



RAPPORT LNR 4920-2004

**Tilstandsvurdering av
Storavatn, Stord**



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Tilstandsvurdering av Storavatn, Stord	Løpenr. (for bestilling) 4920-2004	Dato 12. desember 2004
	Prosjektnr. Undernr. 21908	Sider Pris 41
Forfatter(e) Hobæk, Anders	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Stord kommune	Oppdragsreferanse Oscar Ingebrigtsen
-----------------------------------	---

Sammendrag

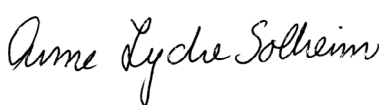
Rapporten gir en tilstandsvurdering av Storavatnet ved Sagvåg på Stord, og de viktigste bekker og elver ved innsjøen. Tilstandsvurderingen er ledd i arbeidet med en vassbruksplan for Storavatn. Vurderingene er basert på undersøkelser i 2002-2003, samt data fra tidligere registreringer. Undersøkelsene var vesentlig rettet mot overgjødsling og hygiene. Prøvetakingen omfattet 5 stasjoner i innsjøen og 6 stasjoner i rennende vann.

Storavatnet er delt opp i flere mindre bassenger atskilt av terskler. Det nederste bassenget ved Almås skiller seg fra de øvrige med høyere konsentrasjon av næringssalter, større biomasse av alger, mer tarmbakterier, og større forbruk av oksygen i dypvannet. Fra de andre bassengene skiller dypområdet ved Litlabø seg ut med permanent stagnerende vann under 31 m dyp. Dette er oksygenfritt, surt, har høy konduktivitet og inneholder mye metaller. I rapporten vurderes også tilstand i tilførselselvene. Disse er i varierende grad påvirket av kloakk, landbruks-avrenning, gruveavrenning og sivevann fra Valvatna avfallsplass.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vassdrag Tilstand Overgjødsling Kloakkforurensning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Watercourse Environmental conditions Eutrophication Sewage pollution
--	--



Anders Hobæk
Prosjektleder



Anne Lyche Solheim
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Tilstandsvurdering av Storavatn, Stord

Forord

I forbindelse med utarbeidelse av vassbruksplan for Storavatnet fikk NIVA i oppdrag å gi en tilstandsbeskrivelse av innsjøen og vassdraget i innsjøens nærområder. Feltarbeid og prøvetaking 2002-2003 ble utført i samarbeid mellom kommunen og NIVA. Næringsmiddeltilsynet for Ytre Sunnhordland (nå Slab AS) tok hånd om bakteriologiske analyser. Analyser av planteplanton er utført av Evy R. Lømsland og Torbjørn M. Johnsen, NIVA. Takk til miljøvernleder Oscar Ingebrigtsen, Stord kommune, for godt samarbeid.

Bergen, desember 2004

Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
2. Områdebeskrivelse	9
2.1 Nedbørfelt	9
2.2 Innsjøen	10
2.3 Nedbør og avrenning 2002	12
2.4 Forurensningskilder	14
2.4.1 Kloakk	14
2.4.2 Landbruk	14
2.4.3 Fiskeoppdrett	14
2.4.4 Gruveavrenning	14
2.4.5 Fyllplass ved Røyrtjønna	14
3. Metoder	15
3.1 Arealberegninger	15
3.2 Prøvetaking og analyser	15
3.3 Hydrografi	16
3.4 Beregninger og belastningsmodeller	17
3.5 Vurdering og klassifisering	17
4. Resultater	18
4.1 Tilstand i innsjøen	18
4.1.1 Hydrografi	18
4.1.2 Vannkjemi	21
4.1.3 Planteplankton	22
4.1.4 Tarmbakterier	23
4.2 Tilstand i bekker og elver	24
4.2.1 Vannkjemi	24
4.2.2 Tarmbakterier	26
4.3 Tilstandsvurdering	27
4.4 Tilførsler	28
5. Diskusjon	30
5.1 Tilførselselver og -bekker	30
5.2 Innsjøbassengene	30
5.3 Fosfortilførsler	30
5.4 Miljømål for en vassbruksplan	32
5.5 Forbedringspotensiale	33

6. Referanser	34
Vedlegg A. Analyseresultater Storavatn	35
Vedlegg B. Analyseresultater i bekker	36
Vedlegg C. Planteplankton i hovedbassenget	38
Vedlegg D. Planteplankton i Almåsbassenget	40

Sammendrag

Rapporten redegjør for undersøkelser og målinger i Storavatn ved Sagvåg i Stord kommune, og gir en tilstandsvurdering av ulike bassenger i innsjøen samt i de viktigste elver og bekker knyttet til denne. Vurderingen er et ledd i arbeidet med en vassbruksplan for Storavatn. Den viktigste miljøpåvirkningen av Storavatnet henger sammen med avrenning fra gruvesynker og deponerte avgangsmasser fra Stordø Kisgruber (nedlagt 1968). Denne påvirkningen er beskrevet tidligere, og hovedvekten i denne utredningen er lagt på overgjødning og hygiene.

Tilførselsbekkene er påvirket i varierende grad. Kloakkforurensning er et problem i Daleelva og trolig i elva fra Mortjønn (Vassenden). Bekken fra Røyrtjønn mottar sigevann fra Valvatna avfallsplass og er preget av betydelig utfelling av oker (jern). Hvilke andre stoffer som følger med sigevannet er ikke avklart. Kiselva er den største tilførselselva, og fører mye svovel, jern, sink og kopper til vassdraget. Disse stoffene stammer fra gruveområdet. Kiselva er også den største enkelttilførsel av næringsstoffet fosfor til Storavatnet.

Storavatnet består av et sentralt, ca 45 m dypt basseng omgitt av en rekke mindre bassenger som er atskilt fra hovedbassenget ved terskler av varierende dybde. Det største og dypeste av disse ligger ved Litlabø. En terskel på ca. 30 m holder på et permanent stagnerende lag mellom 31 og 45 m i dette bassenget. Dette bunnvannet er sterkt preget av gruveavrenning. Det er oksygenfritt, surt og inneholder mye metaller. Overflatevannet utveksler derimot godt med hovedbassenget. To mindre bassenger ved Vassenden og Valvatna er atskilt med ca. 5 m dype terskler. Ved Vassenden var det i noen perioder et høyt nivå av tarmbakterier i overflaten, trolig tilført fra kloakk og/eller landbruksavrenning til bekken fra Mortjønn. Ellers var tilstanden i disse to bassengene meget god for mengden næringsalter, og mindre god med tanke på oksygen i dypvannet. Oksygenforholdene er delvis naturgitt.

Innsjøens nederste basseng ved Almås er atskilt fra hovedbassenget ved svært grunne terskler (1 m). All avrenning fra den øvrige del av innsjøen går gjennom Almåsbassenget. Dette bassenget er mer påvirket av næringstilførsler enn Storavatnet forøvrig, dels fra kloakk og dels fra oppdrettsvirksomhet. Dette gir utslag i større algemengder og større forbruk av oksygen i dypvannet. Tarmbakterier forekommer også i jevnt høye tall i dette bassenget (mindre god tilstand).

Vannkvaliteten i utløpselva er i hovedsak preget av forholdene i Almåsbassenget, men tidvis ble det målt noe høyere bakterietall.

På grunnlag av data fra målingene i 2002-2003 er det beregnet fosfortilførsler til Storavatnet, og separat for Almåsbassenget. Det er også gjort anslag for hvilke tilførselsbikker som fører med seg mest fosfor. Tilførsler og tilstand diskuteres med tanke på målsettinger for vassbruksplanen.

Summary

Title: Environmental conditions in Lake Storavatn, Stord, Norway

Year: 2004

Author: Hobæk, A.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4611-8

This report gives an account of investigations conducted in 2002-2003 in Lake Storavatn, Stord Municipality. As part of the basis for a watershed management plan, the program evaluated conditions in the lake's various basins and tributary rivers and brooks. The most important influence on the lake is caused by runoff from an abandoned (1968) pyrite mine. This influence has been assessed earlier, and the emphasis here was on nutrient load and hygienic pollution.

Two tributary brooks were influenced by sewage, while another receives drainage from an abandoned municipal waste dump. In the latter, ochre precipitation was evident, while it is unclear whether this drainage water contains additional pollutants. The largest tributary (Kiselva) carries substantial amounts of sulphur, iron, zinc and copper which derives from the pyrite mine area. This river also represents the largest single source of phosphorus to Lake Storavatn.

Lake Storavatn consists of a central basin of about 45 m depth, surrounded by several lesser basins which are separated by sills of varying depths. In the largest peripheral basin by Litlabø, a sill at about 30 m depth retains a permanent stagnant layer between 31 and 45 m depth. This deep layer is heavily impacted by the pyrite mine drainage. It is devoid of oxygen, it is highly acidic and contains elevated metal concentrations. The surface layers of this basin exchanges freely with the central basin. Two lesser basins by Vassenden and Valvatna are both separated by sills about 5 m deep from the central basin. At Vassenden we occasionally found high numbers of intestinal bacteria, which could derive from sewage overflow or from agricultural runoff. Otherwise these two basins had good conditions with respect to nutrient levels. Oxygen contents in the deep layers were poor, but this condition was judged to reflect natural conditions.

The lowermost basin at Almås is separated by very shallow sills (about 1 m), and receives runoff from the entire lake above. This basin is more affected by nutrient inputs than the lake basins above. Nutrient load derives in part from sewage overflow, and partly from aquaculture activity within the basin. The effects included elevated algal biomass and increased oxygen consumption in the deep layers during summer stagnation. We also regularly observed higher counts of intestinal bacteria in this basin than the others above.

The outlet river generally shared water quality characteristics with the Almås basin above. However, we occasionally observed elevated numbers of intestinal bacteria.

På grunnlag av data fra målingene i 2002-2003 er det beregnet fosfortilførsler til Storavatnet, og separat for Almåsbassenget. Det er også gjort anslag for hvilke tilførselsbekker som fører med seg mest fosfor. Tilførsler og tilstand diskuteres med tanke på målsettinger for vassbruksplanen.

Based on phosphorus concentrations measured in 2002-2003 we estimated phosphorus for the entire Lake Storavatn as well as separately for the Almås basin. Environmental goals for a management plan are discussed based on present nutrient loads and the conditions of lake basins and tributaries.

1. Innledning

Storavatnet i Sagvåg er den største innsjøen på Stord. Det er mange brukerinteresser knyttet til vassdraget og innsjøen. De viktigste av disse er knyttet til fritidsfiske, bading og fiskeoppdrett. Den nedlagte kisgruven på Litlabø har satt sitt preg på Storavatnet, og den største tilførselselva (Kiselva) er sterkt preget av avrenning fra gruvesynkene. Sigevann fra Valvatna avfallsplass er en annen forurensningskilde. I tillegg kommer kloakktilførsler og landbruksavrenning. Ved Litlabø foreligger det planer om videre utfylling i innsjøen for å anlegge ballplass knyttet til et kurscenter.

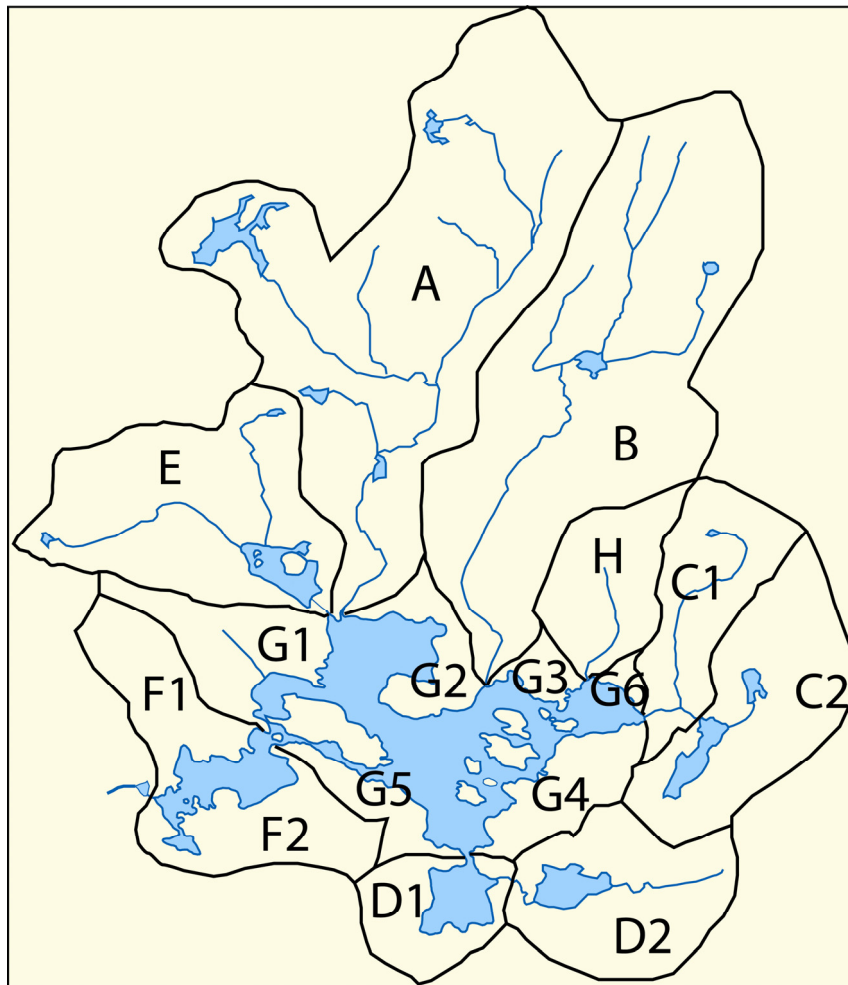
Storavatnet er en del av nærområdet for mange mennesker, og dermed viktig for befolkningen og kommunen. Med store brukerinteresser og mange påvirkningsfaktorer har derfor behovet meldt seg for en forvaltningsplan. Arbeidet med vassbruksplan for Storavatn startet opp i 2002. Den foreliggende rapport gir en tilstandsbeskrivelse som skal danne grunnlag for videre arbeid med vassbruksplanen. Fra tidligere foreligger en del måleresultat fra Storavatnets nederste del ved Almås. Disse er innhentet i forbindelse med overvåking av effekter av oppdrettsvirksomheten. Videre er det gjort en vurdering av tilførsler fra gruveavrenningen (Noteby 1994 a, b) og effekter av disse i Storavatnet (Hobæk & Aanes 1996).

Feltarbeidet for denne beskrivelsen er utført i tidsrommet mars 2002 – februar 2003. Undersøkelsene var rettet mot næringssalter, algeproduksjon og tarmbakterier (som indikator på fekal forurensning). Av økonomiske årsaker måtte målinger av miljøgifter utgå av programmet. Det er også gjennomført prøvefiske i innsjøen og potensielle gyte- og oppvekstområder i elver og bekker (Urdal & Johnsen 2002).

2. Områdebeskrivelse

2.1 Nedbørfelt

Storavatnets nedbørfelt er beskrevet i "Skisse til vassbruksplan og foreløpige miljømål for Storavatn", og omtalen her er derfor summarisk. Noen forhold er imidlertid revurdert og omtales her. En oversikt over nedbørfelt og inndeling i delfelt er vist i **Figur 1**. Inndelingen av nedbørfeltet har fulgt skissen så langt som mulig, og benevnelsene A-F gjelder de samme områdene. For område G (små felt langs innsjøen der avrenning ikke samles i større bekker) er delfelt H skilt ut som et eget felt, slik at skissens delfelt G3 her er delt i to (G3 og G6). Vi fant det nødvendig å estimere arealer for alle disse feltene på nytt.



Figur 1. Skisse over Storavatn med nedbørfelt, samt inndeling i delfelt A-H.

Nedbørfeltets totale areal er anslått til 18,39 km², hvorav Storavatnet selv utgjør 1,45 km². Det største delfeltet (A; 4,22 km²) drenerer til Kiselva. Innsjøen ligger på 9 m o.h., og de høyestliggende delene av feltet ligger over 500 m o.h. Størstedelen av feltet ligger imidlertid lavt, og består vesentlig av utmark med furuskog og myr foruten bebygde og dyrkede arealer. Høydeforskjellen i feltet betyr at vi også har en markert gradient i nedbørmengder.

