

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

0-91/69

MJØSPROSJEKTET

Fremdriftsrapport nr. 6

Undersøkelser 1975

19. juli 1976

Saksbehandler: Hans Holtan

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE:

	Side
1. INNLEDNING	4
2. UTFØRTE AKTIVITETER I 1975	4
2.1 Registrering av naturforhold og forurensningskilder	4
2.2 Transport av forurensningsmateriale til Mjøsa	4
2.3 Undersøkelse av forurensningstilstanden i elver	4
2.4 Rutinemessige undersøkelser av Vorma-Andelva-Glåma-systemet	5
2.5 Rutinemessige undersøkelser i Mjøsa	5
2.6 Planteplankton	5
2.7 Dyreplankton	5
2.8 Bunndyr	5
2.9 Bunnsedimenter	5
2.10 Strøm- og temperaturforhold	6
3. FORURENSNINGSFORHOLDENE 1975 MED SÆRLIG VEKT PÅ EUTROFIERINGSSITUASJONEN	6
4. MJØSA OG VORMA-SYSTEMET, VASSDRAGSTILSTAND I DAG	9
5. FORURENSNINGSSITUASJONEN I MJØSA	15
5.1 Innledning	15
5.2 Hygieniske forhold	16
5.3 Organisk belastning	17
5.4 Eutrofiering	18
5.4.1 Generelt om eutrofiering	18
5.4.2 Eutrofieringsutviklingen i Mjøsa	24
5.5 Forurensningsårsaker og forurensningstilstand	29
LITTERATURLISTE	44

TABELLFORTEGNELSE:

	Side
1. Primærproduksjon i Mjøsa vekstsesongen 1973, 1974 og 1975	7
2. Produksjonsdata fra noen norske innsjøforekomster	8
3. Otta - Lågen, Mjøsa, Vormå og Glåma. Noen fysisk-kjemiske observasjoner	13

FIGURFORTEGNELSE:

1. Fosforbelastning i relasjon til middel dybde for noen større innsjøer i Sveits, Nord-Amerika, Finland, Sverige og Norge	11
2. Planktonmengden under 1 m ² overflate fra overflaten til 30 meters dyp uttrykt som g tørrvekt, sommeren 1974	12
3. Forhold mellom siktedyp og algevolum i Mjøsas hovedbasseng sett i samband med en mer generell eutrofi-betraktning	21

1. INNLEDNING

En stor del av arbeidsinnsatsen i 1975 er blitt brukt til utarbeidelsen av rapporter angående eventuelle virkninger av Jotunheim-reguleringen; for mer inngående informasjon kan vi hen vise til NIVA-rapport 0-15/73: Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vorma. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975, A. Resultater og vurdering. For Mjøsas vedkommende henvises spesielt til kapitlene 7, 8.1.10, 8.1.11, 8.4.2, 8.7, 9, 9.4 og 9.6. Etter ønske fra Styringsgruppen er det tatt med et utdrag fra rapport 0-15/73 angående Vassdrags-tilstanden i Vorma og Glåma i dag (pkt. 4).

2. UTFØRTE AKTIVITETER I 1975

Ut over det som fremkommer i rapporten som er nevnt ovenfor er følgende aktiviteter utført i 1975:

2.1 Registrering av naturforhold og forurensningskilder

De registreringsdata angående forurensningstilførsler som er samlet inn tidligere har i løpet av 1975 vært gjenstand for omfattende bearbeidelse, resultatene av dette arbeidet vil i løpet av 1976 utgis i egen rapport.

2.2 Transport av forurensningsmateriale til Mjøsa

Også i 1975 er det blitt samlet inn kjemiske prøver fra de 14 største tilløpene til Mjøsa. I likhet med i tidligere år har hovedhensikten med dette vært å få dokumentert forurensningstransporten til innsjøen.

2.3 Undersøkelse av forurensningstilstanden i elver

I 1975 er det foretatt omfattende befaringer i tilløpselvene Moelva, Brumunda og Lena. Av disse er det Lena som har den største forurensningen, mens den for Moelva og Brumunda er av mer lokal karakter. I likhet med elver som har vært undersøkt tidligere var det silopressaft og større kloakkutslipp som skapte de største problemer på befaringstidspunktet. For Lenas vedkommende kommer også avløp fra potetindustrien i tillegg. Det vil i samarbeid med fiskeriteknikeren for Mjøsa bli utarbeidet egne rapporter om tilstanden i de 14 største tilløpene til Mjøsa.

2.4 Rutinemessige undersøkelser av Vorm-Andelva-Glåma-systemet

I 1975 er det blitt samlet inn månedlige fysisk-kjemiske prøver fra 2 stasjoner i Vorm, én stasjon i Andelva og 2 stasjoner i Glåma (Fundifoss og Bingsfoss).

2.5 Rutinemessige undersøkelser i Mjøsa

Innsamling og bearbeidelse av fysisk-kjemiske prøver fra de 5 hovedstasjonene i Mjøsa har som i tidligere år blitt gjennomført etter programmet i 1975.

2.6 Plantep plankton

Undersøkelser av primærproduksjon og algebiomasse er blitt gjennomført 6 ganger i løpet av vegetasjonsperioden ved fire av hovedstasjonene (mai-oktober).

2.7 Dyreplankton

Det dyreplanktonmaterialet som ble innsamlet i 1972-74 er blitt bearbeidet i løpet av 1975 og vil bli lagt frem i en egen rapport.

2.8 Bunndyr

I løpet av sensommeren og høsten 1975 ble det samlet inn et stort antall (ca. 500 prøver) bunndyrprøver fra hele Mjøsa. Dette materialet ble delvis bearbeidet i 1975. En tar sikte på å legge frem resultatene fra denne undersøkelsen i en egen rapport.

2.9. Bunnsedimenter

Institutt for geologi, Universitetet i Oslo, har avsluttet sine undersøkelser av bunnsedimentene i Mjøsa. Materialet er nå ferdigbehandlet og rapporten foreligger som konsept. Det vil eventuelt bli samlet inn supplerende materiale i løpet av 1976.

2.10 Strøm- og temperaturforhold

I samarbeid med NVE er det også i 1975 blitt foretatt undersøkelser av temperaturforholdene i Mjøsa. Dette materialet er sammen med tidligere års observasjonsmateriale under bearbeidelse i matematiske modeller.

3. FORURENSNINGSFORHOLDENE 1975 MED SÆRLIG VEKT PÅ EUTROFIERINGSSITUASJONEN

Algeproduksjonen i 1975 (tabell 1) var betydelig større enn i løpet av de to foregående år (1973 og 1974). Særlig bør en merke seg en målt dagsproduksjon på ca. 2000 mg C/m² pr. dag i Furnesfjorden, en dagsproduksjon som nærmer seg forholdene i mer høyeutrofe innsjøer, jfr. Gjersjøen, tabell 2. Forekomsten av den trådformede blågrønnalgen *Oscillatoria agardhii* i løpet av sensommeren og høsten var også mer markert, bl.a. skapte den problemer ved igjenslamming av fiskegarn i Furnesfjorden. Dette er forhold som sannsynligvis skyldes den varme sommeren i 1975 samt eutrofieringsutviklingen innsjøen er inne i.

Sammenlikner man algeproduksjonen i Mjøsa med forholdene i andre norske innsjøer, f.eks. den mer høyeutrofe Gjersjøen syd for Oslo (tabell 2), ser vi at årsproduksjonen i forhold til høyeste målte dagsproduksjon er relativt lav. Dette har sin årsak i at algeproduksjonen i løpet av den egentlige vekstsesongen (mai-oktober) dempes vesentlig 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 i dag er stor nok til å gi en betydelig algeproduksjon i store deler av Mjøsa på tidspunkter da andre faktorer ikke demper algeproduksjonen merkbart.

Det er av praktisk interesse å merke seg den høye algeproduksjonen i relasjon til fosforkonsentrasjonen ved vekstsesongens begynnelse (fosforkonsentrasjonen i de øvre vannmassene i løpet av vårsirkulasjonen), og at størsteparten av Mjøsas dypere vannlag fremdeles viser et tilfredsstillende oksygeninnhold. Dette er forhold som skulle tilsi at en kontinuerlig tilførsel av næringssalter, særlig fosfor, via kloakkutslipp og fra andre forurensningskilder er av stor betydning for algeutviklingen i Mjøsa. En reduksjon av fosfortilførselen skulle derfor i alle fall teoretisk sett umiddelbart gi en reduksjon av algeproduksjonen og dermed bremse eutrofieringsutviklingen innsjøen er inne i.

Tabell 1. Primærproduksjon i Mjøsa vekstsesongen 1973, 1974 og 1975 (mg C/m²·dag)
(etter Berge og Rognerud 1976).

Dato Lokalitet	1973				
	5.4.	9.5.	21.6.	20.7.	22.8.
Brøttum	-	-	164	455	50
Kapp	-	7.7	450	755	191
Furnesfjorden	91	100	268	914	-
Skreia	-	11.3	396	643	188

Dato Lokalitet	1974						
	20.6.	3.7.	19.7.	1.8.	20.8.	10.9.	1.10.
Brøttum	177	191	327	414	332	410	-
Furnesfjorden	480	312	706	728	436	326	112
Skreia	427	517	651	440	337	415	81
Morskogen	385	-	-	756	242	-	94

Dato Lokalitet	1975					
	11.6.	1.7.	19.7.	30.7.	14.8.	8.-9.10.
Brøttum	370	203	421	632	ingen obs.	368
Furnesfjorden	519	457	1305	2130	1130	118
Skreia	401	308	808	1355	856	425
Morskogen	381	588	725	744	641	281

Tabell 2. Produksjonsdata fra noen norske innsjøforekomster.

Karakteristika	Lokalitet	Mjøsa 1975 4)				Gjersjøen 1972-73 1)	Norsjø 1975 3)	Krøderen 1973 3)	Sperillen 1973 3)	Vågavåtn 1972	Randsfjorden 1973 3)	Losna 1974-75 4)	Bandak 1975 2)
		Brøthum	Furnesfjorden	Skreia	Morskogen								
Middeldyp i m		67	113	100	79	23	87	33	39	-	44,4	-	121
Høyeste målte dagsprod. mg C/m ² ·dag		632	2130	1355	744	1900	305	300	300	194	150	151	150
Middel dagsprod. mg C/m ² ·dag		337	568	503	396	1130-1420	175	150	150	80	80	74	60
Årsproduksjon gram C/m ² ·dag		200-275				200-275	28	25	25	10-15	15	14	10

1) Lillevold 1975 2) Rognerud 1975 3) Rognerud 1975 4) Berge, Rognerud 1976

Hvis vi fører Mjøsa inn i Vollenweiders trofidiagram (fig. 1, Vollenweider 1968, Vollenweider and Dillon 1974), der også noen andre større innsjøer er tatt med for sammenlikningens skyld (bl.a. etter Granberg 1975), ser vi at Mjøsa har nådd og delvis har overskredet den fosforbelastningen som anses som den kritiske, dvs. risiko for akselererende eutrofiering av mer alvorlig art (oppblomstring av blågrønnalger, redusert O_2 -gehalt i de dypere vannmasser osv.). På grunn av viktige faktorer som gjennomstrømming, topografi, Lågens innflytelse o.l., er det mulig at innsjøen (i hvert fall deler av den) kan tåle en større belastning enn det diagrammets kritiske linje tilsier. Ellers synes diagrammet å egne seg godt for Mjøsa, idet de biologiske observasjonene stemmer godt overens med Mjøsas plassering i diagrammet ut i fra beregnet fosforbelastning.

Hvis man ut fra Vollenweiders diagram setter seg det mål å få Mjøsa ned til akseptabelt nivå når det gjelder eutrofiering (betenkelig belastning i diagrammet), skulle dette teoretisk tilsa en fosforbelastning på ca. $0.5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{år}$ tilsvarende en total fosfortilførsel på ca. 175 tonn/år. Dette vil igjen si at den fosforbelastning vi har i dag må reduseres med ca. 50%. Med akseptabelt nivå menes her mer konkret at volumet av alger ikke vesentlig bør overstige $1 \text{ mm}^3/1$, dagsproduksjonen ikke bør overstige 300-350 mg C/m^2 pr. dag, og at årsproduksjonen helst ikke når nivåer større enn 30 g C/m^2 pr. år. Dette tilsvarer de forhold som antakelig forelå i Mjøsa i årene omkring 1950.

4. MJØSA OG VORMA-SYSTEMET, VASSDRAGSTILSTAND I DAG

Fysisk-kjemisk vannkvalitet

Henimot 80% (på grunnlag av årsmiddel på ca. $250 \text{ m}^3/\text{s}$) av vannmassene i Mjøsa har teoretisk sett sin opprinnelse i Gudbrandsdalslågens nedbørfelt. På grunn av de topografiske forhold må disse vannmasser passere innsjøen i hele dens lengderetning, og Mjøsa må derfor, særlig hva de nordlige deler (nord for Gjøvik) angår, betraktes som en gjennomstrømmingssjø. Vannmassenes oppholdstid og strømmingsmønsteret er avhengig av mange faktorer, hvorav følgende 5 er av størst betydning:

- Vannføringen i Lågen
- Temperaturen i Lågen kontra i Mjøsa
- Termisk lagdeling i Mjøsa
- Vindforholdene i Mjøsa
- Isforholdene i Mjøsa

Undersøkelser har vist at på grunn av temperaturforholdene ligger gjerne gjennomstrømningskjernen noe i overkant av det termiske sprangsjikt om sommeren. Dette mønster influeres ofte sterkt av vindforholdene. Om vinteren foregår gjennomstrømningen normalt i de øverste lag og betinger ofte et markert termisk sprangsjikt i 15-20 meters dyp. Jordrotasjonen (Coriolikrefter) bevirker at de sydgående strømmer normalt beveger seg langs vestsiden.

