

O-93103

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1993

Gravdals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og
Kalandsvassdragene



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O - 93103	Undernr.:
Løpenr.: 3026	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173 Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Postboks 735 9001 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1993. Gravdals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og Kalandsvassdragene.	Dato: 25.02.94	Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Anders Hobæk Eli-Anne Lindstrøm Karl Jan Aanes	Faggruppe: Eutrofi ferskvann	Geografisk område: Bergen kommune
	Antall sider: 119	Opplag: 50

Oppdragsgiver: Bergen kommune, Kommunalavd. teknisk utbygging, VA-seksjonen	Oppdragsg. ref.: Kjell Rypdal
--	----------------------------------

<p>Ekstrakt:</p> <p>Gravdalsvassdraget, Fyllingsdalsvassdraget, Kalandsvassdraget og Hauglandsdalsvassdraget (Osvassdraget innenfor Bergen kommune) ble overvåket mht. næringssalter og bakteriell forurensning i 1993. Det ble også gjort biologiske undersøkelser i innsjøer og elver, som supplement til det vannkjemiske vurderingsgrunnlaget. Forurensning av kloakkvann ble registrert i alle vassdrag, men i varierende mengde. De høyeste bakterietall ble observert i bekker og elver, men flere av innsjøene var også tydelig kloakkforurenset. Forurensningen var verst ved Ortuvatnet i Fyllingsdalen.</p> <p>Ut fra målingene er det gjort beregninger av belastningen av næringssalter på alle innsjøer. For flere av disse var tilførselen av fosfor større enn 'akseptabel belastning', spesielt Ortuvatnet var overbelastet. Som følge av en gunstig situasjon mht. vannutskifting var tilstanden i Gravdalsvatnet og Stendavatnet bedre enn ventet, men også her var grensen for 'akseptabel belastning' overskredet. Mindre overskridelser ble beregnet i flere andre innsjøer.</p> <p>Det er gjort beregninger av massetransport av næringssalter til sjø for hvert enkelt vassdrag.</p>
--

4 emneord, norske

1. Resipientundersøkelser
2. Næringssalter
3. Kloakkforurensning
4. Eutrofiering

4 emneord, engelske

1. Recipient surveillance
2. Nutrients
3. Sewage pollution
4. Eutrophication

Prosjektleder

Anders Hobæk

Anders Hobæk

For administrasjonen

Dag Berge

Dag Berge

ISBN82-577-2485-8

Norsk institutt for vannforskning
Vestlandsavdelingen

O - 93103

**Overvåking av ferskvannsresipienter
i Bergen kommune 1993.
Gravdals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og
Kalandsvassdragene.**

Bergen, februar 1994
Prosjektleder: Anders Hobæk
Medarbeidere: Eli-Anne Lindstrøm
Karl Jan Aanes
Torleif Bækken

FORORD

På oppdrag fra Bergen kommune har NIVA utført overvåking av fire vassdrag i 1993. Vassdragene var Gravdalsvassdraget, Fyllingsdalsvassdraget, Kalandsvassdraget og Hauglandsdalsvassdraget (øvre del av Osvassdraget). Undersøkelsen inngår i et flerårig program for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen, og dette har sin bakgrunn i pålegg fra Fylkesmannens miljøvernavdeling i forbindelse med kommunens utslippstillatelse for kommunale avløp.

Vannkjemiske analyser er i alt vesentlig utført ved NIVA's laboratorium i Oslo, mens enkelte parametre er utført av Chemlab Services A/S i Bergen. Identifikasjon og opptelling av alger er utført av Evy Lømsland og Torbjørn Johnsen, mens dyreplankton er bearbeidet av Anders Hobæk (alle ved NIVA Vestlandsavdelingen). Begroingsanalyser er utført av Eli Anne Lindstrøm (NIVA Oslo), og bunndyr-analysene av Karl Jan Aanes (NIVA Oslo), som også har skrevet kapitlene om disse undersøkelsene. Torleif Bækken (NIVA Oslo) har bearbeidet bunndyrprøver. I feltarbeidet har Inger Midttun og Wilhelm Bjerknes (begge NIVA Vestlandsavdelingen) deltatt, og Steinar Kålås og Gunnar Lehmann har vært engasjert til feltarbeid. Prosjektleder har vært Anders Hobæk, og Kjell Rypdal har vært kontaktperson for oppdragsgiver.

Parallelt med vassdragsundersøkelsene er det innenfor prosjektet utført lekkasjesøking i overvannsledninger til Tveitevatn og Solheimsvatn i Fjøsangervassdraget. Denne delen av prosjektet er rapportert separat (Hobæk 1994).

Takk rettes til alle medarbeidere, og til Geir Johnsen (Rådgivende Biologer) som lånte oss båt i et knipetak. Vi har også fått låne båt lokalt ved flere anledninger, og takker Borghild Hansen (Frotveitvatn), grunneiere ved Kalandsvatnet v/Bjarne Hatlestad, og Arne Orrestad ved Hauglandsvatnet. Takk rettes også til NB Steel A/S ved Kjell Sævig og Bergen Lysverker ved Mona Tunestveit Skår for data om vannforbruk ved henholdsvis Norsk Blikkvalseverk og Stend kraftstasjon.

INNHOOLD

FORORD	3
INNHOOLD	4
SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	7
2. MATERIALE OG METODER	8
3. GRAVDALSVASSDRAGET	14
3.1. Beskrivelse	15
3.2. Utløp Lyngbøvatnet (St. G1).....	16
3.3. Gravidalsvatnet (St. G2)	18
3.4. Gravidalselv (St. G3).....	20
3.4. Massetransport til Byfjorden.....	24
4. FYLLINGSDALSVASSDRAGET	30
4.1. Beskrivelse	31
4.2. Innløpsbekk til Ortuvatnet (St. F1).....	32
4.3. Ortuvatnet (St. F2)	35
4.4. Sælen elv (St. F3).....	39
4.5. Massetransport til Sælenvatnet.....	41
4.5. Sælenvatnet (St. F4)	42
5. KALANDSVASSDRAGET	50
5.1. Beskrivelse	51
5.2. Kalandsvatnet (St. K1)	52
5.3. Stendavatnet (St. K2).....	56
5.4. Stenda elv (St. K3)	61
5.5. Fana elv (St. K4).....	62
5.6. Massetransport til Fanafjorden.....	65
6. HAUGLANDSDALSVASSDRAGET	75
6.1. Beskrivelse	76
6.2. Frotveitvatnet (St. H1).....	77
6.3. Samdalselv(St. H2A og H2B)	80
6.4. Hauglandsvatnet (St. H3).....	84
6.5. Forseringsundersøkelser i øvre del av vassdraget.....	87
7. BEGROINGSUNDERSØKELSER	102
8. BUNNDYRUNDERSTØKELSER	108
9. LITTERATUR	119

SAMMENDRAG

Fire vassdrag i Bergen er overvåket i 1993, med hovedvekt på forurensning av næringssalter og tarmbakterier. Som vurderingsgrunnlag er brukt vannkjemiske og biologiske parametre, og tilstanden er beskrevet og klassifisert etter SFT's system for vurdering av tilstand og forurensningsgrad (SFT 1992). Det er gjort beregninger av fosforbelastning til de enkelte innsjøer, og av mengde næringssalter det enkelte vassdrag transporterer til fjord i løpet av året. En oversikt over tilstandsklasser for surhetsgrad, næringssalter, organiske stoffer og tarmbakterier er satt opp på neste side.

GRAVDALSVASSDRAGET

Lynghøvatnet får tilført betydelige mengder kloakkvann. Både tarmbakterier og næringssalter holdt gjennomgående høye verdier i utløpet av bassenget. I Gravdalsvatnet like nedenfor ble det også registrert tarmbakterier, men verdiene var vesentlig lavere her. Vannutskiftingen i 1993 var gunstig for Gravdalsvatnet, fordi det ikke ble tappet vann fra de ovenforliggende drikkevannsmagasinerne. Innsjøen er likevel overbelastet med næringssalter, og det utviklet seg oksygenvinn i dypvannet. Gravdalselven var tidvis kraftig forurenset av kloakkvann, men i lange perioder var vannkvaliteten bra. Vassdraget førte 105 kg fosfor og 5,6 tonn nitrogen til Byfjorden i 1993.

FYLLINGSDALSVASSDRAGET

Hovedinnløpet til Ortuvatnet var sterkt forurenset av kloakkvann, og tilførte Ortuvatnet store mengder næringssalter og tarmbakterier. Dette førte til stor algeproduksjon og oksygenvinn i denne lille innsjøen, som er tydelig overbelastet. Også i elven ned til Sælenvatnet var vannkvaliteten tydelig forurenset av næringssalter, organisk materiale og tarmbakterier, selv om vannkvaliteten var bedre enn på stasjonene ovenfor. I Sælenvatnet var vannet ganske salt (20 - 25 ‰) helt opp til 2 m dyp, og overflatelaget var brakkvann. Tykkelsen av brakkvannslaget ble redusert til 1 m utover høsten 1993. Vassdraget førte 205 kg fosfor, 16,2 tonn nitrogen og 53,6 tonn karbon ut i Sælenvatnet i 1993.

KALANDSVASSDRAGET

I Kalandsvatnet var mengden næringssalter litt lavere enn i 1990. Tarmbakterier ble registrert i én av 5 prøver fra innsjøen. Tilførslene av næringssalter var fortsatt i største laget, og innsjøen bør avlastes ytterligere. Stendavatnet var klart overbelastet med næringssalter, men stor vannutskifting som følge av regelmessig drift i kraftverket har bedret situasjonen fra tidligere. Kloakkforurensning er fortsatt et problem her. Utløpsbekken fra Stendavatn var bortimot tørr i lange perioder i 1993, men også her ble det registrert kloakkforurensning og høye konsentrasjoner av næringssalter. Utløpselven ved Fanafoss får også kloakktilførsler, og var moderat forurenset av næringssalter og organiske stoffer. Vassdraget førte 832 kg fosfor og 26,9 tonn nitrogen ut i Fanafjorden i 1993.

HAUGLANDSDALSVASSDRAGET

Frotveitvatnet har en betydelig naturlig belastning av organisk stoff (humus). Vannet tilføres også næringssalter, og den totale belastningen er noe større enn innsjøen tåler. Det ble registrert et markert forbruk av oksygen gjennom sesongen. Den øverste del av vassdraget ovenfor Samdalen viser tegn til forsuring, og hovedelven fra Brekkedalen er trolig ødelagt som gyte- og oppvekstområde. I Samdalen får elven tilført noe næringssalter og organisk stoff. Her ble også påvist tarmbakterier fra kloakkvann og/eller husdyrgjødsel. Hauglandsvatnet mottar næringssalter nær grensen for akseptabel belastning, men mengden tarmbakterier var små.

TILSTANDSKLASSER:

Stasjon	Kode	Virkninger av:			
		For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
Utløp Lyngbø	G1	Blue	Red	Green	Red
Gravdalsvatnet	G2	Blue	Green	Red	Green
Gravdalselv	G3	Blue	Orange	Green	Purple
Ortun bekk	F1	Blue	Purple	Orange	Purple
Ortuvatn	F2	Blue	Purple	Red	Purple
Sælen elv	F3	Blue	Red	Orange	Red
Kalandsvatn	K1	Green	Green	Blue	Red
Stendavatn	K2	Green	Orange	Orange	Orange
Stenda elv	K3	Blue	Purple	Orange	Red
Fana elv	K4	Green	Orange	Green	Red
Frotveitvatn	H1	Green	Orange	Orange	Green
Samdalselv	H2B	Green	Green	Blue	Red
Hauglandsvatn	H3	Green	Green	Green	Green

Forklaring:

Fargekode	Klasse	Beskrivelse
Blue	I	God
Green	II	Mindre god
Orange	III	Nokså dårlig
Red	IV	Dårlig
Purple	V	Meget dårlig

1. INNLEDNING

Denne undersøkelsen er utført som ledd i et flerårig overvåkingsprogram. Bakgrunnen for dette programmet er et pålegg fra Fylkesmannen i Hordaland, gitt i "Utslippstillatelse for Bergen kommune" datert 27.04.90. Programmet omfatter kontinuerlig overvåking av ferskvannsforkomster i Bergen, rettet mot overgjødning og hygiene. Lekkasjesøking for å lokalisere utslipp fra transportnettet står også sentralt. I 1992 forelå en oversikt utarbeidet av Rådgivende Biologer A/S over tilstanden i de aktuelle vassdrag så langt den da var kjent (Johnsen *et al.* 1992). I alt inngår 13 vassdrag og to enkelt-innsjøer i programmet. En prioritert plan for årlige vassdragsundersøkelser er laget på grunnlag av dette. Det er meningen at alle aktuelle vassdrag skal undersøkes to til tre ganger i perioden 1992 - 2000. I 1992 ble det gjennomført undersøkelser i 4 vassdrag og én enkelt-innsjø (Midtbygda-, Gaupås-, Grimseid- og Fjøsangervassdragene, samt Mildevatnet; Bjørklund *et al.* 1993). Undersøkelsene i 1993 omfatter Gravdals-, Fyllingsdals-, Kaland- og Hauglandsdalsvassdragene, og er gjennomført med tanke på helhet og kontinuitet i dette arbeidet, slik at vurderingsgrunnlaget for vassdragene skal være mest mulig konsistent.

Innsjøene i årets program er primært undersøkt med tanke på forurensning av næringssalter og tarmbakterier. Begge typer forurensning stammer i vesentlig grad fra kloakkvannstilførsler. Næringssaltene er som regel også den viktigste faktor med hensyn til organisk belastning pga. økt algeproduksjon i innsjøene, slik at disse to aspektene henger nøye sammen.

Selv om hovedvekten i programmet er lagt på innsjøer, er det i 1993 også utført undersøkelser på en del elvestasjoner. Dette gjelder først og fremst utløpselver til fjord i alle vassdrag, men omfatter også enkelte viktige tilførselselver til innsjøene. Både vannkjemiske og biologiske undersøkelser inngår i programmet, og utgjør tilsammen grunnlaget for å vurdere forurensningstilstand i resipientene. I øvre del av Hauglandsdalsvassdraget ble det også gjennomført en befaringsundersøkelse for å vurdere forurensningssituasjonen i området.

Som en del av programmet inngår beregning av massetransport av næringssalter til fjord. I utløpselvene er derfor prøvetakingen fortsatt utover det oppsatte programmet, siden disse estimatene krever måling av næringssalter også om vinteren. De siste prøver som er med i beregningene presentert her ble tatt i januar 1994. Det er likevel klart at disse estimatene mister en del av sin presisjon ved at det er tatt for få prøver om vinteren. Det synes vanskelig å unngå dette problemet uten en justering av programmet, slik at prøver kan tas gjennom en hel årssyklus.

2. MATERIALE OG METODER

2.1. Prøvetaking

I innsjøene ble det brukt en nedsenkbar sonde (YSI Model 58) til måling av temperatur og oksygeninnhold. I Sælenvatnet ble det brukt et saliterm-instrument til temperatur- og salinitetsmålinger ved første undersøkelse. Senere benyttet vi vannhenter med termometer, og et optisk refraktometer til salinitetsmålinger. Ved hvert besøk målte vi også siktedyp med en standard Secchi-skive, og vannfargen ble bedømt med Secchi-skiven hengende på halvparten av siktedypet.

Ved den siste undersøkelsen av innsjøene (i oktober) tok vi vannprøver fra ulike dyp med en Ruttner vannhenter. Fra vannhenteren ble vann tappet på flasker for titrimetrisk bestemmelse av oksygen (Winkler-metode), og til vannkjemiske analyser.

På elvestasjonene ble vannprøver tatt direkte i elven, et stykke ut fra bredden. I innsjøene er det brukt en slangehenter, som gir en prøve av vannsøylen så langt ned som den senkes (6-10 m i de aktuelle innsjøene). Slangen ble tømt i en plastdunk, og fra denne ble det tappet vannprøve til vannkjemiske analyser (0,5 liter), prøve til analyse av planteplankton, og vann til filtrering for klorofyll-a (biomasse av planteplankton). Prøve av planteplankton ble tappet på 100 ml mørke medisinflasker og fiksert med Lugols løsning. For analyse av klorofyll a ble vann filtrert i felt på et glassfiberfilter (Whatman GF/F) til filteret begynte å bli tett, med et maksimalt undertrykk på 0,2 atm. Vannmengden varierte fra 0,7 - 2 liter. Filteret ble plassert i en petriskål og oppbevart mørkt i kjølebag. Ved retur til NIVA ble filteret plassert i en tett og mørk eksikator, og tørket over natten. Senere ble filtrene oppbevart i fryser til analyse.

Bakterieprøver ble tatt på sterile plastflasker (250 ml). I innsjøene ble prøvene for bakterier tatt i overflaten ved undersøkesstasjonen. Etter prøvetaking ble flaskene oppbevart i kjølebag og kjøleskap til de ble levert til analyse (innen 16 timer etter prøvetaking).

Dyreplankton ble samlet inn vha. vertikale trekk med en planktonhåv (diameter 30 cm, maskevidde 95 µm). Håven ble senket fra overflaten til ønsket dyp, og deretter trukket opp igjen. Håven fanget begge veier. Prøvene ble vasket over i flasker og fiksert umiddelbart i 4% formalin.

2.2. Analyser og beregninger

Vannprøvene ble analysert på NIVA's laboratorium i Oslo, med enkelte unntak (se nedenfor). En oversikt over analyseparametre er gitt nedenfor.

PARAMETER	FORKORTEELSE	FORKLARING	ENHET
pH	pH	Surhetsgrad	-
Konduktivitet	KOND	Elektrisk ledningsevne; mål for totalt ioneinnhold	mS/m
Farge	FARGE	Løst organisk stoff	mg Pt/l ¹
Turbiditet	TURB	Partikkel-innhold	FTU ²
Total-nitrogen	Tot-N	Totalt nitrogen-innhold	µg/l
Total-fosfor	Tot-P	Totalt fosfor-innhold	µg/l
Totalt organisk karbon	TOC	Partikulært og løst organisk karbon	mg/l

¹ Farge måles i forhold til en standardløsning av platina (Pt), og enheten er derfor mg Pt/l

² Formazin Turbidity Units

Klorofyll a ble analysert ved Chemlab Services A/S, Bergen, etter NS (Norsk Standard) 4767 for klorofyll (spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt). Termotabile koliforme bakterier ble analysert samme sted, etter NS 4751. I januar 1994 ble det utenom det ordinære programmet tatt prøver for analyse av næringssalter (nitrogen og fosfor) i utløpet av hvert vassdrag, og pga. lang analysetid ved NIVA ble også disse prøvene analysert av Chemlab Services A/S.

Oksygen-målinger etter Winkler-metoden ble utført etter standard prosedyre ved NIVA's Vestlandsavdeling.

Planteplankton ble analysert ved NIVA's Vestlandsavdeling med såkalt "forenklet algetelling", der de dominerende artene er talt opp. Tallene for de forskjellige artene kan konverteres til volum, om det senere skulle være behov for det. Som mål for biomasse er klorofyll a brukt i vurderingene.

Dyreplankton ble også bearbeidet ved NIVA's Vestlandsavdeling. Her ble alle forekommende arter registrert, og tettheten av hver art/gruppe rangert i 6 klasser. Disse data er benyttet i en vurdering av de økologiske forhold i innsjøen, særlig mht. innsjøens reaksjon på - og evne til å tåle - nærings-saltbelastning.

For hvert vassdrag er det gjort et estimat på mengden næringssalter som transporteres til sjø. Disse beregningene baserer seg på mengdene av næringssalter som er målt, samt på data om vassdragets middelvannføring avlest fra avrenningskart (NVE 1987). Middelvannføringen ble korrigert for avvik fra normal-nedbør, og fordelt over året proporsjonalt med nedbørmengdene. Alle beregninger er gjort på månedlig basis, og deretter summert over året 1993. I to av vassdragene ble beregningene komplisert av kunstige avrenningsforhold (to utløp). Det er gjort ytterligere rede for beregningene under omtalen av hvert enkelt vassdrag.

2.3. Vurdering og klassifisering

Vurderingssystemet som benyttes er utviklet av SFT og NIVA (SFT 1992). Dette er beskrevet i tidligere rapporter innen dette programmet, og blir derfor ikke gjennomgått i detalj. I korthet går systemet ut på at målingene for viktige parametre innordnes i tilstandsklasser, der hver klasse er definert av et nivå av parameteret. Det opereres i den reviderte utgaven av systemet med 5 tilstandsklasser:

TILSTANDSKLASSE	BESKRIVELSE
I	'God'
II	'Mindre god'
III	'Nokså dårlig'
IV	'Dårlig'
V	'Meget dårlig'

Klassifisering kan gjøres for en lang rekke forurensningstyper. Aktuelle for dette programmet er:

- **Næringssalter** (Aktuelle parametre: fosfor, nitrogen, algebiomasse, siktedyp, oksygenmetning)
- **Organiske stoffer** (Aktuelle parametre: TOC, KOF_{Mn} , fargetall, siktedyp, oksygenmetning)
- **Tarmbakterier** (Aktuell parameter: termotabile koliforme bakterier)
- **Forsurende stoffer** (Aktuelle parametre: pH, alkalitet)

For nærmere omtale av tilstandsklasser vises til SFT (1992). I kapitlene om de enkelte vassdrag er de mest aktuelle parametrene presentert i figurer, der området for ulike tilstandsklasser er indikert med raster. I mange tilfeller der måleverdiene ligger lavt er de dårligste tilstandsklassene ikke tatt med på figurene, siden variasjonen i måleverdiene da ville komme dårlig fram. Alle figurene er derfor ikke direkte sammenlignbare, og noen har en mer komprimert Y-akse enn andre.

For å vurdere hvor forurenset en resipient er, må man se på avviket mellom tilstanden ved undersøkelse og en forventet naturtilstand. Forholdet mellom disse gir grunnlag for å tilegne resipienten en **forurensningsgrad**, som også kan deles inn i 5 kategorier eller klasser:

FORURENSNINGSGRAD	BESKRIVELSE
1	Lite forurenset
2	Moderat forurenset
3	Markert forurenset
4	Sterkt forurenset
5	Meget sterkt forurenset

Det kan ofte være vanskelig å vurdere hva naturtilstanden har vært, da det sjelden finnes pålitelige målinger fra før forurensningen startet. Det er derfor påkrevet at klassiferingen gjøres med omhu, og gjerne basert på flere aktuelle parametre samtidig. I dette programmet er den viktigste enkeltparameteren total-fosfor, og det er tidligere utarbeidet anslag for forventet naturtilstand i de ulike vassdragsavsnitt som skal overvåkes (Johnsen *et al.* 1992). I undersøkelsene fra 1993 er det også lagt vekt på biologiske undersøkelser i elveresipienter.

Et hovedmoment i vurderingene er om belastningen av næringssalter (fosfor) til innsjøene er for store. I programmet er det tidligere benyttet Vollenweider's modell (Vollenweider 1976) for forholdet mellom hydrologisk belastning og tilført fosfor (Johnsen *et al.* 1992). Denne modellen er senere kalibrert for norske forhold av Rognerud *et al.* (1979), slik at den gir bedre presisjon med vanlige norske vannkvaliteter. Imidlertid egner denne modellen (og Vollenweiders modell) seg dårlig i grunne innsjøer. Dette omfatter de fleste av innsjøene som inngår i overvåkingsprogrammet for Bergen kommune. For denne typen innsjøer er det benyttet en annen belastningsmodell spesielt utviklet for grunne innsjøer, kalt 'FOSRES', som er utviklet av Berge *et al.* (1987).

I de følgende kapitler avsluttes behandlingen av de enkelte innsjøer med et avsnitt om næringssaltbelastning av innsjøen. Her gis en vurdering av forurensningsgrad med hensyn til næringssalter og dessuten av organisk belastning. Ved beregninger utført med FOSRES-modellen henvises det bare til FOSRES, og i ett tilfelle der den eldre modellen er brukt er denne kalt 'RBJ-modellen' (Rognerud, Berge & Johannesen 1979).

Organisk belastning er i de fleste innsjøer vesentlig en sekundær effekt av stor egenproduksjon ved høy belastning av næringssalter. Det er derfor som oftest lite ny informasjon i å beregne forurensningsgrad mhp. organisk belastning. Dette er likevel gjort for alle innsjøer, men vektlegges ikke spesielt som en egen type forurensning. I enkelt-tilfeller kan imidlertid dette være viktig, fordi innsjøen tilføres organisk materiale på annen måte. Dette gjelder oftes humustilførsler.

Presentasjonen av resultatene er ordnet etter vassdrag, og tabeller med primærdata er samlet bakerst i hvert kapittel. Resultatene blir gjennomgått stasjonsvis i hvert kapittel, og det er derfor ikke noe eget resultat-kapittel.

2.4. Gjennomføring

Det oppsatte programmet omfattet 6 prøvetakinger i innsjøene fra mai til oktober. Dessverre havarete båten vår i mai, og vi klarte ikke å få tatt noen prøveserie før juni. Vurdering av innsjøresipientene må derfor baseres på 5 målepunkt istedet for 6. Dette er uheldig, fordi produksjonssesongen starter relativt tidlig i lavlandet i vår del av landet, og både primærproduksjon og biomasse kan være høye i mai. Det er imidlertid lite trolig at vurderingene ville ha blitt vesentlig annerledes, og det kan ikke pekes ut noen enkelt innsjø der mai-målinger med særlig sannsynlighet kan tenkes å ha ført til endringer i tilstandsklasse.

Av hensyn til beregningene av massetransport i vassdragene, ble prøvetakingen i utløpselvene fortsatt utover den oppsatte periode, med målinger i november 93 og januar 94. Det vil også bli tatt prøver senere på vinteren. Slike beregninger er ikke gjort for Hauglandsdalsvassdraget, som bare er en del av Osvassdraget og fortsetter inn i Os kommune.

Under feltarbeidet i Samdalen i september fortalte linjearbeidere om observasjoner av død fisk i et lite vann øverst i Brekkedalen tidligere på sommeren. Det var nærliggende å anta at dette kunne skyldes forsuring, spesielt med bakgrunn i en kraftig såkalt sjøsaltepisode vinteren 1993 (Hindar *et al.* 1993). Etter samråd med oppdragsgiver foretok vi derfor en befaring av dette området. Her inngikk prøver for vannkjemiske analyser og elektrofiske etter ungfisk. Resultatene er omtalt i kapittel 6 om Hauglandsdalsvassdraget.

2.5. Nedbørforhold i 1993

Som bakgrunn for omtalen av de enkelte vassdrag, og spesielt for beregningene av massetransport, gis her en oversikt over månedlig nedbør på to stasjoner i området. Nedbørstasjonen på Florida (Bergen) er benyttet for Gravidals- og Fyllingsdalsvassdragene, mens stasjonen på Stend er brukt for Kalandals- og Hauglandsdalsvassdragene.

Årsnedbør på Florida var 1849 mm, som er 82 % av normalen. Månedlig nedbør er vist i Fig. 2.1, sammen med normalnedbøren. Tilsvarende data for Stend er vist i Fig. 2.2. Her var totalnedbøren 1555 mm, som utgjør 76 % av normalen.

Som figurene viser, var sommeren fram til juli ganske tørr. Enda mer avvek høstmånedene september - november. I disse periodene hadde vi svært lav vannføring i bekker og elver.

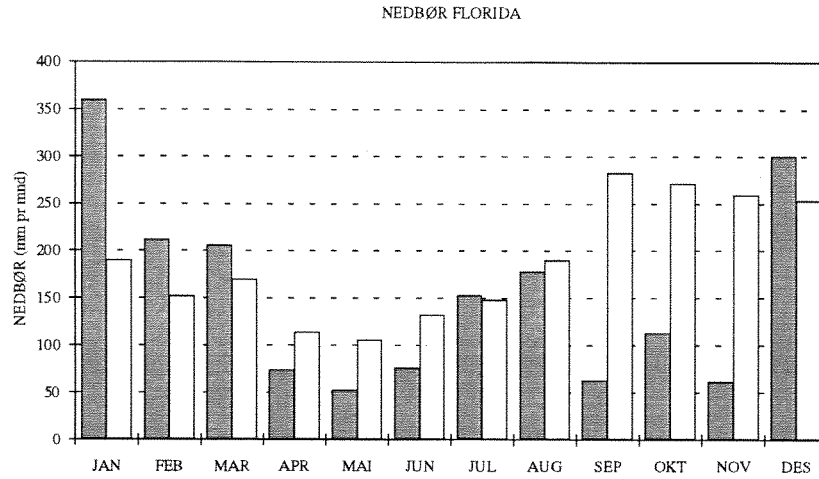


Fig 2.1. Månedlige nedbørmengder i 1993 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Florida, Bergen. Data fra Meteorologisk Institutt.

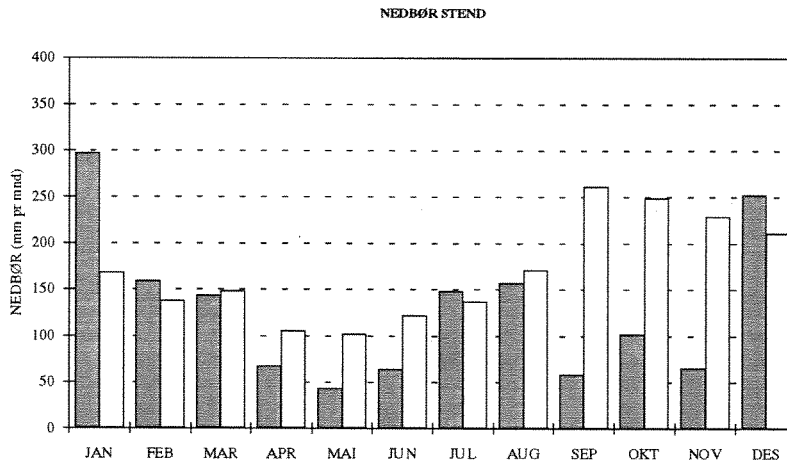


Fig. 2.2. Månedlige nedbørmengder i 1993 (skraverte søyler) og normal nedbør (åpne søyler) på Stend. Data fra Meteorologisk Institutt.

2.6. Stasjonsoversikt

Et kart over stasjonsplassering er vist i kapitlene for hvert vassdrag. Koordinater for kartfesting av de enkelte stasjoner er satt opp i Tabell 2.1 nedenfor.

Tabell 2.1. Kartfesting av innsjøer og elvestasjoner. Kartbladnummer viser til Statens kartverk serie 1:50 000. UTM-koordinater er gitt i normalt format og i fullt tallformat, for evt. senere kartfesting med GIS-verktøy (kolonne merket UTM*).

STASJON		UTM	UTM*	KARTBLAD
Gravdalsvassdraget				
G1	Lyngbø kulvert	32VKM 943 997	2943 66997	1115 I
G2	Gravdalsvatn	32VKM 942 999	2942 66999	1115 I
	Gravdalsvatn utløp	32VKN 942 006	2492 67006	1115 I
G3	Gravdalselv	32VKN 941 007	2941 67007	1115 I
Fyllingsdalsvassdraget				
F1	Ortun bekk	32VKM 953 958	2953 66958	1115 I
F2	Ortuvatn	32VKM 953 956	2953 66956	1115 I
	Ortuvatn utløp	32VKM 950 959	2950 66959	1115 I
F3	Sælen elv (vannkjemi)	32VKM 948 953	2948 66953	1115 I
	Sælen elv (bunndyr & begroing)	32VKM 947 955	2947 66955	1115 I
F4	Sælenvatn	32VKM 946 943	2946 66943	1115 I
	Sælenvatn utløp	32VKM 945 937	2944 66937	1115 I
Kalandsvassdraget				
K1	Kalandsvatn	32VLM 006 883	3006 66883	1115 I
	Kalandsvatn utløp	32VKM 994 873	2994 66873	1115 I
K2	Stendavatn	32VKM 977 873	2977 66873	1115 I
	Stendavatn utløp	32VKM 973 872	2973 66872	1115 I
K3	Stendaelv	32VKM 972 870	2977 66870	1115 I
K4	Fanaelv	32VKM 975 860	2975 66860	1115 I
Hauglandsdalsvassdraget				
H1	Frotveitvatn	32VLM 060 923	3060 66923	1215 IV
	Frotveitvatn utløp	32VLM 062 922	3062 66922	1215 IV
H2A	Samdalselv	32VLM 088 938	3088 66938	1215 IV
H2B	Samdalselv	32VLM 075 918	3075 66918	1215 IV
H3	Hauglandsvatn	32VLM 042 875	3042 66875	1215 IV
	Hauglandsvatn utløp	32VLM 031 859	3031 66859	1115 I

3. GRAVDALSVASSDRAGET

TILSTAND:

Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. G1	I	IV	II	IV
St. G2	I	II	IV	II
St. G3	I	III	II	V

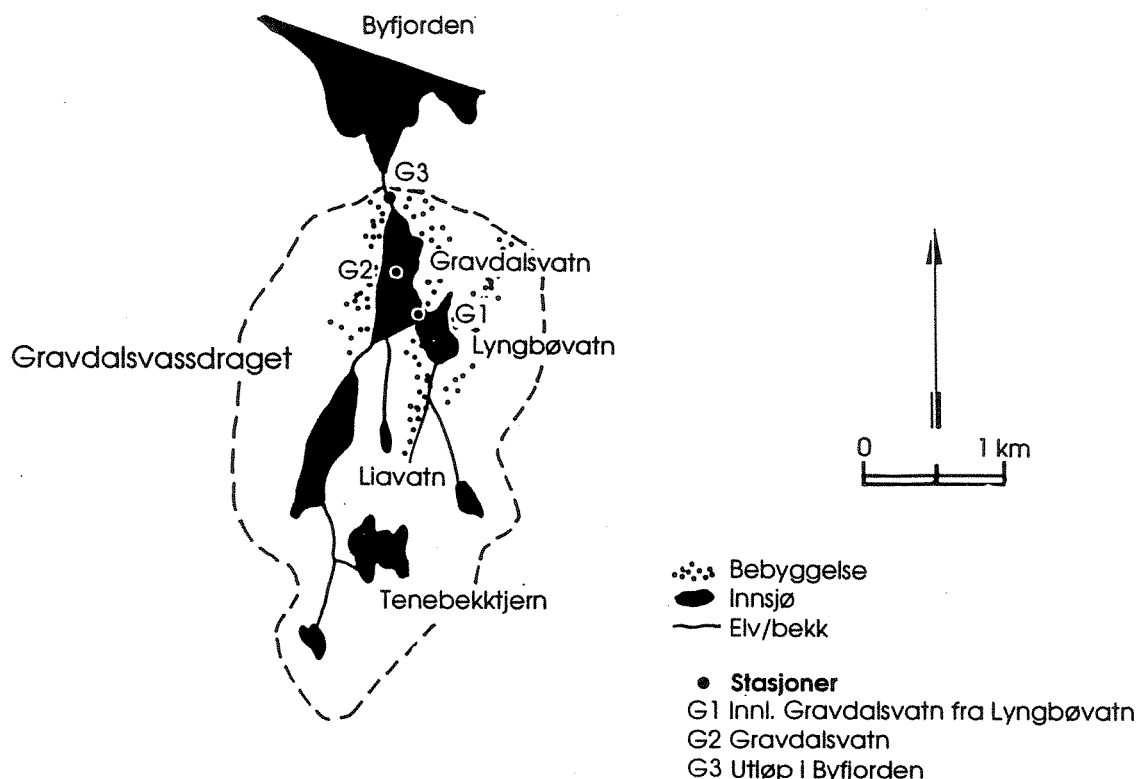
FORURENSNINGSGRAD:

Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. G2	1	2	3	2

3.1. Beskrivelse

Dette er et lite vassdrag, med et nedbørfelt på ca 5,7 km². Høyeste punkt i nedslagsfeltet ligger 396 moh, og ca. halvparten av feltet er høyere enn 100 m. De høyereliggende områdene er for en stor del relativt uberørt utmark. Liavatn (32 moh.) og Tenebekktjønn (98 moh.) har lenge vært drikkevanns-magasiner, men har etter byggingen av ny veitrasé langs Liavatnet vært koblet ut og tjent som reserveforsyning. De bebyggede områder i nedslagsfeltet er først og fremst rundt Lyngbøtjernet og Gravidalsvatnet (begge 12 moh.). Disse var tidligere ett vann, som ble delt av den nye veitraséen, og er nå forbundet via en kulvert. Både Gravidalsvatn og særlig Lyngbøvatnet har vært kloakkbelastet (Johnsen *et al.*1992). Norsk Blikkvalseverk, nå eid av NB Steel A/S, har fra 1960-årene brukt Gravidalsvatnet som vannkilde for kjøle- og prosessvann. Normalt tar denne bedriften inn ca. 4,7 mill m³ pr år. Av dette volumet går ca 3,5 mill m³ til kjøling, og slippes ut igjen i Gravidalsvatnet, mens resten (ca 1,2 mill m³) går inn i prosessen etter rensing. Gravidalsvatnet er demmet opp ca én meter. I forbindelse med veianleggene ved Gravidals/Lyngbøvatnet og senere ved Liavatn har Blikkvalseverket hatt problemer med partikler i kjøle- og prosessvannet (Bakke 1990), og har derfor i noen grad måttet bruke drikkevann i stedet. En konflikt om vannbruk og forurensing er derfor til stede her. Fra Gravidalsvatnet renner en kort elvestubb til Simonsviken.

Siden drikkevannsmagasinene ikke har vært benyttet i 1993, har all avrenning dette året drenert til Gravidalsvatnet. Ved tidligere beregninger av avrenning (Bakke 1990) har bare nedslagsfeltet utenom Liavatnet vært regnet med. Overvåkingsstasjonene er vist i Fig. 3.1. De øvre vannene som inngår i drikkevannsforsyningen er ikke med i programmet, og den øverste stasjonen (G1) lå derfor i kulverten mellom Lyngbø- og Gravidalsvatnet. Strømmen her er ganske svak, da nivået i de to bassengene er det samme. Det var derfor bare aktuelt med vannkjemiske analyser her, da



Figur 3.1. Oversiktskart over Gravidalsvassdraget med prøvestasjoner.

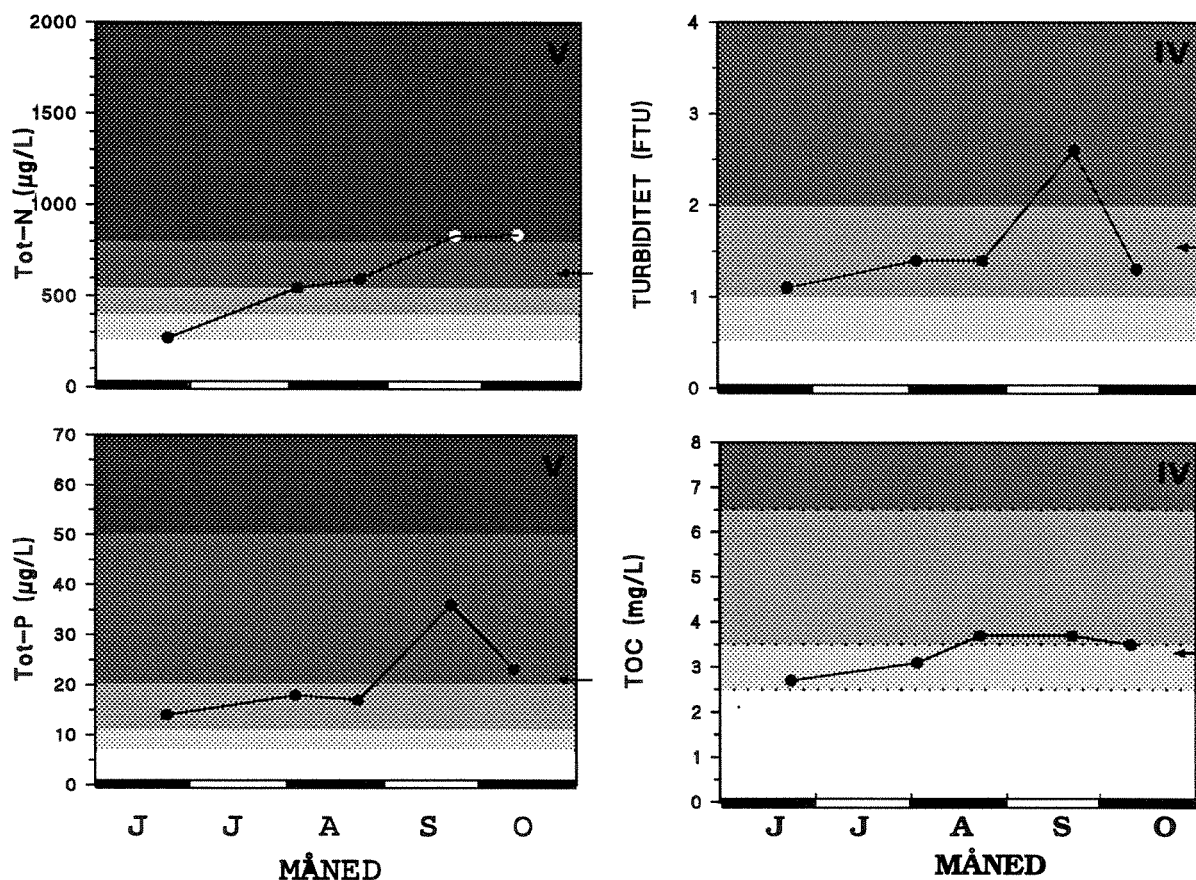
begroings- og bunndyrundersøkelser er knyttet til elvestryk. I Gravdalsvatnet ble alle innsjøparametre registrert på én stasjon (G2). Stasjon G3 ligger i Gravdals-elven, litt ovenfor utløpet. Det nedre området av elven er her påvirket av tidevannet, så stasjonen ble plassert ovenfor alle synlige tegn på flomålet. Her ble vannkjemi, begroing og bunndyr undersøkt. De vannkjemiske målingene er samlet i Tabell 3.1, bakerst i kapitlet.

