

Overvåking av
ferskvannsresipienter
i Bergen kommune i 1996



Annie Elisabeth Bjørklund

Rådgivende Biologer AS

INSTITUTT FOR MILJØFORSKNING

Rapport nr. 263, januar 1997.



Rådgivende Biologer AS

INSTITUTT FOR MILJØFORSKNING

RAPPORTENS TITTEL:

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1996

FORFATTER:

Cand. scient. Annie Elisabeth Bjørklund

OPPDRAGSGIVER:

Bergen kommune, Kommunalavdelingen teknisk utbygging, VA-seksjonen, ved Kjell Rypdal, postboks 805, 5001 Bergen.

OPPDRAGET GITT:

April 1995

ARBEIDET UTFØRT:

mai 96 - januar 97.

RAPPORT DATO:

20. januar 1997

RAPPORT NR:

263

ANTALL SIDER:

89

ISBN NR:

ISBN 82-7658-130-7

RAPPORT SAMMENDRAG:

Overvåkingen av ferskvannsresipienter i Bergen kommune omfattet i 1996 Midtbygdavassdraget og Kalandsvassdraget samt utløpet av Åletrætjørnet. Undersøkelsen omfattet tre av innsjøene i vassdragene; Langavatnet, Kalandsvatnet og Stendavatnet. Dette er den femte i en serie av årlige undersøkelser som omfatter de fleste resipientene i Bergen, der vassdragene undersøkes spesielt med hensyn på næringsrikhet og forurensning av tarmbakterier. I tillegg blir massetransporten til sjøen beregnet.

Alle de undersøkte vassdragene dette året er næringsrike på grunn av kloakkforurensning og tilførsler på grunn av landbruksdrift, og det er behov for en reduksjon i næringstilførsler til alle de tre undersøkte innsjøene. I Midtbygdavassdraget var det ingen vesentlig endring i tilstanden siden undersøkelsen i 1992, men i Kalandsvassdraget var forholdene adskillig dårligere enn i 1993. Av de tre undersøkte resipientene var forholdene dårligst i Stendavatnet og best i Kalandsvatnet. En av grunnene til den spesielt dårlige tilstanden i Stendavatnet dette året var den reduserte overføringen av vann fra Kalandsvassdraget.

EMNEORD:

-Kloakkresipienter
-Vassdragsundersøkelser
-Tilstandsbeskrivelse

SUBJECT ITEMS:



RÅDGIVENDE BIOLOGER AS
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen
Foretaksnummer 843667082
Telefon: 55 31 02 78 Telefax: 55 31 62 75

FORORD

Rådgivende Biologer as. har på oppdrag fra Bergen kommune gjennomført overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen i 1996. Overvåkingen er pålagt av Fylkesmannens miljøvern avdeling i forbindelse med Bergen kommunes utslippstillatelse for kloakk, og overvåkingen i 1996 er den femte av en serie årlige undersøkelser. Dette er således en undersøkelse av et høyst selektivt utvalg av antatt belastede innsjøer i Bergen, og er derfor ikke representativt for den generelle tilstanden i kommunens innsjøer.

Oppdraget ble gitt i april 1994, og bygger på en forberedende kartlegging av ferskvannsresipientene i Bergen (Johnsen mfl. 1992). Kartleggingen innbefattet beskrivelse av tilstand i vassdragene ut fra foreliggende opplysninger, ekkolodding av de innsjøene det ikke forelå dybdekart over, volum- og vannutskiftings-beregninger samt teoretiske beregninger av næringssalttilførsler til samtlige aktuelle ferskvanns-resipienter i kommunen.

På grunnlag av kartleggingsrapporten ble det foretatt en prioritering av den videre overvåkingen, og undersøkelsen i 1992 var den første i en systematisert årlig overvåking av ferskvannsresipientene i Bergen kommune. Prioriterte lokaliteter har vært blant dem som enten ikke var undersøkt tidligere eller som det var lenge siden sist var undersøkt.

Målsettingen med den foreliggende resipientundersøkelsen har vært å beskrive tilstand og forurensningsgrad i Midtbygdavassdraget og Kalandsvassdraget med hensyn på kloakktilførsler. Tilstanden i 1996 er sammenlignet med tidligere undersøkelser, og utviklingstrekk er vurdert der dette er mulig. I tillegg ble, ved en misforståelse, utløpet av Åletrættjørnnet undersøkt fordi vi antok at dette var utløpet av Stendavatnet. Utløpselva fra Stendavatnet er derfor ikke undersøkt. Det har imidlertid ikke vært overløp fra Stendavatnet til denne elva denne sesongen.

Kloakktilførsler virker på resipientene på tre tett sammenknyttede måter,- ved tilførsler av tarmbakterier, ved tilførsel av plantenæringsstoffer og ved tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale. Rapporten er derfor strukturert i forhold til disse tre virkningene, og forurensningsgrad er presentert med hensyn på hver av dem.

Det er i tillegg til den foreliggende resipientundersøkelsen utarbeidet en egen oversikt over forurensnings-tilførsler fra kloakk til vassdragene i Bergen kommune (Bjørklund 1996). Der er 13 vassdrag undersøkt på i alt 55 steder for å lokalisere eventuelle tilførsler av kloakk fra det kommunale ledningsnettet.

De vannkjemiske analysene som er foretatt i forbindelse med denne undersøkelsen er utført av Chemlab Services as. Algeprøvene er bearbeidet av cand. real. Nils Bernt Andersen. Dyreplanktonprøvene er bearbeidet av Randi Lund, LFI, Universitetet i Bergen. Kjell Rypdal har vært oppdragsgivers kontaktperson. Arbeidet har vært ledet av Annie Elisabeth Bjørklund, og Bjart Are Hellen har deltatt i feltarbeidet.

Rådgivende Biologer as. takker alle som har bidratt, og takker Bergen kommune for oppdraget.

Bergen, 15. januar 1997.





INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	5
INNHOLDSFORTEGNELSE	7
SAMMENDRAG	9
UNDERSØKELSEN I 1996	11
MIDTBYGDAVASSDRAGET	13
Vassdragsbeskrivelse	15
Tilstand	17
Vurdering	29
Litteratur	35
Måledata	36
KALANDSVASSDRAGET	41
Vassdragsbeskrivelse	43
Tilstand	45
Vurdering	57
Litteratur	65
Måledata	67
UTLØPET AV ÅLETRÆTJØRNET	75
Vassdragsbeskrivelse	77
Tilstand	77
Vurdering	80
Måledata	81
METODER OG BAKGRUNN	83
SFT sitt klassifiseringssystem for vannkvalitet	85
Beregninger av tilførsler og tålegrenser for fosfor	87
Beregninger av stofftransport til sjø	88
LITTERATUR	89





SAMMENDRAG

Rådgivende Biologer as. har i 1996, på oppdrag fra Bergen kommune, gjennomført en undersøkelse av Langavatnet i Midtbygdavassdraget og Kalandsvatnet og Stendavatnet i Kalandsvassdraget, samt enkelte elvestasjoner i disse to vassdragene. I tillegg er det tatt prøver fra utløpet av Åletrættjørnnet. Både fysiske-, kjemiske- og biologiske forhold er undersøkt i de aktuelle innsjøene; månedlig i perioden mai til oktober 1996, og på bakgrunn av dette er tilstand og forurensningsgrad med hensyn på tarmbakterier, næringstilførsler og tilførsler av organisk materiale vurdert. Det må understrekes at de presenterte resultatene ikke er representative for den generelle tilstanden i vassdragene i Bergen kommune, fordi det her er undersøkt et meget selektivt utvalg av antatt belastede lokaliteter.

I 1996 hadde Kalandsvassdraget generelt sett den beste tilstanden (tabell 1), men forholdene der var betraktelig dårligere enn ved undersøkelse i 1993. Årsaken er ikke kjent, men i Stendavatnet vil redusert vanngjennomstrømning sommeren 1996 være en vesentlig del av forklaringen.

Midtbygdavassdraget mottar de største forurensningstilførslene. Tilførsler i forbindelse med landbruksdrift er meget viktige i den øvre delen av vassdraget, og Langavatnet hadde dårligst tilstand av de undersøkte innsjøene dette året (tabell 1). I området nedstrøms Langavatnet er kloakk er viktigste forurensningskilde, og spesielt ved Flatevad var forholdene konstant dårlige på grunn av store kloakktilførsler.

Av de undersøkte stedene var tilstanden klart dårligst ved utløpet av Åletrættjørnnet, både fordi innsjøen er meget liten og dermed meget følsom for selv små tilførsler, og fordi saltvann flør inn i Åletrættjørnnet ved flo sjø og fører til stabilt råttent bunnvann.

TABELL 1. Tilstandsklassifisering av de undersøkte vassdragene i 1996 i henhold til SFT sitt klassifiseringssystem (SFT 1992). Klassifiseringen bygger på fem til seks målinger fra hvert sted i perioden mai til oktober 1996.

Lokalitet	Nærings-salter	Organisk stoff	Tarm-bakterier	Turbiditet	Forsuring
Midtbygdavassdraget					
Langavatnet	IV	III	II - III	IV	II
Utløpet av Liavatnet	V	V	IV	V	II
Dalaelva ved Flatevad	V	IV	V	IV	II
Utløpet til sjøen	V	III-IV	V	III - IV	II
Kalandsvassdraget					
Kalandsvatnet	III-IV	III	I	II	II
Stendavatnet	IV	V	II	III	II
Utløpet til sjøen	IV	III	V	II	II
Utløpet av Åletrættjørnnet					
Utløpet til sjøen	V	IV	V	V	III



Midtbygdavassdraget

Midtbygdavassdraget er sterkt preget av forurensning fra kloakk og landbruk; det er meget næringsrikt og har et relativt høyt innhold av organisk stoff. Vassdraget er sterkt forurenset allerede helt oppe ved Langavatnet, der både kloakk og landbruksavrenning er viktige forurensningskilder. Videre nedover, mellom Langavatnet og utløpet av Liavatnet, er det også en del konstante kloakktilførsler, og i tillegg ble det i august oppdaget et stort utslipp, sannsynligvis av kloakk, i dette området. Ved Flatevad var imidlertid forurensningen spesielt stor gjennom hele undersøkelsesperioden, sannsynligvis på grunn av store problemer med kloakkledningsnettene der. Tilstanden i vassdraget er ikke vesentlig endret siden undersøkelsen i 1993, bortsett fra ved Flatevad der fosforinnholdet var dobbelt så høyt som i 1992.

Langavatnet er næringsrikt og hadde i 1996 fosfortilførsler som var fire ganger høyere enn tålegrensen. Dette førte til oppblomstring av blågrønnalger i juni/juli. Spesielt funnet av *Anabaena flos aquae* er bekymringfullt siden denne algen er i stand til å produsere giftstoffer under visse betingelser. Det var imidlertid ingen tegn til oksygenfritt bunnvann i innsjøen.

Kalandsvassdraget

Både Kalandsvatnet, Stendavatnet og vassdragets utløp til sjøen var næringsrike, men hadde stort sett et moderat innhold av organisk stoff. Forurensning fra både kloakk og landbruksdrift kan skje langs det meste av vassdraget, og både private avløpsanlegg og offentlige kloakkledninger er potensielle forurensningskilder. Alle de undersøkte stedene var mer næringsrike i 1996 enn i 1993, og de beregnede fosfortilførslene var alle større i 1996 uten at årsaken er kjent. Nedbørmengdene i 1996 var bare litt lavere enn i 1993, 76 % av normalen mot 74 % i 1996, og dette kan derfor ikke forklare forskjellen. I Stendavatnet var det imidlertid meget liten vanngjennomstrømning i 1996, bare 30 % av normalt, fordi kanalen mellom Kalandsvassdraget og Stendavatnet var stengt store deler av sommeren på grunn av utbedringer. Dette førte til at vannføringen i den nedre delen av Fanaelva var høyere enn vanlig.

Tilstanden i Kalandsvatnet er relativt bra, med lave algemengder og gode oksygenforhold i bunnvannet. De beregnede fosfortilførslene var imidlertid omtrent dobbelt så store som tålegrensen, og tilstanden i 1996 var adskillig dårligere enn i 1993. Innsjøen mottar både kloakktilførsler og avrenning fra landbruksarealer. Det har også vært byggevirksomhet ved Hatlestad, og innløpselva til innsjøen var meget grumsete i en periode.

Tilstanden i Stendavatnet var spesielt dårlig denne sommeren trolig hovedsakelig på grunn av den reduserte vanngjennomstrømningen. Innsjøen var næringsrik og hadde beregnede fosfortilførsler som var nesten fire ganger høyere enn tålegrensen. Det ble også målt oksygenfritt bunnvann i innsjøen, noe en ikke fant i 1993. Perioden med oksygenfritt bunnvann startet i september. Forholdene i innsjøen vil bedre seg når overføringen av vann fra Kalandsvatnet blir høyere, men det er likevel viktig at fosfortilførslene til Stendavatnet reduseres. Det er flere mulige kilder og nærmere undersøkelser må til for å lokalisere disse.

Utløpet av Åletrætjørnet

Åletrætjørnet er et lite og lavtliggende vassdrag med bare en liten innsjø og en 30 meter lang utløpsbekk. Innsjøen ligger så lavt at saltvann renner inn ved flo sjø. Vassdraget er meget sterkt forurenset, og både næringsrikheten, innholdet av organisk stoff og tarmbakterieinnholdet er ekstremt høyt i perioder. Vassdraget forurennes nedstrøms Åletrætjørnet, men det er tilførsler også til selve innsjøen. Både kloakk og tilførsler i forbindelse med jordbruksdrift er mulige forurensningskilder, og i tillegg fører innsiget av saltvann til at det dannes et lag råttent bunnvann i innsjøen. Dette medfører oksygensvikt og økt løselighet av fosfor fra sedimentene, og i perioder med omrøring fører dette til at naboene er plaget av H₂S- lukt.



UNDERSØKELSEN I 1996

I 1996 ble Midtbygdavassdraget og Kalandsvassdraget undersøkt. Begge er undersøkt tidligere i denne serien av resipientundersøkelser; Midtbygdavassdraget i 1992 (Bjørklund mfl. 1993) og Kalandsvassdraget i 1993 (Hobæk mfl. 1994). I tillegg ble utløpet av Åletrøtjørnet undersøkt.

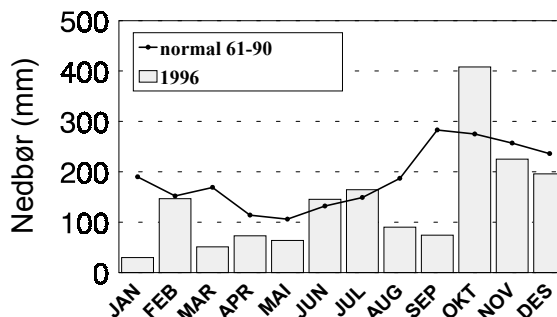
Denne sommeren var det reparasjoner på kanalen som overfører vann fra Kalandsvassdraget til Stendavatnet, og i perioden mai til og med august var kanalen stengt. I denne perioden var det heller ikke naturlig overløp fra innsjøen til Stendaelva, alt vann gikk gjennom kraftverket og ut i sjøen. I stedet for prøver fra "Stendaelva", som altså bare representerer avrenning fra det lille området nedstrøms Stendavatnet, ble det, ved en misforståelse, tatt prøver fra utløpet av Åletrøtjørnvassdraget ved Fanahammeren. Prøvetakingen omfatter seks prøvetakingstidspunkt i perioden mai til oktober. Prøvetakingen er gjennomført på samme måte som ved de tidligere resipientundersøkelsene og blir derfor ikke nærmere omtalt her.

Ved beregningene er det kun benyttet de nedbørmengdene som er målt ved stasjonen på Florida. Nedbørstasjonen på Stend ble opplyst nedlagt og skulle vært erstattet av en automatstasjon på Flesland. Det er imidlertid ikke oppgitt nedbørmengder ved denne stasjonen dette året.

VÆRFORHOLD

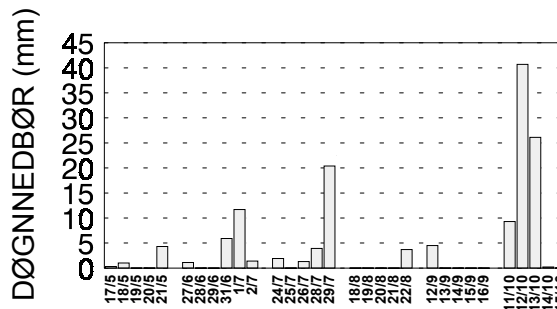
Året 1996 var nedbørfattig (figur 1) og noe kaldere enn normalt. Årsnedbøren ved Bergen Florida var 74 % av normalnedbøren; bare 1668 mm mot 2250 mm (DNMI-Klimaavdelingen). Bare i oktober var nedbørmengdene større enn normalt, i februar, juni og juli var de normale, mens det ved samtlige andre måneder var mindre nedbør enn vanlig. Dette førte til at vannstanden ved prøvetakingen i mai var meget lav, med lite vann i både elver og innsjøer.

FIGUR 1. Månedlige nedbørmengder i 1996 (søylar) og normalnedbøren i perioden 1961-1990 (linje) ved Bergen-Florida. Data er hentet fra det Norske meteorologiske institutt.



Nedbørmengdene i forbindelse med prøvetakingsperiodene denne sesongen var relativt små bortsett fra i oktober og i juli (figur 2). Ved de andre prøvetakingene var nedbørmengdene minimale både i dagene like før - og på selve prøvetakingdagen.

FIGUR 2. Døgnnedbør ved Bergen-Florida de fem siste døgn før prøvetaking fant sted. Nedbøren er målt på angitte dato kl. 07/08 og er falt i løpet av de foregående 24 timene. Data er hentet fra det Norske meteorologiske institutt.





MIDTBYGDAVASSDRAGET



INNHOLDSFORTEGNELSE

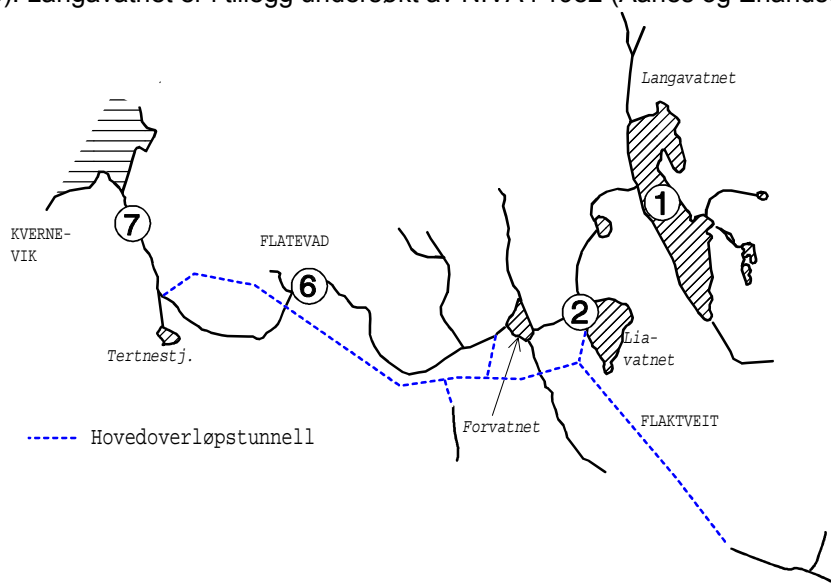
VASSDRAGSBESKRIVELSE	15
TILSTAND	17
Langavatnet	17
Utløpet av Liavatnet	21
Dalaelv ved Flatevad	23
Utløpet til sjøen	26
VURDERING	29
Langavatnet	29
Utløpet av Liavatnet	31
Dalaelv ved Flatevad	32
Utløpet til sjøen	33
LITTERATUR FRA MIDTBYGDAVASSDRAGET	35
MÅLEDATA	36





KORT BESKRIVELSE AV VASSDRAGET

Midtbygdavassdraget ligger i Åsane i Bergen kommune og har sitt utspring i 464 meters høyde i Håstefjell, nord-vest for Langavatnet. Vassdraget har tre innsjøer og renner ut i Byfjorden ved Kvernevik (figur 1.1). I alt fire steder ble undersøkt i dette vassdraget i 1996 (tabell 1.1). Langavatnet er undersøkt spesielt og vil bli nærmere omtalt. Vassdraget er tidligere undersøkt i 1992 (Bjørklund mfl. 1993), og er med i de årlige undersøkelsene av kloakkforurensning i vassdragene i Bergen som har pågått siden 1992 (Bjørklund og Johnsen 1993, Bjørklund og Johnsen 1994, Hobæk 1996, Bjørklund 1996). Langavatnet er i tillegg undersøkt av NIVA i 1982 (Aanes og Erlandsen 1983).



FIGUR 1.1. Kart over sentrale deler av Midtbygdavassdraget med prøvetakings-stasjonene markert. Nærmere stedsangivelse finnes i tabell 1.1.

Vassdraget har et nedslagsfelt på ca. 16 km² og ligger i et område som har en årlig middelavrenning på 67,5 l/s pr. km² i de øvre og 55 l/s pr. km² i de nedre deler (NVE 1987). Middelvannføringen ved utløpet til fjorden er 1136 l/s eller 35,7 mill. m³ pr. år. Deler av vannet går i en overvannstunnel som har bekkeinntak ved Hjortlandsveien, inntak av vann fra Liavatnet og inntak av vann nedstrøms Forvatnet (figur 1.1). Tunnelen har utløp i den nedre delen av Daleelva ca. 500 meter oppstrøms utløpet til sjøen.

TABELL 1.1. Nummer, meter over havet (moh) og stedsangivelse (UTM) for prøvetakingssteder i Midtbygdavassdraget. Stedene er avmerket på kartet i figur 1.1.

NR.	STED	UTM-KOORDINATER	HØYDE OVER HAVET (meter)
1	Langavatnet	KN 988 109	90
2	Utløp Liavatnet	KN 988 099	89
6	Dalaelv ved Flatevad	KN 968 091	80
7	Utløp ved Kvernevik	KN 955 088	20



De øvre deler av vassdraget, ned mot Liavatnet, ligger i et område dominert av bergarten anorthositt. I de nedre deler er gneis og granitt dominerende bergarter. Rundt Langavatn finnes det også kvartærgeologiske og nyere løsmasseavsetninger. Forventet naturtilstand med hensyn på næringsrikhet er 10 : g fosfor/liter for Langavatnet og 8 : g/l ved utløpet til sjøen (Johnsen mfl. 1992). I nedslagsfeltet bodde det i 1992 omtrent 288 personer i hus som ikke var knyttet til offentlig avløpssystem, men som hadde utslipp til spredning eller via slamavskiller.

Langavatnet er vassdragets største innsjø. Den ligger i den øvre delen av vassdraget og er vindeksponert. Innsjøen er 54 meter dyp og har vannutskiftningstid på omtrent ett år (tabell 1.2). Innsjøens nedslagsfelt er på 16 km² bestående av en del høyereliggende områder, men i de lavereliggende deler er det en god del landbruksdrift.

Tabell 1.2. Morfologiske og hydrologiske data for Langavatnet i Midtbygdavassdraget (Bjørklund mfl. 1994).

AREAL (km ²)	MAKS DYP (meter)	SNITT DYP (meter)	VOLUM (mill. m ³)	UTSKIFTING (ganger/år)	HYDR.BEL. (m ³ /m ² /år)
0,375	54	30,5	11,45	ca. 1	29,43



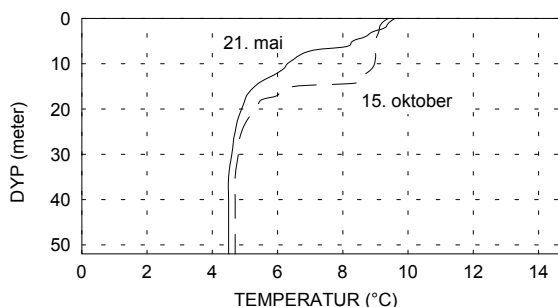
TILSTANDEN I MIDTBYGDAVASSDRAGET I 1996

LANGAVATNET

TEMPERATURFORHOLD

Langavatnet er en langstrakt, 54 meter dyp innsjø, med temperatur rundt 4,6 i bunnvannet hele prøvetakingssesongen. I overflaten var høyeste målte temperatur 19 °C i august (figur 1.2). Temperatursprangskiktet lå rundt 8 meter i mai og var nede på 15 meter i midten av oktober. Innsjøen er godt vindeksponert og omrøring finner sannsynligvis sted i november.

