

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

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

Rapportnummer: 0-82026
Undernummer:
Løpenummer: 1434
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  En limnologisk undersøkelse i 1982 av I.V.A.R.'s vannkilder	Dato: 23.11.82
	Prosjektnummer: 0-82026
Forfatter(e):  Kaare Vennerød Ase Bakketun Jarl Eivind Løvik Pål Brettum	Faggruppe: Miljøteknisk divisjon
	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver:  Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (IVAR)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:  Forurensningstilførsler og vannkvalitet i I.V.A.R.'s vannkilder Stølsvatn, Storavatn, Tjetlandsvatn, Selstjern og Langavatn er undersøkt sommeren 1982. Resultatene er sammenliknet med data fra 1975. Innsjøene har en meget god vannkvalitet og er typisk oligotrofe (næringsfattige). Det er ikke påvist signifikante endringer i vannkvalitet siden 1975. Den eneste aktivitet i nedbørfeltet som kan gi forurensningstilførsler av betydning, er jordbruksvirksomhet. Den teoretiske beregning av tilførsler fra jordbruket gir ikke grunnlag for å påvise endringer fra 1975.
--

Limnologisk undersøkelse 1982
1. I.V.A.R.
2. Vannkilder
3. Forurensningstilførsler
4. Vannkvalitet
Stavangerområdet

4 emneord, engelske:
1. Stavanger
2. water sources
3. amounts of pollutants
4. water quality

Rogaland

Prosjektleder:

*Kaare Vennerød*

Divisjonssjef:

*Birte Løvik*

ISBN 82-577-0555-1

For administrasjonen:

*J. E. Lunde*  
*Klaus Ouenin*

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-82026

En limnologisk undersøkelse i 1982

av

I.V.A.R.'s vannkilder

Oslo 23.november 1982

Saksbehandler: Kaare Vennerød

Medarbeidere : Ase Bakketun

: Jarl Eivind Løvik

: Pål Brettum

For administrasjonen:

J.E. Sandal

Lars N. Overrein

## F O R O R D

I brev av 5.3.82 fra Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk (I.V.A.R.) ble NIVA bedt om å utføre en limnologisk undersøkelse av de innsjøene som tjener som vannkilde for I.V.A.R.'s medlemskommuner.

Undersøkelsen er en del av et opplegg som I.V.A.R. i samarbeid med SIFF har oppstartet for å kartlegge vannkvaliteten fra råvann frem til forbruker lengst ute på fordelingsnettet i Stavanger.

NIVA utførte en lignende undersøkelse i 1975. Målsettingen ved undersøkelsen i 1982 er derfor også å registrere utviklingen av forurensende aktiviteter i nedbørfeltene siden 1975 samt å vurdere om vannkvaliteten i innsjøene har endret seg.

Vi vil takke I.V.A.R. for meget god hjelp i forbindelse med feltarbeidet.

Jarl Eivind Løvik har deltatt i feltarbeid og har dessuten bearbeidet og beskrevet resultatene fra dyreplanktonprøvene. Planteplankton er bearbeidet og beskrevet av Pål Brettum. Åse Bakketun har assistert under utarbeidelsen av rapporten. Tekstbehandling er utført av Marianne Vrangum.

De kjemiske analysene er utført ved NIVAs laboratorium. Prosjektleder har vært Kaare Vennerød.

Oslo, 23. november 1982

Kaare Vennerød

## KONKLUSJONER

I nedbørfeltet til I.V.A.R.'s drikkevannskilder finnes det svært få forurensningsskapende aktiviteter. Den eneste forurensningskilde som kan være av noen betydning er jordbruket.

Jordbruksaktivitetene representerer en potensiell forurensningskilde av ikke ubetydelig størrelse, men på grunnlag av de foreliggende data er det vanskelig å anslå hva som reelt tilføres vassdraget fra jordbruket. Det er ikke grunn til å anta noen endring av betydning i forurensningstilførslene fra 1975 til 1982.

De limnologiske undersøkelsene styrker inntrykket av at det ikke har skjedd noen utvikling i eutrofierende retning i nedbørfeltet. Innsjøene har stort sett stort siktedyp, lite løste og suspenderte stoffer, lave nærings saltkonsentrasjoner og meget gode oksygenforhold.

De biologiske undersøkelsene av planteplankton og dyreplankton viser på samme måte at innsjøene er næringsfattige (oligotrofe). Det er ingen utvikling i mer eutrof retning siden 1975.

pH-tallene gir ikke grunnlag for å dokumentere en utvikling i surhetsgrad i vassdraget generelt siden 1975. Derimot har Langavatn blitt surere. Dette skyldes at kalkingen fra 1979 ble flyttet fra innløpet til Langavatn til selve vannbehandlingsanlegget ved utløpet av innsjøen. Langavatnets fysisk/kjemiske og biologiske egenskaper er nå svært like forholdene i de andre innsjøene.

## I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Side:

FORORD	
KONKLUSJONER	3
INNHALDSFORTEGNELSE	4
1. INNLEDNING	5
2. FORURENSNINGSTILFØRSLER	8
2.1 Forurensningskilder og -stoffer	8
2.2 Beregning av fosfortilførsler	8
2.3 Skjønnsmessig vurdering av fosfortilførslene i 1982	11
2.4 Utviklingen av jordbruksaktivitetene fra 1975 til 1982	12
3. VANNKVALITET	13
3.1 Fysisk/kjemiske analyser	13
3.2 Planteplankton	20
3.3 Dyreplankton	24
LITTERATUR	27

## 1. INNLEDNING

Formålet med undersøkelsen er å registrere utviklingen av forurensende aktiviteter siden 1975 samt å vurdere om vannkvaliteten i innsjøene har endret seg i samme periode.

En generell beskrivelse av innsjøene er gitt i 75-rapporten (NIVA 1977). Fig. 1 viser en oversikt over hele nedbørfeltet og innsjøene.

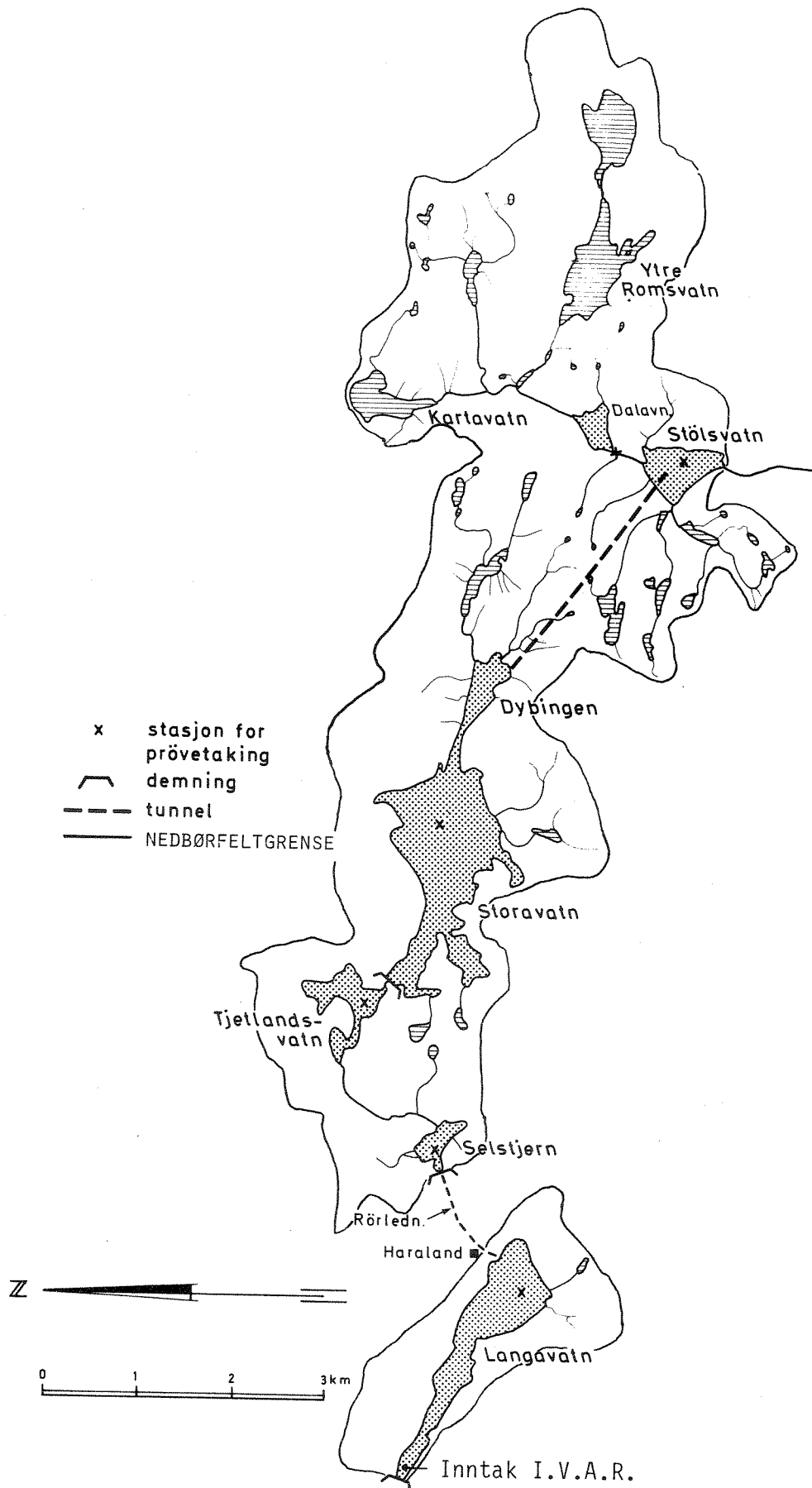
Nedbørfeltet ligger i det sørnorske grunnfjellområdet der de dominerende bergarter er gneiss og granitt. Disse bergartene er sure og harde og forvitrer meget langsomt. Vannet i disse områdene er derfor gjennomgående surt og saltfattig og har liten bufferevne mot sur påvirkning.

