



RAPPORT LNR 3647-1997

Molands- og
Langangsvassdraget i
Aust-Agder -
Næringsstofftilførsler,
vannkvalitet, plankton og
fiskebestander.

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Molands- og Langangsvassdraget i Aust-Agder - Næringsstofftilførsler, vannkvalitet, plankton og fiskebestander.	Løpenr. (for bestilling) 3647-97	Dato Mai 1997
	Prosjektnr. Undernr. O-94216 / O-95029	Sider Pris 76 kr. 100,-
Forfatter(e) Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J., Kleiven, E., Norgaard, E., Skiple, A. og Walseng, B. (NINA).	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Arendal kommune	Oppdragsreferanse
-------------------------------------	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Molands- og Langangsvassdraget er undersøkt i 1994-1996 mht. vannkvalitet, plankton, fiskebestander og nærings-salttilførsler. I følge SFTs klassifiseringssystem må vannkvaliteten på de ulike stasjonene i vassdragene karakteriseres som "mindre god" til "dårlig" mht. virkninger av nærings-salter, "mindre god" til "nokså dårlig" mht. tarmbakterier, og "god" til "nokså dårlig" mht. surhet. Sedimentene i Molandsvatn så ut til å ha meget høye konsentrasjoner av disykliske aromatiske hydrokarboner som er indikator på oljeforurensning.</p> <p>Det er beregnet en fosfortilførsel til Molandsvatn og Langangsvatn på hhv. 730 og 1040 kg P/år. Av dette er bidraget fra landbruk og bebyggelse anslått til omkring 65%. De totale nitrogentilførslene er beregnet til 23,1 tonn for Molandsvatn og 32,7 tonn for Langangsvatn. Nitrogenbidraget fra lokale kilder er anslått til 40%.</p> <p>Under elektrofiske i tilløpsbekker til Molandsvatn under tørrværsperioden i august 1995 ble det registrert fisk i Tveitebekken, Skjulestadbekken, Brekkeelva, Moenbekken og Våjebekken. Ved prøvafiske av Molandsvatn i september 1995 ble det fanget 6 aure, 821 tryte (abbor) og 49 suter. Det ble dermed fanget færre aure, men flere tryter (abbor) og suter enn ved prøvafisken i 1985/86.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vannkvalitet 2. Plankton 3. Fisk 4. Forurensningstilførsler 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water quality 2. Plankton 3. Fish 4. Pollution inputs
--	--



Øyvind Kaste
Prosjektleder



Dag Berge
Forskningssjef

Molands- og Langangsvassdraget i Aust-Agder

Næringsstofftilførsler, vannkvalitet, plankton og
fiskebestander.

Forord

Denne rapporten inneholder en presentasjon av resultater fra to prosjekter; (i) "Vannkvalitetsundersøkelse av Molands- og Langangsvassdraget 1994-1996" og (ii) "Molands- og Langangsvassdraget: næringsstofftilførsler, plankton og fiskebestander".

Førstnevnte prosjekt inngår i en langtidsplan for rullerende overvåkning av viktige vann og vassdrag, finansiert av Arendal kommune. Det andre prosjektet er et forprosjekt i en vassdragsplan for Molandsvassdraget, som Fylkesmannen i Aust-Agder har tatt initiativ til i forbindelse med at vassdraget er vernet mot utbygging. Prosjektet er finansiert av midler fra Fylkesmannen i Aust-Agder samt Arendal kommune.

Arendal kommune har vært formell oppdragsgiver for begge prosjektene, med miljøvernkonsulent Erik Andreassen som kontaktperson.

Jarle Håvardstun har vært hovedansvarlig for feltarbeid og har dessuten bidratt til utarbeidelse av rapporten. Alle fysisk-kjemiske vannanalyser er foretatt ved Agderforskning-Teknikk i Grimstad (KM-lab fra 1.9.96). PAH i innsjøsedimenter er analysert på NIVA. Pål Brettum har telt planteplankton og Bjørn Walseng (NINA) har telt planktoniske krepsdyr og skrevet kapittelet om denne dyregruppen. Erik Nordgaard har skrevet kapittelet om PAH i innsjøsedimenter.

Prøvefisket i Molandsvatn i 1995 ble gjennomført med hjelp fra Aust-Agder Jeger- og Fiskerforening ved Asbjørn Aass. Erik Fløystad har vært kontaktmann for grunneierne ved Molandsvatn i samband med undersøkelsene. Vi takker de ovenstående samt fiskeforvalter Dag Matzow ved Fylkesmannens Miljøvernnavdeling som har gitt oss anledning til å bruke upublisert fiskemateriale i rapporten. Fiskematerialet er bearbeidet av Einar Kleiven og Jarle Håvardstun og rapportert av Einar Kleiven.

Landbrukskontoret og Teknisk etat i Arendal kommune har framskaffet opplysninger om arealbruk og forurensningskilder i vassdragenes nedbørfelter, på hhv. skog/jordbrukssektoren og på avløpssektoren. Beregninger av næringsstofftilførsler til vassdraget er foretatt av Anja Skiple, NIVA.

Grimstad, 2. april 1997

Øyvind Kaste

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Innledning	11
1.1 Bakgrunn	11
1.2 Formål	11
1.3 Tidligere undersøkelser	11
1.4 Områdebeskrivelse	12
1.5 Nedbør	14
2. Vannkvalitetsundersøkelse 1994-1996	15
2.1 Fysiske forhold og klorofyll-konsentrasjon i innsjøene	15
2.2 Næringsalter	17
2.3 Tarmbakterier	22
2.4 Organisk stoff og partikler	23
2.5 Surhet	24
2.6 Analyse av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter	26
3. Plankton	29
3.1 Planteplankton	29
3.2 Planktoniske krepsdyr	31
4. Fisk	33
4.1 Innledning	33
4.2 Materiale og metoder	33
4.3 Elfiske i tilløpsbekker til Molandsvatn.	35
4.4 Prøvefiske i Molandsvatn	38
4.4.1 Resultater fra 1985	38
4.4.2 Resultater fra 1986	38
4.4.3 Resultater fra 1995.	43
5. Næringsstofftilførsler	49
5.1 Avrenning fra utmarksområder	49
5.2 Nedbør på vannoverflater	49
5.3 Landbruk	50
5.4 Bebyggelse	52
5.5 Samlede næringsstofftilførsler til vassdraget	52
6. Avsluttende diskusjon	54
6.1 Vannkjemisk utvikling i Molandsvatn 1965-1995	54
6.2 Tilbakeholdelse av næringsstoffer i Molandsvatn	54
6.3 Vurdering av tiltaksbehov	55

7. Litteratur	59
Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem	62
Vedlegg B. Primærdata, vannkjemi	63
Vedlegg C. Primærdata, fytoplankton	66

Sammendrag

Vannkvaliteten i Molands- og Langangsvassdraget er undersøkt i 1994-1996 som et ledd i en langtidsplan for rullerende overvåking av viktige vann og vassdrag i Arendal kommune. På grunn av store brukerinteresser, samt at Molandsvassdraget er vedtatt vernet mot utbygging, er det fremmet forslag om å utarbeide en vassdragsplan for området. Som et grunnlag for denne vassdragsplanen er det gjennomført et forprosjekt som går ut på å kartlegge forurensningsforholdene og fiskebestanden i vassdraget. Resultatene fra forprosjektet blir presentert i denne rapporten, sammen med resultatene fra vannkvalitetsundersøkelsen i 1994-1996. Formålet med rapporten er å (i) vurdere vannkvalitetsforholdene i vassdraget, (ii) dokumentere fiskestatus i Molandsvatn med sidebekker, og (iii) beregne tilførsler av nitrogen og fosfor til vassdraget.

Vannkvalitet

Molands- og Langangsvassdraget er tildels betydelig påvirket av næringssalter. I følge Statens forurensningstilsyn (SFT) sitt klassifiseringssystem må vannkvaliteten i vassdragene karakteriseres som "mindre god" (klasse 2) til "dårlig" (klasse 4) mht. virkninger av næringssalter (**Figur 1**).

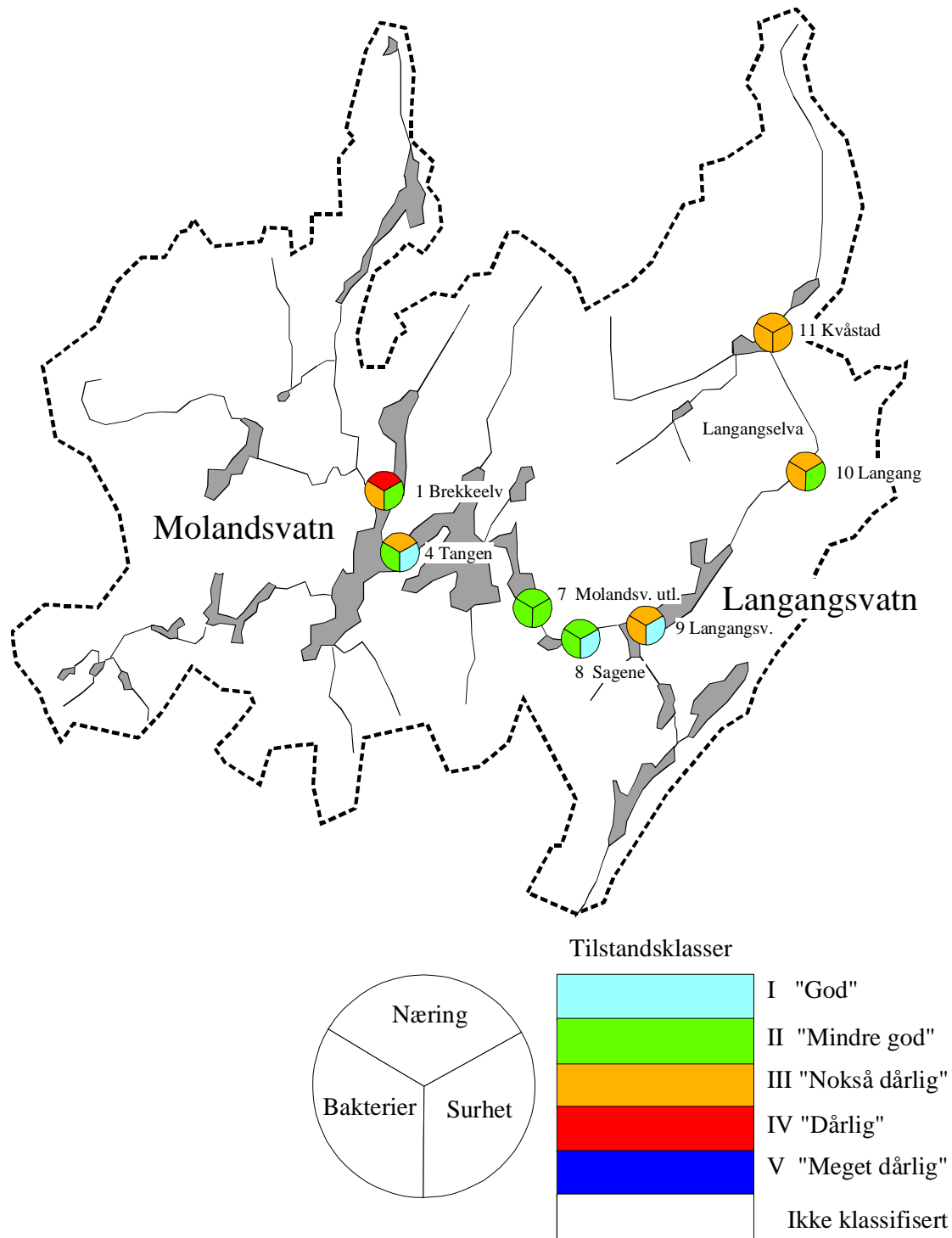
Ingen av lokalitetene tilfredstilte Folkehelsas krav til drikkevann (uten desinfeksjon), i og med at det ble påvist termotolerante koliforme bakterier (TKB) i de fleste av de analyserte prøvene. Molandsvatn lå imidlertid innenfor Folkehelsas krav til "godt badevann" på alle prøvetakingsdatoene, mens Brekkeelva, Langangselva og Langangsvatn ikke tilfredstilte Folkehelsas krav. Det må her tillegges at programmet ikke fullt ut oppfylder Folkehelsas krav til prøvetakingshyppighet, i og med at det kun er tatt månedlige prøver. Basert på SFTs vurderingssystem kan den hygieniske vannkvaliteten i vassdragene, uttrykt ved konsentrasjon av tarmbakterier, karakteriseres som "mindre god" (klasse 2) til "nokså dårlig" (klasse 3).

Vassdragene er generelt lite påvirket av forsurening, men bekker som kommer fra utmarksområdene over marin grense hadde tidvis pH-verdier under 6,0. Spesielt den øvre delen av Langangselva var relativt sterkt påvirket av forsurening (klasse 3, "nokså dårlig"). Dersom det hadde blitt tatt prøver f.eks. under snøsmeltingsperioden er det sannsynlig at det hadde blitt registrert enda lavere pH-verdier i bekkene.

Basert på tidligere vannkvalitetsundersøkelser i Molandsvatn kan det synes som at konsentrasjonene av total fosfor og total nitrogen har holdt seg relativt konstante siden 1988. Middelkonsentrasjonen av klorofyll var noe høyere i 1994-1996 sammenlignet med 1988-dataene. Det er imidlertid vanskelig å sammenligne dataene direkte, i og med at plankton-biomassen i 1994-1996 var dominert av flagellaten *Gonyostomum semen*, som gjennom sin store bevegelsesevne kan medføre store mengdevariasjoner fra prøve til prøve. Denne algen er kan forøvrig være til ulempe ved bading på grunn av at den utskiller et slimaktig stoff som kan skape hudirritasjoner.

