NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-64/75

EN LIMNOLOGISK UNDERSØKELSE I 1975

av

Stavanger Interkommunale Vannverks vannkilder

24. oktober 1977

Saksbehandler: cand.real. Hans Holtan

Medarbeidere: cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm
cand.mag. Karl Jan Aanes

Instituttsjef: Kjell Baalsrud

INNHOLDSFORTEGNELSE

		Side
1.	INNLEDNING	4
2.	BESKRIVELSE AV INNSJØENE	5
	2.1 Generell beskrivelse	5
	2.2 Utnyttelse av og virksomhet i nedslagsfeltene	7
	2.3 Geologiske forhold	10
3.	DE UTFØRTE VASSDRAGSUNDERSØKELSER	11
	3.1 Prøvetaking og prøvetakingssteder	11
	3.2 Fysisk-kjemiske forhold	12
	Temperatur	12
	Oksygen	16
	Surhetsgrad, pH	16
	Alkalitet	17
	Konduktivitet	18
	Jern	19
	Klorid	20
	Turbiditet	20
	Siktedyp	21
	Kaliumpermanganatforbruk, $KMnO_4$ og farge	22
	Plantenæringssalter	23
	Algevekstforsøk	24
	Organisk tørrstoff	27
	3.3 De hydrobiologiske forhold	27
	3.3.1 Generelt om de biologiske undersøkelsene	27
	3.3.2 Planteplankton	28
	3.3.3 Dyreplankton	31
4.	DISKUSJON	34
5.	KONKLUSJON	37
6.	LITTERATURHENVISNINGER	39

TABELLFORTEGNELSE

Side

1. Arealfordeling, husdyrhold og befolkning innen nedbørfeltene 10
2. Fysisk-kjemiske analyseresultater, 20. - 24. juni 1975 13
3. Fysisk-kjemiske analyseresultater, 12. - 16. august 1975 14
4. Organisk tørrstoff og algevekstpotensial i vannprøver fra I.V's vannkilder, 1975 25
5. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver samlet i juni og august 1975 30
6. Analyseresultater av krepsdyrplanktonprøver samlet i juni og august 1975 33

FIGURFORTEGNELSE

1. Vannkilder til Interkommunalt Vannverk, Stavanger med limnologiske prøvetakingsstasjoner 6
2. Algevolum og noen fysisk/kjemiske analyseresultater i 1 m dyp 15
3. Organisk tørrstoff (mg/l) og algevekstpotensial (10^6 celler pr. liter) i august 1975 26
4. Kepyrion sp. (pigget), Storavatn 14. august 1975 (montert i 15 eksemplarer) 29

1. INNLEDNING

I brev av 15. mai 1975 ble NIVA anmodet om å foreta en limnologisk undersøkelse av Interkommunalt vannverks (I.V.) vannkilder i Langavatn-, Selstjern- og Stølsvatnfeltet med spesielt henblikk på de biologiske forhold. Bakgrunnen for undersøkelsen er den økende jordbruksvirksomheten i nedslagsfeltet. Man frykter dessuten at den eksisterende virksomheten kan medføre uheldig påvirkning av vannkvaliteten. I.V. ba derfor NIVA om å foreta undersøkelser for om mulig å konstatere en eventuell eutrofieringsutvikling.

Cand.mag. Karl Jan Aanes har stått for utførelsen av feltarbeidet og delvis for innsamling av data. Cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm har vært ansvarlig for sammenstillingen av materialet og utformingen av rapporten. Opplegget ble laget i samråd med Cand.real. Hans Holtan, som har stått som saksbehandler for dette prosjektet.

Blindern, 7. september 1977

Eli-Anne Lindstrøm

2. BESKRIVELSE AV INNSJØENE

2.1 Generell beskrivelse

En oversikt over de undersøkte innsjøene og prøvestasjonenes plassering er gitt i fig. 1.

Interkommunalt Vannverk består av 5 hovedvann med Stølsvatn som det øverste, 295 m o.h. Stølsvatnfeltet er av relativt ny dato og vannet overføres til Selstjernfeltet (Storavatn) via en tunnel. Etter åpning av tunnelen er det mulig å senke vannstanden. Den fremtidige utbygging av vannverkets magasinkapasitet vil foregå i Stølsvatnfeltet med planer utarbeidet for vannene Ytre og Indre Romsvatn, 395-398 m o.h. og Kartavatnet 443,5 m o.h. På grunn av vannstandsvariasjoner med påfølgende tilgrumsing av Stølsvatn vil Dalavatn, som ligger ca. 500 m nordøst for Stølsvatn fremtre som en bedre egnet referanselokalitet enn Stølsvatn i fremtiden.

Storavatnet, 275 m o.h. ligger øverst i Selstjernfeltet. Før oppdemningen besto området av 5 innsjøer, nemlig: Nedre og Øvre Rånavatn, Heiatjørna - Storavatn (det største) og Dybingvatn som ligger øverst. Vannstanden i Storavatn er hevet fra 262 m o.h. til 275 m o.h.

Storavatn har i dag et nedslagsfelt på 11,5 km^2 og en magasinkapasitet på 20 mill m^3, vannet kan senkes 16 m. Ved høyeste vannstand er vannarealet 1,50 km^2.

Tjetlandsvatn (260 m o.h.) som ligger mellom Storavatn og Selstjern, er ikke regulert. Selstjern (201 m o.h.) ligger nederst i Selstjernfeltet. Innsjøen, som er regulert, har et magasinvolum på 0,45 mill m^3 og et magasinareal på 0,14 km^2 når magasinet er fullt. Reguleringshøyden er 4 m. Nedslagsfeltet nedenfor Storavatn er 4,30 km^2. Selstjern er i hovedsak et inntaksbasseng med direkte overføring via en ledning til Langavatn. Ved Hareland går vannet i en foss ned til vannverkets inntaksstasjon, Langavatn. Det har siden 6. april 1972 blitt tilsatt kalk i fossen ved Hareland, i 1975 ble det tilsatt 1143 kg hydratkalk pr. dag. I tillegg

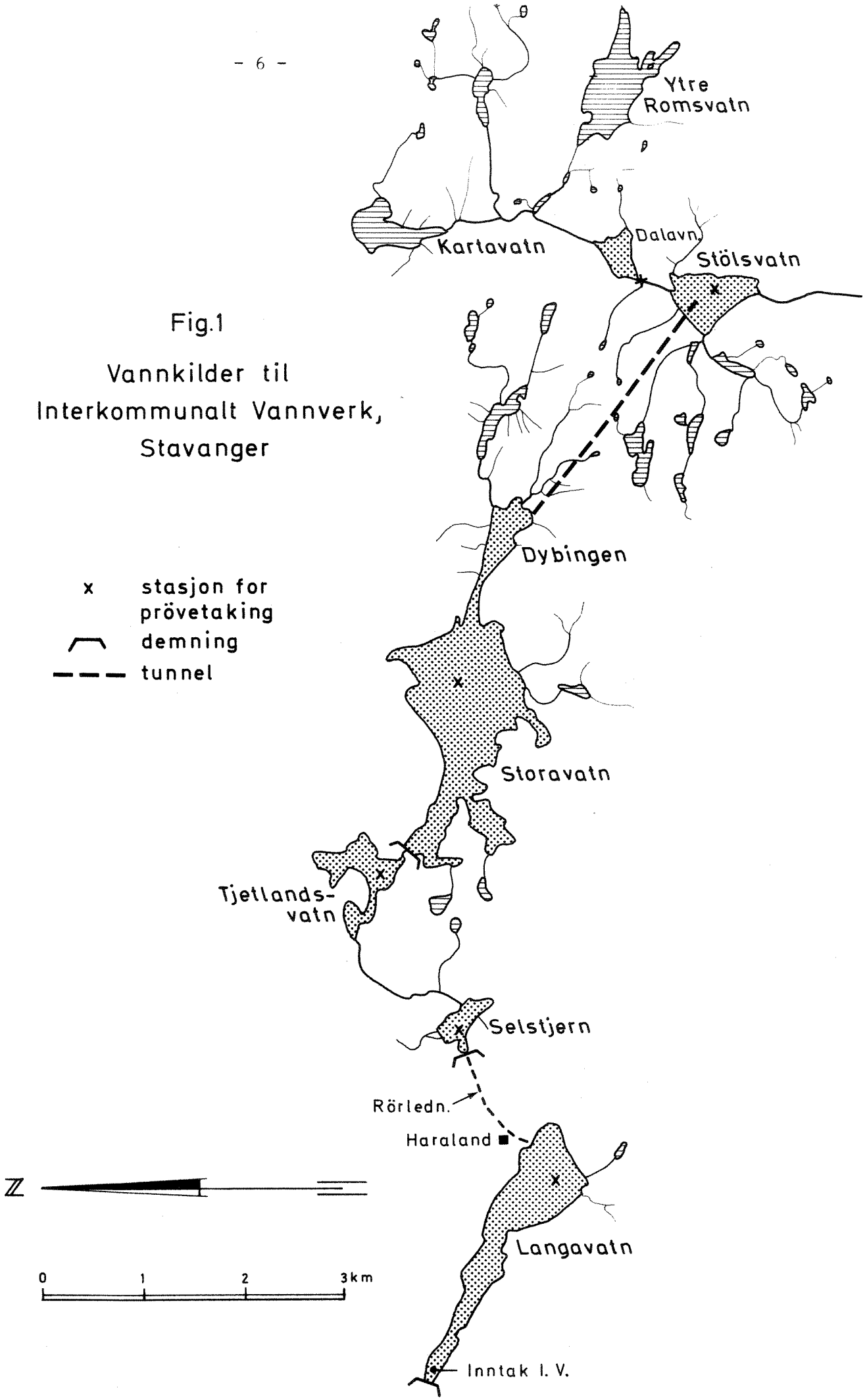


Fig.1

Vannkilder til
Interkommunalt Vannverk,
Stavanger

til dette er det tømt kalkstein i fossen og ved utløpet av Langavatn. Denne kalktilsetningen blir gjort for å holde pH på vel 7, men en er usikker på hvor stor kalkmengden må være for å oppnå denne pH i Langavatn.

Langavatn som ligger 161,7 m o.h. har et magasinvolum på 5,9 mill. m^3 og et magasinareal på 1,05 km^2 når magasinet er fullt. Reguleringshøyden er 6,9 m. Nedslagsfeltet er 3,25 km^2 når de arealer som via avskjærende kanaler ved Eidland og Hareland har avrenning vekk fra Langavatn, er trukket fra. I prøvetakingsperioden ble det tatt ut 1100 l/s fra Langavatn. En forsøker så langt det er mulig å holde en stabil vannstand i Langavatn for derved å unngå utvasking av strandsonen - noe som forårsaker økt farge og partikler i drikkevannet til abonnentene. For å hindre løvfall i vannverkets siler og skape en viss avstand til drikkevannet, er det plantet en del barskog rundt Langavatn.