En rekke mindre innsjøer og tjern med avrenning til Storavatn finnes i feltet. De største av disse er Hustredalsvatn i felt E, Dalskardvatn i felt A, Mortjønn i felt C2, og Røyrtjønn i felt D2. Disse er nærmere omtalt i ”Skisse til vassbruksplan...”.

Tabell 1. Oversikt over delfelt i nedbørfeltet med normalavrenning (estimert etter NVEs avrenningskart) og anslått avrenning for 2002. Delfeltene er vist i **Figur 1**.

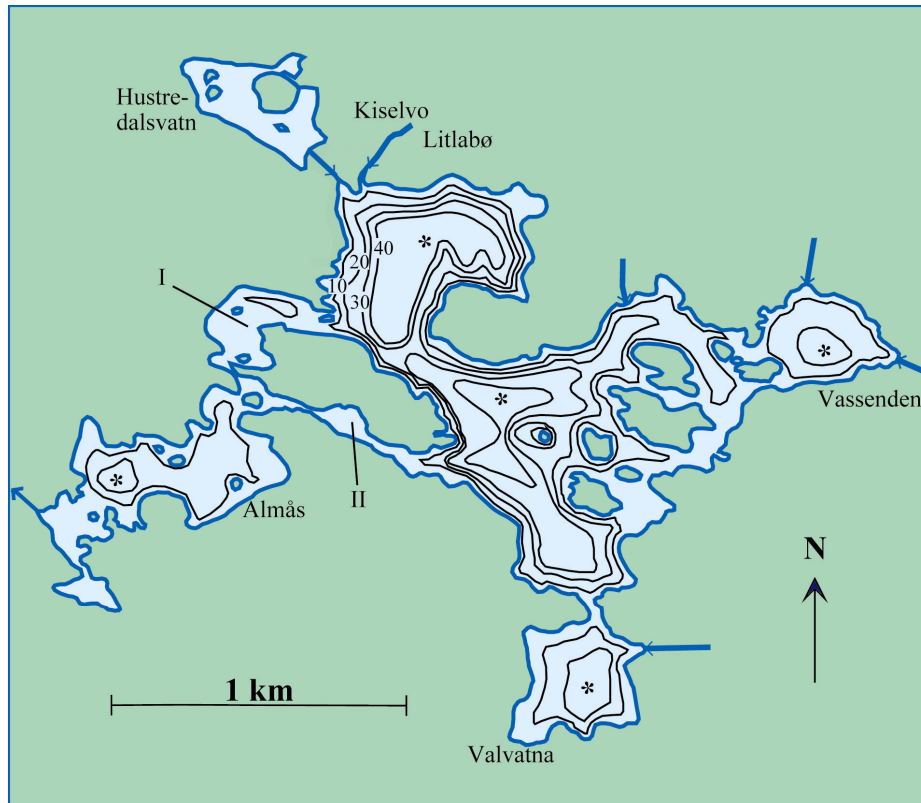
Delfelt	Areal km ²	Normal avrenning		2002
		l/km ² /s	mill m ³ /år	mill m ³ /år
A Kiselva	4,22	90,0	12,0	10,8
B Dale	3,66	76,6	8,8	7,9
C Vassenden	2,11	72,0	4,8	4,3
D Valvatna	1,63	72,4	3,7	3,3
E Hustredal	1,70	78,2	4,2	3,8
F Almås	1,17	73,7	2,7	2,4
G Kantfelt	1,81	73,5	4,2	3,8
H Djupedalen	0,65	72,0	1,5	1,3
I Innsjø	1,45	67,0	3,1	2,8
SUM	18,39	77,5	45,0	40,5

2.2 Innsjøen

Storavatnet består av flere bassenger atskilt av terskler med varierende dybde, og har i tillegg en rekke øyer. Den største av disse er Knurrøya, som skiller det vestre bassenget ved Almås fra resten av innsjøen. To smale og grunne kanaler tillater småbåter å passere, men passasjene er bare vel 1 m dype på det grunneste. Almåsbassenget kan hydrologisk sett betraktes som en separat innsjø. Fra dette bassenget renner en kort og bratt utløpselv til Sagvågen.

Sentralt i innsjøen ligger hovedbassenget, som er forbundet med to mindre basseng ved Vassenden i øst og Valvatna i sør. Tersklene mellom disse bassengene ligger på ca 5 m dyp. Hovedbassenget er vel 40 m dypt. En dyp terskel på ca. 30 m skiller det dypeste området her fra et like dypt område ved Litlabø. Hobæk & Aanes (1996) fant at denne terskelen medførte en betydelig forskjell i kvaliteten på bunnvann mellom disse dypområdene. Ved Litlabø ble det påvist stagnerende bunnvann med reduserende forhold under ca. 30 m. Etter alt å dømme henger dette sammen med at store mengder avgangsmasser fra gruvedriften er dumpet i innsjøen, og oksidasjon av pyritt i disse massene forbraker oksygen. I hovedbassengets dyp ble det ikke påvist oksygenvinn, selv om avgangsmasser preget bunnsedimentene også her.

Basert på oppmålinger fra tidligere (NIVA upublisert) er volum beregnet for de ulike deler av innsjøen (**Tabell 2**). Foruten bassengene omtalt ovenfor er det gjort anslag for grunne områder på begge sider av Knurrøya (kalt område I og II på **Figur 2** og i **Tabell 2**). Almåsbassenget er loddet opp tidligere av Rådgivende Biologer AS (Johnsen & Kambestad 1989), og deres volumestimat er benyttet for dette bassenget. Totalt utgjør innsjøens volum etter dette 22,7 mill. m³, og det aller meste av dette (19 mill. m³) hører til det sentrale området (hovedbassenget pluss Litlabøbassenget).



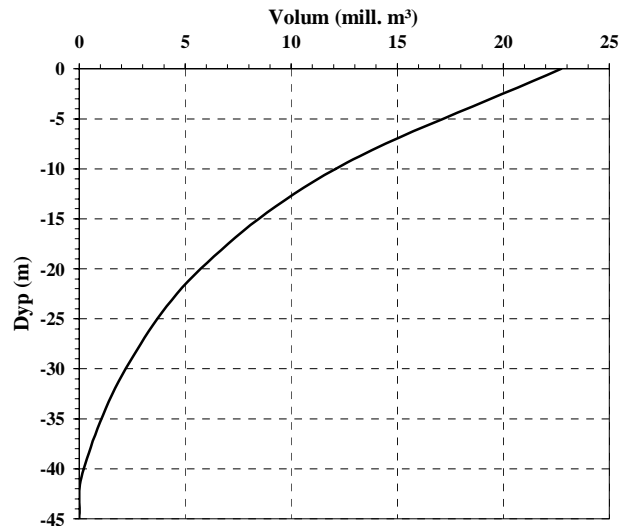
Figur 2. Oversikt over Storavatnet med bassenger og dybdeforhold (koteintervall 10 m). De viktigste innløpsbekker er indikert med piler. Stjerner viser stasjoner som ble benyttet ved prøvetaking i de ulike bassengene i 2002.

Tabell 2. Oversikt over areal, volum og middel dyp for ulike deler av Storavatnet. For Almåsbassenget er estimat for volum tatt fra Johnsen & Kambestad (1989).

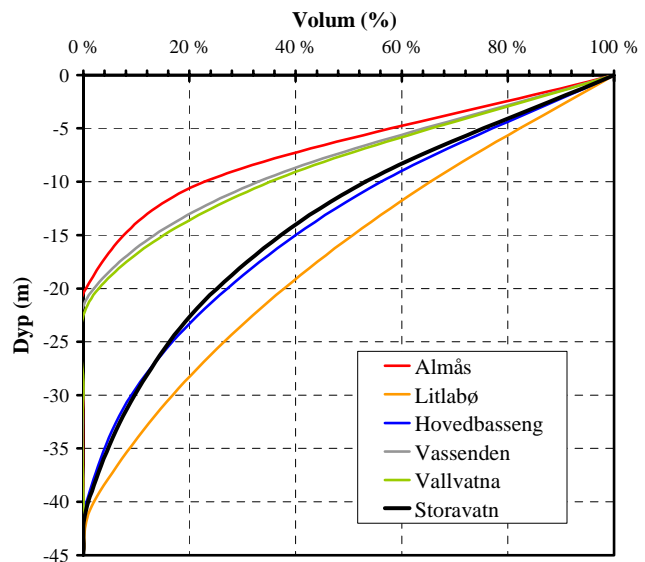
Basseng	Areal km ²	Volum mill. m ³	Middel dyp m
Almås	0,224	1,82	8,1
I	0,068	0,34	5,0
II	0,052	0,09	1,7
Litlabø	0,296	7,28	24,6
Hovedbasseng	0,591	10,69	18,1
Vassenden	0,100	1,18	11,8
Valvatna	0,131	1,47	11,2
Storavatnet	1,46	22,9	15,6

En hypsografisk kurve (**Figur 3**) viser volum i forhold til dybde for hele Storavatnet. For å kunne sammenligne de ulike bassengene er disse også plottet separat som % av volum mot dyp i **Figur 4**. Her ser vi at Almåsbassenget har minst andel volum i dypet, mens bassenget ved Litlabø har størst andel dypvann. Bassengene i Vassenden og ved Valvatna har svært like profiler.

Figur 3. Hypsografisk kurve for Storavatnet.

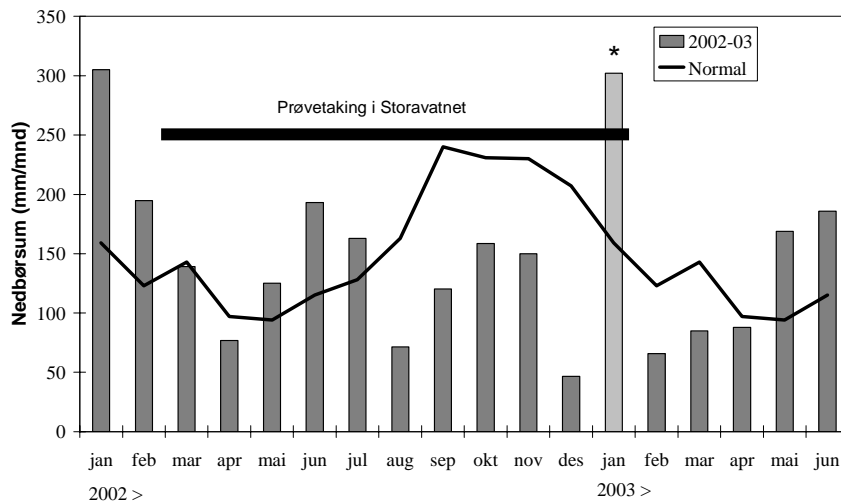


Figur 4. Hypsografiske kurver for Storavatnet og de enkelte bassenger. Volum er plottet som prosent for å kunne sammenligne bassengene.



2.3 Nedbør og avrenning 2002

Meteorologisk Institutt (DNMI) har en stasjon med nedbørmåling ved Dale i Storavatnets nedbørfelt (delfelt B). Normalnedbør for dette området ligger på 1930 mm årlig. Data fra januar 2003 ble ikke registrert, og måtte derfor anslås. I følge Klimatologisk hurtigoversikt nr 1 for 2003 fra DNMI Klimaavdelingen (<http://met.no>) var nedbøren denne perioden mellom 175 og 200 % av normalen. Derfor ble januar-verdien for 2003 satt til 190 % av normalen (159 mm), dvs. 302 mm. Månedlig nedbørsum for den aktuelle perioden er vist i **Figur 5**. For 2002 var årsnedbøren 1744 mm. Dette er 9,6 % lavere enn normalen. Det var lite nedbør om høsten som utgjorde avviket fra normalen, mens om våren var det mer nedbør enn normalt.



Figur 5. Månedlig nedbør målt ved DNMI's stasjon 48090 Litlabø-Dale i 2002 og første del av 2003. Perioden med prøvetaking i Storavatn er vist. For januar 2003 mangler nedbørmålinger på stasjonen, og verdien er anslått (se tekst). Normalperioden er 1960-90. Data fra DNMI's Klimaavdeling.

Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) har utarbeidet nye avrenningskart for hele Norge basert på nedbørforholdene 1960-90. De nye kartene viser betydelig høyere avrenning for dette området enn de tidligere kartene, som var basert på forrige 30-års periode. For hele nedbørfeltet er middelavrenningen estimert til $77,5 \text{ l/km}^2/\text{s}$. Dette er basert på separate estimater for de ulike delfelt som vist i **Tabell 1**. Utsnitt av avrenningskartet er vist i **Figur 6**.



Figur 6. Avrenning i $\text{l/km}^2/\text{s}$ (sorte isolinjer) i områdene rundt Storavatn. Nedbørfeltet er grovt skissert. Kartet er basert på nedbør og fordampning i normalperioden 1960-90. Normalavrenningen i området øker fra 65 til $120 \text{ l/km}^2/\text{s}$ fra de laveste til de høyestliggende delene av feltet. For hele feltet er normalavrenningen anslått til $77,5 \text{ l/km}^2/\text{s}$. Kilde: NVE Atlas.

Avrenning i 2002 for alle delfelt ble satt til 90 % av normalavrenningen, basert på nedbørmengdene dette året. For hele Storavatnet gir dette en avrenning på 40 mill. m^3 i 2002 (**Tabell 1**). Merk at i "Skisse til vassbruksplan og foreløpige miljømål for Storavatnet" er det gitt vesentlig lavere anslag for normalavrenning (ca. 28 mill. $\text{m}^3/\text{år}$), basert på eldre avrenningskart.

2.4 Forurensningskilder

Her omtales kort de viktigste forurensningskilder som er kjent. For mer utfyllende omtale vises til "Skisse til vassbruksplan ...". I dette dokumentet er også tilførsler av fosfor anslått basert på arealkoeffisienter og data for landbruk og oppdrettsanlegg.

2.4.1 Kloakk

To kloakkledninger går gjennom Almåsbassenget. Det er registrert problemer på to steder her, trolig som følge av overløpsproblemer ved kloakkpumpestasjoner ved mye nedbør. Det finnes 11 kommunale og 2 private kloakkpumpestasjoner i feltet. Også i et område ved Båtsvik (Litlabø) er det registrert kloakkforurensning. Separate anlegg med infiltrasjon finnes i en rekke områder rundt innsjøen. Fra elvene foreligger det ikke informasjon fra tidligere.

2.4.2 Landbruk

Landbruksarealene i området er forholdsvis beskjedne, og totalt areal i drift er mindre enn 1 km² inklusive fulldyrket, overflatedyrket og gjødslet beite. Antall aktive gardsbruk er oppgitt til 15, hvorav vel halvparten ligger i delfelt C1. Av husdyr er det registrert 1 hest, 63 melkekyr, 96 ungdyr, og 175 vinterfødte sauer.

2.4.3 Fiskeoppdrett

I Almåsbassenget ligger et merdanlegg som produserer settefisk. Dette har konsesjon på 100.000 settefisk pr. år, og har en total produksjon rundt 8 -10 tonn pr. år. Anlegget har pålegg om å samle opp alle partikkel-rester (fôr og ekskrementer).

2.4.4 Gruveavrenning

Stordø Kisgruber på Litlabø ble nedlagt i 1968 etter ca. 100 års drift på svovelkis. I løpet av denne perioden ble vaskeriavgang fylt ut i Storavatnet ved Litlabø, hvor de nå fyller opp et betydelig volum. I tillegg ble gråberg brukt til utfylling i Hustredalsvatn, som tidligere var en del av Storavatnet (jfr. **Figur 2**). Avgangsmasse kan påvises i bunnsediment over hele innsjøen, også i de perifere bassengene (Hobæk & Aanes 1996). Overløp fra de vannfylte gruvesjaktene renner ut i Kiselva. Dette gir lav pH og høyt innhold av jern. Oksidasjon av toverdig jern forbruker oksygen og resulterer i utfelling av treverdig jernoksid eller oker, og dette setter sitt tydelige preg både på Kiselva og stranden langs vaskerifyllingen. Med avrenning fra avgangsmasser og gruvesynkene følger også andre metaller som sink og kobber, men konsentrasjonene er forholdsvis lave. Noteby (1994) beregnet årlig stofftransport for en del metaller med Kiselva ut i Storavatn:

Jern	56,7 tonn
Mangan	8,8 tonn
Aluminium	6,3 tonn
Sink	252 kg

Disse beregningene var basert på målte konsentrasjoner og middel vannføring. Som beskrevet foran gir nye avrenningskart vesentlig større middelvannføring enn tidligere antatt, slik at estimatene for stofftransport trolig bør oppjusteres med bortimot 90 %.