Organiske mikroforurensninger i innsjøsediment

Dypvannsedimentene i Molandsvatn og det nærliggende Longumvatn hadde moderat innhold av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH). Konsentrasjonene lå innenfor grensene av hva som kan kalles normalt i for innsjøer i tettstedsnære områder. Det ble imidlertid funnet meget høye konsentrasjoner av disykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentet av de to innsjøene. Denne gruppen utgjorde >90% av målte organiske forbindelsene i sedimentprøvene. Analyseverdiene gir grunnlag for å konkludere med at sedimentprøvene er forurenset av oljekomponenter.



Figur 1. Klassifisering av vannkvalitetstilstand. Tilløpsbekkene til Molandsvatn er navnsatt i Figur 15, side 36.

Plankton

Forekomsten av planteplankton i Molandsvatn må karakteriseres som høy i forhold til fosforkonsentrasjonen i innsjøen. Planteplanktonet var dominert av flagellaten *Gonyostomum semen*, som i store konsentrasjoner kan gi kløe og sår hud hos badende. I Langangsvatn var biomassen av planteplankton bare omlag 1/6 av det som ble registrert i Molandsvatn. Langangsvatn hadde dermed svært lav algebiomasse i forhold til fosforkonsentrasjonen i innsjøen, som var omlag like stor som i Molandsvatn. Dette har trolig sammenheng med brakkvannspåvirkningen på denne lokaliteten.

Det planktoniske krepsdyrsamfunnet i Molandsvatn var relativt artsrikt, med fem hoppekrepsarter og syv vannloppearter. Cyclopoide hoppekreps utgjorde den største andelen av førstnevnte gruppe, mens *Daphnia longispina* var den dominerende vannløppen. Stor artsrikdom kombinert med en høy andel av *Daphnia longispina* er karakteristisk for uforsurede innsjølokaliteter under marin grense med forholdsvis lite beitepress fra planktonspisende fisk.

Fisk

Under elektrofiske i tilløpsbekker til Molandsvatn i august 1995 ble det registrert fisk i Tveitebekken, Skjulestadbekken, Brekkeelva, Moenbekken og Våjebekken. Lite vann forhindret fiske i mange av de mindre bekkene rundt innsjøen. De største fisketetthetene (>2 pr. m^2) ble registrert i Tveitebekken og Moenbekken. I tørkeperioder vil det sannsynligvis kun være Brekkeelva, Moenbekken og Skjulestadbekken som kan produsere aureyngel av noe mengde. Mange bekker er sterkt påvirket av grøfting og drenering, noe som forringer deres egnethet som gytebekker. Jordbruksavrenning kan også være et problem i enkelte bekker.

Ved prøvofiske av Molandsvatn i september 1995 ble det fanget 6 aure, 821 tryte (abbor) og 49 suter. Det ble dermed fanget færre aure enn ved tidligere prøvofiske i 1985 og 1986. Fangstene av tryte og suter var betydelig større enn ved tidligere prøvofiske, men dette har trolig sammenheng med at det ble fisket tidligere på høsten i 1995. Spesielt med fangsten i 1995 var en aure på over 5 kg. Dette må anses som svært sjelden i denne innsjøen, som generelt ikke har fiskespisende aure.

Aurene var 25-74 cm, og veksten i 1995 var forholdsvis lik det som ble funnet under et tilsvarende prøvofiske i 1985. Trytene var 7-22 cm, og sammenlignet med prøvofisket i 1985 var veksten i 1995-materialet markert dårligere fra og med det andre året. En så stor trytebestand som i Molandsvatn vil være en alvorlig næringskonkurrent til auren i innsjøen. Det ble ikke fanget røye i Molandsvatn på det ordinære prøvofisket, hverken i 1985 eller i 1995. Fra å ha vært et godt røyevatn, har det i senere tid vært lite fisk å få. En mulig årsak til dette kan være eutrofiering og tilgroing på gyte plassene.

Tilførsler av nitrogen og fosfor

Det er anslått en fosfortilførsel til Molandsvatn og Langangsvatn på hhv. 730 og 1040 kg P/år. Av dette er bidraget fra landbruk og bebyggelse anslått til omkring 65%. De største enkeltkildene er arealavrenning fra jordbruksarealer (24%), kloakkutslipp (23%) og avrenning fra gjødsellagre (15%). Totalt sett er landbruket den største forurensingskilden i vassdraget med omlag 40% av de totale fosfortilførslene.

De totale nitrogentilførslene er anslått til 23 tonn for Molandsvatn og 33 tonn for Langangsvatn. I motsetning til fosfor stammer nitrogentilførslene hovedsakelig fra naturlige kilder eller fra langtransportert forurenset luft og nedbør. Disse kildene bidrar med anslagsvis 60% av de totale nitrogentilførslene til vassdraget. Blant de lokale kildene er det kun avrenning fra landbruksareal (30%) og bidrag fra husholdningskloakk (9%) som har kvantitativ betydning.

Vurdering av tiltaksbehov

Rapporten inneholder anbefalinger om tiltak mht.:

- Reduksjon av næringssalttilførsler
- Oppfølgende undersøkelser av PAH-innhold i omkringliggende innsjøer
- Forhindring av spredning av uønskede fiskearter
- Bedring av forholdene i gytebekker for aure
- Utfisking av tryte

Disse tiltakene bør utredes videre i en vannbruks- / flerbruksplan for vassdraget.

Summary

Title: The Moland- and Langang watercourses in Aust-Agder county - Pollution inputs, water quality, plankton communities, and fish populations.
Year: 1997
Authors: Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J., Kleiven, E., Norgaard, E., Skiple, A. og Walseng, B. (NINA).
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

Pollution inputs, water quality, plankton communities, and fish populations in the Moland- and Langang watercourses were examined during the period 1994-1996.

The watercourses are moderately to heavily affected by nutrients and bacteria. Some forest brooks are susceptible to acidification, while the central parts of the catchments (dominated by marine clays) are well buffered. Sediment samples from Lake Molandsvatn revealed very high concentrations of dicyclic aromatic hydrocarbons, which indicate oil contamination. The sources for this is not yet known.

The phosphorus loading on Lake Molandsvatn and Lake Langangsvatn is calculated to 730 og 1040 kg P/yr, respectively. About 65% of this loading is due to local sources as settlement and agriculture. The nitrogen loading on the same lakes is calculated to 23 og 33 tonnes N/yr respectively. About 40% of this is attributed to local sources.

During electrofishing in a dry period in august 1995 fish were caught in 5 of 11 tributaries to the Lake Molandsvatn. Test-fishing in Lake Molandsvatn in September 1995 gave 6 brown trouts, 821 perches, and 49 tenches. This was fewer trouts, but more perches and tenches than in an earlier investigation from 1985/86.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Vannkvaliteten i Molands- og Langangsvassdraget ble undersøkt i 1994-1996 som et ledd i en langtidsplan for rullerende overvåkning av viktige vann og vassdrag i Arendal kommune. I dette overvåkingsprogrammet er det valgt å legge vekt på vassdrag med store brukerinteresser og tidligere dokumenterte forurensningsproblemer. Programmet omfatter hovedsakelig Molands- og Langangsvassdraget (1994-1996), Barbuvasdraget (1995-1997) og Assævvatn/Lilleelv (1998-1999).

Vassdragsområdet ligger omtrent midt mellom Arendal og Tvedestrand. Den sentrale beliggenheten medfører at det knytter seg store brukerinteresser til området, både næringsmessig og rekreasjonsmessig. Den største innsjøen i vassdragsområdet, Molandsvatn, står i så måte i en særstilling. Molandsvassdraget er vernet mot utbygging i henhold til Verneplan IV for vassdrag (St.prp. nr. 118, 1991-92).

På grunn av de store brukerinteressene, samt Molandsvassdragets vernestatus er det fremmet forslag om å utarbeide en vassdragsplan. Denne planen vil, foruten å inneholde formulerte miljømål knyttet til ønsket bruk og vannkvalitetstilstand, også inneholde forslag til tiltak som må iverksettes for å oppnå målene. Eksempelvis kan dette være fiskefremmende tiltak, bedre utnyttelse av fisken, forurensningsbegrensende tiltak, restaurering av vassdragstilknyttede kulturminner og friluftslivstiltak.

Som et grunnlag for å fastsette realistiske miljømål vedtok Arendal kommune å gjennomføre et forprosjekt med kartlegging forurensningsforholdene og fiskebestanden i vassdraget. Resultatene fra forprosjektet er presentert i denne rapporten, sammen med resultatene fra vannkvalitetsundersøkelsen i 1994-1996.

1.2 Formål

Formålet med rapporten er å:

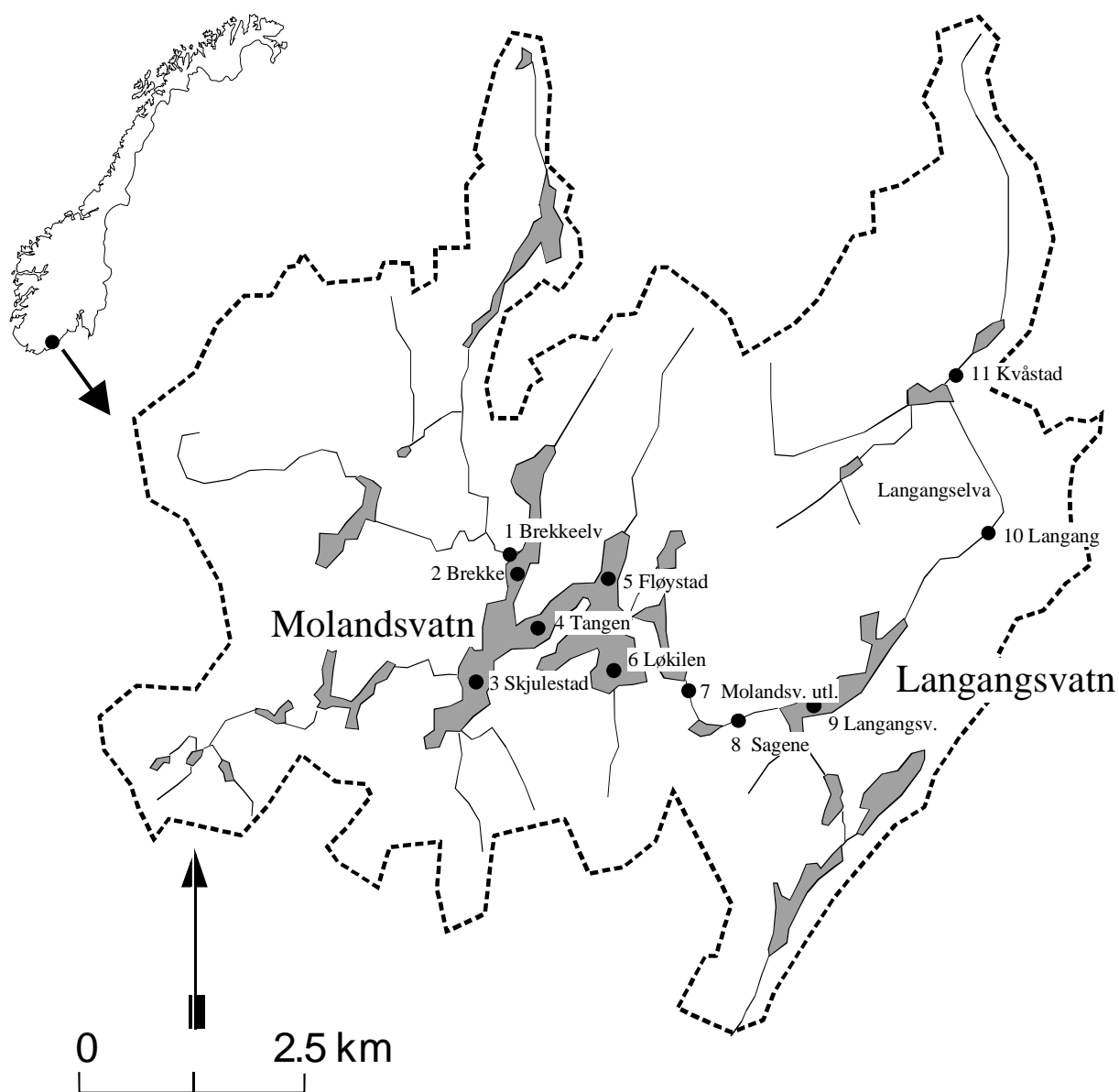
- Vurdere vannkvalitetsforholdene i vassdraget
- Dokumentere fiskestatus i Molandsvatn med sidebekker
- Beregne tilførsler av nitrogen og fosfor til vassdraget

1.3 Tidligere undersøkelser

Vannkjemien i Molandsvatn er tidligere undersøkt av Holtan (1965), Kaste (1988) og Faafeng *et al.* (1990). Molandsvassdraget er dessuten med i en undersøkelse av næringsstoffavrenning i Aust-Agder (Hindar 1990a) og en regional undersøkelse av vannkvalitet i kystnære småvassdrag (Hindar 1990b). Langangsvassdraget er lite undersøkt, men det finnes noe vannkjemidata hos Fylkesmannen i Aust-Agder. Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Aust-Agder har foretatt fiskeregistreringer i Langangsvassdraget, men materialet er foreløpig ikke bearbeidet.

1.4 Områdebeskrivelse

Det undersøkte området ligger i Aust-Agder fylke, hovedsakelig innenfor kommunene Arendal og Tvedestrand. Det består av to vassdragsgrener: Molandsvassdraget fra nordvest og Langangsvassdraget fra nordøst (**Figur 2**). Molandsvassdraget er størst og inneholder bl.a. Molandsvatn, som ligger like inntil E18. Molandsvatn har et samlet nedbørfelt på 37,0 km², hvorav Brekkeelva utgjør 16,6 km² (45%) (**Tabell 1**). Langangsvassdraget ligger hovedsakelig i Tvedestrand kommune og drenerer ved innløpet til Langangsvatn et areal på 14,8 km². Molands- og Langangsvassdraget samles i brakkvannsbassenget Langangsvatn som har forbindelse til sjøen ved Eydehavn. Samlet nedbørfelt for Langangsvatn er 56,3 km². Store deler av Molands- og Langangsvassdraget ligger under marin grense, som er ca. 75 moh. i området (I. J. Jansen, A-Agder Fylkeskartkontor, pers.medd.).