2.2 Utnyttelse av og virksomhet i nedbørfeltene

Innenfor de undersøkte innsjøenes nedslagsfelt, er jordbruk den eneste virksomhet av betydning.

Når det gjelder Stølsvatnfeltet er det i dag restriksjoner på bruken av nedbørfeltet og tidligere gårdsdrift er nå nedlagt.

I Selstjernfeltet som omfatter Storavatn, Tjetlandsvatn og Selstjern med lokale nedslagsfelt, er det interesse for nydyrking av store arealer til fulldyrket mark og gjødslet kulturbeite. Betydelige arealer er allerede oppdyrket.

Aktiviteten rundt Langavatnet er i dag begrenset til endel kulturbeite. Det er dessuten laget en avskjermende grøft på den ene siden av vannet slik at avrenninger fra dette området ikke renner ut i innsjøen. Det er imidlertid muligheter for nydyrking av ytterligere ca. 200 da. i dette nedbørfeltet.

En del data for arealutnyttelse og befolkning i Storavatn- Selstjern- og Langavatnfeltene er gitt i tabell 1. Her er det gitt en oversikt over vannarealer, nåværende dyrkingsarealer, muligheter for nydyrking, husdyrhold og befolkning.

Tallene for vannareal er beregnet ved vannverket. Data for jordbruksaktivitetene i området er gitt av herredsagronom Einar Dybesland.

Befolkningstallene er beregnet på grunnlag av Bosettingskart (Mandal) basert på folketelling i 1970.

I nedslagsfeltet til Storavatn og Selstjern var det pr. 4/10-1976 328 da. fulldyrket jord, 300 da. gjødslet beite og mulighetene for nydyrking var 900 da. for dyrkingsjord og 1350 da. for gjødslet beite. Ved full oppdyrking vil samlet dyrkingsareal mer enn tredobles og utgjøre ca. 2890 da. eller ca. 18 % av nedslagsfeltet. I tillegg består store deler av nedslagsfeltet av snaumark som blir nyttet til beite, særlig for sau.

I Dalane (Rogaland) som det er naturlig å sammenlikne med, er utnyttelsesgraden i Bjerkerheimsvassdraget og Hellelandsvassdraget henholdsvis 6,3 % og 4,2 % for jordbruksarealet i nedslagsfeltet (Brettum, jan. 1976). Disse vassdragene har den største utnyttelsesgraden i Dalane.

Husdyrholdet i Selstjernfeltet omfatter vesentlig melkekyr og sau. Det er ca. 10 melkekyr og ca. 20 sauer pr. km^2 i nedslagsfeltet. Til sammenlikning er det ca. 4 melkekyr og ca. 21 sauer pr. km^2 i Bjerkerheimsvassdraget, som har den største tetthet av husdyr i Dalane. I Bjerkerheimsvassdraget er det i tillegg en del gris og fjærfe.

Folketettheten i Storavatn - Selstjernfeltet er 4,3 personer pr. km^2.

Jordbruksareal med direkte avrenning i Langavatn er i dag ubetydelig. Folketettheten i feltet er 9,4 peroner pr. km^2.

Tilførslene av gjødselstoffer fra nedbørfeltet er vanskelig å beregne. Foreløpig har man et spinkelt erfaringsmateriale, og det gjør seg derfor gjeldende en betydelig usikkerhet, som også gjenspeiler seg i at ulike kilder angir forskjellige spesifikke avrenningstall for de forskjellige arealtyper og at beregningene til dels gjøres noe forskjellig (se NIVA 1976 a, b for nærmere informasjoner). Det må også ventes at det vil være markerte forskjeller fra ett område til et annet, bl.a. avhengig av klima (herunder nedbørmengde og -mønster), berggrunn, løsavsetninger, jordsmonn, plantedekke, gjødselmengder og gjødslingspraksis. Følgende spesifikke avrenningstall (A i tabell 3) må derfor oppfattes som skjønnsmessige og foreløpige anslag (kg/km^2 og år).

	Nitrogen	Fosfor
Dyrket mark/eng	1200	20
Skog og myr	200	7
Uproduktive områder	120	4

For dyrket mark kan man alternativt (B i tabell 3) gjøre beregningene på basis av kunnskaper om forbruk av kunstgjødsel og produksjon av naturgjødsel (NIVA 1976 b). For sammenligningens skyld er det her også gjort ut fra de oppgitte tall for kunstgjødselforbruk og regnet med utslippsfaktorer på henholdsvis 4% for nitrogen og 0,3 % for fosfor (Mikkelsen et al. 1974).

En faktor som både tilfører vassdraget forurensninger direkte og som dessuten virker inn på avrenningen fra jordbruket, skog, myr og fjellområdene, er den sure nedbøren som på sør- og sørvestlandets heiområder har vist seg å ha alvorlige følger for fiskebestanden. Undersøkelser viser at det også er effekter på andre og laverestående organismegrupper, slik at det virker inn på næringskjedene i en enda videre sammenheng.

Tabell 1. Arealfordeling, husdyrhold og befolkning innen nedbørfeltene.

Nedslagsfelt	Størrelse km^2	Vannoverflate km^2	Jordbruksareal, da.		Mulig nydyrkning, da.		Melkekyr	Sau	Befolkning	
			Fulldyrket	Gjødslet beite	Fulldyrket	Gjødslet beite			Ant. pers.	Pers./km^2
Storavatn	11,5	1,5								
Tjetlandsvatn	4,3	0,25	328	300	900	1350	145	288	70	4,3
Selstjern		0,14								
Langavatn	3,25	1,05	-	noe	200	-			30	9,4

2.3 Geologiske forhold

Vassdragenes nedbørfelter ligger i det sørnorske grunnfjellområdet der de dominerende bergarter er gneiss og granitt. Disse bergartene er sure og harde og forvitrer meget langsomt. Vannet i disse områdene er derfor gjennomgående surt og saltfattig og har liten bufferevne.

Den marine grense i denne delen av landet ligger meget lavt, ca. 8-20 m o.h. Den marine grense markerer de områdene som lå under vann under siste istid. I disse områdene finner en sammenhengende masser av finkornede jordarter, som sand og leire. Over den marine grense består løsavleiringene stort sett av morenejord og sedimenter avsatt i elver og innsjøer.

Jordartene er - i likhet med berggrunnen i området - sure, noe som gjør at løsavleiringen på samme måte som berggrunnen har liten evne til å nøytraliere sur nedbør.

3. DE UTFØRTE VASSDRAGSUNDERSØKELSER

3.1 Prøvetaking og prøvetakingssteder

Materiale til undersøkelsen ble samlet ved to befaringer i tiden 20.-24. juni 1975 og 12.-16. august samme år.

Prøvetakingen omfattet vannprøver til fysisk-kjemiske analyser, til tørrvektbestemmelser og bestemmelse av vekstpotensial. Vannprøvene ble samlet med en Ruttner vannhenter. Siktedypet ble målt ved hjelp av en secciskive og til temperaturmålingene ble det benyttet et vendetermometer.

For å få en oversikt over dyreplanktonforekomstene ble det samlet inn vertikale håvtrekk fra 10 til 0 m dyp, håvens maskevidde var 95 µ. Det ble også samlet 100 ml vannprøver for en kvalitativ og kvantitativ undersøkelse av planteplanktonet. For å skaffe et fyldig referansemateriale til planteplanktonundersøkelser ble det i tillegg samlet horisontale håvtrekk i innsjøene (maskevidde 25 µ og 5 µ).

På grunn av til dels store vannstandsvariasjoner er det bare samlet prøver av begroingsvegetasjonen på noen få lokaliteter. Det har vist seg at i vann som er utsatt for store vannstandsvariasjoner, blir begroingen langs breddene ustabil og lite egnet til å karakterisere lokaliteten.

Prøvetakingsstasjonene er avmerket i fig. 1. Det ble ikke lett spesielt for å finne største dyp i innsjøene, men ut fra topografiske betraktninger og samtaler med folk fra stedet, ble stasjonene valgt i de dypeste områder. Ved prøvetakingen i juni ble det ikke tid til en grundig undersøkelse av Tjetlandsvatn. Det ble bare tatt vannprøver fra en bekk som kom fra nærliggende gårder og fra innsjøens utløp. På grunn av vannstandssenkingen (20 m) i Stølsvatn like før feltarbeidet i august var vannet slammet og brungrått av farge. Derfor ble det ikke tatt prøver i innsjøen i august.

Måling av pH (surhetsgrad) og ledningsevne foregikk i felt. Til pH-målingene ble benyttet et pH radiometer, og ledningsevnen ble målt med ledningsevnemåler (Electronic switchgear).

Forøvrig er alt det kjemiske og biologiske analysearbeidet utført ved NIVA's laboratorier.

3.2 Fysisk-kjemiske forhold

Det er to forhold som i første rekke har betydning for overflatevannets kvalitet i det undersøkte området i tillegg til eventuelle utslipp til vassdragene.

For det første er nedbørfeltenes geologiske oppbygging av en slik karakter (grunnfjell) at den betinger et saltfatting vann med liten bufferkapasitet. For det andre ligger de aktuelle vassdrag i et område som i perioder i sterk grad belastes med forurenset eller sur nedbør. Den dårlige bufferkapasiteten (dvs. vannets evne til å motstå økt forsurning, altså økt H^+-ion-konsentrasjon) gjør disse vassdragene særlig følsomme overfor den sure nedbøren.

De fysisk-kjemiske analyseresultatene er gitt i tabellene 2 og 3; en del er figurmessig fremstilt i figur 2.

Temperatur

Temperaturen er en hovedfaktor for en innsjøs stoffomsetning. En kan skille mellom de direkte virkninger gjennom hastigheten i de biologiske prosesser og de indirekte virkninger ved temperatursjiktninger i vannmassene og derav følgende virkninger på organismer og miljøforhold.

