

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

O - 83/67

Resipientundersøkelser for Nord-Odal kommune

1968 - 1969

Saksbehandler: Cand.real. Jon Knutzen

Rapporten avsluttet: Oktober 1969

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
1. INNLEDNING	4
2. GEOGRAFISKE FORHOLD	4
3. PROBLEMSTILLING	5
4. STASJONSOVERSIKT	5
5. MATERIALE	6
6. KJEMISKE OG FYSIKALSKE FORHOLD	7
6.1 Elvene	7
6.1.1 Styggåa	7
6.1.2 Trautenåa	8
6.1.3 Juråa og Tannåa	8
6.1.4 Øvrige vassdrag	9
6.2 Råsen	10
6.3 Storsjøen	10
7. BIOLOGISKE FORHOLD	17
7.1 Elvene	17
7.1.1 Styggåa	17
7.1.2 Trautenåa	20
7.1.3 Juråa og Tannåa	20
7.2 Råsen	26
7.3 Storsjøen	27
8. SAMMENDRAG OG DISKUSJON	31
8.1 Elvene	31
8.2 Råsen	35
8.3 Storsjøen	36
9. PRAKTISKE KONKLUSJONER	40

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
1. Hydrokjemiske forhold i Styggåa 10/7-68 og 2/10-68	10
2. Hydrokjemiske forhold i Styggåa og Råsen 19/3-69 og 2. - 4/7-69	11
3. Hydrokjemiske forhold i Juråa, Tannåa og Trautenåa 10/7-68, 2/10-68, 19/3-69 og 2. - 4/7-69	12
4. Hydrokjemiske forhold i Mørkåa, Fjellsåa og Austvatnåa 10/7-68, 2/10-68, 19/3-69 og 4/7-69	13
5. Temperatur- og oksygenforhold i Råsen 4/7 1969	14
6. Hydrokjemiske forhold i Storsjøen 1966 og 1967. Middelverdier	15
7. Storsjøen 1966. Temperaturobservasjoner	16
8. Storsjøen 1966. Oksygenobservasjoner, % metning	16
9. Vegetasjon og fauna i Styggåa 2/10-68, 19/3-69 og 2/7-69	22-23
10. Vegetasjon og fauna i Juråa, Tannåa og Trautenåa 2/10-68, 19/3-69 og 2. - 4/7-69	24-25
11. Seston i Råsen 4/7-69 og Storsjøen 18/8-66, 17/8-67, 27/8-68 og 18/8-69	29

FIGURFORTEGNELSE:

1. Storsjøen i Odal. Dybdekart med morfometriske data
2. Resipientundersøkelse 1968 - 1969.
Stasjonenes beliggenhet.

1. INNLEDNING

På vegne av Nord-Odal kommune anmodet Østlandskonsult A/S i brev av 20. november 1967 Norsk institutt for vannforskning å foreta resipientundersøkelser i Trautenåa, Styggåa med Råsen, Juråa, Tannåa og Storsjøen som et ledd i utarbeidelsen av kommunens rammeplan for kloakk.

Undersøkelsene har tatt sikte på å karakterisere de nåværende forhold i vassdragene for på dette grunnlag å vurdere virkningen av eventuelle økninger i belastningen med husholdningskloakkvann.

Innsamlingen av materiale har for elvenes vedkommende foregått 10/7 1968, 2/10 1968, 19/3 1969 og 2 - 4/7 1969. Det er samlet inn vannprøver til kjemisk analyse, foruten biologiske prøver. I tillegg til i de ovennevnte vassdrag er det samlet vannprøver og biologisk materiale fra Hørkåa, Fjellsåa og Austvatnåa. For disses vedkommende gjengis bare resultatene av de kjemiske analysene.

Når det gjelder Storsjøen, så stiller denne rapport sammen resultatene av analyser av vannprøver som er samlet inn vår, sommer, høst og vinter i årene 1966 og 1967. De biologiske undersøkelsene innskrenker seg til bearbeidelsen av fire planktonprøver fra årene 1966 - 1969, alle innsamlet i siste halvdel av august.

2. GEOGRAFISKE FORHOLD

Hele Storsjøens nedbørfelt på 774 km² ligger i det østnorske grunnfjellsområdet, og berggrunnen domineres av gneiser og gneisgranitter. Løsavsetningene består i det vesentlige av et sparsomt dekke med sandholdig bregrus men langs de nedre deler av de undersøkte vassdragene er det en del marine sedimenter, særlig av leire.

For Storsjøens nedbørfelt som helhet gjelder det at vel 75% er dekket av skog, mens resten er omtrent likelig fordelt på jordbruksareal, myr og lite produktive områder. Jordbruksvirksomheten er konsentrert omkring innsjøen og de nedre deler av de større tilløpselvene, men også i disse lokale nedbørfelt er skogarealet dominerende. Industrivirksomheten er liten og uten betydning for vannforekomstenes tilstand. Ved Styggåa ligger det en forlegning for Sivilforsvaret.

Det nåværende innbyggerantallet i Nord-Odal kommune er ca. 5 300. Bebyggelsen er spreddt, og bare vel 2000 er bosatt i tettstedene Sand, Mo, Knapper, Bruvoll og Austvatn eller i disses nærmeste omgivelser. Frem til år 2000 er det regnet med en befolkningsøkning på 1000 personer for kommunen som helhet. På grunn av stagnerende eller synkende befolknings-tall i kommunens utkantstrøk, antar man at den forventede økning stort sett vil fordele seg på de ovennevnte tettsteder (og muligens i området Fjell mellom Sand og Mo).

3. PROBLEMSTILLING

På grunn av den spredte bosetting i Nord-Odal kommune er det for tiden bare få felles avløp til vassdrag, og hver av disse har bare tilknytning fra et mindre antall husstander. Flertallet av husstandene har septiktank med etterfølgende infiltrasjon i grunnen. Ved en eventuell befolkningsøkning i tettstedene vil behovet for sentraliserte avløp melde seg og dermed spørsmålet om å finne egnete resipienter. Det blir også nødvendig å vurdere aktuelle rens tiltak. I denne undersøkelsen er det tatt sikte på å vurdere virkningen av økede og mer konsentrerte utslipp av husholdningskloakk på forhold i Trautenåa, Styggåa, Juråa og Tannåa, sett i sammenheng med de foreliggende alternativer for hvor i kommunen befolkningsøkningen skal finne sted. Likeledes er det aktuelt å vurdere konsekvensen for Storsjøen i relasjon til vannforsyning og rekreasjonsinteresser, i første rekke bading og fiske.

4. STASJONSOVERSIKT

- St. 1. Styggåa ovenfor kloakkutslipp fra Sivilforsvarets forlegning.
- St. 2a. Styggåa nedenfor kloakkutslipp fra Sivilforsvarets forlegning.
- St. 2b. I og umiddelbart utenfor kloakkutslipp fra Sivilforsvarets forlegning.
- St. 3. Styggåa ved Bruvoll.
- St. 4. Styggåa ved vei 24 (i Sand).

- St. 5. Styggåa ved utløp i Storsjøen.
- St. 6. Fjellsåa ved vei 209.
- St. 7. Juråa ved Mo.
- St. 8. Austvatnåa ved vei 209.
- St. 9. Mørkåa ved vei 181.
- St. 10. Tannåa før samløp med Juråa.
- St. 11. Juråa før samløp med Tannåa.
- St. 12a. Trautenåa ved Li bro (oversiden av broen).
- St. 12b. Trautenåa ved Li bro (nedsiden av broen).

Stasjonenes beliggenhet fremgår forøvrig av figur 2.

De kjemiske og biologiske prøvene fra Råsen er innsamlet utenfor Delbekk; for Storsjøen i det sørlige dypområdet (se figur 1).

5. MATERIALE

Vannprøver til kjemisk analyse er samlet inn 10/7 1968, 2/10 1968, 19/3 1969 og 2 - 4/7 1969. For Storsjøens vedkommende er materialet fra de fire årstider i 1966 og 1967. Fra Råsen er det innsamlet vannprøver fra forskjellige dyp 4/7 1969.

Biologiske prøver fra elvestasjonene er innhentet 2/10 1968, 19/3 1969 (i den utstrekning det var mulig på grunn av is og sne) og 2 - 4/7 1969. Materialet fra St. 6 Fjellsåa, St. 8 Austvatnåa og St. 9 Mørkåa er ikke analysert, men prøvene er i likhet med det behandlede materialet oppbevart på instituttet.

I hovedsaken er observasjonene av elvenes organismeliv foretatt på lokaliteter der bunnen består av fjell eller store steiner. Unntak fra dette er St. 5 (Styggåas utløp i Storsjøen), der bunnen varierer fra mindre steiner dekket av fin sand til sand med noe leire, og St. 12a (Trautenåa ovenfor Li veibro), der det er småsteinet bunn med noe leiravsetninger. Det er ikke funnet hensiktsmessig å analysere de registrerte samfunnene i detalj. Hovedvekten er lagt på å få frem informasjon som er egnet til å bedømme organismelivet i relasjon til naturforholdene og eventuelle forurensningsvirkninger. Artsbestemmelser er derfor begrenset til fastsittende planter, mens faunaelementene bare er ført til et fåtall hovedgrupper.

De biologiske undersøkelsene av innsjøene omfatter bearbeidelsen av ett overflate-håvtrekk fra Råsen (innsamlet 4/7 1969) og fire overflate-håvtrekk fra Storsjøen. Disse er alle innsamlet i siste halvdel av august i årene 1966 - 1969.

6. KJEMISKE OG FYSIKALSKE FORHOLD

6.1 Elvene

Resultatene av de kjemiske analysene er samlet i tabellene 1 - 4.

6.1.1 Styggåa

Av tabellene 1 - 2 fremgår det at vannet i Styggåa har pH-verdier mellom 6 og 6,9.

Vannets innhold av mineraler er lavt, idet verdiene for spesifikk elektrolytisk ledningsevne ligger i området 17 - 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, med de høyeste verdiene om vinteren. Konsentrasjonene av næringssalter (jfr. tallene for fosfat, totalfosfor og nitrat) er likeledes lave. For fosfat gjelder dette hele året, mens nitratverdiene ligger høyere om vinteren og muligens høsten enn om sommeren. De høye verdiene for St. 2b (se også tallene for bundet og fri ammonium (BFA) og for totalnitrogen) demonstrerer forskjellen mellom vannkvaliteten i kloakksiget fra Sivilforsvarets forlegning og i elvevannet. Imidlertid viser analyseresultatene fra St. 2a at dette utløpet bare har hatt nevneverdig innflytelse på vannmassene i elven på én av undersøkelsesdatoene (2/10 1968).

De høye fargetallene (30 - 79, for det meste mer enn 50 mg Pt/l) viser, sammen med bikromatverdiene (16 - 29 mg O/l), at vannet er betydelig påvirket av humusstoffer. For begge parametere er de høyeste verdiene registrert om sommeren, men variasjonene er uregelmessige og observasjonene fåtallige.

Turbiditeten er lav, spesielt om vinteren.

Bakgrunnsverdiene for klorid (1 - 2 mg/l) antyder en svak virkning av marine avleiringer. Den eneste høye verdi skriver seg fra St. 2b (kloakksiget).