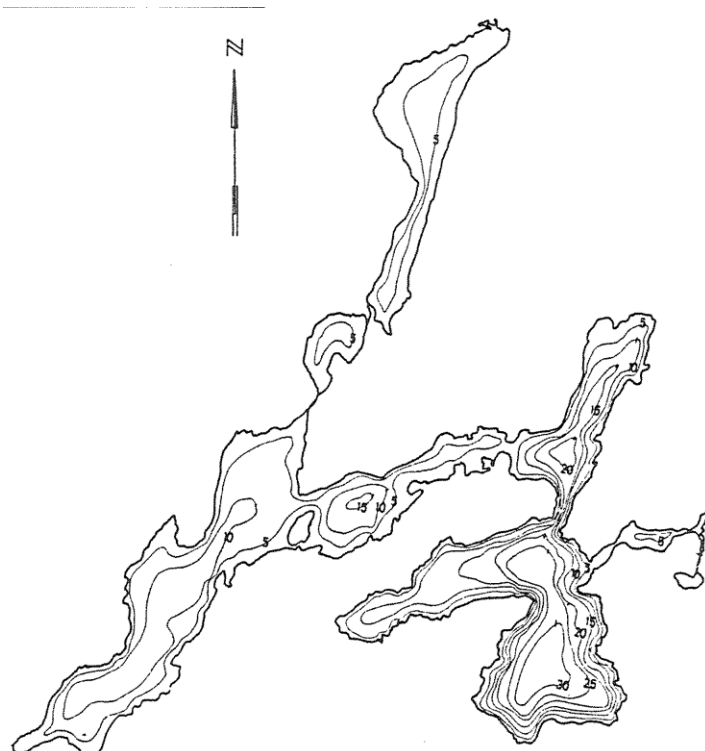
Figur 2. Vassdraget med nedbørfelt

Molands- og Langangsvassdraget er av Arendal kommune valgt ut som et satsingsområde for fritidsfiske. Molandsvassdraget regnes ikke som sjøareførende, da det er et vandringshinder helt nederst ved Sagene. I Langangsvassdraget går det sjøare omtrent opp til Jordtjenn, rett nedstrøms Kvastad. Molandsvatn har også viktige brukerinteresser i form av bading, jordbruksvanning og lokal drikkevannsforsyning. Molandsvassdraget er vernet mot kraftutbygging.

Molandsvatn kan karakteriseres som en svakt eutrof innsjø med relativt stor algeproduksjon om sommeren (Kaste 1988, Faafeng *et al.* 1990). Spredt bosetning og påvirkning fra landbruksaktivitet i nedbørfeltet er medvirkende årsaker til en relativt høy næringsstoffkonsentrasjon i innsjøen (Hindar 1990a). Hydrologiske data for vassdragene og morfologiske data for Molandsvatn er gitt i **Tabell 1**. Dybdekart for Molandsvatn er gitt i **Figur 3**. Arealfordeling i vassdragene er gitt i **Tabell 2**.

Tabell 1. Hydrologiske data for Molands- og Langangsvassdraget (Valland 1988, NVE 1996), samt morfometriske størrelser for Molandsvatn (Holtan 1965).

	Molandsvatn	Øvrig felt	Langangsvatn
Nedbørfelt (km ²)	37,0	19,3	56,3
Tilsig (mill. m ³ /år)	31,5	16,4	47,9
Spesifikk avrenning (l/s/km ²)	27	27	27
Høyde over havet (m)	28		1
Innsjøoverflate (km ²)	1,56		0,57
Maks. dyp (m)	34		ca. 8
Middeldyp (m)	8,8		-
Volum (mill. m ³)	13,8		-
Teoretisk oppholdstid (år)	0,45		-



Figur 3. Dybdekart for Molandsvatn (fra Holtan 1965).

Tabell 2. Arealfordeling i Molands- og Langangsvassdraget (Hindar 1990a, NVE 1996, Landbrukskontorene i Arendal og Tvedestrand).

	Molandsvatn	Øvrig felt	Langangsvatn
Skog, myr, bart fjell (km ²)	30,7	17,6	48,3
Jordbruksareal (km ²)	3,0	1,0	4,0
Innsjøer (km ²)	3,3	0,7	4,0
Total feltstørrelse (km²)	37,0	19,3	56,3

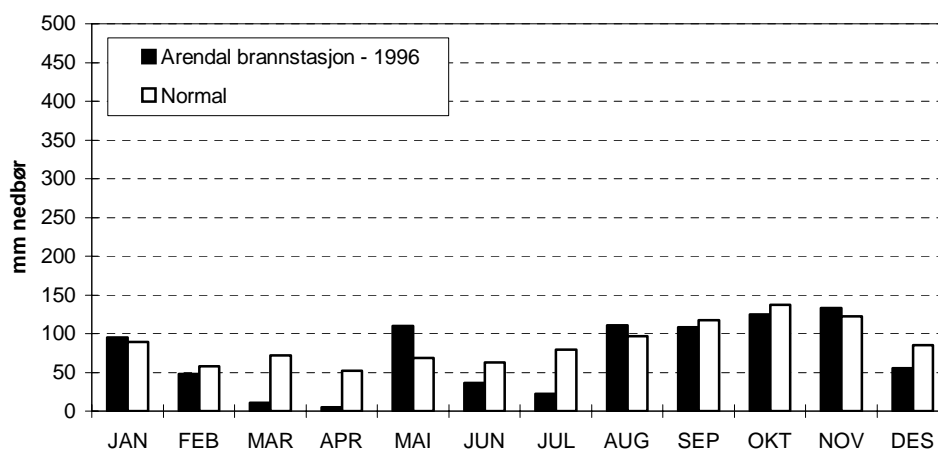
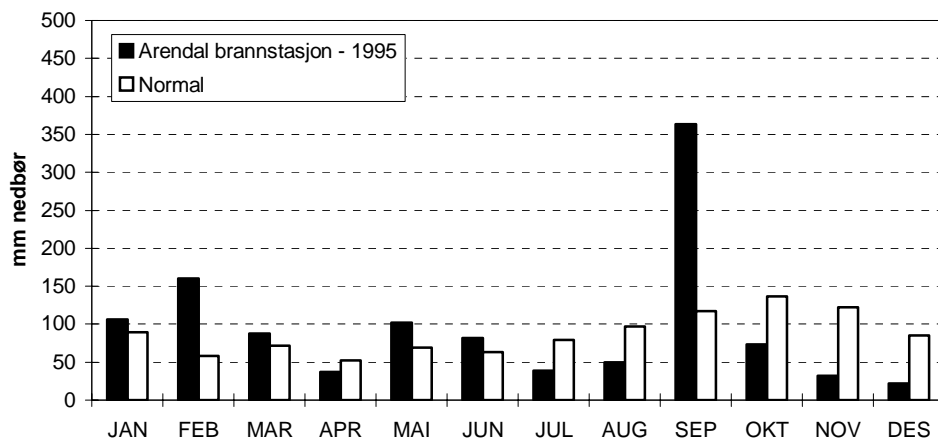
1.5 Nedbør

Meteorologisk stasjon Arendal brannstasjon:

Normalnedbør: 1040 mm

Årsnedbør 1995: 1154 mm (111% av normalen)

Årsnedbør 1996: 859 mm (83% av normalen)



Figur 4. Månedlig nedbør i 1995 og 1996 ved Arendal brannstasjon. Normal månedsnedbør for perioden 1961-1990 er angitt (DNMI 1997).

2. Vannkvalitetsundersøkelse 1994-1996

2.1 Fysiske forhold og klorofyll-konsentrasjon i innsjøene

Temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold

I Molandsvatn ble det registret forholdsvis stort oksygenforbruk i bunnvannet begge sesongene - imidlertid uten at det ble helt oksygenfritt (**Tabell 3**). Laveste oksygenkonsentrasjon i Molandsvatn, 0,5 mg/L, ble målt i slutten av oktober 1996. Dette var rett før høstfullsirkulasjonen, som inntrådte noe senere dette året enn i 1995. I og med at hovedstasjonen ved Tangen ikke ligger på det dypeste punktet i innsjøen, er det mulig at oksygenkonsentrasjonen har vært lavere f.eks. i Løkilen som er 30 meter dyp.

Tabell 3. Molandsvatn. Temperatur (°C), oksygen (mg O₂/L), siktedyp (m), innsjøens farge (visuelt bedømt), og konsentrasjon klorofyll (µg/L) som mål på algemengde.

Dato/dyp	Temperatur			O ₂ 15m	Siktedyp	Farge	Kl.a. 0-4 m
	1m	4m	15m				
26/09/94	12,0	11,8	4,4	0,8	3,2	brun	9,8
29/05/95	15,6	12,7	6,0	7,9	3,8	gulbrun	2,6
29/06/95	22,7	15,5	6,2	3,6	3,6	gulbrun	25,2
17/07/95	20,9	18,0	7,8	2,1	3,5	gulbrun	35,0
23/08/95	22,4	19,9	7,5	3,6	4,0	gulbrun	
26/09/95	12,1	12,1	7,6	2,8	3,4	brun	9,4
26/10/95	9,8	9,8	9,6	8,4	3,5	gulbrun	2,0
04/06/96	14,1	11,5	6,8	8,6	3,7	brungul	3,2
27/06/96	19,9	14,2	6,7	5,4	5,5	gulbrun	19,4
23/07/96	20,3	18,2	6,9	5,0	4,2	brungul	19,9
29/08/96	19,7	18,9	6,6	1,3	3,9	gul	38,1
02/10/96	11,9	11,9	6,9	0,6	3,6	gulbrun	13,3
30/10/96	8,7	8,7	6,7	0,5	2,5	gulbrun	1,4

I Langangsvatn er sirkulasjonsforholdene spesielle pga innslag av sjøvann fra fjordområdet utenfor (**Tabell 4**). Saltvannet, som er tyngre enn ferskvann, legger seg langs bunnen av innsjøen mens ferskvannet fra Molands- og Langangsvassdraget flyter oppå. I løpet av undersøkelsene i 1995/96 ble det funnet brakkvann fra og med 4 meters dyp ved alle prøvetakingene. Ved én anledning i 1995 og ved 4 anledninger i 1996 var det brakkvann seg helt opp til overflaten av innsjøen. Dette foregikk i tørrværsperioder om sommeren og om høsten, og den vertikale utbredelsen av brakkvannssjiktet synes dermed å være sterkt påvirket av ferskvannstilførselen.

I brakkvannsbassenger som Langangsvatn vil saltholdigheten bety mer for vannets tetthet enn temperaturen. Dette påvirker sirkulasjonsforholdene og medfører at temperaturprofilene i dette estuariet avviker fra rene ferskvannsføremster som f.eks. Molandsvatn (**Tabell 5**). Fenomenet er spesielt tydelig om høsten, da ferskvannslaget avkjøles før saltvannslaget. Dette skyldes at ferskvannslaget på tross av avkjøling forblir lettere enn det underliggende brakkvannslaget slik at lagdelingen opprettholdes. Brakkvannslaget kan derfor kun avkjøles ved diffusjon, som er en svært langsom prosess, eller ved inntrenging av kaldere saltvann utenfra fjordområdene.

Manglende vertikal sirkulasjon i vannmassene fører til at bunnvannet i Langangsvatn sjelden får tilført oksygen. Det var oksygenfrie forhold og produksjon av hydrogensulfid (H₂S) i bunnvannet ved

de fleste prøvetakingene i denne innsjøen (**Tabell 5**). I perioder når brakkvannssjiktet beveger seg oppover i vannmassene (som f.eks. sommeren 1996) kan sannsynligvis organismelivet i de øvre vannsjikt og i strandsonen rammes av episodisk oksygenmangel og giftig hydrogensulfid. I 1996 ble det registrert god oksygenmetning i alle prøver som ble tatt i overflatelaget i Langangsvatn.

Tabell 4. Salinitetsprofiler i Langangsvatn. Ferskvann: saltinnhold < 0,5 ‰, brakkvann: saltinnhold > 0,5 ‰ og < 30 ‰, sjøvann: saltinnhold > 30 ‰ (“Venice system” 1959).

Dato/dyp	Salinitet (‰)						
	1m	2m	3m	4m	5m	6m	7m
26/09/94							
29/05/95	0,1	0,1	4,5	11,0	13,0		
29/06/95	0,1	0,4	11,2	17,0	19,7		
17/07/95	1,4	4,3	7,4	16,8	19,6		
23/08/95							
26/09/95	0,1	0,1	0,1	8,5	15,2		
26/10/95	0,4	1,8	3,1	14,7	17,6		
04/06/96	0,0	1,3	8,7	15,7	19,0	20,2	20,3
27/06/96	1,0	3,7	5,2	14,9	18,9	20,1	20,2
23/07/96	6,6	7,9	9,9	11,5	11,8	11,1	18,2
29/08/96	12,7	13,6	13,9	15,3	15,8	17,9	18,6
02/10/96	5,9	12,7	14,3	13,7	15,3	17,7	18,4
30/10/96	0,0	5,3	11,7	13,5	14,8	17,6	19,1

	< 0,5 ‰
	0,5 - 10 ‰
	> 10 ‰

Tabell 5. Langangsvatn. Temperatur (°C), oksygen (mg O₂/L), hydrogensulfid H₂S (mg/L), siktedyp (m), innsjøens farge (visuelt bedømt), og konsentrasjon klorofyll (µg/L) som mål på algemengde. Skraverte felter angir atypiske temperaturprofiler i forhold til vanlige ferskvannsføremønstre.