Temperaturmålingene (tabell 2 og 3) viste med unntak av Langavatn at det var forholdsvis god sirkulasjon og svake temperatursjiktninger i innsjøene. I Langavatn som er den dypeste av innsjøene, var sjiktningen kraftig. Når temperaturen ikke var mer enn 4,9°C i 45 m dyp i august, kan det tyde på at bare deler av vannmassene i bunnlagene kommer med i

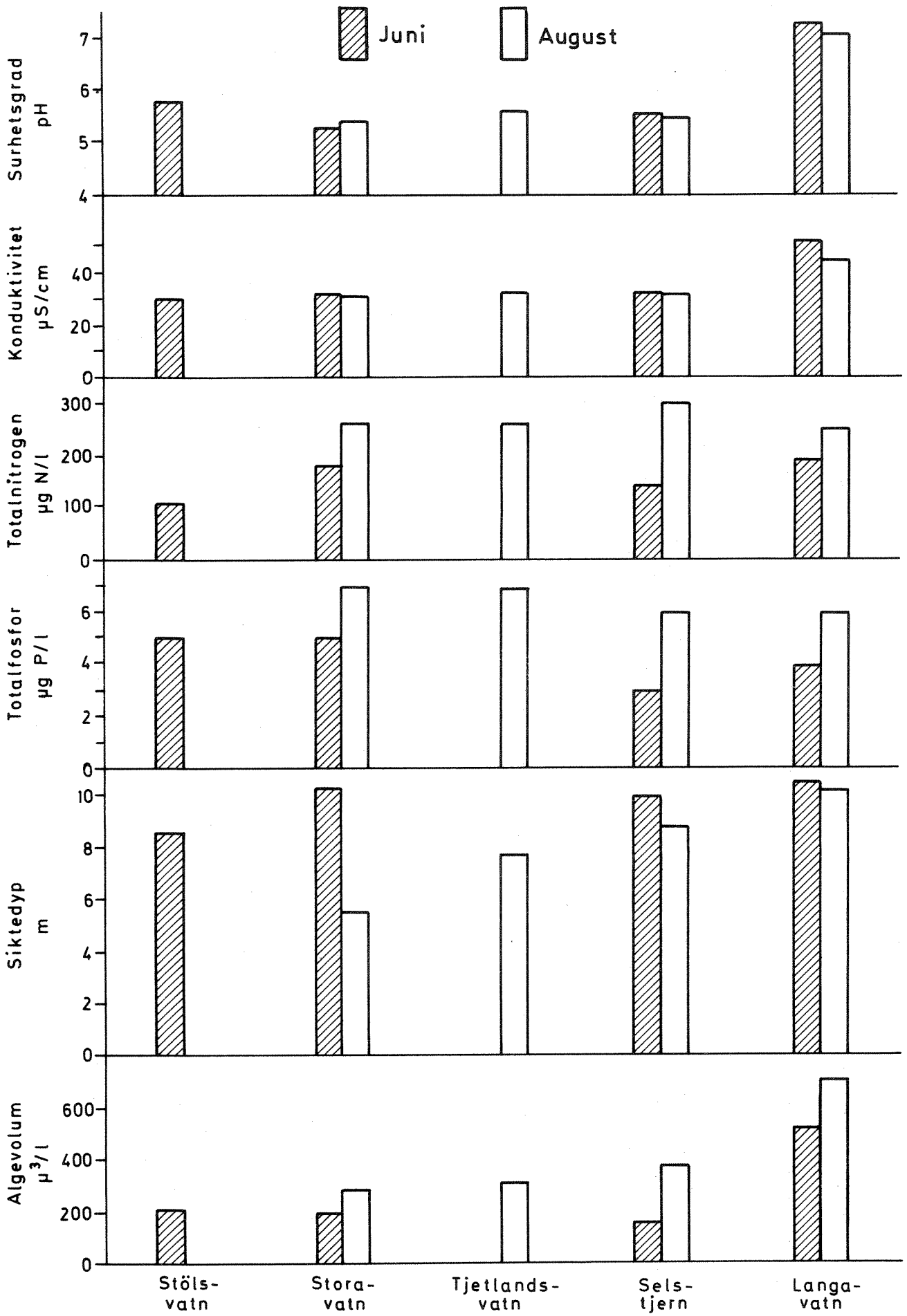
Tabell 2. Fysisk-kjemiske analyseresultater 20. - 24. juni 1975.

Stasjon	Temperatur °C	Surhetsgrad pH	Konduktivitet µS/cm, 20°	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Alkalitet, pH 4,5 meq/l	Alkalitet, pH 4,0 meq/l	Totalfosfor µg P/l	Ortofosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Jern µg Fe/l	Klorid µg Cl/l	Permanganattall mg O_2/l	Oksygen mg O_2/l	Oksygen % metning
Stølsvatn																
Innløp	-	5,54	28,3	5,-	0,23	0,22	0,81	2	< 2	110	190	30	5,5	3,8	-	-
1 m	15,2	5,76	29,7	9,5	0,65	0,28	0,89	5	< 2	110	130	20	5,7	0,16	9,84	97,04
5 m	12,8	5,76	29,-	11,5	0,77	0,24	0,87	< 2	< 2	110	130	20	5,7	0,3	9,89	92,69
15 m	6,8	5,58	29,7	19,-	0,72	0,26	0,85	2	< 2	110	150	30	5,8	0,8	11,12	90,85
25 m	4,6	5,59	29,4	11,5	0,52	0,29	0,88	< 2	< 2	110	150	30	5,7	0,6	11,07	85,55
Storavatn																
Innløp	-	5,74	32,-	23,-	0,66	0,27	0,85	3	< 2	120	140	40	6,1	1,19		
1 m	14,1	5,24	32,5	9,5	0,43	0,19	0,81	5	< 2	180	140	40	6,3	1,0	9,64	92,96
3 m	13,6	5,29	32,2	9,5	0,48	0,19	0,79	5	< 2	230	140	40	6,3	0,87	9,84	93,89
7 m	13,1	5,41	32,1	11,5	0,50	0,19	0,81	6	< 2	230	50	30	6,4	1,19	9,79	92,19
12 m	∿11,0	5,21	32,4	9,5	0,41	0,24	0,88	5	< 2	230	140	30	6,3	0,79	9,95	89,64
Tjetlandsvatn																
Tilløpsbekk	-	6,82	78,8	9,5	0,32	3,33	3,96	9	2	1030	130	90	8,3	6,95	-	-
Utløp	-	5,62	32,-	9,5	0,30	0,24	0,82	4	< 2	160	90	40	6,3	1,98	-	-
Selstjern																
Innløp	-	5,69	31,5	9,5	0,30	0,36	0,95	3	< 2	160	130	40	6,3	1,26	-	-
1 m	14,5	5,54	33,5	7,-	0,50	0,24	0,86	3	< 2	140	130	30	6,3	0,7	9,84	95,72
3 m	14,1	6,48	32,4	5,-	0,34	0,26	0,84	2	< 2	130	130	40	6,3	0,6	9,89	95,37
7 m	13,2	5,33	32,7	28,-	0,55	0,23	0,84	7	< 2	130	130	20	6,3	0,8	10,20	96,50
13 m	∿10,0	5,56	32,1	2,5	0,37	0,23	0,83	10	< 2	90	30	20	6,4	1,0	10,10	88,98
Langavatn																
Innløp	-	6,0	32,4	5,-	0,32	0,43	1,02	4	< 2	160	80	30	6,3	1,42	-	-
1 m	14,7	7,24	50,9	9,5	0,35	2,61	3,27	4	< 2	190	150	< 20	6,5	1,58	9,64	94,14
10 m	∿10,6	7,82	53,-	9,5	0,45	2,81	3,49	3	< 2	190	150	< 20	6,4	< 0,5	10,10	90,18
20 m	7,7	7,68	56,8	9,5	0,27	3,02	3,67	3	< 2	270	150	< 20	6,4	< 0,5	10,81	90,23
35 m	5,4	8,91	64,7	9,5	0,34	4,02	4,68	5	10	210	180	< 20	6,4	1,42	11,27	88,88

Tabell 3. Fysisk-kjemiske analyseresultater 12. - 16. august 1975.

Stasjon	Temperatur °C	Surhetsgrad pH	Konduktivitet µS/cm, 20°C	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Alkalitet, pH 4,5 meq/l	Alkalitet, pH 4,0 meq/l	Totalfosfor µg P/l	Ortofosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Jern µg Fe/l	Klorid µg Cl/l	Permanganattall mg O_2/l	Oksygen mg O_2/l	Oksygen % metning
Stølsvatn																
Innløp	-	5,26	28,4	5,-	0,39	-	-	4	2	190	70	30	6,2	0,24	-	-
Storavatn																
Innløp	-	6,00	29,6	10,2	3,6	-	-	20	2	210	130	290	6,5	0,55	-	-
1 m	20,0	5,40	31,6	19,-	0,69	0,28	1,03	7	2	260	130	140	6,9	0,71	8,8	96,81
3 m	19,9	5,34	30,9	23,-	0,76	0,29	1,04	7	2	260	130	160	7,0	0,55	9,0	97,72
7 m	16,6	5,51	31,8	25,5	1,3	0,31	1,04	7	2	250	130	140	7,0	0,55	9,4	95,53
12 m	12,-	5,19	32,2	14,0	0,45	0,27	1,01	5	2	230	140	40	7,0	0,16	9,0	82,87
Tjetlandsvatn																
Innløp	-	5,63	30,8	19,0	0,60	-	-	5	3	220	130	170	7,0	0,08	-	-
1 m	21,9	5,60	32,9	9,5	0,49	0,33	1,06	7	3	260	130	140	6,6	0,08	8,4	94,70
3 m	21,1	5,62	32,5	11,5	0,55	0,31	1,06	7	2	280	130	150	6,6	0,07	8,8	97,78
5 m	20,4	5,48	30,5	16,5	0,56	0,33	1,07	7	4	270	130	170	6,6	0,24	8,3	91,01
8 m	16,8	5,32	33,0	16,5	0,70	0,31	1,06	7	2	280	140	160	7,0	1,11	7,9	80,61
Utløp	-	5,47	30,8	19,0	0,60	-	-	5	3	220	130	140	7,1	0,16	-	-
Selstjern																
Innløp	-	5,37	32,2	11,5	0,44	-	-	7	3	250	130	130	7,2	0,40	-	-
1 m	22,2	5,41	32,0	14,0	0,55	0,33	1,10	6	< 2	300	130	130	7,4	0,32	8,5	96,37
3 m	21,9	5,46	32,2	19,0	0,45	0,31	1,07	5	< 2	280	130	120	7,1	0,40	8,3	93,57
7 m	21,9	5,46	31,9	11,5	0,53	0,31	1,07	5	2	260	130	100	6,8	0,47	9,1	93,43
13 m	12,5	5,48	32,8	9,5	0,44	0,33	1,08	6	2	250	110	50	7,0	0,55	9,7	90,32
Langavatn																
1 m	21,5	7,02	45,0	19,0	0,45	2,32	3,12	6	2	250	120	50	7,1	0,63	8,5	95,19
10 m	16,8	8,95	55,9	5,0	0,36	3,31	4,12	7	3	260	130	30	7,1	0,95	9,0	91,84
20 m	8,1	7,66	60,9	5,0	0,24	3,71	4,52	6	3	320	180	20	6,8	0,79	10,9	91,91
35 m	5,2	8,89	66,0	0,0	0,38	4,36	5,17	9	3	300	210	20	6,7	0,71	10,9	85,56
45 m	4,9	9,07	69,9	2,5	0,28	4,85	5,66	10	2	400	230	120	6,7	1,19	9,3	72,43

Fig.2 Algevolum og noen fysisk/kjemiske analyseresultater i 1m dyp



sirkulasjonene. Den markerte sjiktningen har bl.a. betydning for transport og omsetning av plantenæringssalter i innsjøen. En anrikning av plantenæringssalter i dyplagene i august bekrefter det. Mangel på sirkulasjon i sommerhalvåret får dessuten betydning for transport og fordeling av den tilførte kalken.