Ifølge det ovenstående, kan vannet i Styggåa karakteriseres som svakt surt, tydelig humuspåvirket og relativt lite produktivt. Forurensningsvirkninger er bare registrert lokalt (St. 2b).

6.1.2 Trautenåa

Som i Styggåa er vannet svakt surt, med pH-verdier mellom 5,9 og 7,0 (se tabell 3). Videre vises humuspåvirkningen ved fargetallene (29 - 79 mg Pt/l) og ved mengdene av oksyderbart materiale (dikromattall mellom 17 og 33 mg O/l). Konsentrasjonene av fosfat er små, mens forekomsten av nitrat, særlig om vinteren, er noe rikeligere. Vannets totale innhold av salter er imidlertid lavt, med verdier fra 22 - 43 $\mu\text{S/cm}$. Det er ingen vesentlig variasjon i noen av de nevnte størrelser gjennom året, bortsett fra at nitratverdiene som nevnt synes å være høyest om vinteren.

Av det ovenstående fremgår at det ikke er noen indikasjoner på forurensninger i det kjemiske observasjonsmaterialet fra stasjonen i Trautenåa.

6.1.3 Juråa og Tannåa

Tabell 3 gir analyseresultatene fra de prøver som er samlet inn i Juråa (St. 7, 11) og Tannåa (St. 10).

I begge elvene synes vannet å være noe surere enn i de tidligere behandlede vassdragene, med pH-verdier liggende mellom 5,3 og 6,6.

De registrerte tallene for spesifikk elektrolytisk ledningsevne (21 - 54 $\mu\text{S/cm}$) er relativt lave, men saltinnholdet synes likevel noe høyere enn i Styggåa. Det kan også se ut som om forekomsten av nitrat i Juråa er noe rikere, med vinterverdier på opptil 250 $\mu\text{g N/l}$. Sommerkonsentrasjonen på 245 $\mu\text{g N/l}$ i Tannåa er høy i forhold til nitratverdiene som er registrert i Juråa på denne årstiden. En illustrasjon av hvordan forholdene kan variere over relativt korte strekninger får man imidlertid ved å betrakte resultatene fra 4/7 1969 (tabell 3). På denne dato er det i Juråa og Tannåa før samløpet registrert henholdsvis 80 og 250 $\mu\text{g NO}_3 - \text{N/l}$, mens det etter samløpet (St. 7) er funnet bare 10 $\mu\text{g NO}_3 - \text{N/l}$. I motsetning til nitrat er det bare registrert små mengder av fosfat og totalfosfor.

Fargeverdiene (30 - 79 mg Pt/l) og resultatene av dikromatanalysene (14 - 35 mg O/l) viser at også Juråa og Tannåa har humuspåvirkede vannmasser.

Vannets kloridinnhold er gjennomgående lavt, men med unntak av verdiene for vannprøvene fra 4/7 1969. Kloridinnhold på 5 - 6 mg Cl/l kan tyde på en viss påvirkning, enten ved kloakkutløp eller fra gjødsel. Den relativt høye nitratkonsentrasjonen, som ble registrert samtidig på St. 10 (Tannåa), kan tyde i samme retning.

Som konklusjon kan vannet i både Juråa og Tannåa sies å være svakt surt, humuspåvirket og med et relativt lavt elektrolyttinnhold. Næringssaltinnholdet kan også karakteriseres som lavt, men med visse forbehold for nitratinnholdet som synes å variere mer enn fosfatforekomsten. Bortsett fra lokal jordbrukspåvirkning synes vannmassene hovedsakelig å ha bevart sin naturlige karakter.

6.1.4 Øvrige vassdrag

De hydrokjemiske data som er registrert i Mørkåa, Fjellsåa og Austvatnåa er stilt sammen i tabell 4. Ingen av disse vassdrag er for øyeblikket aktuelle som resipienter. Spesielt må Fjellsåa og Mørkåa antas å forbli lite aktuelle også i fremtiden på grunn av sine små nedbørfelt og den dermed følgende risiko for uttørring. (Fjellsåa var tørr og Mørkåa hadde nesten ikke vannføring i begynnelsen av juli 1969). I det følgende vil det derfor bare bli gitt en summarisk kommentar til tabellen.

Alle vassdragene har fra svakt til moderat surt vann, med Austvatnåa lavest (pH 5,6 - 6,5).

Elektrolyttinnholdet er gjennomgående lavt. Særlig gjelder dette Austvatnåa (16 - 22 μ S/cm). Fosfatkonsentrasjonene er små. Det samme gjelder nitratmengdene i Austvatnåa, mens verdiene delvis ligger noe høyere i Fjellsåa og Mørkåa.

Humuspåvirkningen er markert også for disse vannforekomstene (jfr. fargeverdiene og resultatene av dikromatanalysene).

Ingen utpregede forurensningsvirkninger er registrert.

Tabell 1. Hydrokjemiske forhold i Styggåa 10/7-68 og 2/10-68.

Dato	Stasjon	pH	Spes. ledn. evne 20°C, µS/cm	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Total fosfor µg P/l	Nitrat µg N/l	BFA µg N/l	Total nitrogen µg N/l	Dikromat- tall mg O/l	Klorid mg Cl/l
10/7 1968	1	6,1	17,3	76	0,6	13	15	300	315	28,6	1,2
	2a	6,0	18,5	75	0,5	11	15	310	325	35,7	1,0
	3	6,0	18,6	79	0,6	13	15	310	325	26,3	1,0
	4	6,3	21,3	64	0,8	17	15	240	255	22,2	1,2
	5	6,3	21,5	68	1,1	19	20	390	410	21,6	1,5
2/10 1968	1	6,8	18,5	31	0,3	11	45	185	230	19,8	1,5
	2a	6,8	23,9	43	0,8	95	45	785	830	22,0	2,0
	3	6,8	21,0	29	0,4	13	60	320	380	16,1	1,3
	4	6,6	21,8	49	1,6	19	65	390	455	19,2	1,5
	5	6,7	25,5	55	2,2	21	75	380	455	18,7	-

Tabell 2. Hydrokjemiske forhold i Styggåa og Råsen 19/3-69 og 2.-4/7-69.

Dato	St.	Dyp meter	pH	Sp. ledn. evne 20°C, µS/cm	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Orto- fosfat µg P/l	Total fosfor µg P/l	Nitrat µg N/l	BFA µg N/l	Total nitrogen µg N/l	Dikromat- tall mg O/l	Klorid mg Cl/l
19/3- 1969	1		6,2	26,6	51	0,1	3	8	90	190	280	22,7	1,7
	2a		6,1	26,0	50	0,1	4	13	100	175	275	23,7	1,7
	3		6,2	27,6	53	0,2	4	12	120	220	340	22,8	1,8
	4		6,7	32,4	41	0,1	4	9	150	245	395	20,9	2,2
2/7- 1969	1		6,4	20,8	54	0,1	2	17	< 5	250	255		1,0
	2b		6,9	107,0	59	1,4	750	850	230	3750	3980		6,6
	3		6,4	21,8	46	0,1	5	14	5	260	265		1,0
	4		6,2	22,8	65	1,1	2	21	5	240	245		1,0
	5		6,2	23,4	63	0,8	6	21	< 5	270	280		1,1
4/7- 1969		1	6,2	23,0	60	0,6	2	12	< 5	225	230		1,2
		4	5,8	23,8	60	0,5	3	17	35	210	245		1,2
		8	5,6	24,0	63	0,6	3	18	45	225	270		1,2

Tabell 3. Hydrokjemiske forhold i Juråa, Tannåa og Trautenåa ¹⁾ 10/7-68, 2/10-68, 19/3-69 og 2. - 4/7-69.

Dato	Stasjon	pH	Spes. ledn. evne 20°C, µS/cm	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Orto- fosfat. µg P/l	Total- fosfor µg P/l	Nitrat µg N/l	BFA µg N/l	Total nitrogen µg N/l	Dikromat- tall mg O/l	Klorid mg Cl/l
10/7-68	7	5,3	20,8	79	0,4		13	20	280	300	35,3	1,5
	12	5,9	22,3	79	0,5		16	20	380	400	33,3	1,2
2/10-68	7	6,6	21,3	31	0,8		13	30	275	305	15,5	2,5
	12	6,8	29,2	29	0,6		13	50	430	480	17,2	2,5
19/3-69	7	6,5	31,4	44	0,6	7	9	250	150	400	13,8	2,8
	12	6,9	36,2	40	0,1	2	14	190	210	400	17,6	2,2
2/7-69	12	7,0	42,8	40	0,2	2	12	70	270	340		2,8
4/7-69	7	6,5	46,6	54	0,4	5	22	10	275	285		5,2
	10	6,3	54,2	61	0,7	9	32	245	295	540		6,0
	11	6,2	36,8	30	0,2	2	9	80	170	250		3,5

1) Juråa : St. 7, 11.
 Tannåa : " 10.
 Trautenåa: " 12.

Tabell 4. Hydrokjemiske forhold i Mørkåa, Fjellsåa og Austvatnåa 2)
 10/7-68, 2/10-68, 19/3-69 og 4/7-69.

Dato	Stasjon	pH	Spes. ledn. evne 20°C, µS/cm	Farge mg Pt/l	Turbiditet J.T.U.	Orto- fosfat µg P/l	Total fosfor µg P/l	Nitrat µg N/l	BFA µg N/l	Total nitrogen µg N/l	Dikromat- tall mg O/l	Klorid mg Cl/l
10/7-68	6	5,7	25,9	79	0,3		16	30	340	370	39,6	1,5
	8	5,8	16,7	58	0,3		38	20	290	310	19,8	2,8
	9	6,5	27,6	46	0,1		12	55	260	315	22,8	1,0
2/10-68	6	6,6	35,2	58	2,8		33	60	445	505	22,4	3,0
	8	6,5	16,6	29	1,5		14	60	195	255	13,8	1,2
	9	7,2	45,7	9	0,3		10	180	425	605	9,9	3,5
19/3-69	6	6,6	48,0	41	0,1	9	15	340	225	565	21,3	4,0
	8	6,5	21,6	48	0,1	3	7	95	180	275	17,8	1,7
	9	7,0	52,6	12	0,1	2	7	310	100	410	7,7	2,3
4/7-69	8	5,6	17,0	38	0,1	2	7	15	185	200		0,9
	9	6,9	78,2	50	0,6	4	20	< 5	310	315		4,9

2) Mørkåa : St. 9
 Fjellsåa : " 6 (tørr 4/7 1969)
 Austvatnåa: " 8

6.2 Råsen

Prøver fra Råsen er bare innsamlet 4/7 1969. Resultatene av de kjemiske analysene av vannprøver fra ulike dyp finnes i tabell 2.

Av tabellen fremgår som man kunne vente at vannet er noe surt og humuspåvirket, slik som i Styggåa og Trautenåa. Elektrolyttinnholdet og innholdet av næringssalter var på innsamlingstidpunktet lavt. Minimale mengder fosfat og nitrat ble registrert i overflaten, muligens som resultat av planteplanktonvekst. Virkningen av nedbrytningen av organisk materiale kunne spores ved et visst oksygenforbruk mot bunnen. (60% metning på 8 m dyp, se tabell 5).