I dypere lag har man en nordgående kompensasjonsstrøm. Strømmens størrelse og betydning øker med elvens vannføring og dermed med størrelsen av den sydgående strøm. Endringer i vannføringsforholdene i Lågen vil av denne grunn medføre endringer i strømnings- og vannmassenes dynamiske forhold, særlig i den nordlige del av Mjøsa. Dette har bl.a. stor betydning for vannets temperatur, konsentrasjoner av næringssalter o.l. Flomsituasjonene i Lågen med flere større flomtopper i løpet av sommeren virker i betydelig grad dempende på planktonutviklingen først og fremst i den nordlige del av Mjøsa, men i noen grad også i de sydlige områder (fig. 2).

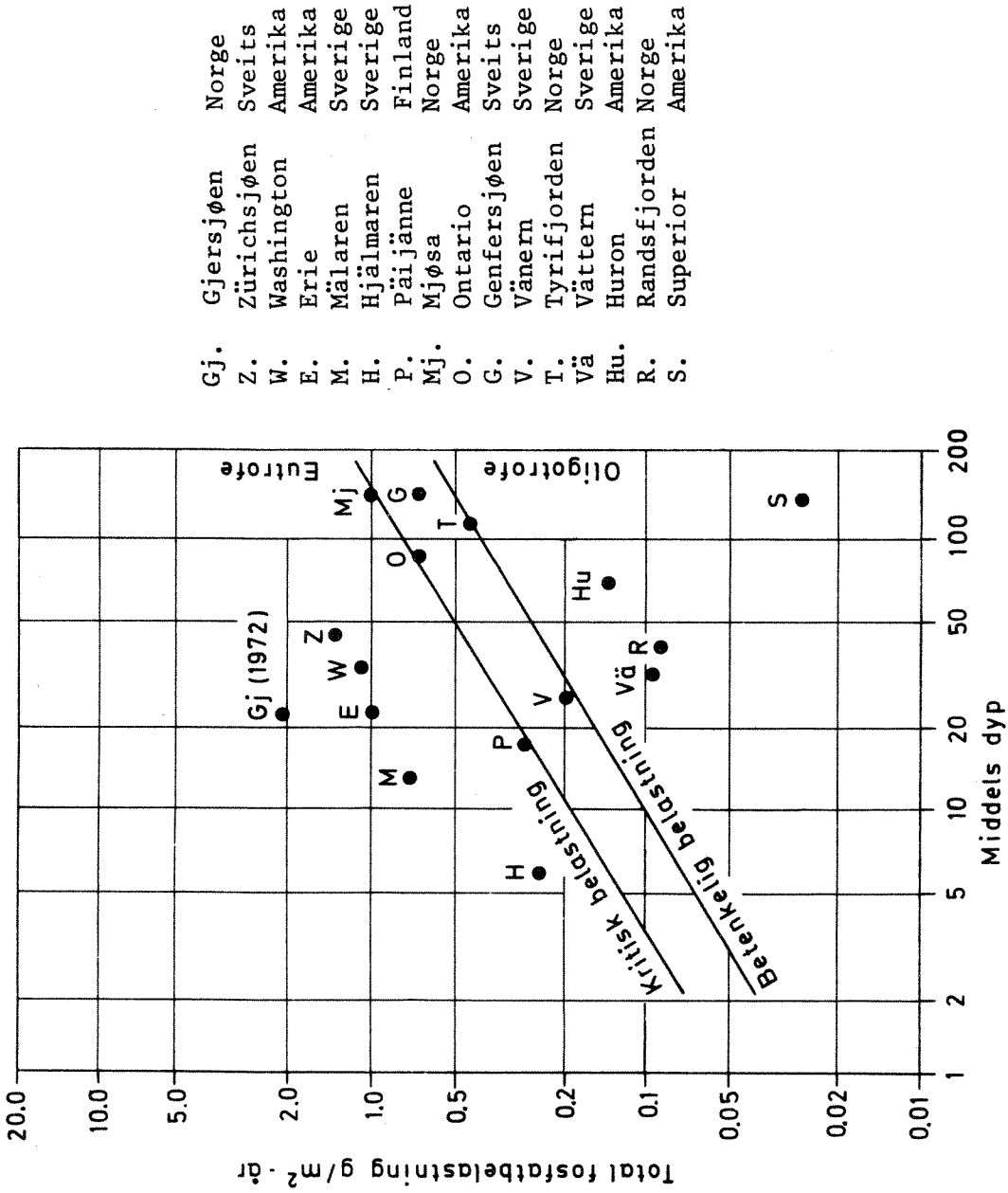
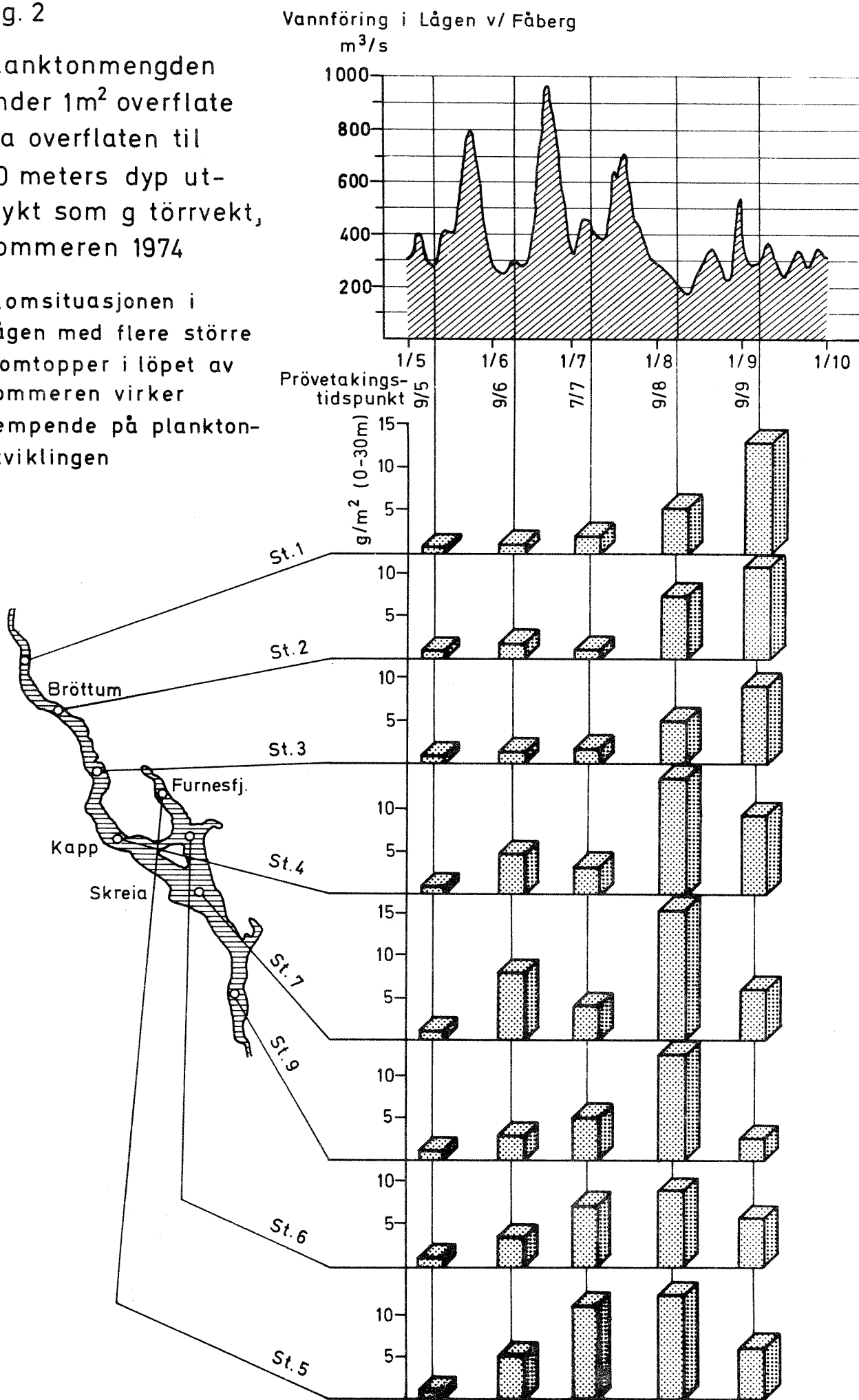


Fig. 1. Fosforbelastning i relasjon til middel dybde for noen større innsjøer i Sveits, Nord-Amerika, Finland, Sverige og Norge. (Etter Vollenweiders (1968) eutrofimodell)

Fig. 2

Planktonmengden under 1m² overflate fra overflaten til 30 meters dyp uttrykt som g tørrvekt, sommeren 1974

Flomsituasjonen i Lågen med flere større flomtopper i løpet av sommeren virker dempende på planktonutviklingen



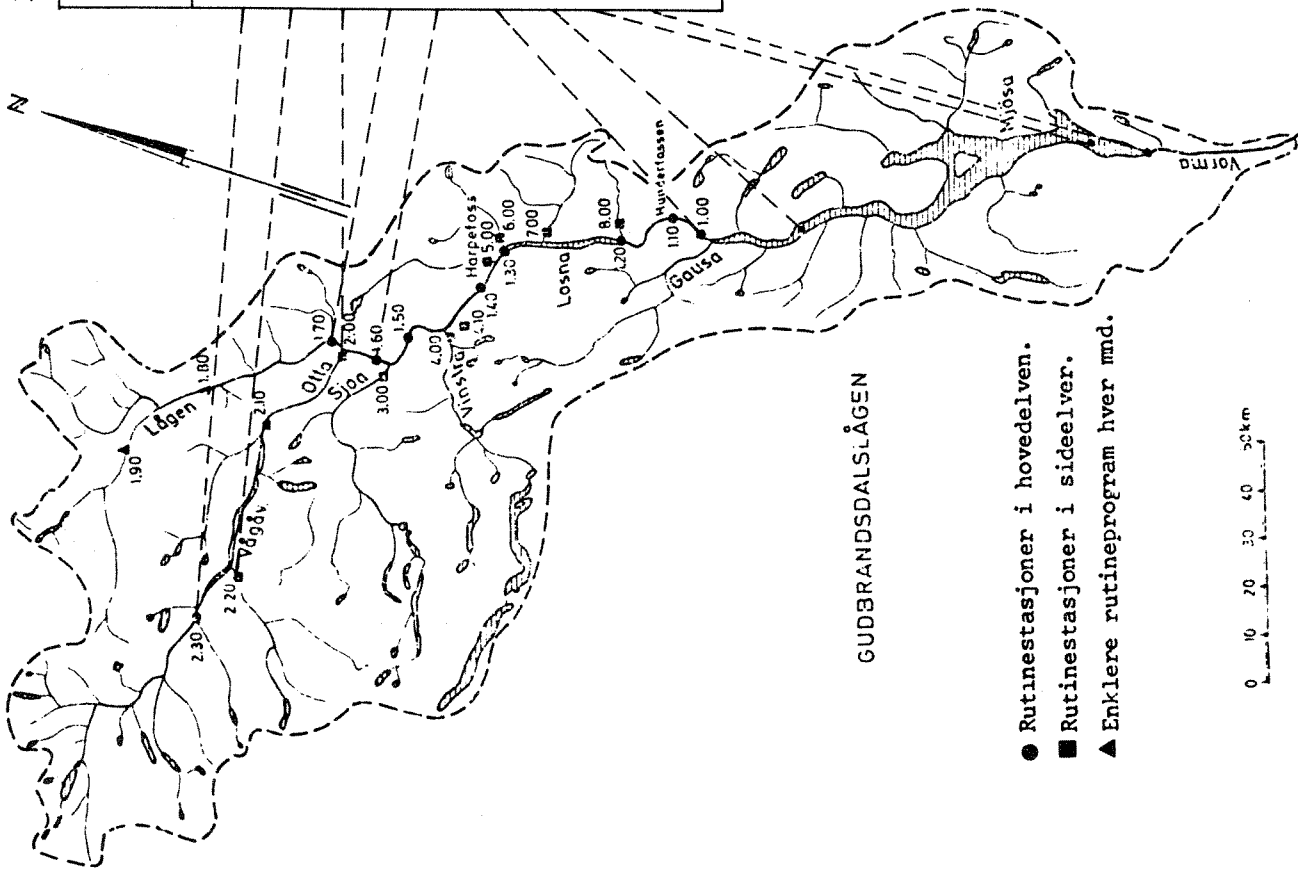
Tabell 3.

Otta - Lågen, Mjøsa, Vormaa og Glåma. Noen fysisk-kjemiske observasjoner.

Middelværdier 1974.

Stasjoner	pH	Kond. µS/cm 20°C	Turb. JTU	Tot.N µg N/l	Tot.P µg P/l	Tørr- stoff mg/l	Gløde- rest mg/l
Otta v/Ofossen	6,5	13,0	0,7	118	6	2,14	1,81
Bøvra	7,0	29,9	3,0	177	21	10,97	10,47
Otta ovenf. Otta sentrum	6,9	20,4	1,4	141	8	6,22	5,61
Lågen v/Sel	7,1	38,6	0,4	177	14	2,90	2,39
Lågen ovenf. Sjoa	7,0	24,2	0,9	153	8	6,80	6,10
Lågen v/Fåberg	7,0	26,6	0,5	209	7	1,29	0,91
Mjøsa v/Brøttum	6,9	31,8	0,3	262	9	0,89	0,45
Mjøsa v/Morskogen	7,0	37,5	0,2	382	8	0,83	0,29
Vorma v/Minnesund	7,1	38,2	0,3	386	8	1,10	0,67
Glåma v/Bingsfoss	7,0	30,3	2,3	330	10	4,00	2,95

Tabellen viser klart hvordan Otta virker inn på vannkvaliteten i Lågen: Minsker konduktiviteten og fosforkonsentrasjonene, øker turbiditeten og den suspenderte materialtransport (tørrstoff) o.l. Gløderestens (mineralske stoffer) andel av tørrstoffet er relativt sett betydelig høyere ovenfor Mjøsa enn nedenfor. Dette har sammenheng med den biologiske produksjon i Mjøsa. Videre er fosforkonsentrasjonen i Mjøsa (gjennomsnitt for hele Mjøsa 10 µg P/l) markert høyere enn i Lågen v/Fåberg. De høye fosforverdier i Bøvra skyldes apatitt fosfor (breslam).