Oksygen

Oksygen er en fundamental faktor for en innsjøs stoffomsetning. Av flere faktorer som innvirker på den vertikale fordelingen av oksygen i en innsjø, kan nevnes vindens arbeid i form av bølger, vertikale strømninger og turbulens. Vannets evne til å ta opp og løse molekylært oksygen (O_2) minsker når temperaturen øker. Av de biologiske faktorer er fotosyntese og respirasjon avgjørende. Ved fotosyntesen danner strålingsenergi, karbondioksyd og vann, organiske forbindelser og oksygen. Ved respirasjon brytes organisk stoff ned og oksygen forbrukes.

Oksygenforholdene i de undersøkte innsjøene tydet på god balanse mellom fotosyntese og respirasjon. Som en følge av sterk sjiktning i Langavatn, var det en svak tendens til oksygensvikt i de bunn-nære vannmasser (72 % oksygenmetning) i Langavatn i august.

Surhetsgrad, pH

pH er et mål for vannets konsentrasjon (eller rettere for aktiviteten) av hydrogenioner. pH reguleres i de fleste tilfeller av buffersystemet: CO_2-HCO_3-CO_3 (karbondioksyd-bikarbonat-karbonat-systemet). Vannet betegnes som surt når pH-verdien ligger under 7, og som basisk når verdien overstiger 7. Når karbondioksydverdien (CO_2) øker, avtar pH-verdien, og vannet blir surere. Ved at karbondioksyd (CO_2) forbrukes ved algenes og vannplantenes assimilasjon (solenergi + $CO_2 \rightarrow O_2$ + C (organisk)) skjer en relativ økning av bikarbonat (HCO_3) og karbonat (CO_3)-verdiene; pH øker samtidig som oksygen (O_2) frigjøres.

Ved å måle pH kan man få informasjoner om hvilke biologiske forandringer som foregår i vannet. Videre er pH en viktig økologisk faktor idet de forskjellige organismer og organismesamfunn har bestemte toleransegrenser. pH-verdier under 5 og over 8 kan virke skadelig og i mange tilfeller til og med dødelig for flere av organismene som lever i vann (akvatiske). pH-verdien har videre betydning når det gjelder å utnytte vannet som drikke- og industrivann, etter som surt vann, i høyere grad enn basisk, virker korroderende på metaller og da spesielt på kobber, som bl.a. gir vannet dårlig smak.

På grunn av kalktilsetningen hadde Langavatn en helt annen surhetsgrad enn de andre innsjøene, som alle viste pH-verdier mellom 5 og 6. I vinterstagnasjonsperioden med liten biologisk aktivitet, liten omrøring og betydelige tilførsler av sur nedbør er sannsynligvis pH-verdiene enda lavere. Målinger foretatt i forbindelse med SNSF-prosjektet i f.eks. Storavatn 2/6-1974 viste pH-verdi 4,80. I innsjøer med såvidt surt miljø er det rimelig å vente at organismelivet til en viss grad er influert av dette.

I Langavatn hadde kalktilsetningen ført til en heving av pH som var mest markert i dyplagene (tabell 2 og 3). Den 15. august f.eks. var pH-verdien i 45 m dyp 9,07, mens den var 7,02 i overflaten. I vannmassene i Langavatn er det en ganske sterk pH-gradient som innvirker på aktiviteten i innsjøen. Det er rimelig å anta at den tilførte kalken ikke oppløses, men avleires som partikulært materiale på bunnen av innsjøen. Fra kalkavsetningene skjer det en viss lekkasje som medfører en anrikning av Ca^{++}-ioner og bikarbonat (HCO_3^-) og karbonat (CO_3) i dyplagene. I de øvre vannlagene derimot er vannmassene sterkt innfluert av sure tilførsler fra omgivelsene. Den sterke lagdelingen i vannmassene hindrer blanding av de surere øvre vannlagene med de kalkpåvirkede bunnmassene og det oppstår en markert pH-gradient.

Alkalitet

Alkalitet er et mål for en vannkildes bufferkapasitet overfor sure tilsetninger. I en innsjø er det som oftest forholdet og likevekten

mellom CO_2, bikarbonationer (HCO_3^-) og karbonationer (CO_3^{--}) som er avgjørende for bufferkapasiteten. I alkaliske sjøer (høy pH) med stort innhold av bikarbonat og tildels også karbonat er bufferkapasiteten overfor sure tilseninger stor, mens den i sure innsjøer med diminutive mengder av bikarbonat er liten. Sure påvirkninger av allerede sure innsjøer gir derfor store utslag i pH-verdiene.

Som ventet var alkaliteten liten i alle innsjøene unntatt i Langavatn, hvor den var mangedoblet i forhold til de øvrige innsjøene. Det er ikke store endringer i alkalitetsforholdene fra juni til august. Det er verdt å merke seg at i vannprøver fra tilløpsbekken til Tjetlandsvatn i juni var alkaliteten mange ganger høyere enn i utløpsbekken (tabell 2).

Konduktivitet (spesifikk elektrolytisk ledningsevne)

Vannets konduktivitet gir et mål for elektrolyttinnholdet, eller enklere, vannets totale saltinnhold. De ioner som fremfor alt er betydningsfulle for vannets saltinnhold, pleier å bli benevnt som hovedkomponenter og omfatter Ca^{++}, Mg^{++}, Na^+ og K^+ på kationsiden og HCO_3^-, Cl^- og SO_4^{--} på anionsiden. Ionene (elektrolyttene) tilføres vannet med nedbøren (dette gjelder særlig Na^+, K^+, Mg^{++} og Cl^-) og ved utvaskingsprosesser i nedbørområdet. Vannets ionesammensetning og saltinnhold er således avhengig av faktorer som nedbørens kjemiske sammensetning, de løse jordlagenes og berggrunnens beskaffenhet i nedbørområdet, forholdet mellom nedbør og avdunsting og bidrag fra menneskelig aktivitet (forurensninger m.m.). Hertil kommer også biologiske og, spesielt for innsjøene, morfologiske forhold inn.

Når det gjelder å gi en generell karakteristikk av et naturvann, er saltinnholdet av betydning etter som dette gir informasjon om i hvilken grad en vannforekomst påvirkes av nedbørområdet (fjell, skog, dyrket jord osv.), nedbør og eventuelle forurensninger. Der det er om å gjøre å kartlegge f.eks. en forurensnings-spredning i vannmassene, kan ledningsevnen være en brukbar parameter. Elektrolyttfattig vann finner man i områder hvor nedbørfeltet er bygd opp av harde bergarter og ofte i innsjøer med svært lite nedbørområde. I vannforekomster i skogs- og

lavlandsområder ligger verdien for konduktiviteten oftest mellom 20 og 40 µS/cm. Avrenningsvann fra kalkrike jordbruksområder eller vann som påvirkes av forurensning, har ofte et elektrolyttinnhold som tilsvarer en konduktivitet på 100 - 400 µS/cm.

Med unntak av Langavatn var konduktiviteten i de undersøkte vannene omkring 30 µS/cm, hvilket klassifiserer dem som elektrolyttfattige lokaliteter. Kalktilsetningen er trolig den viktigste årsaken til høyere elektrolyttinnhold i Langavatn. I likhet med pH-verdien øker elektrolyttinnholdet med dypet i Langavatn. Økt omsetning og frigjøring av salter fra sedimentene ved høye pH-verdier og lekkasje av salter fra eventuelle kalkavleiringer i bunnen av Langavatn medvirker til økt elektrolyttinnhold mot dypet.

I tilløpsbekken til Tjetlandsvatn var konduktiviteten 78,8 µS/cm ved prøvetakingen i juni (tabell 3). Dette må sees i sammenheng med den høye alkaliteten og det høye innhold av nitrogen (1030 µg/l) og fosfor (9 µg/l) i denne prøven, og skyldes trolig et lokalt utslipp av organisk materiale som muligens er i nedbrytning. Nedbrytning av organisk materiale kan gi en kraftig økning i f.eks. alkaliteten og konduktiviteten.

Jern

Som oftest er jern knyttet til humuspartikler i ferskvann og foreligger i liten grad i ubundet form. Høyt innhold av humusstoffer forårsaker farging og høy turbiditet i vannet. Hverken fargen, turbiditeten eller jerninnholdet er særlig høyt i I.V.'s vannkilder.

I august er både fargeverdiene og jerninnholdet lavere enn i juni hvilket skulle tilsi at humusinnholdet i innsjøene har avtatt i løpet av sommeren.

Klorid

Klorid inngår i liten grad i de biologiske prosesser. De relativt høye kloridverdier (mellom 6 og 7 mg/l) henger for en stor del sammen med innsjøenes beliggenhet, idet nedbøren fra de nærliggende havområder inneholder endel klorid.

Turbiditet

Turbiditet er uttrykk for vannets evne til å spre lyset (gjennomskinnelighet) og er direkte forårsaket av suspenderte partikler i vannmassene, som sand-, leire-, jordpartikler samt diverse partikulært organisk stoff. Jo mer uklart vannet er, jo høyere blir turbiditeten. Normalt finner en verdier nær null i naturlige vannforekomster, når vannet ikke blir påvirket av partikulært materiale (leire, breslam osv.) som særlig skjer ved stor vannføring, kraftig nedbør eller f.eks. reguleringsarbeider.

I likhet med vannets farge bidrar høy turbiditet til at lysforholdene forverres med liten eller ingen planteproduksjon som resultat. Videre tilslammes bunnen lett. Disse faktorene påvirker i høy grad plante- og dyrelivet. I enkelte tilfeller kan plante- og dyrelivet på bunnen dø helt ut hvis partikkelinnholdet i vannet blir for stort (f.eks. ved slam fra gruver).

Senkingen av Stølsvatnet med 20 m i august ga markert utslag på fargen og partikkelinnholdet i denne innsjøen. I Storavatn, som er forbundet med Stølsvatn via Dybingen og en kanal, avtok imidlertid virkningen raskt. Turbiditeten i innløpsbekken til Storavatn var 3,6 J.T.U., mens den ute ved prøvestasjonen var 0,69 J.T.U. i 1 m dyp (tabell 3). En relativt høy turbiditetsverdi i 7 m dyp kan tyde på at det suspenderte materialet hadde sunket en del på veien gjennom Storavatn. Partikkelinnholdet i innsjøene forøvrig var lite og kalktilsetningen i Langavatn hadde ikke hatt merkbar innvirkning på partikkelinnholdet i vannmassene.