Størstedelen av nedbørfeltet består av skog- og fjellområder (ca 30 km<sup>2</sup>). Av dette er endel gode beiteområder. Gjødslende jordbruksarealer inklusive gjødslende beiter utgjør ca 1 km<sup>2</sup>. Innsjøarealet er ca 4 km<sup>2</sup>

Drikkevannsinntaket til I.V.A.R. er lokalisert i vestenden av Langavatn. Inntil 1979 ble vannet kalket (hydratkalk) før innløpet til Langavatn. Nå foregår alkaliseringen ved selve vannbehandlingsanlegget. I undersøkelsene fra 1975 utmerker derfor Langavatn seg fra de andre innsjøene ved å være mer alkalisk, bl.a. med høyere pH og høyere alkalitet. Undersøkelsene i 1982 viser at Langavatn nå er praktisk talt tilbake til omtrent samme surhetsgrad som de andre innsjøene.

Jordbruksaktiviteten i nedbørfeltet, som er lokalisert rundt Storavatn, Tjetlandsvatn og Selstjern, har hatt en viss økning siden 1975. Andre forurensningsskapende aktiviteter av betydning finnes ikke i området. Det har derfor vært naturlig å konsentrere vannanalysene først og fremst omkring parametre som ville kunne indikere en økt forurensningstilførsel fra jordbruket.

Slike parametre er f.eks. næringsalter (fosfor og nitrogen) og plankton sammensetning og - mengde. En økt tilførsel av næringsalter med



Figur 1. Nedbørfeltet til I.V.A.R.'s vannforsyningsinntak i Langavatn.

etterfølgende økt vekst av planktonalger og andre planter er det vi kaller eutrofiering. Undersøkelsen vil altså først å fremst vurdere eutrofieringsutviklingen i innsjøene.

For å vurdere forurensningstilførslene fra jordbruksaktivitetene er det satt opp en oversikt over teoretisk beregnet produksjon av forurensning i området i form av fosfor fra de forskjellige kilder. Det er videre anslått hvor mye av dette som når innsjøene. Disse beregningene er meget usikre. Det har derfor vært nødvendig å gjøre vurderinger i tillegg som bygger på direkte iakttagelse og skjønn.

Undersøkelsene av innsjøenes vannkvalitet i 1982 består i at det er innhentet vannprøver 24.-25.6 og 30.8 fra 4-5 dyp i hver innsjø. P.g.a. lav vannstand kom vi ikke ned til Storavatn den 30.8 og har derfor ikke prøver derfra på denne datoen.

Det er utført fysisk/kjemiske analyser på vannprøvene. Det ble dessuten innhentet prøver av planteplankton og dyreplankton, som er bearbeidet og diskutert.

Innsjøenes vannkvalitet er i kontinuerlig forandring gjennom året. Slike forandringer ligger imidlertid innenfor bestemte ytterverdier, som er bestemt av bl.a. geologi, klima, landskapsform, forurensende aktiviteter m.m. Ved å innhente vannprøver to ganger i en sesong kan man få en viss orientering om på hvilket nivå innsjøene ligger når det gjelder f.eks. eutrofiering. Vannkvalitetsendringer innen en sesong vil imidlertid ofte være av en slik størrelse at de langt overskrider den utvikling fra år til år som man eventuelt ønsker å dokumentere. Dette må tas i betraktning når en skal vurdere om vannkvalitetsdata fra 1975 og 1982 indikerer en utvikling i vannkvaliteten.



## 2. FORURENSNINGSTILFØRSLER

### 2.1 Forurensningskilder og - stoffer

Sur nedbør er et kjent problem i vassdragene på Sørvestlandet. Denne undersøkelsen omfatter imidlertid ikke målinger og vurderinger av tilførselen av sure komponenter som tilføres via nedbør.

En enkel befaring i nedbørfeltet (fig.1) dokumenterte at det finnes svært få forurensningsskapende aktiviteter. Den eneste boligbebyggelse som drenerer til vassdraget ligger ved Tjetlandsvatn (Tjetland), ca 400 m fra vatnet (4-5 personer). Industri- og servicevirksomhet finnes ikke.

Jordbruksaktiviteter i området representerer et visst forurensningspotensiale. Med dette menes at aktivitetene i jordbruket produserer eller omsetter stoffer/bakterier som kan medføre forurensning dersom de tilføres vassdraget i betydelig grad. Slik jordbruksforurensning kan for eksempel være erodert materiale fra dyrket mark, gjødsel fra husdyr, kunstgjødsel, skyllevann fra melkerom, utslipp fra silo og skyllevann fra halmluting. Dette kan tilføre vannsystemet forskjellige typer stoffer. Vanligvis er man spesielt interessert i tilførsler av næringssalter, organisk materiale og bakterier.

Siden eutrofieringsutviklingen står særlig sentralt i denne undersøkelsen, vil vi i det følgende legge vekt på tilførsler av næringssalter og spesielt fosfor. Det er overveiende sannsynlig at fosfor er den begrensende faktor for planteproduksjonen i disse innsjøene. Dette er den vanlige situasjonen i næringsfattige, norske innsjøer.

### 2.2 Beregning av fosfortilførsler

Tilførslene av fosfor til vassdraget består dels av naturlige tilførsler, dels av tilførsler fra forurensningskilder, i dette nedbørfeltet først og fremst jordbruksaktiviteter.

Tabell 1. Produksjon (potensiale) og tilførsler til vassdraget av fosfor fra de viktigste kilder i nedbørfeltet, teoretisk beregnet etter NIVA (1981). Tallene for tilførsler er meget usikre, da kunnskapsgrunnlaget, spesielt for tilførselsfaktorene, er relativt svakt.