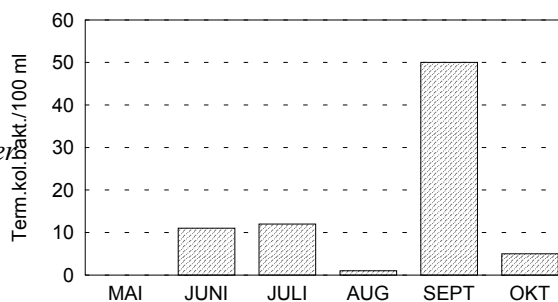
FIGUR 1.2. Temperaturprofiler i Langavatnet målt ved innsjøens dypeste punkt 21. mai, og 15. oktober 1996 (tabell 1.8). Målingene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar elektrode.



TARMBAKTERIER

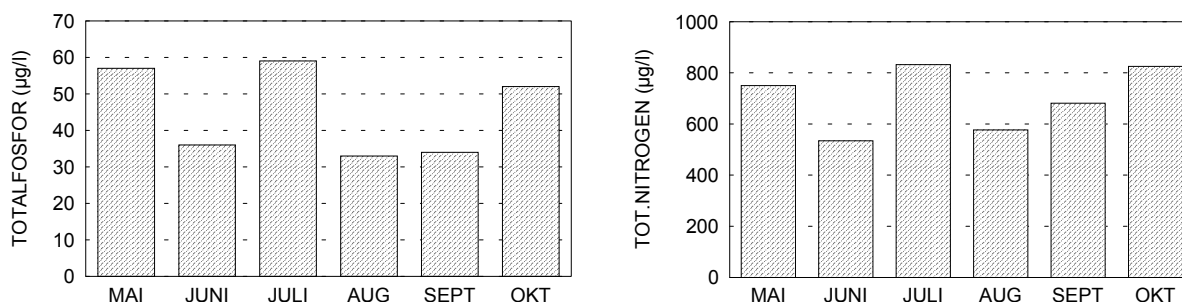
Tarmbakterieinnholdet midt ute i Langavatnet var høyt i september, men var ellers relativt lavt (figur 1.3). Innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse II - III på grunnlag av innholdet i september.

FIGUR 1.3. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Langavatnet i perioden mai til oktober 1996. Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt (tabell 1.7).



NÆRINGSFORHOLD

Langavatnet har et høyt innhold av næringsstoffer. Det gjennomsnittlige innholdet av totalfosfor var på 45,2 : g/l og av totalnitrogen på 700 : g/l, og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse IV med hensyn på begge parametere. Høyest konsentrasjon av næringsstoffer ble målt i mai, juli og oktober (figur 1.4). Ved tidligere undersøkelser lå gjennomsnittlige fosforkonsentrasjoner på 43,5 : g/l i 1993 (Bjørklund mfl. 1993) og på 58 : g/l i 1982 (Aanes og Erlandsen 1983). Gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjonen i 1993 var på 636 : g/l.



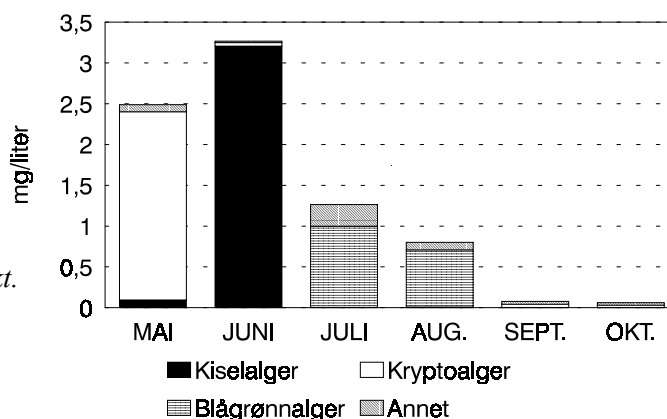
FIGUR 1.4. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i fire prøver fra Langavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

ALGER

Algemengden i Langavatnet bekrefter næringsrikheten og var relativt stor, med et gjennomsnittlig algevolum på 1,4 mg/l i seks prøver i perioden mai til oktober 1996. Algemengdene var høyest i slutten av juni/begynnelsen av juli og var da på 3,3 mg/l (figur 1.5). Dette tilsvarer mengdene en finner i næringsrike innsjøer (Brettum 1989).

Dominerende algegrupper i mai var kryptoalgen *Rhodomonas*, mens kiselalgen *Asterionella formosa* dominerte i juni (figur 1.5). I juli og august var det blågrønnalgen *Anabaena spiroides* som utgjorde størstedelen av algevolumet (tabell 1.9), og i juli var også blågrønnalgen *Anabaena flos aqua* til stede i små mengder.

FIGUR 1.5. Mengder av de forskjellige algetyper i seks prøver fra Langavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.9). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

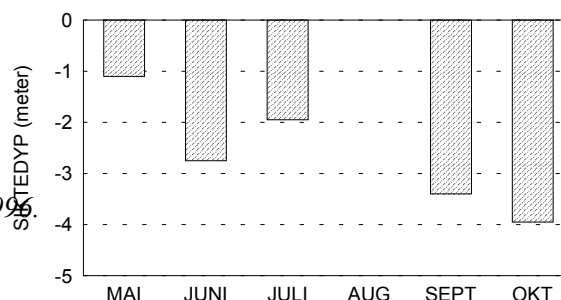


SIKTEDYP

Siktedypet i innsjøen var størst i oktober da det var på nesten 4 meter (figur 1.6). Lavest siktedyp ble målt i mai da det var på bare en meter. Dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse IV.



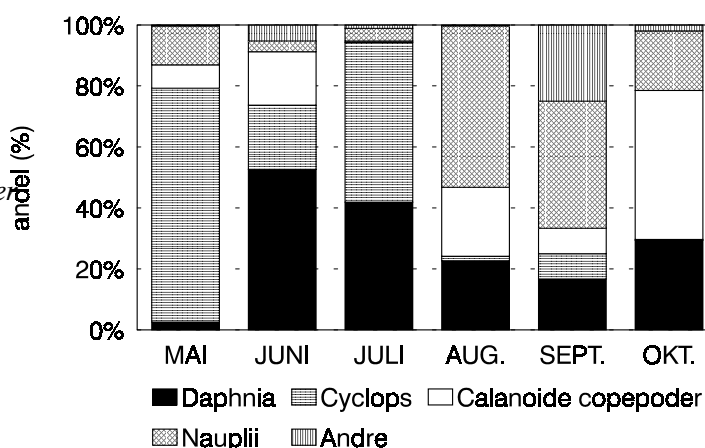
FIGUR 1.6. Siktedyp målt med Secci-skive i Langavatnet ved fem tidspunkt fra mai til oktober 1996. Målingene er gjort ved innsjøens dypeste punkt.



DYREPLANKTON

Den dominerende dyreplanktongruppen den første delen av sesongen var *Cyclops* (figur 1.7). Imidlertid var *Daphnia* og calanoide copepoder (hoppekreps) også et viktig innslag det meste av tiden. Av andre grupper ble *Bythotrephes* og *Polyphemus* også registrert, men i mindre mengder (tabell 1.10). Blant hjuldyrene var *Kellicottia longispina* og *Keratella cochlearis* til stede ved nesten samtlige prøvetakinger (tabell 1.10).

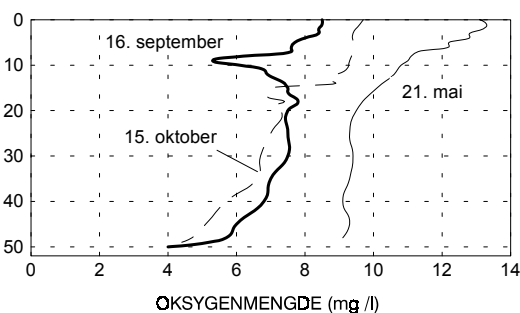
FIGUR 1.7. Prosentvis andel av planktoniske krepser i månedlige prøver i Langavatnet sommeren 1996 (tabell 1.10). Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk gjennom hele vannsøylen, ved innsjøens dypeste punkt.



OKSYGENFORHOLD

Oksygenforholdene i Langavatnet var relativt bra med 34% oksygenmetning på 49 meters dyp i midten av oktober (figur 1.8). Det er dermed ikke fare for oksygenfrie forhold i bunnvannet i denne innsjøen. Det store oksygenvinnet ved 10 meters dyp i september og 15 meters dyp i oktober skyldes at organisk materiale forsinkes like over temperatursprangskiktet og nedbrytningen fører derfor til ekstra stort oksygenforbruk i dette området.

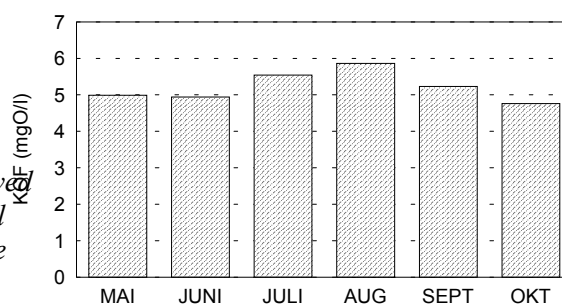
FIGUR 1.8. Oksygenprofiler i Langavatnet målt ved tre tidspunkt ved innsjøens dypeste punkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.9). Prøvene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar sonde ved innsjøens dypeste punkt.





KJEMISK OKSYGENFORBRUK

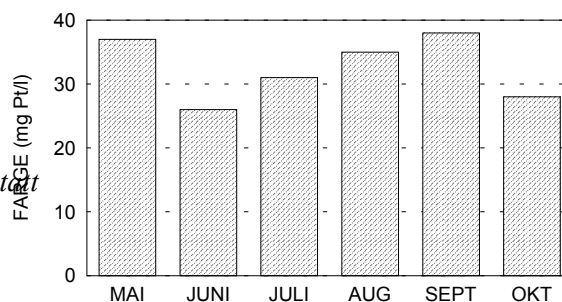
Innholdet av organisk stoff i innsjøen var moderat med et kjemisk oksygenforbruk rundt 5 mg O/l (figur 1.9). Høyest forbruk på 5,86 mg O/l ble målt i august. Dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III. I august ble det også målt oksygenforbruk i bunnvannet. Dette var lavere enn i overflaten og var på 4,66 mg O/l (tabell 1.7).i



FIGUR 1.9. Kjemisk oksygenforbruk i Langavatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

FARGETALL

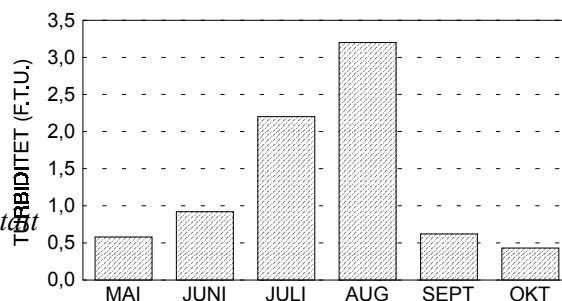
Fargetallet i Langavatnet var også moderat og med høyeste verdi på 38 mg Pt/l ved målingen i september (figur 1.10). Dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III, samme klasse som for det kjemiske oksygenforbruket.



FIGUR 1.10. Fargetall i Langavatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7). Prøvene er tatt som blandeprøve fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

TURBIDITET

Partikkelinnholdet i Langavatnet var høyt i juli og september men lavt ved de andre målingene (figur 1.11). Høyeste verdi på 3,2 F.T.U. i august klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse IV.

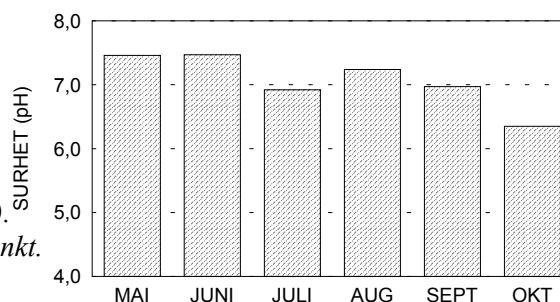


FIGUR 1.11. Turbiditet i Langavatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7). Prøvene er tatt som blandeprøve fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



SURHET

De store nedbørmengdene i oktober førte til at laveste pH ble målt på denne tiden med pH på 6,35 (figur 1.12). Dette er likevel ikke surt, og viser vassdragets evne til å motstå forsurening. Høy pH i innsjøen skyldes en kombinasjon av algeproduksjon og tilførsler fra jordsmonnet i nedslagsfeltet.

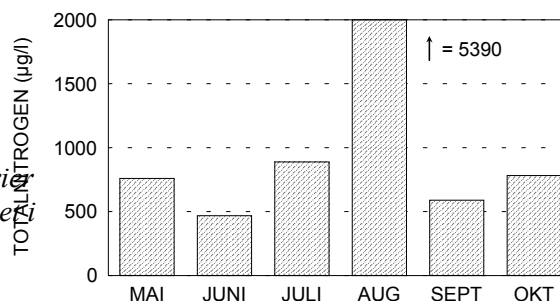


FIGUR 1.12. pH-verdier i Langavatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7). Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt.

UTLØPET AV LIAVATNET

TARMBAKTERIER

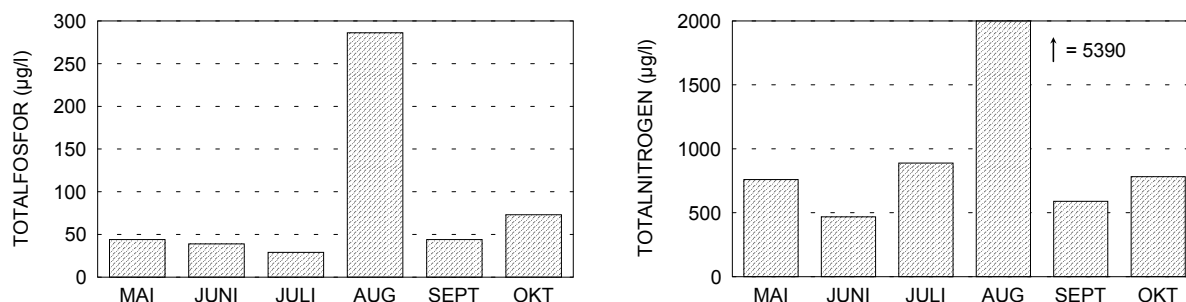
Tarmbakterieinnholdet ved utløpet av Liavatnet var relativt moderat og lå vanligvis rundt 70 termotolerante bakterier pr. 100 ml (figur 1.13). Ved prøvetakingen i august var imidlertid tarmbakterieinnholdet meget høyt med hele 880 termotolerante bakterier pr. 100 ml. Dette klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse IV, mens de øvrige prøvene ville gitt tilstandsklasse III.



FIGUR 1.13. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra utløpet av Liavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

NÆRINGSFORHOLD

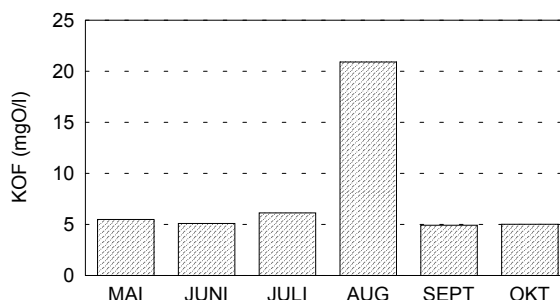
Innholdet av næringsstoffer ved utløpet av Liavatnet var vanligvis høyt, og i august var det meget høyt (figur 1.14). Både fosfor og nitrogeninnholdet klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse IV, med et gjennomsnittlig innhold av totalfosfor på 45,8 : g/l og totalnitrogen på 697 : g/l. Dette er dersom en ser bort fra konsentrasjonene i august. Dersom disse tas med klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse V, med gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 85,8 : g/l og nitrogenkonsentrasjon på 1480 : g/l.



FIGUR 1.14. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i månedlige prøver fra utløpet av Liavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

KJEMISK OKSYGENFORBRUK

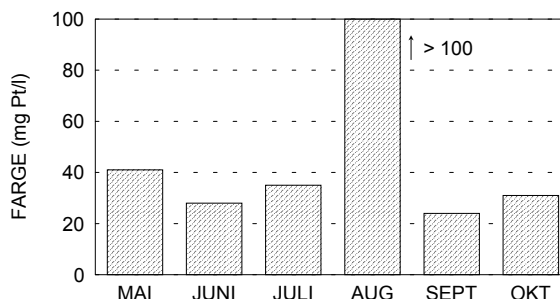
Det kjemiske oksygenforbruket var vanligvis relativt høyt, men var spesielt høyt i august (figur 1.15). Med et målt kjemisk oksygenforbruk rundt 5 mg O/l klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse III. Dersom en tar med målingene i august blir imidlertid tilstandsklassen V.



FIGUR 1.15. Kjemisk oksygenforbruk i månedlige prøver fra utløpet av Liavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

FARGETALL

Også fargetallet var noe høyt, og på samme måte som ned det kjemiske oksygenforbruket var det meget høyt i august (figur 1.16). Med høyeste målte fargetall på 40 mg Pt/l klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse III-IV, men tar en med målingen i august blir tilstandsklassen V.

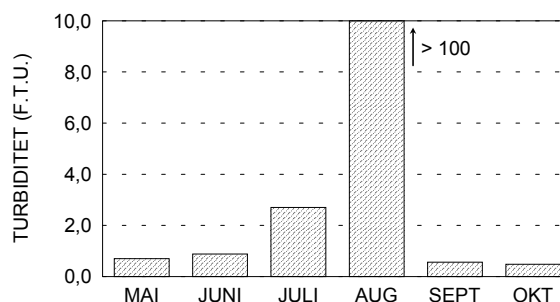


FIGUR 1.16. Fargetall ved utløpet av Liavatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7)



TURBIDITET

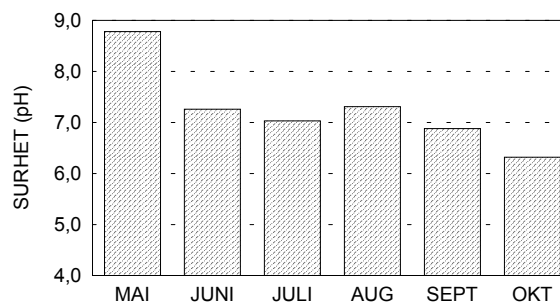
Partikkelinnholdet i vassdraget var vanligvis relativt lavt, men var høyere i perioder (figur 1.17). Med høyeste innhold på 2,7 F.T.U. i juli klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV, men dersom en tar med målingen i august klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse V med hensyn på denne parameteren.



FIGUR 1.17. Turbiditet ved utløpet av Liavatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7).

SURHET

pH var meget god i vassdraget, med verdier som vanligvis lå rundt pH 7 (figur 1.18). I mai var imidlertid pH meget høy, noe som trolig har sammenheng med stor algeproduksjon i Liavatnet og sol ved prøvetakingen. De sureste forholdene ble målt i oktober da det var store nedbørmengder.



FIGUR 1.18. pH-verdier i månedlige prøver fra utløpet av Liavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

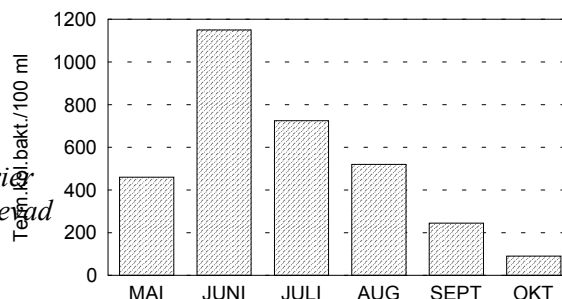
DALÆLVA VED FLATEVAD

TARMBAKTERIER

Denne delen av vassdraget er meget sterkt forurenset av kloakk, og det ble målt høye konsentrasjoner av tarmbakterier ved samtlige prøvetakinger (figur 1.19). Høyest konsentrasjon ble målt i slutten av juni/begynnelsen av juli med en konsentrasjon på hele 1150 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml. Dette klassifiserer denne delen av vassdraget i tilstandsklasse V. Forurensningen var minst på høsten og størst i juni.

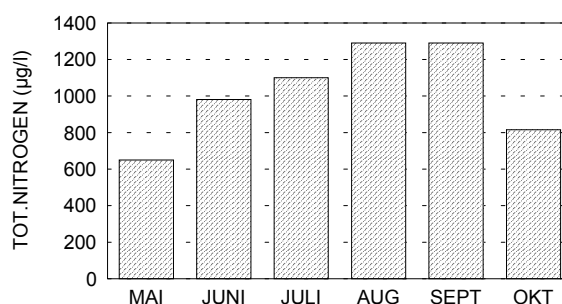
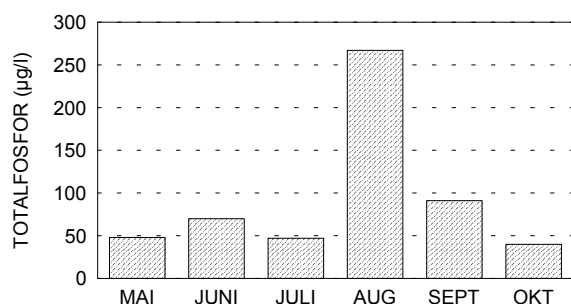


FIGUR 1.19. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Dalaelva ved Flatevad i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).



NÆRINGSFORHOLD

Vassdraget er meget næringsrikt (figur 1.20), og med en gjennomsnittlig konsentrasjon av totalfosfor på 59,2 : g/l og en gjennomsnittlig konsentrasjon av totalnitrogen på 1021 : g/l klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse V for begge parametere. Dersom en tar med fosformålingen i august blir gjennomsnittskonsentrasjonen på hele 93,8 : g/l for denne parameteren.

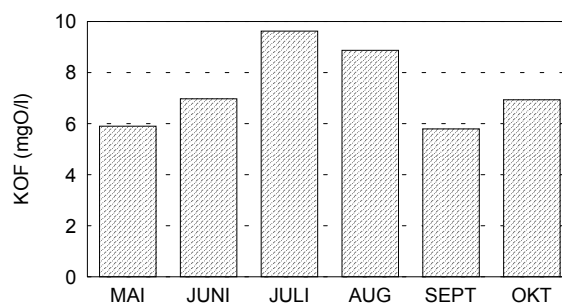


FIGUR 1.20. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i månedlige prøver i Dalaelva ved Flatevad fra mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Det kjemiske oksygenforbruket (KOF) var også høyt (figur 1.21), og med høyeste målte forbruk på 9,62 mg O/l i juli klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV.

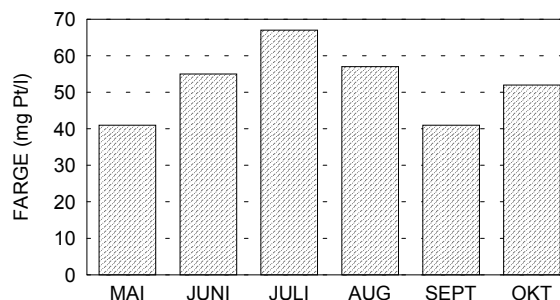
FIGUR 1.21. Kjemisk oksygenforbruk i månedlige prøver fra Dalaelva ved Flatevad i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).





FARGETALL

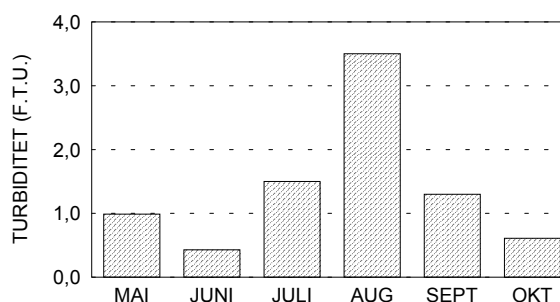
Fargetallet var også relativt høyt, og varierte på samme måte som det kjemiske oksygenforbruket. Med høyeste fargetall på 67 mg Pt/l i juli (figur 1.22) klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV.



FIGUR 1.22. Fargetall i Dalaelva ved Flatevad ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7).