Siktedyp

Med en innsjøs siktedyp menes det dyp hvor en nedsenket, horisontal hvit skive (Secchi-skive) blir usynlig fra vannoverflaten. Til tross for at metoden er beheftet med atskillige feilkilder, gir den et verdifullt mål på vannets optiske egenskaper. Siktedypet er avhengig av graden av leire-, slam- eller planktontilgrumsingen, og også av vannets farge. Variasjonen i løpet av året kan derved være meget stor, men det forekommer også variasjon i løpet av døgnet på grunn av vekslende lysklima.

Gjennom siktedypsbestemmelsen får man kjennskap til hvor langt lyset trenger ned i vannmassen, da man regner med at siktedypet tilsvarer det nivå hvor bare ca. 5 % av det innfalne sollyset når. Ved at plantene er avhengig av sollyset for sin assimilasjon, fotosyntese, kan man ved måling av siktedyp få kunnskap om en innsjøs algeproduserende egenskaper. Videre er siktedypet i høy grad en funksjon av innsjøens omgivelser og produksjonskapasitet og kan derved gi viktig informasjon om disse forholdene (tilførsel av salter, leirepartikler, humusstoffer, plantenæringsstoffer m.m.). Ved kartlegging av forurensningsutslipp kan også siktedypsmålinger være et bra hjelpemiddel.

De høyeste verdier for siktedyp (10-40 m) finner en i lavtproduserende innsjøer i sterile fjell- og bergområder. I breslam-grumsede innsjøer kan imidlertid siktedypet reduseres til bare noen desimeter. Normalt finner en et siktedyp på 5-10 m i våre upåvirkede vannforekomster i lavlandet. Spesielt humusrike og høyproduktive (planteplanktonrike) og ofte leirgrumsede innsjøer pleier å ha siktedyp på mellom 1 og 3 meter.

På grunn av anleggsarbeider i juni var siktedypet noe redusert og fargen grålig i Stølsvatn. Etter senking av vannstanden i august var innsjøen brungrå av farge og siktedypet ble ikke målt. Også i Storavatn var siktedypet i august påvirket av tilgrumset vann fra Stølsvatn. I de innsjøene som ikke var influert av anleggsarbeidene, var siktedypet omkring 10 m, hvilket indikerer liten produksjon av plankton-

organismer (se fig. 2). Da Tjetlandsvatn er forholdsvis grunt (største målte dyp 8,5 m) var siktforholdene noe anderledes der.

Kaliumpermanganatforbruk, $KMnO_4$ og farge

Kaliumpermanganatforbruket i en vannforekomst gir et relativt bilde av innholdet av organisk substans. Normalt regner en med at ca. 40 % av det totale organiske stoffinnhold oksyderes ved denne metodikk. En hel del organiske stoffer brytes ned både kjemisk og biologisk, men enkelte substanser oksyderes bare kjemisk og andre bare biologisk. Som eksempel på substanser som hovedsakelig bare nedbrytes kjemisk, kan nevnes humusstoffene i innsjøer og vassdrag som ligger i myr- og skogområder. En direkte forbindelse mellom vannets farge og permanganatforbruk foreligger derfor vanligvis. Når forholdet

$$\frac{KMnO_4 \text{ mg/l (permanganatforbruk)}}{\text{mg Pt/l (farge)}}$$

klart overskrider 1, påviser dette som oftest mer eller mindre unormal belastning av ufargede, organiske stoffer (forurensning).

I naturvann foreligger den frie organiske substans først og fremst i løst og kolloidal form. Normalt finner en permanganatverdier fra 0-10 mg O/l i våre upåvirkede naturvann, med de høyeste verdiene i humusrike vannforekomster. Høye verdier tyder oftest på stor organisk belastning (forurensning) med medfølgende oksygenforbruk. Permanganatverdien har derfor betydning ved studier og kartlegging av forurensningsutslipp av organisk stoff fra industri, jordbruk og kommunalt avløpsvann. Drikke- og industrivann bør ikke ha verdier som overstiger 40 mg $KMnO_4$/l (dvs. ca. 10 mg O/l).

Permanganattallene i innsjøene varierte noe, men må alle betegnes som lave og indikerte lite innhold av frie organiske substanser i vannmassene. Permanganattall, 6,95 mg O_2/l i prøven fra tilløpsbekken til Tjetlandvatn, må ses i sammenheng med høye verdier for uorganisk partikulært materiale i samme prøve (tabell 2). Forholdet mellom permanganattall og farge var klart større enn 1 i alle prøver.

Plantenæringssalter

En innsjøs produktivitet reguleres av en rekke faktorer. Av næringssaltene spiller fosfor (P) og nitrogen (N) en avgjørende rolle for innsjøens biologiske balanse og stoffomsetning. Nitrogen og fosfor i innsjøer er nær knyttet til de biologiske og kjemiske prosesser i vannet, og slammet opptrer derved i et flertall fraksjoner (løst, bundet osv.) i sitt limnologiske kretsløp. Av særskilt interesse er de fraksjoner som er direkte assimilerbare for plantene, nemlig nitrat (NO_3^-) og fosfat-fosfor (PO_4-P). Innholdet av disse er lavt i produksjonsperioden fordi de opptas av plantene og høyt i nedbrytningsperioden; det er også høyt i de vannsjikt der konstant nedbrytning og mineralisering foregår, f.eks. i hypolimnion (de bunnære vannmasser) i de lagdelte innsjøer.

Fosfor anses ofte for å være en nøkkelfaktor ved eutrofieringen av innsjøer (Vollenweider 1971). I upåvirkede innsjøer er fosfor oftest et minimumssalt som begrenser veksten av planteorganismer, spesielt alger. Ved f.eks. tilførsler av ubehandlet avløpsvann eller tilsig fra større jordbruksarealer, kan en innsjø bli tilført så store mengder fosfor at dette ikke lenger begrenser veksten av algene. Ved naturlige forhold regner en med at hoveddelen av det nitrogeninnhold som finnes i vannet, blir tilført og frigjort i vannmassen og bunnslammet ved nedbrytning av organisk substans som blir tilført fra nedbørområdet.

Ved å få kjennskap til innholdet av nitrat og fosfat-fosfor og til totalinnholdet av nitrogen og fosfor, får man både teoretisk og praktisk verdifull informasjon om en innsjøs eller et vassdrags produksjonstilstand, produksjonskapasitet, påvirkning av forurensningsbelastning og dens følger. Økning av næringssalttilførselen har i mange av våre innsjøer gitt betydelige gjødseleffekter (eutrofiering), med planktonalgeoppblomstringer som alvorligste ulempe.

Analyseresultatene for total fosfor og ortofosfat varierte lite og var generelt lave. I juni var verdiene for ortofosfat under 2 µg/l og virket trolig sterkt begrensende på algeproduksjonen. Hvorvidt

høy verdi for ortofosfat (10 µg/l) i Langavatn i juni på 35 m dyp skyldes de reelle forhold eller en uregelmessighet ved analysen av prøven er vanskelig å avgjøre.

Det totale nitrogeninnholdet i prøvene varierte mellom 100 og 300 µg/l. Av dette utgjorde nitrat fra 100 til 200 µg/l. Det totale nitrogeninnholdet var noe høyere i august enn i juni, mens nitratinnholdet var uendret. Høyt innhold av fosfor og nitrogen i tilløpsbekken til Tjetlandsvatn er kommentert tidligere.

Innholdet av tilgjengelige plantenæringssalter var lite i alle innsjøene og virket trolig sterkt begrensende på algeveksten. Ut fra de foreliggende data kan man muligens spore en svak tendens til høyere innhold av plantenæringssalter i Langavatn. Dette gjelder især dyplagene hvor det hadde skjedd en anrikning av fosfor og nitrogen i august. Nedbrytning av sedimenter, en viss lekkasje av salter i forbindelse med kalkavleiringer med stagnasjon i vannmassene kan muligens forklare dette.

Algevekstforsøk

Algevekstforsøk gir informasjon om mengden av tilgjengelige plantenæringssalter, dvs. den potensielle fertilitet i vannet. Ved algevekstforsøk benyttes filtrert, men forøvrig ubehandlet innsjøvann. Til dette settes en viss mengde av en testalge (grønnalgen *Selenastrum capricornutum*). Som mål på algevekstpotensialet brukes den maksimale celletetthet som testalgen oppnår i innsjøvannet. Celletettheten måles med Coulter Counter, og tellingen pågår til maksimal celletetthet er nådd. Om de øvrige betingelser se Skulberg 1967. Algevekstpotensialet er bestemt av det næringssalt (evt. de næringssalter) som blir i minimum i løpet av forsøket.

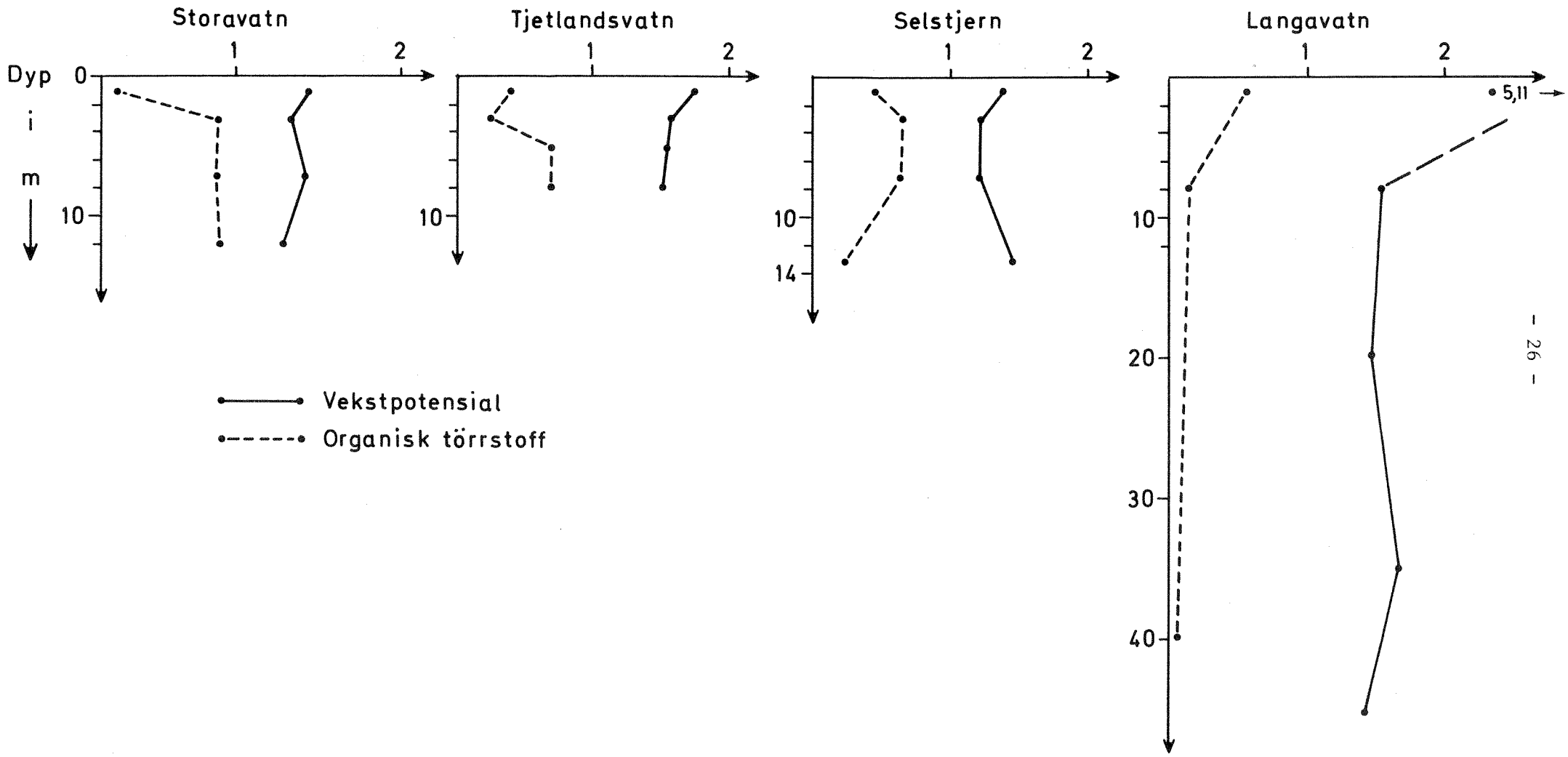
Resultatene av algevekstforsøkene er fremstilt i tabell 4 og figur 3. I de fem innsjøene var vekstpotensialet ganske lite både i juni og august. Dette skulle tyde på at de næringssalter som ble akkumulert gjennom vinteren og bragt opp til det trofogene (produktive) sjikt i vårsirkulasjonen, var nær oppbrukt i juni, og at tilgangen på plantenæringssalter ikke ble vesentlig større i løpet av sommeren. Det høye