Tabell 5. Temperatur- og oksygenforhold i Råsen 4/7 1969.

Dyp meter	Temp. °C	Oksygen mg O ₂ /l	Oksygen % metning
1	19,3	7,4	82,2
4	16,8	6,8	71,9
6	11,0	-	-
8	10,0	6,6	60,5

6.3 Storsjøen

Det kjemiske materialet fra Storsjøen er som nevnt basert på analyser av vannprøver innsamlet vår, sommer, høst og vinter i de to årene 1966 og 1967. Innsamlingen av vannprøver har fortsatt i de følgende årene i henhold til et fast undersøkelsesprogram ved Norsk institutt for vannforskning i forbindelse med den Internasjonale Hydrologiske Dekade (IHD). Dette materialet er ikke fullt bearbeidet, men det kan likevel sies at de data som presenteres i tabell 6 bare underbygges ytterligere. Variasjonen i temperatur- og oksygenforhold gjennom året er vist i tabellene 7 og 8. Med mindre avvik går også disse forhold igjen fra år til år. Vannprøvene er samlet i innsjøens sørlige dypområde (se figur 1, der det også er gitt morfometriske data).

Tabell 6. Hydrokjemiske forhold i Storsjøen 1966 og 1967. Middelerverdier.

Parameter	Middel- verdier	Variasjonsbredde	Antall bestemmelser
Surhetsgrad pH	6,3	5,9 - 6,7	39
Spes.ledningsevne 20°C, µS/cm	24,7	22,5 - 29,2	39
Farge mg Pt/l	44	19 - 71	40
Turbiditet mg SiO ₂ /l	2,7	0,5 - 10,5	40
Permanganattall mg O/l	7,0	4,7 - 10,4	36
Klorid mg Cl/l	1,6	1,0 - 3,0	30
Sulfat mg SO ₄ /l	4,4	3,3 - 7,3	33
Ortofosfat µg P/l	5	2 - 8	28
Totalfosfor µg P/l	17	2 - 80	27
Nitrat µg N/l	69	28 - 152	28
BFA µg N/l	220	170 - 320	7
Alkalitet ml N/10 HCl/l	1,3	0,93 - 1,9	30
Total hårdhet mg CaO/l	5,3	4,3 - 7,3	29
Kalsium mg Ca/l	2,1	1,9 - 2,3	28
Magnesium mg Mg/l	0,62	0,57 - 0,76	28
Kalium µg K/l	523	320 - 667	27
Natrium µg Na/l	1020	800 - 1300	28
Jern µg Fe/l	140	50 - 286	28
Mangan µg Mn/l	33	0 - 120	28
Kobber µg Cu/l	27	10 - 50	11
Sink µg Zn/l	32	0 - 60	9
Silisium mg SiO ₂ /l	2,9	2,3 - 4,0	30

Man ser av tabell 6 at vannet i Storsjøen er svakt surt og noe belastet med humusstoffer (jfr. farge, permanganattall og jerninnhold). Lednings-
evnen er lav, og det samme er verdiene for fosfat og totalfosfor, mens
nitratkonsentrasjonen er noe varierende. Man kan merke seg at mengdene
av fosfat og totalfosfor kan gå under det som er mulig å registrere ved
rutinemessig analysemetodikk (2 µg/l). Variasjonene i turbiditet må antas
å ha sammenheng med ujevn tilførsel av partikler og med de fluktuerende
bestander av planktonalger.

Tabell 7. Storsjøen 1966. Temperaturobservasjoner.

Dyp meter	1	4	8	12	14
23/3	1,02	3,48	3,85	4,00	4,24
27/5	5,90	5,87	5,80	5,79	5,60
18/8	15,81	15,62	15,62	11,21	11,20
26/10	7,81	7,70	7,68	7,65	7,58

Det man kan legge merke til i tabell 7 er at det er liten temperaturforskjell fra overflaten mot bunnen. Denne svake lagdelingen av vannmassene har sammenheng med innsjøens størrelse, dybdeforholdene og graden av vindeksponering. Av dette kan man slutte seg til at sirkulasjonsperiodene sannsynligvis vil være forholdsvis langvarige, noe som er av vesentlig betydning for stoffomsetningen i innsjøen.

Tabell 8. Storsjøen 1966. Oksygenobservasjoner, % metning.

Dyp meter	1	4	8	12	14
23/3	80,6	80,6	75,2	67,8	60,1
27/5	84,7	84,2	85,4	84,7	83,2
18/8	96,9	94,5	93,5	55,4	49,5
26/10	88,5	88,8	89,7	88,2	88,7

I tabell 8 ser man at det selv under sirkulasjonsperiodene er et visst underskudd på oksygen. I stagnasjonsperiodene er det en markert undermetning i dyplagene. Årsaken til underskuddet er forbruket av oksygen ved nedbrytning av organisk stoff. Storsjøen kan ha relativt betydelige mengder plankton, men rikeligheten av organisk materiale skyldes vel så mye den naturlige tilførsel av humusforbindelser o.a. fra nedbørfeltet.

Ut fra nedbørfeltets areal på 774 km^2 og en gjennomsnittlig avrenning på 12 l/sek/km^2 , kan man regne at Storsjøen får en midlere tilførsel på ca. $10 \text{ m}^3/\text{sek}$. Vannets gjennomsnittlige teoretiske oppholdstid i innsjøen blir da ca. 1 år. Det må imidlertid understrekes at dette er et høyst teoretisk tall på grunn av innsjøbassengets relativt innviklede oppbygning. Oppholdstiden i de enkelte delbassengene vil sannsynligvis

være meget forskjellige, uten at det er mulig å si noe bestemt om dette uten at strømforholdene er kjent.

Som konklusjon kan sies at vannmassene i Storsjøen i det vesentlige har bevart sitt naturlige humuspreg. Det lave innholdet av plantenæringsstoffer kan antyde mindre gode betingelser for algevekst, men her er det flere usikkerhetsfaktorer. Bl.a. kan det være av betydning at sirkulasjonsperiodene er forholdsvis langvarige, fordi dette sikrer tilførsel av næringsalter fra dyplagene over et lengre tidsrom. På lengre sikt kan man heller ikke se bort fra gjødslingseffekten av jordbruksvirksomheten rundt innsjøen.

7. BIOLOGISKE FORHOLD

7.1 Elvene

Resultatene av bearbeidelsen av det biologiske materialet fra elvestasjonene er samlet i tabellene 9 og 10. Som tidligere nevnt, er det funnet hensiktsmessig å begrense det detaljerte bestemmelsesarbeidet til å omfatte de benthiske plantene fordi dette kan anses tilstrekkelig for å bedømme forholdene.

De biologiske forhold er i hovedsaken karakterisert kvalitativt, dvs. ved kartlegging av organismesamfunnenes oppbygning. Imidlertid er det av tilsvarende stor betydning å skaffe seg et inntrykk av de enkelte arters eller grupperes kvantitative forekomst. I tabellene 9, 10 og 11 er det derfor gitt en semikvantitativ vurdering av mengde, bygget på inntrykk fra prøveinnsamlingen og mikroskoperingsarbeidet. Følgende skala er benyttet:

- 5: Dominerende
- 4: Hyppig
- 3: Vanlig
- 2: Sparsom
- 1: Sjelden
- +: Forekommer

7.1.1 Styggåa

På fire av de seks innsamlingsstedene i Styggåa renner vannet hurtig over bart fjell eller storsteinet bunn. Det gjelder stasjonene 1, 2a, 3 og 4 (se stasjonsoversikten foran og figur 2). På Stasjon 5 er vannhastigheten lavere, og bunnen består av mindre steiner som avhengig av

vannføringen vil være mer eller mindre nedslammet av sand og leire. Stasjon 2b skiller seg ut ved at prøvene er samlet inn enten i selve kloakksiget fra forlegningen til Sivilforsvaret, eller i rolig vann umiddelbart utenfor siget. Siden strømhastigheten og bunnforholdene har fundamental innflytelse på organismesamfunnenes sammensetning, er disse forskjeller noe man må være oppmerksom på ved sammenlikningen av stasjonene 2b og 5 med stasjonene 1, 2a, 3 og 4.

Som man ser av tabellen, har det på grunn av sne og is bare vært mulig å registrere vintersituasjonen på Stasjon 4, slik at det i hovedsaken er forholdene om sommeren og høsten som kommer frem.

Stasjon 1

I det vesentlige var vegetasjonen preget av grønnalger (Chlorophyceae) av slektene Mougeotia, Oedogonium og Zygnema, foruten av diatoméer (Bacillariophyceae), spesielt Tabellaria flocculosa. Moser (Bryophyta) og de andre algeklassene var av mer underordnet betydning, bortsett fra at det ved en anledning ble funnet forholdsvis rikelig med en art av rødalgeslekten Batrachospermum. Faunaen var dominert av larver og pupper til representanter for insektgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera), vårfluer (Trichoptera), fjærmygg (Chironomiidae) og knott (Simuliidae).

Stasjon 2a

Grønnalger av slektene Oedogonium og Zygnema var de mest fremtredende flora-elementene sammen med diverse moser og diatoméer. Insektlarver preget benthosfaunaen, spesielt var fjærmygglarver rikelig tilstede. Visuelt var det ingen forskjell mellom denne lokaliteten og Stasjon 1 ovenfor.

Stasjon 2b

Dette er den eneste av de undersøkte lokalitetene i Styggåa der heterotrof vekst var representert i noen særlig utstrekning, idet trådformete bakterier, deriblant Sphaerotilus natans, dominerte sammen med blågrønnalgen Oscillatoria cf. formosa og representanter for grønnalgeslekten Stigeoclonium og diatoméslekten Nitzschia. Trådbakteriene (heterotrofe) avhenger direkte av tilgang på organisk stoff; Oscillatoria formosa er kjent for å trives i nærheten av organiske effluenter og både Stigeoclonium og

Nitzschia har representanter som kan opptre i masseforekomst under tilsvarende forhold. Forekomsten av ciliater (Vorticella sp. o.a.) antyder også at miljøet er preget av forurensning med organisk stoff. Som man ser av tabellen, er det imidlertid også normale bestanddeler av rentvannssamfunn tilstede (Tabellaria fenestrata, Tabellaria flocculosa etc.).

Stasjon 3

På denne stasjonen opptrådte et temmelig variert samfunn av diatoméer, grønnalger og moser, uten at noen arter eller grupper var tydelig dominerende. Målt som biomasse var det muligens grønnalger og moser som hadde den største mengdemessige forekomst. Fremtredende blant grønnalgene var Oedogonium spp., blant mosene Fontinalis antipyretica og Fontinalis cf. dalecarlica, mens ingen av diatoméene skilte seg ut med hensyn til mengde. Faunaen var dominert av de vanlige insektlarvene, men også hjuldyr (Rotatoria) var representert.

