).

Som i overflatevann i Norge forøvrig, er vannets innhold av salter lavt. Dette kommer tydeligst frem ved de lave konduktivitetsverdiene som er direkte proporsjonale med vannets innhold av salter. Her kan man merke seg at vannet i Bøvra har omtrent dobbelt så høye konduktivitetsverdier som vannet i Øvre Otta. De høyeste konduktivitetsverdier og dermed saltinnhold foreligger imidlertid for Gudbrandsdalslågen oppstrøms Otta.

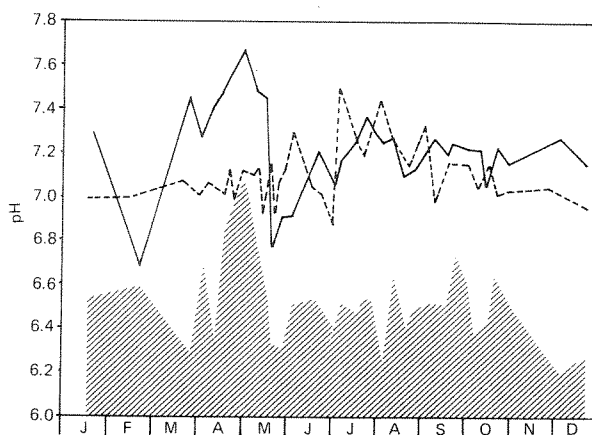
Dette avspeiler variasjoner i fjellgrunnens og løsavsetningens geologiske og mineralogiske sammensetning. De høyeste verdier er målt under lavvannsføringen om vinteren og når tilførselene fra høyfjellsområdene (bl.a. planlagte reguleringsområder) er minimale (fig.10). Denne effekt er i betydelig grad dempet i Øvre Otta som hele vinteren tilføres vann fra reguleringsmagasinene Breidalsvatn og Raudalsvatn.

Fig.10. Variasjoner i konduktivitetsverdier 1978. ($\mu\text{S}/\text{cm } 20^{\circ}\text{C}$)
Helt opptrukken: Gudbrandsdalslågen v/Sel
Skravert: Otta v/Ofossen
Stiplet: Bøvra.



Vannets pH-verdier varierer i området pH 7. Verdiene er vanligvis betydelig høyere i Gudbrandsdalslågen v/Sel enn i Øvre Otta (fig. 11). Bøvra inntar vanligvis en mellomstilling mellom disse ytterpunkter. Vannets surhetsgrad (pH) er en funksjon av nedbørfeltets geologi og biologisk produksjon (planters og planteplanktonets fotosyntese). I produktive vannforekomster er derfor pH vanligvis noe høyere om sommeren enn om vinteren (Vorma), men i vassdrag med mer geologisk betinget pH-variasjon er verdiene høyest i perioder med lavvannsføring (relativt sett størst tilskudd av grunnvann), slik tilfellet er i Gudbrandsdalslågen v/Sel (fig. 7).

Fig. 11. Variasjoner i pH-verdier 1978.
Helt opptrukken: Gudbrandsdalslågen v/Sel
Skravert: Otta v/Ofossen
Stiplet: Vorma, Minnesund.



5.2.3.3 Næringssalter

Vannets innhold av nitrogen i Gudbrandsdalsvassdraget er gjennomgående noe høyere i Bøvra og i Gudbrandsdalslågen v/Sel enn på de øvrige stasjoner, spesielt i Otta v/Ofossen. I Vorma er nitrogenkonsentrasjonene omtrent dobbelt så høye som i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg. Vannets innhold av nitrogen er høyest om våren (fig. 11). Dette variasjonsmønster både i tid og rom skyldes stor tilførsel av nitrogenholdig smeltedann samt utvasking av gjødselstoffer fra jordbruk og landarealer om

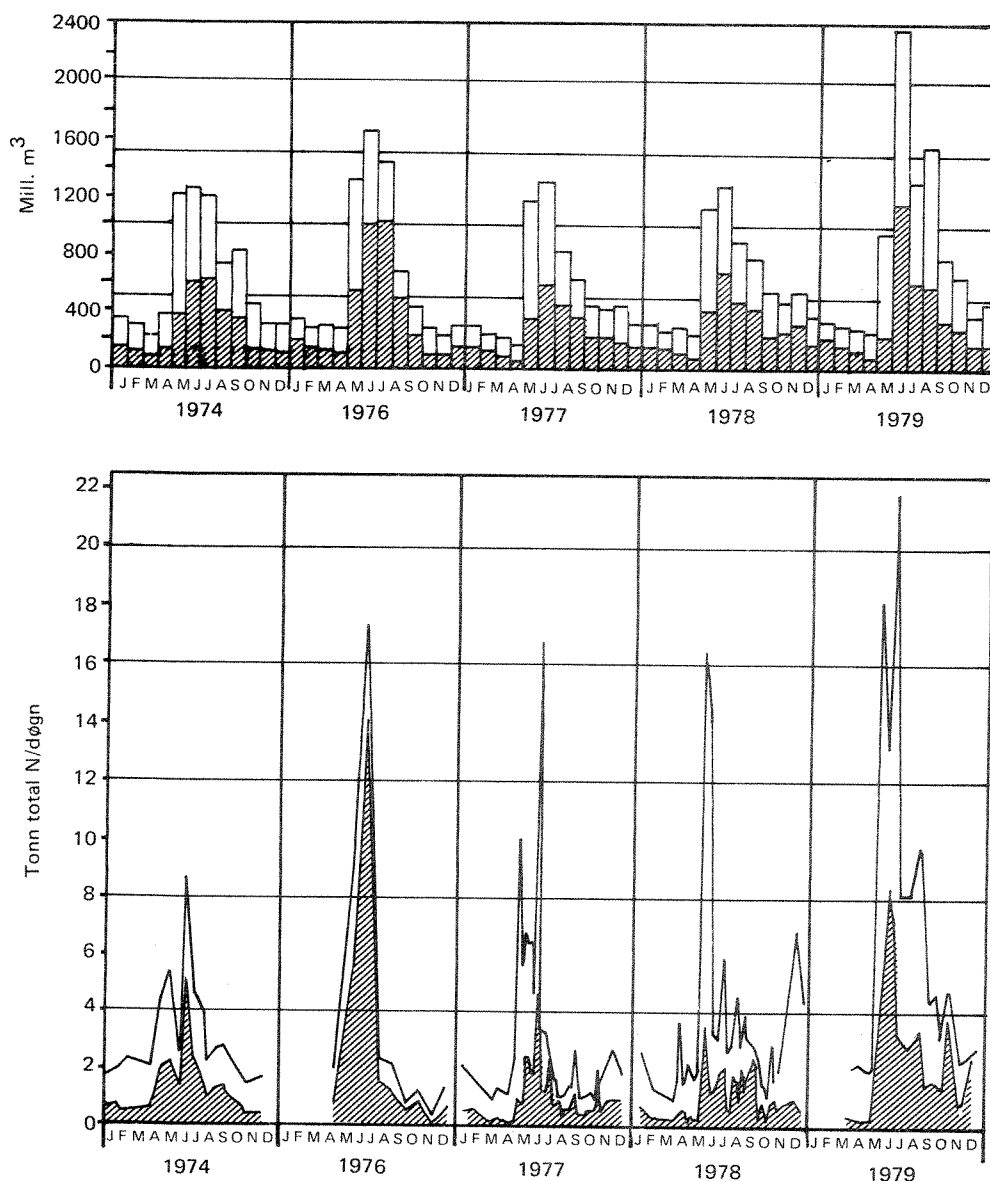


Fig. 12. Månedlig vannføring i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg og Otta ved Lalm (skravert). Daglige transportverdier for total nitrogen ved Fåberg (helt opptrukket) og Otta v/ utløp Vågåvatn.

våren. De høye nitrogenverdiene i Vorma antyder riktigheten av denne antakelse (fig.6). Det er også grunn til å merke seg at på flere stasjoner har konsentrasjonen (fig.6) og transporten (tab. 5) av nitrogen økt betydelig i løpet av undersøkelsesperioden (fig.11). Dette kan skyldes økt forbruk av nitrogenholdig kunstgjødsel, men en økende trend med hensyn til nedbørens nitrogeninnhold samt variasjoner i nedbør og avrenningsforhold er av betydning. De høyeste verdier ble observert om våren og forsommeren (mai-juni). Nitratets andel av vannets totale nitrogeninnhold varierer over året og fra stasjon til stasjon (fig. 13).

Den midlere nitrogenkonsentrasjon på de ulike stasjoner, Ofossen, Bøvra, Sel og Vinstra utgjorde henholdsvis 22, 36, 26 og 29 % av vannets totale nitrogeninnhold.

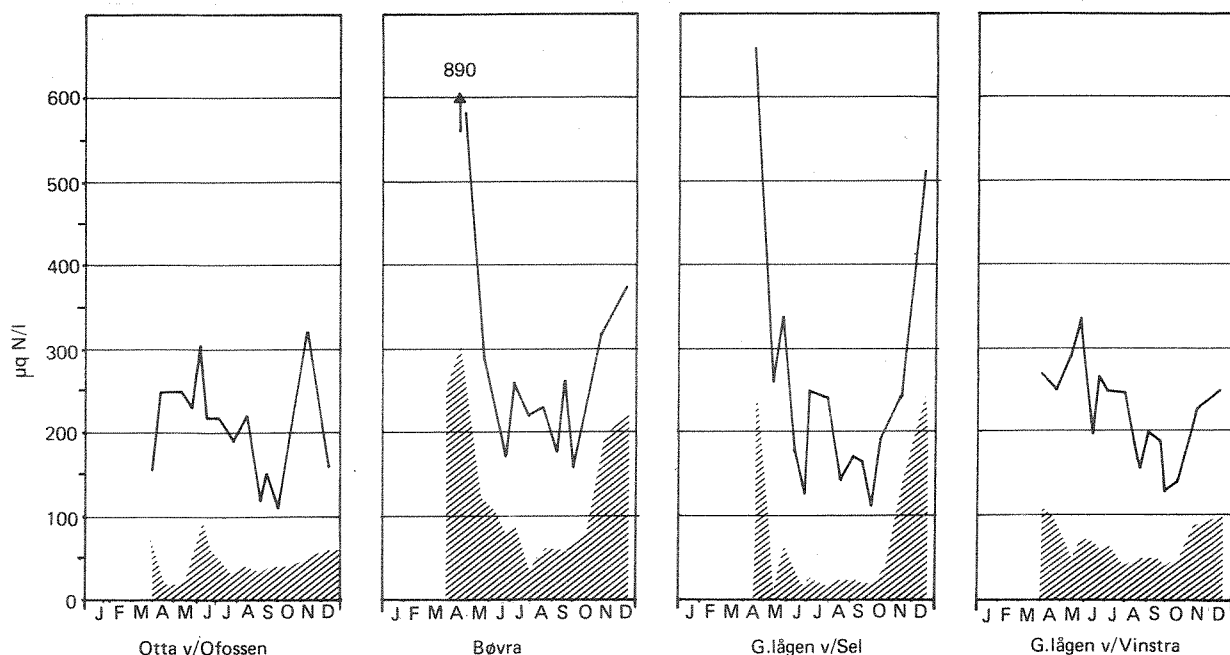


Fig. 13. Variasjoner i total nitrogen (helt optrukket) og nitrater (skravert) på forskjellige steder i Gudbrandsdalsvassdraget 1979.

Relativt sett er konsentrasjonene av total fosfor høye i Gudbrandsdalsvassdraget (fig. 6). Dette gjelder spesielt Bøvra. Av fig. 14 går det frem at dette i vesentlig grad skyldes partikulært fosfor, dvs. apatittfosfor som tilføres vassdraget som erosjonsprodukter fra isbreområdene i Jotunheimen. Dette er også årsaken til at konsentrasjonene er høyest under avsmeltingsperioden om sommeren. Høye verdier for partikulært fosfor nedover i vassdraget viser sammen med de høye turbiditetsverdiene

Tabell 5. Vannføring og stofftransport i Otta og Gudbrandsdalslågen.

	Otta			Gudbrandsdalslågen			
	Ofossen	Bøvra	Vågåmo	Sel	Vinstra	Fåberg	Minnesund
Nedbørfelt, km ²	1685	910	3569	1918	9596	11500	17369
Vannføring År mill. m ³							
74/75	2151	1060	3778	1268	7947	8357	9402
77	1323	590	2632	704	6170	6184	8797
78	1480	677	3034	743	6499	6586	8741
79	2791	912	3614	1221	9076	9130	11007
Silisium 74/75 tonn SiO ₂							
77	1925	1151	4542	2108	15994	16205	12129
/år 78	2426	1412	5887	2166	17358	17519	11068
79	3683	1280	5532	2997	19956	-	-
Total 74/75 nitrogen						1643	3350
77	177	73	294	104	901	1144	3928
78	244	136	545	155	1231	1938	4207
N/år 79	602	210	735	262	2093	-	-
Total 74/75 fosfor						48,4	76,0
77	8,9	15,0	17,8	6,0	44,2	41,2	73,5
78	27,6	19,2	64,3	15,6	186,1	69,7	95,7
P/år 79	30,3	32,0	64,7	20,5	155,3	110,0	112,1
Partiku- 74/75 lært							
77	5,0	11,4	10,2	2,4	22,2	15,5	26,4
78	12,8	10,3	36,1	7,4	109,2	30,1	37,1
tonn P/år 79	15,8	22,4	41,5	13,6	98,5	58,2	64,4
Løst uor- 74/75 ganisk							
77	-	-	-	-	-	-	-
78	2,8	1,5	7,3	1,8	12,3	12,5	16,6
tonn P/år 79	6,7	7,8	13,7	3,0	25,6	15,9	22,3

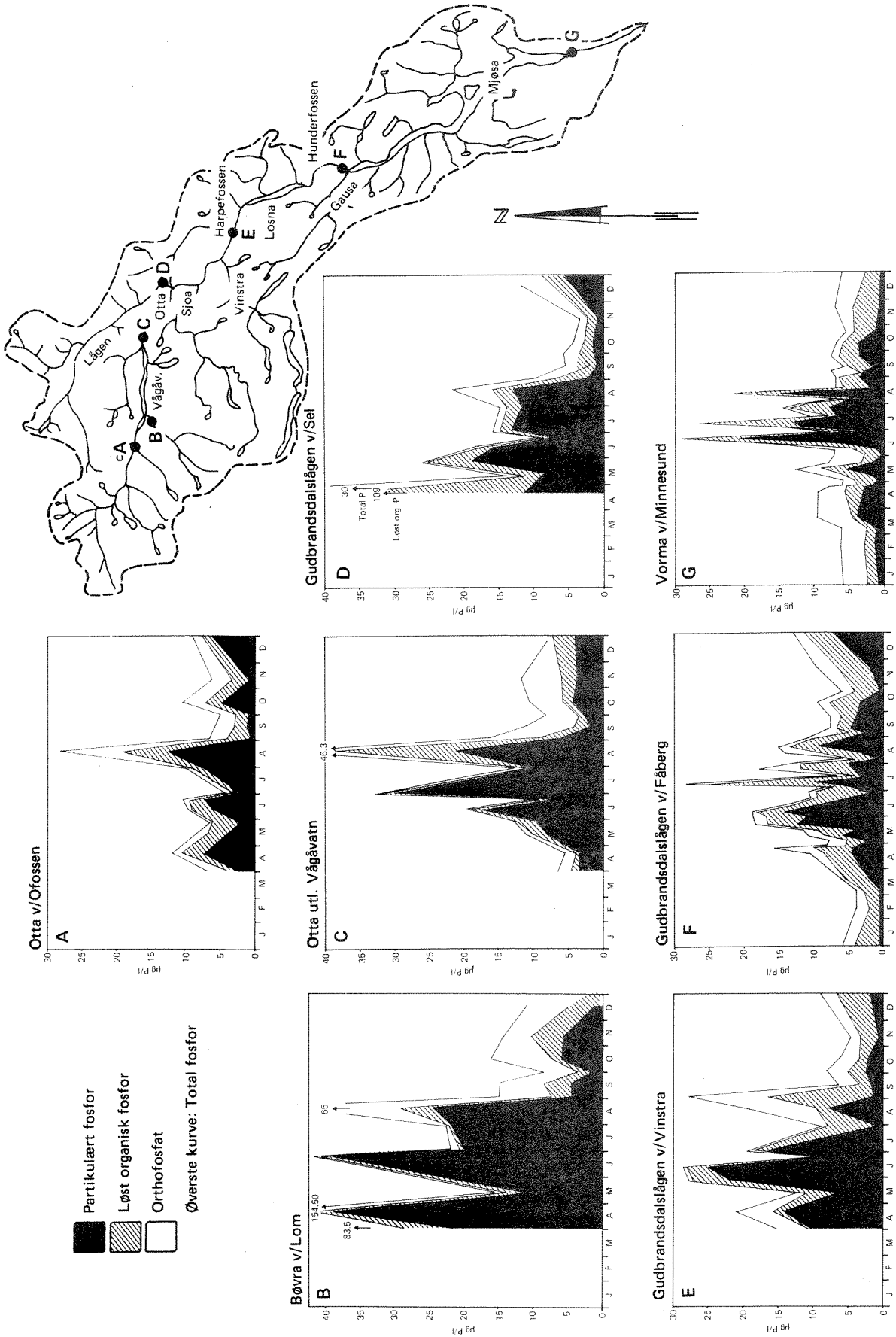


Fig. 14. Variasjoner i fosforkonsentrasjoner på forskjellige steder i Otta - Gudbrandsdalslågen 1979.

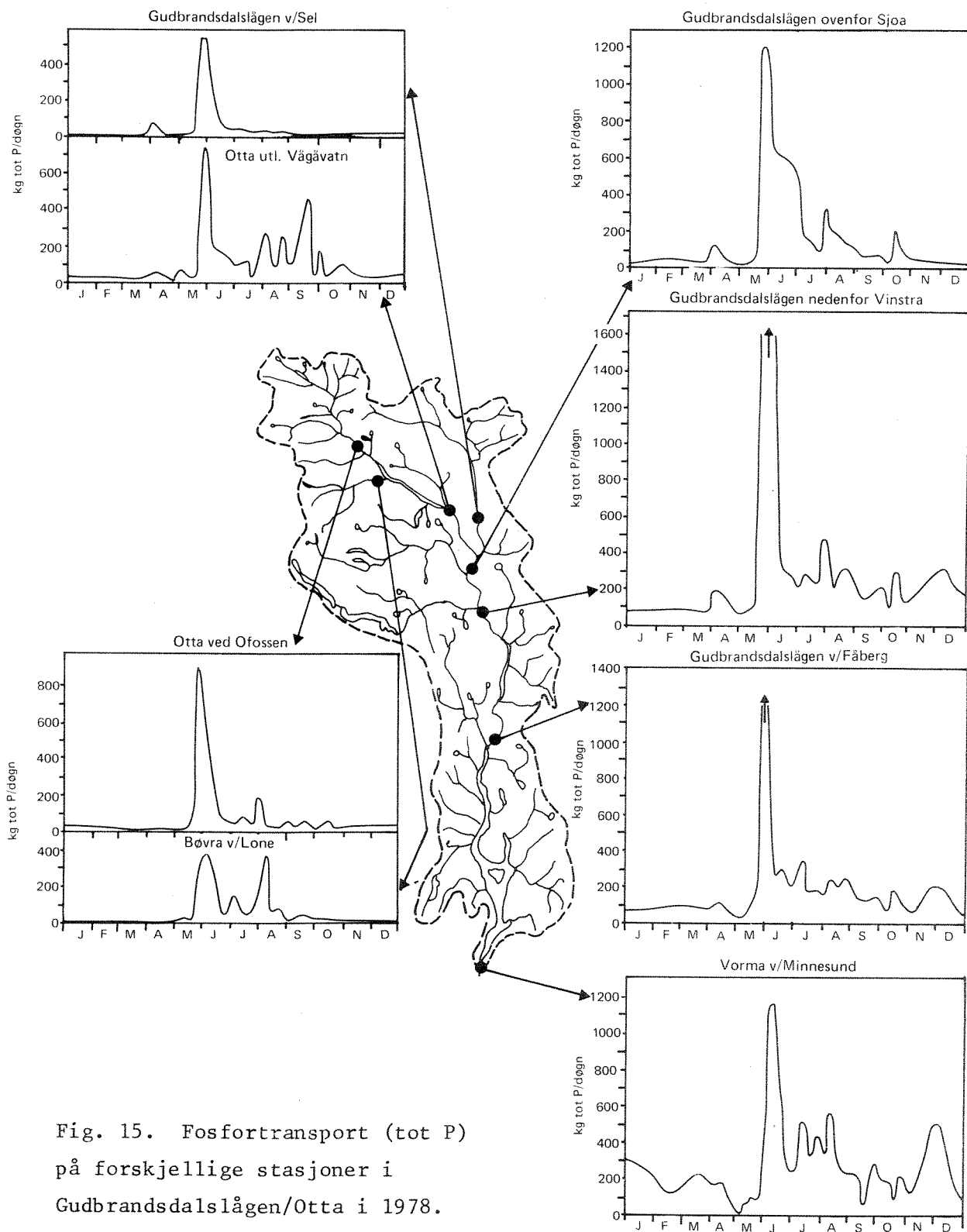


Fig. 15. Fosfortransport (tot P) på forskjellige stasjoner i Gudbrandsdalslågen/Otta i 1978.

betydningen av de før omtalte erosjonsprodukter. De årlige transportverdier er i stor grad betinget av vassdragets vannføring (fig. 15), men en viss konsentrasjonsvariasjon fra år til år gjør seg også gjeldende. (fig. 6). F.eks. var den årlige vannføring ved Fåberg i 1979 ca. 48% høyere enn i 1977, mens fosfortransporten i 1979 var over dobbelt så stor som i 1977 (tabell 5).

Den partikulære fraksjon har i de to siste år vært omtrent halvparten av den totale fosfortransport. Transporten av ortofosfat varierte de samme år mellom 10 og 20 % av den totale fosfortransport.

5.2.3.4 Silisium

Vannets silisiumkonsentrasjoner (SiO_2) varierte i sommerhalvåret normalt mellom 2 og 3 mg SiO_2 /l, mens konsentrasjonen i vinterhalvåret til dels var betydelig høyere (fig. 16). Konsentrasjonsnivået var hele året igjennom noe høyere ved Sel i Gudbrandsdalslågen enn i Otta (utløp Vågåvatn).

Fig. 16.

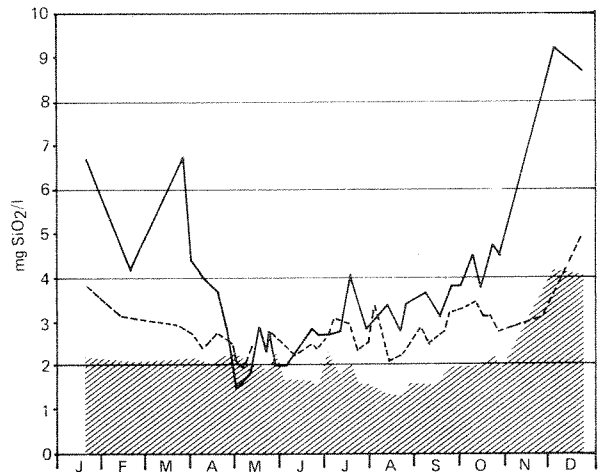
Variasjoner i silisiumkonsentrasjoner 1978.

Helt opptrukket:

Gudbrandsdalslågen v/Sel

Stiplet: Gudbrandsdalslågen v/Fåberg

Skravert: Otta v/utløp Vågåvatn.



5.2.3.5 Tungmetall

Konsentrasjonene av tungmetallene kobber, sink, bly og kadmium er lave (tabell 4) og har liten interesse i praktisk sammenheng. Vannets innhold av jern og også i noen grad mangan varierer i samsvar med vannets innhold av partikler. I perioder med liten partikkeltransport er konsentrasjonene av disse stoffer lave.

5.2.4 Biologiske forhold

Da det i tidsrommet 1974-1979 ikke har skjedd noen vesentlige forandringer i Otta-Gudbrandsdalslågen hva de biologiske forhold angår, skal det her henvises til utredningen: NIVA-rapport O-151/73 Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vorma. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlate vassdragsreguleringer.

5.2.5 Diskusjon

Undersøkelser som NIVA tidligere har utført av forurensningssituasjonen i Otta-Gudbrandsdalslågen sett i sammenheng med de senere års undersøkelser, gir grunn til følgende sammenfattende konklusjon:

1. Den primære forurensningspåvirkning, dvs. sopp- og bakterievekst, synes å ha økt siden befaringen som ble utført i 1967 (NIVA 1967). I de siste 2-3 år synes det å ha blitt en svak bedring jevnført med situasjonen i 1974. Påvirkningen utgjør i dag ikke noe stort problem, selv om det ved lavvannsføringer rent lokalt er uaktseptable forhold. Dette gjelder bare hovedvassdraget, idet flere av de mindre sidevassdrag, i hvert fall til sine tider, er kraftig belastet med lett nedbrytbart organisk stoff - noe som fører til masseutvikling av sopp- og bakterievekst.
2. Den sekundære påvirkning (eutrofiering) som var godt synlig på enkelte elveavsnitt i 1967, har økt i betydelig omfang. Spesielt gjelder dette vassdraget nedstrøms Vinstra. Forholdene synes imidlertid å ha stabilisert seg de 2-3 siste år, og noen tendens til ytterligere påvirkning har ikke kunnet spores. Derimot synes det å ha skjedd en viss forbedring særlig i den nederste delen av vassdraget (nedstrøms Losna). Selv om eutrofieringen i dag medfører en del praktiske og estetiske problem samt har bidratt til en forandring av bunndyrsamfunnene, utgjør den i dag ikke noe større problem for vassdraget.
3. Fosfor er minimumsfaktor (dvs. fosfor vil først bli mangelvare) for algeveksten. Konsentrasjonen av total fosfor varierer betydelig i løpet av året og fra år til år (middelverdi). Årsaken til dette er

varierende erosjonsbetingelser både i Jotunheimen og i dalførene. Mesteparten av fosforet er nemlig partikulært bundet - noe som viser at det i stor grad tilføres som erosjonsprodukter. Nitrogeninnholdet synes å ha økt noe i de senere år - noe som antakelig har sammenheng med økt gjødselforbruk i jordbruket samt økning av nedbørens innhold av denne komponent.

4. Den primære såvel som sekundære (eutrofiering) forurensningspåvirkning kan bedre fiskeforholdene. Fiskeproduksjonen er i dag trolig betydelig høyere enn hva den ville vært under helt upåvirkede forhold. Når saneringsarbeidet begynner å bære frukter, må man derfor regne med en viss nedgang i fiskeproduksjonen.
5. Flom og isbrepåvirkning (stor vannføring, lav temperatur og høy partikkeltransport) demper den biologiske produksjonen samtidig som den biologiske respons på tilførte forurensninger (organisk materiale, næringssalter) også begrenses. Det er derfor først og fremst ved lengere lavvannsperioder forurensningspåvirkningen gir seg utslag, mens den såvidt kan spores ved flomsituasjoner.
6. Vannet er bakteriologisk sett av en slik kvalitet at det ikke kan brukes som drikkevann for mennesker og dyr uten forutgående rensing.
7. Det er i første rekke kloakkutslipp og avrenning fra jordbruksaktiviteter som er årsak til forurensningssituasjonen, men enkelte industriaktiviteter bidrar også med en viss belastning. Selv om aktivitetene i Otta og Gudbrandsdalen er små sett i forhold til aktivitetene rundt Mjøsa, er de likevel viktige for forholdene i Mjøsa bl.a. på grunn av deres nære beliggenhet til hovedvassdraget.

6. VURDERING AV REGULERINGSVIRKNINGER I OTTA-VASSDRAGET

6.1 Restvannføring - generelle betraktninger

Både fra et økologisk-, estetisk-, bruksmessig- og fiskebiologisk synspunkt er det viktig at de berørte vassdragsavsnitt ikke helt eller periodevis tørrlegges. Et generelt krav til restvannføringen må være at de aktuelle elvestrekninger har karakter som elvestrekning i estetisk og økologisk sammenheng selv etter et eventuelt reguleringsinngrep. Hertil kommer behovet for bruk av vassdraget som resipient, for jordbruksvanning og for fiske. Ofte kan man komme langt med hensyn til stipulering av minstevannføring ved å ta utgangspunkt i vassdragets naturlige minstevannføring. I spesielle flompåvirkede elver kan man oppnå godt resultat selv om vannføringen i flomperiodene reduseres betydelig under den lavest observerte flomvannføring. I visse tilfeller kan dette være en fordel når det gjelder de vanlige bruks- og fiskemessige forhold.

Biologisk sett er det viktig at spesielt overgangen fra sommervannføring til vintervannføring skjer så naturlig som mulig, dvs. via en langsom og gradvis nedtrapping over lengre tid i tidsperioden september-november. Dette for å gi fisk og spesielt bunnorganismene mulighet til en normal utvandring, slik at de ikke tørrlegges eller stenges inne i grunnere vannansamlinger som senere bunnfryser. Man bør derfor ta sikte på å følge samme nedtrappingsmønster som i vassdrag uten reguleringsinngrep. Med tanke på fiskens gytemuligheter kan det kanskje i visse tilfeller bli aktuelt å nå ned til minimumstappingen (vintervannføringen) innen gytetiden. Derved vil det bli mulig å unngå at fisken gyter på områder som senere tørrlegges. Dette er spørsmål som fiskesakkyndige må ta standpunkt til.

Da økosystemet i rennende vann av den type det her er snakk om, i stor utstrekning blir tilført organisk materiale i form av løv og løvrest (også barnåler) i forbindelse med løvfallet om høsten (Terskelprosjektet, rapport 10), er det ønskelig at noen mindre flomtopper vår og høst kan opprettholdes, dvs. at en så naturlig vannføringsrytme for restvannføringen som mulig blir etterstrebet. Det er nemlig av stor betydning at løvrestene ikke hopes opp, men blir transportert nedover elveløpet samt at både organisk og uorganisk materiale omstruktureres, hvorved det naturlige organismelivet stimuleres. Dette er av spesielt stor betydning i elver som er sterkt belastet med breslam. Ved å spare enkelte mindre vass-

drag som f.eks. Tora og Føysa i Øvre Otta, vil man derved beholde en noenlunde naturlig vannføring i hovedvassdraget, hvor det i alle fall vil være nødvendig med restvannføring. Der det ikke er muligheter for helt å spare vassdrag, må akseptabel vannføring såvel som vannføringsrytmikk opprettholdes på kunstig vis enten som overskuddsvann eller ved tapping fra magasiner.

Ved tapping av vann fra magasin er det viktig at vannet spesielt i sommerperioden taes fra overflatelagene. Derved er det mulig i noen grad å opprettholde en naturlig temperaturvariasjon samtidig som en viss seston-drift (levende og dødt organisk materiale) vil gjøre seg gjeldende. Fisk såvel som mange bunndyr vil dra nytte av denne sestondrift som transporteres ned fra ovenforliggende innsjøer, og derfor finner man som regel spesielt gode produksjonsforhold umiddelbart nedstrøms innsjøer (utløpseffekt). Innsjøenes temperaturutjevneende effekt har også betydning i denne sammenheng.

Taes restvannet fra magasinenes dyplag blir sommertemperaturen særlig i de øverste deler av vassdraget nedstrøms meget lav. Dette vil nedsette elvens produksjonskapasitet samtidig som faunasammensetningen blir forandret. Om vinteren får man høyere temperatur enn normalt på de samme strekninger og her vil elven gå isfri. På grunn av økt vintervannføring kan man lengere nede få økte isproblemer som vil være til skade for såvel fisk som bunndyr. I tilfeller hvor det ikke oppstår noen direkte isproblemer eller langs strekninger hvor isproblemene reduseres, kan i visse tilfeller en økt vintertemperatur ha en positiv effekt på fisken og dens næringsdyr. For høye vintertemperaturer kan i blant bidra til at fiskeroggen klekkes for tidlig, og dermed kan fiskens reproduksjonsmuligheter bli negativt påvirket. Hvordan man best skal løse vintertappingen fra et magasin må derfor vurderes fra tilfelle til tilfelle.

Hvis det foreligger muligheter for å tappe restvannføringen fra flere magasiner, bør vannet taes fra det magasin som så langt som mulig er i overensstemmelse med de naturlige forhold (temperatur, vannkvalitet, drift osv.). Fra et fiskebiologisk synspunkt kan det dog være en fordel at vannet taes fra det minst brevannspåvirkede magasin for derved å få så gode produksjonsmuligheter som mulig selv om de berørte elvestrekninger tidligere har vært sterkt breslampåvirket.

6.2 Øvre Otta

Vassdragsavsnittets nedbørfelt ned til Ofossen har et areal på 1685 km² hvorav ca. 76% inngår i Statskraftverkens reguleringsplaner (Statskraftverkene, mars 1978). Det resterende nedbørfelt ligger i et område med en årsnedbør på ca. 300 mm som er av samme størrelsesorden som forundstningen på årsbasis. De foreslåtte reguleringsinngrep, full utbygging såvel som 1. byggetrinn, vil i perioder medføre praktisk talt tørrlegging av vassdraget hvis ikke minstevannføringen slippes på.

I området er det ca. 1300 fastboende. Det antas at om sommeren og påsken (vinterferien) mer enn fordobles dette antall på grunn av turisttrafikken. Langs vassdraget er det ca. 7 km² (ca. 0,4% av det totale nedbørfelt, 1,8% av restnedbørfeltet) dyrket mark.

I NIVA-rapport (0-151/73 Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975) av oktober 1975 er det på grunnlag av observasjonsresultater fra vassdraget og beregnet (anslått) forurensningsbelastning, gjort forsøk på å beregne nødvendig minstevannføring i Otta oppstrøms Ottavatn (ut fra resipienthensyn). Disse beregninger gav som resultat:

$$\text{Minstevannføring om vinteren (qv)} = 9 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Minstevannføring om sommeren (qs)} = 26 \text{ m}^3/\text{s}.$$

På bakgrunn av disse beregninger, generelle erfaringer og under forutsetning av "rimelige" vannføringsvariasjoner om sommeren, ble minstevannføringen i Otta ved Ofossen stipulert til

$$qv = 6 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$qs = 20 \text{ m}^3/\text{s}$$

Det var ved disse beregninger antatt 60% fosforreduksjon ved rensetekniske tiltak. Det må påpekes at de hygieniske (bakteriologiske) forhold er av stor betydning i områder med bl.a. stor turisttrafikk.

På bakgrunn av de senere års undersøkelser er det ut fra faglige synspunkter ingen grunn til å endre disse forslag om minstevannføringer vesentlig. Imidlertid bør vannføringsreglementet tilpasses det naturlig vannføringsmønsteret for vassdraget (fig. 16 og 17).



Fig. 18. Otta ved Kittilstad.

Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under dagens forhold og etter regulering.

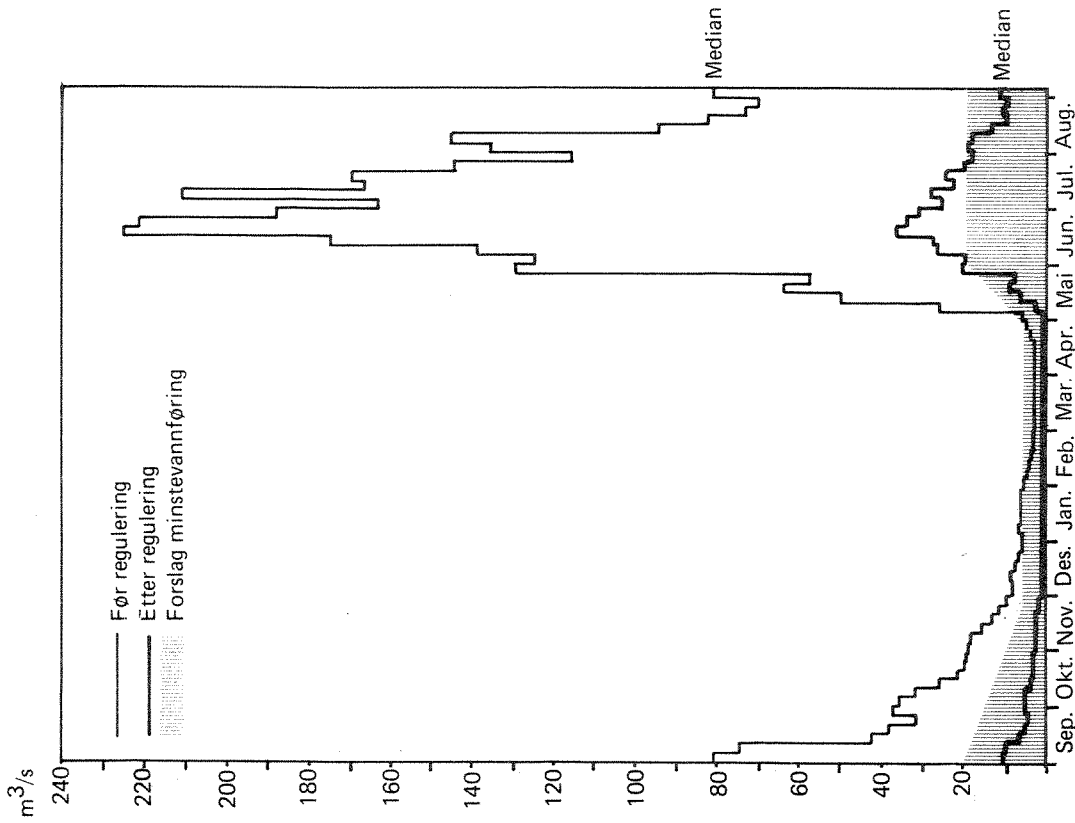


Fig. 17. Otta ved Kittilstad.

Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under naturlige forhold og etter regulering.

I det følgende forslag er det i noen grad tatt hensyn til bunndyrenes vekst og tilpasningsrytme (egglegging, klekking, oppvekst, ernæring). Det er tatt utgangspunkt i den naturlige minstevannføring som det er fremskaffet data for av Statskraftverkene. Verdiene gjelder Otta v/Ofossen:

Vinter, 1/12-30/4: $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (omtrent naturlig minstevannføring).

Vår, 1/5-31/5: gradvis økning fra 5 til $20 \text{ m}^3/\text{s}$.

Sommer, 1/6-31/8: $20 \text{ m}^3/\text{s}$.

Høst, 1/9-30/11: gradvis avtak fra 20 til $5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Fiskesakkyndige må vurdere og tilpasse minstevannføringen om høsten til fiskens gytevaner. Det forutsettes at det om sommeren blir sørget for påslipp av enkelte, kortvarige flomvannføringer - dette for å spyle og rense ut avlagret løv, detritus og annet partikulært materiale. De angitte verdier gjelder kun bruken av vassdraget som resipient.

De foreslåtte grenseverdier forutsetter også at forurensningssituasjonen følges opp etter at et eventuelt inngrep er gjennomført, og at det på bakgrunn av observasjonsresultatene gies muligheter for justeringer.

6.2.1 Tora og Føysa uregulert

Bortsett fra eventuelle forurensningstilførsler fra turistaktiviteter i området brukes ikke Tora og Føysa i dag som resipient for avløpsvann, og eventuelle minstevannføringer i disse elver kan derfor ikke stipuleres ut fra slike betraktninger.

Imidlertid er det grunn til å vurdere elvenes betydning for opprettholdelse av en mest mulig naturlig minstevannføringsvariasjon i Ottavassdraget nedstrøms samløp - ned til Ottavatn (fig. 19 og 20).

Med utgangspunkt i de grenser for minstevannføring som er foreslått ovenfor, vil det med Tora og Føysa regulert, bli nødvendig med påslipp av vann mesteparten av året fra de ovenforliggende magasiner (vassdraget ovenfor). Her må forutsetningen om enkelte flomvannssituasjoner om sommeren taes i betraktning. Det ansees under alle omstendigheter vanskelig å manøvrere påslippene slik at vannføringsvariasjonene blir i overensstemmelse med de naturlige forhold.

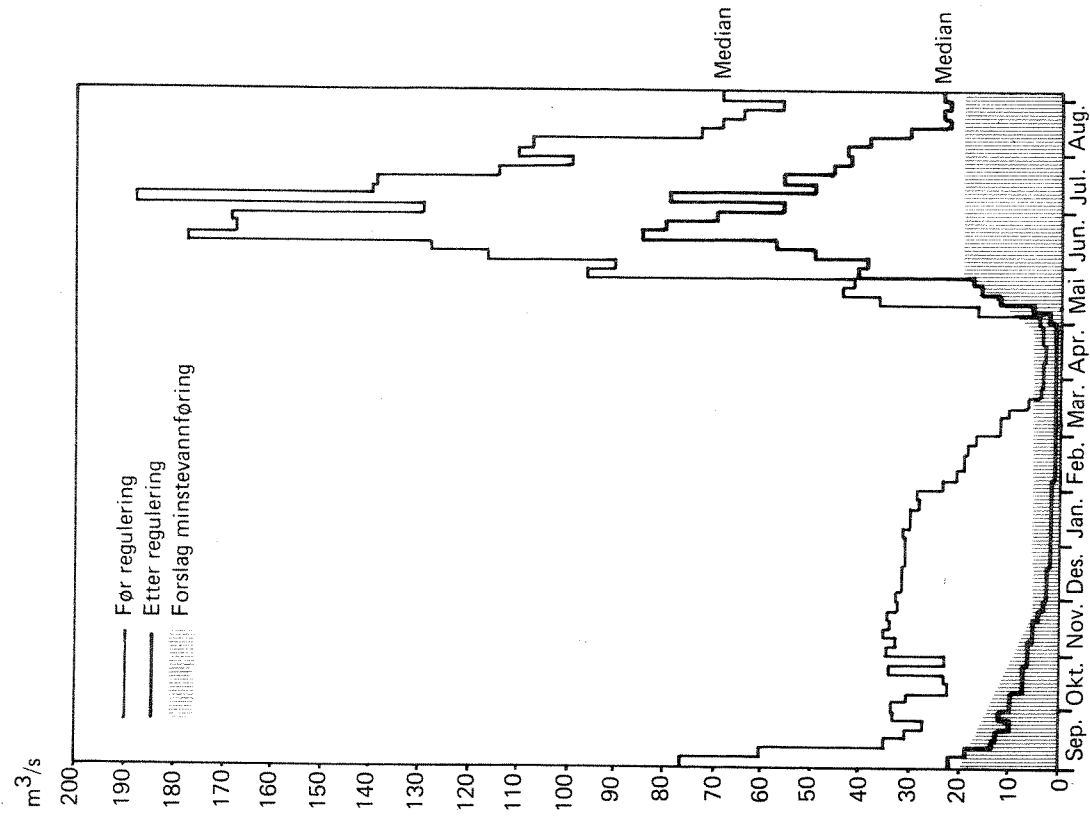


Fig. 20. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under dagens forhold og etter regulering ekskl. Tora og Føysa.

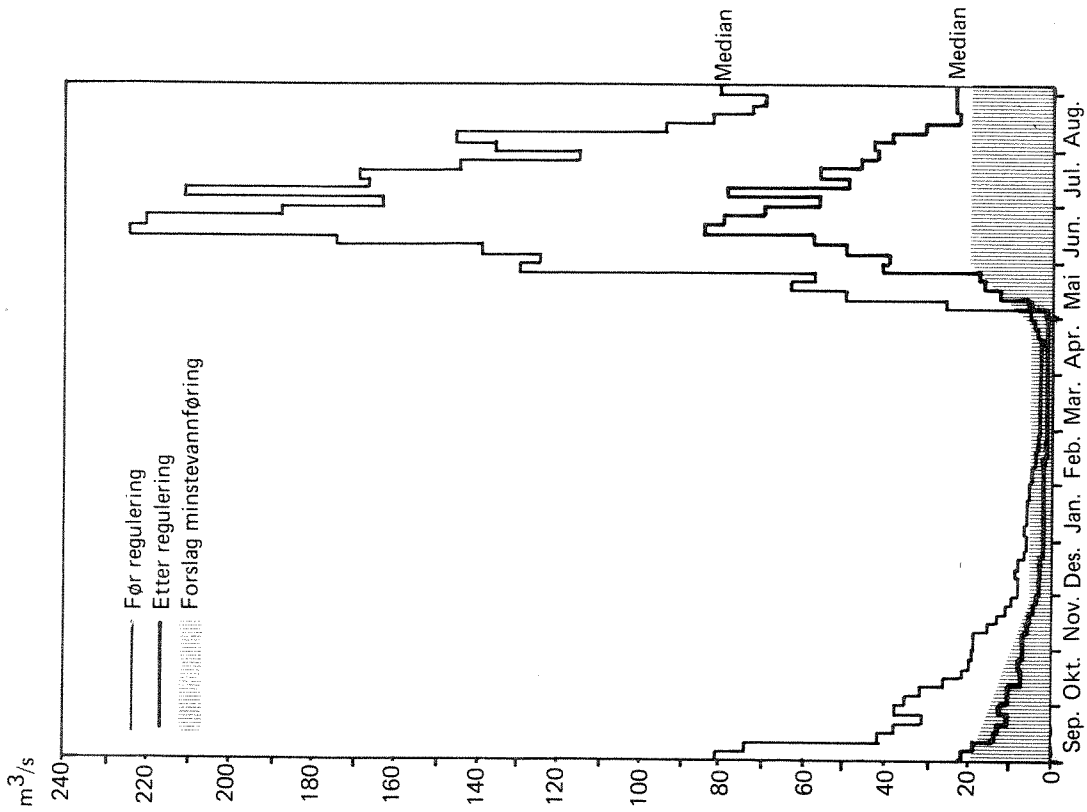


Fig. 19. Otta ved Kittilstad. Karakteristiske verdier for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1967-1977 under naturlige forhold og etter regulering ekskl. Tora og Føysa.

Ved en regulering hvor Tora og Føysa ikke inngår vil sommervannføringen i et normalår i Otta oppstrøms Ottavatn avta til bare en tredjedel av den naturlige, men gjennom alle sommermånedene vil vannføringen normalt bli høyere enn de foreslåtte minstevannføringer. Dessuten vil man gjennom denne periode få et variasjonsmønster for vannføringen i tråd med det naturlige. Utover høsten og spesielt vinteren vil det imidlertid bli nødvendig med et visst påslipp av vann fra de ovenforliggende magasiner (helst Breidalsvatn) for å opprettholde forslagene til minstevannføring. Ved påslipp av vann fra magasinene lengst oppe i vassdraget vil en større del av vassdraget nyte godt av dette. Det vil ut fra resipientbetragtninger i Øvre Otta elv ha stor betydning at Tora og Føysa forblir uregulert.

6.2.2 Otta ved Grotli

Regulering vil føre til svært små vannføringer og til dels tørrlegging av de øverste delene av Ottavassdraget. En stipulering av en eventuell minstevannføring i dette elveavsnitt må bygge på de bruksinteresser som er knyttet til vassdragsavsnittet, i første rekke turist-, fiske- og rekreasjonsinteresser. Det bør derfor skaffes til veie data om omfanget av slike aktiviteter. Tørrlegging eller for lav vannføring vil få ødeleggende virkninger på vassdragets biologiske forhold. Ved stipulering av minstevannføringen bør det tas utgangspunkt i at et harmonisk organismsamfunn skal opprettholdes i hele vassdragsavsnittet. Vannføring tilsvarende 10% på midlere årlig varighetskurve bør kunne være retningsgivende. Dette gjelder også Vulua.

I henhold til planene vil ikke reguleringsinngrepet medføre vannstands- endringer utover de naturlige i Grotlivatn, men vannstanden vil pendle hurtigere enn før. Dette vil selvsagt virke inn på organismsamfunnet i innsjøens strandsone, og muligens derfor også på fiskeforholdene. Dessuten vil det kunne medføre praktiske ulemper f.eks. i forbindelse med utøvelsen av fiske o.l. Så vidt vi kjenner til anvendes ikke innsjøen eller vassdraget oppstrøms som resipient for avløpsvann.

6.2.3 Glitra - Blankåi

Vannføringsforholdene i Glitra - Blankåi blir vesentlig bedre etter de nye planer enn etter de opprinnelige. Ifølge Bosettingskartet for Norge

fra 1974, er det ikke fastboende i området. Eventuelle minstevannføringer her kan derfor ikke stipuleres ut fra resipientbetraktninger. Det forutsettes at vannstanden i Glittervatn ikke blir berørt av reguleringen.

6.2.4 Rauddalsvatn - Framrusti

I Supplement til Generalplan for Øvre Otta-verkene av desember 1973 heter det at HRV i Rauddalsvatnet heves fra k. 1005 til k. 1010. I henhold til planene vil 1. byggetrinn ikke omfatte nye og større magasiner utover de eksisterende i Breidalsvatnet og Rauddalsvatnet. Avløpselven fra Rauddalsvatn, Framrusti, vil bli tørrlagt. Heller ikke her er det særlig behov for minstevannføring i resipientsammenheng.

6.2.5 Liavatn - Ostri - Tundra

I henhold til de opprinnelige planer av desember 1973, er det foreslått en regulerings høyde i Liavatn på 2 m - 1 m senking og 1 m heving. Bortsett fra en viss turisttrafikk er det ingen forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltet, og inngrepet kan derfor ikke vurderes ut fra resipientbetraktninger.

Langs Ostri bor det ifølge Bosettingskartet for Norge av 1974, ca. 340 mennesker som i vesentlig grad ernærer seg av jordbruk. Ved en eventuell regulering vil middelvannføringen ifølge de opprinnelige planer endres fra 11,19 til 1,17 m³/s målt ved samløp Tundra. Da de fleste gårdsbruk ligger langt fra elven, er det vanskelig å stipulere en minstevannføring i elven i resipientsammenheng uten inngående undersøkelser. Vannføring tilsvarende 10% av midlere årlig varighetskurve bør kunne være retningsgivende ved bestemmelse av minstevannføring. Det bør tas hensyn til at det drives et utstrakt fiske i elven til husbehov.

Tundra vil ifølge de opprinnelige planer bli praktisk talt tørrlagt ved en eventuell regulering. Kun en gård har tilknytning til elven. Vi har derfor ut fra resipientbetraktninger ingen innvendinger mot inngrepet.

6.2.6 Skjøli

Ved en eventuell regulering vil middelvannføringen i Skjøli ved samløp Otta i henhold til de opprinnelige planer avta fra 7,33 til 0,6 m³/s. Langs de nedre deler av elven bor det ifølge Bosettingskart for Norge av 1974, ca. 150 personer. Statskraftverkene nevner at det her ligger 8-10 gårdsbruk som vil bli berørt av den reduserte vannføring (reduert selvgjerding, senket vannstand i brønner og inntak for vanningsanlegg o.l.). I hvilken grad elven brukes som resipient for avløpsvann er ikke kjent. Hvis en stipulering av minstevannføring skal ha noen mening, bør denne ikke underskride ca. 1/2 m³/s om vinteren og 3 m³/s om sommeren. Den naturlige vintervannføring er imidlertid langt lavere, og det er mulig denne bør legges til grunn ved bestemmelse av minstevannføring hvis ikke resipientforholdene på denne tid er spesielt dårlige. Dette bør undersøkes nærmere.

6.2.7 Endringer av Ottavatnets vannkvalitet

I og med at Leiras vannmasser er tiltenkt kort oppholdstid i Høydalsvatn, må man forvente at vannet som tilføres Ottavatnet i sommermånedene blir betydelig breslambelastet etter at reguleringsinngrepet er gjennomført. Erosjon i Høydalsvatnets strandområder vil øke vannets innhold av partikler. Strøm og temperaturforholdene i Ottavatn vil også bli vesentlig endret. I hvilken grad det vil finne sted en oppbygging av sandbanker i Ottavatn, slik som tilfelle har vært øverst i Vågåvatn, og hvilke konsekvenser dette vil kunne få for innsjøen og vannets kvalitet, de biologiske forhold o.l. bør bli gjenstand for inngående undersøkelser og vurdering.

6.3 Bøvra

Undersøkelsesresultatene 1974-1975 viste at forurensningssituasjonen i nedre deler av Bøvra var utilfredsstillende vinterstid. Dette på grunn av at den naturlige minstevannføring på denne tid er meget liten og at det manglet forurensningsbegrensende tiltak. Det ble derfor foreslått at man ved en eventuell regulering burde vurdere å heve minstevannføringen i Bøvra ved Lom sentrum til minst 2 m³/s om vinteren. Under forutsetning av at Visa ble holdt utenfor reguleringen, ble det antatt at sommervannføringen samme sted ville være tilstrekkelig i resipientsammenheng.

På grunn av manglende observasjoner om belastning, vannkvalitet (biologisk, kjemisk) og elvens vannføring ble minstevannføringsproblematikken i den øvre del av vassdraget ikke diskutert i rapporten fra 1975.

Høsten (brev av 24. november) 1978 avga NIVA en skjønnsmessig vurdering av nødvendig minstevannføring i resipientsammenheng for Bøvra ned til Visa. Det ble da foreslått en minstevannføring om sommeren på $6 \text{ m}^3/\text{s}$ og om vinteren $1 \text{ m}^3/\text{s}$ lokalisert til like nedstrøms samløp Bøvra/Leira.

I det angjeldende område (Bøvra oppstrøms samløp Visa) er det en god del gårdsbruk og den faste bosetting er av Statistisk Sentralbyrå angitt til ca. 450 mennesker. I henhold til opplysninger fra Oppland fylkeskommune kan man regne med at turisttrafikken sommerstid og i påsken utgjør en ekstrabelastning fra forskjellige typer turistetablissementer (fjellstuer, hoteller, campingplasser osv.) på minst 2000 personekvivalenter. I tillegg kommer betydelig dagsturtrafikk. På de fleste av disse turiststeder er avløpsforholdene ordnet via slamavskillere med avløp til vassdrag. Ved siden av den næringssaltbelastning disse aktiviteter representerer (minst 6 kg tot P pr. døgn fra befolkningen) har de også stor betydning hygienisk sett. Hvordan drikkevannsforsyningen er ordnet er ikke kjent. Det antas at det i området er stort behov for hygienisk betryggende vann for jordbruksvanning.

På grunn av isbreenes erosjonsaktivitet er vannmassene i Leira sommertid sterkt belastet med breslam. Ved overføring av Leira til Høydalsvatn vil også denne innsjø nødvendigvis bli sterkt breslampåvirket. Tilførselene vil nemlig tildels skje i en tidsperiode da Høydalsvatnet er i labil likevekt (ensartet temperatur fra overflate til bunn). Vindindusert strøm og bølgebevegelser vil medføre at hele innsjøen får preg av breslambelastet innsjø som f.eks. Vågåvatn. Det er grunn til å regne med at utvasking av erosjonsprodukter fra innsjøens strandområder under oppfyllingsperioden vil forsterke denne effekt. Ved påslipp, eventuelt overløp av vann fra Høydalsvatn, vil vassdraget bli sterkt slamførende. Ved siden av at sterk slamføring vil virke negativt inn på organismelivet i vassdraget, har det også betydelige konsekvenser for bruken av vannet i vanningsanlegg o.l. (Dette gjelder Bøvra oppstrøms Leira).

På bakgrunn av de permanente så vel som sesongbetingede aktiviteter langs det aktuelle vassdragsavsnitt samt de siste simuleringskurvene for vannføring som Statskraftverkene har utarbeidet, vil vi skjønnsmessig foreslå følgende minstevannføring (i resipientssammenheng) i Bøvra ved samløp Bøvra/Leira (fig. 21):

Vinter, 1/12-30/4: minimum $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Vår, 1/5-31/5: gradvis økning fra $0,5$ til $6 \text{ m}^3/\text{s}$.

Sommer, 1/6-31/8: minimum $6 \text{ m}^3/\text{s}$.

Høst, 1/9-30/11: gradvis avtak fra 6 til $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Dette forutsetter imidlertid at avløpsproblemene blir tatt hånd om på en forsvarlig måte (renseteknisk eller på annen måte). Eventuell endring av tidspunktet for minstevannføring om høsten må avstemmes etter fiskens gytevaner - noe som fiskesakkyndige må ta standpunkt til. Den gradvise overgang fra regulert sommer- til vintervannføring er meget betydningsfull på grunn av bunnfaunaens årsrytme (egglegging, klekking, nærings-tilgang). For i noen grad å unngå forringelse av vannkvaliteten som følge av slamtransport, bør påslipp av vann fortrinnsvis skje fra Bøvra (Dalsvatn). Vanntilførselen via Leira kan i resipientssammenheng innskrenkes til $2 \text{ m}^3/\text{s}$ om sommeren (følgelig $4 \text{ m}^3/\text{s}$ i Bøvra). De foreslåtte vannføringer er å betrakte som minstevannføringer i resipientssammenheng, nødvendig vann for jordbruksvanning må eventuelt komme i tillegg. Det vil også være sterkt ønskelig at det om sommeren gis mulighet for påslipp av enkelte mindre og kortvarige flomtopper for å spyle ut avlagret partikulært materiale.

Etter samløp Visa antas det at elvens vannføring sommerstid er tilstrekkelig i resipientssammenheng. Som nevnt tidligere vil det ut fra resipientbetraktninger være gunstig å øke minstevannføringen i de nedre deler av Bøvra vinterstid.

Det forutsettes at elvens tilstand følges opp slik at de angitte grenseverdier for minstevannføring eventuelt kan justeres senere.

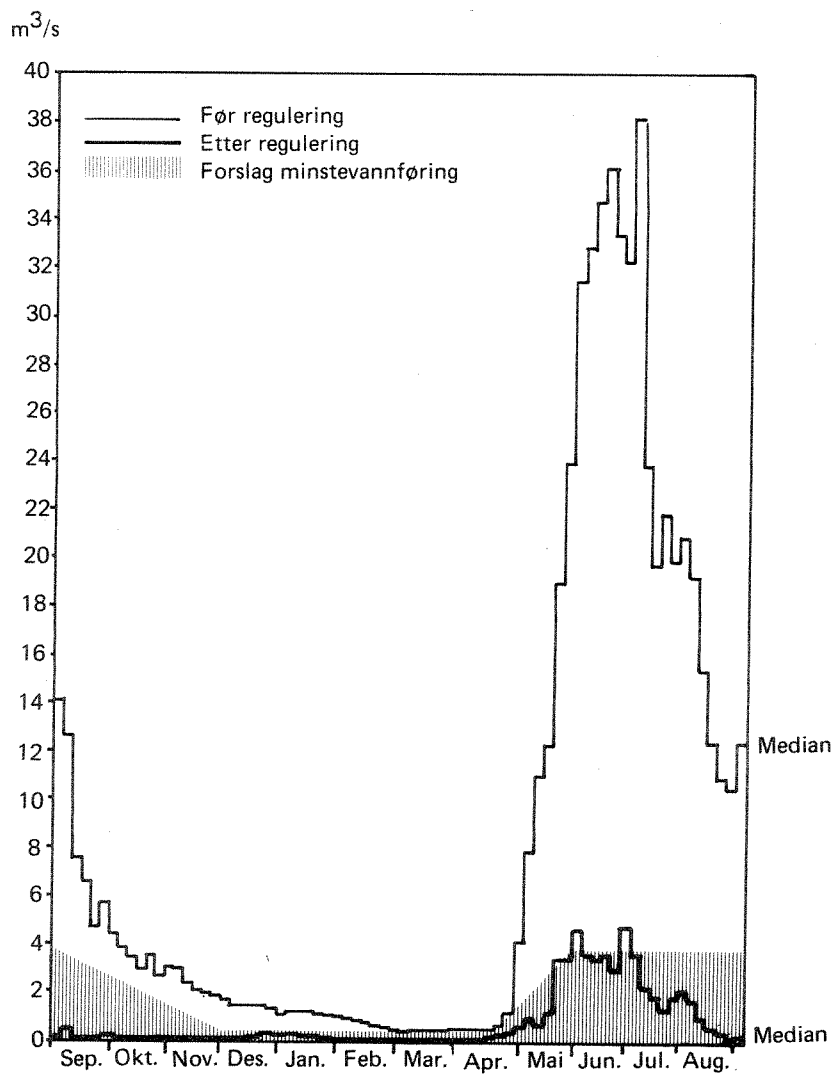


Fig. 21. Bøvra ved Brustein. Karakteristiske verdier før og etter regulering for 5-døgnsmidler av vannføringen for perioden 1968-1977.