Tabell 4. Organisk tørrstoff og algevekstpotensial i vannprøver fra I.V.'s vannkilder, 1975.

	Organisk tørrstoff mg/l		Algevekstpotensial 10^6 celler pr. liter
	20-24.6	12-16.8	12-16.8
Stølsvatn			
Innløp	0,40	0,06	1,35
1 m	0,46	-	-
5 m	0,46	-	-
15 m	0,66	-	-
25 m	0,13	-	-
Storavatn			
Innløp	0,66	2,42	2,07
1 m	0,40	0,06	1,55
3 m	0,27	0,85	1,39
7 m	0,33	0,86	1,53
12 m	0,40	0,87	
Tjetlandsvatn			
Innløp	-	0,50	1,31
1 m	-	0,40	1,74
3 m	-	0,25	1,59
5 m	-	0,73	1,57
8 m	-	0,69	1,54
Utløp	0,33	0,40	
Selstjern			
Innløp	0,53	0,46	1,52
1 m	0,40	0,45	1,38
3 m	0,40	0,64	1,24
7 m	0,26	0,63	1,22
13 m	0,33	0,23	1,45
Langavatn			
1 m	0,46	0,38	5,11
8 m	0,26	0,12	1,57
20 m	0,53	0,00	1,47
35 m	0,26	0,00	1,61
45 m	-	0,20	1,42

Fig. 3

Organisk tørrstoff (mg/l) og algevekstpotensial (10^6 celler pr. liter) i august 1975



vekstpotensialet i Langavatn på 1 m dyp den 13. august lar seg vanskelig forklare. I august ble algevekstpotensialet også målt i de bunnnære vannmasser. Vekstpotensialet var ikke større i dyplagene enn i det trofogene sjikt, hvilket skulle tyde på at næringssaltene var i minimum i hele vannsøylen. Det var med andre ord ingen målbar akkumulering av tilgjengelige plantenæringsstoffer i dyplagene som en følge av sedimentert organisk materiale i nedbrytning.

Organisk tørrstoff

Et mål for tørrstoff i en vannprøve fremkommer ved at det partikulære materiale skilles fra vannet ved filtrering og tørking. Når en tørrstoffprøve glødes, oksyderes det organiske materiale slik at vekttapet gir et mål for innholdet av organisk tørrstoff i vannprøven.

Innholdet av organisk tørrstoff er fremstilt i tabell 4 og figur 3 De fem innsjøene hadde omtrent samme innhold av organisk tørrstoff. Et unntak var Storavatnet som trolig var influert av anleggsarbeidene i Stølsvatn i august. Dette var særlig tydelig i innløpsbekken til Storavatn hvor innholdet av organisk tørrstoff var flere ganger høyere enn i prøvene forøvrig. Sammenliknet med andre mer produktive innsjøer, f.eks. Borrevatn i Vestfold (Brettum 1976), var innholdet av organisk tørrstoff lite. I dyplagene i Langavatn var tørrstoffinnholdet nær null i august. Dette kan tyde på at det meste av det organiske materiale som produseres i det trofogene sjikt eller tilføres innsjøen fra omgivelsene ikke sedimenteres, men transporteres ut av innsjøen.

3.3 De hydrobiologiske forhold

3.3.1 Generelt om de biologiske undersøkelsene

I innsjøer vil de planktoniske samfunn være dominerende. Litt avhengig av en innsjøs morfometri, strømningsforhold, vindeksponering o.l. har også de fastsittende organismer betydning. I innsjøer der vannstanden stadig reguleres, får det fastsittende samfunn mindre betydning. Plante- og dyresamfunnets artsmessige sammensetning og de mengdemessige forhold av hver art, gir viktige informasjoner om tilstanden i en innsjø. Markerte endringer i disse forhold er gjerne utslag som kommer på grunn av endringer i vannkvaliteten gjennom f.eks. forurensende tilførsler.

3.3.2 Planteplankton

Av de kvantitative planteplanktonprøvene ble 50 ml sedimentert etter Utermöhls sedimenteringsmetode (Utermöhl 1958). Avhengig av algenes størrelse og mengdemessige forekomst ble deler av kammeret svarende til 0,3 eller 1 ml talt. Ved siden av å belyse de kvantitative forhold, gir metoden informasjon om algesamfunnets kvalitative sammensetning. Resultatene av analysene er gitt i tabell 5. Her er artenes forekomst angitt i volum ($\mu m^3 \cdot 10^6/l$), de ulike artenes spesifikke volum er tatt hensyn til og totalvolumet gir derfor et mål for algeproduksjonens størrelse uttrykt som biomasse.

Som det fremgår av tabell 5, var det forholdsvis lite planteplankton i alle de undersøkte innsjøene i juni og august. Det største algevolumet hadde Langavatn med 703 $\mu m^3 \cdot 10^6/l$ i august. På samme tidspunkt var algevolumet omtrent halvparten så stort i Storavatn, Selstjern og Tjetlandsvatn. På grunn av reguleringsarbeidet i Stølsvatn i august rant sterkt tilgrumset vann fra denne innsjøen ned i Storavatn. Planktonprøven fra Storavatn var preget av dette. Den hadde så høyt innhold av mineralske partikler at det var umulig å telle opp enkelte av de små algene. Derfor var algevolumet i Storavatn i august noe større enn resultatene viser.

Innsjøene hadde gjennomgående mindre algeinnhold i juni enn i august. Også i juni var algebestanden i Langavatn omlag dobbelt så stor som i de øvrige undersøkte innsjøene (se fig. 2).

Til sammenligning viser undersøkelsen av Dalanevassdragene i august 1975 at planktonproduksjonen i de upåvirkede oligotrofe innsjøene i vassdraget var som i Stølsvatn- og Langavatnfeltet, fra 100 til 800 $\mu m^3 \cdot 10^6/l$ (Brettum 1976). Andre undersøkelser, f.eks. av endel innsjøer i Gaularvassdraget i september 1973, ga som resultat at planteplanktonvolumet var mellom 35 og 100 $\mu m^3 \cdot 10^6/l$ i de fleste innsjøene, altså endel lavere enn i de aktuelle innsjøene ved Stavanger (Skulberg 1974). Det må imidlertid bemerkes at prøvene ble tatt i september. Da er algebestanden oftest avtakende. De fleste innsjøene i Gaularvassdraget må dessuten betegnes som svært næringsfattige (ekstremt oligotrofe).

Den artsmessige sammensetningen av planteplanktonet i Langavatn skilte seg noe ut; forøvrig var algesamfunnet ganske likt i alle innsjøer. Dette skulle tyde på god forbindelse mellom innsjøene og ganske ensartede forhold i dem. Den artsmessige sammensetning har dessuten mye til felles med mange norske oligotrofe vannforekomster. Gruppen gulalger (*Chrysophyceae*), som gjerne har sin maksimale forekomst på forsommeren, preget alle lokaliteter i juni. I august hadde grønnalgene (*Chlorophyceae*) og fureflagellatene (*Dinophyceae*) en viss mengdemessig betydning ved siden av gulalgene.

Planktonsamfunnet i det kalkede Langavatn var mer artsrikt enn i de andre innsjøene i området. Av ialt 40 identifiserte arter og grupper av arter ble 14 (35 %) av disse bare observert i Langavatn. Dette gjaldt særlig grønnalger og kiselalger (*Bacillariophyceae*).

Både kvalitativt og kvantitativt skilte planteplanktonet i Langavatn seg noe ut fra de øvrige innsjøene i området. Dette må trolig ses i sammenheng med surt miljø i alle de undersøkte innsjøene foruten Langavatn (se diskusjonen s. 35).

En gulalge betegnet som *Kephyrion* sp. (pigget) i tabell 5 og figur 4 er verdt å omtale spesielt. Den er såvidt vites ikke beskrevet fra noen lokalitet tidligere. Den har et svært karakterisitisk utseende og hører sannsynligvis til gulalgeslekten *Kephyrion*. Funn av denne algen gjør at innsjøene, da særlig Storavatn, hvor det ble funnet en del av den i august, har en viss vitenskapelig interesse.

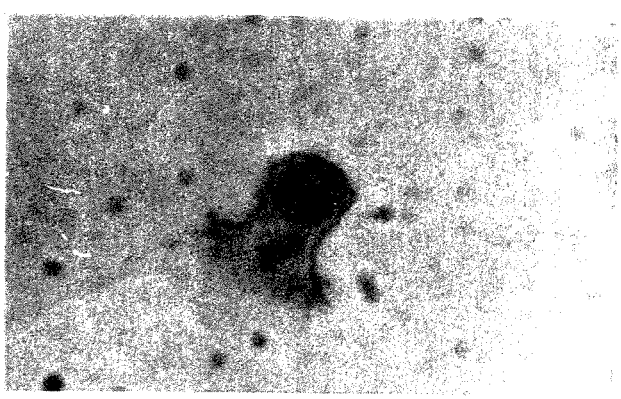


Fig. 4. *Kephyrion* sp. (pigget), Storavatn 14. august 1975.
Bilde tatt i mikroskop med 1000X forstørrelse (montert i 15 eksemplarer).

Tabell 5. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver.