3.2. Utløp Lyngbøvatnet (St. G1)

Vannkvalitet

Vannet i hele nedre del av vassdraget hadde relativt høyt ioneinnhold gjennom hele sesongen. Stasjon G1 lå høyest, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 17,7 mS/m (Tabell 3.1). Verdien sank nokså jevnt fra 20,6 til 15,5 mS/m i løpet av sommeren og høsten. pH-verdiene var gode (snitt 7,24; tilstandsklasse I) uten særlig variasjon. Imidlertid lå innholdet av næringssalter høyt, og både nitrogen (snitt 650 $\mu\text{g/l}$) og fosfor (snitt 21,6 $\mu\text{g/l}$) faller i tilstandsklasse IV (Fig. 3.2).

Innholdet av organiske stoffer ligger høyere på denne stasjonen enn de nedenfor (Tabell 3.1). Måleresultatene for turbiditet (partikler) og TOC (totalt organisk karbon) er vist i Fig. 3.2.



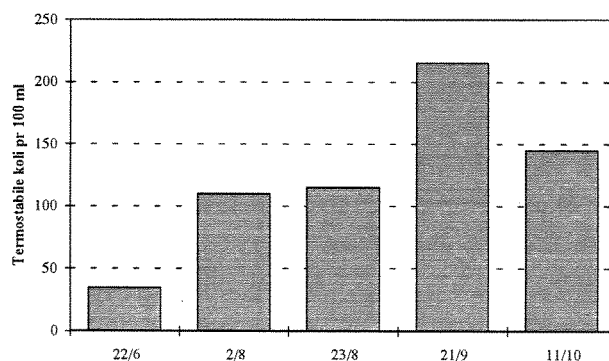
Figur 3.2. Vannkjemiske målinger fra St. G1. Til venstre næringssaltene (total-fosfor til nederst og total-nitrogen øverst), til høyre partikkelinnhold (turbiditet) øverst og organisk innhold (TOC) nederst. I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se kap. 2.

Tilstandsklassen for farge (snitt 22,46 mg Pt/l) og TOC (snitt 3,34 mg/l) var II, og for turbiditet klasse III (snitt 1,56 FTU). Det var stor variasjon i farge gjennom sesongen, med lav verdi på forsommeren og økende til september. Dette har trolig sammenheng med en nedbørfattig sommer og liten avrenning i nedslagsfeltet. Mønsteret er det samme i alle de undersøkte vassdrag.

Mengden partikler og TOC var også høyest i september, men variasjonen var her mindre enn for farge. Dette tyder på at partiklene bidro mer til TOC-innholdet enn de løste organiske forbindelsene.

Tarmbakterier

Tarmbakterier var tilstede på St. G1 ved alle prøvetakinger (Fig. 3.3). Høyest var tallet i september, med 215 kolibakterier pr. 100 ml (forurensningsgrad 4). Dette er høye verdier for utløpet av en innsjø, og viser at Lyngbøvatnet mottar betydelige mengder kloakkforurensning. Dette samsvarer også med høyt innhold av organisk stoff og næringssalter. Sannsynligvis dreier det seg om direkte kloakkutslipp fra bebyggelse i området. Ifølge Johnsen *et al.* (1992) gjelder dette 220 person-ekvivalenter.



Figur 3.3. Termostabile kolibakterier på St. G1 (antall bakterier pr 100 ml).

3.3. Gravdalsvatnet (St. G2)

Innsjøen har et areal på 0,208 km². Største dyp er 25 m, gjennomsnittsdypet 10 m og volumet 2,314 mill. m³ (Johnsen *et al.* 1992). Når hele nedslagsfeltet drenerer til innsjøen, er normalavrenningen ca 10,8 mill m³ pr år, dvs. volumet skiftes teoretisk ut omtrent 4,6 ganger årlig. Avrenningen i 1993 er estimert til 8,86 mill m³, og den teoretiske utskiftingen dermed 3,8 ganger.

Hydrografi

Gravdalsvatnet var stratifisert gjennom hele undersøkelsesperioden (Tabell 3.2, bakerst i kapitlet). I juni lå sprangsjiktet mellom 8 og 11 m, mens i oktober var dette presset ned til under 12 m dyp.

I juni var oksygenmetningen 97% under sprangsjiktet (målt med elektrode). En vertikalprofil av fysisk/kjemiske målinger 11. oktober er vist i Tabell 3.3. Vi fant da god oksygenmetning ned til 11 m dyp, mens på 14,5 m var metningen sunket til 13 % (Tabell 3. 3). Temperatursjiktningen og oksygenforholdene var ganske like målinger fra 1989 (Bakke 1990), og selv om vår måling i de dypeste lagene var mislykket, er det liten tvil om at bunnlagene under ca 15 m ble oksygenfrie i løpet av sensommeren og høsten. I dypet finner vi ellers høyere turbiditet og næringssaltkonsentrasjon, og lavere pH (pga. CO₂-produksjon) enn i overflaten (Tabell 3.3).

Tabell 3.3. Målinger fra dybdeprofil i Gravdalsvatn 11.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode.

Dyp	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farge mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
blpr 0-8	-	-	-	7,00	13,7	0,4	8,4	460	5	-
1	13,0	9,88	92	7,09	13,5	0,5	7,3	465	5	<1
7	13,0	9,61	89	7,15	13,6	0,4	7,7	450	5	<1
11	13,0	9,00	83	7,07	13,7	0,5	8,1	505	6	2
14,5	9,9	1,52	13	6,79	14,3	2,3	7,7	780	7	2

Vannkvalitet

I Gravdalsvatnet var ioneinnholdet noe lavere enn i utløpet fra Lyngbøvatnet, men lå fortsatt relativt høyt (gjennomsnittlig konduktivitet 14,14 mS/m). Dette medfører god bufringsevne, og pH lå stabilt rundt snittverdien på 7,24 med ubetydelig variasjon (tilstandsklasse I). Vannfargen (Fig. 3.4) var lavere enn foregående stasjon (snitt 7,18 mg Pt/l, tilstandsklasse I). Det samme gjelder til en viss grad for turbiditet, men denne parameteren varierte mer. Snittverdien lå på 0,64 FTU, dvs tilstandsklasse II. I tillegg til partikler tilført med tilløpene, vil også alger produsert i vannet selv bidra til økt turbiditet. Både partikler og vannfarge influerer på siktedypet, som også er vist i Fig. 3.4. Dette lå i snitt på 5,4 meter (tilstandsklasse II). I august/september var sikten dårligst, med 3,5 m. Vannfargen reflektert fra sikteskiven var gullig grønn gjennom hele sesongen, unntatt i september (brunlig gul). Det er trolig algetetthet og -sammensetning som influerer mest på denne parameteren i Gravdalsvatnet. I forbindelse med veiarbeidene i 1989 ble det målt forhøyete verdier av suspenderte partikler, mens turbiditetstallene i 1993 ikke synes unormale.

Mengden næringssalter var også lavere i Gravdalsvatn enn utløpet av Lyngbøvatn. I gjennomsnitt lå konsentrasjonen av fosfor på 7,4 µg/l (tilstandsklasse II), og nitrogen på 479 µg/l (tilstandsklasse III). Høyeste målte verdi av fosfor var 13 µg/l (Fig 3.4).

Planteplankton

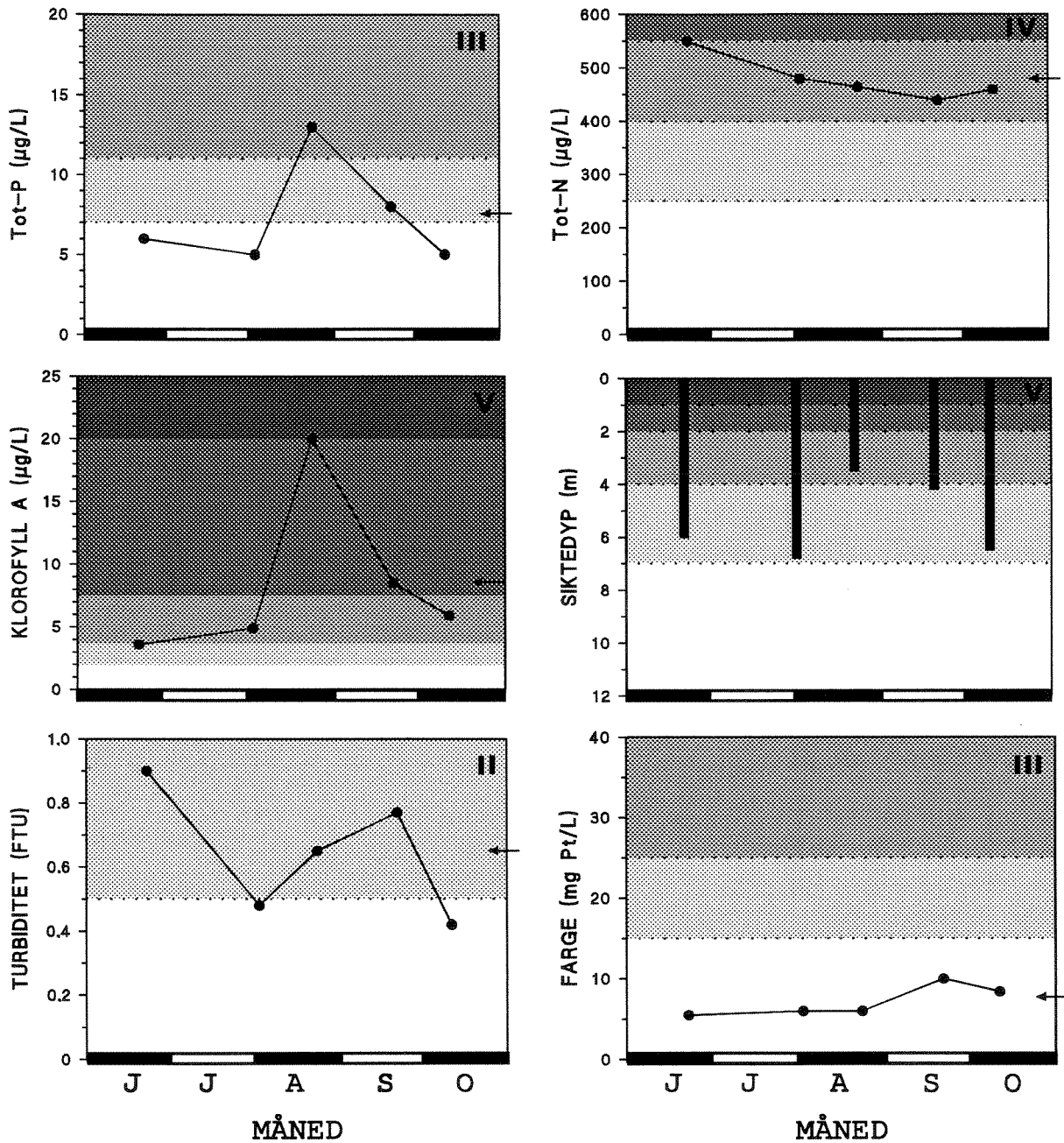
Biomassen av planteplankton lå i gjennomsnitt på 8,58 µg/l klorofyll a, og varierte fra under 4 til 20 µg/l gjennom sesongen (Fig. 3.4), med den høyeste verdien i august. Algesamfunnet (Tabell 3.1) ble dominert av små flagellater, med betydelige innslag også av kiselalger (*Tabellaria fenestrata*) og svelgflagellater (*Rhodomonas lacustris*). *T. fenestrata* opptrer hyppigst i middels næringsrike innsjøer, men er ganske vanlig ellers også. Prøvene viste ikke påfallende tegn til ubalanse, og det var heller ikke tegn til oppblomstring av blågrønne alger.

Dyreplankton

Sammensetningen av dyreplankton er satt opp i Tabell 3.4. Utvalget av arter er normalt og har mye felles med en del andre innsjøer i Bergensområdet, bortsett fra *Bosmina longirostris* som er uvanlig. En av faktorene som er viktig for planktonsamfunnets karakter er tettheten av planktonspisende fisk. Artssammensetning og kroppstørrelse av dyreplanktonet i Gravdalsvatnet tyder på at fisketettheten her er relativt beskjeden. I Gravdalsvatnet finnes gjedde og ål, kanskje også ørret. Prøvene av dyreplankton inneholdt f. eks. svevemygglarver av arten *Chaoborus flavicans*, som bare klarer seg når beitepresset fra fisk i de åpne vannmasser er relativt lavt. I mange innsjøer i Bergensområdet med mye *Chaoborus* er innslaget av *Cyclops* og *Bosmina* svært lite, mens disse slektene ellers ofte dominerer dyreplanktonet. Storvokste algespisere som *Daphnia longispina* bidrar til at vannets selvrensningsevne er god. Det synes å være en rimelig god balanse mellom plante- og dyreplankton,

men mengden dyr i prøvene var nokså lav i august og september. Det er imidlertid mulig dette skyldes relativ høy tetthet av store algearter, som har redusert planktonhåvens effektivitet.

Huitfeldt-Kaas (1906) fant et noe annet samfunn av dyreplankton i Gravidalsvatnet i juli 1897. Den

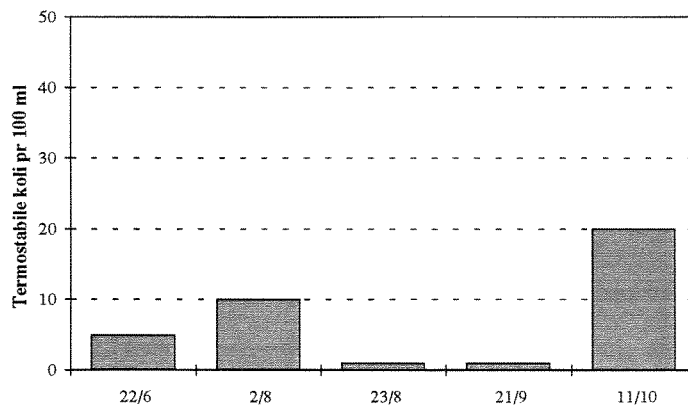


Figur 3.3. Måleresultater fra Gravidalsvatn (St. G2). Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre, total-nitrogen til høyre). I midten biomasse av alger (klorofyll a, til venstre), og siktedyp (til høyre). Nederst farge (løst organisk materiale, til høyre) og partikkelinnhold (turbiditet, til venstre). Alle målinger er gjort i blandprøver fra sjiktet 0-8 m dyp. I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se kap. 2.

gang dominerte en vannloppe som ikke ble funnet i 1993, nemlig *Diaphanosoma brachyurum*. I tillegg fantes gelékrepser (*Holopedium gibberum*) og hoppekrepser *Cyclops scutifer*. Endringene har trolig sammenheng både med eutrofiering av innsjøen og økende dominans av gjedde, selv om denne var til stede også i 1897.

Tarmbakterier

Mengden tarmbakterier i Gravdalsvatnet lå lavt gjennom hele perioden (Fig 3.5). Høyeste verdi ble målt i oktober med 20 kolibakterier pr 100 ml (forurensningsgrad 2). Hygienisk sett kunne innsjøen klassifiseres som godt egnet til friluftsbad i 1993, men det er mulig at tilstanden ville vært dårligere mhp. tarmbakterier ved lavere vannføring.



Figur 3.5. Termostabile kolibakterier på St. G2 (antall bakterier pr 100 ml).

3.4 Næringssaltbelastning til Gravdalsvatnet

For total-fosfor er naturtilstanden i Gravdalsvatnet tidligere anslått til 6 µg/l (Johnsen *et al.* 1992). Naturtilstand for total-nitrogen anslås her til 200 µg/l, og algebiomasse til 4 µg klorofyll a pr liter. Dette gir forurensningsgrad 1 for fosfor, grad 3 for nitrogen og grad 2 for klorofyll a.

Snittverdien for algebiomasse var i 1993 forholdsvis høyere enn fosformengden empirisk skulle tilsi, og det er derfor sannsynlig at gjennomsnittlig fosforinnhold er underestimert. Totalvurderingen for virkninger av næringssalter blir derfor forurensningsgrad 2.

Basert på fosforkonsentrasjon og avrenning kan årlig tilførsel til Gravdalsvatnet beregnes til 121 kg i 1993 (FOSRES). En slik beregning kan også baseres på algebiomasse, og gir da 260 kg P. Trolig ligger den siste verdien nærmere virkeligheten. Under de hydrologiske betingelser vi hadde i 1993, er den øvre grense for akseptabel tilførsel til innsjøen ca 152 kg pr år. Denne grensen er overskredet, og avlastningsbehovet for fosfor er ca 100 kg pr år. Her er beregningene basert på biomasse lagt til grunn.

I et år med normal nedbør blir grensen for akseptabel belastning høyere, nemlig 180 kg P. Dersom avrenningen fra Liavatnets nedslagsfelt reduseres, blir grensen naturlig nok lavere. Med en tilførsel på f. eks. 5 mill. m³ vann tåler ikke Gravdalsvatnet mer enn 94 kg P på årsbasis. Dette tilsvarer

omtrent at avrenningen fra Liavatnet og Tennebekktjørn igjen tas inn i drikkevannsforsyningen.

Det skal ifølge Johnsen *et al.* (1992) tidligere år ha vært rapportert om algeoppblomstringer i Gravidalsvatnet. At dette ikke ble registrert i 1993, skyldes trolig vesentlig at vannutskiftingen er bedret, og dels at tilførslene av næringssalter er redusert fra tidligere.

Målingene i oktober viste at oksygenforbruket i dypvannet var ganske markert. Dette forbruket skyldes nedbrytning av organisk materiale. Hovedmengden av dette materialet stammer fra innsjøens egen produksjon om sommeren, men også tilført organisk belastning kan bidra her. Basert på oksygenmålingene i oktober, kan innsjøen karakteriseres som sterkt forurensset (forurensningsgrad 4), under forutsetning av at naturtilstand for oksygenmetning ligger mellom 33 og 66 %. Dersom naturtilstanden settes høyere enn 66 % metning, får vi forurensningsgrad 5 for organiske stoffer.

Den totale organiske belastning i Gravidalsvatnet er i alle fall større enn innsjøen burde ha, og denne belastningen kan medføre at næringssalter bundet i sedimentet løses opp i vannet. Vi ser en svak tendens til dette i målingene av næringssalter i dypvannet i oktober (Tabell 3.3). Det viktigste bidrag til å lette denne belastningen er å redusere tilførslene av næringssalter gjennom videre kloakksanering (se neste avsnitt). Tilførslene fra Lyngbøvatnet inneholder også organisk materiale som antagelig skriver seg fra kloakk.

Tidligere er fosforbelastningen til Gravidalsvatnet teoretisk estimert til 383 kg P pr år (Johnsen *et al.* 1992). Dette er tydeligvis et for høyt anslag. En slik tilførsel ville teoretisk ha ført til fosformengder på over 20 µg/l i gjennomsnitt. Situasjonen i innsjøen er derfor bedre enn tidligere antatt. Det er likevel klart at tilførslene av næringssalter overstiger det akseptable nivå for innsjøen. Den totale organiske belastning var i 1993 stadig så stor at den medførte oksygenvinn i dypvannet, og dette kan bidra til å forverre situasjonen (indre gjødsling).

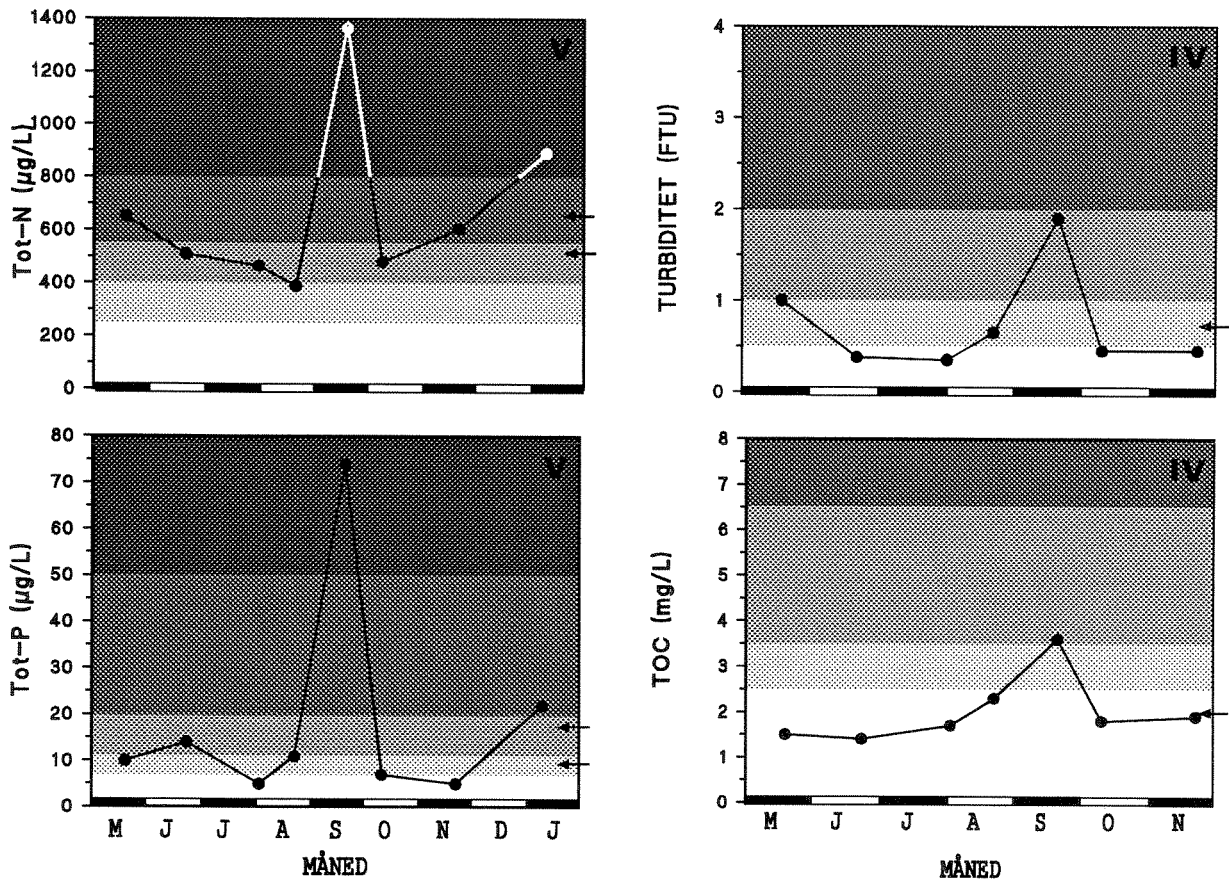
Det er derfor god grunn til å redusere nåværende belastning der det er mulig, først og fremst ved å redusere kloakktilførslene til Lyngbø- og Gravidalsvatnet. Målingene på St. G1 tyder på at en vesentlig del av tilførslene kommer via Lyngbøvatnet. Behovet for avlastning blir større dersom reservemagasinene for drikkevann tas i bruk.

3.4. Gravidalselv (St. G3)

Vannføringen i Gravidalselven var i perioder svært liten. Elvestrekningen var delvis forsøplet. Tett krattvegetasjon nederst og trærne i parken ovenfor skygger området.

Vannets ioneinnhold var omtrent som i Gravidalsvatnet, og det samme gjelder pH (tilstandsklasse I). Fig. 3.6 viser innhold av næringssalter og organisk stoff. Innholdet av både fosfor og nitrogen lå høyere enn i Gravidalsvatnet, med gjennomsnittsverdier på 18,0 µg P og 638 µg N pr liter. Tilstandsklassene blir III for fosfor og IV for nitrogen. I september målte vi ekstremt høye verdier av begge næringssalter. Det er noe usikkert hvordan disse målingene skal tolkes, men det er mest nærliggende å tro at vi har hatt en kortvarig kloakktilførsel til elven på dette tidspunktet. Dette kan i f. eks. skyldes en forstoppelse i kloaknettet, med påfølgende overløp til elven. Det ble samtidig observert et høyt antall koli-bakterier (se nedenfor), og både turbiditet, TOC og ledningsevne var høyere enn ellers på dette tidspunktet. Hvis disse ekstremverdiene utelates, blir middelverdiene 9,0 µg/l for total-fosfor og 517µg/l for total-nitrogen (Tabell 3.1).

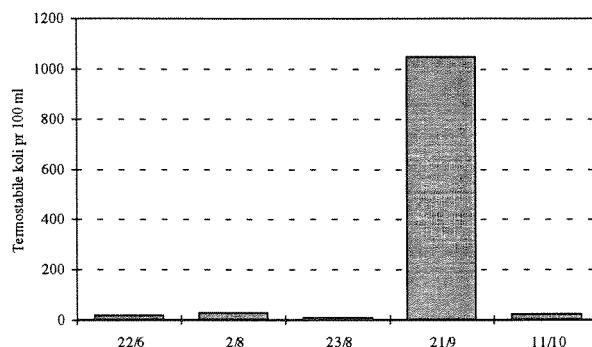
Innholdet av totalt organisk stoff varierte fra 1,4 til 3,6 mg karbon pr liter. Dette er betraktelig lavere enn på St. G1, og snittverdien på 2,03 mg/l gir tilstandsklasse I. Også turbiditeten (partikkelinnhold) var bedre her, og omtrent som i Gravdalsvatnet (snitt 0,74 FTU, tilstandsklasse II). For løst organisk materiale (farge) gjaldt det samme forholdet (snitt 10,1 mg Pt/l, tilstandsklasse I). Her er de høyeste måleverdiene fra september med i gjennomsnittet (Tabell 3.1). Klassifiseringen endres ikke ved å ekskludere dem.



Figur 3.6. Måleresultater fra St. G3. Til venstre næringssaltene total-fosfor (nederst) og total-nitrogen (øverst), til høyre partikkelinnhold (turbiditet) øverst og organisk innhold (TOC) nederst. En pil i høyre ramme angir middelverdien for hver parameter. For næringssaltene er det to piler, den nederste viser middelverdi uten ekstremverdiene i september. I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se Kap. 2.

Tarmbakterier

St. G3 var relativt lite forurenset med tarmbakterier gjennom perioden, bortsett fra 21. september da innholdet var 1050 pr 100 ml (Fig. 3.7). Årsaken til denne pulsen er vanskelig å fastslå. Tidspunktet faller sammen med en regnværperiode, men det gjorde også målingen før som viste bare 10 bakterier pr. 100 ml. Etter klassifiseringskjemaet må derfor St. G3 settes i tilstandsklasse V ("Meget dårlig"), men dette er altså ikke typisk for hele sesongen. Også de vannkjemiske data



Figur 3.7. Termostabile kolibakterier på St. G3 (antall bakterier pr 100 ml).

Begroing

Rapportskjema for begroingsundersøkelsene er gitt i Tabell 3.1 bakerst i dette kapitlet, og en sammenligning av resultatene med andre stasjoner for begroing i Fig. 7.1 (Kap. 7). Begroingsobservasjonene på denne lokaliteten er noe vanskelige å tolke. Lokaliteten har dårlig tilgang på lys. Dette preger trolig begroingsamfunnet og gjør at det virker noe uvant. Begroingen hadde dessuten et markert innhold av ødelagte kiselskall. Det kan tyde på at lokaliteten har vært utsatt for en uvanlig påvirkning av noe slag. Bedømt ut fra den delen av begroingsamfunnet som var intakt, så vassdraget på denne lokaliteten ut til å være betydelig belastet med plantenæringssalter og i noe mindre grad med lett nedbrytbart organisk stoff. Lokaliteten vurderes til tilstandsklasse III.

Bunndyr

Resultatene fra bunndyrundersøkelsen er satt opp i Tabell 8.1 og 8.2 (Kap. 8). Her er også materialet sammenlignet med data fra de øvrige stasjoner. Bunnssubstratet bestod av stein og grus med gode strøm- og prøvetakingsforhold. Bunndyrtettheten var noe høyere enn på stasjonene i Fyllingsdalsvassdraget, men variasjonen i bunffaunaen var mindre og ble dominert av fjærmygglarver som utgjorde nær 60 % av bunndyrene i materialet. Et annet interessant innslag i bunffaunaen på denne stasjonen var krepsdyret *Gammarus duebeni* (marflo), som viser stasjonens nærhet til sjøen. Ellers ble det funnet en rik populasjon av steinfluen *Nemoura cinerea*. Døgnfluer var ikke representert i materialet, og av vårfluer fantes bare én art (*Tinodes waeneri*).

Sammensetningen av bunffaunaen indikerer en vannkvalitet påvirket av organisk materiale. BMWP-indeksen (Figur 8.3, kapittel 8) gir også klart utslag i retning av organisk påvirkning (BMWP 1978). Mangelen av mange grupper og arter som normalt skulle være tilstede tyder på at også andre påvirkningstyper (f.eks. giftutslipp eller muligens springflo) kan ha hatt betydning for vannkvaliteten og bunndyrsamfunnet nederst i Gravdalsvassdraget.

3.5. Massetransport til Byfjorden

Beregning av massetransport til Byfjorden fra Gravdalsvassdraget blir komplisert av at Blikkvalseverket slipper noe vann direkte fra Gravdalsvatnet. Dette kommer i tillegg til avrenningen via utløpselven, men holder ikke de samme konsentrasjoner av næringssalter som denne. Beregningene som følger baserer seg på informasjon om vannforbruk fra Blikkvalseverket. Totalt er netto vannforbruk i et normalår 1,20 mill. m³, og dette tallet er fordelt jevnt utover året 1993 med unntak av

juli da bedriften har fellesferie. Transporten av næringssalter via Blikkvalseverket er derfor beregnet som månedlig vannmengde ganget med de konsentrasjoner som er målt i selve Gravdalsvatnet. Bedriftens vanninntak ligger på 5-6 m dyp, dvs. innenfor det sjikt som blandprøvene er tatt i.

Vi mangler målinger av næringssalter i vinterhalvåret for Gravdalsvatnet. Disse er estimert til å ligge litt høyere enn snittet for sommeren, siden algeproduksjonen er begrenset av lys og temperatur i denne tiden. I beregningene er det brukt 8 µg/l for fosfor. For nitrogen er det benyttet gjennomsnitt av 1993-målingene, dvs. 479 µg/l.

Massetransport i Gravdalselv er basert på månedlig avrenningsvolum ganget med målt konsentrasjon av næringssalter. Månedlig avrenningsvolum er estimert ut fra kart over normalavrenning, som er i dette vassdraget er estimert til 60 l/s/km². Totalt for ett normalår tilsvarer dette 10,71 mill m³. Dette tallet er justert til 8,86 mill m³ for 1993 (nedbør 82,2 % av normalen), og fordelt på årets måneder proporsjonalt med nedbørmengdene. Volumet som er tatt ut til Blikkvalseverket hver måned er trukket fra. Konsentrasjonen av næringssalter i vintermånedene er satt lik middelverdien av de to målinger som foreligger fra denne årstiden (november 92 og januar 93), dvs 14,5 µg/l P og 770 µg/l N. Resultatene av beregningene er satt opp nedenfor (tallene er rundet til nærmeste kg):

Utløp	Fosfor (kg)	Nitrogen (kg)
Gravdalselv	95	5054
Blikkvalseverket	10	575
SUM	105	5628

Avløpet via Blikkvalseverket står for ca 9 % av fosfor- og 10 % av nitrogenmengdene, mens ca 13 % av vannmengden renner denne veien. Transport av næringssalter til sjø var ujevnt fordelt over året, med størst avrenning i januar og desember, og lavest i sommermånedene.

Tabell 3.1. Vannkjemiske målinger i Gravidalsvassdraget (St. G1 - G3) i 1993.

STASJON	DATO	pH	Kond	TURB	FARG	TOC	Tot-N	Tot-P	Klf-A	Siktedyp
G1 Utløp Lyngbø	22.Jun	7,48	20,60	1,10	9,2	2,70	270	14		
	02.Aug	7,14	18,80	1,40	11,0	3,10	545	18		
	23.Aug	7,22	17,20	1,40	25,0	3,70	595	17		
	22.Sep	7,27	16,40	2,60	37,0	3,70	830	36		
	11.Okt	7,08	15,50	1,30	30,1	3,50	835	23		
	SNITT	7,24	17,70	1,56	22,46	3,34	615	21,6		
G2 Gravidalsvatn	22.Jun	7,28	14,59	0,90	5,5		550	6	3,6	6,0
	02.Aug	7,11	14,50	0,48	6,0		480	5	4,9	6,8
	23.Aug	7,14	14,20	0,65	6,0		465	13	20,0	3,5
	21.Sep	7,32	13,70	0,77	10,0		440	8	8,5	4,2
	11.Okt	7,00	13,70	0,42	8,4		460	5	5,9	6,5
	SNITT	7,17	14,14	0,64	7,18		479	7,40	8,58	5,40
G3 Gravidalselv	19.May	7,02	14,60	1,00	6,6	1,50	650	10		
	22.Jun	7,07	17,50	0,38	5,8	1,40	510	14		
	02.Aug	7,11	14,50	0,35	5,0	1,70	465	5		
	23.Aug	6,95	14,10	0,65	8,6	2,30	390	11		
	22.Sep	7,07	17,60	1,90	27,0	3,60	1365	74		
	11.Okt	7,19	13,80	0,45	8,8	1,80	480	7		
	23.Nov	7,03	14,70	0,45	9,2	1,90	605	7		
	11.Jan	-	-	-	-	-	890	22		
	SNITT	7,06	15,26	0,74	10,14	2,03	638	18,23		
	SNITT*	7,06	14,87	0,55	7,33	1,77	516	9,00		

* Snittverdier når ekstremverdiene målt 22. september er ekskludert

Tabell 3.2. Temperaturmålinger (°C) i Gravdalsvatnet (St. G2) 1993.

DYP	22.06.93	02.08.93	23.08.93	21.09.93	11.10.93
0	15,8	15,3	15,1	13,5	13,0
1	15,6	15,3	15,1	13,4	13,0
2	15,5	15,3	15,1	13,3	13,0
3	15,5	15,3	15,0	13,2	13,0
4	15,4	15,2	15,0	13,2	13,0
5	15,4	15,2	15,0	13,2	13,0
6	15,3	15,2	15,0	13,2	13,0
7	15,3	15,0	14,6	13,2	13,0
8	14,0	14,5	14,3	13,2	13,0
9	10,3	13,0	12,6	13,2	13,0
10	8,2	11,5	8,7	11,0	13,0
11	6,9	8,6	8,0	8,0	13,0
12	6,3	7,1	7,2	7,1	12,9
13		6,9	7,0	6,6	12,1
14		6,8		6,4	9,9
14,5					9,3
15					8,7
16					8,3
17					8,1

Tabell 3.4. Planteplankton i Gravdalsvatnet (St. G2) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 7 m dyp i innsjøen. Fåfallige arter er ikke med.

Dato	22.06.93	02.08.93	23.08.93	21.09.93	11.10.93
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.				35.600	35.500
Rhodomonas lacustris					
var. nannoplanktonica		207.700	391.300	106.700	288.400
Rhodomonas sp.					46.200
DINOPHYCEAE					
Gymnodinium sp.		69.200			
Peridinium willei			8.800		
CHRYSTOPHYCEAE					
Dinobryon acuminatum			35.600		
D. divergens	445.300		6.600		
BACILLARIOPHYCEAE					
Asterionella formosa	3.800	400	35.400		
Fragelaria crotonensis	600	6.200	17.700		
Melosira sp.		11.500			
Rhizosolenia eriensis			284.600		
Tabellaria fenestrata	12.000	261.900	3.626.600	1.359.200	1.419.100
EUGLENOPHYCEAE					
Trachelomonas volvocina		23.100		88.900	32.500
CHLOROPHYCEAE					
Ankyra judayi				62.300	29.600
Cosmarium phaseolus		11.100			
Eudorina elegans			284.600		
Monoraphidium cf. griffithii	3.200				11.500
Oocystis sp.		46.100			
Pandorina cf. morum	12.800				
Pediastrum boryanum	1.600				
Sphaerocystis schroeteri					115.400
Spondylosium planum			79.600	274.000	171.400
S. planktonicum	200	2.000			200
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm		1.569.000			1.223.000
Små flagellater <10 µm	4.554.000	10.637.000	4.874.000	11.044.000	1.961.000
ZOOFLAGELLATER					
Gyromitus cordiformis					11.500

Tabell 3.5. Dyreplankton i Gravdalsvatnet (St. G2) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 15 m dyp til overflaten.

G2 GRAVDALSVATN 1993		24.Jun	02.Aug	24.Aug	21.Sep	11.Oct
MENGDE DYREPLANKTON		+++	+	+	+	++++
Vannlopper (Cladocera)						
	Daphnia longispina	+++++	++	+++	++	+++++
	Bosmina longirostris				+	+
	* Graptoleberis testudinaria					e
	* Chydorus sp.		e	+		+
	Polyphemus pediculus	+	+	+		
	Bythotrephes longimanus			+		
Hoppekreps (Copepoda)						
	Eudiaptomus gracilis	++	++	+++	++	++++
	Calanoide naupliuslarver		+	+	+++	+
	Cyclops sp. copepodittlarver	+				
	* Megacyclops cf. viridis					e
	Eucyclops sp. copepodittlarver	e				
	Cyclopoide naupliuslarver		+			+
Hjuldyr (Rotatoria)						
	Keratella quadrata	+	+++	+	+	+
	Keratella cochlearis		++++	+	+	++
	Kellicottia longispina		+		+	+
	Asplanchna priodonta			+	+++	++++
	cf. Synchaeta sp.		++	+		
	Ploesoma cf. hudsoni				e	
	Polyarthra sp.			+		+
Tovinger (Diptera)						
	Chaoborus flavicans	+		++	+	
Vannmidd (Acari)						
	Ubestemte arter	e				e

* Disse artene er knyttet til bunn- og strandsonen, og hører ikke til det egentlige planktonsamfunnet.

Tabell 3.6. Begroingsobservasjoner på St. G3, 27.09.93

Fylke: Hordaland
 Kommune: 1201 Bergen
 Dato: 27.9.93

Elv: Gravdalsvassdraget
 Stasjon: Utløp Byfjorden, G3
 UTM: KN 941 007

Elvens bredde: 1-3 m
Lysforhold, Gode - Middels - Dårlige: Middels/Dårlige
Vannføring, Høy - Middels - Lav: Lav
Strømhastighet, Fossende - Stryk - Rask - Moderat - Langsom: Rask/Moderat

Substrat (dekkjikt i elv) prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas,
 Leire: Grus (0.2-2cm): 5 Stor stein (15-40cm): 25
 Sand: Små stein (2-15cm): 60 Blokker, svaberg: 10

Dekningsgrad (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):
 + = enkeltfunn 2 = 5-12% 4 = 25-50%
 1 = <5% 3 = 12-25% 5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men allikevel finnes i prøvene er angitt med: x = liten forekomst, xx = vanlig, xxx = stor forekomst

Viktige begroingsorganismer (Dekningsgrad/mengde angitt i parentes):

Moser:	Fontinalis antipyretica	1
	Hygrohypnum antipyretica	3
Alger:	Chamaesiphon sp. (kolonidannende)	2
	Gongrosira sp.	3
	Coccale grønnalger	2
	Kimstadier av grønnalger	2
	Lemanea status Chantransioides	xx
	Chantransia sp. (12-15µ)	1
Nedbrytere:	Trådbakterier	xx
	Aggregater med jern-/manganbakterier	xxx
	Ciliater	xx
	Flagellater	xx

Tilstandsklasse: III

Kommentar:

Begroingsobservasjonene på denne lokaliteten er noe vanskelige å tolke. Lokaliteten har dårlig tilgang på lys. Dette preger trolig begroingsamfunnet og gjør at det virker noe uvant. Begroingen hadde dessuten markert innhold av ødelagte kiselskall. Det kan tyde på at lokaliteten har vært utsatt for en uvanlig påvirkning av noe slag. Bedømt ut fra den delen av begroingsamfunnet som så ut til å være inntakt, så vassdraget på denne lokaliteten ut til å være betydelig belastet med plantenærings-salter og i noe mindre grad med lett nedbrytbart organisk stoff.