Dato/dyp	Temperatur							O ₂		H ₂ S	Sikt	Farge	Kl.a.
	1m	2m	3m	4m	5m	6m	7m	1m	7m	7m			
26/09/94	12,1	15,0	17,6	19,1			12				3,4	gulbrun	9,6
29/05/95	15,5	15,7	15,3	12,2							3,6	gulbrun	9,6
29/06/95	23,6	20,6	16,4	14,6							4,0	gulbrun	6,2
17/07/95	21,2	21,4	20,4	15,8	13,7								11,7
23/08/95	24,2	24,1	23,6	21,3	17,6						4,2	grønngul	
26/09/95	12,3	12,3	12,3	13,3	17,5						2,8	brun	7,4
26/10/95	9,6	9,6	11,1	15,0	16,3						3,5	brun	1,2
04/06/96	15,5	15,4	10,7	10,9	11,1	11,9	12,0	10,4	0,2		4,2	brungul	2,3
27/06/96	20,6	20,1	18,2	12,2	11,8	11,8	11,9	8,8		>20	4,8	gulbrun	2,2
23/07/96	20,9	21,6	21,1	17,7	14,4	12,3		9,2			4,2	grønngul	1,6
29/08/96	20,4	20,9	21,2	21,4	18,9	15,7	12,6	5,2	0,0	>20	3,6	gulgrønn	3,4
02/10/96	12,7	15,9	15,1	17,2	17,2	16,9	13,7	8,6	0,0	>20	1,8	gulbrun	4,5
30/10/96	8,2	10,2	12,8	14,6	16,1	15,7	14,2	9,9	0,0	>20	2,0	gulbrun	1,2

Klorofyll, siktedyp og innsjøens farge

Klorofyllkonsentrasjonen i innsjøer er et mål på mengden av planteplankton (alger) som er tilstede i vannmassene. I Molandsvatn var det omlag samme utvikling i klorofyllkonsentrasjonen i 1995 og

1996 (**Tabell 3**): Konsentrasjonene økte til et maksimum på 35-38 µg/L i juli/august, for deretter å avta til lave nivåer utover høsten. Maksimumkonsentrasjonene i Molandsvatn var svært høye i forhold til konsentrasjonen av total fosfor (Berge 1987) og lå samme størrelsesorden som i mer markert eutrofe (overgjødsete) innsjøer (Faafeng *et al.* 1990). Årsaken til den høye algebiomassen i Molandsvatn er at planktonsamfunnet domineres av den store flagellaten *Gonyostomum semen*. Denne algen er kjent for å ha god vertikal bevegelsesevne, noe som sannsynligvis gjør den i stand til å utnytte næringsressurser i dyperne vannlag (Cronberg *et al.* 1988).

Siktedypet i Molandsvatn varierte mellom 2,5 og 5,5 meter (**Tabell 3**). Den viktigste årsaken til variasjoner i siktedypet var sannsynligvis humuskonsentrasjonen ("myrvanns-påvirkning" - målt som vannfarge og TOC), samt forekomsten av alger. Innsjøens farge varierte mellom gul og brun, noe som er en indikasjon på forholdsvis stor algeproduksjon samt tilførsler av humus (Strøm 1943).

Langangsvatn hadde lavere klorofyllkonsentrasjoner (1-12 µg/L) enn Molandsvatn (**Tabell 5**). Varierende innslag av brakkvann i de øvre vannlag kan sannsynligvis forklare at klorofyllverdiene hadde et noe ujevnt fordelingsmønster gjennom produksjonssesongen. Lavere konsentrasjon i 1996 sammenlignet med 1995 kan ha sammenheng med at brakkvannet dominerte overflaten av innsjøen i store deler av sommersesongen i 1996 (**Tabell 4**). Siktedypet i Langangsvatn var omlag det samme som i Molandsvatn (1,8-4,8 m). Innsjøens farge var gul/brun, men også med noe innslag av grønt som indikerer mindre næringsrike forhold enn i Molandsvatn (Strøm 1943).

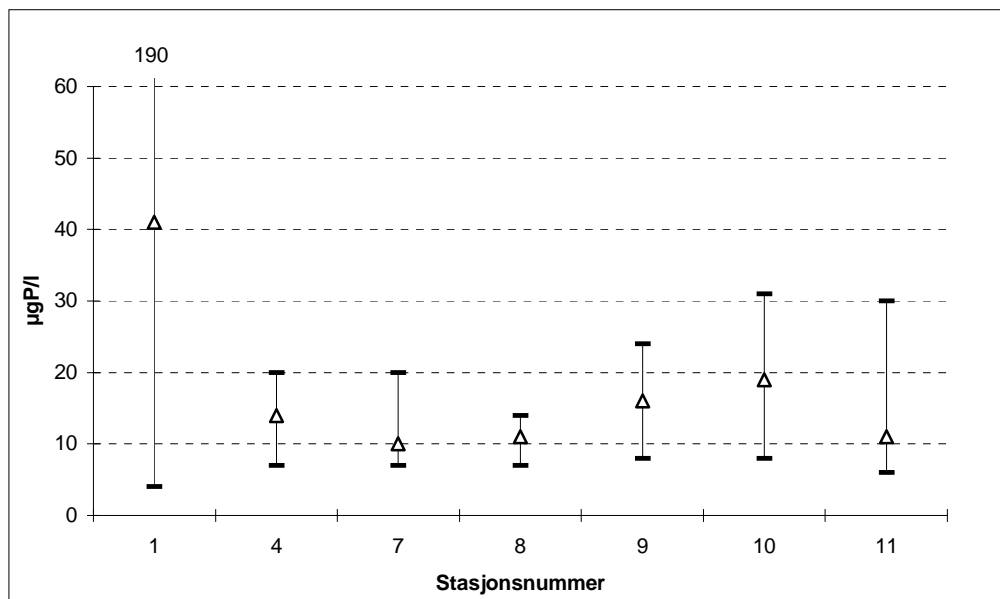
2.2 Næringsalter

Fosfor

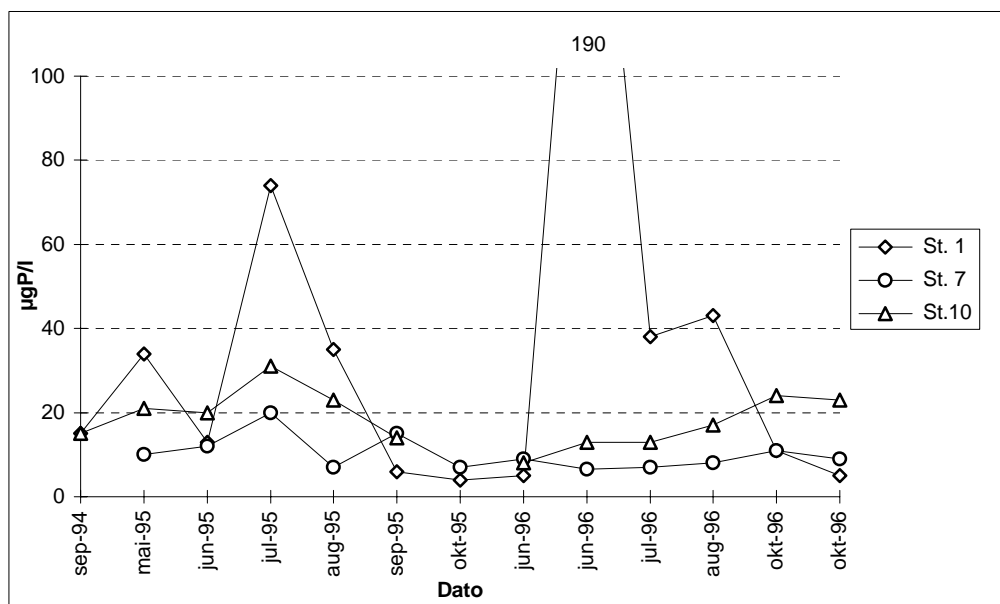
Naturlig bakgrunnsavrenning av fosfor fra utmarksområder på Sørlandet ligger på ca. 3-5 µg P/L (Kaste *et al.* 1997ab), mens en i områder under marin grense må påregne noe høyere verdier, omkring 8-12 µg/L omregnet fra Østlandsforhold (Bratli *et al.* 1997). Naturlig bakgrunnsavrenning under marin grense er imidlertid vanskelig å fastslå, i og med at det meste av disse arealene er dyrket opp.

Brekkeelva, det største tilløpet til Molandsvatn, skilte seg ut fra de øvrige stasjonene med høye og svært varierende fosforkonsentrasjoner (**Figur 5, Figur 6**). Også høye konsentrasjoner av løst fosfat i bekken indikerer at forurensningen først og fremst stammer fra lokale kilder (landbruk / bebyggelse) og i mindre grad naturlige prosesser som f.eks. erosjon langs bekkeløpet. I Molandsvatn (stasjon 4), samt i utløpet av innsjøen (stasjon 7) lå middelkonsentrasjonene av total fosfor på hhv. 14 og 10 µg/L. Årsaken til at utløpskonsentrasjonen var lavere enn innsjøkonsentrasjonen har trolig sammenheng med retensjonsprosesser (tilbakeholdelse) i innsjøen, spesielt sommerstid som følge av biologisk opptak og produksjon. Maksimal fosforkonsentrasjon i innsjøen og i utløpet var 20 µg/L.

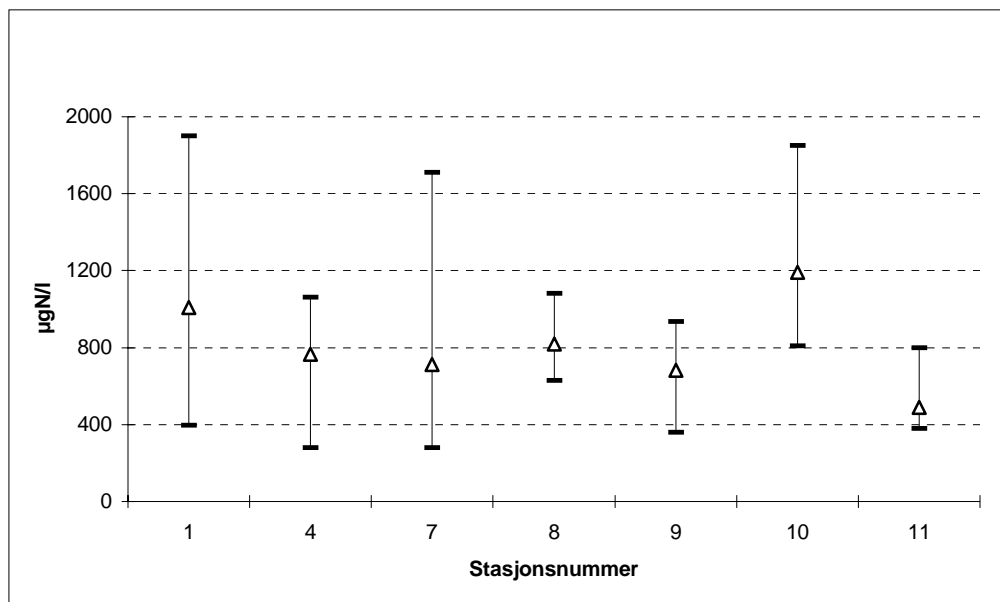
I Langangselva var middelkonsentrasjonen av total fosfor 12 µg/L øverst ved Kvastad (stasjon 11), mens den økte til 19 µg/L ned mot stasjon 10 ved innløpet til Langangsvatn (**Figur 5**). I enkeltprøver kunne verdiene gå opp til rundt 30 µg/L (**Figur 6**). Konsentrasjonene av løst fosfat var mer moderate i Langangsvassdraget enn f.eks. i Brekkeelva, men verdier opp mot 13 µg/L tyder på bidrag fra lokale kilder. Den midlere fosforkonsentrasjonen i Langangsvatn var noe høyere enn i Molandsvatn. Dette skyldes trolig i hovedsak innblanding av næringsrikt brakkvann på lokaliteten.



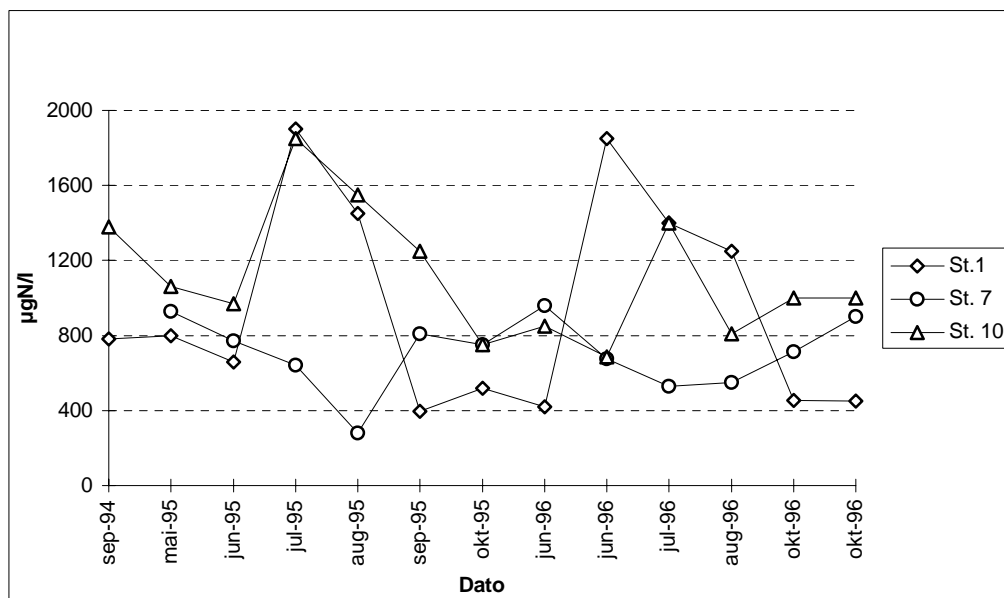
Figur 5. Total fosfor-konsentrasjon på ulike stasjoner i vassdraget. Middelverdier, samt høyeste og laveste verdi i løpet av undersøkelsen (se figur 2, side 12 for stasjonsnavn).