Kilde	Omfang	Produksjonsfaktor	Produksjon	Tilførselsfaktor	Tilførsel kg P/år
Skog/fjell	30 km <sup>2</sup>			6 kg P/år/km <sup>2</sup>	180
Nedbør (direkte til vannoverflaten)	4 km <sup>2</sup>			3 kg P/år/km <sup>2</sup>	12
Fulldyrket mark (ikke medregnet gjødsel)	0,1 km <sup>2</sup>			8 kg P/år/km <sup>2</sup>	3,2
Melkekyr (gjødsel)	141 stk.	12,9 kg P/år x dyr	1806 kg P/år	1 - 5 %	18,1-90,3
Sauer (gjødsel)	292 stk.	1,2 kg P/år x dyr	350 kg P/år	1 - 5 %	3,5-17,5
Kunstgjødsel		?			?
Spredd bosetning	5 personer	0,9 kg P/år x dyr	4,5 kg P/år	Svært lav	0

Tabell 1 viser en oversikt over kilder for fosfortilførsler, omfanget (størrelsen) av hver kilde, produksjonsfaktorer som angir hvor mye hver kildeenhet (f.eks. en melkeku) produserer av fosfor (f.eks. i form av gjødsel), produksjon som angir hvor mye som produseres av en type kilde (f.eks. melkekyr), tilførselsfaktorer som angir hvor stor andel av produksjonen som antas å nå vassdraget, og tilførsel som angir beregnet tilførsel til vassdraget.

Tallene under omfang har ganske stor nøyaktighet, de som gjelder jordbruk er gitt av heradsagronom Einar Dybesland.

Produksjonsfaktorene er hentet fra Ekern (1974) og NIVA (1978). Disse vil for husdyras vedkommende variere noe bl.a. med foringsforhold og dyrerase. Produksjonsfaktoren for mennesker er basert på avløp fra kloakk og omfatter derfor også vaskemidler og matrester m.m. For et

lite antall personer vil den faktiske produksjonsfaktor kunne avvike endel fra denne gjennomsnittsverdien (0,9 kg P/år x person). Alt i alt gir nok produksjonsfaktorene en relativt god pekepinn om produksjon pr enhet.

Produksjonen angir produktet av omfang og produksjonsfaktor, og nøyaktigheten i produksjonstallene avhenger kun av nøyaktighetene i disse.

Tilførselsfaktorene er det vanskeligste og mest usikre punkt i beregning og vurdering av forurensningstilførslene. De angitte tallene for tilførselsfaktorene (avrenning) fra arealer er tatt fra NIVA (1981), med den forskjell at det er angitt samme avrenning fra skog og fjell (6 kg P/år/km<sup>2</sup>). Til tross for regionale variasjoner i den reelle avrenning, anser vi at de gitte tilførselsfaktorene for arealavrenning i alle fall er av riktig størrelsesorden.

Derimot er tilførselsfaktorene for naturgjødning meget usikre. Disse er avhengige av bl.a.

- 1) hvor lenge dyrene er på bås
- 2) hvordan gjødningkjellerne fungerer
- 3) hvordan og når gjødningen spres
- 4) om dyrene er i nedbørfeltet hele beitesesongen
- 5) hvor dyrene beiter i forhold til innsjøenes beliggenhet
- 6) overflatejordlag og vegetasjon på beitemå
- 7) nedbørforhold

m.m

I NIVA (1981) er disse forhold generelt diskutert. Fra i området 1 % som andel av sommerspredt naturgjødning som når resipienten (Mikkelsen et al. 1974), kan det strekke seg opp mot 35 % av vinterspredt naturgjødning som når vassdraget (Lundekvam 1981).

Dette viser at anslag over tilførselsfaktorene fra husdyrgjødning er svært spekulative. Når en samtidig ser at forurensningsproduksjonen (potensialet) fra disse kildene er stor i forhold til den naturlige bakgrunnsavrenning, er det dessto større grunn til forsiktighet, da små

feil i tilførselsfaktorene for husdyrgjødsel gir store utslag på totaltilførselen.

Vi har derfor i tabellen angitt et område for størrelsen av tilførselsfaktorene for husdyrgjødsel.

Tilførselsverdiene er produkter av tilførselsfaktor og areal (for arealavrenning) eller av tilførselsfaktor og produksjon (for gjødsel). Sikkerheten i tallene er ene og alene avhengig av sikkerheten i faktorene. Tilførselsverdiene for arealavrenning er vesentlig sikrere enn for tilførsler fra husdyrgjødsel. Tallene for tilførsler fra husdyr er derfor også gitt som tallområder.

En ser at dersom de laveste tallene for tilførselsfaktorer fra husdyr er mest realistiske, er de naturlige tilførsler av fosfor fra fjell og skog helt dominerende. I det tilfellet burde ikke fosfortilførsler fra husdyrgjødsel representere noe problem i nedbørfeltet.

Dersom derimot tilførselsfaktorene er i området 5 %, gir tilførslene fra husdyrgjødsel et stort bidrag til innsjøenes fosforinnhold. Dette indikerer at denne forurensningskilden kan være av stor betydning for en eventuelt uheldig utvikling i innsjøene.

Kunstgjødsel er satt opp som kilde i tabell 1. Det har ikke vært mulig å skaffe opplysninger om mengden av kunstgjødsel som brukes i området. I følge NIVA (1981) er tilførselsfaktoren for kunstgjødsel i samme størrelsesorden som for naturgjødsel.

I erkjennelse av at forurensningstilførselen ikke kan endelig fastsettes med bruk av teoretiske beregninger, er det naturlig å vurdere problemets viktighet også ut fra iakttagelse og skjønn.

### 2.3 Skjønnsmessig vurdering av fosfortilførslene i 1982

Under feltarbeidet sommeren 1982 la vi merke til at det var gode beiteområder i nærheten av noen av innsjøene, bl.a. Selstjern. Det var tildels stort antall av husdyr, spesielt kyr, i umiddelbar nærhet av

vannet. Områdene bar også preg av at det var vanlig at dyrene oppholdt seg i nærheten av stranden.

Denne observasjonen gir ikke grunnlag for tallmessig vurdering av fosfortilførselene fra husdyrgjødsel. Det er imidlertid naturlig å anta at det at dyrene oppholder seg i nærheten av strandsonen tilsier at tilførselfaktorene kan være relativt høye.

En skjønnsmessig vurdering på grunnlag av det foregående kapitlet og disse observasjonene tilsier at

- 1) den eneste potensielle forurensningskilde av betydning når det gjelder fosfortilførsler er naturgjødsel (pluss eventuelt kunstgjødsel)
- 2) de reelle tilførselene fra husdyrgjødsel kan ikke tallfestes
- 3) stor beiteintensitet i umiddelbar nærhet av innsjøene kan være av betydning for fosfortilførselene fra naturgjødsel

Dersom det er ønsket å eliminere eller minske fosfortilførselene fra dyr som beiter i umiddelbar nærhet av innsjøene, kan det være aktuelt å begrense beitingen ved strendene, f.eks. ved oppsetting av enkle gjerder. Dette vil også være en forsikring mot andre potensielle forurensninger fra husdyrgjødsel som bakterier og organisk materiale.

#### 2.4 Utviklingen av jordbruksaktivitetene fra 1975 til 1982

I 1975 var jordbruksaktiviteten noe lavere i området: 328 dekar fulldyrket jord mot nå 441 dekar. Antall husdyr var omtrent det samme: 145 melkekyr mot nå 140, 288 sauer mot nå 292.