- Rutinestasjoner i hovedelven.
- Rutinestasjoner i sideelver.
- ▲ Enklere rutineprogram hver mnd.

0 10 20 30 40 50 km

Vannets kjemiske sammensetning i Mjøsa er i vesentlig grad betinget av området geologiske oppbygging samt menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. På grunn av kalkholdige bergarter rundt Mjøsas sentrale deler fordobles praktisk talt mineralsalkonsentrasjonene, mens vannet strømmer fra nord mot syd. Likevel må utløpsvannet (Vorma) betraktes som bløtt og saltfattig (tabell 3).

Forurensningstilførslene virker blant annet stimulerende på algeveksten, og det fører til sine tider om sommeren til markert overmetning av oksygen og høye pH-verdier (>9) i det øverste vannsjikt (produksjonslaget). Flere steder har stor algevekst i kombinasjon med betydelig tilførsel av organisk materiale (treforedling, næringsmiddelindustri og boligkloakk) medført markert oksygenforbruk. Rent lokalt har det ført til oksygenfrie tilstander i visse bunnområder. Totalt sett er imidlertid oksygenforholdene i bunnområdene og de dypere partier tilfredsstillende (80-90%).

Næringsalkonsentrasjonene er under vårsirkulasjonen ca. 10 µg P/l og ca. 400 µg N/l (total fosfor og total nitrogen). Dette er høye tall sammenlignet med andre store norske innsjøer (f.eks. Tyrifjorden ca. 5 µg P/l og ca. 300 µg N/l).

De kjemiske forhold i Mjøsas utløpselv, Vorma, bærer preg av forholdene i innsjøen såvel som av lokale tilførsler.

5. FORURENSNINGSSITUASJONEN I MJØSA

5.1 Innledning

Forurensningssituasjonen i Mjøsa er behandlet i tidligere fremlagte årsrapporter (0-91/69 Mjøsprosjektet, årsrapporter for 1971, 1972, 1973 og 1974). På grunnlag av disse rapporter er forurensningssituasjonen i Mjøsa og dens årsak/virkning kort sammenfattet og diskutert nedenfor.

Det alvorligste problem i forbindelse med Mjøsas forurensningssituasjon består i den akselererende eutrofiutvikling som har foregått i løpet av de siste to årtier. Eutrofiering som er en sekundær forurensning, innebærer at innsjøen og tilløpene blir stadig mer produktive på grunn av økt tilførsel av plantenæringsstoffer (spesielt fosfater og nitrater) (Gessner 1939, Ohle 1951, Lund 1965, Thomas 1973). Dette gir seg i første rekke utslag i en hurtig økende algevekst i Mjøsas overflatelag - et forhold som allerede i dag medfører betydelige praktiske og estetiske problemer. Mjøsas sentrale partier har i dag et klart eutroft preg, mens de sydlige og nordlige partier kan betegnes å ligge i grenseområdet mesotrof - eutrof. En fortsatt utvikling i denne retning kan skape høyst uønskede og til dels irreversible forhold, ikke bare for Mjøsa, men kan også ha konsekvenser for vassdraget nedstrøms som tydelig preges av algeveksten i selve Mjøsa. Det er bl.a. i stor utstrekning "Mjøsølger" som påtreffes i Øyerens frie vannmasser og i Glåmas nedre løp (Skulberg 1971, Lindstrøm et al. 1973).

Spesielt alvorlig blir situasjonen om algeveksten blir så stor at nedbrytningen av autoktont organisk stoff (representert ved nedsunkede alger) i dyplagene og bunnsedimentene, forbruker så mye oksygen at dette fører til total oksygenmangel. Derved blir den barriere som holder tilbake fosfor i bunnsedimentene til dels brutt, og på denne måten øker regenereringen eller tilbakeføringen av fosfor fra sedimentene til selve innsjøen (Mortimer 1941-42, Ohle 1953).

Organisk belastning (spesielt i forbindelse med utslipp fra treforedlingsindustrier) og mikrobiell forurensning (fekale utslipp via boligkloakk og utsig fra gjødselkjellere) skaper også åpenbare problemer som imidlertid i første rekke er av mer lokal karakter til forskjell fra eutrofieringen som i dag berører hele innsjøen.

5.2 Hygieniske forhold

Fra et hygienisk synspunkt er området utenfor de større byene og tettstedene å betrakte som mest forurenset. På grunn av til sine tider stor utspylingseffekt via Lågen, når bakterier og virus (det vil si fersk fekal forurensning) fra de større kloakkutslipp i Lillehammerområdet og i noen grad også fra Moelv, så godt som hele den nordlige delen av Mjøsas overflatelag. Kloakkutslippene fra Gjøvik, Brumunddal og Hamar med flere får en mer lokalpreget effekt, men også disse medfører at til dels store områder av innsjøens øverste vannlag blir berørt av fersk fekal forurensning.

På større dyp (vannlagene under sprangsjiktet ved stagnasjonsperiodene) i de mer sentrale og sydligste deler med unntak av Tangenvika, er vannets kvalitet hygienisk sett betydelig bedre. Her påtreffes mer sjelden bakterier med mer direkte indikasjon på fekal forurensning (dvs. termostabile coli).

Temperaturforholdene i Mjøsa, vind og variasjoner i Lågens vannføring har stor betydning for forurensningssituasjonens variasjonsmønster regionalt og med tiden.

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

1. I størsteparten av Mjøsas overflatelag er det i dag til sine tider et relativt høyt bakterieinnhold og en klar indikasjon på fekal forurensning. Enkelte områder med stor tilførsel av kommunalt avløpsvann er sterkt forurenset og kan betraktes som hygienisk utilfredsstillende (dvs. risiko for forekomst av sykdomsfremkallende bakterier og virus samt egg av innvollparasitter).

Dette gjelder spesielt

- store områder fra Lillehammer og sørover
- lokalt begrenset området utenfor Moelv
- betydelige områder omkring Gjøvik, særlig rundt de sørlige deler
- hele Furnesfjorden og betydelige områder utenfor og sør for Hamar
- innerste delen av Tangenvika.

2. Dypere vannlag samt Mjøsas sørlige deler er normalt mindre påvirket.

5.3 Organisk belastning

Mjøsa tilføres betydelige mengder organisk materiale, i første rekke fra treforedling- og næringsmiddelindustri. Slike tilførsler ved siden av større utslipp av kloakkvann, har forårsaket total oksygenmangel i mer lokalt begrensede bunnområder. Her er alt høyere organismeliv utslått, og utvikling av hydrogensulfid (H_2S) og andre gasser finner sted. I mindre påvirkede områder der oksygenforbruket er mindre utpreget og H_2S -utvikling ikke forekommer, er faunasammensetningen forskjøvet mot mer motstandsdyktige organismer som et fåtall fåbørstemark (*Oligochaeta*) og visse fjærmygglarver tilhørende slekten *Chironomus*.

I områder med store fiberbanker som f.eks. utenfor Hunnselvas munning og til dels i indre deler av Furnesfjorden, er den høyere faunaen helt slått ut. Videre foreligger døde bunnområder rent lokalt i direkte tilknytning til større kloakkutslipp omkring Hamar. Det vil med andre ord si at vi allerede i dag har områder der nærings saltbarrieren er brutt og derfor kan forvente betydelig "lekkasje" av fosfor fra bunnområdene til vannmassene over. Områdene er små sett i relasjon til Mjøsas totale bunnareal, men da de mottar store mengder næringsalter (stor tilførsel av kloakkvann), vil de kunne ha en viss betydning i eutrofisammenheng (stort fosforutsig pr. flateenhet).

Områder der mindre påvirkning foreligger finner vi i første rekke i randsonen til de ovenfor nevnte bunnområder samt i dypområdene i den nordligste delen der også innsjøen tilføres betydelige mengder organisk

stoff av mer naturlig opprinnelse via Lågen (sedimentasjonsbekken). Den til visse tider markerte kompensasjonsstrøm i de dypere vannlag er sannsynligvis her av stor betydning (stor tilførsel av oksygenrikt vann). Særlig er denne strøm fremtredende under flomsituasjoner. Om vinteren når vannføringen i Lågen er liten, og innsjøen er islagt, reduseres den nordgående dypvannsstrøm. Dette bidrar bl.a. til at vannets oksygeninnhold er lavt i dyplagene på denne årstid.

Mjøsas bunnområder forøvrig synes å ha gode oksygenforhold. Oksygenmetningen i dyplagene av Mjøsas sentrale områder er 80-90%, noe som bl.a. medfører at krepsdyret *Mysis relicta*, som er oksygenkrevende, regelmessig påtreffes i de større dyp.

Det kan bemerkes at oksygenkrevende arter av såvel fåbørstemark som fjærmugglarver er funnet på 446 meters dyp, dvs. i innsjøens dypeste områder.

5.4 Eutrofiering

5.4.1 Generelt om eutrofiering

Når det gjelder eutrofieringsbegrepet er det grunn til å skille mellom naturlig eutrofiforandring (Hutchinson 1969, Digerfelt 1972) og menneskelig forårsaket eutrofiering. En påtvunget eutrofiering karakteriseres ved en stadig økende næringssalttilførsel fra omgivelsene til et visst vannsystem. Ofte skjer tilførslene i form av mer konsentrerte punktutslipp. Dette kan føre til en hurtig og som regel reversibel eutrofiering så lenge den ikke går for langt, som karakteriseres ved at det opprinnelige økosystem bringes ut av balanse. Ved en naturlig eutrofiutvikling er kontaktsonen sediment/vann dominerende når det gjelder næringssalttilgangen (Vallentyne 1974). Denne (naturlige) prosess karakteriseres videre av at den er ytterst langsom, irreversibel under stabile klimatiske forhold og som regel bare berører grunne innsjøforekomster i mer næringsrike områder (Mortimer 1941-42, Vallentyne 1974). Her i landet gjelder dette spesielt for grunnere innsjøforekomster som ligger under den marine grense.

Ved en naturlig og langsom eutrofieringsprosess beholdes økosystemet noenlunde i blånase uten hurtige og drastiske endringer (Straskraba and Straskraba 1969). Det finnes imidlertid alle typer overganger fra naturlige til mer forurensningsbetingede eutrofe lokaliteter. Det er bare der hvor næringssaltbelastningen pr. volumenhet er stor vi får en hurtig eutrofiering, mens tilfeller der belastningen pr. volumenhet er liten får vi en utvikling som mer likner den naturlige (her menes naturlig eutrofiering).

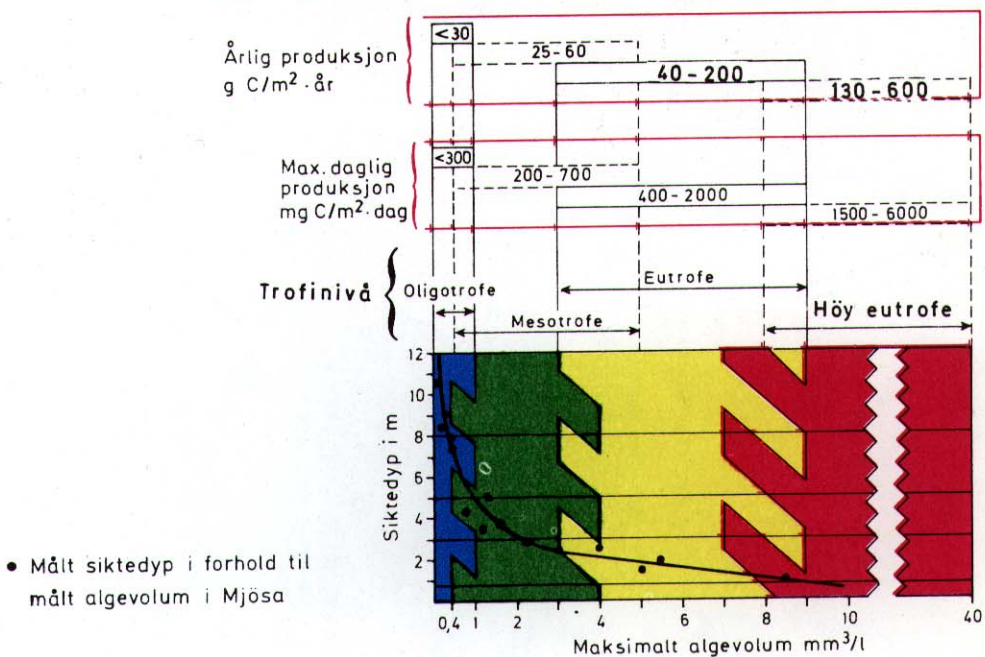
En mer hurtig eutrofiering fortoner seg ikke som en kontinuerlig prosess, men utviklingen karakteriseres av perioder med raske forandringer som veksler med perioder med stabilitet (Skulberg 1971, Thomas 1973). Utviklingen skjer trinnvis, og normalt er det to utviklingstrinn eller faser som pleier å være spesielt iøynefallende. Den første av disse består i at de naturlige organismesamfunnene, spesielt når det gjelder planteplanktonet, gjennomgår en gjennomgripende forandring, og nye arter kommer ofte til som dominante innslag. Neste fase består i at planktonsamfunnet går over til masseforekomst av et fåtall blågrønnalgearter som betinger vannblomst. Samtidig skjer en gjennomgripende forandring når det gjelder det øvrige organismeliv. Den andre fasen oppstår som regel når næringssaltbelastningen pr. volumenhet er spesielt stor, f.eks. ved større konsentrerte utslipp i avgrensede områder som viker og liknende, og/eller når belastningen på bunnområdene er nådd så langt at oksygenfrie tilstander oppstår. Derved tilføres betydelige mengder næringssalter også herfra (Mortimer 1941-42).