Stasjon 4

Bortsett fra de tilsynelatende isolerte forekomstene av en blågrønnalge (Oscillatoria sp.), som kan skyldes sesongvariasjoner, var diatoméer og tildels mosen Fontinalis cf. dalecarlica mengdemessig dominerende til alle årstider. Sommeren 1969 ble det funnet ganske mye av igler (Hirundinea) og krepsdyret Asellus aquaticus, men også da var dyrelivet mest preget av forskjellige typer insektlarver.

Stasjon 5

Selv om denne stasjonen har andre strøm- og bunnforhold enn de andre undersøkte lokalitetene i elven, ser man at algesamfunnenes kvalitative sammensetning i hovedtrekkene var likedan. Faunaen var derimot noe forskjellig, og forskjellen hadde blitt enda mer utpreget hvis dyrelivet hadde blitt nøyere analysert. Det mest særmerkede ved Stasjon 5 er likevel at her spilte forskjellige høyere planter en vesentlig rolle. Dette er et resultat av den småsteinete, tilslammete bunnen, som igjen er forårsaket av en lavere vannhastighet.

Sammenfattende for Styggåa kan man si at de biologiske forholdene på stasjonene 1, 2a, 3 og 4 i hovedtrekkene var like. Grønnalger, diatoméer og moser dominerer vegetasjonen, mens forskjellige insektlarver preger samfunnene av benthiske dyr. Ikke på noen av disse stasjonene ble det registrert

indikasjoner på forurensning. Stasjon 5 ved utløpet gav visuelt et annet inntrykk, men dette skyldes sannsynligvis i hovedsaken den økede naturlige belastning med sedimenterte partikler som følger av en roligere strøm. Bare på Stasjon 2b ble det registrert tydelige forurensningsvirkninger, men disse var helt lokale, og noen virkning i hovedløpet var det ikke mulig å etterspore. Disse resultater er i overensstemmelse med de kjemiske data.

7.1.2 Trautenåa

I Trautenåa er det samlet inn biologiske prøver henholdsvis ovenfor (Stasjon 12a) og nedenfor Li bro (Stasjon 12b). På Stasjon 12a er det svak strøm, og bunnen består av små til middels store steiner, med et tynt lag av sand og leire. I bakevjer var det et tykkere sedimentlag. Nedenfor broen er det stryk og bart fjell. Siste gang det ble foretatt innsamling (juli 1969) var det for dypt vann på Stasjon 12a til å gjøre annet enn visuelle observasjoner av makrovegetasjonen (se tabell 10).

Stasjon 12a

Av tabell 10 ser man at det høsten 1968 var en variert flora av grønnalger og diatoméer. Imidlertid var det vegetasjonen av høyere planter som dominerte, og det samme syntes å være tilfellet året etter. Faunaen var i 1968 dominert av vårfluelarver (Trichoptera) og fjærmygglarver (Chironomiidae).

Stasjon 12b

Her manglet den høyere vegetasjonen på grunn av bunnforholdene, og dominerende floraelement var Mougeotia sp. sammen med andre grønnalger og tildels diatoméer og rødalgen Lemanea cf. fluviatilis.

Både med hensyn til planter og dyr må de samfunn som fremgår av tabellen, oppfattes som representative for lite eller ikke påvirkede lokaliteter.

7.1.3 Juråa og Tannåa

På alle de undersøkte lokalitetene i Juråa og Tannåa består bunnen av fjell eller store steiner. Stasjon 10 i Tannåa skiller seg muligens noe ut ved at steinene er litt mindre og på innsamlingstidspunktet (juli 1969) tildels dekket av et tynt lag sand og leire. Ut fra fysiske forhold skulle stasjonene følgelig være godt sammenliknbare.

Stasjon 7

I tabell 10 ser man at det fra denne lokaliteten foreligger observasjonsmateriale også fra vinteren. Imidlertid hindret snø- og isdekket at den innsamlede prøve kunne bli fullt representativ for organismesamfunnenes sammensetning.

Den delen av vegetasjonen som mengdemessig fremhevet seg på Stasjon 7 var mosene, først og fremst ved en sterk begroing med Fontinalis cf. dalecarlica, men også Scapania cf. undulata var vanlig. Det kunne imidlertid også være et tydelig innslag av grønnalger, foruten endel diatoméer. Ulike insektlarver var vanlige eller hyppige. Bortsett fra noe tilsøpling gav lokaliteten inntrykk av å ha bevart sin naturlige karakter.

Stasjon 11

Denne stasjonen var fattigere på vegetasjon enn Stasjon 7, med en flekkvis vekst av mose (Fontinalis cf. dalecarlica) som det eneste iøynefallende innslaget. Det var imidlertid også ganske rikelig med diatoméer, særlig Tabellaria flocculosa. Dyrelivet var også tilsynelatende fattigere, med fjærmygglarver som de dominerende.

Stasjon 10 (Tannåa)

Her var det også en flekkvis, men på enkelte steder forholdsvis sterk begroing. Et variert samfunn av grønnalger (Oedogonium sp. o.a.) dominerte, mens diatoméer og moser var noe mindre fremtredende. Som nevnt hadde enkelte steiner et tynt lag sedimenter, noe som sannsynligvis bare var tilfelle under utpregede lavvannssituasjoner. Det ble i hvert fall registrert et artsrikt samfunn av insektlarver, der chironomider var mest tallrike.

På grunnlag av observasjonene fra Juråa og Tannåa ser også disse vassdragene stort sett ut til å befinne seg i en tilstand som er lite preget av sivilisatorisk påvirkning.

7.1.4 Øvrige vassdrag

Det biologiske materialet fra Mørkåa, Fjellsåa og Austvatnåa er ikke bearbeidet fordi, som tidligere nevnt (6.1.4), disse vassdragene foreløpig ikke er aktuelle som resipienter. Bedømt etter inntrykket fra prøveinnsam-

Tabell 9. Vegetasjon og fauna i Styggåa 2/10-68, 19/3-69 og 2/7-69.

Organismer:	St. 1		St. 2a		St. 2b		St. 3		St. 4			St. 5	
	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	19/3 -69	2/7 -69	2/10 -68	2/7 -69	
BACTERIA													
Sphaerotilus natans Kütz.			2	1	2-3								
Trådformede jernbakterier	2-3			3				+					
Trådformede bakterier				4			2						
CYANOPHYCEAE													
Chamaesiphon (A.Braun) Geitler sp.							2						
Hapalosiphon Nägeli sp.													1
Oscillatoria cr. formosa Bory				3-4	3-4								
Oscillatoria Vaucher sp.			2						4				2
Oscillatoria Vaucher spp.											3		
Stigonema cf. mamillosum (Lyngb.) Breb.	2	2	2	1		3							
Tolypothrix distorta Kütz.		2											
Div. trådformede cyanophycéer							2						
RHODOPHYCEAE													
Batrachospermum Roth sp.	3-4										3		
Lemanea cf. fluviatilis (L.) Ag.			1				2-3						
CHLOROPHYCEAE													
Bambusina Kütz. sp.												+	
cf. Binuclearia tatrana Wittrock		1											
Bulbochaete Ag. sp.							2						1
Closterium Nitzsch spp.											3		1
Desmidiium swartzii Ag.									1		1		2-3
Hyalotheca dissiliens (J.E. Smith) Breb.									2		1		1
Microspora amoena (Kütz.) Rabenh.										2			
Mougeotia Ag. sp. (28-30µ)		4				3	2-3						
Mougeotia Ag. sp.	2					2-3				2			1
Mougeotia Ag. spp.		3-4							1				
Netrium digitus (Ehr.) Itzigs. & Rothe													1
Oedogonium Link sp. (20-24µ)						4	4						
Oedogonium Link sp. (24-26µ)	4		4				4						
Oedogonium Link spp.		2		2		3	3	2			3		2-3
Scenedesmus Meyen sp.					2								
Spirogyra Link sp. (ca. 90µ)								3	2		3		1
Spirogyra Link sp.								1					2
Spirogyra Link spp.											2		
Stigeoclonium Kütz. sp. (kimplanter)					4								
Zygnema Ag. sp. (22-25µ)	3	3	3-4			2							2
Div. desmidiacéer			+										
BACILLARIOPHYCEAE													
Achnanthes Bory sp.							2-3						
Fragilaria Lyngb. spp.								1	3	3-4	2		
Frustulia rhomboides (Ehr.) de Toni	2	3	2-3	1				2-3	2	2	2-3		2
Gomphonema Ag. spp.				2		2-3	3						
Nitzschia Hass. sp.					4								
Nitzschia Hass. spp.							2						

(forts.)

Tabell 9 (forts.)

Organismer:	St. 1		St. 2a	St. 2b		St. 3		St. 4			St. 5	
	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	2/7 -69	2/10 -68	19/3 -69	2/7 -69	2/10 -68	2/7 -69
BACILLARIOPHYCEAE (forts.)												
Pinnularia Ehr. sp.								2-3				
Stauroneis phoenicenteron Ehr.				+								
Stenopterobia intermedia (Lewis) Fricke				1				2-3		3	2	
Surirella Turp. sp.											2	
Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.						3						
Synedra Ehr. spp.	3								4	3-4		
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.	2							2	4	2-3	3	3
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	4	3-4	3	3	2	2	3	2	4	3	3	2-3
Div. pennate diatoméer	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	3	2-3
BRYOPHYTA												
Fontinalis antipyretica L.			2-3				4				2-3	
Fontinalis cf. dalecarlica Schpr.			2-3	2		3	4	4	2	4		
Hygrohypnum Lindb. sp.			2									
Rhacomitrium cf. aciculare (L.) Brid.			2									
Schistidium (Brid.) Schpr. sp.		2										
Ubestemt levermose		2										
VASCULARES												
Callitriche L. sp.											3	
Equisetum fluviatile L.												3
Isoetes lacustris L.											3	3
Littorella uniflora (L.) Asch.												3
Myriophyllum alterniflorum DC											3	
Nuphar luteum (L.) Sm.											3	4
Subularia aquatica L.											3	
PROTOZOA												
Vorticella Ehr. sp.					2-3							
Frittlevende ciliater				3	+							
Thecamoeba			+									
INSECTA												
Ephemeroptera, larver	3	3	3			2-3	3	2	2-3	2		
Plecoptera, larver	2-3		2-3			3	3					
Trichoptera, larver	2-3	3	3			2-3	3		4	4		
Trichoptera, puppehus												2-3
Chironomiidae, larver	3	3	4			3	4	3-4		2-3	2	2-3
Simuliidae, larver		3					3-4			4		
Simuliidae, pupper							2-3			4		
ANDRE DYR												
Asellus aquaticus (L.)										3		
Spongilla lacustris L.											4	
Ubestemte svamper						+	+					
Cladocera											2	
Turbellaria					+							
Nematoda											2-3	
Oligochaeta							+					3
Hirudinea										4		3
Rotatoria					+	2	3				+	

Tabell 10. Vegetasjon og fauna i Juråa, Tannåa og Trautenåa 2/10-68, 19/3-69 og 2 - 4/7-69.