2.4.5 Fyllplass ved Røyrtjøna

Ved Røyrtjøna ligger en nedlagt avfallsplass. Bekken fra Røyrtjøna renner gjennom avfallsplassen og munner ut i Storavatn ved Valvatna. Bekken er tydelig påvirket av høyt jerninnhold og okerutfellinger. Det foreligger sporadiske målinger av tungmetaller i denne bekken, analysert av Næringsmiddeltilsynet for Ytre Sunnhordland (NMT).

3. Metoder

3.1 Arealberegninger

Arealene for nedbørfelt og innsjøbassenger ble estimert ved vanlig planimetri. Kartgrunnlaget var M711-serien (målestokk 1:50.000). Mer presise anslag kan beregnes ut fra digitale kart i større målestokk, slik det er anbefalt i "Skisse til tiltaksplan ...".

3.2 Prøvetaking og analyser

Prøvetaking på elvestasjoner er gjort en gang pr måned gjennom perioden mars 2002 – februar 2003. For hver dato og stasjon ble det tatt en prøve for vannkjemisk analyse og en for bakteriologisk analyse. Vannkjemiske parametere ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo, mens de bakteriologiske prøvene ble levert samme dag til NMTs laboratorium i Leirvik. Vannprøvene ble tatt på rengjorte plastflasker og sendt til Oslo som "Ekspress over natten" pakker. Prøveflasker for bakteriologi ble levert ferdig sterilisert fra NMT. Analyseparametere er vist i Tabell 3, og stasjoner for prøvetaking i Figur 2 og Tabell 4. Prøvetaking på elvestasjonene ble besørget av Stord kommune i april 2002 og i perioden november 2002 – februar 2003. Ved de øvrige tidspunkt ble prøvetaking utført av NIVA.

Tabell 3. Vannkjemiske og bakteriologiske analyseparametere. I kolonnene til høyre er det indikert hvilke parametere som ble benyttet på henholdsvis elve- og innsjøstasjoner.

Parameter	Forkortelse	Enhet	Elv	Innsjø
Oksygen	O ₂	mg/L		X
pH	pH		X	X
Konduktivitet	KOND	mS/m ¹	X	X
Turbiditet	TURB	FNU ²	X	X
Farge	FARG	mg Pt/L ³	X	X
Totalt organisk karbon	TOC	mg/L	X	X
Totalt fosfor	Tot-P	µg/L	X	X
Totalt nitrogen	Tot-N	µg/L	X	X
Klorofyll a	Klf A	µg/L		X
Termotolerante koliforme bakterier	TKB	pr. 100 mL	X	X

¹ milli-Siemens/m

² Formazin Nephelometric Units

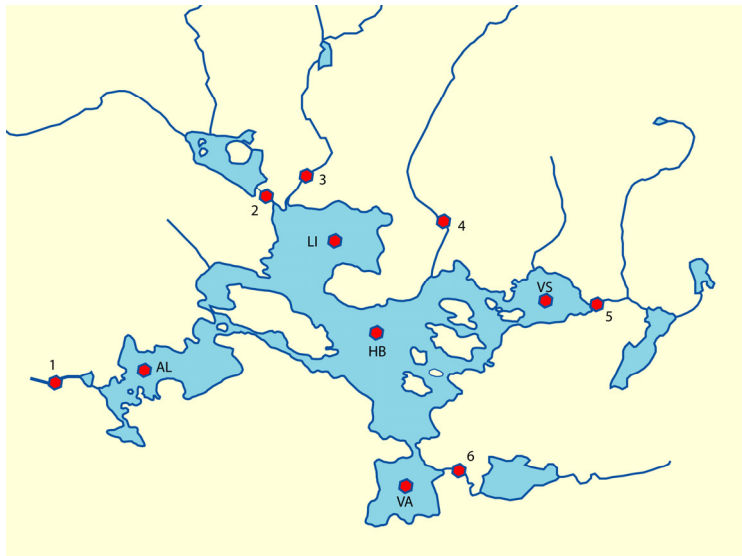
³ mg Platinaklorid/L

I innsjøbassengene ble det også tatt vannprøver og bakterieprøver. Også her ble det tatt prøver en gang hver måned, men bare i produksjonssesongen mai – oktober 2002. I bassenget ved Litlabø ble det bare gjort hydrografiske registreringer, siden overflatevannet her må regnes som en del av hovedbassenget.. Bakterieprøver ble tatt ved å fylle flaskene i overflaten, mens prøver for vannkjemisk analyse ble tatt som blandprøver fra sjiktet 0-8 m. Blandprøvene ble tatt ved hjelp av en fleksibel slange (diameter 6 cm) som ble senket ned til ønsket dyp, og deretter hevet slik at innholdet ble tømt i en 30 liters plastdunk. Innholdet ble så blandet godt ved å riste dunken, og deretter ble det tatt ut prøve for kjemisk analyse og for algetellinger. Slange og plastdunk ble skylt mellom hver prøvetaking, og senere skylt med destillert vann etter hver prøvedag. All prøvetaking i innsjøen ble utført av NIVA med assistanse fra Stord kommune.

Fra blandprøvene ble det filtrert 1 liter vann gjennom et glassfiberfilter (GF/F). Filtrene ble transportert mørkt på et kjøleelement, og lagt i en biofryser (-80 °C). Senere ble disse analysert for Klf A ved NIVAs laboratorium etter ekstraksjon med metanol. Algeprøver (100 ml) ble tatt ut fra blandprøvene i alle bassenger. Disse ble opparbeidet ved NIVAs Vestlandsavdeling.

Tabell 4. Geografiske koordinater for stasjoner for prøvetaking (UTM sone 32). Stasjonsnumrene viser til kart i Figur 7 nedenfor. På stasjon LI ble det bare gjort hydrografiske registreringer.

St nr	Stasjon	UTM nord	UTM øst
1	Utløpselv	6632120	297566
2	Kanal fra Hustredalsvatn	6633186	298770
3	Kiselva	6633302	299057
4	Daleelva	6633182	299657
5	Vassenden	6632493	300718
6	Bekk fra Røyrtjønn	6631490	299001
AL	Almåsbassenget	6632133	298022
LI	Litlabø bassenget	6632530	300420
HB	Hovedbassenget	6632275	299375
VS	Vassenden bassenget	6632880	299260
VA	Valvatna bassenget	6631412	299579



Figur 7. Oversikt over stasjoner for prøvetaking 2002-2003. Se også Tabell 4.

Fra Kiselva (st. 2) foreligger målinger fra tidligere (Noteby 1994 a; b) Underveis i programmet viste det seg at næringssalter ikke var med blant parametrene. Derfor ble denne stasjonen inkludert i måleserien fra og med juni 2002. Bare Tot-P, Tot-N og TOC ble målt på denne stasjonen.

3.3 Hydrografi

I innsjøbassengene ble det også registret månedlige vertikale profiler av temperatur, oksygen og konduktivitet ved hjelp av en hurtigregistrerende nedsenkbar sonde (SeaBird SBE 19). I tillegg ble det tatt to vannprøver i Almåsbassenget fra overflaten og fra 15 – 20 m dyp for titrimetrisk analyse av

oppløst oksygen etter Winkler-metoden. Disse ble tatt med Ruttner vannhenter og tappet på lufttette flasker. Titrering ble utført ved NIVAs Vestlandsavdeling etter standard metode. Hensikten med disse prøvene var å kalibrere oksygenelektroden.

3.4 Beregninger og belastningsmodeller

Som mål på algebiomasse er det brukt Klf A målt i bassengene ved Almås, hovedbassenget, Vassenden og Valvatna. I tillegg ble det på grunnlag av algetellinger beregnet algevolum. Ved hjelp av målinger av cellenes dimensjoner og ulike geometriske modeller for cellenes form er det beregnet volum for hver art/gruppe. For å redusere kostnadene ble algeprøvene bare opparbeidet fra hovedbassenget og Almåsbassenget. Dette var basert på en vurdering av vannkjemiske resultater og Klf A-verdier fra disse bassengene, som viste seg å være ganske like for alle disse parametrene.

I tilstandsbeskrivelsen er hovedvekten lagt på næringsrikhet og tilførsler av næringsalter (fosfor). Tilførslene med elver og bekker er beregnet ut fra middel fosforkonsentrasjoner og estimert vannmengde gjennom året. Vannmengdene er beregnet ut fra areal og avrenningskart, og justert for nedbørforholdene i perioden. Dette er en grov metode, og disse beregningene gir ikke presise estimat for stofftransporten. Dette vil imidlertid kreve vannføringsmålinger i feltene.

For innsjøen er det benyttet ulike empirisk baserte belastningsmodeller. Disse baserer seg på data for innsjøvolum, vannmengder som tilføres innsjøen, og middelkonsentrasjon Tot-P. Separate beregninger er utført for Storavatn ovenfor Almåsbassenget ved hjelp av RBJ-modellen (Rognerud m.fl. 1979). Dette er en tilpasning av en eldre modell (Vollenweider-modellen) til norske vannkvaliteter og produksjonforhold. For Almåsbassenget er det benyttet en annen modell kalt FOSRES (Berge 1987). Denne er spesielt tilpasset grunne innsjøer (middeldyp <15 m).

3.5 Vurdering og klassifisering

Tilstandsvurderingen følger SFTs system (Andersen m.fl. 1997). Dette er nærmere omtalt i "Skisse til vassbruksplan ...". I korthet går systemet ut på at målinger av viktige parametere gir grunnlag for å tilordne lokalitetene ulike tilstandsklasser, der hver klasse er definert av et nivå av parameteren. Som hovedregel benyttes aritmetisk eller tidsveid middelvei. For noen virkningstyper og parametere brukes øvre (eller nedre) 90 persentil av måleverdiene, eller høyeste (dårligste) måling dersom målingene er få. Systemet deler vurderingene inn i 5 tilstandsklasser (jfr. **Tabell 5**).

Tabell 5. Tilstandsklasser etter SFT (1997).

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

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

- **Næringsalter** (Aktuelle parametere: Tot-P, Tot-N, Klf A, siktedyp, O₂-metning)
- **Organiske stoffer** (Aktuelle parametere: TOC, KOF_{Mn}, Farge, siktedyp, O₂-metning)
- **Partikler** (Aktuelle parametere: TURB, siktedyp)
- **Tarmbakterier** (Aktuell parameter: TKB)
- **Forsurende stoffer** (Aktuelle parametere: pH, alkalitet)

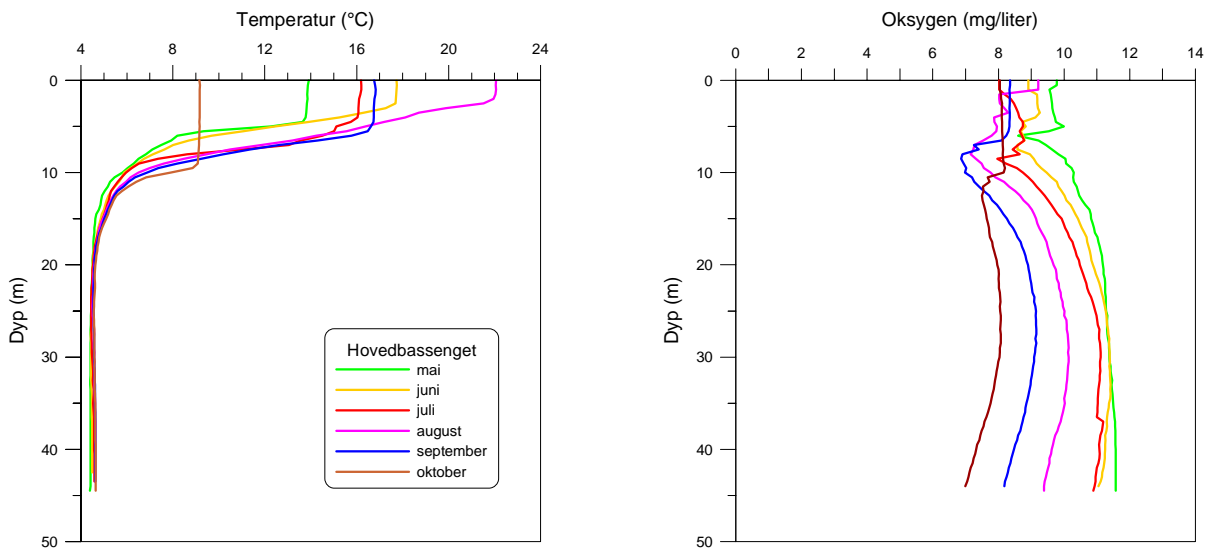
4. Resultater

4.1 Tilstand i innsjøen

I det følgende presenteres resultatene fra målinger i innsjøbassengene. Hydrografiske data presenteres for hvert basseng, mens vannkjemiske parametere er vist i felles figurer (en for hver parameter).

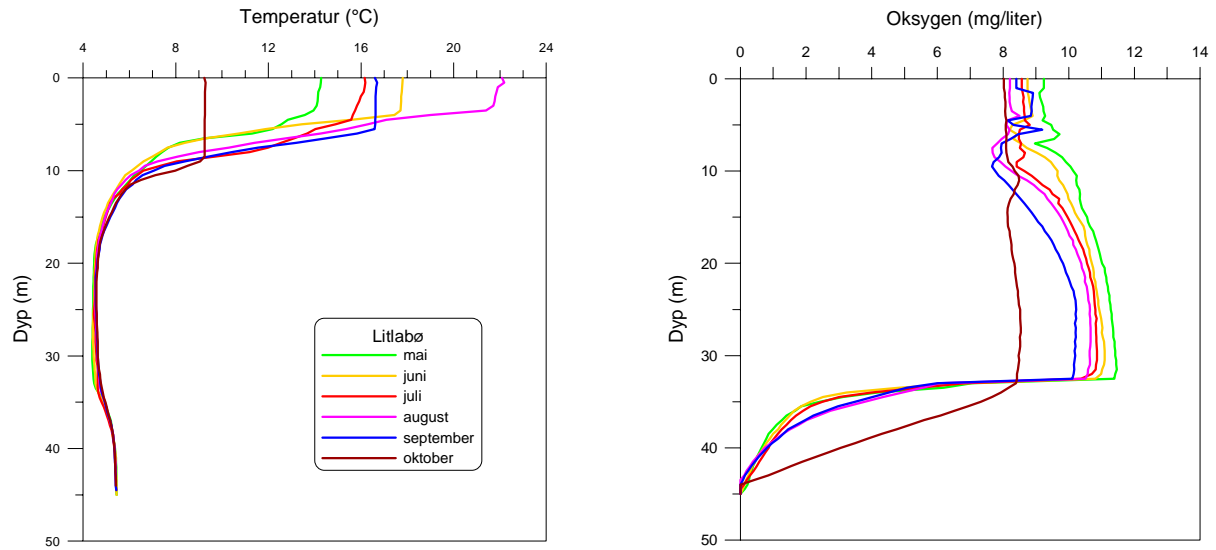
4.1.1 Hydrografi

Vertikale profiler for temperatur og oksygen i hovedbassenget er vist i **Figur 8**. Innsjøen var stabilt sjiktet gjennom hele perioden. I august var overflatetemperaturen over 22 °C. Sprangsjiktet sank fra vel 6 m i mai til 10 m i oktober. Oksygenprofilene viste et lite minimum i sprangsjiktet i perioden mai-juni. Dette henger sannsynligvis sammen med nedbrytning av organisk materiale som hoper seg opp her. I bunnvannet målte vi avtakende konsentrasjon utover i sesongen, men det var ingen tegn til oksygenmangel.