Figur 6. Sesongvariasjoner i total fosfor-konsentrasjon på stasjonene 1. Brekkeelva, 7. Utløp Molandsvatn og 10. Langangselva v/ Langang.



Figur 7. Total nitrogen-konsentrasjon på ulike stasjoner i vassdraget. Middelerverdi, samt høyeste og laveste verdi i løpet av undersøkelsen (se figur 2, side 12 for stasjonsnavn).



Figur 8. Sesongvariasjoner i total nitrogen-konsentrasjon på stasjonene 1. Brekkeelva, 7. Utløp Molandsvatn og 10. Langangselva v/ Langang.

Nitrogen

Konsentrasjonene av total nitrogen kan ligge opp mot 300-500 µg/L i uforurensede bekker på Sørlandet (Kaste *et al.* 1997ab, Bratli *et al.* 1997). En stor del av dette nitrogenet stammer fra forurenset nedbør (Skjelkvåle 1996). Nitrogenedfallet er høyest i de sørlige og sørvestlige delene av landet, og det er også her en finner de høyeste nitrogenkonsentrasjonene i uforurensede bekker.

Det ble registrert store variasjoner i nitrogenkonsentrasjonene, spesielt i Brekkeelva, i utløpet av Molandsvatn og i Langangselva v/ Langang, hvor det ble målt maks-konsentrasjoner på 1600-2000 µg N/L (**Figur 7, Figur 8**). Både maks- og middelkonsentrasjoner på disse stasjonene lå høyere enn det en kan forvente i upåvirkede områder. Blant de lokale kildene er landbruket totalt sett den viktigste bidragsyteren til nitrogen-forurensning i vassdraget (se seksjon 5).

Middelkonsentrasjonene av total nitrogen i Molandsvatn og Langangsvatn var hhv. 770 og 680 µg/L. Forskjellen mellom innløpskonsentrasjoner og innsjøkonsentrasjoner, viser at noe nitrogen holdes tilbake i innsjøene. Tot-N/tot-P - forholdet i innsjøene avtok til 15-20 i løpet av produksjonssesongen, noe som ikke er så langt fra algenes gjennomsnittlige proporsjonale behov på rundt 7. Dette tyder på at en god del nitrogen blir tatt opp biologisk i løpet av produksjonssesongen. Sedimentasjon av organisk bundet nitrogen, samt denitrifikasjon kan også være tapsprosesser av betydning. I Langangsvatn ble det observert nitratkonsentrasjoner under deteksjonsgrensen ved enkelte anledninger. Dette skyldes trolig en kombinasjon av biologisk omsetning i brakkvannet (som kan ha en avvikende fosfor/nitrogen dynamikk enn ferskvann), samt denitrifikasjon i overgangssjiktet mellom oksygenholdig ferskvann og oksygenfritt brakkvann.

Høye konsentrasjoner av nitrogenfraksjonen ammonium i overflatevann er en indikator på forurensning fra lokale kilder. I uforurenset bekkevann er ammoniumkonsentrasjonene vanligvis lave, < 50 µg N/L. De høyeste ammoniumkonsentrasjonene ble funnet i Brekkeelva. Nivået her lå vanligvis mellom 10 og 100 µg/L, men i en ekstremisituasjon i juni 1996 ble det målt 760 µg N/L. Ellers ble det notert ammoniumkonsentrasjoner over 100 µg N/L i Langangselva og i Langangsvatn.

Kalium

Kalium kan være en indikator på landbruksforurensning ved at naturgjødning, og i de fleste tilfeller kunstgjødning, inneholder dette plantenæringsstoffet. Kaliumkonsentrasjonene i uforurenset bekkevann er oftest under 1 mg/L (Skjelkvåle 1996), men en må regne med noe forhøyede konsentrasjoner i områder som ligger under marin grense.

Det ble ved enkelte anledninger notert forhøyede kaliumverdier i Brekkeelva (3,1 mg/L) og i Langangselva (3,8 mg/L). Ellers lå verdiene relativt konstant rundt 1 mg/L. Langangsvatn skilte seg imidlertid klart ut fra de andre lokalitetene med kaliumkonsentrasjoner i området 3-150 mg/L. Dette skyldes brakkvannspåvirkningen på denne lokaliteten.

Vurdering av vassdragets tilstand mht næringssalter

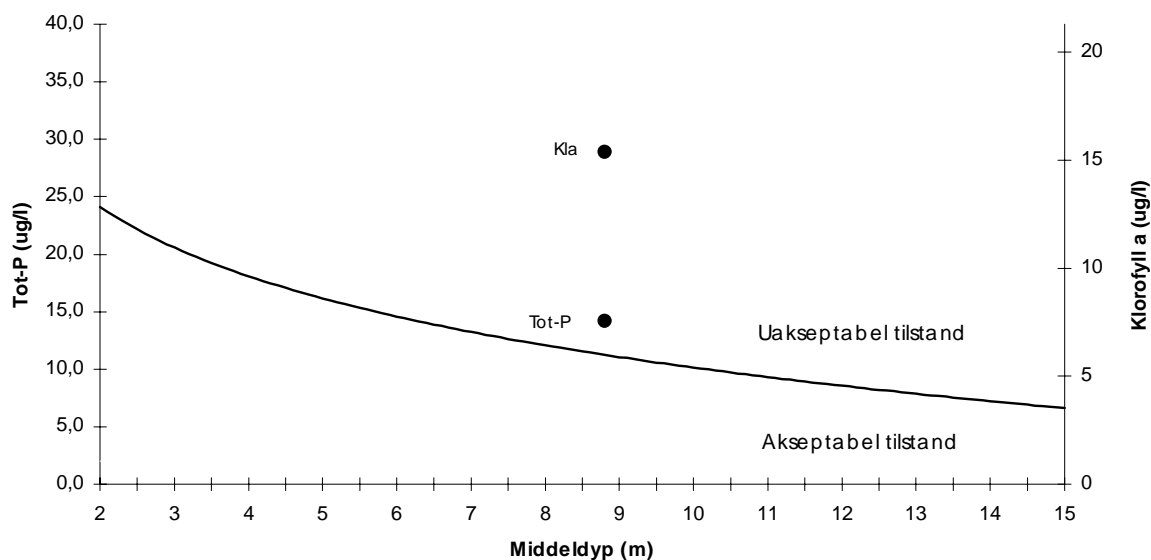
Samlet sett var det Brekkeelva som kom dårligst ut mht. virkninger av næringssalter (**Tabell 6**). Høye konsentrasjoner av både fosfor og nitrogen gjør at tilstanden må karakteriseres som "dårlig" (klasse IV) i følge SFTs klassifiseringssystem. De beste forholdene, relativt sett, ble funnet ved utløpet av Molandsvatn samt ved stasjonen Sagene. Dette har trolig sammenheng med at næringssalter, spesielt fosfor, blir holdt tilbake i Molandsvatn. Ved de øvrige stasjonene kan tilstanden mht. næringssalter karakteriseres som "nokså dårlig" (klasse III). Det er forøvrig verdt å merke seg at tilstanden for

nitrogen i Langangselva forverres med to vannkvalitetsklasser mellom stasjonene Kvastad og Langang.

Basert på FOSRES-modellen for fosforbelastning i grunne innsjøer (Berge 1987) kan Molandsvatn med et middeldyp på 8,8 meter i sommerperioden tåle en midlere fosforkonsentrasjon på omkring 11 $\mu\text{g P/L}$ og en midlere klorofyllkonsentrasjon på omkring 6 $\mu\text{g P/L}$. Midlere konsentrasjon av total fosfor i undersøkelsesperioden var 14 $\mu\text{g/L}$ (**Figur 9**), altså noe over det som kan kalles akseptabelt. Klorofyllkonsentrasjonen i innsjøen lå langt over det som kan kalles for akseptabelt (**Figur 9**). Tatt i betraktning at en stor del av biomassen bestod av flagellaten *Gonyostomum semen*, som sannsynligvis kan utnytte næringsressurser i bunnvannet, vil det trolig være mest riktig å legge vekt på fosforkonsentrasjonen som et mål på belastning.

Tabell 6. Vassdragets tilstand mht. virkninger av næringssalter. Klasse 1 er best, 5 er dårligst (se vedlegg A). Ved beregning av samlet tilstand mht. næringssalter er det lagt størst vekt på fosfor og klorofyll.

Nr.	Navn:	Total P	Total N	Klorofyll	Siktedyp	SUM
1	Brekkeelva	4	5			4
4	Molandsvatn	3	4	4	3	3
7	Molandsvatn utl.	2	4			2
8	Sagene	2	4			2
9	Langangsvatn	3	4	3	3	3
10	Langangselva v/ Langang	3	5			3
11	Langangselva v/ Kvastad	3	3			3



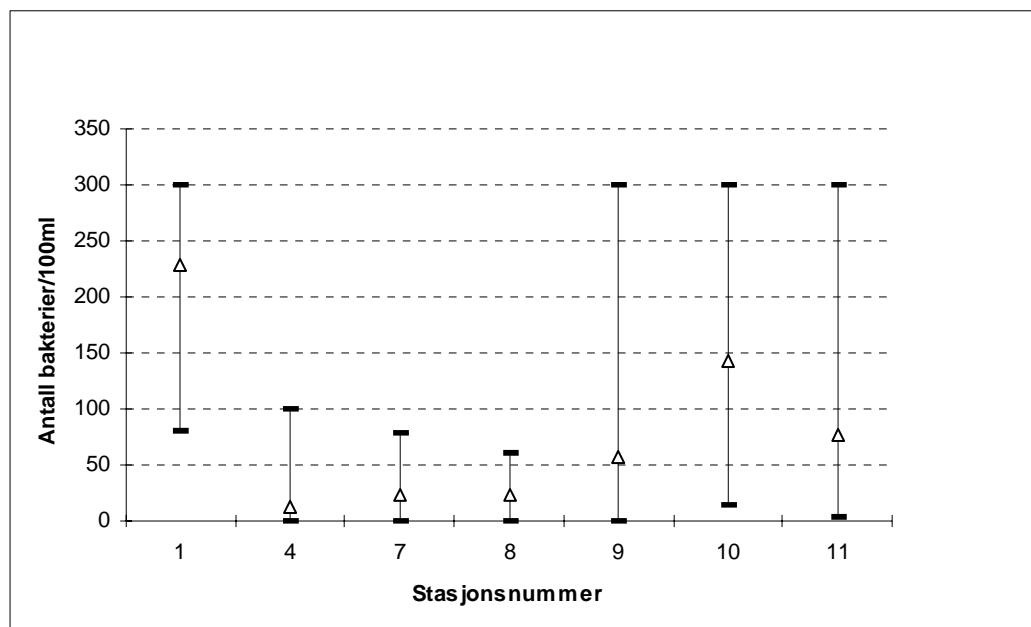
Figur 9. Vurdering av innsjøenes fosfor- og klorofyll-konsentrasjon (forkortet tot-P og Kla i figuren) i forhold til akseptabelt trofinivå. Kurven er hentet fra Berge (1987).

2.3 Tarmbakterier

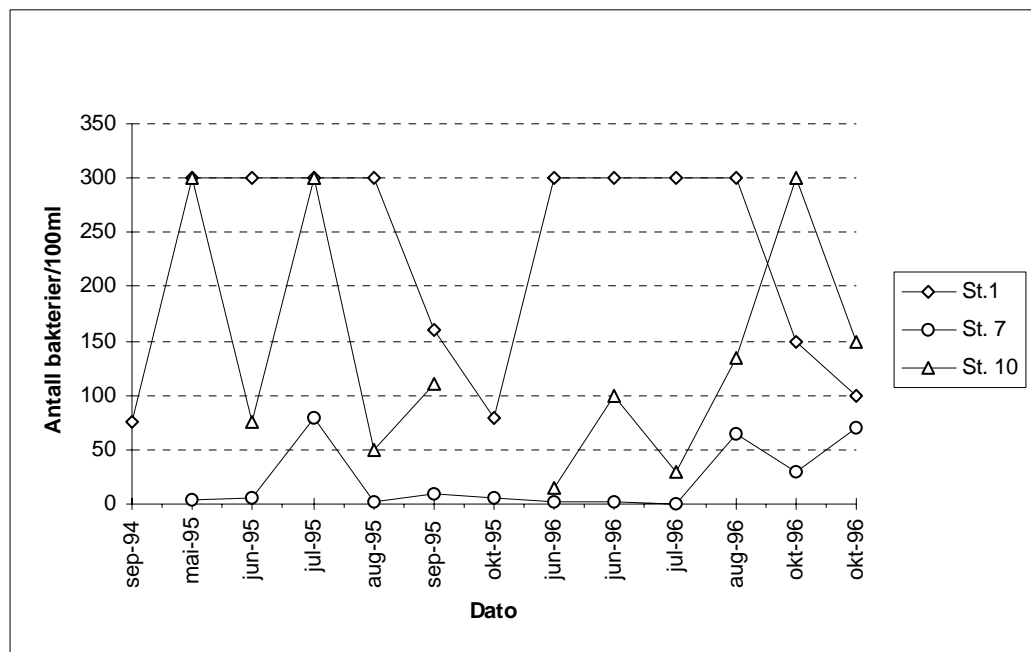
Forekomst av termotabile koliforme bakterier (TKB) i vann er tegn på fersk fekal forurensning, enten fra mennesker eller dyr. I følge Folkehelsas krav må det ikke påvises TKB i noen prøver dersom vannet ska oppnå betegnelsen “god drikkevannskvalitet” (SIFF 1987). Folkehelsas kvalitetskrav til godt badevann er <100 TKB/100 ml som geometrisk middeltall for minst 5 prøver tatt i en 30 dagers periode (Statens helsetilsyn 1994, SIFF 1976). Grenseverdien kan bare overskrides med inntil 100% for høyst 10% av enkeltresultatene (SIFF 1976). Det må her tillegges at programmet for Molands- og Langangsvassdraget ikke fullt ut oppfyller Folkehelsas krav til prøvetakingshyppighet, i og med at det kun er tatt månedlige prøver.