4. FYLLINGSDALSVASSDRAGET

TILSTAND:

Stasjon	Virknings- av:			
	For- suring	Nærings- salter	Organisk materiale	Tarm- bakterier
St. F1	I	V	III	V
St. F2	I	V	IV	V
St. F3	I	IV	III	IV

FORURENSNINGSGRAD:

Stasjon	Virknings- av:			
	For- suring	Nærings- salter	Organisk materiale	Tarm- bakterier
St. F2	1	4	4	5

4.1. Beskrivelse

Dette er også et relativt lite vassdrag. Den nederste innsjøen i vassdraget, Sælevatnet (0,5 moh.) var planlagt undersøkt som en del av dette programmet, men viste seg å ha mer karakter av sjø- og brakkvann enn ferskvann. Vi har derfor i samråd med oppdragsgiver utført hydrografiske målinger i denne lokaliteten, mens de fleste kjemiske og biologiske prøver ble kuttet ut av programmet. Beskrivelsen nedenfor gjelder derfor vassdraget ovenfor Sælevatnet.

Nedbørfeltet for hovedinnløpsbekken til Sælevatnet utgjør 7,31 km². Vassdragets høyeste punkt er Løvstakken (477 moh.). Omtrent 60% av nedbørfeltet ligger høyere enn 100 moh., og består av karrig snauffjell, blandingskog og utmark. Berggrunnen i området består vesentlig av gneiss og granitt, som er tungt forvitrelige og gir ionefattig avrenning. Imidlertid ligger dalbunnen på marine avsetninger og var tidligere godt jordbruksland, men gårdsdriften er sterkt redusert etter store utbygginger i 70-årene. Vassdraget drenerer idag tett bebygde arealer i Fyllingsdalen.

Hovedtilførselen til Ortuvatn kommer fra Storavatnet (146 moh.) som er drikkevannsmagasin, og renner for en stor del i kulvert gjennom de sentrale deler av Fyllingsdalen. Bekken kommer ut i kulvert ved vestre Sælemyr, like ved Ortuvatnet (32 moh.). Denne lille innsjøen er tidligere senket slik at arealet er omtrent halvert (Johnsen et al. 1992). I dag er arealet omtrent 0,052 km², max dyp 10 m og gjennomsnittsdypet 4,8 m. Dette gir et innsjøvolum på 0,25 mill. m³ (Johnsen et al. 1992). Avrenningen i feltet er estimert til 62,5 l/s/km² eller 12,2 mill. m³ pr år ved normal nedbør. For 1993 er avrenningen estimert til 10,06 mill. m³.

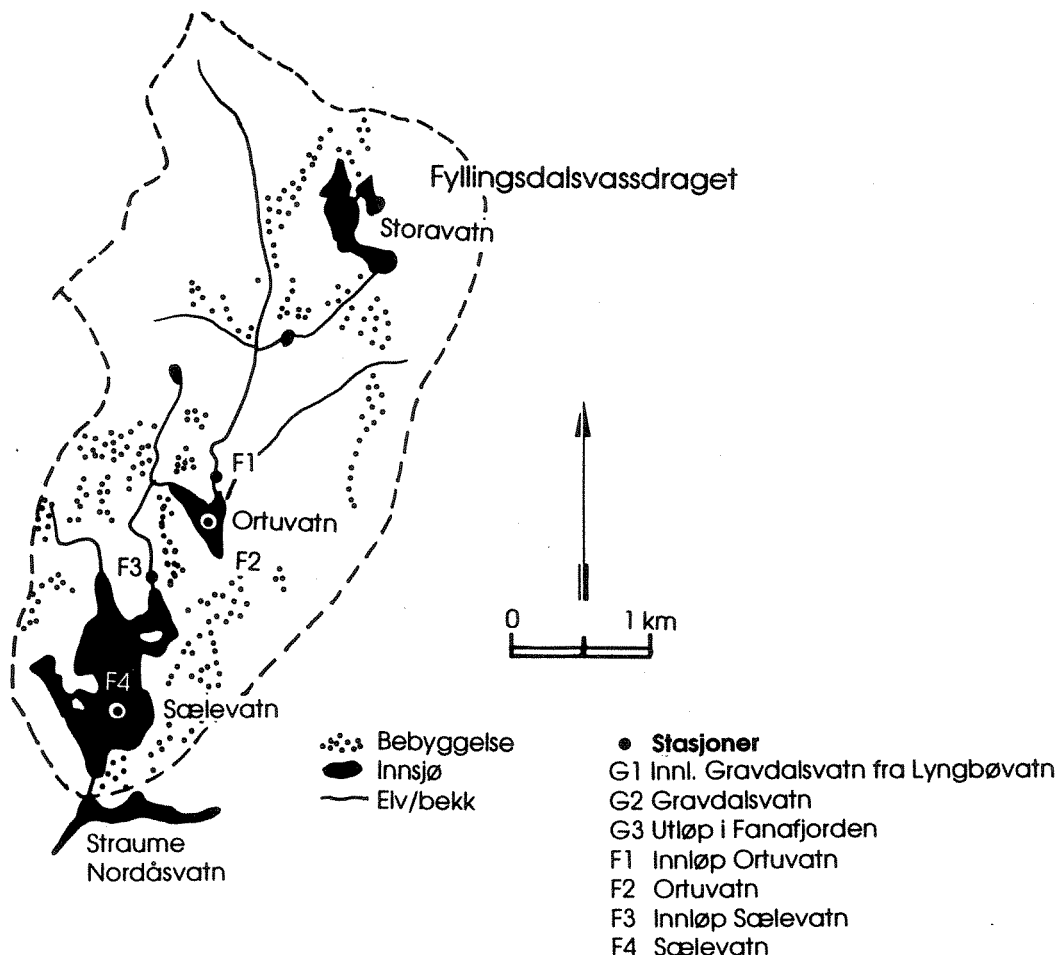
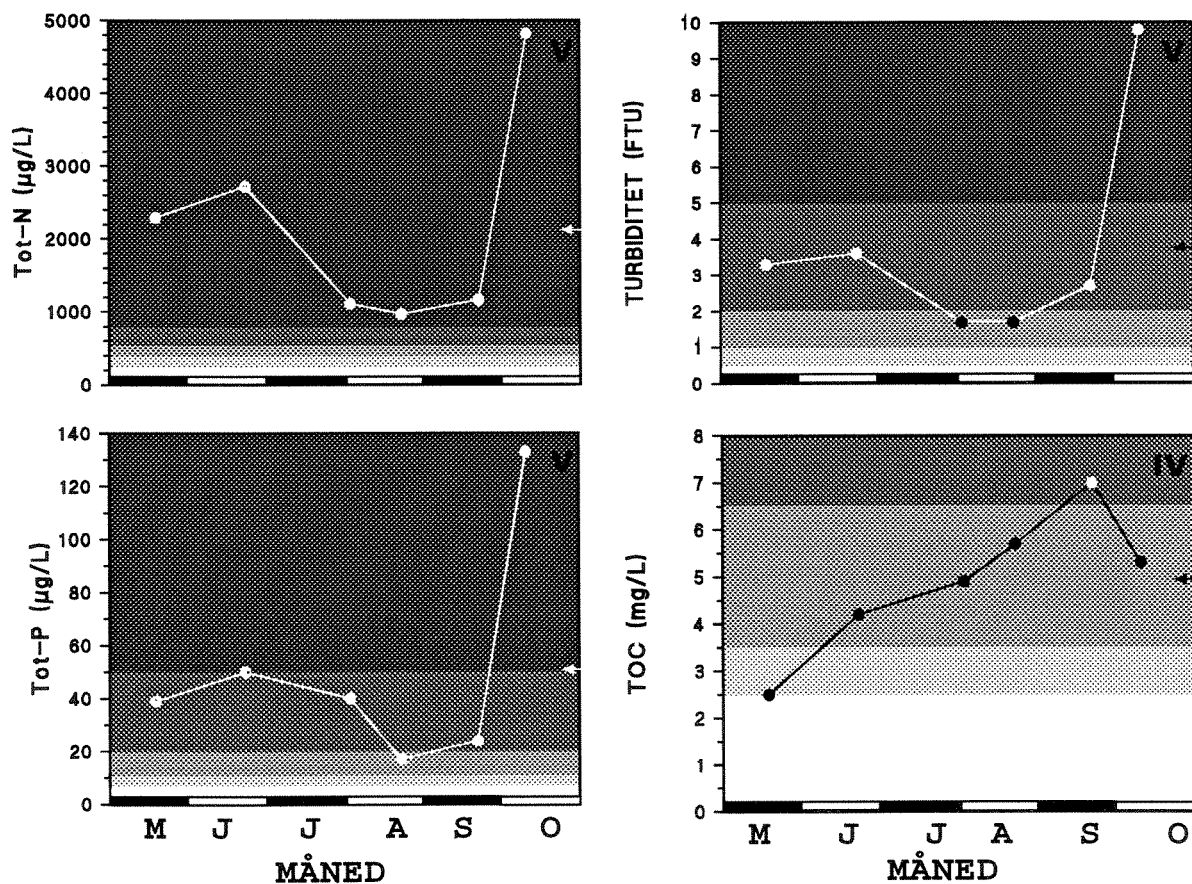


FIG 4.1. Oversiktskart over Fyllingsdalsvassdraget med prøvestasjoner

Området rundt Ortuvatnet er opparbeidet til park. Herfra renner elven videre til Sælenvatnet et stykke i kulvert under vei, og følger så et delvis steinsatt elvefar gjennom innmarken til Sælen gård. Dette er den største av gårdene som ennå er i drift. Arealet er stort sett slåttemark, men benyttes også til beite deler av året. Elven mottar også en sidebekk fra Varden-området. Et oversiktskart over nedslagsfeltet og stasjoner for prøvetaking er vist i Fig. 4.1. Bunndyr- og begroingsundersøkelser på stasjon F4 er utført et stykke lenger opp i elven enn ved utløpet, fordi substratet her var bedre for slike undersøkelser. Stasjonene er kartfestet i Tabell 2.1.

4.2. Innløpsbekk til Ortuvatnet (St. F1)

Stasjon for prøvetaking ligger like utenfor kulverten ved Vestre Sælemyr Borettslag. Her er et lite strykområde, mens bekken nedenfor er stilleflytende og går i ett med Ortuvatnet. Området her er forsøpelt og gir et lite tiltalende inntrykk. Dette inntrykket forsterkes ytterligere av at bekken er synlig forurenset (se nedenfor). Stasjonen har et substrat bestående av stein og grus, som er infiltrert av et belegg av påvekstorganismer og jernutfellinger. Vannkjemiske data fra undersøkelsen er samlet i Tabell 4.1 bakerst i kapitlet. Parametre for næringssalter og organisk stoff er også vist i Fig. 4.2.



Figur 4.2. Måleresultater fra St. F1. Til venstre næringssalter (total-nitrogen øverst og total-fosfor nederst); til høyre partikkelinnhold (turbiditet, øverst) og totalt organisk karbon (TOC, nederst). I hver figur er områdene for tilstandsklassene II-V skravert, mørkere skravering betyr høyere tilstandsklasse. For nærmere omtale av tilstandsklasser, se kap. 2.

Vannkvalitet

Bekken hadde forholdsvis høyt ioneinnhold gjennom hele perioden. Konduktiviteten varierte fra 9,4 til 19,4 mS/m, med et snitt på 13,6 mS/m. Verdien var høyest i juni, og lavest i september (Tabell 4.1). pH-verdiene var gode gjennom hele sesongen, og gjennomsnittsverdien var 6,9 (tilstandsklasse I).

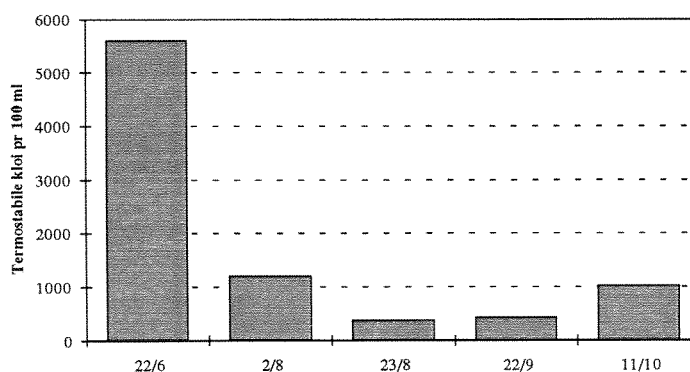
Konsentrasjonene av både fosfor og nitrogen var høye på stasjonen. Gjennomsnittlig total-fosfor var 50,5 µg/l. Dette er akkurat over grensen til tilstandsklasse V. Imidlertid var det bare én meget høy måling i oktober (133 µg/l) som faktisk var høyere enn tilstandsklasse IV (Fig. 4.2), og denne målingen ga kraftig utslag på middelerdien. Fosfor-konsentrasjonen var lavest i august og september. Kurven for total-nitrogen viste et lignende forløp med svært høy verdi i oktober, men her var alle målingene i tilstandsklasse V (Fig. 4.2). Totalt sett må denne bekken karakteriseres som meget sterkt forurenset av næringssalter.

Mengden totalt organisk materiale (TOC, Fig. 4.2) lå i gjennomsnitt på 4,9 mg/l (tilstandsklasse III). TOC-verdiene steg kraftig utover sommeren til september, og falt igjen i oktober (Fig. 3.2), trolig som følge av lav vannføring i sommermånedene. Turbiditeten (partikkelinnhold) varierte parallelt med nærings-saltene, med en markert topp i oktober. Snittverdien lå på 3,8 FTU, dvs tilstandsklasse IV. Vannfargen var også relativt høy (snitt 37,4 mg Pt/l; tilstandsklasse III), og varierte i takt med TOC (Tabell 4.1). En vesentlig del av det totale organiske materialet var derfor løst.

Tarmbakterier

Bakterietallene på st. F1 var høye (Fig. 4.3). Maksimumsverdien var 5600 pr 100 ml (juni), og snittverdien 1725. Tilstandsklassen blir V. Selv om mengden varierte over sesongen, var denne forurensningen til stede hele tiden. Bekken var altså meget sterkt forurenset av kloakkvann. Dette samsvarer også godt med parametrene for næringssalter, så kloakkforurensning er sannsynligvis den totalt dominerende forurensningskilden.

Det bør også nevnes at beboere i området fortalte om tilfeller av olje og skum rundt utløpet av bekken i Ortuvatnet. Vi observerte ikke dette under våre befaringer, men disse opplysningene kan tyde på at bekken mottar også andre forurensninger enn kloakkvann.



Figur 4.3. Termostabile kolibakterier på stasjon F1 (antall bakterier pr 100 ml).

Begroing

Rapportskjema med resultater er vist i Tabell 4.6, bakerst i kapitlet. En sammenligning med øvrige stasjoner er gjort i Kap. 7. Rester av søppel (bl.a. mye papir) preget lokaliteten og ga den et lite tiltalende utseende. Hele elveleiet var dekket av et gråbrunt belegg. Dette bestod dels av svært forurensningstolerante primærprodusenter, eks. blågrønnalgen *Phormidium nigra* og *Oscillatoria limosa* og xanthophyceen *Tribonema* sp., og dels av organismer som lever av å bryte ned organisk stoff. Ifølge begroingsamfunnet tilføres elven på dette punkt betydelige mengder næringsalter og organisk materiale, trolig et resultat av generell forurensning bl.a. med kloakkvann. Bekken vurderes på basis av begroingssamfunnet til tilstandsklasse IV.

Rett nedstrøms lokaliteten kom det inn en sidebekk (fra et betongrør). Denne var i enda sterkere grad enn selve Ortubekken preget av forurensningsbelastning. Begroingsamfunnet i sidebekken bestod i alt vesentlig av nedbytere av ulike slag, i tillegg var det noen ganske få svært forurensningstolerante alger, bl.a. grønnalgen *Stigeochlonium cf. tenuis*. (Tilstandsklasse: IV-V).

Bunndyr

Stasjon F1 ligger like nedstrøms en lengre kulvert. Substratet består av grus og sand med gode strømforhold. Forholdene skulle i utgangspunktet være gode for etablering av en variert og rik bunnfauna. Resultatene fra bunndyrundersøkelsen viser det motsatte. Stasjonen hadde den fattigste bunnfaunaen av de undersøkte vassdragsavsnittene i 1993, noe som viser at miljøforholdene på denne stasjonen er langt fra det som en ville forvente var naturtilstanden. Kun 2 dyregrupper var representert i materialet. 92% av individene tilhørte gruppen børstemark, mens resten var fjærmygglarver. Alle bunndyr-data er samlet i Tabell 7.1 og 7.2 (kapittel 7).

Sammensetningen av bunnfaunaen tyder på at det oppstrøms stasjonen tilføres noe organisk materiale og at det i perioder er svært lave oksygen-konsentrasjoner i vannet. Det siste underbygges av fysiologiske forhold ved dyrene som ble funnet, og at det i substratet ble funnet et markert innhold av utfelt jernhydroksyd. På bakgrunn av den meget fattige bunnfaunaen som ble registrert på denne stasjonen er det naturlig å stille spørsmål om det er andre utslipp oppstrøms som kan være med å forklare den atypiske vannkvaliteten. Det meget høye innholdet av tarmbakterier viser at det i perioder er betydelige utslipp av sanitært avløpsvann oppstrøms stasjonen. Sammen med dette kan det være utslipp som har gifteffekt på dyrelivet på dette vassdragsavsnittet. De kjemiske analysene (Tabell 4.1) viser i utgangspunktet en god vannkvalitet, men med et økt innhold av næringsalter og organisk materiale.

Vurdering

Innløpsbekken til Ortuvatnet må klassifiseres i tilstandsklasse V både mhp. næringsalter og tarmbakterier. For organisk belastning blir tilstandsklassen III, og for partikler klasse IV. Naturtilstanden for disse parametrene må forventes å ligge i klasse I, muligens klasse II for næringssaltene. Hovedkilden til forurensning synes å være en markert belastning av kloakkvann ett eller flere steder langs kulverten ovenfor. Like nedenfor den undersøkte stasjonen munner en liten sidetilførsel ut av et betongrør, og denne ser ut til å være minst like forurenset. Området gir et tydelig og uestetisk inntrykk av kloakkforurensning og forsøpling.

Bekken fører betydelige mengder næringsalter og organisk stoff til Ortuvatnet nedenfor, og må antas å være den viktigste forurensningskilde for innsjøen (se avsnitt 4.3). En opprydding i disse forholdene vil derfor ha stor betydning for å gjøre innsjøen ren. Området med park, innsjø og bekk

ligger i et tett bebygget område, og har potensiale til å bli en perle av et friområde. Tiltak for å redusere forurensningen av bekken bør etter vårt skjønn gis høy prioritet.

4.3. Ortuvatnet (St. F2)

Hydrografi

Innsjøen er grunn, og varmes trolig tidlig opp om våren. Temperaturmålinger fra 3 tidspunkt er vist i Tabell 4.2. Sprangsjiktet lå mellom 4 og 7 m dyp ved undersøkelsen i juni. Det ble senere trengt ned til mellom 5 og 8 m dyp. Det var en ganske tydelig overmetning av oksygen på 2 og 3 m dyp både i juni og august (Tabell 4.2). Dette henger sammen med høy primærproduksjon i overflatesjiktet.

Tabell 4.2. Temperatur og oksygenmålinger i Ortuvatnet 1993. Oksygen er målt med nedsenkbar elektrode. Verdiene er kalibrert med Winkler-målinger 11.10.93.

Dyp	Temperatur (°C)					Oksygen (% metning)		
	22.06	02.08	23.08	22.09	11.10	22.06	02.08	11.10
0	16,8	15,0	13,1	11,8	11,9	-	-	-
1	16,8	15,0	13,0	11,6	11,7	108	104	84
2	16,8	14,8	12,9	11,5	11,4	144	138	80
3	16,8	14,5	12,3	11,3	11,3	120	114	76
4	16,2	13,8	12,2	11,2	11,3	91	86	73
5	13,4	11,7	12,0	10,8	11,3	85	82	69
6	10,2	9,9	11,4	8,8	11,3	57	57	64
7	7,4	8,0	9,1	8,8	11,2	30	30	52
8	6,6	7,2	7,5	8,8	11,2	24	25	35
9	-	-	-	-	11,2	-	-	30
10	-	-	-	-	11,2	-	-	25

Tabell 4.3. Målinger fra dybdeprofil i Ortuvatnet 11.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode

Dyp	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farg mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
bl pr 0-6	-	-	-	6,67	11,1	4,1	50,5	1660	28	-
1	11,7	9,07	84	6,71	11,0	4,8	51,6	1930	29	10
5	11,3	7,58	69	6,78	11,1	3,6	50,0	1660	26	10
7	11,2	5,70	52	6,62	11,1	6,3	57,6	1870	40	14

Ved den siste innsamlingen i oktober hadde høstomrøringen akkurat startet. Temperaturen var da ganske jevn i hele vannsøylen, mens oksygenmålingene viste at prosessen såvidt hadde startet (Tabell 4.2). Ved samme anledning steg det mye bobler til overflaten over hele vannet. Gassen var luftfri, og altså ikke hydrogensulfid. Sannsynligvis var dette CO₂, produsert ved oksydasjon av metan (CH₄) som akkumuleres i dypvannet når oksygenkonsentrasjonen synker til ca 1 mg/l (Wetzel, 1983). Oksygenmengden lå på rundt 3 mg/l på 8 m dyp helt fra juni av (metningsgrad

rundt 25%, Tabell 4.2). Sannsynligvis har det dypeste vannet blitt bortimot oksygenfritt i løpet av sommeren, men målingene med elektrode var ikke pålitelige nok til å fastslå dette med sikkerhet. Winkler-målingene viste 52 % metning på 7 m dyp den 11.10, men da var altså omrøringen startet. Målinger fra vertikalprofilen i oktober er vist i Tabell 4.3.

Vannkvalitet

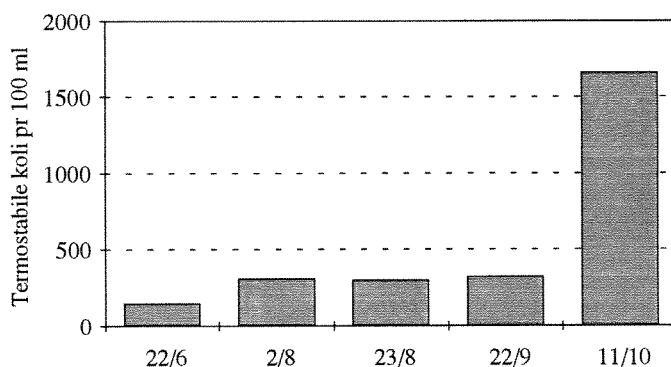
Ioneinnholdet var noe lavere i Ortuvatnet enn i innløpsbekken ved St. F1. Gjennomsnittlig konduktivitet var 9,96, og varierte fra 5,4 til 12,3 mS/m (Tabell 4.1). Også her var pH-forholdene gode, uten særlig variasjon (Tabell 4.1).

Ortuvatnet hadde de høyeste mengdene næringssalter av alle innsjøene som ble undersøkt i 1993. Særlig var innholdet av total-nitrogen høyt, med en snittverdi på 2178 µg/l (tilstandsklasse V). Gjennomsnittsverdien av total-fosfor var 50,5 µg/l (tilstandsklasse IV). Variasjonen var betydelig gjennom sesongen for begge næringssalter, med de laveste verdiene i august (Fig. 4.4). Den høyeste målte verdi av total-fosfor i overflateprøvene var 32 µg/l. Ved prøvetakingen i oktober målte vi 40 µg/l på 7 m dyp. En betydelig del av fosforet var målbart som fosfat (Tabell 4.3).

Vannfargen (løst organisk materiale) fulgte omtrent samme mønster og nivå som i innløpsbekken, med lavest verdi i juni (14,7 mg Pt/l) og økende til ca 50 mg Pt/l fra august og utover (Fig. 4.4). Snitt-verdien var 37,4 mg Pt/l, tilsvarende tilstandsklasse III. Også turbiditeten var høyest på slutten av sesongen (september og oktober), med høyeste verdi på 4,3 FTU og en snittverdi på 2,7 FTU (tilstandsklasse IV). Partikkelinnholdet var altså høyt i innsjøen, men likevel lavere enn i innløpsbekken ved St. F1. Det høye nivå av både partikler og løste organisk materiale bidro til at siktedypet var lavt (gjennomsnittlig 1,7 m, tilstandsklasse IV). Fargen på vannet vurdert i forbindelse med målinger av siktedyp var alltid gulbrun, og tyder på et høyt innhold av humusstoffer.

Tarmbakterier

Også i Ortuvatnet var tarmbakterier tilstede gjennom hele sesongen (Fig. 4.3), som man kunne vente ut fra forholdene i innløpsbekken. Antallet lå mellom 150 og 320 pr. 100 ml tom. september, mens i oktober ble det registrert 1660 pr 100 ml (tilstandsklasse V; men klasse IV eller lavere gjennom sommeren).



Figur 4.5. Termostabile kolibakterier på St. F2 (antall pr 100 ml).

I innsjøen finner vi alltid et betydelig antall vannfugl (måker, ender og gjess), så en må regne med å finne noen tarmbakterier i prøvene. Likevel er bakteriene her konstant tilstede, og tallene så høye at det er ingen tvil om at kloakkforurensning av innsjøen er betydelig.

Planteplankton

Biomassen av planteplankton var lavere enn forventet ut fra mengden næringssalter (Fig. 4. 4). Nivået var ganske konstant rundt middelverdien på 6,2 µg klorofyll a pr liter (tilstandsklasse III). Sammensetningen av algesamfunnet (Tabell 4.4) var spesiell, med et uvanlig lite innslag av kiselalger og masseforekomst av en stor, kolonidannende grønnalge (*Sphaerocystis Schroeteri*) i juni. Også *Trachelomonas volvocina*, som dominerte volummessig gjennom sesongen, har relativt store celler, og en meget kraftig cellevegg. Dette tyder på et sterkt beitepress fra dyreplanktonet på de mindre artene (se nedenfor).

Sammensetning og biomasse av planteplankton i Ortuvatnet synes likevel å skille seg ut fra hva man skulle forvente. *Trachelomonas* er sjelden såpass dominerende, og har høye krav til vannets innhold av jern. Det kan være grunn til å mistenke innsjøen for å være forurenset av andre ting en bare kloakkvann, f. eks. miljøgifter.

Dyreplankton

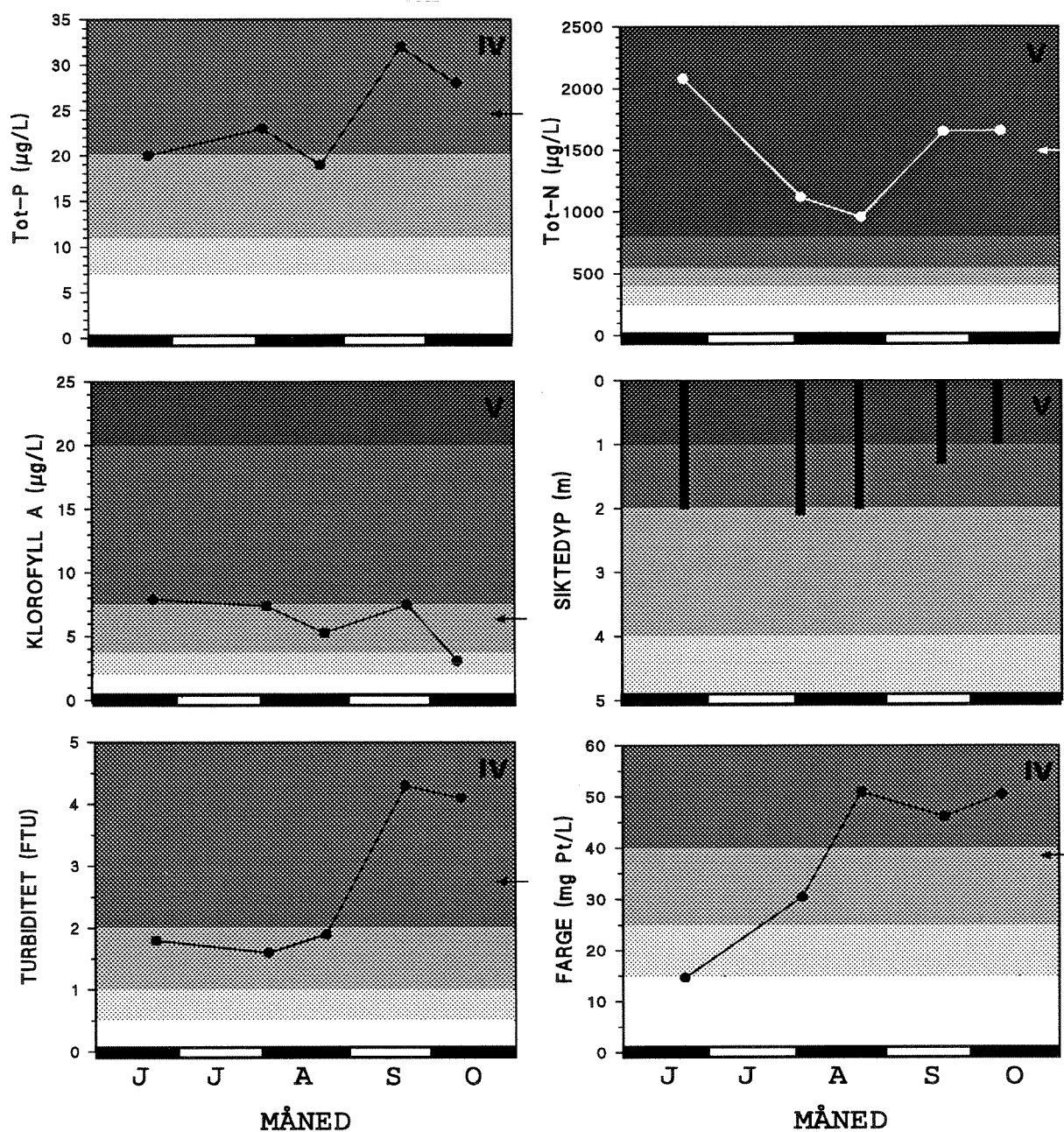
Resultatene av dyreplanktonprøvene er vist i Tabell 4.5. Samfunnet var dominert av storvokste arter og individer, spesielt av vannloppen *Daphnia longispina*. her forekom også enkelt-individer av en større art (*Daphnia pulex*). Rovformen *Polyphemus* forekom også hyppig. Enkelte andre vanlige vannloppearter forekom bare som enkelt-individer. Andelen av hoppekreps var relativt beskjeden, og ble dominert av *Cyclops*-larver. Blant hjuldyrene forekom flere vanlige arter, samt *Brachionus rubens* som er relativt uvanlig.

Dominansen av store arter og individer forteller om et svakt eller manglende beitepress fra fisk. Dette skyldes trolig at gjedda holder andre fiskeslag nede i innsjøen. Effektive (store) algespisere blant dyreplanktonet kan tildels regulere planteplanktonets sammensetning og mengde, og er sannsynligvis en medvirkende årsak til at algebiomassen ikke var høyere i innsjøen.

Næringssaltbelastning av Ortuvatn

De ulike parametrene for klassifisering av virkning av næringssalter kommer litt ulikt ut. Tilstandsklassen for nitrogen var i 1993 V; for fosfor og siktedyp klasse IV; og for algebiomasse klasse III. Naturtilstand for fosfor er tidligere anslått til 8 µg/l (Johnsen et al. 1992), og verdien for nitrogen kan settes til 200 µg/l. Størst vekt legges her på fosfor, og samlet vurdering for virkning av næringssalter blir derfor forurensningsgrad 4. Med sin nåværende fiskebestand og samfunn av dyreplankton tåler innsjøen trolig belastningen godt, og tilstanden mht. algebiomasse var i 1993 bedre enn man vil forvente ut fra mengden næringssalter.

Basert på nedslagsfeltets areal, nedbør i 1993 og målt middelkonsentrasjon av fosfor kan den årlige fosfor-tilførsel til Ortuvatnet beregnes til 312 kg P (FOSRES). Det er imidlertid uklart om den tilførte vannmengde virkelig er så stor som antatt, siden overvannsledninger i området antagelig fanger opp en del av avrenningen før den når innsjøen (Johnsen et al. 1992). Hvis avrenningsvolumet er lavere enn antatt, har også tilførselen av fosfor vært lavere. En reduksjon på 10 % i avrennings-volumet gir et estimat på 284 kg P, på 20 % 257 kg P.



Figur 4. 4. Måleresultater fra Ortuvatnet (St. F2). Øverst næringssaltene (total-fosfor til venstre, total-nitrogen til høyre). I midten algebiomasse (til venstre) og siktedyp (til høyre). Nederst partikkelinnhold (turbiditet, til venstre) og farge (løst organisk materiale, til høyre). Alle målinger unntatt siktedyp er gjort i blandprøver fra sjiktet 0-6 m dyp. En pil i høyre kant markerer middelveiden for hver parameter. I hver figur er områdene for tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se kap. 2.

Øvre grense for akseptabel P-belastning i Ortuvatnet er ca. 200 kg P pr år, hvilket innebærer et avlastningsbehov på 112 kg pr år, basert på måledtataene fra 1993. Tidligere beregning av tilførsler til innsjøen (43 kg P; Johnsen et al. 1992) forutsatte at alle kloakkvanntilførsler var eliminert, men resultatene fra 1993 viser at dette er langt fra tilfelle. Med utgangspunkt i konsentrasjoner målt i innløpsbekken ved F1, og et anslag på at 70% av innsjøens årlige vanntilførsler kommer via denne, kan fosfortilførselen estimeres til 354 kg pr år fra denne bekken alene. Dette anslaget er nokså røft, og er bare tatt med for å illustrere størrelsesordenen på denne tilførselen. Beregning-ene viser klart at overbelastningen av Ortuvatnet kan elimineres om man klarer å ordne opp med tilførselene til bekken.

Den organiske belastning av Ortuvatnet er også stor, vesentlig som følge av høy produksjon i innsjøen, og fører til stort oksygenforbruk i dypvannet. Selv om det er sannsynlig at vannet under 8 m er bortimot oksygenfritt, har vi ikke målinger som slår dette fast. En oksygenmetning på 25 % (som målt) tilsvarer tilstandsklasse IV. Dersom en setter forventet naturtilstand til 75 % metning i dypvannet, gir dette en forurensningsrad 4 for virkning av organisk stoff. Denne belastningen kan primært føres tilbake til næringssalter, og redusert fosfortilførsel vil gi redusert organisk belastning. Sanering av kloakktilførselene til innløpsbekken vil også redusere mengden tilført organisk stoff.

4.4. Sælen elv (St. F3)

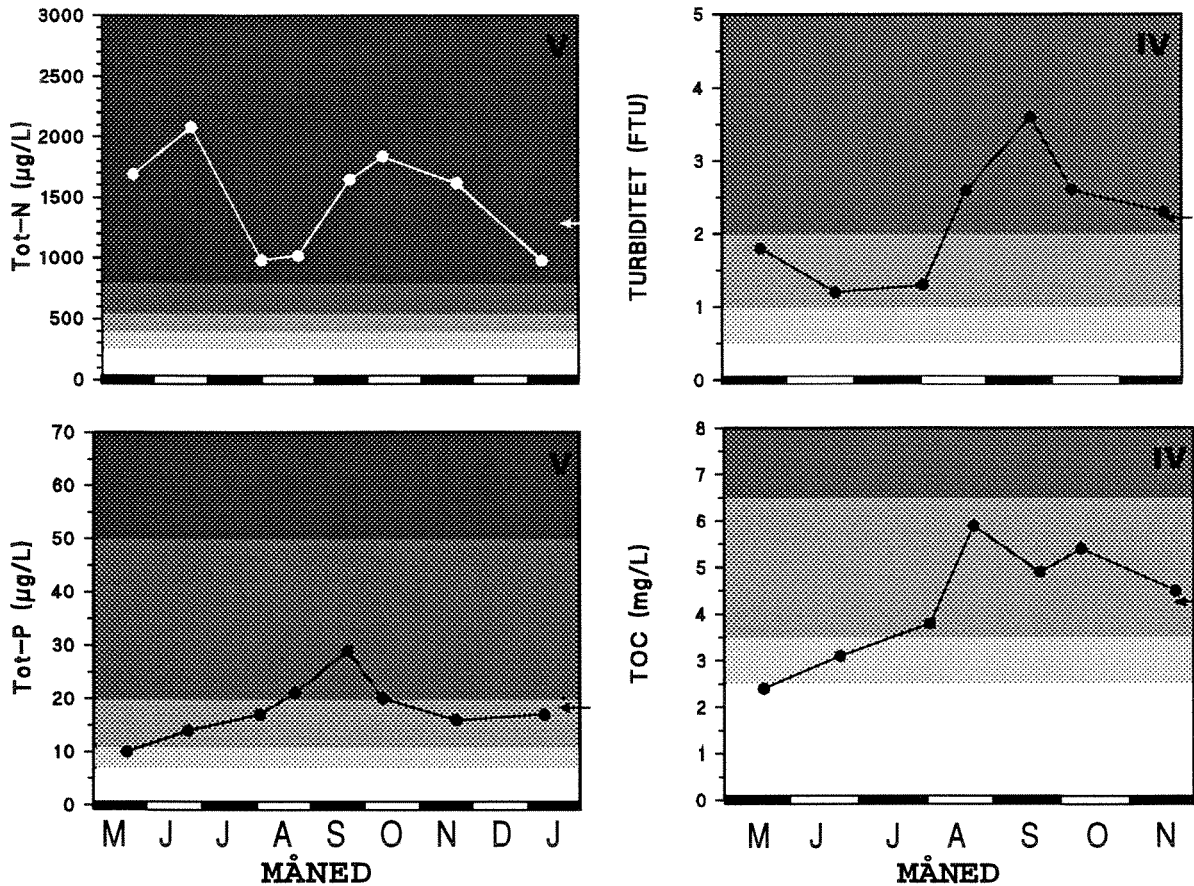
Elvestrekningen gjennom innmarken ned mot Sælenvatnet er ganske idyllisk. Trær og buskvegetasjon skygger elven på det meste av strekningen. Bredden er steinsatt i området ved gården, hvor bunndyr- og begroingsundersøkelsene ble utført. Vannføringen var svært lav i perioder både om sommeren og høsten.

Vannkvalitet

Ioneinnhold og pH var ganske likt forholdene på F1, men med mindre variasjon i ionemengden (Tabell 4.1). Ioneinnholdet var altså høyere enn i Ortuvatnet, og dette må skyldes vann med høyere konduktivitet i et tilløp lenger opp.

For total-nitrogen (Fig. 4.6) lå gjennomsnittet på 1293 µg/l, dvs litt lavere enn i Ortuvatnet, men også her i tilstandsklasse V. Total-fosfor lå gjennomsnittlig på 18 µg/l (tilstandsklasse III), som også var litt lavere enn i Ortuvatnet. Høyeste verdi for fosfor var 29 µg/l i september, mens for nitrogen ble den høyeste verdien (2080 µg/l) målt i juni (Tabell 4.1).

Totalt organisk materiale (TOC, Fig. 4.6) varierte fra 2,4 (mai) til 5,9 (aug) mg/l, med en snittverdi på 4,29 mg/l (tilstandsklasse III). Fargetallet steg fra 10 til 50 mg Pt/l fra mai til august, og sank deretter til 34 i november (Tabell 4.1). Gjennomsnittet lå på 31,1 mg Pt/l (tilstandsklasse III). Partikkelinnholdet (turbiditet, Fig. 4.6) lå høyt også på denne stasjonen (1,2 - 3,6 FTU), og snittverdien på 2,2 FTU faller i tilstandsklasse IV.



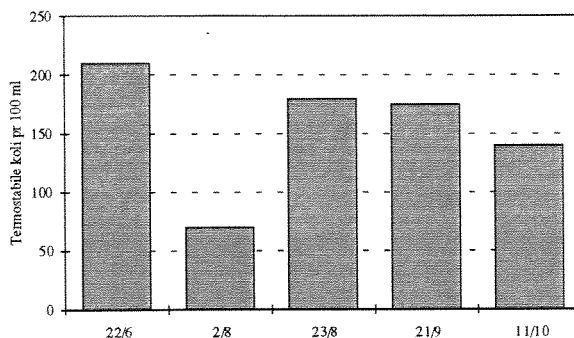
Figur 4.6. Måleresultater fra St. F3. Til venstre næringsalter (total-fosfor nederst og total-nitrogen øverst); til høyre partikkelinnhold (turbiditet, øverst) og totalt organisk karbon (TOC, nederst). I hver figur er områdene for tilstandsklassen II-V skravert, mørkere skravering betyr høyere tilstandsklasse. For nærmere omtale av tilstandsklasser, se kap. 2.