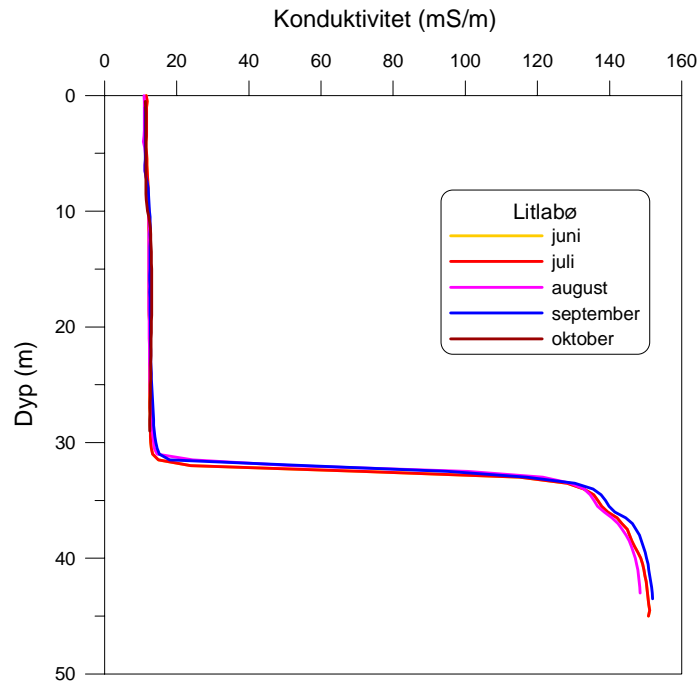


Figur 8. Hydrografiske profiler fra hovedbassenget. Temperatur (til venstre) og oksygen (til høyre).

I bassenget ved Litlabø var temperaturprofilene (**Figur 9**) svært like de i hovedbassenget, bortsett fra en svakt økende temperatur i bunnvannet under 30 m. Dette falt sammen med et svært skarpt sjikt i konduktivitet (**Figur 10**) som lå stabilt like under 31 m dyp. Under dette dypet økte konduktiviteten til vel 13 ganger det vi målte i vannsøylen over. Oksygenverdiene i dette dyplaget (**Figur 9**) sank raskt mot bunnen, og trolig har oksygeninnholdet vært null i dette sjiktet i hele perioden. Profilene viser et raskt avtak, men sondens responstid har ikke vært rask nok til å vise hvor skarp gradientene virkelig har vært. Oksygenprofilen fra oktober 2002 avvok fra de øvrige. Det er vanskelig å vurdere realiteten i dette avviket, men profilen kan tyde på at vi har hatt en viss oppblanding med vannmassen over og dermed utjevning. Profilene er nærmest identiske med en måling fra 1996. Dette tyder på at dyplaget under 31 m står konstant gjennom ordinære sirkulasjonsperioder. Årsaken til høy konduktivitet og høy tetthet ligger i utløsning av ioner fra avgangsmasser i bassenget (Hobæk & Aanes 1996).

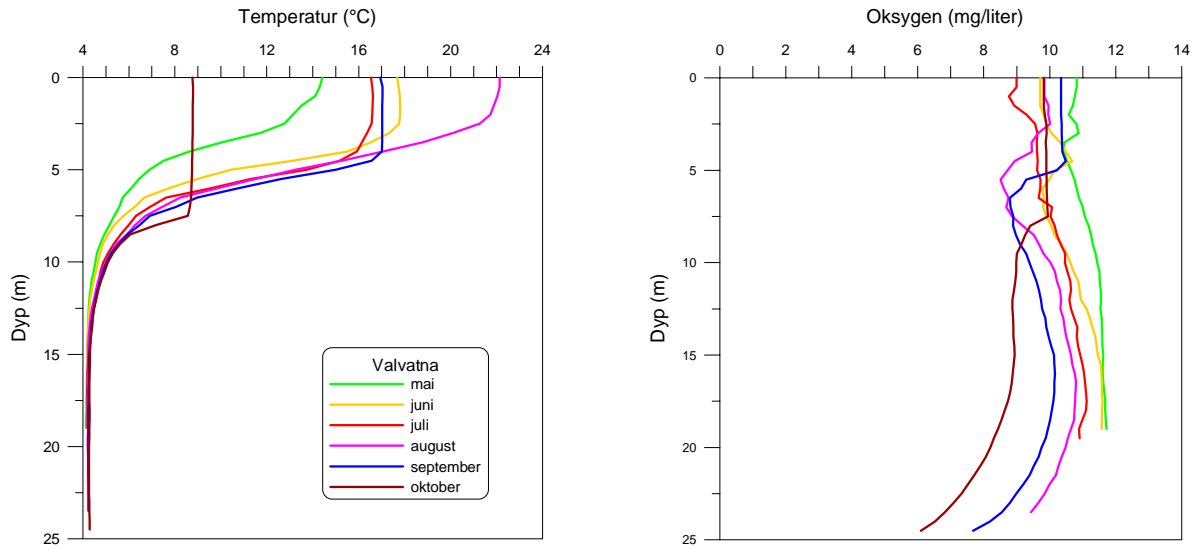


Figur 9. Hydrografiske profiler fra bassenget ved Litlabø. Temperatur (til venstre) og oksygen (til høyre).

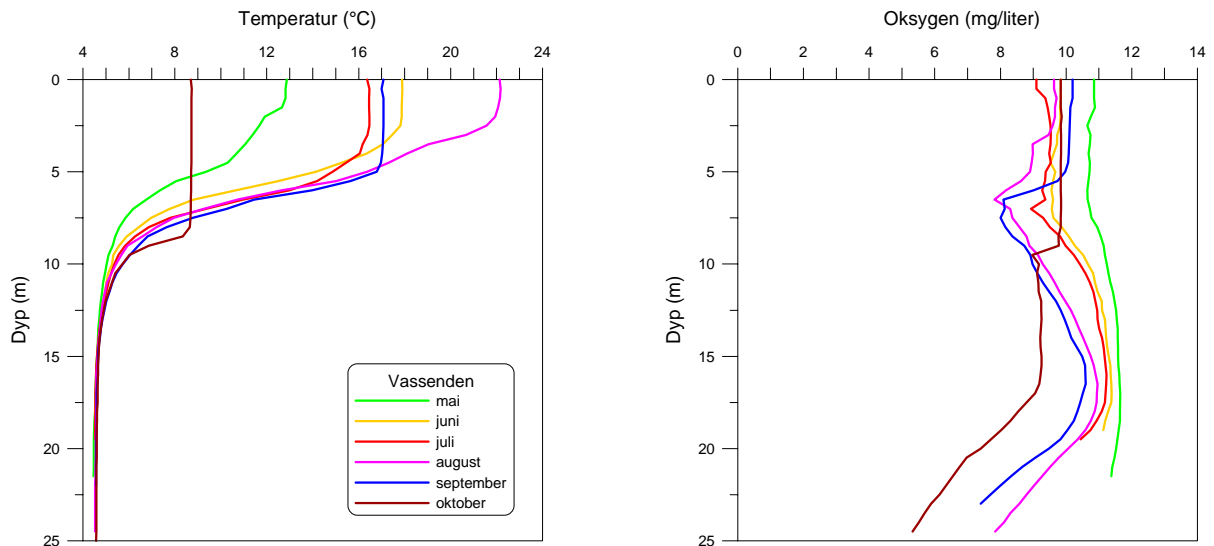


Figur 10. Vertikale profiler for konduktivitet i bassenget ved Litlabø. Data for mai mangler.

Bassengene ved Valvatna og Vassenden er ganske like hverandre i dybdeforhold og størrelse, og de var også ganske like i hydrografiske forhold i 2002 (**Figur 11** og **Figur 12**). I disse bassengene var temperaturutviklingen også ganske lik den i hovedbassenget. For oksygen fant vi likedan et tydelig avtak i bunnvannet gjennom sesongen, men det var fortsatt vel 5 mg O/liter i oktober. Dette tilsvarer en metning på ca. 40 %.

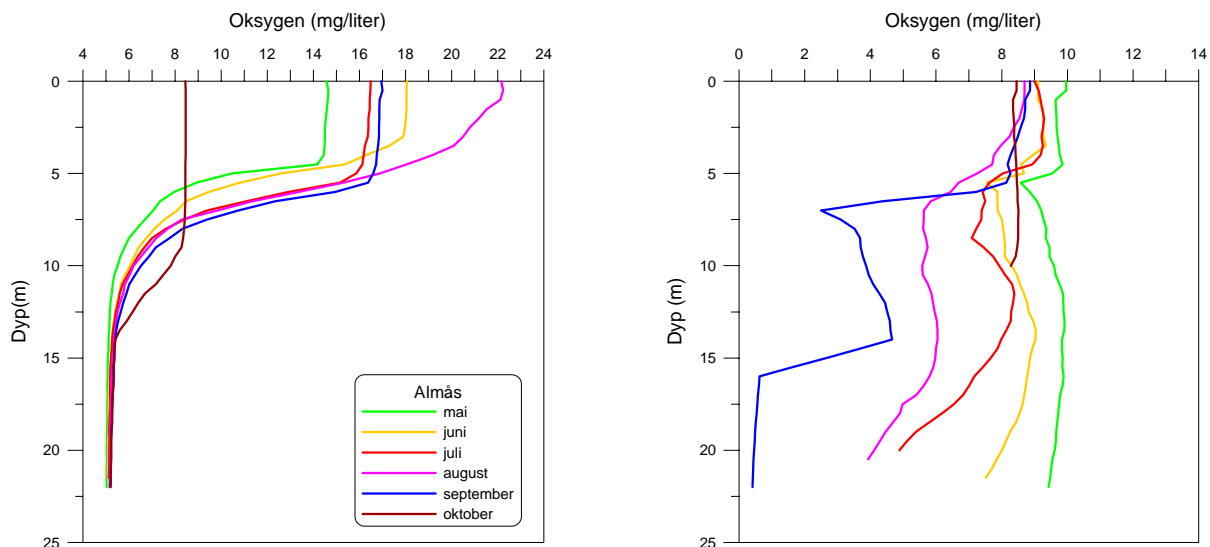


Figur 11. Hydrografiske profiler fra bassenget ved Valvatna. Temperatur (til venstre) og oksygen (til høyre).



Figur 12. Hydrografiske profiler fra bassenget ved Vassenden. Temperatur (til venstre) og oksygen (til høyre).

Som ventet skilte bassenget ved Almås seg noe fra de øvrige (**Figur 13**). Her lå sprangsjiktet stort sett litt høyere i vannmassen enn i hovedbassenget. For oksygen fikk vi et betydelig avtak i bunnvannet i løpet av sesongen, og i september lå konsentrasjonene rundt 0,5 mg O/liter under 15 m dyp. I oktober sviktet batteriet i den profilerende sonden i Almåsbassenget (som var siste stasjon), slik at resultater dypere enn 9 m gikk tapt. Ut fra temperaturprofilen i oktober kan vi imidlertid anta at det ikke hadde vært omrøring dypere enn 15 m, og at oksygenkonsentrasjonene under dette dypet har vært under 0,5 mg O/liter.

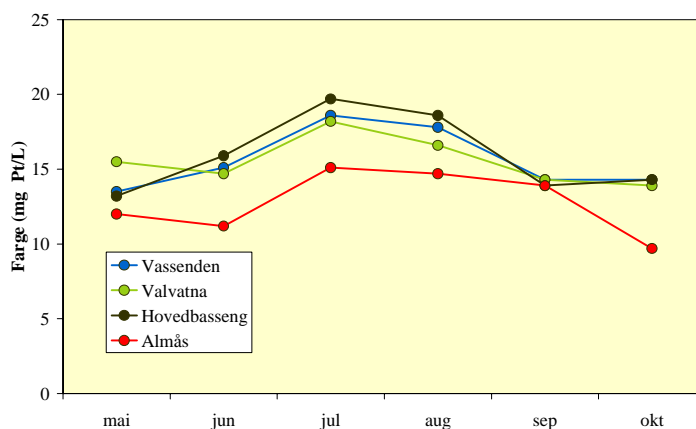


Figur 13. Hydrografiske profiler fra bassenget ved Almås. Temperatur (til venstre) og oksygen (til høyre). Oktober-profilen for oksygen stopper på 9 m pga. batterisvikt i sonden.

4.1.2 Vannkjemi

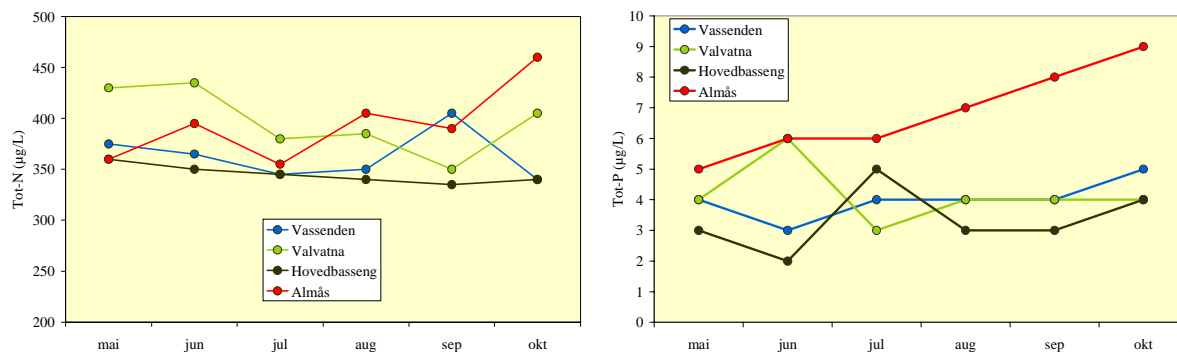
Analyseresultater for blandprøvene i Storavatnets bassenger er samlet i Vedlegg A. Vannkvaliteten i innsjøen viste moderat ioneinnhold (konduktivitet) med liten variasjon over tid. I middel lå konduktivitet rundt 11,4 mS/m. I Almåsbassenget var denne parameteren i middel 0,5 mS/m høyere enn i bassengene ovenfor. Dette er basert på målinger i de øvre vannlag. I bassenget ved Litlabø var konduktiviteten langt høyere mot bunnen (se ovenfor). En svakt stigende tendens mot bunnen fant vi også i hovedbassenget og Almåsbassenget, men verdiene var på langt nær så ekstreme som ved Litlabø. Surhetsgraden (pH) var også ganske stabil rundt 7,0 i alle bassenger, uten synderlig variasjon over tid eller mellom bassengene.

Innholdet av partikler varierte noe mer. I september ble det målt en ekstremverdi (7,3 FNU) i bassenget ved Vassenden. Ser vi bort fra denne lå middel turbiditet i alle bassenger mellom 0,6 og 0,8 FNU. Dette tilsier tistandsklasse II for alle bassenger. Generelt lå partikkelinnholdet høyest i mai og juli, og lavest i juni og oktober.



Figur 14. Fargetall målt i Storavatnet mai – oktober 2002.

Fargetallet gjenspeiler først og fremst innhold av humus. Generelt viste fargetallene moderate verdier og en svak, men tydelig humuspåvirkning. Dette er naturlig ut fra nedbørfeltets sammensetning. Bassenget ved Almås lå jevnt litt lavere i fargetall enn de øvrige deler av innsjøen. SFTs klassifisering for fargetall gir klasse I for Almåsbassenget, og klasse II for de øvrige bassenger. Felles for alle bassengene var en stigning fra mai til juli, og deretter synkende verdier.

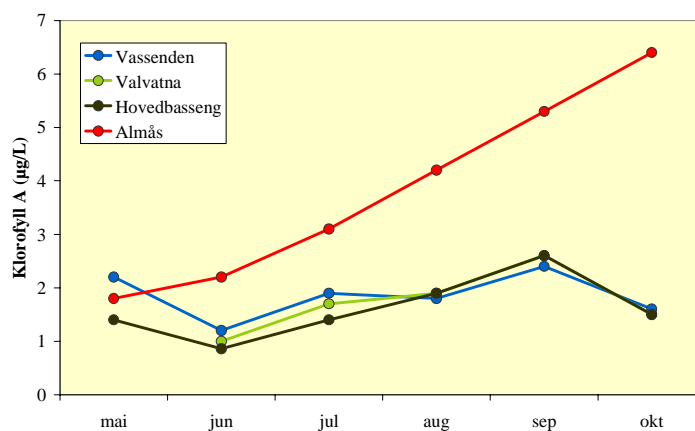


Figur 15. Totalt nitrogen (til venstre) og totalt fosfor (til høyre) målt i Storavatn mai – oktober 2002.