Ingen av lokalitetene tilfredstilte Folkehelsas krav til drikkevann (uten desinfeksjon), i og med at det ble påvist termotolerante koliforme bakterier (TKB) i de fleste av de analyserte prøvene. Den dårligste hygieniske kvaliteten ble funnet i Brekkeelva, i Langangselva og i Langangsvatn (**Figur 10**). På alle disse lokalitetene ble det funnet maksimal-konsentrasjoner over 300 TKB/100ml. Dette kvalifiserer dermed heller ikke til betegnelsen godt badevann, i og med at Folkehelsas krav på <100 TKB/100 ml ble overskredet med over 100% i enkeltprøver. De høyeste gjennomsnittlige bakteriekonsentrasjonene ble funnet Brekkeelva og i Langangselva v/ Langang, hvor det ble notert >300 TKB/100 ml i hhv. 8 og 3 prøver (**Figur 11**). Middelerverdiene for disse stasjonene er i tillegg underestimert fordi “ > 300 ” er betraktet som 300 ved beregningene. I Molandsvatn, samt i utløpselva ble det målt middel-konsentrasjoner på 13-23 TKB/100 ml og maks-konsentrasjoner på opp mot 100 TKB/ml. Dette ligger innenfor Folkehelsas krav til “godt badevann” for alle prøvetakingsdatoene.

I følge SFTs klassifiseringssystem ligger den hygieniske vannkvaliteten i vassdraget generelt innenfor klassene 2 og 3 (hhv “mindre god” og “nokså dårlig”) (**Tabell 7**). I Brekkeelva og i Langangselva v/ Langang var tilstanden sannsynligvis enda dårligere enn klasse 3, i og med at middelerverdiene er underestimert (<300 er betraktet som 300 ved beregningene).



Figur 10. Forekomst av termotabile koliforme bakterier (TKB) på ulike stasjoner i vassdraget (se figur 2, side 12 for stasjonsnavn). Middelerverdi, samt høyeste og laveste verdi i løpet av undersøkelsen. Øvre tellegrense: 300 TKB.



Figur 11. Sesongvariasjoner i forekomst av termostabile koliforme bakterier (TKB) på stasjonene 1. Brekkeelva, 7. Utløp Molandsvatn og 10. Langangselva v/ Langang. Øvre tellegrense: 300 TKB.

Tabell 7. Vassdragets tilstand mht. virkninger av tarmbakterier. Klasse 1 er best, 5 er dårligst (se vedlegg A)

Stasjon	Lokalitet	Tarmbakterier
St. 1	Brekkeelva	3
St. 4	Molandsvatn	2
St. 7	Molandsvatn utl.	2
St. 8	Sagene	2
St. 9	Langangsvatn	3
St. 10	Langangselva v/ Langang	3
St. 11	Langangselva v/ Kvastad	3

2.4 Organisk stoff og partikler

Organisk stoff og partikler er i denne undersøkelsen målt som hhv. totalt organisk karbon (TOC) og turbiditet. TOC-konsentrasjoner i vann varierer vanligvis i området 1-15 mg/L, avhengig av humustilførsler (Berglund *et al.* 1984). Humus er tungt nedbrytbare organiske forbindelser som bl.a. gir den karakteristiske brune fargen på avrenningsvann fra myrområder. Humusmengde i vann kan forholdsvis enkelt anslås ved å måle vannfargen. Vannets innhold av partikler kan også variere svært mye i naturlige vannforekomster. De høyeste partikkelkonsentrasjonene kan en vanligvis måle nedstrøms breer og i områder under marin grense.

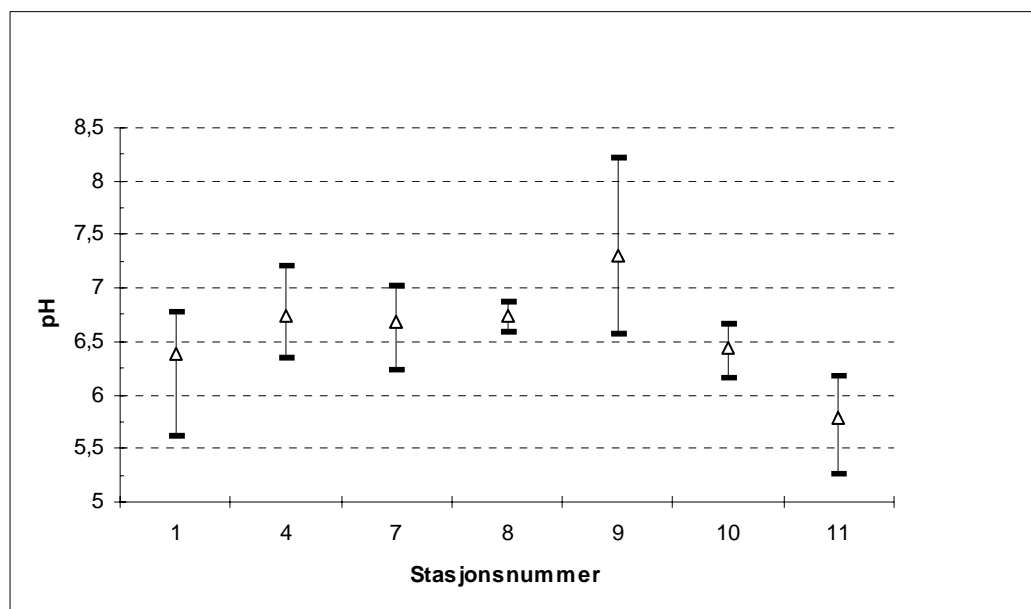
På grunn av de store variasjonene i både organisk stoff og partikler, er disse parametrene forholdsvis lite egnet som indikatorer på lokal forurensning - med mindre en kjenner de naturlige bakgrunns-konsentrasjonene i området svært godt. Opplysninger om vannets innhold av organisk stoff og partikler kan imidlertid ha stor innvirkning på andre vannkvalitetsparametre (bl.a. næringsstoffenes tilstandsform) og er derfor viktige ved tolkningen av disse.

Middelverdiene for TOC-konsentrasjon varierte mellom 5,3 og 6,7 mg/L på de ulike stasjonene. Dette, sammen med gjennomsnittlige fargetall på 30-45 mg Pt/L indikerer at samtlige stasjoner kan karakteriseres som mesohumøse (meso=middels) (Økland 1983, Berglind *et al.* 1984). Lokalitetene var generelt sett lite påvirket av partikler (0,5-2,2 FTU), tatt i betraktning at deler av nedbørfeltet ligger under marin grense. De laveste verdiene ble målt i innsjøene, som virker som sedimentasjonsbassenger for partikler.

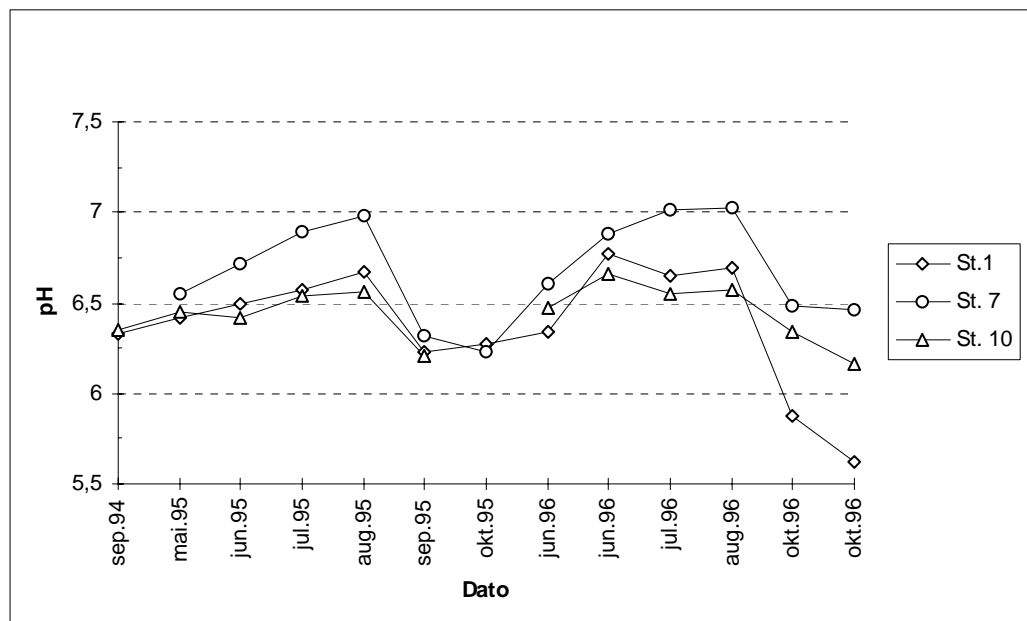
2.5 Surhet

I og med at store deler av vassdraget ligger under marin grense er det forholdsvis godt bufret mot forsurening (**Figur 12**, **Figur 13**). Kun i Brekkeelva og i Langangselva v/ Kvastad ble det registrert pH-verdier under 6,0 i løpet av undersøkelsen. Her må det i tillegg nevnes at Brekkeelva kalkes mot surt vann. Årsaker til de relativt lave pH-verdiene i disse bekkene er at forholdsvis store andeler av nedbørfeltene består av utmarksområder med lav bufferkapasitet. Kvastad-stasjonen må, med en middel-pH på 5,79 og en minimums-pH på 5,27 karakteriseres som relativt sterkt påvirket av forurening. I følge SFTs klassifisering er vannkvaliteten på denne stasjonen "nokså dårlig" mht. surhet (**Tabell 9**). Ved en tidligere prøvetakingsrunde i tilløpsbekker til Molandsvatn foretatt av Fylkesmannens miljøvernaveiding i april 1987, ble det registrert pH-verdier mellom 4,9 og 6,3, hvorav Brekkeelva hadde den laveste verdien (**Tabell 8**).

pH-verdiene i vassdraget hadde en klar sesongmessig variasjon, med de høyeste pH-verdiene om sommeren - når den biologiske produksjonen er på det høyeste og tilførselene av surt vann fra utmarksområdene er små.



Figur 12. pH på ulike stasjoner i vassdraget. Middelverdier, samt høyeste og laveste verdi i løpet av undersøkelsen (se figur 2, side 12 for stasjonsnavn).



Figur 13. Sesongvariasjoner i pH på stasjonene 1. Brekkeelva, 7. Utløp Molandsvatn og 10. Langangselva v/ Langang.

Tabell 8. pH-verdier i bekker rundt Molandsvatn tatt 29.4.1987. (Data fra Fylkesmannens miljøvern avdeling). Se Figur 15, s. 36 for lokalisering av bekkene.

Lokalitet	pH
Holtebekken	6,1
Skjulestadbekken	5,1
Brekkeelva	4,9
Kvennhusbekken	5,7
Lonebekken	5,6
Dalbekk (øvre del av Lonebekken)	5,0
Otterslandsbekken	6,3
Våjebekken	6,1

Tabell 9. Vassdragets tilstand mht. virkninger av surhet i 1994-1996. Klasse 1 er best, 5 er dårligst (se vedlegg A).

Stasjon	Lokalitet	Surhet
St. 1	Brekkeelva	2
St. 4	Molandsvatn	1
St. 7	Molandsvatn utl.	2
St. 8	Sagene	1
St. 9	Langangsvatn	1
St. 10	Langangselva v/ Langang	2
St. 11	Langangselva v/ Kvastad	3

2.6 Analyse av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter

Det ble i 1995 samlet inn sedimentprøver fra 0-2 cm sjiktet i Molandsvatn og i det nærliggende Longumvatn. Prøvene ble tatt på hhv. 11 og 32 meters dyp i de to innsjøene og analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Bakgrunn

PAH er en forkortelse for Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner. Dette er en gruppe organiske molekyler som er bygget opp av ringstrukturer, nærmere bestemt benzenringer. Molekylene består kun av karbon (C) og hydrogen (H), og laveste ringantall i PAH er 3. Aromatiske hydrokarboner som er bygget opp av 2 benzenringer kalles disykliske aromatiske hydrokarboner. PAH omfatter flere hundre forbindelser, hvorav flere er klassifisert som kreftfremkallende (KPAH). Generelt er KPAH-andeler på 40-50% ansett som "normale" i sedimentprøver fra ferskvann (T. Bækken, NIVA, pers. medd.).

De vanligste kildene til PAH er:

- Raffinering av olje og oljeprodukter
- Eksos fra forbrenningsmotorer
- Fyringsanlegg der kull brukes som varmekilde
- Smelteverk og metallurgisk industri som benytter kull som reduksjonsmiddel og/eller elektroder basert på produkter fra steinkulltjære
- Vaskeanlegg for røykgass

Det vil alltid finnes noe PAH i omgivelsene. Noe av dette er naturlig (bl.a. som resultat av skogbranner), men det mest er trolig langtransportert og stammer fra menneskeskapt kilder (Bjørseth og Olufsen, 1983). Normalverdier for PAH i ferskvannsedimenter er vanskelig å fastslå, men Næs (1991) oppgir at PAH-verdier innenfor konsentrasjonsområdet 0,5-10 mg/kg TS kan karakteriseres som "normale".