TURBIDITET

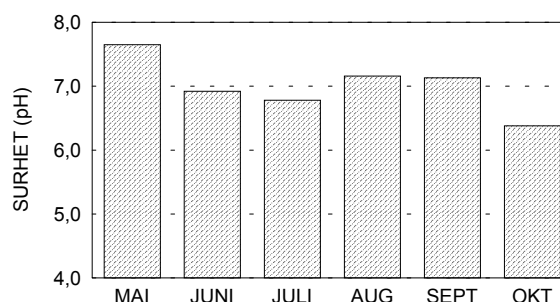
Partikkelinnholdet i elva var vanligvis relativt moderat men var høyt ved prøvetakingen i august (figur 1.23). Trolig skyldes turbiditeten i august ovenforliggende tilførsler da det ble målt en turbiditet over 100 F.T.U. ved utløpet av Liavatnet på samme tidspunkt.



FIGUR 1.23. Turbiditet i Dalaelva ved Flatevad ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7).

SURHET

Også i denne delen av vassdraget er forholdene med hensyn på surhet meget bra med pH som vanligvis ligger rundt 7,0 (figur 1.24).



FIGUR 1.24. pH-verdier i månedlige prøver fra Dalaelva ved Flatevad i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).



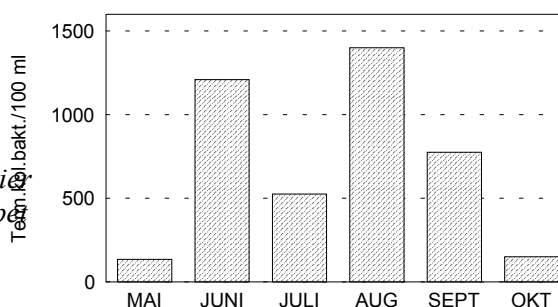
frt

UTLØPET TIL SJØEN

TARMBAKTERIER

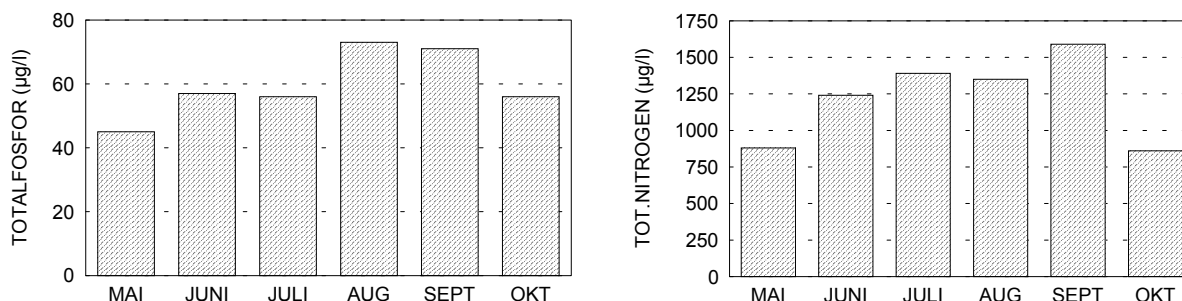
Innholdet av tarmbakterier var høyt ved samtlige prøvetakinger, men spesielt i juni og august var forurensningen meget stor (figur 1.25). På grunnlag av bakteriekonsentrasjonene i august klassifiseres utløpet av Midtbygdavassdraget i tilstandsklasse V.

FIGUR 1.25. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Dalaelva ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).



NÆRINGSFORHOLD

Vassdraget er meget næringsrikt ved utløpet (figur 1.26). Det gjennomsnittlige innholdet av totalfosfor var på 59,7 : g/l og av totalnitrogen på 1218 : g/l, og dette klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse V for begge parametere. Næringsinnholdet var høyt i hele undersøkelsesperioden.



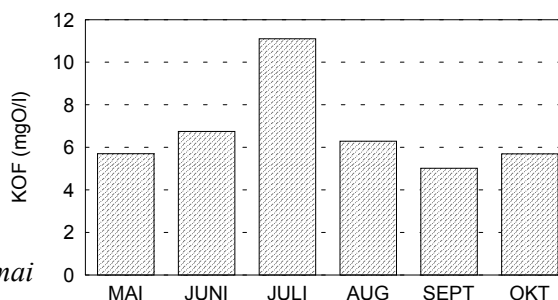
FIGUR 1.26. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i månedlige prøver i Dalaelva ved utløpet til sjøen fra mai til oktober 1996 (tabell 1.7).

KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Innholdet av organisk stoff i elva var høyt, og periodevis meget høyt. Med høyeste registrerte kjemiske oksygenforbruk (KOF) på 11,1 mg O/l i juli klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV. Vanligvis lå imidlertid oksygenforbruket rundt 6 mg O/l (figur 1.27).



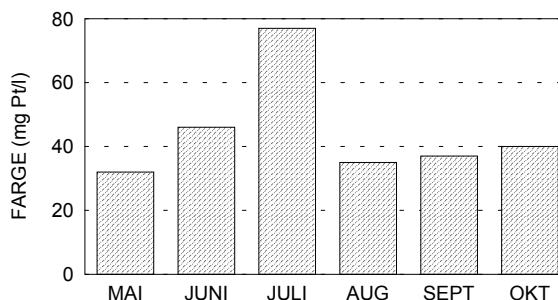
FIGUR 1.27. Kjemisk oksygenforbruk i månedlige prøver fra Dalaelva ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).



FARGETALL

Også fargetallet, på samme måte som KOF, var adskillig høyere i juli enn ved de andre prøvetakingene (figur 1.28). Vassdraget klassifiseres i tilstandsklasse IV, da både maksimalverdien i juli og fargetallet vanligvis ligger innenfor verdiene i denne klassen.

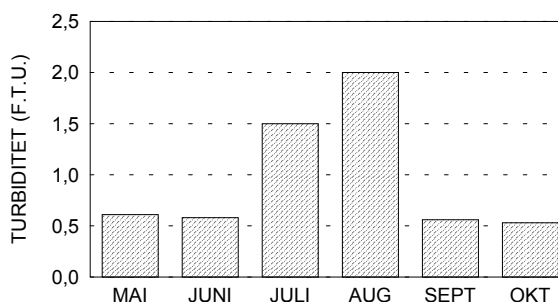
FIGUR 1.28. Fargetall i Dalaelva ved utløpet til sjøen ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7).



TURBIDITET

Partikkelinnholdet ved utløpet var høyt både i juli og august, og lavere ved de andre prøvetakingene (figur 1.29). På grunnlag av målingene i august klassifiseres utløpet av vassdraget i tilstandsklasse III-IV.

FIGUR 1.29. Turbiditet i Dalaelva ved utløpet til sjøen ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 1.7).

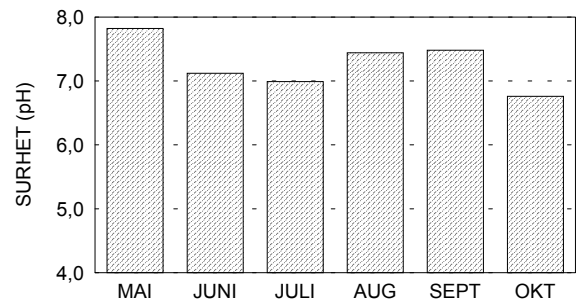


SURHET

Det er ikke registrert sure perioder i denne delen av vassdraget, pH ligger vanligvis rundt 7,0 som er meget bra (figur 1.30). I perioder er pH meget høy, noe som vanligvis har sammenheng med høy algeproduksjon og solskinn på prøvetakingdagen.



FIGUR 1.30. pH-verdier i månedlige prøver fra Dalaelva ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 1.7).





VURDERING AV TILSTANDEN

Midtbygdavassdraget er sterkt preget av forurensning fra kloakk og landbruk; det er meget næringsrikt og har et relativt høyt innhold av organisk stoff. Vassdraget er sterkt forurenset allerede helt oppe ved Langavatnet, der både kloakk og landbruksavrenning er viktige forurensningskilder. Videre nedover, mellom Langavatnet og utløpet av Liavatnet, er det også en del konstante kloakktilførsler, og i tillegg ble det i august oppdaget et stort utslipp, sannsynligvis av kloakk, i dette området. Ved Flatevad er imidlertid forurensningen spesielt stor hele undersøkelsesperioden, hovedsakelig på grunn av store problemer med kloakkledningsnettene der.

Tilstanden i vassdraget er ikke vesentlig endret siden undersøkelsen i 1993, bortsett fra ved Flatevad der næringsinnholdet var adskillig høyere; hele 200 % for fosfor og 70 % for nitrogen.

LANGAVATNET

Forholdene i Langavatnet er ikke spesielt gode, og innsjøen tilhører den dårligste delen av klassifiseringssystemet med hensyn på næringsrikhet (tabell 1.4). Forholdene med hensyn på organisk stoff og tarmbakterieinnhold er noe bedre. Tilstanden er ikke vesentlig endret siden 1992, men synes å være noe bedre enn i 1982. Forskjellen er imidlertid ikke statistisk signifikant.

TABELL 1.4. Tilstandsklassifisering av Langavatnet i 1982 (Aanes og Erlandsen 1983), i 1992 (Bjørklund mfl. 1993) og i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992). Tilstandsklassene fra 1982 og 1992 er oppjustert til dagens klassifiseringssystem som ble tatt i bruk i 1992.

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1982	V	IV	II	II (V)	II
1992	IV	III	III	II	II
1996	IV	III	II - III	IV	II

TILFØRSLER AV TARMBAKTERIER

Vanligvis var tarmbakterieinnholdet lavt ved målepunktet midt ute over innsjøens dypeste punkt. Bare i september ble det registrert noe høyere konsentrasjon. Innsjøen har forurensningsgrad II-III. Tarmbakterieforurensningen midt ute på innsjøen er ikke vesentlig annerledes dette året enn ved de to tidligere undersøkelsene.

Etttersom det alltid er tarmbakterier i prøvene fra Langavatnet tyder det på at det er konstante tilførsler av kloakk til innsjøen. Det er flere hus og gårdsbruk i nedslagsfeltet som ikke er tilknyttet offentlig kloakknett, og konstante tilsig fra disse er ikke utenkelig. De periodevis høyere konsentrasjonene av tarmbakterier tyder imidlertid på at det også er periodiske store tilførsler. Dette kan skyldes arealavrenning fra markene rundt innsjøen i perioder med nedbør og husdyr på beite, eller spredning av gylle nær vassdraget. I forbindelse med den bakteriologiske undersøkelsen av Midtbygdavassdraget i 1996 ble det påvist tarmbakterietilførsler i innløpselva ved Åsaneveien i perioder med mye nedbør (Bjørklund 1996).



TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Langavatnet var meget næringsrikt og klassifiseres i tilstandsklasse IV. Med en forventet naturtilstand på 10 : g P/l og 300 : g N/l har innsjøen forurensningsgrad 4 for fosfor og 3 for nitrogen. Langavatnet har et lavere gjennomsnittlig fosforinnhold enn i 1982, da det var på 58 : g/l, og klassifiseres derfor i en lavere tilstandsklasse. Forskjellen mellom målingene er imidlertid ikke statistisk signifikant (Wilcoxon's signed rank test, 1945), og må derfor betraktes som tilfeldig variasjon og ikke som en reell endring i vannkvalitetstilstanden.

Fosfortilførslene til Langavatnet i dag er imidlertid adskillig større enn de burde være ut fra innsjøens tålegrense. Vurdert ut fra nedbørmengder på 74 % av normalnedbøren og målte fosforkonsentrasjoner i Langavatnet i 1996, mottok innsjøen rundt 1750 kg fosfor. Dette er adskillig høyere enn tålegrensen som bare er på i underkant av 300 kg ved de nedbørmengder en hadde i 1996. Tålegrensen bygger imidlertid på en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 7 : g/l, noe som er urealistisk for Langavatnet med et naturgrunnlag på 10 : g/l. Tilførsler på rundt 400 kg ved årets nedbørmengder vil tilsvare naturgrunnlaget, og tilførslene er dermed fire ganger høyere enn de burde være. Det er viktig at disse reduseres for at vannkvaliteten i innsjøen skal kunne bedre seg.

Algesamfunnet i innsjøen bekrefter den næringsrike tilstanden. Både algevolumet og algeartene er slike en finner i næringsrike innsjøer (Brettum 1989). Spesielt innslaget av blågrønnalgene *Anabaena spiroides* og *A. flos-aquae* viser at innsjøen er meget næringsrik. Sistnevnte er også i stand til å produsere giftstoffer under visse betingelser og det er derfor meget uheldig at denne dukker opp i innsjøen. Innslaget av blågrønnalger var adskillig større i år enn tre år tidligere, men ellers er algesamfunnet omtrent som den gang. Også i 1982 ble det funnet blågrønnalger men kun i små mengder.

De høye næringskonsentrasjonene tyder på at innsjøen jevnlig mottar store næringstilførsler, trolig som arealavrenning fra dyrket mark. Det er store landbruksområder rundt Langavatnet og sig fra disse vil jevnlig føre næring til innsjøen. I tillegg vil kloakktilførsler også gi store mengder næring til innsjøen. Tidligere beregninger på grunnlag av kloakkeringsforhold og landbruksdrift i nedslagsfeltet (Bjørklund mfl. 1993) var fosfortilførslene beregnet til i underkant av 700 kg pr. år, noe som klart er lavere enn dagens reelle tilførsler.

TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Oksygenforholdene i innsjøen var relativt bra og det var nærmest identiske forhold sammenlignet med undersøkelsen i 1992 (Bjørklund mfl. 1993). Langavatnet klassifiseres i tilstandsklasse III. Innsjøen hadde også relativt bra oksygenforhold i bunnvannet med 34% oksygenmetning på 49 meters dyp i midten av oktober, og det var ingen tegn på oksygenfritt bunnvann i innsjøen. Imidlertid var oksygenvinnet i mai en del større enn i mai 1992, noe som kan tyde på at det hadde vært større tilførsler til innsjøen på våren dette året.

Kilden for organisk stoff i Langavatnet kan være både egen algeproduksjon, tilførsler fra landbruksaktiviteter og humus på grunn av noe myrtilsig. Egen algeproduksjon står trolig for det største bidraget, men i perioder kan ytre tilførsler også være en viktig kilde.

TURBIDITET

Partikkelinnholdet økte i perioden mai til august, men var lavere igjen i september og oktober. Med høyeste partikkelinnhold på 3,2 F.T.U. i august klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse IV. Årsaken til det høye partikkelinnholdet i juli og august er noe usikker, og det er ikke noen av de andre parametrene som viser samme mønster.



UTLØPET AV LIAVATNET

Forholdene ved utløpet av Liavatnet er meget dårlige, og tilstanden klassifiserer hovedsakelig bare til dårligste tilstandsklasse (tabell 1.5). Mye av dette skyldes imidlertid et enkeltutslipp som ble registrert ved prøvetakingen i august, og dersom en antar at dette er et "enkeltutslipp" vil forholdene være noe bedre og tilstanden bli som tallene i parentesene viser. Forholdene da vil være omtrent som ved undersøkelsen i 1992.

TABELL 1.5. Tilstandsklassifisering av utløpet av Liavatnet i 1992 (Bjørklund mfl. 1993) og i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992). Tilstandsklassene fra 1992 er oppjustert til dagens klassifiseringssystem som ble tatt i bruk i 1993.

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1992	IV	III	III	II	II
1996	V (IV)	V (III)	IV (III)	V (IV)	II

TILFØRSLER AV TARBAKTERIER

Tarmbakterieinnholdet ved utløpet av Liavatnet var vanligvis moderat og på grunnlag av disse verdiene ville vassdraget klassifiseres i tilstandsklasse III. Imidlertid var vassdraget meget sterkt forurenset ved prøvetakingen i august, da konsentrasjonen av termotabile koliforme bakterier var på hele 880 pr. 100 ml. Dermed klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV. Nivået på tarmbakterieforurensningene er omtrent som i 1992, dersom en ser bort fra målingen i august.

Årsaken til forurensningen i august må være direkte tilførsler til vassdraget, da det var minimalt med nedbør både ved prøvetakingen og i dagene før prøvetaking. Kilden til forurensningen må ligge nedstrøms Langavatnet, enten til elva mellom Langavatnet og Liavatnet eller til selve Liavatnet. Ved prøvetakingene i forbindelse med lekkasjeundersøkelsen var forurensningen størst til innløpselva til Liavatnet i perioder uten nedbør, men i nedbørrike perioder var forurensningen direkte til Liavatnet størst.

TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Innholdet av næringsstoffer ved utløpet av Liavatnet var vanligvis høyt, men i august var det spesielt høyt. Både fosfor- og nitrogeninnholdet klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse IV dersom en ser bort fra konsentrasjonene i august. Dersom disse tas med klassifiseres imidlertid vassdraget i tilstandsklasse V. Med et antatt naturgrunnlag på 6 : g P/l og 300 : g N/l er utløpet av Liavatnet meget sterkt forurenset og har forurensningsgrad 5 for begge parametere. Næringsstatus ved utløpet av Liavatnet var omtrent som i 1992,- dersom en ser bort fra augustmålingene.

Kildene for næringstilførsler til denne delen av vassdraget er i stor grad de samme som for Langavatnet, der avrenning fra landbruksarealer og tilførsler i forbindelse med gårdsdriften i området er viktige kilder. I tillegg er det imidlertid noe tilførsler nedstrøms Langavatnet. Bortsett fra i mai og slutten av juli var fosforkonsentrasjonene høyere ved utløpet av Liavatnet enn i Langavatnet mens nitrogenkonsentrasjonene i mye større grad var høyest i Langavatnet. Dette tyder på at det er kloakktilførsler som er dominerende forurensningskilde nedstrøms Langavatnet. I august var næringsinnholdet spesielt høyt, og dette har klart sammenheng med de store tarmbakteriekonsentrasjonene som ble funnet på samme tidspunkt.



TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Innholdet av organisk stoff var relativt høyt, og med et målt kjemisk oksygenforbruk som vanligvis lå rundt 5 mg O/l ville vassdraget klassifiseres i tilstandsklasse III. Imidlertid var også innholdet av organisk stoff spesielt høyt i august, noe som gjør at vassdraget klassifiseres i tilstandsklasse V som er dårligste klasse. Innholdet av organisk stoff er ikke vesentlig annerledes enn i 1992, men augustmålingene er klart høyere enn noe som ble målt den gang. Kloakk og avrenning fra landbruksarealer er hovedkilden for innholdet av organisk stoff også i denne delen av vassdraget.

DALEELVA VED FLATEVAD

Vannkvaliteten er dårlig ved Flatevad og vassdraget klassifiseres der i de to dårligste tilstandsklassene (tabell 1.6). Det er imidlertid ingen vesentlig endringer fra undersøkelsen i 1992 bortsett fra næringsinnholdet, der spesielt fosforkonsentrasjonene er høyere i år.

TABELL 1.6. Tilstandsklassifisering av Daleelva ved Flatevad i 1992 (Bjørklund mfl. 1993) og i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992). Tilstandsklassene fra 1992 er oppjustert til dagens klassifiseringssystem som ble tatt i bruk i 1993.

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1992	IV	IV	V	II	II
1996	V (IV)	IV	V	IV (III)	II

TILFØRSLER AV TARBKAKTERIER

Ved Flatevad var vassdraget meget sterkt forurenset av kloakk i hele undersøkelsesperioden, og tilhører tilstandsklasse V og forureningsgrad 5. Høyeste konsentrasjon på 1150 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml, ble målt i månedskiftet juni/juli. Forurensningen i år er på samme nivå som i tidligere undersøkelser.

Denne delen av Midtbygdavassdraget er spesielt sterkt forurenset av kloakk. Både direkte tilførsler og overløpsproblemer gjør at det hele tiden er høye bakteriekonsentrasjoner i elva (Bjørklund 1992, Bjørklund 1996 for sammenstilling av resultatene av lekkasjeundersøkelsene). Det er særlig i område fra Åsamyrane og ned til Flatevad at tilførslene er store. På denne strekningen er det flere offentlige kloakkledninger, noen går parallelt og noen krysser elva, og det er sannsynlig at det er problemer med både lekkasjer og overløp i disse.

TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Vassdraget var meget næringsrikt og klassifiseres i tilstandsklasse V, altså dårligste klasse, for både fosfor og nitrogen. Dersom en antar at naturgrunnlaget er på 8 : g P/l og 250 : g N/l vil forureningsgraden være 5 for begge parametere. Både fosfor- og nitrogeninnholdet var høyere i år enn i 1992, med en økning på over 200 % for fosfor og på 70 % for nitrogen. I 1992 var det imidlertid bare tre prøvetakinger og ekstreme perioder den gang kan en i større grad ikke fått registrert.

Det er de store jevnlige kloakktilførslene som gjør at vassdraget er meget næringsrikt i hele undersøkelsesperioden. Dette bekreftes av den meget sterke begroingen på denne elvestasjonen og elva er ikke noe trivelig syn når en spaserer over brua ved trykkeriet. Årsaken til den ekstremt høye fosforkonsentrasjonen i august er noe mer uklar. En årsak kan være utslippet ved Liavatnet som forplanter seg nedover vassdraget, mens en annen årsak kan være indre gjødsling i Forvatnet. Utslippet ved



Liavatnet har helt sikkert litt betydning, men det er kun for fosfor at en finner den ekstreme økningen ved Flatevad i forhold til normalnivået. Verken nitrogen, KOF, bakterier, turbiditet eller farge viser samme dramatiske hopp ved Flatevad i august, noe en ville forventet for enkelte av dem dersom utslippet ved Liavatnet var årsaken. Den store utløsningen av fosfor alene kan derimot tyde på meget dårlige forhold i Forvatnet. Forvatnet er en liten innsjø, med et lite bunnvannsvolum og har dermed en meget lav tålegrense for tilførsler av næring og organisk stoff. Det er derfor ikke uventet at oksygenfritt bunnvann med påfølgende utløsning av fosfor fra sedimentene vil finne sted på denne tiden. Dette bør følges opp med en undersøkelse av forholdene og utslipp til denne innsjøen.

TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Innholdet av organisk stoff var også høyt ved Flatevad. Målt kjemisk oksygenforbruk, som indikerer mengde organisk stoff i vannet, lå mellom 6 og 10 mg O/l. Dette klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse IV.

Kjemisk oksygenforbruk og fargetall var høyest i juli på denne prøvetakingsstasjonen, men også turbiditeten var noe høyere enn ellers. Samtidig var pH lavere enn ellers. Tarmbakteriekonsentrasjonene og fosforinnholdet derimot var lavere enn tidligere, mens nitrogeninnholdet var høyere. Denne prøvetakingsdagen var den mest nedbørrike av samtlige, og det er trolig arealavrenning fra veier og landområder nær vassdraget som preger vannkvaliteten ved denne prøvetakingen, og som kommer i tillegg til tilførslene med kloakk.

UTLØPET TIL SJØ

Ved utløpet til sjøen tilhører vassdraget hovedsakelig de dårligste tilstandsklassene i SFT sitt klassifiseringssystem med tanke på både tarmbakterieforurensning, næringsrikhet og innhold av organisk stoff (tabell 1.3). Det er imidlertid ingen vesentlig endring siden undersøkelsen i 1992 for noen av de undersøkte forholdene (Bjørklund mfl. 1993).

TABELL 1.3. Tilstandsklassifisering av Midtbygdavassdraget ved utløpet til sjøen i 1992 (Bjørklund mfl. 1993) og i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992). Tilstandsklassene fra 1992 er oppjustert til dagens klassifiseringssystem som ble tatt i bruk i 1993.

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1992	V	IV	V	III	II
1996	V	III-IV	V	III - IV	II

TILFØRSLER AV TARMBAKTERIER

Ved utløpet til sjøen var Midtbygdavassdraget sterkt forurenset, og med høyeste tarmbakteriekonsentrasjon på 1400 pr. 100 ml klassifiseres elva i tilstandsklasse V med forurensningsgrad 5. Forurensningene er omtrent som ved undersøkelsen i 1992 (Bjørklund mfl. 1993). Årsaken til forurensningene er kloakktilførsler, både direkte tilførsler og tilførsler på grunn av overløp. Disse forholdene er nærmere omtalt i den utvidete bakteriologiske undersøkelsen av vassdraget denne sommeren (Bjørklund 1996). Den store forurensningen i juni kan imidlertid stort sett forklares med tilførsler oppstrøms Flatevad, men de direkte tilførslene i august kom nedstrøms Flatevad.



TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Vassdraget var meget næringsrikt ved utløpet, og klassifiseres i tilstandsklasse V med hensyn på næringsrikhet. Med et antatt naturgrunnlag på 8 : g P/l (Johnsen mfl. 1992) og 300 : g N/l har vassdraget forurensningsgrad 4 for begge parametere. Det var heller ingen vesentlige endringer i næringskonsentrasjonene i forhold til undersøkelsen i 1992.