6.4 Elvestrekningen Otta ved Lalm til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen

I henhold til Statskraftverkernes planer av desember 1973 for full utbygging av Jotunheimen, skal Otta elv taes inn i tunnel i Eidefoss-området og føres ned til et kraftverk ved Harpefossen (fig. 22). Otta elv nedstrøms inntaksstedet vil derfor bli praktisk talt tørrlagt. Vannføringen i Gudbrandsdalslågen på strekningen Otta-Harpefoss vil også bli sterkt redusert. Dette kan bl.a. få store konsekvenser for vassdragsavsnittet som resipient, ikke minst nedstrøms Otta tettbebyggelse.

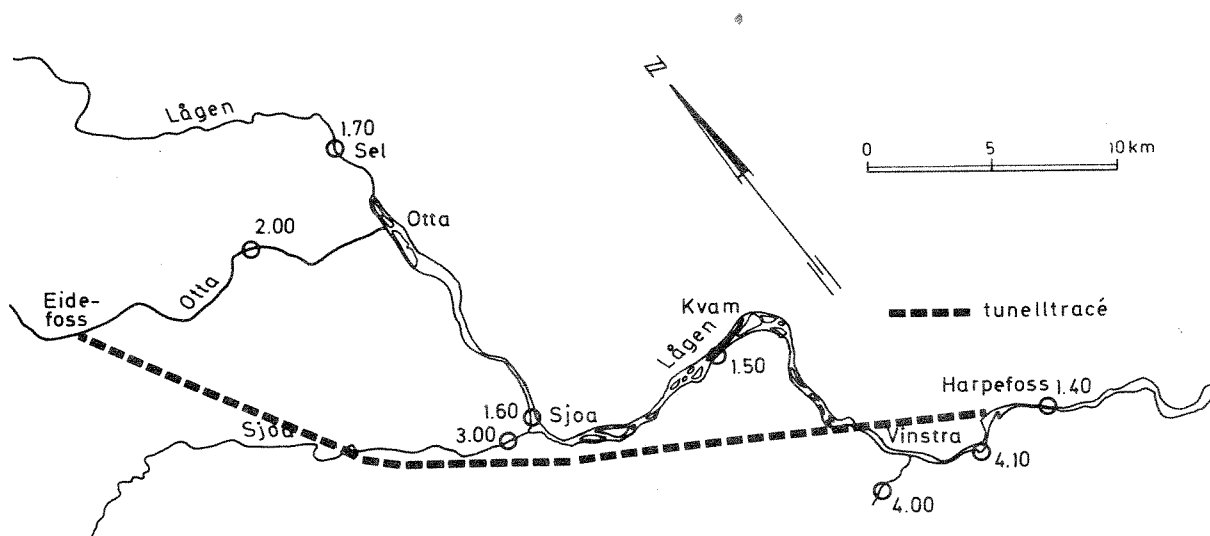


Fig. 22. Elveavsnittet fra Eidefoss i Otta til Harpefoss i Gudbrandsdalslågen.

Eventuelle problemer som kunne oppstå ble mer utførlig diskutert i NIVA-rapport 0-151/73 av oktober 1975. Her ble nødvendig minstevannføring forsøkt beregnet ut fra et betydelig fysisk-kjemisk og biologisk observasjonsmateriale fra elvene samt ut fra oppgaver over forurensningstilførsler fra bebyggelse, industri og jordbruk. På grunnlag av disse beregningsresultatene samt mer generelle forskningsresultater og

erfaring, ble det foreslått følgende verdier for minstevannføring i Otta før samløp Gudbrandsdalslågen:

Vinter: $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Sommer: $20 \text{ m}^3/\text{s}$.

De senere års undersøkelser har vist at konsentrasjonen av næringsalter både i Otta og Lågen (Sel) varierer sterkt over året og fra år til år. Konsentrasjonsverdiene de senere år har gjennomgående vært betydelig høyere enn de som ble observert i 1974/1975 (fig. 6). Ved en eventuell regulering vil det derfor bli nødvendig å vurdere de ovenfor angitte grenseverdier for minstevannføring mer inngående. Dette forutsetter bl.a at forholdene i vassdraget følges opp kontinuerlig i tiden fremover (overvåking). Dessuten vil det også her være fordelaktig med en gradvis overgang fra vintervannføring til sommervannføring (tidsrom 15/4-15/5) og fra sommervannføring til vintervannføring (tidsrom 1/9-30/11). Videre bør det slippes på kortvarige flomtopper for å spyle ut eventuelle avsetninger i elveleiet.

7. UNDERSØKELSES- OG OBSERVASJONSMATERIALE FRA MJØSA

7.1 Innledning

Mjøsa har i 1970-årene stått sentralt i forurensningsdebatten i Norge. Selv om man langt tidligere var klar over at innsjøen produksjonsmessig var i en utvikling (Holtan 1977), var det først i 70-årene tilstanden gjennom bredt anlagte undersøkelser ble dokumentert. Denne dokumentasjon ble etter hvert lagt til grunn for de mest omfattende forurensningsbegrensende tiltak som noen gang er satt ut i livet i Norge. I det følgende skal det gjøres rede for hvordan forurensningssituasjonen i Mjøsa artet seg både før og etter 1976 da de første forurensningsbegrensende tiltak ble satt ut i livet.

7.2 Fysiske forhold

7.2.1 Klima

Vekstforholdene i innsjøer blir påvirket av de klimatiske forhold. Dette gjelder særlig i sommerhalvåret.

Midlere årlig nedbørhøyde ved Kise er ca. 500 mm. Den nedbørrikest del av året er sommer og høst (fig. 23). Varmeste og kaldeste månedsmiddeltemperatur (1931-1960) var henholdsvis 16,5°C i juli og -6,5°C i januar og februar (fig. 24).

Ved siden av lufttemperatur er inn- og utgående strålingsenergi av betydning for produksjonsforholdene i innsjøen. Skydekke og antall soltimer gir et inntrykk av dette (fig. 25 og 26).

Vindens fart og retning er viktig for strømforholdene og dermed for temperaturforhold og stoffspredning i Mjøsa. Fig. 27 viser vindmengden og retningen vinden blåste fra i sommersesongene 1973-1979.

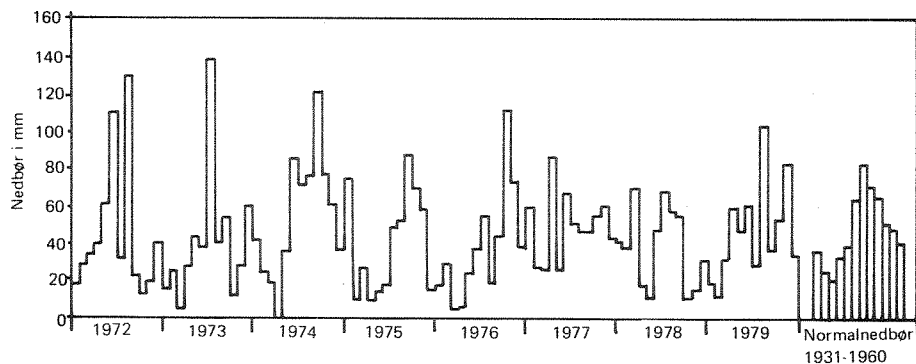


Fig. 23. Kise meteorologiske stasjon. Månedlige nedbørverdier.

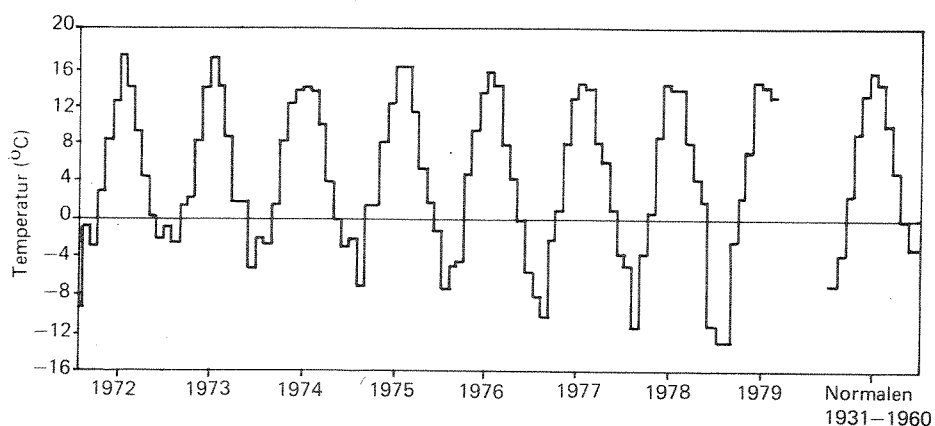


Fig. 24. Kise meteorologiske stasjon. Månedlig middeltemperatur.

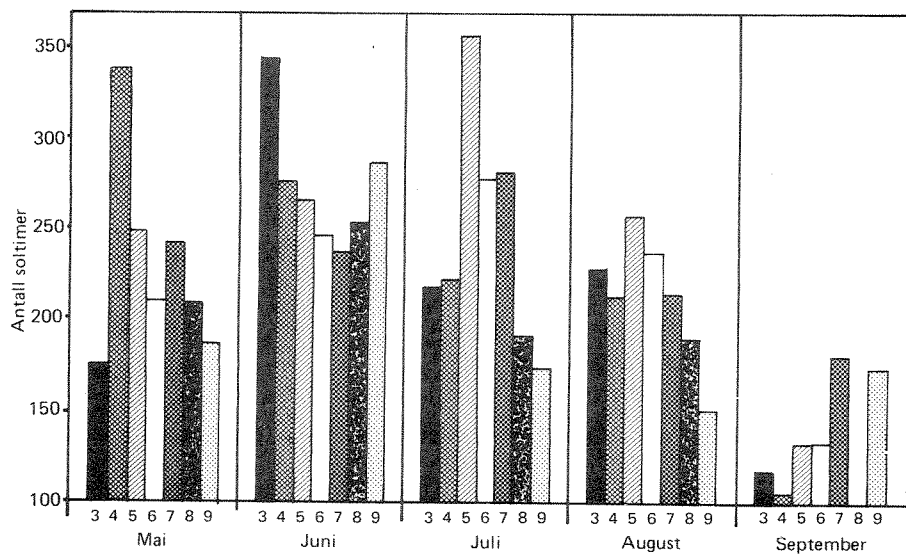


Fig. 25. Kise meteorologiske stasjon.
Fordeling av soltimer over sommerhalvåret i
i tidsperioden 1973 (3) og 1979 (9).

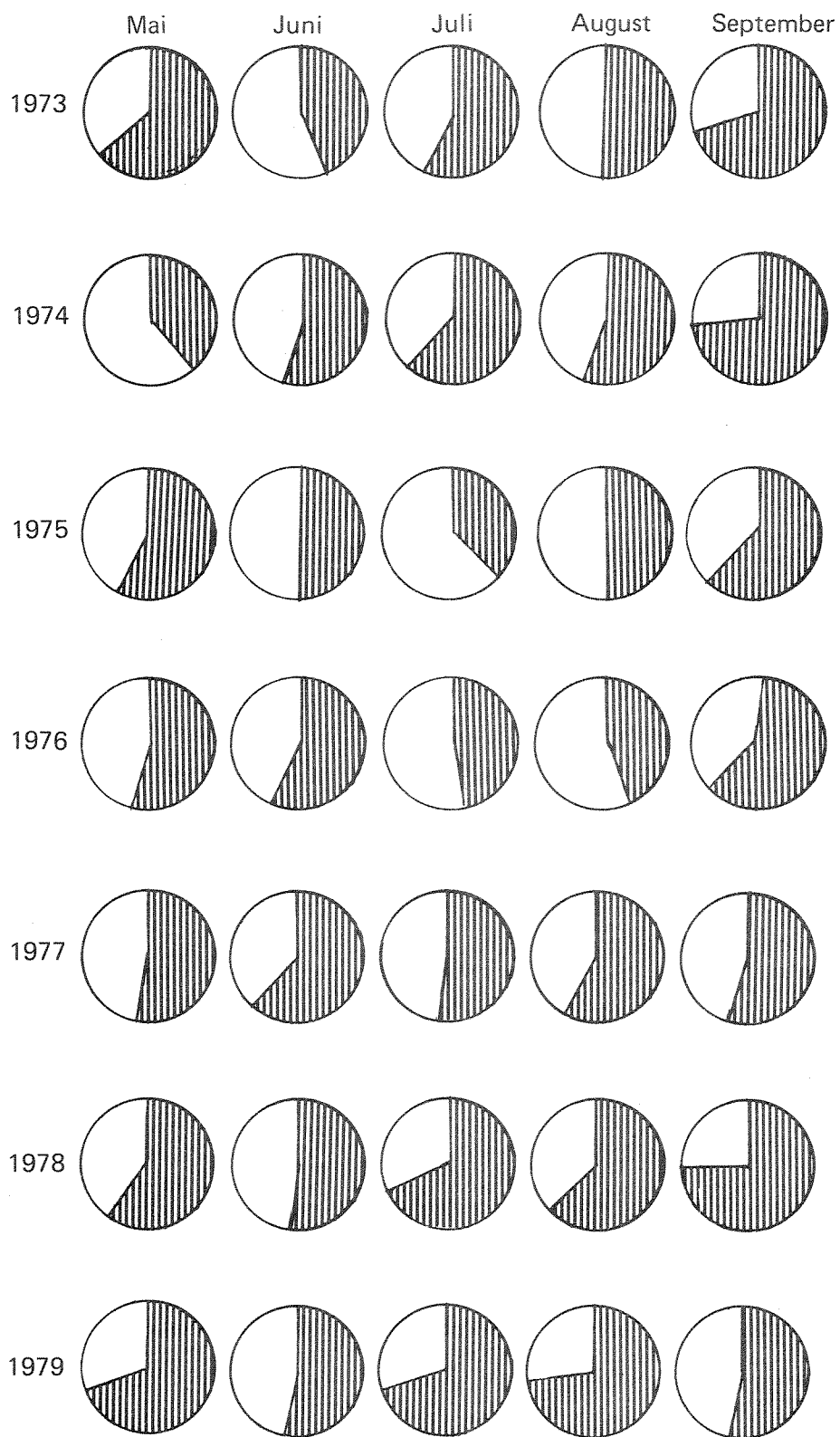


Fig. 26. Kise meteorologiske stasjon: Midlere skydekke.
Fylt sirkel = fullstendig skydekke.
De fylte sektorene viser andel av skydekke for de enkelte månedene.

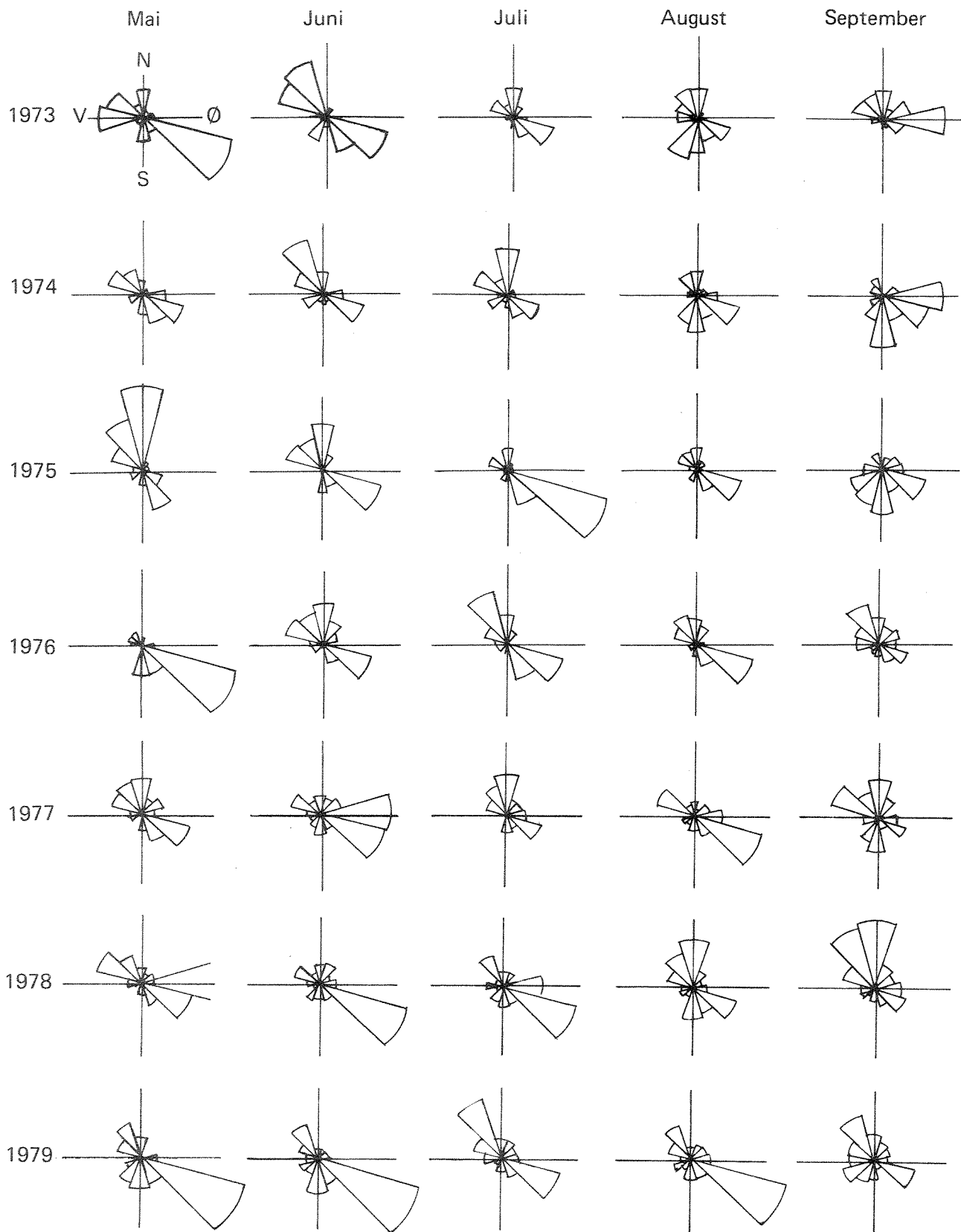


Fig. 27. Kise meteorologiske stasjon. Vindmengde = månedsum av alle Beufort-verdiene innenfor hver sektor.

7.2.2 Vannbalanse - vannstand

Innsjøer er følsomme overfor endringer i tilført og avgitt vannmengde. Deres reaksjon er magasinendring. De tilføres vann via elver, grunnvann og nedbør på sjøens overflate, og tappes via avløp og fordunstning.

Nedbør på Mjøsas overflate og fordunstning er generelt neglisjerbar i forhold til de øvrige leddene som inngår i vannbalansen. Dette på grunn av stort dreneringsfelt i forhold til Mjøsas overflate. Det vil derfor ikke bli tatt hensyn til disse bidragene i den videre beskrivelse.

I fig. 28 er det gitt et eksempel på vannbalansen i Mjøsa i løpet av et år (1974). Gudbrandsdalslågens vannføring ble registrert ved Losna. Øvrige tilløp fra Mjøsas nærområde er summert.

Om vinteren (november-mars) var utløpsvannføringen gjennom Vormå større enn tilløpsvannføringene. Vannstanden i Mjøsa ble redusert med 3,25 m. Snøsmelteflommen fra nærområdene startet i begynnelsen av april, og kulminerte i månedsskiftet april/mai og ble avsluttet i begynnelsen av mai. Etter hvert som stadig høyereliggende deler av nedbørfeltet bidro med smeltevann, økte vannføringene i Gudbrandsdalslågen, og det oppsto flere flomsituasjoner i løpet av sommeren som var avhengig av avsmeltingsforholdene i fjellområdene. På grunn av regn var tilløpsvannføringen høy også om høsten.

Fra vårflommens begynnelse økte vannstanden til nær øvre reguleringsgrense på 5,25 m i midten av juni. Denne vannstanden ble overveiende opprettholdt frem til november.

Mjøsa hadde en tydelig regulerende effekt. Utløpsvannføringene ble redusert og forsinket i forhold til innløpsvannføringene. Denne regulerende effekt blir enda tydeligere om man benytter kortere tidsintervall mellom observasjonene (fig. 29).

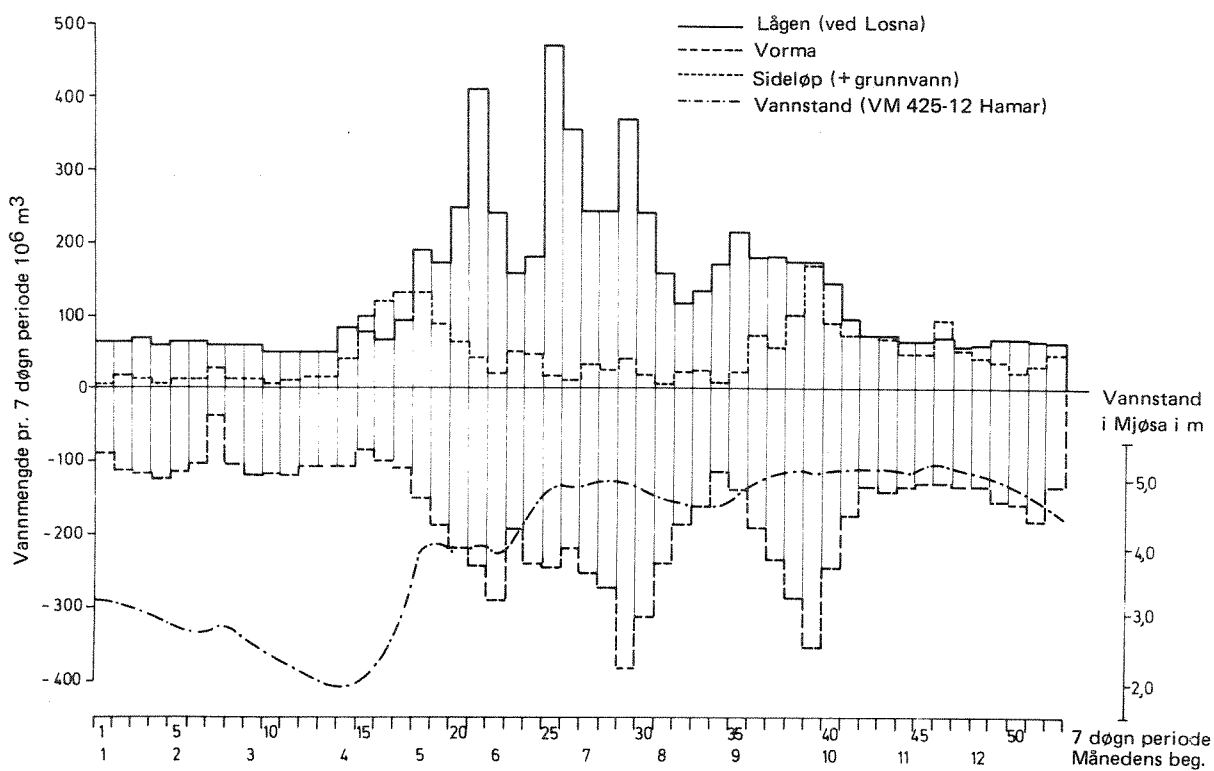


Fig. 28. Vannbalanse 1974.

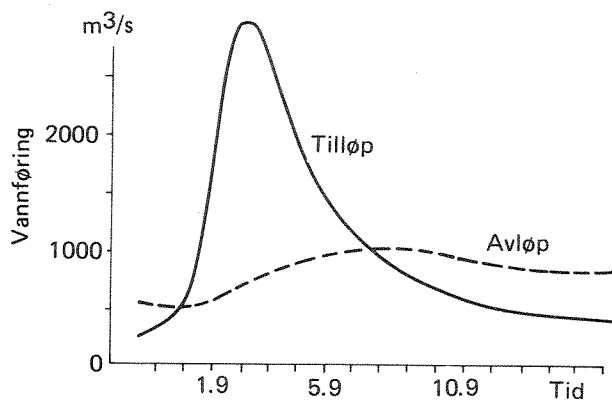


Fig. 29. Flomhydrogram for tilløp og avløp fra Mjøsa under storflommen i 1938 (etter Klæbo og Schou 1939).

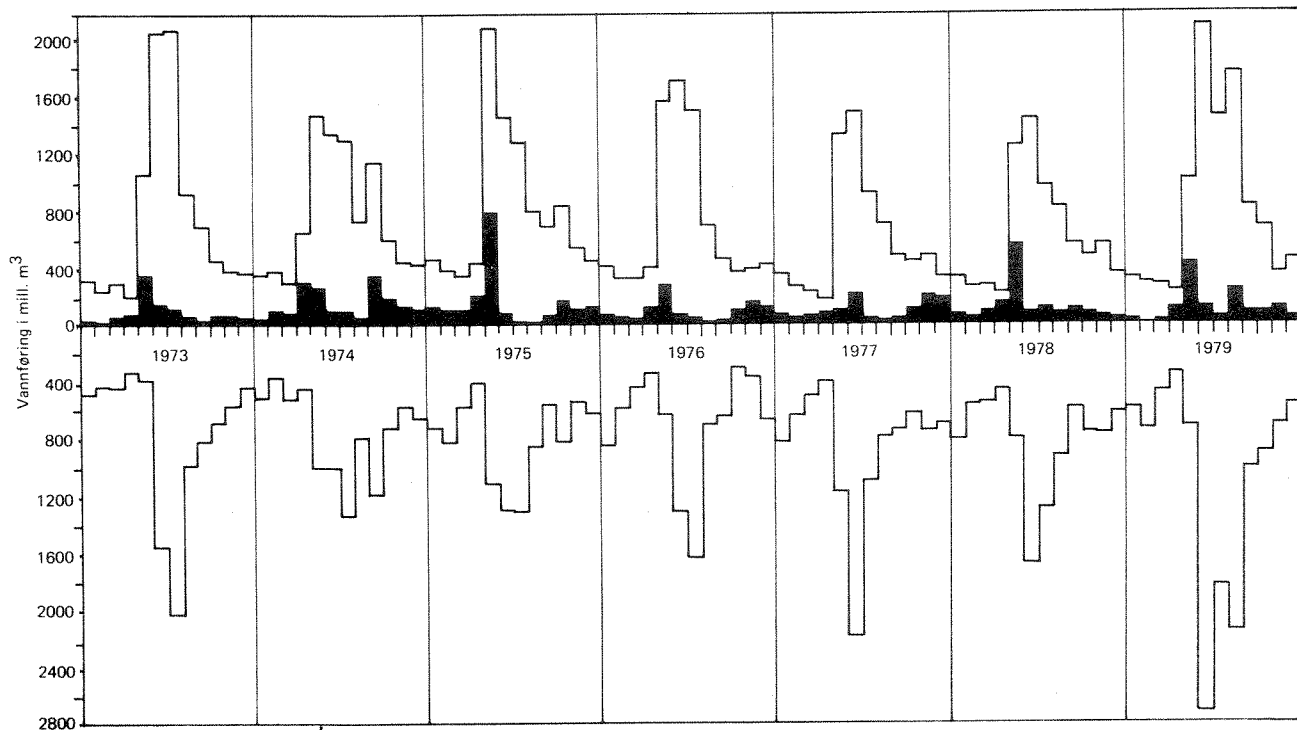


Fig. 30. Vannbalanse i Mjøsa 1973-1979. Sort: Sum vannføring i lokale elver + avrenning fra nærområdet - Gudbrandsdalslågen.

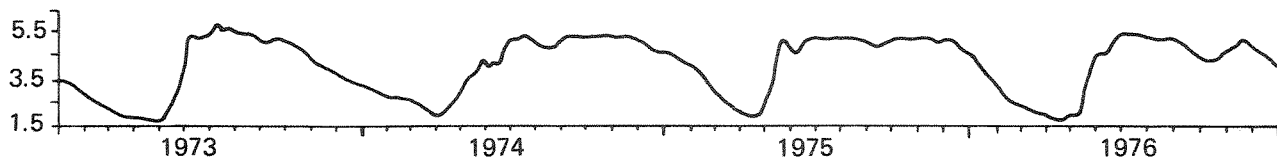
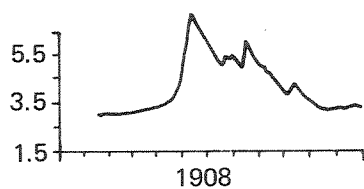


Fig. 31. Vannstand i Mjøsa i observasjonsperioden og i 1908. Vertikal skala: vannstand i m i henhold til Hamar V.M.

Det skisserte årsforløp synes å være representativt, men verdienes størrelse og tidspunkt for de ulike hendelsene kan imidlertid avvike en del (fig. 30).

Mjøsa er regulert for kraftverksutnyttelse. Reguleringshøyden er 3,61 m. Vannet blir holdt tilbake i flomperiodene om sommeren og sluppet om vinteren. Vannstandsvariasjonen i perioden 1973-1979, samt i 1908 (før reguleringen) er vist i fig. 31.

Mjøsmagasinet fylles normalt i størst grad av smeltevann fra lavlandsområdene i perioden april-juni. Tilførslene av forurensningsstoffer fra jordbruksarealer og kulturpåvirkede områder langs vassdraget er særdeles store i denne perioden. Oppdemningen medfører at disse stoffene i større grad blir bevart i innsjøene enn hva tilfelle ville vært uten regulering.

7.2.3 Temperatur og strøm

7.2.3.1 Temperatures årssyklus - konveksjonsstrømmer

Når lufttemperaturen avtar utover høsten, vil likevekten i vannlagene forstyrres. Det avkjølte vannet på overflaten blir tyngre og vil synke ned, mens varmere vann stiger opp til overflaten. De vertikale vannbevegelsene fortsetter inntil hele vannmassen har oppnådd maksimal tetthet (ca. 4°C) (fig. 32). Desto dypere innsjøen er, desto senere på høsten/vinteren vil dette inntreffe. Tidspunktet for denne "høstsirkulasjonen" er noe forskjellig i de ulike deler av Mjøsa på grunn av store dybdeforskjeller, strømforhold m.m. Temperaturdata kan tyde på at sirkulasjonen i de sentrale delene i enkelte år kan fortsette hele vinteren igjennom (fig. 33).

Ved fortsatt avkjøling (under 4°C) vil det kaldeste vannet på overflaten være lettest, sirkulasjonen opphører, og det dannes en stabil sjiktning. Sjøen blir dermed inndelt i et lettere overflatelag og et tyngre dyplag adskilt av en overgangssone med store tetthetsgradienter (sprangsjikt). Overflatevannet blir raskt avkjølt til frysepunktet og muliggjør isdannelse.

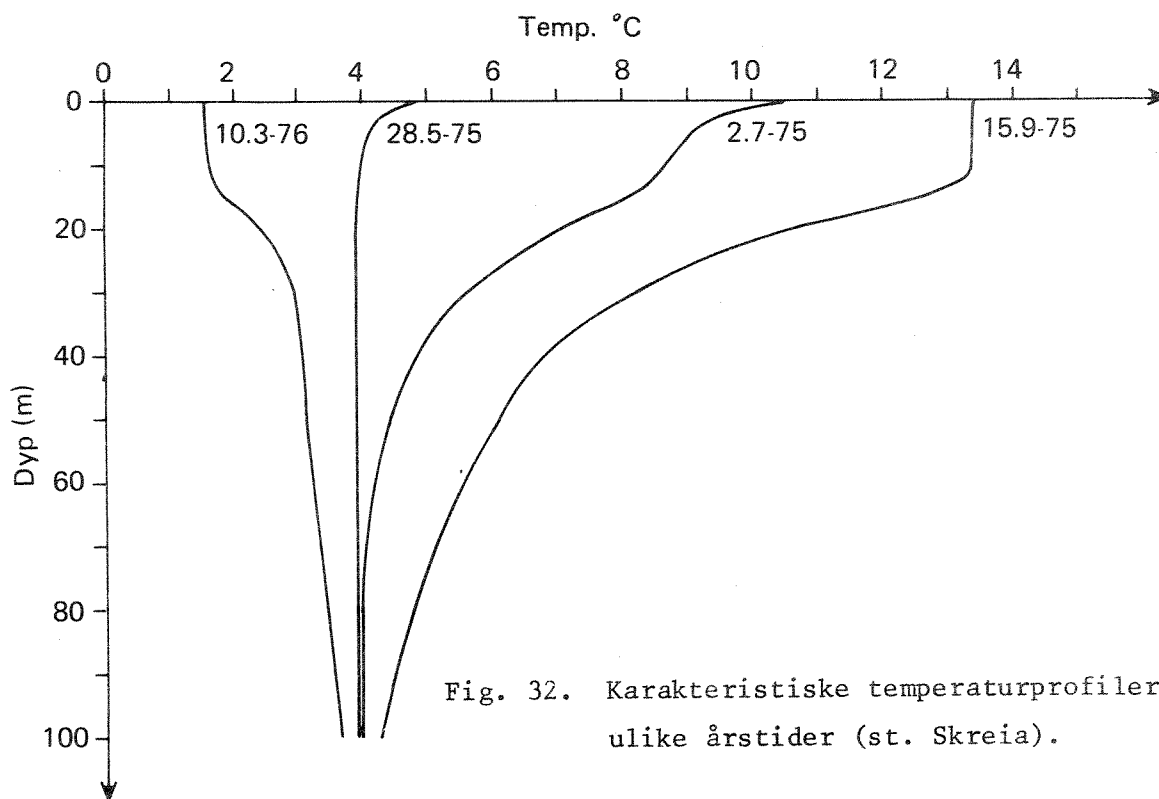


Fig. 32. Karakteristiske temperaturprofiler ved ulike årstider (st. Skreia).

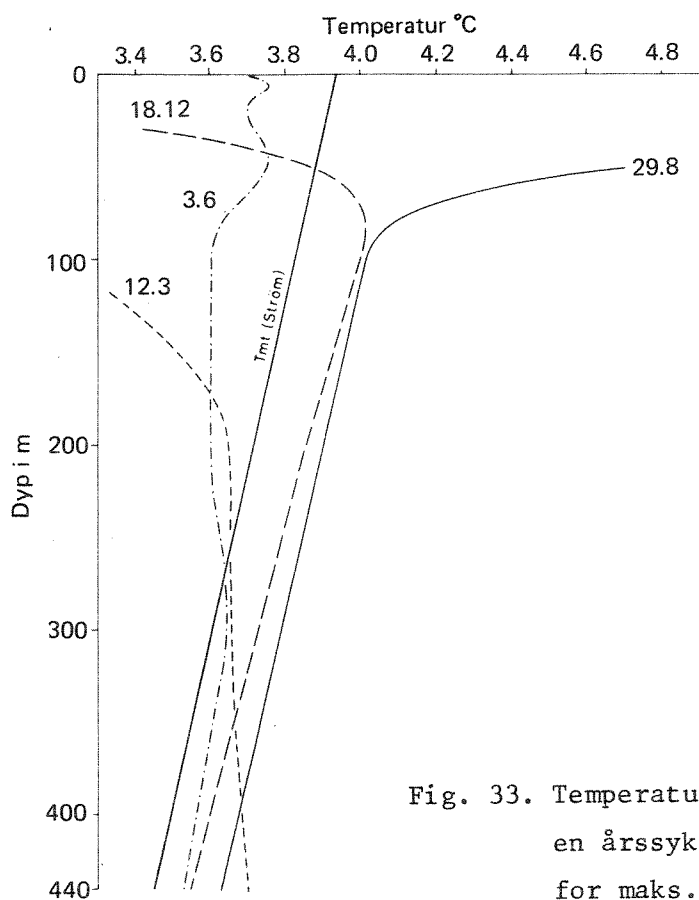


Fig. 33. Temperaturkurver for Mjøsa gjennom en årssyklus. Strøms temperaturkurve for maks. tetthet er tegnet inn.

Etter isløsningsen om våren varmes overflatelaget opp på grunn av solinnstråling. Vi får på ny en periode med temperaturprofiler nær 4°C fra overflaten til bunnen. Resultatet blir en ny sirkulasjonsperiode (vårsirkulasjonen). Vannmassene er da både i temperatursammenheng og hva stoffinnhold angår tilnærmet homogene.

Varmetilførselen i løpet av sommeren gjør at vannet blir varmast og dermed lettest nær overflaten. Vi får på ny en stabil sjiktning med relativt varmt overflatevann (epilimnion) oppå noe kaldere (hypolimnion). Tykkelsen av epilimnion øker utover sommeren og høsten.

De store tetthetsforskjellene i sprangsjiktet motvirker en effektiv blanding av disse to lagene. Kjemisk oppløste stoffer som tilføres epilimnion, vil i stor utstrekning forbli i dette laget.

7.2.3.2 Vindstrøm

I den isfrie årstiden er vinden den viktigste strøminduserende kraft. Strømmen påvirkes også av vannføringene i tiløps- og utløpselvene. Når bevegelsen først er satt igang, blir den utsatt for effekter på grunn av jordrotasjonen (corioli) og innsjøens topografi.

Fig. 34 og fig. 35 viser simulerte strømhastigheter som følge av vind mot nord på 6 m/s. Beregningene er utført ved en matematisk modell (Tjomsland 1978).

Nær overflaten beveger vannet seg nordover. En sørgående returstrøm fant sted i dypere lag. Kaldt bunnvann ble transportert mot overflaten (upwelling) langs Mjøsas vestsida og i sørlige deler. I nord og øst var strømmene hovedsakelig nedadrettet. Upwellingsområdene vil stoffer, f.eks. næringssalter, bli transportert opp gjennom sprangsjiktet og gjort tilgjengelig som næring for alger i de produktive overflatelagene. Vindrike sommer- og høstmåneder vil følgelig kunne bidra til økt algevekst.

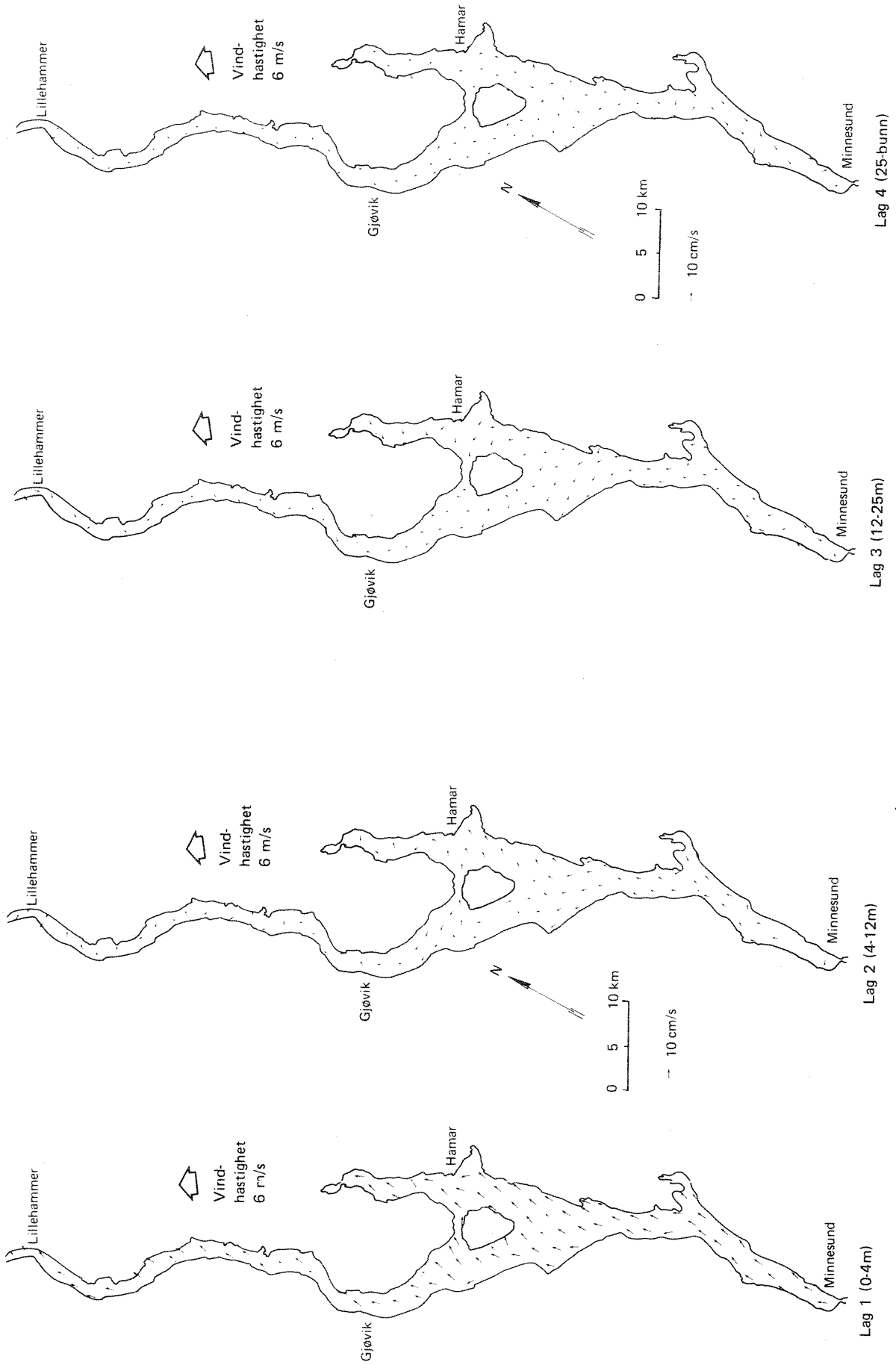


Fig. 34. Beregnede strømhastigheter etter ett døgn med konstant vind.

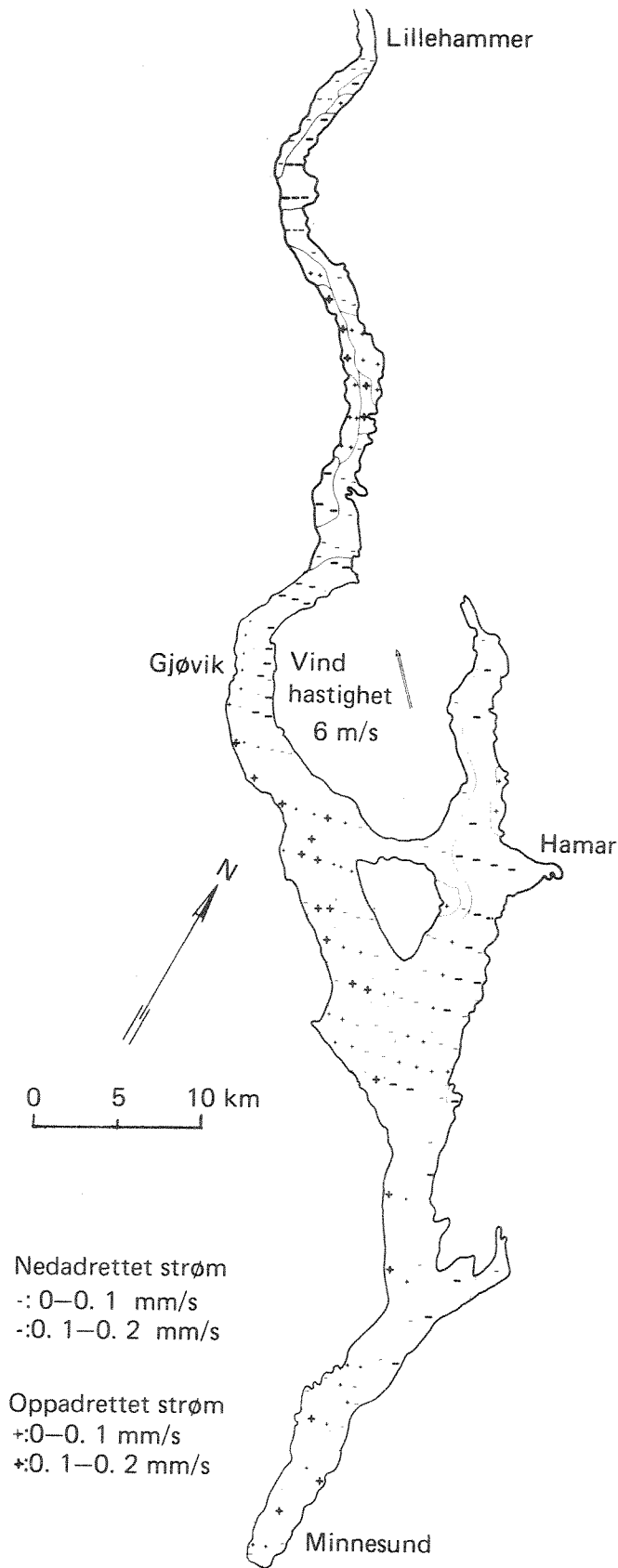


Fig. 35. Vertikale hastigheter i 25 m's nivå.

7.2.3.3 Indre bølger

Dersom en vind blåser over en sjiktet innsjø, blir vannet i det øvre laget ført i vindens retning. Overflaten blir skråstilt med stigning i vindretningen. Dette forårsaker en returstrøm i de dypere lag, slik at sprangsjiktet får en stigning i motsatt retning av overflaten (fig. 36). Når vinden slutter å blåse, vil det settes igang en bølgebevegelse. De største hastighetene finner sted i og under sprangsjiktet (indre bølger). I blant kan bølger reflekteres og pendle frem og tilbake i innsjøen (seicher). Det illustrerte forløpet på fig. 36 blir i realiteten påvirket av effekter fra jordrotasjon og topografi. Indre bølger er overveiende knyttet til perioder med et velutviklet sprangsjikt. I Mjøsa er det blitt observert indre bølger som svinger mellom Minnesund og Bråstad/Furnesfjorden. Periodelengden varierte mellom 4 og 8 døgn (VHL 1978). Hastighetene syntes å være størst (ca. 15 cm/s) rundt 1. september.

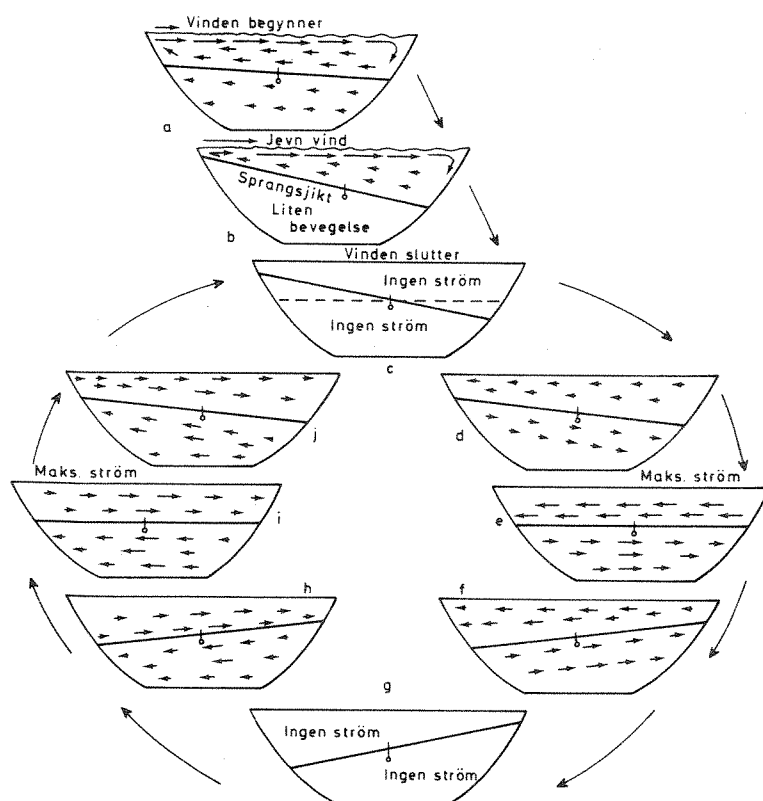


Fig. 36 Bevegelser forårsaket av vindpåvirkning og en påfølgende indre seiche i en hypotetisk to-lagret innsjø hvor friksjonen er neglisjert (Etter Mortimer).

— betegner knutelinje.

De indre bølgene er årsak til store hastigheter i sprangsjiktet. Dette vil føre til turbulens der. Dermed vil næringsstoffer m.m. kunne bli ført opp i det produktive overflatesjiktet. Videre vil slike bølgebevegelser kunne bety mye for vannutskiftningen i ellers avstengte deler av innsjøen, f.eks. Furnesfjorden.

7.2.3.4 Utløpseffekter

Utløpsvannet fra Mjøsa gjennom Vorma, kommer hovedsakelig fra de øverste liggende vannmassene. Imidlertid vil vind fra sør mot nord presse vannet i overflatelaget nordover, slik at kaldere og mindre forurenset vann fra dyplagene trenger opp nær utløpsområdet (upwelling) og renner ut via Vorma (fig. 37).

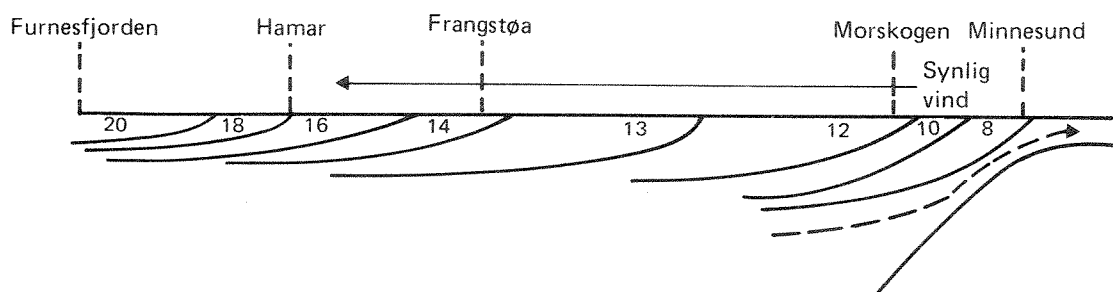


Fig. 37. Situasjonsbilde av overflatetemperaturer i Mjøsa (Furnesfjorden-Minnesund) 9. august 1972. Ved vedvarende sydlig vind trenger kjøligere vann opp fra dypet og renner ut i Vorma.

7.2.3.5 Innløp via Lågen

Vannet fra Lågen vil innlagres i ulike nivåer i overensstemmelse med temperaturforholdene i Lågen og i Mjøsa. På fig. 38 er temperaturen i Lågen sammenholdt med temperatur-registreringer i Mjøsa. I hele sommerhalvåret var temperaturen i Lågen lavere enn temperaturen i Mjøsa på 1 meters dyp. Lågens vann som derved ble tyngst, dukket under innsjøens overflate. Innlagringsdypet økte utover sommeren og høsten (VHL 1978). I hypolimnion er temperaturen nær 4°C gjennom hele året. Vann fra Lågen vil følgelig bli innlagret over dette nivået.

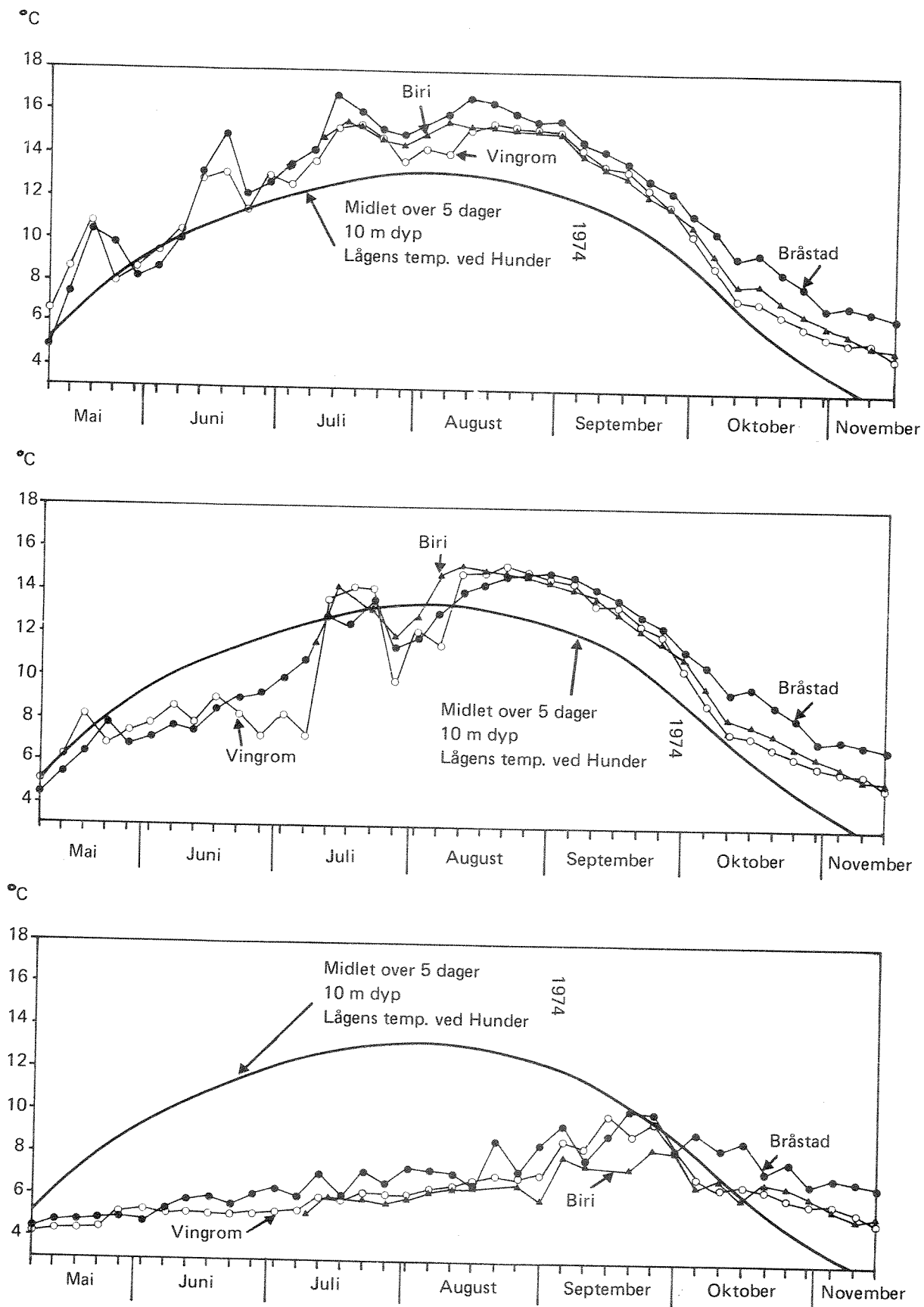


Fig. 38. 5-dagers midler for temperaturmålinger på Vingrom, Biri og Bråstad i 1974. Målinger i 1, 10 og 31 m dyp er vist. Ved Biri er en del avbrudd i målingene. Vanntemperaturen målt i Lågen ved Hunder er representert ved hjelp av interpolerte månedsmidler. (Etter VHL 1978).

Skjematisk fremstilling av
Lågvannets gjennomstrømning
på bakgrunn av temperatur-
og el. ledningsevne måling er på
5 stasjoner i hvert snitt

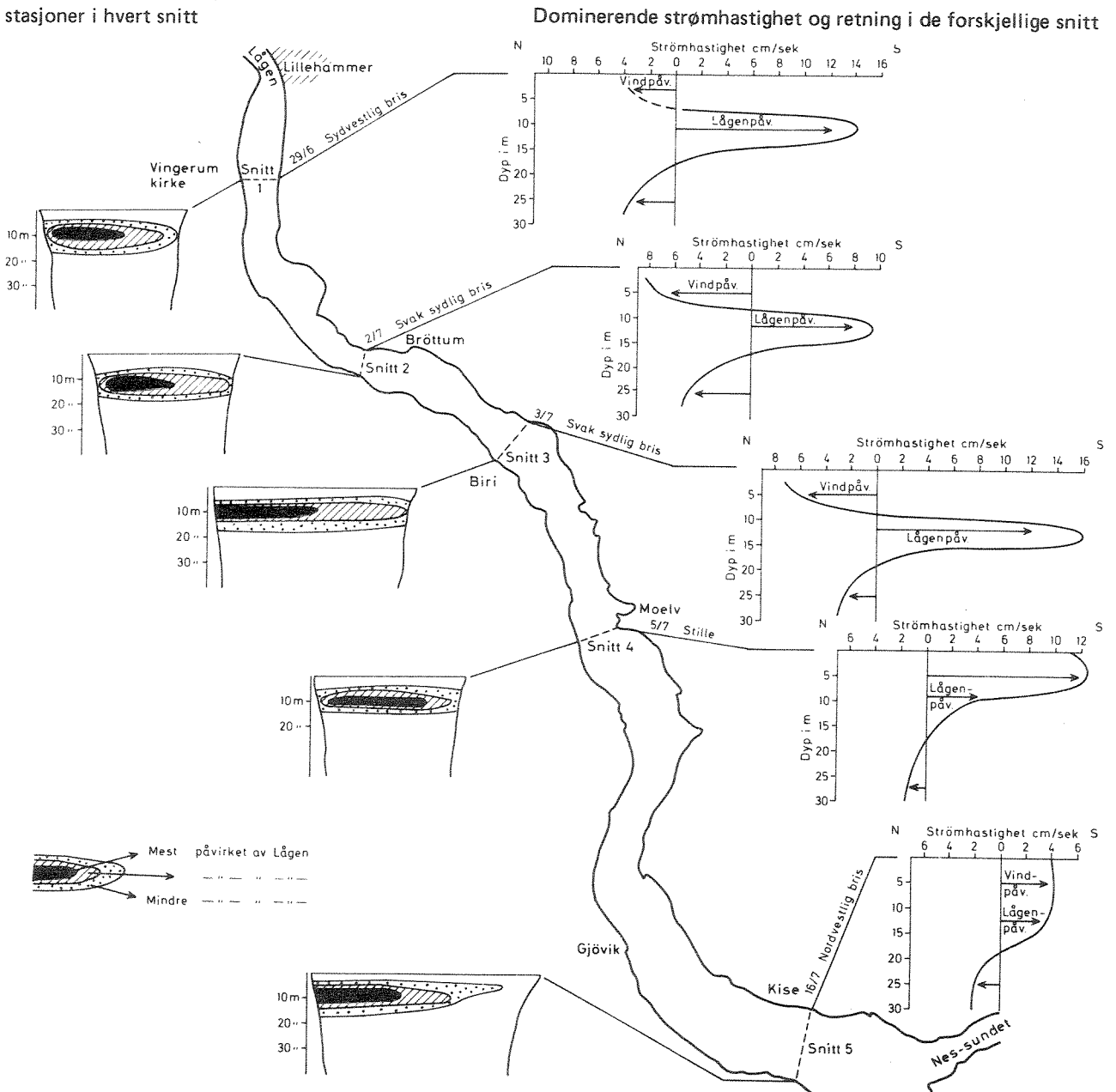


Fig. 39. Strømforhold i nordre del av Mjøsa i tiden
29. juni til 16. juli 1973.

Hovedstrømmer som følge av vann fra Lågen, blir avbøyd mot vestsiden av Mjøsa (til høyre for bevegelsens retning) på grunn av jordrotasjonen. Fig. 39 viser et eksempel på dette.

Blandingsprosessen mellom tilløpsvannet og vannet i Mjøsa, samt påvirkning av vind, tvinger noe av Lågen-vannet til overflaten. Under breflommen midtsommers kan man f.eks. ofte observere det grønne brevannet i overflaten selv om hovedstrømmen ifølge temperatur-målingene skulle gå dypere ned.

7.2.4 Isforhold

Når overflatevannet blir avkjølt til frysepunktet, vil dannelsen av is begynne. Isleggingen skjer sjelden uforstyrret. På grunn av vind og bølger foregår det en omrøring av vannmassene. Temperaturen på overflaten blir følgelig høyere enn frysepunktet og hindrer isdannelse. En slik vindindusert omrøring kan også bryte opp et isdekke i oppbyggingsstadiet.

Mjøsa har uregelmessig form og har partier med forskjellige dybdeforhold. Isleggingen foregår følgelig til forskjellige tider i de ulike deler av innsjøen. Viken som ligger lunt, og grunne partier vil først bli islagt. De sentrale vindutsatte og dype områdene kan forbli åpne hele vinteren igjennom.

Fig. 40 viser karakteristiske isforhold i løpet av vinteren. Den innerste delen av Furnesfjorden blir først islagt, ofte i begynnelsen av desember. Gjennomsnittstiden for isleggingen i de nordligste deler inntrer i slutten av desember. I begynnelsen av februar er gjerne områdene fra et stykke syd for Helgøya og nordover dekket med is. Hele Mjøsa islegges bare i kalde vintre.