Av næringssaltene lå Tot-N stort sett mellom 350 og 450 µg/l, uten tydelige tendenser over tid (**Figur 15**). Bare i Almåsbassenget så vi en svakt stigende tendens. Bassengene ved Valvatna og ved Almås hadde et høyere nivå enn de andre delene av innsjøen. For Tot-P lå Almåsbassenget markert høyere enn bassengene ovenfor (**Figur 15**), og viste en markert stigende tendens gjennom sesongen. Både for Tot-N og Tot-P lå hovedbassenget lavest av bassengene. Bare i Almåsbassenget ble det målt verdier for Tot-P over 7 µg/l, som er grenseverdien mellom tilstandsklasse I og II. Basert på middelverdiene for Tot-P 3,3 – 6,8 µg/l) kunne alle bassenger klassifiseres til klasse I, selv om Almåsbassenget var nær klasse II. Derimot lå alle bassenger i klasse II for Tot-N.

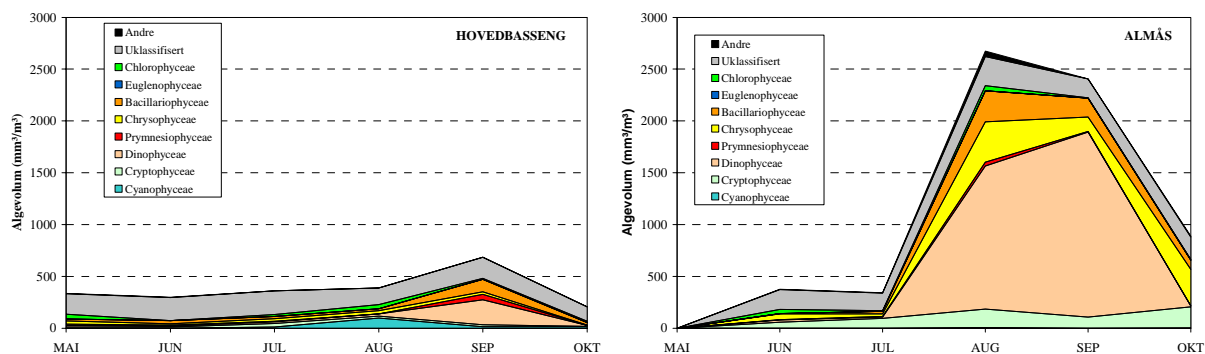
4.1.3 Planteplankton

Algebiomasse ble målt som Klf A i alle bassenger (**Figur 16**). I de øvre bassengene var målingene nærmest identiske, og lå ganske lavt (tilstandsklasse I, < 2 µg/l). I Almåsbassenget økte innholdet av Klf A fra et tilsvarende lavt nivå i mai til 6,4 µg/l i oktober (tilstandsklasse II). I hovedbassenget og Almåsbassenget ble algene artsbestemt og biovolum beregnet.



Figur 16. Algebiomasse målt som klorofyll A i fire bassenger i Storavatn 2002.

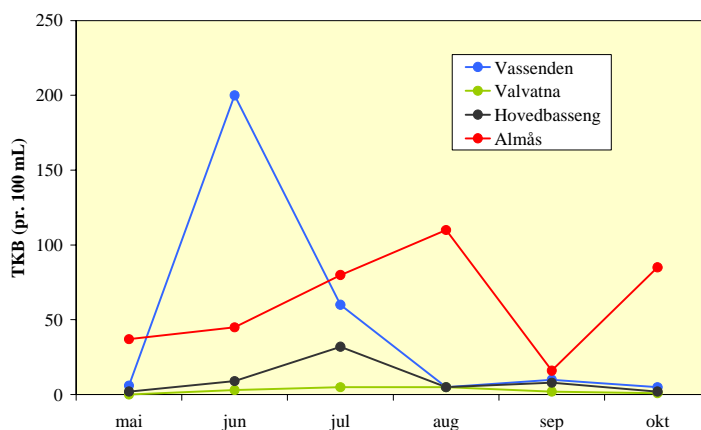
Resultatene av disse prøvene er gitt i Vedlegg C og D, mens algevolum og fordeling på algegrupper er vist i **Figur 17**. Beregningene av volum viste en markert økning i Almåsbassenget i august-oktober, med dominans av fureflagellater (Dinophyceae) i august og september. Andre viktige grupper var gullalger (Chrysophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae). Derimot ble det ikke påvist noen betydelig forekomst av blågrønnalger (Vedlegg C, D). Basert på volumtallene (middel og maksimalverdier) kan hovedbassenget karakteriseres som oligotroft, og Almåsbassenget som mesotroft etter Brettum (1989).



Figur 17. Algebiomasse (biovolum) og sammensetning i hovedbassenget og i Almåsbassenget

4.1.4 Tarmbakterier

Målingene av termotolerante kolibakterier lå jevnt lavt i hovedbassenget og ved Valvatna (**Figur 18**). I bassenget ved Vassenden var bakterietallene høye i juni og juli, men ellers lave. Almåsbassenget skilte seg ut med høye verdier gjennom hele perioden, unntatt i september. Resultatene av målingene er vist i Vedlegg A sammen med vannkjemiske resultater.



Figur 18. Målinger av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i Storavatn 2002.

Siden det foreligger få målinger må tilstanden klassifiseres basert på høyeste måling av bakterietall. Vi får da tilstandsklasse II for bassenget ved Valvatna og hovedbassenget, klasse III for Almåsbassenget, og klasse IV for Vassenden. Resultatene viser imidlertid at det er Almåsbassenget som er mest belastet, og klassifiseringen for Vassenden skyldes én særlig høy måling.

4.2 Tilstand i bekker og elver

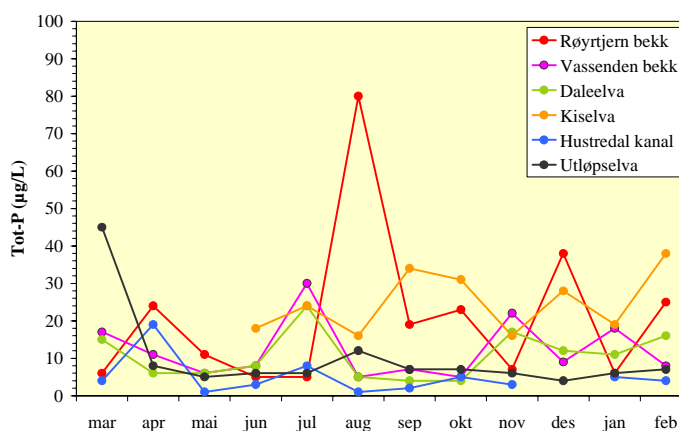
4.2.1 Vannkjemi

Måleresultater fra elvestasjonene er gitt i Vedlegg B. De fleste parametere varierte naturlig nok mer i bekkene enn i innsjøen. Innholdet av ioner (målt som konduktivitet) var lavest i kanalen fra Hustredalsvatn (middel 7,1 mS/m). I Daleelva og bekken til Vassenden varierte konduktivitet mellom 5, 3 og 17,6 mS/m, men for begge var middelverdiene vel 10 mS/m. Bekken fra Røyrtjønn hadde høyere ioneinnhold (middel 16,3 mS/m), med høyeste måling på 43 mS/m. Surhetsgraden varierte nokså lite, med middel pH mellom 7,0 og 7,3. Også her hadde bekken fra Røyrtjønn høyest middelverdi, men bekken i Vassenden lå omtrent like høyt. Unntaket fra en generelt god pH er selvsagt Kiselva. Her ble det bare gjort to målinger i 2002, begge rundt pH 4,0.

To av tilførselsbekkene hadde periodevis mye partikler. Dette var Kiselva (bare tre målinger, maks. 75 FNU) og bekken fra Røyrtjønn (maks. 17, median 2,3 FNU). I begge tilfeller skyldes partikkelmengden sannsynligvis utfelt oker som rives med ved høy vannføring. For disse stasjonene blir tilstandsvurderingen hhv. klasse V og IV for partikler. Også i de andre tilførselsbekkene varierte partikkelmengden betydelig (vedlegg B). Middelverdiene tilsier tilstandsklasse III for partikler i Daleelva, kanalen fra Hustredalsvatn, bekken til Vassenden og i utløpselva.

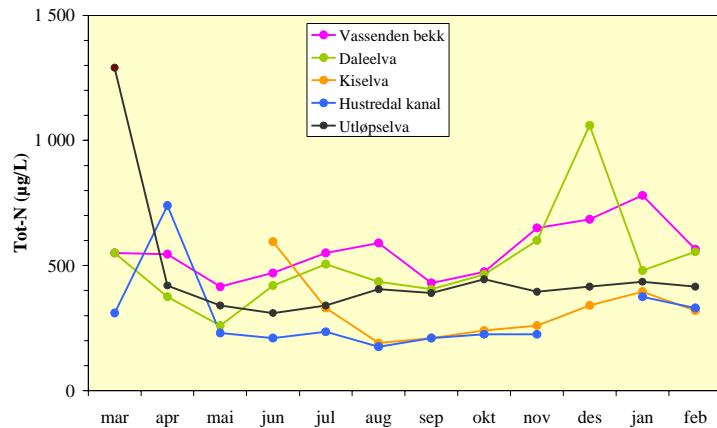
Fosformengden (**Figur 19**) var lav i kanalen fra Hustredalsvatn (klasse I), og noe høyere i Daleelva og bekken til Vassenden (begge klasse II). I Kiselva og bekken fra Røyrtjønn var fosfornivået vesentlig høyere, med stor variasjon spesielt i den sistnevnte. Kiselva vurderes til klasse IV for fosfor, mens bekken fra Røyrtjønn får klasse III. I det siste tilfellet er medianverdien lagt til grunn (pga. stor variasjon). I utløpselva målte vi en høy verdi i mars, men senere lavere verdier mellom 4 og 12 µg/l (tilstandsklasse II).

Figur 19. Totalt fosfor målt i innløpsbekker og utløpselv fra Storavatn mars 2002 - februar 2003.

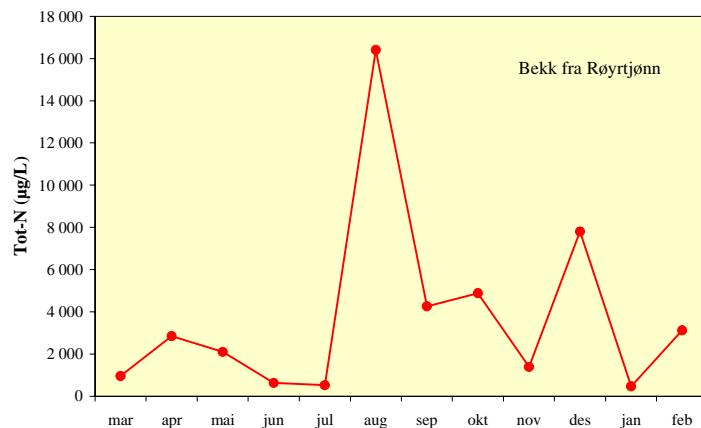


For totalt nitrogen (**Figur 20**) var konsentrasjonene lavest i utløpet fra Hustredalsvatn (klasse I) og i Kiselva (klasse II). Også i utløpselva fikk vi klasse II, selv om nivået her lå tydelig høyere enn i Almåsbassenget ovenfor. Daleelva og bekken til Vassenden hadde noe høyere nitrogenmengder (klasse III). Forholdene i bekken fra Røyrtjønn skiller seg markert fra de andre bekkene. Her var det mye utfelling av oker og nedslamming av bunnsstratet. Det ble også målt betydelig høyere konsentrasjon av totalt nitrogen enn i de øvrige bekkene (**Figur 21**), spesielt fra august av. Tilstandsklasse for nitrogen blir V (meget dårlig) for denne bekken.

Figur 20. Totalt nitrogen målt i innløpsbekker og utløpselv fra Storavatn mars 2002 - februar 2003. Bekk fra Røyrtjønn er vist separat i Fig. 21.

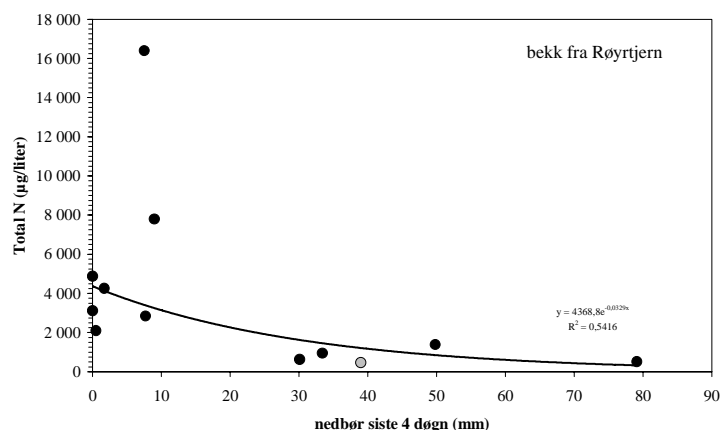


Figur 21. Totalt nitrogen målt i bekken fra Røyrtjønn i perioden mars 2002 – februar 2003.



I noen bekker fant vi en sammenheng mellom målt konsentrasjon av nitrogen og avrenning. For bekken fra Røyrtjønn ble det målt en særlig høy verdi for Tot-N ved tørrvær i august, og det samme gjaldt for Tot-P (jfr. **Figur 19**). Ved å plote konsentrasjoner mot nedbør de siste fire dager (**Figur 22**) fant vi at høye konsentrasjoner forekom i perioder med lite nedbør. Stor avrenning gir altså en fortykning i denne bekken. Dette gjaldt også for Tot-P (ikke vist).

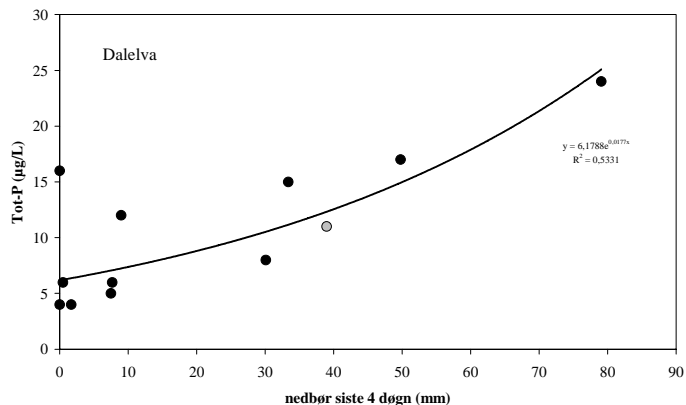
Figur 22. Konsentrasjon av Tot-N i bekken fra Røyrtjønn plottet mot nedbørsum prøvetakingsdagen pluss tre dager før.



Forholdet observert i bekken fra Røyrtjønn tyder altså på at sigevann tilført bekken fortyknes i avrenning fra nedbørfeltet ovenfor, og at sigevannet enten varierer lite eller med stor forsinkelse i forhold til nedbøren. En lignende sammenheng med motsatt fortegn gjelder fosfor i Daleelva (**Figur**

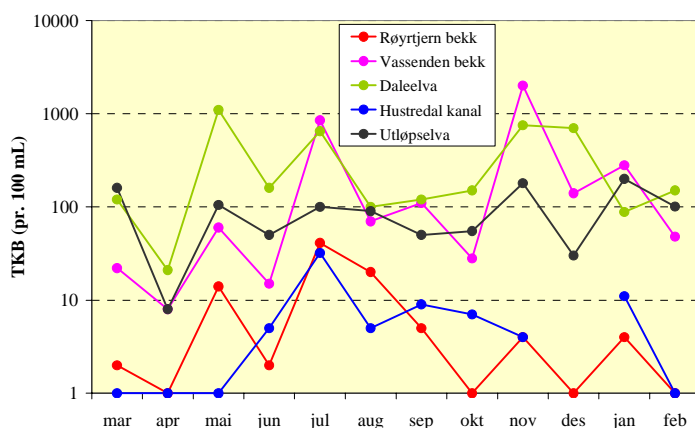
23). Her fant vi en økning i Tot-P med økende vannføring. Stasjonen for prøvetaking i denne elva ligger et stykke nedstrøms en kloakkpumpestasjon, og resultatet kan tyde på et overløpsproblem her. En alternativ forklaring er avrenning fra jordbruksarealer lengre oppe langs elva. Det må nevnes at en tilsvarende sammenheng mellom vannføring og nitrogen eller tarmbakterier ikke var tydelig.