Det finnes alle overgangsformer fra oligotrofe til eutrofe innsjøer, og det eksisterer ingen bestemte grenser for en innsjø's trofigrad (se fig. 3). Det dreier seg snarere om et bredt overgangsintervall som varierer med innsjøenes ulike morfometri, humusbelastning, geografiske beliggenhet, nedbørfeltets geologiske utforming, hydrografi osv. Nettopp på grunn av at overgangen er glidende er det også umulig å faststille eksakte grenseverdier for de data som normalt samles inn ved undersøkelse av produktivitet forsøkt uttrykt som f.eks. maks. dagsproduksjon, årsproduksjon,

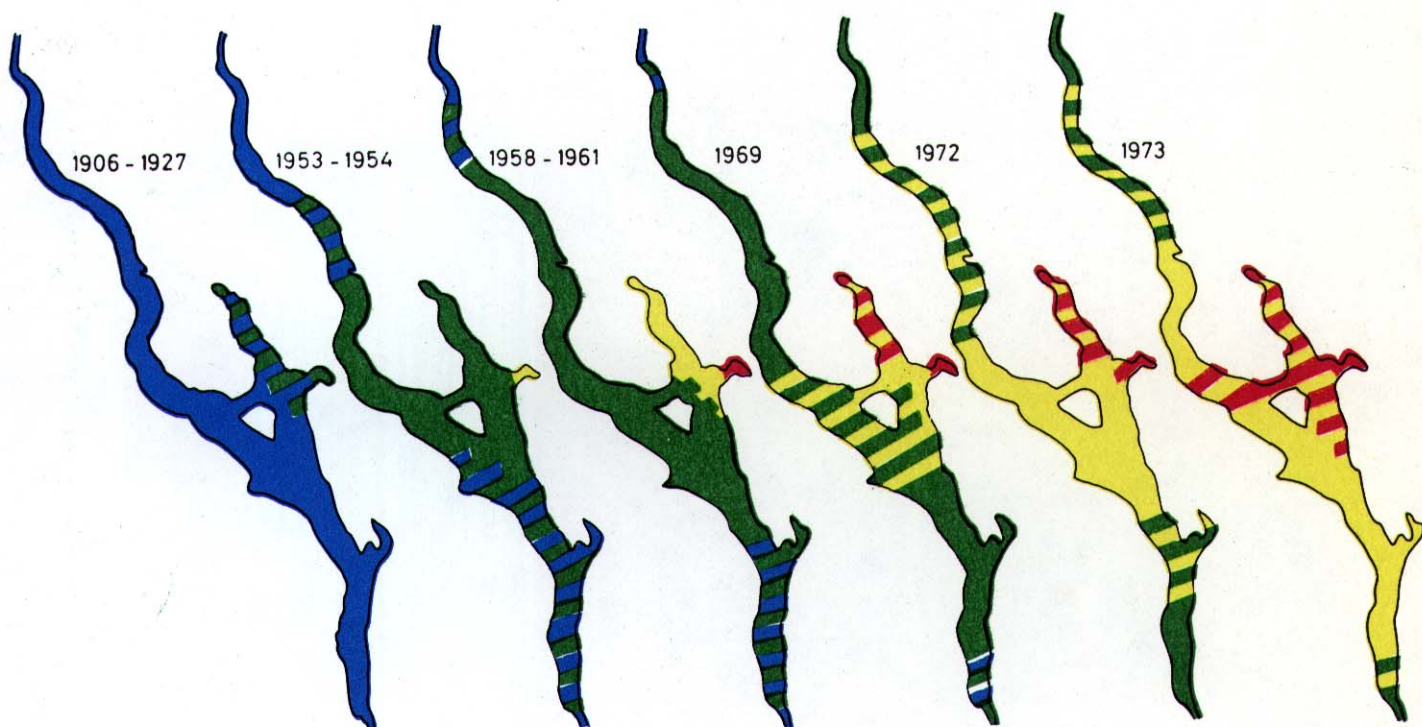
klorofyllinnhold, maks. algevolum, middelalgevolum, artssammensetning, eutrofiindeks osv. Da det spesielt for dypere innsjøforekomster er algemengden i selve vannmassen samt forandring av algefloraen (vanligvis blågrønnalgeoppblomstring) som til enhver tid skaper de praktiske og estetiske problemer (Lund 1969, Provasoli 1969), har det vist seg mest fruktbart å anvende et mål på algemengden i kombinasjon med dens arts-sammensetning (eksempelvis diversity-indeks, indikatorarter) som grunnlag for eutrofibegrepet sett i mer praktisk sammenheng (Granberg 1975). Selvfølgelig er det viktig å se på disse resultater i sammenheng med parametrene som er nevnt ovenfor og som til tross for større variasjonsbredde, rent faglig er ytterst viktige. Spesielt har produksjonsbestemmelse via C_{14} -teknikk vist seg å være en god parameter i denne forbindelse (Findenegg 1964, Rhode 1969, Fee 1973).

I figur 3 er det maksimale algevolumet under vekstperioden relatert til siktedypet (målte data). Dessuten er den omtrentlige variasjonsbredde av de øvrige vesentlige parametrene i denne sammenheng angitt. Parametre som humusinnhold, leirepåvirkning, breslam m.m., har også stor innflytelse på siktedypet. Det fremgår imidlertid av figuren at små forandringer av algemengden spesielt i innsjøer med naturlig lav algemengde og stort siktedyp - i betydelig grad kan forandre siktbarheten, forhold som også behandles av Dillon og Rigler (1975). Dette viser at siktedypet tross sin enkelhet kan være en egnet parameter i denne sammenheng.

Fig. 3 Forhold mellom siktedyp og algevolum i Mjösas hovedbasseng sett i samband med en mer generell eutrofi-betraktning



Subjektiv bedømmelse av den generelle eutrofi-utviklingen i Mjösa



Det første som skjer ved en eutrofiutvikling, dvs. når nærings salttilførselen øker, er en viss produksjonsøkning hva det eksisterende organismesamfunnet angår (gjelder samtlige ledd i økosystemet). Normalt fører denne prosess ikke til noe alvorlig problem, heller tvert i mot ved at bl.a. fiskeforholdene bedres på grunn av bedre tilgang på næringsdyr. Det er som regel dette utviklingstrinn man etterstreber ved gjødsling av fiskevann.

Ved ytterligere påvirkning skjer som regel en viss forskyvning de ulike arter imellom ved at visse begunstiges mer enn andre og derved blir mer dominerende. En vanlig forekommende planteplanktonart, kiselalgen *Asterionella formosa*, kan utvikle masseforekomst selv ved små økninger av nærings salttilførselen. Mest markert i dette stadiet er en reduksjon av siktedypet under produksjonsperioden. Samtidig øker forekomsten av begroingsalger (spesielt kiselalger) langs strendene og i grunnere bunnområder (steiner og andre gjenstander får et brunt belegg). Dette kan i visse tilfeller skape en del problemer ved f.eks. igjengroing av fiskeredskaper (garn, teiner o.l.). Videre vil som regel forekomsten av trådformete grønnalger (bl.a. *Ulothrix zonata* samt *Cladophora glomerata* i mer saltholdig vann) i selve strandkanten (ut til ca. 40-50 cm dyp) øke. Dette kan også føre til visse problemer ved utøvelse av fiske. Karakteristisk nok er det gjerne fiskere som benytter faste redskap på grunne områder, som først blir oppmerksomme på den forandring som har foregått, mens folk flest foreløpig ikke reagerer. Ut fra vannets kjemiske sammensetning kan man på dette utviklingsnivå knapt spore noen forandring. Det maksimale algevolum varierer i området $0.4 - 3 \text{ mm}^3/\text{l}$ og total årlig fosfor- og nitrogenbelastning pr. m^2 innsjøoverflate er henholdsvis ca. 0.2 g P og ca. 5 g N. For store dype innsjøer med stort vannvolum i forhold til overflaten, som f.eks. for Mjøsa, ligger denne belastningsgrensen antakelig noe høyere.

Ved ytterligere nærings salttilførsler øker produktiviteten og algemengden i innsjøens frie vannmasser. Forskyvningen de ulike arter imellom blir mer markert, samtidig som nye mer næringskrevende arter begynner å innfinne seg. Derved er store økologiske forandringer i ferd med å skje. Det inntreffer gjerne en masseutvikling av kiselalger og blågrønne alger, mens andre rentvannsarter helt forsvinner. På grunn av dårlige lysforhold vil vegetasjonsgrensen for høyere vannplanter såvel som for

fastsittende kiselalger forskyves mot grunnere områder. Blant dyreplanktonet skjer det også forskyvninger, og f.eks. forsvinner en oligotrof-indikerende art som vannloppen *Holopedium*. Bunndyrene blir normalt i noen grad stimulert under den første fase i eutrofiutviklingen på grunn av større tilgang på næringsstoffer (algeproduksjon) (Wiederholm 1974). En betydelig ubalanse mellom konsumenter og produsenter oppstår i økosystemet, særlig gjelder dette de frie vannmasser.

Forandringene i selve innsjøen blir mer markert med tydelig vegetasjonsfarging av de øvre vannmasser, sterkt redusert siktedyp og til sine tider oppblomstring av blågrønnalger på sensommeren. Strendene, bryggepeler og båter blir til dels overtrukket med trådformede grønnalger. Det oppstår praktiske problemer, f.eks. misfarging og dårlig smak på drikkevannet, gjentetting av filtre, estetisk mindre tiltalende badevann, nedslamming av garn og andre fiskeredskaper. Denne utvikling øker i takt med økt nærings saltbelastning. En slik mer drastisk forandring skjer som regel når det maksimale algevolum når området $3-5 \text{ mm}^3/\text{l}$ (Vollenweider 1968, Hobbie pers. med.). Den årlige fosfor- og nitrogenbelastning pr. m^2 overflate er nå henholdsvis fra 0.2 til 0.5 g P og 5 til 10 g N. Tilstanden medfører dessuten høy pH og overmetting av oksygen i overflatelagene under produksjonsperioden. I dyplagene og bunnområdene er det et betydelig oksygenforbruk. Utviklingen har nådd et nivå da almenheten blir mer klar over innsjøens forandring.

Ved en stadig økende nærings saltbelastning øker algemengden ytterligere. Algesamfunnene domineres på sensommeren i stadig større grad av blågrønnalger - algeblomst blir stadig mer vanlig. Ytterligere forandringer av faunaen skjer ved at mer eutrofibestående arter som eksempelvis fiskene abbor, mort og brasme, blir mer vanlig. Det samme er tilfelle når det gjelder bunnfaunaen i mer belastede områder (Vallentyne 1974).

Innsjøen er nå inne i en kritisk periode når det gjelder belastningen av bunnområdene, og risikoen for oksygenbrist foreligger. Det skjer imidlertid ingen hurtig og markert forandring før nærings salttilførselen til innsjøen øker vesentlig, eller større bunnarealer blir oksygenfrie, slik at ytterligere nærings saltmengder som er lagret her, blir frigjort

og tilgjengelig for algene i de øvre vannmasser. Herved forskyves algefloraen ytterligere mot forekomst av blågrønnalger (spesielt arter som *Oscillatoria*, *Microcystis* og *Aphanizomenon*) og masseoppblomstring inntreffer. Mer markert masseoppblomstring foreligger som regel når algevolumet er nådd $10 \text{ mm}^3/1$ (Vollenweider 1968). Denne utviklingsfasen medfører drastiske forandringer for den øvrige flora og fauna. Bunnfaunaen forsvinner så godt som helt fra de helt oksygenfrie bunnområder, og i de øvrige bunnområder påtreffes bare mer motstandsdyktige arter (fåbørstemark og visse fjærmygglarver (Jonasson 1969)). Bl.a. forsvinner relict krepsdyr som er viktige næringsdyr for fisk der slike krepsdyr finnes (Grimås 1970). Fiskefaunaen forandres ved at mortfiskene øker på bekostning av andre mer verdifulle arter som sik, aure, røye og harr. Vannet egner seg lite som råvann for vannverk såvel som til badevann og annen rekreasjon.

Man regner ut fra empirisk grunnlag med at en innsjø er utsatt for en mer alvorlig eutrofiutvikling i tilfelle det årlige fosfor- og nitrogentilskuddet pr. m^2 innsjøoverflate utgjør henholdsvis 1 gram fosfor og 10 gram nitrogen (Vollenweider 1968). Er innsjøen spesielt dyp, ligger verdiene noe høyere, $1,2 \text{ g P/m}^2$ og 18 g N/m^2 innsjøoverflate (Vollenweider 1968). Som regel er da det maksimale algevolum under produksjonsperioden mellom 10 og $20 \text{ mm}^3/1$, men kan selvfølgelig stige ytterligere i forbindelse med større algeoppblomstring. Større innsjøer er nå kommet over i en mer stabil fase på kortere sikt, men i mindre, grunne innsjøforekomster går utviklingen som regel enda lengre, hvorved kraftig H_2S -utvikling og total oksygenmangel inntreffer (Gargas 1972).