Isløsningen begynner vanligvis ved Hamar - Nes - Gjøvik i siste halvdel av april. I Furnesfjorden og i de nordligste partiene blir isen ofte liggende til i begynnelsen av mai.

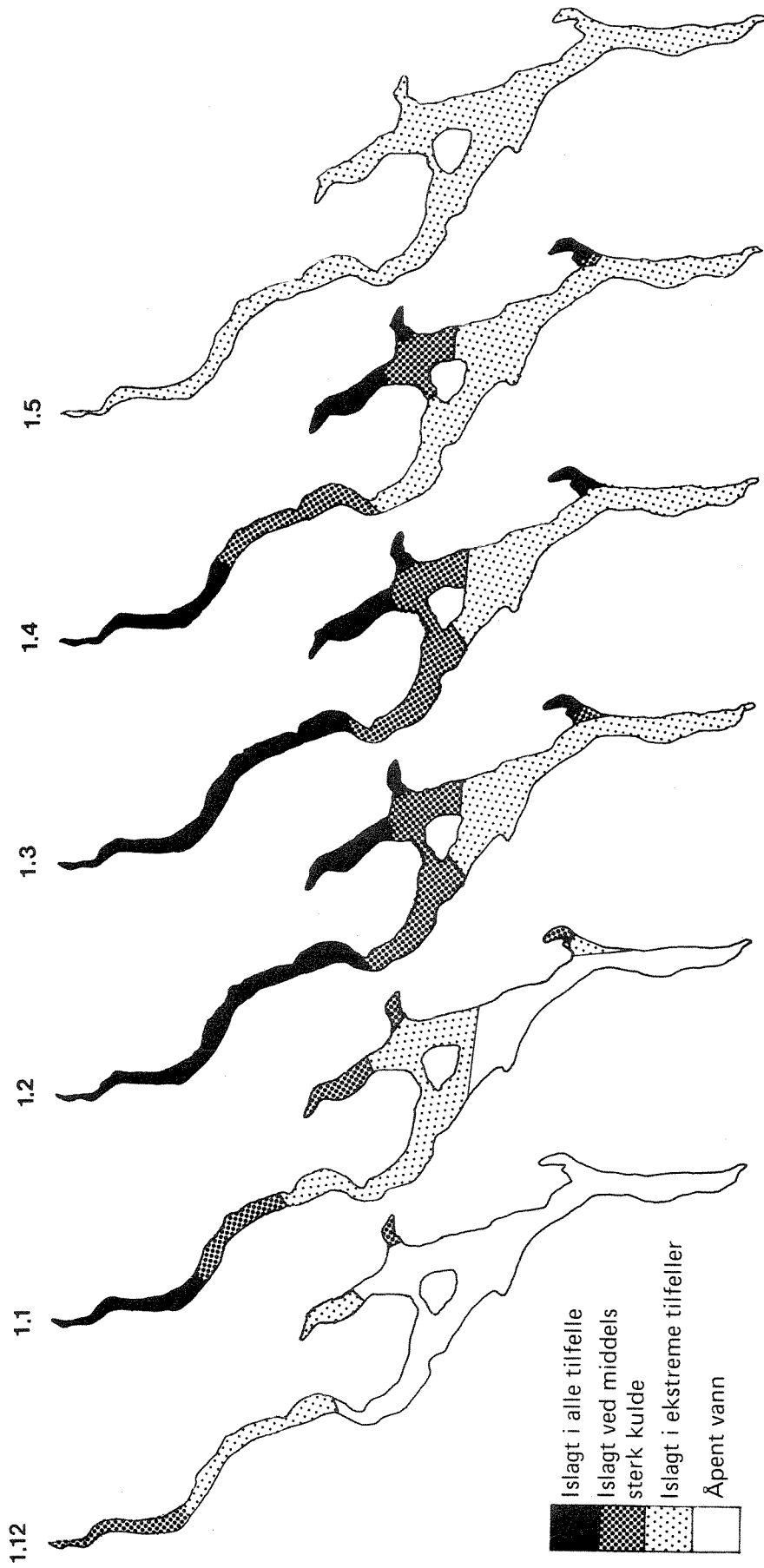


Fig. 40. Generelle isforhold i Mjøsa.

7.3 Stofftransport

7.3.1 Fosfortilførsler - fosforregnskap

Forurensningstilførslene til Mjøsa ble mer inngående diskutert i hovedrapporten fra NIVA's Mjøsprosjekt (NIVA 1979). I denne rapport ble det bl.a. konkludert med at blant nærings saltene er vannets innhold av fosfor av størst betydning for algeveksten i Mjøsa. Mjøsaksjonens hovedmålsetting er derfor å redusere fosfortilførselen til Mjøsa så langt som mulig ned mot 175 tonn fosfor pr. år - en grenseverdi som ansees akseptabel ut fra internasjonalt anerkjente empiriske modellbetraktninger.

I NIVA's hovedrapport (NIVA 1979) ble det angitt at den midlere totale fosfortilførsel til Mjøsa i tidsperioden 1973-1976 var ca. 320 tonn pr. år. Ca. 40% av dette ble tilført via 14 av de største tilløpselver (fig. 41), ca. 30% via punktutslipp av kloakkvann, ca. 20% via utslipp av industrielt avløpsvann og resten, ca. 10% som diffuse tilførsler fra nærområdet. Ca. 50% av fosforet forelå som orthofosfat. Fosfortilførlene de enkelte år var som følger: 1973 ~ 370 tonn, 1974 ~ 297 tonn, 1975 ~ 293 tonn og 1976 ~ 308 tonn.

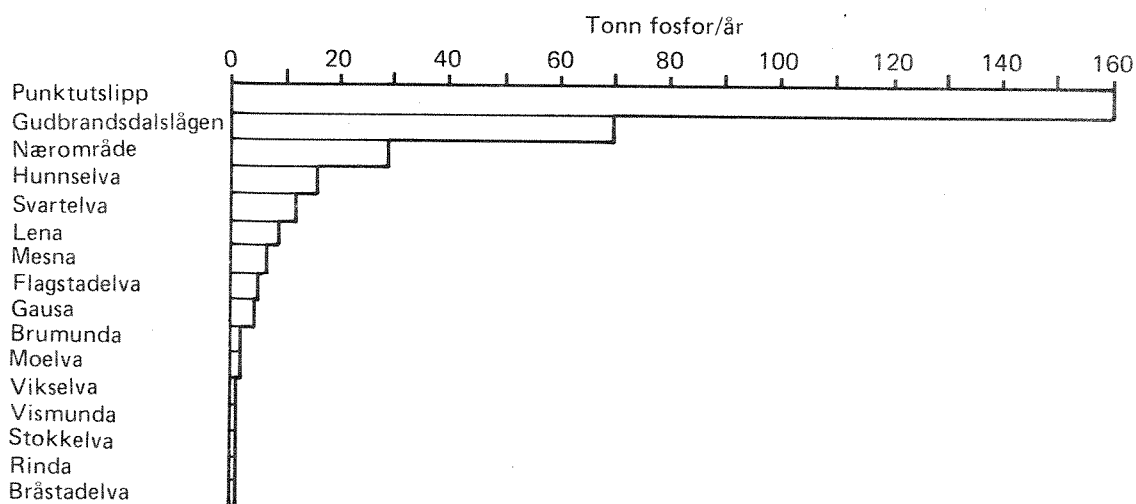


Fig. 41. Årlig fosfortilførsel til Mjøsa via tilløpselver, diffuse tilførsler fra nærrområder og punktutslipp.

Den menneskelige aktivitet i Mjøsas nedbørfelt var årsak til en fosfortilførsel på ca. 220 tonn pr. år eller ca. 70% av den totale tilførsel. Hvert år ble det i middel bortført ca. 88 tonn fosfor via Vormå. Dvs. at ca. 70% av de tilførte fosformengder ble holdt tilbake i innsjøen.

Etter at de forurensningsbegrensende tiltak ble satt ut i livet i forbindelse med Mjøsaksjonen, har fosfortilførselen til Mjøsa avtatt i de senere år, spesielt fra nærområdet (tabell 6).

Tabell 6. Fosfortilførsel til Mjøsa i tidsrommet 1973/1976 - 1979, tonn total fosfor pr. år. x) Nærområde = punktutslipp og diffuse tilførsler fra områder som ikke fanges opp av elvene.

	Transport tonn P pr. år					Konsentrasjon, µg P/l				
	1973-76	1976	1977	1978	1979	1973/76	1976	1977	1978	1979
Gudbrandsdals- lågen	69,66	59,55	41,18	57,90	110,01	9,3	7,9	6,7	8,8	12,0
Gausa	4,43	4,86	9,92	10,10	11,47	12,3	16,5	14,7	23,7	18,9
Rinda	0,32	0,16	0,61	0,37	0,67	6,2	7,7	6,5	10,0	13,3
Vismunda	0,66	0,31	0,81	1,20	1,29	6,7	6,7	7,5	15,7	20,0
Stokkelva	0,54	0,26	1,12	0,79	1,28	9,2	6,7	11,4	14,7	21,1
Bråstadelva	0,31	0,10	1,16	0,30	0,76	16,1	10,8	10,9	17,8	34,3
Hunnselva	15,88	14,29	7,70	9,59	14,07	134,6	178,8	46,1	97,4	132,3
Lenaelva	9,82	8,64	6,79	7,70	9,56	117,2	113,2	58,5	95,9	112,2
Vikselva	0,78	0,51	0,41	0,47	0,98	21,1	17,1	18,1	21,9	36,8
Svartelva	11,58	17,98	4,26	8,49	6,15	70,1	120,2	32,3	38,2	62,4
Flagstadelva	4,77	6,22	3,76	3,37	3,05	50,9	115,4	18,8	24,5	35,6
Brumunda	1,68	3,16	1,26	1,08	1,47	21,2	29,0	18,5	23,0	26,8
Moelva	1,58	0,82	1,32	1,42	1,31	25,6	18,7	14,7	22,1	22,1
Mesnaelva	6,76	3,32	2,68	2,83	2,83	49,9	34,0	18,6	18,7	18,3
Sum	128,80	120,20	83,00	105,60	164,90					
Nærområde	188,00	187,80	147,00	113,00	87,00					
Sum tilførsler	316,8	308,0	230,0	218,6	251,9					
Vorma	88,0	95,2	73,6	87,9	111,9					
Akumuleres i Mjøsa	288,8	212,8	156,4	130,7	140,0					

Tilførslene varierer betydelig fra år til annet - noe som må sees i sammenheng med variasjoner i elvenes vannføring (tabell 7).

Av tabell 6 går det forøvrig frem at fosforkonsentrasjonen i noen av tilløpselvene spesielt Lenaelva og Hunnselva fortsatt er meget høy. Til sammenligning kan nevnes at fosforkonsentrasjonene i avløpsvannet fra Hias renseanlegg (Hamar) i 1978 var omkring 100 µg P/l i middel. Årsaken til de høye fosforkonsentrasjonene i nevnte elver er å søke i stor kloakkvanntilførsel og avrenning fra jordbruksområdene, men tilførsel av

Tabell 7. Variasjon i vannføring (mill. m³/år). og midlere årlig fosforkonsentrasjon i tilløpene - tilførslene (µg P/l).

Elv/områder	1973/76	1976	1977	1978	1979
Gudbrandsdalslågen	7489,3	7359,0	6183,9	6586,0	9129,7
Øvrige nedbørfelt	1569,2	1142,4	2613,3	2154,7	1877,0
Total vannføring (Vorma)	9058,5	8501,4	8797,2	8740,7	11006,7
Midlere årlig fosforkonsentrasjon	35,0	36,2	26,1	25,0	22,9

industrielt avløpsvann er sannsynligvis den dominerende årsak. Dette viser at den igangværende Mjøsaaksjon ennå ikke har hatt tilstrekkelig effekt med hensyn til reduksjon av forurensningstilførsler - dette gjelder spesielt tilførslen av industrielt avløpsvann. Det er i denne sammenheng grunn til å merke seg at tilførslene av næringsalter fra jordbruks- og skogbruksaktiviteter er størst i vårmånedene (fig. 42).

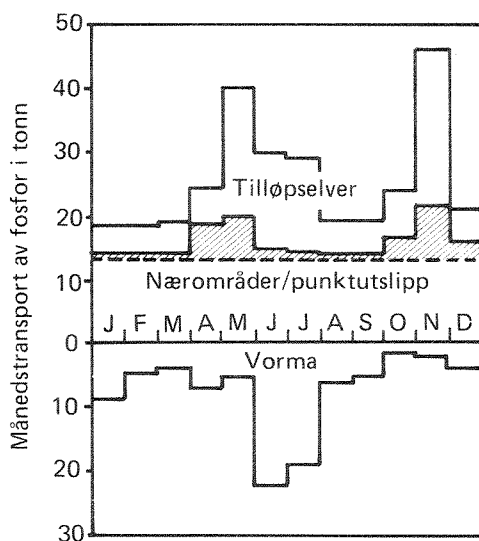


Fig. 42. Årsvariasjon i transport av fosfor til og fra Mjøsa 1976. Skravert: diffuse tilførsler fra nærområde.

7.3.2 Nitrogentilførsler - nitrogenregnskap

Den midlere årlige tilførsel av nitrogen til Mjøsa i tidsperioden 1973-1976 var ca. 5250 tonn (fig. 43), hvorav ca. 70% ble tilført via tilførselvene, ca. 11% som direkte utslipp via kommunalt og industrielt avløpsvann og resten, henimot 20% ble tilført som diffuse tilførsler fra Mjøsas nærområde samt via nedbøren direkte på innsjøen (fig. 44).

De menneskelige aktiviteter i Mjøsas nedbørfelt resulterer i en nitrogen-tilførsel på ca. 3200 tonn nitrogen pr. år eller vel 60% av den totale nitrogentilførsel. Vel 3600 tonn eller ca. 69% bortføres via Vorma.

De resterende mengder sedimenterer, lagres i innsjøens vannmasser eller forsvinner ved denitrifikasjonsprosesser. I denne sammenheng kan nevnes at mens ca. 46% av den totale nitrogenmengde som tilføres foreligger som uorganisk nitrogen (nitrater), bortføres vel 60% av nitrogenet i denne form. Nitrogentilførselen til Mjøsa i de senere år er gjengitt i tabell 8.

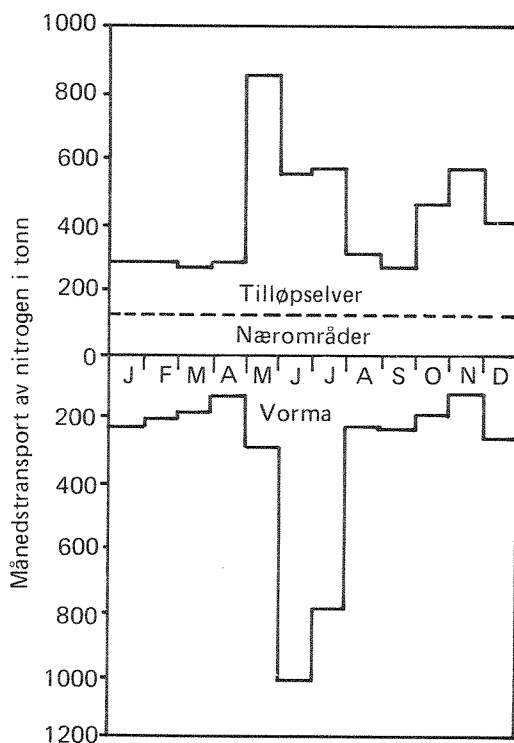


Fig. 43. Årsvariasjon i transport av nitrogen til og fra Mjøsa 1976.

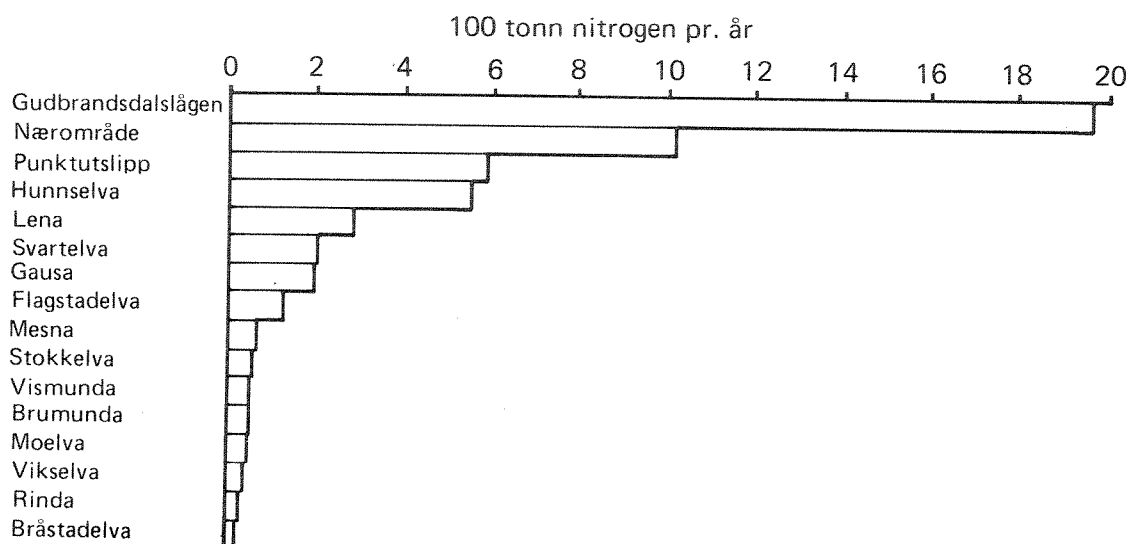


Fig. 44. Årlig nitrogentilførsel til Mjøsa via tilløpselver, diffuse tilførsler fra nærområder og punktutslipp.

Tabell 8. Nitrogentilførsler til Mjøsa og midlere tilførselskonsentrasjon i tidsrommet 1976-1978, tonn total nitrogen pr. år.
(Nitrogentilførselen ble ikke målt i 1979.)

Elv/område	1973/76	1976	1977	1978
Gudbrandsdalslågen	1969	1732	1144	1659
Øvrige tilløp (13 stk.)	1670	1776	2379	1872
Sum tilløpselver	3639	3508	3523	3531
Nærområder	1613	710	1120	1610
Sum tilførsler	5252	4218	4643	5141
Vorma	3600	3894	3929	4398
Differanse	1652	324	714	743
Konsentrasjon, µg N/l	580	496	528	588

7.3.3 Partikulært materiale (seston)

Den midlere årlige transport av uorganisk og organisk partikulært materiale (seston) til Mjøsa (tabell 9 i tidsrommet 1973-1976 var henholdsvis 16.600 og 13.400 tonn pr. år. Årsvariasjon i transport av uorganisk og organisk seston (partikulært materiale) til og fra Mjøsa i 1976 er fremstilt i fig. 45.

Tabell 9. Balanseregnskap for uorganisk og organisk seston i Mjøsa.

	Uorg. seston tonn pr. år	Organisk seston tonn pr. år
Tilførsler fra Tilløpselver	15.800	11.600
Nærområde	800	1.800
Tilførsler totalt	16.600	13.400
Bortførelse via Vormå	8.900	5.700
Lagres/omsettes i Mjøsa	7.700	7.700

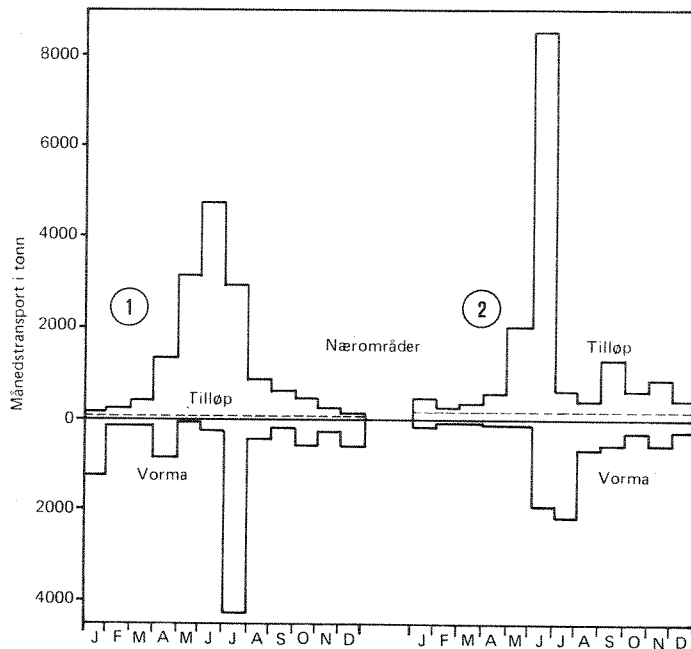


Fig. 45. Årsvariasjon i transport av uorganisk (1) og organisk (2) seston til og fra Mjøsa i 1976.

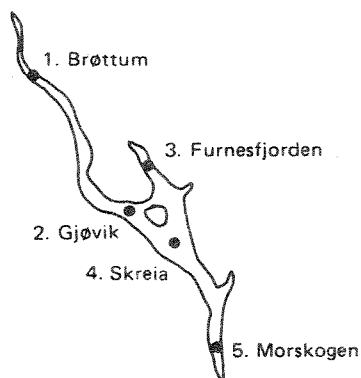
Stiplet: Tilførsel fra nærområde.

7.4 Fysisk-kjemiske undersøkelser i Mjøsa

Prøvetakingspunktene som er blitt benyttet som hovedstasjoner ved de fysisk-kjemiske og biologiske prøveinnsamlinger er avmerket på fig. 46.

Fig. 46.

Prøvetakingsstasjoner
i Mjøsa.



Det er i alt analysert på 25 forskjellige fysisk-kjemiske komponenter, nemlig: oksygen, pH, konduktivitet, farge, turbiditet, KMnO_4 -forbruk (organisk stoff), tørrstoff på filter, gløderest, jern, mangan, klorid, sulfat, alkalitet (hydrogenkarbonat), kalsium, magnesium, natrium, kalium, silisium, total nitrogen, nitrat, total fosfor, ortofosfat, kobber og sink. Dessuten er vannets temperatur og siktedyp blitt målt hver gang på alle stasjoner.

Resultatene fra de generelle fysisk-kjemiske undersøkelser er presentert og diskutert tidligere i flere Mjøsrappporter, bl.a Hovedrapport for 1971-1976 (NIVA 1979). Årstidsvariasjonene for de generelle fysisk-kjemiske forhold er stort sett de samme fra år til år. I det følgende er årstidsvariasjonene for en del fysisk-kjemiske parametre slik de artet seg i 1979 kort kommentert. For enkelte parametre som oksygen og næringssalter er langtidsutviklingen i 60-70 årene tatt med.

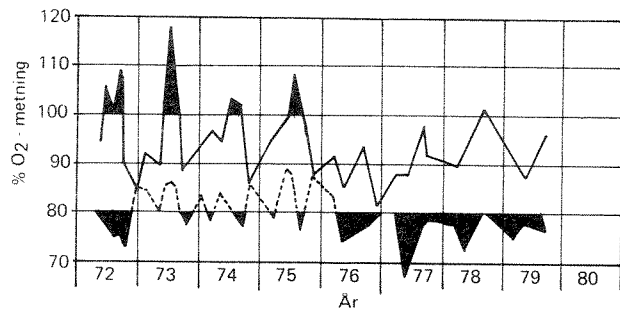
7.4.1 Oksygen

Vannets innhold av oksygen går frem av tabell 10 som viser variasjonsbredder i vertikalsnittet på de forskjellige observasjonsdager i 1979.

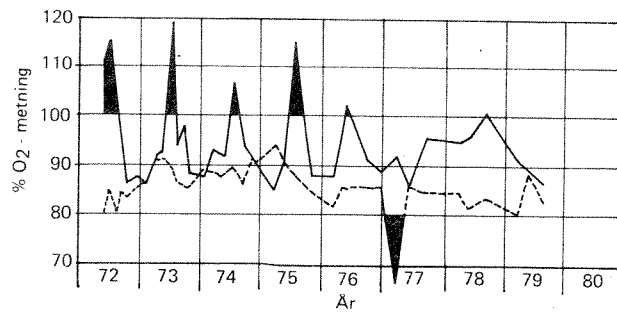
Tabell 10, Variasjonsbredde og middelverdier for vannets innhold av oksygen på de forskjellige observasjonsdager (vinter, vår og sommer) i 1979.

Stasjon	Mars		Mai		Aug./sept.	
	Variasjon	Middel	Variasjon	Middel	Variasjon	Middel
Brøttum	9,7-12,9	11,3	9,5-10,3	9,9	10,2-11,4	11,1
Furnesfj.	10,5-12,6	11,3	10,4-10,9	10,6	11,6-11,8	11,7
Skreia	10,0-12,3	10,9	9,9-10,7	10,4	10,6-11,6	11,0

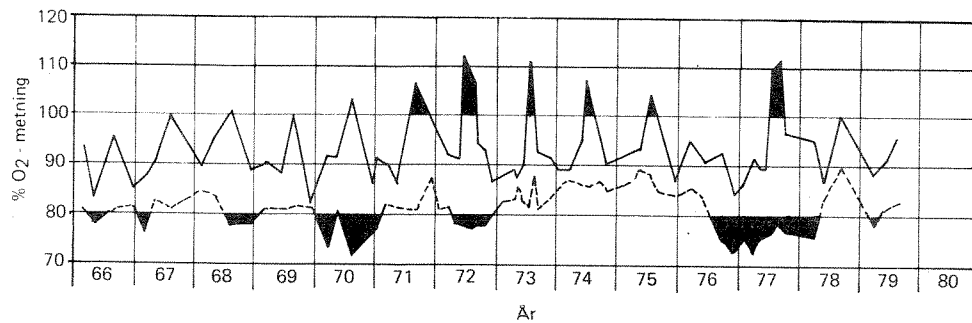
Som i tidligere år varierte vannets oksygenmetning på hovedstasjonene i Mjøsa i 1979 stort sett i området 80-100%. De laveste verdier ble observert i dyplagene på st. Brøttum. I tidsperioden etter 1976 har oksygeninnholdet i de bunnære vannmasser vært noe lavere enn i tidligere år (fig. 47). Det er imidlertid ut fra det foreliggende materiale vanskelig å vurdere om dette skyldes økt planteplanktonproduksjon, økt tilførsel av organisk stoff eller endrede vannutskiftningsforhold (dypvannet) i forhold til tidligere år. Det er i første rekke dypvannsmassene på st. Brøttum og st. Skreia som er mest utsatt for oksygentæring.



a) Brøttum (St. pr. dyp 80 m)



c) Furnesfj. (St. pr. dyp 80 m)



d) Skreia (St. pr. dyp 440 m før 1972 - senere 400 m).

Fig. 47. Oksygenmetning i % på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa 1972-1979. Øverste linje gjelder 0,5 eller 1 m dyp. Nederste linje gjelder bunnære vannmasser-

7.4.2 pH (surhetsgrad)

På alle observasjonsdager ble vannets pH i overflatelagene (0-10 m blandprøve) målt (fig. 48). Som i tidligere år var pH-verdiene noe lavere ved Brøttum enn på de øvrige stasjoner (Furnesfjorden og Skreia). Algeproduksjonen forårsaker som vanlig betydelig høyere pH-verdier i overflatelagene utover sommeren enn om vinteren og vår/forsommeren, med høyeste verdier i Furnesfjorden. I tidligere år da algeproduksjonen var mer utpreget, som f.eks. i 1976, var pH-verdiene i perioder betydelig høyere, < pH 9.

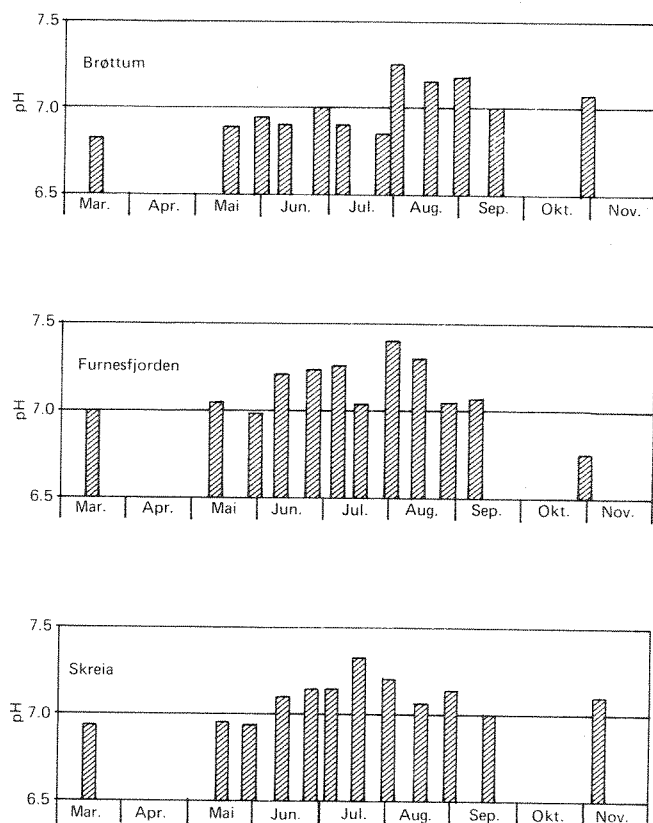


Fig. 48. Mjøsa. pH-observasjoner 1979. Blandprøver 0-10 m.

7.4.3 Konduktivitet

Variasjonsmønsteret for overflatevannets (0-10 m blandprøve) innhold av mineralsalter, uttrykt som konduktivitet er vist i fig. 49. Smelte- og høyfjellsvann tilført via Gudbrandsdalslågen bevirker betydelig lavere konduktivitetsverdier på st. Brøttum enn i Furnesfjorden og på Skreia. Flomvannet gjenspeiler seg med noe lavere konduktivitetsverdier i overflatelagene på alle stasjoner utover sommeren.

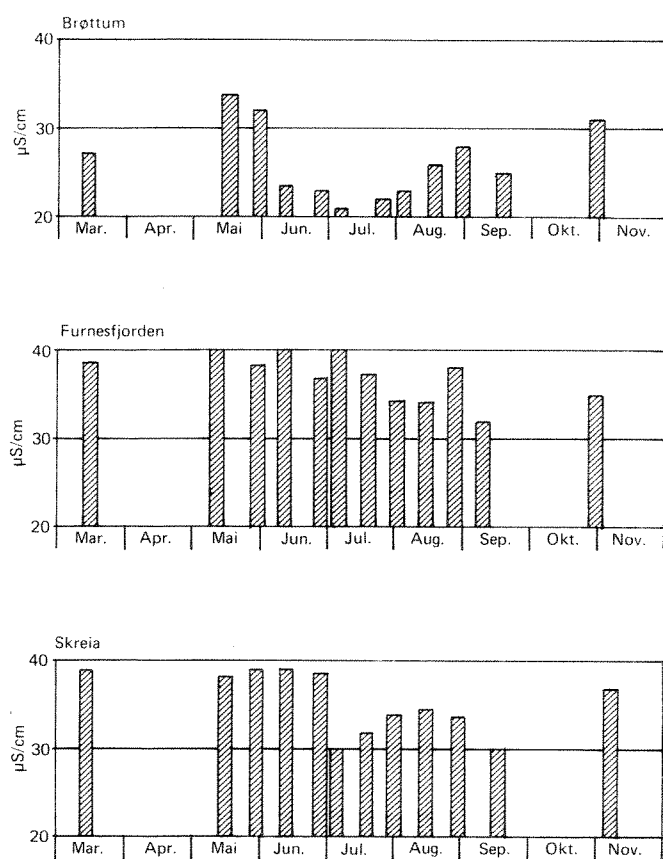


Fig. 49. Mjøsa. Konduktivitet, $\mu\text{S/cm}$. 20°C 1979.
Blandprøver 0-10 m.

7.4.4 Alkalitet (hydrogenkarbonat)

Variasjonsmønsteret for vannets innhold av hydrogenkarbonat målt som alkalitet går frem av fig. 50. Alkalitetsverdiene er lavest lengst nord i Mjøsa (Brøttum), noe som har sammenheng med at her gjør det saltfattige vannet fra Gudbrandsdalslågen seg mest gjeldende.

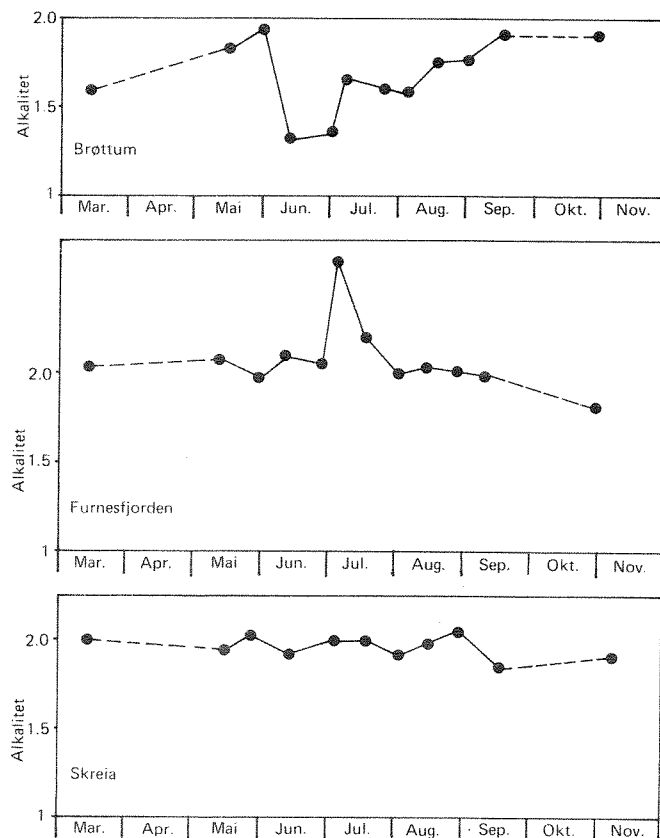


Fig. 50. Mjøsa. Alkalitet, ml HCl/l. 1979. Blandprøve 0-10 m.

7.4.5 Organisk stoff som kaliumpermanganatforbruk

Overflatevannets innhold av organisk stoff (0-10 m blandprøve) er vist i fig. 51. Generelt sett er verdiene lavest i de nordligste områder av Mjøsa (Brøttum) hvor Gudbrandsdalslågen gjør seg mest gjeldende og høyest i Furnesfjorden - utenfor Hamar hvor bl.a. Brumunda, Svartelva og Flagstadelva munner ut. At verdiene tildels er noe høyere om sommeren enn ellers, kan ha sammenheng med høyere algeproduksjon, men større tilførsler av humusrikt vann fra lokale tilløpselver kan også medvirke til dette.

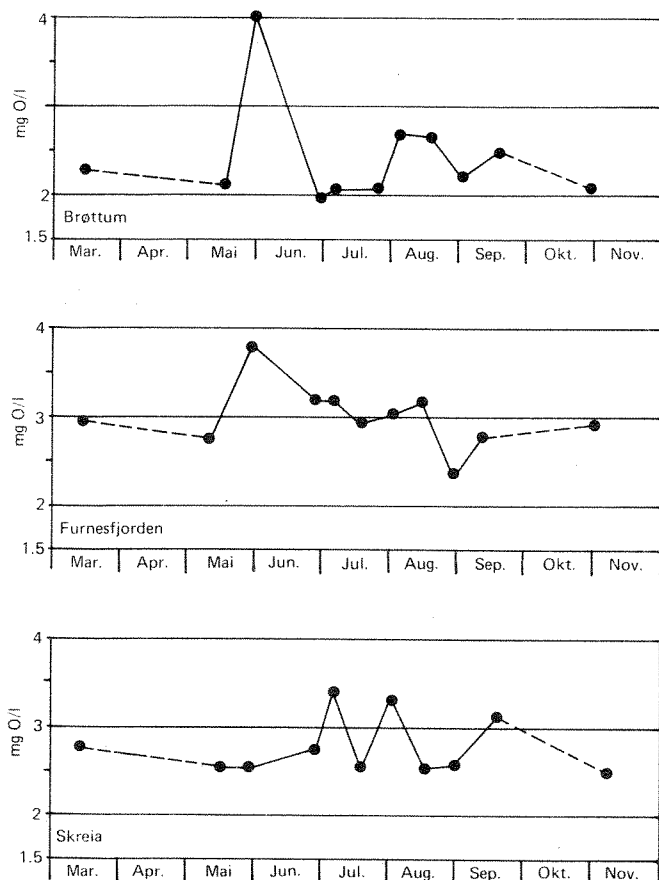


Fig. 51. Mjøsa. Organisk stoff som kaliumpermanganatforbruk i mg O/l. 1979. Blandprøve 0-10 m.

7.4.6 Silisium

Vannets innhold av silisium er målt i en blandprøve (0-10 m) samt i flere dyp fra 0-50 m (vinter, vår og sommer fra overflate til bunn). Resultatene (fig. 52) viser at etterhvert som kiselalgene kommer til utvikling utover sommeren, avtar silisiuminnholdet i overflatelagene - i dyplagene er det relativt konstante forhold. Dette er i overensstemmelse med tidligere års observasjoner og har sammenheng med kiselalgenes forbruk av silisium ved oppbygging av sitt kiselskall. Som fig. 53 viser har det vært en gradvis minskning av vannets silisiuminnhold siden 1966 - antakelig forårsaket av produksjon og sedimentasjon av kiselalger som anvender silisium for oppbygging av sitt kiselskall.

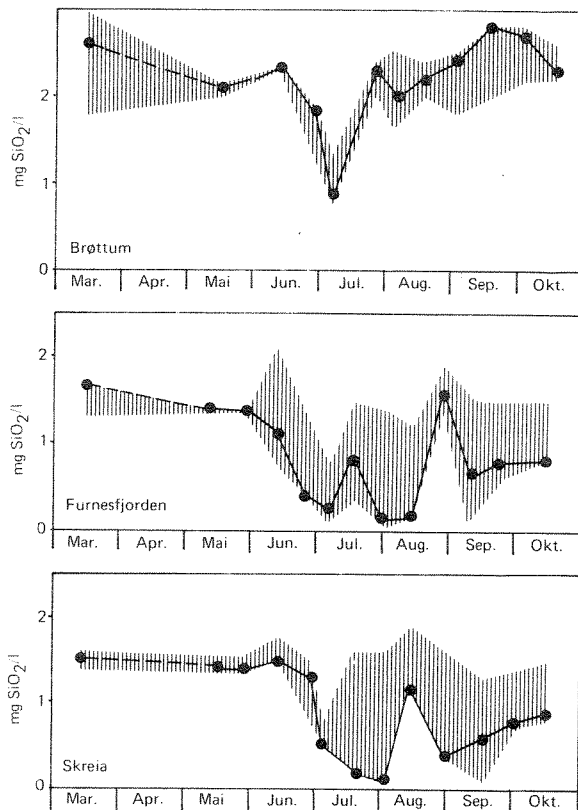


Fig. 52. Variasjoner i vannets innhold av silisium (SiO₂) på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa 1979. o— blandprøve 0-10 m. Skravert felt angir variasjonsbredde for prøver samlet inn fra flere dyp i snitt fra 0-50 m, 14/3, 16/5 og 30/5 fra overflate til bunn.

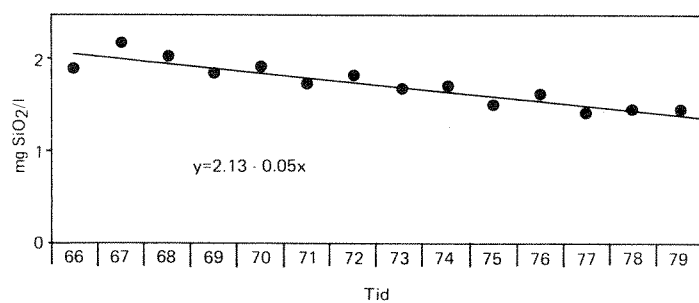


Fig. 53. Utvikling av vannets innhold av silisium (SiO₂) i Mjøsa (St. Skreia) under vårsirkulasjonsperioden i tiden 1971 - 1979.

7.4.7 Nitrogen

Observasjonsresultatene viser at vannets innhold av nitrogen i overflatevannmassene (0-10 m) varierer både i tid og rom i løpet av året (fig. 54). De høyeste verdier er målt i Furnesfjorden og de laveste i de nordlige områder (Brøttum). På alle stasjoner er verdiene høyest om vinteren og lavest på forsommeren. I store trekk løper konsentrasjonen av total nitrogen og nitrater parallelt. I middel utgjorde nitratkonsentrasjonen (0-10 m) ca. 65% av det totale nitrogeninnhold i sommersesongen 1979.

Av fig. 55 kan det sees at konsentrasjonene av både total nitrogen og nitrater har økt betydelig i løpet av observasjonsperioden 1971-1979.

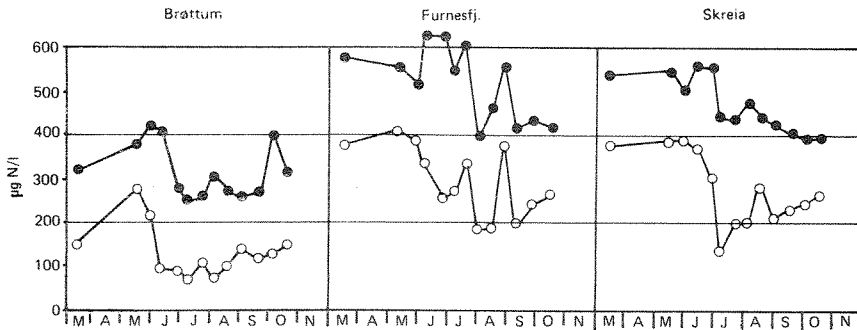


Fig. 54. Variasjoner i konsentrasjonen av total nitrogen og nitrater ($\mu\text{g N/l}$) i overflatesjiktet (0-10 m) på 3 stasjoner i Mjøsa 1979. ● total nitrogen, ○ nitrater.

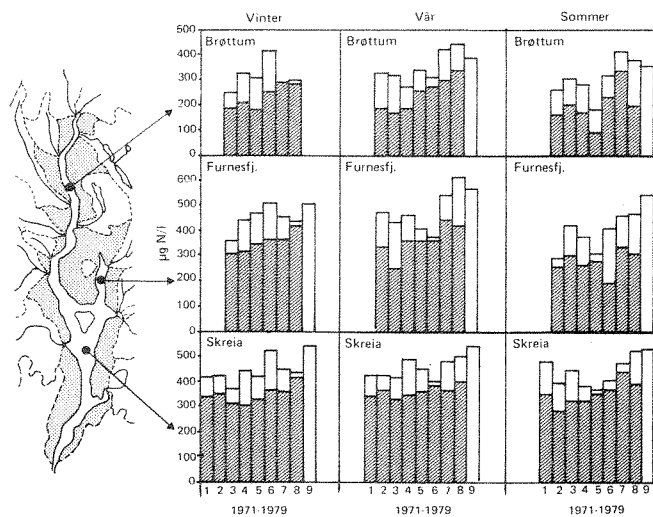


Fig. 55. Total nitrogen og nitrater (skravert) på 3 stasjoner i Mjøsa. Aritmetiske middelerverdier av observasjonsresultater (overflate - bunn) vinter, vår og sommer 1971 - 1979.

I de sentrale områder (Skreia) var således "vårkonsentrasjonene" av total nitrogen ca. 24% høyere i 1979 enn i 1971, mens det tilsvarende tall for nitrater var 15%. Denne økning må i vesentlig grad tilskrives økt forbruk av nitrogenholdig kunstgjødsel i jordbruket, men økt nitrogen i nedbøren kan også spille en viss rolle.

7.4.8 Fosfor

Variasjoner i vannets innhold av fosfor (0-10 m blandprøve) (total fosfor, partikulært fosfor, løst organisk fosfor og orthofosfat) i løpet av sommeren på de tre hovedstasjoner i Mjøsa er vist i fig. 56. På alle stasjoner var konsentrasjonen av partikulære og organisk løste fosforfraksjoner i overflatelaget tildels betydelig høyere i sommermånedene enn vinter, vår, høst. Orthofosfatverdiene var derimot lave på denne tid. Dette variasjonsmønster er i tråd med det en kunne forvente ut fra forløpet av algeproduksjonen. Algene forbruker den løste fosfatfraksjonen utover sommeren, mens de høyner den partikulære og organiske fraksjon. Tilførsel av partikulært fosfor fra nedbørfeltet under flomperioden kan også bidra til et slikt variasjonsmønster særlig i den nordlige del av Mjøsa. De høye konsentrasjoner av partikulært og organisk løst fosfor i produksjonssjiktet går også frem av fig. 57 som viser variasjonen mot dypet under vinter, vår og sommersituasjonen. På bakgrunn av hele observasjonsmaterialet (fra alle dyp) utgjør orthofosfatkonsentrasjonen (som er lettest tilgjengelig for algevekst) ca. 57, 45 og 44% av den totale fosforkonsentrasjonen på henholdsvis stasjonene Skreia, Furnesfjorden og Brøttum. Dette viser at tilførselen av løst uorganisk fosfor (orthofosfat) er relativt stor. Dette kan tyde på betydelig utslipp av kloakkvann og industrielt avløpsvann.

Den midlere fosforkonsentrasjon (total fosfor og orthofosfat) under vinter, vår og sommer på de 3 hovedstasjoner har i tidsrommet 1971 til 1979 variert noe fra år til år (fig. 58). Dette kan tildels ha sammenheng med varierende avrenningsforhold, men man må også ta i betraktning analysemetodens presisjonsnivå. Det er vanskelig ut fra dette materialet å påpeke noen klare konsentrasjonsendringer, men materialet synes å tyde på at særlig orthofosfatverdiene har hatt en synkende tendens i de senere år. Ut fra en enkel regresjonsbetraktning synes det også å foreligge en negativ trend i de senere år (fig. 59).

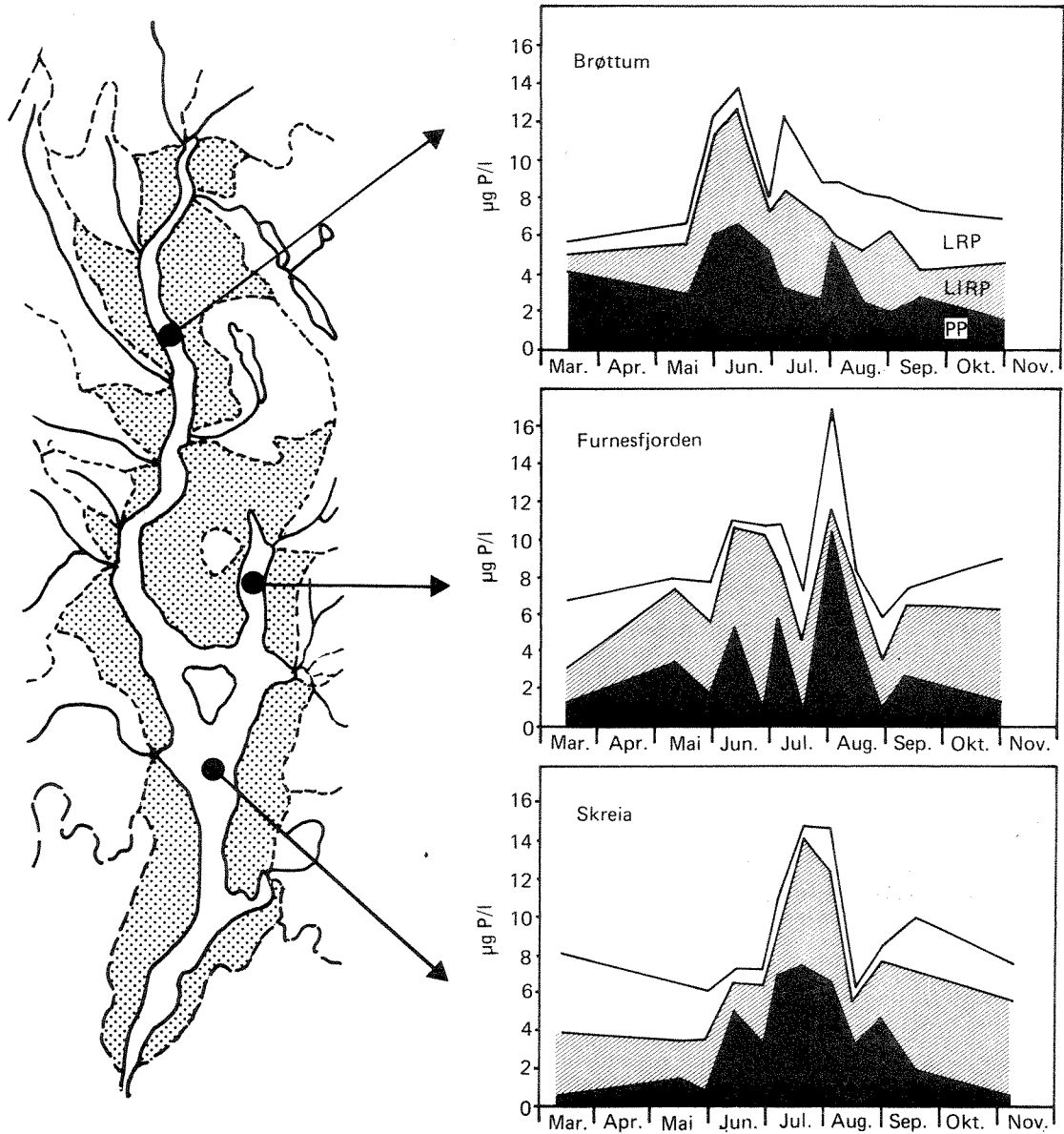


Fig. 56. Variasjoner i de forskjellige fosforfraksjoner ($\mu\text{g P/l}$) i overflatesjiktet (0-10 m) i Mjøsa sommeren (mai-okt.) 1979.

Middelverdier:

	<u>Brøttum</u>	<u>Furnesfjorden</u>	<u>Skreia</u>
Total fosfor (Tot P):	8,6	9,0	8,9
Partikulært fosfor (PP):	3,4	3,2	3,5
Løst org. fosfor (LIRP):	3,2	4,0	3,5
Orthofosfat (LRP):	2,0	1,8	1,9

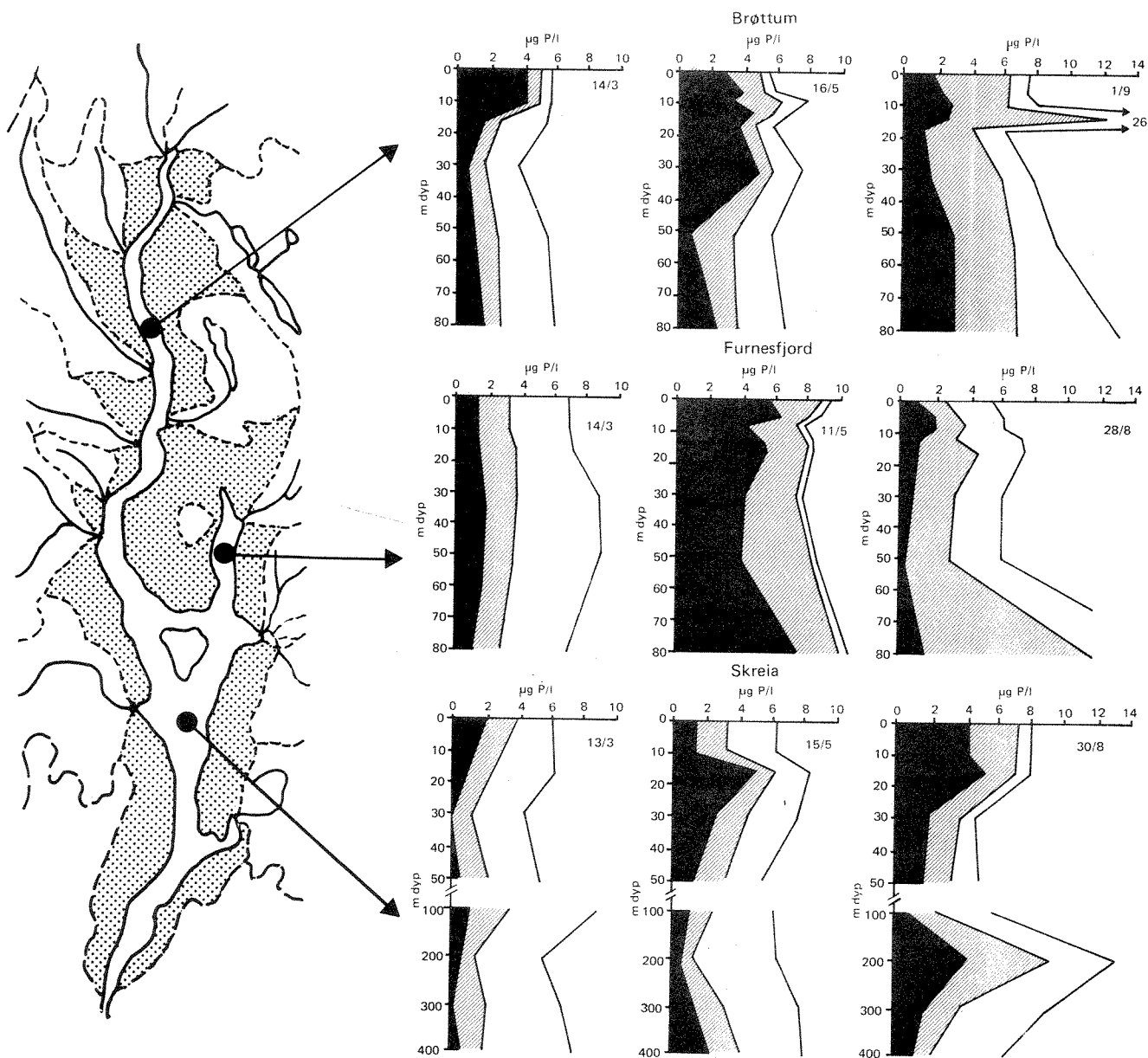


Fig. 57. Fosforfordeling mot dypet vinter, vår og sommer på de 3 hovedstasjoner i Mjøsa.

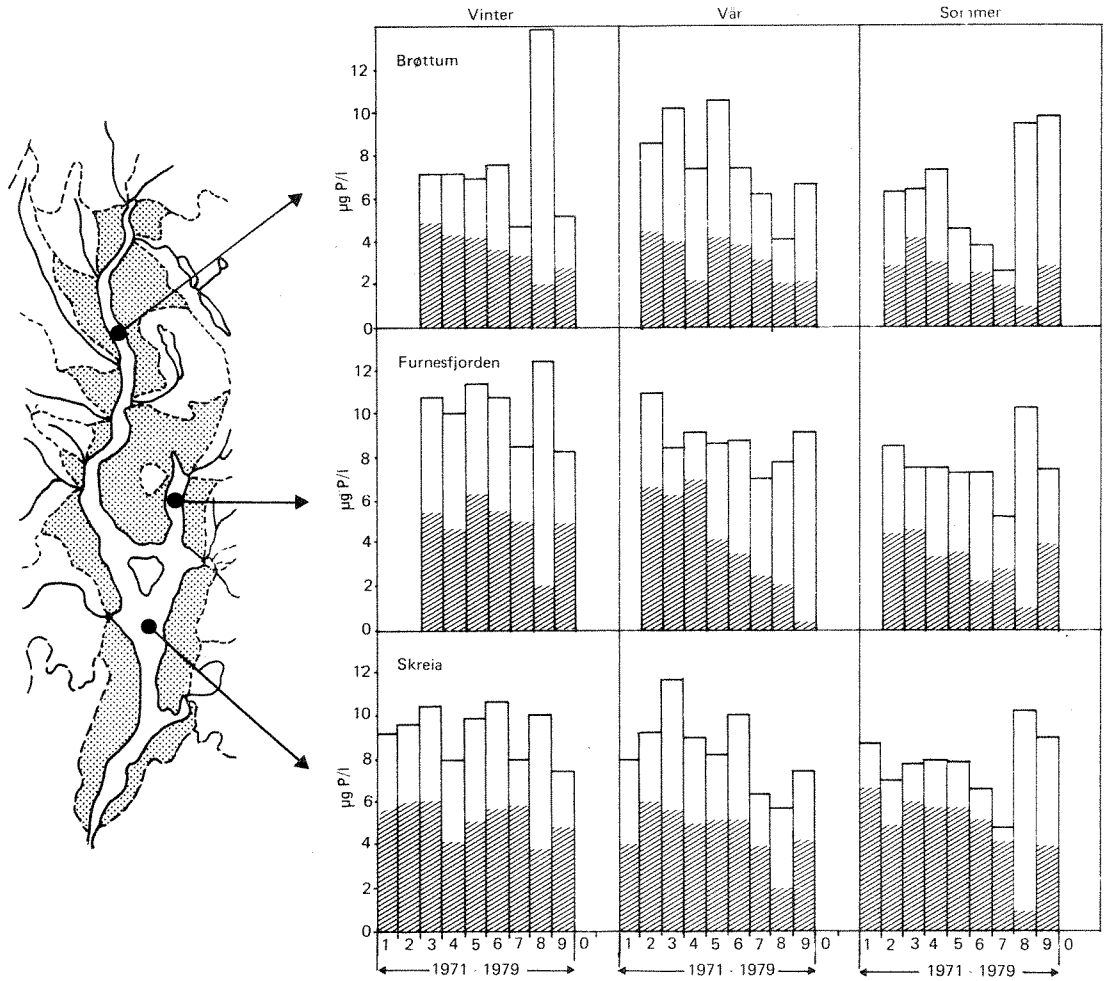


Fig. 58. Middelerverdier for total fosfor og orthofosfat av observasjons-serier (overfl.-bunn) vinter, vår og sommer i tidsperioden 1971-1979.

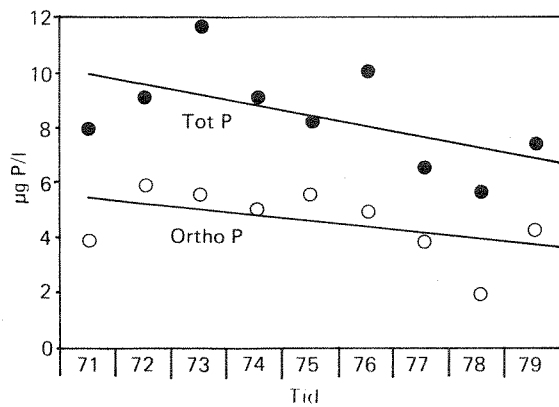


Fig.59. Fosforutvikling i Mjøsa (St. Skreia) under vårsirkulasjons-perioden i tidsrommet 1971-1979.

7.5 Hygieniske forhold

7.5.1 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 innvollparasitter føres ut med fekaliene. Størst risiko for smittespredning og infeksjon foreligger når vannet utnyttes som drikkevann for mennesker og dyr samt i næringsmiddelindustri, vanning av grønnsaker 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 decenniet. Dette kan i fremtiden foranledige store problemer. En infeksjon kan få alvorlige økonomiske konsekvenser samtidig som den fekale belastning i resipienten øker. Dette må ses i sammenheng med dyrefabrikkenes fremmarsj. Det er all grunn til å stille samme krav til vannkvaliteten for dyr som for mennesker. Økt anvending av vanningsanlegg innenfor jordbruksnæringen bør også nevnes ettersom dette kan utgjøre en smitterisiko i de tilfeller vannet er hygienisk utilfredsstillende.

Flertallet av de sykdomsfremkallende (patogene) tarmbakterier og tarmvirus som tilføres resipienten (sjøer og vassdrag), har kort levetid (dvs. små formeringsmuligheter). Forurensingen får derfor som oftest et begrenset omfang. Denne selvrensning beror først og fremst på at

mikroorganismene kommer ut i et miljø som ikke passer - de blir spist av andre organismer i vannet eller de synker til bunns (sedimenterer). Enkelte bakterier er i form av sporer og tarmvirus spesielt motstandsdyktige og kan derfor ha lang levetid.

Av tarmbakterier som er spesielt hardføre 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 forurenset 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 de i vannet naturlig forekommende bakterier og virus, kan også 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 og siloanlegg som bidrar til denne forurensning.

Ved siden av de mer hygieniske betenkeligheter samt økt oksygenforbruk øker også risikoen for sykdom på fisk når vannet har høyt innhold av bakterier. De *Aeromonas*-angrep vi har hatt på fisk i Mjøsa ved Hamarområdet kan nevnes som eksempel på dette.