Figur 23. Konsentrasjon av Tot-P i Daleelva plottet mot nedbørsum prøvetakingsdagen pluss tre dager før.



4.2.2 Tarmbakterier

Det ble påvist termotolerante kolibakterier på alle elvestasjoner, men i bekken fra Røyrtjønnå og kanalen fra Hustredalsvatn var verdiene lave. Disse bekkene synes ikke å være forurenset med kloakk, og kan klassifiseres i klasse II. I bekken innerst i Vassenden og i Daleelva var bakterietallene alltid høyere, og i begge fikk vi enkeltmålinger over 1000 TKB pr. 100 mL. 90-persentilene for disse to var hhv. 850 og 750 TKB pr. 100 mL. Dette tilsier tilstandsklasse IV (dårlig) for begge. Også i utløpselva ble det påvist forholdsvis høye bakterietall (tilstandsklasse III). Delvis reflekterer dette antagelig forholdene i Almåsbassenget like ovenfor, som fikk samme tilstandsklasse. Likevel lå bakterietallene stort sett litt høyere i utløpselva. Dette kan skyldes kloakkforurensning langs elveløpet. Både fosfor og nitrogen lå også høyere i utløpselva enn i innsjøen ovenfor.



Figur 24. Termotolerante koliforme bakterier målt i innløpsbekker og utløpselv fra Storavatn i perioden mars 2002 – februar 2003. Merk at Y-aksen er logaritmisk. Verdier oppgitt som <10 er plottet som 5. Verdier angitt som 0 er plottet som 1 på figuren.

4.3 Tilstandsvurdering

Vurderingsgrunnlaget for tilstandsvurdering for de fleste parametere er middelverdien for prøveserien. I noen tilfelle der denne varierer mye, er det benyttet medianverdi for at ikke enkelte svært avvikende målinger skal tillegges for stor vekt. For pH benyttes laveste måling. For tarmbakterier benyttes 90-persentil, dvs. at man ser bort fra de 10 % av målingene som er høyest og benytter høyeste verdi av de gjenværende. I praksis betyr dette at for innsjøen med 6 målinger i en tidsserie er høyeste måling benyttet, mens for elvene med 12 målinger er det den nest høyeste som er benyttet. Vurderingsgrunnlaget for innsjøens bassenger er sammenfattet i **Tabell 6**, og for rennende vann i **Tabell 7**.

Tabell 6. Sammenfatning av grunnlaget for tilstandsvurdering for de ulike basseng i Storavatnet. Bassenget ved Litlabø ses her som en del av hovedbassenget, men skiller seg fra dette ved oksygenfritt bunnvann (tilstandsklasse V). Tabellen viser middelverdier av 6 målinger i perioden mai-oktober. I ett tilfelle med stor variasjon i måleserien er median-verdien lagt til grunn (merket med *). For bakterier er høyeste måling klassifiseringsgrunnlag. For oksygen gjelder verdiene målinger i bunnvann. Klassifisering er gitt ved fargekoder (jfr. Metodebeskrivelsen). pH er ikke med i tabellen. Her ble alle bassenger vurdert i tilstandsklasse I (meget god).

Basseng	Tot-P µg/l	Klf A µg/l	Tot-N µg/l	Sikte- dyp m	TOC mg/l	O ₂ mg/l	Farge mg Pt/l	TURB FNU	TKB /100 ml
Vassenden	4,0	1,9	363	5,7	2,9	5,3	15,6	0,81*	200
Valvatna	4,2	1,7	398	6,2	2,9	6,1	15,5	0,61	5
Hovedbass.	3,3	1,6	345	5,9	2,8	7,0	15,9	0,69	32
Almås-bass.	6,8	3,8	394	5,1	2,7	0,4	12,8	0,75	110

Tabell 7. Sammenfatning av grunnlaget for tilstandsvurdering i bekker og elver med tilrenning til eller avrenning fra Storavatnet. Tabellen viser middelverdier av 12 målinger i perioden mars 2002 – februar 2003. I fire tilfeller med stor variasjon i måleserien er medianverdien lagt til grunn (merket med *). For bakterier er høyeste måling klassifiseringsgrunnlag. I Hustredalselva mangler én måling i desember (pga. islegging). Prøveserien for Kiselva ble ikke påbegynt før i juni 2002, og har derfor bare 9 målinger for næringssaltene, og færre for de øvrige parametere (ingen for tarmbakterier). Klassifisering er gitt ved fargekoder (jfr. Metodebeskrivelsen).

Stasjon	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	Farge mg Pt/l	TURB FNU	pH	TKB /100 ml
Røyrtjern bekk	15,0*	2475*	5,8	46,4	2,25*	6,68	20
Vassenden bekk	12,2	559	3,7	21,5	1,19	6,80	850
Daleelva	10,7	509	4,2	30,3	1,28	6,62	750
Kiselva	24,9	320	3,3		11,8*	3,93	
Hustredal kanal	5,0	297	3,5	23,9	1,54	6,54	11
Utløpselv	9,9	467	2,6	14,7	1,15	6,81	180

For hver stasjon (bekk/elv eller innsjøbasseng) er så en samlet tilstandsklasse vurdert for hver virkningstype. Resultatene av disse vurderingene er vist i **Tabell 8**. For belastning med næringsalter er tilstanden meget god i alle basseng ovenfor Almås, mens det nedre bassenget får tilstandsklasse II. Av tilførselsbekkene faller kanalen fra Hustredal i klasse I, Daleelva i klasse II, bekken i Vassenden i klasse III, mens Kiselva og bekken fra Røyrtjønn faller i klasse IV. For innsjøen er det fosfor og

algebiomasse som er vektlagt, og i bekkene fosfor. Dersom vi legger større vekt på nitrogen, ville bekken fra Røyrtjønn falle i klasse V.

Tabell 8. Tilstandsklassifisering for ulike virkningstyper for de undersøkte stasjoner i Storavatn-vassdraget. Bassenget ved Litlabø ses her som en del av hovedbassenget.

	Næringssalter	Organisk stoff	Partikler	Forsuring	Tarmbakterier
Vassenden	I	III	II	I	IV
Valvatna	I	III	II	I	II
Hovedbassenget	I	II	II	I	II
Almåsbasenget	II	V	II	I	III
Røyrtjønn bekk	IV	III	IV	I	II
Vassenden bekk	III	III	III	I	IV
Daleelva	II	III	III	I	IV
Kiselva	IV	III	V	V	
Hustredal kanal	I	III	III	I	II
Utløpselva	II	II	II	I	III

Naturtilstand for næringssalter antas å være klasse I for alle deler av vassdraget, slik at tilstandsklasser dårligere enn denne representerer avvik fra naturtilstanden.

For virkninger av organisk stoff er det i innsjøbassengene lagt mest vekt på oksygenforholdene i bunnvannet. Her er forholdene mest påfallende i Almåsbasenget (klasse V). Naturtilstand i bassengene antas å være klasse II – III, på bakgrunn av små bunnvannsvolum i de perifere bassengene og et naturlig moderat innhold av humus. For de øvre bassengene er det dermed bare små avvik fra naturtilstanden, mens Almåsbasenget er klart påvirket.

Naturtilstand for partikler vil være klasse I-II for innsjøen, og klasse II for rennende vann. Avviket i innsjøbassengene var nesten ubetydelig. Av bekkene skiller Kiselva og bekken fra Røyrtjønn seg ut med stort avvik. I begge tilfeller henger dette sammen med utfelling av oker som følge av jernholdig sigevann fra bossplass eller fra gruvesynker og deponerte avgangsmasser.

Forsuring synes ikke å være noe problem i vassdraget med et markert unntak for Kiselva.

Naturtilstand for virkning av tarmbakterier vil være klasse I i innsjøen og klasse I-II i bekkene (et lavt antall bakterier kan vanligvis påvises som følge av ville dyr og fugler). Her fant vi avvik på alle stasjoner. Imidlertid var avvikene svært små (klasse II) for hovedbassenget og bassenget ved Valvatna. I bassenget ved Vassenden skyldes et større avvik (klasse IV) et enkelt høyt bakterietall, mens i Almåsbasenget var bakterietallene regelmessig for høye (klasse III). Blant bekker/elver hadde Daleelva og bekken ved Vassenden størst avvik (klasse IV) fra naturtilstanden.

4.4 Tilførsler

Fosfortilførsler til Storavatn er beregnet på grunnlag av målte konsentrasjoner (middelverdier for totalt fosfor) og estimater for vannmengder som passerer gjennom innsjøen. For bassengene ved Valvatna, Vassenden og i hovedbassenget var fosformengdene nærmest identiske, og disse er her betraktet som ett basseng. Beregningene er altså gjort for hovedbassenget og dernest for Almåsbasenget uavhengig av hverandre, siden disse er markert forskjellige både med hensyn til hydrologi og målte fosforkonsentrasjoner. I praksis kan Almåsbasenget betraktes som en separat innsjø (pga. de grunne tersklene), som mottar avrenning fra innsjøen ovenfor og fra det lokale nedbørfeltet.

Fosfortilførsel til hovedbassenget er estimert med RBJ-modellen, som passer best for innsjøer med middeldyp >15 m. Almåsbassenget har et middeldyp på 8,1 m, og estimatet for P-tilførsel er basert på FOSRES-modellen (se metode). **Tabell 9** viser både grunnlaget for beregningene og resultatene av disse.

Tabell 9. Beregning av fosfortilførsler til Storavatn ovenfor Almås og til Almåsbassenget. Beregningsmetode er omtalt i teksten.

	Areal (km²)	Volum (mill. m³)	Middel dyp (m)	Avrenning (mill. m³)	middel P (µg/L)	P tilførsel (kg·år⁻¹)
Storavatn ovenfor Almåsb.	1,22	20,9	17,1	38	3,8	238
Almåsbassenget	0,224	1,82	8,1	44	6,8	389

Basert på målinger av vannkvalitet og hydrologiske data er altså totalanslaget for fosfortilførsler 390 kg pr. år til Almåsbassenget. Av dette tilføres ca. 240 kg fra innsjøen ovenfor, mens de lokale tilførsler til Almåsbassenget utgjør ca. 150 kg P.

For bekkene er det gjort et grovt anslag for mengden fosfor de fører ut i Storavatnet. Dette er basert på beregnede vannmengder (jfr. **Tabell 1**) og medianverdier av måleseriene for Tot-P. Disse beregningene er vist i **Tabell 10**. Den viktigste P-kilden er Kiselva, både pga. høyest fosforkonsentrasjon og størst vannmengde. Deretter kommer Daleelva som en viktig kilde.

Tabell 10. Beregnete tilførsler av fosfor med tilløpsbekkene til Storavatn for perioden mars 2002 – februar 2003.

Bekk	Vannmengde mill m³	Median P-kons.	kg P
Hustredal kanal	3,8	4,0	16,7
Kiselva	10,8	24,0	288
Daleelva	7,9	9,5	83,9
Vassenden bekk	4,3	8,5	40,8
Bekk fra Røyrtjønn	2,0	15,0	34,2
Totalt			463

Summen av disse estimatene er nesten dobbelt så høyt som beregnet tilførsel til Storavatn ovenfor Almåsbassenget. Forskjellen kan henge sammen med vannkvaliteten i Kiselva, som er den største kilden. Vannet i denne elva er sterkt surt pga. gruveavrenningen. Mye av fosforet som kommer med denne elva kan tenkes å sedimentere med okerpartikler når den sure vannkvaliteten bufres i Storavatnet. I tillegg må det presiseres at anslagene for transport med bekkene er ganske grove.

5. Diskusjon

5.1 Tilførselsver og -bekker

Forurensningsmessig peker Kiselva seg ut som den klart viktigste. Dette skyldes den massive gruvepåvirkningen av denne elva, men også at den bidrar med størstedelen av fosforet til Storavatnet. Det er imidlertid usikkert hvor mye av dette fosforet som fanges i innsjøen gjennom sedimentering. Målinger i overflatevannet av fosfor og algemengder tyder ganske klart på at mye av dette fosforet ikke blir tilgjengelig for produksjon. Trolig er det gruveavrenning som også er fosforkilde. 17 september tok vi en vannprøve i utløpet av Jappaløken, dvs. ovenfor gruvepåvirkningen. Her var innholdet av fosfor bare 5 µg/L, mot 34 µg/L nederst i Kiselva. Nitrogeninnholdet var lavt på begge stasjoner (hhv. 280 og 210 µg/L). Tarmbakterier ble påvist i bare én av tre målinger nederst i Kiselva i 2002 (maks. 9 TKB/100 mL). Det synes derfor ikke som kloakklekkasje er en vesentlig forurensningskilde her.

Tidligere anslag for stofftransport i Kiselva bør revideres, siden avrenningen for denne elva nå er anslått som større (380 l/s) enn tidligere (200 l/s) som følge av oppdatering av NVEs avrenningskart.

Daleelva og bekken til Vassenden forurenses av tarmbakterier. For Daleelva dreier dette seg høyst sannsynlig om kloakktilførsel, mens ved Vassenden er det uklart hva som er kilden. Dette burde imidlertid være nokså greit å finne ut av.

Valvatna avfallsplass er en tydelig forurensningskilde som påvirker bekken fra Røyrtjønn. Hvis det bare er jern i denne avrenningen, er dette ikke dramatisk. Men erfaring tilsier at det ofte er andre stoffer i slik avrenning (både andre metaller og organiske miljøgifter). Det skal foreligge målinger av metaller i denne bekken fra NMT. Av disse har vi fått tilgang til en serie fra selve Røyrtjønnna, men denne gav ingen holdepunkter for å vurdere forholdene i bekken nedenfor avfallsplassen.

5.2 Innsjøbassengene

Vurderingene som er gjort for Storavatn i "Skisse til vassbruksplan..." er i stor grad basert på data fra tidligere målinger i Almåsbassenget. Resultatene fra 2002-2003 har vist at den øvrige del av innsjøen har vesentlig bedre tilstand når det gjelder belastning med næringssalter og tarmbakterier (unntatt enkelte høye målinger ved Vassenden). Hydrologisk sett er det god grunn for å betrakte Almåsbassenget som en separat innsjø. Dette gjenspeiles også i ulik vannkvalitet, og indikerer separate miljømål for Almåsbassenget og innsjøen ovenfor.

Forholdene i Almåsbassenget synes også å ha vært bedre i 2002 enn tidligere år, da det har vært registrert betydelig høyere fosforverdier. Antagelig har disse målingene sin årsak i bestemte episoder med stor avrenning, som nevnt foran.

5.3 Fosfortilførsler

I "Skisse til vassbruksplan..." er det gjort foreløpige anslag av P-tilførsler til Almåsbassenget basert på arealkoeffisienter, landbruksareal og husdyrhold, samt kloakkforholdene. Disse anslagene fordeler seg slik:

Kilde	Kg P
Landbruk	315
Avrenning fra utmark	100
Kloakk	256
Avsetning med nedbør på innsjø	30
Oppdrettsanlegg	70
Sum	771

Dette totalanslaget er altså nær dobbelt så høyt som konsentrasjonene målt i innsjøen i 2002 tilsier. Det er vanskelig å peke på grunnen til dette avviket, men det er nærliggende å anta at de største kildene (landbruk og kloakk) gir mindre bidrag enn ventet. Denne antagelsen styrkes av at bidrag fra gruveavrenning ikke ble tatt i betraktning i det teoretiske estimatet. For øvrig er det ikke uvanlig at slike teoretiske anslag har stor feilmargin.