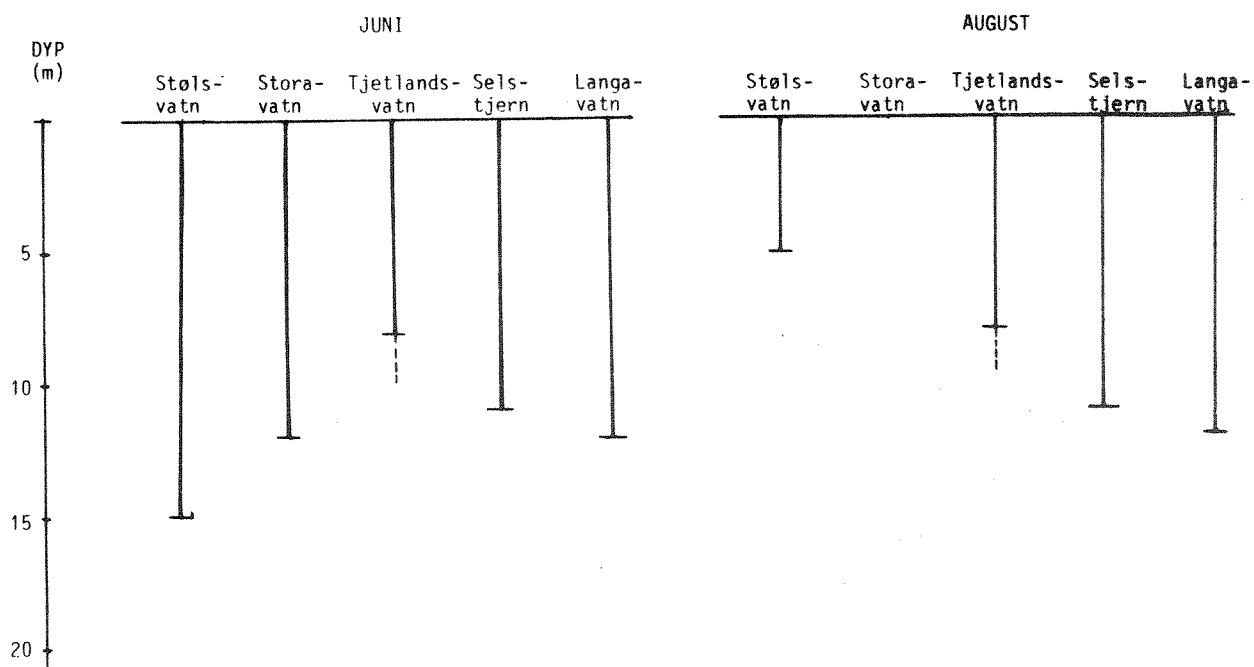
Ved å studere tabell 1 ser vi at denne utviklingen betyr minimalt for den beregnede totale tilførsel av fosfor til innsjøene. Under forutsetning av at bruken av kunstgjødsel heller ikke er drastisk øket, er det altså ikke grunnlag for å anta at forurensningstilførselen fra jordbruket er økt i særlig grad. Det forutsettes da at produksjonsfaktorer og tilførselfaktorer for husdyrgjødsel ikke er forandret siden 1975.

### 3. VANNKVALITET

#### 3.1 Fysisk/kjemiske analyser

Det umiddelbare inntrykk av innsjøene er at de er typiske næringsfattige rentvannsjøer.

Siktedypet, som er det dypet der en hvit, horisontal skive forsvinner av syne ved nedsenking, understreket dette umiddelbare inntrykket (fig. 2). Det må her gjøres oppmerksom på at Stølsvatn var grumset den 30.8. på grunn av vannstandsvariasjon i forbindelse med anlegging av drikkevannsinntak for nærliggende gårder utenfor nedbørfeltet.



Figur 2. Siktedyp i innsjøene 1982. Stølsvatn var grumset den 30.8 på grunn av forutgående sterk vannstandsvariasjon. ( I Tjetlandsvatn er maksimalt dyp ca. 8 m, og siktedypet kunne derfor ikke måles dypere.

Resultatene fra de fysisk/kjemiske analyser fra 1982 er gitt i tabell 2 og 3. For sammenlikning er også tallene fra undersøkelsen i 1975 gjengitt (tab. 4 og 5).

Tallene for farge og turbiditet angir mengden av løste, fargede stoffer, f.eks. humusstoffer, og av partikler i vannet. Tallene er gjennomgående lave og viser lavt innhold av slike komponenter. De noe høyere verdiene i Stølsvatn den 30.8. skyldes den nevnte erosjonseffekt på grunn av vannstandsregulering. Tallene indikerer forøvrig ingen signifikant utvikling fra 1975 i disse parametre i innsjøene.

Permanganattallet er et uttrykk for mengden av oksyderbare stoffer, spesielt organiske forbindelser. Resultatene viser at det er lite organisk materiale i innsjøene. De høye oksygenverdiene indikerer at nedbrytningen av organisk materiale også er liten. Mengden av organisk materiale i innsjøene er så lav at dette ikke alene kan gi grobunn for uheldige bakterie- og soppoppblomstringer i vannforsyningsnett. Tallene dokumenterer heller ingen uheldig utvikling fra 1975.

Vannets alkalitet viser vannets innhold av basisk reagerende stoffer og derved hvilken evne det har til å motstå eller "bufre" tilførsler av syrer, f.eks. i sur nedbør. Alkaliteten i innsjøene er meget lav. Dette henger sammen med at området er preget av "sure" bergarter med lite innhold av kalk.

Vannets lave pH må sees i sammenheng med dette. Nedbøren som faller i nedbørfeltet blir i liten grad bufret av jordsmonnet, og det er utfra dette rimelig å forvente at innsjøene er sure.

pH-målingene i juni ble foretatt på laboratoriet 1 - 2 døgn etter innhenting. I august ble målingene utført umiddelbart i felt. Dette kan forklare den gjennomgående forskjell mellom juni- og augustverdiene (2-3 tidels pH-enheter). Vi anser augustverdiene som de mest pålitelige.

De metodiske vanskeligheter tatt i betraktning gir ikke tallmaterialet grunnlag for å anta en forandring i surhetsgrad fra 1975 til 1982 i innsjøene. Et unntak må imidlertid understrekes. Langavatn er nå ved

Tabell 2. Fysisk/kjemiske analyseresultater 24. juni 1982.

Prøvested	Temperatur C°	Surhets- grad pH	Kondukti- vitet mS/m	Farge mgPt/l	Turbidi- tet F.T.U	Alkalitet pH 4,5 mmol/l	Total fosfor µgP/l	Orto- fosfat µgP/l	Total nitrogen µgN/l	Nitrat µg N/l	Jern µgFe/l	Klorid µg Cl/l	Permanga- nattall mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen metning i %
Stølsvatn Innløp		5,0	3,83	4,5	0,25	0,028	3,5	<0,5	250	160	50	6,5	<0,5		
	1 m	14,7	4,07	1,0	1,25	0,024	2,5	<0,5	290	180	30	7,2	<0,5	10,3	102
	5 m	14,7	5,2	1,0	0,28	0,028	2,0	<0,5	270	190	20	7,2	<0,5	10,3	102
	15 m	6,4	5,1	4,44	0,28	0,024	3,0	<0,5	290	220	20	6,8	0,64	12,2	99
	25 m	4,4	5,1	4,52	0,35	0,026	2,5	<0,5	360	230	20	6,9	<0,5	12,3	95
Storavatn Innløp		5,2	4,63	6,0	0,43	0,029	2,5	0,5	280	210	30	8,0	<0,5		
	1 m	15,3	5,1	4,73	0,38	0,037	2,0	<0,5	300	210	20	8,2	<0,5	10,6	106
	3 m	15,3	5,2	4,74	0,37	0,031	3,0	<0,5	290	210	30	8,3	<0,5	10,4	104
	7 m	14,7	5,2	4,75	0,36	0,025	4,0	<0,5	330	220	30	8,2	0,52	10,6	105
	12 m	8,6	5,1	4,70	0,45	0,023	3,0	0,5	320	220	30	8,2	0,68	12,2	105
Tjetlandsvatn															
	1 m	13,9	5,2	4,73	0,60	0,022	4,0	1,0	310	210	30	8,0	<0,5	10,4	101
	3 m	13,8	5,2	4,71	0,52	0,023	6,0	1,0	370	210	30	8,8	<0,5	10,4	101
	5 m	13,7	5,2	4,63	0,49	0,029	3,5	1,0	300	210	30	7,0	<0,5	10,5	101
8 m	13,2	5,2	4,70	0,46	0,022	3,0	1,5	280	210	50	8,7	<0,5	10,6	101	
Selstjern															
	1 m	14,0	5,2	4,93	0,48	0,027	3,5	0,5	290	210	30	8,6	1,03	10,2	99
	3 m	13,9	5,2	4,78	0,43	0,028	3,0	0,5	290	210	30	8,6	0,68	10,2	99
	7 m	13,8	5,2	4,76	0,47	0,026	5,0	1,0	400	210	30	8,7	0,76	10,2	99
13 m	11,8	5,3	4,78	0,60	0,026	7,0	1,0	460	200	60	8,8	1,31	10,8	100	
Langavatn															
	1 m	15,3	5,5	4,72	0,39	0,030	4,0	<0,5	380	210	20	8,6	<0,5	10,6	105
	10 m	15,2	5,5	4,79	0,53	0,032	6,5	0,5	550	210	30	8,8	0,84	10,6	105
	20 m	6,4	5,2	4,80	0,57	0,031	4,0	<0,5	480	240	20	8,5	<0,5	13,1	109
35 m	5,0	5,6	4,73	0,46	0,036	5,0	<0,5	530	250	20	8,3	<0,5	11,8	94	



Tabell 3. Fysisk/kjemiske analyseresultater 30. august 1982.