Problemer av mer praktisk betydning oppstår ved at siler, rør, filtre og liknende lett tettes igjen av bakterievekst (dette gjelder kanskje i ennå høyere grad for sopp). Dette kan skape alvorlige problemer ved vannverk, kraftverk, fiskeoppdrett og forskjellige inudstribedrifter. Videre forringer større mikrobiell vekst reproduksjonsmuligheter for våre laksefisker vesentlig og samtidig får vassdraget et estetisk lite tiltalende utseende.

Mikrobiologiske undersøkelser av vann tar sikte på å påvise bakterier som indikerer en forurensning med menneskers eller varmblodige dyrs

avføring (såkalte indikatorbakterier). Som slike anvendes koliforme bakterier, en samlebetegnelse på en rekke forskjellige bakterier som omfatter E.coli og nærbeslektede grupper. En undergruppe av disse er de såkalte termostabile koliforme bakterier, som i alt vesentlig er E.coli. Alle koliforme bakterier tilhører menneskers og varmblodige dyrs normale tarmflora, men med unntak av E.coli vil de også til en viss grad kunne ha et reservoar utenfor tarmen. E.coli derimot har angivelig bare tarmen som sitt reservoar. Påvisning av koliforme bakterier i vann bør tas som et tegn på at en fersk fekal forurensning av vannet kan ha funnet sted, mens påvisning av E.coli bør tas som et sikkert tegn på at en slik forurensning har funnet sted. Selv om indikatorbakteriene i seg selv er apatogene (ikke sykdomsfremkallende), betyr deres nærvær at også patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer (inkludert virus og parasitt-egg som skilles ut med avføring) kan være til stede, og vannet skal følgelig prinsippielt ikke anvendes som drikkevann.

I tillegg til undersøkelser som utføres for å påvise indikatorbakterier, undersøkes vannet også med hensyn på det totale antall bakterier som klarer å vokse ved 20°C i løpet av 72 timer. I alt vesentlig vil det her dreie seg om frittlevende former uten noen patogen betydning, og antall bakterier kan aldri i seg selv tas som entydig uttrykk for en forurensning. Resultatene av slike undersøkelser kan likevel ha praktisk betydning, idet de ofte gir informasjon om vannets innhold av organisk materiale. Oftest oppstår disse problemer i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff fra treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri, siloavrenning etc.

Norsk Standard 4751 angir følgende retningslinjer for den bakteriologiske bedømming av drikkevann:

Tabell 11. Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann og badevann

Vannkilde	Koliforme bakterier pr. 100 ml vann	Termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml vann	Kimtall 20° C i 72 t antall bakt. pr. ml
Overflatevann (innsjø, dam, elv, bekk e.l.) uten desinfeksjon	Godt: < 1 Tvilsoft: 2 til 30 Ikke brukbart: > 30	Må ikke påvises	Godt: < 100 Tvilsoft: 100 til 500 Ikke brukbart uten nærmere undersøkelse: > 500
Overflatevann, etter desinfeksjon, og grunnvann	Godt: < 1 Tvilsoft: 1 til 2 Ikke brukbart: > 2	Må ikke påvises	Godt: < 10 Tvilsoft: 10 til 100 Ikke brukbart uten nærmere undersøkelse: > 100

For badevann (friluftsbad) gjelder følgende kvalitetskrav:

E.coli	pr. 100 ml	< 50
--------	------------	------

Ved vurdering av de bakteriologiske resultater må det imidlertid taes hensyn til de undersøkelsesmetoder som anvendes, prøvetakingsfrekvenser osv.

7.5.2 Bakteriologiske forhold i Mjøsa

I august 1972 samt ved tre tidspunkter i 1978 (mai, august og november) ble det foretatt synoptiske undersøkelser av de bakteriologiske forhold i innsjøen, dvs. en undersøkelse av hele innsjøen innenfor et tidsrom av noen få timer. Dette for å kunne gi et noenlunde korrekt situasjons-

bilde av forholdene over hele Mjøsa ved en og samme prøvetakingsserie. Denne type undersøkelser er nødvendig for å kunne tolke det innsamlede datamateriale i forhold til f.eks. de rådende hydrologiske og biologiske forhold i den periode prøvetakingen fant sted.

De innsamlede prøver er blitt analysert etter Norsk Standard: Metoder for bakteriologiske undersøkelser av drikkevann ved byveterinærkontorene ved Lillehammer, Gjøvik og Hamar. Resultatene fra undersøkelsene går frem av fig. 60-68. Figurene tar i første rekke sikte på å gi et grovt og mer generelt bilde av forholdene i de frie vannmasser. Nær land og da spesielt i direkte tilknytning til strendene, kan forholdene være annerledes idet man her til dels kan få markert utslag av mindre utslipp av lokal karakter.

De hygieniske aspekter av forurensningssituasjonen i Mjøsa kan sammenfattes på følgende måte:

1. I store deler av Mjøsas overflatelag var det i prøveperiodene et relativt høyt bakterieinnhold og klar indikasjon på fekal forurensning. Dette var spesielt markert ved prøvetakingen i 1972 der størsteparten av Mjøsas overflatelag var berørt. Enkelte områder med stor tilførsel av kommunalt avløpsvann var sterkt forurenset og kan betraktes som hygienisk utilfredsstillende (stor risiko for forekomst av sykdomsfremkallende bakterier og virus, samt egg av innvollsparasitter). Dette gjelder spesielt:
 - store områder fra Lillehammer og sydover
 - lokalt begrenset område utenfor Moelv
 - betydelige områder omkring Gjøvik, særlig rundt de sørlige deler
 - Nessundet
 - hele Furnesfjorden og betydelige områder utenfor og sør for Hamar
 - innerste delen av Tangenvika.

2. De dypere vannlag samt Mjøsas sørlige deler var normalt lite påvirket.
3. Sammenlignet med forholdene ved den bakteriologiske undersøkelse som ble utført i august 1972 var forholdene i 1978 og da spesielt august 1978, klart bedre når det gjelder de hygieniske aspekter. Dette gjelder spesielt de koliforme bakterier. Når det gjelder totalantallet bakterier (kimtall), er det nødvendig å ta hensyn til faktorer som produksjonsforholdene i selve innsjøen - noe som vanskeliggjør bedømmelsen. Det foreliggende materiale tyder imidlertid på at det også her har skjedd en viss forbedring sammenlignet med situasjonen i 1972.

De forbedringer som har kunnet spores i innsjøens frie vannmasser er også i overensstemmelse med de mer lokalbetonte undersøkelser som er utført rutinemessig av byveterinærene i Lillehammer, Gjøvik og Hamar. Årsaken til de hygieniske forbedringer som synes å kunne spores, må antas først og fremst har sammenheng med at de større kloakkutslipp som tidligere gikk direkte ut i Mjøsa, nå blir tatt hånd om i renseanlegg. På grunn av at alt kloakkvann ennå ikke er tilkoplek renseanlegg samt at det er til dels betydelig lekkasje på ledningsnett, blir Mjøsa fortsatt tilført betydelige kloakkvannsmengder - noe som også indikeres ved denne undersøkelse.

Foruten de rent hygieniske aspekter gir denne undersøkelse en indikasjon på at ferskt kloakkvann når betydelige deler av Mjøsas frie vannmasser. Dette viser at også betydelige mengder næringssalter mer eller mindre kontinuerlig når store deler av de øvre vannlag der de hurtig kan omsettes i algeproduksjonen.

Hygienisk sett tar Mjøsaksjonen sikte på å begrense utslippene av fersk fekal forurensning i så stor utstrekning at det i fremtiden ikke skal kunne påvises termostabile coli i Mjøsas frie vannmasser.

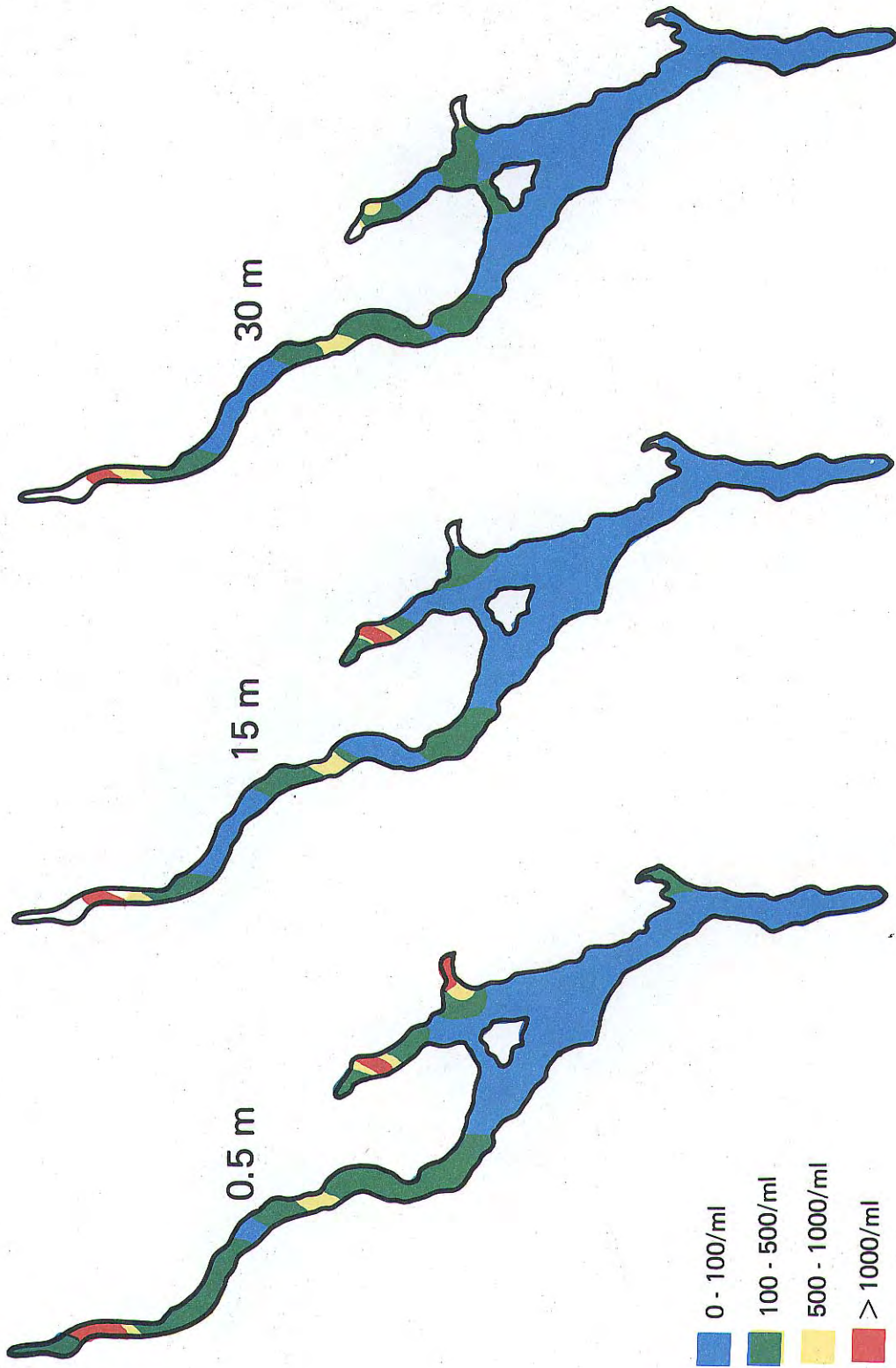


Fig. 60. Situasjonsbilde for antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøsas frie vannmasser 23.5.1978.

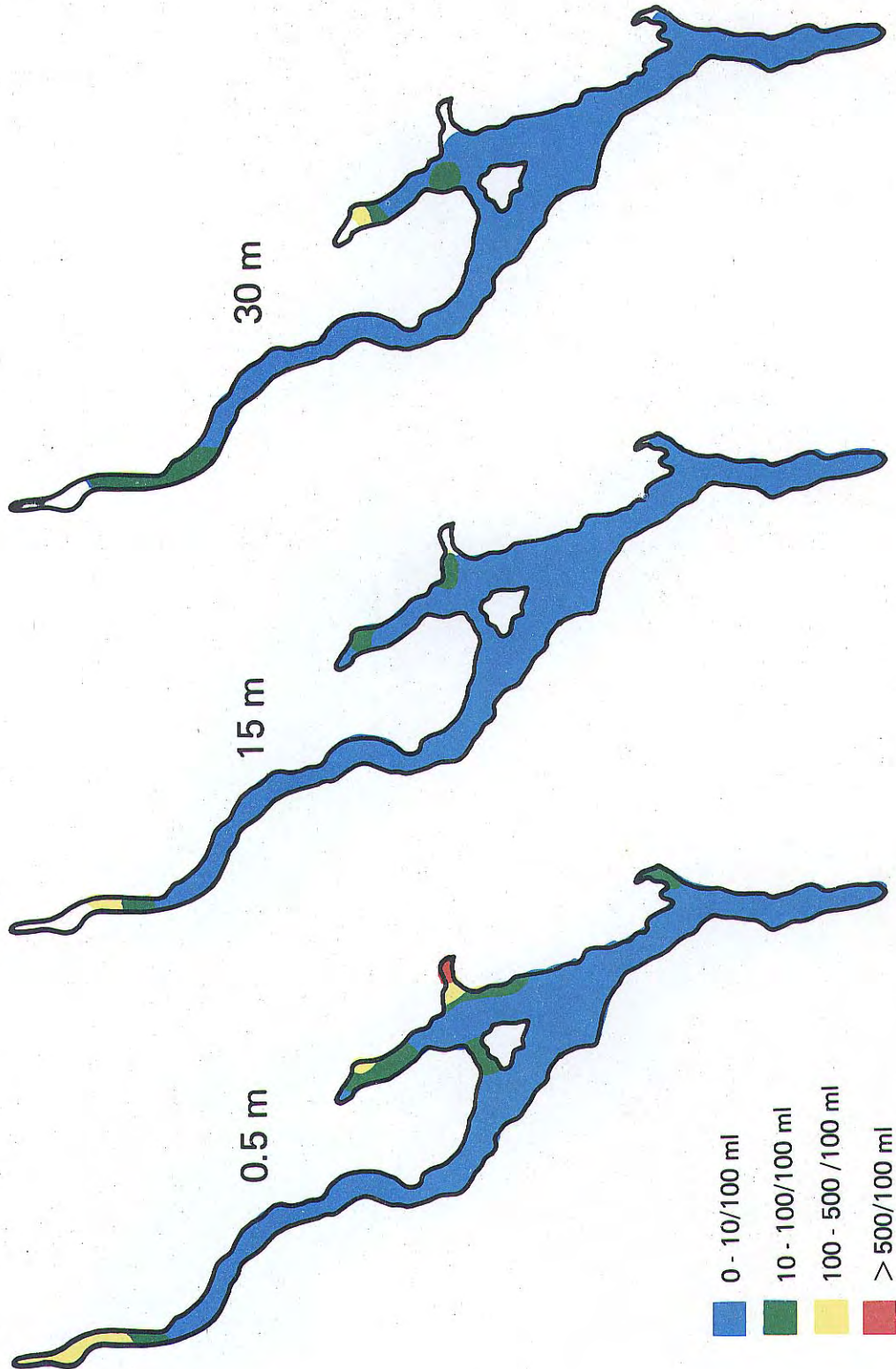


Fig. 61. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser 23.5.1978.

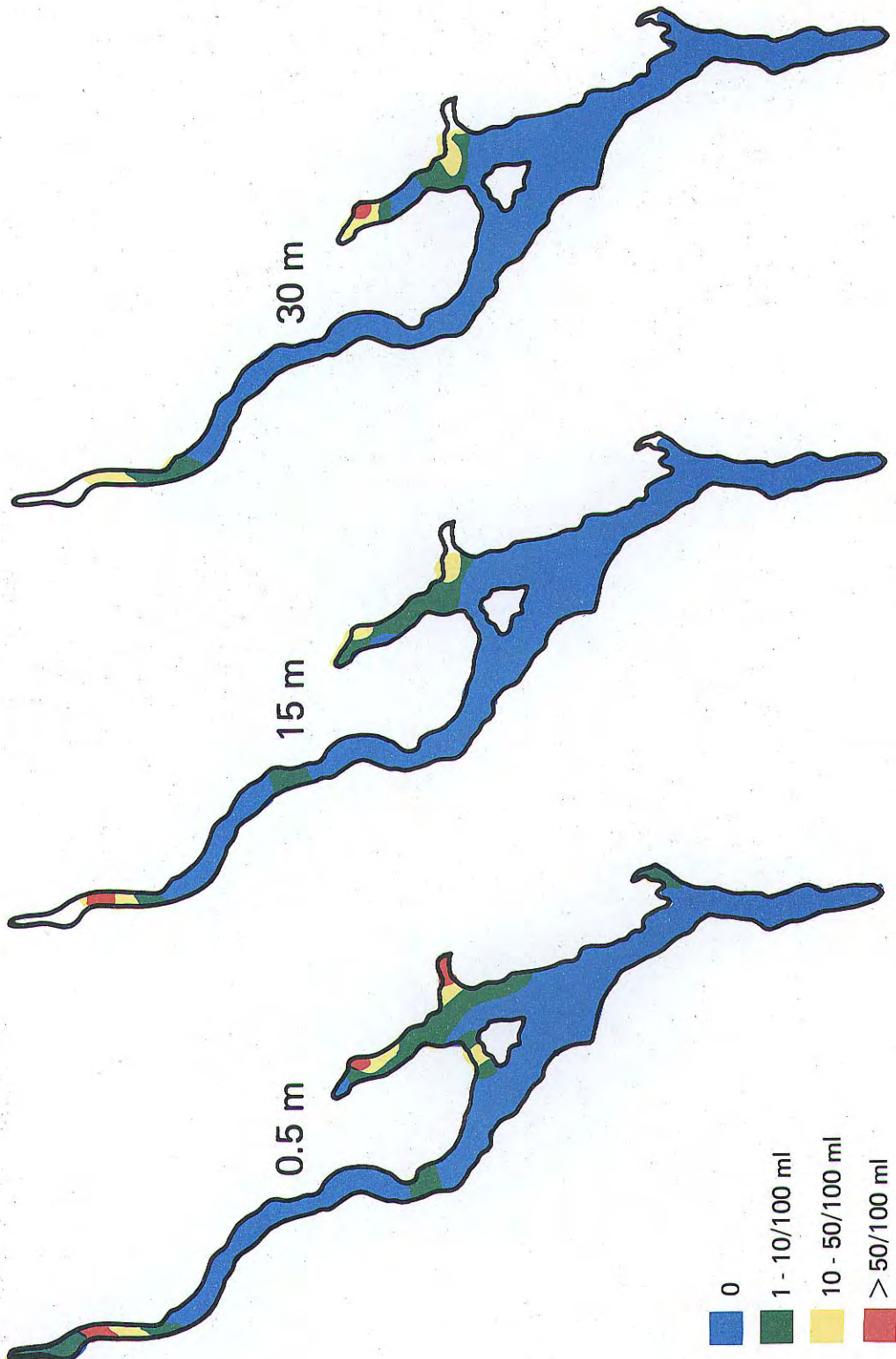


Fig. 62. Situasjonsbilde for forekomst av termotabile coliforme bakterier (E.coli) i Mjøsas frie vannmasser 23.5.1978.

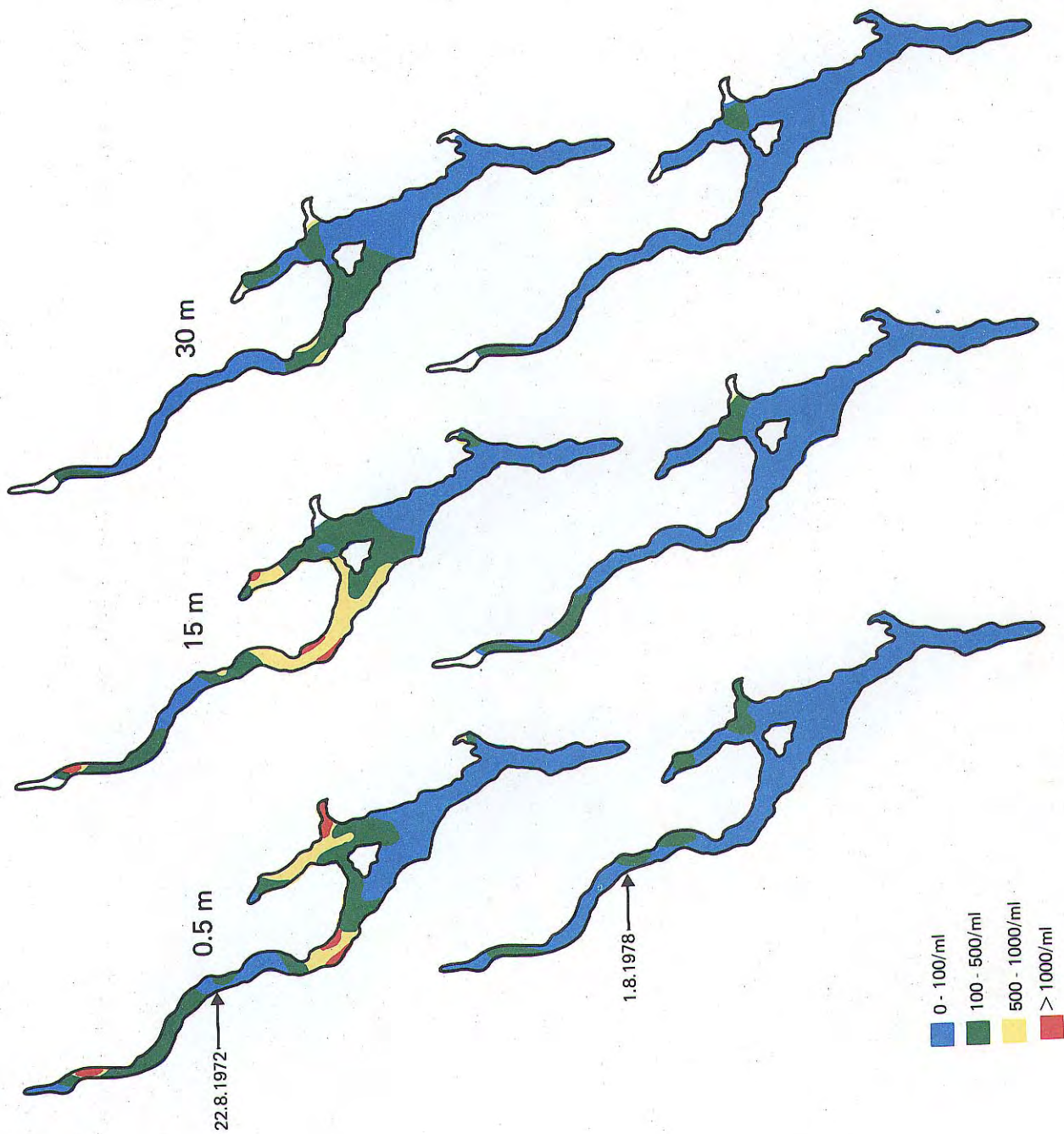


Fig. 63. Situasjonssbilde for antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøøsas frie vannmasser.

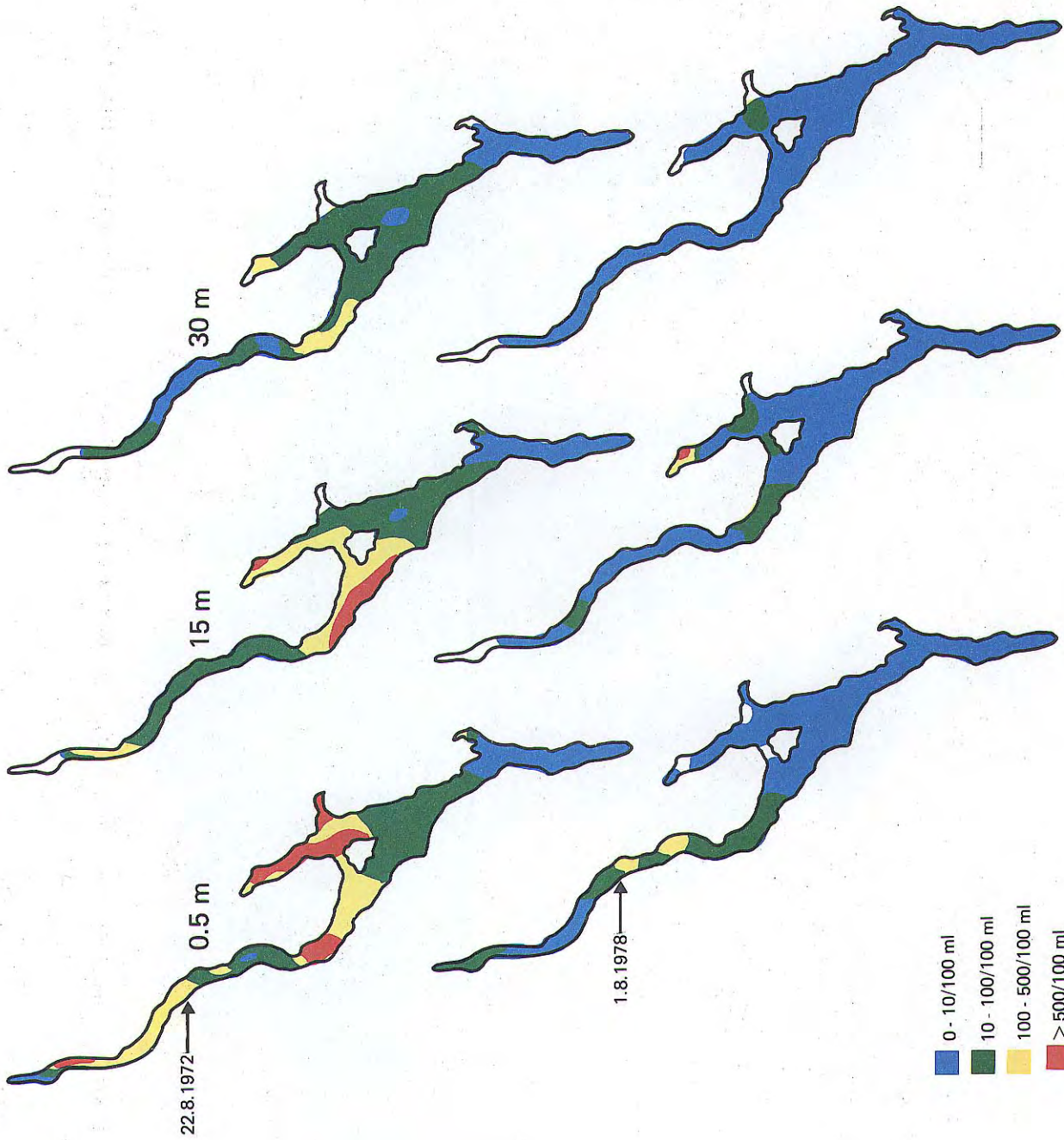


Fig. 64. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser.

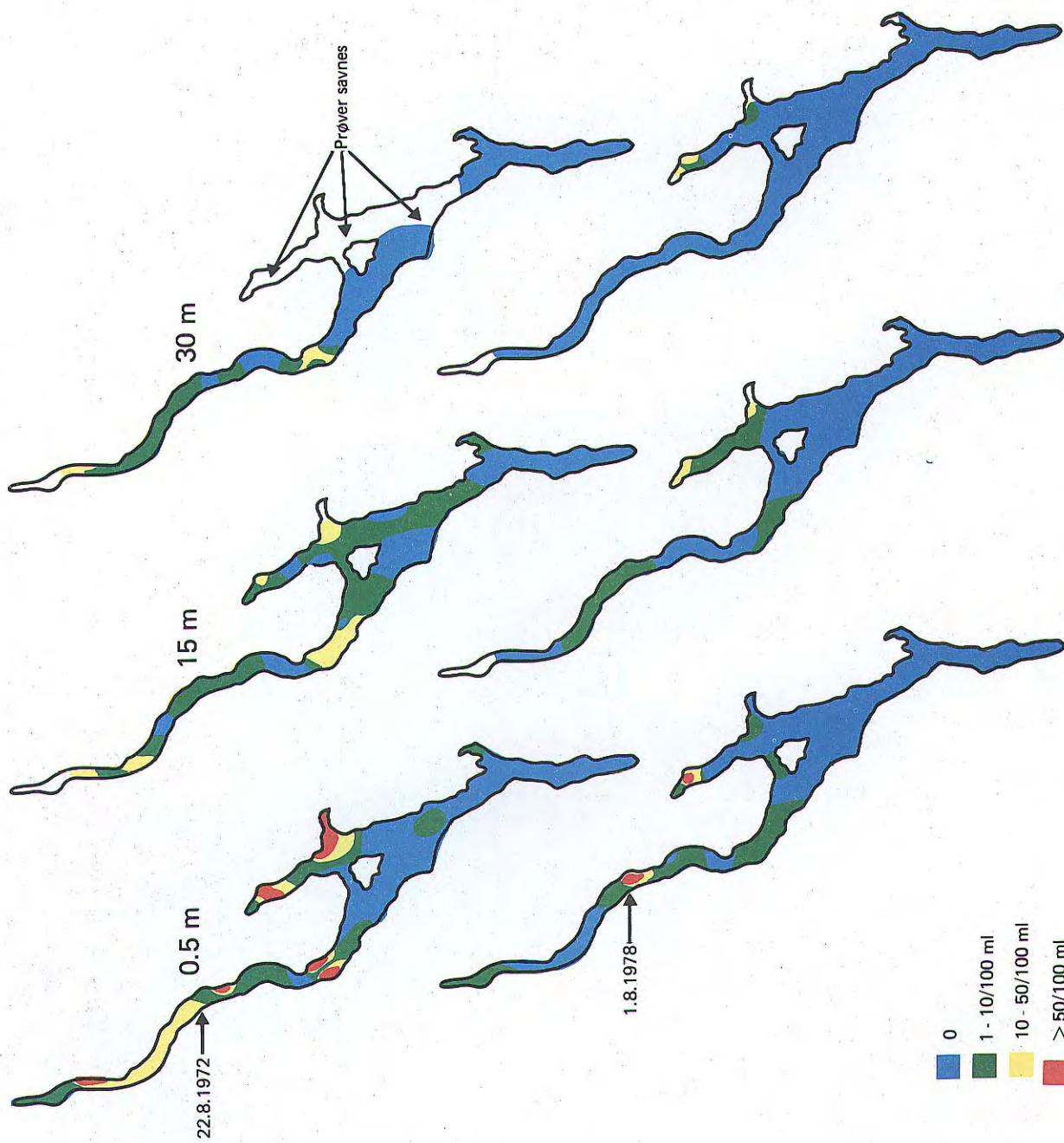


Fig. 65. Situasjonsbilde for forekomst av termostabile coliforme (44°C) bakterier i Mjøsas frie vannmasser.

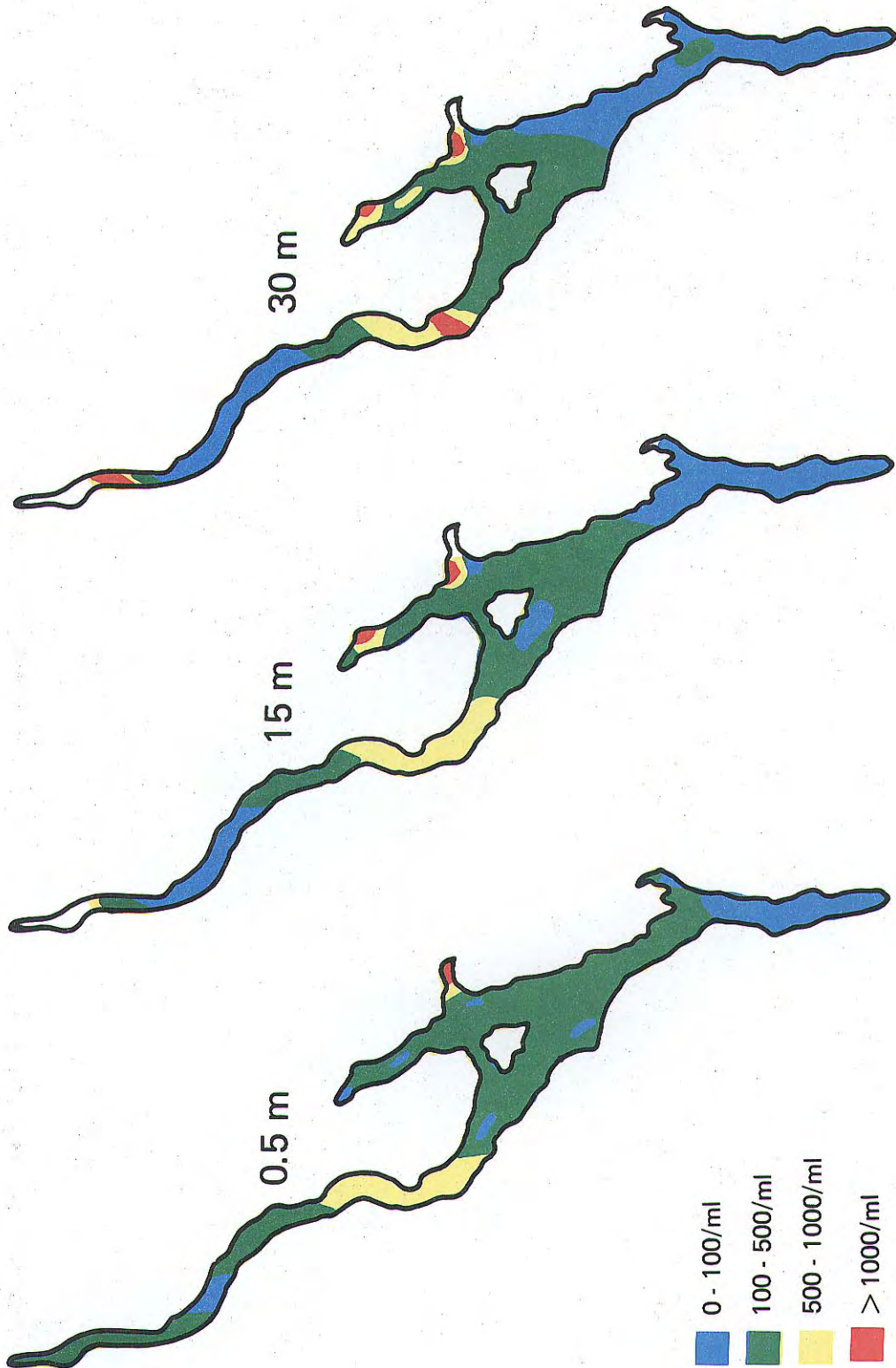


Fig. 66. Situasjonsbilde for antall bakterier/ml (kimtall) i Mjøsas frie vannmasser 1.11.1978.

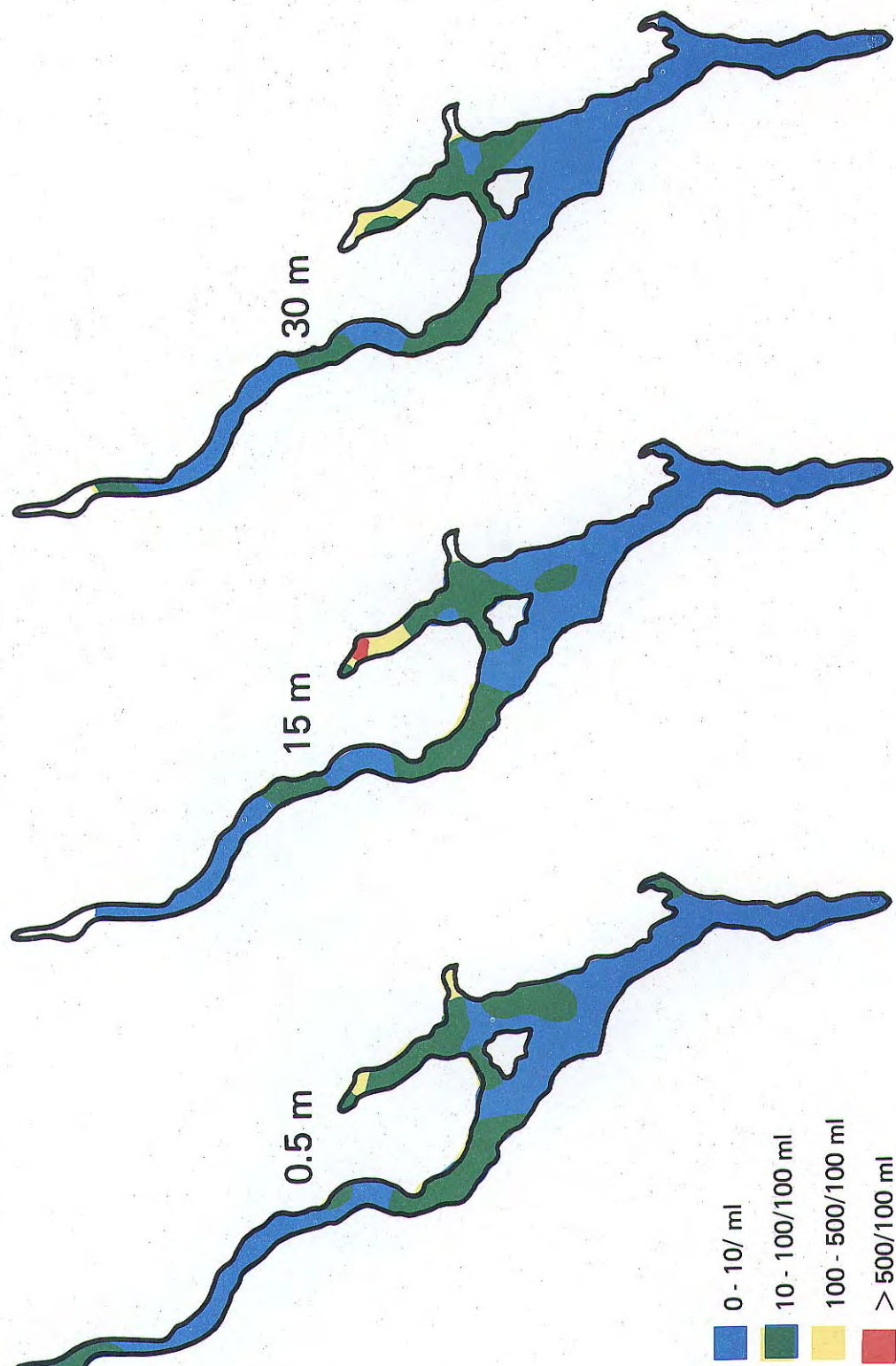


Fig. 67. Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser 1.11.1978.

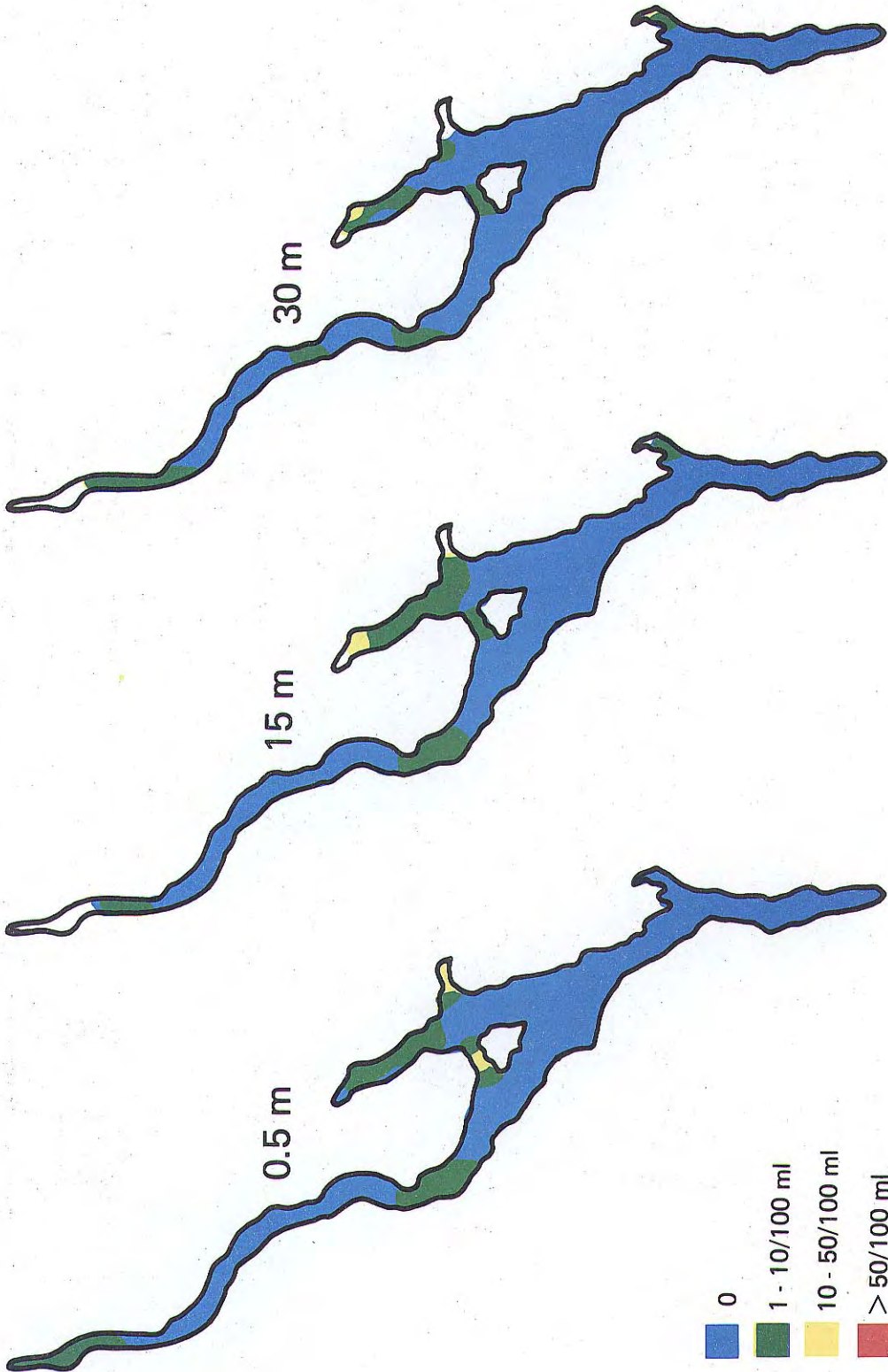


Fig. 68. Situasjonsskilte for forekomst av termotolerante coliforme bakterier (44°C) i Mjøsas frie vannmasser 1.11.1978.

7.6 Siktedyp og innsjøenes farge

7.6.1 Siktedyp

Siktedypsobservasjonene er blitt utført ved hjelp av en hvit siktedyps-skive (Secchi-skive) med 29 cm diameter som senkes ned i vannet. Siktedypet er avstanden fra overflaten til det punkt nevnte skive blir usynlig fra overflaten. På grunn av stor bølgehøyde og bølgeskvulp ved visse prøvetakingsdager er vannkikkert blitt anvendt. Målingene er blitt utført mellom kl. 11.00 og kl. 13.00. Metoden er beheftet med flere feilkilder, men resultatene gir likevel en tilnærmet bedømmelse av vannets optiske egenskaper. I store trekk motsvarer siktedypsverdiene det dyp der lysstyrken er ca. 5% av det innstrålte lys. Videre utgjør den fotogene sone (produksjonssonen) ca. 2,5 ganger siktedypet, dvs. den sonen der algenes nettoproduksjon foregår.

I forbindelse med den rutinemessige datainnsamling på de fire hovedstasjonene (Brøttum, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen) i tidsrommet mai-oktober, er siktedypet regelmessig blitt bestemt. Resultatene fra hovedstasjonene for tidsperioden 1972-1979 er gjengitt i figur 69. Den røde linjen i figuren for siktedyp på omkring 6 m angir den mer teoretiske målsetting (se forøvrig kapittel om konkretisert målsetting for Mjøsa). Som det fremgår av figuren, ble de høyeste verdier (med siktedyp opptil 13-14 m) notert i mai i forbindelse med vårsirkulasjonen, før det var blitt noen algevekst av betydning.

Med tiltagende algevekst utover forsommeren, avtok siktedypet suksessivt. De laveste verdier ble som regel observert i perioden juni-juli i forbindelse med oppblomstringen av kiselalger. Dette var spesielt påfallende i Furnesfjorden der også de minste siktedyp (< 2 m) ble notert i forbindelse med oppblomstringen av kiselalgen *Asterionella* i de øvre vannlag på forsommeren. I 1972 og 1978 var dette forhold særlig fremtredende.

Når algemengden reduseres i de øvre vannlag utover høsten, øker igjen siktedypet. Dette var hovedmønsteret i perioden 1972-1974 og 1977-1979, mens forholdene avvek noe i årene 1975-1976, da siktedypforbedringen utover sensommeren og høsten ikke var så markert som de andre år. Dette hadde

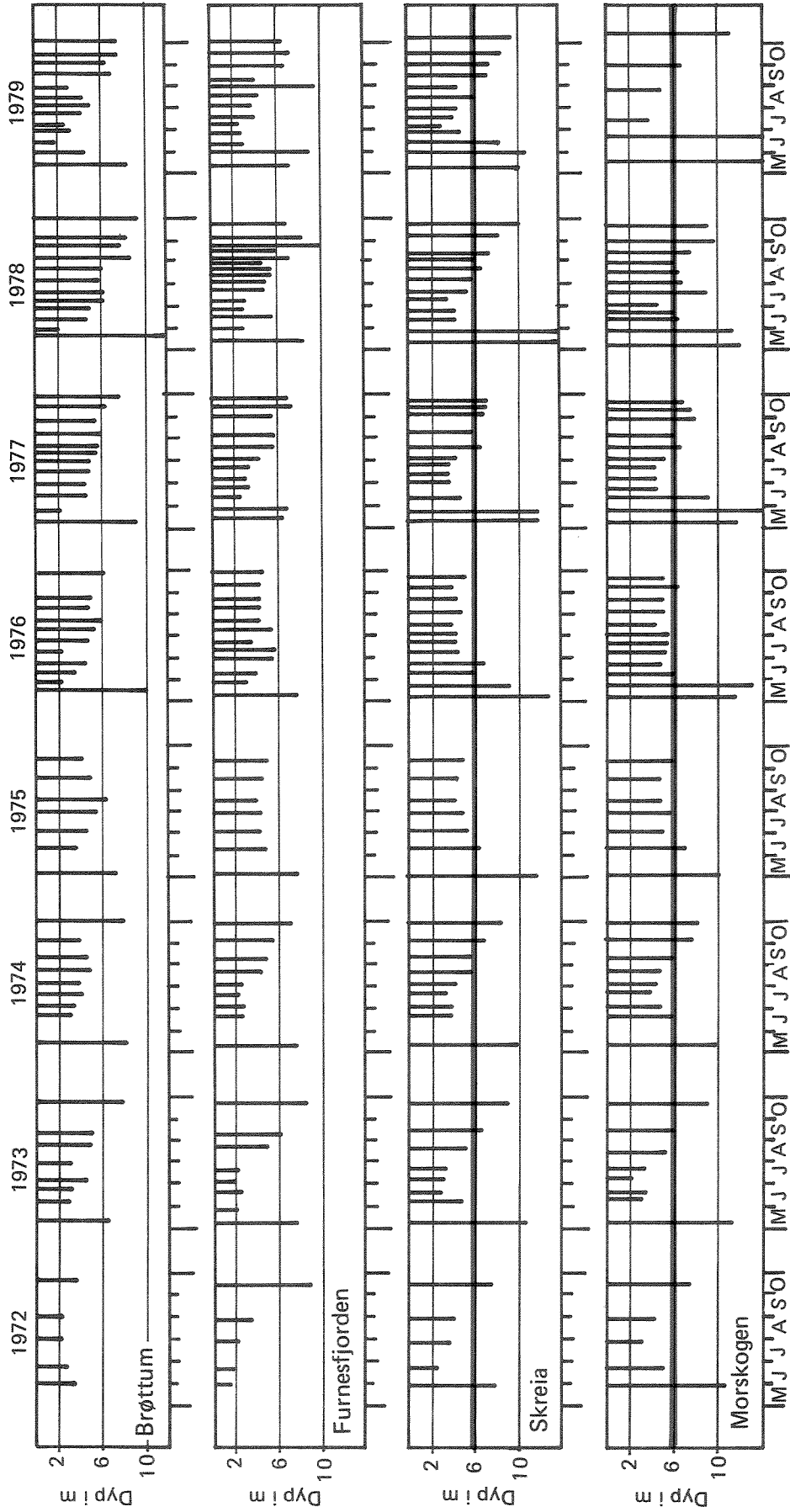


Fig. 69. Siktedyp ved fire stasjoner i Mjøsa gjennom sommerperioden 1972-1979.

sin årsak i den store forekomst av blågrønnalger utover sensommeren og høsten disse år.

Forholdene i Mjøsas nordlige deler (Brøttum) avviker noe fra forholdene i innsjøen forøvrig. Dette skyldes at siktbarheten reduseres merkbart på grunn av slamtransporten via Gudbrandsdalslågen, og spesielt er dette tilfelle under flomperioder på forsommeren.

Regionalt sett var siktbarheten best i Mjøsas sentrale og sydlige deler. Her er det i hovedsak algeforekomsten som er bestemmende for siktedypet, men breslam og humustilførsel kan til sine tider ha en viss betydning. Som det fremgår av fig. 70, medfører allerede små forandringer i algemengden betydelige forandringer i siktedypet.

Mjøsaksjonen har som målsetting å redusere algemengden i den grad at siktedypet om sommeren ikke underskrider en verdi på 6 m i de sydlige og sentrale deler av Mjøsa, dvs. i de områder der det i hovedsak er algemengden som bestemmer siktbarheten. Dette skulle tilsvare at algemengden ikke vesentlig bør overstige 1 g/m^3 .

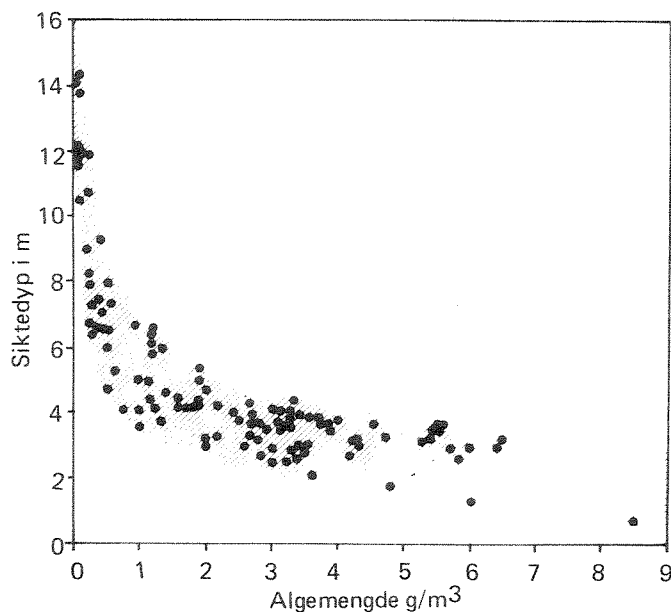


Fig. 70. Sammenheng mellom siktedyp og algemengde. Datamaterialet stammer fra de sentrale og sydlige partier av Mjøsa, der det i hovedsak er algemengden som er bestemmende for siktbarheten i vannet.

7.6.2 Farge

Innsjøens vannfarge bestemmes av det lys som kommer ut fra innsjøens overflate og som subjektivt oppfattes ved å se mot secchi-skiven i halve siktedypet. I Mjøsas mer sentrale deler er det grønt og gult som utgjør hovedkomponentene, mens det i forbindelse med våravsmeltingen, kan være et brunt innslag lokalt i nærheten av elvemunningene. Det siste er forårsaket av stor humustilførsel ved denne årstid. Stort sett har fargevariasjonene fulgt et likeartet årsmønster under hele perioden 1972-1979. Fargevariasjonene fremgår av oppstillingen nedenfor.

Grønn-gul	Gul-grønn	Gul-grønn	Gul-grønn grønn-gul	Grønn	Grønn
Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.

7.7 Primærproduksjon

Planteplanktonets primærproduksjon er blitt bestemt med C_{14} -teknikk. Ved prøvetakingen er det anvendt 100 ml glassflasker som er plassert på følgende dyp: 0,5 m, 1 m, 2 m, 4 m, 6 m, 8 m og 12 m. Eksponeringstiden har i de fleste tilfeller vært 4 timer, men enkelte ganger er det anvendt 2 timer og 24 timer (døgnserie). Det siste bare når været har vært til hinder for innsamling av flaskene etter 4 timer. All korttidseksponering har skjedd mellom kl. 10.00 og 14.00. Frem til og med 1976 er aktiviteten på filtrene blitt bestemt ved Gaigermüllerteller. Fra og med 1977 til 1979 ved sintellasjonstelling. Dagsproduksjonen er blitt beregnet ut fra Gächters (1972) metodikk.

Undersøkelse av planteplanktonets primærproduksjon (produksjon av planktonalger pr. tidsenhet), ble utført i tidsrommet 1973-1979. De første årene ble det bare samlet inn et fåtall data, og produksjonsberegningene fra disse årene er derfor usikre - dette gjelder spesielt 1973. Dagsproduksjonen uttrykt som $mg\ C/m^2$. døgn fremgår av fig 71 og årsproduksjonen uttrykt som $g\ C/m^2$. år av fig. 72.

I løpet av mai og før det ble dannet noe stabilt sprangsjikt, var algeproduksjonen lav for så å øke videre utover sommeren. Maksimum ble som regel nådd i juli i forbindelse med stor forekomst av alger, spesielt kiselalger, vel utviklet sprangsjikt og forholdsvis varmt vann. Videre utover sensommeren og høsten avtok produksjonen suksessivt.

Avtakende temperatur og sprangsjiktreduksjon er noen av de faktorer som forårsaker denne nedgang. Dette var hovedmønsteret på samtlige stasjoner, men en viss tidsforskyvning mot sensommeren kunne imidlertid spores i de nordlige områder (Brøttum). Dette har sammenheng med flomvannføringen i Gudbrandsdalslågen, og dennes dempende effekt på forsommeren. Algeproduksjonen skjedde i det vesentligste i de aller øverste vannlag (0,5-1 m). Dette gjelder samtlige år unntatt 1976 og i noen grad på sensommeren 1975, da det var betydelig produksjon også i 4-6 meters dyp. Dette dypereliggende maksima var forårsaket av den store forekomsten av blågrønnalgen *Oscillatoria* på sensommeren og høsten disse år - et fenomen som var spesielt markert ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia i 1976.

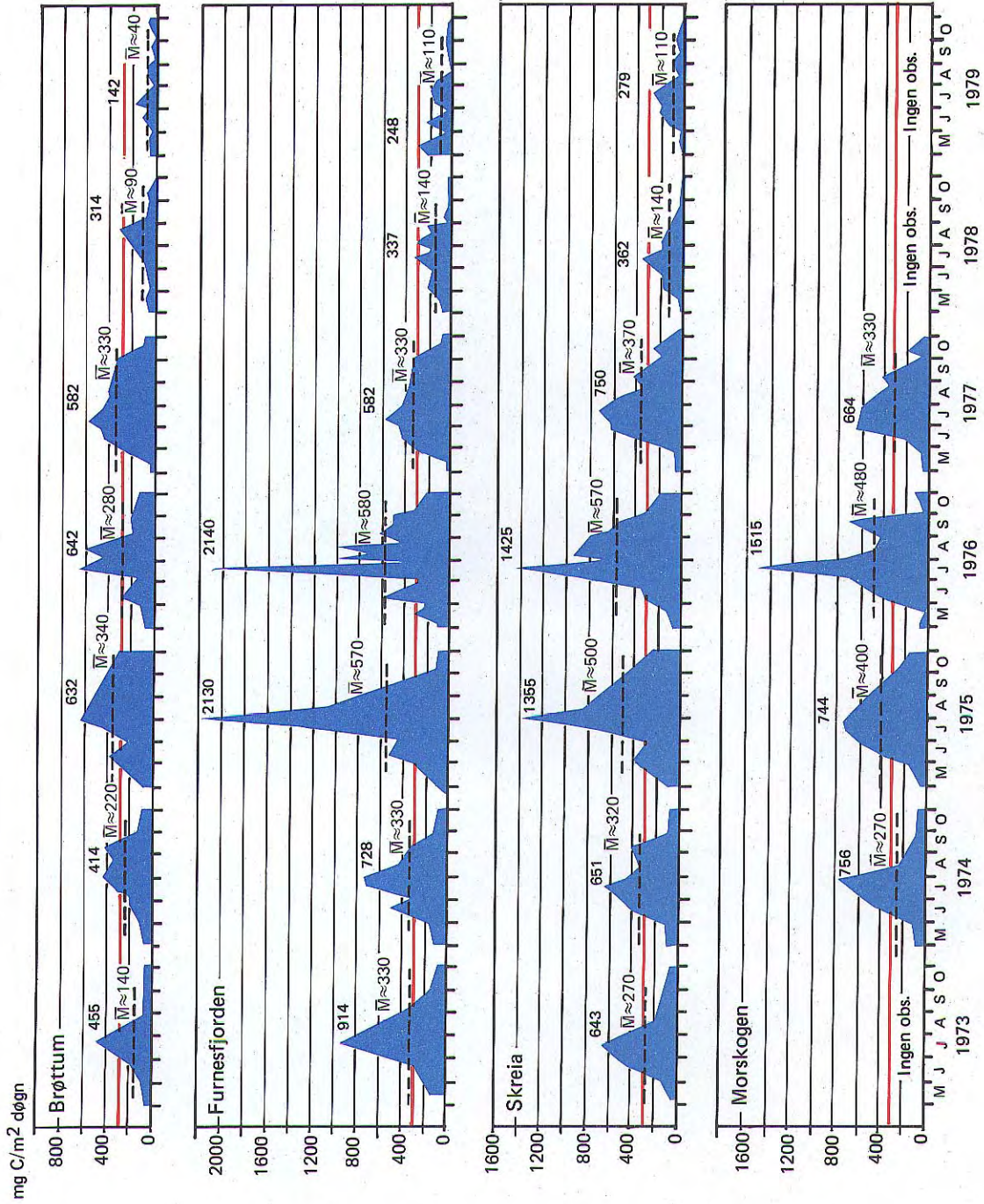


Fig. 71. Plantepilanktonproduksjon uttrykt som dagsproduksjon under vekstsesongen ved fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-1979

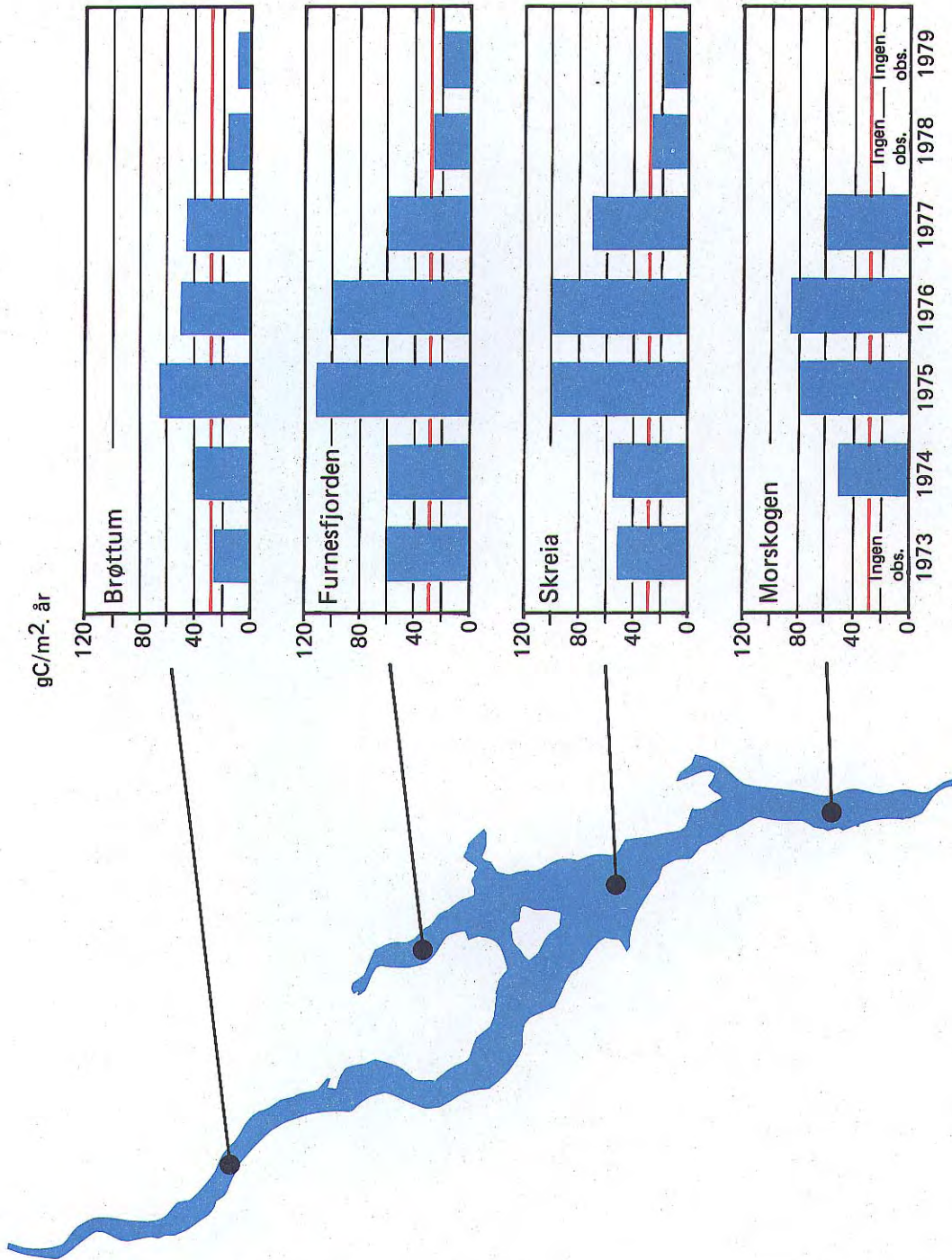


Fig. 72. Planteplanktonets årsproduksjon beregnet for tidsperioden 15/4 - 15/11 ved fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-1979

Tabell 12. Produksjonsdata for planteplankton fra Mjøsa 1973-1979 basert på målinger i tidsperioden mai-oktober.