Utløpet av vassdraget var meget næringsrikt i hele undersøkelsesperioden, og dette tyder på at det er jevne og store tilførsler til vassdraget hele tiden. De store kloakktilførslene lenger oppe i vassdraget preger også utløpet. En kan imidlertid ikke sammenligne forholdene ved Flatevad og ved utløpet helt uten videre fordi hovedoverløpstunnelen med vann fra de øvre deler av vassdraget, renner ut mellom disse to stedene. Næringsinnholdet i vannet fra tunnelen er imidlertid ikke undersøkt.

TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Innholdet av organisk stoff i elva var vanligvis høyt, men i juli var det spesielt høyt. Vassdraget klassifiseres i tilstandsklasse IV. Jevnlige kloakktilførsler og avrenning fra landbruksarealer fører begge til et høyt oksygenforbruk i vassdraget. Det er imidlertid også periodevis store tilførsler til vassdraget. Det meget høye oksygenforbruket i juli kom i en periode med lite nedbør og dermed minimal arealavrenning og samtidig var innholdet av tarmbakterier lavt. Hvor disse tilførslene kom fra, og hva de besto av, er imidlertid ikke kjent. Tilførslene har imidlertid kommet nedstrøms utløpet av Liavatnet. I den utvidede bakteriologiske undersøkelsen av vassdraget (Bjørklund 1996) ble det påvist store kloakktilførsler til vassdraget i området mellom innløpet fra Tertnestjernet og Kvernevikstemma. Der kommer en kommunal overløpsledning inn og både direkte tilførsler og tilførsler på grunn av overløp er påvist der. Kloakktilførslene vil føre til et høyere innhold av organisk stoff til denne delen av vassdraget.

STOFFTRANSPORT TIL SJØ

De totale fosfortilførslene til sjøen fra dette vassdraget i 1996 lå rundt 1600 kg pr. år. Disse tilførslene kommer delvis som naturlig avrenning fra nedslagsfeltet og delvis fra menneskelige aktiviteter. Ut fra antatt naturtilstand for fosfor på 8 : g pr. liter ble tilførslene fra nedslagsfeltet beregnet til å utgjøre i overkant av 200 kg fosfor. Tilførsler fra antropogene kilder utgjorde dermed i underkant av 1400 kg fosfor. Tilførslene i 1992 var noe høyere enn i 1996, både de naturlige og de menneskeskapte.

Nitrogentilførslene til sjøen utgjorde 32 tonn i 1996, hvorav ca. åtte skyldtes naturlige tilførsler fra nedslagsfeltet. De resterende 24 tonn har antropogen opprinnelse. Også nitrogentilførslene var lavere i år enn i 1993 da de var på rundt 36 tonn totalt, hvorav 9 fra naturlige kilder.

De totale tilførsler av organisk stoff regnet i organisk karbon ligger på omtrent 150 tonn pr. år, hvorav naturlige tilførsler fra nedslagsfeltet utgjør rundt 65 tonn. Disse er regnet ut fra målt kjemisk oksygenforbruk omregnet til mengde organisk karbon (SFT 1989). I 1993 var tilførslene på 166 tonn, altså var disse også noe høyere den gang enn i 1996.

Beregningene ovenfor baserer seg på nedbørmengdene i 1996 og målinger av de enkelte stoffer i de seks månedene undersøkelsen pågikk. Det er ikke tatt målinger på vinteren. Ettersom det i denne delen av landet relativt sjelden og bare periodevis er snødekket, vil tilførslene av både fosfor, nitrogen og organisk stoff til vassdraget avhenge mer av nedbørmengdene enn årstiden, og målinger fra mai til oktober vil derfor utgjøre et tilfredsstillende gjennomsnitt for året.



LITTERATUR SOM OMHANDLER MIDTBYGDAVASSDRAGET

- AANES, K.J. & A.H. ERLANDSEN 1983.
Gaupåsvatn og Langavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensnings-situasjonen i 1982.
NIVA rapport 0-80107. 49 sider.
- BJØRKLUND, A.E., 1996
Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk, 1996.
Rådgivende Biologer, rapport nr. 245, 40 sider.
- BJØRKLUND, A. & JOHNSEN, G.H. 1993
Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk.
Rådgivende Biologer, rapport nr. 79, 35 sider.
- BJØRKLUND, A. & JOHNSEN, G.H. 1994
Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk.
Rådgivende Biologer, rapport nr. 121, 29 sider.
- BJØRKLUND, A.E., JOHNSEN, G.H., ÅTLAND, Å. & KAMBESTAD, A., 1993.
Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1992.
Rådgivende Biologer, rapport nr. 81, 168 sider.
- BJØRKLUND, A., JOHNSEN, G.H. & KAMBESTAD, A. 1994.
Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993.
Rådgivende Biologer, rapport nr. 110, 156 sider.
- HOBÆK, A. 1996
Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune vinteren 1995 - 96.
NIVA rapport nr. 3507-96, 28 sider.
- JOHNSEN, G.H. 1991.
Befaring av "Åsanevassdraget" 15. mai 1991.
Rådgivende Biologer, notat.
- JOHNSEN, G.H., LEHMANN, G.B. & BIRKELAND, K., 1992
Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune.
Rådgivende Biologer rapport nr. 61, 112 sider. ISBN 82-7658-003-3.
- SAMDAL, J.E., O. SKULBERG & J.J. NYGAARD 1969.
Vurdering av vannkilder, Åsane kommune.
NIVA O-79/68. 53 sider.



MÅLEDATA

TABELL 1.7. Vannkjemiske analyseresultater fra Midtbygdavassdraget 1996. Innsjøprøvene er tatt som blandeprøver fra de seks øverste metrene ved innsjøens dypeste punkt. I august ble det i tillegg tatt en vannprøve ca. 2-5 meter over bunnen, - også ved innsjøens dypeste punkt. De vannkjemiske analysene er utført av Chemlab Services as.

STASJON	21.MAI	2.JULI	29.JULI	22.AUGUST		16.SEPT.	15.OKT.
				overfl.	bunn		
pH							
LANGAVATNET	7,46	7,47	6,92	7,24		6,97	6,35
UTLØP LIAVATNET	8,78	7,26	7,03	7,31		6,88	6,32
DALÆLV VED FLATEVAD	7,65	6,92	6,78	7,16		7,13	6,38
DALÆLV VED KVERNEVIK	7,82	7,12	6,99	7,44		7,48	6,76
LEDNINGSEVNE, : S/cm							
LANGAVATNET	7,08	7,23	6,94	6,89		6,05	6,67
UTLØP LIAVATNET	8,56	8,20	7,86	7,77		7,2	7,87
DALÆLV VED FLATEVAD	14,70	12,00	11,0	12,3		12,9	7,61
DALÆLV VED KVERNEVIK	15,70	12,70	9,13	12,3		13,2	8,71
TOTAL FOSFOR, : g P/l							
LANGAVATNET	57	36	59	33		34	52
UTLØP LIAVATNET	44	39	29	286		44	73
DALÆLV VED FLATEVAD	48	70	47	267		91	40
DALÆLV VED KVERNEVIK	45	57	56	73		71	56
TOTAL NITROGEN, : g N/l							
LANGAVATNET	750	534	832	577		681	825
UTLØP LIAVATNET	760	468	888	5390		589	782
DALÆLV VED FLATEVAD	650	981	1100	1290		1290	815
DALÆLV VED KVERNEVIK	880	1240	1390	1350		1590	860
KJEMISK OKSYGENFORBRUK, mg O/l							
LANGAVATNET	4,99	4,94	5,54	5,86	4,66	5,23	4,76
UTLØP LIAVATNET	5,48	5,09	6,13	20,9		4,92	5,01
DALÆLV VED FLATEVAD	5,90	6,97	9,62	8,87		5,79	6,93
DALÆLV VED KVERNEVIK	5,70	6,75	11,1	6,29		5,02	5,69
TURBIDITET, F.T.U.							
LANGAVATNET	0,58	0,92	2,2	3,2		0,62	0,43
UTLØP LIAVATNET	0,70	0,88	2,7	100		0,56	0,48
DALÆLV VED FLATEVAD	0,99	0,43	1,5	3,5		1,3	0,61
DALÆLV VED KVERNEVIK	0,61	0,58	1,5	2,0		0,56	0,53
FARGE, mg Pt/l							
LANGAVATNET	37	26	31	35		38	28
UTLØP LIAVATNET	41	28	35	>100		24	31
DALÆLV VED FLATEVAD	41	55	67	57		41	52
DALÆLV VED KVERNEVIK	32	46	77	35		37	40
TERMOSTABILE KOLIFORME BAKTERIER, antall / 100 ml.							
LANGAVATNET		11	12	< 2		50	< 10
UTLØP LIAVATNET	73	58	6	880		44	80
DALÆLV VED FLATEVAD	460	1150	725	520		245	90
DALÆLV VED KVERNEVIK	135	1210	525	1400		775	150



TABELL 1.8. Temperatur og oksygenmålinger i Langavatnet 1996. Oksygenverdiene er angitt i mg O/l. Målingene er utført ved innsjøens dypeste punkt med et YSI Model 58 instrument med nedsenkbar sonde.

DATO	21. MAI		1. JULI		29. JULI		21. AUG.		16. SEPT.		15. OKT.	
	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂
0 m	9,6	13,1	15,0	10,4	14,9	11,5	19,0	10,9	13,3	8,5	9,4	9,7
1 m	9,4	13,3	15,0	10,4	14,9	11,5	18,2	10,8	13,3	8,5	9,2	9,6
2 m	9,3	13,2	15,0	10,7	14,7	10,9	17,8	10,4	13,0	8,4		
3 m	8,9	12,8	15,0	10,2	14,6	10,5	17,8	10,0	12,8	8,4	9,1	9,4
4 m	8,7	12,8	14,8	10,2	14,2	9,3	15,4	8,2	12,7	8,0		
5 m	8,3	12,2	12,6	8,8	13,2	8,0	13,4	7,4	12,6	7,7	9	9,4
6 m	8,2	12,2	11,8	8,8	12,4	7,75	12,3	6,5	12,5	7,6		
7 m	7,1	11,3	11,1	9,1	11,5	7,0	11,5	6,1	12,4	7,6	9	9,4
8 m	6,7	11,1	10,4	9,4	10,7	6,8	10,6	6,0	11,9	6,2		
9 m	6,5	11,0	9,0	9,4	9,8	6,8	9,5	6,4	10,3	5,3	9	9,3
10 m	6,3	10,8	8,3	9,9	8,7	7,2	8,7	7,0	8,6	6,1		
11 m	6,2	10,7	6,1	9,9	8,0	7,6	6,8	7,8	7,2	6,8	8,9	9,2
12 m	6,0	10,6	5,8	10,1	6,5	8,2	6,3	8,2	6,9	6,9		
13 m											8,6	8,7
14 m			5,6	10,2	5,8	8,5	6,0	8,5	6,0	7,4	8,6	8,9
15 m	5,3	10,1			5,6	8,6	5,6	8,7	6,0	7,5	6,5	7
16 m			5,3	10,3	5,4	8,8	5,5	8,8	5,7	7,5	6,1	6,9
17 m											6	6,9
18 m			5,3	10,3	5,2	8,8	5,4	8,8	5,3	7,8	5,5	7,4
19 m											5,4	7,1
20 m	4,9	9,5	5,2	10,3	5,0	8,6	5,2	8,6	5,1	7,5	5,3	7,3
25 m	4,7	9,3	4,8	10,1	4,8	8,3	4,9	8,6	4,9	7,5	4,9	7
30 m	4,6	9,4	4,7	10,0	4,7	8,2	4,8	8,2	4,8	7,5	4,8	6,7
35 m	4,5	9,3	4,7	9,6	4,7	8,1	4,7	8,1	4,7	7,0	4,7	6,6
40 m	4,5	9,1	4,6	9,8	4,7	7,7	4,7	7,4	4,7	6,8	4,7	5,7
45 m	4,5	9,3	4,6	8,5	4,6	7,3	4,7	6,7	4,7	6,0	4,7	5,1
46 m												
47 m							4,7	6,7				
48 m	4,5	9,1	4,6	7,9					4,7	5,7	4,7	4,7
49 m			4,6	7,9	4,6	6,7	4,6	6,3	4,7	5,2	4,7	4,4
50 m					4,6	0	4,6	2,0	4,7	4,0	4,7	0
51 m					4,6				4,7	0	4,7	
52 m					4,6						4,7	



TABELL 1.9. Antall (millioner celler/liter) og volum (mg/liter) av planteplankton i seks prøver fra Langavatnet, 1996. Prøvene er tatt som blandedprøver fra 0 - 6 meter ved innsjøens dypeste punkt, og bearbeidet av cand. real. Nils Bernt Andersen.

ALGETYPE	21.MAI		1. JULI		29.JULI		21.AUG.		16.SEPT.		15. okt.	
	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.
DIATOMEER (Bacillariophyceae)												
<i>Asterionella formosa</i>	918000	0,0551	5294000	3,1764					40000	0,0024		
<i>Synedra</i> sp.	459000	0,0230										
<i>Tabellaria flocculosa</i>			306000	0,0306								
Ubest.penn.diatom.	306000	0,0153										
GRØNNALGER (Chlorophyceae)												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	612000	0,0306										
<i>A. setigerus</i>	450000	0,0046										
<i>Ankyra judai</i>			459000	0,0046	1680000	0,0168			153000	0,0015		
<i>Staurastrum</i> sp.					306000	0,1224	153000	0,0612	50000	0,0200		
<i>C.f. Closterium</i> sp.											122000	0,0122
KRYPTOALGER (Cryptophyceae)												
<i>Chryptomonas</i> sp.	1280000	0,1280									153000	0,0153
<i>Rhodomonas</i> sp.	21801000	2,1801	4280000	0,0428	450000	0,0050	765000	0,0077	3830000	0,0383	1380000	0,0138
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)												
<i>Anabaena flos-aquae</i>							719000	0,1438				
<i>Anabaena spiroides</i>					9950000	0,9950	5569000	0,5569				
FLAGELLATER OG MONADER												
Flag. og mon. > 5 : m	4753000	0,0190	765000	0,0086	750000	0,0848	245000	0,0277	918000	0,0104	122000	0,0138
Flagell. og mon. < 5: m	291000	0,0329	291000	0,0031	2915000	0,0408	306000	0,0043	2300000	0,0032	444000	0,0062
TOTALT	27799200	2,4886	6166000	3,2661	4904500	1,2644	6930800	0,8016	7251000	0,0758	341300	0,0613

TABELL 1.10: Forekomst og dominansforhold av dyreplankton ved seks tidspunkt i Langvatnet i 1996. Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk fra 20 meters dyp ved det dypeste punktet i innsjøen. Prøvene er analysert av Randi Lund ved LFI, Universitetet i Bergen.

Dyreplanktonart	21. mai	1. juli	29.juli	21. aug.	16. sept.	15. okt.
VANNLOPPER (CLADOCERA)						
<i>Daphnia</i>	200	15000	4000	3000	2000	3000
<i>Bosmina</i>	25	1500	100	50	3000	200
<i>Bythotrephes</i>			6	5	4	
<i>Polyphemus</i>		1				
HOPPEKREPS (COPEPODA)						
<i>Cyclops</i>	6000	6000	5000	200	1000	30
Calanoide	600	5000	40	3000	1000	5000
Nauplii	1000	1000	400	7000	5000	2000
ROTATORIER						
<i>Conochilus</i> enkle	en god del					
<i>Kellicottia longispina</i>	litt		litt	få	få	få
<i>Keratella cochlearis</i>	en god del		få	få	få	få
<i>Keratella hiemalis</i>	få					
ANDRE						
Acari	1		2	1		





KALANDSVASSDRAGET



INNHALDSFORTEGNELSE

VASSDRAGSBESKRIVELSE	43
TILSTAND	45
Kalandsvatnet	45
Stendavatnet	49
Utløpet til sjøen	54
VURDERING	57
Kalandsvatnet	57
Stendavatnet	59
Utløpet til sjøen	61
LITTERATUR FRA KALANDSVASSDRAGET	65
MÅLEDATA	67

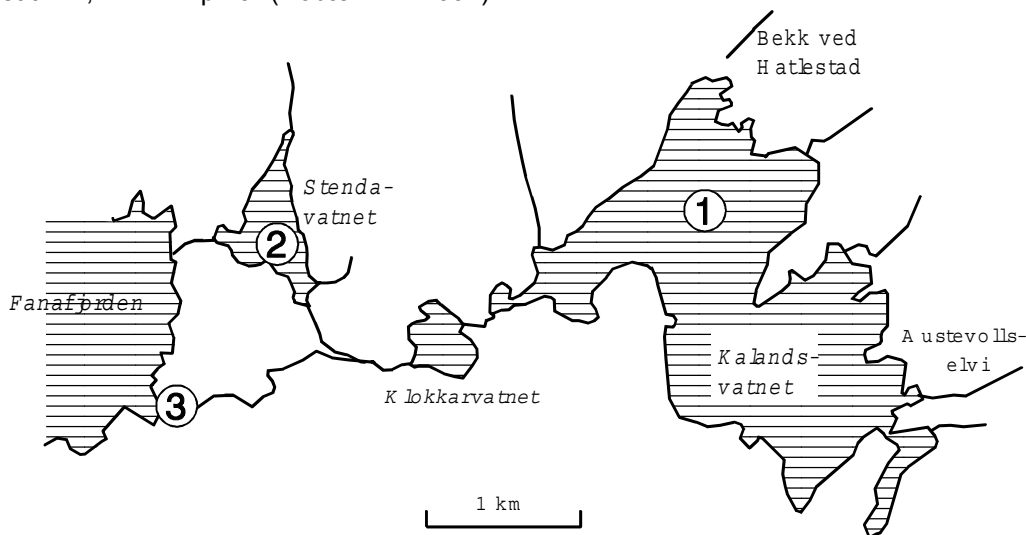




KORT BESKRIVELSE AV VASSDRAGET

Kalandsvassdraget ligger i Fana og har to utløp til i Fanafjorden (figur 2.1). Dette skyldes at vassdraget opprinnelig besto av to nabovassdrag; Kalandsvassdraget og Stendavassdraget, som i dag er kunstig forbundet. Det overføres vann fra Kalandsvassdraget til Stendavatnet, som er regulert, og vannet utnyttes til kraftproduksjon i Stend Kraftverk. Dette fører til at utløpselva fra Stendavatnet ofte er tørrlagt. Vassdraget har tre større innsjøer,- Kalandsvatnet, Klokkarvatnet og Stendavatnet. Hele vassdraget er tidligere undersøkt bare i 1993 (Hobæk mfl. 1994), men det er gjort flere undersøkelser av innsjøene i vassdraget (se egen omtale senere). I 1996 er tre steder undersøkt (tabell 2.1).

Vassdragets totale nedslagsfelt er på 29,6 km², hvorav nedslagsfeltet til det opprinnelige Stendavassdraget utgjør 3,0 km². Den årlige middelavrenningen for nedslagsfeltet er ca. 80 l/s km² i de øvre deler og ca. 60 l/s km² i de nedre deler (NVE 1987). Middelavrenningen ved utløpet til fjorden er beregnet til 72,2 mill m³ pr. år (Hobæk mfl. 1994).



FIGUR 2.1. Kart over sentrale deler av Kalandsvassdraget med prøvetakings-stasjonene inntegnet.

Vassdraget ligger i et område med harde og relativt fattige bergarter, men forsenkningen rundt Kalandsvatnet og langs utløpselva har løsmasser av kvartærgeologisk eller nyere opprinnelse. Dette området ligger under den marine grense, og forventes derfor rikere enn hva berggrunnsgeologien antyder. Kalandsvatnet har imidlertid store deler av sitt nedslagsfelt over disse områdene og har derfor en forventet naturtilstand med hensyn på næringsinnhold på 10 : g fosfor/liter (Johnsen mfl. 1992). Stendavatnet har 12 : g fosfor/liter som forventet naturtilstand (Johnsen mfl. 1992).

TABELL 2.1. Nummer, meter over havet (moh) og stedsangivelse (UTM) for prøvetakingsstasjonene i Kalandsvassdraget. Stasjonene er avmerket på kartet i figur 2.1.

NR.	STED	UTM-KOORDINATER	HØYDE OVER HAVET(m)
1	Kalandsvatnet	LN 994 873	53
2	Stendavatnet	LN 973 872	40
3	Utløp til sjøen	LN 974 860	ca. 5



Kalandsvatnet ligger i en gryte mellom Hatlestad og Kalandseid. Nedslagsfeltet er på 24,4 km², hvorav over 40 % består av skog og 9 % er dyrket mark. Det bodde i 1990 omtrent 1400 personer i nedslagsfeltet, med bare private kloakkeringsystem med utslipp til spredning eller via slamavskiller. Dette tallet er redusert med et par hundre etter at kloakksaneringen ved Hatlestad ble fullført høsten 1990. Det er konflikter knyttet til vannbruk og utslipp i Kalandsvatnet fordi innsjøen benyttes som privat drikkevannskilde.

Kalandsvatnet er vassdragets største innsjø og er hele 101 m dyp. Vannutskiftningstiden er 2,5 år (tabell 2.2). Dybdekart over innsjøen ble utarbeidet allerede i 1949 (Sælen 1949), og Kalandsvatnet er tidligere undersøkt i 1946-47 (Sælen 1949), i 1981 (Aanes 1982), i 1990 (Johnsen og Kambestad 1990) og i 1993 (Hobæk mfl. 1994).

Stendavatnet hadde opprinnelig et nedslagsfelt på 3,0 km². Innsjøen er regulert, og får årlig overført vann fra Kalandsvassdraget. I 1996 var overføringene på 11,4 mill m³, eller to ganger avrenningen fra nedslagsfeltet. Overføringene i 1996 var imidlertid meget lave, bare er 30 % av vannmengdene i normalår. Det bodde i 1990 omtrent 80 personer i nedslagsfeltet i boliger som ikke var knyttet til offentlig avløpssystem, men som hadde utslipp til spredning eller via slamavskiller. Stendavatnet er også hvileplass for måker som frekventerer Rådalen bossdeponi. Innsjøen er 36 meter dyp og med vannutskiftning hver 9. måned (tabell 2.2). Stendavatnet ble undersøkt av NIVA i 1982 (Aanes & Brettum 1983) og i 1993 (Hobæk mfl. 1994).

TABELL 2.2. Morfologiske og hydrologiske data for Kalandsvatnet og Stendavatnet i Kalandsvassdraget.

	Areal (km ²)	Maks dyp (m)	Snitt dyp (m)	Volum (mill. m ³)	Utskifting (ganger/år)	Hydr.bel. (m ³ /m ² /år)
Kalandsvatnet	3,4	101	33,5	120,36	0,43	15,31
Stendavatnet	0,326	36	12	3,95	1,56	26,06



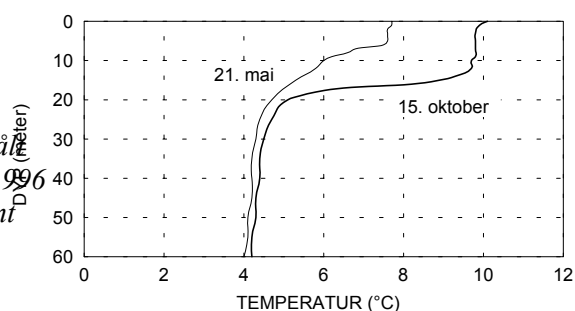
TILSTANDEN I KALANDSVASSDRAGET I 1996

KALANDSVATNET

TEMPERATURFORHOLD

I Kalandsvatnet var det en temperaturskiktning rundt 6-7 meters dyp i mai. Ved målingene i midten av oktober var skiktningen nede på 18 meters dyp (figur 2.2). I bunnvannet lå temperaturen under 5 °C fra 25 meters dyp (tabell 2.9).

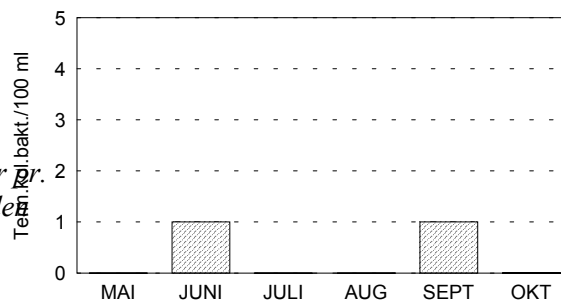
FIGUR 2.2. Temperaturprofiler for Kalandsvatnet målt ved innsjøens dypeste punkt 21. mai, og 15. oktober 1996 (tabell 2.9). Målingene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar elektrode.