Prøvene er samlet i juni og august 1975 i 1 m dyp. Resultatene er angitt som μm^3 pr. liter · 10^6.

Lokalitet	Stølsvatn	Storavatn	Selstjern	Langavatn	Storavatn	Tjetlandsvatn	Selstjern	Langavatn	Spesifikt algevolum μ^3
Organisme / Dato	23/6	22/6	21/6	22/6	14/8	14/8	13/8	13/8	
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)									
Merismopedia glauca (Ehrenb.) Nägeli		2,8							30
Uidentifisert trådformet blågrønnalge								2,1	419
GRØNNALGER (Chlorophyceae)									
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.								1,-	100
Botryococcus braunii Kütz.						1,-			
Chlamydomonas spp.	1,-			3,7	1,2	3,5	3,2		105
Cosmarium sp.									2000
Dichtyosphaerium simplex Skuja			7,8	1,-	60,5	55,6	60,6	76,8	16
Elakatothrix viridis (Snow) Printz				1,8					200
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.Legn.			1,-			1,-		1,-	96
Oocystis parva West & West			1,-	1,-	1,-	1,-	1,-		28
Pandorina morum Bory								2,2	2000
Penium sp.			1,-						-
Polytoma granuliferum Lakey								1,8	250
cf. Scourfieldia complanata G.S.West								1,-	32
Uidentifisert coccal grønnalge	1,-					55,3	97,2	9,7	50
KISELALGER (Bacillariophyceae)									
Asterionella formosa Hass.				1,-					550
Cyclotella sp. 5 µ				84,0				136,0	500
Frustulia rhomboides (Ehrenb.) De Toni	9,-								1500
Synedra sp. 60 µ				134,1				1,5	300
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.							3,8		1600
" flocculosa (Roth) Kütz.	37,5		7,5		4,2				1500
GULALGER (Chrysophyceae)									
Bitrichia chodati (Chod.) Rev.				1,5				1,3	105
Chrysochromulina sp.			1,-	1,-		1,-		32,8	65
Chrysoikos skujai (Nauwerck) Willén	1,7	1,-							65
Dinobryon crenulatum West & West	16,3	73,8	39,-	1,-	11,1	6,6	4,5	1,-	300
" sociale var. americanum (Brunth.) Bachm.	1,8	5,1	1,-	66,6	11,1		1,-	4,2	300
" sp.				67,2					300
Kephyrion boreale Skuja	1,-	2,6	1,-	1,-	4,3	1,-			65
" littorale Lund	1,-			1,-					80
" sp. (pigget)	1,-	4,2	2,-	1,-	58,5	13,4	6,0		90
Mallomonas sp.				67,-				50,-	1000
Ochromonas sp.			2,5						360
Rhizochrysis sp.								1,-	150
Uidentifiserte chrysomonader	32,2	72,3	86,3	22,4		51,5	47,1	43,6	150
Kephyrion spp.					1,7				
CHRYPTOMONADER (Chryptophyceae)									
Cryptomonas sp.						6,6	1,4		1500
Katablepharis ovalis Skuja			1,-	3,9					150
Rhodomonas pusilla (Bachm.) Javorn.				1,7				1,1	150
FUREFLAGELLATER (Dinophyceae									
Gymnodinium lacustris Schill.	3,-	2,5	10,1		1,-	16,5	56,6	136,-	500
Peridinium inconspicuum Lemm.	60,-	17,2			135,-	84,-	84,-	183,-	3000
µ-alger	37,4	5,0	5,4	6,67		4,-	10,4	16,9	15
TOTALVOLUM $\mu m^3/l \cdot 10^6$	203,9	193,4	167,6	528,2	288,6	302,-	375,4	703,0	

3.3.3 Dyreplankton

Dyreplanktontrekkene ble bearbeidet under lupe for en kvalitativ og kvantitativ bedømmelse av organismene. For den kvalitative bedømmelsen ble deler av dyreplanktontrekkene talt opp. Resultatene er angitt i tabell 6. Her betegner 1) individtall; antall individer i hele håvtrekkprøven og 2) Biomasse uttrykt som mg tørrvekt; vekten av hver dyreplanktonorganisme. Biomassen er fremkommet ved at individtallet er multiplisert med det enkelte dyreplanktons spesifikke vekt som er kjent.

Materialet fra de to befaringene i 1975 viste at samtlige av de undersøkte innsjøene hadde lik sammensetning av dyreplankton. De artene som dominerte var: *Kallicottia longispina, Eudiaptomus gracilis, Cyclops scutifer, Daphnia galeata* og *Bosmina coregoni*.

Det ble ialt funnet 15 arter av krepsdyr fordelt på 4 stk. hoppekreps (Copepoda) *Mixodiaptomus laciniatus, Eudiaptomus gracilis, Heterocope saliens* og *Cyclops scutifer*. Videre ble det funnet 11 stk. vannlopper (Cladocera) *Sida crystallina, Holopedium gibberum, Chydorus sphacricus, Alona affinis, Daphnia galeata, Bosmina coregoni, Diaphanozoma brachyurum, Ceriodaphnia* sp., *Buthotrephes longimanus, Polyphemus pediculus, Leptodora kindtii*. Av rotatorier (hjuldyr) var *Kellikottia longispina* den dominerende i samtlige prøver, men det ble i tillegg funnet: *Keratella cochlearis, Phoesoma hudsonii, Conochilus* spp. og *Polyarthra vulgaris*.

Samtlige av de artene og slektene som er nevnt her, er vanlige for denne regionen. Videre kan *Holopedium gibberum* og *Heterocope saliens* betraktes som gode oligotrofiindikatorer.

Av tabell 6 fremgår den relative forekomst med hensyn på individantall og biomasse. Resultatene er som nevnt relative, følgelig er det vanskelig å gjøre noen direkte sammenlikning mellom de 5 innsjøene. Noen større forskjell synes ikke å foreligge, da med unntak fra Stølsvatn, som synes å være noe fattigere enn de andre. Innsjøene må i sin helhet betraktes som temmelig næringsfattige og lavproduktive (oligotrofe).

Savnet av vannloppen *Holopedium gibberum* i Langevatn kan trolig være en effekt av kalktilsetningen, da denne arten krever et kalkfattig miljø. Ut fra dyreplanktonsammensetningen kan en ikke spore noen større effekt av kalktilsetningen.

Problemer med krepsdyrplankton i vannet til abonnentene kan trolig avhjelpes ved et silarrangement, f.eks. et sandfilter.

Tabell 6. Analyseresultater av krepsdyrplanktonprøver samlet i juni og august 1975.

Resultatene er angitt som relativ forekomst av 1) individtall og 2) biomasse uttrykt som mg tørrvekt.

Innsjø		Stølsvatn		Storavatn		Storavatn		Tjetlandsvatn		Selstjern		Selstjern		Langavatn		Langavatn		Langavatn	
Dato		23.6		21.6		14.8		14.8		21.6		13.8		22.6		15.8		15.8	
Dyp .		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-8 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-45 m	
		1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)
Mixodiaptomus laciniatus														+					
Eudiaptomus gracilis	ad.	+	-	756	6,8	5454	41,1	7575	68,2	1212	10,9	2273	20,5	2727	24,5	2121	19,1	3182	28,6
	cop.	152	0,8	38633	193,2	3485	17,4	14696	73,5	18483	92,4	2576	12,9	11059	55,3	4848	24,3	22725	113,6
	naup.	456	0,2	606	0,3	19544	9,8	11817	5,9	758	0,4	19241	9,6	303	0,2	3788	1,9	63327	31,7
	Σ	608	1,0	39995	200,3	28483	68,3	34088	147,6	20453	103,7	24090	43,0	14089	80,0	10757	45,3	89234	173,9
Heterocope saliens	ad.	+	-	303	9,1	+	-	152	4,6	-	-	-	-	152	4,6	-	-	-	-
	cop.	-	-	456	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	naup.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Σ	-	-	759	10,0	-	-	152	4,6	-	-	-	-	152	4,6	-	-	-	-
Cyclops scutifer	ad.	2273	11,4	1818	9,1	-	-	606	3,0	3182	15,9	152	0,8	26210	131,0	606	3,0	5909	29,5
	cop.	152	0,5	152	0,5	1212	3,6	21362	64,0	6363	19,1	-	-	13029	39,1	909	2,7	5454	16,4
	naup.	5151	1,5	2273	0,7	83325	25,0	54389	16,3	1212	0,4	1970	0,6	+	-	4242	1,3	3878	11,5
	Σ	7576	13,4	4243	10,3	84537	28,6	76357	83,3	10757	35,4	2122	1,4	39239	170,1	5757	7,0	49541	57,4
Sida crystallina		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Holopedium gibberum	ad.	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	152	1,8	-	-	-	-	-	-
	juv.									606	3,6	758	4,5	-	-	-	-	-	-
	Σ	-	-	-	-	-	-	-	-	606	3,6	910	6,3	-	-	-	-	-	-
Chydorus spp.		-	-	+	-	-	-	756	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Alona affinis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Daphnia galeata	ad.	-		-	-	606	3,6	-	-	-	-	-	-	2424	14,5	3939	23,6	8939	53,6
	juv.	455	0,9	152	0,3	152	0,3	-	-	-	-	151	0,3	-	-	2576	5,2	8181	16,4
	Σ	455	0,9	152	0,3	758	3,9	-	-	-	-	151	0,3	2424	14,5	6515	28,8	17120	70,0
Bosmina coregoni	ad.	1061	3,7	2727	9,5	303	1,1	58782	205,7	116504	407,8	-	-	49692	173,9	455	1,6	455	1,6
	juv.	1060	1,1	151	0,2	+	-	21513	21,5	147713	147,7	303	0,3	31664	31,7	303	0,3	303	0,3
	Σ	2121	4,8	2878	9,7	303	1,1	80295	227,2	264217	555,5	303	0,3	81356	205,6	758	1,9	758	1,9
Diaphanozoma brach.	ad.	-	-	-	-	1061	5,3	-	-	152	0,8	-	-	-	-	1061	5,3	3030	15,2
	juv.	152	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	152	0,2	4697	4,7	5909	6,0
	Σ	152	0,2	-	-	1061	5,3	-	-	152	0,8	-	-	152	0,2	5758	10,0	8939	21,2
Ceriodaphnia spp.		-	-	-	-	-	-	152	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bythotrephes longimanus		-	-	152	38,0	-	-	-	-	-	-	152	38,0	+	-	-	-	-	-
Polyphemus pediculus	juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	303	0,6
Leptodora kindtii		-	-	-	-	-	-	-	-	303	3,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum		10912	20,3	48179	268,6	115192	107,2	191800	463,9	296488	702,0	27728	89,3	137412	475,0	29545	93,0	165895	325,0

1) Individantall. 2) Biomasse uttrykt som mg tørrvekt.