5.4.2 Eutrofieringsutviklingen i Mjøsa

Figur 3 er ment å gi et generelt og mer almenpraktisk bilde av eutrofieringsutviklingen i Mjøsa siden begynnelsen av 1900-tallet. Da det ikke er foretatt noen kontinuerlig undersøkelse i Mjøsa som mer eksakt kan beskrive innsjøens utvikling, er figuren fremstilt på grunnlag av:

1. Holmboe (1900) og Huitfeldt-Kaas (1906, 1946) foretok visse undersøkelser i begynnelsen av dette århundre. Fra 1920-årene foreligger en undersøkelse av Braarud, Føyn og Gran (1928).

2. Forholdene fra 1950 og frem til 1972, er beskrevet på grunnlag av intervju materiale fra fiskere og hus/hytteiere rundt Mjøsa, som i lengre tid har hatt så og si daglig kontakt med innsjøen. Tidligere NIVA-undersøkelser og paleolimnologiske undersøkelser av sedimentkjerner som er foretatt er også brukt i denne sammenheng (Mjøsrappporter og Berge 1973 og 1974).
3. Når det gjelder forholdene i den senere tid, er innsamlet materiale i forbindelse med den pågående Mjøsuundersøkelse benyttet.

På grunn av mangelfull kvantitativ metodikk (vertikale håvtrekk) er det vanskelig å få noe eksakt bilde av planktonvolumet som forelå omkring århundreskiftet (Holmboe 1900, Huitfeldt-Kaas 1906, 1946). Materialet tyder imidlertid på små algevolum ($< 1 \text{ mm}^3/\text{l}$), og planktonfloraen så vel som dyreplanktonet savner på denne tiden som fremtredende organismer typiske eutrofiindikerende arter.

Ved de undersøkelser som ble utført av Braarud, Føyen og Gran sommeren 1927, ble det anvendt en kvantitativ metodikk (Nansen-henter) som gir mer pålitelige data og kan, hva prøvetakingen angår, jevnføres med den metoden som er anvendt nå (Ruttner-henter).

Maksimalt algevolum var ved dette tilfelle ca. $0.2 \text{ mm}^3/\text{l}$. Selv om metodene som tidligere er brukt ikke helt kan likestilles med de som i dag brukes, indikerer allikevel dette klart oligotrofe forhold. Sommeren 1927 var imidlertid ugunstig for algeproduksjon, bl.a. på grunn av stor flom. Ved mer gunstige forhold kunne man antakelig ha registrert større algevolum. Både Huitfeldt-Kaas-undersøkelsene så vel som de senere undersøkelser av Braarud m.fl. indikerer at det om våren og forsommeren til visse tider kunne være en ikke ubetydelig utvikling av pennate kiselalger som *Asterionella* og *Melosira*. Dette synes spesielt å ha vært tilfelle i området omkring Hamar og andre lokale områder hvor det trolig forekom algevolum på omkring $1 \text{ mm}^3/\text{l}$. Innsjøen som sådan hadde imidlertid et typisk oligotroft preg (lavproduktiv) med klart gjennomsiktig vann og med rene, lite bevokste stener langs strendene. Man kan imidlertid

muligens på denne tid betegne området omkring Hamar som oligo-mesotroft. (Berge 1973, 1974). Som et kuriosum kan nevnes at det på forsommeren, spesielt ved St.Hans-tider, også på denne tid kunne oppstå små algeoppblomstringer i kortere perioder. Disse oppblomstringene skyldtes grønnalgen *Botryococcus braunii* som i grunne bukter kunne ansamles i betydelige mengder (Huitfeldt-Kaas 1916). Dette fenomen kunne neppe ha hatt noe med menneskelig påvirkning å gjøre, men snarere være en funksjon av betydelig humustilførsel via elver som Brumunda, Flagstadelva og Svartelva, idet dette fenomen var spesielt markert i områder som ble berørt av avløpet fra disse elvene. Algen *B. braunii* er nemlig en art som krever humuspåvirket miljø (Holmgren 1972).

I tidsperioden fra 1920-årene til slutten av 1940-årene synes forholdene i Mjøsa å ha vært stabile, og noen større forandringer synes ikke å ha skjedd i denne tidsperioden (Berge 1973, 1974). I slutten av 40-årene synes Mjøsas hovedvannmasser fortsatt stort sett å ha hatt upåvirkete forhold med stort siktedyp (utenom tidspunkter med stor breslampåvirkning) og rene strender med liten begroing. Innsjøen må også ved dette tidspunkt betegnes som oligotrof, selv om det muligens var skjedd en viss forskyvning i mesotrof retning. Subjektivt bedømt kan algevolumet ha ligget i området $1 \text{ mm}^3/\text{l}$. Den første mer markerte forandring synes å ha inntruffet i begynnelsen av 50-årene, og da i første rekke i Hamar-området inklusiv Furnesfjorden. Her begynte fiskerne i årene 1953/54 å klage over tiltakende "grønske". Denne såkalte "grønske" besto sannsynligvis i dette tilfelle av en kiselalgeforekomst (benthiske former) samt antakelig tiltakende forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* i selve strandsonen.

I de påfølgende år frem mot begynnelsen av 60-årene økte denne påvirkningen i omfang og berørte stadig større deler av Mjøsas sentrale og i en viss grad også sørlige områder. Særlig markert var på dette tidspunkt en tiltakende algebegroing langs strendene i Gjøvikområdet, på Helgøyas nordvestside samt i Hamarregionen - Furnesfjorden. Videre var nå siktbarheten til sine tider markert mindre og vannet ble stadig mer grumsete om sommeren. Store deler av Mjøsa kan således på dette tidspunkt betegnes som mesotrof. Anslagsvis har den maksimale algemengde ligget omkring $1-3 \text{ mm}^3/\text{l}$.

I løpet av de første årene på 60-tallet synes store og mer markante forandringer å ha inntruffet. Algemengden i de øvre vannmasser økte betydelig samtidig som til dels nye og mer eutrofiindikerende (dvs. næringskrevende) arter som f.eks. kiselalger som *Fragilaria crotonensis*, *Diatoma elongatum*, *Stephanodiscus* spp. og *Melosira granulata* var. *angustissima* gjorde sitt inntog (Berge 1973, 1974, Lindstrøm et al. 1973). Blågrønnalger som *Oscillatoria* og *Anabaena* fikk et stadig større innslag ved siden av kiselalgen *Asterionella* og visse større flagellater. Overflatevannet ble i løpet av denne tidsperioden markert vegetasjonsfarget, samtidig som vannets gjennomsiktighet ble ytterligere redusert (gjelder vegetasjonsperioden). Sannsynligvis lå de maksimale algevolumer i området omkring 4-5 mm³/l på dette tidspunkt.

Den første større blågrønnalgeoppblomstring kunne observeres sensommeren 1963 i Furnesfjorden og i områder utenfor Hamar (sannsynligvis masseutvikling av *Anabaena flos-aquae*). Denne tilsynelatende hurtige og markerte utviklingsfase synes i første rekke å ha berørt selve Furnesfjorden og området omkring Hamar. Grønnalgebegroingen langs strendene tiltok også radikalt i løpet av denne tidsperiode og synes å ha berørt stadig større områder. Nå begynte man også å observere visse forandringer, spesielt når det gjelder vannets siktbarhet i Mjøsas nordlige del (bl.a. i området omkring Brøttum).

I de påfølgende år ble algeutviklingen ifølge muntlige utsagn fra lokalbefolkningen vesentlig forsterket i Mjøsas sentrale partier samtidig som utviklingen berørte stadig større områder av innsjøen. I 1969 var algeutviklingen i Furnesfjorden og Hamarområdet spesielt markert og bidro bl.a. til dårlig smak på drikkevannet i Hamar (Holager pers. med., div. avisartikler). Vi kan nærmest betegne denne fasen av eutrofieringen som den tidsperiode da betydelige deler av Mjøsas hovedvannmasser får et mer eutroft preg. Sommeren 1969 ble almenheten og massemedia mer oppmerksomme på forurensningssituasjonen i Mjøsa.

I de senere år har eutrofiutviklingen ytterligere blitt forsterket, særlig når det gjelder Mjøsas sentrale parti, men også i de sørlige deler.

så vel som i de nordligste delene. Markert oppblomstring av blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae* er nå en vanlig og stadig tilbakevendende foreteelse i store deler av Mjøsa på sensommeren. I de sentrale partiene kan man nå som regel registrere maksimale algevolumer på omkring 5-6 mm³/l. I de sørlige områdene er variasjonene fra år til år større, men verdiene ligger som regel omkring 3-4 mm³/l. Når det gjelder den nordligste delen, kan vi også her spesielt på sensommeren og høsten når Lågens innvirkning avtar, registrere betydelig algevolumer som regel på omkring 3-5 mm³/l. Høy pH (>9,0) og overmetting av oksygen i overflatevannet forekommer under produksjonsperioden. Maksimal algeproduksjon er blitt målt til ca. 2000 mg C/m² og døgn (Furnesfjorden 1975), og årsproduksjonen er anslått til ca. 100 g C/m² og år. En oligotrofiindikerende dyreplankton art som vannloppen *Holopedium gibberum* er nå borte. Fiskearter som mort og brasme har økt betydelig i Furnesfjorden og Hamarområdet, og i dag kan man f.eks. fange brasme på lokaliteter der man tidligere aldri observert denne fisken (muntlig med. lokal-befolkn.). Forekomsten av gjedde, abbor og lake synes å ha økt.

Sammenliknet med den raske og mer gjennomgripende eutrofiutviklingen i begynnelsen av 60-årene, er innsjøen sannsynligvis nå inne i en mer langsom utviklingsfase. Denne fase karakteriseres i første rekke ved at eutrofipåvirkningen mer regionalt forsterkes. Variasjonen fra år til år veksler imidlertid betydelig, beroende på vekslende værforhold og varierende vannføring i Lågen. Et godt eksempel på dette var forholdene i sommersesongen 1973 jevnført med 1974. Den vindfulle sommerperioden i 1974 medførte at algene fikk en mer jevn fordeling over hele innsjøen, i motsetning til situasjonen under den mindre vindrike sommeren 1973 da visse lokaleffekter var mer fremtredende.

Sammenfatningsvis kan vi konstatere at:

- Eutrofiutviklingen begynte for alvor å gjøre seg gjeldende i begynnelsen av 1950-årene.
- I begynnelsen av 1960-årene skjedde en mer markert og til dels drastisk eutrofiutvikling med bl.a. betydelige forandringer av planktonfloraen. Denne utvikling kan betegnes som en overgang fra mesotrofe mot eutrofe forhold.

- I dag er eutrofieringen mest fremtredende i Mjøsas sentrale partier og særlig i områdene omkring Gjøvik, Hamar og Furnesfjorden.

Dette gjør seg spesielt gjeldende i sommerperioder med lite vind, mens perioder med kraftigere og langvarig vindpåvirkning fordeler algene over større områder.

- Minst berørt er i dag den aller nordligste delen samt området syd for Tangen. I det første tilfelle er det i hovedsak innflytelse av Lågen som reduserer påvirkningen. Her øker algeforekomsten vesentlig, særlig på sensommeren - høsten når vannføringen i Lågen avtar (mindre fortynning og breslampåvirkning).

I Mjøsas sydligste deler er forurensningsbelastningen fra de omkringliggende områder relativt beskjedne. Forholdene her er derfor først og fremst en funksjon av utviklingen i de øvrige deler av Mjøsa.

Algemasser og næringssalter som produseres/tilføres i mer sentrale og nordlige deler, føres til sine tider sydover med vind og strøm.

5.5 Forurensningsårsaker og forurensningstilstand

Årsaken til eutrofiutviklingen i Mjøsa er en stadig økende tilførsel av næringssalter og andre vekstfremmende stoffer. Laboratorieforsøk med algekulturer har vist at det er fosfor som i denne sammenheng har størst betydning. Fosfor er vekstbegrensende for algene, og tilførsler av fosfor vil derfor stimulere algeveksten. Ved siden av den mer direkte effekt som en økt fosfortilførsel har, bidrar den også til mer indirekte å øke algeproduksjonen. Dette har sammenheng med økt bakterievekst (Thomas 1969), som forårsaker dannelse av vekstfremmende stoffer (Thomas 1963, 1973). Dessuten påskynder bakteriene nedbrytningen av døde alger så vel som annet organisk materiale, hvorved fosfor blir frigjort. Fosfortilførslenes størrelse og fordeling de ulike forurensningskilder imellom, går i noen grad frem av følgende registreringsdata (for Mjøsa):

Tilførsel fra lite produktive områder	ca. 70 tonn/år
Tilførsel fra skogområder	" 20 "
Tilførsel fra jordbruksområder	" 20 "
Diffuse tilførsler	" 50 "
Tilførsler via kloakkvann	" 100 "
Tilførsel via industrielt avløpsvann	" 70 "
<hr/>	
Total tilførsel	ca. 330 tonn/år
Utførsel via Vorma	" 116 "
Lagres i Mjøsa	" 214 "

Fosfortilførselen utgjør i dag en belastning på ca. 1 gram P/m^2 innsjøoverflate. Denne belastningen må sees i relasjon til at man på empirisk grunnlag kan vente at en innsjø er truet av en hurtig eutrofiutvikling hvis den årlige fosforbelastningen tilsvarer 0,2 - 0,5 gram P/m^2 innsjøoverflate (Vollenweider 1968). Dette er under forutsetning av at størsteparten av det tilførte fosforet er eller blir tilgjengelig for algene. Innsjøens dybde og morfologi, vannets kjemiske sammensetning, klimatiske og hydrologiske forhold, spiller imidlertid en betydelig rolle i denne sammenheng. Det har nemlig vist seg at store og dype innsjøer tåler høyere belastning (større fortykningsevne, lavere temperatur, kortere vekstsesong m.m.) enn grunne (Vollenweider 1968). Kalkrike vannforekomster er videre mindre følsomme enn kalkfattige (Mackenthun 1973). Mjøsa må betraktes som kalkfattig.