TARMBAKTERIER

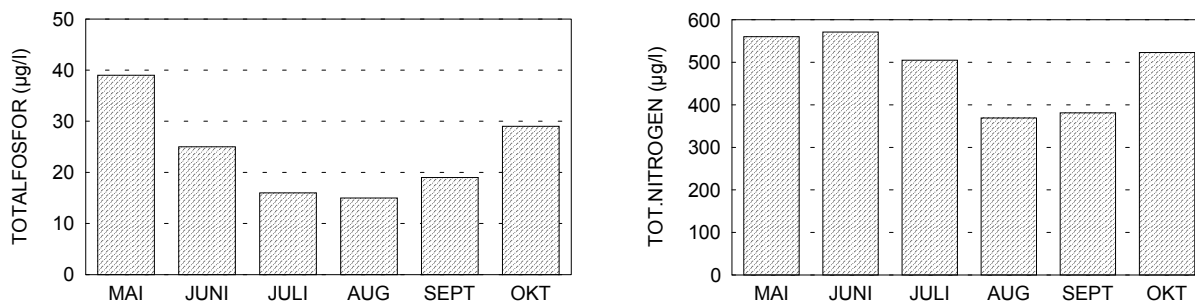
Kalandsvatnet var ikke forurenset av tarmbakterier i prøvene tatt ute ved innsjøen dypeste punkt. Høyeste målte tarmbakteriekonsentrasjonen var på en termotabil koliform bakterie pr. 100 ml ved målingene i juni og september (figur 2.3). Dette tilsvarer naturtilstanden og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse I som er beste klasse.

FIGUR 2.3. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Kalandsvatnet i periode mai til oktober 1996. Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt (tabell 2.8).



NÆRINGSFORHOLD

Kalandsvatnet er næringsrikt med hensyn på innholdet av fosfor, men moderat næringsrikt med hensyn på innholdet av nitrogen (figur 2.4). Det gjennomsnittlige innholdet av totalfosfor var på 23,8 : g/l sommeren 1996 og dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse IV. Det gjennomsnittlige innholdet av totalnitrogen var imidlertid bare på 485 : g/l og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse III med hensyn på nitrogen.

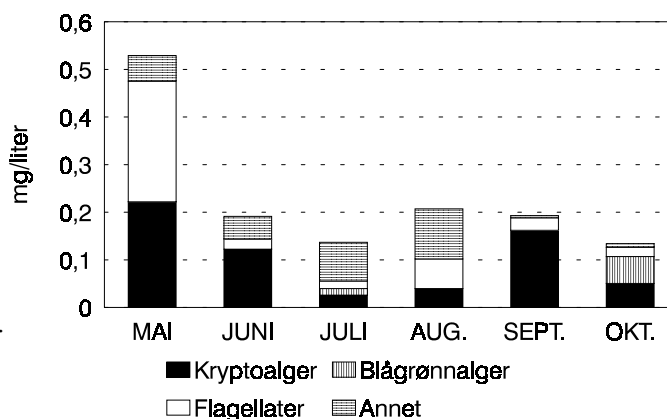


FIGUR 2.4. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i fire prøver fra Kalandsvatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

ALGER

Algemengden i Kalandsvatnet var imidlertid relativt små, med et gjennomsnittlig algevolum på 0,23 mg/l i seks prøver i perioden mai til oktober 1996. Algemengdene var høyest ved prøvetakingen i mai da den var på 0,5 mg/l (figur 2.5). Ved de andre undersøkelsestidspunktene var algemengdene lavere med volumer rundt 0,2 mg/l. Slike algemengder tilsvarer det en vanligvis finner i meget næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Algemengdene i år var også lavere enn ved tidligere undersøkelser med en algemengde på 3,4 mg/l i august i 1981 (Aanes 1982) og et gjennomsnittsmengde på 0,6 mg/l i 1990 (Johnsen og Kambestad 1990). På grunn av ulik parameterbruk kan algemengdene ikke sammenlignes direkte med undersøkelsen i 1993 (Hobæk mfl. 1994).

Artssammensetningen av alger tyder imidlertid på mer næringsrike forhold enn algemengdene skulle tils. Dominerende algegrupper i innsjøen var kryptoalger, der *Rhodomonas* sp. og *Kryptomonas* dominerte, førstnevnte i begynnelsen av undersøkelsesperioden og sistnevnte i siste del. Ved prøvetakingen i slutten av juli var grønnalgen *Tabellaria fenestrata* dominerende art mens fureflagellaten *Gymnodinium* sp. dominerte i august (tabell 2.11). Det ble også funnet blågrønnalger av arten *Anabaena spiroides*, i små mengder i august, men i oktober var dette den dominerende arten i algesamfunnet.



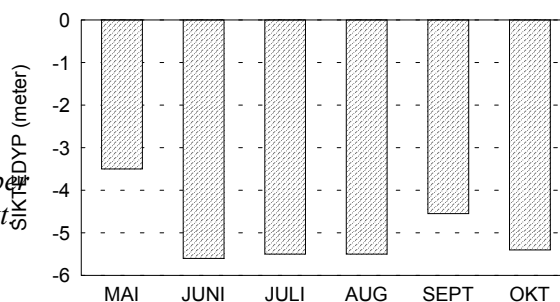
FIGUR 2.5. Mengder av de forskjellige algetyper i seks prøver fra Kalandsvatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.11). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



SIKTEDYP

Siktedypet var ganske bra og lå vanligvis rundt 5 meters dyp (figur 2.6). I mai var det imidlertid kun på 3,5 meter, hvilket klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III.

FIGUR 2.6. Siktedyp målt med Secci-skive i Kalandsvatnet i månedlige målinger fra mai til oktober 1996. Målingene er gjort ved innsjøens dypeste punkt.

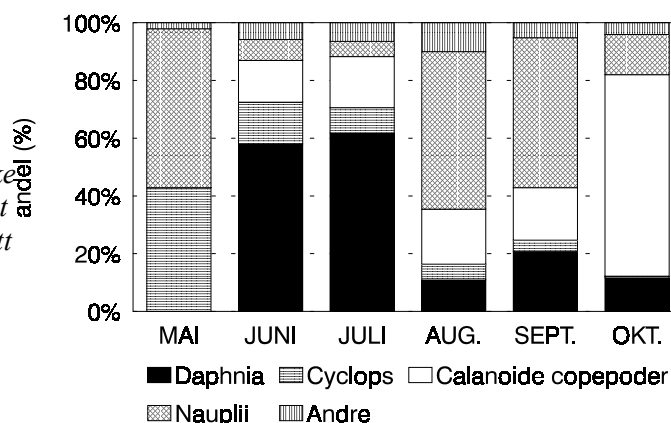


DYREPLANKTON

Den dominerende dyreplanktongruppen i mai var *Cyclops*, mens *Daphnia* var viktige i juni og juli (figur 2.7). Calanoide copepoder var et viktig innslag det meste av tiden, men dominerte i oktober. *Holopedium gibberum* ble registrert fra mai til august og *Bythotrephes longimanus* ble også registrert det meste av denne tiden (tabell 2.13).

Blant hjuldyrene var *Kellicottia longispina* til stede ved samtlige prøvetakinger, men flere andre arter ble også registrert i varierende grad (tabell 2.13).

FIGUR 2.7. Prosentvis andel av planktoniske krepsdyr i månedlige prøver i Kalandsvatnet sommeren 1996 (tabell 2.13). Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk gjennom hele vannsøylen, ved innsjøens dypeste punkt.

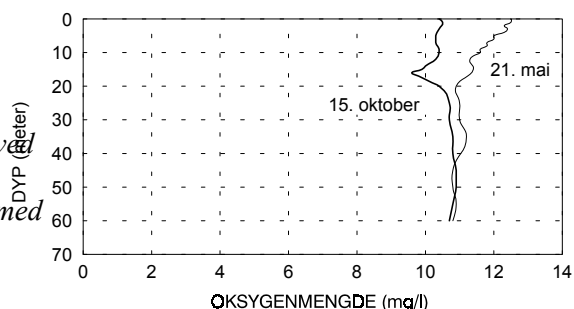


OKSYGENFORHOLD

Oksygenforholdene i innsjøen var relativt bra (figur 2.8). Ved målingene i midten av oktober var det fremdeles 83 % oksygenmetning på 60 meters dyp (tabell 2.9). Tidligere undersøkelser viser at oksygenforholdene på større dyp også er meget bra og det er ingen fare for at innsjøen får oksygenfrie forhold i løpet av stagnasjonsperioden. På 18 meters dyp i oktober, på samme dyp som temperatursprangskiktet, var oksygeninnholdet i vannet lavere enn på de andre dypene. Dette har sammenheng med at synkende dødt organisk materiale forsinkes i sprangskikt-området, og oksygenforbruket blir derfor ekstra stort nettopp der, og samme mønster ble funnet ved de andre tidspunktene på seinsommeren/høsten også.



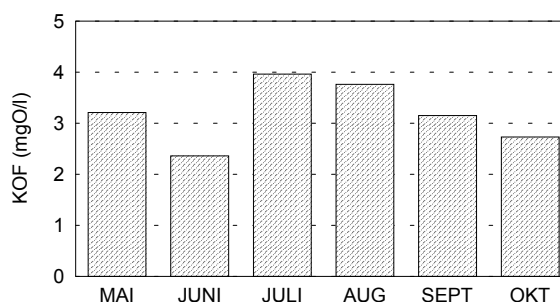
FIGUR 2.8. Oksygenprofiler for Kalandsvatnet målt ved innsjøens dypeste punkt 21. mai og 15. oktober 1996 (tabell 2.9). Prøvene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar sonde ved innsjøens dypeste punkt.



KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Innholdet av organisk stoff var ikke høyt i innsjøen, og med høyeste målte kjemiske oksygenforbruk på 4 mg O/l i juli (figur 2.9) klassifiseres innsjøen i tilstandsklasse III.

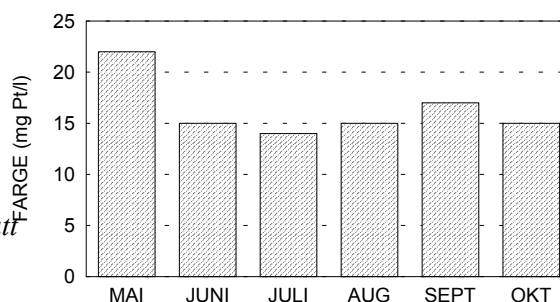
FIGUR 2.9. Kjemisk oksygenforbruk i Kalandsvatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



FARGETALL

Fargetallet i innsjøen var heller ikke høyt. Høyeste fargetall var på 22 mg Pt/l i mai (figur 2.10) og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse II. Det lave fargetallet viser at humustilførslene til innsjøen er relativt små.

FIGUR 2.10. Fargetall i Kalandsvatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt som blandeprøve fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

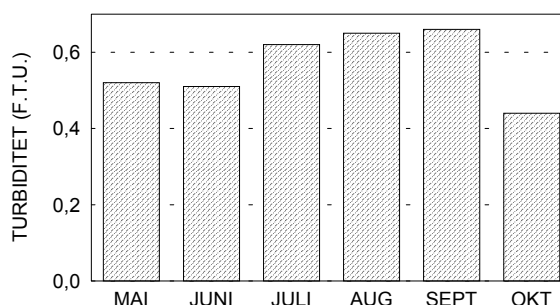


TURBIDITET

Partikkelinnholdet var også lavt. Høyest verdier ble målt i perioden juli til september, men turbiditeten lå alltid under 0,7 F.T.U. (figur 2.11). Dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse II.

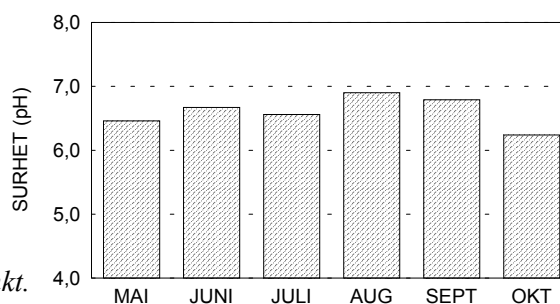


FIGUR 2.11. Turbiditet i Kalandsvatnet ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt som blandeprøve fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



SURHET

Kalandsvatnet var ikke surt i prøvetaksperioden (figur 2.12). Laveste pH på 6,24 ble målt i oktober i en periode med meget store nedbørmengder. Innsjøen har imidlertid tilrenning fra høyere liggende områder og vil trolig i perioder kunne ha noe lavere pH enn vi observerte her.



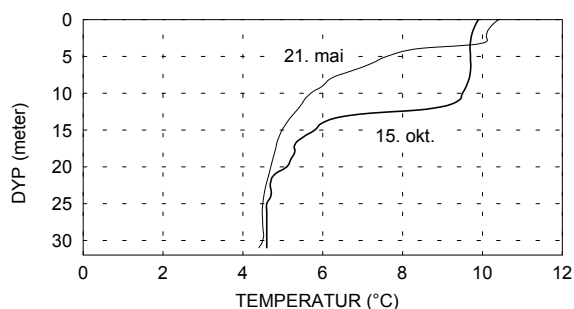
FIGUR 2.12. pH-verdier i Kalandsvatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt.

STENDAVATNET

TEMPERATURFORHOLD

Temperatursprangskiktet lå hele tiden noe høyere i Stendavatnet enn i Kalandsvatnet. I Stendavatnet var den rundt 4 meters dyp i mai, og ved målingen i midten av oktober var den på 12-13 meters dyp (figur 2.13). Det var stabil skiktning i hele undersøkelsesperioden (tabell 2.10). I bunnvannet lå temperaturen under 5 °C fra ca. 20 meters dyp (tabell 2.10).

FIGUR 2.13. Temperaturprofiler for Stendavatnet målt ved innsjøens dypeste punkt 21. mai og 15. oktober 1996 (tabell 2.10). Målingene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar elektrode.

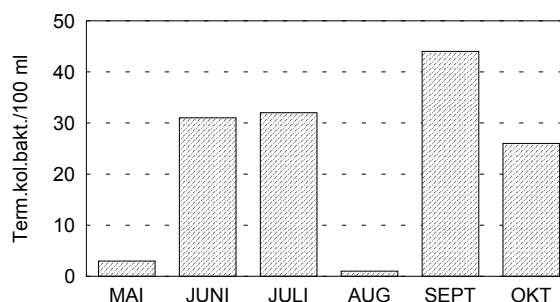




TARMBAKTERIER

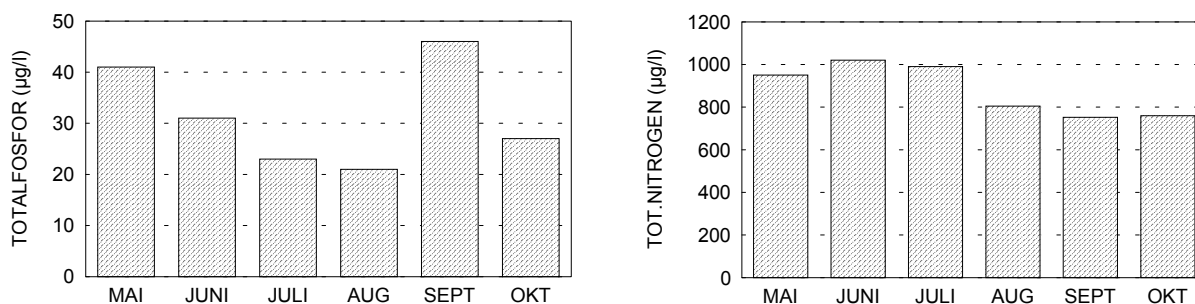
Stendavatnet var noe forurensset av tarmbakterier. Den høyeste konsentrasjonen var på 44 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml ved målingen i september (figur 2.14). Ellers var bakterieinnholdet lavere og variabelt. På grunnlag av bakteriekonsentrasjonene i september klassifiseres Stendavatnet i tilstandsklasse II.

FIGUR 2.14. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Stendavatnet i perioden mai til oktober 1996. Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt (tabell 2.8).



NÆRINGSFORHOLD

Stendavatnet er næringsrikt, med et høyt innhold av både fosfor og nitrogen. Innholdet av totalfosfor var høyest ved de prøvetakingen i september da det ble målt 46 : g P/l (figur 2.15). Det gjennomsnittlige innholdet av fosfor i undersøkelsesperioden var på 31,5 : g/l, og dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse IV. Innholdet av totalnitrogen var også høyt. Det gjennomsnittlig innholdet var på 880 : g/l, og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse V med hensyn på denne parameteren.



FIGUR 2.15. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i fire prøver fra Stendavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er fra blandepøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.

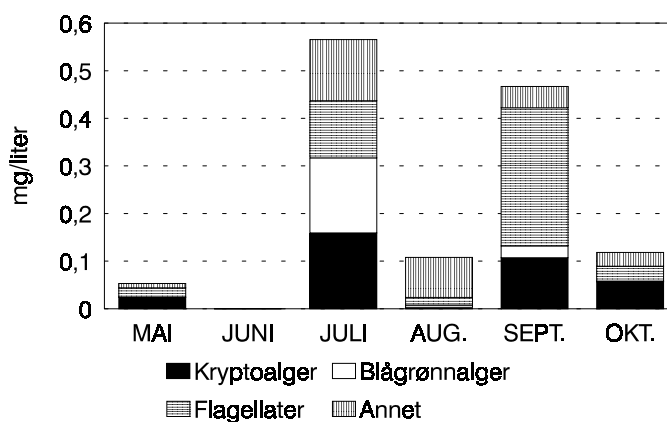
ALGER

Algemengden i Stendavatnet var relativt små, med et gjennomsnittlig algevolum på 0,26 mg/l i prøver i perioden mai til oktober 1996. Algemengdene var høyest i slutten av juni og var da på 0,58 mg/l (figur 2.16). Dette tilsvarer mengdene en finner i næringsfattige innsjøer (Brettum 1989).

En viktig algegruppe i hele prøvetakingsperioden var kryptoalgene, der *Chryptomonas* og *Rhodomonas* dominerte i henholdsvis første og siste del av prøvetakingsperioden (figur 2.16, tabell 2.12). Det ble også funnet blågrønnalger i hele den siste delen av sesongen, og i slutten av juli var *Anabaena spiroides* den dominerende av samtlige alger. I juli var det en del grønnalger i innsjøen og i august var kiselalgen *Synedra* dominerende.



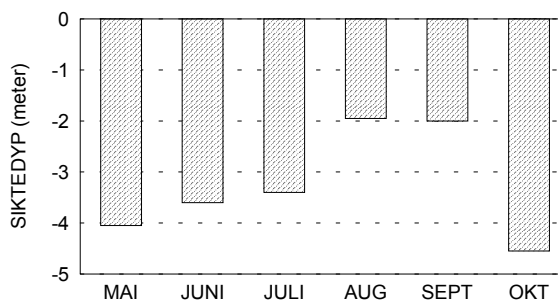
FIGUR 2.16. Mengder av de forskjellige algetyper i fem prøver fra Stendavatnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.12). Prøvene er fra blandeprøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



SIKTEDYP

Siktedypet i Stendavatnet var lavt, med laveste målte siktedyp i august og september på 2 meter, noe som klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III-IV. Ved de andre tidspunktene var siktedypet høyere, og størst siktedyp på 4,55 meter ble målt i oktober (figur 2.17). I august og september var både turbiditeten og fargetallet høyere enn ellers, og dette er trolig årsaken til det lave siktedypet ved disse to tidspunktene.

FIGUR 2.17. Siktedyp målt med Secci-skive i Stendavatnet i månedlige målinger i perioden mai til oktober 1996. Målingene er gjort ved innsjøens dypeste punkt.



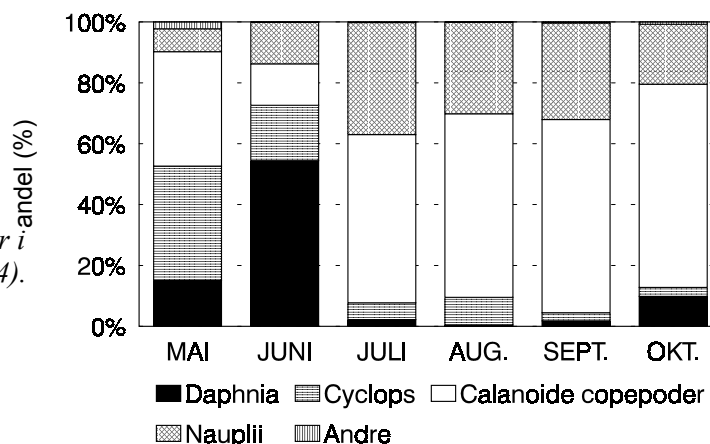
DYREPLANKTON

Dyreplanktonsamfunnet i Stendavatnet var dominert av Cyclops og kalanoide copepoder (figur 2.18). Vannlopper i slekten Daphnia var viktige i juni, men utgjorde også en vesentlig del i mai og oktober. *Bythotrephes longimanus* ble også registrert i sommerperioden (tabell 2.14).

Blant hjuldyrene var *Kellicottia longispina* til stede hele sesongen, men flere andre arter ble også registrert i varierende grad (tabell 2.14).



FIGUR 2.18. Prosentvis andel av planktoniske krepsdyr i månedlige prøver i Stendavatnet sommeren 1996 (tabell 2.14). Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk gjennom hele vannsøylen, ved innsjøens dypeste punkt.

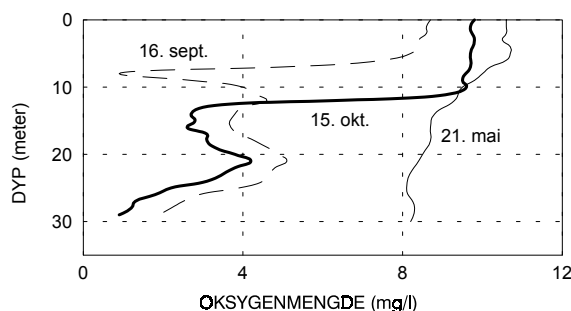


OKSYGENFORHOLD

Innholdet av organisk stoff i Stendavatnet overskrider tålegrensen og innsjøen hadde oksygenfritt bunnvann ved målingen i oktober (figur 2.19). Også i midten av september var det meget lite oksygen i innsjøen.

Oksygenforbruket i Stendavatnet var meget stort like over temperatursprangskiktet, spesielt i september men det ble registrert i noe mindre grad hele sommeren. Det er imidlertid også et stort oksygenforbruk like under temperatursprangskiktet, og dette økte utover sesongen (figur 2.19). Det er vanlig å finne et høyt oksygenforbruk i området like over sprangskiktet i næringsrike innsjøer, men i Stendavatnet var dette oksygenforbruket var adskillig større enn det en vanligvis finner.

FIGUR 2.19. Oksygenprofiler i Stendavatnet målt ved innsjøens dypeste punkt ved tre tidspunkt i prøvetakingsperioden i 1996 (tabell 2.10). Prøvene er utført med et YSI-instrument med nedsenkbar sonde ved innsjøens dypeste punkt.

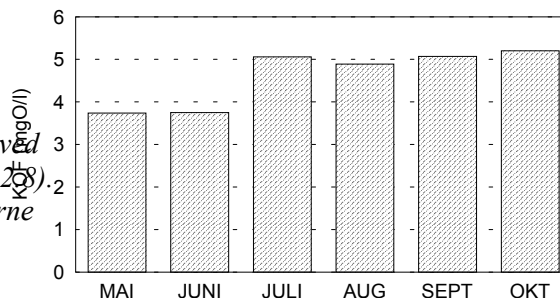


KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Det kjemiske oksygenforbruket (KOF), som gjenspeiler mengden lett nedbrytbart organisk materiale, var moderat og stabilt i Stendavatnet. Ved målingene lå verdiene fra juli til oktober rundt 5 mg O/l og i mai og juni rundt 3,7 mg O/l (figur 2.20). Dette tilsvarer tilstandsklasse III.



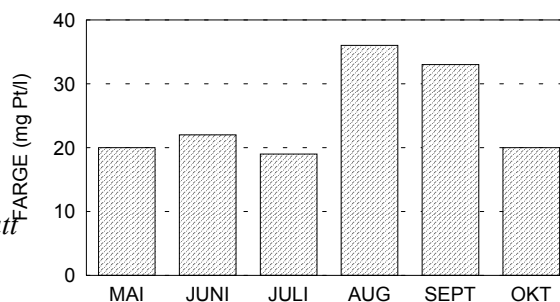
FIGUR 2.20. Kjemisk oksygenforbruk i Stendavatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er fra blandepøver fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



FARGETALL

Fargetallet i Stendavatnet var relativt høyt med høyeste verdi på 36 mg Pt/l ved prøvetakingen i august (figur 2.21).