Provested	Temperatur C°	Surhets- grad pH	Kondukti- vitet mS/m	Farge mgPt/l	Turbidi- tet F.T.U	Alkalitet pH 4,5 mmol/l	Total fosfor µgP/l	Orto- fosfat µgP/l	Total nitrogen µgN/l	Nitrat µg N/l	Klorid µg Cl/l	Permanga- nattall mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen metning i %
Stølsvatn Innløp	13,4	5,2	3,57	13,0	0,64	0,026	2,5	0,5	180	70	6,5	1,54		
	13,4	5,5	3,81	30,0	1,3	0,030	3,5	2,5	240	150	7,2	3,47	9,3	89
	13,4	5,5	3,85	32,5	1,2	0,031	3,5	1,0	260	150	7,3	1,19	9,2	88
	13,4	5,5	3,88	30,0	1,5	0,031	3,0	1,5	250	150	7,3	0,77	9,1	87
	6,0	5,3	4,48	17,0	0,58	0,031	2,5	1,0	320	220	8,5	0,69	9,6	77
Tjetlandsvatn	13,0	5,6	4,67	9,0	0,87	0,030	3,0	1,0	310	200	9,0	0,73	9,2	87
	13,0	5,5	4,63	15,0	0,87	0,031	3,0	2,0	310	190	9,0	0,77	9,3	88
	13,0	5,5	4,65	15,0	0,60	0,030	3,0	<0,5	300	190	9,0	0,77	9,3	88
	13,0	5,5	4,66	11,0	0,64	0,030	5,5	1,0	350	190	9,0	0,77	9,4	88
Selstjern	13,6	5,5	4,77	13,0	0,79	0,032	3,5	1,0	320	210	9,2	0,77	9,2	89
	13,6	5,5	4,79	11,0	0,53	0,031	4,0	1,0	340	210	9,4	0,85	9,1	88
	13,8	5,5	4,77	11,0	0,65	1,031	3,0	1,0	320	210	9,1	0,73	9,1	88
	13,8	5,5	4,74	11,0	0,56	0,033	3,5	0,5	350	210	8,7	0,69	9,1	88
Langavatn	14,7	5,6	4,67	7,5	0,55	0,030	1,5	0,5	270	190	8,6	<0,50	9,4	93
	14,9	5,6	4,68	11,0	0,50	0,030	2,5	0,5	290	200	8,6	0,62	9,2	90
	7,5	5,7	4,66	13,0	0,45	0,034	1,5	1,0	290	230	8,4	<0,50	11,4	95
	5,2	5,7	4,75	15,0	0,66	0,044	2,0	0,5	330	240	8,4	<0,50	9,4	74

Tabell 4. Fysisk/kjemiske analyseresultater 20.-24. juni 1975.

Stasjon	Temperatur °C	Surhetsgrad pH	Konduktivitet mS/m	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Alkalitet pH 4,5 mmol/l	Totalfosfor µg P/l	Orthofosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Jern Fe/l	Klorid µg Cl/l	Permananattall mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen mg O <sub>2</sub> /l	Oksygen % metning
<b>Stølsvatn</b>															
Innløp	-	5,54	3,11	5,-	0,23	0,022	2	< 2	110	190	30	5,5	3,8	-	-
1 m	15,2	5,76	3,27	9,5	0,65	0,028	5	< 2	110	130	20	5,7	0,16	9,84	97,04
5 m	12,8	5,76	3,19	11,5	0,77	0,024	< 2	< 2	110	130	20	5,7	0,3	9,89	92,69
15 m	6,8	5,58	3,27	19,-	0,72	0,026	2	< 2	110	150	30	5,8	0,8	11,12	90,85
25 m	4,6	5,59	3,23	11,5	0,52	0,029	< 2	< 2	110	150	30	5,7	0,6	11,07	85,55
<b>Storavatn</b>															
Innløp	-	5,74	3,52	23,-	0,66	0,027	3	< 2	120	140	40	6,1	1,19	-	-
1 m	14,1	5,24	3,58	9,5	0,43	0,019	5	< 2	180	140	40	6,3	1,0	9,64	92,96
3 m	13,6	5,29	3,54	9,5	0,48	0,019	5	< 2	230	140	40	6,3	0,87	9,84	93,89
7 m	13,1	5,41	3,53	11,5	0,50	0,019	6	< 2	230	50	30	6,4	1,19	9,79	92,19
12 m	11,0	5,21	3,56	9,5	0,41	0,024	5	< 2	230	140	30	6,3	0,79	9,95	89,64
<b>Tjetlandsvatn</b>															
Tilløpsbekk	-	6,82	8,67	9,5	0,32	0,333	9	2	1030	130	90	8,3	6,95	-	-
Utløp	-	5,62	3,52	9,5	0,30	0,024	4	< 2	160	90	40	6,3	1,98	-	-
<b>Selsrjern</b>															
Innløp	-	5,69	3,47	9,5	0,30	0,036	3	< 2	160	130	40	6,3	1,26	-	-
1 m	14,5	5,54	3,69	7,-	0,50	0,024	3	< 2	140	130	30	6,3	0,7	9,84	95,72
3 m	14,1	6,48	3,56	5,-	0,34	0,026	2	< 2	130	130	40	6,3	0,6	9,89	95,37
7 m	13,2	5,33	3,60	28,-	0,55	0,023	7	< 2	130	130	20	6,3	0,8	10,20	96,50
13 m	10,0	5,56	3,53	2,5	0,37	0,023	10	< 2	90	30	20	6,4	1,0	10,10	88,98
<b>Langavatn</b>															
Innløp	-	6,0	3,56	5,-	0,32	0,043	4	< 2	160	80	30	6,3	1,42	-	-
1 m	14,7	7,24	5,60	9,5	0,35	0,261	4	< 2	190	150	< 20	6,5	1,58	9,64	94,14
10 m	10,6	7,82	5,83	9,5	0,45	0,281	3	< 2	190	150	< 20	6,4	< 0,5	10,10	90,18
20 m	7,7	7,68	6,25	9,5	0,27	0,302	3	< 2	270	150	< 20	6,4	< 0,5	10,81	90,23
35 m	5,4	8,91	7,12	9,5	0,34	0,402	5	10	210	180	< 20	6,4	1,42	11,27	88,88

Tabell 5. Fysiske/kjemiske analyseresultater 12.-16. august 1975.