Brøttum	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Høyeste målte dagsprod. mg C/m ² . dag	455	414	632	642	384	314	142
Middel dagsprod. (mai-okt.) mg C/m ² . dag	≈140	≈220	≈340	≈280	243	94	38
Årsproduksjon gram C/m ² . år	ca.25	ca.40	60-70	ca.50	46	17	7
Furnesfjorden	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Høyeste målte dagsprod. mg C/m ² . dag	914	728	2130	2140	582	337	312
Middel dagsprod. (mai-okt.) mg C/m ² . dag	≈330	≈330	≈570	≈580	329	142	112
Årsproduksjon gram C/m ² . år	ca.60	ca.60	ca.110	ca.100	62	26	20
Skreia	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Høyeste målte dagsprod. mg C/m ² . dag	643	651	1355	1425	750	362	279
Middel dagsprod. (mai-okt.) mg C/m ² . dag	≈270	≈320	≈500	570	370	136	112
Årsproduksjon gram C/m ² . år	ca.50	50-60	ca.100	ca.100	69	25	20
Morskogen	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Høyeste målte dagsprod. mg C/m ² . dag	Ingen	756	744	1515	644	Ingen	Ingen
Middel dagsprod. (mai-okt.) mg C/m ² . dag	Observ.	≈270	≈400	≈480	333	observ.	observ.
Årsproduksjon gram C/m ² . år		ca.50	ca.80	80-90	61		

Tabell 13. Primærproduksjonsdata (algeproduksjon i de frie vannmasser) fra noen norske innsjøforekomster.

Lokalitet	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)	8)	9)	10)		
Karakteristika	Gjersjøen 1972-73	Tyrifjorden 1973	Hinavatn 1977	Heddalsvatn 1975	Krøderen 1973	Sperillen 1973	Hurdalsjøen 1977	Norsjø 1975	Randsfjorden 1973	Vågøvatn 1972	Losna 1974-75	Bandak 1975
MIDDELDYP I METER	23	114	ca. 20	ca. 25	33	39	24	87	44,4	-	-	121
HØYESTE MÅLTE DAGSPRODUKSJON	1900	350	349	325	300	300	209	150	150	194	151	150
MIDDEL DAGSPRODUKSJON	1130-1420	200	140	123	150	150	110	93	80	80	74	60
ÅRSPRODUKSJON GRAM C/m ²	200-275	30	26	22-25	25	25	20	17	15	10-15	14	10

1) Lillevoild 1975 2) Berge, Rognerud 1975 3) Rognerud 1973 4) Berge, Rognerud 1976 5) Blakar 1977.

Generell trofibetraktning.

Trofinivå	Oligo- trof	Meso- trof	Eutrof	Høy eutrof
Max. dagsproduksjon mg C/m ² · dag	< 300	200-700	400-2000	1500-6000
Årsproduksjon gram C/m ² · år	< 30	25-60	40-200	130-600

Samtlige år unntatt 1977 og 1978 var produksjonstallene høyest ved stasjonen i Furnesfjorden. I 1977 og 1978 ble de høyeste verdiene notert ved stasjon Skreia. Som det fremgår av fig. 72 og tabell 12 var produksjonen betydelig høyere i 1975 og 1976 enn i 1973-1974 og 1977-1979. Dette var særlig tilfelle i Mjøsas sentrale deler (Furnesfjorden - Skreia). I Furnesfjorden ble det både i 1975 og 1976 målt produksjon på ca. 2 g C/m^2 og døgn - en dagsproduksjon som nærmer seg forholdene i mer eutrofe innsjøer. Ut fra primærproduksjonsdata kan Mjøsa nærmest henregnes til den meso-eutrofe delen av trofiskalaen om man tar utgangspunkt i perioden 1973-1976, dvs. innen fosforutslippene ble redusert i nevneverdig grad.

Sammenlikner man algeproduksjonen i Mjøsa i dette tidsrom med forholdene i andre norske innsjøer, f.eks. den eutrofe Gjersjøen syd for Oslo (tabell 13) var årsproduksjonen relativt lav i forhold til høyeste målte dagsproduksjon. Dette gjelder spesielt for 1975 og 1976 og har sin årsak i at algeproduksjonen i løpet av den egentlige vekstsesongen (mai-oktober) ble dempet av naturgitte faktorer som f.eks. sen oppvarming av vannmassen i løpet av våren sammen med vind- og flompåvirkningen. En til sine tider høy dagsproduksjon indikerer allikevel at næringssalttilførselen var stor nok til å gi en betydelig algeproduksjon i store deler av Mjøsa på tidspunkter da andre faktorer ikke dempet algeproduksjonen merkbart.

Verdiene for planteplanktonets primærproduksjon i perioden 1973-1977 var høy både sett i relasjon til de lave fosforkonsentrasjoner ved vekstsesongens begynnelse (basiskonsentrasjon) og dypvannsmassenes høye oksygeninnhold. Dette er forhold som tyder på at næringssalttilførsel via punktutslipp fra bebyggelse og industri til overflatelagene (produksjonssonen) under vegetasjonsperioden samt innblanding av vann fra dypere lag, er av stor betydning for algeproduksjonen i Mjøsa. En reduksjon av fosfortilførselen spesielt fra punktkilder, skulle derfor i alle fall teoretisk sett umiddelbart kunne gi en reduksjon av algeproduksjonen og dermed bremse eutrofieringen. I hvilken grad det er dette som er blitt dokumentert de siste årene er det ennå for tidlig klart å uttale seg om da vi i dag ikke vet hvilken effekt de klimatiske faktorene har i denne sammenheng. Vi kan regne med at de "dårlige" somrene de senere år har hatt en klart dempende effekt på algeproduksjonen.

7.8 Planteplanktonet i Mjøsa i perioden 1967-1979

Figur 73-76 viser variasjonene i totalmengde av planteplankton og sammensetningen på hovedstasjonen i Mjøsa. For perioden 1972-1979 gjelder analyseresultatene i sommerperioden (juni-oktober) blandprøver i 0-10 m sjiktet. For perioden 1967-1970 er det for stasjon Skreia tatt med analyseresultater av planteplanktonmengder i en enkelt prøve fra hvert år. Prøvene ble tatt i 1 m dyp med Ruttnerhenter. Disse eldste prøvene er tatt med for å få et visst inntrykk av hvorledes planteplanktonforholdene var før Mjøundersøkelsene tok til for alvor i 1972. (For sammenligningens skyld er det på figuren for variasjonene på stasjon Skreia også tatt med variasjonene i planteplanktonmengden i 1 m dyp i perioden 1972-1979. (Disse er avsatt som stolper.) Variasjonene i sammensetningen gjelder for blandprøvene på alle stasjonene.)

Det som er mest fremtredende i prøvene fra august-september i perioden 1967-1970 på stasjon Skreia, er den sterke dominansen av kiselalgen *Fragilaria crotonensis*. Denne arten blir regnet som en indikatorart for økt eutrofiering, og det er sannsynlig at arten etablerte seg i planteplanktonet i Mjøsa i 60-årene (Berge 1973). Arten var også sterkt fremtredende i planteplanktonet i juli-august i første halvdel av 70-årene.

Utover i 70-årene ble blågrønnalgen *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis* mer og mer dominerende i planteplanktonet på ettersommeren og høsten, til forekomsten av denne kulminerte i 1975-1976, da den hadde meget store bestander (se fig. 77). I de senere år (1977-1979) har den hatt en mengdemessig mer beskjeden rolle, selv om den høsten 1978 var dominerende relativt sett. Den totale planteplanktonmengden var da imidlertid svært liten. En art av *Oscillatoria* som kan ha vært *O. bornetii* f. *tenuis* (materialet var i for dårlig forfatning til å avgjøre dette sikkert), ble også registrert i prøven fra begynnelsen av september 1969, men mengdene var små.

I første halvdel av sommeren er det kiselalgen *Asterionella formosa* (*A. gracillima*) som har vært den viktigste algekomponenten (unntatt 1975 og 1976), og denne arten har også vært mer dominerende de siste årene (1977-1979).

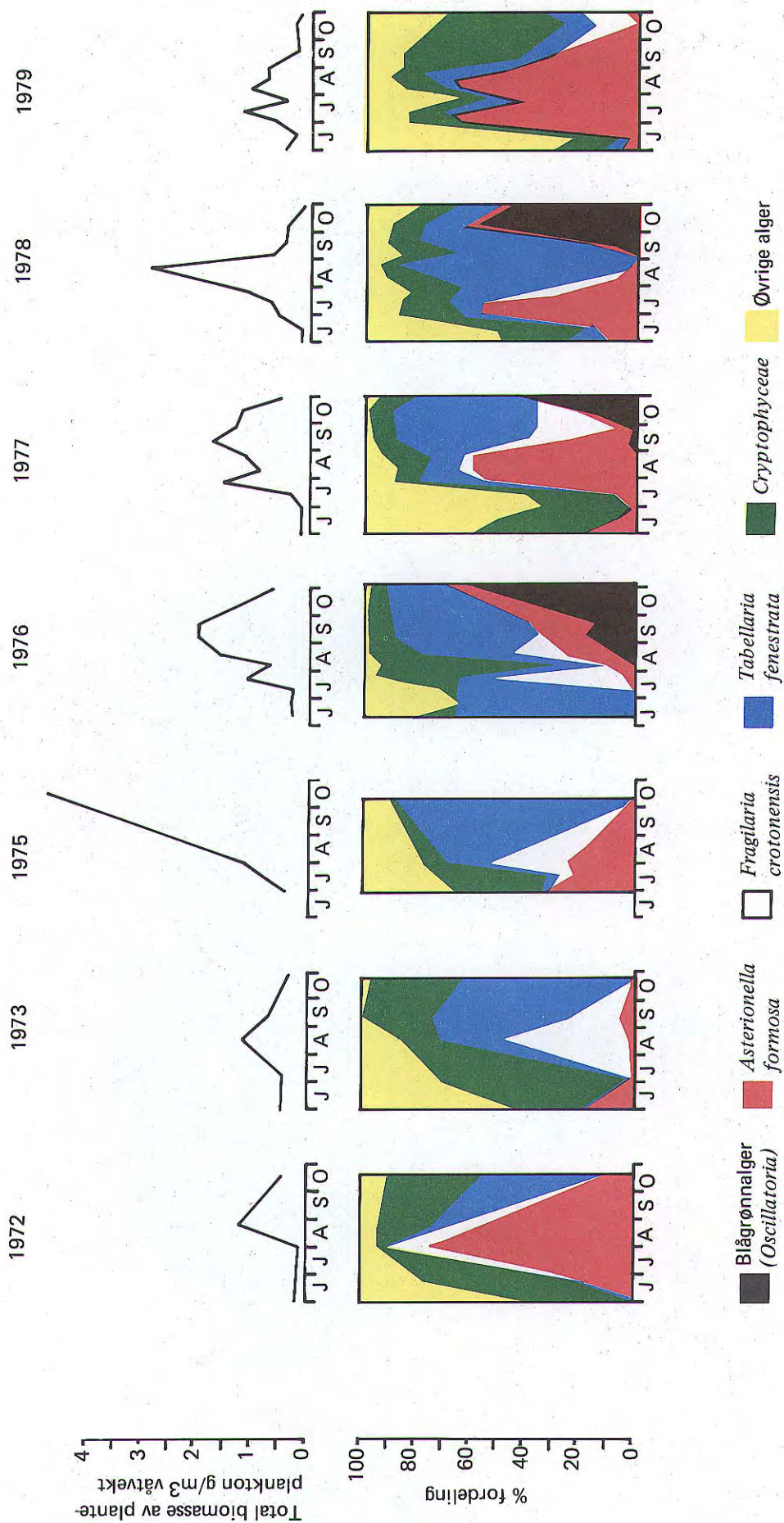


Fig. 73. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer på stasjon Brøttum. (0-10 m blandprøve)

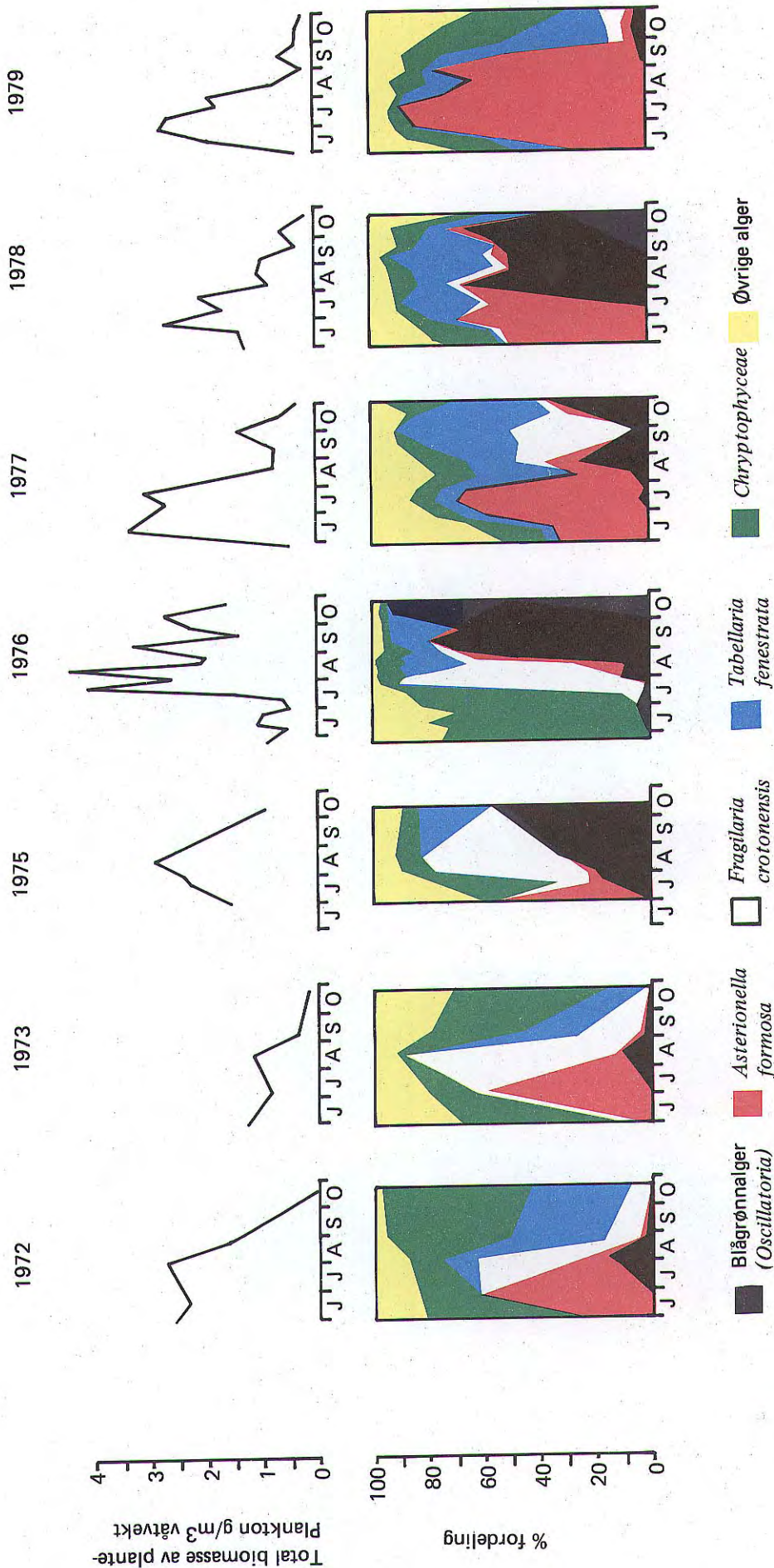


Fig. 74. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplankton-elementer i Mjøsa på st. Furnesfjorden. (0-10 m blandprøve)

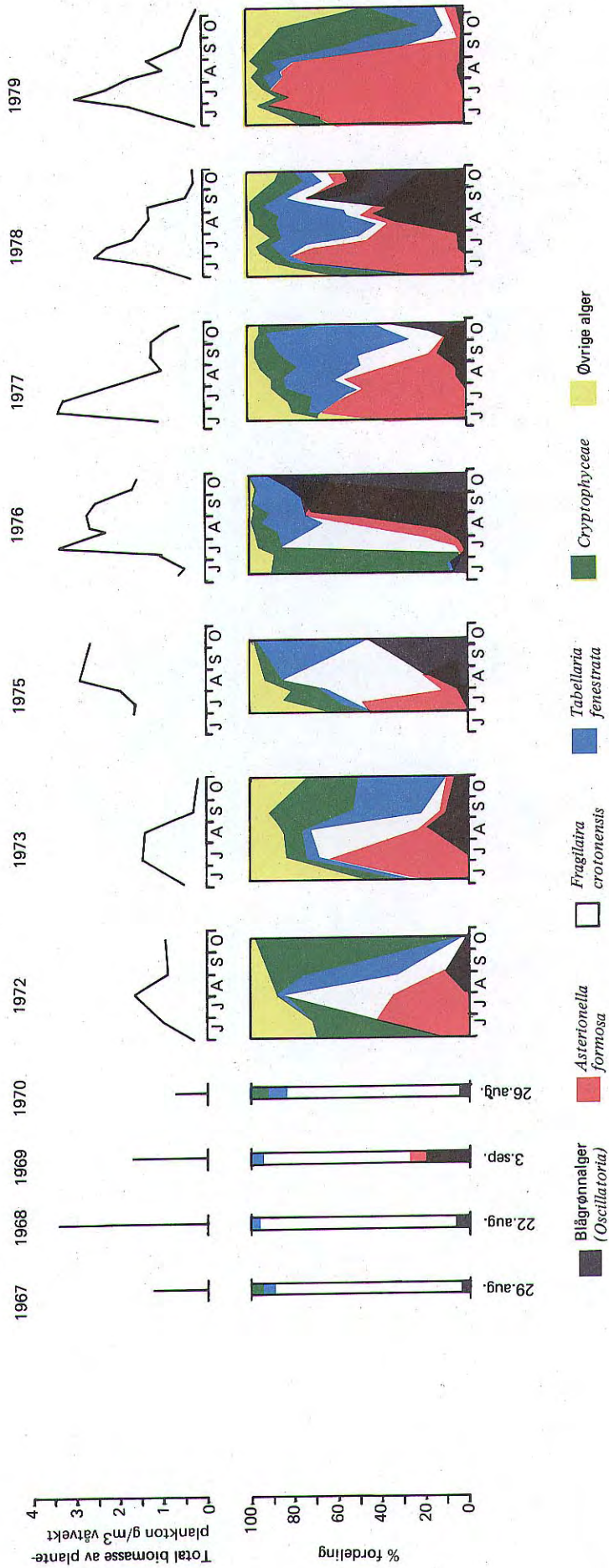


Fig. 75. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer i Mjøsa på st. Skreia. (0-10 m blandprøve)

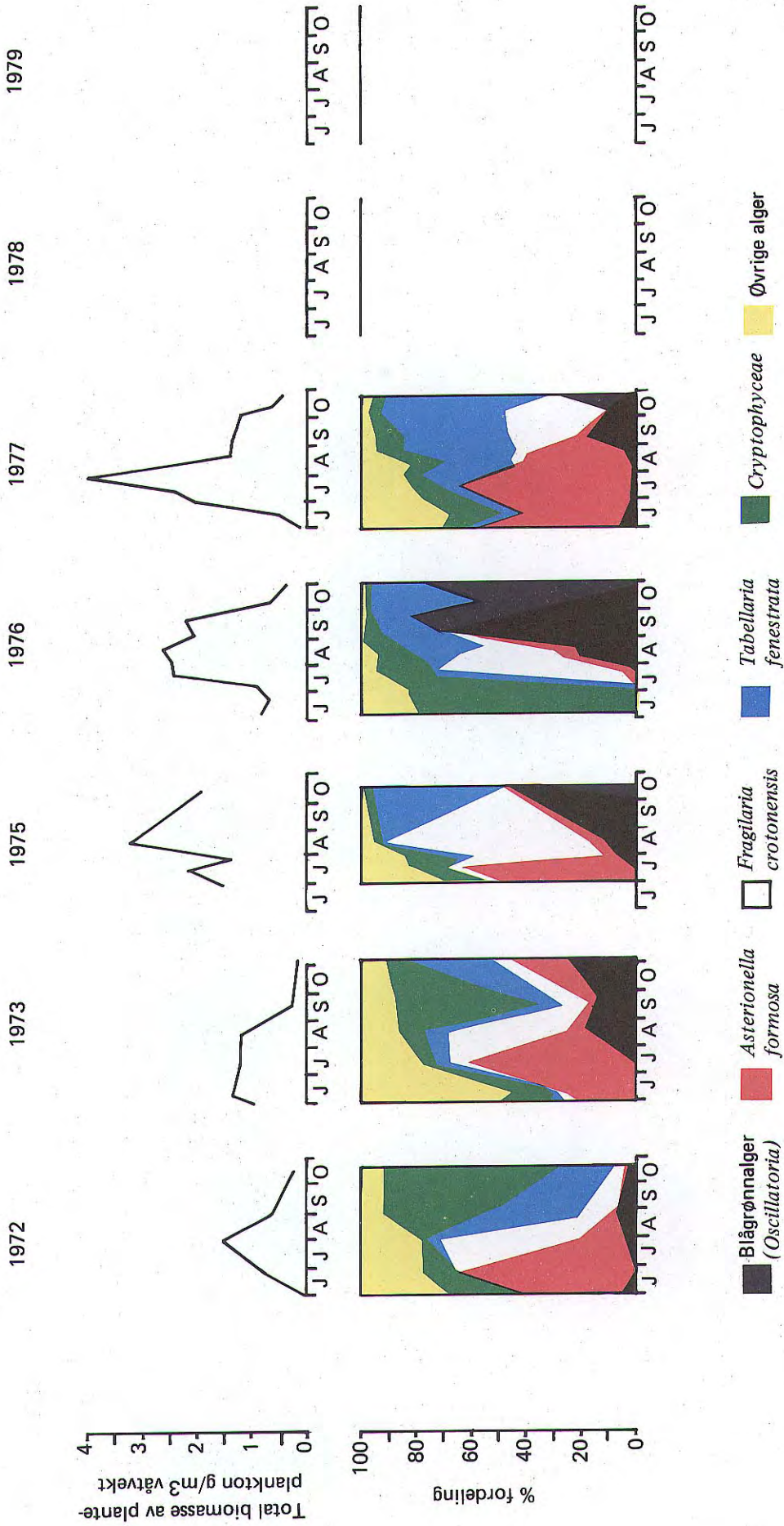


Fig. 76. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer i Mjøsa på st. Morskogen. (0-10 m blandprøve)

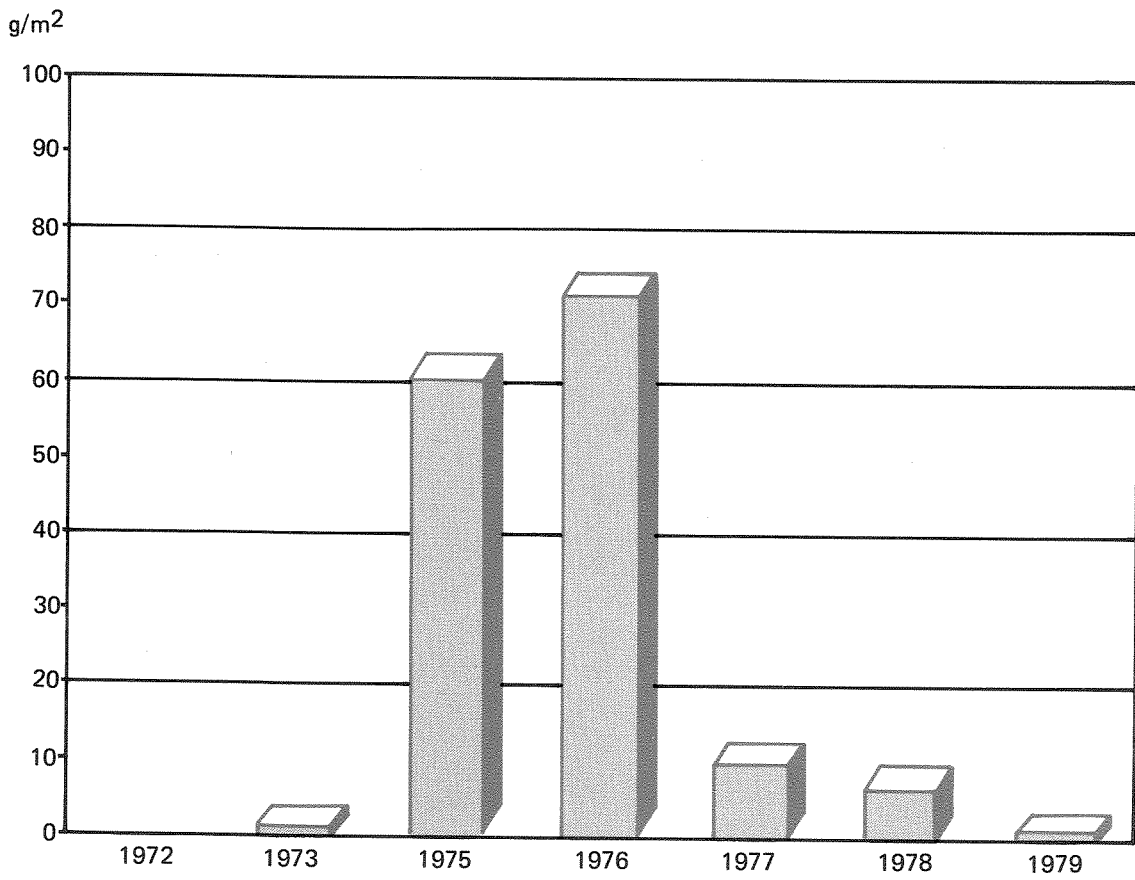


Fig. 77. Mengde *Oscillatoria* uttrykt som våtvekt i Mjøsas sentrale parti (Skreia) i slutten av oktober årene 1972, 1973, 1975, 1976, 1977, 1978 og 1979

Asterionella formosa (*A. gracillima*) var blant de viktigste planteplanktonartene tidligere (Huitfeldt-Kaas 1906, Braarud et al. 1928). I de seneste årene (1977-1979), har disse artene igjen vært dominerende, mens mengden av blågrønnalger (*Oscillatoria bormetii* f. *tenuis*) har gått tilbake (tabell 14). Dette må taes som et tegn på bedre forhold, selv om mengdene av *Asterionella formosa* nå er betydelig større enn i begynnelsen på dette århundrede.

Maksimal algemengde i løpet av sommeren er ikke så mye redusert de senere år sammenlignet med 1975-1976, men perioden med maksimal algebiomasse er relativt kort i tid, og i den siste halvdel av vekstsesongen (august-oktober) har planteplanktonmengden vært liten sammenlignet med årene 1975-1976.

Figurene 74, 75 og 76 viser at det på de tre stasjonene Furnesfjorden, Skreia og Morskogen var en svært lik utvikling av planteplanktonets sammensetning i hele perioden 1972-1979 (prøver er ikke samlet inn på Morskogen 1978 og 1979), i vannlaget fra overflaten til 10 m dyp. I store trekk må en si at dette også gjelder variasjonene i planteplanktonmengdene.

Ved stasjon Brøttum er det til dels betydelige variasjoner både med hensyn til algenes sammensetning og mengde sammenlignet med forholdene på de tre andre stasjoner. Det er sannsynlig at dette skyldes at vannmassene på denne nordligste stasjonen i enda større grad enn på de tre andre blir påvirket av vannføringen i Gudbrandsdalslågen. Dette har medført at algemengden jevnt over er betydelig lavere her enn på de tre andre stasjonene på samme tidspunkt. At algemengdene også på denne stasjonen kan bli store når forholdene ligger til rette, viser resultatene fra høsten 1975, da algemengdene var spesielt store her (fig. 73).

At planteplanktonsamfunnet de seneste tre år (1977-1979) har vært dominert av store kiselalgearter, først og fremst *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* med noe *Fragilaria crotonensis*, kan som nevnt tyde på en bedring i vannkvaliteten. Dette kan imidlertid til dels skyldes dårligere klimatiske forhold og relativt stor vannføring i sommermånedene f.eks. i 1979, enn i 1975 og 1976.

Slike forhold gir antagelig kiselalgene en konkurransemessig fordel fremfor blågrønnalgene.

Om blågrønnalgesamfunnet, i første rekke representert ved *Oscillatoria bormetii* f. *tenuis*, er på vei ut og mer og mer blir erstattet av et mer "normalt" algesamfunn med dominans av kiselalger, kan en ikke si noe sikkert om før en igjen har hatt gode vekstforhold for algene, slik en opplevde det i 1975 og 1976.

Tabell 14. Gjennomsnittsverdier for algemengde (biomasse) og % blågrønnalger i vekstsesongen mai-oktober årene 1976-1979 ved fire stasjoner i Mjøsa.

År	1976		1977		1978		1979	
	Algebio- masse g/m ³	% andel blå- grønn- alge	Algebio- masse g/m ³	% andel blå- grønn- alge	Algebio- masse g/m ³	% andel blå- grønn- alge	Algebio- masse g/m ³	% andel blå- grønn- alge
Brøttum	0,90	11,0	0,79	5,8	0,75	4,1	0,49	0,1
Furnesfj.	1,83	37,5	1,78	5,0	1,12	18,1	1,14	0,5
Skreia	1,67	37,9	1,42	4,7	1,05	17,0	1,01	0,6
Morskogen	1,36	32,1	1,34	4,7	-	-	-	-

7.9 Total klorofyll a

Klorofyllanalysene er blitt utført med fluorimeter etter metode beskrevet av Krogh 1976. Klorofyllprøvene er tatt fra de samme blandprøver som ble anvendt for kvantitativ bestemmelse av planteplankton.

Klorofyll a er det viktigste pigmentet i algene som omdanner lysenergi til kjemisk energi under fotosyntesen. Klorofyllinnholdet i planteplanktonet influeres av lys, næringstilgang og artssammensetning. Total klorofyll a gir således et grovt mål for den totale mengde planteplankton (algebiomasse) i vannet.

Klorofyllinnholdet i de øvre vannlag viste stort sett det samme variasjonsmønster både i tid og rom som planteplanktonmengden. Høyest klorofyllmengde foreligger i forbindelse med kiselalgetoppen i juli, hvoretter mengden suksessivt avtar utover sommeren og høsten. Et unntak fra dette hovedmønster er de sentrale og sydlige deler av Mjøsa i 1976, hvor klorofyllmengden viste en økning igjen utover høsten i forbindelse med blågrønnalgeoppblomstringen dette år. Situasjonen i de nordlige deler ved stasjon Brøttum avviker noe og her er de største klorofyllmengdene målt noe senere på sommeren. De høyeste verdiene med klorofyllinnhold på over 10 mg/m^3 ble notert ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia 1976. Det er også disse stasjonene som ble notert for de høyeste klorofyllmengdene i perioden 1976-1979. Variasjonsmønsteret ved de fire hovedstasjonene i Mjøsa fremgår av fig. 78, og middelveier for perioden mai-oktober fra 9 lokaliteter er fremstilt i fig. 79. Det har vært en viss nedgang i klorofyllinnholdet fra 1976 og frem til 1979.

Målsettingen for Mjøsaksjonen er at innholdet av total klorofyll a ikke vesentlig overstiger 2 mg/m^3 uttrykt som middelveier under vegetasjonsperioden (mai-oktober).

7.10 Hjuldyrplankton (Rotatoria)

Hjuldyrplanktonmaterialet er blitt samlet inn ved hjelp av en 10 liters Vang-henter hvorfra det er tatt ut 2 l prøver. Etter fiksering med JJK ble hele prøven sedimentert, og det sedimenterte materialet ble siden bearbeidet med et omvendt mikroskop og tellekammer.

I årene 1972-1973 ble det via vertikalserier samlet inn et betydelig materiale av hjuldyr i de frie vannmasser på de fire hovedstasjoner i Mjøsa. Bare en mindre del av dette materialet har kunnet bli bearbeidet hittil.

Totalt er 34 ulike hjuldyrarter hittil blitt påvist i Mjøsas frie vannmasser (tabell 15). En hel del av disse er nærmest å betrakte som thycho-limniske, dvs. de er bunn- eller strandformer som mer tilfeldig oppholder seg i de frie vannmasser. De mest vanlig forekommende er likevel rent planktoniske former, og her kan bl.a. følgende slekter og arter nevnes: *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Notolca caudata* (glacialimigrant), *Trichocerca porcellus*, *Synchaeta* spp., *Polyarthra vulgaris*, *Conochilus* spp., *Asplanchna priodonta* og *Ascomorpha ecaudis*. Disse dominerer som regel helt hjuldyrfaunaen i mengde.

Hjuldyrforekomsten når sitt maksimum under sommerperioden og hovedsakelig påtreffes hjuldyrene i de øverste vannlag av Mjøsa, dvs. ved og over sprangsjiktet (fig. 80). Størst forekomst synes å foreligge i Furnesfjorden som også kan oppvise den mest artsrike fauna av hjuldyr. Innslaget av mer "eutrofi-indikerende" arter er her også størst.

En sammenligning av nåværende verdier med de forhold som forelå i Mjøsa i begynnelsen av 1900-tallet (Huitfeldt-Kaas 1946), viser at forekomsten av hjuldyr har økt betydelig både når det gjelder mengde og artsrikdom. Videre viser dagens hjuldyrfauna en sammensetning som tyder på mer næringsrike forhold enn hva som var tilfellet ved den tidligere prøvetakingen ved århundreskiftet. Dette er forhold som kan settes i direkte samband med den eutrofiutvikling innsjøen nå er inne i.

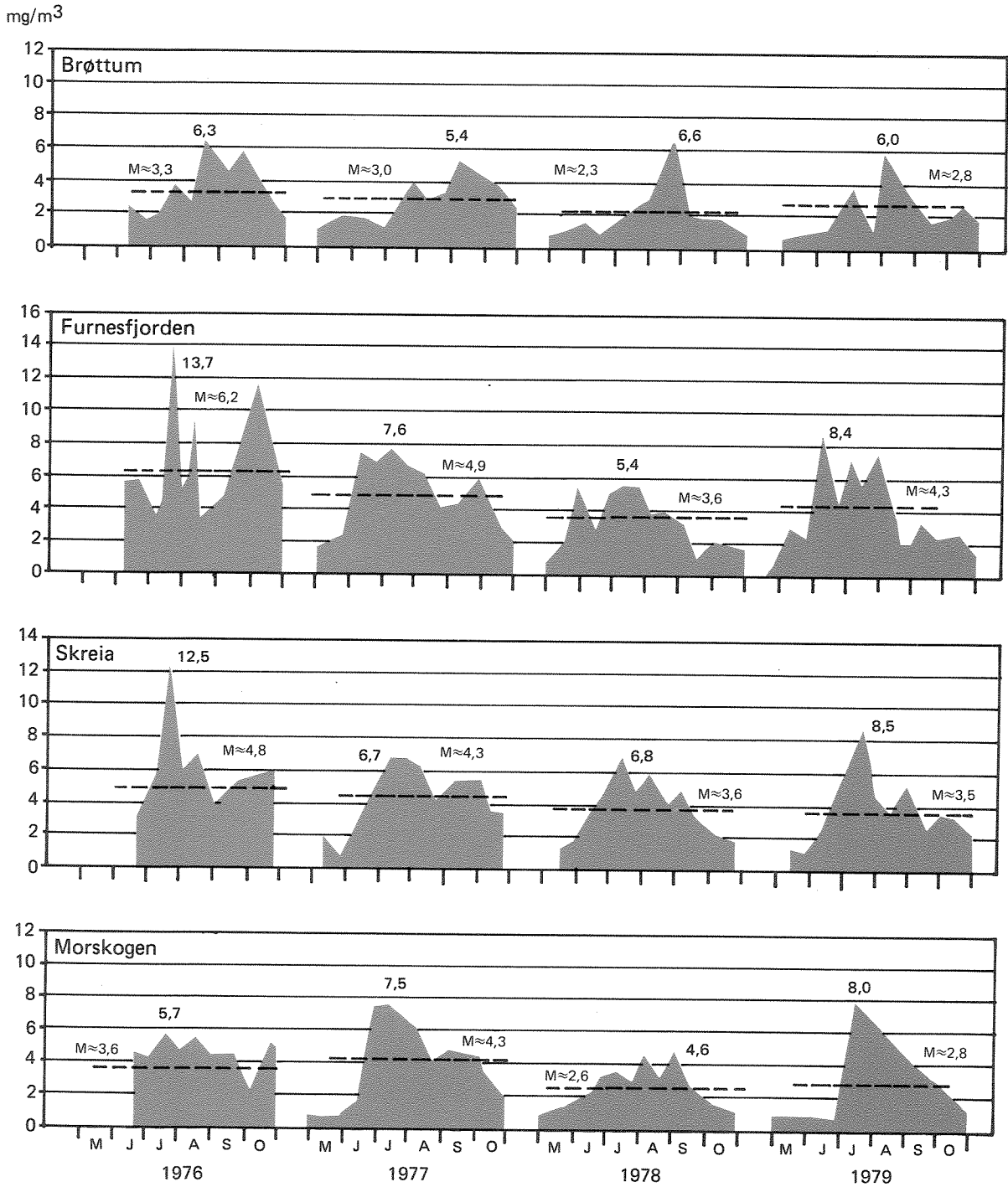


Fig. 78. Total klorofyll a. Blandprøve 0-10 m fra fire stasjoner i Mjøsa i perioden 1976-1979

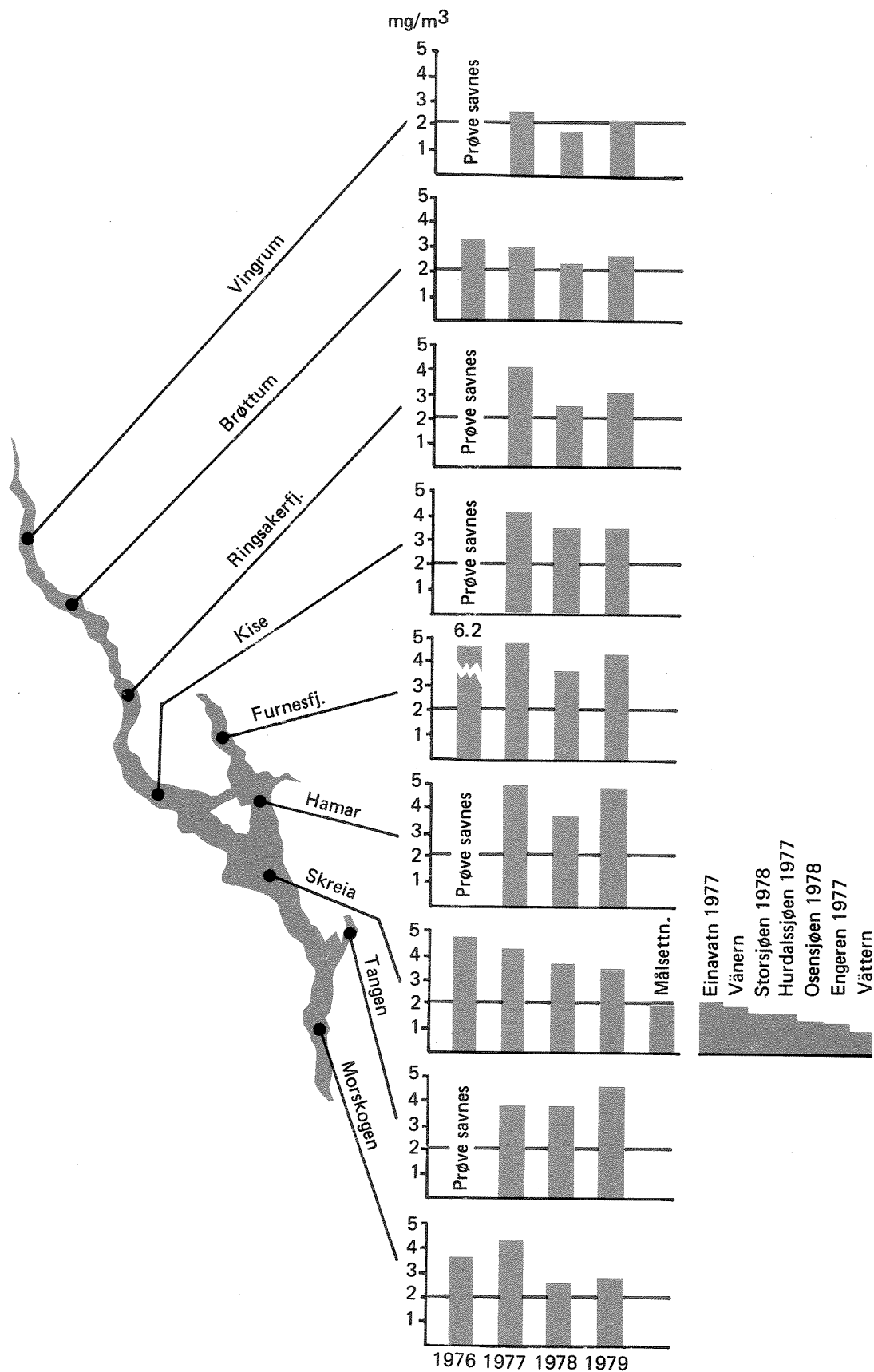


Fig. 79. Total klorofyll *a* uttrykt som middelværdi fra 0-10 m dyp under vegetasjonsperioden (mai-okt.)

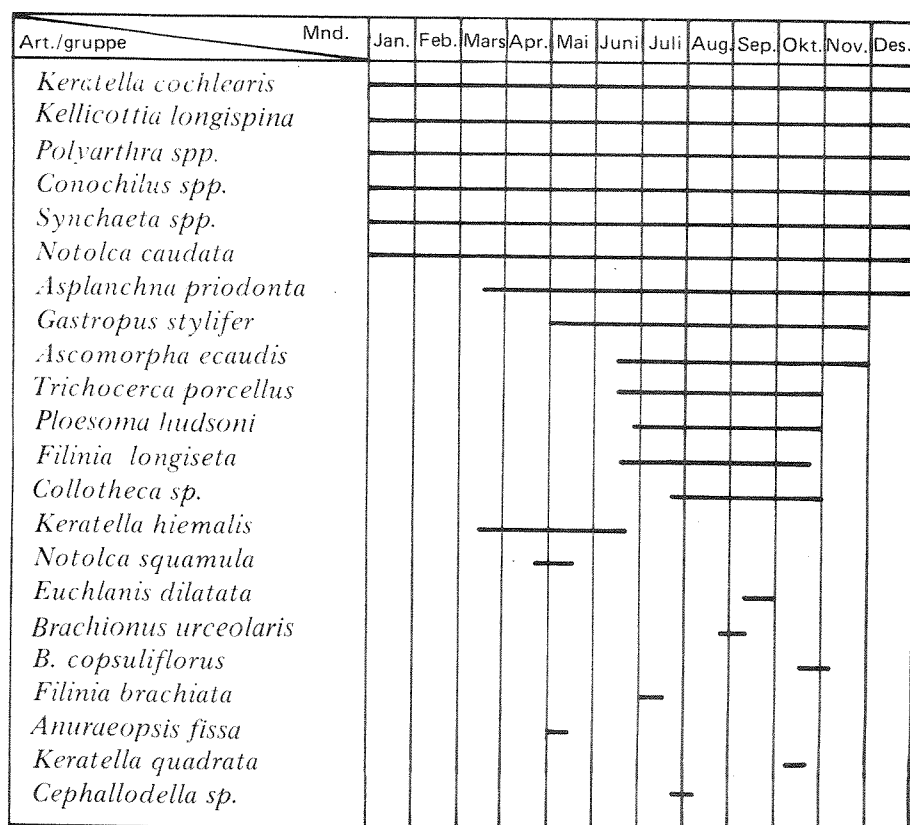


Fig. 80. Hjuldyrenes forekomstiløpet av året. Materialet stammer fra tidsperioden 1972-1976.

Tabell 15. Hjuldyrplankton (Rotatoria) funnet i Mjøsas frie vannmasser i perioden 1972-1976.

<i>Brachionus urceolaris</i> (Müller 1773)	200-300 µ	Varmtvannsform, først og fremst bentisk. Eutrofiindikator når den forekommer pelagisk	+ (N)
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann 1783	200-400 µ	Varmtvannsform, først og fremst bentisk. Eutrofiindikator når den forekommer pelagisk	+ (N)
<i>Notholca squamula</i> (Müller 1786)	130 µ	Kaldtvannsform	+ (N)
<i>Notholca caudata</i> Carlin 1943	390 µ	Kaldtvannsform	++(+) (N)
<i>Keratella quadrata</i> (Müller 1786)	200-400 µ	Varmtvannsform. Eutrofiindikator når den forekm. i større antall	+ (N)
<i>Keratella hiemalis</i> Carlin 1943	200 µ	Kaldtvannsform, vanlig i vinterplankton	+(+)
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse 1851)	100-300 µ	Meget vanlig art med stort utbredelsesomr. Øker ved eutrofiering	+++
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott 1879)	350-900 µ	Først og fremst i oligotroft miljø. Meget vanlig art med stort utbredelsesområde	+++
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse 1851)	100 µ	Varmtvannsform. Eutrofiindikator	+ (N)
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg 1832	200-300 µ	Eutrofiindikator når den forekommer pelagisk	+ (N)
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin 1939			+ (N)
<i>Cephalodella bivalina</i> Myers 1924		Varmtvannsform	+ (N)
<i>Lecane</i> sp.			+
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse 1886)	100-200 µ	Først og fremst bentisk. Eutrofiindikator når den i større antall forekommer pelagisk	++ (N)
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty 1850	100-200 µ	Varmtvannsform	++(+) (N)
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof 1891	100-250 µ	Varmtvannsform	++ (N)
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse 1850	500-1500 µ		+++
<i>Asplanchna herrichii</i> de Guerne 1888			+
<i>Synchaeta longipes</i> Gosse 1887	200 µ	Varmtvannsform	+ (N)
<i>Synchaeta lakowitziana</i> Lucks 1930	200-300 µ	Kaldtvannsform, vanlig i vinterplankton	++(+) (N)
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg 1832	300-500 µ	Usikker artsbestemmelse	++(+) (N)
<i>Synchaeta grandis</i> Zacharias 1893	500-600 µ	Usikker artsbestemmelse. Først og fremst i oligotroft miljø	+ (N)
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof 1891)	300-600 µ	Først og fremst i oligotroft miljø	++ (N)
<i>Polyarthra major</i> Burckhardt 1900	150-170 µ		++
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson 1925	100 µ	Kaldtvannsform, tolererer lavt O ₂ -innhold. Først og fremst i oligotroft miljø	+
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin 1943	100-150 µ	Meget vanlig art med stort utbredelsesområde	+++
<i>Polyarthra remata</i> (Skorikov 1896)	80-120 µ	Varmtvannsform	++
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg 1834)	400 µ	Eutrofiindikator når den forekommer i større antall, kan dog også bero på lavt O ₂ -innhold	+(+) (N)
<i>Filinia brachiata</i> (Rousselet 1901)	100-200 µ	Varmtvannsform. Kan muligens være <i>F. cornuta</i> (Weisse 1847)	+ (N)
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schrank 1803)	500-800 µ	Kolonidannende. Meget vanlig art med stort utbredelsesområde	+++ (N)
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet 1892)	250-400 µ	Kolonidannende. Meget vanlig art med stort utbredelsesområde	+++
<i>Collotheca</i> spp.	120-800 µ	Varmtvannsformer (med unntak av <i>C. lie-petterseni</i>)	+(+) (N)

+++ rikelig forekommende

(N) Arter/grupper som ikke ble funnet ved planktonundersøkelsen 1900-1901.

++ vanlig forekommende

(O) Arter/grupper som ennå ikke er funnet, men som ble funnet i 1900-1901.

+ sjelden

7.11 Krepsdyrplankton

Krepsdyrplanktonmaterialet er blitt samlet inn via vertikalserier ved hjelp av en 48 liters Schindlerfelle med 45 μ 's silduk. Materialet som ble konserverert med JJK, er blitt bearbeidet ved hjelp av tellesleide under stereomikroskop. Ved siden av det kvantitative materialet ble det i perioden 1972-1979 samlet inn et omfattende kvalitativt materiale som håvtrekk med 60 μ 's håv. Hele kvantitative årsserier foreligger bare for 1972-1973.

Totalt er det hittil funnet 29 forskjellige arter krepsdyrplankton i Mjøsas frie vannmasser (se tabell 16), hvorav 11 av disse nærmest er å regne som thycholimniske. Dette vil si at de hovedsakelig er strand- eller bunnformer, som bare rent tilfeldig oppholder seg i de frie vannmasser. Slike situasjoner oppstår ved store algeforekomster eller etter kraftige vindperioder da de lett føres ut fra strendene. Elleve av de påviste arter tilhører gruppen hoppekreps (Copepoda), og sytten tilhører gruppen vannlopper (Cladocera). De vanligst forekommende artene er de calanoide hoppekrepsene *Limmocalanus macrurus* (en glacialimigrant) og *Eudiaptomus gracilis*, samt de cyclopoide hoppekrepsene *Cyclops lacustris* og *Thermocyclops oithonoides*, sammen med vannloppene *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina*. Glacialimigranten *Mysis relicta*, en liten pungreke, opptrer i hovedsak som en planktonisk form i Mjøsa. Den marflolignende *Pallasea quadrispinosa* (glacialimigrant) må også nevnes i denne sammenheng, da den til sine tider opptrer planktonisk. Dette gjelder spesielt yngre eksemplarer som ofte under døgnets lyse del påtreffes sammen med *Mysis relicta* på dyp omkring 80-100 meter.

I perioder med maksimal individtetthet varierer antall krepsdyrplankton mellom 1 og 1,5 mill. individer/ m^2 (fig. 81), mens biomassen når verdier opp til 8 g/m^2 , uttrykt som tørrvekt. Den største forekomst er registrert i Mjøsas sentrale deler, såvel som i den sydlige del av innsjøen. Når det gjelder forholdet mellom gruppene hoppekreps og vannlopper, synes det å være tendens til økt antall av vannlopper i Furnesfjorden og i de nordlige områder. I den sydlige del av innsjøen overskred ikke på noe tidspunkt antall vannlopper 50% av totalfaunaen, mens denne verdi var 80% i Furnesfjorden og den nordlige delen av Mjøsa på det tidspunkt denne gruppe har sin største forekomst. Det er en tendens til at krepsdyrsamfun-

net utvikler seg senere på sommeren i de nordlige deler av innsjøen i forhold til Mjøsa forøvrig, dvs. vi finner her samme forhold som er påvist i algeutviklingen. Sommeren 1979 er et unntak fra dette idet utviklingen da gikk hurtigere i den nordlige delen.

I mange tilfeller kan krepsdyrsamfunnet i en innsjø gjennomgå betydelige variasjoner fra år til år. Når det gjelder Mjøsa synes variasjonene ut fra det foreliggende materiale som representerer perioden 1972-1979, å være små (se fig. 82). Visse mindre forandringer foreligger imidlertid, som f.eks. spesielt stor forekomst av *E. gracilis* og *D. galeata*, begge herbivorer, i 1976 og 1978, samt en viss tendens til økt forekomst av *L. macrurus* og *H. appendiculata* i de senere år. *H. appendiculata* hadde spesielt liten forekomst i 1976. Videre kan nevnes at gelekrepsen *Holopedium gibberum* som savnes i perioden 1972-1977, ble funnet i enkelte eksemplarer både i 1978 og 1979. Denne syntes å være noe vanligere i 1979.

Selv om en del forandringer kunne spores som nevnt ovenfor, er ikke disse av en slik størrelsesorden at man kan dra mer konkrete slutninger om et eventuelt utviklingsmønster. Manglende kunnskaper om dyreplanktonets naturlige svingninger i tid bl.a. på grunn av endrede klimaforhold, samt til dels betydelige feilkilder ved den anvendte prøvetakingsmetodikk, gjør det umulig å tolke mindre forandringer på riktig måte og eventuelle årsaker til disse. Forhold som forandringer i beitetrykket fra fisk og produksjonsfordelingen mellom ulike algetyper (nannoplankton kontra høvplankton) står imidlertid sentralt ved siden av mer klimatologiske faktorer. Den igangværende fiskeundersøkelse kan muligens gi mer kunnskap om disse forhold. Hovedinntrykket at forandringene i Mjøsas krepsdyrsamfunn har vært små i undersøkelsesperioden 1972-1978 er imidlertid klart. Noen drastiske eller mer påtakelige forandringer eller utviklingstrender kan ikke spores ut fra foreliggende materiale.

Undersøkelser av dyreplanktonfaunaen ved århundreskiftet (Huitfeldt-Kaas 1946), gjør det i en viss grad mulig å sammenligne nåværende situasjon med tidligere tilstander. Man bør imidlertid ta det forbehold at ulik innsamlingsteknikk er anvendt og at det foreliggende datamateriale derfor ikke er helt sammenlignbart. På tross av dette forbehold, viser imidlertid det tilgjengelige materiale at forekomsten av krepsdyr, uttrykt som antall individer, er betydelig større nå enn i begynnelsen av

1900-tallet. Forholdet mellom hoppekrepsen og vannloppene har samtidig vist en tendens til økt antall vannlopper.

En forandring i artssammensetningen har også funnet sted. En art som helt synes å ha forsvunnet under en periode er gelekrepsen *Holopedium gibberum*, som er ansett for å være en god indikator på oligotrofe og/eller kalkfattige forhold. Den calanoide hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* har sannsynligvis hatt en viss tilbakegang, mens arter som *C. lacustris*, *D. galeata* og *B. longispina* har økt. Dette gjelder i særlig grad *B. longispina* som har økt mest i antall individer av alle krepsdyrarter som ble registrert ved de tidligere undersøkelser. Blant "nykommerne" i de frie vannmasser kan vannloppen *D. cristata* spesielt nevnes, da den nå forekommer i et anselig antall. Andre "nykommere" inkluderer hoppekrepsene *Cyclops scutifer* og *Mesocyclops leukarti* såvel som vannloppene *Diaphanosoma*, *Daphnia cucullata*, *Ceriodaphnia*, *Bosmina longirostris*, *Alonopsis*, *Alona*, *Alonella*, *Acroperus* og *Chydorus*.

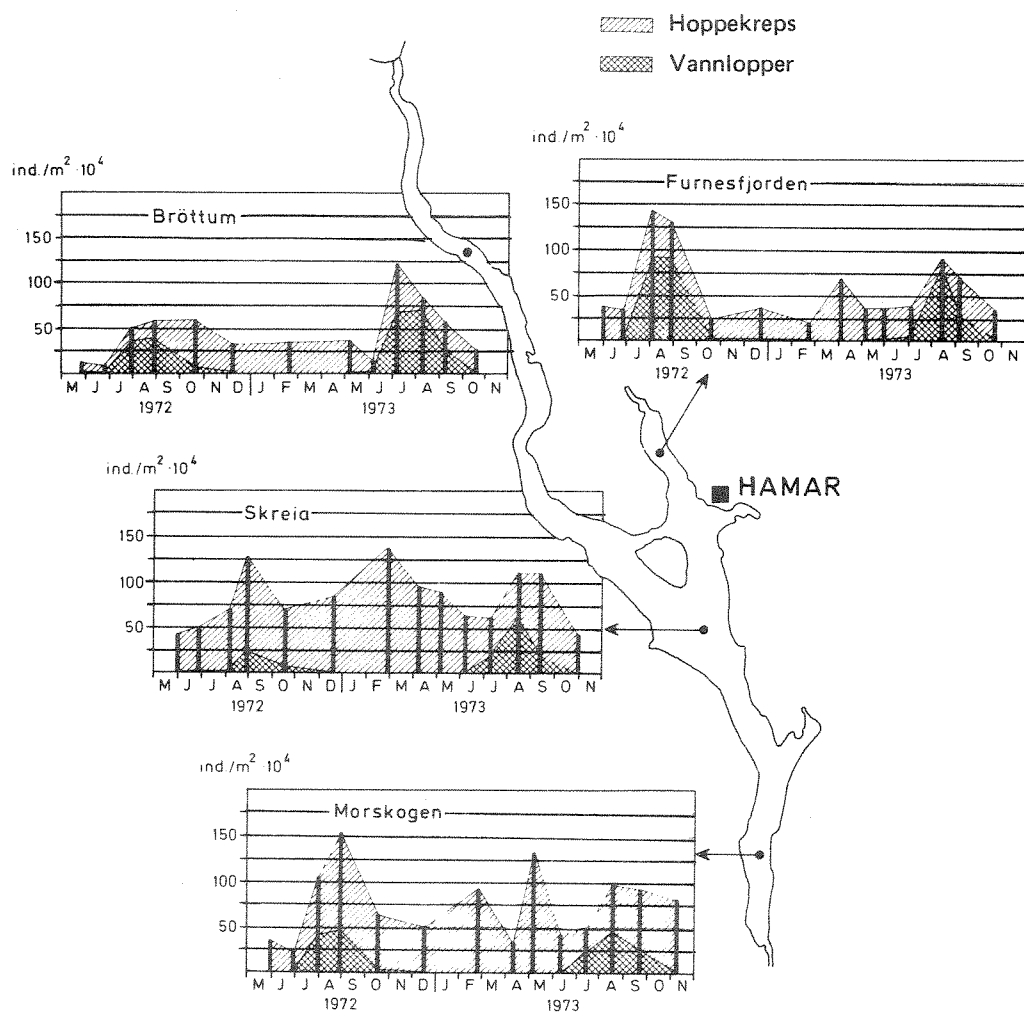


Fig. 81. Forekomst av krepsdyrplankton (ind./m^2) på fire lokaliteter i Mjøsa. Mai 1972 - november 1973.

Tabell 16. Krepssdyr (Crustacea) funnet i Mjøsas frie vannmasser i perioden 1972-1976.