Almås-bassenget er den delen av Storavatn der næringstilførslene gir merkbart utslag i form av økt produksjon, mens innsjøen ovenfor har meget god vannkvalitet vurdert ut fra fosfor og algemengder (tilstandsklasse I). Bare i Almås-bassenget fant vi algemengder tilsvarende tilstandsklasse II, mens fosforkonsentrasjonene falt så vidt under grensen for klasse I. I dette bassenget er det løpet av 90-tallet vist tendens til en økning i mengden fosfor fra tilstandsklasse I til III, og med enkelte uforklarlig høye verdier (Skisse til vassbruksplan ...). En tilsvarende økning kan også spores i målinger av kjemisk oksygenforbruk, likeledes med enkelte høye verdier. Disse verdiene var høyere enn det er målt i 2002. Ved ett tilfelle (15.8.2001) ble det også påvist ganske ekstreme verdier for Tot-P, Tot-N og fargetall i kanalen mellom hovedbassenget og Almås-bassenget. I "Skisse til vassbruksplan..." antydes det at disse episodene kan ha sammenheng med oppvirvling av stagnerende bunnvann fra dypet ved Litlabø forårsaket av stor avrenning og vind. Dette kan f. eks. forklare høye fargetall som følge av mye jern. En alternativ forklaring er kloakklekkasje på ledningen som ligger i kanalen. Et lavt N/P forhold i denne målingen passer bedre med denne forklaringen.

Det relativt lave nivået av næringssalter i Almås-bassenget målt i 2002 kan tyde på at kloakktilførslene er redusert, eller at 2002 var bedre enn tidligere av tilfeldige eller klimatiske årsaker. Reduksjon i kloakkoverløp eller lekkasje kan henge sammen med kloakksanering i Almåsområdet i 2000-2001. Av de 11 kommunale kloakkpumpestasjoner i Storavatnets nedbørfelt hadde to stasjoner ved Almås-bassenget overløp i > 20 timer i 2001. Tilsvarende statistikk for 2002/2003 bør om mulig skaffes fram for å relateres til vannkaviltetsmålinger i denne perioden. Regelmessig forekomst av tarmbakterier i Almås-bassenget tyder på at kloakk fortsatt er en viktig forurensningskilde, også for næringstilførsler.

Bidraget fra oppdrettsanlegget er oppgitt til ca. 70 kg P årlig (Skisse til vassbruksplan ...). Dette anslaget synes også å være representativt for 2002. Mengden utgjør 18 % av tilførslene til hele Storavatn, og 46 % av de lokale tilførslene til Almås-bassenget. Det meste av den øvrige tilførselen til Almås-bassenget (ca. 75 kg eller 50 %) kommer sannsynligvis med kloakk.

5.4 Miljømål for en vassbruksplan

I Skisse til vassbruksplan er det satt opp foreløpige miljømål for Storavatnet. Disse tar utgangspunkt i egnethetskriterier gitt i SFTs veiledning (Andersen m. fl. 1997). Det er gitt egne kriterier for brukergruppene bading og rekreasjon, fritidsfiske, fiskeoppdrett i innsjø, og bevaring av biologisk mangfold. For de aktuelle enkeltparametere blir da miljømålene for selve innsjøen sammenfattet slik:

TKB	< 100 pr. 100 ml
TURB	< 2 FNU
Siktedyp	> 2 m
Tot-P	< 20 µg/l
Klf A	< 8 µg/l

I tillegg er det anført at miljøgifter i fisk skal være innenfor akseptable grenser for mat.

Sammenlignet med dagens tilstand (jfr. **Tabell 6**) synes ambisjonene å være lave og impliserer faktisk ingen forbedring i tilstand. Det er ingen tvil om at forbedringspotensial er til stede, og dette bør også reflekteres i mer ambisiøse miljømål. Avveiningen vil ligge i kostnadene for å nå målene og hvilke begrensninger disse vil sette for nye aktiviteter i nedbørfeltet.

For at en forvaltningsplan skal kunne bli operativ, må det utarbeides et mer detaljert sett av miljømål. Siden Almåsbassenget hydrologisk og forurensningsmessig kan betraktes som en egen innsjø, bør dette bassenget ha egne målsettinger. Forholdene i bassenget ved Litlabø bør også omtales. Videre bør det utarbeides miljømål for de viktigste tilførselsbekker.

Den viktigste brukerinteressen antas å være fritidsfiske og rekreasjon. Det burde være stor grad av sammenfall mellom interessene for denne brukergruppen og fiskeoppdrettet. Et springende punkt gjelder fiskens innhold av metaller. Urdal & Johnsen (2002) påviste forhøyet konsentrasjon av sink og kopper i kjøtt av aure, men det er ikke avklart grenseverdier for disse metallene. Videre kan det være en aktuell målsetting å øke fiskebestanden og avkastningen i Storavatnet. Det er ikke avklart hva som er årsaken(e) til at bestanden er tynn. Dette kan skyldes begrensning i gyte- og oppvekstareal, og/eller et svakt næringsgrunnlag pga. lite bunndyr.

Den vanskeligste typen av miljømål å forholde seg til er bevaring av biologisk mangfold. Her mangler det mye informasjon. Vi mangler grunnlag til å vurdere hvor mye bunndyrsamfunnet i innsjøen avviker fra naturtilstand. Prøver tatt i 1996 indikerte at sedimentene i dypet var nesten livløse (Hobæk & Aanes 1996), men trolig er forholdene bedre i strandsonen. Fiskebestanden i innsjøen er uventet tynn (Urdal & Johnsen 2002). Dette kan ha sammenheng med at bunndyrproduksjonen er sterkt redusert som følge av gruveforurensning. Derimot synes samfunnene av plante- og dyreplankton å være intakte, og auren beiter i stor grad på dyreplankton.

Blant innløpsbekkene synes Daleelva å være den klart viktigste for gyting og oppvekst av aure (Urdal & Johnsen 2002). Bekken i Vassenden og bekken fra Røyrjtjønn har brukbart substrat men ganske begrenset areal, og den sistnevnte er også sterkt forringet av sigevann fra avfallsplassen. Det foreligger ingen biologiske undersøkelser i rennende vann. Det anbefales at slike blir gjort for bunndyr og påvekstorganismer.

Som et diskusjonsgrunnlag for vassbruksplanen er et noe mer ambisiøst forslag til miljømål for innsjøen er vist i **Tabell 11**. Her er det satt tilstandsklasse II som minstekrav, bortsett fra for oksygen i bunnvannet. For oksygen bør det likevel være realistisk å oppnå klasse III for alle bassenger, unntatt ved Litlabø.

Tabell 11. Forslag til miljømål for ulike deler av Storavatnet. Tilstandsklasser fargekodet etter SFT-systemet.

Param.	Enhet	Almås	Hovedbass.	Litlabø	Vassenden	Valvatna
TKB	Pr 100 m	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
TURB	FNU	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Siktedyp	M	> 4	>5	>5	>5	>5
Tot-P	µg/l	< 11	<7	<7	<7	<7
Klf A	µg/l	< 4	<2	<2	<2	<2
Oksygen	mg/l	>4	>6,5	0	>4	>4

Tilsvarende kan det settes opp miljømål for innløpsbekker og utløpselv. Kiselva og bekken fra Røyr-tjønn må vurderes spesielt. For de øvrige bekker/elver vil tilstandsklasse II være en fornuftig målsetting for næringssalter og tarmbakterier, mens naturgitte forhold indikerer klasse III for organisk stoff og partikler som den mest realistiske målsetting.

Det er foreløpig ikke foreslått miljømål for miljøgifter. For tungmetaller bør dette vurderes i forhold til hvilke tiltak som er realistisk å gjennomføre. Det bør også gjøres målinger i bekken fra Røyr-tjønn for å kartlegge hvilke stoffer som følger med sigevannet fra avfallsplassen.

5.5 Forbedringspotensiale

Det største miljøproblemet i Storavatnets nedbørfelt er gruveavrenning (Hobæk & Aanes 1996). Slik situasjonen er i dag, med sigevann fra disse fyllingene pluss avrenning av surt vann fra gruvesynkene, klarer innsjøen seg forbausende bra, men det er klart at gruvepåvirkningen er omfattende. Tiltak som kan redusere tilførselene av surt og metallholdig vann fra gruvesynkene vil trolig være kostbare, men miljøgevinsten vil også være betydelig. Når det gjelder de svære fyllingene av avgangsmasser er det viktig at disse blir minst mulig forstyrret. Det er mulig at tildekking kan redusere utlekking av surt og metallholdig vann, men det vil trolig være vanskelig å gjennomføre dette uten betydelig risiko for utgliding av ustabile masser. Dette vil kunne medføre forverring av forurensningen, i hvert fall på kort sikt.

Tilførsler av næringssalter er først og fremst et problem for Almåsbassenget og for enkelte av bekkene. Dersom kloakktilførselene til Almåsbassenget kan elimineres, vil man både oppnå gode badeforhold (mindre tarmbakterier) og redusert næringsbelastning på dette bassenget. Dagens næringsbelastning og høye oksygenforbruk må i hovedsak tilskrives kloakk og oppdrettsanlegg. Bassenget synes å ha kapasitet for oppdrettsanlegget (dvs. ikke overskride miljømålene) dersom kloakktilførselene kan elimineres.

Daleelva er viktig som rekrutteringsområde for auren i Storavatnet. Her er det et klart forbedringspotensial ved å redusere kloakkpåvirkningen. Dette vil trolig også bidra til mindre partikler og organisk materiale, og derved bidra til å sikre den viktigste gyte- og oppvekstlokaliteten.

For bekken ved Vassenden er kilden til forurensning med tarmbakterier usikker (landbruksavrenning eller kloakk). Det anbefales å klarlegge kilden nærmere. Redusert forurensning i bekken vil trolig også gi færre tarmbakterier i innsjøbassenget nedenfor, samt sikre det lille gytearealet i den nederste delen av bekken.

Bekken fra Røyr-tjern er kraftig påvirket av sigevann fra avfallsplassen ved Valvatna. På tross av betydelig okerutfelling i bekken ble det her påvist ungfisk. En nærmere analyse av hvilke andre stoffer

enn toverdig jern som finnes i sigevannet burde gjennomføres, og en løsning som kan spare bekken for denne belastningen utarbeides.

6. Referanser

- Andersen, J.A., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. & Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04. TA 1468/97. 31 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 – 15 m. NIVA-rapport Lnr. 2001. 44 s.
- Hobæk, A. & Aanes, K.J. 1996. Gruveforurensning av Storavatnet, Stord: Resipientundersøkelse og mulige konsekvenser av foreslåtte tiltak. NIVA-rapport 3576-96. 31 s.
- Johnsen, G.H. & Kambestad, A. 1989. Tilstandsrapport for Storavatn (nedre basseng) på Stord. Rådgivende Biologer AS Rapport 22. 32 s.
- Noteby 1994 a. Stordø Kisgruber. Forureining av Kiselva. Miljøteknisk undersøkning. Tiltak. Rapport nr. 51091.1. 31 s. + vedlegg.
- Noteby 1994 b. Stordø Kisgruber. Forureining av Kiselva. Miljøteknisk undersøkning. Forprosjekt. Rapport nr. 51091.2. 13 s. + vedlegg.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen. 1979. Telemarkvassdraget – Hovedrapport for underøkelsene i perioden 1975 – 1979. NIVA-rapport Lnr. 1147. 82 s.
- Urdal, K. & Johnsen, G.H. 2002. Prøvefiske i Storavatnet på Stord hausten 2002. Rådgivende Biologer AS Rapport 604. 14 s.

Vedlegg A. Analyseresultater Storavatn

TKB	pr 100 mL	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	6	200	60	<10	10	5
	Valvatna	0	3	5	<10	2	1
	Hovedbasseng	2	9	32	<10	8	2
	Almås	37	45	80	110	16	85
Tot-P	µg/L	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	4	3	4	4	4	5
	Valvatna	4	6	3	4	4	4
	Hovedbasseng	3	2	5	3	3	4
	Almås	5	6	6	7	8	9
Tot-N	µg/L	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	375	365	345	350	405	340
	Valvatna	430	435	380	385	350	405
	Hovedbasseng	360	350	345	340	335	340
	Almås	360	395	355	405	390	460
TOC	mg/L	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	2,5	2,5	3,2	3,3	3,0	2,7
	Valvatna	2,6	2,5	3	3,0	3,2	2,8
	Hovedbasseng	2,5	2,4	3,1	3,2	3,0	2,7
	Almås	2,3	2,3	2,9	3,0	3,1	2,6
FARGE	mg Pt/L	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	13,5	15,1	18,6	17,8	14,3	14,3
	Valvatna	15,5	14,7	18,2	16,6	14,3	13,9
	Hovedbasseng	13,2	15,9	19,7	18,6	13,9	14,3
	Almås	12,0	11,2	15,1	14,7	13,9	9,7
TURB	FNU	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	1,2	0,52	1,0	0,62	(7,30)	0,43
	Valvatna	0,80	0,44	0,8	0,55	0,76	0,32
	Hovedbasseng	0,92	0,42	0,94	0,69	0,68	0,48
	Almås	1,1	0,47	1,0	0,53	0,65	0,76
pH		22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	7,07	6,92	6,97	6,90	7,25	7,06
	Valvatna	7,14	6,94	7,06	6,90	7,07	7,11
	Hovedbasseng	7,09	6,91	6,97	6,93	7,00	7,07
	Almås	7,08	6,89	7,06	6,83	7,00	7,07
KOND	mS/m	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	11,6	11,4	10,6	10,9	11,4	11,2
	Valvatna	11,6	11,5	11,0	11,1	11,1	11,2
	Hovedbasseng	11,5	11,6	10,9	11,0	11,3	11,4
	Almås	12,0	12,0	11,5	11,5	11,9	12,0
Klf-A	µg/L	22.5.02	18.6.02	11.7.02	15.8.02	17.9.02	17.10.02
	Vassenden	2,2	1,2	1,9	1,8	2,4	1,6
	Valvatna		1,0	1,7	1,9	2,6	1,5
	Hovedbasseng	1,4	0,86	1,4	1,9	2,6	1,5
	Almås	1,8	2,2	3,1	4,2	5,3	6,4

Vedlegg B. Analyseresultater i bekker

TKB	#/100 mL	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	2	1	14	2	41	20	5	1	4	0	4	0
2	Vassenden bekk	22	8	60	15	850	70	110	28	2000	140	280	48
3	Daleelva	120	21	1100	160	650	100	120	150	750	700	88	150
4	Kiselva	0									0	9	0
5	Hustredal kanal	0	0	0	5	32	<10	9	7	4		11	0
6	Utløpselva	160	8	105	50	100	90	50	55	180	30	200	101

pH		19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	7,35	7,55	7,27	7,27	7,22	7,26	7,08	7,42	7,46	7,69	6,68	6,92
2	Vassenden bekk	7,03	7,39	7,5	7,24	6,83	7,69	7,41	7,42	7,03	7,34	6,8	6,91
3	Daleelva	6,91	7,46	7,57	7,15	6,66	7,33	7,01	7,53	7,06	7,48	6,62	7,08
4	Kiselva										3,93	4,07	
5	Hustredal kanal	7,05	7,69	7,1	7,12	7,04	6,76	7,21	7,23	7,3		6,69	6,54
6	Utløpselva	6,92	7,12	7,08	7,09	7,03	6,94	7,13	7,09	7,13	7,17	7,01	6,81

KOND	mS/m	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	11,0	16,3	13,9	10,8	9,71	43,0	18,8	18,8	12,9	21,9	6,31	12,55
2	Vassenden bekk	9,0	10,9	11	9,7	6,86	16,1	11	11	10,7	12	8,66	9,29
3	Daleelva	7,1	9	10,5	7,82	5,29	13,4	12,2	12,1	9,41	17,6	5,71	10,15
4	Kiselva										45,4	13,1	0
5	Hustredal kanal	7,6	14,3	4,38	7,4	6,59	3,9	5,37	8,96	10,3		5,84	5,39
6	Utløpselva	14,9	12,2	12,1	12	11,4	11,2	12	12	12,4	13,5	12,5	10,86

TURB	FNU	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	1,3	2,0	2,3	0,71	1,5	17,0	6,4	4,2	2,2	3,7	1,81	6,1
2	Vassenden bekk	2	1,3	0,31	0,62	2,5	0,4	0,68	0,66	2	1,3	1,17	1,4
3	Daleelva	4,1	0,8	0,36	0,43	3,2	0,3	0,33	0,23	2,2	1,2	1,25	0,99
4	Kiselva										75	11,8	9,6
5	Hustredal kanal	1,4	6,5	0,55	1,2	2	0,2	0,5	0,6	0,96		1,95	1,1
6	Utløpselva	1,4	1,4	1,3	0,76	0,87	0,3	0,61	1	0,9	1,1	0,97	3,2

FARG	mg Pt/L	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	37,5	53,0	30,2	21,7	38,3	19,7	67,0	59,2	32,9	89	43	65,8
2	Vassenden bekk	17,8	18,2	12,4	17,8	58,1	15,1	16,6	14,3	20,5	16,6	31,7	18,6
3	Daleelva	25,2	17,8	16,6	48	89	10,8	20,9	16,6	36,4	17	36,4	29
4	Kiselva										54,2	6,6	52,6
5	Hustredal kanal	22,4	23,2	2,7	20,9	41,4	3,1	17,4	29	25,2		43,3	34,4
6	Utløpselva	17	16,3	10,4	12	13,9	10,1	13,9	10,4	13,5	18,6	20,5	19,7

Vedlegg B forts.