Stasjon	Temperatur °C	Surhetsgrad pH	Konduktivitet mS/m	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Alkalitet pH 4,5 mmol/l	Totalfosfor mg P/l	Ortofosfat mg P/l	Total nitrogen mg N/l	Nitrat mg N/l	Jern mg Fe/l	Klorid mg Cl/l	Permananatal mg O <sub>2</sub> /l	Okayen mg O <sub>2</sub> /l	Okayen % metning
<b>Stølsvatn</b>															
Innløp	-	5,26	3,12	5,-	0,39	-	4	2	190	70	30	6,2	0,24	-	-
<b>Storavatn</b>															
Innløp	-	6,00	3,26	10,2	3,6	-	20	2	210	130	290	6,5	0,55	-	-
1 m	20,0	5,40	3,48	19,-	0,69	0,028	7	2	260	130	140	6,9	0,71	8,8	96,81
3 m	19,9	5,34	3,40	23,-	0,76	0,029	7	2	260	130	160	7,0	0,55	9,0	97,72
7 m	16,6	5,51	3,50	25,5	1,3	0,031	7	2	250	130	140	7,0	0,55	9,4	95,53
12 m	12,-	5,19	3,54	14,0	0,45	0,027	5	2	230	140	40	7,0	0,16	9,0	82,87
<b>Tjetlandsvatn</b>															
Innløp	-	5,63	3,39	19,0	0,60	-	5	3	220	130	170	7,0	0,08	-	-
1 m	21,9	5,60	3,62	9,5	0,49	0,033	7	3	260	130	140	6,6	0,08	8,4	94,70
3 m	21,1	5,62	3,58	11,5	0,55	0,031	7	2	280	130	150	6,6	0,07	8,8	97,78
5 m	20,4	5,48	3,36	16,5	0,56	0,033	7	4	270	130	170	6,6	0,24	8,3	91,01
8 m	16,8	5,32	3,63	16,5	0,70	0,031	7	2	280	140	160	7,0	1,11	7,9	80,61
Utløp	-	5,47	3,39	19,0	0,60	-	5	3	220	130	140	7,1	0,16	-	-
<b>Selstjern</b>															
Innløp	-	5,37	3,54	11,5	0,44	-	7	3	250	130	130	7,2	0,40	-	-
1 m	22,2	5,41	3,52	14,0	0,55	0,033	6	< 2	300	130	130	7,4	0,32	8,5	96,37
3 m	21,9	5,46	3,54	19,0	0,45	0,031	5	< 2	280	130	120	7,1	0,40	8,3	93,57
7 m	21,9	5,46	3,51	11,5	0,53	0,031	5	2	260	130	100	6,8	0,47	9,1	93,43
13 m	12,5	5,48	3,61	9,5	0,44	0,033	6	2	250	110	50	7,0	0,55	9,7	90,32
<b>Langvatn</b>															
1 m	21,5	7,02	4,95	19,0	0,45	0,232	6	2	250	120	50	7,1	0,63	8,5	95,19
10 m	16,8	8,95	6,15	5,0	0,36	0,331	7	3	260	130	30	7,1	0,95	9,0	91,84
20 m	8,1	7,66	6,70	5,0	0,24	0,374	6	3	320	180	20	6,8	0,79	10,9	91,91
35 m	5,2	8,89	7,26	0,0	0,38	0,436	9	3	300	210	20	6,7	0,71	10,9	85,56
45 m	4,9	9,07	7,69	2,5	0,28	0,485	10	2	400	230	120	6,7	1,19	9,3	72,43

en surhetsgrad som ligger nær opptil de andre innsjøene. Dette skyldes at kalkingen av Langavatn, som gav innsjøen en mye høyere pH enn de øvrige innsjøene i 1975, opphørte i 1979. Langavatn synes nå å være tilbake til eller i nærheten av sin "naturlige" tilstand når det gjelder surhetsgrad.

Innholdet av næringssalter gir informasjon om innsjøenes evne til å produsere organisk materiale i form av planter. En økende tilførsel av næringssalter med påfølgende økt planteproduksjon kalles eutrofiering.

Det er antatt at innholdet av næringssaltet fosfat (målt som total fosfor) er den faktor som begrenser planteproduksjonen i næringsfattige norske innsjøer. Tallene for totalfosfor i innsjøene i 1982 er meget lave. I juni ser det riktignok ut til å være en svak økning nedover i vassdraget. Økningen er ikke større enn at den kan skyldes naturlige endringer i avrenningsforholdene i ukene før 24.6.

Analysemetoden for totalfosfor er meget vanskelig og krevende, spesielt ved lave verdier. Tallene for 1975 var neppe av samme kvalitet som tallene for 1982. Under enhver omstendighet kan det ikke påvises signifikante endringer i fosforkonsentrasjonene fra 1975 til 1982.

Ved økte tilførsler av fosfor kan nitrogenmengdene i innsjøene komme i underskudd, det vil si bli begrensende for algeproduksjonen. Nitrogeninnholdet er derfor av betydning ved eutrofiering, spesielt i en senere fase.

Totalnitrogen - innhold i vassdraget er lavt. I juni kunne man spore en viss økning nedover i vassdraget, fra ca 300 µg N/l i Stølsvatn til 4-500 µg N/l i Selstjern og Langavatn. Nivåene er imidlertid lave, og økningen gir liten grunn til å anta at nitrogenkonsentrasjonene skyldes forurensning.

Dersom det nyttes store mengder kunstgjødsel i området, vil bl.a. nitrogenforbindelser kunne tilføres vassdraget, spesielt ved store nedbørmengder. Resultatene av vannanalysene kan imidlertid ikke dokumentere at dette har skjedd denne våren. Augustverdiene for 1982 er jevne og lave (ca 300 µg N/l).

Forskjellene i tallene for totalnitrogen og nitratnitrogen mellom 1975 og 1982 synes å være tydelig. Ved så lave verdier som det er begge år, vil vi allikevel ikke påstå en signifikant utvikling i nitrogeninnholdet. Forskjellene i tallene mellom 1975 og 1982 gjør seg gjeldende i alle innsjøene. Dersom de avspeiler en reell utvikling, synes denne å gjelde hele nedbørfeltet, og ikke bare de områder som kan være utsatt for forurensninger fra jordbruk.

Når det gjelder den generelle utvikling i de fysiske/kjemiske parametre fra 1975-1982 er konklusjonen at vi ikke har kunnet påvise en signifikant endring av vannkvaliteten i vassdraget.