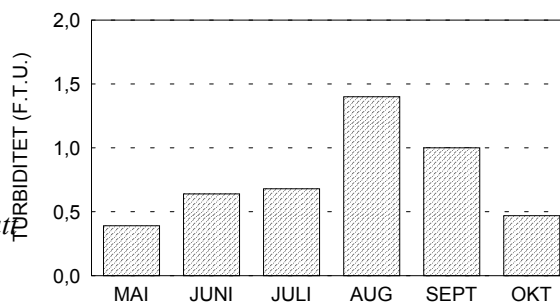
FIGUR 2.21. Fargetall i Stendavatnet ved seks tidspunkt sommeren 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt som blandeprove fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



TURBIDITET

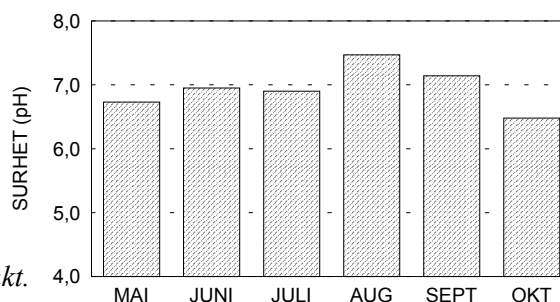
Turbiditeten i Stendavatnet var stort sett lav, bare i august og september var den høyere enn 0,7 F.T.U. (figur 2.22). Dette er de samme månedene da fargetallet var høyest. Turbiditet på 1,4 F.T.U. i august klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III.

FIGUR 2.22. Turbiditet i Stendavatnet ved seks tidspunkt sommeren 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt som blandeprove fra de seks øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt.



SURHET

Stendavatnet var ikke surt i prøvetakingsperioden (figur 2.23). Laveste pH på 6,48 ble målt i oktober i en periode med meget store nedbørmengder.

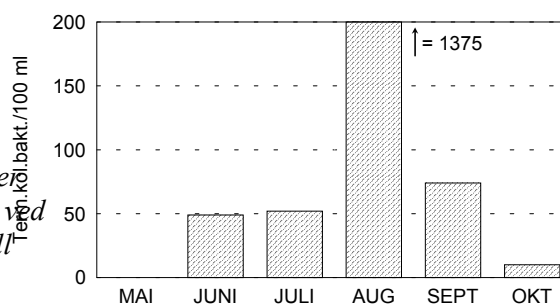


FIGUR 2.23. pH-verdier i Stendavatnet ved seks tidspunkt i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8). Prøvene er tatt i overflaten ved innsjøens dypeste punkt.

UTLØPET TIL SJØEN

TARMBAKTERIER

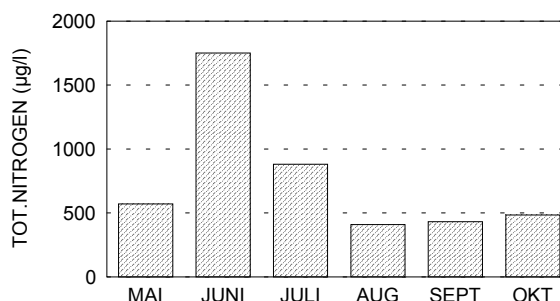
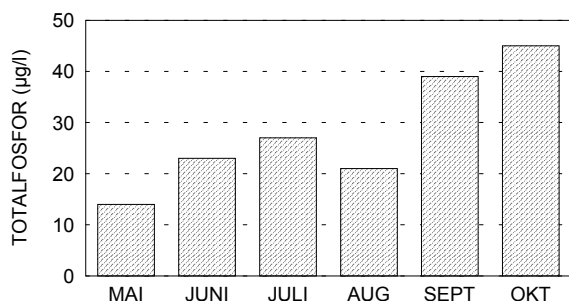
Det ble registrert en meget høy konsentrasjon av tarmbakterier i utløpet av Kalandsvassdraget en gang sommeren 1996, med hele 1375 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml ved prøvetakingen i august (figur 2.24). Ellers i prøvetakingsperioden var tarmbakterieinnholdet adskillig lavere med konsentrasjoner rundt 50 bakterier pr. 100 ml (tabell 2.8). På grunnlag av konsentrasjonene i august klassifiseres utløpet av vassdraget i tilstandsklasse V i SFT sitt klassifiseringssystem (SFT 1992).



FIGUR 2.24. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i månedlige prøver fra Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8).

NÆRINGSFORHOLD

Kalandsvassdraget er næringsrikt ved utløpet til sjøen (figur 2.25). Det gjennomsnittlige innholdet av totalfosfor var på 28,2 : g/l og av totalnitrogen på 754 : g/l sommeren 1996 og dette klassifiserer elva i tilstandsklasse IV.



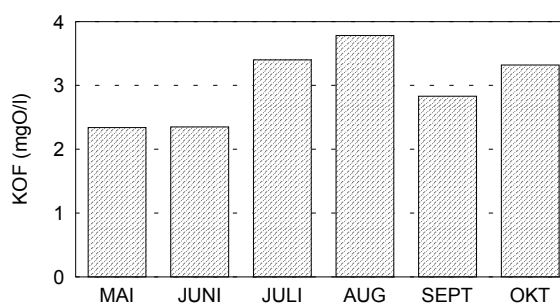
FIGUR 2.25. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i månedlige prøver i Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen fra mai til oktober 1996 (tabell 2.8).



KJEMISK OKSYGENFORBRUK

Det kjemiske oksygenforbruket (KOF), som gjenspeiler mengden lett nedbrytbart organisk materiale, var moderat. Høyeste oksygenforbruk ble registrert i august med 3,78 mg O/l (figur 2.26), som tilsvarer tilstandsklasse III.

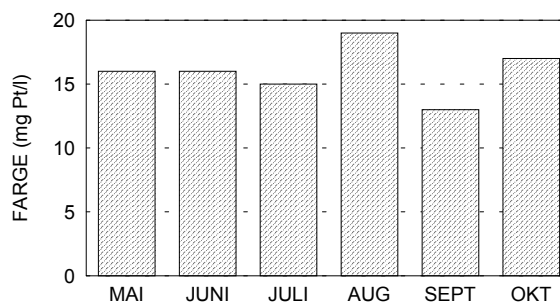
FIGUR 2.26. Kjemisk oksygenforbruk i månedlige prøver fra Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8).



FARGETALL

Fargetallet var relativt lavt med høyeste verdi på 19 mg Pt/l ved målingen i august (figur 2.27). Dette klassifiserer elva i tilstandsklasse II.

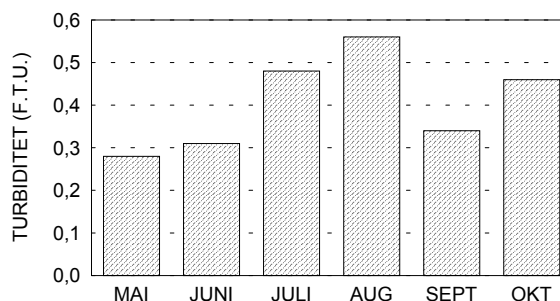
FIGUR 2.27. Fargetall i Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 2.8).



TURBIDITET

Partikkelinnholdet i elva var meget lavt. Høyest turbiditet ble målt i juli, august og oktober (figur 2.28), og med høyeste verdi på 0,56 F.T.U. i august klassifiserer elva i tilstandsklasse II.

FIGUR 2.28. Turbiditet i Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen ved seks tidspunkter sommeren 1996 (tabell 2.8).

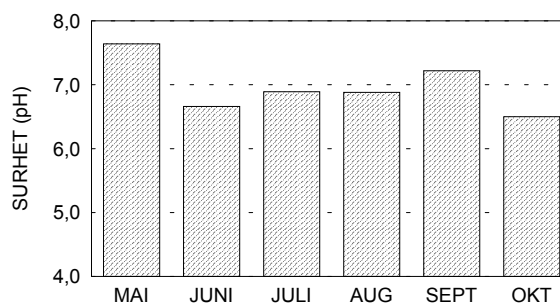




SURHET

De store nedbørmengdene i oktober førte til at laveste pH ble målt på denne tiden med pH på 6,5 (figur 2.29). Dette er ikke surt, og viser vassdragets evne til å motstå forsurening. Den høye pH-verdien som ble målt i mai har trolig sammenheng med lite nedbør og stor algeproduksjon.

FIGUR 2.29. pH-verdier i månedlige prøver fra Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen i perioden mai til oktober 1996 (tabell 2.8).





VURDERING AV TILSTANDEN

Kalandsvassdraget er næringsrikt, og var mer næringsrikt i år enn ved undersøkelsen i 1993 (Hobæk mfl. 1994). Årsaken er ikke kjent men det har vært gravearbeider i nedslagsfeltet denne våren i forbindelse med byggeaktiviteter, samt at nedbørmengdene i år var mindre enn normalt slik at fortynningen av direkte tilførsler var mindre.

Forholdene i den nedre delen av vassdraget var litt spesielle i år. Kanalen som fører vann fra Kalandsvassdraget til Stendavatnet ble utbedret denne sommeren, og ble i den forbindelse stengt. Sammen med lave nedbørmengder førte dette til at overføring av vann bare var 30 % av det som normalt blir overført. Vannføringen i Fanaelva var derfor noe høyere enn vanlig, og vannføringen i Stendavatnet tilsvarende lavere. Det har ikke vært naturlig avrenning fra Stendavatnet til Stendaelva dette året (Stein Edvardsen, Bergen Lysverker).

KALANDSVATNET

Tilstanden i Kalandsvatnet er relativt bra med hensyn på turbiditet og tarmbakterieinnhold, men innsjøen har et noe høyt næringsinnhold (tabell 2.5) I 1993 var tilstanden med tanke på næringsriktighet og innhold av organisk stoff noe bedre enn tidligere etter kloakksaneringen ved Hatlestad, men i 1996 var tilstanden igjen noe dårligere. Tarmbakterieinnholdet har de siste årene vanligvis vært lavt midt ute på innsjøen, men i 1990 og i 1993 ble det registrert et høyt tarmbakterieinnhold ved en av prøvetakingene.

*TABELL 2.5. Tilstandsklassifisering av Kalandsvatnet i 1981 (Aanes 1982), 1990 (Johnsen og Kambestad 1990), 1993 (Hobæk mfl. 1994) og i 1996. Klassifiseringen er gjort i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992). * = bare en prøve tatt, 1966: 4. oktober og 1981: 13. august.*

År	Næringssalt er	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1966*	III	II		III	II
1981*	III	V	I		I
1990	III	III	IV	II	II
1993	II-III	I	IV	I	II
1996	III-IV	III	I	II	II

TILFØRSLER AV TARMBAKTERIER

Kalandsvatnet forurenses fremdeles av tarmbakterier, men det ble ikke registrert mye tarmbakterier i noen av prøvene tatt ute ved innsjøens dypeste punkt dette året. Forholdene der tilsvarer naturtilstanden og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse I som er beste klasse. Både i 1990 (Johnsen og Kambestad 1990) og i 1993 (Hobæk 1994) var også tarmbakterieinnholdet meget lavt ved de fleste prøvetakingene, men begge årene var det høy tarmbakteriekonsentrasjon ved en av prøvetakingene noe som førte til den dårlige tilstandsklassifiseringen disse årene.

Kalandsvatnet er en stor innsjø og det kan være relativt store tilførsler av kloakk uten at en finner store mengder av denne typen tarmbakterier i overflaten langt ute på innsjøen. Dette vil blant annet avhenge av hvor i vannskiktet innblandingen skjer og hvor raskt de eventuelt når målepunktet. Tarmbakteriene



overlever bare to døgn i vann og et negativt bakteriefunn vil derfor ikke nødvendigvis bety at det ikke er tilførsler til en slik stor innsjø. Enkeltperioder med et høyt tarmbakterieinnhold vil i større grad skyldes enkeltutslipp eller avrenning etter at husdyrmøkk er spredd på marker nær vassdraget. Derfor må det tas prøver langs land for å vurdere tilførslene til en slik stor innsjø, og de årlige lekkasjeundersøkelsene viser at det fremdeles er kloakktilførsler til innsjøen (tabell 2.6). Både Austevollselva og elva fra Hatlestad tilfører innsjøen store mengder tarmbakterier både i tørrvær og i nedbørrike perioder.

TABELL 2.6. Innholdet av tarmbakterier (antall termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml) i to tilløpselver til Kalandsvatnet i prøver ved lav og høy vannføring i 1992 (Bjørklund og Johnsen 1993), i 1994 (Bjørklund og Johnsen 1994), i 1995 (Hobæk 1996 a) og i 1996 (Bjørklund 1996).

LOKALITET	1992	1994		1995		1996	
	LAV	LAV	HØY	LAV	HØY	LAV	HØY
Austevollselvi		40	< 5	550	85	41	400
Innløp Kalandsvatnet ved Hatlestad	100		215	975	9000	< 50	325

TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Kalandsvatnet var meget næringsrikt i 1996, og klassifiseres i tilstandsklasse IV for fosfor og klasse III for nitrogen. Med en forventet naturtilstand på 10 : g P/l og 200 : g N/l har innsjøen forurensningsgrad 3 for både fosfor og nitrogen. Kalandsvatnet er adskillig mer næringsrikt i dag enn ved undersøkelsene i 1993 (Hobæk mfl. 1994) og i 1990 (Johnsen og Kambestad 1990). Den gangen var den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen på 15,2 : g/l og 13,4 : g/l hhv. og nitrogenkonsentrasjonene på 452 : g/l og 335 : g/l hhv. Forskjellen mellom 1996 og 1993 er statistisk signifikant på 1 % nivå for fosfor og på 5 % nivå for nitrogen (Wilcoxon's sum of rank test).

Algemengden i Kalandsvatnet var imidlertid relativt små og gjenspeilte ikke de næringsrike vannkjemiske målingene. Det gjennomsnittlige algevolumet tilsvarer det en vanligvis finner i meget næringsfattige innsjøer (Brettum 1989), men algemengdene i år var lavere enn ved tidligere undersøkelser med en algemengde på 3,4 mg/l i august i 1981 (Aanes 1982) og et gjennomsnittsmengde på 0,6 mg/l i 1990 (Johnsen og Kambestad 1990). På grunn av ulik parameterbruk kan algemengdene ikke sammenlignes direkte med undersøkelsen i 1993 (Hobæk mfl. 1994).

Teoretiske beregninger av fosfortilførslene (etter modell fra Rognerud mfl. 1979) til Kalandsvatnet i 1996 viste imidlertid at tilførslene var større enn de burde være. Vurdert ut fra de målte fosforkonsentrasjonene mottok innsjøen nesten 1500 kg fosfor dette året, hvorav naturlige tilførsler fra nedslagsfeltet utgjorde i overkant av 600 kg. De naturlige tilførslene til Kalandsvatnet tilsvarer omtrent tålegrensen for fosfortilførsler til innsjøen, og det er derfor viktig at tilførsler fra menneskelige aktiviteter holdes så lave som mulig. De totale tilførslene i 1996 var 500 kg større enn i 1993, men lavere enn teoretiske beregninger av tilførslene ut fra kjente forhold i nedslagsfeltet i 1990 (Bjørklund mfl. 1994). Det har imidlertid vært en kloakksanering i Hatlestadområdet siden den gang, så tilførslene med kloakk vil være mindre nå enn beregningene den gang tilsa.

Årsaken til den økte næringsrikheten i Kalandsvatnet i år er usikker. Algemengdene i innsjøen har ikke vist en forventet tilsvarende økning, og dette kan tyde på at mye av næringen foreligger i en form som ikke er direkte tilgjengelig for algene. Det har pågått en utstrakt byggevirkosomhet i Hatlestadområdet det siste året, og ved prøvetakingen til den bakteriologiske undersøkelsen av elvene i mai var elva fra Hatlestad så grumsete at vanlig analyse av prøvene var umulig. Dersom dette har vært tilstanden i lengre tid kan næringsstoffer bundet til jordpartikler, være årsaken til den økte næringsrikheten. Dette vil også kunne forklare den manglende responsen i algemengdene. Dersom dette er årsaken vil forholdene raskt bedre seg når gravevirkosomheten opphører. I tillegg var nedbørmengdene vært meget lave i hele vår, noe som gir mindre uttynning av direkte tilførsler. Dette kan også ha hatt noe betydning for tilstanden.



TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Belastningen av organisk stoff er moderat i Kalandsvatnet, og innsjøen ble klassifisert i tilstandsklasse III, med høyeste verdi av kjemisk oksygenforbruk på 3,8 mg O/l. Vanligvis lå det kjemiske oksygenforbruket under 3 mg O/l.

Størstedelen av dette har trolig naturlige kilder, selv om en del trolig også kommer med kloakktilførsler og fra landbruksdrift. Imidlertid er dette små tilførsler i forhold til Kalandsvatnets store dypvannsvolum, og det er ingen fare for overbelastning av denne innsjøen slik forholdene i nedslagsfeltet er i dag.

TURBIDITET

Partikkelinnholdet var også lavt. Høyest verdier ble målt i perioden juli til september, men turbiditeten lå alltid under 0,7 F.T.U.. Dette klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse II. Turbiditeten var omtrent som i 1993, men noe høyere i første del av sesongen.

STENDAVATNET

Tilstanden i Stendavatnet var meget dårlig i 1996 (tabell 2.7), og det var en klar forverring i forhold til tidligere undersøkelser, spesielt med tanke på innholdet av organisk stoff og næringsrikhet. En viktig årsak til dette er at vanngjennomstrømningen i Stendavatnet i år var mye mindre enn tidligere fordi overføringen av vann fra Kalandsvatnet bare var på 30 % av normaloverføringene dette året. I tillegg var nedbørmengdene også små. Beregninger tyder imidlertid på at tilførslene til innsjøen var noe større enn tidligere, noe som også ble observert i Kalandsvatnet. Alt vannet fra Stendavatnet gikk dette året gjennom kraftverket og det var ikke overløp til Stendaelva hele sommeren (Stein Edvardsen, Bergen lysverker pers. med.)

TABELL 2.7. Tilstandsklassifisering av Stendavatnet i 1983 (Aanes og Brettum 1985), i 1993 (Hobæk mfl. 1994) og i 1996 i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992).

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1983	IV	III	III	I	II
1993	III	III	III	II	II
1996	IV	V	II	III	II

TILFØRSLER AV TARBBAKTERIER

Stendavatnet var noe forurenset av tarmbakterier. Den høyeste konsentrasjonen var på 44 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml ved målingen i september. Ellers var bakterieinnholdet lavere og variabelt. På grunnlag av bakteriekonsentrasjonene i september klassifiseres Stendavatnet i tilstandsklasse II. Innholdet av tarmbakterier var omtrent som i 1993, men den spesielt høye forurensningen i oktober 1993 ble ikke funnet i år.

Innholdet av tarmbakterier i innsjøen samvarierte ikke med nedbørmengdene, og det er dermed trolig direkte tilførsler som forurenser. Det går to offentlige kloakkledninger gjennom Stendavatnet og det er boliger med private kloakkanlegg nær innsjøen, og fra alle disse kan det komme forurensninger. I tillegg kom det tidligere tarmbakterier med elva fra Titlestad, hvilket det fremdeles er mulighet for. I tillegg kan det komme tarmbakterier med innløpsvannet fra Kalandsvassdraget. Resultatene fra



bakterieundersøkelsen (for oversikt Bjørklund 1996) viser at tarmbakterieinnholdet ved utløpet av Klokkevatnet i perioder er adskillig høyere enn i Kalandsvatnet. Det var i også en del måker på innsjøen, men det er ikke trolig at disse var mange nok til å forurense hele innsjøen så mye. Det er dermed mange mulige kilder for forurensninger til denne innsjøen, og en nærmere undersøkelse av tilløpselvene til Stendavatnet burde gjennomføres.

TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Stendavatnet er næringsrikt, med et høyt innhold av både fosfor og nitrogen, og innsjøen klassifiseres i tilstandsklasse IV for fosfor og tilstandsklasse V for nitrogen. Med en forventet naturtilstand på 10 : g P/l og 200 : g N/l har innsjøen forurensningsgrad 4 for fosfor og 5 for nitrogen. Innsjøen var mer næringsrik i år enn i 1993, og både fosfor- og nitrogeninnholdet var signifikant forskjellig (1% nivå for både fosfor og nitrogen, Wilcoxon's sum of rank test). Næringsrikheten i år var imidlertid nesten på samme nivå om i 1985 (Aanes og Brettum 1985).

Algemengdene i innsjøen var imidlertid meget lave, adskillig lavere enn forventet ut fra fosformengdene i innsjøen, mens algeartene bekrefter vannets næringsrike tilstand. Ved prøvetakingen i juli utgjorde blågrønnalgen *Anabaena spiroides* en meget vesentlig del av algesamfunnet. Det er ikke tidligere funnet at blågrønnalger har utgjort en tilsvarende stor del av algesamfunnet. En årsak til de lave algemengdene er tidligere forklart med stor beiting av dyreplankton (Hobæk mfl. 1993).

Fosfortilførslene til Stendavatnet er imidlertid større enn de bør være. Vurdert ut fra de målte fosforkonsentrasjonene i innsjøen i 1996, mottok innsjøen omtrent 900 kg fosfor dette året, mens tålegrensen var på bare 250 kg ved de nedbør- og overføringsmengdene en hadde i 1996. De naturlige tilførslene er vanskelige å kvantifisere på grunn av overføringen av vann. Også undersøkelsen i 1993 viste at innsjøen er overbelastet, med tilførsler dobbelt så store som tålegrensen (Hobæk mfl. 1994).

Tålegrensen forutsetter imidlertid en naturtilstand på 8,5 : g P/l, mens naturtilstanden i Stendavatnet er antatt å være 10 : g P/l (Hobæk mfl. 1994). Dette betyr at innsjøen naturlig får fosfortilførsler som er større enn tålegrensen, og at vannkvaliteten i Stendavatnet derfor vil bli dårligere selv uten tilførsler fra mennesker. Her er det imidlertid snakk om utvikling i et meget langt tidsperspektiv. Stendavatnet har dermed ingen reell resipientkapasitet, og målet må derfor være at de menneskeskapte tilførslene til innsjøen blir så små som overhodet mulig.

Forverringen i tilstanden dette året har mest sannsynlig sammenheng med at det i 1996 kun ble overført vann tilsvarende 30 % av normaloverføringene. Tilførslene til Stendavatnet ble dermed ikke så fortynnet, og førte til den dårlige tilstanden som ble observert i år. Det er sannsynligvis både kloakktilførsler og avrenning fra landbruksarealer som fører næring til Stendavatnet, og det høye fosforinnholdet i september skyldes trolig kloakktilførsler ettersom tarmbakterieinnholdet var høyest på samme tidspunkt.

En vet heller ikke hvor næringsrikt vannet som overføres, i følge tarmbakteriekonsentrasjonene er disse høyere enn i Kalandsvassdraget og det er derfor ikke utenkelig at også konsentrasjonene av næringsstoffer er høyere. I tillegg vil dette året være spesielt fordi det trolig var noe ekstra tilførsler på grunn av gravingen i kanalen fra Kalandsvatnet, noe som i perioder kan ha ført til større tilførsler av både næring og organisk stoff til Stendavatnet.

TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Det kjemiske oksygenforbruket (KOF), som gjenspeiler mengden lett nedbrytbart organisk materiale, var moderat og stabilt i Stendavatnet. Ved målingene lå verdiene fra juli til oktober rundt 5 mg O/l og i mai og juni rundt 3,7 mg O/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse III.



Imidlertid er oksygenforbruket er så stort at innsjøen fikk oksygenfritt bunnvann denne sesongen, og innsjøens belastning av organisk stoff er for stort i forhold til vanngjennomstrømming dette året. Dette gjør at innsjøen i år klassifiseres i tilstandsklasse V som er dårligste klasse. Tilførslene til Stendavatnet behøver derfor ikke være høyere i år enn tidligere, men det er viktig å presiserer at tilførslene til innsjøen er betraktelig større enn tålegrensen for innsjøen dersom dens naturlige gjennomstrømming skulle legges til grunn.