Organismer:	Juråa				Tannåa	Trautenåa		
	St. 7		St. 11		St. 10	St. 12a		St. 12b
	2/10-68	19/3-69	4/7-69	4/7-69	4/7-69	2/10-68	2/7-69	2/7-69
BACTERIA								
Sphaerotilus natans Kütz.					2			
CYANOPHYCEAE								
Rivularia (Roth) Ag. sp.						2		
Stigonema cf. mamillosum (Lyngb.) Breb.						2-3		2
RHODOPHYCEAE								
Batrachospermum Roth sp.					1			1
Chantransia (DC) Schmitz. sp.								1
Lemanea cf. fluviatilis (L.) Ag.								3
CHLOROPHYCEAE								
Bulbochaete Ag. sp.	2-3							
Closterium Nitzsch spp.			2		3	2-3		2
Cosmarium Corda spp.						2		
Desmidium swartzii Ag.						1		
Draparnaldia cf. glomerata (Vaucher) Ag.					2-3			
Hyalotheca dissiliens (J.E. Smith) Breb.					1	1		
Micrasterias Ag. spp.						1		
Microspora cf. pachyderma (Wille) Lagerh.	3							
Mougeotia Ag. sp.	2							4
Mougeotia Ag. spp.				3	2-3			
Netrium digitus (Ehr.) Itzighs. & Rothe						1		1
Oedogonium Link spp.	4		2		4	2-3		2
Pleurotaenium Nägeli sp.					2	2		
Scenedesmus cf. serratus (Corda) Bohlin					2			
Scenedesmus Meyen spp.					2			
Spondylosium planum (Wolle) W. & G.S. West						1		1
Staurostrum Meyen spp.			2	2	2	2-3		2
cf. Tetraspora Link sp.			3					
Ulothrix Kütz. sp.					3			
Zygnema Ag. sp.								4
Div. desmidiaceer			2	2	2-3	2-3		2
BACILLARIOPHYCEAE								
Fragilaria Lyngb. sp.	1							
Frustulia rhomboides (Ehr.) de Toni	2		2	2-3	2	1		1
Gomphonema acuminatum Ehr.						1		
Stenopterobia intermedia (Lewis) Fricke						1		1
Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.						2-3		
Synedra Ehr. sp.	2							
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.						1		2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2		2-3	3-4	3	2-3		3
Div. pennate diatoméer	2-3	2	2	2	2	2-3		2

Tabell 10 (forts.)

Organiser:	Juråa				Tannåa	Trautenåa		
	St. 7			St. 11	St. 10	St. 12a		St. 12b
	2/10-68	19/3-69	4/7-69	4/7-69	4/7-69	2/10-68	2/7-69	2/7-69
BRYOPHYTA								
Fontinalis antipyretica L.								2
Fontinalis cf. dalecarlica Schpr.	4-5	4	5	4	3			
Scapania cf. undulata (L.) Dum.	3	2-3	3	2-3				2
VASCULARES								
Callitriche L. sp.						3		
Equisetum fluviatile L.						4	4	
Myriophyllum alterniflorum DC						4	4	
Nuphar luteum (L.) Sm.							3	
INSECTA								
Ephemeroptera, larver	+		3		3			3
Plecoptera	2-3							
Trichoptera, larver	3-4		3-4		2-3	4		2-3
Chironomiidae, larver	3		3-4	4	4	3		3
Simuliidae, larver			3					
Simuliidae, pupper					2-3			
Andre diptera, larver	+	+		+				
ANDRE DYR								
Cladocera			+		+			
Nematoda						3		3
Oligochaeta					2-3			
Rotatoria			3	3	2-3	2		2-3

lingen, kan det imidlertid sies at organismelivet i Fjellsåa syntes å være meget fattig, noe som er forståelig på bakgrunn av at denne bekken kan tørke ut om sommeren. Mørkåa gav omtrent samme inntrykk som de øvrige vassdragene, på tross av at nedbørfeltet er lite og at vannføringen var meget lav i juli 1969. På lokaliteten i Austvatnåa ble det registrert et rikt organismeliv både med hensyn til dyr og planter. Særlig var det mye moser, grønnalger og insektlarver.

7.2 Råsen

De organismer som er registrert i håvtrekket fra Råsen (juli 1969) er ført opp i tabell 11. Hovedsakelig i referanseøyemed ble det ved samme anledning samlet kvantitative planktonprøver, men det ble ikke funnet nødvendig å bearbeide disse.

Ett enkelt håvtrekk er selvsagt et spinkelt grunnlag å bygge på, men det som foreligger bekrefter for så vidt inntrykket fra elvestrekningen av et humuspåvirket vann, idet humuspartikler med utfelt jern var den hyppigst forekommende partikkeltype i prøver. Det kan imidlertid ikke sies at planktonet var typisk for dystrofe vannforekomster. I disse finner man ofte en viss overvekt av desmidiacéer (en grønnalgegruppe), mens planktonet i Råsen, i hvert fall på innsamlingstidspunktet, var mer preget av diatoméer. Blant diatoméene var det også et ikke uvesentlig innslag av former som også hyppig er knyttet til bunnen i bl. Styggåa (Stenopterobia intermedia, Tabellaria fenestrata og T. flocculosa). Disse forhold kan ha sin forklaring i at det må være nokså sterk gjennomstrømming i Råsen fordi denne lille innsjøen har et nedbørfelt som er omtrent 1/3 av nedbørfeltet til hele Storsjøen. Maksimaldypet i Råsen er i følge opplysninger fra kjentmann på ca. 10 m. Med de store grunnområdene skulle gjennomsnittsdypet i hvert fall ikke overstige 4 - 5 m. En grovberegning av den gjennomsnittlige teoretiske oppholdstid på dette grunnlag viser at oppholdstiden blir 1,5 - 2 måneder. Selv om oppholdstiden vil være noe lengre om sommeren, vil den likevel være såpass kort at dette kan medvirke til at planktonet i større eller mindre grad preges av arter som også forekommer i elvenes benthiske samfunn. En kort oppholdstid motvirker også oppblomstring av større bestander. Det er derfor sannsynlig at det konstaterte oksygenforbruk i dypere lag skyldes Råsens dystrofe karakter, dvs. tilførselen av organisk stoff (humusforbindelser) utenfra.

7.3 Storsjøen

Det man vet om planktonsamfunnenes sammensetning i Storsjøen, fremgår av tabell 11. Håvtrekkprøvene er i likhet med vannprøvene til kjemisk analyse samlet inn i det sørøstlige området av innsjøen.

Man ser at planktonsamfunnet var variert, og at de fleste større algeklasser var godt representert. Grønnalgene (Chlorophyceae) var den mest artssrrike gruppen, men mengdemessig kunne både blågrønnalger (Cyanophyceae), diatoméer (Bacillariophyceae), chrysophycéer og dinoflagellater (Dinophyceae) spille like stor og til dels større rolle. Man kan også merke seg de relativt rikelige mengdene av hjuldyr (Rotatoria) og særlig av krepsdyr (Crustacea). Humuspåvirkningen i form av partikler med utfelt jern har på prøvetakingstidspunktene ikke vært særlig markert. (Her kan det ha hatt betydning at prøvene er samlet sør i innsjøen).

I hovedtrekkene er det de samme artene som har gått igjen fra år til år, til dels også de samme som har vært mest fremtredende; eksempelvis Tabellaria fenestrata og (med noe mindre stabilitet) Dinobryon divergens, Ceratium hirundinella og Coelosphaerium nägelianum. Også for dyreplanktonet gjelder det at de samme formene er funnet fra år til år, men ingen av artene har vært spesielt tallrike.

Det er nødvendig å understreke at det som her er sagt om planktonets sammensetning og dominerende arter strengt tatt bare har gyldighet for de bearbejdede prøvene og for den årstid prøvene er fra. Variasjonene i det fysisk/kjemiske og biologiske miljøet gjennom året vil bevirke en viss veksling med hensyn til hvilke arter som opptrer eller dominerer. Ved analyse av håvtrekk fra andre årstider har det likevel vist seg at en art som Tabellaria fenestrata kan forekomme i betydelige mengder fra forsommeren til senhøstes, og at de andre oppførte artene også har vært tilbøyelige til å gå igjen. Selv om en veksling i sammensetning og mengdemessig forekomst av artene gjør seg gjeldene, vil planktonet under vegetasjonsperioden alltid gi i hvert fall noen holdepunkter for bedømmelsen av vannmassenes kvalitet og vekstegenskaper.

Det planteplanktonsamfunn som er registrert i Storsjøen, utgjør en blanding av former som er mer eller mindre representative for innsjøer med ulike egenskaper. De kjemiske analysene har godtgjort en viss humusbelastning.

Vannets dystrofe karakter vises imidlertid bare i begrenset grad ved de algene som er registrert. Den forholdsvis stabile opptreden av desmidia-céer (Arthrodesmus sp., Staurostrum spp., Spondylosium planum og enkelte andre kan likevel antyde noe i denne retning. Blant de arter som er registrert i større mengder, er Dinobryon divergens, Dinobryon cylindricum (én gang), Ceratium hirundinella (én gang), Tabellaria fenestrata og Asterionella formosa (én gang). Ingen av de nevnte artene er særlig egnede som indikatorer, fordi alle kan være fremtredende innslag i planktonet både fra næringsfattige og forholdsvis næringsrike vannforekomster. Stadig tilbakevendende oppblomstringer av Tabellaria fenestrata har i noen innsjøer kunnet settes i sammenheng med en utvikling mot mer eutrofe (næringsrike) forhold. Arten kan imidlertid også ha store bestander i et nærmest oligotroft (næringsfattig) miljø. Masseoppblomstringer av blågrønnalger anses for å kjennetegne utpreget eutrofe vannforekomster. Slike oppblomstringer er ikke observert i Storsjøen. Det er imidlertid registrert blågrønnalger som er kjent for å kunne danne "vannblomst": Anabaena flos-aquae og Coelosphaerium nägelianum o.a. Som man ser av tabellen, har den sistnevnte ved en anledning nesten kunnet betegnes som dominerende i prøven. Dette indikerer at vannmassene likevel ikke kan betegnes som oligotrofe i streng forstand.

På grunnlag av det biologiske materialet er det rimelig å konkludere med at vannmassene i Storsjøen ved siden av sin noe dystrofe karakter, gir moderat gode muligheter for algevekst. Med hensyn til vekstegenskapene, blir m.a.o. innsjøen å betrakte som oligotrof men, som sådan, relativt produktiv. Det må tas forbehold om at betingelsene kan være noe ulike i de forskjellige deler av innsjøen. Tilgangen på næringsalter kan f.eks. være bedre i bukter eller delvis avstengte bassenger som er beliggende nær tettsteder eller som påvirkes lokalt ved avrenning fra gjødslet mark.

Tabell 11. Seston i Råsen 4/7-69 og Storsjøen 18/8-66, 17/8-67, 27/8-68 og 18/8-69.