Tarmbakterier

Det ble funnet tarmbakterier ved alle tidspunkt på stasjonen. Høyeste verdi var 210 tarmbakterier pr. 100 ml (i juni), og tilstandsklassen var derfor IV. Imidlertid var alle de andre målingene lavere (Fig. 4.7), og innenfor tilstandsklasse III.

Begroing

Resultatskjema er gjengitt i Tab. 4.7, og en sammenligning med de øvrige stasjoner i Kap. 7. Det mest av elveleiet var dekket av et markert filtet belegg. Dette bestod i alt vesentlig av forurensningstolerante og næringskrevende alger. Av disse hadde blågrønnalgen *Phormidium nigra* størst forekomst. Nedbrytere hadde også stor betydning i belegget. Dette var partikkelspisere (lever av partikulært organisk materiale), samt aggregater av organisk materiale og diverse bakterier. Dette tilsier markert belastning med plantenæringsalter, partikulært organisk materiale og mer generelle tilførsler av organisk materiale. Den forurensningstolerante mosen *Hygrohypnum ochraceum* hadde også stor forekomst. Tilstandsklasse III.



Figur 4.7. Termostabile kolibakterier på St. F3 (antall pr. 100 ml)

Bunndyr

Resultatene av bunndyrundersøkelsene er vist i Tab. 7.1 og i Figur 7.2 (kapittel 7). Bunnsubstratet på St. F3 var stein noe grovere enn på St. F1, og med gode strømforhold. Resultatene fra bunndyrundersøkelsen viser her at stasjonen har en vannkvalitet som er langt mer normal enn den som ble registrert lengre oppe i vassdraget på St. F1. Selv om ikke tettheten av bunndyr var spesielt stor hadde F3 en meget rik og variert bunnfauna hvor hele 9 dyregrupper var representert i materialet.

Snegl (*Gyraulus acronicus*) og asell (*Asellus aquaticus*) ble bare funnet på denne stasjonen. Fauna-sammensetningen indikerer at dette vassdragsavsnittet er noe påvirket av tilførsler av organisk belastning, uten at resipientkapasiteten er overskredet i noen større grad. Det ble ikke funnet noen steinfluer i materialet ved prøvetakingstidspunktet, men både døgnfluen *Baetis rhodani* og vårfluer fra slekten *Hydropsyche* ble registrert i materialet.

Vurdering

Både de vannkjemiske og de biologiske prøvene viser at elven er belastet med næringssalter og organisk materiale (både partikulært og løst). En viktig kilde for denne forurensningen er ganske sikkert det ovenforliggende Ortuvatnet, men en må også regne med tilførsler direkte til elven, evt. også til en tilførselsbekk lenger opp (ikke undersøkt). Forurensningsnivået kan i alle fall delvis reduseres ved å sanere forurensningen til Ortuvatnet (primært tilførselsbekken ved St. F1). En nærmere kartlegging er nødvendig for å anslå omfanget av andre tilførsler til elven.

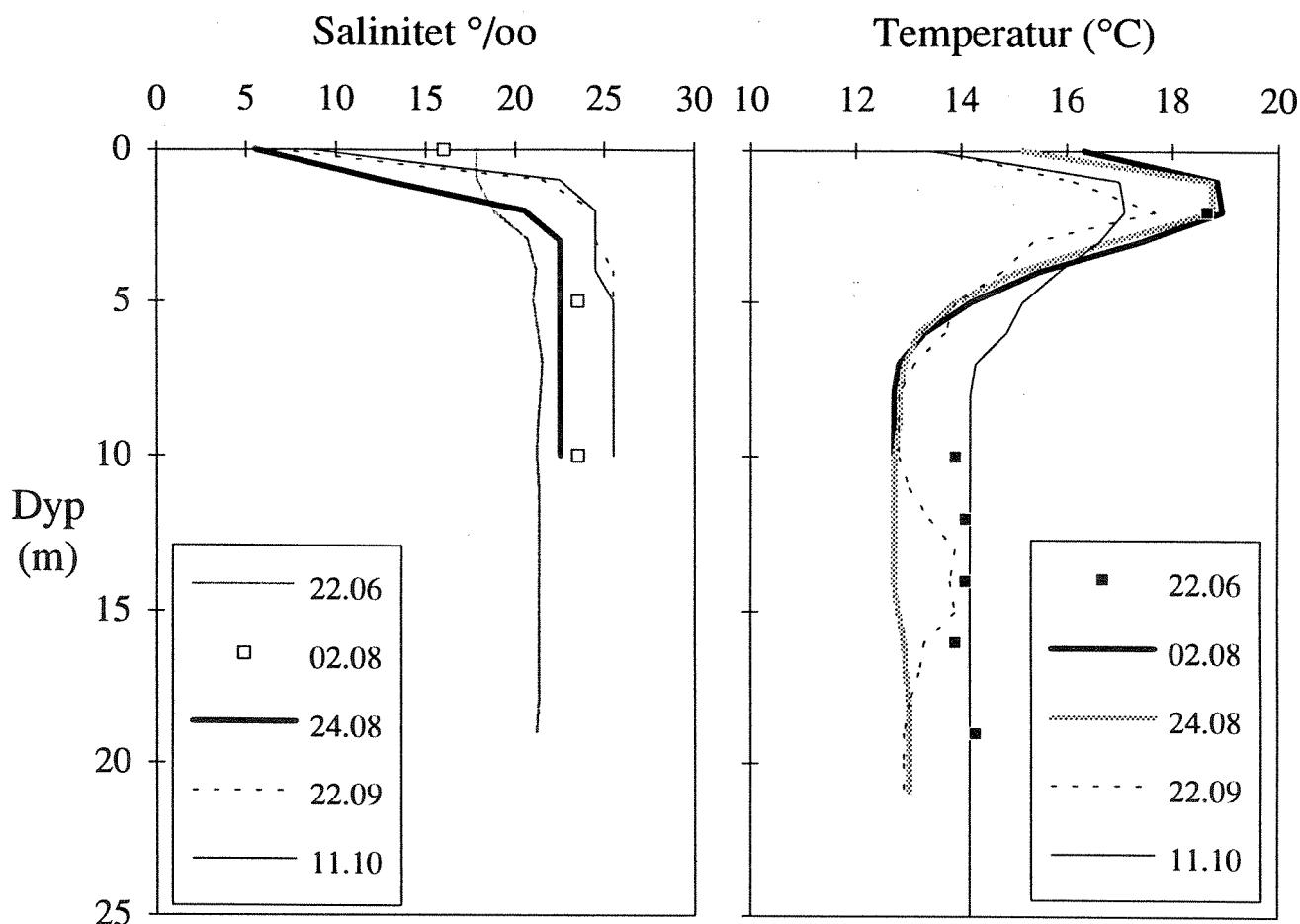
3.5. Massetransport til Sælenvatnet

Gjennomsnittlig avrenning for feltet er estimert til $62,5 \text{ l/km}^2/\text{s}$, dvs. $14,4 \text{ mill. m}^3$ pr år. Dette er justert for avvik fra normalnedbør til $11,84 \text{ mill. m}^3$ pr år, og fordelt på hver måned etter månedlig nebmengde. Hver måneds avrenningsvolum er så ganget med målt konsentrasjon på St. F3. For vintermånedene er det brukt gjennomsnittet av målingene fra november 93 og januar 94, dvs. $16,5 \text{ µg/l P}$ og 1335 µg/l N .

Massetransport i 1993 blir da 205 kg fosfor og 16,2 tonn nitrogen. Transport av karbon kan beregnes å samme måte til 53,6 tonn C.

4.6. Sælenvatnet (St. F4)

Som nevnt innledningsvis, var Sælenvatnet brakt i overflaten gjennom det meste av sesongen. Fig. 4.7 viser vertikalfordeling av temperatur og salinitet i tidsrommet juni-oktober. Salinitet i overflaten varierte fra 17,8 promille i juni til 5,5 i august. I oktober holdt overflaten 8,5 promille, men verdien har sannsynligvis blitt høyere senere på høsten. Det ble tatt blandprøve i sjiktet 0 - 6 m dyp ved hver prøvetaking, og disse luktet H_2S ved alle tidspunkt. Vannprøver er lagret, men ikke analysert. Det ble også filtrert vann med tanke på klorofyll-målinger. Disse filtrene ble kraftig rødfarget av svovel-bakterier, som lever i tette konsentrasjoner i overgangssonen mellom oksygenert overflatevann og anoksisk bunnvann.



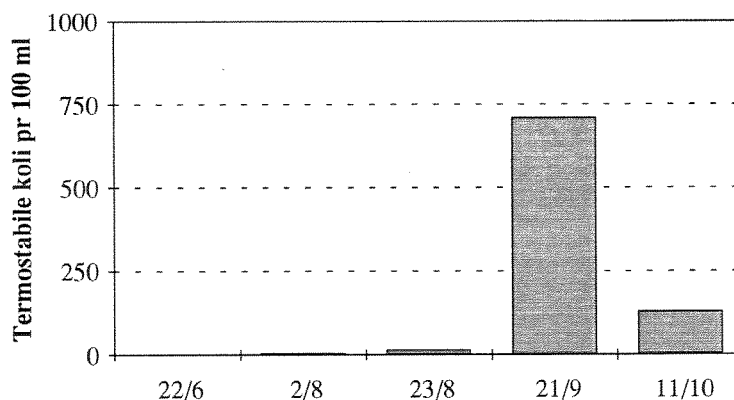
Figur 4.8. Vertikale profiler av temperatur og salinitet i Sælenvatnet (St. F4) i 1993.

Laget med ferskere vann på toppen var tynt (ikke mer enn 2 m) gjennom hele sesongen, og i september og oktober bare én meter. I løpet av høsten fikk vi flere episoder med oppvirvling av det underliggende stagnerende og råtne sjiktet til overflaten, og beboere ved utløpet av vannet måtte ved en anledning evakueres. Like før årsskiftet 93/94 la det seg is på vannet, og det har vært vanlig med H₂S-lukt rundt utløpskanalen siden da. Det skal foreligge en vertikalserie med sulfidmålinger fra denne perioden.

Problemet med H₂S lukt er til stadig sjenanse i området. Dette vil fortsette uavhengig av forurensning fra Fyllingsdalsvassdraget, pga. det permanent stagnerende bunnvannet. Bedre utskifting og/eller lufting av vannmassene er derfor nødvendig for å bedre situasjonen. Den neste episoden kan ventes idet isen brytes opp, siden bassenget må ventes å være oksygenfritt til helt oppunder isen.

Tarmbakterier

Målinger av termostabile koliforme bakterier i overflaten er vist i Fig. 4.8. Verdiene var lave (max 15 pr 100 ml) ut august. I september steg bakterietallet til 710 pr 100 ml, og sank igjen til 130 i oktober. Tilstandsklassen blir derfor IV for tarmbakterier. Det kan tenkes at ekskrementer fra fugl kan ha bidratt her, men med så høye tall i flere prøver er det klart at innsjøen tilføres kloakkvann.



Figur 4.10. Termotabile kolibakterier på St. G4 (antall pr. 100 ml)

Planteplankton

Innholdet i planteplanktonprøvene er satt opp i Tabell 4.8. Samfunnet bestod av marine eller brakkevannsarter. I den første del av perioden dominerte flere arter av fureflagellater (Dinophyceae), men antallet av disse sank vesentlig fra 22. august. Senere dominerte små, uidentifiserte flagellater ut september, og en art av *Euglena* i oktober.

Tabell 4.1. Vannkjemiske målinger i Fyllingsdalsvassdraget (St. F1 - F3) i 1993.

STASJON	DATO	pH	Kond	TURB	FARG	TOC	Tot-N	Tot-P	Klf-A	Siktedyp
F1 Ortun bekk	19.Mai	6,73	16,20	3,30	13,7	2,50	2290	39		
	22.Jun	7,07	19,40	3,60	14,3	4,20	2720	50		
	02.Aug	6,93	12,10	1,70	37,0	4,90	1110	40		
	23.Aug	6,86	10,70	1,70	49,0	5,70	970	17		
	22.Sep	6,95	9,44	2,70	64,5	7,00	1160	24		
	11.Okt	6,85	14,00	9,80	45,7	5,30	4820	133		
	SNITT	6,90	13,64	3,80	37,37	4,93	2178	50,5		
F2 Ortunvann	22.Jun	6,61	5,39	1,80	14,7		2080	20	7,9	2,0
	02.Aug	6,88	12,30	1,60	30,5		1120	23	7,4	2,1
	23.Aug	6,78	10,10	1,90	51,0		960	19	5,3	2,0
	22.Sep	7,10	10,90	4,30	46,2		1655	32	7,5	1,3
	11.Okt	6,67	11,10	4,10	50,5		1660	28	3,1	1,0
	SNITT	6,81	9,96	2,74	38,58		1495	24,4	6,24	1,68
F3 Sælen elv	19.Mai	6,75	15,70	1,80	10,3	2,40	169	10		
	22.Jun	7,04	15,90	1,20	13,3	3,10	2080	14		
	02.Aug	7,02	13,30	1,30	27,5	3,80	985	17		
	23.Aug	6,94	11,20	2,60	50,0	5,90	1020	21		
	22.Sep	7,11	12,00	3,60	38,0	4,90	1650	29		
	11.Okt	6,89	11,90	2,60	44,5	5,40	1840	20		
	23.Nov	7,03	14,30	2,30	34,2	4,50	1620	16		
	12.Jan	-	-	-	-	-	980	17		
SNITT	6,97	13,47	2,20	31,11	4,29	1293	18,0			

Tabell 4.4. Planteplankton i Ortuvatn (St. F2) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 6 m dyp. Bare kvantitativt viktige arter er tatt med.

Dato	22.06.93	02.08.93	23.08.93	22.09.93	11.10.93
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.			97.800	186.600	23.600
Rhodomonas lacustris					
var. nannoplanktonica			329.100	391.300	138.400
CHRYSOPHYCEAE					
Dinobryon divergens	9.400	6.800			
BACILLARIOPHYCEAE					
Tabellaria flocculosa		400			
EUGLENOPHYCEAE					
Trachelomonas volvocina	2.063.400	2.525.900	2.543.700	2.703.800	1.384.400
CHLOROPHYCEAE					
Crusigeniella truncata	284.600	121.600	747.100	738.200	1.430.600
Elakatothrix genevensis	48.600	28.700		26.700	
Oocystis sp.	124.500				
Sphaerocystis schroeteri	221.879.000	163.500			
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm					3.069.000
Små flagellater <10 µm					715.000

Tabell 4.5. Dyreplankton i Ortuvatnet (St. F2) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 6 m dyp til overflaten.

F2 ORTUVATN 1993	22.Jun	02.Aug	23.Aug	22.Sep	11.Oct
MENGDE DYREPLANKTON	+++	+++	+++	+	++
Vannlopper (Cladocera)					
Diaphanosoma brachyurum		e			
Holopedium gibberum				e	
Daphnia longispina	++++	++++	++++	+++	++
Daphnia pulex	e				e
Bosmina longispina	+	+++	++++	+++	+++
* Chydorus sp.	e				
Polyphemus pediculus	+	+	+	e	e
Hoppekreps (Copepoda)					
Eudiaptomus gracilis	e	+	++	+	+
Calanoide naupliuslarver		+		++	+
Cyclops abyssorum	++	++	+	+	+
Cyclops sp. copepodittlarver	++++	+++	++	++	++
Cyclopoide naupliuslarver	e	++++	+++	++	+
Hjuldyr (Rotatoria)					
Keratella quadrata	+	+++	+	+	+
Keratella cochlearis		+	+		e
Kellicottia longispina	e	e	+		e
Brachionus cf. rubens		+	++++	+++	++
Polyarthra sp.		e		++	+
Conochilus sp.	+	e			
Vannmidd (Acari)					
Ubestemte arter	e		e	e	

* Denne arten hører til i strandsonen, og ikke til det egentlige planktonsamfunnet

Tabell 4.6. Begroingsobservasjoner på St. F1, 27.09.93

Fylke: Hordaland
 Kommune: 1201 Bergen
 Dato: 27.9.93

Elv: Fyllingsdalsvassdraget
 Stasjon: Innløp Ortuvatn, F1
 UTM: KM 953 958

Elvens bredde: 4-8 m
Lysforhold, Gode - Middels - Dårlige: Middels
Vannføring, Høy - Middels - Lav: Lav
Strømhastighet, Fossende - Stryk - Rask - Moderat - Langsom: Moderat

Substrat (dekkjikt i elv) prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas,

Leire: Grus (0.2-2cm): 20 Stor stein (15-40cm): 20
 Sand: 10 Små stein (2-15cm): 40 Blokker, svaberg: 10

Dekningsgrad (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

+ = enkeltfunn 2 = 5-12% 4 = 25-50%
 1 = <5% 3 = 12-25% 5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med: x = liten forekomst, xx = vanlig, xxx = stor forekomst

Viktige bergoingsorganismer (Dekningsgrad/mengde angitt i parentes):

Moser:	Hygrohypnum ochraceum	3
Alger:	Homoeothrix janthina	xx
	Phormidium cf. niga	4
	Oscillatoria limosa	4
	Microspora abbreviata	1
	Stigeochlonium sp.	1
	Ulothrix sp. (8-10µ)	xx
	Tribonema sp.	3
Nedbrytere:	Bakterieaggregater	4
	Aggregater med jern-/manganbakterier	4
	Trådbakterier	xxx
	Flagellater	xxx

Tilstandsklasse: IV

Kommentar:

Rester av søppel bl.a. mye papir preget lokaliteten og ga den et lite tiltalende utseende. Hele elveleiet var dekket av et gråbrunt belegg. Dette bestod dels av svært forurensningstolerante primærprodusenter, eks. blågrønnalgene *Phormidium nigra* og *Oscillatoria limosa* og xanthophyceen *Tribonema* sp., og dels av organismer som lever av å bryte ned organisk stoff. Ifølge begroingsamfunnet tilføres elva på dette punkt betydelige mengder næringsalter og organisk materiale, trolig et resultat av generell forurensning bl.a. med husholdningskloakk.

Retten nedstrøms lokaliteten kom det inn en sidebekk. Denne var i enda sterkere grad enn selve Ortubekken preget av forurensningsbelastning. Begroingsamfunnet i sidebekken bestod i alt vesentlig av nedbrytere av ulike slag, i tillegg var det noen ganske få svært forurensningstolerante alger, bl.a. grønnalgen *Stigeochlonium cf. tenuis*. (Tilstandsklasse: IV-V)

Tabell 4.7. Begroingsobservasjoner på St. F3, 27.09.93

Fylke: Hordaland
 Kommune: 1201 Bergen
 Dato: 27.9.93

Elv: Fyllingdalsvassdraget
 Stasjon: Innløp Sælevatn, F3
 UTM: KM 947 955

Elvens bredde: 2 m
Lysforhold, Gode - Middels - Dårlige: Middels
Vannføring, Høy - Middels - Lav Middels
Strømhastighet, Fossende - Stryk - Rask - Moderat - Langsom: Moderat

Substrat (dekkjikt i elv) prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas,

Leire: Grus (0.2-2cm): 20 Stor stein (15-40cm): 15
 Sand: Små stein (2-15cm): 50 Blokker, svaberg: 15

Dekningsgrad (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

+ = enkeltfunn 2 = 5-12% 4 = 25-50%
 1 = <5% 3 = 12-25% 5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med: x = liten forekomst, xx = vanlig, xxx = stor forekomst

Viktige bergoingsorganismer (Dekningsgrad/mengde angitt i parentes):

Moser:	Hygrohypnum ochraceum	4
	Fontinalis dalecarlica	2
Alger:	Chamaesiphon polymorphus	1
	Homoeothrix janthina	2
	Phormidium cf. nigra	4
	Microspora amoena	3
	Microspora sp. (10-12 μ)	xx
	Stigeochlonium sp. (10-12 μ)	2
	Batracospermum moniliforme	1
	Pseudochanthransia cf. pygmaea	2
Nedbrytere:	Aggregater med jern-/manganbakterier	2
	Bakterieaggregater	2
	Flagellater	xxx
	Ciliater	x

Tilstandsklasse: III

Kommentar:

Det mest av elveleiet var dekket av et markert filtet belegg. Dette bestod i alt vesentlig av forurensningstolerante og næringskrevende alger. Av disse hadde blågrønnalgen *Phormidium nigra* størst forekomst. Nedbrytere hadde også stor betydning i belegget. Dette var partikkel-spisere (lever av partikulært organisk materiale), samt aggregater av organisk materiale og diverse bakterier. Dette tilsier markert belastning med plante-næringsalter, partikulært organisk materiale og mer generelle tilførsler av organisk materiale. Den forurensningstolerante mosen *Hygrohypnum ochraceum* hadde også stor forekomst.

Tabell 4.8. Planteplankton i Sælenvatn (St. F4) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tetheten i blandprøver fra 0 - 4 m dyp. Bare kvantitativt viktige arter er tatt med.

Dato	22.06.93	02.08.93	23.08.93	22.09.93	11.10.93
CRYPTOPHYCEAE					
Ubestemte cryptophyceer	853.800	124.500			
DINOPHYCEAE					
Ceratium tripos	3.800	16.800	5.800	2.800	
Gymnodinium elongatum	53.400	35.600			
Gyrodinium aureolum				11.000	
G. cf. estuareale	177.900	88.900			
G. sp.	14.400	22.100			
Oxyrrhis marina	124.500				
Prorocentrum minimum	142.300	1.209.600	8.900	134.800	286.600
BACILLARIOPHYCEAE					
Rhizosolenia fragilissima				13.300	
EUGLENOPHYCEAE					
Euglena sp.	533.600	11.100	159.100	459.700	3.565.000
CHLOROPHYCEAE					
cf. Chlorella sp.			2.561.000		
UKLASSIFISERT					
Små flagellater <10 µm			9.000.000	2.810.000	

5. KALANDSVASSDRAGET

TILSTAND:

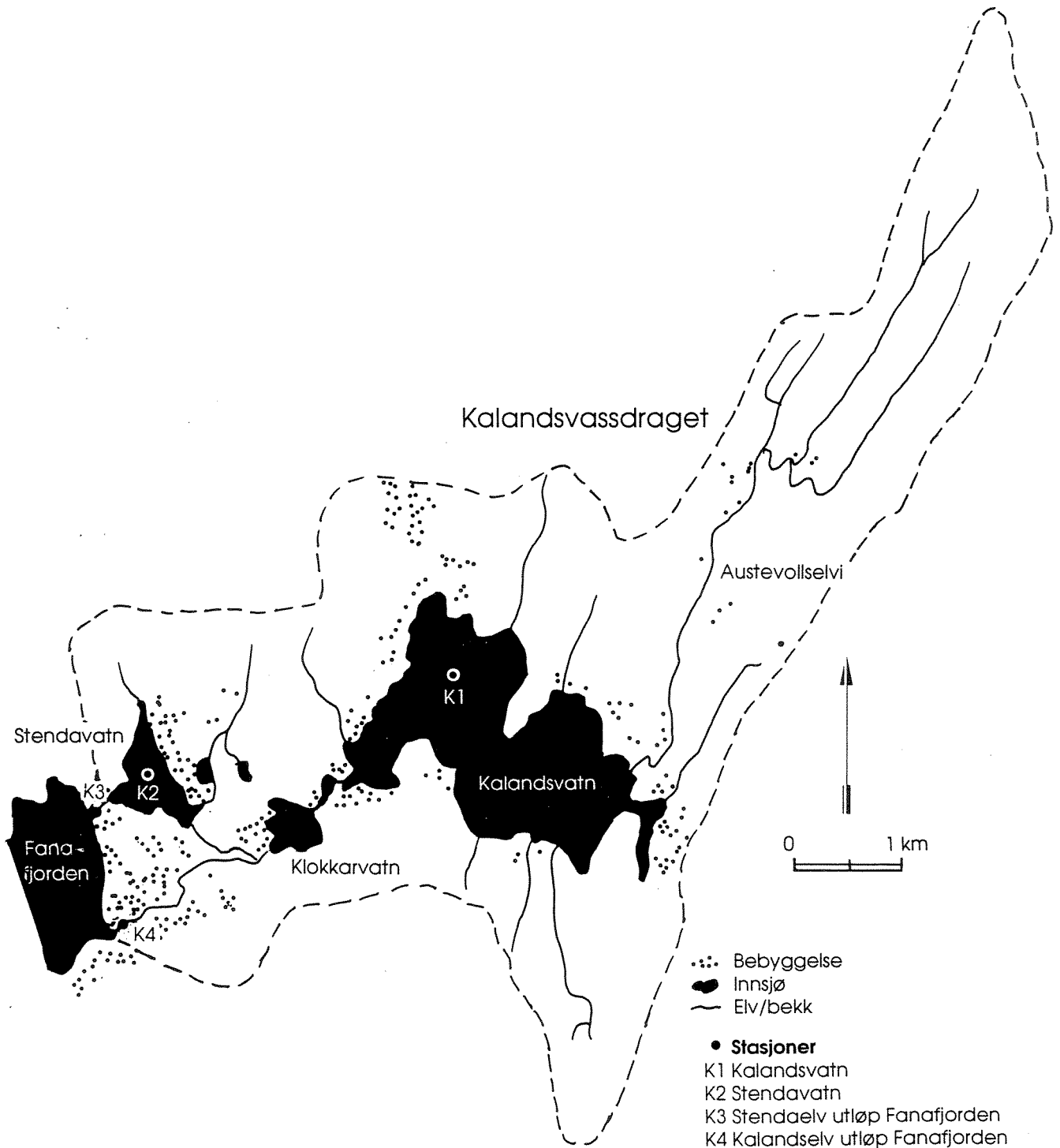
Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. K1	II	II	I	IV
St. K2	II	III	III	III
St. K3	I	V	III	IV
St. K4	II	III	II	IV

FORURENSNINGSGRAD:

Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. K1	1	1-2	1	4
St. K2	1	2	2	3

5.1. Beskrivelse

Vassdraget er vesentlig større enn de to foregående, og det totale nedbørfeltet er ca. 29,6 km². Egentlig dreier det seg om to nabovassdrag, siden Stendavassdraget (med et nedbørfelt på 3,0 km²) er kunstig forbundet med hovedelven i det større Kalandsvassdraget. Tillatelse til dette inngrepet ble gitt så tidlig som i 1873, for å øke vannføringen til Stend Mølle ved Kvernbecken. Senere



Figur 5.1. Oversiktskart over Kalandsvassdraget med prøvestasjoner

(1912) ble så Stend Kraftverk startet, for å utnytte fallet fra Stendavatnet (40 moh.) til fjorden. Nedslagsfeltets høyeste punkt er ca. 600 moh. (Ulvurdsfjellet), og anslagsvis 60% ligger høyere enn 100 moh. Nedbørfeltet ligger vesentlig på grunnfjellsbergarter som gir ionefattig avrenning. I de lavereliggende delene ved Kalandsvatnet og ut mot Fana fjorden finnes en del løsmasser og marine avsetninger, og dette området preges av jordbruk.

Vassdraget har tre innsjøer, hvorav to inngår i undersøkelsesprogrammet for 1993. Kalandsvatnet, som er Bergenshalvøyens største innsjø (areal 3,4 km²), er tidligere undersøkt i 1981 (Aanes 1982) og i 1990 (Johnsen & Kambestad 1990). Belastningen på innsjøen har ført til oppblomstring av blågrønnalger. En kloakksanering ved den mest belastede tilførselselven ved Hatlestad ble gjennomført for få år siden. Stendavatnet har også vært overbelastet med næringssalter. Driften av kraftverket og overføring av vann fra elven er nokså vesentlig for utviklingen i dette vannet. I forbindelse med rehabilitering av kraftverket midt i 80-årene rant alt vannet i Fana-elven, mens i 1993 ble det overført 17,6 mill. m³ fra hovedelven til Stendavatn. Kraftverket slapp 18,9 mill. m³ vann til fjorden. Overføringen er omtrent 3,5 ganger den naturlige avrenningen til Stendavatnet, og så lenge Kalandsvatnet er mindre forurensset, bidrar dette til å bedre tilstanden i Stendavatnet.

Middelavrenning for nedslagsfeltet ovenfor Klokkarvatn er ca. 80 l/km²/s, og for området nedenfor ca. 60 l/km²/s. Totalt for hele feltet er avrenningen i 1993 estimert til 55 mill. m³, basert på avvik fra normalnedbør (76,2 %) på nedbørstasjonen på Stend. Normalavrenning er ca. 72,2 mill. m³. Vannmengdene fordelte seg i 1993 med 19 mill. m³ i utløp fra Stendavatn (hvorav 18,9 gjennom kraftverket), og 36 mill. m³ i utløpet via Fanaelv.

Undersøkelsesprogrammet omfattet Kalandsvatnet og Stendavatnet med en stasjon hver. I tillegg ble det lagt en stasjon i utløpet av bekken/kanalen som fører overløp fra Stendavatnet, og en stasjon nederst i Fanaelven. Av praktiske grunner ble prøvene her tatt ovenfor fossen like ved utløpet fjorden. En oversikt over vassdraget med stasjoner er vist i Fig. 5.1.

Bunndyr- og begroingsundersøkelser ble utført på St. K4 i Fanaelven. Bekken fra Stendavatnet hadde så liten vannføring at disse undersøkelsene ikke var aktuelle her.

5.2. Kalandsvatnet (St. K1)

Hydrografi

Innsjøen er dyp (max 101 m, middel 33,5) og har et betydelig vannvolum (120 mill. m³). Utskiftingen av dette volumet tar teoretisk 2,3 år ved normalavrenning. En oversikt over temperaturobservasjoner er satt opp i Tabell 5.2 bakerst i kapitlet. Innsjøen stratifiserte med et sprangsjikt rundt 10 m, og lagdelingen var stabil gjennom hele undersøkelsesperioden.

Oksygenforholdene var gode i innsjøen. Ved den første målingen i juni fant vi rundt 100 % metning ned til 60 m (så langt som kabelen til elektroden rekker). I oktober (se Tabell 5.3) målte vi 88 % metning med Winkler-metoden på samme dyp, dvs. omtrent som i overflaten (93 %). På 87 m dyp (bunn var 88,5 m på stasjonen) var det 73 % metning ved samme anledning. Dette tyder på et målbart oksygenforbruk i dypvannet gjennom stagnasjonsperioden, men dette er ikke så stort at det er noe problem for innsjøen.

Tabell 5.3. Hydrografiske og vannkjemiske målinger i Kalandsvatnet 12.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode.

Dyp	Temp °C	O ₂ mg O ₂ /l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farg mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
blpr 0-10	-	-	-	6,57	5,4	0,3	15,2	405	16	-
1	11	10,26	93	6,43	5,3	0,4	14,0	350	6	1
20	5,1	10,96	86	6,26	5,2	0,2	13,4	470	4	1
58	4,4	11,37	88	6,20	5,2	0,2	12,5	515	10	6
87	4,4	9,41	73	6,17	5,2	0,3	13,6	515	12	8

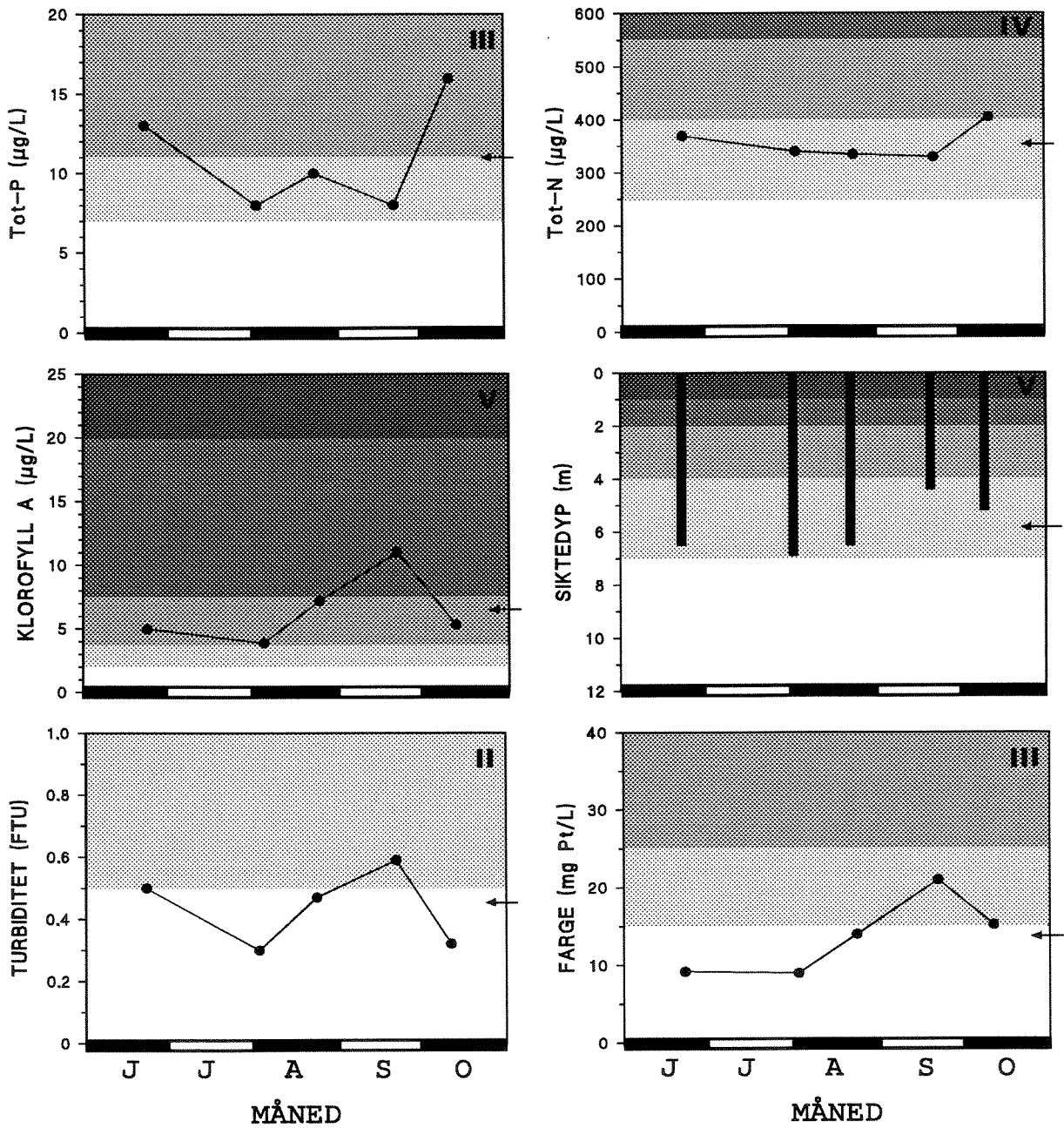
Vannkvalitet

Vannkjemiske målinger fra blandprøvene er satt opp i Tabell 5.1 bakerst i kapitlet. Generelt sett var ioneinnholdet middels høyt, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 5,36 mS/m. Dette er litt høyere enn rapportert i 1990 (Johnsen *et al.* 1992). pH var også brukbar, med en snittverdi på 6,58 (tilstandsklasse II). Det er ingen grunn til å tro at pH avviker fra naturtilstand.

Av næringssaltene (Fig. 5.2) lå totalfosfor gjennomsnittlig på 11,0 µg/l, og varierte mellom 8 og 16 µg/l. Total-nitrogen var i gjennomsnitt 356 µg/l, og viste også liten variasjon (Tabell 5.1). For begge blir tilstandsklassen II. Verdiene er ganske like gjennomsnittsverdiene fra 1990 (13,0 og 335 µg/l; Johnsen *et al.* 1992).

Parametrene for organisk materiale lå relativt lavt. Turbiditet (partikkelinnhold) var i snitt 0,44 FTU, og farge (løst organisk stoff) lå på 13,7 mg Pt/l. Partikkelinnholdet var relativt konstant (Tabell 5.1), men fargen økte markert fra ca. 9 midt på sommeren til 21 mg Pt/l i september. Dette mønsteret er det samme som i flere andre innsjøer i denne undersøkelsen. For begge parametrene blir tilstandsklassen I. Turbiditeten var noe lavere enn snittverdien på 0,54 FTU fra 1990, og fargen ganske tydelig lavere (snitt 26,4 i 1990; Johnsen *et al.* 1992).

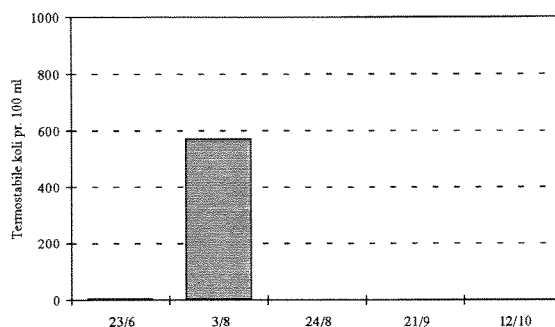
Siktedypet varierte fra 4,4 - 6,9 m (Fig. 5.2), med et gjennomsnitt på 5,9 m (tilstandsklasse II). Den synlige fargen på vannet var gullig grønn gjennom sesongen, og synes vesentlig å være bestemt av alger.



Figur 5.2. Vannkjemiske målinger fra St. K1, Kalandsvatnet. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre); i midten algebiomasse (til venstre) og siktedyb (til høyre); nederst partikkelinnhold (turbiditet, til venstre) og totalt organisk karbon (TOC, til høyre). I hver figur er områdene for tilstandsklassen II-V skravert, mørkere skravering betyr høyere tilstandsklasse. For nærmere omtale av tilstandsklasser, se kap. 2.

Tarmbakterier

Med unntak av én dato (3. august) var antallet tarmbakterier ganske lavt (5 eller færre pr. 100 ml) i Kalandsvatnet (Fig. 5.3). Denne dagen var imidlertid tallet 570 pr 100 ml. Det er vanskelig å finne en rimelig forklaring på dette, med mindre det har skjedd kortvarige, lokale utslipp. En kan heller ikke se bort fra forurensning fra vannfugl eller måker, men ingen ble observert ved prøvetakingen. Basert på denne ene høye verdien, må tilstandsklassen settes til IV, men dette er altså lite representativt for perioden.



Figur 5. 3. Termotabile kolibakterier på St. K1 (antall pr 100 ml).

Planteplankton

Biomasse av planteplankton var i gjennomsnitt 6,5 µg/l klorofyll a, og varierte relativt lite gjennom sesongen (Fig. 5.2). Mengden tilsvarer tilstandsklasse III. Til sammenligning ble det målt et årsmiddel på 9,4 µg/l klorofyll a i 1981 (Aanes 1982). Artssammensetningen er vist i Tabell 5.4 bakerst i kapitlet. Blågrønnalger (*Anabaena*) var tilstede gjennom det meste av sesongen, men mengdene var små og det var langt fra noen algeblomst. Arten ble forøvrig registrert som fåtallig i Kalandsvatnet helt tilbake i 1897 (Huitfeldt-Kaas 1906). Plankton-samfunnet viser ellers godt mangfold, og ingen spesielle tegn til ubalanse. Innsjøen ser derfor ut til å utvikle seg i riktig retning.

Dyreplankton

Innholdet av håvtrekk etter dyreplankton er satt opp i Tabell 5.5 (bakerst i kapitlet). Den dominerende arten var *Daphnia galeata*, men det opptrer en rekke arter i bra tettheter. Variasjonen over sesongen er ikke særlig stor, med unntak av en ganske kraftig oppblomstring av hjuldyret *Synchaeta* sp. i september. Enkelte av de større rovformene (*Heterocope*, *Bythotrephes*) opptrer fåtallig, men artssammensetning ellers og dyrenes kroppsstørrelser tyder på et visst beitepress fra pelagisk fisk (røye). Artslisten viser et godt mangfold og ingen tegn til ubalanse, kanskje bortsett fra den store oppblomstringen av *Synchaeta* i september.

Næringssaltbelastning av Kalandsvatnet

Klassifiseringsgrunnlaget er de målte verdier av næringssalter, algebiomasse og siktedyp. Av disse faller tre parametre i tilstandsklasse II, mens biomassen ligger i klasse III.

Naturtilstand for fosfor er tidligere (Johnsen *et al.* 1992) anslått til 10 µg/l - dette er kanskje noe høyt. For nitrogen anslås naturtilstand til 200 µg/l (dette er antagelig også i høyeste laget). At

verdiene er satt såvidt høyt beror på forekomsten av marine avsetninger. Forurensningsgraden for næringssalter blir da 1 (lite forurenset) for fosfor og 2 (moderat forurenset) for nitrogen. For klorofyll (biomasse) er anslag av naturtilstand nokså usikkert, men 5 µg/l brukes her. Dette gir også en forurensningsgrad på 1. Siktedypet er i dag omtrent som forventet (eller bedre) selv med slike bakgrunnsverdiene, så denne parameteren er til lite hjelp her.