Det spesielt store oksygenforbruket i området ved temperatursprangskiktet skyldes trolig en kombinasjon av at synkende dødt organisk materiale forsinkes i dette området og dermed forbruker større oksygenmengder, og at dyreplankton samles i dette området og forbruker oksygen ved respirasjonen.

TURBIDITET

Turbiditeten i Stendavatnet var stort sett lav, bare i august og september var den høyere enn 0,7 F.T.U.. Dette er de samme månedene da fargetallet var høyest. Turbiditet på 1,4 F.T.U. i august klassifiserer innsjøen i tilstandsklasse III. I september var kloakktilførslene til innsjøen større enn vanlig, men i august er årsaken til den økte turbiditeten ikke kjent.

UTLØPET TIL SJØ

Kalandsvassdraget er næringsrikt ved utløpet til sjøen og har et moderat innhold av organisk stoff (tabell 2.3). Tilstanden var adskillig dårligere i år enn ved undersøkelsen i 1993 (Hobæk mfl. 1994). Både kloakk og tilførsler i forbindelse med landbruksdrift forurensrer denne delen av vassdraget, og i tillegg var Kalandsvatnet mer næringsrikt enn tidligere.

TABELL 2.3. Tilstandsklassifisering av Kalandsvassdraget ved utløpet til sjøen i 1996 (Hobæk mfl. 1994) og i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992).

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1993	III	II	IV	II	II
1996	IV	III	(III) V	II	II

TILFØRSLER AV TARBBAKTERIER

Ved utløpet til sjøen var Kalandsvassdraget i perioder meget sterkt forurenset av tarmbakterier, men vanligvis var forurensningen moderat. På grunnlag av den høye konsentrasjonen i august klassifiseres imidlertid vassdraget i tilstandsklasse V. Forurensningsmønsteret i år er tilsvarende mønsteret i 1993. Likevel var forurensningen generelt noe lavere ved de fleste målingene i 1996, mens den i august var adskillig høyere.

Årsaken til forurensningen er hovedsakelig direkte tilførsler til elva. Bakteriekonsentrasjonene var høyere i perioden med lite nedbør og lekkasjeundersøkelsene (for oppsummering Bjørklund 1996) bekrefter dette mønsteret samt viser at tilførslene kommer nedstrøms utløpet av Klokkarvatnet. Det går en kommunal spillvannsledning parallelt med Fanaelva fra utløpet av Klokkarvatnet og nesten ned til utløpet til sjøen. Greiner av denne krysser Fanaelva på flere steder, og både denne og private kloakkanlegg kan være mulige forurensningskilder. Tilførsler på grunn av arealavrenning skjer sikkert også, både når det regner på marker når det går husdyr der og dersom det spres husdyrmøkk på jordene. De høye bakteriekonsentrasjonene i august kan være et resultat av en slik spredning av husdyrmøkk.



TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Kalandsvassdraget er næringsrikt ved utløpet til sjøen, og elva klassifiseres i tilstandsklasse IV for både fosfor og nitrogen. Forventet naturtilstand er på 10 : g P/l og 200 : g N/l (Johnsen mfl. 1992), og forurensningsgraden for utløpet er da 3 for fosfor og 4 for nitrogen. Næringsinnholdet i elva var dobbelt så høyt i 1996 som i 1993.

Næringsinnholdet ved utløpet til sjøen var noe høyere enn næringsinnholdet i Kalandsvatnet, og viser at næringsstoffer også tilføres til den nedre delen av vassdraget. Trolig er kloakktilførslene en viktig bidragsyter, men arealavrenning fra gjødslede landbruksområder vil også bidra med betydelige mengder av både fosfor og nitrogen.

TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Tilførslene av organisk stoff til elva var moderat. Høyeste målte kjemiske oksygenforbruk var i august og elva klassifiseres i tilstandsklasse III. Forholdene i elva er omtrent som i 1993, men tilstandsklassen for 1996 er likevel satt høyere enn den ble satt i 1993. Dette skyldes at det er brukt ulike utgangspunkt for klassifiseringen; maks verdi i 1996 mot snittverdi i 1993. I henhold til SFT 1989 er det maks verdi som skal brukes ved denne type klassifisering.

Kildene for tilførslene av organisk stoff er de samme som for næring og tarmbakterier; både kloakktilførsler og tilførsler på grunn av landbruksaktiviteter. Mengdene er moderat store og bunndyrundersøkelsene i 1993 viste at resipientkapasiteten i elva ikke var overskredet men at den trolig nærmet seg tålegrensen (Hobæk mfl. 1994).

STOFFTRANSPORT TIL SJØ

De totale fosfortilførslene til sjøen fra dette vassdraget i 1996 lå i underkant av 1400 kg pr. år, fordelt på 900 kg via Fanaelva og 500 kg via Stend kraftverk (tabell 2.4). Disse tilførslene kommer delvis som naturlig avrenning fra nedslagsfeltet og delvis fra menneskelige aktiviteter. Ut fra antatt naturtilstand for fosfor på 10 : g pr. liter ble de naturlige tilførslene beregnet til å utgjøre nesten 550 kg. Tilførsler fra menneskeskapte kilder var dermed omtrent 850 kg. Tilførslene i 1993 var noe lavere enn i år, med i overkant av 800 kg fosfor totalt for både Kalandsvassdraget og Stendavassdraget.

TABELL 2.4. Beregnede vannmengder og årlig stofftransport fra Kalandsvassdraget og Stendavatnet (via Stend Kraftverk) i 1996. Vannmengder er beregnet ut fra nedslagsfeltarealer og nedbørmengder fra NMI, klimaavdelingen og overførte vannmengder er oppgitt fra BKK kraftsalg AS.

	Vannmengde (mill m ³)	Fosfor (kg)	Nitrogen (tonn)	Organisk stoff (tonn C)
Stend kraftverk	15,6	492	14	61
Fanaelva	37,7	897	18	95
TOTALT	53,3	1389	32	156



Nitrogentilførslene til sjøen utgjorde 32 tonn totalt i 1996, hvorav over 40 % kom via Stendavatnet (tabell 2.4). 11 tonn skyldes naturlige tilførsler mens de resterende 22 tonn tilføres på grunn av menneskelige aktiviteter. Også nitrogentilførslene var høyere i år enn i 1993 da de var på rundt 27 tonn totalt.

De totale tilførsler av organisk stoff regnet i organisk karbon ligger på omtrent 150 tonn dette året, hvorav naturlige tilførsler fra nedslagsfeltet utgjorde rundt 102 tonn (tabell 2.4). Disse er regnet ut fra målt kjemisk oksygenforbruk omregnet til mengde organisk karbon (SFT 1989).

Beregningene over baserer seg på målinger av de enkelte stoffer i de seks undersøkelsesmånedene samt nedbørmengder og vannoverføringer i 1996. Det er ikke tatt målinger på vinteren. I 1996 var de totale overføringene fra Kalandsvassdraget til Stendavatnet på bare 11,4 mill. m³, mot 39 mill. m³ normalt. I tillegg var nedbørmengdene bare 74,1 % av normalen dette året. Det var ikke noe naturlig avrenning fra Stendavatnet til Stendaelva dette året, og beregninger eller målinger er ikke gjort for denne elva.





LITTERATUR SOM OMHANDLER KALANDSVASSDRAGET

AANES, K.J. 1982.

Kalandsvatn og Haukelandsvatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1981.

NIVA-rapport 0-80107, 46 sider

AANES, K.J. & P. BRETTUM 1983.

Hjortlandsstemma og Stendavatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1983.

NIVA rapport 0-80107, 1719, 55 sider.

BJØRKLUND, A.E., 1996

Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk, 1996. Rådgivende Biologer, rapport nr. 245, 40 sider.

BJØRKLUND, A. & JOHNSEN, G.H. 1993

Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk. Rådgivende Biologer, rapport nr. 79, 35 sider.

BJØRKLUND, A. & JOHNSEN, G.H. 1994

Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk. Rådgivende Biologer, rapport nr. 121, 29 sider.

BJØRKLUND, A., JOHNSEN, G.H. & KAMBESTAD, A. 1994.

Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993.

Rådgivende Biologer, rapport nr. 110, 156 sider.

HOBÆK, A. 1996

Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune vinteren 1995 - 96.

NIVA rapport nr. 3507-96, 28 sider.

HOBÆK, A., LINDSTRØM, E.A. & AANES, K.J. 1994

Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1993.

Gravdals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og Kalandsvassdragene.

NIVA rapport nr. 3026, 119 sider.

JOHNSEN, G.H. 1989.

Befaringsrapport fra Kalandsvatn. Arbeidsmarkeds kurs i miljøvern.

Rådgivende Biologer, rapport nr. 26, 15 sider.

JOHNSEN, G.H. & A. KAMBESTAD 1990.

Resipientvurdering av Kalandsvatn i Bergen.

Oppdragsgiver Bergen kommune

Rådgivende Biologer rapport nr. 39, 51 sider.

JOHNSEN, G.H., LEHMANN, G.B. & BIRKELAND, K. 1992.

Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune.

Oppdragsgiver Bergen kommune

Rådgivende Biologer rapport nr. 61, 112 sider.



SÆLEN, P. 1949.

Kalandsvatn. En limnologisk undersøkelse. (7/4-1946 - 29/4-1947)
Hovedfagsoppgave i Geografi, Universitetet i Oslo, 56 sider.

VIAK 1971.

Registreringer av vannforekomster på Bergenshalvøya.
VIAK-rapport, 32 sider.



MÅLEDATA

TABELL 2.8. Vannkjemiske analyseresultater fra Kalandsvassdraget 1996. Innsjøprøvene er tatt som blandeprøver fra de 6 øverste meterne ved innsjøens dypeste punkt. I august ble det i tillegg tatt en vannprøve på 75 meters dyp i Kalandsvatnet og på ca.32 meters dyp i Stendavatnet, - også ved innsjøene dypeste punkt. De vannkjemiske analysene er utført av Chemlab Services as.

STASJON	21.MAI	2.JULI	29.JULI	22.AUGUST		16.SEPT.	15.OKT.
				overfl.	bunn		
pH							
KALANDSVATNET	6,46	6,67	6,56	6,90		6,79	6,24
STENDAVATNET	6,73	6,95	6,90	7,47		7,14	6,48
FANAELV	7,64	6,66	6,89	6,88		7,22	6,5
LEDNINGSEVNE, : S/cm							
KALANDSVATNET	5,31	5,56	5,28	5,30		4,56	5,3
STENDAVATNET	7,58	8,05	8,41	8,76		7,67	6,98
FANAELV	5,96	5,81	5,65	10,5		5,64	5,26
TOTAL FOSFOR, : g P/l							
KALANDSVATNET	39	25	16	15		19	29
STENDAVATNET	41	31	23	21		46	27
FANAELV	14	23	27	21		39	45
TOTAL NITROGEN, : g N/l							
KALANDSVATNET	560	571	505	369		381	523
STENDAVATNET	950	1020	990	805		752	760
FANAELV	570	1750	880	409		432	484
KJEMISK OKSYGENFORBRUK, mg O/l							
KALANDSVATNET	3,21	2,36	3,96	3,76	3,24	3,15	2,73
STENDAVATNET	3,74	3,75	5,06	4,89	4,03	5,07	5,2
FANAELV	2,34	2,35	3,40	3,78		2,83	3,32
TURBIDITET, F.T.U.							
KALANDSVATNET	0,52	0,51	0,62	0,65		0,66	0,44
STENDAVATNET	0,39	0,64	0,68	1,4		1	0,47
FANAELV	0,28	0,31	0,48	0,56		0,34	0,46
FARGE, mg Pt/l							
KALANDSVATNET	22	15	14	15		17	15
STENDAVATNET	20	22	19	36		33	20
FANAELV	16	16	15	19		13	17
TERMOSTABILE KOLIFORME BAKTERIER, antall / 100 ml.							
KALANDSVATNET	0	1	0	0		< 2	0
STENDAVATNET	3	31	32	< 2		44	26
FANAELV		49	52	1375		74	10



TABELL 2.9. Temperatur og oksygenmålinger i Kalandsvatnet 1996. Oksygenverdiene er angitt i mg O/l. Målingene er utført ved innsjøens dypeste punkt med et YSI Model 58 instrument med nedsenkbar sonde.

DAT O	21. MAI		1. JULI		29. JULI		21. AUG.		16. SEPT.		15. OKT.	
	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂
0 m	7,7	12,5	14,8	9,9	15,2	9,7	18,2	9,21	13,7	9,2	10,1	10,4
1 m	7,7	12,5	14,8	9,9	15,1	9,6	18,1	9,2	13,7	9,2	9,9	10,5
2 m	7,6	12,3	14,8	9,8	15,0	9,5	18	9	13,7	9,1		
3 m	7,6	12,4	14,8	9,8	15,0	9,6	18	9,2	13,7	9	9,8	10,4
4 m	7,6	12,3	14,7	9,9	15,0	9,6	17,9	9	13,7	9		
5 m	7,6	12,0	14,2	10,0	15,0	9,5	17,6	8,9	13,7	8,8	9,8	10,3
6 m	7,5	12,0	13,6	10,0	14,9	9,5	16,3	8,7	13,7	8,8		
7 m	6,8	11,8	12,2	10,1	13,8	9,2	14,5	8,3	13,7	8,7	9,8	10,3
8 m	6,6	11,8	11,6	10,1	12,4	9,1	12,9	8,3	13,6	8,8		
9 m	6,2	11,6	10,2	10,3	11,4	9,2	11,3	8,6	12,7	7,1	9,8	10,4
10 m	6,0	11,6	9,2	10,5	10,6	9,3	10,5	8,2	10,4	7,3	9,7	10,4
11 m	5,9	11,4			8,8	9,7			9,3	7,9		
12 m	5,8	11,3	8,3	10,6	8,4	9,9	8,6	9,3	8,9	7,8	9,7	10,3
13 m									8,3	8,1		
14 m			7,3	10,8	7,8	10,1	6,8	10,3	7,5	8,5	9,3	10
15 m	5,3	11,4									8,9	9,9
16 m			6,4	11,1	7,0	10,5	5,8	10,7	6,3	9,1	8,2	9,6
17 m											6,5	9,8
18 m			5,8	11,1	5,6	10,8	5,1	10,8	5,6	9,1	5,8	10
19 m											5,4	10,2
20 m	4,7	10,9	5,6	11,2	5,3	10,9	4,8	11	5	9,6	5,1	10,4
25 m	4,4	11,0	4,7	11,2	4,7	11,0	4,6	11	4,6	9,8	4,7	10,7
30 m	4,3	11,0	4,5	11,2	4,5	10,9	4,5	11,1	4,5	10	4,5	10,7
35 m	4,3	11,2	4,4	11,1	4,4	10,9	4,3	10,6	4,4	9,9	4,4	10,8
40 m			4,3	11,1	4,3	10,8	4,3	11,1	4,3	10,1	4,4	10,8
45 m	4,2	10,8	4,3	11,1	4,3	10,8	4,2	11	4,3	9,8	4,3	10,9
50 m	4,1	10,8	4,2	11,0	4,2	10,9	4,2	10,8	4,2	9,4	4,3	10,9
55 m	4,1	10,8	4,2	11,0	4,2	10,9	4,2	10,6	4,2	9,4	4,2	10,8
60 m	4,0	10,8	4,0	11,0	4,2	10,7	4,2	10,7	4,2	9,7	4,2	10,7



TABELL 2.10. Temperatur og oksygenmålinger i Stendavatnet 1996. Oksygenverdiene er angitt i mg O/l. Målingene er utført ved innsjøens dypeste punkt med et YSI Model 58 instrument med nedsenkbar sonde.

DAT O	21. MAI		1. JULI		29. JULI		21. AUG.		16. SEPT.		15. OKT.	
	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂	°C	O ₂
0 m	10,4	10,6	16,7	10,2	15,9	10,3	19	11,5	14,1	8,7	9,9	9,8
1 m	10,2	10,6	16,7	10,3	15,9	10,2	18,6	11,4	14	8,6	9,8	9,7
2 m	10,1	10,6	16,7	10,2	15,9	10,0	18,5	11,3	14	8,6		
3 m	10,1	10,5	16,6	10,1	15,8	9,9	18,3	11,1	13,9	8,4	9,7	9,8
4 m	8,3	10,7	15,3	9,3	15,8	9,7	17,8	11,3	13,9	8,4		
5 m	7,6	10,7	13,2	8,3	14,5	7,8	16,3	9	13,9	8,2	9,7	9,7
6 m	7,2	10,6	11,4	8,1	13,7	7,2	14,4	6,6	13,8	7,5		
7 m	6,7	10,2	8,9	8,1	11,9	5,9	12,8	5	13,5	5	9,7	9,7
8 m	6,2	10,0	7,4	8,5	9,8	6,0	12,2	4,1	11,5	0,9		
9 m	6,0	9,8	6,6	8,6	8,0	6,8	9,3	4,9	9,6	2,7	9,6	9,5
10 m	5,7	9,5	6,0	8,5	6,7	7,2	7,5	6,4	7,7	4	9,5	9,6
11 m							6,4	6,3	6,8	4,3	9,4	9,2
12 m	5,4	9,3	5,6	8,2	5,8	6,8	6	6	6,4	4,6	8,8	6,3
13 m							5,8	5,1	6	4	6,7	3
14 m	5,1	8,8	5,4	7,7	5,6	6,3	5,5	5	5,7	3,8	6	2,7
15 m							5,4	5,1			5,8	2,8
16 m	4,9	8,7	5,2	7,4	5,2	6,4	5,3	5,3	5,4	3,7	5,5	2,6
17 m											5,3	3,1
18 m	4,8	8,7	5,0	7,5	5,0	6,7	5,1	5,5	5,2	4,3	5,3	3,1
19 m											5,2	3,3
20 m	4,7	8,5	4,8	7,7	4,8	7,2	5	6	4,9	4,9	5,1	3,8
22 m			4,7	8,0	4,7	7,0			4,8	5,1	4,8	4,2
24 m			4,6	7,7					4,7	4,8	4,7	3,8
25 m	4,5	8,1	4,6		4,6	6,6	4,7	5,7				
26 m				7,4					4,7	4,5	4,7	3,1
28 m	4,5	8,3	4,6	6,9					4,6	3,9	4,6	2,2
30 m	4,5	8,2	4,5	6,8	4,6	4,8	4,6	4,1	4,6	2,9	4,6	1,8
31 m	4,4	4,6					4,6	3,7	4,6	2,5	4,6	1,3
32 m			4,5	6,2	4,5	4,3	4,6	3,8	4,6	2,2	4,6	1,2
33 m			4,5	5,6	4,5	3,6	4,6	3,2	4,6	1,9	4,6	0,9
34 m			4,5	4,8	4,5	0	4,5	2,9	4,6	0	4,6	0
35 m					4,5						4,6	



TABELL 2.11. Antall (millioner celler/liter) og volum (mg/liter) av planteplankton i seks prøver fra Kalandsvatnet, 1996. Prøvene er tatt som blandeprøver fra 0 - 6 meter ved innsjøens dypeste punkt, og bearbeidet av cand. real. Nils Bernt Andersen.

ALGETYPE	21.MAI		1. JULI		29.JULI		21.AUG.		16.SEPT.		15. OKT	
	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.
DIATOMEER (Bacillariophyceae)												
<i>Synedra</i> sp.	30600	0,01 53							15300	0,001 5		
<i>Tabellaria fenestrata</i>					30600	0,061 2						
Ubest.pennate diatomeer	45900	0,02 30										
Ubest.sentriske diatomeer	15300	0,00 77										
GRØNNALGER (Chlorophyceae)												
<i>Ankistrodesmus setigerus</i>									15300	0,001 5		
<i>Ankyra judai</i>									15300	0,001 5		
<i>Closterium</i> sp.					15300	0,007 7					30600	0,0031
<i>Coelastrum</i> sp. (koloni)			15300	0,01 53								
<i>Sphaerocystis</i> sp.			12200 0	0,03 29	383000	0,012 6	12090 00	0,028 1				
KRYPTOALGER (Chryptophyceae)												
<i>Chryptomonas</i> sp.	61200	0,06 12	15300	0,01 53	15300	0,015 3	30600	0,030 6	15300 0	0,153 0	45900	0,0459
<i>Rhodomonas</i> sp.	16070 00	0,16 07	10710 00	0,10 71	107000	0,010 7	91800	0,009 2	91800	0,009 2	45900	0,0046
GULLALGER (Chrysophyceae)												
<i>Dinobryon borgei</i>											15300	0,0046
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)												
<i>Gymnodinium</i> sp.	15300	0,00 77					15300	0,077				
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)												
<i>Anabaena spiroides</i>					122000	0,013 8					566000	0,0566
FLAGELLATER OG MONADER												
Flagellater/monader > 5 : m	19740 00	0,22 31	61200	0,01 64	107000	0,012 1	55100 0	0,062 2	23000 0	0,026 0	61200	0,0069
Flagellater/monader < 5: m	21870 00	0,03 06	30600 0	0,00 43	260000	0,003 6	76500	0,000 1	61200	0,000 1	872000	0,0122
TOTALT	59363 00	0,52 93	15908 00	0,19 13	104020 0	0,137	19742 00	0,207 2	58190 0	0,192 8	1636900	0,1339



TABELL 2.12. Antall (millioner celler/liter) og volum (mg/liter) av planteplankton i seks prøver fra Stendavatnet, 1996. Prøvene er tatt som blandeprøver fra 0 - 6 meter ved innsjøens dypeste punkt, og bearbejdet av cand. real. Nils Bernt Andersen.

ALGETYPE	21.MAI		1. JULII		29.JULI		21.AUG.		16.SEPT.		15. OKT.	
	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.	ant.	vol.
DIATOMEER (Bacillariophyceae)												
<i>Synedra</i> sp.							138000	0,0690	30600	0,0153	15300	0,0077
<i>Asterionella formosa</i>					3500	0,0021						
<i>Tabellaria flocculosa</i>					15300	0,0153						
Ubest.pennate diatomeer							30600	0,0153	15300	0,0077		
GRØNNALGER (Chlorophyceae)												
<i>Ankyra judai</i>	15300	0,0015									91800	0,0092
<i>Crucigeniella</i> sp.									241000	0,0214		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.					230000	0,0150						
C.f. <i>Closterium</i> sp.					184000	0,0184						
<i>Sphaerocystis</i> sp.					551000	0,0623						
KRYPTOALGER (Chryptophyceae)												
<i>Chryptomonas</i> sp.	15300	0,0153			92000	0,0920			45900	0,0459		
<i>Rhodomonas</i> sp.	91800	0,0092			673000	0,0673	30600	0,0031	612000	0,0612	566000	0,0566
GULLALGER (Chrysophyceae)												
<i>Dinobryon borgei</i>											15300	0,0046
<i>Mallomonas</i> sp.											15300	0,0077
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)												
<i>Gymnodinium</i> sp.	15300	0,0077			3500	0,0153						
BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)												
<i>Anabaena spiroides</i>					1545000	0,1545	45900	0,0046				
<i>Chroococcus limneticus</i>									383000	0,0249		
<i>Lyngbya limnetica</i>					30600	0,0031					15300	0,0015
FLAGELLATER OG MONADER												
Flagellater/monader > 5 m	138000	0,0156			719000	0,0812	107000	0,0121	1452000	0,0203	230000	0,0260
Flagellater/monader < 5: m	933000	0,0037			2788000	0,0390	275000	0,0039	2390000	0,2701	367000	0,0051
TOTALT	1208700	0,0530			6834900	0,5655	627100	0,1080	5142800	0,4668	1316000	0,1184



TABELL 2.13. Forekomst og dominansforhold av dyreplankton ved seks tidspunkt i Kalandsvatnet i 1996. Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk fra 20 meters dyp ved det dypeste punktet i innsjøen. Prøvene er analysert av Randi Lund ved LFI, Universitetet i Bergen.

DYREPLANKTONART	21. MAI	1. JULI	29. JULI	21. AUG.	16. SEPT.	15. OKT.
VANNLOPPER (CLADOCERA)						
<i>Daphnia</i>		6000	3500	200	800	1000
<i>Bosmina</i>	70	250	300	175	200	350
<i>Holopedium gibberum</i>	100	300	50	7		
<i>Bythotrephes longimanus</i>		50	16	2		
HOPPEKREPS (COPEPODA)						
<i>Cyclops</i>	3500	1500	500	100	150	50
Calanoide		1500	1000	350	700	6000
Nauplii	3000	750	300	1000	2000	1200
Calanoide nauplii	1500					
ROTATORIER						
<i>Asplanchna</i>	få					
<i>Conochilus</i> enkle		mye		få	mye	
<i>Conochilus</i> kolonier		en del			få	
<i>Kellicottia longispina</i>	mye	mye	få	veldig mye	mye	lite
<i>Keratella cochlearis</i>	en del			få		
<i>Keratella hiemalis</i>	en del					
<i>Ploesoma</i>		få				
<i>Polyarthra</i>	få					



TABELL 2.14. Forekomst og dominansforhold av dyreplankton ved seks tidspunkt i Stendavatnet i 1996. Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk fra 20 meters dyp ved det dypeste punktet i innsjøen. Prøvene er analysert av Randi Lund ved LFI, Universitetet i Bergen.