4. DISKUSJON

Den sure nedbøren på sør- og sørvestlandets heiområder virker i sterk grad inn på de undersøkte innsjøene og deres nedslagsfelt, og de sure og harde grunnfjellsbergartene har liten evne til å nøytraliere den sure nedbøren (Wright, 1977). På grunn av kalktilsetning i Langavatn er forholdene anderledes enn i Stølsvatn, Storavatn, Tjetlandsvatn og Selstjern. I disse innsjøene er lave pH-verdier, liten bufferkapasitet (alkalitet) og lite elektrolyttinnhold direkte virkninger av det sure miljøet. Også for stoffomsetningen i innsjøene har surhetsgraden betydning. I sjøer som er upåvirket av forsurning domineres mikrofloraen i og på bunnen av bakterier med innslag av sopp. Disse organismene svarer for nedbrytningen av organisk materiale og gjenvinning av næringsemnene i innsjøsystemet. Bakteriene er ømfintlige for forsurning, mens sopp har andre krav og tolererer surere miljøer. Forskyvningen av mikrofloraen mot mindre bakterier og mer sopp forårsaker en hemning av nedbrytningsprosessene i innsjøene. De næringssalter som vanligvis frigjøres ved nedbrytning av organisk materiale forblir bundet, og det skjer en oligotrofiering av innsjøene.

Det sure miljøet virker dessuten direkte på organismelivet i innsjøene. Ulike organismegrupper har ulike pH-optimum og pH-toleranse. En senkning av pH (forsurning) forskyver artssammensetningen mot arter som vokser optimalt ved lavere pH-verdier, mens arter som har liten toleranse for lave pH-verdier forsvinner. Undersøkelser viser at antallet planteplanktonarter minsker innen pH-intervallet 6,0 - 5,0.

Man kan si at i vassdrag der pH-verdiene er under 6 store deler av året, er den samlede effekt av det sure miljøet at alle sykluser av energi går langsommere og at stoffomsetningen minsker.

Hovedhensikten med denne undersøkelsen var å registrere eventuelle virkninger av jordbruksaktiviteten i området. I en innsjø som påvirkes av avrenning fra jordbruksområder, er det særlig innholdet av næringssalter, suspendert og partikulært organisk materiale og av visse bakte-

rier som endres. Dette har videre betydning for organismelivet i innsjøen, med bl.a. økt planteproduksjon og derav endrede biologiske forhold. Den samlede effekt av forurensningen blir lite siktedyp, høye turbiditetsverdier, høyt elektrolyttinnhold, mye organisk materiale og dårlig oksygenbalanse med oksygen i overskudd i innsjøens produktive sjikt og stort forbruk i de bunn-nære vanmmasser hvor nedbrytningsprosessene foregår. Surhetsgraden påvirkes også direkte gjennom avrenning fra kalkede jordområder og indirekte gjennom plantenes forbruk av CO_2 ved fotosyntesen, det skjer altså en økning i pH-verdien.

Den nylig foretatte undersøkelsen i Dalane (Brettum, jan. 1970) viste at verdiene for næringssalter, turbiditet, ledningsevne, planktonvolum osv. var av samme størrelsesorden som i vannkildene til Stavanger I.V. Forurensningsbelastede lokaliteter i Dalane, som f.eks. Vestre Svelavatn, var markert forskjellige fra de aktuelle innsjøene med hensyn til disse parametrene. Om alle de undersøkte innsjøene, også Langavatn, kan sies at de er næringsfattige, har lavt elektrolyttinnhold, lite produksjonspotensial og må betegnes som oligotrofe (næringsfattige).

Et poeng som er verdt å merke seg er den store grad av likhet mellom de fire øverste innsjøene i området. Dette gjelder såvel de fysisk-kjemiske som de hydrobiologiske parametrene. Stølsvatn, som har minimal aktivitet i nedslagsfeltet og som skal være referanselokalitet, var ikke nevneverdig forskjellig fra Storavatn, Tjetlandsvatn eller Selstjern. Dette tyder på at de tre sistnevnte innsjøene ikke var vesentlig påvirket eller forandret av jordbruksaktiviteten på det tidspunkt undersøkelsen fant sted.

Langavatn skilte seg noe ut fra de andre innsjøene bl.a. ved større planteproduksjon. Den primære virkningen av kalkingen av innsjøen er økte pH-verdier, som får betydning for sammensetningen av organismelivet og artsantallet. Som tidligere nevnt er det vanligvis flere planktonarter i innsjøer hvor pH-verdiene ligger omkring nøytralpunktet enn i sure eller basiske miljøer. Det økte artsantallet, som også ble registrert i Langavatn, se tab. 5 , fører ofte til økt samlet primærproduksjon (algeproduksjon). Sekundært fører kalktilsetningen til økt stoffom-

setning og frigjøring av næringssalter i vannmassene og sedimentene, noe som videre bevirker økt primærproduksjon.

Langavatn er den nederste innsjøen i området, og næringssalter, både frie og bundne, transporteres sammen med plankton ned i Langavatn. Det skjer med andre ord en akkumulering av næringssalter og plankton som får betydning for primærproduksjonens størrelse. Inaktivert organisk stoff fra de sure innsjøene i området kan dessuten frigjøres i det kalkede Langavatnet og nyttiggjøres i primærproduksjonen her.

Hvorvidt det siste kan få utslagsgivende betydning for algeproduksjonen og andre eutrofieringsprosesser i Langavatn dersom en øker tilførslene av næringssalter og organisk stoff i Selstjernfeltet er vanskelig å si. Men det er verdt å merke seg at økt forurensningsbelastning i Selstjernfeltet ikke behøver å få så store konsekvenser for vannkvaliteten i disse innsjøene, som det kan få i Langavatn hvor stoffomsetningen er raskere.

pH-verdiene i dyplagene i Langavatn (tab. 3, 4) var betenkelig høye på det tidspunkt prøvene ble tatt og har trolig konsekvenser for aktiviteten i sjøen. Det økte elektrolyttinnholdet kan fra visse synspunkter betraktes som en eutrofiering av innsjøen, og visse typer av organismer trives ikke ved så høye pH-verdier. Det ville være interessant å kartlegge pH-verdien i Langavatn gjennom et helt år, for å se hvorvidt pH-gradienten avtar under vår- og høstsirkulasjonen og eventuelle endringer i pH-verdiene i vinterstagnasjonsperioden.

Den store pH-gradienten i Langavatn med høye pH-verdier i dyplagene, tyder på at kalktilsetningen i Langavatn var større enn nødvendig da prøvene ble tatt. En reduksjon av kalktilsetningen vil trolig ikke ha store effekter, dersom det fins et lager av kalk på bunnen av innsjøen og et overskudd av bikarbonat (HCO_3^-) og karbonat (CO_3^{--}) som muligens fordeles i hele innsjøen i sirkulasjonsperiodene. Hvorvidt det foregår en fullsirkulasjon av vannmassene vår og høst er vanskelig å si. Som tidligere nevnt, indikerer den sterke temperatursjiktningen at sirkulasjonen er dårlig.

5. KONKLUSJON

- Med unntak av Langavatn som skiller seg ut i visse henseende, viser de undersøkte innsjøene stor innbyrdes likhet. Ingen av innsjøene var merkbart påvirket av jordbruksaktiviteten i området da prøvene ble tatt og må betegnes som oligotrofe (næringsfattige).

- I de fire øverste innsjøene (Stølsvatn, Storavatn, Tjetlandsvatn og Selstjern) virker det sure vannet oligotrofierende og motvirker muligens effekten av jordbruksaktiviteter (som kan virke eutrofierende).

- Kalktilsetningen i Langavatn har hatt betydning for stoffomsetningen i innsjøen med bl.a. økt primærproduksjon som resultat.

- På grunn av det sure miljøet med redusert energiomsetning, behøver ikke økt næringstilførsel til Storavatn, Tjetlandsvatn og Selstjern få full effekt i disse innsjøene. Det er på den annen side en viss mulighet for at de tilførte næringssaltene ikke tas opp i næringskjedene, men transporteres ned til Langavatn hvor den samlede effekt kan bli større.

  Det er vanskelig å forutsi den samlede effekt som økt jordbruksaktivitet vil ha på innsjøene, og en bør derfor følge utviklingen i innsjøene.

- Kalktilsetningen har hatt den ønskede effekt, nemlig å heve pH i Langavatn. Den nåværende form for kalktilsetning er å betrakte som en midlertidig løsning, og det er ting som tyder på at det er en uøkonomisk løsning. På den limnologiske målestasjonen som ligger nær fossen ved Haraland hvor kalktilsettingen foregår, var pH-verdiene på 10 m dyp i henholdsvis juni og august 7,82 og 8,95. Ved vannverksinntaket som ligger i den andre enden av innsjøen, kommer pH i 9 m dyp sjelden særlig over 7. På veien gjennom Langavatn tar det basiske overflatevannet opp CO_2 som nøytraliserer kalken og reduserer effekten av kalktilsetningen. Som nevnt tidligere er det dessuten sannsynlig at endel av kalken ikke oppløses, men avleires på bunnen av innsjøen. Alkaliseringsanlegg i forbindelse med renseanlegget anses derfor som en gunstigere løsning enn den nåværende.

- Hvis man betrakter Langavatn som en innsjø, er den høye pH-verdien ugunstig for vannkvaliteten. I eutrofisammenheng vil en reduksjon av kalktilsetningen være fordelaktig, spesielt hvis jordbruksaktiviteten i nedbørfeltet øker.

EAL/KEN

6. LITTERATURHENVISNINGER

Brettum, P., 1976 a Resipientundersøkelser i hovedvassdragene i Dalane, Rogaland. NIVA-rapport O-39/74.

Brettum, P., 1976 b En undersøkelse 1975 av Borrevatn. NIVA-rapport O-174/73.

Heienes, S.U., 1976, Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Forurensningstilførsler. NIVA-rapport O-58/70.

Mikkelsen, K., Ekren, A., Borgan, S., Rognerud, B. og Sandsbø, S., 1974, Landsplan for bruken av vannressursene. Arb.rapp. nr. 6. Norsk jordbruk og vannressursene. Del A Vannforurensninger fra jordbruket. Norges Landbrukshøgskole, Ås 1974.

Skulberg, O., 1967, Algal cultures a a mean to assess the fertilizing influences of pollution. Int. Conf. Wat. Poll. Res., 3., Munic 1966, Vol. 1., Washington. Water Pollution control Federation.

Skulberg, O., 1974, Gaularvassdraget, Sogn og Fjordane. Hydrobotaniske og hydrokjemiske undersøkelser i tidsrommet mai 1972 - oktober 1973. NIVA-rapport O-86/72.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mit. Internat. Verein. Limnol. 9.

Vollenweider, R., 1971, Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as a Factor in Eutrophication. OECD-rapport.

Wright, R.F., Henriksen, A., Chemistry of small Norwegian Lakes, with special reference to acid precipitation. Limnology and Oceanography, aug. 1977.