Størst vekt legges på parametrene fosfor og klorofyll a. Avviket fra forventet naturtilstand var i 1993 totalt sett ikke større enn at innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat forurenset av næringssalter (forurensningsgrad 1-2). Innsjøen har imidlertid gitt klare tegn tidligere på at tilførselene har overskredet det akseptable, og man må være oppmerksom på hvor avhengig konklusjonen over er av bakgrunnsverdiene som settes. Selv om utslagene i klassifiseringssystemet er små, er tilførselene av næringssalter til Kalandsvatnet fortsatt for store til at innsjøen kan ventes å være stabil.

Belastning av organisk materiale er lite relevant i Kalandsvatnet, som er dyp og har stort volum. Vurdert ut fra oksygenforholdene i dypet blir forurensningsgraden 1, selv om forventet metning i bunnvannet om høsten settes så høyt som 90 %.

Basert på avrenningsvolum, innsjøvolum og målt fosforkonsentrasjon i innsjøen kan fosfortilførselene beregnes (RBJ-modellen) til ca 960 kg i 1993. Innsjøens øvre grense for belastning er ca. 610 kg P pr år, med de hydrologiske forhold vi hadde i 1993. Ved normal nedbørmengde tåler innsjøen mer, nemlig 800 kg P. Den øvre grensen er beregnet ut fra en ideell målsetning på 7 µg/l fosfor i vannmassen, altså lavere enn hva som er antatt naturtilstand. En mer realistisk målsetting kan være 700 kg P pr år, dvs. et avlastningsbehov på 260 kg P. Dette vil gi en forventet gjennomsnittlig fosfor-konsentrasjon i innsjøen på 8 µg/l ved normale nedbørforhold. Beregninger med Vollenweider-modellen gir høyere estimater av fosfor-belastningen.

Fosfortilførselene er tidligere estimert til 1766 kg P årlig, hvorav 767 fra kloakk og 308 fra gjødsel (Johnsen *et al.* 1992). Tallene fra 1993 tyder på at belastningen nå er vesentlig lavere, og at innsjøen har utviklet seg i riktig retning. At innsjøen ikke utviklet algeblomst selv med en ugunstig vannutskifting i 1993 er et godt tegn. En videre reduksjon av kloakktilførselene er trolig den enkleste måten å stabilisere situasjonen på, og man reduserer da også sjansen for tarmbakterier i drikkevannet.

5.4. Stendavatnet (St. K2)

Hydrografi

Innsjøen har et max dyp på 36 m (Aanes & Brettum 1993), og middeldypet er 12 m. Arealet er 0,326 km² og volumet blir da 3,95 mill m³. Utskiftingen av vannvolumet er øket kraftig etter at kraftverket ble rehabilitert og startet opp igjen på slutten av 80-tallet, og i 1993 ble volumet skiftet ca 4,8 ganger i løpet av året. En oversikt over temperaturmålinger er satt opp i Tabell 5.6 bakerst i kapitlet. Sprangsjiktet lå fra 6 til 10 m dyp i juni, og ble presset ned til 10 - 13 m i oktober. Lagdelingen var stabil gjennom hele undersøkelsesperioden.

Tabell 5.7. Målinger fra dybdeprofil i Stendavatn 14.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode.

Dyp	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farg mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
blpr 0-8	-	-	-	6,60	6,9	0,5	17,1	595	18	-
1	10,7	9,50	86	6,60	7,0	0,5	15,7	575	17	10
8	10,5	9,42	85	6,60	6,9	0,5	19,2	545	17	10
14	8,2	7,16	61	6,13	7,5	0,4	11,7	745	8	4
26,5	6,6	5,83	48	6,04	7,6	0,5	13,4	795	25	17

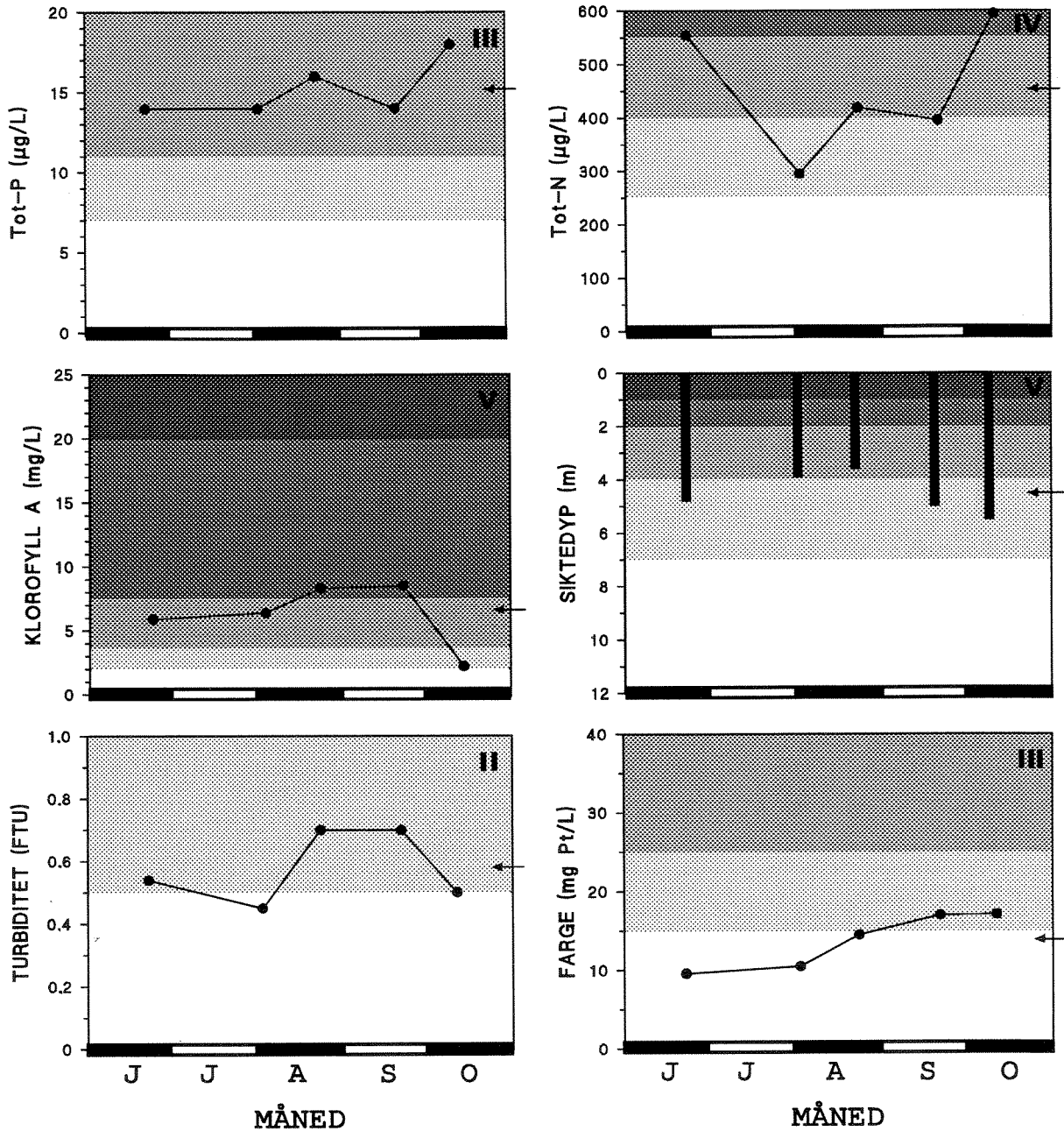
I juni fant vi over 100 % metning ned til 8 m, og på 15 m var metningen 93 %. Disse målingene ble gjort med elektrode. Det foreligger ikke målinger fra dypere vann i juni. På 8 m i oktober (Tabell 5.7) var metningen 61 %, og på 26,5 m (1 m over bunn) var metningen 48 %. Det var altså et markert forbruk av oksygen i innsjøen, men det synes ikke som bunnvannet ble oksygenfritt.

Vannkvalitet

Vannkjemiske målinger fra blandprøvene er satt opp i Tabell 5.1 bakerst i kapitlet. Ioneinnholdet var litt høyere enn i Kalandsvatnet, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 6,89 mS/m. Dette er litt lavere enn snittet fra 1983 (Aanes & Brettum 1985). pH lå stabilt rundt middelveiden på 6,68 (tilstandsklasse II), som er nesten uforandret fra 1983 (snitt 6,51).

Av næringssaltene (Fig. 5.4) lå totalfosfor gjennomsnittlig på 15,2 µg/l, og varierte mellom 14 og 18 µg/l. Tilsvarende tall fra 1983 var 36,7 (30 - 43) µg/l, så situasjonen var langt bedre i 1993. Total-nitrogen var i gjennomsnitt 452 µg/l, og varierte fra 295 til 595 µg/l (Tabell 5.1). I 1983 ble det bare målt nitrat (som utgjør en fraksjon av total-nitrogen), med en middelveid på 420 µg/l. Det er derfor ingen tvil om at også nitrogenmengden er redusert. For begge næringssalter blir tilstandsklassen III.

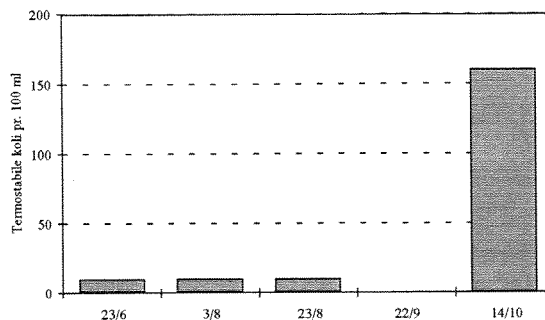
Fargetallet var i snitt (13,7 mg Pt/l) omtrent som i Kalandsvatnet, og økte gjennom sesongen (Fig. 5.4). Tilstandsklasse for løst organisk materiale var I. Turbiditeten lå derimot litt høyere enn i Kalandsvatnet (snitt 0,58 FTU), og lå i tilstandsklasse II (Fig. 5.4, Tabell 5.1). Begge parametre lå vesentlig høyere 1983.



Figur 5.4. Måleresultater fra Stendavatn (St. K2). Øverst næringsalter (total-fosfor til venstre, total-nitrogen til høyre). I midten biomasse av alger (klorofyll a, til venstre) og siktedyb (til høyre). Nederst partikkelinnhold (turbiditet, til venstre) og farge (løst organisk materiale, til høyre). Alle målinger unntatt siktedyb er gjort i blandprøver fra sjiktet 0-8 m dyp. I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene I - V, se Kap. 2.

Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier i Stendavatnet ved 4 av 5 prøvetakinger (Fig. 5.5). 3 av verdiene lå på 10 bakterier pr 100 ml, mens 14. oktober var tallet 160 pr 100 ml. Dette tilsier tilstandsklasse III. Både det generelle nivået og maksimumsverdien er nokså likt tallene fra 1983, og langt lavere enn en måling på 1360 pr 100 ml i utløpet fra 1992 (Bjørklund og Johnsen 1992).



Figur 5.5. Termostabile kolibakterier på St. K2 (antall pr 100 ml).

Det kan tenkes at de tidvis høye bakterietallene har sammenheng med driftsproblemer i en kloakkpumpestasjon ved utløpet, eller med kloakkledningene som går gjennom Stendavatnet. Tidligere har det holdt til store flokker av måker i vatnet, men dette problemet synes nå redusert, antagelig pga. sperreledningene ved søppelplassen i Rådalen like ved. Måker ble hyppig observert, men det var ikke snakk om store flokker. Siden nivået på bakterietallene ligner mye på det en fant i 1983, er det sannsynlig at dette gjenspeiler forholdene med lokale utslipp fra bebyggelsen omkring vannet. Ifølge Aanes & Brettum (1985) dreide det seg i 1983 om ca 40 -50 personekvivalenter som direkte kloakkutslipp.

Planteplankton

Biomassen av alger varierte fra 2,2 til 8,4 $\mu\text{g/l}$ klorofyll a, med et gjennomsnitt på 6,26 $\mu\text{g/l}$. Dette var lavere enn ventet i forhold til fosfor-mengden, men gir samme tilstandsklasse (III). Sammenlignet med målinger fra 1983 er verdiene lave. Den gang ble det målt opp til 30 $\mu\text{g/l}$, og det var en kraftig økning av biomassen i august. Middelveien for sesongen var 14,4 $\mu\text{g/l}$ i 1983, altså over dobbelt så høyt som i 1993.

Sammensetningen av fyttoplankton-samfunnet er vist i Tabell 5.8 (bakerst i kapitlet). Blågrønnalger var tilstede i vannmassen, men i forholdsvis beskjedne mengder. Mange av de dominerende artene var de samme som i 1983, men vi hadde et større innslag av kiselalgen *Asterionella formosa* i august. Det var ellers et merkbart innslag av store grønnalgekolonier (f. eks. *Eudorina*, *Sphaero-cystis*), som gjorde mye av seg i dyreplankton-prøvene (håvtrekk).

Dyreplankton

Sammensetning av dyreplankton er vist i Tabell 5.9 (bakerst i kapitlet). Prøvene fra Stendavatnet skilte seg ganske mye ut fra hva som er vanlig, med et stort innslag av store arter og individer. Rovformer som *Heterocope* og *Bythotrephes* forekom i uvanlig høye tettheter. Den dominerende vannloppen var *Daphnia galeata*, som i Kalandsvatnet. Imidlertid var individene i Stendavatnet helt eksepsjonelt store, bortimot 3 mm lange. Vanligvis er denne arten rundt 1,5 mm lang.

Foruten disse fant vi i to av prøvene voksne buksvømmere. Dette er noe vi observerer i enkelte innsjøer uten fisk, eller der gjedde kontrollerer bestandene av andre fiskearter. Det er det siste som er tilfelle i Stendavatnet. Vi fant ikke svevemygglarver i dette vannet, noe som ellers er vanlig i mange innsjøer med gjedde rundt Bergen. Dyreplanktonet må være bortimot fritt for beiting for å kunne ha en slik sammensetning. Dette medfører i sin tur et kraftig beitepress på algene i de frie vannmassene, og kan være en medvirkende årsak til at algebiomassen var såpass lav. Dette er gunstig for vannets evne til selvrensing.

Det ser ellers ut til at mange arter blir transportert inn i innsjøen med elva, og nesten alle artene som fantes i Kalandsvatnet dukket også opp i varierende antall i Stendavatnet.

Næringssaltbelastning av Stendavatn

Naturtilstand for fosfor er tidligere anslått til 10 µg/l, som for Kalandsvatnet. For nitrogen benyttes igjen 200 µg/l som naturtilstand, og for klorofyll a 5 µg/l. Dette gir forurensningsgrad 3 for nitrogen, 2 for fosfor og 1 for algebiomasse. Totalvurderingen blir forurensningsgrad 2 mhp. virkning av næringssalter.

Basert på avrenning, innsjøvolum og middel fosfor-konsentrasjon kan tilførselene av fosfor til Stendavatnet vha. FOSRES beregnes til 514 kg i 1993. Innsjøen tåler maksimalt 287 kg P pr år, når målsettingen settes til 8,5 µg/l, altså et avlastningsbehov på 227 kg fosfor pr år. Med normal nedbør og samme uttapping av vann gjennom kraftverket som i 1993, kan innsjøen tåle noe mer (306 kg P pr år). Johnsen *et al.* (1992) har beregnet tilførselene teoretisk til å ligge på ca. 600 kg P pr år. Det største bidraget kommer med vannet fra Kalandsvatn og er derfor avhengig av tilstanden der. Bidraget fra gjødsel og kloakk ble estimert til 127 kg P.

Den organiske belastningen i Stendavatnet er også betydelig. Hvis vi setter forventet oksygen metning i dypvannet om høsten til 75 %, får vi forurensningsgrad 2 for organiske stoffer. Dette er det samme som for næringssalter, og dette henger da også sammen. Den viktigste kilden til innsjøens organiske belastning er dens egen produksjon, som styres av mengden næringssalter.

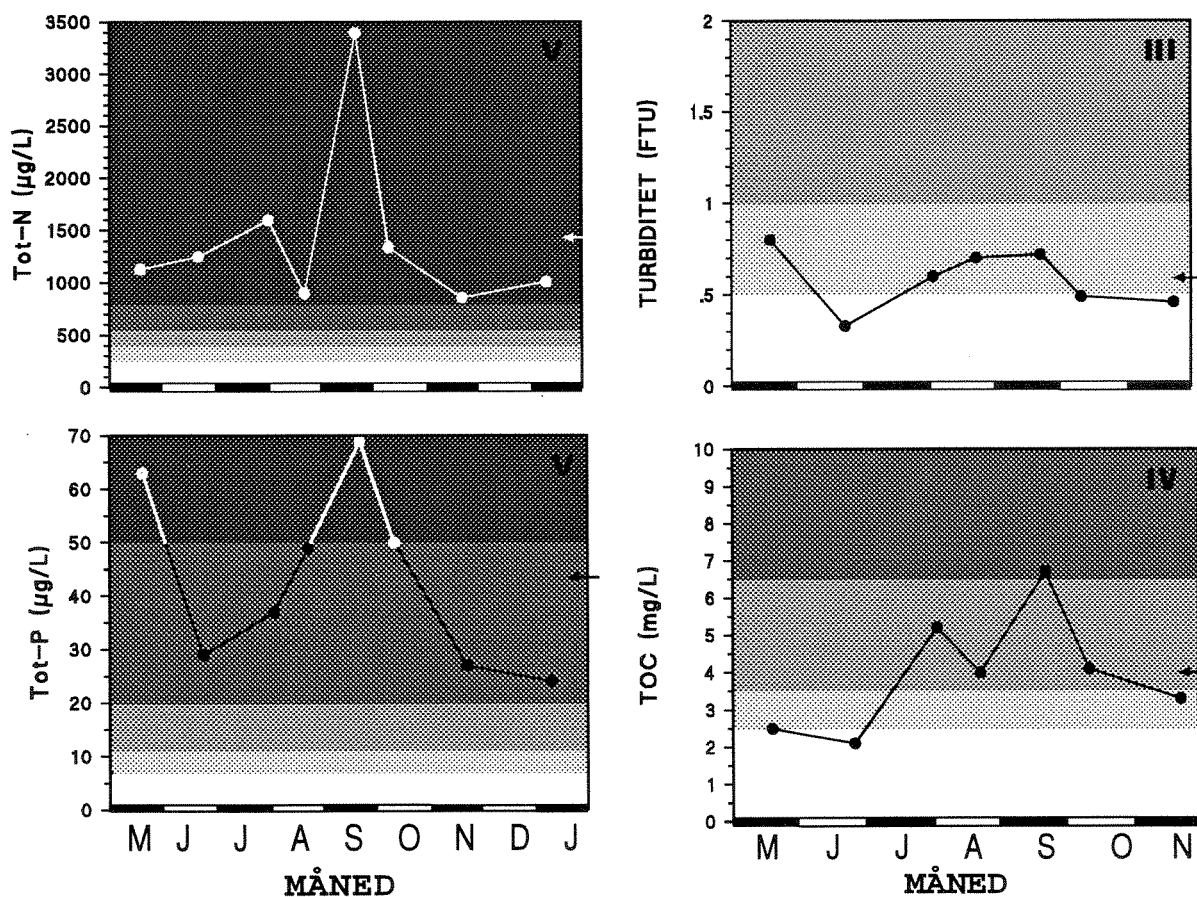
Det må understrekes at den gunstige utviklingen i Stendavatnet ikke er et resultat av særlig reduserte tilførsler av næringssalter, men en heldig hydrologisk situasjon som følge av kraftverkets 'nye giv'. Om dette endres, vil Stendavatnet raskt kunne vende tilbake til tidligere tilstander.

5.4. Stendaelv (St. K3)

Vannmengdene i denne kanalen var svært beskjedne. Først på slutten av året begynte det å renne nevneverdig vann. Vannføringen ble grovt anslått til 1 l/s i perioden mai - november, og til 7 l/s i desember og januar. Det ble først vurdert å kutte stasjonen helt ut. Prøvetakingen ble likevel gjennomført for å ha et sammenligningsgrunnlag i senere faser av programmet. Undersøkelser av bunndyr og begroing kunne imidlertid ikke gjennomføres på noen meningsfylt måte.

Vannkvalitet

Måledata er vist i Tabell 5.1 og i Fig. 5.6. Ioneinnholdet var betraktelig høyere enn i Stendavatnet gjennom hele perioden, og tyder på at det meste av vannet kommer fra tilsig nedenfor Stendavatnet. pH-verdiene var gode, med et snitt på 7,15 (tilstandsklasse I). Næringssaltene lå høyt på denne stasjonen (Fig. 5.6). For total-nitrogen ble det målt opp til 3395 µg/l, mens snittverdien var 1434 µg/l (tilstandsklasse V). Total-fosfor varierte mellom 24 og 69 µg/l, med et gjennomsnitt på 43 µg/l (tilstandsklasse IV).



Figur 5.6. Vannkjemiske målinger fra St. K3. Til venstre næringsalter (total-nitrogen øverst og total-fosfor nederst). Til høyre partikkelinnhold (turbiditet; øverst) og TOC (totalt organisk materiale; nederst). I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skraveret, mørkere skraveret betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene I - V, se Kap. 2.

Organisk stoff (TOC) varierte mellom 2,1 og 6,7 mg/l, og gjennomsnittet var 4 mg/l. Partikkelinnholdet (turbiditet) var nesten det samme som i Stendavatnet (snitt 0,59 FTU), mens fargetallet var vesentlig høyere (gjennomsnitt 25,5; varierende fra 13,9 til 44,5) med høyest verdi i september. Tilstandsklassene blir III for TOC og farge, og II for turbiditet.

Tarmbakterier

Det ble påvist tarmbakterier ved alle målinger på St. K3 (Fig. 5.7). Tallet var høyest i september, med 960 termostabile koli pr 100 ml. Tilstandsklassen mhp. tarmbakterier blir derfor IV, selv om bakterietallet resten av perioden ikke var høyere enn 130. I mai 1992 ble det målt 2500 koli pr 100 ml her (Bjørklund & Johnsen 1993), og det kan neppe være tvil om at kanalen tilføres kloakk fra bebyggelsen ovenfor.

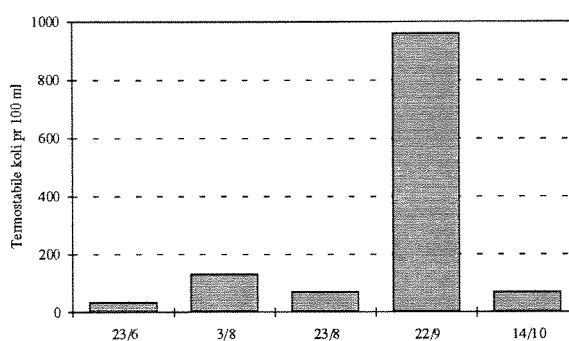


Fig. 5.7. Termostabile kolibakterier på St. K3 (antall pr. 100 ml).

5.5 Fanaelv (St. K4)

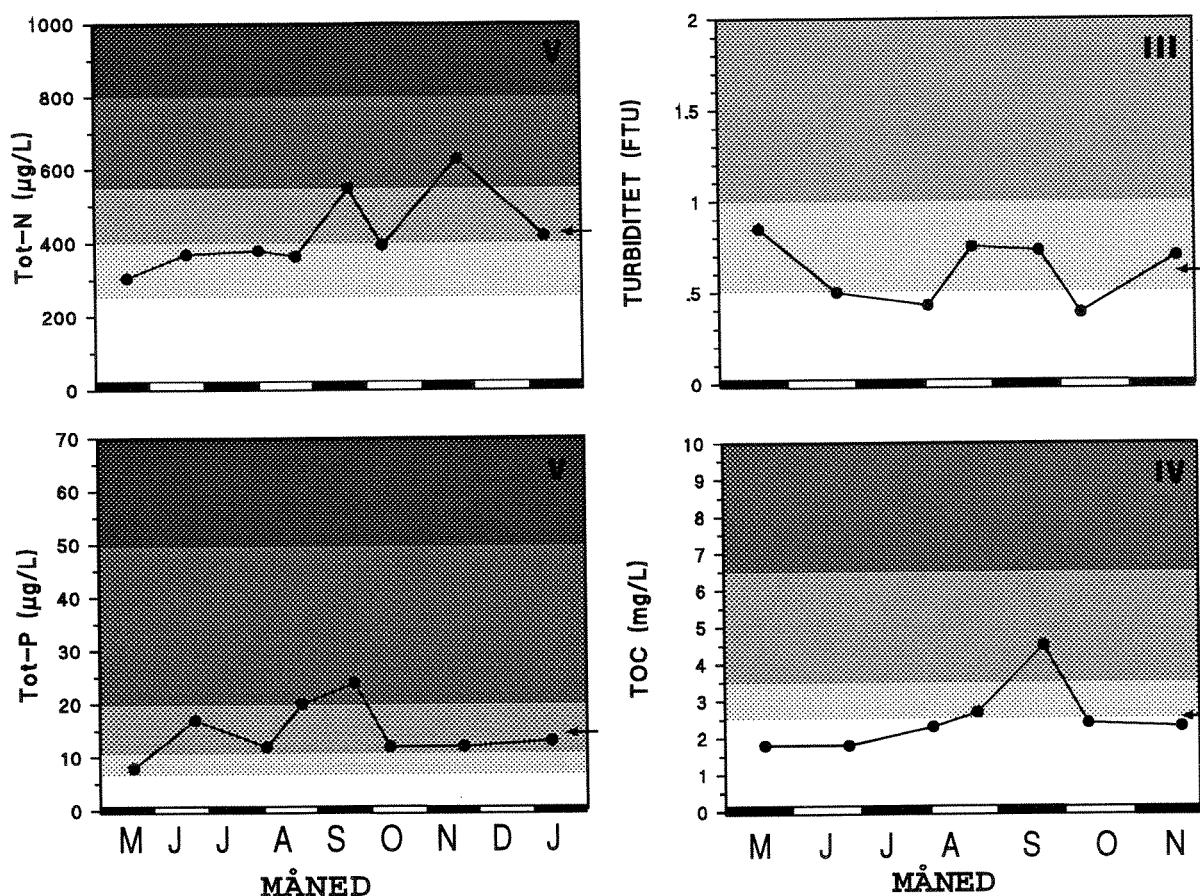
Denne stasjonen ligger ovenfor Fanafossen, like nedenfor broen som krysser elven. Elven er ganske forsøplet, men stedet ble valgt fordi det var den eneste gode strykstrekningen. Det var rimelig god vannføring gjennom hele perioden.

Vannkvalitet

Vannkjemiske målinger er listet i Tabell 5.1 (bakerst i kapitlet). Vannets ioneinnhold var litt høyere enn i Kalandsvatnet (snitt 6,3 mS/m, varierende fra 5,8 vår og høst til 7,1 i september). Også her var pH-verdiene gode, og varierte lite (snitt 6,63, tilstandsklasse II).

Næringssaltene (Fig 5.8) var omtrent på nivå med Stendavatnet. Total-nitrogen hadde et gjennomsnitt på 427 µg/l, og varierte mellom 305 og 630 µg/l (Fig. 5.8). For total-fosfor var gjennomsnittet 14,7 µg/l, og verdiene varierte mellom 8 og 24 µg/l. For begge næringssalter blir tilstandsklassen III.

Totalt organisk stoff (TOC) var lavest i mai og juni (1,8 mg/l), og steg senere til høyeste verdi (4,5 mg/l) i september. Snittverdien var 2,54 mg/l, dvs såvidt over grensen til tilstandsklasse II.



Figur 5.8. Vannkjemiske målinger fra St. K4. Til venstre næringsalter (total-nitrogen øverst og total-fosfor nederst). Til høyre partikkelinnhold (turbiditet; øverst) og TOC (totalt organisk materiale; nederst). I hver figur er områdene for ulike tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene I - V, se Kap. 2.

Den samme tilstandsklassen (II) gjaldt også fargetall (snitt: 16,6 mg Pt/l) og turbiditet (snitt: 0,62 FTU). Som på de fleste andre stasjonene fikk vi en markant økning i fargetallet fra mai til september, og deretter en nedgang utover høsten.

Tarmbakterier

Også her ble det påvist termostabile kolibakterier ved alle prøvetakingene (Fig. 5.9). Antallet steg fra 50 til 290 pr 100 ml fra mai til september, og sank senere igjen. Tilstandsklassen blir IV. En måling fra juni 1992 viste 100 koli pr 100 ml omtrent på samme sted (Bjørklund & Johnsen 1993). Ifølge nevnte undersøkelse er det sannsynlig at elven tilføres noe kloakk via lekkasjer mellom Fana kirke og St. K4. En skal imidlertid ikke se bort fra mulige tilførsler via avrenning fra beitemark langs elven.

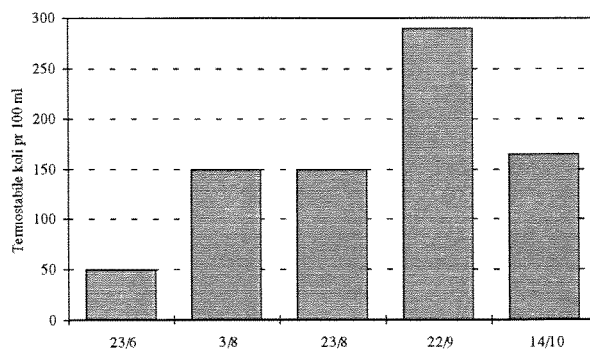


Fig. 5.9. Termotabile kolibakterier på St. K4 (antall pr 100 ml).

Begroing

Resultatskjema fra begroingsundersøkelsen er vist som Tabell 5.10 bakerst i kapitlet. For sammenligning mellom stasjonene vises til Kap. 7.

Lokaliteten virket frodig og hadde stor forekomst både av makrofytter og av begroing. Ifølge begroingsamfunnet, som vesentlig bestod av forurensningstolerante alger og moser, er lokaliteten særlig påvirket av plantenæringsalter. Organisk materiale hadde også en viss forekomst, og dette tilføres trolig vesentlig i form av vanlig husholdningskloakk. Tilstandsklasse II-III.

Bunndyr

Resultatene av bunndyrundersøkelsene er beskrevet i Kap. 8, der data fra St. K4 finnes i Tab. 8.1 og 8.2. Bunnsubstratet på prøvestedet bestod av endel grov stein med finere substrat imellom, men denne stasjonen hadde også på prøvetakingstidspunktet et betydelig innslag av trådalger og mose, samt bygningsavfall. Av de undersøkte elve/bekke strekningene var det denne stasjonen som viste den desidert største bunndyrtettheten (Fig. 8.1), noe som viser at dette vassdrags-avsnittet har en meget næringsrik vannkvalitet. Men tross den store bunndyrtettheten var mangfoldet i materialet meget stort. Dette viser at stasjonen mottar både utslipp av organisk materiale og næringssalter. En del av det organiske materialet er i partikulær form, noe det betydelige innslaget av filtrerende organismer i materialet underbygger. En god del av dette er alger og dyreplankton fra innsjøene oppstrøms. Gode strømforhold på stasjonen og den varierte faunaen viser at de biologiske samfunnene på dette vassdragsavsnittet har en betydelig resipientkapasitet for denne typen utslipp. Trolig er resipientkapasiteten nå på kanten til å bli overbelastet, og dette kan godt være tilfelle i andre deler av året når elven har en noe mindre vannføring og en høyere vanntemperatur.

5.6. Massetransport til Fanafjorden

Disse beregningene var relativt kompliserte, på grunn av overføringen av betydelige vannmengder mellom de to vassdragene som inngår her. Basert på avrenningskart, nedbørmålinger på Stend nedbørstasjon, og data innhentet fra Bergen Lysverker kommer det fram følgende fordeling av avrenning og næringssalter:

Utløp	Vannmengde (mill m ³)	Fosfor (kg)	Nitrogen (tonn)
Stendaelv	0,14	6	0,19
Stend Kraftverk	18,89	329	10,50
Fanaelv	35,99	497	16,21
SUM	55,02	832	26,90

Beregningene er utført for hver måned, og summert over året 1993 for det enkelte utløp. Hovedmengden av avrenningen fra Stendavatn går via kraftverket, og dette volumet kan beregnes direkte fra kraftproduksjonen (data fra Bergen Lysverker). Volumet er for hver måned ganget med måleverdier for Stendavatnet. Inntaket til kraftverket ligger på 10 m dyp, mens prøvene er tatt i sjiktet 0-8 m. Fosforverdiene øker gjerne mot dypet, og det er mulig at mengdene derfor er litt underestimert. For månedene der målinger mangler i Stendavatnet er det brukt årsmiddel. Gjennom kraftverket gikk 34% av vassdragets vannmengde, 40% av fosformengden og 39% av nitrogenet ut i fjorden.

For Stendaelv er det brukt de anslåtte vannmengder (se avsnitt 5.4) for St. K3, og målte verdier av næringssalter. For vintermånedene er det benyttet gjennomsnitt av de to vintermålinger som foreligger (november og januar). Bidraget fra denne kanalen var forsvinnede lite (omtrent 1% av både N og P).

For Fanaelven er avrenningen satt lik avrenningen fra hele feltet, minus det som totalt renner ut via Stendavatnet. Her er benyttet måleverdier for næringssalter på St. K4. For vintermånedene er det benyttet gjennomsnitt av målingene i november og januar. Fanaelven transporterer 65 % av vassdragets vannmengde, og 60% av begge næringssaltene.

Tabell 5.2. Temperaturmålinger (°C) i Kalandsvatnet (St. K1) 1993.

DYP	23.06	03.08	24.08	21.09	12.10
0	15,5	15,2	14,5	12,7	11,0
1	15,4	15,2	14,5	12,4	11,0
2	15,4	15,2	14,5	12,4	11,0
3	15,3	15,2	14,3	12,3	11,0
4	15,2	15,2	14,3	12,3	11,0
5	15,1	15,2	13,9	12,3	11,0
6	15,1	15,2	13,7	12,3	11,0
7	13,4	15,2	13,5	12,3	11,0
8	10,2	14,0	12,4	12,3	11,0
9	8,3	12,0	9,7	12,0	11,0
10	7,7	10,5	8,1	8,8	11,0
11	7,1	8,3	6,7	7,4	10,5
12	6,6	7,1	6,2	7,0	8,0
13	6,0	6,1	5,9	6,4	7,2
14	5,5	5,8	5,6	6,1	6,4
15	5,2	5,3	5,3	5,9	6,1
16	5,1	5,2	5,1	5,4	5,7
17	5,0	5,1	4,9	5,3	5,5
18	4,9	4,9	4,8	5,2	5,2
19	4,8	4,9	4,7	5,0	5,1
20	4,8	4,8	4,6	4,9	5,1
25	4,6	4,6	4,5	4,7	4,7
30	4,6	4,6		4,4	4,7
40	4,5	4,5		4,2	4,5
50	4,5				4,4
60	4,4				4,4

Tabell 5.4. Planteplankton i Kalandsvatnet (St. K1) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 10 m dyp i innsjøen. Fåttallige arter er ikke tatt med.

Dato	24.06.93	03.08.93	24.08.93	21.09.93	12.10.93
CYANOPHYCEAE					
Anabaena cf. flos-aqua (kolonier)	600		4.400		
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.		110.900	204.600	72.900	22.100
Rhodomonas lacustris					
var. nannoplanktonica		161.500	26.700	124.500	53.400
DINOPHYCEAE					
Ceratium hirundinella	8.300	1.800	800	2.800	
Peridinium willei	1.700				
BACILLARIOPHYCEAE					
Asterionella formosa	25.300				
Cyclotella sp.			266.800		
Tabellaria fenestrata		4.000	8.800		
T. flocculosa	897.300				
EUGLENOPHYCEAE					
Trachelomonas volvocina		7.400			
CHLOROPHYCEAE					
Ankyra judayi		51.900			
Cosmarium sp.				7.200	
Elakatothrix genevensis			26.500		
Eudorina elegans		104.900	300.600		
Pandorina sp.		3.200			
Sphaerocystis schroeteri		32.100			
Staurastrum cf.					
anatinum f. denticulatum	2.800	9.600	61.900	8.300	5.500
Stauroidesmus cf.					
triangularis var. limneticus				2.800	7.200
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm	3.692.000	4.061.000			
Små flagellater <10 µm	923.000	3.600.000	2.882.000	9.250.000	6.759.000

Tabell 5.5. Dyreplankton i Kalandsvatnet (St. K1) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 40 m dyp til overflaten.

K1 KALANDSVATN 1993		23.Jun	03.Aug	24.Aug	21.Sep	12.Okt
MENGDE DYREPLANKTON		++++	++++	+++	+++	++
Vannlopper (Cladocera)						
	Daphnia galeata	++++	+++++	++++	++++	+++
	Bosmina longispina	e	e	+	++	+++
	Chydorus sp. L	e				
	Polyphemus pediculus	e				
	Bythotrephes longimanus	+	+	+	e	e
Hoppekreps (Copepoda)						
	Eudiaptomus gracilis		++	+	++	++
	Mixodiaptomus laciniatus	+	+			
	Heterocope saliens	+	+	e	e	e
	Calanoide copepodittlarver	++++	++	++	+	++
	Calanoide naupliuslarver	e	+	++	+++	+
	Cyclops abyssorum			e		
	Cyclops scutifer	+	++	+		e
	Cyclops sp. copepodittlarver	+++	++	++	++	+
	Cyclopoide naupliuslarver	+	+	++	+	+
Hjuldyr (Rotatoria)						
	Keratella hiemalis	+	e	e	+	+
	Keratella cochlearis	+	+	+	++	+
	Kellicottia longispina	+++	++++	+++	++	++
	Conochilus sp.	+	++	+	+	+
	Asplanchna priodonta	e	+++	+++	+++	++
	Synchaeta sp.				++++	
	Ploesoma cf. hudsoni				e	
	Polyarthra sp.		+		+	+
Vannmidd (Acari)						
	Ubestemte arter	e		e		e

Tabell 5.6. Temperaturmålinger (°C) i Stendavatn (St. K2) i 1993.

Dyp	23.06	03.08	23.08	23.09	14.10
0	17,0	15,7	15,4	12,3	10,7
1	17,0	15,7	15,2	12,2	10,7
2	16,6	15,7	15,2	12,2	10,7
3	16,6	15,7	15,1	12,2	10,7
4	16,5	15,7	15,1	12,2	10,7
5	15,6	15,7	15,0	12,1	10,7
6	12,5	15,7	14,8	12,1	10,7
7	8,5	15,4	14,1	9,6	10,5
8	7,0	11,5	12,2	6,8	10,5
9	6,3	8,7	10,0	6,0	10,5
10	5,8	6,8	7,2	5,8	10,5
11	5,8	5,9	6,6	5,6	10,0
12	5,7	5,7	6,1	5,4	8,8
13	5,7	5,6	5,7	5,2	8,5
14	5,6	5,5	5,6	5,2	8,2
15	5,5	5,5	5,5	5,2	7,9
16		5,5	5,4	5,2	7,3
17			5,4	5,2	7,1
18			5,4	5,2	6,9
19			5,3	5,1	6,9
20			5,3	5,1	6,8
21				5,1	6,8
25				5,1	6,7
26,5					6,6

Tabell 5.8. Planteplankton i Stendavatnet (St. K2) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 8 m dyp i innsjøen. Fåtalige arter er ikke tatt med .

Dato	24.06.93	03.08.93	23.08.93	22.09.93	14.10.93
CYANOPHYCEAE					
Anabaena cf. flos-aqua (kolonier)			6.600	600	
cf. Pseudoanabaena mucicola	530.700				
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.		100.500	177.900	115.600	
Rhodomonas lacustris					
var. nannoplanktonica	640.400	138.900		925.000	126.900
Ubest. cryptophyceer		1.361.400			
DINOPHYCEAE					
Ceratium hirundinella				1.400	
Peridinium willei		26.600			
CHRYSOPHYCEAE					
Mallomonas akrokomos	80.000				
Mallomonas spp.		5.900	26.700		
cf. Uroglena sp.				12.000	
BACILLARIOPHYCEAE					
Asterionella formosa			2.152.400	10.400	36.200
Fragelaria crotonensis		109.300			
Tabellaria fenestrata				400	
T. flocculosa			8.800	17.800	
EUGLENOPHYCEAE					
Trachelomonas volvocina					29.600
CHLOROPHYCEAE					
Ankyra judayi	115.400	138.400			
Chlamydocapsa planctonica	8.800				
Chlamydomonas sp.		69.200			
Eudorina elegans		100.500	44.200		141.800
Koliella spiculiformis	392.300	507.600			
K. spiralis	23.100				
Korschikoviella limnetica	69.200				
Pandorina sp.					94.600
Paulschulzia pseudovolvox	79.600		230.700		
P. tenera			187.300		94.600

tabellen fortsetter neste side

Tabell 5.8 forts.