På empirisk grunnlag har Vollenweider (1968) for store, dype innsjøer anslått en fosforbelastning på opp til 0,6 g P/m^2 innsjøoverflate og år som den høyeste limnologiske akseptable. Han anser en belastning av størrelsesorden 1,2 g P/m^2 og år som særlig alvorlig. Tar man hensyn til vannmassenes teoretiske oppholdstid, bør fosforbelastningen i Mjøsa ikke overskride 175 tonn $P/år$ (ca. 0,5 g P/m^2 innsjøoverflate og år) hvis tilfredsstillende forurensningstilstander skal oppnås (Vollenweider 1974).

Konklusjonen på dette er at den fosforbelastning Mjøsa i dag er utsatt for, har nådd en størrelse som ligger betydelig over den kritiske

grense for hurtig eutrofiutvikling. Belastningen nærmer seg eller har for visse områder nådd en størrelse da en særlig hurtig eutrofiutvikling kan ventes. Av vesentlig betydning i denne sammenheng er, som tidligere nevnt, i hvilken grad tilført fosfor kan brukes av algene. Et fosforbudsjett kan i og for seg aldri helt forklare årsak/virkning i eutrofi-sammenheng. Det er først når man legger biologiske aspekter på de ulike fraksjoner av fosforbidragene, at man kan få en mer riktig forståelse av de forskjellige aktivitetens betydning i denne sammenheng (laboratorieforsøk ved algetester og tidligere erfaring er viktige hjelpemidler (Skulberg 1971 og Gargas 1972)). Faktorer som har stor betydning er:

- I hvilken form (kjemisk sett) tilføres fosforet.
- Diffus kontra mer konsentrert tilførsel.
- Kontinuerlig eller tidsbegrenset utslipp.
- Til hvilke årstider tilførslene skjer.
- Hvilke vannmasser som blir berørt.
- Fosforbelastningens størrelse i forhold til vannutskiftning.

Dette må sees i relasjon til at algeveksten er begrenset til de øverste vannlag, at algene bare kan assimilere (ta opp) fosfor som er løst i vann (PO_4^{4-} -P) (Gargas 1972) at algeveksten i første rekke, hva energi- og nærings-salttilførsel angår, bestemmes av tilførslene pr. tidsenhet. En tilsynelatende høy næringssaltkonsentrasjon (basiskonsentrasjon) i vannmassene ved begynnelsen av produksjonsperioden kan snart bli oppbrukt og begrense fortsatt vekst (Thomas 1973). Ved kontinuerlig utslipp av kloakkvann får algene derimot konstant tilførsel av vekstfremmende stoffer (fosfor, nitrogen m.fl.). Generelt sett kan man vente en betydelig algeoppblomstring hvis man i begynnelsen av vegetasjonsperioden har en tilgjengelig fosforkonsentrasjon på 10 $\mu\text{g/l}$ eller derover (Sawyer 1947) selv om ingen ytterligere tilskudd kommer til. Ved lavere fosforkonsentrasjoner er algeproduksjonen for en stor del avhengig av ytterligere fosfortilskudd hvis noen større algeoppblomstring skal oppstå (Thomas 1973). Her kan nevnes at Mjøsas vannmasser for tiden har en PO_4^{4-} -P-konsentrasjon på ca. 5 $\mu\text{g/l}$ i begynnelsen av vekstsesongen (vårsirkulasjonen). Det er derfor her nødvendig med ekstra tilskudd for kontinuerlig å kunne underholde en stor algevekst.

Hvis man ut fra et mer biologisk perspektiv betrakter fosforbudsjettet, kan man konstatere at tilførselen fra lite produktive områder (70 tonn/år), i dette tilfelle fjellområdene i øvre deler av nedbørfeltet, tross sin størrelse har liten betydning for algeveksten. Dette har sammenheng med at størstedelen av fosforet i dette tilfelle er bundet (apatittfosfor), og således lite tilgjengelig for algene, noe som også er dokumentert ved algetester.

Fosfortilførselen fra skogsområdene kan til en viss grad være direkte tilgjengelig, men hovedmengden er som regel bundet til humuspartikler og annet organisk materiale (Särkkä 1975) og derfor i første omgang lite tilgjengelig for alger. Tilførselen er videre ikke konstant, men hovedsakelig lagt til våren (snøsmeltingsperioden) og i noen grad til høsten i forbindelse med større nedbørmengder (Särkkä 1975). For et naturlig, ikkepåvirket vassdrag, er denne tilførsel fra skogområder av til dels stor betydning, men med stigende menneskelig påvirkning minsker dens relative andel. Innvirkningen av sur nedbør så vel som moderne skogbruk, har i betydelig grad forandret utvaskingsmønsteret av fosfor fra skogsområdene.

Tilførsel fra jordbruksområder (avrenning fra åker og eng) høyner fosforbelastningen ved å tilføre nedbørfeltet ytterligere fosfor (andre nærings-salter) via bl.a kunstgjødsel. Fosfor blir i motsetning til nitrogen, normalt effektivt bundet til jordsmonnet både kjemisk via metaller og via adsorpsjon til jord og humuspartikler (Wild 1950). Særlig er leirpartikler viktige i denne sammenheng (Cooke and Williams 1970, Thomas 1973). En betydelig utvasking av jordbundet fosfor (via erosjonsmaterialet) skjer særlig under våravsmeltingen og ved større nedbørmengder i tidsperioder da jordområdene ligger bare. Økt anvendelse av bløtgjødsel samt spredning av denne på frossen mark i til dels brattlendt terreng (Gudbrandsdalen, områder omkring Mjøsas nordligste deler) er av stor betydning. Under selve vekstsesongen er utvaskingen som regel liten da vegetasjonen effektivt hindrer erosjon på grunn av sin jordstabiliserende effekt. Fosfortilførsel via erosjonsmateriale har antakelig ikke i første omgang så stor direkte effekt for algene, men på lang sikt vil fosforkonsentrasjonen i bunnsedimentene så vel som i vannmassene for øvrig, bygges opp.

Diffuse tilførsler er bl.a. overflateavrenning fra tettsteder, kloakkavrenning fra spredt bebyggelse, siloavrenning, avrenning fra dyrestaller, fosfortilførsel via nedbør osv. Dette er en samling aktiviteter som til dels har stor betydning i eutrofieringssammenheng ved at de bidrar med betydelige mengder direkte assimilerbar fosfor. Videre forekommer de til en viss grad som punktutslipp med høy konsentrasjon, (eksempelvis silopressaft og utsig fra større dyrestaller). I forbindelse med stadig tiltakende luftforurensning har fosforbelastningen via nedbøren økt (Ahl 1975). Ved utbygging av bedre dreneringssystemer i jordbruksdistrikter tilføres nå vassdragene i betydelig høyere grad mer diffuse forurensninger fra spredt bebyggelse. (Baalsrud 1975).

Den fosforkilde som uten tvil spiller størst rolle i eutrofieringssammenheng, er kommunalt avløpsvann. Fra byene og de større tettsteder tilføres Mjøsas overflatelag på denne måte daglig betydelige fosformengder (ca. 0,1 - 0,2 tonn) hvorav en stor del er direkte tilgjengelig (assimilerbart) for algene. Siden i begynnelsen av 50-årene er det blitt stadig større bruk av fosfatrike produkter i husholdningsarbeidet. Dette har stor betydning ved at eksempelvis vaskemidlenes polymere fosfater hurtig spaltes hydrolyttisk til orto-fosfat (PO^4-P).

Ved siden av at kloakkvannet inneholder store mengder fosfor og nitrogen, inneholder det også andre vesentlige elementer som begunstiger algevekst (Rodhe 1948, Fogg 1963, Skulberg 1971).

Tilførselen fra industribedrifter er i denne sammenheng vanskeligere å vurdere, og hver industriaktivitet må behandles for seg. Stort sett kan det imidlertid sies at industriaktiviteter med kontinuerlig utslipp av direkte assimilerbart fosfor, som f.eks. tidligere var tilfelle med Mctalembalage A/S i Ottestad, har til dels stor direkteeffekt. Treforedlingsindustriens (spesielt celluloseindustrien) kontinuerlige bidrag består i første rekke av organisk bundet fosfor som umiddelbart er lite tilgjengelig for algene. På lengre sikt kan imidlertid dette bidrag være vesentlig. Tilførsler av store mengder organisk materiale kan indirekte øke fosfortilskuddet ved å skape oksygenfrie bunnområder, hvorved fosforet løses ut fra sedimentene. En annen faktor som nedsetter utslippenes direkte effekt, er at fosforkonsentrasjonen normalt er lav på grunn av de store vannmengder som anvendes.

Potetindustrien er i denne sammenheng av stor betydning dels ved stort fosforbidrag og dels ved bidrag med en rekke andre komponenter som er viktige for algevekst. Produksjonstidspunktet (høst/vinter) bidrar imidlertid til å begrense den mer direkte effekt av disse utslipp.

Konklusjonen på dette er at de mest akutte forurensningskildene i denne sammenheng er de større kloakkutslipp, men også industri og jordbruksaktiviteter bidrar i høy grad både når det gjelder løst fosfat-fosfor og organisk bundet fosfor som senere kan omdannes og derved virke stimulerende på algevekst.

Viktige naturgitte faktorer som ved siden av næringssaltene og rent biologiske faktorer, påvirker algefloreans sammensetning, fordeling og produksjonsforhold er:

- Temperatur
- Lystilgang
- Turbulensforhold
- Gjennomstrømning

De ulike faktorene er imidlertid intimt knyttet til hverandre, og det er i praksis vanskelig å fremholde en faktor uten å berøre de andre. Temperaturen er en faktor av stor biologisk betydning ved at den påvirker samtlige metaboliske prosesser, såvel anaboliske som kataboliske. Temperaturen påvirker algenes delingshastighet (veksthastighet hos bestanden) og assimilasjonsaktivitet. Når temperaturen øker, skjer celledeling oftere samtidig som assimilasjonsaktiviteten øker. Stigende temperatur stimulerer også bakterieaktiviteten (nedbrytning av organisk stoff). Derved frigjøres viktige næringsstoffer og andre vekstfremmende stoffer. På forsommeren virker lav temperatur dempende på produksjonen, og mer påtakelig algeforekomst får vi først når temperaturen er nådd ca. 7-8°C. Betydelig algeproduksjon (400-2000 mg C/m² og døgn) får vi i Mjøsa først når temperaturen i overflatevannet er nådd 16°C. Knöpp (1960) nevner at det ikke skjer noen påtakelig algeproduksjon før temperaturen er over 12°C. Likevel kan biomasse og antall individer være av betydelig størrelse selv ved lavere temperaturer (spesielt gjelder dette utover høsten).

Ikke bare algesamfunnets størrelse og produksjon påvirkes av temperaturen, men også dets sammensetning. Mange vår- og forsommerformer opptrer om høsten - noe som sannsynligvis også beror på temperaturen. Av stor betydning i denne sammenheng er at mange av de blågrønne algearter som danner generende vannblomst i mer høyeutrofe innsjøer, krever relativt høye temperaturer før masseutvikling inntreffer (som oftest $\geq 17^{\circ}\text{C}$, ca. 20°C for *Microcystis* spp.) (Holmgren 1972, Lund 1969). Stepanek (1963) nevner bl.a. at blågrønnalgeblomstringer av større omfang ikke forekommer i sjøer med middeltemperatur under 11°C . *Oscillatoria rubescens* er her et unntak, idet den i naturen som oftest er en kaldtvannsform (optimal temperatur omkring 4°C . (Holmgren 1972)). Som regel ligger overflatetemperaturen i størsteparten av Mjøsa på omkring 17°C på høysommeren, og det er bare på varme og stille dager i juli og august vi har temperaturer på over 20°C . Ut fra det som er nevnt ovenfor, kan det konstateres at høye temperaturer forsterker algeutviklingen, mens lave temperaturer tjener som en dempende faktor. Med unntak av spesielt ekstreme temperaturer er likevel temperaturen i seg selv ikke den avgjørende faktor for algesamfunnet. Som regel er kjemiske og biokjemiske faktorer av større betydning i denne forbindelse, dvs. næringssaltene og deres omsetningshastighet (Mortimer 1969).

På grunn av stort dyp og stort vannvolum i forhold til overflaten, oppvarmes Mjøsas vannmasser langsomt. Vårsirkulasjonen er lang og gjennomgripende. Dette har stor betydning når det gjelder å fortynne og spre tilførte forurensningsstoffer. Vekstsesongen for mer varmekrevende alger blir også derved forkortet.

En meget viktig faktor i denne sammenheng er dannelsen av et sprangsjikt. Når sprangsjiktet først er etablert, skjer en hurtig oppvarming av de øvre vannlag ved at den termiske lagdelingen effektivt stenger ute kontakten med vannmasser på større dyp.

Et velutviklet sprangsjikt bidrar videre til at de vannvolum som tilføres næringssalter, reduseres sterkt. Sprangsjiktet befinner seg i sommerperioden på omkring 15-20 m dyp, og dette skulle således teoretisk sett medføre at det vannvolum som på denne tid påvirkes av forurensningstilførsler, bare er ca. 10% av det totale volum.

Konsentrasjonen av viktige næringssalter, som f.eks. fosfor, øker på denne måten på grunn av mindre fortynningseffekt. Samtidig øker omsetningshastigheten (turn over time) dels på grunn av økt bakterieaktivitet (høyere temperatur) og dels ved at en større del av døde alger og annet organisk materiale holdes tilbake i de øvre vannlag. Dette gjelder også i høy grad levende alger som får større tilgang på lys. Vinden kan nå lett og effektivt skyve Mjøsas overflatelag over store områder av innsjøen (vindindusert overflatestrøm kan nå hastigheter på 0,2 m/s). Dermed kan kontinuerlige og konsentrerte næringssaltutslipp f.eks. fra Hamar og Gjøvik hurtig bli transportert til andre, mindre påvirkede områder. Bl.a. av denne grunn kan det til sine tider være betydelig algeproduksjon også i Mjøsas sørlige områder hvor forurensningsbelastningen ellers er liten. Strømningsmønsteret i Mjøsa bidrar til at nedsynkende alger blir fordelt over store områder, samtidig som lokale, større algeoppblomstringer reduseres. Det er bare under lengre perioder med stille vær mer arealmessig begrensede fenomener opptrer.