### 3.2 Plantep plankton

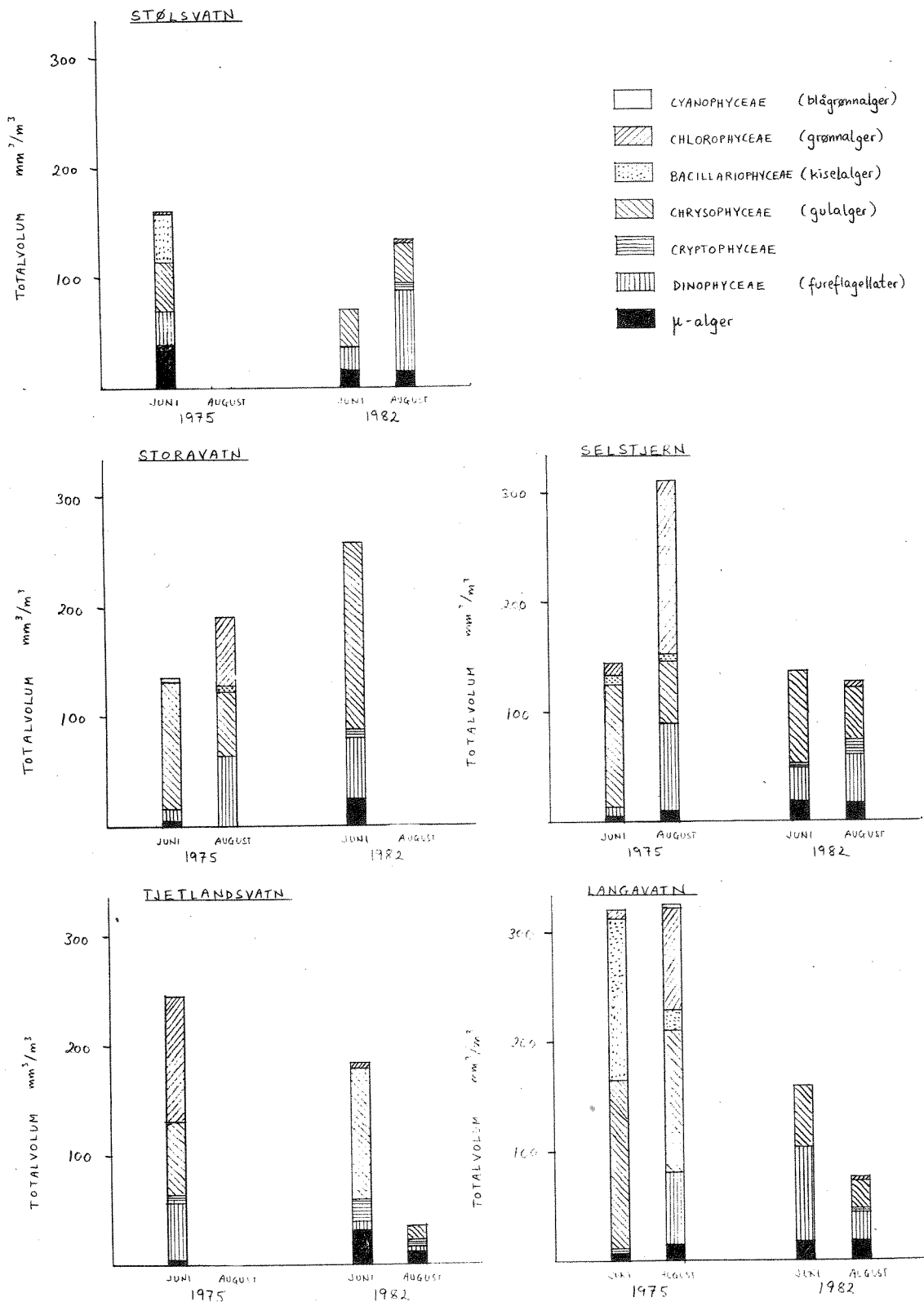
Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet inn på innsjøstasjonene 24. juni og 30. august, med unntak av Storavatn, der det bare ble samlet inn 24. juni. Prøvene var fra 1 m dyp, og analysene er foretatt etter sedimenteringsmetoden på samme måte som i 1975. Da det i 1975 ble benyttet for store spesifikke volumer for en del arter, er disse i denne sammenheng revidert for lettere å kunne sammenligne med analyse-resultatene for 1982.

Fordi prøvene både for 1975 og 1982 er samlet fra et dyp, 1 m, er det vanskelig å si om prøvene har vært representative for planteplanktonmengdene på prøvetakingstidspunktet.

Avhengig av lysforhold, turbulens osv. vil planteplanktonet bevege seg opp og ned i vannmassene, og 1 m dyp behøver derfor ikke å være representativt for algemengdene i vannmassene generelt. Dette må en ha klart for seg når en vurderer resultatene.

Analyseresultatene er gitt i fig.3 og tabell 6. Som tabellen og figuren viser var det meget små algeolum som ble registrert i alle innsjøene både 24. juni og 30. august 1982.

(Verdiene var tildels betydelig lavere enn i 1975 selv etter revidering av 1975-verdiene. Det var nødvendig å revidere resul-



Figur 3. Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i innsjøer i Stavanger interkommunale vannverks vannkilder 1975 og 1982. (NB! Resultatene fra 1975 revidert!)

TABELL 6. ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA STÅVANGER INTERKOMMUNALE VANNVERKS VANNKILDER 1982.

Antallet gitt i  $10^3$  celler / liter. Volumet gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$ .  
BASERT PÅ PRØVER FRA 1 M DYP.

ARTER	STØLSVATN			STORAVATN			TJETLANDSVATN			SELSTJERN			LANGAVATN		
	24. JUNI	30. AUGUST	24. JUNI	24. JUNI	30. AUGUST	24. JUNI	24. JUNI	30. AUGUST	24. JUNI	30. AUGUST	24. JUNI	30. AUGUST	24. JUNI	30. AUGUST	
	ANT.	VOL.	ANT.	ANT.	VOL.	ANT.	ANT.	VOL.	ANT.	VOL.	ANT.	VOL.	ANT.	VOL.	
<b>CHLOROPHYCEAE (grønnalger)</b>															
<i>Chlamydomonas</i> spp.															
<i>Monoraphidium minutum</i>	3	0.3		3	0.3		9	0.4	5	0.5			6	0.6	
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>							70	2.1	17	0.5					
<i>Scourfieldia</i> cf. <i>cordiformis</i>	9	0.2					17	0.4	17	1.1					
Ubest. spindelformet grønnalger															
<b>CHRYSOPHYCEAE (gulalger)</b>															
<i>Bitrichia chodatii</i>	2	0.2		3	0.3										
<i>Bitrichia phaseolus</i>															
<i>Chrysoikos skuii</i>	5	0.5							6	0.3					
Cyster av chrysophyceer	39	5.3		300	37.6		227	30.7	3	0.4					
<i>Dinobryon crenulatum</i>									3	0.2					
<i>Dinobryon sertularia</i>	20	2.5		97	12.1		112	14.0	2	0.2					
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>				557	68.9		304	41.0							
Løse celler av <i>Dinobryon</i> spp.	14	0.7		134	6.0		17	0.9	9	0.5					
<i>Kephyrion</i> sp. ("pigget")				56	2.8		3	0.5	9	0.5					
<i>Phaeaster aphanaster</i>							25	1.2	6	0.3					
<i>Pseudokephyrion</i> cf. <i>millerense</i>									6	0.2					
<i>Spiniferomidas</i> sp.									3	0.3					
Små chrysomonader	135	8.8		416	15.5		296	19.2	95	6.2					
Store chrysomonader	54	17.7		48	15.7		44	14.2	9	3.0					
Ubest. chrysophyce				3	0.2										
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>															
<i>Katablepharis ovalis</i>															
<i>Cryptomonas marssonii</i>															
<i>Cryptomonas</i> spp. (1.24-28 $\mu\text{m}$ )	5	6.1		2	2.0		6	12.5	5	5.1					
Ubest. cryptophyce	2	1.0		8	5.1		9	6.1							
<b>DINOPHYCEAE (fureflagellater)</b>															
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	19	5.6		30	8.9		5	1.4	6	1.9					
<i>Peridinium inconspicuum</i>	9	13.1		25	34.9		3	4.4	0.6	0.8					
Ubest. dinoflagellat	9	1.4		62	10.9		6	0.9	11	1.6					
<b><math>\mu</math>-alger</b>	1408	14.1		1293	12.8		3103	31.0	1159	11.6					
<b>TOTALVOLUM</b>		70.4		136.8	257.3		182.5	32.4	137.9	127.7			158.7	77.3	

tatene fra 1975 med hensyn til de spesifikke algevolum som er benyttet fordi endel volumverdier for enkeltalger er blitt endret etter mer inngående arbeid med volumberegninger. Et algenavn er også endret i mellomtiden. Dette gjelder Rhodomonas pusilla (Bachm.) Javorn. som nå heter Rhodomenas Lacustris Pasch. & Ruttn.).

I volumendringene er de nedenfornevnte de viktigste: Cyclotella sp (diam=5  $\mu$ m) ble i 1975 satt til  $500 \mu^3$ , av en eller annen uforklarlig grunn. Volumet skulle være  $60 \mu^3$ . Av andre vesentlige volumendringer nevnes at alle artene innen slekten Dinobryon ble gitt spes.volum 300 i 1975. Disse er nå satt til  $150 \mu^3$ .

Andre vesentlige endringer er Gymnodinium lacustre fra 500 til 350 og Peridinium incouspieium fra 3 000 til 1 400.)

Da 1982 var et relativt solrikt år med mye innstrålt lys til vannflaten, er det sannsynlig at algemaksimum har ligget lavere i vannmassene enn 1 m, slik at det lenger ned i vannmassen har vært høyere algevolum totalt.

Spesielt de svært lave verdiene for totalvolum i august sammenlignet med juni for Tjetlandsvatn og Langavatn kan tyde på dette.