HOPPEKREPS (Copepoda) 11 st. CALANOIDA 3 st. Limnocalanus macrurus G.O. Sars 1863 Heterocope appendiculata G.O. Sars 1863 Eudiaptomus gracilis (G.O. Sars, 1862)	2,5 mm 2,2 mm 1,5 mm	Glacialimmigrant	+++ ++ +++
CYCLOPOIDA 7 st. Megacyclops viridis/gigas (Jurine 1820/Claus 1857) Acanthocyclops robustus/vernalis (G.O. Sars 1863/Fischer 1853) Acanthocyclops capillatus (G.O. Sars 1863) Mesocyclops leuckarti (Claus 1857) Thermocyclops oithonoides (G.O. Sars 1863) Cyclops lacustris G.O. Sars 1863 Cyclops scutifer G.O. Sars 1863	1,9 mm 1,5 mm 1,8 mm 1,3 mm 0,9 mm 1,5 mm 1,3 mm	Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk	++ + + ++ (N) +++ +++ + (N)
HARPACTICOIDA 1 st. Canthocamptus microstaphylinus Wolf 1905	0,7 mm	Thycholimmisk. Funnet bare i Furnesfjorden	+ (N)
VANNLOPPER (Cladocera) 17 st. Leptodora kindtii (Focke 1844) Diaphanosoma brachyurum (Liévin 1848) Holopedium gibberum Zaddach 1855 Daphnia galeata G.O. Sars 1864 Daphnia cristata G.O. Sars 1862 Daphnia cucullata G.O. Sars 1862 Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller 1785) Bosmina longirostris (O.F. Müller 1785) Bosmina longispina Leydig 1860 Chydorus latus G.O. Sars 1862 Chydorus sphaericus (O.F. Müller 1785) Acroperus harpae (Baird 1835) Alonopsis elongata (G. O. Sars 1862) Alona affinis (Leydig 1860) Alonella nana (Baird 1843) Polyphemus pediculus (Linné 1761) Bythotrephes longimanus Leydig 1860	8,0 mm 1,3 mm 2,5 mm 2,5 mm 1,6 mm 2,5 mm 0,9 mm 0,7 mm 1,5 mm 0,6 mm 0,5 mm 1,0 mm 1,0 mm 1,0 mm 0,26 mm 1,8 mm 3,0 mm		++(+) + (N) (O) +++ +++ (N) + (N) + (N) ++(+) +++ + (N) Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk Thycholimmisk ++ ++(+) ++ ++(+)
MYSIDACEA 1 st. Mysis relicta Lovén 1862	18,0 mm	Glacialimmigrant	++(+)
AMPHIPODA 1 st. Pallasea quadrispinosa (G.O. Sars 1867)	20,0 mm	Glacialimmigrant	++(+) (N)

+++ riklig forekommende
++ vanlig forekommende
+ sjelden

(N) Arter/grupper som ikke ble funnet ved planktonundersøkelsen 1900-1901
(O) Arter/grupper som ennå ikke er funnet, men som ble funnet i 1900-1901

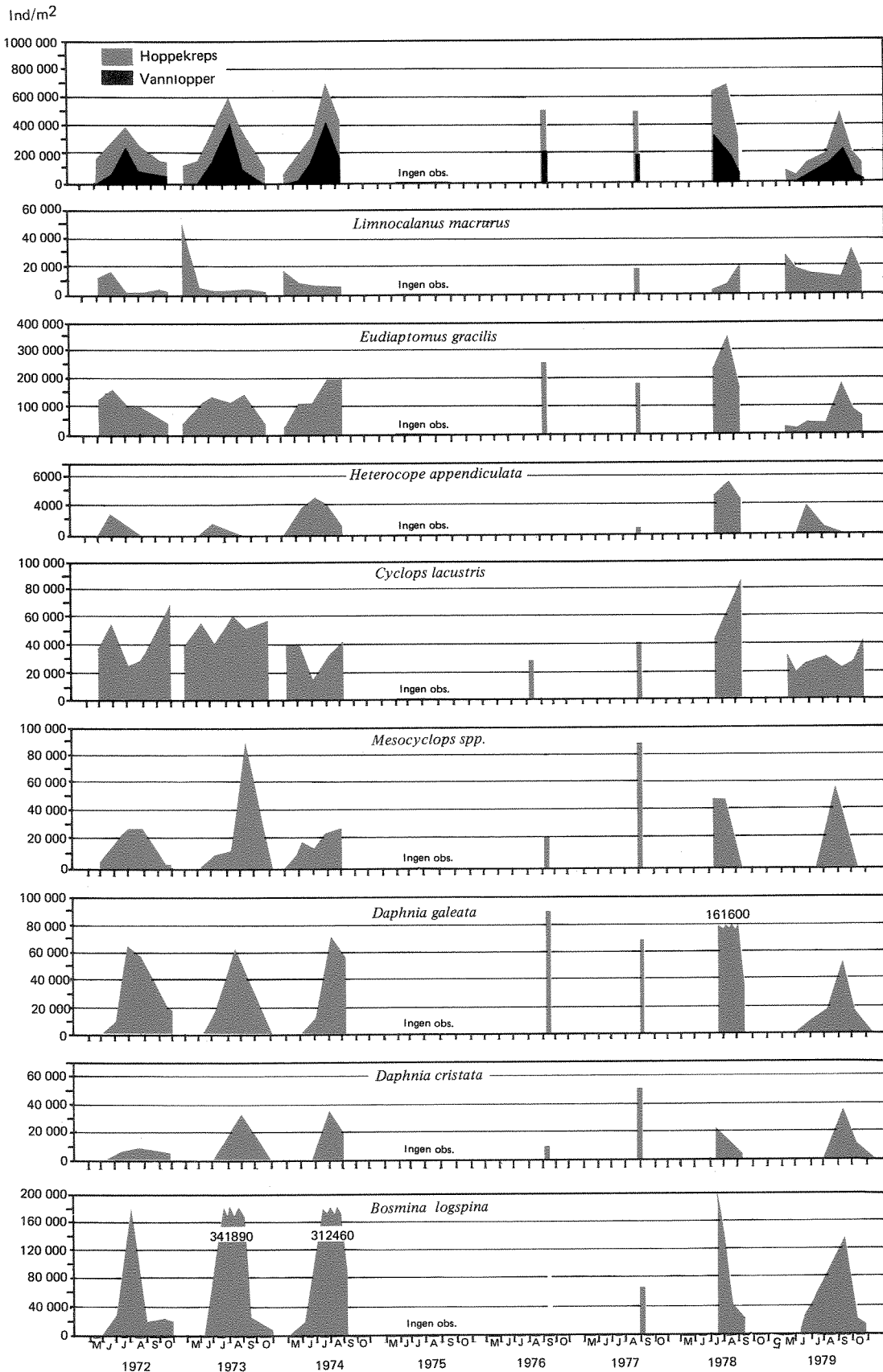


Fig. 82. Totalt individtall og individtall for de dominerende krepsdyrplanktonarten under 1 m² overflate i dypsonen 0-50 m ved st. Skreia i perioden 1972-1979

7.12 Bunnfauna

Bunnfaunamaterialet er blitt samlet inn ved hjelp av Ekmangrabb, og det innsamlede materiale er blitt sållet med 0,5 mm sållduk. Ungdomsstadier av spesielt fjærmygg og fåbørstemark passerer denne maskestørrelse, og metoden gir derfor ikke noe helt korrekt bilde av faunaen. Videre må man regne med fluktreaksjoner fra mer bevegelige former som f.eks. de større krepsdyrene. På hver lokalitet ble det samlet inn fem parallellhugg, hvorav middelveidien er blitt beregnet. En del av materialet er blitt plukket i levende tilstand, mens en del er blitt plukket etter formalin-fiksering med 4% formalin. Etter at overskuddsvæsken i materialet er avdampet, er det veid på en Sartorius mikrovekt. Biomassen er angitt som våtvekt.

På sensommeren 1975 og i løpet av vinteren 1976 ble det fra Mjøsa samlet inn prøver av bunnfaunaen fra i alt 93 stasjoner, fordelt på tre dybdenivå; 20 m, 50 m og dyp større enn 50 m. Det er tidligere ikke blitt utført noen bunnfaunaundersøkelser i innsjøen, og det eksisterer derfor ikke noe materiale som de innsamlede data kan sammenlignes med.

Målsettingen med bunnfaunaundersøkelsen var som kompliment til oksygenmålingen å bedømme belastningssituasjonen i Mjøsas dypere beliggende bunnpartier, dvs. bunnområdene under sprangsjiktet.

Fig. 83 og 84 viser bunndyrfaunaens sammensetning, størrelse og biomasse i ovenfornevnte dybdeområder.

Innen de nevnte dypområder var faunaen dominert av gruppene fåbørstemark (*Oligochaeta*) og fjærmygglaver (*Chironomidae*) som ble funnet så langt ute som på maksimumsdypet (446 m). I 20- og 50-meters nivået dominerte som regel gruppen fåbørstemark i de nordre og sentrale deler av Mjøsa, mens gruppen fjærmygglarver dominerte ved de fleste stasjoner i den sydlige delen av innsjøen. På de dypere lokaliteter (>50 m) var fåbørstemarken den dominerende gruppen på omtrent alle stasjoner, bortsett fra stasjonene i Furnesfjorden. Ved siden av de tre nevnte gruppene, ble gruppen rundorm (*Nematoda*), de relikte krepsdyrene (glacialimigranter) *Pallasea quadrispinosa*, en art som er nær beslektet med marflo, og pungreken *Mysis relicta*, også funnet. Likeledes ble også ertemuslingen *Pisidium* påvist. Rundorm og pungreker ble funnet i alle dyperebeliggende bunnom-

råder, mens ertemuslinger ble funnet i dypene ned til 220 m og den marfloglignende *P. quadrispinosa* ned til dyp på 170 m. De to siste artene var mest vanlige i bunnområder grunnere enn 100 m (tabell 17).

Mjøsas dypere beliggende bunnområder er generelt sett lite produktive med hensyn til antall individer og biomasse, og bunndyrforekomsten må nærmest betegnes som fattig til ekstremt fattig.

Vanligvis var antallet mindre enn 500 ind/m^2 og biomassen, uttrykt som våtvekt, var henimot 1 g/m^2 . Imidlertid ble det funnet store forekomster av fåbørstemark lokalt begrenset til fiberbankene utenfor utløpene fra celluloseindustrien. Her forekom mengder på oppimot 10.000 ind/m^2 , tilsvarende en biomasse (uttrykt som våtvekt) på ca. 20 g/m^2 . Innenfor slike områder er belastningen av organisk materiale så stor at høyere liv på lokalt begrensede områder er forsvunnet som følge av oksygenmangel og H_2S -utvikling (hydrogensulfid) i kontaktsonene vann - sediment. Bunnfaunaforekomsten utenfor Gjøvik var markert påvirket av fibermateriale helt ned til 300 m. Også på dette dyp fantes det områder der alt høyere organismeliv var helt forsvunnet. I tillegg til Gjøvik, foreligger det betydelige fiberavsetninger i områdene utenfor Brumunddal og i Mjøsas nordende. Rikere bunndyrforekomst forekommer utenfor på fiberbankene, også i forbindelse med elveutløp og grunnområder utenfor byen. Hamarområdet og Furnesfjorden, spesielt de indre deler, synes å ha en noe rikere bunndyrforekomst enn de øvrige deler av innsjøen. Lavest forekomst synes å foreligge i Mjøsas sydlige deler.

Her må en ta forbehold om at den anvendte metodikk i betydelig grad kan ha underestimert forekomsten av arter som *P. quadrispinosa* og dens slektning *Gammaracanthus lacustris*, den siste er ikke funnet ved denne undersøkelse. Annen innsamlingsmetodikk har vist at ovenfornevnte arter kan finnes i forholdsvis rike bestander. Begge er bevegelige og har tydeligvis store muligheter for å unngå Ekmangrabben. Betydelige forekomster av nettopp disse store glaciale migranten kan være grunnen til at faunaen forøvrig er sparsom i Mjøsas dypere bunnområder. Trolig bidrar de til et ikke ubetydelig predasjonstrykk på den øvrige faunaen. En må også være oppmerksom på at predasjonstrykket fra fisken i dette tilfelle kan slå ut i begge retninger.

Med unntagelse av lokalt begrensede områder med fiberavsetninger, eller områder som er direkte påvirket av store kloakkutslipp og/eller utslipp fra næringsmiddelindustri, var faunasammensetningen (både hva angår fåbørstemark og fjærmygg) dominert av "oligotrofe" arter/-grupper, dvs. arter med et høyt oksygenkrav og som foretrekker bunnområder med et lavt innhold av organisk materiale. Fåbørstemarksamfunnet (*Oligochaeta*) var de fleste steder dominert av typisk "oligotrofe" arter, som *Stylodrilus heringianus* og *Pelosclex ferox* (se fig. 84). I tillegg var *Tubifex tubifex* tilstede, en art som kan tolerere høy grad av foruresning. *T. tubifex*-forekomsten økte klart i områder hvor sedimentene hadde en økende organisk fraksjon, og denne organismegruppen dominerte fullstendig på de mest utsatte lokaliteter.

Fjærmyggene (*Chironomidae*) var dominert av den "ultraoligotrofe" arten *Heterotrissocladius subpilosus* de fleste steder i tillegg til andre "oligotrofe" arter/grupper som *Paracladopenma obscura* og *Micropsectra* spp. (se fig. 83). Mer typisk "eutrofe" arter er ennå ikke observert i Mjøsas dypere områder. Derimot forekommer de i de mer belastede grunnområder og da spesielt i de kloakkpåvirkede områdene i tilknytning til de største tettstedene. Her kan f.eks. nevnes grunnområdene omkring Hamar der det blant annet er rik forekomst av fjærmygg tilhørende slekten *Chironomus*.

Bunnfaunaen i Mjøsas dypere områder har således et typisk "oligotroft" preg både med hensyn til artssammensetning og antall. Dette er i overensstemmelse med andre data og i særlig grad med oksygenforholdene, som viser at dypvannslagene i Mjøsa fremdeles har tilfredsstillende oksygentilstander. Det er heller ikke observert noen større oksygenreduksjon i kontaktsonen vann/sediment. Dette gjelder ikke lokale områder med høy organisk belastning, f.eks. på grunn av fiberutslipp fra celluloseindustrien. I en innsjø som Mjøsa, med et stort dyp i forhold til overflaten, kan man ikke vente store og dramatiske korttids-forandringer i de dypere bunnområder, selv om de øverste vannmasser gjennomgår en påtakelig eutrofiering.

En effekt av økt organisk belastning som skyldes økt produksjon i de øvre vannlag, synes muligens å manifestere seg i en økt relativ dominans av fåbørstemark (*Oligochaeta*) og en generell økning i antall individer.

Dette kommer frem ved sammenligning av tilstandene i de sentrale soner av innsjøen, og da spesielt Furnesfjorden med de sydlige soner hvor virkningen er mindre.

Det er dog umulig å trekke noen mer konkrete slutninger da det som nevnt ikke foreligger data fra tidligere tider som de foreliggende resultater kan sammenlignes med. I store trekk kan dog sies at bunnfaunaen i Mjøsas dypere partier bare i liten grad synes å være påvirket av den tiltagende forurensnings-situasjonen, bortsett fra i de mer lokalpregede områder. Dette gjelder spesielt der fiberbelastningen fra celluloseindustrien er stor. I de grunnere områder er påvirkningen mer merkbar, men heller ikke her er det foregått noen dramatiske forandringer, og i likhet med de dypere lokaliteter er det først og fremst de mer lokalbetonte påvirkninger som gjør seg gjeldene i forbindelse med spesielt belastede områder. Her har vi ikke tatt hensyn til reguleringseffekten som har hatt drastisk effekt på den strandbundne fauna som nå nærmest er forsvunnet helt.

En målsetting for Mjøsaksjonen bør være å bevare bunnfaunaens "oligotrofi"-preg, samt å forsøke å redusere belastningen til de bunnområder som i dag er skadet, slik at de i fremtiden igjen kan koloniseres; dette gjelder spesielt de områder som i dag har betydelige fiberavsetninger.

Fig. 83.
Bunnfaunaens individtethet og sammensetning på 20m, 50m og dyp >50m. Mjøsa august 1975.

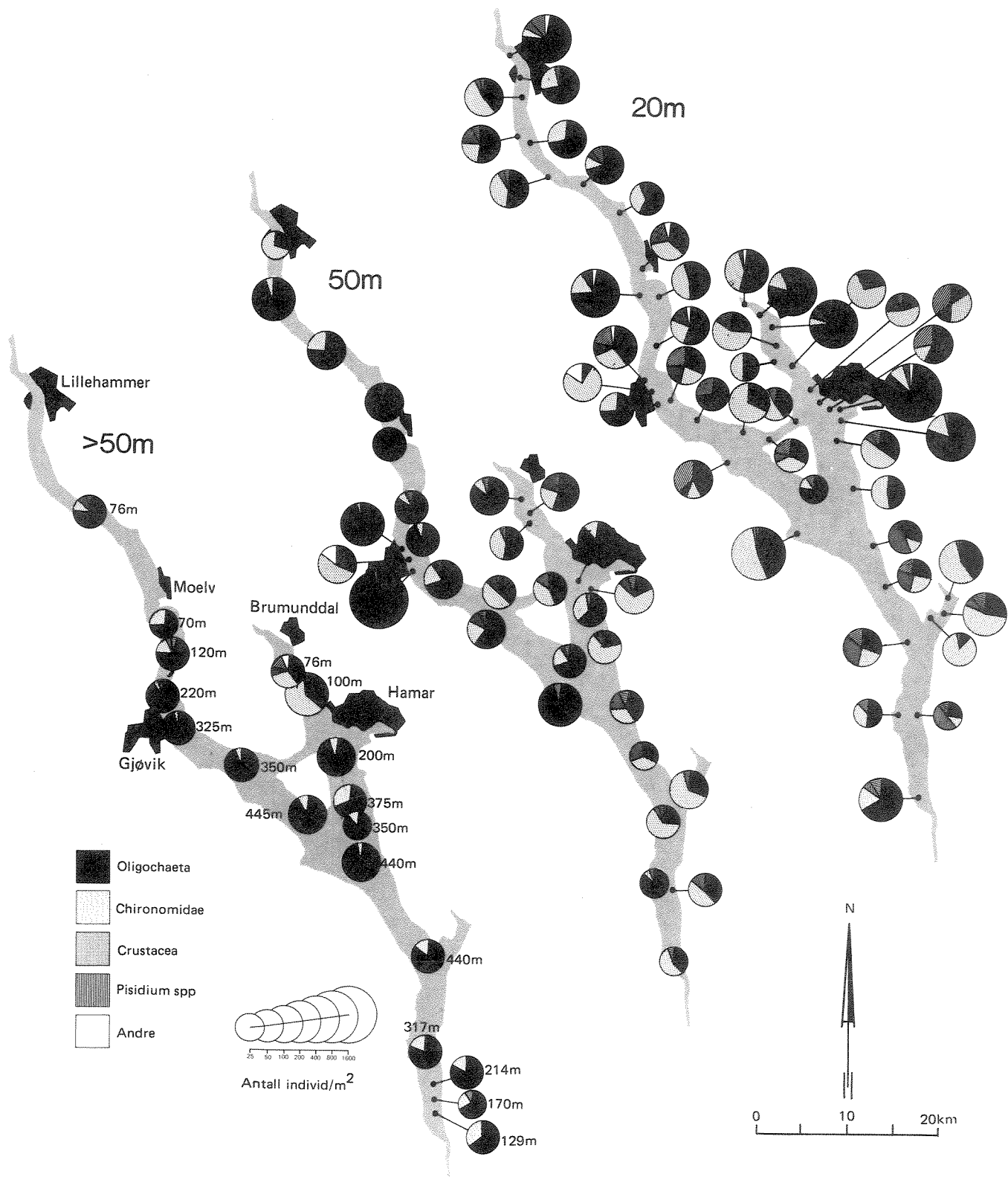
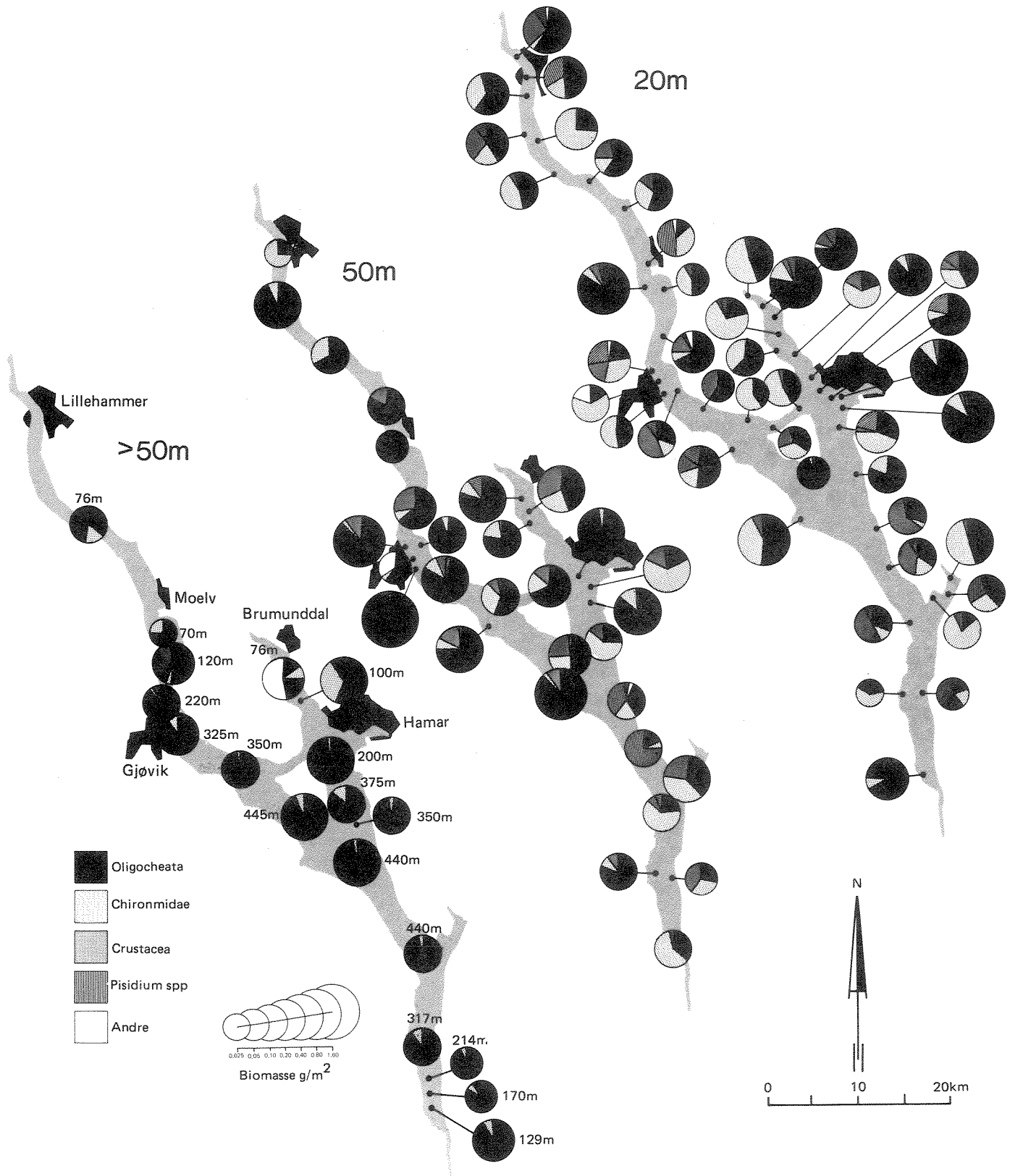


Fig. 84.

Bunnfaunaens biomasse angitt som våtvekt på 20m, 50m og dyp >50m.
Mjøsa august 1975.



Tabell 17. Bunndyrgrupper og arter som er påtruffet i Mjøsas profundalsone. 1972-1976.

RUNDORM (Nematoda)	++
FLIMMERORM (Turbellaria) Først og fremst på dyp >50 m	+
FÅBØRSTEMARK (Oligochaeta)	
Eiseniella tetraedra (Savigny.)	+
Stylodrilus heringianus Claparède. Rentvannsform	+++
Naididae spp.	++
Slavina appendiculata (d'Udekem.)	+
Stylaria lacustris (Linn.)	+(+)
Tubifex tubifex (Müller.) Spesielt på mer belastet bunn	+++
T. tubifex var ignoutus	+(+)
T. ignoutus (Stolc.)	+(+)
Limnodrilus hoffmeisteri Claparède Vanlig i forurensede områder	+++
L. udekemianus Claparède	+
Peloscolex ferox (Eisen.) Rentvannsform	+++
Aulodrilus pluriseta (Piquet.)	+(+)
Aulodrilus limnobius Bretscher.	+
Potamothrix hammoniensis (Michaelson.) Viss usikkerhet ved artsbestemmelsen	+
Psammoryctides barbatus (Grube.) Bare påtr. i Furnesfjorden. Rentvannsform	+
Enchytraeidae spp.	+(+)
KREPSDYR (Crustacea)	
Pungreke (Mysis relicta) Lovén. Glacialimmigrant	++
Pallasea quadrispinosa (G.O. Sars) Glacialimmigrant	++(+)
VÅRFLUELARVER (Trichoptera)	+
SVIKNOTTLARVER (Ceratopogonidae)	+
FJÆRMYGGLARVER (Chironomidae)	
<u>Tanypodinae</u>	
Ablabesmyia sp.	++
Pentaneurini sp.	+
Macropelopia sp.	+
Thienemannimyia gr.	+
Procladius spp.	+++
<u>Diamesinae</u>	
Diamesa sp.	+
Monodiamesa sp.	++
Potthastia longimanus Kieff.	+(+)
Potthastia sp.	+
<u>Orthoclaadiinae</u>	
Protanypus sp.	++
Eukiefferiella sp.	+
Heterotanytarsus apicalis (Kieff.) Rentvannsform	+(+)
Heterotrissocladus grimshawi Edw.	+(+)
H. maeeri Brund. Rentvannsform	++
H. marcidus (Walk.) I hovedsak littoralform	++
H. subpilosus (Kieff.) Rentvannsform	+++
Mesocricotopus thienemanni (Goetgh.) Rentvannsform	+
Psectrocladius sp.	+(+)
Zalutschia zalutschicola Lip. Rentvannsform	++

Tabell 17 forts.

<u>Chironomini</u>		
Chironomus anthracinus-type	Rikelig forekomst lokalt på mer belastet bunn	+
Ch. plumosus-type	Rikelig forekomst lokalt på mer belastet bunn	+
Chironomus sp.		+
Cladopelma sp.		+
Cryptochironomus sp.		+
Demicryptochironomus vulneratus (Zett.)		++
Dicotendipes sp.	Først og fremst ved elveutløp	++
Harnischia sp.		+
Microtendipes sp.	Rikelig forekomst ved elveutløp	++
Pagastiella orophila (Edw.)		+
Paracladopelma nigrītula (Goetgh.)	Rentvannsform. Synonym P. obscura Brundin	+++
Paracladopelma spp.	Rentvannsform	++
Paratendipes sp.		+
Phaenopsectra coracina (Zett.)	Rik forekomst på mer belastet bunn	++
Polypedilum sp.		++
Stictochironomus sp.	Først og fremst ved elveutløp	++
<u>Tanytarsini</u>		
Cladotanytarsus sp.		+
Micropsectra sp.	Rentvannsform	+
Stempellina bausei (Kieff.)	Rentvannsform, i hovedsak littoralform	+(+)
Stempellinella minor (Edw.)	I hovedsak littoralform	+
Tanytarsus holochlorus		++
Tanytarsus spp.	Rikelig forekomst ved elveutløp	++
MUSLINGER (Lamellibranchiata)		
Ertemusling (Pisidium spp.)		+++
SNEGLER (Gastropoda)		
Vanlig skivesnegl (Gyraulus acronicus) (Férussac)		+
Tårnformet gjellesnegl (Valvata piscinalis) (Müller)		+

+++ Rikelig forekomst

++ Vanlig forekomst

+ Sjelden

7.13 Generelt om fisken og fisket i Mjøsa

Fiskebiologiske undersøkelser i selve Mjøsa er ikke blitt utført av NIVA i forbindelse med Mjøsundersøkelsen i perioden 1972-1979. Mjøsarens og i noen grad harrens reproduksjonsmuligheter i de mindre vassdrag er derimot blitt undersøkt temmelig inngående. Dette arbeide er utført i samarbeide med Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske og Fisketeknikeren for Mjøsa. I forbindelse med Hunderfossutbyggingen og Mjøsregulering III (Mjøsa har i dag en regulerings høyde på 3,61 m), har Direktoratet gjennom flere år samlet inn data om aure, lagesild og sik. Fra og med høsten 1978 har Direktoratet startet en mer omfattende undersøkelse. For i noen grad å komplettere de data som er samlet inn via Direktoratets fortløpende undersøkelser, er det samlet inn en del intervjuopplysninger bl.a. i håp om å få en oppfatning om det nåværende fangstutbytte. De til dels omfattende undersøkelser av fiskeribiologen Huitfeldt-Kaas i begynnelsen av 1900-tallet (1900-1916) gir en god bakgrunn for å kunne jevnføre nåværende forhold med de tidlige. Nedenfor skal noen inntrykk som er kommet frem berøres.

Selv om Mjøsa generelt sett ut fra et fiskesynspunkt må betraktes som en lavproduktiv innsjø, er den allikevel temmelig produktiv og fiskerik (fiskens biomasse uttrykt som ferskvekt ligger antakelig i området 20-30 kg/ha og i de fiskerikeste delene rundt 50 kg/ha) sett i relasjon til topografi og fysisk-kjemiske forhold. Dette gjelder også om man tar utgangspunkt i forholdene i den tid da Mjøsa var mer upåvirket av menneskelige aktiviteter, dvs. da innsjøen var mer næringsfattig. Dette fremgår bl.a. av fig. 85, der avkastningen i noen andre innsjøer er tatt med til sammenligning.

Med økende eutrofiering øker som regel fiskeproduksjonen ved siden av at det skjer en forskyvning i artssammensetningen, bl.a. øker forekomsten av karpefisk der slike finnes. Dette er forhold som medfører at fangstutbyttet blir større. Bodensjøen og Zürichsjøen er gode eksempler på dette. I disse sjøer er nemlig avkastningen i dag betydelig større enn tidligere, og dette som et resultat av en betydelig eutrofiutvikling. Fangsten består imidlertid i dag i stor utstrekning av mindre verdifulle

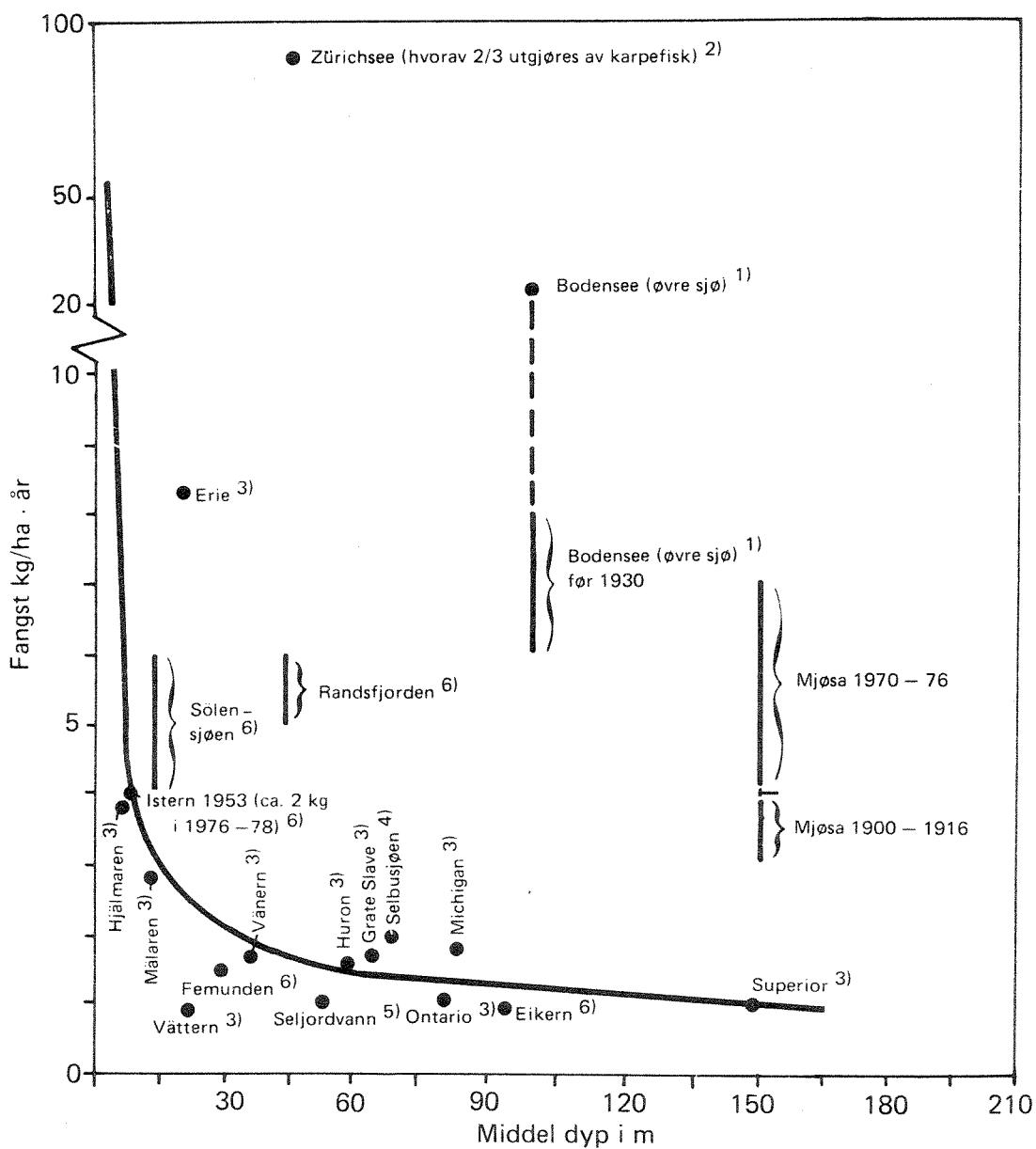


Fig. 85. Sammenheng mellom en innsjø's middeldyp og fiskefangst uttrykt som årlig fangstutbytte (etter Rawsou). Med økt middeldyp minsker som regel innsjøens produksjonsevne og dette medfører mindre fangstutbytte.

fiskearter - karpfisker (særlig mort og brasme). For sveitsiske innsjøer oppgir Roth en avkastning på omkring 5 kg/ha for oligotrofe innsjøer og opp til 60 kg/ha for eutrofe.

I tabell 18 er det gjort et forsøk på å jevnføre fangstutbytte i Mjøsa i dag med forholdene i begynnelsen av dette århundre. Det bør dog bemerkes at det ennå ikke foreligger noen pålitelig fangststatistikk for Mjøsa, og de angitte verdier er derfor meget usikre. Videre må man ta i betraktning at fangstmåter og fiskeaktivitet er vesentlig forandret siden århundreskiftet. Tabellen antyder at fiskeproduksjonen stort sett har økt - noe som en kan forvente ut fra eutrofiutviklingen i Mjøsa. Med et mer intensivt fiske ville fangstutbyttet kunne økes ytterligere, men hvor mye, er det på nåværende tidspunkt ikke mulig å bedømme. Imidlertid er mjøsfisket ganske omfattende sett i relasjon til fisket i mange andre norske innsjøer.

Tabell 18. Årlig fiskeutbytte for Mjøsa fra 1900 til 1916 og i perioden 1970-1976. (Flere verdier er meget usikre.)

Art \ Tidspunkt	1900 - 1916	1970 - 1976
Lagesild	71 tonn \approx 2 kg/ha	105-190 tonn \approx 3 - 5 kg/ha
Sik	24 tonn \approx 0,7 kg/ha	2,5-9 tonn \approx 0,2 - 0,3 kg/ha
Ørret	10 tonn \approx 0,3 kg/ha	8 - 10 tonn \approx 0,2 - 0,3 kg/ha
Harr	2,5 tonn \approx 0,07 kg/ha	0,5 tonn \approx 0,01 kg/ha
Gjedde } Abbor }	7 tonn \approx 0,2 kg/ha	40 tonn \approx 1 kg/ha
Lake } Vederbuk } Mort } Brasme } Laue } Krøkle } m. fl. }	14 tonn \approx 0,4 kg/ha	10 tonn ^{x)} \approx 0,3 kg/ha
		^{x)} Først og fremst lake
Total	130 tonn \approx 3-4 kg/ha	160-250 tonn \approx 4-7 kg/ha

Med hensyn til de ulike fiskeslag har fangstutbyttet av lagesild økt vesentlig, og i dag fanges hva vekt angår omtrent det dobbelte av hva Huitfeldt-Kaas oppgir fra begynnelsen av dette århundre. Den økte avkastning pr. ha skyldes såvel et større individantall som at fiskens vekt og kondisjon har steget. Dette er forhold som antakelig direkte kan tilbakeføres til eutrofiutviklingen og da først og fremst til økt produksjon av krepsdyrplankton. Lagesilden livnærer seg gjennom hele livet sitt i hovedsak av disse. Dette er forhold som også kan dokumenteres for andre innsjøer med tilsvarende utvikling. Lagesildfisket foregår for det meste i forbindelse med sildens gytevandring til Gudbrandsdalslågen.

Sikfisket har derimot gått tilbake og i dag fanges betydelig mindre sik enn ved århundreskiftet. Årsaken til dette kan dels være mindre fiskeaktivitet og dels en tilbakegang av sikbestanden. Det er en almen oppfatning blant fiskerne at siken har minket i antall og hatt en betydelig tilbakegang innefor visse områder. Det er grunn til å anta at denne tilbakegang er reell selv om mindre etterspørsel og fiskeaktivitet i noen grad spiller inn. Årsaken til denne tilbakegang kan først og fremst skyldes økt forekomst av lagesild og derved økt konkurransetrykk. Dette skulle tyde på at lagesilden drar større nytte av eutrofiutviklingen enn siken. At økt forekomst av lagesild har medført en tilbakegang for siken er også dokumentert for andre innsjøer. Man kan imidlertid ikke se bort fra at viktige gyteområder for siken eventuelt er blitt skadet på grunn av økt organisk belastning i bunnområdene. Foruten ved sikgytingen i Vorma og Gudbrandsdalslågen og et visst garnfiske om høsten i de sydlige deler av Mjøsa, forekommer det i dag ikke noe spesielt innrettet sikfiske. I forbindelse med annet fiske fanges det imidlertid i dag en del sik.

Aurefangstene, som spesielt på 60-tallet gikk sterkt tilbake, er antakelig i dag hva vekt angår, omtrent av samme størrelsesorden som ved århundreskiftet. Når det gjelder fangstens sammensetning har det skjedd en forandring og i dag fanges i gjennomsnitt betydelig yngre og vektmessig mindre fisk enn hva som var tilfelle tidligere. Mesteparten av fangsten i dag består av fisk på ca. ett kilo eller mindre. Antall stor fisk, dvs. fisk på 7-12 kg synes å ha gått tilbake. Fisket har også gått kraftig tilbake i flere av de mindre gyteelver og i noen av disse er fisken blitt helt utslått. Dette har sin årsak i en kombinasjon av økt forurensnings-

belastning, grøfting og i de senere år også økt vannuttak til jordbruksvanning. Den registrerte tilbakegang har først og fremst sin årsak i minsket reproduksjon på grunn av at viktige gyteområder i elvene er blitt ødelagt.

Nå fordeler fangsten i Mjøsa seg relativt jevnt mellom dreggfiske og garnfiske. Ca. 40% av fisken som fanges er merket. Dette viser at den stammer fra de kompensasjonsutsetninger som blir gjort i forbindelse med Hunderfossutbyggingen. Rekrutteringsmønsteret er således blitt forandret på en slik måte at rekrutteringen fra Gudbrandsdalslågen har økt i relasjon til de mindre tilløpselver.

Harrbestanden i Mjøsa er redusert betydelig. Den største tilbakegangen synes å ha foregått i Furnesfjorden og Hamarområdet, mens tilbakegangen er mindre i Mjøsas sydligste og nordligste områder hvor det fortsatt er et godt harrfiske. Hovedårsaken til dette er antakelig at et flertall av harrens reproduksjonsområder er ødelagt. Da harren i hovedsak er bundet til grunnområdene langs Mjøsas strender, kan tilbakegangen til dels også skyldes minsket næringstilgang idet strandfaunaen (bunndyr) er utarmet på grunn av reguleringen. Foruten at harren gyter i de nedre deler av flere av de større tilløpselver såvel som i utløpet (Vorma), har en rekke av de mindre tilløpsbekkene tidligere vært viktige reproduksjonsområder. Disse er svært følsomme i forurensningssammenheng så vel som for vannuttak, og flere av disse er i dag totalt ødelagt i denne sammenheng.

Krøkle er uten tvil Mjøsas viktigste fiskeslag, og den utgjør et viktig næringsgrunnlag for et flertall andre fisker, ikke minst for Mjøsauren. Til tross for krøklens store betydning, er kunnskapen om bestanden i Mjøsa ytterst ufullstendig. Flere av de spurte fiskere synes imidlertid å være av den oppfatning at gytebestanden i Furnesfjorden har avtatt i de senere år. Foruten i Furnesfjorden hvor formodentlig et flertall av krøklen i Mjøsa gyter, foregår det en betydelig gyting også i Mjøsas nordligste deler og i de nederste deler av Gudbrandsdalslågen. I hvilken grad den antatte tilbakegang av gytefisk i Furnesfjorden gjenspeiler en reell tilbakegang av Mjøsas krøklebestand eller bare har med mer naturlige og tilbakevendende vekslinger i krøklebestanden å gjøre, er dog umulig å avgjøre på nåværende tidspunkt. Svenske fiskebiologer mener at krøklen kan gå tilbake når lagesildbestanden øker, samt at lagesilden er den mest kon-

kurransedyktige av de to ved en økende eutrofiering. På den annen side er det kjent fra mange krøklesjøer at krøklebestanden kan gjennomgå store vekslinger, og man snakker om krøkleår, dvs. år da bestanden har vært spesielt rik. Noe direkte fiske etter krøkle forekommer ikke lengre.

Når det gjelder Mjøsas gjeddebestand er oppfatningene noe motstridende. Flere av de spurte fiskere mener at gjeddebestanden har økt og at man nå oftere får gjedde i Mjøsas frie vannmasser over de store dypene, enn hva som var tilfelle tidligere. Andre og da spesielt mange av dem som fisker omkring Hamar og i Akersvika, mener at gjeddeforekomsten muligens har minsket eller i liten grad blitt forandret. En forandring som derimot er påtakelig er at gjedden nå i større utstrekning går opp i tilløpselvene enn hva som tidligere var tilfelle. Dette er spesielt markert i mai-juni i forbindelse med gytingen. Mjøsreguleringen kan ha redusert reproduksjonsmulighetene for gjedde, mens på den annen side eutrofieringen av innsjøen har skapt bedre forutsetninger når det gjelder yngelens oppvekstmuligheter spesielt på grunn av økt næringstilgang. Dette kan i noen grad kompensere for reguleringssskadene. I forbindelse med dreggfiske etter aure taes en del større gjedde. Forøvrig fanges en del på garn samt taes under gytingen, og her kan spesielt vårfisket i Akersvika og Svartelva nevnes.

Abborren som også tidligere har vært en vanlig forekommende fiskeart i Mjøsas grunnere områder, synes å ha økt i antall. Innenfor visse områder anser man økningen som betydelig og særlig gjelder dette forekomsten av småabbor. I de senere år har bl.a. isfisket etter abbor økt betraktelig. En hel del taes også om sommeren på sluk (bl.a. er slukotring vanlig) og i garn.

Hvorvidt Mjøsas lakebestand har økt er vanskelig å bedømme ut fra foreliggende oppgaver, men den almene oppfatning er at dens middelstørrelse har økt betraktelig, og at den i dag er av bedre kvalitet enn tidligere. Noen av de spurte fiskere mener dog at den også har økt i antall. Foruten at det ved visse gyteområder fiskes en hel del lake fra isen, fanges i dag lake i hovedsak i forbindelse med garnfiske etter andre fiskearter.

Når det gjelder vederbuk er forholdene usikre. De fleste av de spurte fiskere mener dog at den ikke er så vanlig som tidligere. Reduserte re-

produksjonsmuligheter på grunn av forurensningsbelastning i gyteelvene kan være en av årsakene til en eventuell tilbakegang.

Forekomsten av karpefisker som mort og brasme har økt betraktelig. Dette gjelder spesielt brasme som i begynnelsen av dette århundre nærmest var å betrakte som en sjeldenhet i Mjøsa. Morten derimot har også tidligere forekommet i betydelig antall langs Mjøsas grunnområder, og lokalt har det vært en rik bestand som f.eks. i Akersvika. En økning av mortbestanden er ikke like merkbar som den økte forekomsten av brasme. Dessuten går morten som regel igjennom maskene på garnene som anvendes, mens brasmen derimot blir sittende fast. På denne måten får man et noe skjevt bilde av de faktiske forhold.

Enkelte år er morten og brasmen så angrepet av bakterier (*Pseudomonas*, *Aeromonas*) at dette fører til betydelig dødelighet. Fiskedøden skjer som regel på forsommeren og da innenfor de områder hvor det er store ansamlinger av mort og brasme om vinteren, dvs. i de såkalte overvintringslokaliteter. I visse tilfeller angripes også annen fisk og da spesielt abbor og hork som også er funnet døde i betydelige mengder. Bakterieangrep og fiskedød blant karpefisk er et velkjent fenomen i forbindelse med store fiskeforekomster. Slike angrep er mer vanlig i forurensede innsjøer enn i rene. Bl.a. har man problemer med dette i flere av de eutrofe innsjøer i Alpene der den døde og råtnende fisken til sine tider kan skape estetiske problemer. Hverken mort eller brasme, den sistnevnte er dessuten av dårlig kvalitet (mager), utnyttet i dag.

Ørekyte finnes i selve Mjøsa bare i tilknytning til selve strandsonen og da spesielt ved bekke- og elveutløp. I henhold til foreliggende opplysninger skal den ha økt betydelig i visse elver og elveavsnitt, mens den i andre har forsvunnet helt på grunn av forurensningsbelastning.

Stingsild var i begynnelsen av dette århundre ifølge Huitfeldt-Kaas en vanlig forekommende fisk langs Mjøsas strender. Forekomsten synes å ha vært størst i Lillehammer-området. Dessverre har det ikke lyktes oss å få rede på om det var trepigget eller nipigget stingsild som tidligere forekom. I dag er bestanden sterkt redusert og eventuelt helt utslått. Ved det mer tilfeldige prøvefiske NIVA har foretatt er den ikke blitt

påtruffet. Den er heller ikke blitt observert i de fangstene mjøsfiskerne har gjort. Tilbakegangen av denne fisk som er bundet til strand- og i noen grad vegetasjonsområdene, kan skyldes Mjøsfreguleringen.

Laue forekommer først og fremst mer lokalt i visse større grunnområder. Den almene oppfatning er at forekomsten av laue har økt og at den i dag også har et større utbredelsesområde enn tidligere.

Når det gjelder fiske slag som hork (steinpurke), karuss, gullbust og steinsmett er opplysningene så ufullstendige at det er umulig å gjøre seg noen oppfatning om eventuelle bestandsforandringer hos disse. Foruten gullbust som tidligere bare er funnet utenfor Lillehammer, og karuss som er meget sjelden, er de øvrige vanlig forekommende arter i Mjøsa, og da spesielt horken som finnes i stort antall. Noen av de spurte fiskerne mener at de får mer hork i garnene nå enn tidligere. Dette skulle tyde på at horkbestanden har økt.

Betydelig gyting av elveniøye forekom tidligere om våren i et flertall av Mjøsas tilløpsbekker og elver. Flere av disse gytelokaliteter er i dag ødelagte, og det er således grunn til å anta at niøyebestanden i Mjøsa har gått kraftig tilbake. Dette er også oppfatningen hos flertallet av de spurte fiskere som nå mer sjelden finner niøyer fastsugde på sin fangst. Dette er noe som også er blitt dokumentert ved Direktoratets undersøkelser i forbindelse med Hunderfossreguleringen (Per Aass pers.medd.).

Foruten at noen enkeltksemplarer av kreps mer tilfeldig er fanget i Mjøsa, har det aldri vært noen krepsebestand i selve innsjøen. Derimot har det tidligere vært meget rike bestander i deler av Svartelva og i Vikselva. Selv om det her lokalt fortsatt finnes gode bestander, så har krepsebestanden stort sett blitt kraftig redusert. De viktigste årsaker til denne tilbakegang kan være forurensningsbelastning i kombinasjon med økt grøfting og vannuttak for bl.a. jordbruksvanning. Spesielt kan halmlutingsaktiviteten som startet på 1950-tallet, ha forårsaket store skader.

Som det tydelig fremgår av beskrivelsen ovenfor, er kunnskapene i dag når det gjelder fisken og fisket i Mjøsa ytterst mangelfulle i mange sammenheng. Det er derfor meget viktig at det snarest skaffes tilveie et bedre kunnskapsgrunnlag om disse forhold.

Eventuelle forandringer i vannføringsmønsteret og temperaturregimet i Lågenvassdraget vil i første rekke berøre de fiskearter i Mjøsa som har sine viktigste reproduksjonslokaliteter i Lågen - i første rekke høstgytende arter som lagesild, sik og hunderørret.

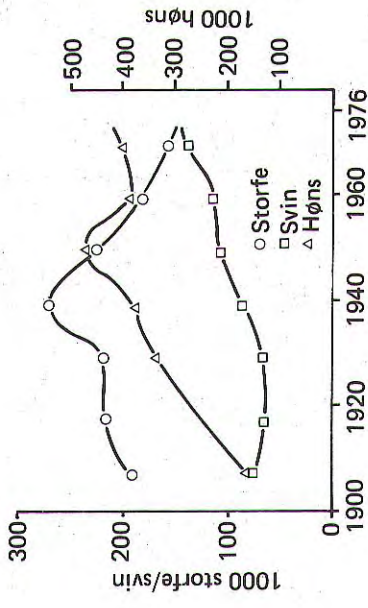
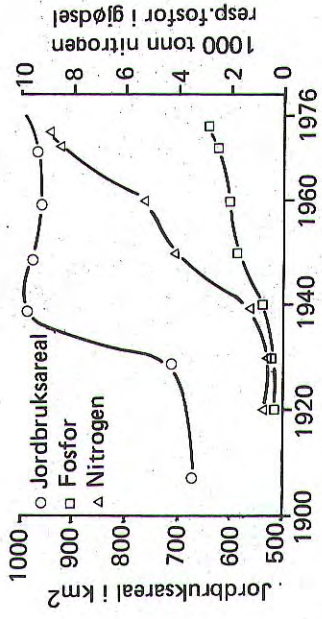
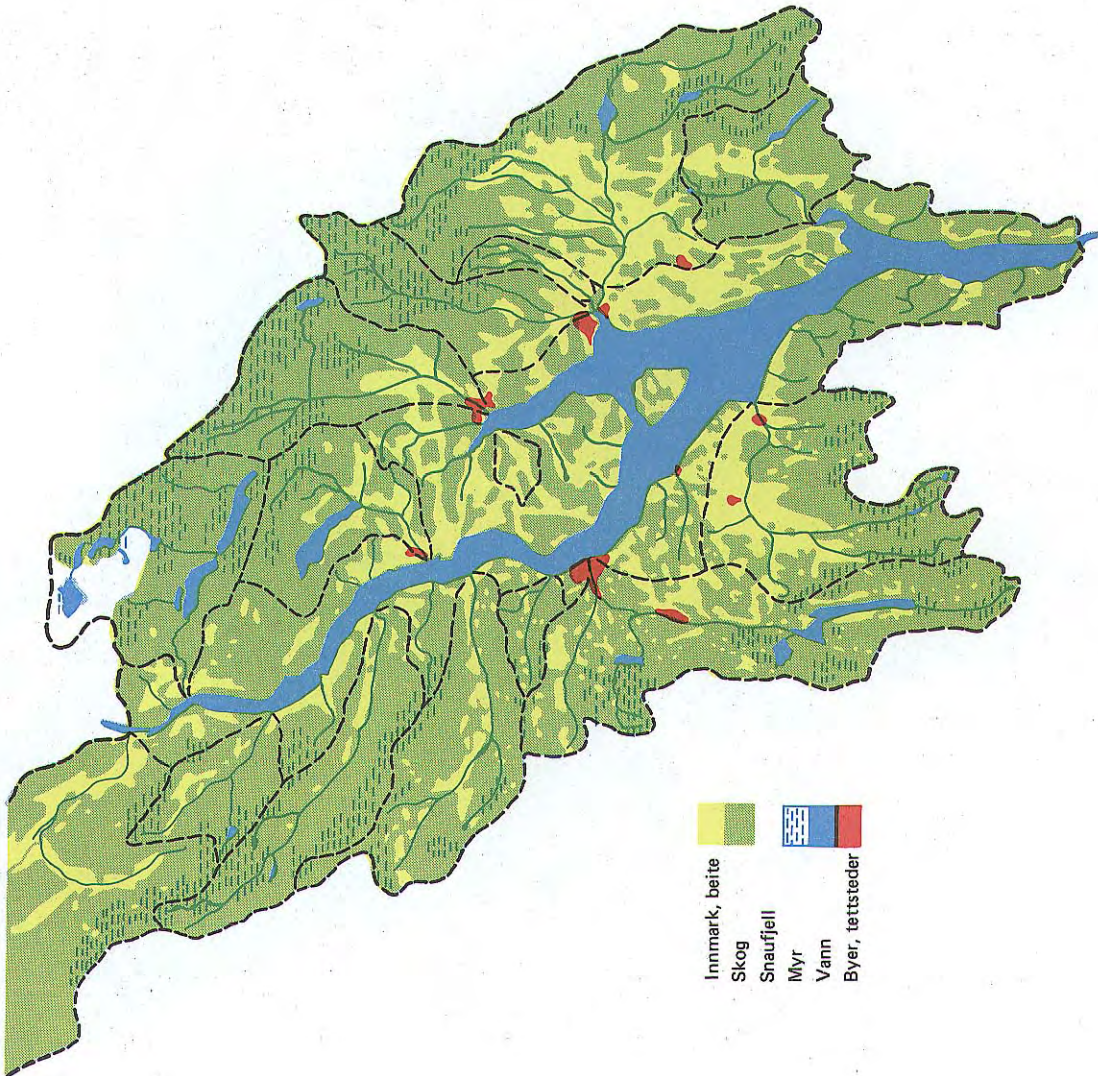


Fig. 86. Arealfordeling (1970) og utvikling innenfor jordbruket i tidsrommet 1900-1975.

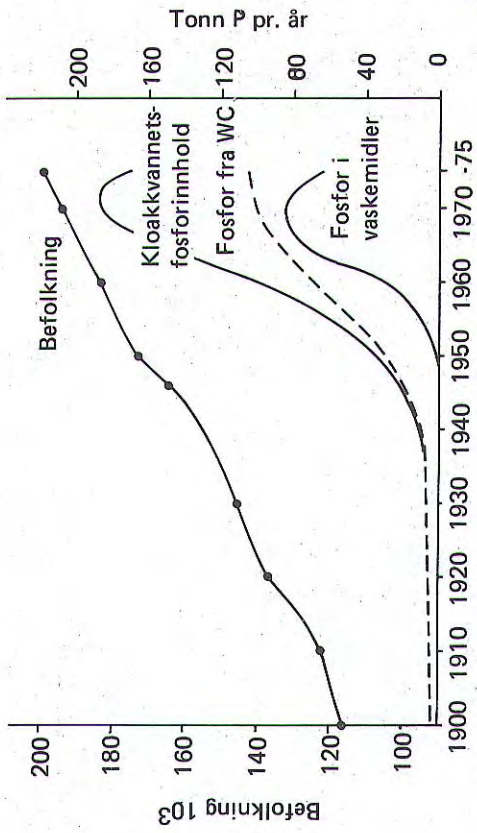
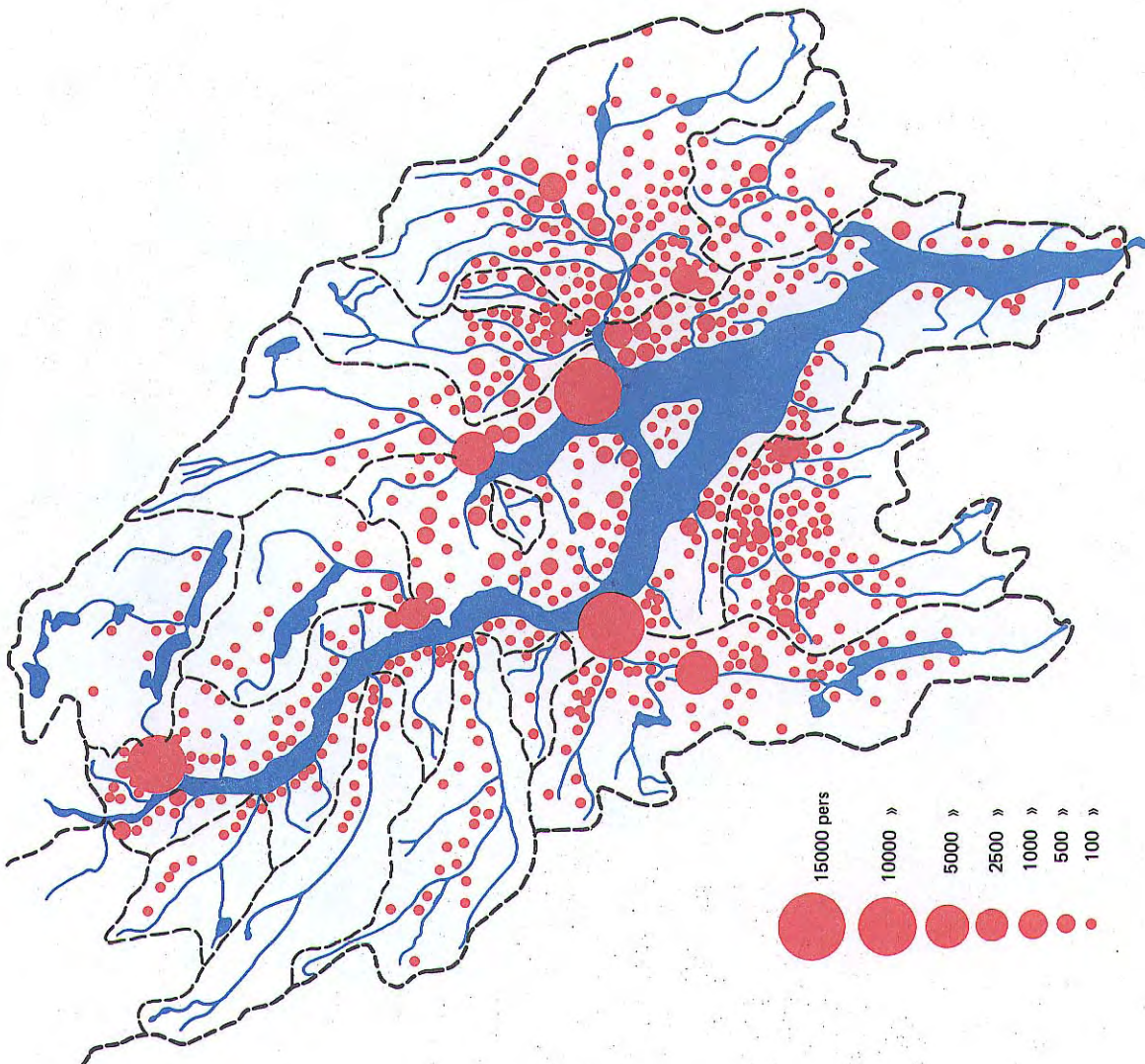


Fig. 87. Befolkningsfordeling, befolkningsøkning i Mjøsas nedbørfelt samt kloakkvannets fosforinnhold i tidsrommet 1900-1976

8. SAMMENFATNING OG DISKUSJON

Mjøsas størrelse, dybde og utforming sammen med nedbørfeltets geologi, naturlandskap og de hydrologiske forhold tilsier at innsjøen fra naturens side skulle være en utpreget næringsfattig og lite produktiv innsjø. Bare ca. 6,5% av nedbørfeltet er dyrket mark, ca. 40% er skog og resten, dvs. noe over halvparten av feltet består av høyfjell og lite produktive områder (fig. 86).