DYREPLANKTONART	21. MAI	1. JULI	29. JULI	21. AUG.	16. SEPT.	15. OKT.
VANNLOPPER (CLADOCERA)						
<i>Daphnia</i>	20000	3000	60	16	17	250
<i>Bosmina</i>	300					20
<i>Bythotrephes</i>		9	5	1		
<i>Diaphanosoma</i>					3	
HOPPEKREPS (COPEPODA)						
<i>Cyclops</i>	5000	1000	150	300	25	75
Calanoide	5000	750	1500	2000	600	1700
nauplii	1000	750	1000	1000	300	500
ROTATORIER						
<i>Asplanchna</i>			få			en del
<i>Conochilus</i> enkle					få	
<i>Kellicottia longispina</i>	få	en god del	en del		få	få
<i>Keratella cochlearis</i>			få			
<i>Keratella hiemalis</i>					få	



UTLØPET AV ÅLETRÆTJØRNET



INNHOLDSFORTEGNELSE

KORT BESKRIVELSE AV VASSDRAGET	77
TILSTAND	77
VURDERING	80
MÅLEDATA	81





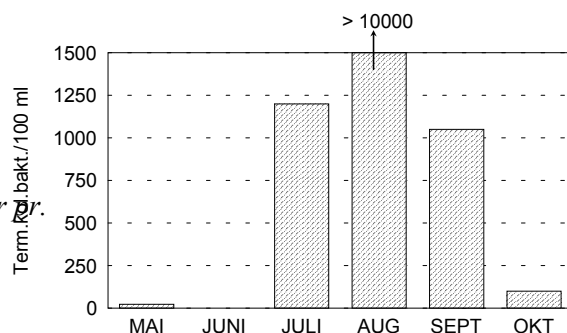
KORT BESKRIVELSE AV VASSDRAGET

Åletrætjørnvassdraget er et lite vassdrag som ligger ved Fanahammeren og har utløp til Fanafjorden (UTM KM 973 866). Nedslagsfeltet er på bare ca. 0,25 km², og består av noe skog, og resten dyrket mark og bebyggelse. Vassdraget har en innsjø, Åletrætjørn (1 moh.), og derfra er det en kanal på ca. 50 meter ned til sjøen. I forbindelse med bygging av vei med stikkrenne og mur langs eiendommen som grenser inn mot elva ble denne kanalen innsnevret i forhold til den naturlige bekken som rant tidligere. Resultatet av dette er at flomavløpet fra Åletrætjørnet er redusert og vannet flommer i perioder innover tomtene til innsjøens naboer. Ved flo sjø strømmer saltvann inn til innsjøen, noe som ytterligere forverrer avrennings situasjonen. I tillegg er det også stor tilgroing og oppslamming i bekken.

TILSTANDEN I UTLØPSELVA FRA ÅLETRÆTJØRNET I 1996

TARMBAKTERIER

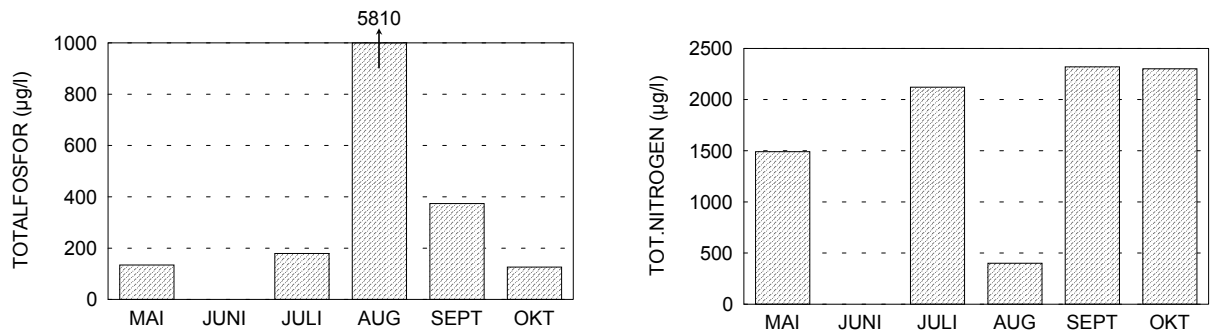
Det ble funnet tarmbakterier ved samtlige prøvetakinger i denne bekken, men spesielt i juli, august og september var forurensningen meget stor (figur 3.1). På grunnlag av bakteriekonsentrasjonene i august klassifiseres utløpet av vassdraget i tilstandsklasse V.



FIGUR 3.1. Antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml i fem prøver fra utløpselva fra Åletrætjørnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 3.2).

NÆRINGSFORHOLD

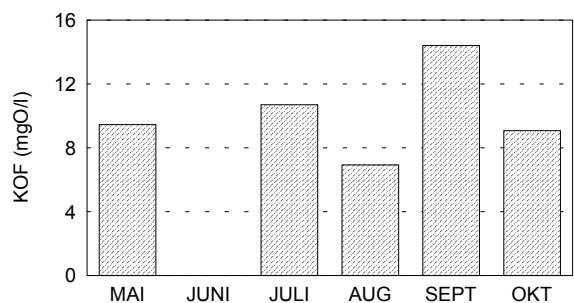
Vassdraget er ekstremt næringsrikt ved utløpet (figur 3.2). Det gjennomsnittlige innholdet av totalfosfor var på hele 1324,6 : g/l og av totalnitrogen på 1726 : g/l, og dette klassifiserer vassdraget i tilstandsklasse V for begge parametere. Dersom en ser bort fra den høye fosforverdien i august er det gjennomsnittlige innholdet på 203,2 : g/l, men vassdraget klassifiseres likevel i tilstandsklasse V. Næringsinnholdet var høyt i hele undersøkelsesperioden.



FIGUR 3.2. Konsentrasjoner av totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i fem prøver fra utløpselva fra Åletræjtjørnet fra mai til oktober 1996 (tabell 3.2).

KJEMISK OKSYGENFORBRUK

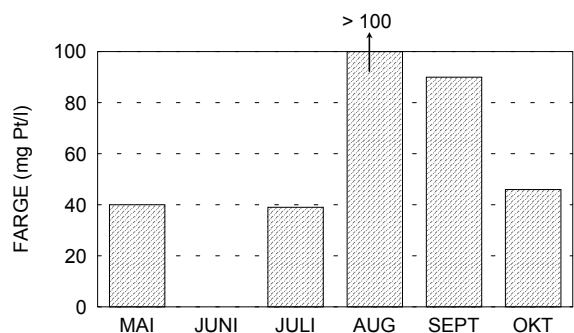
Innholdet av organisk stoff i elva var også høyt (figur 3.3). Med høyeste registrerte kjemiske oksygenforbruk (KOF) på 14,4 mg O/l i september klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse IV. Ved de andre prøvetakingene lå oksygenforbruket noe lavere, rundt 8 mg O/l.



FIGUR 3.3. Kjemisk oksygenforbruk i fem prøver fra utløpselva fra Åletræjtjørnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 3.2).

FARGETALL

Også fargetallet var høyt, spesielt i august da verdien lå over 100 mg Pt/l og i september (figur 3.4). Elva klassifiseres i tilstandsklasse V. Ved de andre prøvetakingene lå fargetallet rundt 40 mg Pt/l.



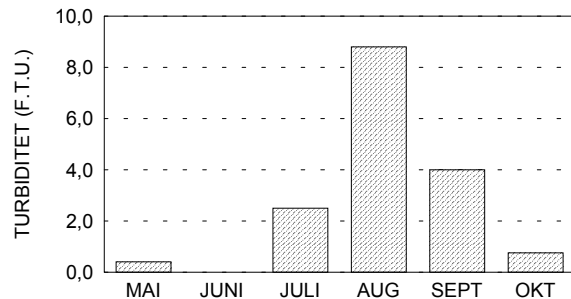
FIGUR 3.4. Fargetall i fem prøver fra utløpselva fra Åletræjtjørnet sommeren 1996 (tabell 3.2).



TURBIDITET

Også partikkelinnholdet var høyt i august (figur 3.5), på samme tidspunkt som da innholdet av tarmbakterier, fargetallet og fosforinnholdet var høyt. På grunnlag av målingene i august klassifiseres vassdraget i tilstandsklasse V.

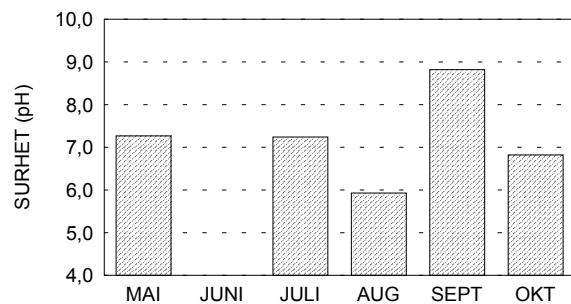
FIGUR 3.5. Turbiditet i fem prøver fra utløpselva fra Åletrættjørnnet sommeren 1996 (tabell 3.2).



SURHET

Det er ikke registrert spesielt sure perioder i denne delen av vassdraget, men pH verdiene er meget variable (figur 3.6). I perioder er pH meget høy, noe som kan ha sammenheng med høy algeproduksjon eller utslipp til elva. Lavest pH ble målt i august.

FIGUR 3.6. pH-verdier i fem prøver fra utløpselva fra Åletrættjørnnet i perioden mai til oktober 1996 (tabell 3.2).





VURDERING AV TILSTANDEN

Utløpet av Åletrøtjørn er meget sterkt forurenset, og tilhører de to dårligste tilstandsklasse i SFT sitt klassifiseringssystem for samtlige parametere bortsett fra forsuring (tabell 3.1). Både næringsrikheten, innholdet av organisk stoff og tarmbakterieinnholdet er ekstremt høyt i perioder.

Vassdraget forurennes nedstrøms Åletrøtjørn, men det er trolig tilførsler også til selve innsjøen. Både kloakk og tilførsler i forbindelse med jordbruksdrift er forurensningskilder til denne delen av vassdraget. I tillegg fører innsiget av saltvann til at det dannes et lag råttent bunnvann i innsjøen, noe som igjen fører til oksygensvikt og økt løselighet av fosfor fra sedimentene. I perioder med omrøring fører dette til at naboene er plaget av H₂S- lukt.

TABELL 3.1. Tilstandsklassifisering av utløpet av Åletrøtjørn i 1996, i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1992).

År	Næringsalter	Organisk stoff	Tarmbakterier	Turbiditet	Forsuring
1996	V	IV	V	V	III

TILFØRSLER AV TARMBAKTERIER

Ved utløpet til sjøen var elva fra Åletrøtjørn meget sterkt forurenset av tarmbakterier ved samtlige prøvetakinger, og elva klassifiseres i tilstandsklasse V. I juli, august og september var forurensningen ekstremt høy. Imidlertid er vannføringen i elva relativt liten og derfor vil selv små tilførsler kunne gi sterkt forurensning. Årsaken til forurensningen er hovedsakelig direkte tilførsler til elva. Trolig er det både kloakktilførsler og avrenning fra jordene i perioder med husdyrbeiting og nedbør.

TILFØRSLER AV NÆRINGSSTOFFER

Utløpet av Åletrøtjørn er også ekstremt næringsrikt, og elva klassifiseres i tilstandsklasse V. Uansett hvilke sannsynlige verdier en velger for naturtilstanden vil dette vassdraget ha forurensningsgrad 4.

Årsaken til det høye næringsinnholdet er både kloakktilførsler, avrenning fra gjødslede jordbruksarealer og muligens også tilførsler fra andre ting som følger med landbruksdrift. De høye fosforkonsentrasjonene i august har tydelig sammenheng med tilførsler fra kloakk eller husdyrgjødsel, men det kan også være tilførsler på grunn av oksygenfrie forhold i bunnvannet i Åletrøtjørn og dermed frigjøring av fosfor fra sedimentene.

STOFFTRANSPORT TIL SJØ

Tilførslene av organisk stoff til elva var også høyt. Høyeste målte kjemiske oksygenforbruk på 14,4 mg O/l i august og dette klassifiserer elva i tilstandsklasse V. Forholdene i elva er ekstremt dårlige med sterk begroing av både bakterier og alger. Mønsteret med det målte innholdet av organisk stoff i elva tyder på at direkte tilførsler er viktigste kilde, arealavrenning gir ikke så mye organisk stofftilførsler til elva.



MÅLEDATA

TABELL 3.2. Vannkjemiske analyseresultater fra utløpet av Åletrøtjørnet 1996. Analysene er utført av Chemlab Services as. Ved prøvetakingen 2. juli var det flo sjø, og det ble derfor ikke tatt prøver.

	21.MAI	29.JUL I	22.AU G.	16.SE P.	15.OKT .
pH	7,27	7,24	5,93	8,82	6,82
Ledningsevne, mS/m	884	660	1,42	1880	638
Total fosfor, : g P/l	134	179	5810	374	126
Total nitrogen, : g N/l	1490	2120	400	2320	2300
Kjemisk oksygenforbruk, mg O/l	9,45	10,7	6,93	14,4	9,07
Turbiditet, F.T.U.	0,41	2,5	8,8	4	0,76
Farge, mg Pt/l	40	39	> 100	90	46
Termotol.koliforme bakterier, ant./100 ml	23	1200	> 10000	1050	100



METODER OG BAKGRUNN



INNHALDSFORTEGNELSE

SFT SITT KLASSIFISERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET	85
BEREGNINGER AV TILFØRSLER OG TÅLEGRENSER FOR FOSFOR	87
BEREGNING AV STOFFTRANSPORT TIL SJØ	88
LITTERATUR	89





SFT SITT KLASSIFISERINGSSYSTEM FOR MILJØKVALITET I FERSKVANN

Siden undersøkelsen i 1992 er klassifiseringssystemet revidert, og her kommer en kort oppsummering av det nye systemet.

HVA ER MILJØKVALITET I VANN ?

Statens forurensningstilsyn (SFT 1989 og 1992) har utarbeidet et omfattende system for vurdering av miljøkvalitet i ferskvannssystemer. Dette er bygget opp rundt et solidt erfaringsmateriale fra norske forhold, og baserer seg på at alle målinger av **observert tilstand** skal relateres til en **forventet naturtilstand**. Avviket mellom den **observerte tilstand** og den **forventede naturtilstand** blir så klassifisert som **forurensningsgrad**. Videre er vannforekomstenes **egnethet** for ulike bruksformål klassifisert i fire egnethetsklasser basert på den **observerte tilstand**.

TABELL 3.1: En skjematisk oversikt over begrepene som er knyttet til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1992, side 6).

	TILSTAND	EGNETHET	FORURENSNINGSGRAD
GRUNNLAG :	Observerte måleverdier	Den observerte vannkvalitetens bruksmuligheter	Avviket mellom observerte tilstand og forventet naturtilstand
KLASSER / GRADER :	Fem klasser: I = God II = Mindre god III = Nokså dårlig IV = Dårlig V = Meget dårlig	Fire klasser: 1 = Godt egnet 2 = Egnet 3 = Mindre egnet 4 = Ikke egnet	Fem grader: 1 = Lite forurenset 2 = Moderat forurenset 3 = Markert forurenset 4 = Sterkt forurenset 5 = Meget sterkt forurenset

Klassifiseringssystemet er delt inn i seks virkningstyper,- nemlig virkningene av tilførsler av:

- **næringssalter**, - som gir eutrofiering eller overgjødning
- **organiske stoffer**, - som gir forbruk av oksygen og derfor oksygenfattige forhold,
- **forsurende stoffer**, - som medfører økologiske forstyrrelser og tap av fiskebestander,
- **miljøgifter**, - som har høy akutt giftighet og liten eller ingen nedbryting i naturen,
- **partikler**, - som gir grumsete vann og forringer livsvilkår for vannlevende organismer,
- **tarmbakterier**, - som indikerer tilførsel av ekskrementer fra mennesker eller dyr.

De seks virkningstypene er karakterisert ved en eller flere fysiske, kjemiske og/ eller biologiske parametere som kan måles eller beregnes. Hver parameter har sitt unike sett av kriterier for inndeling i klasser eller grader.



TABELL 3.2: De seks virkningstypene i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann. Parametere som er uthevet tillegges særlig vekt ved klassifiseringen. Oversikten er imidlertid modifisert fra SFT (1992, side 8).

VIRKNING AV:	PARAMETERE:
Næringssalter	Total fosfor - total nitrogen - klorofyll a - primærproduksjon - siktedyp - oksygenkonsentrasjon
Organiske stoffer	Total organisk karbon (TOC) - kjemisk oksygenforbruk (KOF) - fargetall - siktedyp - oksygenkonsentrasjon
Forsurende stoffer	Alkalitet - surhet (pH) - sulfat - nitrat - klorid
Metaller (miljøgifter)	Kobber - sink - kadmium - bly - nikkel - krom - kvikksølv - aluminium - jern - mangan
Partikler	Turbiditet - suspendert stoff - siktedyp
Tarmbakterier	Termostabile koliforme bakterier - koliforme bakterier

HVA BIDRAR TIL VANNKVALITET ?

Den kjemiske sammensetningen av vann i vassdrag er i hovedsak styrt av bidrag fra de følgende fire kilder, der de tre første dominerer i vannforekomster uten særlig lokal forurensning:

- 1) **Naturgrunnet**, - berggrunnen og jordsmonnet bestemmer hvilke ioner som løses ut når nedbøren passerer nedbørfeltet. Dette gjelder viktige stoffer som kalsium, magnesium, bikarbonat og aluminium.
- 2) **Langtransportert forurensning** som kommer med nedbøren eller som tørravsetninger. Her tilføres nedslagsfeltet og vassdraget betydelige mengder syre (hydrogenioner), sulfat og nitrat, samt miljøgifter som kvikksølv og andre metaller.
- 3) **Sjøsalter** fra havvannssprut som føres inn med vind og nedbør. Dominerende stoffer her er klorid og natrium, men også sulfat og magnesium tilføres derfra.
- 4) Lokale tilførsler fra **menneskelig aktivitet**, det være seg kloakk eller avrenning og tilsig fra jordbruksaktiviteter. Dette gir særlig fosfor- og nitrogenforbindelser, organisk stoff og tarmbakterier av forskjellig slag.



BEREGNINGER AV TILFØRSLER OG TÅLEGRENSER FOR FOSFOR

BEREGNING AV TILFØRSLER

Innsjøers tilførsel av fosfor fra nedslagsfeltet kan beregnes på flere måter, og det finnes flere modeller for disse beregningene. En metode er å beregne tilførslene ut fra kunnskap om forhold i nedslagsfeltet, som kloakkeringsforhold, arealbruk, utslipp osv. Sammen med nedbørdata og en erfaringsmodell for arealavrenning fra ulike typer jordsmonn kan fosforavrenningen til vassdraget beregnes (Holtan og Åstebøl 1990). Her behøves ingen vannkjemiske målinger fra vassdraget. Denne metoden er benyttet i forundersøkelsen til vassdragene i Bergen (Bjørklund mfl. 1994), og har den fordel at bidraget fra de enkelte kildene kan kvantifiseres.

En annen metode er, ut fra vannkjemiske målinger i en innsjø, å regne tilbake til hvor store fosforkonsentrasjoner som må ha vært tilført for at innsjøen skal ha den målte konsentrasjon i vannet. Her er det to typer beregninger, en for grunne til middels dype innsjøer (Berge 1987) og en for dype innsjøer (Rognerud mfl. 1979).

Ettersom disse siste to metodene tar hensyn til målte konsentrasjoner i en innsjø, vil nedbøren i undersøkelsesåret være av betydning for beregningene. I 1996, var nedbørmengdene ved Bergen Florida 74 % mindre enn normalen på bare 1668 mm. Disse nedbørmengdene er benyttet ved beregninger for begge vassdragene dette året fordi det på grunn av feil ikke var tilgjengelige målinger på den nye automatiske nedbørstasjonen på Flesland.

BEREGNINGER AV TÅLEGRENSER.

Beregninger av innsjøers tålegrense for tilførsler kan også beregnes ut fra ulike metoder. Vollenweider (1976) er tidligere mye benyttet, men bedre tilpasset norske forhold er Berge (1987) for grunne og middels dype innsjøer, og Rognerud mfl. (1979) for dype innsjøer.

STATISTISK TESTING

Sammenligning av resultater av årets undersøkelser med tidligere undersøkelser er gjort for innsjøene, og til dette er Wilcoxon's signed rank test (1945) brukt. Denne testen er valgt fordi målingene ikke er normalfordelt og fordi denne testen gir anledning til å parre dataene (dvs. sammenligne mai mot mai, juni mot juni osv.). Parring er viktig fordi det er en avhengighet i dataene, mye tilførsler en måned vil påvirke mengdene ved neste måling osv.

I enkelte tilfeller er det ikke like mange undersøkelsestidspunkter de to årene som skal sammenlignes. I disse tilfellene er Wilcoxons sum of rank test (1945) brukt. Ved denne metoden blir to ikke parrede prøveserier undersøkt.



BEREGNING AV STOFFTRANSPORT TIL SJØ

For de undersøkte vassdrag er det også beregnet hvor store mengde som tilføres sjøen av både næringsstoffene fosfor og nitrogen og av organisk stoff. Beregningene er gjort ut fra de målte gjennomsnittskonsentrasjoner og den årlige antatte vannføringen for de respektive vassdragene. Når det gjelder organisk stoff er dette regnet om fra det kjemiske oksygenforbruket i henhold til en standard omregningsfaktor (SFT 1989). Det er ikke tatt prøver på vinteren, da det i denne regionen sjelden ligger snø, og arealavrenningen derfor er mer avhengig av nedbøren enn av årstiden.

Disse stoffene tilføres naturlig til vassdraget fra nedslagsfeltet, og her er benyttet forventet naturtilstand for å anslå denne fraksjonen (se Johnsen mfl. 1992). Videre tilføres disse stoffene fra avrenning fra jordbruksområder og fra kloakkutslipp. Generelt vil disse menneskelige kildene utgjøre den øvrige del av tilførselene, men når det gjelder nitrogenforbindelsene kan også en del av de observerte mengdene komme som langtransportert forurensning og være en del av den sure nedbøren. Det er vanskelig å anslå denne fraksjonen i detalj, selv om nedfallet av nitrogen pr. kvadratmeter i nedslagsfeltet er kjent.



LITTERATUR

- JOHNSEN, G.H., G.B. LEHMANN & K. BIRKELAND 1992.
Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune.
Rådgivende Biologer rapport nr. 61, 112 sider. ISBN 82-7658-003-3
- BERGE, DAG 1987
Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofnivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 meter.
SFT rapport nr. 2001, 44 sider.
- BJØRKLUND, A., G.H. JOHNSEN & A. KAMBESTAD 1994
Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen, status 1993.
Rådgivende Biologer, rapport 110, 156 sider. ISBN 82-7658-024-6
- HOLTAN, H., & S.O. ÅSTEBØL 1990
Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave.
NIVA-JORDFORSK rapport nr 2510, 53 sider. ISBN 82-577-1818-1.
- NVE 1987
Avrenningskart over Norge. Referanseperiode 1.9. 1930 - 31.8.1960.
NVE. Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, kartblad 1.
- SFT 1989
Vannkvalitetskriterier for ferskvann.
Statens forurensningstilsyn.
- SFT 1992
SFT-veiledning nr. 92 : 06.
Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon.
ISBN 82-7655-085-1, 32 sider.
- ROGNERUD, S., BERGE, D. & JOHANNESSEN, M. 1979.
Telemarkvassdraget, hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 - 1979.
NIVA rapport nr. O-70112, 82 sider.
- REDFIELD, A.C., B.H. KETCHUM & F.A. RICHARDS, 1963
The influence of organisms on the composition of sea-water.
I: "The sea", M.N. HILL (red.) Interscience Publishers, John Wiley & Sons, sidene 26-77.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1976
Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrofication.
Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, sidene 53-83.