Lågens vannmasser som har lavere næringssaltkonsentrasjon enn vannmassene i Mjøsa (spesielt markert under flom), har en fortynnende innvirkning. Dette medfører at algene på grunn av Lågen-vannets innblanding, får mindre tilgang på bl.a. fosfor, og algeveksten vil på denne måten hemmes. Den største og mest fremtredende effekt har man i den nordlige delen av Mjøsa (nord for Gjøvik). Mjøs vannets temperatur, spesielt overflatetemperaturen, og dannelsen av et sprangsjikt, er av fundamental betydning ved at de vannmasser som blir påvirket av Lågen, reduseres vesentlig volummessig sett, i motsetning til om Lågen vannet skulle blandes inn i hele Mjøs vannmasser. Videre kommer en betydelig del (ca. 60% i tidsrommet juni - august) av den totale årsavrenning nettopp i den periode da Mjøsa har en termisk lagdeling. Derved øker Lågen vannets fortynnings- og utspylingssevne betraktelig. Denne påvirkning skjer nettopp i de vannlag der den største algevekst og biologiske aktivitet foregår og hvor man samtidig har den største forurensningstilførsel. Spesielt under flomsituasjoner får Lågen vannet en gjennomgripende effekt for hele Mjøs øvre vannlag. Ruttner (1964) har bl.a. påpekt den viktige faktor utspylingseffekten via større tilløp utgjør for Alpesjøenes planktonflora, som i visse tilfeller helt eller delvis kan slås ut ved flomsituasjoner.

Om våren er Lågenvannet varmere enn Mjøsas vannmasser og bidrar i denne tidsperiode til å varme opp Mjøsas øverste vannlag. Dette er særlig markert i den nordlige delen og bidrar til å bygge opp et sprangsjikt. Under høy- og sensommeren og høsten er imidlertid Lågenvannet kaldere enn Mjøsas øverste vannmasser og vil derved virke som en dempende effekt når det gjelder oppvarmingen av de øverste vannmasser. Dette er spesielt tilfelle i vindfulle perioder som bevirker større turbulens i det øverste vannlaget og dermed medvirker til en effektiv innblanding av Lågenvannet. Under lengre perioder med stille og varmt vær, kan vi til tross for Lågens innvirkning, få høye temperaturer i det øverste vannlag. Dette beror på at Lågenvannet i denne perioden i hovedsak bare påvirker den nedre delen av vannmassene som ligger over sprangsjiktet (epilimnion), og således i mindre grad berører de aller øverste sjikt.

I slike perioder, særlig når vannføringen i Lågen er liten, er forholdene gunstige for algeproduksjon, og det kan oppstå mindre oppblomstringer av blågrønnalger. Totalt sett har imidlertid Lågen også i dette tilfelle en temperaturdempende effekt på vannmassene over sprangsjiktet.

Om høsten når Lågenvannet avkjøles hurtigere enn overflatevannet i Mjøsa, har det en mer direkte avkjølende effekt. Vannføringen er i denne perioden normalt liten, og dette reduserer avkjølingseffekten. Disse forhold gjør seg først og fremst gjeldende i den nordlige delen av Mjøsa, og bidrar bl.a. til å påskynde islegging. Et markert skille synes i denne sammenheng å gå i området utenfor Moelv.

På grunn av at store varmemengder lagres i Mjøsa i løpet av sommeren, samt at vindpåvirkningen (høst og vinter) stadig bidrar til å føre varmere vann fra dypere lag til overflatelagene, får vi en meget lang og gjennomgripende høstsirkulasjon og vintersirkulasjon. Bortsett fra i Mjøsas nordlige deler og de innerste deler av Furnesfjorden, legger isen seg sent, og da i forbindelse med lengre perioder med stille og kaldt vær, gjerne i kombinasjon med snøfall. Visse år skjer det ingen islegging i det hele tatt, og vi får dermed en omblending av vannmassene i løpet av hele vinterperioden.

Dette er av stor betydning i forurensningssammenheng ved at man i lengre perioder får en effektiv innblanding av tilførte forurensningsstoffer i

betydelige vannmasser, og konsentrasjonsnivået blir dermed lavt. Videre tilføres de dypere bunnområdene betydelige oksygenmengder, noe som ikke er tilfelle under lengre stagnasjonsperioder. Den markerte oksygenreduksjonen i de dypere vannmasser i de nordlige deler så vel som i de indre delene av Furnesfjorden, der isleggingen inntreffer tidlig, indikerer dette. På grunn av den korte isleggingsperioden avkjøles store vannmasser effektivt i løpet av vinteren, og våroppvarmingen kommer sent.

Isleggingsperiodens lengde er av betydning, ikke bare når det gjelder tilførselen av oksygen til bunnområdene samt medvirkning til nedkjøling av vannmassene, men også når det gjelder konsentrasjonen av tilførte næringssalter. Isleggingen medfører at vindens innvirkning uteblir, og strømningsmønster og turbulensforhold endres radikalt. Dessuten vil Lågenvannet bare berøre de øverste vannlag (like under isen), samtidig som dens innvirkning reduseres betydelig på grunn av lav vintervannføring. Dette medfører at forurensningsutslippene får mer lokal virkning. Bl.a. vil områder lokalt i enkelte regioner bli sterkt anrikt med næringssalter. Furnesfjorden er et eksempel på et område der dette er spesielt markert. De markerte algeoppblomstringer som fant sted på forsommeren 1972 og 1976, kan i stor grad være en funksjon av dette i kombinasjon med en varm og vindfattig værtype utover våren. Derved ble Furnesfjordens øverste vannlag hurtig oppvarmet samtidig som næringssaltkonsentrasjoner (basiskonsentrasjoner) i denne delen av Mjøsa var høy.

Sollyset er av avgjørende betydning for algene og utgjør selve energikilden for fotosynteseprosessen. Lyset er en begrensende faktor bare på større dyp under sommerperioden. I forbindelse med et velutviklet sprangsjikt, store algemengder, særlig oppblomstring av blågrønne alger i overflatelagene, vil lystilgangen til de dypere partier bli begrenset. Selvskygging (Talling 1960, 1965, Steeman-Nielsen 1962, Lund 1969). På grunn av små gassvakuoler (gassblærer) hos blågrønnalger, kan disse akkumuleres i overflatelagene - turbulensen vil ha liten innflytelse i dette tilfelle. Høy turbiditet (stort annet partikkelinnhold) bidrar til å redusere lystilgangen på grunn av lysabsorpsjon og stor refleksjon (Lund 1969). Dette forhold finner vi som regel i humusrike og/eller leire- eller breslampåvirkede vannforekomster (Williams 1964, 1966). I Mjøsas øverste vannlag er lystilgangen god under sommerperioden,

og den er neppe noen vekstbegrensende faktor utenom perioder med stor breslamtilførsel. Det er særlig den nordlige delen av Mjøsa som er utsatt i denne sammenheng.

Breslampartiklene tjener også som adsorbsjonskjerner for bl.a. løst fosfor. Adsorbsjonsevnen bestemmes foruten av kjernens størrelse og sammensetning også av den adsorberende mengden kontra mengden i løsning, dvs. at høy fosfatkonsentrasjon resulterer i høy fosfatadsorbsjon. Når den løste fosfatmengden i vannet er lav, skjer en utløsning av fosfor fra adsorbsjonskjernene.

Det er særlig innenfor de nordlige områder - fra Lillehammer og sydover til Moelv - Gjøvik - man kan regne med betydelig fosfatadsorbsjon via breslammet. Dette forsterker ytterligere Lågenvannets fortynningsevne kontra algenes fosfatassimilasjon selv om adsorbsjonsevnen i dette tilfelle er liten. Videre må man regne med en viss sedimentasjonseffekt, dvs. breslampåvirkningen kan nærmest sammenliknes med et kjemisk renseanlegg.

Den hovedsakelige breavsmeltingen skjer i perioden juli/september, dvs. noe senere enn selve snesmeltningen i høyfjellet. En mindre vannføring (dvs. mindre fortynningsevne) i denne tidsperioden blir i noen monn oppveid av større breslampåvirkning. Breslamtilførselens størrelse varierer med varierende klimatiske forhold fra år til år.

Gjennomstrømningen har stor betydning når det gjelder transport av så vel alger, som næringssalter og andre forurensningskomponenter fra et innsjøområde til et annet, og også når det gjelder transporten ut av Mjøsa totalt sett. Særlig i forbindelse med den første vårflommen når Lågenvannet direkte påvirker selve innsjøoverflaten, er denne effekt særlig fremtredende. Dette har bl.a. stor betydning når det gjelder å spre organiske stoffer til store bunnområder hvorved belastningen pr. overflateenhet avtar. Videre bidrar Lågens gjennomstrømning i det øverste vannlag til å danne nordgående kompensasjonsstrømmer som ved medrivning etter

hvert blandes inn i overflatelagene. Disse kompensasjonsstrømmenes innblanding i de øverste vannlag - noe som skjer i den horisontale kontaktsonen Mjøsa-Lågen - har også en avkjølede effekt ved at de tilfører overflatelagene kaldere vannmasser fra de dypere lag. Dette er særlig markert under flomsituasjoner.

Blant ytterligere viktige faktorer som kan nevnes i denne sammenheng, er Mjøsas topografi og store dyp (middeldyp 153 m). Dette bidrar til at man i relasjon til det algeproduserende sjikt får store bunnområder, hvorved belastningen pr. overflateenhet innsjøbunn reduseres betraktelig.

Dette er særlig tilfelle i de sentrale og sørlige delene. Ved at det til dels er bratt bunntopografi, kan raseffekter og ansamlinger innenfor visse partier inntreffe. Stort sett er imidlertid belastning pr. tidsenhet og overflateenhet liten i disse områdene, men den har selvfølgelig økt i forbindelse med økt eutrofiering og forurensningstilførsler av organisk natur. Videre må dette sees i relasjon til at vannmassene i de dypere lag er rike på oksygen. Dessuten bidrar den lave temperatur man har gjennom hele året til at nedbrytningsprosessene går langsomt, slik at oksygenforbruket pr. tidsenhet blir lite. Den største algemengde blir imidlertid nedbrutt i de øvre vannlag (Ohle 1962, Bloesch 1974, Stadelmann 1971).

Innsjøens utforming i kombinasjon med strømningsmønsteret medfører at de sentrale vannmasser mer direkte berøres av forurensningstilførsler. Dessuten finnes ikke vikar og beskyttede områder. De eneste områder som i dag i mindre grad påvirkes av de sentrale vannmassene, er Akersvika og i noen grad den innerste delen av Furnesfjorden nord for Framnesbrua samt indre Tangervika. Mer beskyttede vikar og skjærgårdspartier utgjør normalt effektive bufferzoner, og dette er f.eks. tilfelle i Mälaren og Vänern (Grimås 1970), hvorved de sentrale partier blir mindre påvirket. Mangel av mer beskyttede områder bidrar likevel til at mer utpregede lokaleffekter ikke oppstår. Det er bare i Akersvika man i dag har ekstremt høy algeforekomst av lokal karakter.

Det kan også være av en viss interesse å merke seg at det ikke finnes innsjøer i nedre deler av tilløpselvene (unntak Vikselva). Innsjøer kan være effektive fosforfeller og tjener således som buffersoner for vassdraget nedenfor.

Det er altså en rekke naturgitte forhold som i vesentlig grad reduserer og demper forurensningsutviklingen i Mjøsa. De viktigste kan sammenfattes i følgende tre punkter:

- Liten overflate i forhold til vannvolum og dyp (stor fortynningskapasitet, lange og gjennomgripende sirkulasjonsperioder, sen oppvarming og dannelse av sprangsjikt, store oksygenreserver, innsjøens dybde og utforming medfører liten belastning pr. flateenhet av bunnområdene).
- Innsjøens utforming skaper spesielle og markerte strømningsforhold som ytterligere forsterker fortykningsevnen.
- Stor vannføring i Lågen sommerstid (stor fortykningsevne, stor utspyling av alger og næringssalter, nedsatt oppvarming av de øverste vannlag, stor turbiditet - nedsatt innstråling, breslammets adsorpsjonsevne m.m.).

Vorma-Glåma-systemet

De biologiske forhold i Vorma-Glåma-systemet er hittil lite undersøkt, men på grunnlag av de observasjoner som foreligger (Skulberg 1971, Lindstrøm et al. 1973 og befaringer i 1973 og 1974), kan det nevnes at elveavsnittet først og fremst bærer preg av forholdene i Mjøsa. Det skjer en markert algedrift fra Mjøsa, spesielt i sommerhalvåret, som kan påvises helt ned til Øyeren, og som påvirker denne innsjø og forholdene nedstrøms (Skulberg 1971).

Nedstrøms Eidsvoll, og spesielt nedstrøms tilløpet fra Andelva, er vannmassene også belastet med organisk materiale på grunn av tilførsler fra i første rekke utslipp fra sulfittfabrikken i Bønsdalen. En markert saprobiert tilstand gjør seg her gjeldende. Deler av bunnen er til sine tider bevokst med bakterien *Sphaerotilus natans* og soppen *Leptomitius lacteus*. Dette er spesielt markert vinterstid og har antakelig sammenheng med en lavere vannføring og at beitingen er mindre på denne årstid.