I tillegg til PAH er det analysert Disykliske Aromatiske Hydrokarboner i prøvene (se nedenfor)

Kommentarer til resultatene og konklusjoner

PAH-konsentrasjonene i Molandsvatn og Longumvatn er moderate, hhv. 2,48 og 3,58 mg/kg TS (**Tabell 10**). KPAH-andelene, 1,2 % i Molandsvatn og 3,6 % i Longumvatn, ligger under det som er observert i bynære områder i Aust-Agder tidligere (**Tabell 11**). I sedimenter fra Mjåvatn og Brøbørvatn (Risør kommune) er det tidligere funnet PAH-konsentrasjoner på 2,03-21,40 mg/kg TS, med KPAH-andeler på 30-55% (Hindar og Rørslett 1988, Hindar 1988, 1992). For noen av prøvestasjonene i Mjåvann er konsentrasjonene relativt høye, noe som kanskje skyldes innslag av lokale kilder. Sedimentene i både Mjåvatn og Brøbørvatn har en PAH-sammensetning som tyder på opphav fra forbrenningsprosesser.

Sammensetningen av organiske forbindelser i Molandsvatn og Longumvatn er helt forskjellig: Begge lokalitetene hadde svært høye konsentrasjoner av disykliske aromatiske hydrokarboner (>90 % av målte forbindelser). En eventuell "forbrennings-profil" overskygges dermed totalt av de nevnte forbindelsene. Når de i tillegg, sammen med fenantrenene, er substituerte med metyl-, etyl- og propylgrupper, vil en nærliggende konklusjon være at sedimentene er forurenset med oljekomponenter. Kilden(e) til en eventuell oljeforurensning er imidlertid vanskelig å fastslå med bakgrunn i resultatene. Det er usikkert om nærheten til vei kan ha betydning for resultatene. Begge innsjøer ligger langs E18, men det gjør på den annen side også Brøbørvatn (Risør kommune) som er vist i **Tabell 11**.

Tabell 10. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og disykliske aromatiske hydrokarboner i sedimentprøver fra Molandsvatn og Longumvatn (mg/kg TS). Parametre merket * inngår i KPAH-gruppen (klassifisert som kreftfremkallende), parametre merket ☒ inngår i NPD-gruppen (naftalen, fenantren, dibenzotiofener) som er lettere, ikke-forbrente forbindelser som indikerer oljeforurensning.

Parameter		Molandsvatn	Longumvatn
Disykliske:			
Naftalen	☒	2,31	2,25
C1-Naftalener	☒	6,40	6,50
C2-Naftalener	☒	36,15	19,90
C3-Naftalener	☒	11,87	5,14
Bifenyl		1,30	0,97
Sum disykliske		58,03	34,76
PAH:			
Fenantren	☒	0,10	0,11
C1-Fenantrener	☒	0,43	0,50
C2-Fenantrener	☒	0,24	0,27
Dibenzotiofener	☒	0,08	0,07
C2-Dibenzotiofener	☒	0,04	0,03
C3-Dibenzotiofener	☒	<0,01	<0,01
Benz(a)antracen	*	0,02	0,04
Benzo(a)pyren	*	0,07	0,13
Benzo(b)fluoranten	*	0,40	0,76
Dibenzo (a, c/a, h)antracen	*	0,04	0,07
Ind.(1,2,3 cd)pyren	*	0,20	0,36
Acenaften		0,03	0,02
Acenaftylen		0,05	0,04
Antracen		0,01	0,02
Benzo(e)pyren		0,14	0,29
Benzo(ghi)perylene		0,14	0,27
Chrysen		0,06	0,13
Fluoranten		0,07	0,15
Fluoren		0,21	0,13
Perylen		0,10	0,06
Pyren		0,06	0,13
Sum PAH		2,48	3,58
Sum NPD	☒	57,62	34,77
Sum KPAH	*	0,72	1,36

Tabell 11. Gjennomsnittsverdier for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og disykliske aromatiske hydrokarboner (mg/kg TS) i sedimentprøver fra ulike lokaliteter i Mjåvatn og Brøbørvatn i Gjerstadvassdraget (Hindar og Rørslett 1988, Hindar 1988, 1992). Parametere merket * inngår i KPAH-gruppen (klassifisert som kreftfremkallende).

Parameter	Mjåvatn 1985-87		Mjåvatn 1991				Brøbørvatn	
	1985	1987	A	B	C	D	I	II
Disykliske:								
Naftalen			0,06	0,04	0,06	0,05		
C1- Naftalener			0,16	0,22	0,19	0,16		
Bifenyl			0,10	0,07	0,09	0,05		
Sum disykliske			0,32	0,34	0,34	0,25		
PAH								
Fenantren	1,37	1,39	0,24	0,24	0,29	0,13	0,24	3,20
C1-fenantren			0,07	0,08	0,07	0,02		
Benz(a)antracen	*	0,39	0,29	0,44	0,53	0,12		0,24
Benzo(a)pyren	*		0,51	1,01	1,12	0,19	0,25	0,18
Benzo(b)fluoranten	*						0,42	0,89
Benzo(j,k)fluoroanten	*	1,80	2,39	6,81	5,56	1,09		
Dibenzo(a, c/a,h)antracen	*		0,19	0,43	0,49	0,15		
Ind. (1,2,3cd)pyren	*		1,07	2,80	3,17	0,60	0,24	0,51
Acenaftylen			0,05	0,05	0,08			
Antracen	0,83		0,06	0,08	0,10	0,08		0,46
Benzo(e)pyren		0,70	0,66	1,86	1,99	0,30	0,32	
Benzo(ghi)perylene	0,61	1,00	0,63	1,56	1,80	0,35		
Chrysen	1,35	0,71	0,70	1,50	1,57	0,39	0,15	0,44
Fluoranthren	2,09	2,47	0,60	0,88	1,08	0,26	0,30	0,61
Fluoren			0,07	0,07	0,08	0,03		
Perylen			0,49	0,52	0,49	0,55		
Pyren	1,72	1,91	0,50	0,69	0,85	0,21	0,12	0,48
Sum PAH	10,14	11,84	8,54	18,99	19,25	4,47	2,03	6,99
KPAH	*	2,18	3,66	4,46	11,47	10,85	2,14	1,81

3. Plankton

3.1 Planteplankton

Molandsvatn

For å beskrive horisontale forskjeller i mengde (biomasse) og sammensetning av planteplankton i Molandsvatn ble det i slutten av september 1994 samlet prøver fra fem ulike bassenger (0-4 meters dyp) og telt alger etter standard metoder ved NIVA (Brettum 1984). De fem bassengene var: stasjon 2 ved Brekke, stasjon 3 ved Skjulestad, stasjon 4 ved Tangen, stasjon 5 ved Fløystad og stasjon 6 ved Løkilen.

Biomassen i de fem bassengene varierte med en faktor på nesten tre, fra 204 til 577 mg/m³ (vedlegg C). Konsentrasjonen av total fosfor varierte til sammenligning med en faktor på drøyt to på de samme stasjonene, fra 11 til 23 µg/L. I en innsjø som Molandsvatn, med en forholdsvis kompleks bassengform og omgitt av landbruksarealer, må en regne med en viss horisontal variasjon. Den viktigste forklaringen på svingningene er imidlertid dominansen av algen *Gonyostomum semen* som kan bevege seg opp og ned av produksjonssjiktet relativt raskt (Cronberg *et al.* 1988). På stasjon 4, som ble benyttet som hovedstasjon videre i undersøkelsen, var planktonbiomassen omlag 25% lavere enn gjennomsnittet for de fem bassengene.

Gjennomsnittlig planktonbiomasse i 1995 var 1330 mg/m³, noe som er en indikasjon på mesotrofe til eutrofe forhold (Brettum 1989). Biomassen varierte mellom 46 og 2950 mg/m³ i løpet av produksjonssesongen fra mai til oktober. *Gonyostomum semen* dominerte til tider planktonet fullstendig, spesielt når den samlede biomassen var høy (**Figur 14**). Det kan virke som om *Gonyostomum semen* er en sterk konkurrent i forhold til de øvrige algegruppene i innsjøen. Grønnalger, kryptomonader og fureflagellater hadde svært liten biomasse i forhold til det en kunne forvente i en næringsrik innsjø som Molandsvatn.

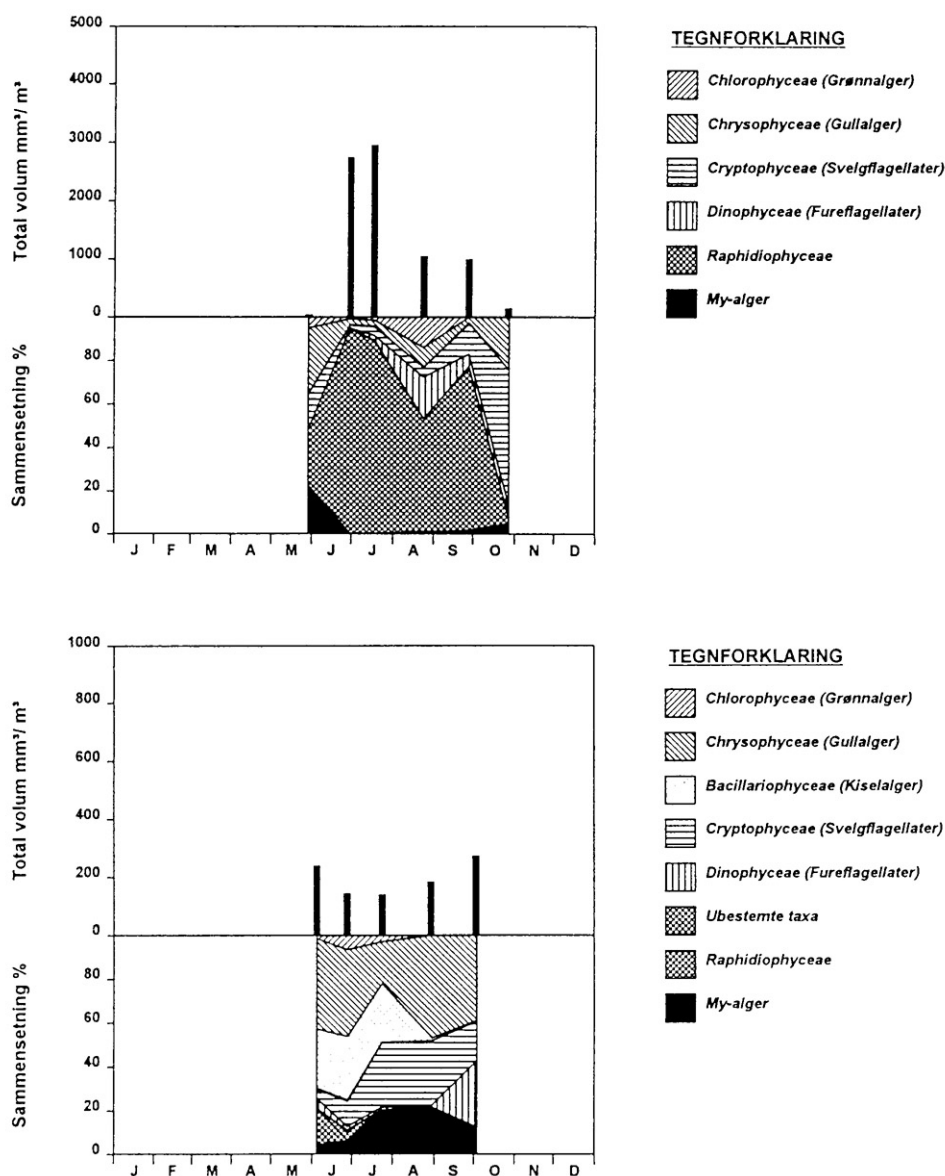
Det ble forøvrig kun registrert svært beskjedne mengder cyanobakterier (blågrønnalger) i prøvene. Denne gruppen øker vanligvis ved økende fosforinnhold (og avtakende nitrogen/fosfor - forhold) og kan i enkelte tilfeller danne kraftige algeoppblomstringer. Fraværet av cyanobakterier må sies å være positivt, men store forekomster av *Gonyostomum semen* er rapportert å være til ulempe ved bading på grunn av at algen utskiller et slimaktig stoff som kan skape hudirritasjoner (Hongve *et al.* 1988).

Biomassen av gullalger var betydelig lavere i 1995 sammenlignet med en undersøkelse gjennomført i mai/juni 1988 (Kaste 1988). Fra å utgjøre 73-83% av den totale planteplanktonbiomassen i 1988, var andelen i 1995 nede i 3-30%. Forskjellene i prøvetakingstidspunkt i produksjonssesongen (mai/juni mot mai/oktober) kan forklare noe av variasjonen, men resultatene kan tyde på at gullalgene i stor grad ble utkonkurrert av *Gonyostomum semen* i 1995. Det ble ikke registrert *Gonyostomum semen* i prøvene fra 1988. Algen har imidlertid lett for å sprekke ved konservering, slik at de lett kan overses ved telling i mikroskop. Arten kan derfor ha vært tilstede i 1988, uten at den ble registrert.

Langangsvatn

Det ble i alt tatt 5 kvantitative planteplanktonprøver i Langangsvatn i perioden juni-oktober 1996 (vedlegg C, **Figur 14**). Gjennomsnittlig biomasse basert på disse prøvene var 198 mg/m³, altså bare omlag 1/6 av det som ble registrert i Molandsvatn året før. Algebiomassen var dessuten mye mer stabil i Langangsvatn sammenlignet med Molandsvatn, som var preget av store variasjoner i mengden av planktonalgen *Gonyostomum semen*. Resultatene for Langangsvatn indikerer oligotrofe forhold, dersom en benytter indikatorsystemet som er utviklet for planktonalger i ferskvann (Brettum 1989).