Dato	24.06.93	03.08.93	23.08.93	22.09.93	14.10.93
CHLOROPHYCEAE (forts)					
Quadrigula spp.		4.800			
Selenastrum capricornutum		138.400			
Sphaerocystis schroeteri	327.100		114.900		830.700
Staurastrum cf.					
anatinum f. denticulatum				5.200	23.600
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm	6.368.000	5.030.000	22.339.000	1.423.000	3.946.000
Små flagellater <10 µm	7.613.000	10.522.000	9.789.000	10.317.000	1.338.000
Ubest. flagellat, 30 µm	26.500				
ZOOFLAGELLATER					
Gyromitus cordiformis		3.000			

Tabell 5.9. Dyreplankton i Stendavatn (Stasjon K2) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 20 m dyp til overflaten.

K2 STENDAVATN 1993	23.Jun	03.Aug	23.Aug	22.Sep	14.Oct
MENGDE DYREPLANKTON	++++	+++	++	+++	++++
Vannlopper (Cladocera)					
Diaphanosoma brachyurum	+	+	+	+	e
Daphnia galeata	++++	+++	++	++	+++
Bosmina longispina		e	e	e	++
Bythotrephes longimanus	++	+	e		
Hoppekreps (Copepoda)					
Eudiaptomus gracilis	+++	+	+++	+++	+++
Mixodiaptomus laciniatus	+				
Hetercope saliens	++	+	+	+	+
Calanoide copepodittlarver	++	+++	+++	+++	+++
Calanoide naupliuslarver	++	+++	+++	+	e
* Macrocylops sp.				e	
Cyclops abyssorum		e	e	e	+
Cyclops scutifer	++	+	+		
Cyclops sp. copepodittlarver	+	+	+	+	++
Cyclopoide naupliuslarver	+	++	+	+	++
Hjuldyr (Rotatoria)					
Keratella quadrata	+				e
Keratella cochlearis		e			
Kellicottia longispina	+	+++++	++++	++	+++
Conochilus sp.	+++++	+	++	++++	
Asplanchna priodonta			e	e	e
Synchaeta sp.				+	
Teger (Hemiptera)					
* Ubestemte buksvømmere		e		e	

* Disse hører til i strandkanten, og er ikke regulære planktonformer

Tabell 5.10. Begroingsobservasjoner på St. F4 (Fanaelv) 27.09.93

Fylke: Hordaland **Elv:** Fanaelv
Kommune: 1201 Bergen **Stasjon:** Utløp Fanafjorden, K4
Dato: 27.9.93 **UTM:** KM 975 860

Elvens bredde: 3-6 m
Lysforhold, Gode - Middels - Dårlige: Gode/Middels
Vannføring, Høy - Middels - Lav: Middels
Strømhastighet, Fossende - Stryk - Rask - Moderat - Langsom: Moderat/Rask

Substrat (dekksjikt i elv) prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas,

Leire: **Grus** (0.2-2cm): **Stor stein** (15-40cm):
Sand: **Små stein** (2-15cm): **Blokker, svaberg:**

Dekningsgrad (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

+ = enkeltfunn 2 = 5-12% 4 = 25-50%
 1 = <5% 3 = 12-25% 5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med: x = liten forekomst, xx = vanlig, xxx = stor forekomst

Viktige begroingsorganismer (Dekningsgrad/mengde angitt i parentes):

Moser:	Fontinalis antipyretica	1
	Hygrohypnum ochraceum	1
Alger:	Chamaesiphon sp.	2
	Homoeothrix janthina	2
	Phormidium cf. nigra	xx
	Mougeotia d (22-25µ)	1
	Spirogyra sp2 (30-38µ,1-2K,R)	1
	Spirogyra a1	1
	Vaucheria sp. (40-60µ)	1
	Chanthransia calybaea	1
	Batracospermum moniliforme	1
Nedbrytere:	Bakterieaggregater	xxx
	Trådbakterier	xx
	Aggregater av jern-/manganbakterier	xx

Tilstandsklasse: **II-III**

Kommentar:

Lokaliteten virket frodig og hadde stor forekomst både av makrofytter og av begroing. Ifølge begroingsamfunnet, som vesentlig bestod av forurensningstolerante alger og moser, er lokaliteten særlig påvirket av plantenæringsalter. Organisk materiale hadde også en viss forekomst, og dette tilføres trolig vesentlig i form av vanlig husholdningskloakk.

6. HAUGLANDSDALSVASSDRAGET

TILSTAND:

Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. H1	II	III	III	II
St. H2B	II	II	I	IV
St. H3	II	II	II	II

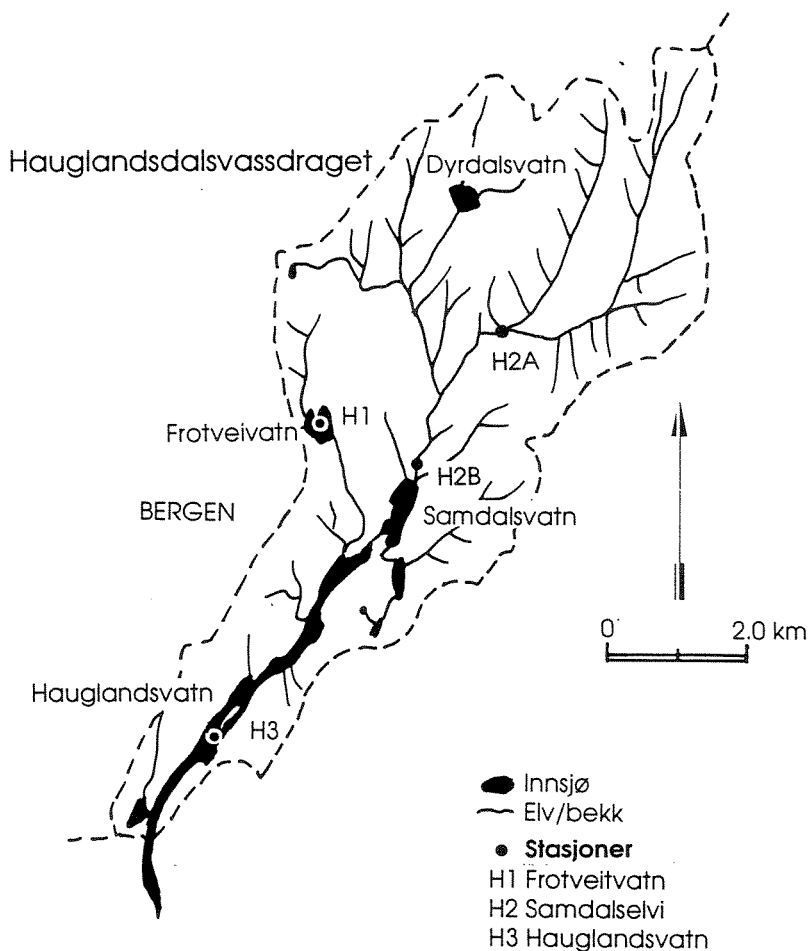
FORURENSNINGSGRAD:

Stasjon	Virkninger av:			
	For-suring	Nærings-salter	Organisk materiale	Tarm-bakterier
St. H1	1	3	2-3	2
St. H3	1	1-2	2	2

6.1. Beskrivelse

Hauglandsdalsvassdraget er nabovassdrag til Kalandsvassdraget og ligger øst for dette. Betegnelsen er en konstruksjon, og brukes her om den delen av Osvassdraget som ligger i Bergen kommune. Osvassdraget drenerer til Bjørnefjorden, og ble undersøkt i under SFT's overvåkingsprogram i 1982 - 84 (Aanes *et al.* 1986). Da ble også de øvre deler i Bergen kommune inkludert.

Den delen av vassdraget som ligger i Bergen kommune utgjør ca 47,6 km², dvs. nedslagsfeltet til Hauglandsvatnet (53 moh.). Dette er et langstrakt basseng i Haugsdalen (Fig. 6.1). Hovedtilførselen til Hauglandsvatnet kommer via Samdalselv, som får tilløp fra Hausdalen opp mot Gullfjellet og fra Brekkedalen opp mot Svingningen. Et par mindre vann (Dyrdalsvatn og Frotveivatn) drenerer nordfra til Samdalselv og Haugsdalsvatnet (Fig. 6.1). Høyeste punkt i nedslagsfeltet er 963 m (Gullfjellstoppen). Det meste av nedslagsfeltet er fjell og skog, men langs vassdraget er det spredt bebyggelse og en del gårdsbruk. Berggrunnen består vesentlig av gneiss og gabbro, som er utpreget tungt forvitrelige. Løsmassene er i hovedsak begrenset til arealene under den marine grense på 58 moh., og er beskjeden i omfang i Haugsdalen. Vannkvaliteten i vassdraget må derfor forventes å være generelt ionefattig, også på næringsalter, i sin naturtilstand.



Figur 6.1. Oversiktskart over Hauglandsdalsvassdraget med prøvestasjoner.

6.2. Frotveitvatnet (St.H1)

Frotveitvatnet (253 moh.) har et nedslagsfelt på 4,67 km², dominert av skog og snaufjell. Rundt selve vannet er det noe gårdsdrift og en del hytter. Innsjøen har et areal på 0,159 km², maks dyp på 36 m, og et snitt dyp på 15,5 m. Volumet er 2,45 mill m³. Universitetet i Bergen har benyttet vannet i forskning og undervisning i flere år.

Hydrografi

Frotveitvatnet var stabilt skiktet gjennom hele perioden. Sprangskiktet lå rund 5 m dyp i juni, og da høstomrøringen nærmet seg i oktober, lå den skarpeste temperaturgradienten ned mot 8 m dyp.

Oksygenforholdene ble dårligere i dypvannet sent på sesongen. I juni (elektrodemålinger) var metningsgraden 100% eller høyere så langt vi målte (15 m). I oktober målte vi en metningsgrad synkende fra 84% i overflaten til 48 % på 26 m (målinger med Winkler-metoden). Samtidig ble en elektrode kalibrert med Winkler-målingene, og viste synkende metning til 4% på 34 m dyp.

Tabell 6.2. Målinger fra dybdeprofil i Frotveitvatnet 12.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode.

Dyp	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farge mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
blpr 0-8	-	-	-	6,23	3,8	0,8	47,0	345	19	-
1	8,2	9,95	84	6,09	3,8	0,9	45,5	325	19	6
10	5,9	9,52	76	5,85	4,6	0,6	23,8	260	13	6
26	4,2	6,31	48	5,37	5,2	1,2	14,8	275	16	8

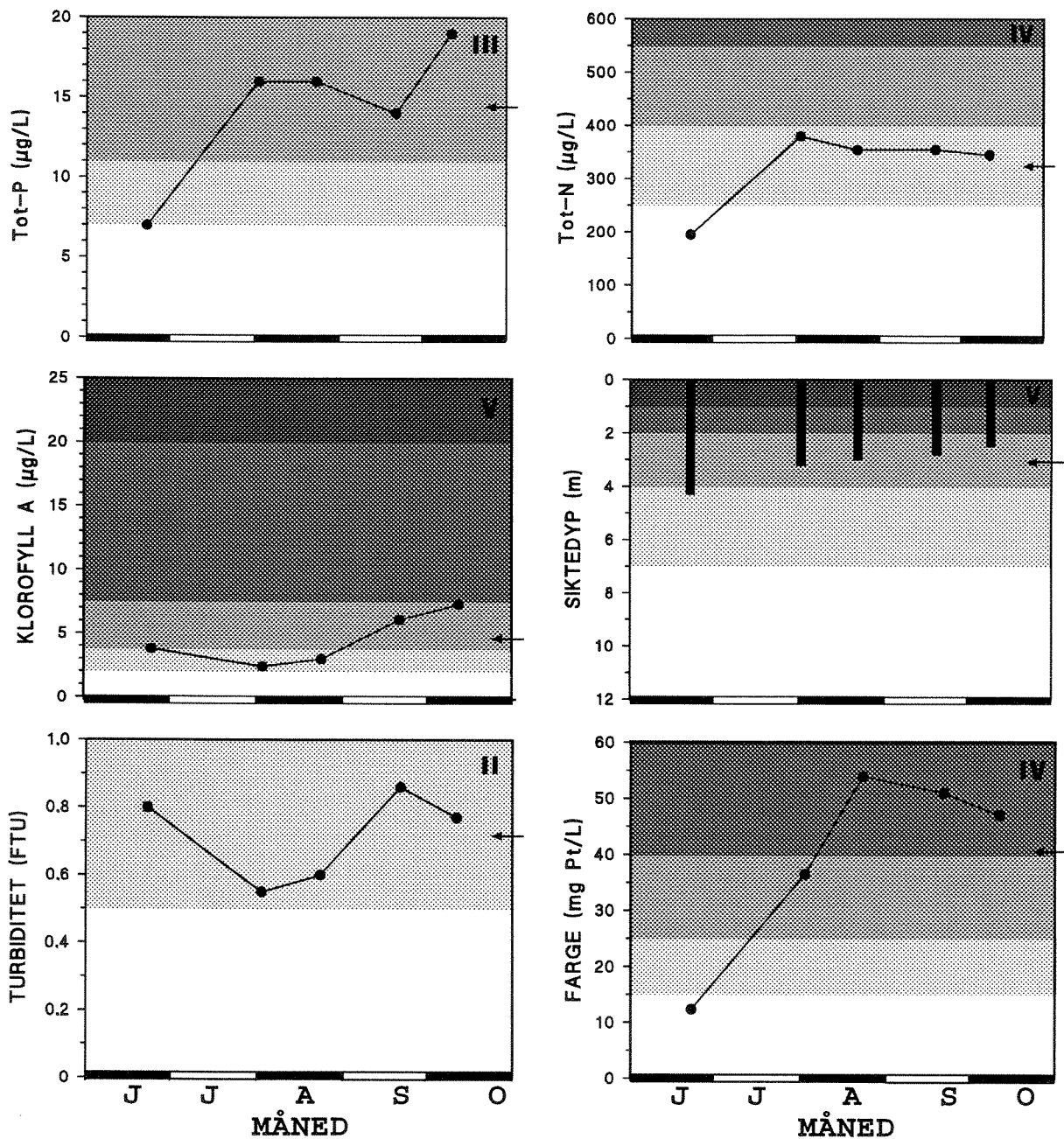
Siktedypet (Tabell 6.1, Fig. 6.2) varierte fra 4,3 m i juni til 2,8 m i september. Vannet var gjennom hele sesongen brunlig på farge, som følge av et betydelig innhold av humus. Tilstandsklassen for siktedyp blir III.

Vannkvalitet

Konduktiviteten lå i gjennomsnitt på 4 mS/m (Tabell 6.1), og var høyest i juni. pH varierte heller ikke mye, og lå i snitt på 6,11 (tilstandsklasse II).

Total-fosfor lå på 7 µg/l i juni, og økte til 19 i oktober. Snittverdien var 14,4 µg/l (Tilstandsklasse III). Total-nitrogen lå i snitt på 326 µg/l, og varierte fra 195 til 380 µg/l. For nitrogen ble tilstandsklassen II.

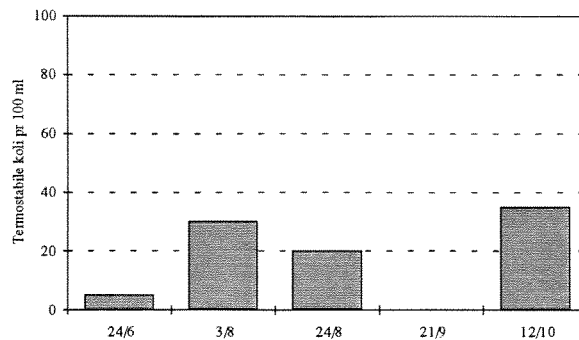
Fargetallet var høyt i Frotveitvatnet, med en snittverdi på 40 mg Pt/l. I juni var verdien bare 12,4, men økte kraftig over sesongen med en topp i august (Fig. 6.2). Tilstandsklassen for løst organisk materiale blir IV. Partikkelinnholdet var moderat, med en gjennomsnittlig turbiditet på 0,72 FTU (tilstandsklasse II). Variasjonen var ubetydelig for denne parameteren.



Figur 6.2. Vannkjemiske målinger fra St. H1. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre). I midten algebiomasse (til venstre) og siktedyb (til høyre). Nederst partikkelinnhold (til venstre) og farge (løst organisk materiale, til høyre). Alle målinger unntatt siktedyb er fra blandprøver i skiktet 0 - 10 m dyp. En pil i høyre kant markerer middelverdien for hver parameter. I hver figur er områdene for tilstandsklasser høyere enn I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se Kap. 2.

Tarmbakterier

Bakteritallene i Frotveitvatnet var lave, men bakterier ble påvist ved alle prøvtakinger unntatt september. Høyeste tall var 35 pr 100 ml (i oktober). Tilstandsklassen blir II. Siden bakteriene nesten konstant var tilstede, tok vi også en prøve i innløpselven i oktober. Denne viste 125 koli pr 100 ml, og viser at en del av tilførselene kommer med elva. En kan ellers mistenke både gjødsling på innmark og utslipp fra hyttene rundt vannet.



Figur 6. 3. Termotabile kolibakterier på St. H1 (antall pr 100 ml)

Planteplankton

Biomassen av planteplankton var i gjennomsnitt 4,5 µg/l klorofyll a. Mengden var lavest om sommeren, og steg til en max. verdi på 7,3 i oktober (Fig. 6.2).

Det var forholdsvis få arter og grupper som dominerte i planteplanktonet (Tabell 6.3, bakerst i kapitlet). Små uidentifiserte celler og små flagellater dominerte antallsmessig, og enkelte arter grønnalger forekom også i høye tettheter. Ellers var det ingen nevneverdige forekomster av blågrønnalger, og det var uvanlig lite kiselalger i innsjøen.

Dyreplankton

Dyreplanktonet i Frotveitvatn er tildels kjent også fra Universitetets undersøkelser, som bl. a. har tatt for seg døgnaktiviteten til insektlarver i planktonet. Resultater fra 1993 er vist Tabell 6.4 (bakerst i kapitlet). Samfunnet ble i 1993 dominert av vannloppene *Daphnia* og *Bosmina*, samt hoppekreps av slekten *Cyclops*. Artslisten viser ellers et godt mangfold, og en rekke arter ble registrert i lave tettheter.

Det bør nevnes at hjuldyret *Keratella serrulata* er registrert som enkeltindivider ved to anledninger. Denne arten er ikke vanlig i dyreplankton, med unntak for sterkt humøse eller forsurete innsjøer (Hobæk & Raddum 1980). Enkelt-individer av svevemygglarver (*Chaoborus flavicans*) forekom i prøvene, og denne populasjonen er godt kjent fra tidligere. Den viser en markert døgnvandring, og oppholder seg i bunnsedimentene på dagtid. Arten er utsatt for predasjon fra fisk, og auren i Frotveitvatnet beskatter planktonsamfunnet til en viss grad. Et moderat beitepress fra fisk ser generelt ut til å fremme artsmangfoldet i dyreplankton.

Næringssaltbelastning av Frotveitvatnet

Forventet naturtilstand mhp. fosfor er tidligere anslått til 6 µg/l (Johnsen *et al.* 1992). Nitrogeninnholdet kan neppe ventes å ligge naturlig høyere enn 150 µg/l, og naturtilstand for klorofyll a

anslås til 3 µg/l. Vurderingsgrunnlaget gir da forurensningsgrad 4 for fosfor, og grad 2 for nitrogen og klorofyll. At klorofyllmengden er lavere ventet henger trolig sammen med dårlige lysforhold, siden innholdet av humus er så høyt. Samlet vurdering blir forurensningsgrad 3 for virkning av næringssalter.

Basert på tilstand i innsjøen i 1993 kan tilførslene beregnes til 210 kg P pr år, mens innsjøens øvre grense for belastning er ca 108 kg (FOSRES). Med normale nedbørmengder ligger denne grensen på ca 130 kg P. Estimert fra 1993 samsvarer nesten perfekt med de teoretisk beregnede tilførsler på 212 kg P (Johnsen *et al.* 1992). Tilførsler fra gjødsel ble da estimert til 91 kg, og fra kloakk til 46 kg P. For å kunne tilfredsstille avlastningsbehovet for fosfor (vel 100 kg i 1993) er det altså ikke nok å eliminere kloakktilførslene. Hvis tilførslene fortsetter som idag, er det grunn til å vente en forverring av tilstanden i innsjøen.

Vannkvaliteten i Frotveitvatnet var preget av et høyt innhold av humus. Sammen med nedbrytning av innsjøens egen biologiske produksjon bidrar dette til den organiske belastningen ved å forbruke oksygen. Et høyt innhold av humus må selvsagt også regnes til innsjøens naturtilstand, og en viss reduksjon av oksygen i dypvannet er naturlig i stagnasjonsperiodene. Forventet naturtilstand er her vanskelig å estimere, men er satt til 20 % oksygenmetning nær bunnen. Vår måling av 4% metning på 34 m (bunnen var her på 35 m) gir en forurensningsgrad på 3 (sterkt forurensset). Oksygenmåling med elektrode er imidlertid usikkert ved så lave oksygenmengder. En sikker Winkler-måling på 26 m gav 48 % metning, og en forventet naturtilstand på 75 % metning gir forurensningsgrad 2.

Fortsatt tilførsel av næringssalter til Frotveitvatn kan medføre en forverring av oksygenforholdene. Dette vil være svært ugunstig for den videre utvikling i innsjøen, og bør møtes med tiltak.

6.3. Samdalselv

Basert på undersøkelsene i Osvassdraget 1982 - 84, valgte vi å legge to stasjoner på i Samdalselva.. Den øverste stasjonen (St. H2A) ligger ovenfor bebyggelsen, og ble brukt som referansestasjon (se Fig. 6.1). Den nedre stasjonen (H2B) ligger i et strykområde like ovenfor Samdalsvatnet, og elva renner her gjennom innmarken til flere gårdsbruk. Stasjon H2A ble prøvetatt for vannkjemi og bunndyr i mai, og for begroing i september. Den samme elvestekningen var også med ved en undersøkelse av forsuringsparametre i oktober. Stasjon H2B ble rutinemessig prøvetatt som de andre elvestasjonene i programmet.

6.3.1. Samdalselv øvre stasjon (St. H2A)

Vannkvalitet

Vannkjemiske målinger er vist i Tabell 6.1. Vannkvaliteten var ganske lik målingene fra 1982-84, med lavt ioneinnhold og brukbar pH rundt 6,10 (tilstandsklasse II). Av næringssalter ble det i mai målt 1 µg/l total.fosfor, og 270 µg/l total-nitrogen. I oktober ble det ikke målt fosfor. Total-nitrogen lå da på 185 µg/l, hvorav nitrat-nitrogen utgjorde 125 µg/l. Innholdet av organiske stoffer var svært lavt for alle parametre (Tabell 6.1). Videre diskusjon av forsuringsparametre finnes i avsnitt 6.5.

Begroing

Begroingsamfunnet bestod av organismer som vanligvis vokser i næringsfattig og/eller lite forurenset vann. Grunnet vannets næringsfattige karakter var mangfoldet ikke stort. Organismer som trives i surt vann hadde stor forekomst, men arter som forsvinner når pH blir lavere enn ca. 5.7, f.eks. *Hydrurus foetidus* hadde også markert forekomst. Det tilsier at selv om vannet er noe surt er pH vanligvis over 5.7. Begroingen hadde ikke stor mengdemessig forekomst. Dette skyldes dels den næringsfattige vannkvaliteten, og dels noe ustabile fysiske forhold. Tilstandsklasse I.

Bunndyr

Stasjon H2A ligger oppstrøms jordbruksaktivitetene i Samdalen i et vakkert parti av vassdraget med særs klart vann og et substrat bestående stein og grus. På grunn av store vannstandsvariasjoner er substratet i perioder noe ustabil. Bunndyrmaterialet fra overvåkingen i 1993 viste at St. H2A hadde den desidert laveste bunndyrtetthet som ble registrert ved denne undersøkelsen. Totalt ble det funnet 200 individer. Dette er knapt 3% av den bunndyrtettheten som ble registrert på St. K4 nederst i Kalandsvassdraget. Faunaen var i 1993, som ved undersøkelsen i 1982 -83, dominert av steinfluer, og deretter følger fjærmygg. Disse to gruppene utgjør til sammen 87 % av individene i materialet. Totalt i materialet ble det funnet 6 arter fra hovedgruppene: Steinfluer, døgnfluer og vårfluer. Av disse var det fem steinfluearter og en vårflue. Døgnfluer ble ikke registrert i materialet. Den totale mangel på døgnfluer på St. H2A tilskrives variasjoner i vannets pH-verdi. Erfaring fra sur nedbør forskning de siste årene har vist at døgnfluene (og da særlig artene fra familien Baetidae) er særlig ømfintlige for lave pH verdier (Bækken og Aanes 1990). Resultatene fra bunndyrundersøkelsen i 1993 avspeiler en næringsfattig vannkvalitet som er markert påvirket av perioder med lave pH verdier. Vassdragsavsnittet har dårlige produksjonsforhold for næringsdyr for fisk, som også i perioder må være påvirket av den ionefattige og sure vannkvaliteten.

6.3.2. Samdalselv nedre stasjon (St. H2B)

Denne stasjonen ligger midt i jordbruksområdet i Samdalen. Området er idyllisk, og vi observerte fin fisk i elva under befaringene. I perioder om sommeren var det iøynefallende begroing av sopp og/eller bakterier på elvebunnen. Dette skyldes vanligvis avløp fra silo eller gjødselkjeller. Et drenerør munner like ved stasjonen, og soppveksten var særlig kraftig like nedenfor dette. Prøvene er tatt like ovenfor dette utslippet i et strykområde.

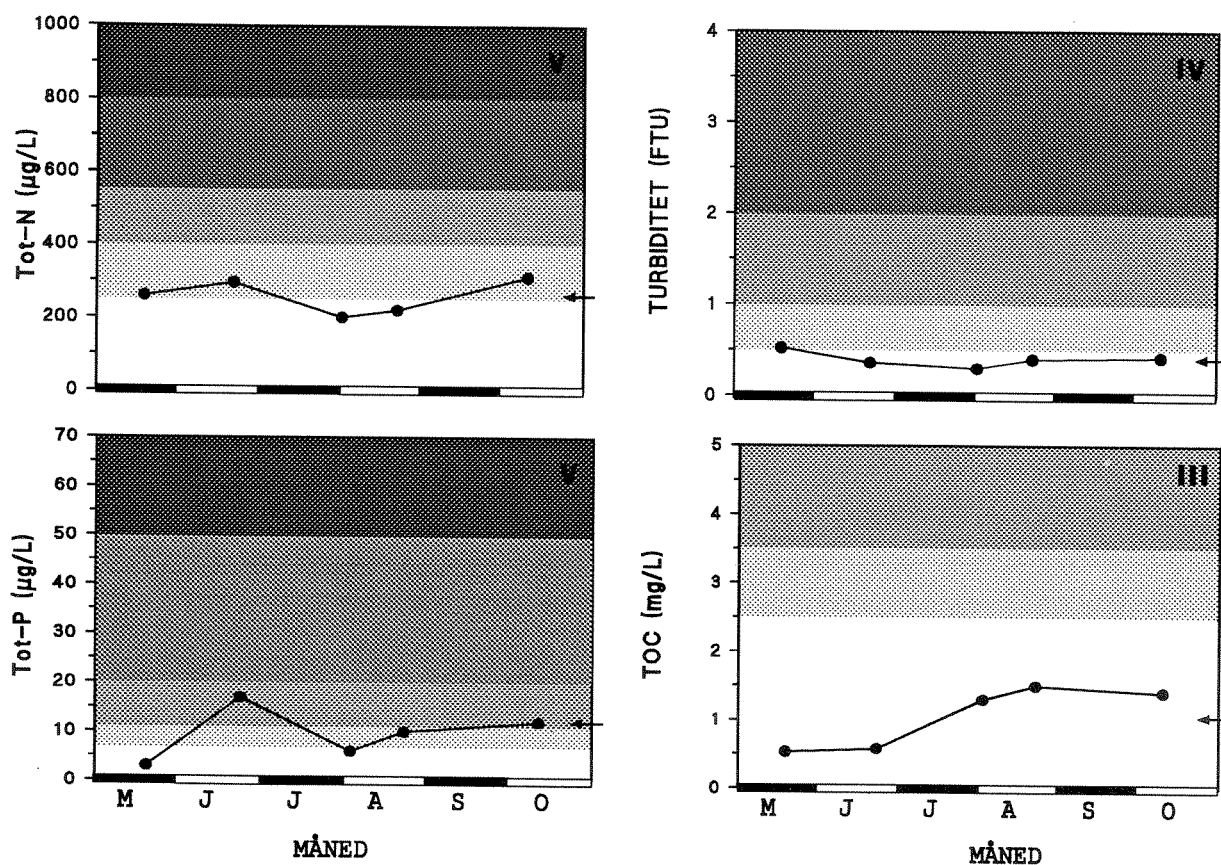
Vannkvalitet

Ioneinnholdet her var ikke merkbart høyere enn på den øvre stasjonen, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 2,8 mS/m (Tabell 6.1). Også pH lå på samme nivå (snitt 6,35; tilstandsklasse II). Derimot viste næringssaltene seg å ligge høyere (Fig. 6.3). Snittverdien for total-fosfor var 9,6 µg/l, og varierte fra 3 til 17 µg/l. For total-nitrogen var gjennomsnittet 257 µg/l. Tilstandsklassen blir II for begge næringssaltene.

Begge parametre for organisk innhold lå i tilstandsklasse I (Fig. 6.4). TOC var i snitt 1,06 mg/l, og varierte lite. Fargetallet steg fra 2,1 i mai til 14 i oktober, med en snittverdi på ca 8 mg Pt/l.

Vannprøven som ble tatt i september viste avvikende (høye) verdier for alle parametre, og er kuttet ut fra vurderingsgrunnlaget. Analysene er kontrollert og var riktige, men prøven var trolig konta-

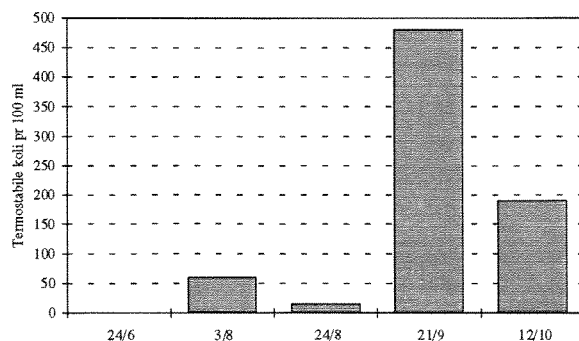
minert ved prøvetaking, da det ved analyse ble funnet mye trådformede partikler i flasken. En kan imidlertid ikke se bort fra at disse målingene kan representere en 'puls' av silosaft eller lignende i elven, og at cellene har vokst i flasken etter prøvetaking. Måleverdiene er tatt med i Tabell 6.1, men ikke inkludert i vurderingsgrunnlaget.



Figur 6.4. Måleresultater fra St. H2B. Til venstre næringssalter (total-nitrogen øverst og total-fosfor nederst). Til høyre partikkelinnhold (turbiditet, øverst) og TOC (totalt organisk materiale, nederst). En pil i høyre kant av hver figur markerer middelverdien. I hver figur er tilstandsklasser høyere enn klasse I skravert, mørkere skravering betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se Kap. 2.

Tarmbakterier

Termostabile kolibakterier ble påvist ved alle prøvetakinger, bortsett fra i juni (Fig. 6.5). Høyeste verdi ble målt i september, med 480 koli pr 100 ml. Tilstandsklassen var IV.



Figur 6.5. Termotabile kolibakterier på St. H2B (antall pr 100 ml).

Begroing

På denne lokaliteten består elveleiet vesentlig av små stein og grus. Dette gjør at elveleiet er ustabilt i perioder med høy vannføring, noe som hindrer at det bygges opp store mengder begroing i elva. Især får organismer som trenger lang tid på å etablere seg, eksempelvis moser, liten betydning. Arts sammensetningen var preget av næringskrevende og forurensningstolerante alger. Markert innslag av trådformede bakterier som lever av løst lett nedbrytbart organisk stoff, viser at lokaliteten tilføres lett nedbrytbart organisk stoff, etter alt å dømme fra kilder lokalt i området. Begroingsamfunnet var markert forskjellig fra stasjonen oppstrøms i vassdraget, St. H2A. Tilstandsklasse II-(III).

Det ble tatt prøver av et tilsig lokalt i stasjonsområdet. Her vokste bl.a. soppen *Leptomitus lacteus*. Dette tilsier lokale tilførsler av noe surt, lett nedbrytbart organisk stoff. Svært ofte skyldes dette siloutslipp eller beslektede utslipp.

Bunndyr

Data fra bunndyrundersøkelsen er presentert i sin helhet i Kap. 8. Bunnsubstratet på denne stasjonen bestod av stein og grus, men med et større innslag av sand enn på stasjonen lengre oppe. Bunndyrsamfunnene hadde på prøvetakingstidspunktet en langt rikere og mere variert fauna enn på St. H2A. Bunndyrtettheten hadde økt med mer enn 6 ganger og flere nye dyregupper ble registrert på denne stasjonen. Men fremdeles ble samfunnet dominert av steinfluer, hvor det ble registrert hele 6 arter (Tabell 8.2). Interessant er det også å legge merke til at døgnfluer nå ble registrert på stasjonen ved arten *Baetis rhodani*. Videre var dyregruppene biller og knott kommet med i materialet. Resultatene viser at avrenningen fra jordbruksaktiviteten oppstrøms stasjonen har hatt en gunstig innvirkning på vannkvaliteten, når det gjelder utviklingen av bunnfaunaen og derved næringsgrunnlaget for fiskeproduksjon. Stasjonen klassifiseres som middels næringsrik, og elveavsnittets resipientkapasitet ser ikke ut til å være overbelastet ved prøvetakingstidspunktet.

6.4. Hauglandsvatnet (St. H3)

Dette langstrakte vannet har et areal på 0,573 km², og et nedslagsfelt på 13,7 km². Middeldypet er ca 17 m, og største dyp er 37 m (data fra Aanes *et al.* 1986). Vanngjennomstrømmingen er betydelig, og teoretisk skiftes volumet nesten 14 ganger pr år ved normal nedbørmengde. I 1993 ble volumet teoretisk skiftet 10,5 ganger. Det finnes spredt bebyggelse langs innsjøen, og intet offentlig kloakksystem. Dessuten er det noe gårdsdrift i nedslagsfeltet. Innsjøen er tidligere vurdert til ha en belastning nær opptil sin tålegrense (Johnsen *et al.* 1992).

Hydrografi

Temperaturmålinger fra Hauglandsvatnet er vist i Tabell 6.8 (bakerst i kapitlet). Sprangskiktet lå rundt 8 m i juni, og ble mindre markert og trengt dypere ned utover sommeren og høsten. I oktober lå sprangskiktet mellom 12 og 15 m. Oksygenmålinger i juni (elektrode) viste overmetning (ca 110 %, som følge av rask oppvarming) ned til 20 m, som var dypeste måling. Målinger fra oktober (med Winkler-metoden) er vist i Tabell 6.9. Metningsgraden hadde da falt betraktelig, og lå på 56 % i den dypeste prøven fra 29 m. Bunnen var her på ca 31 m. Det er altså et betydelig forbruk av oksygen i innsjøen, men bunnvannet ble neppe oksygenfritt. Det er ellers interessant å legge merke til at fargetallet i bunnvannet er langt lavere enn i overflaten (Tabell 6.9).

Siktedypet lå på 8 m i juni, men sank til 4,5 m i september (Fig. 6.6). Fargen på vannet varierte fra blålig grønn i juni til brunlig gul i september, som følge av høyt humusinnhold i september. Denne variasjonen faller sammen med endringer i fargetallet (se nedenfor).

Tabell 6.8. Målinger fra dybdeprofil i Hauglandsvatn 12.10.93. Oksygen er målt med Winklers metode.

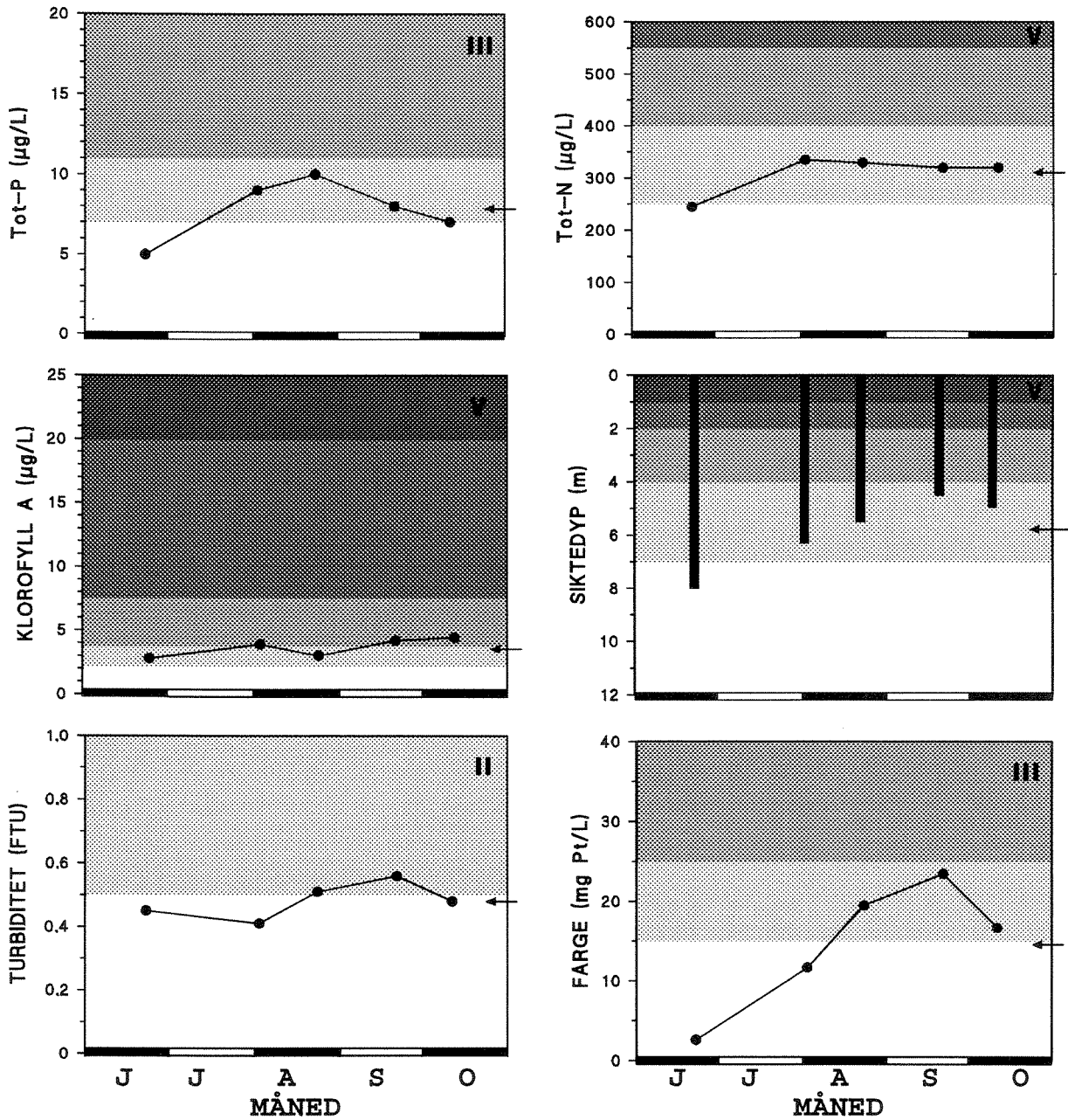
Dyp	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ metn %	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farg mg Pt/l	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	PO ₄ -P µg/l
blpr 0-10	-	-	-	6,28	3,2	0,5	16,7	320	7	-
1	9,9	9,84	87	6,25	3,3	0,3	15,7	310	7	2
17	6,1	9,25	75	5,67	5,5	0,3	3,8	355	2	<1
24	5,5	7,68	61	5,61	5,6	0,4	3,3	360	4	1
29	5,5	7,01	56	5,61	5,6	0,4	3,6	320	6	<1

Vannkvalitet

Ioneinnholdet i Hauglandsvatnet lå litt høyere enn i Samdalselv, med en gjennomsnittlig konduktivitet på 3,37 mS/m. Variasjonen var helt ubetydelig (Tabell 6.1). Dette gjelder også for pH, som lå stabilt rundt middelveiden på 6,25 (tilstandsklasse II).

Av næringssalter varierte total-fosfor mellom 5 og 10 µg/l (Fig. 6.6), og middelveiden var 7,8 µg/l. Total-nitrogen var i snitt 310 µg/l, og varierte lite (Fig. 6.6). For begge blir tilstandsklassen II.