Organismer:	Råsen	Storsjøen			
	4/7-69	18/8-66	17/8-67	27/8-68	18/8-69
BACTERIOPHYTA					
cf. Leptothrix Kütz. sp.	2				
MYCOPHYTA					
Ubestemte soppepifytter på Asterionella		2-3			2-3
CYANOPHYCEAE					
Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Breb.	1	2-3	1	1	2
Chroococcus minutus (Kütz.)Nägeli					3
Coelosphaerium nägelianum Unger		4-5	3		3
cf. Gomphosphaeria lacustris Chod.					1
Merismopedia cf. elegans A. Braun					+
cf. Microcystis Kütz. sp.					2-3
CHLOROPHYCEAE					
Arthrodesmus Ehr. sp.	2	3	3	2	2-3
Botryococcus braunii Kütz.					1
Crucigenia rectangularis Morren					2-3
Dictyosphaerium pulchellum Wood					+
Eudorina elegans Ehr.		+	2-3	2	
cf. Gemelllicystis neglecta (Teiling) Skuja			3		
cf. Gloeococcus schroeteri (Chod.) Lemm.	3			2	4
Gloeocystis planctonica (W. & G.S.West)Lemm.	2	2	2		2
Hyalotheca dissiliens (J.E.Smith)Breb.					1
Quadrigula cf. pfitzeri Schroeder				1	2-3
Spondylosium planum(Wolle)W.&G.S.West		2	2	2	1
Staurostrum Meyen spp.		2-3	3	2-3	2
Xanthidium antilopaeum (Breb.) Kütz.		1	1		+
BACILLARIOPHYCEAE					
Asterionella formosa Hass.	2	3-4	2	2	3
Fragilaria crotonensis Kitton				1	2
Melosira ambigua (Grun.) O. Müll.			1		
Melosira Ag. sp.	2				
Rhizosolenia longiseta Zach.	3	3	2	2-3	2-3
Stenopterobia intermedia (Lewis)Fricke	3				+

Forts.

Tabell 11 (forts.)

Organismer:	Råsen	Storsjøen			
	4/7-69	18/8-66	17/8-67	27/8-68	18/8-69
BACILLARIOPHYCEAE (forts.)					
Tabellaria fenestrata (Lyngb.)Kütz.	2-3	4	4-5	4	4
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2		1		1
Div. ubestemte benthiske diatoméer	2				
CHRYSOPHYCEAE					
Dinobryon bavaricum Imhof	2-3			3	
Dinobryon cylindricum Imhof		2	1	3-4	
Dinobryon divergens Imhof	2	4		4	4
Mallomonas Perty sp.	2	2	3		2
Stichogloea cf. olivacea Chod.		3	2-3		2
DINOPHYCEAE					
Ceratium hirundinella (O.F.M.)Schrank		2	2	3	4
Peridinium Ehr. sp. (ca. 16-20 μ)				2	
Peridinium Ehr. sp. (ca. 50-55 μ)			2-3		
PROTOZOA					
Vorticella Ehr. sp. (på Anabaena)	1	2	1		1
ROTATORIA					
Conochilus Ehr. sp.		2	2	2	1
Kellicottia longispina (Kellicott)	3-4	3	2-3	3-4	3
Keratella cochlearis (Gosse)	2-3	3	3	1	2
Polyarthra Ehr. sp.	3	2	2-3	2	2
Diverse ubestemte rotatorier		2	2	3	
CRUSTACEA					
Bosmina coregoni Baird	2	3-4	3	2	3
Cyclops O.F. Müller sp.		3	3-4	2	2-3
Daphnia O.F. Müller sp.	1	2	3	+	
Heterocope G.O. Sars sp.			2-3		
Holopedium gibberum Zadd.		2		2-3	3
Calanoide copepoder	2	3	2	2	
Nauplier	2-3	2-3	2	+	1
VARIA					
Pollen av bartrær	2	1	1	1	2-3
Div. organismerester	3				
Humuspartikler med utfelt jern	4	+	2	2	2-3
Mineralpartikler	2	+		2-3	2-3

8. SAMMENDRAG OG DISKUSJON

I det følgende vil de registrerte kjemiske og biologiske data bli jevnført og diskutert i relasjon til vannforekomstenes eventuelle bruk som resipienter for husholdningskloakk.

8.1 Elvene

Både kjemiske og biologiske data indikerer at vannmassene hovedsakelig har bevart sin naturlige karakter, dvs. at vannet er svakt surt, humusholdig og ikke spesielt produktivt. Tydelige forurensningspåvirkninger er bare registrert lokalt på Stasjon 2b i Styggåa.

Foruten fra Sivilforsvarets anlegg, der det i perioder kan være et belegg på 200 personer, mottar Styggåa i dag bare ett lite fellesutslipp (fra 5 - 6 hus) før Sandsjøen. Resten er avløp fra enkelthus. Imidlertid er det for Bruvoll-området aktuelt å bruke Styggåa som resipient for kloakk fra vel 400 personer, såfremt Bruvoll velges som et av vekstsentrene i kommunen (Alternativ I for befolkningsutvikling frem til år 2000 i fylkets utbygningsavdelings prognoser).

Et konsentrert utslipp av urensset kloakk fra denne befolkningsemngde vil uten tvil skape forurensningseffekter i Styggåa. Disse ulemper vil primært komme til å bestå i misfarging av vannet, mulige slamavsetninger, vond lukt og begroing med trådformete sopp og bakterier. Samtidig vil forurensende materiale som papir, filler etc. bli spredd nedover. Bare av estetiske hensyn bør det derfor ikke komme på tale å la urensset kloakk fra så mange personer gå ut i vassdraget. Fjerning av partikulært materiale vil være et minimumskrav for å bevare vassdragets utseende.

Styggåas nedbørfelt ved samløpet med Trautenåa er ca. 120 km^2 . Hvis den midlere avrenning settes til 12 l/sek/km^2 , gir dette en gjennomsnittlig vannføring på nær 1500 l/sek . Enkle beregninger viser at dette vil gi en fortykning av kloakkvannet på flere hundre ganger. Imidlertid vil vannføringen om vinteren og særlig ved tørke om sommeren kunne være vesentlig lavere. Med hensyn til organisk stoff og risikoen for begroing med sopp og bakterier skulle imidlertid også den lave sommervannføringen gi tilstrekkelige fortykningsmuligheter, dvs. at effekten ikke blir annet enn av lokal karakter.

Nøyaktig hvor lokale de uheldige virkninger vil bli, er det ikke mulig å si noe bestemt om. Dette vil bl.a. skifte med den varierende vannføringen, årstiden o.a. En annen usikkerhetsfaktor er muligheten for at kloakkvannets innhold av fosfor- og nitrogenforbindelser vil gjøre de naturlig forekommende humusstoffer lettere tilgjengelig for nedbrytning ved sopp og bakterier. En slik effekt vil m.a.o. bidra til å øke begroingsulempene. Det må likevel antas som sannsynlig at den relativt beskjedne tilførsel av organisk stoff ikke vil få noen vesentlig betydning for elvens organismeliv som helhet. Utover det å dempe effekten nær utslippsstedet kan derfor nytten av å fjerne oppløst organisk stoff betraktes som usikker.

Når det gjelder næringssalter, eksempelvis fosfat, stiller saken seg muligens noe annerledes. Regner man en gjennomsnittstilførsel av 2,5 g P (fosfor) fra hvert menneske pr. døgn, blir totaltilførselen fra 400 mennesker ca. 1000 gram pr. døgn. Ut fra den antatte gjennomsnittsvannføring på 1500 l/sek, representerer dette et fosfortilskudd på vel 7 µg pr. liter. Vannets naturlige innhold av fosfor (total P) er i størrelsesorden 15 - 20 µg/l. I følge dette resonnementet vil derfor husholdningskloakken øke fosforinnholdet med 30 - 50% ved middelvannføring. Da er det riktignok ikke regnet med at elven også i dag må formodes å motta kloakktilsig fra enkelte av de husstander som i fremtiden vil bli knyttet til et fellesavløp.

I betraktning av at infiltrasjon i grunnen er meget utbredt, skulle det likevel være realistisk å regne med en økning på vel 30%. I flomperioder vil økningen bli mindre, men ved lavvannføring om sommeren vil den bli adskillig større.

Foruten fosfat inneholder kloakkvann også andre næringssalter. Følgen blir en økning av vannmassenes produktivitet. Bl.a. fordi graden av påvirkning vil variere meget med vannføringen, er det mest sannsynlig at følgen bare blir øket vekst av de former for fastsittende alger og moser som allerede finnes i vassdraget uten at det skjer noen kvalitativ forandring av plante-samfunnene. Ved langvarig tørke og lite vann er det imidlertid mulig at slike forandringer kan komme i stand og ha uheldige sidevirkninger, f.eks. ved at miljøet blir mindre gunstig for fiskens næringsdyr. Mer eller mindre lokalt nær utslippet vil man kunne få estetiske ulemper ved et skifte fra dominans av grønnalger, diatoméer og moser til slimete begroinger

med hovedsakelig blågrønnalger. I stilleflytende partier og ellers ved blottleggelse på grunn av lav vannstand kan ansamlinger av alger gå i forråtnelse og forårsake luktulemper. Som konklusjon kan sies, at selv om farene ved en gjødslingspåvirkning er begrenset, synes det likevel mer aktuelt med fjerning av næringssalter enn å redusere tilførselen av organisk stoff. Foruten at den rene gjødslingseffekten svekkes, minsker den omtalte faren for at næringssaltene skal stimulere nedbrytningen av de relativt store mengder av humusstoffer. Et annet moment i denne forbindelse er virkningen på Storsjøen og muligens Råsen.

Ved utløpet i Råsen, etter samløpet med Trautenåa, får Styggåa nær den dobbelte gjennomsnittlige vannføring. Også ved et eventuelt utslipp her vil estetiske og rekreasjonsmessige hensyn nødvendiggjøre at partikulært materiale holdes tilbake. På grunn av bedre fortynningsmuligheter og den korte strekningen ned til Råsen, vil det for elvens skyld være mindre påkrevet med fjerning av organisk stoff eller næringssalter. Imidlertid vil gjødslingspåvirkningen av Råsen bli mer direkte fordi selvrensningen ikke får anledning til å virke.

Vannet i Trautenåa har omtrent samme egenskaper som vannet i Styggåa, dvs. at det er svakt surt, humuspåvirket, elektrolyttfattig og med lavt næringsinnhold. Forurensningsvirkninger er ikke registrert, eventuelt må de være av lokal art. Vurdert på basis av nedbørfeltets størrelse, er den gjennomsnittlige vannføring i Trautenåa ved samløpet noe mindre enn i Styggåa, dvs. vel 1300 l/sek. I juli 1969 gikk det meget lite vann i Trautenåa, og hvis det er slik at svingningene i vannføring er mer markert her enn i Styggåa, vil Trautenåa være en tilsvarende mer ømfintlig resipient. Forøvrig kan man gjøre de samme betraktninger gjeldende for dette vassdraget som det ovenfor er gjort for Styggåas vedkommende.

Ifølge alternativ I i prognosene over befolkningsutviklingen fra fylkets utbygningsavdeling, kan det bli aktuelt å ha Juråa som resipient for Knapper-området. Belastningen vil være husholdningskloakk fra anslagsvis 600 personer.

Vannet i Juråa og Tannåa er av omtrent den samme kvalitet som i Styggåa og Trautenåa, men sannsynligvis litt surere og muligens med et mer varierende innhold av næringssalter og andre elektrolytter. Det er mulig at dette har sammenheng med en viss avrenning fra dyrket mark. Imidlertid har de

kjemiske analysene vært for fåtallige og resultatene for varierende til å si noe bestemt om dette. De biologiske forhold er omtrent som i de andre elvene.