Med hensyn til sammensetningen av planteplanktonet var det ingen av de undersøkte innsjøene som denne gangen skilte seg nevneverdig ut, slik tilfellet var i 1975. Langavatn er altså nå blitt mer lik de andre innsjøene når det gjelder innhold av planteplankton.

De viktigste gruppene i alle innsjøene var Chrysophycear (gulalger) og Dinophycear (fureflagellater).

Algesammensetningen både med hensyn til artene og til gruppenes prosentvise sammensetning er slik en vanligvis finner den i næringsfattige (oligotrofe) rentvannsforekomster. Gruppen Bacillariophyceae (kiselalger) mangler helt i materialet for 1982. Dette var en relativt stor gruppe i f.eks. Langavatn i 1975, selvom gruppens betydning ble endel redusert etter revidering av spesifikt volum. Ut fra analyse-



resultatene og med forbehold for prøvenes representativitet tyder ikke planteplanktonundersøkelsene på noen forverring av vannkvaliteten i de undersøkte innsjøene siden 1975.

### 3.3 Dyreplankton

Det ble tatt vertikale håvtrekk (maskevidde 0,095 mm) fra 0 - 10 meters dyp for å sammenligne dyreplanktonet med resultatene av tilsvarende undersøkelse i 1975. Resultatene fra årets undersøkelse er presentert i tabell 7.

Håvtrekkprøver av dyreplankton må i første rekke betraktes bare som kvalitative prøver. Det er likevel foretatt en beregning av antall individer totalt i hver prøve. Sammenliknet med tallene fra 1975 tyder det innsamlede materialet på noe mindre tetthet av dyr i 1982 i alle innsjøene.

Den relative forekomsten (prosentfordelingen) av artene varierte fra innsjø til innsjø og var dessuten en del forskjellig fra resultatene fra 1975-undersøkelsen. Det er imidlertid ikke mulig på bakgrunn av et såpass lite materiale å fastslå hvilke faktorer som er årsak til de registrerte forskjellene. Det er vanlig med en viss variasjon i dyreplanktonsammensetningen i en innsjø fra år til år som følge av naturlige variasjoner i f.eks. temperaturutvikling, næringstilbud, intensiteten i fiskens beiting på dyreplanktonet osv.

Vanlige til dominerende arter i alle innsjøene var hoppekrepsartene (Copepoda) Eudiaptomus gracilis og Cyclops scutifer samt vannloppen (Cladocera) Bosmina longispina (sannsynligvis samme art som i 1975-rapporten ble benyttet B. coregoni). Dessuten var hoppekrepsen Heterocope saliens godt representert i Stølsvatn og Storavatn i juni. Vannloppen Holopedium gibberum var vanlig forekommende i Stølsvatn, Selstjern og Langavatn, spesielt i juni-prøvene. Alle de nevnte artene kan sies å være vanlige i næringsfattige innsjøer i denne regionen. De to sistnevnte betraktes også gjerne som indikatorarter på oligotrofe forhold.

Tabell 7. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton i juni og august 1982. Tallene angir prosentandel av artene samt beregnet totalt individtall i prøven (vertikalt håvtrekk, maskevidde 0,095 mm).

INNSJØ DATO DYP	STØLSVATN		STORAVATN		TJETLANDSVATN		SELSSTJERN		LANGAVATN	
	24.6 0-10m	30.8 0-10m	24.6 0-10m	30.8 0-10m	24.6 0-7m	30.8 0-10m	25.6 0-10m	30.8 0-10m	24.6 0-10m	30.8 0-10m
<i>Heteroepe saliens</i>	14.2 6.8 2.10	0.5	14.2 6.7 2.09		0.2		0.1		0.3	
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>										
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	4.7 15.5 0.7 2.09	+ 0.5 0.6 1.1	0.3 6.68 2.6 6.9.7		1.2 7.68 4.5 8.26		0.4 2.13 2.8 2.45	1.1 18.2 7.5 2.68	1.3 22.0 1.6 2.49	0.7 23.9 21.0 45.6
<i>Cyclops scutifer</i>	2.7 1.4 1.4 5.5	0.3 3.1 2.7 6.1	2.6 0.3 2.3 5.2		4.5 7.3 11.8		1.2 12.5 13.7	1.18 10.4 22.2	0.3 0.5 0.8	0.1 0.4 0.8 1.3
HOPPEKREPS (COPEPODA) TOTALT	4.74	7.7	9.58		9.45		38.3	49.0	26.0	46.9
<i>Holopedium gibberum</i>	2.77	0.2			+		4.5	2.7	6.2	1.8
<i>Daphnia</i> sp. jøv.		+								
<i>Bosmina longispina</i>	23.6	9.23	2.8		5.4		56.9	46.9	6.76	51.3
Chydoridae indet.										
<i>Alona affinis</i>										
<i>Alona rectangula</i>										
<i>Alonopsis elongata</i>										
<i>Acantholeberis curvirostris</i>										
<i>Bythotrephes longimanus</i>	1.4		1.3		+					
<i>Polypemius pediculus</i>					+					
VANNLOPPER (CLADOCERA) TOTALT	52.7	92.5	4.1		5.4		61.6	51.2	7.41	53.1
Totalt antall individer i prøven	150	6200	1290		4230		11430	6550	3730	7630

To vannloppearter forekom i tildels betydelige antall (unntatt Tjetlandsvatn) ved undersøkelsen i 1975, men ble ikke påvist sikkert hverken i juni eller august -82, nemlig Daphnia galeata og Diaphanosoma brachyurum. Dette kan til en viss grad bero på tilfeldigheter, men det kan for D. galeatas vedkommende trolig også være en effekt av vedvarende sure vannmasser i de to øverste vannene, og at Langavatnet har gjennomgått en markert forsuring siden 1979 etter at kalkingen opphørte (Nilssen 1980, Raddum m.fl. 1980).

Det ble registrert tre nye arter innenfor gruppene vannlopper i forhold til i 1975, mens tre arter (i tillegg til D. galeata og D. brachyurum) som ble funnet i 1975, ikke er blitt påvist ved 1982-undersøkelsen. Dette er alle sammen arter som normalt forekommer i forholdsvis små antall i de frie vannmasser og/eller hovedsakelig er knyttet til strandsonen.

Innen gruppen hjuldyr (Rotatoria) ble artenes/slektenes forekomst bare grovt anslått. De vanligste, om en ser alle innsjøene under ett, var Kellicottia longispina og Conochilus. Forøvrig ble de andre artene/slektene (unntatt Keratella cochlearis) som ble funnet i 1975, også påvist i 1982. I tillegg ble to nye funnet, nemlig Keratella hiemalis og Synchaeta.

De utførte undersøkelsene av dyreplankton gav ingen indikasjoner på at noen av innsjøene har utviklet seg i eutrof retning siden 1975.

## LITTERATUR

1. Ekern, A., 1974. Tap av visse næringsstoffer med gjødsel, urin og forspill i ulike husdyrproduksjoner. Institutt for husdyrnæring og foringslære, NLH.
2. Lundekvam, H 1981: Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Utkast til sluttrapport. Institutt for hydroteknikk, NLH (31 s).
3. Mikkelsen, K et al 1974: Norsk jordbruk og vannressursene. Del A. Vannforurensninger fra jordbruket. Landsplan for bruken av vannressursene. Arbeidsrapport nr 6. (82 s).
4. Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Int. Revue ges. Hydrobiol. 65,2: 177 - 207.
5. NIVA, 1977. O-64/75. En limnologisk undersøkelse i 1975 av Stavanger Interkommunale Vannverks vannkilder.
6. NIVA, 1978. PRA-1.1. Avløpsvannets mengde og sammensetning. Delrapport.
7. NIVA, 1981. O-78111. REBUS. Regnskaps- og budsjettssystem for forurensende tilførsler til vassdrag og fjorder.
8. Raddum, G.G., Hobæk, A., Lømsland, E.R. and Johnsen, T.M. 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in south Norway. Proc. int. Cont. Ecological impact of acid precipitation. s 332-333.