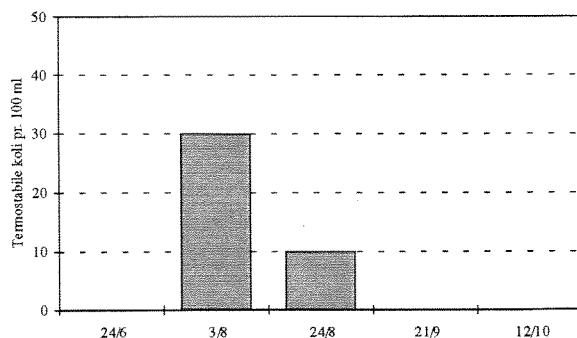
Innholdet av løst organisk stoff økte markert fra 2,6 mg Pt/l i juni til 23,5 i september (Fig. 6.6). Snittverdien var 14,8 mg Pt/l (tilstandsklasse I). Turbiditet (partikkelinnhold) lå lavt gjennom hele perioden, med et snitt på 0,48 FTU (tilstandsklasse I, Fig. 6.6)



Figur 6.6. Vannkjemiske målinger fra St. H3. Øverst næringssalter (total-fosfor til venstre og total-nitrogen til høyre). I midten algebiomasse (til venstre og siktedyb (til høyre). Nederst partikkelinnhold (til venstre) og farge (løst organisk materiale, til høyre). Alle målinger unntatt siktedyb er fra blandprøver i skiktet 0 - 8 m dyp. En pil i høyre kant markerer middelverdien for hver parameter. I hver figur er områdene for tilstandsklasser høyere enn I skraveret, mørkere skraveret betyr dårligere tilstand. For nærmere omtale av tilstandsklassene, se Kap. 2.

Tarmbakterier

Mengden tarmbakterier i Hauglandsvatnet var lav gjennom hele perioden (Fig. 6.5). Høyeste tall var 30 koli pr 100 ml i 3. august, og ved tre prøvetakinger var tallet <5. Tilstandsklasse blir II.



Figur 6. 7. Termostabile kolibakterier på St. H3 (antall pr 100 ml).

Plantep plankton

Biomassen av plantep plankton varierte fra 2,8 til 4,4 µg/l klorofyll, med et gjennomsnitt på 3,66 µg/l. Tilstandsklassen blir II, i samsvar med næringssalter og siktedyp.

Sammensetningen av plantep plankton er vist i Tabell 6.9 (bakerst i kapitlet). Grønnalger dominerte det meste av sesongen, men et innslag av blågrønnalgen *Snowella* dukket opp i juni. Denne arten har imidlertid begrenset indikatorverdi. Samfunnet viser ikke tegn til ubalanse.

Dyreplankton

Sammensetningen av dyreplankton er satt opp i Tabell 6.10 (bakerst i kapitlet). To arter av hoppekreps-slekten *Cyclops* dominerte hele sesongen (som larvestadier), sammen med vannloppen *Bosmina longispina*. Det var mange arter tilstede i Hauglandsvatnet. Samfunnet bærer preg av en viss beiting fra fisk (røye), men beitepresset er neppe særlig stort siden en storvokst art som *Heterocope* fantes i rimelig høy tetthet nesten hele sesongen. Samfunnet viste ingen tegn til påfallende ubalanse.

Mer bemerkelsesverdig er en fåtallig, men regelmessig forekomst av hjuldyret *Keratella serrulata*. Denne arten (som også ble registrert i Frotveitvatnet) opptrer ofte i forsurede innsjøer, og er en av de mest pålitelige indikatorartene for slik forurensning. Vi vet imidlertid lite om dens forekomst i en tidlig fase av forsureningen. Denne observasjonen føyer seg inn i en rekke vannkjemiske og biologiske tegn på at de øvre deler av Osvassdraget er inne i en forsureningsfase (se avsnitt 6.5). Mange av de dominerende dyreplanktonartene i Hauglandsvatnet vil være ømfintlige for økt forsurening.

Næringssaltbelastning til Hauglandsvatnet

Denne innsjøen har et stort nedslagsfelt og rask utskifting av vannmassene (10 x pr år). Naturtilstand for fosfor er tidligere anslått til 8 µg/l (Johnsen *et al.* 1992). For nitrogen benyttes igjen 200 µg/l som naturtilstand, og for klorofyll a 3 µg/l. Dette gir forurensningsgrad 3 for

nitrogen, 1 for fosfor og 1 for algebiomasse. Totalvurderingen blir forurensningsgrad 1-2 mhp. virkning av næringssalter. Fosformengdene avviker ikke merkbart fra forventet naturtilstand, og det er bare den høye nitrogenmengden som tilsier forurensningsgrad 2. Med bakgrunn i målingene høyere opp i vassdraget, synes det klart at en vesentlig del av nitrogentilførslene kommer fra langtransportert forurensning.

Basert på data om avrenning, middeldyp og volum samt fosfor-målingene fra 1993, kan tilførselen til Hauglandsvatnet vha. FOSRES beregnes til 1090 kg P pr år. Dette er noe høyere enn innsjøens tålegrense ifølge FOSRES, men dette skyldes at modellen setter 7 µg/l som høyeste aksepterte middelverdi av P. Det synes ikke å være noe akutt avlastningsbehov i denne innsjøen. Ved normale nedbørforhold gir modellen en maksimal akseptabel belastning på 1260 kg P pr år.

Johnsen *et al.* (1992) har teoretisk beregnet fosfortilførslene til 1657 kg P pr år, og gjødsel og kloakk skal stå for hhv. 369 og 280 kg P pr år. Totalanslaget er antagelig noe høyt vurdert ut fra 1993-dataene.

Oksygenforbruket i Hauglandsvatnet viser at den organiske belastningen er markert, selv om vi ikke finner noe alvorlig oksygenvinn. Dersom vi setter forventet naturtilstand mhp oksygenmetning i dypet til 80 %, blir forurensningsgraden 2 (moderat forurenset) for organiske stoffer.

6.5. Forsuringsundersøkelser i øvre deler av vassdraget

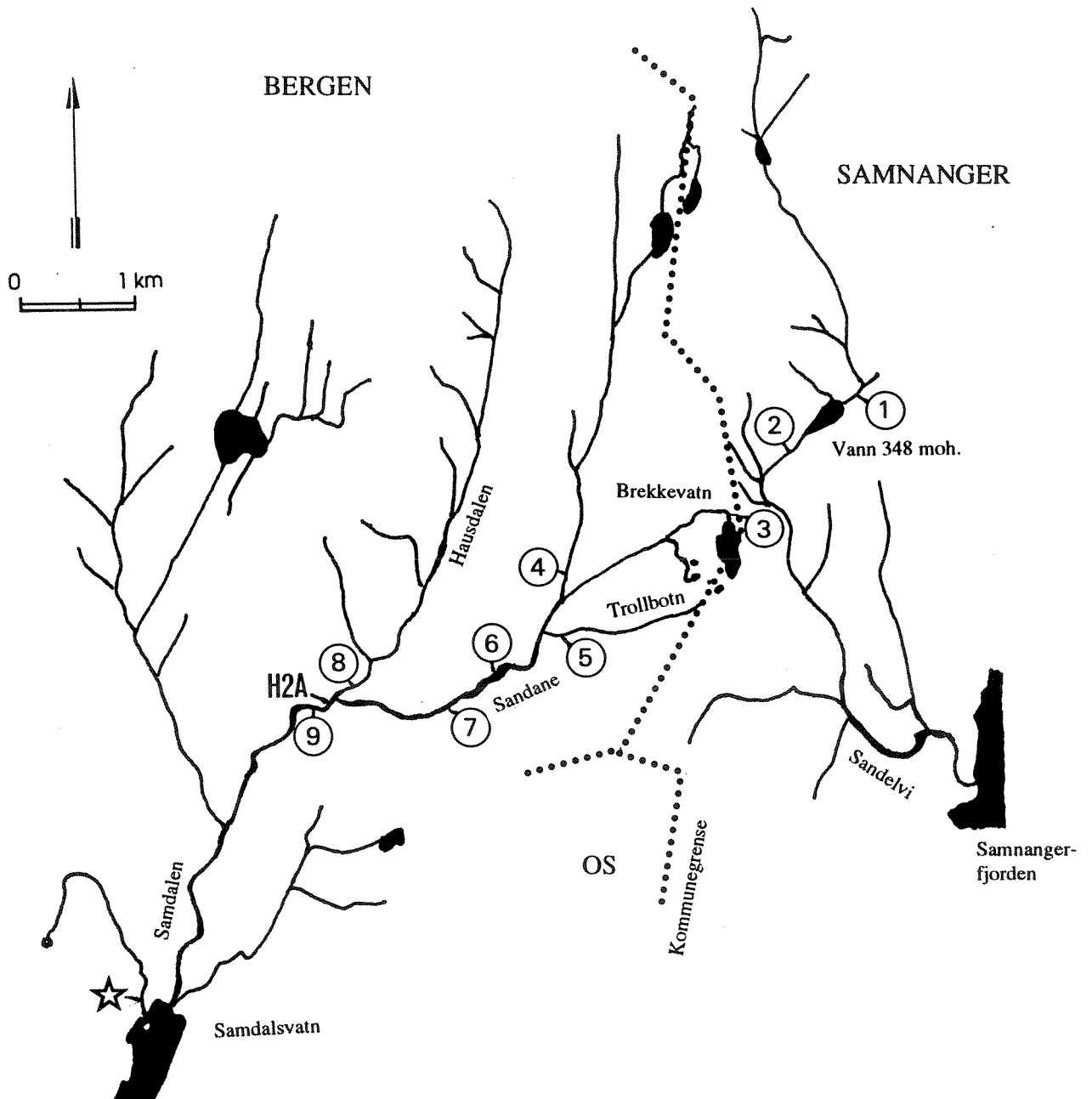
6.5.1. Innledning

Befaring ble foretatt av Vilhelm Bjerknes og Anders Hobæk ved NIVA Vestlandsavdelingen 22.10.93. Foranledningen var at linjemontører hadde observert død fisk i et av de øverste vannene i Brekkedalen i august. Fisken var da delvis gått i oppløsning, og hadde trolig vært død i mange uker.

Under befaringen fant vi at det aktuelle vannet var et navnløst vann 384 moh. Vannet drenerer via Sandelvvassdraget til Samnanger. Vannskillet mellom Osvassdraget og Sandelvvassdraget går like nedenfor det aktuelle vannet, og ut fra terrenget er det lett å tro at vannet hører til Osvassdraget.

Befaringen omfattet 9 stasjoner/elvestrekninger dels i det øvre området og dels nedover langs Osvassdraget. St. 9 ligger omtrent 100 m nedenfor St. H2A. En skisse over det befarte området er vist i Fig 6.8 nedenfor, og stasjonene er kartfestet i Tabell 6.12.

Det ble tatt vannprøver for kjemisk analyse, prøver av begroing, sparkeprøver (bunndyr) og fisket med elektrisk fiskeapparat. Elfiske ble foretatt med én gangs overfiske av den enkelte elvestrekning. All fisk ble sluppet ut igjen etter lengdemåling. Tabell 6.12 viser hva som ble utført på den enkelte stasjon. Ved retur til lab ble det umiddelbart målt pH (Tabell 6.12), og prøver ble deretter sendt NIVA for videre analyse.



Figur 6.8. Oversikt over befaringsområdet, med stasjonene 1 - 9. Også St. H2A fra resipientundersøkelsene er vist. En stjerne markerer lokalitet for en pH-måling nevnt i teksten.

Tabell 6.12. Oversikt over stasjoner og undersøkelser ved befarings i kildeområdene til Osvassdraget 22.10.93.

Stasjon	Beskrivelse	UTM-koordinater	Vann prøve	pH	Be-groing	Bunn dyr	El-fiske strekning
1	Innløpselv Vann 348	32VLM130958		5,45	x	x	100 m
2	Utløpselv Vann 348	32VLM124955	x	5,58	x		200 m
3	Utløpsbekk Brekkevatnet	32VLM120950	x	5,58			20 m
4	Tverrelvi fra Gullfjellet	32VLM108947	x	6,57			
5	Bekk i Trollebotn	32VLM105942	x	6,47			
6	Hovedelva ved Sandane	32VLM101939	x	6,07		x	50 m
7	Hovedelva nedenf. Sandane	32VLM098937					50 m
8	Sideelv fra Hausdalen	32VLM089939	x	6,23			
9	Hovedelv øverst i Samdalen	32VLM086937	x	6,26			50 m

6.5.2. Resultater

Vannkjemi

Allerede de innledende pH-målingene tydet på at det øverste området i Osvassdraget er preget av forsurening (Tabell 6.12), med verdier ned til 5,6 i en gunstig periode med lite nedbør. De videre analyser bekrefter dette inntrykket (Tabell 6.13). På grunnlag av målingene er det beregnet ANC (Acid Neutralizing Capacity, eller syrenøytraliserende evne). Ved befaringsstidspunktet var ANC nær null på de øverste stasjonene, og noe høyere lenger ned langs Osvassdraget. Dette henger sammen med at lavt innhold av kalsium og magnesium gir svært lav bufferkapasitet. For fisken er innholdet av aluminium den viktigste faktoren, og hvilken form aluminium foreligger i. Al-innholdet var høyest på de to øverste stasjoner, men ikke spesielt høyt sammenlignet med forsurede områder ellers i Hordaland. Imidlertid var en stor andel av aluminium tilstede som labilt aluminium på St. 2 og 3 (Tabell 6.13), og det er denne fraksjonen som er giftig.

Tabell 6.13. Vannkjemiske analyser ved befarings i kildeområdene til Osvassdraget. Prøvedato 22.10.93

Stasjon	pH	KOND mS/m	ALK mmol/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ -N µg/l	TOT-N µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Al/R µg/l	Al/II µg/l	Al/La µg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
2	5,54	1,92	0,027	2,9	2,2	250	320	0,76	0,30	1,80	0,11	32	10	22	0,38	-1,7
3	5,58	2,92	0,028	5,9	2,5	134	210	0,79	0,43	3,49	0,11	35	20	15	0,57	1,5
4	6,52	2,36	0,061	3,3	2,5	160	195	1,44	0,37	2,27	0,09	<10	<10	0	0,41	46,9
5	6,41	2,48	0,054	3,8	2,8	134	200	1,42	0,37	2,37	0,09	14	10	4	0,54	31,7
6	6,19	2,36	0,041	4,0	2,5	142	190	1,01	0,35	2,56	0,09	<10	10	0	1,2	17,9
8	6,28	3,06	0,052	4,9	3,5	91	175	1,21	0,46	3,46	0,25	14	10	4	0,8	37,7
9	6,11	2,69	0,046	4,4	3,1	125	185	1,08	0,4	2,99	0,15	<10	<10	0	0,46	23,2

Noen av sideelvene i området hadde langt bedre vannkjemi. Dette gjelder spesielt Tverrelvi (St. 4) og elva fra Hausdalen (St. 8), og til en viss grad også bekken i Trollbotn (St. 5). I disse lå ANC over 30 µekv/l. Hovedelven (St. 6 og 9) viser som ventet en vannkvalitet imellom disse ytterpunktene, siden den er en blanding av vann fra disse kildene.

Ved beregning av tålegrenser for forsuring er det vanlig å sette denne til ANC = 20 $\mu\text{ekv/l}$ for laksefisk (Lien et al. 1989; 1991; Henriksen et al. 1993). Når ANC er lavere enn dette, kan fisken (særlig yngel og ungfisk) lett bli utsatt for stress og dødelighet under episoder med sur avrenning. Sannsynligvis har ANC aldri vært særlig høy i de øverste delene av dette området, som er utpreget karrig med bart fjell, lite løsmasser og tynt jordsmonn. Dette gjenspeiles i lavt ioneinnhold og liten eller ingen buffekapasitet mot forsuring.

Begroing

På St. 1 og 2 var store deler av elvebunnen dekket av 'grønske'. Dette gjaldt spesielt St. 2, der dekningsgraden og tykkelsen av begroingen var uvanlig stor. Denne begroingen besto nesten utelukkende av grønnalgen *Horomidium cf. rivulare*. Arten er tolerant overfor forsuring, men kan også finnes også under andre forhold. Indikatorverdien av disse observasjonene er derfor liten, men forekomsten er bemerkelsesverdig.

Bunndyr

Prøvene ble bearbeidet av Gunnar G. Raddum ved Zoologisk Institutt, Universitetet i Bergen. Det var svært få dyr i prøvene (Tabell 6.14), og blant disse var det ingen forsuringfølsomme arter. Slike arter finnes f. eks. blant døgnfluer, som manglet fullstendig, og blant steinfluer. De sistnevnte var det mange av på begge stasjoner, men artene som forekom er alle forsuringstolerante.

Tabell 6.14. Bunndyr. Antall individer av ulike grupper.

GRUPPE	ST.1	ST. 6
Nematoder	1	0
Midd	1	1
Tovinger	6	3
Døgnfluer	0	0
Steinfluer	18	66
Fjærmygglarver	7	6
Knottlarver	1	1

Fisk

Ved innløpet til Vann 348 (nedenfor St. 1) ble det observert to aurer i strandkanten. Den ene ble fanget med hov, og var en gytemoden, delvis utgytt hun på 21 cm. Vi fant ingen spor etter den døde fisken som var observert i august, men etter beskrivelsen vi fikk kan det neppe være tvil om at det dreier seg om den samme lokaliteten.

Registreringene med elfiske er oppsummert i Tabell 6.15. I tilløpsbekken med St. 1 var substratet stein/blokk fra 5 til 30 cm, og mindre områder med grus egnet som gytesubstrat. Elfisket ga ikke fisk.

På St. 2 (utløpselv fra Vann 348) var elvebunnen overgrodd av påvekstalger, med bare mindre partier uten begroing. Elven er variert med hensyn til strømhastighet og substrat, og har i utgangspunktet gode oppvekstområder for fiskeunger. Den uvanlig kraftige begroingen gjør den imidlertid mindre egnet. Det ble ikke observert fisk, og elfisket ga ikke fangst.

Tabell 6.15. Fangster med elektrisk fiskeapparat. Antall fisk totalt, og antall årsyngel (0+)

Stasjon	Antall fisk	Antall 0+
1	0	0
2	0	0
3	0	0
6	0	0
7	2	0
9	8	6

I utløpet av Brekkevatn (St. 3) var begroing ikke iøynefallende. Elfisket ga ikke fangst.

St. 6 ligger på en relativt flat elvestrekning ved Sandane. Elvebunnen er lite begrodd, med variabel vannhastighet, substratstørrelse, og gode gyte- og oppvekstvilkår. Elfisket ga ingen fangst.

St. 7 ligger på en strekning som veksler mellom kulper og stryk, og har gode gyte- og oppvekstforhold. Avfisking av 50 m elvestrekning ga fangst av 2 aure på henholdsvis 80 og 100 mm, samt én observasjon av fisk. Fisketettheten synes meget lav i forhold til egnethet.

St. 9 ligger i øvre del av innmark i Samdalen, like nedenfor St. H2A. Fiske over 50 x 3 m gav 8 fisk, hvorav 6 stk 0+ (dvs. alder under én vinter, altså fisk klekket våren 1993). Fiskelengdene var 96, 88, 56, 46, 45, 43, 36, og 35 mm. Fisketettheten var også her i underkant av forventet.

Det ble altså ikke observert fisk på noen av elvestrekningene ovenfor St. 7, og heller ikke her ble det fanget noen 0+. Denne aldersgruppen fant vi ikke før vi kom ned på St. 9. Dette er uventet, da strøm- og substratforhold skulle gi gode oppvekstforhold for fiskeunger. Siden det ble fanget gyteklar fisk i Vann 348, må det regnes som sannsynlig at elvestrekningene nedenfor har vært oppvekstområde tidligere. Inntrykket fra fisket er ganske klart at de øvre delene er forsuringsskadd, og at ungfisk ikke har overlevd til tross for ellers gode forhold.

6.5.3. Vurdering

Så vidt vi kjenner til, er det ikke tidligere registrert fiskedød i dette området. Informasjonen i dette tilfellet er riktignok ubekreftet, idet vi ikke fant rester av fisken som var observert i august. Det kan tenkes at denne fiskedøden var et resultat av en sjøsaltepisode under uværet i januar 1993. Denne episoden førte til en puls av surt, giftig vann i en rekke vassdrag på Vest- og Sørlandet (se Hindar *et al.* 1993).

Om den døde fisken i Vann 384 virkelig kan ha ligget helt fra sjøsaltepisoden, er fortsatt uklart. Det er mulig at effekten har vært forsinket i de høyereliggende delene, der nedbøren har falt som snø. Isen har neppe gått før sent i mai 1993, og observasjonen ble gjort i august.

I forbindelse med sjøsaltepisoden ble det 12. februar gjort en del pH-målinger i vassdraget (Åtland & Barlaup, pers. medd.). En av disse ble tatt ved vår St. 8 (elv fra Hausdalen), og viste pH 5,8 og

konduktivitet 4,4 mS/m. Til sammenligning var denne stasjonen en av de beste i oktober, med pH 6,28, konduktivitet 3,06 mS/m, og ANC på 37 $\mu\text{ekv/l}$. Disse observasjonene tyder på at sjøsaltepisoden har påvirket vannkvaliteten markert i hele området. I en sidebekk til Samdalsvatnet ble pH målt til 4,9 - 5,1 ved samme tidspunkt. Denne bekkens kilder ligger like ved Frotveit. Stasjonen er angitt med en stjerne på Fig. 6.8.

De vannkjemiske målingene viser klart at de øverste delen av Osvassdraget er forsuringsfølsomme. Prøvene ble tatt i en periode med lite nedbør og lav vannføring, og representerer trolig en forholdsvis gunstig vannkvalitet for området. Med så lav bufferkapasitet er det liten tvil om at vannkvaliteten kan være betydelig surere og giftigere under episoder med surt nedfall. Resultatene viser også at enkelte sideelver har bedre bufferkapasitet, sannsynligvis fordi nedslagsfeltene ihvertfall flekkvis kan ha noe gunstigere berggrunnen. Disse sideelvene bidrar også til å bufre hovedelven nedenfor.

Bildet av forsuringskader styrkes av observasjonene av bunndyr-sammensetningen, inklusive materialet fra St. H2A og H2B (se kapittel 8). En forsurings-indikerende hjuldyrart forekom også regelmessig så langt ned som i Hauglandsvatnet. Det er sannsynlig at området ovenfor sideelven fra Hausdal er ødelagt som gyte- og oppvekstområde for fisk. Fra naturens side har dette vært et godt oppvekstområde for aure og sjøaure, selv om produktiviteten i denne delen av vassdraget er relativt lav. Med dagens utsikter til utslippsreduksjoner av SO_2 og NO_x til atmosfæren, er det lite trolig at situasjonen vil bedre seg særlig de neste 10 år (Henriksen & Hindar 1993).

Tabell 6.1 Vannkjemiske målinger i Hauglandsdalsvassdraget (St. H1 - H3) i 1993.

STASJON	DATO	pH	Kond	TURB	FARG	TOC	Tot-N	Tot-P	Klf-A	Siktedyp	
H1 Frotveitvatn	24.Jun	6,04	4,80	0,80	12,4		195	7	3,8	4,3	
	03.Aug	6,05	4,22	0,55	36,5		380	16	2,4	3,2	
	24.Aug	6,03	3,61	0,60	54,0		355	16	3,0	3	
	21.Sep	6,21	3,41	0,86	51,0		355	14	6,1	2,8	
	12.Okt	6,23	3,83	0,77	47,0		345	19	7,3	2,5	
	SNITT	6,11	3,97	0,72	40,18		326	14,40	4,52	3,16	
H2A Samdalselv (øvre)	19.Mai	6,12	2,63	0,65	1,1	0,27	270	1			
	22.Okt	6,11	2,69			0,46	185				
H2B Samdalselv (nedre)	19.Mai	5,99	2,90	0,52	2,1	0,53	260	3			
	24.Jun	6,60	2,82	0,36	2,8	0,58	295	17			
	03.Aug	6,41	2,74	0,30	9,5	1,30	200	6			
	23.Aug	6,44	2,89	0,40	12,0	1,50	220	10			
	*	22.Sep	6,93	17,90	2,90	30,5	4,10	1050	91		
	12.Okt	6,30	2,70	0,42	14,2	1,40	310	12			
SNITT	6,35	2,81	0,40	8,12	1,06	257	9,60				
H3 Hauglandsvatn	24.Jun	6,26	3,93	0,45	2,6		245	5	2,8	8	
	03.Aug	6,19	3,46	0,41	11,7		335	9	3,9	6,3	
	24.Aug	6,15	3,16	0,51	19,5		330	10	3,0	5,5	
	21.Sep	6,37	3,06	0,56	23,5		320	8	4,2	4,5	
	12.Okt	6,28	3,24	0,48	16,7		320	7	4,4	4,95	
	SNITT	6,25	3,37	0,48	14,80		310	7,80	3,66	5,85	

* Denne prøven er muligens forurenset ved prøvetakingen, og er ikke regnet med i gjennomsnittsverdiene

Tabell 6.2. Temperaturmålinger (°C) i Frotveitvatn 1993.

Dyp	24.06	03.08	24.08	21.09	12.10
0	14,3	13,3	11,3	9,9	8,2
1	14,3	13,3	11,2	9,8	8,2
2	14,1	12,5	11,0	9,6	8,2
3	14,0	11,7	10,6	9,5	8,2
4	12,6	10,6	9,9	9,3	8,0
5	8,7	9,5	7,9	8,5	8,0
6	6,2	8,2	7,2	7,0	8,0
7	5,5	6,6	6,2	6,0	8,0
8	5,2	5,7	5,6	5,4	7,8
9	4,9	5,3	5,2	5,2	7,0
10	4,7	5,0	4,7	4,9	5,9
11	4,5	4,7	4,6	4,7	5,6
12	4,3	4,4	4,3	4,4	5,0
13	4,3	4,3	4,2	4,2	4,8
14	4,3	4,3	4,2	4,1	4,7
15	4,3	4,2	4,1	4,1	4,6
16	4,2	4,2	4,1	4,1	4,5
17	4,2	4,2	4,1		4,4
18	4,2		4,1		4,3
19	4,2		4,1		4,3
20	4,2		4,1		4,3
21			4,1	4,0	4,3
22			4,1		4,2
23					4,2
24					4,2
25			4,0		4,2
26					4,2
27					4,2
28					4,2
29					4,2
30					4,2
32					4,2
34					4,2

Tabell 6.4. Planteplankton i Frotveitvatn (St. H1) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 8 m dyp i innsjøen. Fåttallige arter er ikke tatt med

Dato	24.06.93	03.08.93	24.08.93	21.09.93	12.10.93
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.	8.800	13.300	26.500	2.200	1.500
Rhodomonas lacustris					
var. nanoplanktonica		11.500		17.800	
CHRYSTOPHYCEAE					
Mallomonas akrokomos			275.700		3.000
CHLOROPHYCEAE					
Ankyra judayi			373.500	186.800	4.400
cf. Koliella spiculiformis	80.000	253.800			
Korshikoviella limnetica			97.800		
Staurastrum sp.				8.800	3.400
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm	51.300.000	10.706.000	27.359.000	54.718.000	22.820.000
Små flagellater <10 µm	831.000	2.030.000	6.275.000	3.344.000	1.523.000

Tabell 6.5. Dyreplankton i Frotveitvatnet (St. H1) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 20 m dyp til overflaten.

H1 FROTVEITVATN 1993	24.Jun	03.Aug	24.Aug	21.Sep	12.Okt
MENGDE DYREPLANKTON	++++	+++	++	++	++
Vannlopper (Cladocera)					
Holopedium gibberum	+++	++	+	+	+
Diaphanosoma brachyurum			e		
Daphnia galeata			e		
Daphnia longispina	++	+++	++	+++	++
Bosmina longispina	+++	++	+++	+++	++
Polyphemus pediculus			e		
Hoppekreps (Copepoda)					
Eudiaptomus gracilis			e	+++	+++
Heterocope saliens			e		
Calanoide copepodittlarver	+	++	++		
Calanoide naupliuslarver				+	+
Cyclops abyssorum		+	+	+	+
Cyclops scutifer	++	+++	+++	+	++
Cyclops sp. copepodittlarver	+++	+++	++		+
Cyclopoide naupliuslarver	++++	++++	++++	++++	++++
Hjuldyr (Rotatoria)					
Keratella hiemalis	+	+		+	e
Keratella cochlearis		+		+	e
Keratella serrulata			e		e
Kellicottia longispina	+	+	+++	+	+++
Conochilus sp.	++	++	++	++	++
Polyarthra sp.				+	e
Asplanchna priodonta				e	
Tovinger (Diptera)					
Chaoborus flavicans larver		e		e	e
Vannmidd (Acari)					
Ubestemte arter		e			

Tabell 6.6. Begroingsobservasjoner på St. H2A, 27.09.93.

Fylke: Hordaland **Elv:** Hauglandsvassdraget
Kommune: 1201 Bergen **Stasjon:** Samdalselvi, Samdalen, H2A
Dato: 27.9.93 **UTM:** 32VLM 088 938

Elvens bredde: 4-8 m
Lysforhold, Gode - Middels - Dårlige: Gode
Vannføring, Høy - Middels - Lav: Lav
Strømhastighet, Fossende - Stryk - Rask - Moderat - Langsom: Rask

Substrat (dekkjikt i elv) prosent av ulike kategorier der begroingsprøve tas,

Leire:	Grus (0.2-2cm): 20	Stor stein (15-40cm): 30
Sand:	Små stein (2-15cm): 40	Blokker, svaberg: 10

Dekningsgrad (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

+ = enkeltfunn	2 = 5-12%	4 = 25-50%
1 = <5%	3 = 12-25%	5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med: x = liten forekomst, xx.= vanlig, xxx = stor forekomst

Viktige bergoingsorganismer (Dekningsgrad/mengde angitt i parentes):

Moser:	Racomitrium aciculare	1
	Scapania sp.	1
Alger:	Scytonematopsis starmachii	1
	Tolypothrix penicillata	1
	Schizothrix cf. lacustris	1
	Hormidium rivulare	1
	Xanth sp1 (uidentifisert Xanthophyce)	1
	Hydrurus foetidus	3
Nedbrytere:	Ingen nedbrytere av betydning registrert	

Tilstandsklasse: I

Kommentar:

Begroingsamfunnet bestod av organismer som vanligvis vokser i næringsfattig og/eller lite forurenset vann. Grunnet vannets næringsfattede karakter var mangfoldet ikke stort.

Organismer som trives i surt vann hadde stor forekomst, men arter som forsvinner når pH blir lavere enn ca. 5.7, f.eks. *Hydrurus foetidus* hadde også markert forekomst. Det tilsier at selv om vannet er noe surt er pH vanligvis over 5.7. Begroingen hadde ikke stor mengdemessig forekomst. Det skyldes dels den næringsfattede vannkvaliteten og dels noe ustabile fysiske forhold.

Tabell 6. 8. Temperaturmålinger (°C) i Hauglandsvatn (St. H3) i 1993.

DYP	24.06	03.08	24.08	21.09	12.10
0	15	13,6	12,2	10,3	9,9
1	15	13,6	12,1	10,2	9,9
2	14,9	13,5	11,9	10,2	9,9
3	14,7	13,5	11,5	10,2	9,8
4		13,4	11,3	10,1	9,8
5	14,6	12,3	11	10,1	9,8
6	14,1	10,6	10,9	10,1	9,8
7	12,1	10,1	10,7	10,1	9,8
8	9,4	9,9	10,3	10,1	9,8
9	8,5	9,8		9,5	9,8
10	7,1	9,6	9,4	9,1	9,7
11	6,1	8,8	8,6	7,1	
12	5,5	7,4	7,5	6,9	9,6
13		6,2	6,8	5,7	
14	4,9	5,4	5,6	4,9	8,6
15	4,6	4,9	5	4,6	6,9
16		4,6	4,6	4,6	6,4
17		4,5	4,5		6,1
18			4,3		6,0
19			4,2		
20	4,2	4,1	4		5,7
21		4	4	4,2	
22					5,6
23					
24					5,5
25					
26					5,5
27		3,9			
28					5,5
29					5,5
30					5,5

Tabell 6.10. Planteplankton i Hauglandsvatnet (St. H3) i 1993. Tallene er celler pr liter, beregnet ut fra tettheten i blandprøver fra 0 - 10 m dyp i innsjøen. Fåttallige arter er ikke tatt med.

Dato	24.06.93	03.08.93	24.08.93	21.09.93	12.10.93
CYANOPHYCEAE					
Snowella lacustris	2.356.900				
Oscillatoria sp.					200
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonas spp.		97.800	169.000	53.200	135.900
Rhodomonas lacustris					
var. nannoplanktonica		26.700		76.900	34.600
DINOPHYCEAE					
Ubest. thecat dinofl. 17 µm				5.900	
CHRYSOPHYCEAE					
Bitrichia chodati	26.700	35.600		11.500	3.000
Chrysidiastrum catenatum				400	
Mallomonas akrokomos		8.900	26.700	3.000	35.500
M. sp.	5.500				
BACILLARIOPHYCEAE					
Tabellaria fenestrata					400
EUGLENOPHYCEAE					
Trachelomonas volvocina	44.500			34.600	
CHLOROPHYCEAE					
Ankyra judayi	124.500	195.700	338.000	219.200	98.300
Chlamydomonas sp.		53.400	409.100	138.400	
Elakatothrix genevensis	1.100				
Korshnikoviella limnetica		17.800	53.400		
Monoraphidium dybowskii				11.500	
Oocystis sp.	2.200				
Sphaerocystis schroeteri	8.800				
UKLASSIFISERT					
Små coccoide celler 2-3 µm		6.526.000	9.287.000	8.652.000	14.434.000
Små flagellater <10 µm		871.000	7.279.000	1.823.000	1.984.000
Flagellat 15 µm		89.000			

Tabell 6.11. Dyreplankton i Hauglandssvatnet (St. H3) i 1993. Mengden av hver art er angitt som relativ andel i prøven, klassifisert fra + (få individer) til +++++ (masseforekomst og fullstendig dominans). Forekomst av enkeltindivider (<10 i prøven) er angitt med e. Håvtrekkene er tatt fra 20 m dyp til overflaten.

H3 HAUGLANDSVATNET 1993		24.Jun	03.Aug	24.Aug	21.Sep	12.Oct
MENGDE DYREPLANKTON		++	++	+	+	+
Vannlopper (Cladocera)						
	Holopedium gibberum	++	+	+	e	e
	Diaphanosoma brachyurum	+	++	++	e	
	Daphnia galeata	e	e	e		+
	Daphnia longispina	e				
	Bosmina longispina	+++	++++	+++		++
	Bythotrephes longimanus	e				
Hoppekreps (Copepoda)						
	Eudiaptomus gracilis	e	+	+	+	
	Heterocope saliens	+	+	+	+	e
	Calanoide copepodittlarver	e	e			
	Calanoide naupliuslarver	+	e			
	Cyclops abyssorum		e	e	e	e
	Cyclops scutifer	+				+
	Cyclops sp. copepodittlarver	++	+++++	++++	++++	++
	Cyclopoide naupliuslarver	++++	+		e	+
Hjuldyr (Rotatoria)						
	Keratella hiemalis	e	e	e	++	++
	Keratella cochlearis		e	e	e	+
	Keratella serrulata	e	e	e	e	e
	Kellicottia longispina	+	+	+	++	++
	Conochilus sp.	+	++	+	+	e
	Polyarthra sp.		e	e	+	e
Vannmidd (Acari)						
	Ubestemte arter	e			e	

7. BEGROINGSUNDERSØKELSER

7.1. Innledning

Begroing er en fellesbetegnelse for organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag - eller med naturlig tilholdssted nær elvebunnen, f.eks. blant andre begroingsorganismer.

Funksjonelt er det tre ulike typer begroing:

Primærprodusenter:	Alger Moser (Høyere planter regnes ikke med)
Nedbrytere:	Bakterier Sopp
Konsumenter:	Enkle fastsittende dyr, f.eks. ciliater, fargeløse flagellater, svamp.

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene. Mineralske salter er viktigste næringskilde for primærprodusentene som øker i mengde ved økt tilførsel av næringssalter. Ved økt tilførsel av løst, lett nedbrytbart organisk stoff øker mengden av nedbrytere. Partikulært organisk stoff medfører økt forekomst av konsumenter. I norske elver utgjør vanligvis primærprodusentene det meste av begroingssamfunnet. Bare unntaksvis, i betydelig forurensede elver, dominerer nedbrytere og konsumenter.

I rennende vann er elvebunnen sjelden helt stabil. Det samler seg sjelden så mye finpartikulært materiale (sand, slam, leire) i elvbunnen at planter med røtter får tid eller anledning til å etablere seg. Derfor er det bare organismer som ikke er avhengige av røtter for å feste seg og ta opp næring som er skikket til å vokse i hurtigrennende vann. Både alger og moser er mindre spesialisert enn høyere planter og tar opp næring gjennom hele planten. De har dessuten spesielle festeorganer (-tråder, -plater) eller de vokser tett inntil underlaget som et belegg. Derfor domineres begroingens primærprodusenter i hurtigrennende elveavsnitt av alger og moser.

På grunn av raske vekslinger i miljøforholdene kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden i rennende vann. Fysisk/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten. Begroingssamfunnet derimot vil, ved å være bundet til et voksested, avspeile miljøfaktorene på voksestedet og integre denne påvirkningen over tid.

Generasjonstiden for de fleste begroingsorganismer er dessuten ikke lenger enn at det gis rom for endringer fra ett år til neste, og i løpet av én vekstperiode. Derved oppfanges også kortvarige påvirkninger, f.eks. sesongavhengige avløp fra jordbruket. Begroingsundersøkelser er derfor blitt et nyttig og utsagnskraftig verktøy i overvåkingen av våre vassdrag.

7.2. Metode

Ved bruk av begroingsobservasjoner til vannkvalitetsvurdering benyttes en metode som i hovedsak gir en kvalitativ beskrivelse av begroingssmfunnet. Metoden er standardisert og kan deles i tre avsnitt:

1. Feltobservasjoner/innsamling av prøver

Det velges et sett faste prøvetakingsstasjoner. Hvis mulig legges disse til strykpartier - strømhastighet > 25 cm/sek. Derved oppnås bl.a.:

- én og samme substrattype (stein) hele året
- liten utveksling av kjemiske stoffer mellom stein og begroing (i motsetning til f.eks. organisk substrat)
- at det transporteres stadig "nytt" vann forbi, som forhindrer at det oppstår et lokalt kjemisk miljø rundt begroingen
- høyt oksygeninnhold i vannet.

Begroing vokser ofte i synlige, visuelt ulike enheter som kan ha form av et geléaktig brunt belegg (ofte kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger), eller f.eks. mørkegrønne dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger. Ved feltobservasjonene innsamles disse enhetene: begroingselementene, hver for seg og mengdemessig forekomst av hvert element angis i form av dekningsgrad. Dekningsgraden vurderes subjektivt ut fra hvor stor prosentdel av tilgjengelig elveleie som dekkes av hvert element. Skalaen som benyttes er logaritmisk:

Dekningsgrad	5:	100-50 %	av	observert	bunnareal	dekket
"	4:	50-25 %	"	"	"	"
"	3:	25-12 %	"	"	"	"
"	2:	12-5 %	"	"	"	"
"	1:	<5 %	"	"	"	"
"	+	enkeltobservasjon, ubetydelig forekomst				

Der forholdene tillater det, vurderes alle begroingselementer i hele elvas bredde. I praksis er det ofte bare bunnarealet nær elvebredden som er mulig å observere.

Til en undersøkelse av mikroskopiske alger, i praksis vesentlig kiselalgesamfunnet, børstes et areal på 8x8 cm av 10 tilfeldig valgte stener rene for begroing. Stenene børstes med tannbørste ned i en plastbakke fylt med ca. 1 liter vann. Materialet blandes og én delprøve tas ut.

2. Laboratorieanalyse

Begroingsprøvene undersøkes først i lupe, deretter i mikroskop. Organismene identifiseres så langt mulig, fortrinnsvis til art. Hver arts mengdemessige betydning innen begroingselementet bedømmes.

Fra kiselalgeprøvene tas delprøver og glødes. Etter montering i Hyrax telles kiselalgeskallene og prosentvis forekomst av hvert art beregnes. Fra hver prøve telles minst 300 skall.

3. Tolking av resultatene

Begroingssamfunnet vurderes på grunnlag av **artssammensetning**, **artsmangfold** og **mengde**.