Innsjøen som har et vannvolum på vel 56 km^3 og en største dybde på 449 m, tilføres i middel ca. 10 km^3 vann årlig, dvs. at ca. 1/6 av vannmassene skiftes ut i løpet av en årssyklus. Den teoretiske oppholdstid er således ca. 6 år. Mellom 60 og 70% av denne vannmengden tilføres om sommeren fra mai til september - noe som i vesentlig grad skyldes snø- og issmelting i høyfjellet. Vannføringen i hovedvassdraget - Gudbrandsdalslågen - varierer imidlertid sterkt i samsvar med lufttemperatur og avsmeltingsvilkår, og flomtopper på over $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ forekommer relativt ofte særlig på vår og forsommer. Den midlere sommervannføring i Gudbrandsdalslågen er som følge av reguleringsinngrep redusert fra 509 til $451 \text{ m}^3/\text{s}$ i dag og midlere vintervannføring har av samme grunn økt fra 64 til $104 \text{ m}^3/\text{s}$.

Om sommeren er Mjøsa termisk sjiktet med varmere vann ned til 10-15 meters dyp (epilimnion) og kaldere vann i dypet (hypolimnion). Overflate-temperaturen når om sommeren $15-20^\circ\text{C}$. På grunn av temperaturforholdene foregår gjennomstrømningen om sommeren stort sett i overflatelagene, og det er derfor vannmassene i disse lag som i det vesentligste blir skiftet ut med smeltevann fra høyfjellsområdene (Ottaflommen).

Teoretisk sett blir overflatevannmassene i Mjøsa skiftet ut omkring to ganger i løpet av en sommerperiode (mai-sept.). Om vinteren er også innsjøen lagdelt, nå med det kaldeste vannet øverst, og gjennomstrømningen vil følgelig også på denne tid i hovedsak foregå i de øverste vannmasser.

Disse gjennomstrømnings- og utskiftningsfenomen modifiseres i betydelig grad av vind og de dynamiske forhold i selve innsjøen. Strømningsmønsteret i overflatelagene er nemlig i vesentlig grad betinget av vindforholdene

- ved nordavind strømmer overflatevannet sydover og ved sønnavind nordover. Vinden induserer dessuten såkalte stående indre bølger som også har stor betydning for vannutskiftningen. Dette gjør seg særlig gjeldende for de sydlige og sentrale deler av innsjøen, mens de nordlige deler i større utstrekning påvirkes av Gudbrandsdalslågens vannmasser, men også her er vindpåvirkningen av stor betydning.

Ut fra tilgjengelige observasjonsdata samt muntlige utsagn fra fiskere og oppsittere rundt innsjøen, hadde Mjøsa frem til ca. 1950 karakter av en lavproduktiv, næringsfattig innsjø med klart vann og rene strender. Fra dette tidspunkt begynte lokalbefolkningen å legge merke til en økende begroing langs strendene, på båter, tauverk, garn o.l. Det ble også rapportert om stadig økende algevekst i innsjøen som bl.a. resulterte i mindre siktedyp. Spredte observasjoner fra slutten av femtiårene og begynnelsen av sekstiårene viste at en viss produksjonsutvikling var på gang. Ved siden av økt algevekst ble det nå registrert nye og mer næringssaltkrevende planktonarter, bl.a. kiselalgen *Fragilaria crotonensis*. Utover i sekstiårene ble visse arter blågrønnalger (*Anabaena* og *Oscillatoria*) mer og mer vanlig - noe som i perioder medførte ubehagelig lukt og smak på drikkevannet. I 1963, men først og fremst i 1969 var forholdene spesielt ille i så måte. Denne utvikling fortsatte utover i syttiårene og kulminerte i 1976 da det på sensommeren/høsten var masseforekomst av den trådformete blågrønnalgen *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis*. Tilstedeværelsen av denne alge i så store mengder dette år fikk bl.a. konsekvenser for vannets brukbarhet som drikkevann, idet algen er i stand til å produsere det organiske stoffet geosmin som har meget ubehagelig lukt og smak. Smaks- og luktulempene ble ytterligere forsterket ved tilsetning av klor på vannverkene. Utover høsten 1976 var vannet i Mjøsa såvel som i vassdraget nedstrøms praktisk talt ikke brukbart som drikkevann. Næringsmiddelindustrier som brukte Mjøsa som råvannskilde, hadde også store problemer, bl.a. var dette tilfelle for bryggeriene i Hamar og Gjøvik, samt for tørrmelkfabrikken i Brumunddal.

De tre siste år er det blitt en klar forbedring (mindre algevekst). I hvilken grad denne forbedring først og fremst er forårsaket av dårligere klimatiske forhold eller om årsaken er de forurensningsbegrensende tiltak som inntil nå er gjennomført, er det i dag for tidlig å uttale seg om.

Utviklingen frem til og med 1976 som kalles kulturpåtvinget eutrofiering (man made eutrophication), har sin årsak i en stadig økende tilførsel av forurensninger og vekststimulerende stoffer (spesielt nitrogen og fosfor) til Mjøsa. I henhold til eksperimentelle undersøkelser (algetester) er det den økende tilgang på fosfor som er hovedårsaken til den økte algeveksten. I forhold til andre næringssalter finnes fosforet i små mengder, og det er tilgangen på dette stoff som er bestemmende for hvor store algemengder som skal bli produsert, dvs. fosfor kan betraktes som minimumsstoff i denne sammenheng. En lang rekke forskningsresultater fra inn- og utland understreker fosforets sentrale rolle for eutrofiutviklingen i vassdrag og da spesielt i vassdrag som fra naturens side er oligotrofe (næringsfattige). Nitrogen, som også er et hovedelement for algevekst, finnes i forhold til fosfor alltid i overskudd i Mjøsa. Følgelig har nitrogenforbindelser hittil aldri eller i liten grad vært begrensende for algeveksten.

Årsaken til belastningsøkningen er å søke i økt befolkningstetthet, endret bosettingsstruktur, økende innstallasjon av vannklosetter, økende forbruk av fosforholdige syntetiske vaskemidler (fig. 87), økt industriaktivitet med bl.a. økt forbruk av detergenter samt intensivering og endringer av jordbruksdriften med bl.a. økt forbruk av kunstgjødsel. Dette betyr at det i dag tilføres Mjøsas nedbørfelt betydelige fosformengder utenifra samtidig som fosforets muligheter for å nå vassdraget har økt.

Næringssaltbelastningen som varierer noe fra år til år avhengig av nedbørmengde og utvasking fra nedbørfeltet, utgjorde i undersøkelsesperioden 1973-1976 i middel henholdsvis ca. 320 tonn fosfor og ca. 5300 tonn nitrogen pr. år. Siden 1976 er det satt i gang omfattende forurensningsbegrensende tiltak, og dette har medført at bl.a. fosfortilførselen har avtatt de senere år, slik følgende oppstilling viser:

	1973/1976	1976	1977	1978	1979
Tilførsel av fosfor i tonn P/år	320	308	230	219	252

Den naturlige bakgrunnsverdi eller belastning kan settes til ca. 100 tonn fosfor og ca. 2000 tonn nitrogen pr. år. Dette betyr at fosforbidraget fra menneskelige aktiviteter i 1979 var mer enn dobbelt så stort som det naturlige, og nitrogentilførselen har økt tilsvarende ca. 2,5 ganger den naturlige belastning. I perioden 1973-1976 stammet ca. 60% av fosforbelastningen fra Mjøsas nærområder og ble tilført innsjøen direkte ved større eller mindre punktutslipp av kommunalt så vel som industrielt avløpsvann samt ved konsentrerte og diffuse tilførsler fra jordbruksvirksomheter. Det er også grunn til å nevne diffuse tilførsler som følge av lekkasjer i ledningssystemet, overløp o.l. I henhold til oppgaver fra de respektive fylkeskommuner Oppland og Hedmark kan fosfortilførselen til Mjøsa i 1979 fra kloakkrensaneanlegg og som diffuse tilførsler anslåes til ca. 30 tonn fosfor pr. år. Forurensningstilførslene fra industribedrifter er fortsatt meget store, og i 1979 ble fosfortilførselen via industrielt avløpsvann beregnet/anslått til ca. 30 tonn P/år.

Jordbruksarealene og jordbruksdriften som foregår i innsjøens umiddelbare nærhet, har relativt sett større betydning i forurensningssammenheng enn de mer fjerntliggende områder. Forurensningen fra nærområdene tilføres nemlig innsjøen via korte drens-systemer, mens tungtløselige stoffer bl.a. fosfor fra mer fjerntliggende områder, i betydelig grad sedimenterer, og blir holdt tilbake i stilleflytende elvepartier og innsjøer. Opphvirvling og videretransport av partikulært og bundet fosfor under flomperioder vil sedimentere lengre nede i vassdraget, eventuelt innsjøer. Mulighetene er imidlertid til stede for kjemisk frigjøring (reduksjonsprosesser) av løste fosforfraksjoner spesielt ved oksygenmangel og høy pH. Utløsning (reduksjon, desorpsjon) av fosfor fra elved sedimenter og grunne bukter og innsjøområder er sannsynligvis en medvirkende årsak til at ca. 50% av fosforet som tilføres Mjøsa foreligger som ortofosfat (løst fraksjon) - en form som er lett tilgjengelig for algene. Nitrogenforbindelser som er lett løselige i vann, vil ikke i samme grad sedimentere, men transporteres med vassdraget frem til innsjøen. Den gode overensstemmelse mellom målte (ca. 5300 tonn pr. år) og beregnede (5500 tonn pr. år) transportverdier (1973/1976) er også en indikasjon på dette.

Forurensnings- så vel som andre stoffer tilføres innsjøens overflatelag via elver, som punktutslipp eller som diffuse tilførsler. Dette betyr at om sommeren er det i hovedsak vannmassene over sprangsjiktet som blir belastet med næringssalter. Mjøsa kan på denne tid sammenlignes med en grunn gjennomstrømmningssjø med et dyp på 10-15 meter og et volum på 3-4 km³, dvs. omkring 6-10% av innsjøens totale volum. Denne situasjon er av overordentlig stor betydning for planteplanktonets tilgang på næringssalter. Da algene på grunn av lys- og temperaturforhold befinner seg nettopp i disse overflatevannmasser, har de hele sommeren (veksts sesongen) igjennom mulighet for å nyttiggjøre seg de næringssalter som mer eller mindre kontinuerlig tilføres. Om våren og på forsommeren er det dessuten stor utvasking og tilførsel av slike stoffer fra de omkringliggende jordbruksområder og fra nedbørfeltet forøvrig. Ca. 40% av årsbelastningen av fosfor tilføres i perioden mai-september. Dessuten tilføres overflatelagene fosfor fra dyplagene ved diffusjon og turbulens samt fra de grunnere områders sedimenter. Under produksjonstoppene kan vannmassene i de øverste lagene - følgelig også i grunnområdene - få høy pH (pH >9), og dette har antakelig stor betydning for utløsning av fosfor fra sedimentene i disse områder. Det er nemlig kjent at utløsning av fosfor fra sedimentene vesentlig øker ved økende pH - dette gjelder selv i oksygenrikt miljø. Ved en vanntilførsel på 6 til 7 km³ i samme periode vil fosformengdene i overflatelagene teoretisk variere mellom 15-20 µg total fosfor (P) pr. liter. Observasjonsresultatene fra innsjøen viser i overensstemmelse med dette, betydelig høyere fosforkonsentrasjoner i overflatelagene (10-20 µg P/l) enn i dyplagene (<10 µg P/l) under sommerperioden. Vind- og strømforhold ved siden av variasjoner i tilførte vannmengder vil imidlertid kunne modifisere dette bilde. Både i 1975 og 1976 var vannføringen i tilløpene relativt lav på sensommeren (aug.-sept.), samtidig var sydlige vinder fremherskende hele sommeren igjennom. Disse forhold medvirket uten tvil til økte fosforkonsentrasjoner i overflatelagene. Begge disse år var forøvrig sensommeren relativt solrik med periodevis høy lufttemperatur. Klimatisk sett lå således forholdene godt tilrette for en høy produksjon av planktonalger.

Mjøsa er en dyp innsjø, og innsjøens volum er stort i forhold til overflatearealet. Av denne grunn oppvarmes vannmassene sent om våren og avkjøles sent om høsten, dvs. at det både vår og høst er lange sirkulasjons-

perioder. Vekstsesongen i Mjøsa er derfor relativt kort og samtidig noe forskjøvet i tid. På grunn av lav overflatetemperatur og sent utviklet sprangsjikt kommer ikke algeveksten ordentlig i gang før i slutten av juni - begynnelsen av juli, og maksimum algeproduksjon inntreffer først rundt midten av juli, når sprangsjiktet er vel etablert og overflatevannet er oppvarmet. På denne tiden er det kiselalgene som dominerer planteplanktonsamfunnet. Fra slutten av juli øker innslaget av blågrønnalger. Årsaken til dette er ennå ikke klarlagt. Imidlertid foreligger visse innenlandske så vel som utenlandske forskningsresultater som tyder på at vannets innhold av silisium kan være en styrende faktor i denne sammenheng. Kiselalgene er nemlig avhengige av silisium for å bygge opp sitt kisel skall. Når disse algene begynner å vokse i begynnelsen av produksjonsperioden, avtar silisiuminnholdet raskt og i slutten av juli er vannet praktisk talt fritt for dette stoff. Silisium er da blitt en begrensende faktor for vekst av kiselalger. I denne situasjon vil andre algearter som ikke har behov for silisium, kunne utvikles såfremt deres miljøkrav forøvrig er tilfredsstilt. Det synes sannsynlig at dette er en medvirkende årsak til blågrønnalgenes dominerende forekomst på sensommeren/høsten 1975/1976. Vannets innhold av silisium har gradvis avtatt fra 1966 til 1979 - noe som sannsynligvis har sammenheng med en stadig økende vekst av kiselalger. Når disse alger dør og synker, vil nødvendigvis vannets silisiuminnhold avta. Sedimentenes økende innhold av kiselalgeskall mot sedimentoverflaten tyder også på dette. En reduksjon av vannets innhold av fosfor så langt at forholdet mellom fosfor og silisium aldri overskrider en viss grenseverdi, vil således kunne hindre blågrønnalgene i å utvikles. Imidlertid er det flere miljøfaktorer man må ta hensyn til i denne sammenheng, bl.a. vanntemperatur, lys, vannets jerninnhold osv. Dessuten bidrar stor vannføring i Gudbrandsdalslågen til å øke Mjøsvannets innhold av silisium.

Mjøsa er regulert mellom kotene 119.576 og 123.186, dvs. 3,61 m (fastpunkt Hamar). Vannmassene denne regulerings høyde representerer er ca. 1.312 km^3 , dvs. 2.3 % av totalt volum (oppgitt av NVE, Hydrologisk avdeling). Uttappingen av magasinet skjer i vinterhalvåret med ca. $100 \text{ m}^3/\text{s}$. Oppfyllingen av magasinet skjer i dag i tidsrommet april - juni. Oppfyllingstiden varierer fra 1 til 2 mndr. avhengig av avrenningsforholdene.

Hvis man antar at oppfyllingen skjer i løpet av 45 dager, vil dette kreve en netto vanntilførsel (total tilførsel + avløp) på ca. $340 \text{ m}^3/\text{s}$. I tilfelle oppfyllingen skjer i løpet av 30 dager, vil den netto vanntilførselen bli ca. $510 \text{ m}^3/\text{s}$.

Mjøsmagasinet fylles altså opp i begynnelsen av vårflommen, dvs. i vesentlig grad av smeltevann fra lavlandsområdene (lavlandsflom). Tilløpene fører i denne perioden med seg store mengder forurensningsstoffer fra jordbruksområder og kulturpåvirkede områder. Som nevnt blir en vesentlig del av forurensningstilførslene fra landområdene, deriblant jordbruket, tilført Mjøsa om våren (fig. 88 og 89). Dette skjer i en tidsperiode da Mjøsmagasinet fylles opp og vannmassene er i labil likevekt (vårsirkulasjonsperioden). Transporten av vann ut av Mjøsa via Vorma er på grunn av oppfyllingen mindre enn hva den ellers ville vært, og følgelig vil relativt sett en større andel av jordbruksforurensningene f.eks. av fosfor bli lagret i Mjøsa enn under naturlige forhold. Denne "ekstra" forurensningsbelastning øker næringssaltkonsentrasjonen i Mjøsa på lang sikt samtidig som det av denne grunn også vil gjøre seg gjeldende en viss konsentrasjonsøkning i overflatelagene ved inngangen til produksjonsperioden (juni). Utvasking av erosjonsmateriale fra strandsonen under oppfyllingsperioden, særlig fra de mest forurensede strandområder (Lillehammer, Gjøvik og Hamarområdet), bidrar også til å øke næringssaltkonsentrasjonen i innsjøen.

Etter at Mjøsbassenget er fylt opp om våren, holdes vannstanden relativt konstant utover sommeren (fig. 90). Under naturlige forhold avtar vannstanden gradvis fra vårflommen til utpå høsten. Ved siden av at konstant vannstand betyr redusert vannføring i Vorma og følgelig mindre uttransport av stoffer sammenlignet med naturlige forhold, kan dette også ha betydning med hensyn til fiskefaunaens artssammensetning. Abbor, gjedde og andre karpefisker som gyter i strandsonene om våren, kan på denne måte få visse fordeler. Gyteplassene som under naturlige forhold hurtig ble tørrlagt hvorved rogn og fiskeyngel ble ødelagt, kan under regulerte betingelser med jevn vannstand utover sommeren gi muligheter for økt klekkeprosent. Dette er imidlertid problemer som må utredes og eventuelt undersøkes av fiskebiologer. Videre er det grunn til å nevne at tørrlegging av strandområdene om våren også vil virke hemmende på bunnfaunaen i strandsonen og dermed redusere ernæringsmulighetene for enkelte fiskearter.

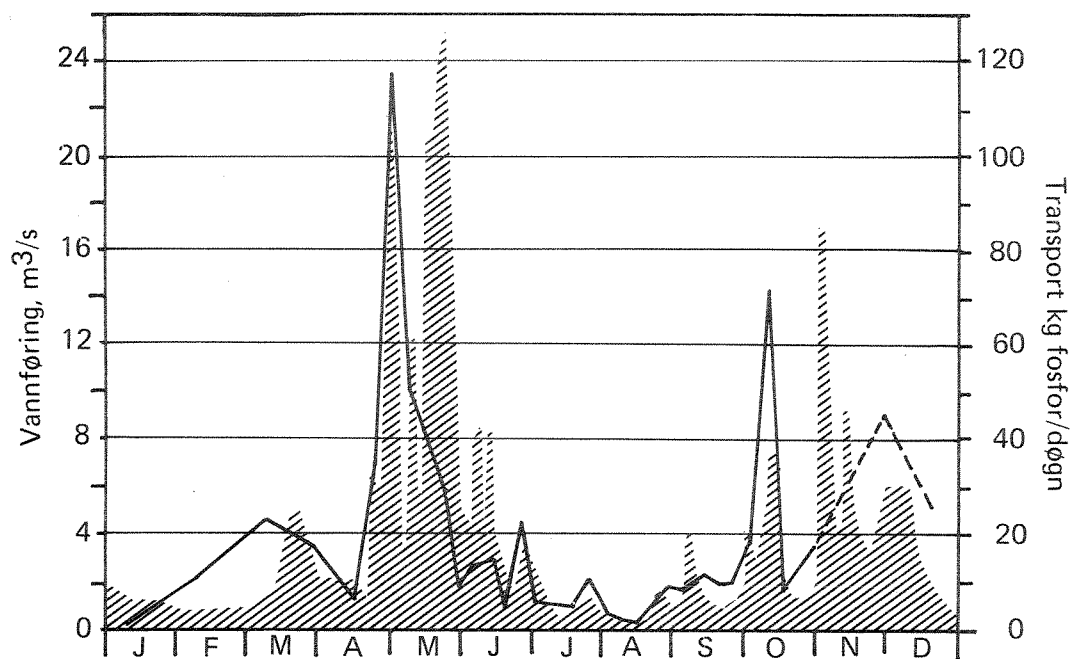


Fig. 88. Vannføring (skravert) og transport av total fosfor i Lenaelva i 1977.

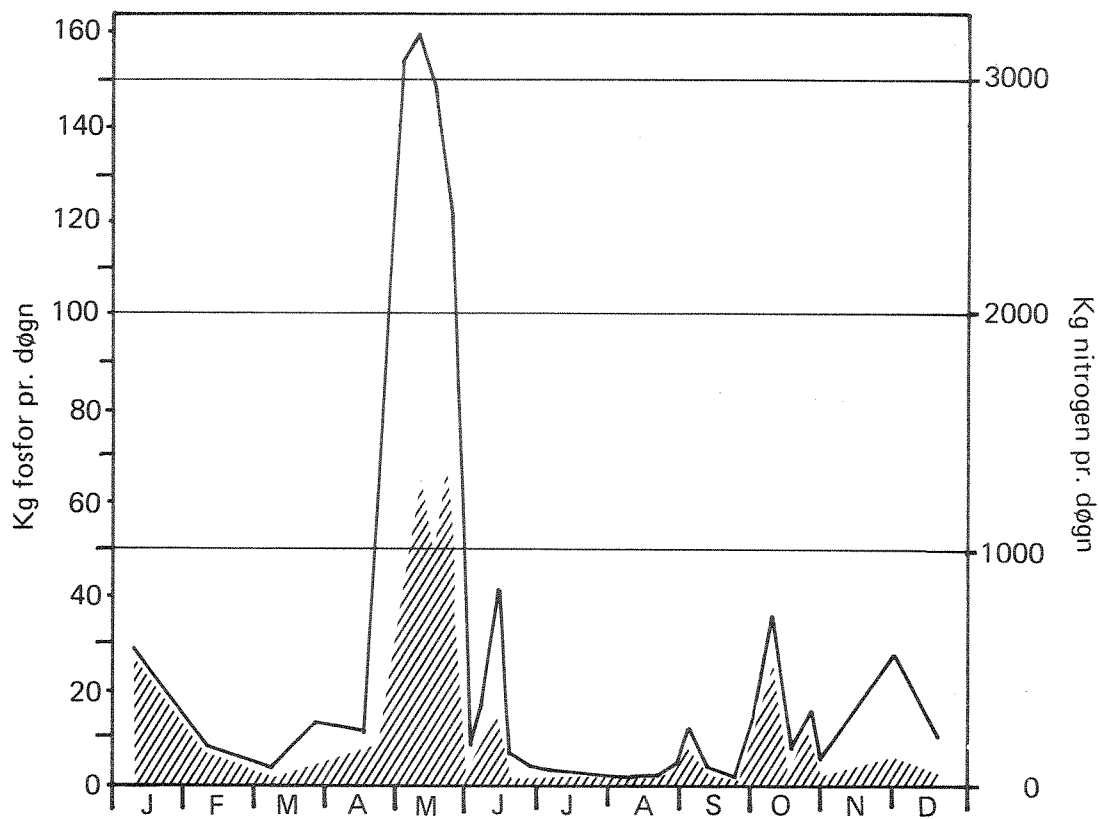


Fig. 89. Transport av total fosfor (skravert) og total nitrogen i Flagstadelva i 1977.

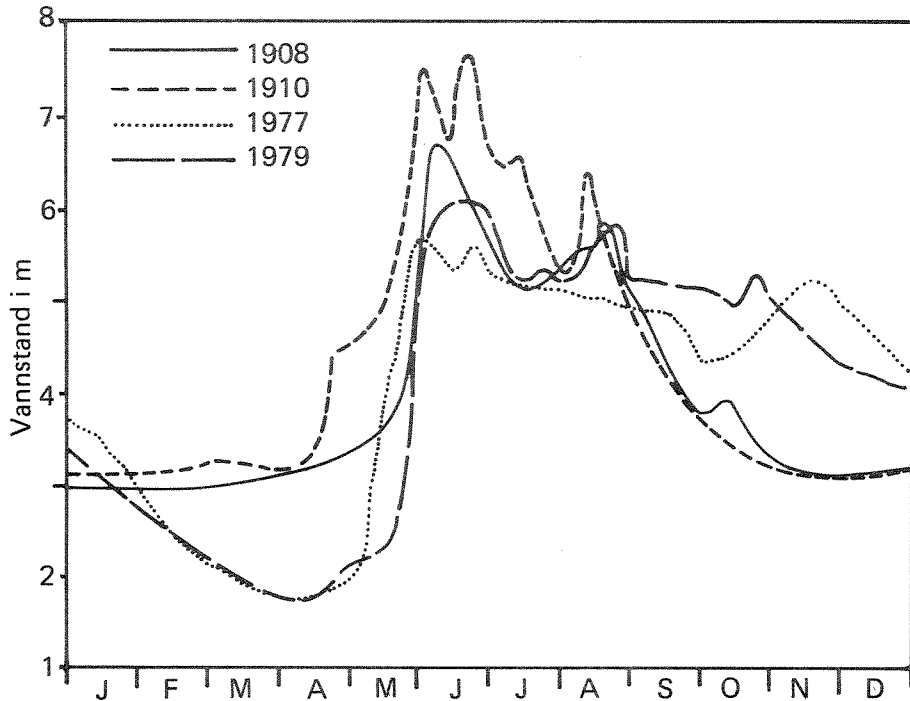


Fig. 90. Vannstandsvariasjoner i Mjøsa.

En stadig økende eutrofiering i innsjøer som følge av økt nærings saltbelastning, er et verdensomspennende problem, og det arbeides i dag i alle industrialiserte land intenst for å bekjempe denne utvikling. Ved iverksettelse av forurensningsbegrensende tiltak blir det naturlig nok alltid stilt krav om kost-nytteeffektanalyser. Dette krever bl.a. utsagnskraftige modeller eller relasjoner som i noen grad gjør det mulig å forutsi hvilke og hvor omfattende tiltak som bør iverksettes for å holde utviklingen under kontroll.

Forskerne er her blitt stilt overfor en meget vanskelig oppgave, og det er blitt gjort en rekke forsøk på å utvikle matematiske eutrofieringsmodeller som er relevante for problemstillingen og som kan brukes i praktisk sammenheng. Bl.a. er det på empirisk grunnlag forsøkt å finne frem til relevante relasjoner mellom fosforbelastning og biologisk respons (algebiomasse). Et stort arbeide på dette felt (106 innsjøer) er blitt organisert av OECD. Rapportutkast fra dette arbeidet foreligger i disse dager.

Den forskning og empiriske modellutvikling som har pågått i den senere tid, synes lovende som et hjelpemiddel ved studium av eutrofieringens årsaks-virkningsforhold, særlig når det gjelder store, dype innsjøer. Bruken av modellene forutsetter imidlertid at:

- innsjøens algeproduksjon er fosforbegrenset
- vannmassene i innsjøene blir fullstendig blandet høst og vår
- fosfortilførselen og uttransport av fosfor er direkte proporsjonal med fosforkonsentrasjonen i innsjøen.

Ved bruken av slike modeller må det taes hensyn til at enhver innsjø har sin egenart og at faktorer som klima, vekstsesongens lengde, beiteeffekt, Fosfortilførsel fra innsjøens sedimenter osv. ikke fanges opp. De empiriske resultater kan dessuten bare anvendes på innsjøer av samme type som de erfaringsmaterialet stammer fra.

Ut fra det store forskningsmateriale som nå foreligger, kan det klart konstateres at for store, dype innsjøer foreligger det en god korrelasjon mellom fosforkonsentrasjon og midlere konsentrasjon av algebiomasse (klorofyll a) i produksjonssjiktet om sommeren. Dette gjelder også norske innsjøer (Rognerud, Berge, Johannessen 1979) slik det går frem av fig.91 . Det skal understrekes at også det norske materialet bare gjelder større innsjøer med middelkonsentrasjon av fosfor ($[P]_{\lambda}$) mellom 4 og 11 $\mu\text{g/l}$. Sammenhengen er tilnærmet gitt ved linjen

$$1.) [\text{Tot. kl.a}] = 0.42 [\text{Tot P}] - 0,93 \quad r = 0,94.$$

Ved anvendelse av de empiriske modeller som tidligere er utarbeidet (Vollenweider 1976) med hensyn til fosforbelastning og algebiomasse (klorofyll a), viste det seg at disse gav for store algemengder i forhold til fosfortilførselen (Rognerud, Berge, Johannessen 1979). Det ble derfor nødvendig å foreta visse justeringer av de opprinnelige modeller, slik at de var mer i overensstemmelse med norske forhold. Det kan i denne sammenheng være grunn til å nevne at de "utenlandske" modeller bl.a. omfatter mellomeuropeiske og amerikanske innsjøer, hvor bl.a. forurensningstilstanden, den generelle fysisk-kjemiske vannkvalitet, temperaturforholdene, vekstsesongens lengde, fosforomsetning osv. tildels er

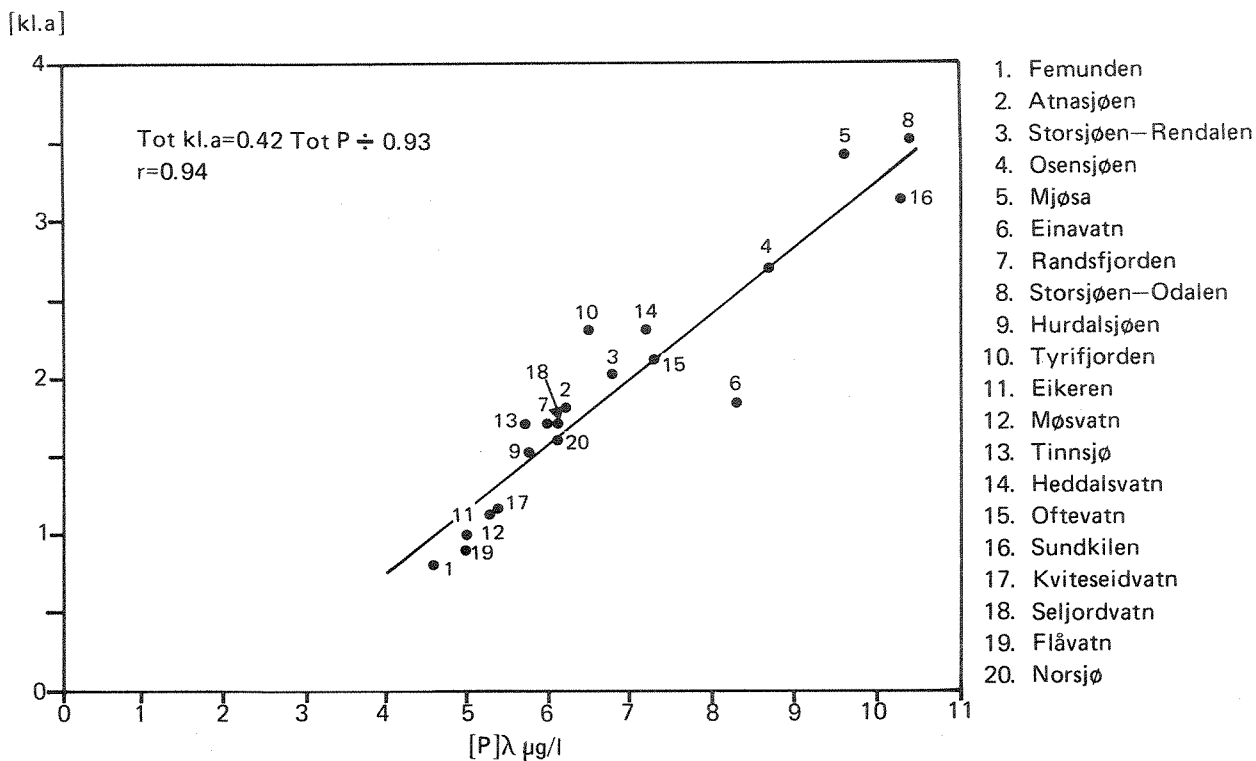


Fig. 91. Sammenhengen mellom årsmiddelkonsentrasjonen av fosfor i hele sjøen $[P]\lambda$ og gjennomsnittlig algebiomasse $[kl a]$ i epilimnion i sommerhalvåret.

svært forskjellig fra de norske. På bakgrunn av et mer inngående studium av forholdet mellom fosforets og vannets teoretiske oppholdstid i noen norske innsjøer (20 stk.), kom nevnte forfattere frem til følgende relasjon mellom fosforkonsentrasjon i innsjøen $[P]\lambda$ og middelverdien for alle tilløp/tilførsler $[P]i$ (samlet fosfortilførsel pr. år/vannføring pr. år):

$$2.) \quad \text{Log} \frac{[P]\lambda}{[P]i} = -0,029 T_w - 0,20$$

hvor T_w er innsjøens teoretiske oppholdstid.

Settes verdien for $[P]\lambda$ inn i ovenfornevnte relasjon mellom midlere total klorofyll a $[kl a]$ om sommeren og innsjøens fosforkonsentrasjon, får vi:

$$3.) \quad [kl a] = 0,42 \cdot [P]i \cdot 10^{-(0,029 T_w + 0,20)} \div 0,93$$

$$\text{eller } 4) \quad [P]i = \frac{[kl a] + 0,93}{0,42 \cdot 10^{-(0,029 T_w + 0,20)}}$$

Det midlere sommerklorofyll (mai-okt.) i Mjøsa for de 4 siste vekstsesonger er beregnet i henhold til 3) og på bakgrunn av de aktuelle belastninger og vannføringer. Resultatene er satt opp i tabell 19 hvor også middelverdiene av måleresultatene er antydnet.

Tabell 19. Årsvannføring, teoretisk oppholdstid, fosforbelastning, beregnet sommerklorofyll og målt sommerklorofyll (mai-okt.) i Mjøsa i 1976, 1977, 1978 og 1979.

	1976	1977	1978	1979
Årsvannføring (Vorma) i mill. m ³	8501,4	8797,2	8740,7	11007
Teoretisk opph.tid i år, T _w	6,6	6,4	6,4	5,1
Total fosforbelastn. i tonn/år	308	230	219	252
Midlere fosforkons. i tilløp, µg P/l, [P] _i	36,2	26,1	25,0	22,9
Midlere fosforkons. i innsjøen µg P/l, [P] _λ	10,3	10,0	10,0	10,2
Beregnet [P] _λ i µg P/l (2)	14,7	10,7	10,3	10,3
Beregnet [kl a] (3), mg/m ³	5,2	3,6	3,4	3,4
Målt [kl a] sommermidler mg/m ³	5,0	3,6	3,6	3,5

Som det går frem av tabell 19 er det relativt god overensstemmelse mellom beregnet og målt sommerklorofyll a. Når det gjelder beregnet og målt fosforkonsentrasjon i innsjøen kan det være visse avvik. Dette kan ha sammenheng med analysemetodenes nøyaktighet ved så lave konsentrasjoner og dessuten kan man anta en viss ujevn fosfor-fordeling i innsjøen, idet konsentrasjonene er langt høyere utenfor utslippsområder enn i hovedvannmassene. Det er heller ikke her tatt hensyn til fosfortilførsel fra sedimenter, biologisk fosforomsetning osv.

I henhold til forslag om målsetting for planteplanktonproduksjonen i Mjøsa (akseptabel forurensningstilstand), bør midlere sommerklorofyll a konsentrasjonen (mai-okt.) ikke overstige 2 mg/m³ (NIVA 1979). Anvendes en midlere årlig vanntilførsel til Mjøsa på 8970 mill. m³/år (middel for perioden 1973-1978 i Vorma), må den midlere årlige fosforkonsentrasjonen i tilførselsvannmassene (direkteutslipp + diffuse tilførsler fra nærområdene + tilførsler via tilløpselvene) [P]_i ikke overstige 16,8 µg P/l.

Dette tilsvarer en total fosfortilførsel til Mjøsa på

ca. 150 tonn fosfor (tot P) pr. år.

Ut fra de første empiriske fosformodeller som ble lansert (Vollenweider 1968) ble den akseptable fosforbelastning til Mjøsa beregnet til 175 tonn pr. år. (NIVA 1975). Legges imidlertid de siste Vollenweider relasjoner til grunn (NIVA 1978), skulle den akseptable fosforbelastning til Mjøsa ikke overstige 125 tonn pr. år. Det knytter seg selvfølgelig visse usikkerheter til alle slike beregninger, men med bakgrunn i den dokumentasjon og innsikt man nå har med hensyn til de biologiske forhold i Mjøsa, vil det være naturlig i hvertfall foreløpig å betrakte ca. 150 tonn pr. år som mest realistisk som grense for akseptabel fosforbelastning.

Selv om de eksisterende eutrofimodeller i store trekk til dels fungerer bra, er det stort behov for å arbeide videre med dem, slik at de mer kan tilpasses norske innsjøtyper samt at man ved tolkning av dem kan få større muligheter til å ta hensyn til andre faktorer - ikke minst de biologiske - som har betydning for økosystemet. Videre er det stor grunn til å fremholde at hvorvidt en belastning skal ansees som tolerabel eller ikke, bare kan avgjøres ut fra den situasjonen den aktuelle resipienten befinner seg i, dvs. at det er forholdene i selve resipienten som er normgivende i dette tilfelle. Belastningsmodellene er således bare ment å gi en anvisning om hvor stor belastningen bør være for å oppnå de ønskede forhold. I hvilken grad disse forhold oppnås eller ikke, kan bare avgjøres ut fra konkrete målinger i selve resipienten (vannforekomsten) av såvel fysisk-kjemiske som biologiske faktorer.

Bortsett fra at overflatelagene er sterkt preget av planteplankton under vekstperioden om sommeren, er Mjøsas vannmasser generelt sett ikke særlig belastet med organisk materiale. Bunnområdene utenfor byer og tettsteder og særlig utenfor utslipp av avløpsvann fra treforedlingsbedrifter og næringsmiddelindustri (f.eks. Gjøvik, Lillehammer, Moelv, Brumunddal) er imidlertid sterkt avvikende fra dette hovedmønster. På slike steder har det i tidens løp lagt seg opp store banker med fibermateriale

og organisk stoff på bunnen. Dette har bl.a. medført at bunnfaunaen som i hovedbassenget er relativt uberørt, her er helt eller delvis utslått. På slike steder er også oksygeninnholdet i de bunnære vannmasser sterkt redusert. Forøvrig synes oksygensituasjonen i innsjøens dype vannmasser å være gode.

I hygienisk sammenheng var Mjøsas overflatevannmasser i undersøkelsesperioden til dels sterkt bakteriologisk forurenset. Forholdene var verst utenfor byene og tettstedene. Bakterietallet - også for ferske fekale colibakterier - var stundom langt høyere enn de krav helsemyndighetene stiller til drikkevann. Til tider ble også de bakteriologiske krav til helsemessig forsvarlig badevann overskredet. I dyplagene og da særlig i de sydlige områder, var innsjøen normalt lite bakteriologisk påvirket. Etter at de større renseanleggene er kommet i gang, har det i denne sammenheng skjedd en betydelig forbedring.

På bakgrunn av de bakteriologiske forurensninger, til tider sjenerende smak og lukt og faren for organiske mikroforurensninger og andre mer tilfeldige forurensninger, må eventuelle vanninntak plasseres i dypet. Samtidig må det på vannverkene sørges for en betryggende vannbehandling i hygienisk sammenheng. Dette er tiltak som må gjennomføres selv etter at forurensningsbegrensende tiltak er satt ut i livet.

9. KONKRETISERT MÅLSETTING FOR MJØSA

Statens forurensningstilsyn (SFT) har uttrykt ønske om at det mot slutten av undersøkelsesperioden ble utarbeidet en mer konkretisert målsetting for Mjøsa med bl.a. tallverdier som kunne være til praktisk nytte. Forslaget til målsetting som er angitt nedenfor, må ikke betraktes som et absolutt krav, men er bare ment som *normgivende*. Det er tatt utgangspunkt i SFT's mer generelle målsetting: "å bringe vannforekomsten i en tilstand som mest mulig tjener alle brukerinteresser". Det viktigste må uten tvil være å forsøke å få Mjøsa i en noenlunde økologisk balanse igjen, og normgivningen nedenfor tar derfor i hovedsak sikte på dette forhold (se tabell 20). Videre er det viktig å være klar over at Mjøsa også i fremtiden vil ha et høyere produksjonsnivå enn hva som var vanlig før menneskelig påvirkning gjorde seg gjeldende. På grunn av kloakkrenseanleggenes begrensede renseseffekt, industrivirksomhet, jordbruk og diffuse tilførsler, vil innsjøen også i fremtiden få betydelige tilførsler av næringsalter. Det bør derfor være en ideell målsetting å utnytte denne produksjonsevne på en så riktig måte som mulig. Dette betyr at en må strebe etter å skape et velbalansert økosystem hvor de forskjellige ledd i produksjonskjeden er i harmoni med hverandre. Dette vil bl.a. bety at man søker å utnytte produksjonskapasiteten ved et optimalt og rasjonelt fiske.

Parameter	Dagens situasjon	Målsetting	Kommentarer
Beskrivelse:			
Utseende	Synlige forurensninger er i dag vanlige. Dette gjelder såvel vannmasser, vannoverflate som strand og bunn. Det største problemet er en mer almen forurensning og begroing av påvekst-alger.	Vannmasser, vannoverflate, strand og bunn skal være fri for synlige forurensninger og sjenerende begroing (masseutvikling av bentiske alger).	Betydelige søppelmengder tilføres innsjøen i dag under flomsituasjoner i de mindre tilløpselvene. Plastfragment trolig fra Mesna kartongfabrikk, forårsaker også i stor grad.
Flytestoffer, olje, lukt, smak:	Mindre oljeforurensning forekommer ofte i dag. Betydelig lukt- og smaksulemper ved masseoppløst av spesielt blågrønnalgen <i>Oscillatoria</i> (jvsnvnr situasjonen 1976).	Må ikke forekomme. Vannet skal være fritt for sjenerende lukt og smak.	Mest oljeforurensning har hittil kommet via Hunselva.
Hygieniske spektr:			
foreslå utarbeidet av SIFF. Gjelder også gifter.			
Fysisk-kjemiske:			
Siktedyp	ca. 4 m	> 6 m	Gjelder sommersituasjonen i Mjøsas sentrale og søndre deler.
pH	7 - 10	ca. 7	Algeproduksjonen medfører i dag betydelig pH-økning. Noen direkte forurensning av innsjøen har ikke kunnet dokumenteres.
O ₂ -metning (%)	70 - 120	80 - 105	Lokalt begrensede områder har i dag 0% i kontaktsonen sediment-vann. Gjelder bunnområder med stor fiberbelastning utenfor celluloseindustrier.
Tot-N µg/l (baskons)	400 - 500	≤ 400	
N-belastning g/m ² . år	11 - 15	≤ 7,5	Antakelig kan dette ikke oppfylles på grunn av den store jordbruksaktivitet i nedbørfeltet.
Tot-P µg/l (baskons)	ca. 10	≤ 5	
P-belastning g/m ² . år	ca. 1	≤ 0,5	Spesielt viktig å redusere de større, mer kontinuerlige utslippene som f.eks. boligblokk fra større tettsteder.
Konduktivitet	30 - 40	30 - 40	Forurensningsbelastning har hittil neppe påvirket saltholdigheten i nevneverdig grad.
Biologiske:			
Karakteristiske algearter:			
Større flagellater Kiselalger	Cryptomonas spp., Rhodomonas pusilla Asterionella formosa, Fragilaria crotonensis, Tabellaria fenestrata, Stephanodiscus hantschii	Cryptomonas spp., Rhodomonas pusilla Asterionella formosa	Mjøsa kan i dag betraktes som en kiselalge-blågrønnalge (<i>Oscillatoria</i>) -Cryptomonad-sjø.
Gulalger	Monader	Monader, Mallomonas, Unglena americana, Dimobryon	Mjøsa bør bringes tilbake til å bli Cryptomonad-kiselalgesjø (Monad-Asterionella-Cryptomonas-Rhodomonas) Spesielt er stor forekomst av mindre monader ønskelig da disse utgjør et godt næringsgrunnlag for de fleste dyreplanktonarter.
Grønnalger	Sphaerocystis schrooferi.	Sphaerocystis schrooferi, Desmidier.	
Blågrønnalger	Oscillatoria spp. Anabaena flos-aque	Ingen	
Maksimal algevolum g/m ³	3 - 5	≤ 1	
Middels algevolum (mai-okt) g/m ³	1,4 - 1,8	< 0,7	Helst i området 0,4
Tot. klorofyll a max. mg/m ³	ca. 10	2 - 3	
Middels (mai-okt.) mg/m ³	ca. 4	< 2	
Primerproduksjon:			
Årsproduksjon g C/m ² . år	80 - 100	≤ 30	Det er ønskelig at så stor del som mulig av primerproduksjonen faller på mindre algeformer som f.eks. monader,
Maks. dagsproduksjon mg C/m ² . dag	600 - 2000	≤ 300 - 350	
Dyreplankton:			
Karakteristiske arter:			
Hoppekreps	Limnocalanus macrurus, Eudiaptomus gracilis, Cyclops lacustris, Mesocyclops oithonoides.	Limnocalanus macrurus, Eudiaptomus gracilis, Heterocope appendiculata, Cyclops lacustris, Mesocyclops oithonoides.	
Vannlopper	Bosmina longispina, Daphnia galeata, D. cristata, Leptodora kindhi, Polyphemus podiculus.	Bosmina longispina, Daphnia galeata, Holopedium gibberum, Leptocora kindhi, Bythotrephes longimanus.	
Større krepsdyr	Mysis relicta	Mysis relicta	
Hjuldyr	Brachionus quadridentatus, Notholca caudata, Keratella cochlearis, Kelllicottia longispina, Asplanchna priodonta, Synchaeta pectinata, Polyarthra vulgaris, Filinia longiseta, Conochilus unicornis.	Notholca caudata, Keratella cochlearis, Kelllicottia longispina, Asplanchna priodonta, Synchaeta pectinata, Ploesoma hudsoni, Polyarthra vulgaris, Conochilus unicornis.	
Bunnfauna (profundalen):			
Karakteristiske arter:			
Større krepsdyr	Pallasea quadrispinosa	Pallasea quadrispinosa	Foruten i lokalt begrensede områder er profundalfaunaen i dag lite påvirket av forurensningsbelastning og eutrofiutvikling. En igjenkolonisasjon av mer oligotrofi-indikerende arter til de belastede områder er ønskelig. Dvs. slike områder må avlastes.
Fjærmugglarver	Heterotrissocladus subpilosus, Paracladopelma obscura, Micropectra spp.	Heterotrissocladus subpilosus, Paracladopelma obscura, Micropectra spp.	
Fåbørstemark	Stylodrilus heringianus, Pelecolex ferox.	Stylodrilus heringianus, Pelecolex ferox.	
Musslinger	Pisidium spp.	Pisidium spp.	
Fisk:			
Fangstmessig mest betydelige	Lagesild, aure, abbor	Lagesild, sik, abbor, aure, harr	Det er ønskelig at også andre arter beskattes.
Fanget kg/ha	ca. 6	ca. 5	Fangstverdiene høyst usikre og bare skjønsmessig valgt. Mer konkrete tall kan antakelig fremlegges når den fiskeribiologiske undersøkelsen er gjennomført.

Tabell 20. Forslag til normer for vannkvalitet i Mjøsas hovedvannmasser.

10. VURDERING AV REGULERINGSVIRKNINGER PÅ MJØSA

10.1 Full utbygging i Jotunheimen.

a) Er Mjøsa ren? Har Mjøsaksjonen nådd sitt mål?

Det man i første rekke mer teoretisk kan forvente ved en reduksjon av næringssalttilførselen til Mjøsa er at produksjonsvilkårene for algene forandres og som følge derav en påtakelig reduksjon av primærproduksjonen. Videre kan man forvente en artsforskyvning i algefloraen med økt innslag av mindre næringskrevende arter som f.eks. kiselalgen *Asterionella formosa*, mens arter som kiselalgen *Fragilaria crotonensis* og blågrønnalger som er mer næringskrevende, generelt sett går tilbake.

Når det gjelder algemengden (biomasse) som sådan, kan man ikke forvente noen større og umiddelbar nedgang. Rent tidsmessig vil imidlertid perioden med størst algemengde begrenses til kortere tidsrom på forsommeren hvoretter man kan forvente en suksessiv nedgang utover sensommer og høst. På sikt kan man regne med at algemengden reduseres mengdemessig, men dette vil først skje når konsentrasjonen (basisinnholdet) av nærings-salter, spesielt fosfor, minsker i Mjøsas hovedvannmasser. Dette er en prosess som tar lang tid samt krever en betydelig reduksjon av nærings-salttilførselen.

Nevnte betraktninger og forløp tar utgangspunkt i at den kontinuerlige næringssalttilførselen bl.a. via utslipp av kloakkvann fra byer og tettsteder har og har hatt stor betydning for tilstanden i Mjøsas frie vannmasser. Fig. 92 viser algesituasjonen i Mjøsa sammenlignet med forholdene i andre store innsjøer på Østlandet.

Som dokumentert i denne og tidligere rapporter fra Mjøsundersøkelsen, stemmer den utvikling som har funnet sted i Mjøsa i de senere år, meget vel med de mer teoretiske betraktninger som det er gjort rede for ovenfor. Dette viser således at reduksjon av næringssalttilførsel har stor betydning for forurensningssituasjonen i en innsjø. Imidlertid må man ta de klimatiske forhold i betraktning og spesielt poengtere at somrene de senere år har vært kalde, vindfulle og til dels nedbørrike. I 1979 var f.eks. vannføringen i Gudbrandsdalslågen ca. 30% høyere enn i tidligere år. Den største algemengde har forekommet i spesielt tørre og varme

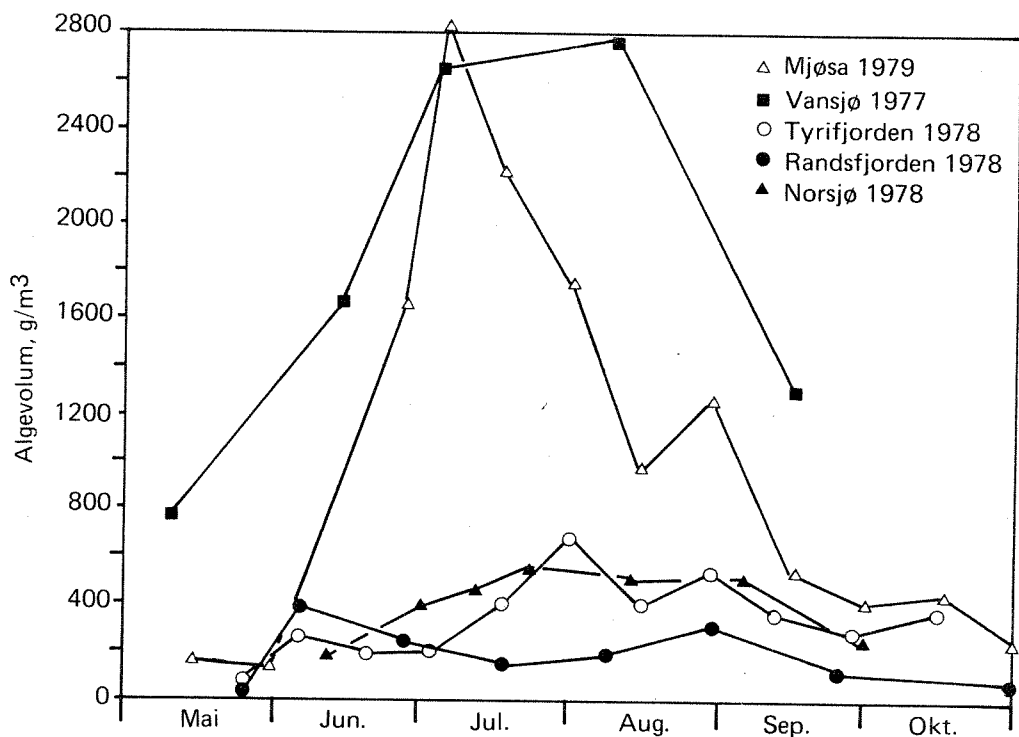


Fig. 92. Planteplanktonvolum i noen øst-norske vannforekomster.

sommer. Den innvirkning en kald og nedbørrik sommer kan forventes å ha, er at algeproduksjonen reduseres og at mer kaltvannstolerante arter dominerer. Her kan f.eks. kiselalgen *Asterionella formosa* nevnes. Denne alge får formodentlig større konkurransekraft i forhold til *Fragilaria crotonensis* og blågrønnalger ved lav vanntemperatur. Det kan nevnes at temperaturen i Mjøsas sentrale deler ikke oversteg 15°C sommeren 1979. Reduksjonen av næringssalter såvel som klimatisk sett en for algene "dårlig" sommer, gir det samme hovedmønsteret. Man må derfor anta at de klare forbedringer i Mjøsa som har kunnet spores i de siste tre år, er en kombinasjonseffekt av de klimatiske forhold såvel som redusert næringssalttilførsel og da særlig fosfor. Det er derfor i dag umulig å få full forståelse for hvor stor betydning de gjennomførte forurensningsbegrensende tiltak har hatt for tilstanden i Mjøsa. Flere på hverandre følgende varme somrer vil gi et mer nyansert bilde av forholdene.

Inntil en forbedring i Mjøsa, som resultat av de forurensningsbegrensende tiltak som er utført og som fortsatt utføres, mer inngående kan dokumenteres, står den konklusjon som tidligere er gitt angående vannføringen i Gudbrandsdalslågen (NIVA-rapport 1975) fortsatt ved makt. Utviklingen i Mjøsa etter at denne konklusjon ble gitt (okt. 1975) har ytterligere aktualisert dette standpunkt ikke minst hva innflytelse av vannføringen i Gudbrandsdalslågen angår. Det kan bemerkes at selv om de tiltak som hittil er gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen, synes å ha medført visse forbedringer med hensyn til forurensningssituasjonen i Mjøsa, er dette ennå ikke klart dokumentert, og innsjøen er i dag fortsatt betydelig forurenset. Videre er selve Mjøsaksjonen ennå ikke avsluttet, og det er først når dette arbeidet er ferdig man har større mulighet for mer konkret å vurdere hvilken effekt som er oppnådd og om denne står i relasjon til de forventninger man i dag har til disse tiltak. Det skal her poengteres at det bare er innsamlet data (kjemisk-biologisk) fra Mjøsa som kan gi et konkret svar på dette, dvs. det er Mjøsa selv som må gi svar på hva som er oppnådd. Hvilke måledata som er ønskelige og som man håper å kunne finne i fremtiden, er i Mjøsprosjektets fremdriftsrapport nr. 7 (Undersøkelser i 1976) fremsatt som forslag til normer for vannkvaliteten i Mjøsas hovedvannmasser (se kap. 9 i denne rapport). Disse normer viser også hva som menes med en klar dokumentasjon av at forurensningssituasjonen forbedres.

Endelig er det grunn til å poengtere at resultatet av Mjøsaksjonen, dvs. i hvor stor grad denne vil forbedre forurensningssituasjonen i Mjøsa, står helt sentralt når det gjelder å kunne vurdere miljøeffektene for bl.a. Mjøsa ved eventuelle reguleringsinngrep som medfører forandringer av vannføringen i Gudbrandsdalsvassdraget. Som det fremgår av det som er sagt ovenfor, er det i dag for tidlig å foreta denne vurdering.

b) Betydningen av vannføringen i Gudbrandsdalslågen
for forurensningssituasjonen i Mjøsa.

Full utbygging av Jotunheimen vil ifølge Statskraftverkene medføre at den midlere sommervannføringen (1/5 - 30/9) ved Losna avtar fra $451 \text{ m}^3/\text{s}$ i dag til $351 \text{ m}^3/\text{s}$ etter en eventuell full utbygging, mens midlere vintervann-

føring (1/10 - 30/4) øker fra 104 m³/s til 176 m³/s. Den naturlige eller opprinnelige midlere vannføring samme sted er oppgitt til 509 m³/s om sommeren og 64 m³/s om vinteren. Simulerte vannføringsvariasjoner over året (fig. 93) er redegjort for i NIVA-rapport 1975 hvor vannføringens betydning for næringssaltkonsentrasjonen og algevekst i Mjøsa også er diskutert. Resultatene fra de senere års undersøkelser bekrefter vannføringens betydning ytterligere. Dette er det redegjort for i flere årsrapporter fra Mjøsuundersøkelsen. Dessuten blir dette problem diskutert i hovedrapporten fra Mjøsuundersøkelsene 1971-1976 (NIVA 1979). I denne rapport som beskriver situasjonen for alle observasjonsår, er en ytterligere dokumentasjon på bl.a. stoff- og algekonsentrasjonens avhengighet av vannføringen i Gudbrandsdalslågen.

Om sommeren er Mjøsa teoretisk sjiktet med varmere vann ned til 10-15 meters dyp (NIVA 1975/79) (epilimnion) og kaldere vann i dypet (hypolimnion). Overflatetemperaturen når om sommeren 15-20°C. På grunn av temperaturforholdene foregår gjennomstrømningen om sommeren stort sett i overflatelagene (Iskontoret, NVE 1978, VHL 1978, NIVA 1979), og det er derfor disse vannmasser som i det vesentligste blir skiftet ut med smeltvann fra høyfjellsområdene (Otta-Lågen-flommen).

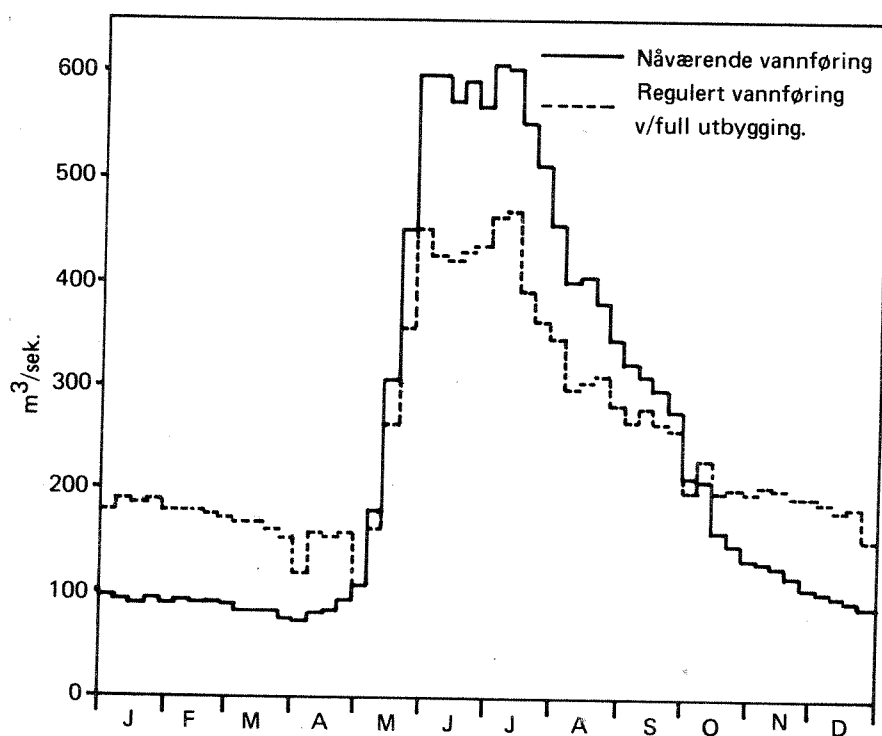


Fig. 93.
Midlere vannføring
(ukemiddel) i
Gudbrandsdalslågen
v/Fåberg

Teoretisk sett blir overflatevannmassene i Mjøsa skiftet ut omkring to ganger i løpet av en sommerperiode (mai-sept.) (NIVA 1979). Vind- og strømforhold vil selvfølgelig i noen grad modifisere dette forhold. Om vinteren ligger det kaldeste og dermed det letteste vannet ($0-1^{\circ}\text{C}$) øverst (vann er tyngst ved ca. 4°C), og gjennomstrømmningen av kalt ellevann vil følgelig i hovedsak foregå i de øverste vannmasser på denne tid.