Den heterotrofe begroingen (saprobieeringen) gjør seg til dels gjeldende på hele strekningen ned til Vormsund, men er mindre markert i den nedre delen, hvilket bl.a. viser seg ved at soppen og bakteriekoloniene (*Sphaerotilus*) ofte er overtrukket av en brunaktig kiselalgepåvekst, til forskjell fra området nærmere Andelvas utløp, der disse er betydelig kraftigere og hvite i fargen. Den heterotrofe begroingen medfører til sine tider betydelig drift i vannmassene. Ved store vannføringer er som regel forholdene bedre, og da er det ikke noen påtakelig visuell forekomst av verken sopp eller bakterien *Sphaerotilus*.

Eutrofieringspåvirkningen særlig nedstrøms Eidsvollområdet, er også betydelig, og til sine tider er det stor drift av bunnlevende alger i vannmassene. Spesielt har den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* periodevis masseutvikling, og bl.a. har dette i likhet med soppdrift, medført problemer i forbindelse med utøvelse av fiske (Skulberg 1967).

Forurensningssituasjonen kan i korthet sammenfattes på følgende måte:

- I overflatelagene har Mjøsa et høyt innhold av bakterier - både coli-forme bakterier og kimtall.
- I de senere år har det i sommerhalvåret vært betydelig oppblomstring av alger over hele Mjøsa. Maksimalt algevolum i sentrale partier ligger omkring $5-6 \text{ mm}^3/1$. Maksimal algeproduksjon pr. døgn er målt til ca. 2000 mg C/m^2 , og årsproduksjonen er beregnet til ca. 100 g C/m^2 som er mer enn det dobbelte av hva som totalt sett tilføres av organisk stoff pr. år.

- Dyreplanktonet har en annen sammensetning nå enn ved århundreskiftet. Enkelte oligotrofiindikerende arter er forsvunnet, mens andre mer eutrofitilpassede arter er kommet til.
- Planktonproduksjonen er årsak til et høyt innhold av organisk og partikulært materiale. Til sine tider er tørrstoffinnholdet (partikulært) større enn 3 mg/l i overflatelagene om sommeren. I utpregede eutrofierte (høyeutrofe) innsjøer her i landet (Gjersjøen - Kolbotnvatn) er tørrstoffinnholdet vanligvis 6-7 mg/l i overflatelagene om sommeren. I oligotrofe eller næringsfattige innsjøer er det partikulære tørrstoffinnholdet vanligvis <0,2 mg/l.
- Nedbryting av organisk materiale (tilført og produsert) medfører oksygensvinn i dyplagene. I lokale områder av Mjøsa, som f.eks. syd for Lillehammer (Lillehammer - Moelv) samt innerst i Furnesfjorden, er dette forbruk meget markert i de bunnære vannmasser vinterstid.
- Rent lokalt er mindre bunnområder totalt oksygenfrie, og høyere organismerliv er her utslått.
- Middelerdien for vannets innhold av total fosfor og total nitrogen er i Mjøsa henholdsvis ca. 10 µg P/l, og ca. 400 µg N/l. Tilsvarende verdier for lite produktive innsjøer på Østlandet er <5 µg P/l og <200 µg N/l.
- Den årlige fosfortilførselen tilsvarer i dag en fosforbelastning på ca. 1 gram P/m² innsjøoverflate. Ut fra empirisk grunnlag er en vannforekomst truet av en hurtig eutrofiutvikling hvis den årlige fosforbelastning tilsvarer 0,2-0,5 g P/m² innsjøoverflate.

Man kan vente spesielt alvorlig eutrofiutvikling når belastningen når en størrelse av 1 g P/m² innsjøoverflate. Innsjøens hydrologi, dybde og morfologi spiller imidlertid en betydelig rolle i denne sammenheng, idet store og dype innsjøer tåler høyere belastning enn grunne, og innsjøer med stor gjennomstrømning tåler mer enn innsjøer med liten gjennomstrømning.

LITTERATURLISTE

- Ahl, T. 1975. Närsaltkällor - En översikt, Eutrofiering. NORDFORSK, publikation 1975:1, 99-133
- Baalsrud, K. 1975. Om betydningen av drenering og markutnyttelse for mindre vassdrag. N.J.F. 15. Congress i Reykjavik
- Berge, D., Rognerud, S. 1976. Primærproduksjon i Mjøsa 1975 og Losna 1974-75, I manuskript
- Berge, F. 1973. En undersøkelse basert på fossile diatomeer i en sedimentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 1. 31 p.
- Berge, F. 1973. En undersøkelse av fossile diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Helgøya 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 2. 21 p.
- Berge, F. 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra strandsonen sør for Gjøvik 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 3. 21 p.
- Berge, F. 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Vingrom 1974. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 4. 20 p.
- Bloesch, J. 1974. Sedimentation und Phosphorhaushalt im Vierwaldstättersee (Horwers Bucht) und im Rotsee. Schweiz. Z. Hydrol. Vol. 36, 71-186
- Braarud, T., Føyn, B. & Gran, H.H. 1928. Biologiske Untersuchungen in einigen Seen des östlichen Norwegens, August-September 1927. Avh. Det norske Vidensk.-Akad., Oslo I. Matem. Nat.v.sk.kl., nr. 2:1-37
- Cooke, G.W. & Williams, R.J.B. 1970. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land. Water Treatment and Examination, 19: 253-276
- Digerfelt, G. 1972. The Post-glacial Development of Lake Trummen. Folia Limmol. Scand. 16, 1-104
- Fee, E.J. 1973. A numerical model for determining integral primary production and its application to Lake Michigan. J. Fish. Res. Bd. Can. 30, 1447-1468
- Findenegg, I. 1964. Types of planktic primary production in the lakes of the Eastern Alps as found by the radioactive carbon method. Verh. int. Verein theor. angew. Limmol. 15
- Fogg, G.E. 1963. The role of algae in organic production in aquatic environments. Brit. Phyc. Bull. 2: 195-205

- Gargas, E. 1972. Primærproduktion, Biologi, begrænsende faktorer og spildevandsrensning. Stads- og havneingeniøren 9. 178-187
- Gessner, Fr. 1939. "Die Phosphorarmut der Gewässer und ihre Beziehungen zum Kalkgehalt", Int. Rev. Hydrobiol., 40: 197-207
- Granberg, K. 1975. Primærproduktion, Eutrofiering. Nordforsk publikation 1975:1, 323-328
- Granberg, K. 1975. Eutrofieringssituationen i Finland. Eutrofiering, Nordforsk publ. 1975:1 27-34
- Grimås, U. 1970. Biologiska undersökningar i Vänern, Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. nr. 2: 49 p.
- Holmboe, J. 1900. Undersøgelser over norske ferskvandsdiatoméer. Arch. Math. Naturv. 22: 1-72
- Holmgren, S. 1972. Fytoplanktonets biologi og økologi. Kompendium i Limnologi, Uppsala Limnologiska Institution
- Huitfeldt-Kaas, H. 1905. Planktonundersøgelser i norske vande. Nationaltrykkeriet, Christiania, 199 pp.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser 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
- Hutchinson, G.E. 1969. Eutrophication, Past and Present. S. 17-26 i: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.
- Knöpp, H. 1960. Untersuchungen über das Sauerstoff-Produktions-Potential von Flussplankton. Schweiz. Z. Hydrobiol. 22, 152-166
- Jonasson, P.M. 1969. Bottom fauna and eutrophication. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 274-305
- Lindstrøm, E.-A., Skulberg, R. & Skulberg, O.M. 1973. Observations on Planktonic Diatoms in the Lake-River System Lake Mjøsa-Lake Øyeren-River Glåma, Norway. Norwegian Journal of Botany. Vol. 20 Nos. 2-3 183-195

- Lillevold, L. 1975. Gjersjøen 1972-73. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på phytoplanktonproduksjon og fosfor-nitrogenomsetning. Institutt for Marinbiologi og Limnologi, avd. Limnologi, Universitetet i Oslo, Juli 1975
- Lund, J.W.G. 1965. The Ecology of Freshwater Phytoplankton, Biol. Rev. 40, 231-293
- Lund, J.W.G. 1969. Phytoplankton. S. 306-330 i: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences) 661 s.
- Mackenthun, K.M. 1973. Eutrophication and Biological Associations. Environmental Phosphorus Handbook. John Wiley & Sons, New York. 613-632
- Mortimer, C.H. 1941-42. The Exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J. Ecol. 29: 280-329, 30: 147-201
- Mortimer, C.H. 1969. Physical Factors with Bearing on Eutrophication in Lakes in General and in Large Lakes in Particular. S. 340-368 i: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences) 661 s.
- Norsk institutt for vannforskning. 1967. Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteén 1967. Rapport 1. Beskrivelse og undersøkelse av vannforekomster. Del 2. Gudbrandsdalslågen. Rapport 0-110/65, des. 1967
- Norsk institutt for vannforskning. 1969. Mjøsundersøkelsen. Forberedende rapport. Rapport 0-91/69, 12. nov. 1969
- Norsk institutt for vannforskning. 1971. Ottavassdraget, Sjøa og Gudbrandsdalslågen. Orienterende fysisk-kjemisk og biologisk undersøkelse sommeren 1970. Rapport 0-71/70, februar 1971
- Norsk institutt for vannforskning. 1971. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971. Resultater og kommentarer. Rapport 0-91/69, des. 1971
- Norsk institutt for vannforskning. 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer, Rapport 0-91/69, april 1973
- Norsk institutt for vannforskning. 1974. Vågåvatn. Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limn. undersøkelse 1972. Rapport 0-71/70, april 1974

- Norsk institutt for vannforskning. 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 4. Unders. 1973. Resultater og kommentarer. Rapport O-91/69, oktober 1974
- Norsk institutt for vannforskning. 1975. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 5. Unders. 1974. Resultater og kommentarer. Rapport O-91/69, mars 1975
- Ohle, W. 1951. Der labile Zustand ostholsteinischer Seen, Der Fischwirt, 12, 7 p.
- Ohle, W. 1953 a. Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. Naturwissenschaften 40, 153-162
- Ohle, W. 1962. Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfynamik der Gewässer. Kieler Meeresforsch. 18/3, 107-120
- Provasoli, L. 1969. Algal Nutrition and Eutrophication. S. 574-593 i: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences) 661 s.
- Rodhe, W. 1948. Environmental Requirements of Freshwater Plankton Algae. Experimental Studies in the Ecology of Phytoplankton, Symb. Bot. Uppsal. 10, 1-149
- Rognerud, S. 1975. Fytoplanktonets struktur og produksjon i Heddalsvatn, Norsjø og Bandak i 1975. Delrapport, Telemarksprosjekt (O-112/70)
- Rognerud, S. 1975. Primærproduksjon i Tyrifjorden (Holsfjorden) 1972-73 sammenlignet med Krødern, Sperillen, Randsfjorden og Mjøsa. Eutrofiering, Nordforsk publ. 1975:1 275-281
- Ruttner, F. 1964. Fundamentals of Limnology. University of Toronto press
- Sawyer, C.N. 1947. Fertilization of Lakes by Agricultural and Urban Drainage. J. New England Water Works Assoc., 61, 109 p.
- Skulberg, O.M. 1967. Erfaringer med deskriptive og eksperimentelle biologiske metoder ved resipientundersøkelser i Norge. Limnologisymposium. Helsinki 1966. Limn. forening i Finland 1967 pp. 11-27
- Skulberg, O. 1971. Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster. Forurensning og biologisk miljøvern. Universitetsforlaget, 219-235
- Stadelmann, P. 1971. Stickstoffkreislauf und Primärproduktion im mesotrophen Vierwaldstättersee (Horwer Bucht) und im eutrophen Rotsee, mit besonderer Berücksichtigung des Nitrats als limitierenden Faktors. Schweiz. z. Hydrol. Vol. 33, 1-65

- Steeman -Nielsen, E. 1962. On the maximum quantity of plankton chlorophyll per surface unit of a lake or the sea. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrograph* 47: 333-338
- Štěpánek, M.J. et al. 1963. Waterblooms in Czechoslovakia. *Sbornik Vys. Skoly Chem. Techn. Techn. Vody, Praha* 6, 193-220
- Särkkä, M. 1975. Översikt av olika källor till närsaltutsläpp, Eutrofiering. *Nordforsk, publikation* 1975:1 161-174
- Talling, J.F. 1960. Self-shading effects in natural populations of a planktonic diatom. *Wett. Leben* 12, 235-242
- Talling, J.F. 1965. The photosynthetic activity of phytoplankton in East African lakes. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrograph* 50, 1-32
- Thomas, E.A. 1963. Versuche über die Wachstumsförderung von Cladophora- und Rhizoclonium-kulturen durch Bakterienstoffe. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 73, 504-518
- Thomas, E.A. 1969. The Process of Eutrophication in Central European Lakes. S. 29-49 i: *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington (National Academy of Sciences)* 661 s.
- Thomas, E.A. 1973. Phosphorus and Eutrophication. *Environmental Phosphorus Handbook. John Wiley & Sons, New York*, 585-611
- Vallentyne, J.R. 1974. The algal bowl: Lakes and man. *Fish. Res. Board. Cand. Misc. Spec. Publ.* 22:186 p.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *OECD-report. Water management research*
- Vollenweider, R.A. & Dillon, P.J. 1974. The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research. *Canada Center for Inland Waters*
- Wiederholm, T. 1974. Studier av bottenfaunan i Mälaren. *Statens Naturvårdsverk PM 415/Naturvårdsverkets limnol. unders.* 71. Uppsala
- Wild, A. 1950. The retention of phosphate by soil. A review. *J. Soil. Sci.* 1: 221-328
- Williams, L.G. 1964. Possible relations between plankton-diatom species numbers and water quality estimates. *Ecology* 45: 809-823
- Williams, L.G. 1966. Dominant planktonic rotifers of major waterways in the United States. *Limnol. Oceanogr.* 11: 83-91