Begroingssamfunnet på en av lokalitetene i Samdalselva (Samdalen H2A) er undersøkt tidligere (Aanes *et al.* 1986). For å se på utviklingen i denne lokaliteten er det gjort en beregning av likhet i mose- og algesamfunnets artsammensetning. Fordi det er vanskelig å gi en felles mengdeangivelse av

begroingsorganismene, er det benyttet en beregning av likhet som baseres på tilstedeværelse/fravær av en organisme. Sørensens indeks S for kvalitative data (Sørensen 1948) er anvendt, som mellom to stasjoner er gitt ved:

$$S = 2A/(B+C)$$

hvor: A = antall arter felles for to stasjoner
 B = antall arter på st. 1
 C = antall arter på st. 2

Indeksen kan teoretisk variere mellom 0 (ingen likhet) og 1 (perfekt overensstemmelse i artsinnhold).

Vurdering av tilstandsklasse

For hver stasjon er det utarbeidet et skjema som gir en fysisk karakteristik av lokaliteten, samt en oversikt over de viktigste begroingsorganismene med mengdeangivelse. Det er også gitt en vurdering av tilstandsklasse. Denne er i hovedsak basert på de kriterier som er gitt i tabellen nedenfor. Intensjonen er å tilføye resultater fra fremtidige undersøkelser i disse skjemaene.

Vurdering av tilstandsklasse samsvarer med SFT's kriterier for klassifisering av miljøkvalitet (SFT 1992). Bedømmelsen er basert på begroingssamfunnet i rennende vann. Tabellen er vesentlig beregnet på å bedømme virkningen av næringssalter, organiske stoffer og partikler. For å bedømme virkninger av forurening og miljøgifter legges litt andre kriterier til grunn, bl.a. legges mindre vekt på innhold og omsetning av næringssalter og organisk materiale.

Tilstandsklasse:	I	II	III	IV	V
Betegnelse:	Lite forurenset og naturlig næringsfattig	Moderat forurenset eller naturlig næringsrik	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Begroingsamfunnet:					
Artsantall primærprodusenter:	- Som naturtilstand	- Moderat påvirket/naturlig næringsrik: Som naturtilstand	- Noe redusert artsantall	- Redusert artsantall	- Få arter
Artssammensetning primærprodusenter:	- Vesentlig forurensningsømfintlige arter	- Både forurensningsømfintlige og næringskrevende arter	- Vesentlig næringskrevende og forurensnings-tolerante arter	- Bare få forurensnings-tolerante arter	- Bare noen få, <u>svært</u> tolerante arter
Mengde primærprodusenter:	- Sjelden stor forekomst	- Økende mengder, masseforekomst kan opptre	- Masseforekomst vanlig	- Masseforekomst vanlig	- Masseforekomst vanlig
Forekomst nedbrytere og konsumenter:	- Liten nedbrytning av organisk stoff	- Utgjør en liten del av organisme-samfunnet	- Utgjør markert del av organisme-samfunnet	- Samfunnet preget av nedbrytere	- Ofte masseforekomst av nedbrytere
Næringsbalanse:	- God næringsbalanse	- Overskudd av næringsstoffer	- Betydelig overskudd av næringsstoffer	- Stort overskudd av næringsstoffer	- Oftest meget stort overskudd av næringsstoffer

7.3. Resultater

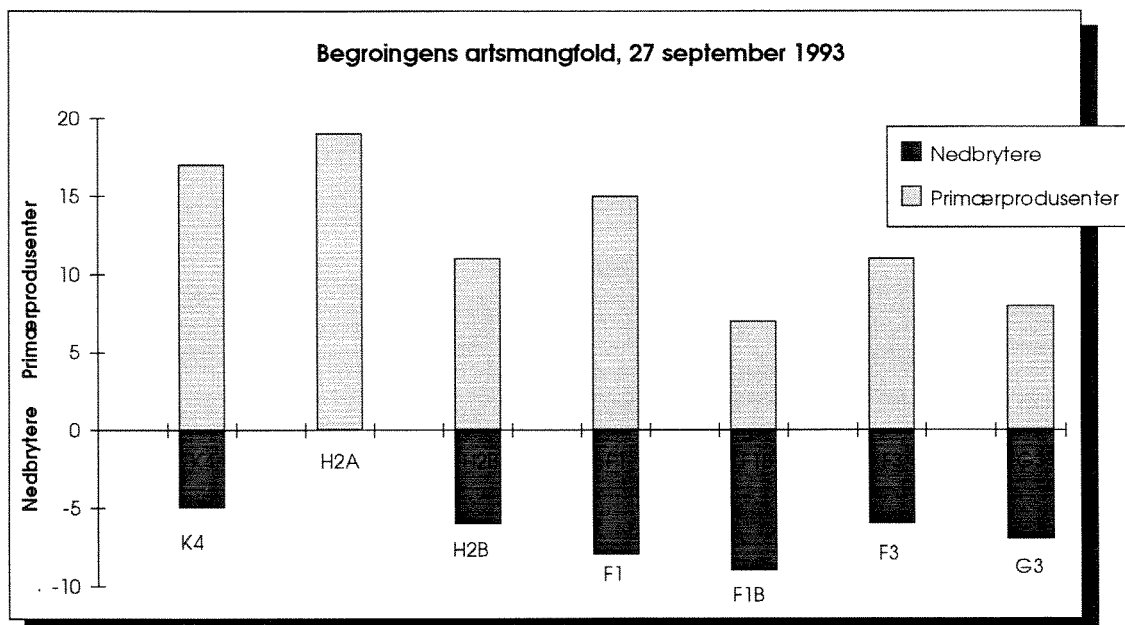
Begroingsprøver ble samlet ved en befaring i vassdragene 27.9.93. Stasjonenes plassering er vist på kart i kapitlene om de enkelte vassdrag, og kartreferanser er gitt i Tabell 2.1.

Resultatene er presentert som et skjema for hver stasjon, og finnes bakerst i kapitlene om de enkelte vassdrag. Skjemaet omfatter en beskrivelse av lokaliteten; artsammensetning og mengdemessige forekomst; vurdering av tilstandsklasse; og en kommentar til registreringene. Kommentarene er også tatt inn i resultat-gjennomgangen for hver enkelt stasjon.

Forekomst og artsammensetning primærprodusenter

Bortsett fra lokaliteten øverst i Samdalen (Samdalselvi St. H2A) viste de fem andre lokalitetene (St. H2B, K4, F1, F3, G3) mange likheter hva artsammensetning angår. Forurensningstolerante moser og alger preget samfunnet på disse stasjonene. Det gjaldt mosen *Hygrohypnum ochraceum* og blågrønnalgene *Homoeothrix janthina* og *Phormidium cf. nigra*. Spesielt for de fem lokalitetene var stor og mangfoldig forekomst av blågrønnalgeslekten *Chamaesiphon*. Flere av forekomstene er interessante, men det har foreløpig ikke vært mulig å identifisere dem til art. Det samme gjaldt i noen grad ulike utviklingsstadier av ferskvannsrødalger tilhørende gruppen *Pseudochanthransia*.

Markert forekomst av forurensningsømfintlige moser og alger ble bare observert på stasjonen øverst i Samdalen (St. H2A). Som forurensningsømfintlige regnes mosen *Racomitrium aciculare*, blågrønnalgene *Scytonematopsis starmachii*, *Cyanophanon mirabile* og *Tolyptothrix penicillata*. Ingen av disse ble observert på de fem andre lokalitetene.



Figur 7.1. Artsantall primærprodusenter (arter og grupper av arter, untatt kiselalger) og antall grupper av nedbrytere/konsumenter. Vassdrag i Bergen kommune, 27. september 1993.

Forekomst nedbrytere og konsumenter

Alle lokaliteter unntatt øverst i Samdalen (St. H2A) hadde markert forekomst av nedbrytere og konsumenter. Mest utpreget var dette i Fyllingdalsvassdraget og da særlig i innløp Ortuvatn (St. F1). Her bestod det vesentligste av begroingen av nedbrytere/konsumenter. Innløp Sælenvatn (St.

F3) var også sterkt preget av dette. Forøvrig så lokaliteten i Kalandselva (St. K4) ut til å være vel så mye preget av plantenæringsalter og hadde derfor relativt sett noe mindre nedbrytere/konsumenter. Det samme gjaldt Gravdalsvassdraget før utløp Byfjorden (St. G3).

Artsmangfold

Artsantall av primærprodusenter og nedbrytere/konsumenter er vist i Figur 7.1. Bortsett fra St. H2A og til dels St. K4 var artsantall av primærprodusenter gjennomgående lavt. Lavest artsantall ble registrert i sidebekken som kom ut i innløp til Ortuvatn, angitt som St. F1B i Figur 7.1. Lavt artsantall av primærprodusenter på lokaliteten før innløp Samdalsvatn (St. H2B) skyldes trolig ustabile fysiske forhold. At antall grupper av nedbrytere/konsumenter var størst i innløp Ortuvatn (St. F1) og dennes sidetilførsel (St. F1B) var ikke overraskende ut fra de vannkjemiske resultatene.

Sammenlikning av stasjonen øverst i Samdalen (H2A) i 1983/84 og 1993.

Nedenfor er det gjort en sammenlikning av begroingsamfunnets grad av likhet på st H2A i 1983/84 og 1993. Grad av likhet er 0.63 og 0.69, dette regnes som forholdsvis høyt. Det ser derfor ut til at forholdene på denne lokaliteten er endret i vesentlig grad. Naturlige variasjoner vil alltid bidra til en viss variasjon i artsammensetning fra år til år. Dette gjelder for lokaliteter som ikke er preget av særpregede typer forurensning o.l., da reduseres gjerne den naturlige variasjonen.

8. BUNNDYRUNDEKSØKELSER

8.1 Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking.

Innsamling av større bunndyr (makrovertebrater) har lenge vært en viktig del av generelle og problemrettede vassdragsundersøkelser. Det som særlig gjør disse organismene velegnet for å studere vannkvaliteten i en resipient, er at bunndyrene gjennom sitt livsløp gir et integrert bilde av tilstanden i vassdraget over lang tid, i motsetning til vannprøver som bare gir et øyeblikksbilde av vannkvaliteten i det prøven hentes.

Bunndyr er en gruppe organismer som lever på og i elvebunnen og som omfatter arter med svært forskjellige egenskaper, og krav til miljøet. Det finnes ekstreme rentvannsarter og det er arter som er meget tolerante overfor forurensinger. Dette mangfoldet i krav til miljøet er en nødvendig forutsetning for å kunne bruke dem i overvåkingen og klassifisering av forurensede resipienter og en viktig grunn til at de er mye brukt ved resipientkontroll. Bunndyrsamfunnet på en lokalitet gir ved sin mengdemessige sammensetning og variasjon responsen på den samlede miljøpåvirkningen i resipienten. Denne kan i noen tilfeller spores i bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning før dette kan registreres ved fysisk - kjemisk prøvetaking. Videre er bunndyrsamfunnene viktige for omsetningen av organisk materiale i vassdragene og derved for vassdragenes selvrensingsevne. Og for fisken i vassdraget er bunndyrene viktige fødeorganismer, og data om bunndyrenes sammensetning gir derfor viktig opplysninger om næringspotensiale for fiskeproduksjon.

Sammensetningen av et bunndyrsamfunn på elvebunnen er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når en eller flere av miljøparametrene endres, vil også bunndyrsamfunnet endres. Samfunnene gjenspeiler miljøet. Ved å analysere bunndyrsamfunnets sammensetning vil det derfor være mulig å få frem informasjon både om påvirkningstype og om miljøpåvirkningens størrelse og utstrekning i resipienten (Aanes og Bækken 1989). Dersom det blir registrert forandringer i samfunnet på en prøvetakingsstasjon gjennom en tidsperiode, kan dette indikere forandringer i vannkvaliteten.

8.2 Metode og materiale.

Ved undersøkelsen av de utvalgte Bergens-vassdragene i 1993 ble det brukt en kvalitativ innsamlings-metode. Dette er en standardisert håvmetode som er beskrevet i Norsk Standard nr. 4719. Under prøvetakingen holdes håven mot bunnen nedstrøms prøvetakeren, som ved hjelp av støvelen roter opp bunnssubstratet. Det organiske materialet med dyr og planter føres med strømmen inn i håven. Prøvetakeren beveger seg jevnt mot strømmen i ett minutt. Håven tømmes i en balje med vann og prosedyren gjentas to ganger. I håvposen er det benyttet en maskestørrelse på 0.25 mm, og materialet som er presentert refererer seg til 3 x 1 minuttets prøvetaking.

Prøvelokalitetene er vist på kart under omtalen av de enkelte vassdrag, og stasjonenes kartreferanse er gitt i Tabell 2.1.

Materialet ble samlet inn under befarings til vassdragene den 19 mai 1993, og består av kvalitative prøver hentet inn fra områder av bekken/elven med steinsubstrat og middels sterk strømhastighet. De ulike habitattypene på en 10 meter strekning av lokaliteten er prøvetatt og slått sammen til en samleprøve. Materialet skulle gi et representativt bilde av miljøforholdene på stasjonene. Under den videre bearbeidelsen av bunndyrmaterialet er dyrene sortert ut, talt og gruppert til hovedgruppe av Torleif Bækken (NIVA Oslo). De tre viktige bunndyrgruppene steinfluer, døgnfluer og vårfluer er artsbestemt. Bunndyrmaterialet har ved denne undersøkelsen en dobbelt funksjon. Det skal for det første beskrive dagens situasjon og sammenholde denne med forholdene i vassdraget der det er mulig. Men samtidig er det materialet som ble samlet inn et referansemateriale for fremtidige undersøkelser for å følge opp resipientforholdene i disse vassdragene. Bunndyrmaterialet er fiksert

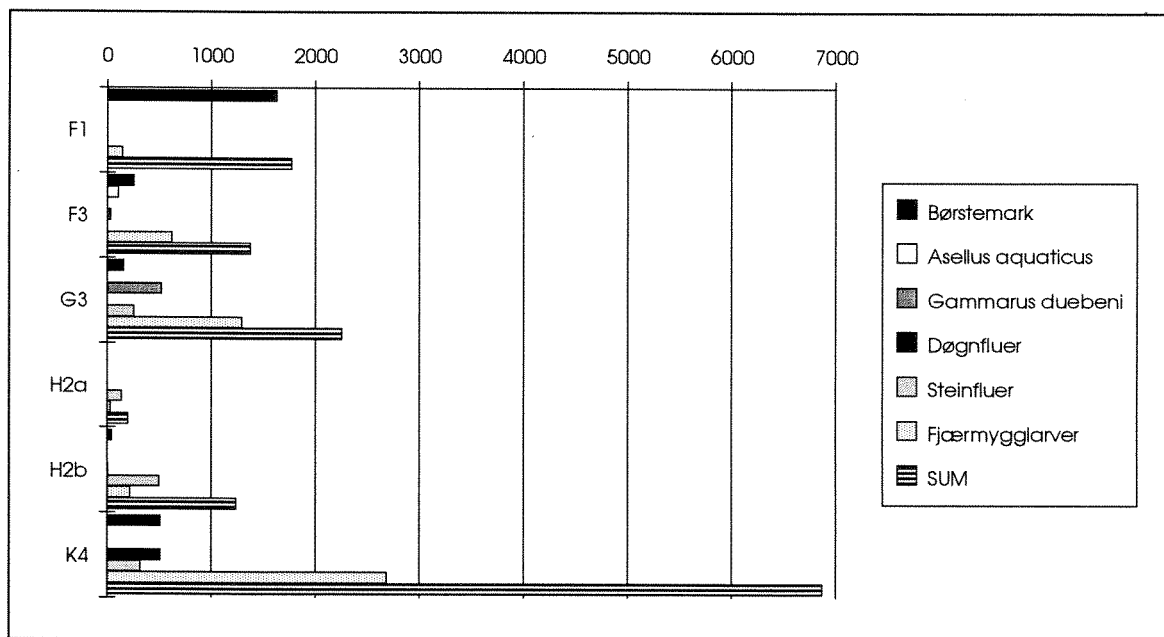
og arkivert ved NIVA og vil være tilgjengelig ved senere undersøkelser.

8.3. Resultater og diskusjon

Resultatene fra bearbeidelsen av bunndyrmaterialet er samlet i Tabell 8.1 og 8.2. Det er her gitt opplysninger om antall dyregrupper og gruppenes relative tetthet/dominans på stasjonene. Disse resultatene er så benyttet til å fremstille Figur 8.1 som gjør det enkelt å sammenligne tettheten av en samlet bunnfauna og de dominerende hovedgruppene i bunnfaunaen mellom de stasjonene-vassdragene som ble prøvetatt i 1993. Verdiene er gitt som antall individer pr 3 x 1 minuttst prøvetaking. Av de vassdragene som ble undersøkt i 1993 var det bare fra stasjonen øverst i Hauglandsdalsvassdraget at vi har materiale fra tidligere undersøkelser (Aanes *et al.* 1986). Dette materialet er vist i Tabell 8.3.

Mengdemessig forekomst og variasjon.

Samlet viser bunndyrmaterialet at alle de vanlige gruppene i bunnfaunaen er representert i materialet, men det er samtidig registrert store forskjeller mellom de undersøkte vassdragene. Dette gjelder både forhold som bunndyrtetthet og hvordan samfunnet er sammensatt. Den laveste tettheten av bunndyr ble registrert i Hauglandsdalsvassdraget og i Fyllingsdalsvassdraget. Variasjonen i bunnfaunaen var også her meget lav på de øvre stasjonene i disse vassdragene. Den desidert rikeste faunaen fant vi på stasjonen i Fanaelv før utløpet i Fanafjorden.



Figur 8.1. Bunndyrtetthet av ulike arter og grupper ved undersøkelsene 19.05.93.

8.3.1. Fyllingsdalsvassdraget

Innløpsbekk til Ortuvatn (St. F1)

Stasjon F1 ligger oppstrøms Ortuvatnet og like nedstrøms en lengre kulvert. Substratet består av grus og sand med gode strømforhold. Forholdene skulle i utgangspunktet være gode for etablering av en variert og rik bunnfauna. Resultatene fra bunndyrundersøkelsen viser det motsatte. Stasjonen hadde den fattigste bunnfaunaen av de undersøkte vassdragsavsnittene i 1993. Dette viser at miljøforholdene på denne stasjonen er langt fra det som en ville forvente var naturtilstanden. Kun 2 dyregrupper var representert i materialet, og 92% av individene tilhørte gruppen børstemark mens resten var fjærmygglarver. Sammensetningen av bunnfaunaen tyder på at det oppstrøms stasjonen tilføres noe organisk materiale og at det i perioder er svært lave oksygen konsentrasjoner i vannet. Det siste underbygges av fysiologiske forhold ved dyrene som ble funnet, og at det i substratet ble funnet et markert innhold av utfelt jernhydroksyd. På bakgrunn av den meget fattige bunnfaunaen som ble registrert på denne st er det naturlig å stille spørsmål om det er andre utslipp oppstrøms St. F1 som kan være med å forklare den atypiske bunnfaunaen på denne stasjonen. Det meget store innholdet av tarmbakterier viser at det i perioder er betydelige utslipp av sanitært avløpsvann oppstrøms denne stasjonen. Sammen med dette kan det være utslipp som har gifteffekt på dyrelivet. De fysiske-kjemiske vannprøvene som er hentet inn (Kap. 4) viser i utgangspunktet en generelt god vannkvalitet, men med et økt innhold av næringssalter og organisk materiale.

Innløpselv til Sælenvatnet (St. F3)

Stasjon F3 i Fyllingsvassdraget ligger like oppstrøms Sælenvatnet. Bunnsubstratet er et steinsubstrat noe grovere enn på st F 1 og med gode strømforhold. Resultatene fra bunndyrundersøkelsen viser her at stasjonen har en vannkvalitet som er langt mer normal enn den som ble registrert lengre oppe i vassdraget på St. F1. Selv om ikke tettheten av bunndyr var spesielt stor, hadde St. F3 en meget rik og variert bunnfauna hvor hele 9 dyregrupper var representert i materialet. Snegl (*Gyraulus acronicus*) og asell (*Asellus aquaticus*) ble bare funnet på denne stasjonen. Fauna-sammensetningen indikerer at dette vassdragsavsnittet er noe påvirket av tilførsler av organisk materiale belastning uten at resipientkapasiteten er overskredet i noen større grad. Det ble ikke funnet noen steinfluer i materialet ved prøvetakingstidspunktet, men både døgnfluen *Baetis rhodani* og vårfluer fra slekten *Hydropsyche* ble registrert i materialet.

8.3.2. Gravdalsvassdraget.

Gravdalselv (St. G 3)

Stasjon G3 ligger nedstrøms Gravdalsvatn og vel 50 m før utløpet i Byfjorden. Bunnsubstratet består av stein og grus med gode strøm- og prøvetakingsforhold. Bunndyrtettheten er noe høyere enn på stasjonene i Fyllingsvassdraget, men variasjonen i bunnfaunaen er mindre og domineres av fjærmygglarver som utgjør nær 60 % av bunndyrene i materialet. Et annet interessant innslag i bunnfaunaen på denne stasjonen er krepsdyret *Gammarus duebeni* (marflo), som viser stasjonens nærhet til sjøen. Ellers ble det funnet en rik populasjon av steinfluen *Nemoura cinerea*. Døgnfluer var ikke representert i materialet og vårfluefaunaen var representert med en art *Tinodes waeneri*. Sammensetningen av bunfaunaen indikerer en vannkvalitet påvirket av organisk materiale, men mangelen av mange grupper og arter i bunndyrmaterialet som normalt skulle være tilstede gjør at også andre påvirkningstyper (feks. giftutslipp) kan ha hatt betydning for vannkvaliteten nederst i Gravdalsvassdraget.

8.3.3. Hauglandsvassdraget.

De to stasjonene i Hauglandsvassdraget ligger inderst i vassdraget og oppstrøms (St. H2A) og nedstrøms (St. H2B) jordbruksområdene i Hausdalen. Begge stasjoner er plassert i elven fra Hausdalen før denne renner ut i Samdalsvann. Området er undersøkt tidligere i forbindelse med SFT's basisundersøkelser av Oselv vassdraget i perioden 1982 - 1984 (Aanes *et al.* 1986). Stasjonen H2A ble da benyttet som en av referansestasjonene for denne basisundersøkelsen. Resultatene fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort den gang er vist i tabell 8. 3 bakerst i kapitlet.

Samdalselv øvre stasjon (St.H2A)

Stasjon H2A ligger oppstrøms jordbruksaktivitetene i Samdalen i et vakkert parti av vassdraget med særs klart vann og et substrat bestående stein og grus. På grunn av store vannstands-variasjoner er substratet i perioder noe ustabil. Bunndyr materialet fra overvåkingen i 1993 viste at St. H2A hadde den desidert laveste bunndyrtetthet som ble registrert ved denne undersøkelsen. Totalt ble det funnet 200 individer, som er knapt 3% av den bunndyrtettheten som ble registrert på St. K4 nederst i Kalandsvassdraget. Faunaen var i 1993 som ved undersøkelsen i 1982 - 83 dominert av steinfluer, deretter fulgte fjærmygg. Disse to gruppene utgjorde tilsammen 87% av individene i materialet. Totalt ble det funnet 6 arter fra hovedgruppene: Steinfluer, døgnfluer og vårfluer, og av disse var det fem steinfluearter og en vårflue. Døgnfluer ble ikke registrert i materialet.

Den totale mangel på døgnfluer på St. H2A tilskrives svingninger i vannets pH-verdi. Erfaring fra sur nedbør-forskningen de siste årene har vist at døgnfluene og da særlig artene fra familien Baetidae er særlig ømfintlige for lave pH verdier (Bækken og Aanes 1990). Resultatene fra bunndyrundersøkelsen i 1993 avspeiler en næringsfattig vannkvalitet som er markert påvirket av perioder med lave pH verdier. Vassdragsavsnittet har dårlige produksjonsforhold for næringsdyr for fisk, som også i perider må være påvirket av den ionefattige og sure vannkvaliteten.

Samdalselv nedre stasjon (St. H2B)

Stasjon H2B ligger like oppstrøms utløpet i Samdalsvann. Bunnsubstratet består av stein og grus, men med et større innslag av sand enn på stasjonen lengre oppe. Bunndyrsamfunnene hadde på prøvetakingstidspunktet en langt rikere og mere variert fauna enn på St. H2A. Bunndyrtettheten var mer enn 6 ganger og flere nye dyregrupper ble registrert på denne stasjonen. Men fremdeles ble samfunnet dominert av steinfluer, hvor det ble registrert hele 6 arter (Tabell 8.2). Interessant er det også å legge merke til at døgnfluer ble registrert på dette vassdragsavsnittet ved arten *Baetis rhodani*. Videre er dyregruppene biller og knott kommet med i materialet. Resultatene viser at avrenningen fra jordbruksaktiviteten oppstrøms stasjonene har hatt en gunstig innvirkning på vannkvaliteten, når det gjelder utviklingen av bunnfaunaen og derved næringsgrunnlaget for fiskeproduksjon. Stasjonen klassifiseres som middels næringsrik, og elveavsnittets resipientkapasitet ser ikke ut til å være overbelastet ved prøvetakingstidspunktet.

8.3.4. Kalandsvassdraget.

Fanaelv (St. K4)

Stasjon K4 ligger litt oppstrøms fossen ved utløpet i Fanafjorden. Bunnsubstratet på prøvestedet består av endel grov stein med finere substrat imellom, men denne stasjonen hadde også på prøvetakingstidspunktet et betydelig innslag av trådalger og mose, samt bygningsavfall. Av de undersøkte elve- og bekkestrekningene var det denne stasjonen som viste den desidert største bunndyrtettheten (Fig. 8.1). Dette viser at dette vassdragsavsnittet har en meget næringsrik vannkvalitet. Men tross den store bunndyrtettheten var mangfoldet i materialet meget stort. Dette viser at stasjonen mottar både utslipp av organisk materiale og næringssalter. En del av det organiske materialet er i partikulær form, noe det betydelige innslaget av filtrerende ororganismer i

materialet underbygger. En god del av dette er trolig alger og dyreplankton fra innsjøene oppstrøms. Gode strømforhold på stasjonen og den varierte faunaen viser at de biologiske samfunnene på dette vassdragsavsnittet har en betydelig resipient kapasitet for denne typen utslipp. Trolig er resipientkapasiteten nå på kanten til å bli overbelastet, og dette kan godt være tilfelle i andre deler av året når elven har en noe mindre vannføring og en høyere vanntemperatur.

8.4. Sammenfatning

Bunnfaunaundersøkelsene våren 1993 viste at flere av de undersøkte vassdragsavsnitt var påvirket av næringssalter og organisk materiale. Dette er den mest vanlige påvirkningstypen, men det er også i materialet fra enkelte stasjoner funnet unormale forhold som trolig kan skyldes utslipp som har en gifteffekt. St. F1 og G3 er to stasjoner som her tiltrekker seg oppmerksomhet. Tilsvarende bunndyrundersøkelser til andre årstider vil kunne bekrefte eller avkrefte dette

Stasjon H2A skiller seg ut ved at vannkvaliteten her er forsuret på grunn av langtransporterte forurensinger. Interessant er det da å legge merke til at avrenning fra jordbruksområdene oppstrøms stasjonen lengre nede i vassdraget er istand til å buffre forsurenningen slik at bunndyr-samfunnet som ble registrert var det nest rikeste av de undersøkte vassdragsavsnitt.

Forurensningsgraden i en vannforekomst er forskjellen mellom naturtilstanden og nåtilstanden. For å sammenligne og rangere forurensningstilstanden mellom de undersøkte vassdragsavsnitt er forsøkt brukt en forurensningsindeks som klassifiserer vannkvaliteten. Indeksen baserer seg på at forskjellige bunndyrgrupper og -arter tolererer forurensinger i ulik grad. Fravær eller funn av indikatorarter og -familier kan indikere en spesiell vannkvalitet.

BMWP indeksen (1978) som her er brukt er utviklet i Storbritania, men har senere fått stor utbredelse i Europa. Vurderingen baserer seg på at et sett med bunndyrfamilier gis en tallverdi fra 1 til 10. Tolerante for forurensning (organisk belastning) får lave verdier, mens følsomme får høye verdier. Summen av poengene fra de familiene som er registrert i materialet gir indeksverdien, og resultatene er vist i Figur 8.3.

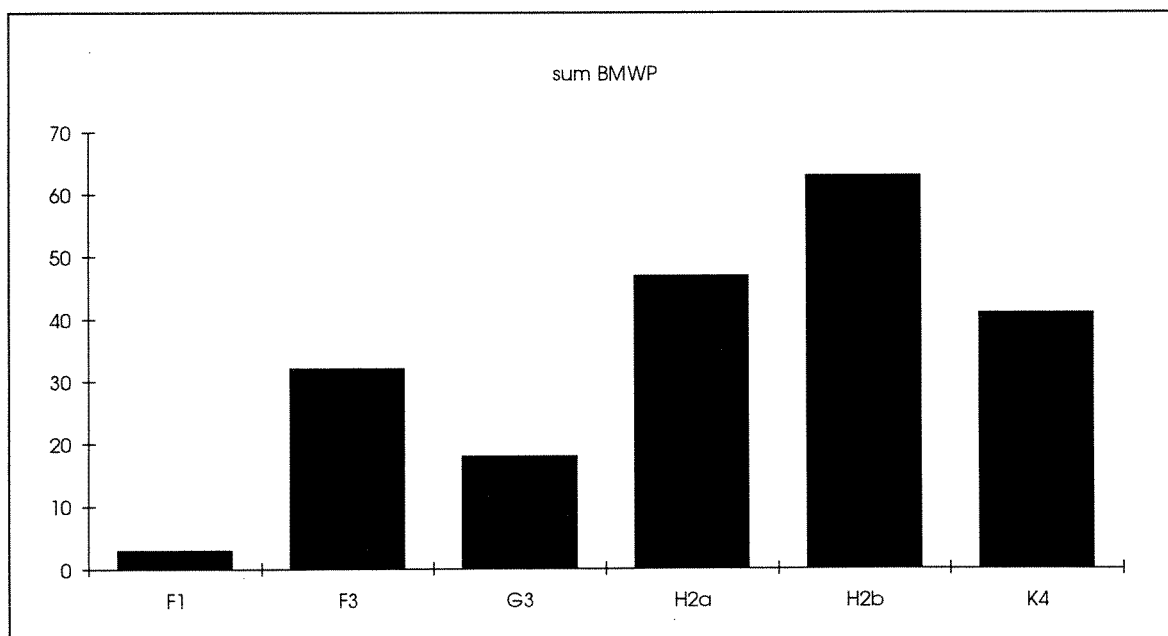


Fig. 8.3. BMWP - indeks basert på bunndyrsammensetningen ved undersøkelsene 19.05.93.

Av figuren går det klart frem at den mest forurensete vannkvaliteten fant vi ved denne undersøkelsen på St. F1 oppstrøms Ortuvatn. Forurensningen må klassifiseres som meget sterk. Ellers viser forureningsindeksen en noe bedre vannkvalitet på St. G3 nederst i Gravidalsvassdraget, men også her er forureningspåvirkningen markert. Stasjonene F3 ved innløp til Sælenvannet og K4 ved utløpet av Kalandsvassdraget viser en noe bedre vannkvalitet. BMWP indeksen ved prøvetakings-tidspunktet klassifiserer begge stasjonene som middels til lite (St. K4) påvirket av forureningskomponenter. Stasjon H2B nederst i Samdalselv er den stasjon hvor klassifiseringsindeksen indikerer en vannkvalitet nær den som forventes å være naturtilstanden. Men for stasjonen øverst i Samdalen (H2A) viser resultatene at denne forureningsindeksen er uegnet til å klassifisere påvirkning fra forsuring. Dette har sammenheng med at flere følsomme grupper for organisk belastning tolererer ganske bra et fall i pH. Vannkvaliteten på St. H 2A viste klare tegn på forsuring i 1993, som ved undersøkelsene i 1982 og 1983.

Tabell 8.1. Sammensetningen av bunndyr i bekker og elver i Bergensområdet 19 mai 1993.
(3 x 1 min sparkeprøve).

Stasjon :	F1		F3		G3		H2A		H2B		K4	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Antall:N Dominans %												
Børstemark	1632	92	256	19	160	7	4	2	48	4	512	8
Snegl			112	8								
Muslinger											32	1
Vannmidd			48	4			20	10	144	12	128	2
<i>Asellus aquaticus</i>			112	8								
<i>Gammarus duebeni</i>					528	23						
Døgnfluer			32	2					8	1	512	8
Steinfluer					256	11	142	71	504	41	320	5
Billelarver									16	1	832	12
voksne									24	2	128	2
Vårfluer			96	7	8	0	2	1	80	7	192	3
Knottlarver			16	1					32	3	448	7
Fjærmygglarver	144	8	624	45	1296	57	32	16	224	18	2688	39
pupper			16	1	12	1			128	10	68	1
Andre tovinger			64	5					32	3	1012	15
Antall grupper		2		9		6		5		9		10
Sum	1776		1376		2260		200		1240		6872	

Tabell 8.2. Sammensetningen av døgn-, stein- og vårfluefaunaen i elver og bekker i Bergensområdet 19 mai 1993. (3 x 1 min. sparkeprøve).

	F1	F3	G3	H2a	H2b	K4
Døgnfluer						
<i>Baetis rhodani</i>		32			8	512
Steinfluer						
<i>Diura nanseni</i>				2		
<i>Isoperla sp.</i>					8	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>				4	32	
<i>Amphinemura borealis</i>				12	104	96
<i>Amphinemura sulcicollis</i>				12	16	64
<i>Nemoura cinerea</i>			256			
<i>Protonemura meyeri</i>					8	
<i>Leuctra sp.</i>				112	336	160
Vårfluer						
<i>Rhyacophila nubila</i>					56	96
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				2		
<i>Hydropsyche sp.</i>		80				96
<i>Limnephilidae indet.</i>					24	
<i>Ceraclea sp.</i>		16				
<i>Tinodes waeneri</i>			8			
Antall arter	0	3	2	6	9	6

Tabell. 8.3. Resultater fra Basis undersøkelsen av Oselv vassdraget i 1982-1984.
 Bunn dyr. Antall individer pr. 3 x 1 minuts prøvetaking. Stasjon Os 1 i 1982 og 1983 er den samme som H 2A i 1993.
 Data hentet fra Aanes *et al.* 1986.

Dato	1982												1983		
	12/3	19/4	11/5	10/6	12/7	17/9	19/11	15/3	17/6						
	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Bunndyrgruppe															
Steinfluer (Plecoptera)	300	259	69	23	66	4	178	85	-	20	178	78.8	85	76.6	-
Døgnfluer (Ephemeroptera)	-	1	-	-	-	3	15	-	-	3	1	0.4	-	-	-
Vårfluer (Trichoptera)	2	7	1	3	4	2	10	4	3.1	2	2	0.9	1	0.9	1
Biller (Coleoptera)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Fjærmygg (Chironomidae)	12	24	12	15	53	9	45	16	41.1	16	16	7.1	22	19.8	10
Knott (Simuliidae)	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	28	12.4	3	2.7	-
Stankebeinmygg (Tipulidae)	1	3	2	3	4	1	5	4	3.1	1	1	0.4	-	-	1
Vannmidd (Arachnida)	1	0.3	1	-	2	1	1.2	2	1.5	1	5	-	-	-	-
SUM	316	297	85	44	129	20	226	111	-	20	226	-	111	-	13
Antall grupper	5	6	5	4	5	6	6	4	5	6	6	6	4	4	4

Tabell. 8.4. Resultater fra basisundersøkelsen av Oselvvasdraget i 1982-1984. Bunndyr: Steinfluer (Plecoptera), Døgnfluer (Ephemeroptera) og Vårfluer (Trichoptera). Antall individer pr. 3 x 1 minutt prøvetaking. Stasjon Os 1 i 1982 og 1983 er den samme som H2A i 1993. Data hentet fra Aanes *et al.* 1986.

Dato	1982							1983	
	12/3	19/4	11/5	10/6	12/7	17/9	19/11	15/3	17/6
STEINFLUER									
Amphinemura sulcicollis	8	11	2	-	-	-	6	9	-
Amphinemura sp.	-	-	-	-	-	-	5	-	-
Brachyptera risi	253	206	21	-	-	-	134	72	-
Diura nanseni	5	6	3	-	-	1	1	2	-
Isoperla grammatica	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Leuctra sp.	22	29	38	20	66	3	16	-	-
Hemoura sp.	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Protonemura meyeri	7	1	-	-	-	-	8	-	-
Siphonoperla burmeisteri	3	6	4	3	-	-	4	2	-
Taeniopteryx nebulosa	2	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM	300	259	69	23	66	4	178	85	0
DØGNFLUER									
Ameletus inopinatus	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Baëtis rhodani	-	-	-	-	-	3	1	-	-
SUM	0	1	0	0	0	3	1	0	0
VÅRFLUER									
Rhyacophila nubila	1	7	-	1	-	1	-	-	-
Plectronemia conspersa	-	-	1	1	2	-	-	1	1
Polycentropus flavomaculatus	-	-	-	1	2	-	-	-	-
Philopotamus montanus	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Limnephilidae indet.	1	-	-	-	-	1	1	-	-
SUM	2	7	1	3	4	2	2	1	1

9. HENVISNINGER

- Aanes, K.J. 1982. Kalandsvatn og Haukelandsvatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1981. I. NIVA-rapport O-80107, 46 s.
- Aanes, K.J. og P. Brettum. 1985. Hjortlandsstemma og Stendavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1983. III. NIVA-rapport, l.nr. 1719, 55 s.
- Aanes, K.J., P. Brettum, G. Holtan og E.-A. Lindstrøm. 1986. Oselvvasdraget. Basisundersøkelser 1982 -1984. NIVA-rapport, l.nr. 1935, 166 s.
- Aanes, K.J. og T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA/SFT, 62 s.
- Aanes, K.J. og T. Bækken. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 2A. Forsuring. NIVA/SFT, 45 s.
- Bakke, H., K.J. Aanes og T. Bækken. 1990. Overvåking av vannkvalitet i forbindelse med vegfyllingsarbeid i Gravdalsvann, Bergen. NIVA-rapport, l.nr. 2492, 38 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 m. NIVA-rapport, l.nr. 2001, 44 s.
- Bjørklund, A. og G. H. Johnsen. 1993. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk. Rådgivende Biologer a/s, Rapp. nr. 79, 35 s.
- Bjørklund, A., G. H. Johnsen, Å. Åtland og A. Kambestad. 1993. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1992. Rådgivende Biologer a/s, Rapp. nr. 81, 168 s.
- BMWP. 1978. Final report of the Biological Monitoring Working Party. Assessment and presentation of the biological Quality of rivers in Great Britain. Unpublished report, Department of the Environment, Water Data Unit. 37 pp.
- Henriksen, A., L. Lien og T.S. Traaen. 1990. Tålegrenser for overflatevann - Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport, l.nr. 2431, 49 s. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr 2, Miljøverndep.).
- Henriksen, A., L. Lien, T.S. Traaen og S. Taubøll. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport l.nr. 2819, 29 s. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr 34, Miljøverndep.).
- Henriksen, A., T. Hesthagen, H. M. Berger, L. Kvenild og S. Taubøll. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. NIVA-rapport, l.nr. 2842, 18 s. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr 36, Miljøverndep.).
- Henriksen, A. og A. Hindar. 1993. Miljøtiltak i vann: kan vi beregne kalkbehovet for Norge? S. 162 - 170 i: Romundstad, A.J. (red). Kalking i vann og vassdrag. Seminarreferat. DN-notat nr 1993-9.

- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth og L. Lien. 1993. Betydningen av sjøsaltanrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport, l.nr. 2917, 42 s.
- Hobæk, A. og G.G. Raddum. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-prosjektet, IR 75/80, 132 s.
- Hobæk, A. 1994. Kloakkforurensning av to overvannsledninger i Bergen karakterisert ved tarmbakterier. NIVA-rapport, l.nr. 3013, 18 s.
- SFT 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. Statens forurensningstilsyn, TA-905/1992. 32 sider
- Huitfeldt-Kaas, H. 1904. Planktonundersøgelser i Norske vande. Utgivet ved Offentlig Foranstaltning, Christiania 1906.
- Johnsen, G. H. og A. Kambestad. 1990. Resipientvurdering av Kalandsvatn i Bergen. Rådgivende Biologer a/s, Rapp. nr. 39, 51 s.
- Johnsen, G. H., G. B. Lehmann og K. Birkeland. 1992. Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer a/s, Rapp. nr. 61, 112 s.
- Lien, L., A. Henriksen, G.G. Raddum og A. Fjellheim. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. NIVA-rapport, l.nr. 2373, 32 s. (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr 3, Miljøverndep.).
- NVE 1987. Avrenningskart for Norge. referanseperiode 1.9.1930 - 31.8.1960. NVE Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling. Kartblad Nr. 1.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen. 1979. Telemarksvassdraget - Hovedrapport for undersøkelsene i perioden 1975 - 1979. NIVA-rapport, l.nr. 1147, 82 s.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Biol. Skrifter 5, Paper 4.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53 - 83.
- Wetzel, R. G. 1983. Limnology (2nd Ed.). CBS College Publishing, Philad. 767 s.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2485-8