Som det går frem av observasjonsmaterialet øker overflatelagens konsentrasjon av en del kjemiske komponenter f.eks. fosfor, utover sommeren og det til tross for at den generelle saltkonsentrasjonen representert ved vannets konduktivitet i disse lag avtar (se kap. 7.4 i denne rapport samt NIVA 1979). Mjøsa kan sommerstid på grunn av sjiktningen betraktes som en grunn innsjø med bunn i ca. 15 meters dybde hvor sprangsjiktet opptrer som en sperre mellom det kalde dypvannet og noe varmere vann i de øverste lag. På grunn av vind og bølgebevegelse (indre bølger) er det dog en viss utveksling av vann (og stoffer) mellom hypo- og epilimnion (Holtan 1977). Forurensningene fra bebyggelse, industri og landbruk tilføres imidlertid overflatelagene og bidrar derved i første rekke til å øke konsentrasjonen der. I denne sammenheng er det også grunn til å nevne oppfyllingen av Mjøsmagasinet (3,61 m) som bidrar til å holde forurensningsstoffer tilbake i Mjøsa på vår - forsommer. Tilførsel av smeltevann fra fjellområdene utover sommeren vil på grunn av vannets temperatur også blande seg inn i vannmassene over sprangsjiktet. Dette kommer til uttrykk ved at konduktiviteten i overflatelagene avtar etter hvert som det saltfattige smeltevannet som tilføres via Gudbrandsdalslågen, gjør seg gjeldende (NIVA 1979). Vannet som tilføres som følge av sne- og ismeltingen i høyfjellet, bidrar altså til å fortynne stoffkonsentrasjonen (også næringssalter) i overflatelagene, samtidig som det øker transporten av slike stoffer samt alger ut av Mjøsa fra overflatelagene. Både fortynningen og flomtoppenes betydning utover sommeren er klart dokumentert ved det foreliggende observasjonsmateriale. Den betydning varierende sommervannføring i Gudbrandsdalslågen har for algeveksten i de forskjellige områder av Mjøsa er videre dokumentert gjennom de innsamlede data om algeproduksjon (primærproduksjon) og algemengde (kap. 7.7-7.9). Dette blir spesielt fremhevet ved de lave produksjonstall og algemengder i de nordlige deler av Mjøsa sommeren 1979, da vannføringen i Gudbrandsdalslågen var meget stor sammenlignet med tidligere år.

Variasjoner i Gudbrandsdalslågens vannføring kan også virke inn på algenes artssammensetning utover sommeren, idet tilførselen av silisium til overflatelagene (produksjonssonen) øker med økende vannføring. Som det er redegjort for i tidligere rapporter (NIVA 1979), kan lavt silisiuminnhold begrense veksten av kiselalger med den følge at f.eks. forekomsten av blågrønnalger øker (Holtan 1979). Dette kan være medvirkende årsak til at blågrønnalgeforekomsten var meget liten i 1979 da sommervannføringen i Gudbrandsdalslågen var spesielt stor. Reduserte fosforkonsentrasjoner og lav vanntemperatur vil også kunne innvirke på algenes arts-sammensetning.

I appendiks 1 er det gjort forsøk på å modellere algeveksten i Mjøsa som funksjon av vann- og fosfortilførsel til innsjøens overflatelag (fortynningsmodell). Selv om man skal være meget forsiktig med å trekke for vidtgående konklusjoner ut fra denne type modeller hvor bl.a. de klimatiske faktorer ikke inngår, er de likevel til hjelp ved vurderinger av hvilken betydning redusert vannføring i Gudbrandsdalslågen har for algeveksten i Mjøsa mer kvantitativt sett. Modellen som er testet mot algeveksten i Mjøsa i 1977 og 1979, gir visse begreper om hvilken størrelsesorden en viss vannføringsendring representerer i form av endret algevekst. Med støtte i disse modellbetraktninger er det således grunn til å anta at full utbygging av Jotunheimen kan resultere i en økt algevekst i Mjøsa på 15-30%. Resultatene er imidlertid avhengige av hvilken tid på sommeren det gjelder, hvilket vannføringsnivå man har i Gudbrandsdalslågen osv. Rent praktisk vil dette si at en full utbygging av Jotunheimen må kompenseres med økt effektivitet på de forurensningsbegrensende tiltak, hva fosforredusjon angår med 15-25%, hvis målet er å opprettholde en tilsvarende algevekst i Mjøsa etter reguleringen som den man hadde før. På samme måte er det ut fra modellbetraktningene grunn til å anta at de nåværende eller eksisterende reguleringer i Gudbrandsdalsvassdraget har bidratt til å øke algeveksten i Mjøsa med 10-20%.

Et reguleringsinngrep i Jotunheimen som berører dreneringsvassdragene fra isbreområdene, vil som det ble diskutert i NIVA 1975, også innvirke på Gudbrandsdalslågens transport av breslam (erosjonsprodukter). I perioder når partikkeltransporten er stor, kan den virke inn på lysforholdene og dermed på algeproduksjonen i innsjøen. Breslampartiklene kan også tjene som adsorpsjonskjerner for bl.a. løst fosfor. Det er først og fremst de nordlige områder som blir berørt av denne effekt.

c) Betydningen av magasintappig i tidsperioden august - desember.

Som observasjonsmaterialet viser, foreligger de største algeforekomster på for- eller høysommeren, hvorpå mengdene avtar. Det samme er tilfelle med algeproduksjonen (primærproduksjonen). Bare i 1975 og 1976 da blågrønnalgene hadde stor forekomst, var det betydelig algevekst og algemengder i overlatelagene også utover sensommeren og tidlig på høsten. På bakgrunn av disse kjennsgjerninger er det meget viktig at vannføringen i Gudbrandsdalslågen er høy med flere flomtopper på for- og høysommeren. Selv om høy vannføring i august - september selvfølgelig også er gunstig for reduksjon av algeveksten bl.a. med hensyn til tilførsel av silisium, synes det som om dette tross alt normalt er av mindre betydning i forhold til høy vannføring tidligere på sommeren. I perioden oktober-desember er høy vannføring i Gudbrandsdalslågen av mindre interesse hva algeveksten i Mjøsa angår.

d) Reguleringens betydning for vanntemperaturen i Gudbrandsdalslågen og dens innflytelse på forholdene i Mjøsa.

Temperatursituasjonen i Gudbrandsdalslågen og Mjøsa, som en følge av en eventuell full utbygging av Jotunheimen, er behandlet og vurdert i en rekke rapporter bl.a. NIVA 1975, Iskontoret NVE 1978 og VHL 1979. Videre er temperaturens innflytelse på algeveksten i Mjøsa generelt behandlet i flere NIVA-rapporter, bl.a. i NIVA 1975 (om Jotunheimreguleringen).

Ved vurdering av reguleringsinngrepets innflytelse på temperaturen og algeveksten i Mjøsa, har det liten hensikt å studere innflytelsen av små endringer/variasjoner i tilløpsvannets temperatur alene uten å ta hensyn til eventuelle endringer i elvens vannføring. Den tilførte vannmengde vil nemlig være avgjørende både med hensyn til tilført varmemengde via Lågen, fortynning og de hydrauliske forhold i Mjøsa. Når det gjelder temperaturforholdene i Mjøsa er varmeutvekslingen med atmosfæren den dominerende faktor. Dette er diskutert både i NIVA 1975 og VHL 1978 som antyder at den atmosfæriske varmeutveksling utgjør 70% av den totale varmeutveksling på årsbasis, mens Lågen/Gausa utgjør 10%. Av dette går det frem at eventuelle små endringer i vannets temperatur i Gudbrandsdalslågen har som sådan betraktet liten betydning, men derimot vil størrelsen av de tilførte vannmengder og deres temperatur i forhold til overflatetemperaturen i Mjøsa være avgjørende. Da disse forhold både gjennom målinger og modellbetraktninger er behandlet i ovenfornevnte rapporter, har det liten hensikt å diskutere disse forhold ytterligere her. Det skal imidlertid påpekes at eventuelle temperaturendringer som sådanne i Gudbrandsdalslågens vannmasser, kan ha stor betydning for organismelivet innbefattet fisk i dette vassdrag - noe som eventuelt må behandles av fiskeribiologer.

10.2 Alternativ: 1. byggetrinn.

Med bakgrunn i observasjonsresultater gjennom 8 år, er det klart dokumentert at vannføringen i Gudbrandsdalslågen, med flere flomtopper utover sommeren, i vesentlig grad reduserer algeveksten i Mjøsa. Det er grunn til å anta at full utbygging av Jotunheimen vil kunne øke algeveksten i Mjøsa med 15-30%. Disse antakelser støttes av matematiske modellbetraktninger (Appendiks 1). Videre er det grunn til å anta at den nåværende regulering i Gudbrandsdalsvassdraget er med og stimulerer algeveksten i Mjøsa tilsvarende en økning i mengden på 10-20%. Reguleringen av selve Mjøsa har også bidratt til å øke algeveksten i noen grad. Dette har i første rekke sammenheng med at oppfyllingen av Mjøsmagasinet foregår når forurensningskonsentrasjonene i avrenningsvannet fra jordbruksområder er størst.

1. byggetrinn vil ifølge Statskraftverkene ikke i vesentlig grad redusere sommervannføringen i Gudbrandsdalslågen. Det angis at reduksjonen i middel kan dreie seg om ca. $10 \text{ m}^3/\text{s}$ og at man i henhold til simuleringsresultater i perioder kan regne med en vannføringsreduksjon på bortimot $100 \text{ m}^3/\text{s}$ særlig under flomperioder.

Ved at Leira overføres til Høydalsvatn kan man ikke, slik Statskraftverkene forutsetter, se bort fra reduksjon i vassdragets transport av breslam. Som følge av vind, strøm og bølgebevegelser er det grunn til å forvente at store mengder partikulært materiale som tilføres via overføringstunnelen, vil bli holdt tilbake i Høydalsvatn. Selv om vannmengdene som tilføres kraftverket også vil være breslambelastet, vil redusert breslamtransport uansett drift av kraftverket, måtte få følger for vannkvaliteten nedover Gudbrandsdalsvassdraget med Mjøsa.

Som det går frem av det som er sagt ovenfor, vil enhver reduksjon av sommervannføringen og følgelig også av slamtransporten, virke uheldig med hensyn til algeveksten i Mjøsa. Ved små vannføringsendringer er det selvfølgelig vanskelig å kvantifisere denne effekt. Den største usikkerheten knytter seg til en eventuell regulering av Bøvra. Dette gjelder såvel endring av vannføring som endring av breslamtransport.

Vi vil derfor anbefale at man vurderer å holde denne elv utenfor reguleringsplanene foreløpig. I alle fall bør det bringes større klarhet i hvordan breslamtransporten vil endre seg både i reguleringsmagasinene og i vassdraget forøvrig.

b) Betydningen av uttapping av 50 mill. m³ i løpet av sommer- og høstmånedene.

Betydningen av magasintapping i sommer- og høstmånedene ble diskutert under punkt 1 c. Prinsippielt gjelder det som der er sagt for enhver magasintapping, stor som liten.

Ved en jevn uttapping av 50 mill. m³, vil dette resultere i en midlere vannføringsøkning på:

ved uttapping i løpet av 30 dager:	19,3 m ³ /s
ved uttapping i løpet av 60 dager:	9,6 "
ved uttapping i løpet av 90 dager:	6,4 "
ved uttapping i løpet av 120 dager:	4,8 "

I henhold til det som er sagt ovenfor vil det kunne ha visse fordeler for algeveksten i Mjøsa om vannføringen kunne økes noe i august-september, særlig hvis dette kunne skje i form av flomtopper. Videre utover høsten vil en vannføringsøkning ha liten interesse i forurensningssammenheng. For Mjøsa er det imidlertid som tidligere nevnt av størst interesse at vannføring og slamtransport er så stor som mulig på for- og høysommer, og en reduksjon av vannføringer i denne tidsperiode er derfor ikke ønskelig.

LITTERATURLISTE

- Bekken, T., Fjellheim, A., Larsen, R., og Otto, C. 1979 :
Inn- og utførelse av organisk materiale til terskelbassenget ved
Ekse, Eksingedalen.
Terskelprosjektet, Innformasjon nr. 10. NVE - Vassdragsdirektoratet.
- Berge, F., 1973 : En undersøkelse bassert på fosile diatomeer i en sedi-
mentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet.
Delrapport nr. 1. 31 pp.
- Braarud, T., Føyn, B. og Gran, H.H. 1928 : Biologische untersuchungen in
einigen Seen des östlichen Norweges, August-September 1927 Arch.
Det norske Vidensk.-Akad., Oslo I. Matem. Nat.v.sk. kl., nr. 2: 1-37.
- Holtan 1978 : Eutrophication of Lake Mjøsa in relation to the pollutional
load.
Verh. Internat. Verein Limnol. 20 pp. 734-742.
- Holtan 1979 : The Lake Mjøsa Story.
Arch. Hydrobiol. Beih. 13 pp. 242-258.
- Huitfeldt-Kaas, H., 1906 : Planktonundersøkelse i Norske Vande,
Christiania 1906.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1916 : Mjøsens fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske
Videnskabers Selskabs Skrifter. Nr. 2.
- Huitfeldt-Kaas, H., 1946. The plankton in Mjøsa. Nytt Mag. Naturvid.
85 : 161-221.
- NIVA 1975 : Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser
i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975.
A : Resultater og vurderinger. NIVA-rapport 0-151/73. (389 sider).
- NIVA 1977 : Teoretisk beregning av forurensningstilførsler til Mjøsa og
Vormå.
NIVA-rapport 0-91/69, datert 13/6-1977. (75 sider).

- NIVA 1978 : Oversikt over fosfortilførsler til innsjøer.
NIVA-rapport O-92/78. (51 sider).
- NIVA 1979 : Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976.
NIVA-rapport O-69091.
- NVE 1973 : Isforhold i Otta og Lågen. Rapport nr. 3/1973.
Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, Oslo.
- NVE 1978 : Temperaturforhold i Mjøsa 1974-1977. Foreløbig utgave.
Bind 1 - Tekstbind.
- NVE 1978 : Temperaturforhold i Mjøsa 1974-1977. Foreløbig utgave.
Bind 2 - Databind.
- Rawson, 1976 : Sjöar under påverkand. Statens Naturvårdsverk.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979 : Telemarkvassdraget.
Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979.
NIVA-rapport O-70112.
- Roth, 1969 : Das Weissfischproblem in der Schweiz.
Der Fischereiinspektion in der Schweiz, Rapport nr. 26.
- Tjomsland, T. 1978 : Simulering av strømminger i Mjøsa, med en
tredimensjonal matematisk modell.
Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- VHL 1978 : Hydrofysiske undersøkelser i Mjøsa. Vassdrags- og havne-
laboratoriet, Trondheim. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Vollenweider, R.A. 1976 : Advances in defining critical loading levels
for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.
33 : 53-83.

APPENDIX.

APPENDIKS

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
Al. REGULERINGENS INNVIRKNING PÅ MJØSA - MODELLBETRAKTNINGER	II
Al.1 Full utbygging	II
Al.1.1 Vannføringer i Lågen ved VM 412 LOSNA	II
Al.1.2 Biologiske endringer - Modellbetraktninger	VI

FIGURFORTEGNELSE

Al.1-1 Karakteristiske vannføringer ved nåværende avløpsforhold	II
Al.1-2 Karakteristiske vannføringer ved naturlige avløpsforhold	III
Al.1-3 Karakteristiske vannføringer ved full regulering av Jotunheimen	IV
Al.1-4 Observert (Skreia) og simulert algevekst i 1977 og 1979	V
Al.1-5 Vannføringer ved Losna 1977 og 1979	V
Al.1-6 Algevekst ved nåværende vannføringer - 230 tonn fosfor pr. år	VII
Al.1-7 Algevekst ved nåværende (tykk strek) og naturlig (tynn strek) vannføring og belastning på 230 tonn fosfor pr. år	VIII
Al.1-8 Algevekst ved nåværende vannføringer med og uten regulering av Mjøsa - belastning 230 tonn fosfor pr. år	IX
Al.1-9 Algevekst ved nåværende og regulerte vannføringer - belastning 230 tonn fosfor pr. år	X
Al.1-10 Algevekst ved nåværende vannføringer - belastning 170 tonn fosfor pr. år	XI
Al.1-11 Algevekst ved regulerte vannføringer - belastning 170 tonn fosfor pr. år	XI
Al.1-12 Algevekst ved nåværende vannføringer - belastning 140 tonn fosfor pr. år	XII
Al.1-13 Algevekst ved regulerte vannføringer - belastning 140 tonn fosfor pr. år	XIII

A1. REGULERINGENS INNVIRKNING PÅ MJØSA - MODELLBETRAKTNINGER

A1.1 Full utbygging

Skisse over reguleringsinngrepene er vist på fig. 1 og 2.

A1.1.1 Vannføringer i Lågen ved VM 412 LOSNA

Karakteristiske vannføringer i perioden 1921-1950 er vist på fig. A1.1-1. I den kommende teksten blir disse vannføringene referert til som nåværende vannføringer.

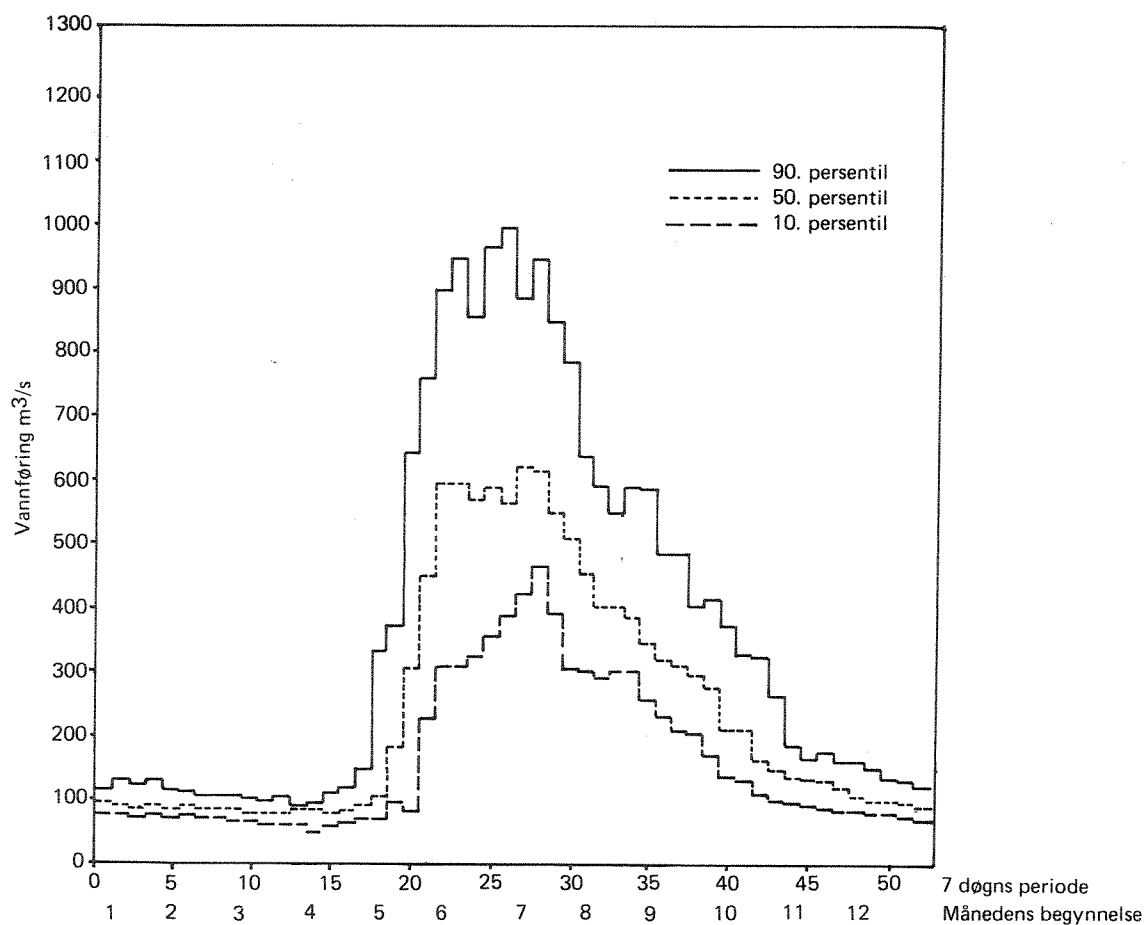


Fig. A1.1-1. Karakteristiske vannføringer ved nåværende avløpsforhold.

Høye vannføringer fant sted i tilknytning til snø- og bresmeltingen i sommerhalvåret. Maksimalvannføringen (10. og 90. persentil) varierte mellom ca. 450 og 1000 m³/s. I vinterhalvåret var vannføringene lave. Karakteristiske verdier var mellom 50 og 150 m³/s.

Gudbrandsdalsvassdraget er i dag regulert. De naturlige vannføringene (uregulerte) er her representert med perioden 1905-1925 (fig. Al.1-2).

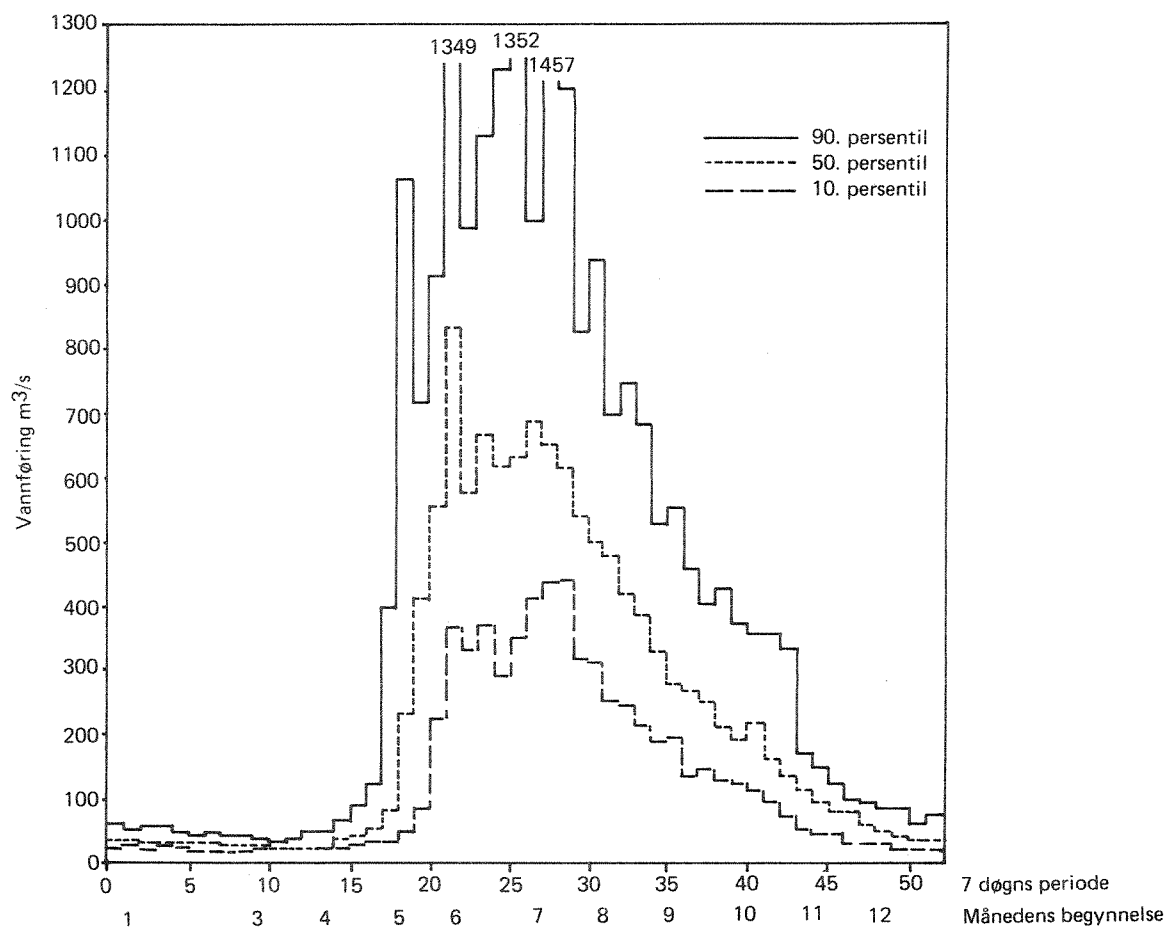


Fig. Al.1-2. Karakteristiske vannføringer ved naturlige avløpsforhold.

De naturlige vannføringene var høyere enn de nåværende i flomperiodene. Maksimalvannføringene (10. og 90. persentil) varierte mellom $450 \text{ m}^3/\text{s}$ og $1450 \text{ m}^3/\text{s}$. Om vinteren var karakteristiske lavvannføringer mellom 20 og $75 \text{ m}^3/\text{s}$.

Karakteristiske vannføringer ved de nåværende planene for full utbygging av Jotunheimen i perioden 1921-1950 er vist på fig. A1.1-3.

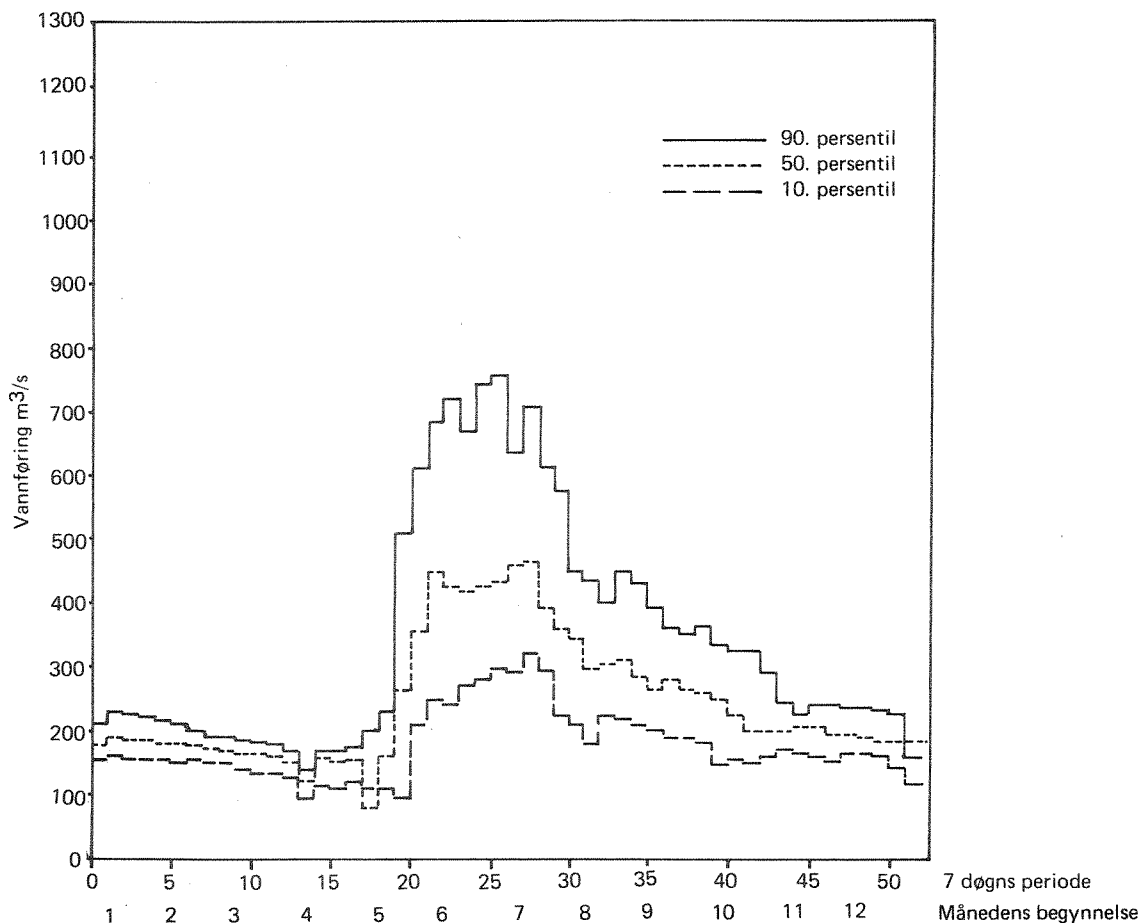


Fig. A1.1-3. Karakteristiske vannføringer ved full regulering av Jotunheimen.

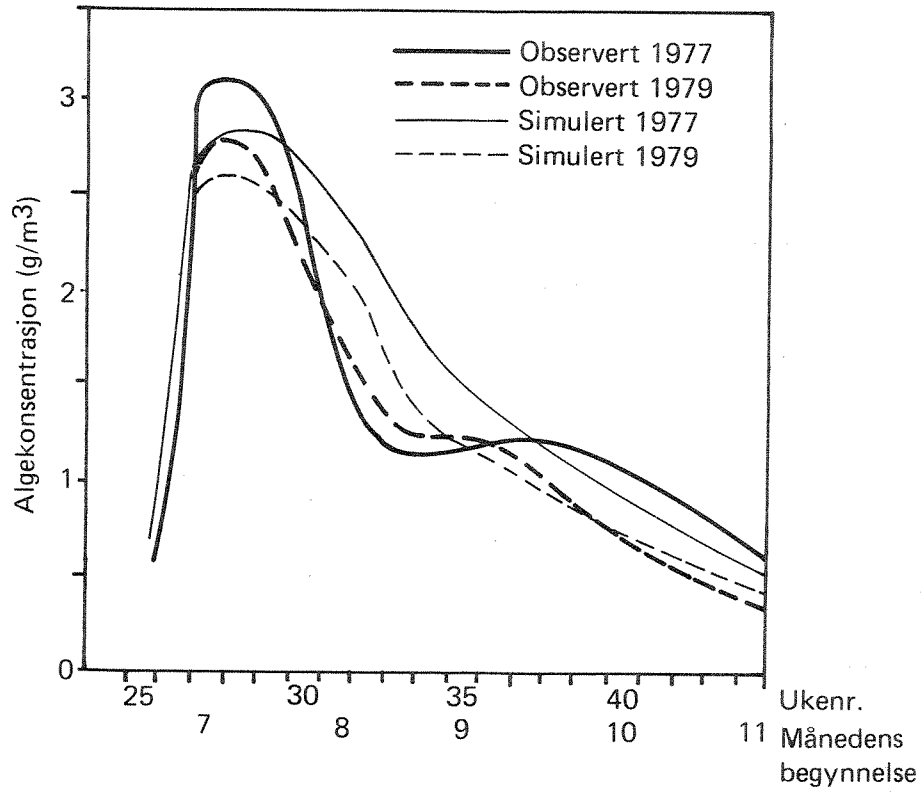


Fig. Al.1-4. Observert (Skreia) og simulert algevekst i 1977 og 1979.

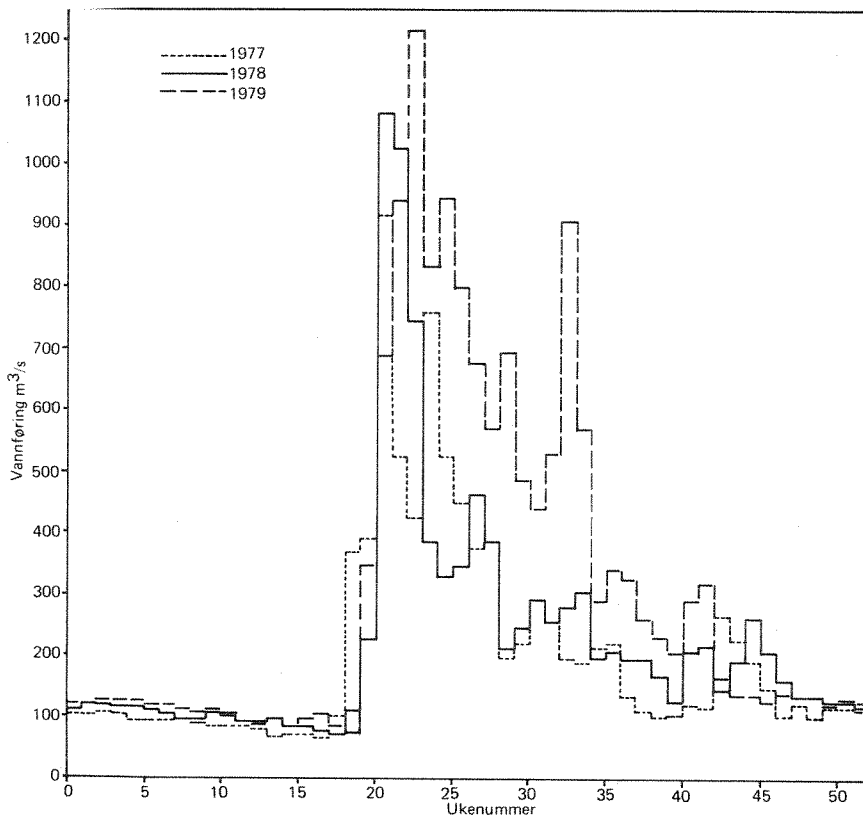


Fig. Al.1-5. Vannføringer ved Losna 1977, 1978 og 1979.

Maksimalflomvannføring (10. og 90. persentil) var mellom 300 og 750 m³/s. Karakteristiske lavvannføringer om vinteren var mellom 100 og 250 m³/s. De regulerte vannføringene var høyere enn de nåværende i midten av oktober til i begynnelsen av mai. Resten av året førte reguleringen til reduserte vannføringer.

Al.1.2 Biologiske endringer - Modellbetraktninger

Matematisk modell

For om mulig å få en viss forståelse av den kvantitative betydningen av regulering og rensetiltak for algeveksten i Mjøsa, er det anvendt en matematisk modell som hjelpemiddel.

Modellen er basert på et fosforbudsjett for epilimnion. Budsjettet omfatter fosfortilførsler via elver og punktutslipp, utveksling med hypolimnion, resuspensjon fra sedimentene, sedimentasjon samt mineralisering på grunn av alger.

Algeveksten ble antatt kun å avhenge av tilgjengelig fosfor (PO₄) i de øverste 10 metrene. Algemengden ble redusert ved transport gjennom utløpet og ved sedimentasjon. Planteplanktonets omsetning, beiting o.l. i selve vannmassene er det således ikke tatt hensyn til. Likeledes er temperatur og lysforhold ikke tatt hensyn til.

Resultater

Modellen beregnet midlere algekonsentrasjon i hele Mjøsa i de 10 øverste metrene. Observasjoner viser at det er store regionale forskjeller fra nord til syd. Vi har valgt å sammenlikne modellresultatene med observasjoner i de sentrale deler av Mjøsa (Skreia). Denne stasjonen synes i størst grad å representere hele innsjøen.

Modellen ble testet mot observasjoner for årene 1977 og 1979. Resultatene viste rimelig god overensstemmelse med virkeligheten (fig. Al.1-4). Tilførslene var omtrent de samme i de to årene. Forskjell i algevekst skyldes trolig avvikende vannføringer (fig. Al.1-5). Det synes derfor som om modellen tar hensyn til de viktigste årsakene til algeveksten i Mjøsa.

Vi tar utgangspunkt i tilførslene i 1977 på ca. 230 tonn totalfosfor pr. år. I følge analyseresultatene er ca. halvparten av dette tilgjengelig for algene i form av ortofosfat. Tilførslene ble fordelt over året i overensstemmelse med observasjoner.

Algeveksten ble simulert ved 90., 50. og 10. persentil av vannføringen i Lågen ved Losna (A1.1-1). Resultatene er vist på fig. A1.1-6.

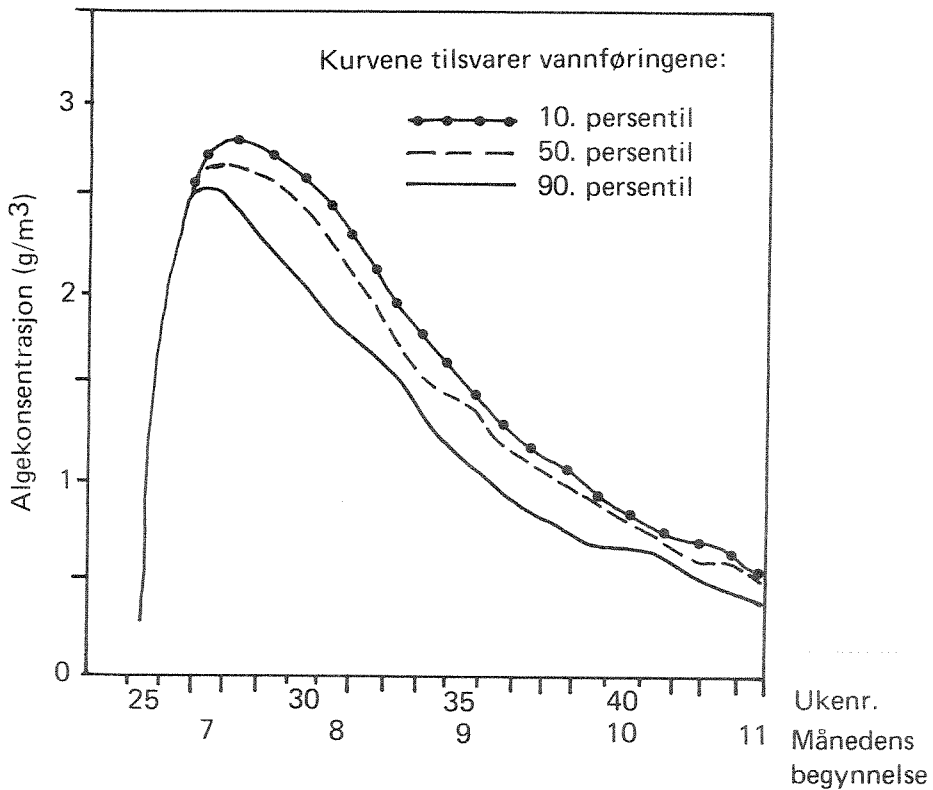


Fig. A1.1-6. Algevekst ved nåværende vannføringer - 230 tonn fosfor pr. år.

Algeveksten økte med avtagende vannføringer. Forskjellen i maksimal algekonsentrasjon tilsvarende 10. og 90. persentil av vannføringene var ca. $0,2 \text{ g/m}^3$. Utover sommeren (juli, august og september) varierte dette avviket mellom $0,4$ og $0,7 \text{ g/m}^3$. Det synes derfor som om endret vannføring får størst betydning ut over sommeren etter at maksimal algekonsentrasjon er nådd.

I 1977, da vannføringene var lave, tilsvarte algekonsentrasjonen omtrent situasjonen ved 10. persentil av midlere nåværende vannføring (se fig. Al.1-4,6). Det vil si at slike algekonsentrasjoner må forventes å opp-
tre ca. hvert 10. år forutsatt tilsvarende fosfortilførsler. I 1979 da vannføringene var høye, tilsvarte algeveksten omtrent situasjonen et sted mellom median og 90. persentil av vannføringene.

Gudbrandsdalsvassdraget er i dag regulert. Vannføringene før reguleringen (fig. Al.1-2) ble benyttet som input i modellen. Fosfortilførslene ble antatt å være som i 1977.

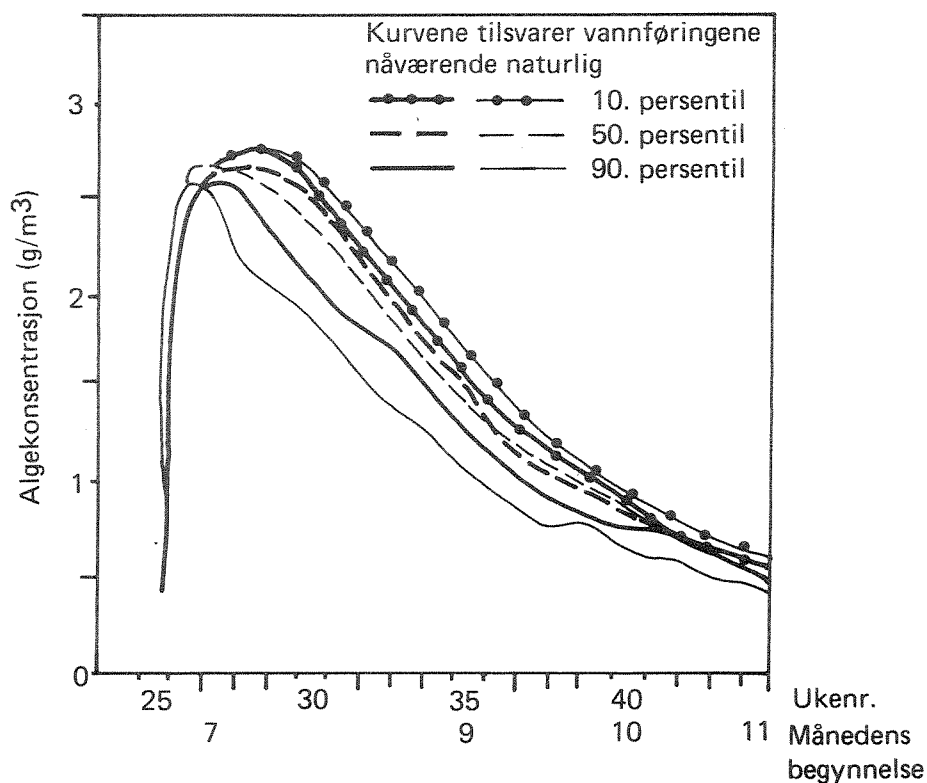


Fig. Al.1-7. Algevekst ved nåværende (tykk strek) og naturlig (tynn strek) vannføring og belastning på 230 tonn fosfor pr. år.

I et median eller et vannfattig år er det ikke særlig forskjell i algeveksten mellom naturlige og nåværende vannføringer. Reguleringsinngrep har særlig redusert de høyeste vannføringene. Dette medvirker til økt algevekst i slike situasjoner (fig. A1.1-7).

De største fosfortilførslene til Mjøsa skjer om våren i tilknytning til snøsmelteflommen i nærområdene. På grunn av at Mjøsa i denne perioden demmes opp (fig. 28, side 62) blir en større del av tilførslene lagret i innsjøen enn ved naturlig avløp. Et overslag antyder at oppdemningen kan føre til en konsentrasjonsøkning på ca. 0,5 $\mu\text{g P/l}$ ved vekstssesongens start. I så fall antyder modellresultatene på fig. A1.1-8 algenes respons på denne oppdemningen.

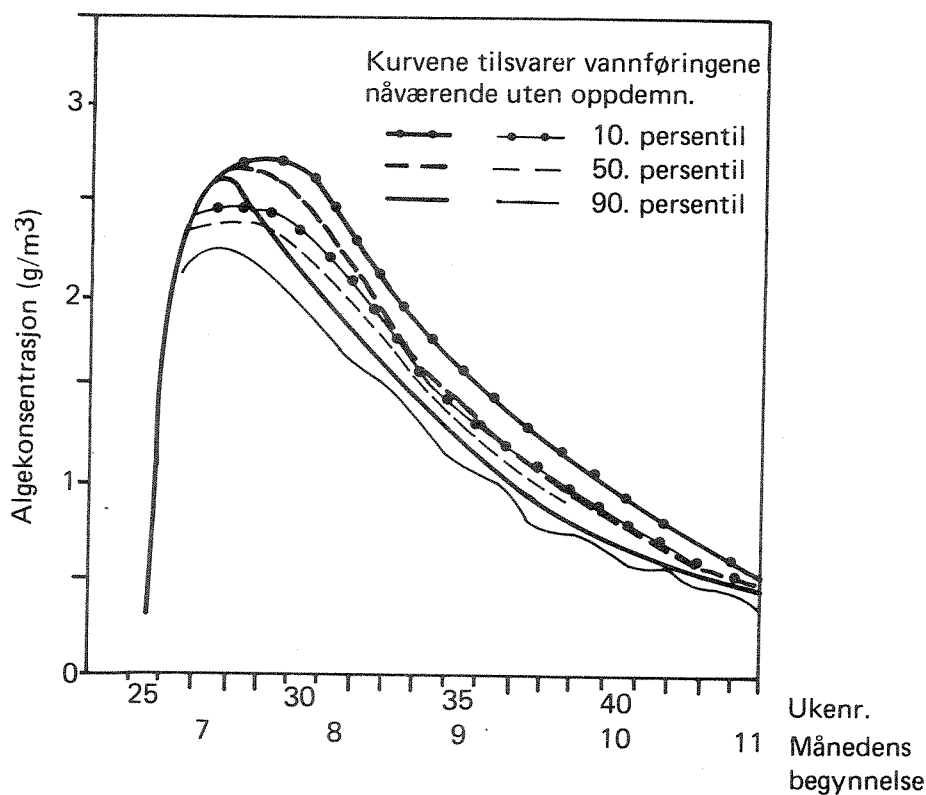


Fig. A1.1-8. Algevekst ved nåværende vannføringer med og uten regulering av Mjøsa - belastning 230 tonn fosfor pr. år.

Ifølge simuleringen ble maksimal algekonsentrasjon økt med ca. 0,3 g/m^3 . Forskjellene avtok utover sommeren og høsten. Her er det ikke tatt hensyn til eventuell utvasking fra strandområdene.

Effekten av den planlagte fullreguleringen av Jotunheimen, slik modellen viser den, går frem av fig. Al.1-9. De regulerte vannføringene er vist på fig. Al.1-3.

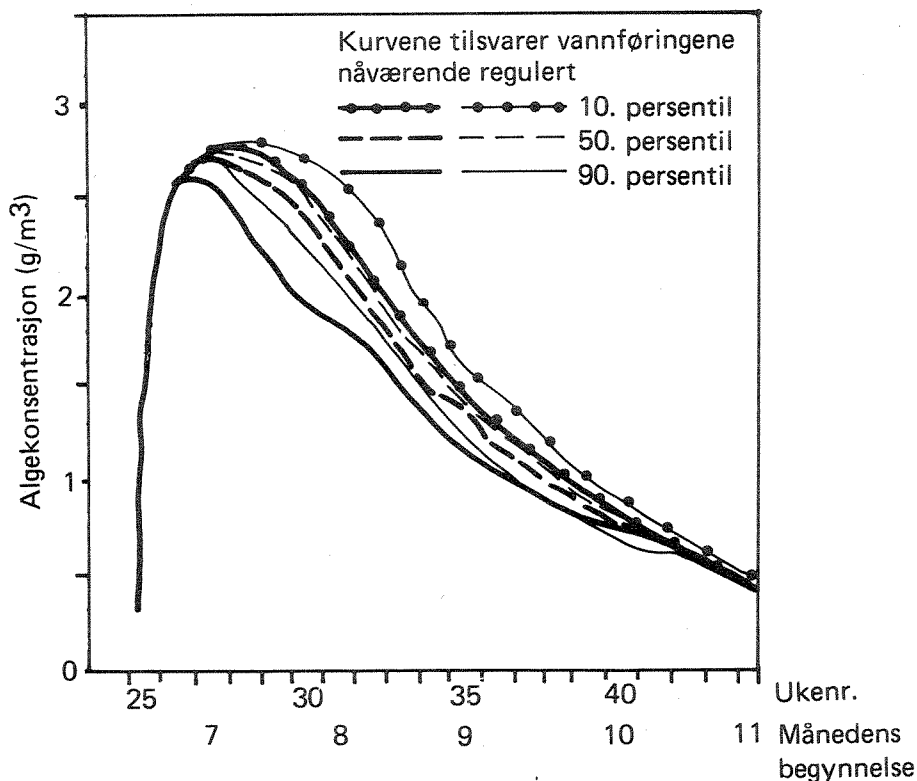


Fig. Al.1-9. Algevekst ved nåværende og regulerte vannføringer
- belastning 230 tonn fosfor pr. år.

I ugunstige år (10. persentil) førte reguleringen til en økning i algekonsentrasjonene på opptil $0,4 \text{ g/m}^3$. Ved høye vannføringer (90. persentil) førte reguleringen til en økning på ca. $0,4 \text{ g/m}^3$ i juli og august. Algeveksten tilsvarende median (50. persentil) vannføring etter regulering tilsvarte omtrent 10. persentilen av de nåværende vannføringene.

Ved rensetiltak i Mjøsområdene var det i første omgang satt som mål å redusere fosfortilførslene til 175 tonn pr. år.

Fig. Al.1-10 viser simulerte algekonsentrasjoner for de nåværende vannføringer ved å redusere tilførslene i overensstemmelse med dette målet.

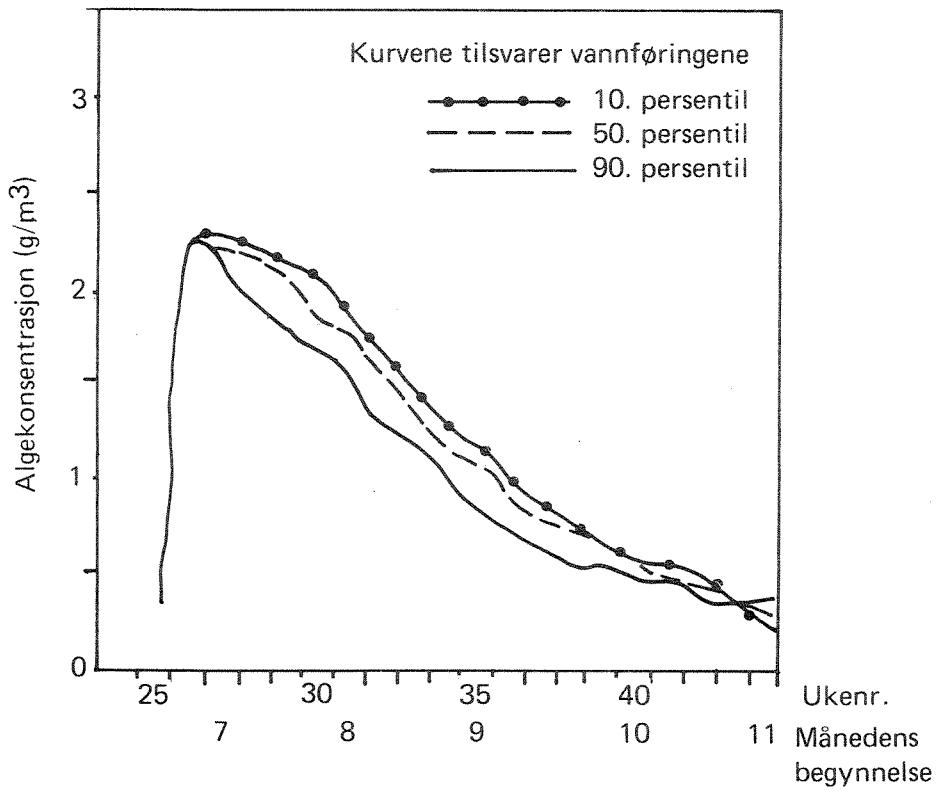


Fig. A1.1-10. Algevekst ved nåværende vannføringer - belastning 170 tonn fosfor pr. år.

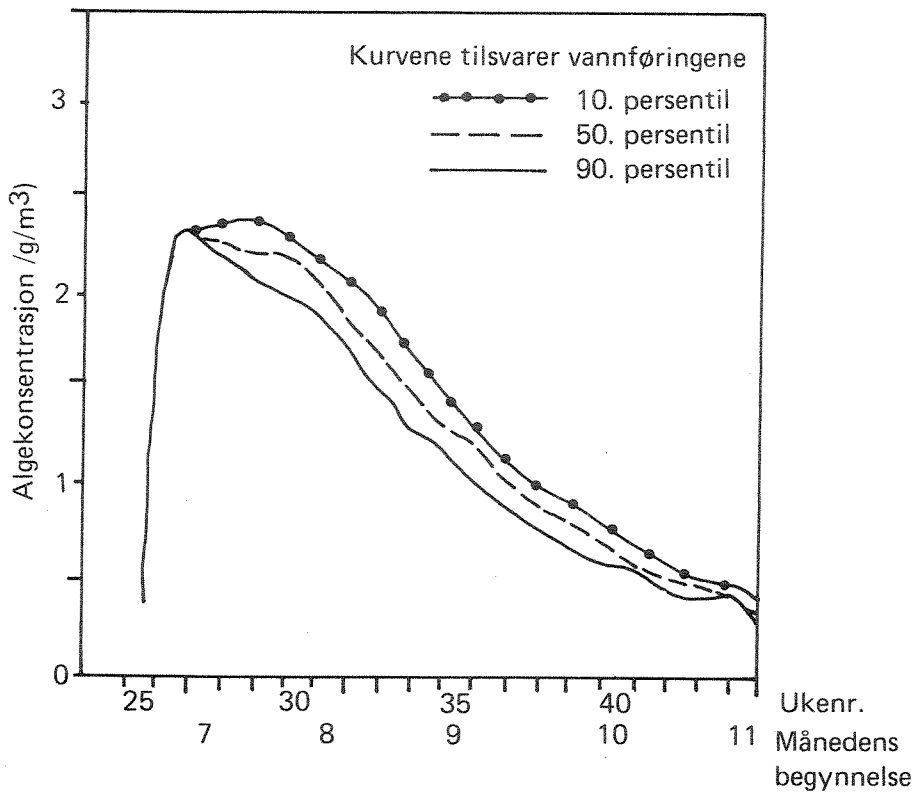


Fig. A1.1-11. Algevekst ved regulerte vannføringer - belastning 170 tonn fosfor pr. år.

Maksimal konsentrasjon for alle vannføringsalternativene er omtrent $2,3 \text{ g/m}^3$. Det var en reduksjon i forhold til de nåværende på mellom $0,5$ og $0,3 \text{ g/m}^3$. Denne forskjellen vedvarte til ut i september.

Regulering førte til økte konsentrasjoner (fig. Al.1-11). Forskjellene mellom algeveksten ved nåværende - og ved regulerte vannføringer var omtrent som ved nåværende belastning (fig. Al.1-9).

Vi antar videre at rensetiltakene reduserer fosfortilførselene til Mjøsa til 140 tonn pr. år. For de nåværende vannføringer er simuleringsresultatet vist på fig. Al.1-12.

Maksimal algekonsentrasjon var ca. $2,1 \text{ g/m}^3$ mot $2,3$ og ca. $2,8 \text{ g/m}^3$ ved henholdsvis 170 og 230 tonn fosfor pr. år i tilførsler. Forskjellen var omtrent den samme utover sommeren.

Regulering førte til økt algevekst (fig. Al.1-13). Forskjellene var av samme størrelsesorden som ved de forannevnte simuleringene.

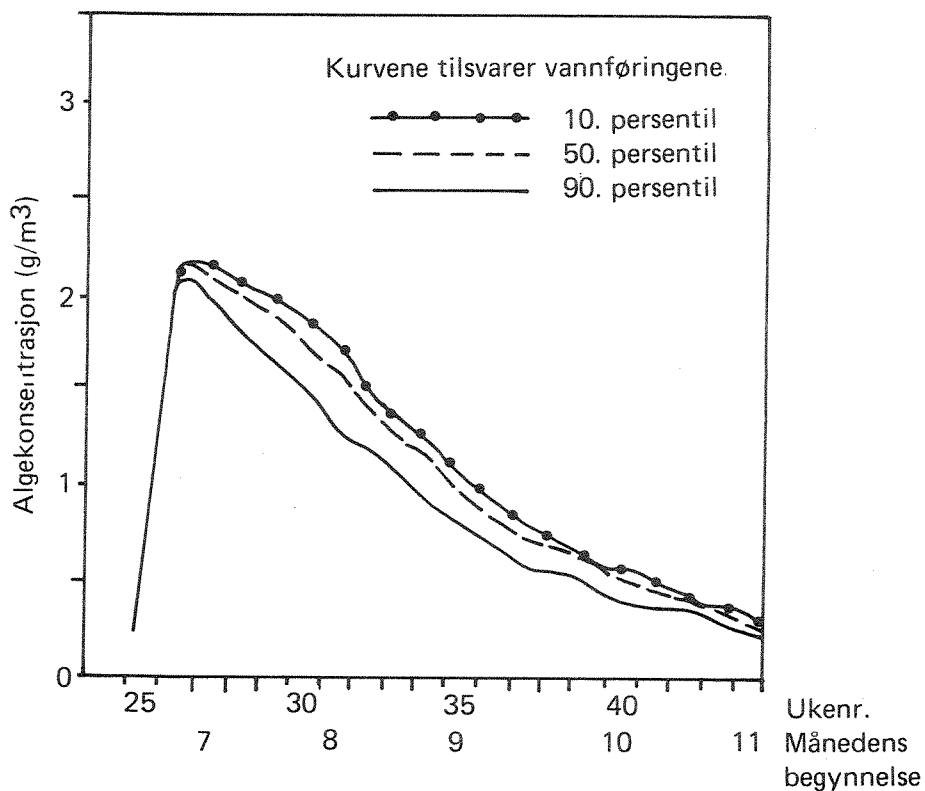


Fig. Al.1-12. Algevekst ved nåværende vannføringer - belastning 140 tonn fosfor pr. år.

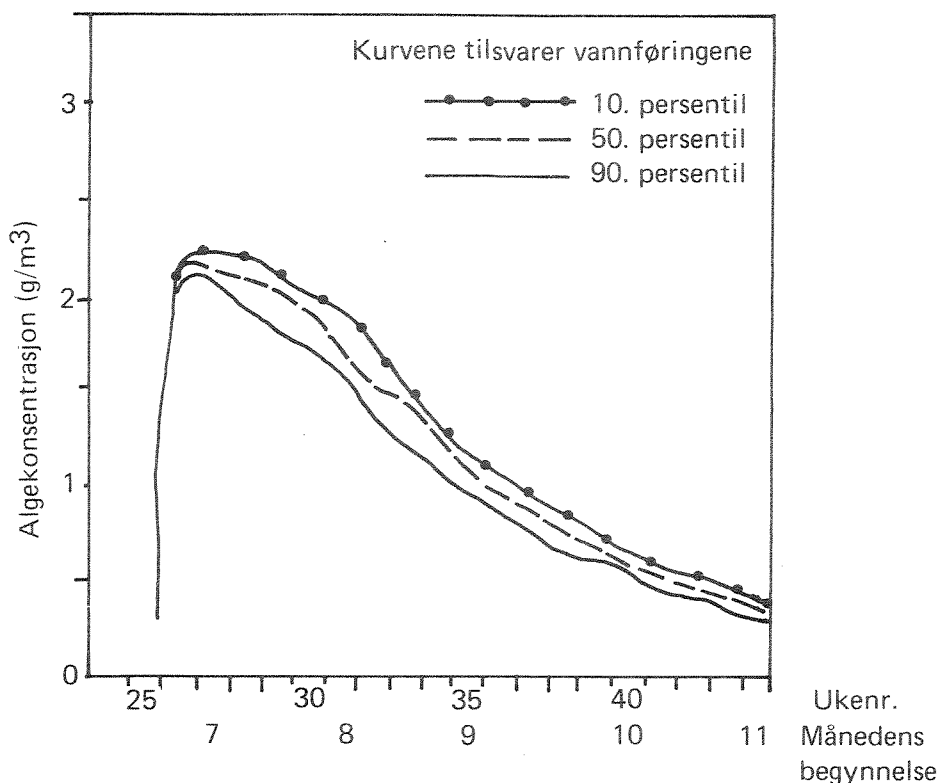


Fig. A1.1-13. Algevekst ved regulerte vannføringer - belastning 140 tonn fosfor pr. år.

Usikkerhet og feilkilder

Modellbetraktningene gir et forenklet bilde av virkeligheten. Virkningen av lysforhold, vanntemperatur, konkurranse mellom ulike algetyper m.m. ble det ikke tatt hensyn til. Videre medførte valg av en rekke koeffisienter usikkerhet. Imidlertid ble disse faktorene antatt å være konstante for samtlige simuleringer. De relative effektene som følge av endring i vannføringer og rensing er derfor trolig mindre usikre enn de absolutte verdiene.

Algeveksten og da særlig maksimalkonsentrasjonen synes å være følsom overfor fosforkonsentrasjonene ved vekstsessongens start. Denne konsentrasjonen ble antatt å være uavhengig av vannføringene. Regulerte vannføringer i april/mai vil ifølge planene være høyere enn de nåværende. Dette vil formodentlig føre til økt erosjon av fosfor i Lågen og økte fosforkonsentrasjoner i Mjøsa. Etter at den første delen av flommen i Lågen er over, avtar tilførslene av ortofosfat til nær 1 µg/l. Dette betyr at Lågenvannet virker fortynnende på Mjøsa samtidig som algenes fosforforbruk gjør seg gjeldende. De regulerte vannføringene er i denne

perioden lavere enn de nåværende. Også dette vil bidra til økte fosfor-konsentrasjoner i Mjøsa. Størrelsen av denne konsentrasjonsøkningen er avhengig av tidspunktet for sirkulasjonsperioder i Mjøsa, hvordan stoffet fordeles mellom epi- og hypolimnion, erosjonseffekter i Lågen m.m. Dersom man forsøker å beregne virkningen av disse faktorene, blir usikkerheten langt større enn de resultatene man skal frem til. Vi har derfor valgt å holde både tilførslene via Lågen og konsentrasjonen i Mjøsa ved vekstsesongens start uavhengig av vannføringene. Dette medførte formodentlig at reguleringseffektene ble noe underestimert ved simuleringene.