Ved utløpet i Storsjøen har Juråa et nedbørfelt på ca. 100 - 110 km². En gjennomsnittlig avrenning på 12 l/sek/km² gir en midlere vannføring på 12 - 1300 l/sek. Ved samløpet med Tannåa er vannføringen omtrent halvparten. Hvis kloakken fra Knapper ledes ut i Juråa før samløpet med Tannåa, vil belastningen, målt i personer pr. liter vannføring, bli ca. 0,9 - 1,0 mot i Styggåa (400 personer) ca. 0,25 - 0,30. I tillegg kommer at denne del av Juråa sannsynligvis vil ha mer ekstreme lavvannssituasjoner på grunn av det vesentlig mindre nedbørfeltet. Ved innsamlingsarbeidet fikk man også inntrykk av at vannhastigheten i Juråa delvis var noe lavere. Den større belastning kombinert med lavere middelvannføring, mer markerte virkninger av tørkeperioder og muligheten for lavere strømhastighet, bidrar alt sammen til at ulempene ved kloakkutslipp må forventes å bli noe sterkere her enn i Styggåa. Fjerning av partikler vil derfor være minstekravet for å bevare resipientens nåværende karakter, samtidig som virkningene av belastning med organisk stoff og næringssalter vil bli mer markerte enn i Styggåa. Ut fra de samme synsmåter som er nevnt under diskusjonen av forholdene i Styggåa, synes det også for Juråa å være mest aktuelt med fjerning av næringssalter.

Nedenfor samløpet med Tannåa får elven noe nær den dobbelte midlere vannføring. Dette vil selvsagt gjøre vassdraget mer egnet som resipient, men berører ikke hovedsaken i argumentasjonen ovenfor. Et viktig moment å ta i betraktning ved bestemmelse av utslippsstedet i Juråa og andre elver, er forøvrig hvor det er best å ha de lokale estetiske og hygieniske ulemper som uunngåelig vil følge med.

De kjemiske og biologiske forholdene i Tannåa og Juråa (før samløpet) er mer eller mindre like. Tannåa har videre omtrent samme eller noe lavere vannføring enn Juråa. Følgelig kan de to elvers resipientegenskaper betraktes som likeverdige.

Selv om Mørkåa og Fjellsåa ikke er nevnt som aktuelle resipienter, kan det for mulige fremtidige behov være verdt å understreke at Mørkåa og Fjellsåa begge må anses for uegnet på grunn av sin lave vannføring. Særlig den sistnevnte har et så lite nedbørfelt at den vil tørke helt inn i tørre somre.

8.2 Råsen

Som i tilløpene er vannkvaliteten i Råsen preget av humuspåvirkningen fra nedbørfeltet. Vannet er svakt surt og konsentrasjonen av plantenæringsstoffer liten. I den ene håvtrekkprøven som foreligger fra innsjøen, kom dens dystrofe karakter imidlertid lite til uttrykk ved planteplanktonsamfunnene, da dette i stor grad besto av benthiske diatoméer fra tilløpselvene. På tross av den korte gjennomsnittlige teoretiske oppholdstid ble det funnet et visst oksygenforbruk mot bunnen, noe som formodentlig mer skyldes nedbrytning av tilført organisk materiale enn produksjonen i innsjøens egne vannmasser.

Når partikler er fjernet fra avløpsvannet, vil belastningen begrense seg til oppløst organisk stoff og næringsalter. Selv ved direkte utslipp vil mengden av organisk materiale være av underordnet betydning og neppe forårsake særlige ulemper. (Betingelsen er at effluenten ikke renner over stranden, men at utslippet blir lagt til noe under det laveste overflatenivå).

Virkningen av næringssaltene er noe vanskeligere å bedømme. Jo fjernere fra Råsen utslippet er, dess mindre blir påvirkningen. Med de mengder det her er tale om, vil et avløp ved Bruvoll i hvert fall på kort sikt ha størst betydning for elvestrekningen ned til Råsen, og selv her vil effekten sannsynligvis være moderat. På lengre sikt kan imidlertid gjødslingen av vassdraget få en viss betydning for Råsen, og særlig for Storsjøen, fordi enhver tilførsel av næringsalter tenderer mot å akkumulere i innsjøene. På grunn av den korte gjennomsnittlige oppholdstiden vil imidlertid denne faktor gjøre seg begrenset gjeldende i Råsen. Det er likevel mulig at produksjonen av alger kan bli noe større, særlig i tørre somre da vannets oppholdstid vil være lengre. Ved direkte utslipp i Råsen vil denne effekten forsterkes, men alt i alt må det betegnes som usannsynlig at produksjonen vil stimuleres i en utstrekning som vil lede til forandring i organismelivet eller øket tendens til oksygenvinn mot dypet. Behovet for reduksjon i næringssaltinnholdet er følgelig bare til stede i begrenset grad for Råsens vedkommende. Dette skyldes også at avrenningen fra jordbruksområder vil være en vanskelig kontrollerbar faktor av kanskje vel så stor betydning. Når fjerning av næringsalter likevel vil være fordelaktig, er dette først og fremst av hensyn til Storsjøen.

8.3 Storsjøen

Storsjøen er i kjemisk henseende nærmest dystrof, dvs. belastet ved humus-tilførsel fra nedbørfeltet (tabell 6). Vannet er svakt surt og har lavt elektrolyttinnhold. Konsentrasjonene av fosfat og totalfosfor er lave, mens innholdet av nitrogenforbindelser er noe mer varierende. Planktonsamfunnene har enkelte komponenter som er mer eller mindre typiske for dystrofe innsjøer, men mengdemessig spiller de en underordnet rolle. Planktonets sammensetning bekrefter at Storsjøens vannmasser ikke er særlig produktive (eutrofe). På den annen side antyder registreringen av enkelte arter i forholdsvis store mengder at vannmassene heller ikke er ekstremt næringsfattige (oligotrofe). Man mangler grunnlag for å bedømme om planktonsamfunnene har forandret seg i nyere tid, men enkelte betydelige forekomster av blågrønnalger kan indikere at en svak eutrofieringstendens er til stede. Selv om denne utvikling foreløpig er usikker og lite markert, fortjener den oppmerksomhet. På tross av gjennomgående svak lagdeling om sommeren (på grunn av vindeksponering, dybdeforhold etc.), kan det årlig konstateres et betydelig oksygenunderskudd i dypet, særlig om sommeren. (Dette er registrert i det sørlige dypbassenget. Forholdene vil være noe varierende for de ulike områder, men neppe vesensforskjellige.)

Storsjøen må anses som en ømfintlig resipient fordi vannet har lang gjennomsnittlig teoretisk oppholdstid (ett år) i forhold til gjennomsnittsdypet, som bare er 7 m. Den relativt lange oppholdstiden medfører at en vesentlig del av de tilførte næringssalter bindes av planktonalger og høyere vegetasjon. (Ved kort oppholdstid vil en forholdsvis større del av vannets innhold av stoffer føres ut av innsjøen). Det lille gjennomsnittsdypet betyr at det i vekstsesongen vil være en meget stor del av innsjøvolumet som har lys nok til at fotosyntese (og binding av næringssalter) kan foregå. Følgelig må Storsjøen betraktes som en meget effektiv felle for plantenæringsstoffer. På den annen side er det som nevnt (6.3) god omrøring i vannmassene, og dette vil sikre mot ekstremt dårlige oksygenforhold (jfr. pkt. e i oppstillingen på neste side).

Tilførsel av plantenæringsstoffer stimulerer produksjonen av planteplankton, foruten veksten av høyere planter og alger knyttet til bunnen i de grunnere partier eller til strandsonen. I og med at innsjøene virker som feller for næringssalter, vil denne produksjonen stadig tilta. Hvor fort økningen i produksjonen finner sted, avhenger av mengden tilførte næringssalter og hvor meget som årlig holdes tilbake. I prinsippet vil enhver økning i til-

førselen akselerere utviklingen mot eutrofe tilstander, dvs. forhold preget av høy produksjon. Med eutrofi følger en del ulemper som har betydning for vannforekomstens utnyttelse til rekreasjonsmessige og praktiske formål.

Disse kan i hovedsaken oppsummeres slik:

- a) Algeoppblomstringer gjør vannet mer ugjennomsiktig. I ekstreme tilfeller kan vannet få en ubehagelig smak og lukt.
- b) Den økede partikkeltetthet og mengde organisk substans kan vanskeliggjøre og fordyre den praktiske utnyttelse av vannforekomsten.
- c) Begroing av høyere planter langs land og på grunt vann kan skape ulemper for badeliv og båtvirkosomhet.
- d) Ved utpregede eutrofitilstander inntreer forandringer i organisme-samfunnets sammensetning. Bl.a. har det vist seg at det er en tendens til at laksefisk erstattes av andre fiskeslag.
- e) På grunn av stor produksjon opphopes organisk stoff på bunnen. Er mengdene tilstrekkelig store, kan det lede til råtne forhold på bunnen og i de dypere vannlag. Resultatet blir en akselerert eutrofieringsutvikling fordi plantenæringsstoffer, som er bundet i sedimentene, vil frigjøres under anaerobe forhold.

Storsjøen representerer i flere henseende et aktivum for kommunen; f.eks. kan det bli aktuelt å benytte innsjøen til vannforsyningsformål. Mange interesser taler følgelig for å bevare den nåværende vannkvalitet. Det som skal vurderes her er virkningen av direkte utslipp av ulike typer kloakk fra omkring 1900 personer, fordelt på tettstedene Sand og Mo. I tillegg må man ta i betraktning den mer indirekte virkningen av utslippene i til-løpselvene. I det følgende vil både mulige lokale effekter og virkningen på hele innsjøen bli drøftet.

Fylkets planleggingsavdeling har satt opp tre alternativer for fordelingen av de 1900 personer på utbygningssområdene Sand og Mo. For Sands vedkommende varierer antall personer fra vel 700 (alt. I) til ca. 1300 (alt. III). Tilsvarende tall for Mo er 600 til vel 900 (alt. II). Avløpet fra Sand er tenkt ledet ut i Sandsjøen; fra Mo vil avløpet gå ut i den nordlige bukten av Storsjøen (se figur 1).

Utslipp av husholdningskloakk til indre del av Sandsjøen vil medføre hygieniske ulemper, idet området blir mindre egnet som badeplass. Effluenten kan eventuelt ledes i rør ut til det ytre terskelområdet (se figur 1) og der ha utløp i strømmen fra Styggåa. Dette vil sikre en hurtigere spredning av forurensningskomponentene. Hvis man ønsker å beholde Sandsjøen som bade-
sted, vil en mulig løsning være klorering av avløpsvannet. De hygieniske betenkeligheter og praktiske forholdsregler vil i prinsippet være de samme enten belastningen er fra 700 eller 1300 mennesker.