Tot-P	$\mu\text{g/L}$	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	6	24	11	5	5	80	19	23	7	38	6	25
2	Vassenden bekk	17	11	6	8	30	5	7	5	22	9	18	8
3	Daleelva	15	6	6	8	24	5	4	4	17	12	11	16
4	Kiselva				18	24	16	34	31	16	28	19	38
5	Hustredal kanal	4	19	1	3	8	1	2	5	3		5	4
6	Utløpselva	45	8	5	6	6	12	7	7	6	4	6	7
	Jappaløken utløp							5					

Tot-N	$\mu\text{g/L}$	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	955	2850	2100	630	520	16 400	4 260	4 880	1 390	7 800	470	3 120
2	Vassenden bekk	550	545	415	470	550	590	430	475	650	685	780	565
3	Daleelva	550	375	260	420	505	435	405	465	600	1060	480	555
4	Kiselva				595	330	190	210	240	260	340	395	320
5	Hustredal kanal	310	740	230	210	235	175	210	225	225		375	330
6	Utløpselva	1290	420	340	310	340	405	390	445	395	415	435	415
	Jappaløken utløp							210					

TOC	mg/L	19.03.02	18.04.02	22.05.02	18.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02	15.11.02	18.12.02	14.01.03	20.02.03
1	Røyrtjern bekk	4,3	5,1	4,7	4,2	5,6	10,7	6,8	5,9	4,6	6,8	5,8	4,9
2	Vassenden bekk	2,8	2,8	3,5	3,5	7,3	4,3	3,9	3,1	3,4	3,0	4,0	2,8
3	Daleelva	3,3	2,4	3,2	6,3	10,3	2,4	4,0	3,2	4,9	2,1	5	2,7
4	Kiselva									4,0	2,7	4,2	2,2
5	Hustredal kanal	2,9	4,8	0,78	3,6	5,3	0,75	2,9	4,7	4,0		5,4	3,9
6	Utløpselva	2,6	2,4	2,4	2,4	2,7	3,0	2,9	2,7	2,5	2,6	2,7	2,7

Vedlegg C. Planteplankton i hovedbassenget

	22.05.02	16.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02
	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³
CYANOPHYCEAE						
Anabaena sp.	0	0	0	1,389	0	0
Aphanothece clathrata	0	0	4,891	17,162	4,639	13,116
cf. Coelosphaerium minutissimum	0	0	0	0,365	0,674	0
Merismopedia tenuissima	0	0	0,138	2,577	0	0,250
Snowella lacustris	0	0,062	5,735	20,578	10,048	0,472
Enkeltceller av cyanophyceer < 5 µm	0	0	0	55,142	0	0
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. L 15-20 µm	1,600	0	0,800	0	0	0
Cryptomonas spp. L 20-30 µm	3,324	11,302	13,526	8,115	4,654	0,367
Rhodomonas lacustris	4,674	0	20,568	10,284	13,089	2,805
DINOPHYCEAE						
Ceratium hirundinella L250 µm B 70 µm	1,519	7,596	13,672	15,192	12,153	1,519
Gymnodinium helveticum 60 µm	0	0	0	0	0	0
Gymno-/Gyrodinium 30-60 µm	0	0	0	1,188	3,564	7,127
Peridinium umbonatum	0	0	0	1,155	217,797	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 9x6 µm	0	0	0	0	1,121	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 10x8 µm	8,860	2,215	0	0	4,430	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 13 µm	4,499	0	0	0	0	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 20-30 µm	0	0	0	0,403	0	0
Ubestemt thecat dinoflagellat 30 µm	0	0	0	2,200	0	0
PRYMNESIOPHYCEAE						
cf. Chrysochromulina sp. 6 µm	13,356	9,349	8,013	2,671	53,423	0
CHRYSOPHYCEAE						
Bitrichia chodatii	2,084	0,035	0,071	1,042	2,084	0,035
Chrysolykos skujae	4,168	0	0	0	0	0
Dinobryon bavaricum	0	0	0	0	2,512	0
D. borgei	0,445	0	0,445	0	0,889	0
D. crenulatum	0	2,316	0,079	10,421	0	0
D. divergens	0,151	0	10,349	8,239	0	0
D. cf. sertularia	0	0	0	0	0,393	0
D. cf. sociale var americanum	0	0	0,157	0,765	0,393	0
D. suecicum	0	0	0	0	0	0,531
D. suecicum var. longispina	0	0	0	0	1,298	0
D. sp.1 - solitær	1,125	0,060	0	0	0	0
D. spp. - nakne celler L 8 µm	0,944	0	0	0	1,416	0
D. hviles pore	0	0	0	0	0	0
Kephyrion boreale	1,334	2,001	4,669	8,003	2,001	1,334
Mallomonas akrokomos	0,154	1,673	4,039	0	0	0
M. sp. 8-10 µm	6,947	1,389	0	0	6,253	0
M. sp. L 12-15 µm	0	0,128	0	1,563	0	0
M. sp. L 20 µm	0	0	3,225	0	0,569	0
M. sp. L 20-30 µm B 7-10 µm	13,943	3,427	0	0	0	0
Spiniferomonas sp. 6x5 µm	0	0	0	0	0	1,357
Synura sp. L20-25 µm B 6-7,5 µm	0	0	0	0	0	0
cf. Uroglena sp. L 8 µm B 4 µm	0	0	0	0	3,952	0
Hvilespore 9 µm	0	0	0	0	4,508	0

Vedleggs C fortsetter	22.05.02	16.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02
	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa	0	0	0	0	0	0
Cyclotella cf. quadrijuncta 12-20 µm	11,251	24,859	22,788	0	0	0
cf. Cyclotella 3-6 µm	0	0	0	0	91,472	25,473
cf. Cyclotella 7,5 µm	0	2,564	0	0	0	0
Cyclotella 13-20 µm	0	0	0	16,859	26,931	0,714
Cymbella sp. L 42 µm B 7 µm	0	0	0	0	0	0
Diatoma sp.L 30 µm B 10 µm	0	0,043	0	0	0	0
Fragilaria sp. 40-60 µm	1,920	0,450	0	0	0	0
Fragilaria sp. 60-80 µm	2,352	1,260	0	0	0,504	0
Fragilaria sp. 80-100 µm	3,888	1,620	0	0	0,216	0
Tabellaria flocculosa H 25-30 µm B 20-25 µm	0,283	0	0	0,566	0,566	0
Ubestemt kjededannende diatome L10xB4 µm	0	0	0	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE						
Phacus caudatus	0	0	0	0	0	0
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra lanceolata	0	0	0	0	0	0
A. judayi	0	0	0	0	0	0
cf. Chlamydocapsa planctonica 3-5 µm	0	0,054	0,805	6,332	0,396	0,396
cf. Chlamydocapsa planctonica 7-12 µm	42,411	0	14,152	0	5,301	0
Chlamydomonas sp. 4-5 µm	0	0,222	0	0	0	0,222
Chlamydomonas sp. 6-10 µm	0,989	0	0	0	0,989	0
Closterium acutum var. variabile	0,212	0,141	0	0	0,071	0,212
Crusigenia quadrata	0	0	0	0	0	0,006
Elakatothrix genevensis	1,669	0,205	0,053	0,417	0,835	0,014
cf. Keratococcus glareosus	0	0	0	0	0,313	0,417
Koliella spiculiformiis	0,784	0,522	0	0,065	0,018	0
Monoraphidium dybowskii	0	0	1,546	0,386	0	0,773
M. griffithii	0	0	0	0	0	5,410
Oocystis rhomboidea	0	0	0,623	0	0	0
Oocystis sp. L 6 µm B 3 µm	0	0	0,068	0	0	0
Oocystis sp. L 8-12 µm B 5 µm	0	0,126	0	0	0	2,472
Pandorina morum	0	0	0	0	0	0
Quadrigula korsikovii	0	0	0,100	33,925	0,088	0,100
Scenedesmus cf. aculeolatus L17,5 µm	0	0,120	0	0	0	0
UKLASSIFISERT						
Flagellater/Monader < 5 µm	144,217	167,546	150,579	53,021	89,075	84,834
Flagellater/Monader 5-10 µm	52,171	54,779	78,256	106,950	114,776	54,779
Coccer < 1 µm	0	0	0	0	0	0,633
ANDRE						
Gyromitus cordiformis 10-22 µm	0	0	0,605	0	0	0
Ubestemt heterotrof flagellat L8-10 µm B4-5 µm	3,381	3,381	0	0	0	2,254
Krageflagellater <5 µm	0	0	1,286	0,049	0,198	0
Totalt volum (mm³/m³)	335	299	361	387	684	208

Vedlegg D. Planteplankton i Almåsbassenget

	22.05.02	16.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02
	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³	mm ³ /m ³
CYANOPHYCEAE						
Anabaena sp.	0	0,442	0,118	0	0	0
Aphanothece clathrata	0	0	0	0	0	1,423
cf. Coelosphaerium minutissimum	0	0	0	0	0	0
Merismopedia tenuissima	0	0	0	0,334	0	0
Snowella lacustris	0	0	0,246	3,381	0	0
Enkeltceller av cyanophyceer < 5 µm	0	0	0	0	0	0
CRYPTOPHYCEAE						
Cryptomonas spp. L 15-20 µm	3,200	12,801	1,600	0	0	0
Cryptomonas spp. L 20-30 µm	32,462	10,821	21,641	140,668	65,015	140,668
Rhodomonas lacustris	28,047	33,656	70,117	41,136	41,136	64,508
DINOPHYCEAE						
Ceratium hirundinella L250 µm B 70 µm	0	3,038	1,519	15,192	0	0
Gymnodinium helveticum 60 µm	80,841	0	0	0	0	0
Gymno-/Gyrodinium 30-60 µm	0	19,006	11,879	0	14,254	4,751
Peridinium umbonatum	0	0	0	1363,396	1772,414	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 9x6 µm	0	0	0	0	0	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 10x8 µm	0	0	0	0	0	0
Ubestemte athecate dinoflagellater 13 µm	0	0	0	0	0	4,499
Ubestemte athecate dinoflagellater 20-30 µm	0	0	0	0	0	0
Ubestemt thecat dinoflagellat 30 µm	0	0	0	0	0	0
PRYMNESIOPHYCEAE						
cf. Chrysochromulina sp. 6 µm	0	2,671	6,678	37,396	5,342	0
CHRYSOPHYCEAE						
Bitrichia chodatii	2,084	0,132	0,521	2,084	0	0
Chrysolykos skujae	0	0	0	0	0	0
Dinobryon bavaricum	0	0	0	0	0	0,137
D. borgei	0	0	0	0	0	0
D. crenulatum	0	0	0	0	0	0
D. divergens	0	0,502	4,145	112,638	0	7,134
D. cf. sertularia	0	0	0	0	0	0
D. cf. sociale var americanum	4,632	0,883	0	0	0	0
D. suecicum	0	0	1,593	2,124	0,531	1,062
D. suecicum var. longispina	0	0	0	0	0	0
D. sp.1 - solitær	0	0	0	0	0	0
D. spp. - nakne celler L 8 µm	0	0	0	0	0	0
D. hvilespore	0	0	4,130	0	0	0,035
Kephyrion boreale	0	0	0	0	0	0,667
Mallomonas akrokomos	16,232	4,539	4,539	9,078	0	0
M. sp. 8-10 µm	4,863	0	0	0	0	0
M. sp. L 12-15 µm	0	2,084	0	0	0	4,168
M. sp. L 20 µm	0	0	0,491	6,175	10,807	1,544
M. sp. L 20-30 µm B 7-10 µm	0	0	0	0	5,577	0
Spiniferomonas sp. 6x5 µm	0	0	0	0	0	0
Synura sp. L20-25 µm B 6-7,5 µm	0	0	0	75,968	120,283	335,526
cf. Uroglena sp.L 8 µm B 4 µm	0	47,427	9,499	183,383	3,162	0
Hvilespore 9 µm	0	0	0	0	0	0

Vedlegg D fortsetter	22.05.02	16.06.02	11.07.02	15.08.02	17.09.02	17.10.02
	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³	mm³/m³
BACILLARIOPHYCEAE						
Asterionella formosa	5,381	0,464	0,371	86,211	0	86,977
Cyclotella cf. quadrijuncta 12-20 µm	0	0	0	0	0	0
cf. Cyclotella 3-6 µm	0	0	0	0	0	0
cf. Cyclotella 7,5 µm	0	0	2,564	0	0	0
Cyclotella 13-20 µm	12,858	1,607	16,859	16,859	0	0
Cymbella sp. L 42 µm B 7 µm	0	0	0,147	0	0	0
Diatoma sp.L 30 µm B 10 µm	0	0	0	0	0	0
Fragilaria sp. 40-60 µm	0	0	0	0	0	0
Fragilaria sp. 60-80 µm	1,176	0	2,520	193,284	180,894	3,150
Fragilaria sp. 80-100 µm	0	0	0	0	0	0
Tabellaria flocculosa H 25-30 µm B 20-25 µm	2,832	1,133	0,566	3,115	0	0
Ubestemt kjededannende diatome L10xB4 µm	0	0	0	0	0	0,160
EUGLENOPHYCEAE						
Phacus caudatus	0	0	0	0	0	0,377
CHLOROPHYCEAE						
Ankyra lanceolata	1,391	12,521	1,391	0	0	1,391
A. judayi	0	1,391	0	0	0	0
cf. Chlamydocapsa planctonica 3-5 µm	0	0	0	0	0	0
cf. Chlamydocapsa planctonica 7-12 µm	0	21,565	0	42,411	0	0
Chlamydomonas sp. 4-5 µm	0	0	0	0	0	0
Chlamydomonas sp. 6-10 µm	0	0	1,978	0,989	0	1,978
Closterium acutum var. variabile	0	0	0	0	0	0
Crusigenia quadrata	0	0	0	0	0	0
Elakatothrix genevensis	0	0	0	0	0	0,014
cf. Keratococcus glareosus	0	0	0	0	0	0
Koliella spiculiformiis	0,522	0,261	0,261	0	0	0
Monoraphidium dybowskii	0	0	0,773	0,773	4,637	0
M. griffithii	0	0	0	1,353	0	0
Oocystis rhomboidea	0	0	0	0	0	0
Oocystis sp. L 6 µm B 3 µm	0	0	0	0	0	0
Oocystis sp. L 8-12 µm B 5 µm	0	0	0,419	2,472	0	1,236
Pandorina morum	0	3,537	1,572	0	0	0
Quadrigula korsikovii	0	0,475	0	0	0	0
Scenedesmus cf. aculeolatus L17,5 µm	0	0	0	0	0	0
UKLASSIFISERT						
Flagellater/Monader < 5 µm	139,975	61,504	72,108	113,465	97,559	163,304
Flagellater/Monader 5-10 µm	78,256	130,427	99,124	166,946	83,473	54,779
Coccer < 1 µm	0	0	0	0	0	1,115
ANDRE						
Gyromitus cordiformis 10-22 µm	0	2,269	3,403	53,540	0	0
Ubestemt heterotrof flagellat L8-10 µm B4-5 µm	0	0	0	0	0	9,015
Krageflagellater <5 µm	0	0	0	0	0	0
Totalt volum (mm³/m³)	433	375	343	2 674	2 405	890