Ved Mo kommer spillvannet ut i et basseng som er meget større enn Sandsjøen. Ved hensiktsmessige utslippsanordninger vil man kunne sikre seg mot hygieniske ulemper, og i alle tilfeller vil virkningen være av lokal karakter.

En tilførsel av organisk stoff fra 1300 mennesker vil være av størrelsesorden 150 kg pr. døgn. Med den antatte middelvannføring ved Styggåas utløp på vel 3500 l/sek representerer dette mindre enn 0,5 mg/l. Sammenliknet med den naturlige tilførsel av organisk stoff er dette beskjedent. I lavvannsperioder blir forholdene noe ugunstigere, men likevel er det usannsynlig at disse mengder skulle ha noen innvirkning på f.eks. resipientens oksygenforhold. I en terskelbukt som Sandsjøen kunne det tenkes at kloakkvannets innhold av sedimenterbart partikulært organisk stoff kunne bidra til anrikning av organisk materiale i bunnnavleiningene. Imidlertid må partikkelfjerning her som ellers anses nødvendig av estetiske grunner. (Da vil forøvrig kloakkvannets innhold av organisk stoff også bli vesentlig mindre enn det som er forutsatt ved beregningen ovenfor).

Det er på samme måte rimelig å anta at organisk stoff fra 600 - 900 mennesker vil ha liten innflytelse på vannkvaliteten i områdene utenfor Mo. Forutsetningen er at det tas hånd om det partikulære materialet, foruten at det vil være fordelaktig med utslipp på dypt vann. (Etter figur 1 skulle forholdene ligge godt tilrette for å kunne komme ned på i hvert fall 4 - 6 m).

Ved å regne med et fosforbidrag på 2,5 g pr. person og døgn, vil hele innsjøen motta et årlig tilskudd på vel 1800 kg P. (De eventuelle utslipp ved Knapper og Bruvoll er da ikke regnet med). Dette tallet kan ses i relasjon til det Storsjøen for tiden mottar via tilløpselvene. Settes den midlere konsentrasjon av totalfosfor til 15 - 20 µg P/l (jfr. tabellene 1 - 4), blir dette et årlig kvantum fra hele nedbørfeltet på 5 - 6000 kg. Det er

sannsynlig at man må regne med et visst tillegg for direkte avrenning fra dyrket mark som grenser til innsjøen, men det vesentlige bidraget fra jordbruket må antas å være tatt med ved at jordene drenerer til tilløpselvene. Selv om man også må regne med at en del av de ovennevnte 1800 kg allerede nå tilflyter vassdragene, er som nevnt direkte avløp til disse fåtallige fordi infiltrasjon i grunnen er mest vanlig. Uten at det er mulig å beregne forskjellen nøyaktig, må man derfor regne med at næringssalttilførselen blir vesentlig større ved et utbygget kloakksystem.

Det økning det er tale om vil neppe ha noen øyeblikkelig betydning for vannkvaliteten i Storsjøens hovedvannmasser, og utviklingen mot mer næringsrike forhold vil sannsynligvis gå langsomt. Av grunner som er nevnt tidligere, må imidlertid Storsjøen betraktes som en ømfintlig resipient. Derfor må det anses fordelaktig med næringssaltreduksjon, både ved avløp direkte til Storsjøen og ved utslipp i tilløpselvene eller Råsen. En eutrofieringsvirkning vil først vise seg lokalt, men det er vanskelig å bedømme hvor utsatt de enkelte deler av innsjøen er, f.eks. risikoen for igjengroingsfenomener i den ytre, grunne del av Sandsjøen.

I forbindelse med vurderingen av næringssalttilførselens betydning er bare fosforforbindelser blitt nevnt. Dette må ikke forstås på den måte at bare fosfor menes å ha betydning. Andre gjødselstoffer og vekstfremmende faktorer kan være like viktige. Imidlertid er det bare for nitrogen- og fosforforbindelsene at det foreligger et visst grunnlag for anslagsvise beregninger. Ut fra analyseresultatene egnet nitrogen seg i denne sammenheng dårligere fordi nitrogenmengdene har vært mest varierende.

De registrerte konsentrasjonene i Storsjøen (jfr. tabell 6) sannsynliggjør at både nitrogen og fosfor er begrensende for planteproduksjonen. Dette vil si at tilførsel av begge grunnstoffers salter er nødvendig for å stimulere bl.a. algeveksten. For å sinke eutrofieringsprosessen vil det i en slik situasjon ha positiv effekt å fjerne ett av stoffene. Siden man i dette tilfellet ikke kan vite om det er nitrogen eller fosfor som er mest begrensende, må spørsmålet om hvilke næringsalter som bør fjernes, avgjøres på andre premisser. Fordi nitrogenfjerning er komplisert og foreløpig lite utprøvet i teknisk skala, synes det nærliggende å ta sikte på fosfor. Ved de vanlige metoder for fosforfelling rives det forøvrig med større eller mindre mengder av andre stoffer som kan ha gjødslingseffekt. Denne nedsettes med andre ord ikke bare med hensyn til fosfor.

9. PRAKTISKE KONKLUSJONER

- I Resultatene av de kjemiske og biologiske undersøkelser viser i hovedsaken naturlige forhold. Registrerte forurensningsvirkninger er små og lokale.
- II Utslipp av avløpsvann (også rensset) vil medføre forurensningsvirkninger i vassdragene. Muligheten for å bruke renseinnretninger i forbindelse med disponering av avløpsvann på landområder eller i geologiske formasjoner bør vurderes nærmere. I mange tilfeller vil dette gi en større beskyttelse av vannforekomstene.
- III Hvor elvene og innsjøene skal benyttes som resipienter, vil det være nødvendig med effektiv fjerning av kloakkvannets partikulære bestanddeler.
- IV Også utslipp av kloakkvann der partikkelinnholdet er fjernet vil forårsake mer eller mindre lokale effekter av skjemmende karakter, særlig i elvene. Det er derfor tilrådelig med videre rensing utover fjerning av partikler. Om det i denne sammenheng vil være mest gunstig å redusere innholdet av organisk stoff (biologisk rensing) eller plantenæringsstoffer (kjemisk rensing), er vanskelig å avgjøre. Ut fra resipientforholdene synes det muligens mest aktuelt å fjerne næringssaltene; det vil i praksis si fosforforbindelser. De erfaringsmessige vanskelighetene med driften av biologiske renselanlegg taler også for dette.
- V De alternative, konkrete tekniske tiltak for å holde partikulært materiale, plantenæringsstoffer og/eller organisk stoff vekk fra vassdragene, bør gjøres til gjenstand for nærmere drøftelse.
- VI Klorering av avløpsvannet vil være nødvendig ved utslipp i Sandsjøen, hvis dette bassenget skal kunne være hygienisk akseptabelt som badested.
- VII I denne rapport er bare virkningen av vanlig husholdningskloakk vurdert. Man bør være oppmerksom på at avløp også fra mindre bedrifter som servicestasjoner og verksteder kan inneholde forurensningskomponenter som kan virke meget skadelig på organismelivet i resipienten. Flytende avfall fra slike enheter bør ikke uten videre tilflyte avløpsnett. Nødvendige forholdsregler må treffes etter omstendighetene i de enkelte tilfeller.

FIG. 1

STORSJÖEN I ODAL

Dybdekart med morfometriske data

Ekvidistanse 2 m

130 m.o.h.

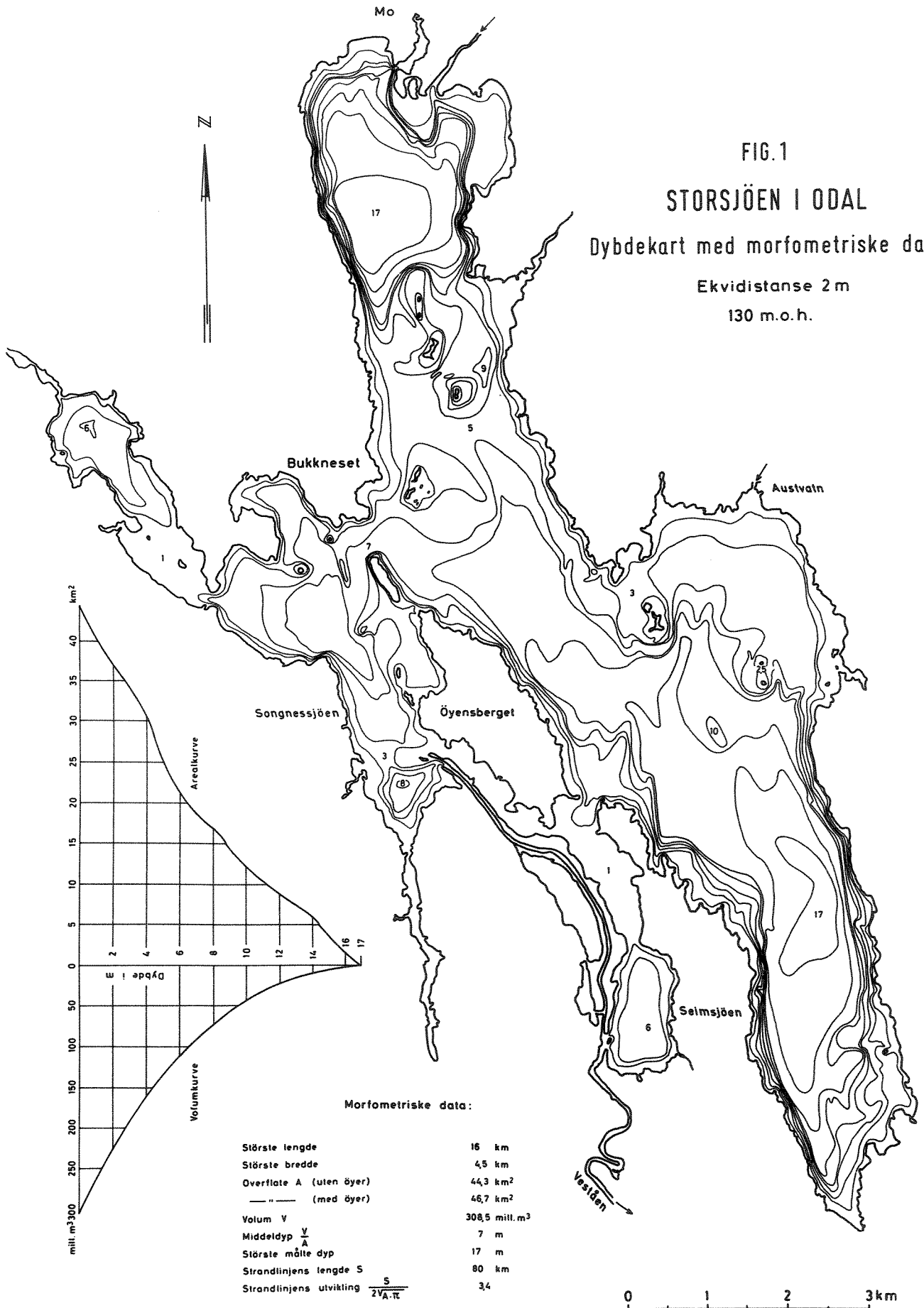


Fig.2 Resipientundersökelse 1968 - 69. Stasjonenes beliggenhet