Ut fra de registrerte konsentrasjonene av total fosfor i Langangsvatn (16 $\mu\text{g/L}$ som gjennomsnitt for undersøkelsesperioden) ville en forvente høyere biomasse av planktonalger. Årsaken til den relativt lave algebiomassen er vanskelig å fastslå, men forholdet kan ha sammenheng med brakkvannspåvirkningen. Den dominerende algen i Molandsvatn, *Gonyostomum semen*, ser ut til å ha vansker med å etablere seg i Langangsvatn. På den annen side ble det registrert flere marine arter i brakkvannsbassenget (se vedlegg C). Planteplanktonet i Langangsvatn var stort sett dominert av gullalger, kiselalger og kryptomonader (**Figur 14**). Det ble i løpet av sesongen registrert en forskyvning fra dominans av gullalger og kiselalger på forsommeren til dominans av gullalger, kryptomonader og dinoflagellater på ettersommeren og høsten.



Figur 14. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Molandsvatn i 1995 (øverst) og Langangsvatn i 1996 (nederst). Totalvolum er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

3.2 Planktoniske krepsdyr

Tilsammen 9 planktoniske krepsdyrprøver fra Molandsvatn, fra tre forskjellige datoer i 1995 (19/6, 23/8 og 26/9) er blitt artsbestemt. Alle prøvene er kvantitative og er tatt med en Schindlerhenter med et volum på 10 liter. I juni er prøver fra 1, 3, 5 og 7 meter slått sammen i en flaske, mens det fra august og september foreligger enkeltprøver fra henholdsvis 1, 3, 5, 7 og 1, 2, 3, 4 meters dyp.

Tilsammen 12 arter planktoniske krepsdyr, henholdsvis syv vannlopper og fem hoppekreps, ble påvist i Molandsvatn (**Tabell 12**). Dette må karakteriseres som et artsrikt planktonsamfunn. Tettheten av dyreplankton var klart størst i august-prøven. Da var også overvekten av hoppekreps størst i forhold til vannlopper (**Figur 15** **Error! Reference source not found.**). Planktontettheten var noe større i juni sammenlignet med i september.

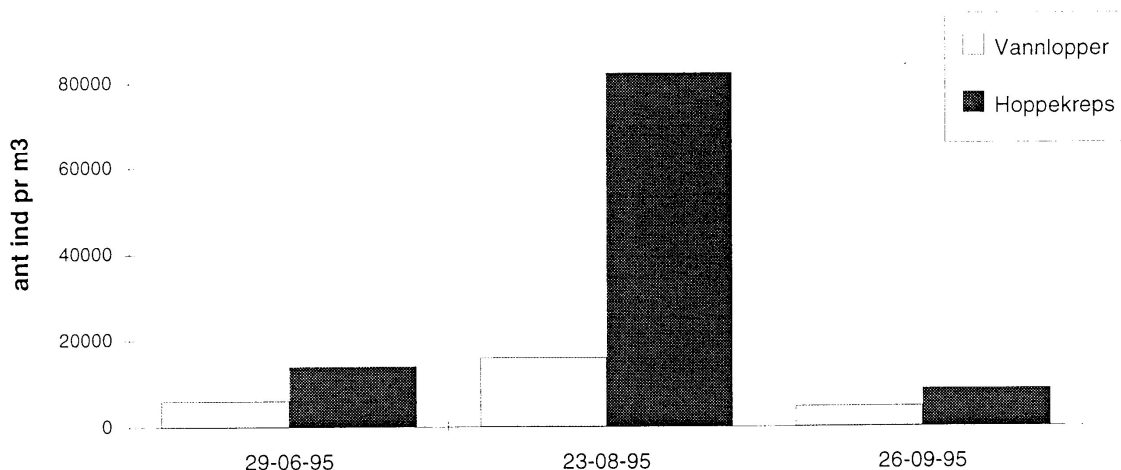
Vannloppene utgjorde en mindre andel av dyreplanktonet enn hoppekrepsene på alle de aktuelle prøvedatoene). *Daphnia longispina* var den dominerende vannloppen i alle prøvene etterfulgt av *Bosmina longispina*. *Diaphanosoma brachyurum* utgjorde i størrelsesorden 5% ved de to første besøkene.

Cyclopoide hoppekreps utgjorde den største andelen av hoppekrepsene. Da mange av individene bestod av nauplier og små copepoditter som ikke er artsbestemt, er det vanskelig å avgjøre den nøyaktige sammensetningen. Artsbestemte individer indikerer at *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* er de to vanligste artene. *Cyclops scutifer* ble ikke påvist i august, mens et individ av *C. abyssorum* (cop V) ble registrert i juni. (Det tas forbehold mht. artsbestemmelsen av sistnevnte art). Av calanoide hoppekreps ble kun *Eudiaptomus gracilis* påvist. Stadiefordelingen i Molandsvatn tyder på at det er minst tre generasjoner i året.

Tabell 12. Dyreplankton-arter registrert i Molandsvatn

lokalitet dato	Molandsvatn 29-06-95	Molandsvatn 23-08-95	Molandsvatn 26-09-95
Cladocera			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)T	x	x	
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	x		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)			x
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	x	x	x
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)	x	x	
<i>Leptodora kindti</i> (Focke)	x	x	
Copepoda			
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	x	x	x
<i>Cyclops abyssorum</i>	x		
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x		x
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	x
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)	x	x	x

Stor artsrikdom kombinert med en høy andel av *Daphnia longispina* er karakteristisk for uforsurede innsjølokaliteter under marin grense, uten vesentlig beitepress fra planktonspisende fisk. Molandsvatn hadde til sammenligning større artsrikdom enn lokaliteter under marin grense i Bamble-området (Halvorsen *et al.* 1994). *D. longispina* var tilstede også i de fleste av disse lokalitetene. I en lignende lokalitet nær Grimstad (innsjøen Temse) tyder artssammensetningen på større beitepress fra planktonspisende fisk (Walseng 1997). Det er ikke påvist *D. longispina* i Temse, og det er også indikasjoner på at dominansen av den lille hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* er større her. *Bosmina longispina* er ofte erstattet av *B. longirostris* ved stor fiskepredasjon, noe som også er tilfelle i Temse, men ikke i Molandsvatn..



Figur 15. Mengdeforhold mellom hoppekreps og vannlopper

Tabell 13. Prosentvis forekomst av krepsdyr i de enkelte prøver

lokalitet dato dyp (m)	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	Molandsv.	
	29-06-95	23-08-95	23-08-95	23-08-95	23-08-95	26-09-95	26-09-95	26-09-95	26-09-95	
	1,3,5,7	1	2	3	4	1	3	5	7	
Cladocera										
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)	6,0	6,2	6,6	4,1	1,6					
Holopedium gibberum Zaddach	1,0									
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)						2,6				
Daphnia longispina (O.F.M.)	17,5	9,5	11,2	8,8	4,9	29,8	29,9	26,7	24,1	
Bosmina longispina Leydig	5,0	3,8	4,6	1,5	0,5	7,0	9,6	6,3	1,1	
Polyphemus pediculus (Leuck.)	0,1	0,5								
Leptodora kindti (Focke)	0,5				0,5					
Copepoda										
Eudiaptomus gracilis Sars	23,4	12,3	9,6	8,8	11,4	21,1	15,9	21,0	23,0	
Cyclops abyssorum	0,1									
Cyclops scutifer Sars	8,5					0,9	1,9	0,6		
Mesocyclops leuckarti (Claus)	1,5	14,2	14,2	14,4	9,2			2,8		
Thermocyclops oithonoides (Sars)	1,0	3,3	3,0	4,6	7,1	9,6	8,3	7,4	2,3	
naup	26,9	23,2	28,4	34,0	44,0	27,2	18,5	21,0	43,7	
cycl cop (I-III)	8,5	27,0	22,3	23,7	20,7	1,8	15,9	14,2	5,7	

4. Fisk

4.1 Innledning

I Molandsvatn finnes aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*), tryte (abbor) (*Perca fluviatilis*), suter (*Tinca tinca*) og ål (*Anguilla anguilla*) (Weierholt 1959, Hovind 1968). Både røye, tryte og suter er nevnt hos Huitfeldt-Kaas (1918). Det finnes dessuten niøye i Molandsvatn (Matzow og Simonsen 1997), som mest sannsynlig er elveniøye (*Lampetra fluviatilis*). Det er et vandringshinder for laks og sjøaure ved Sagene, rett nedstrøms Molandsvatn.

I tidligere tider var aure og ål de viktigste fiskeartene i Molandsvatn (Weierholt 1959). Det var god kvalitet på auren, med fisk opptil 2-3 kg (Hovind 1968). Det ble også fisket mye røye, bl.a. på Harveland øst for Tangen. I Brekkeelva ble det i perioden 1857-1930 drevet klekkeri (Weierholt 1959). Det er satt ut yngel og settefisk av aure, samt regnbueaure (*Salmo gairdnerii*) i Molandsvatn (Hovind 1968). Suter ble satt ut i Noddelandstjenn i 1906, og derfra kom den ut i Molandsvatn via Lonebekken (**Figur 15**) (Huitfeldt-Kaas 1918).

4.2 Materiale og metoder

Elfiske

De fleste bekkene som renner ned i Molandsvatn ble elfisket med elektrisk fiskeapparat den 1. august 1995. Det ble brukt et LIMA elfiskeapparat. Arealet ble overfisket kun en gang. Fisken ble lengdemålt og sluppet ut igjen etterpå.

Prøvefiske

Prøvefiske i Molandsvatn ble gjennomført 8.-9. september 1995, med to utvidete Jensen-serier på 10 garn som fordelte seg på maskeviddene: 10, 16, 21 (2 garn), 26, 29, 35, 39, 45 og 52 mm. Den ene serien stod i østenden av Løkilen. Den andre stod vest for Skjulestad - på begge sider av vatnet. Det ble i alt fanget 876 fisk, hvorav 6 aure, 821 tryte og 49 suter. Fire suter hadde merker etter niøyer.

Fisken ble lengdemålt og veid (26 av trytene ble ikke lengdemålt fordi de var delvis oppspist av ål). Kjønn og stadium ble notert sammen med kjøttfarge og fettavlagring rundt innvollene. Det ble tatt skjell og øresteiner av auren, gjellelokk og øresteiner av tryta og øresteiner av suteren. Pga. det store antallet tryte ble det tatt prøver av et utvalg på 145, som ble plukket systematisk ut etter lengde. Suteren ble ikke aldersbestemt, da dette er meget arbeidskrevende.

I tillegg til NIVAs undersøkelser i 1995 gjennomførte Norsk institutt for naturforskning (NINA) omlag på samme tid et prøvefiske etter røye i Molandsvatn (T. Hesthagen, pers. medd.). Prøvefisket ble foretatt med garn av SNSF-serien, og det ble fanget 16 røyer og 1 aure på bunn garn og 1 røye og 8 aure på flyte garn. Resultatene fra dette prøvefisket er ikke rapportert, men noen resultater er referert i teksten.

Molandsvatn er også prøvefisket to ganger tidligere:

I 1985 ble det foretatt et prøvefiske i for å vurdere veksten på tryta her i forhold i Butjenna (sør for Molandsvatnets nedbørfelt), hvor tryte overført fra Molandsvatn hadde vist omslag i veksten (Hindar og Kleiven 1990). Prøvefisket ble gjennomført 6.-7. november med 7 fleromfarsgarn av SNSF-serien (maskevidder: 10, 12,5, 16,5, 22, 25, 30, 38 og 45 mm). Prøvefisket foregikk med 6 garn vest for Skjulestad (på begge sider av vatnet) og 1 garn i sundet øst for Tangen. Det ble fanget 22 aure, 110

tryter, 6 suter og 1 ål ved dette prøvefisket. I tillegg ble det tatt ei røye på et ekstra 29 mm garn plassert ved en røyeplass øst for Tangen.

I 1986 ble Molandsvatn prøvefisket av Fylkesmannens miljøvernavdeling. Prøvefisket ble gjennomført 21.-22. oktober med en serie på 8 garn (maskevidder: 19,5, 21, 26, 29, 35, 39, 45 og 52 mm). Det ble i alt tatt 21 aure, 219 tryter og 8 suter.

På grunn av ulike garnserier og prøvefiske til ulike tidspunkter, er ikke materialet fra 1985, 1986 og 1995 direkte sammenlignbart. Resultatene gir imidlertid en god oversikt over fangst, lengdefordeling, alder og vekst. Fangstene i 1985, 1986 og 1995 er vist i **Tabell 13**.

Tabell 13. Oversikt over fangst på prøvefiske i Molandsvatn i 1985, 1986 og 1995.

Fiskeart	Sum fangst 1985	Sum fangst 1986	Løkilen 1995	Skjulestad 1995	Sum fangst 1995
Aure	22	21	1	5	6
Røye	1 ¹⁾	0	0	0	0
Tryte	110	219	366	455	821
Suter	6	10	20	29	49
Ål	1	0	0	0	0
Sum	140	250	387	489	876

¹⁾Tatt på et ekstra 29 mm garn satt på en røyeplass.

4.3 Elfiske i tilløpsbekker til Molandsvatn.

Beliggenheten til de ulike bekkene er vist i **Figur 15**.

Tveitebekken: Nedre delen av bekken er rettet ut og renner langs et jorde. Bekkesubstratet er finkornet og bekken er sommerstid sterkt overgrodd med høyere vegetasjon. Ved utløpet var det nylig rensket opp. Vel 2/3 oppe langs jordet er det en sementkulvert med en mindre kulp på nedsiden. Her finnes noe tre-vegetasjon som bidrar til å motvirke uttørking sommerstid. Det var svært liten vannføring i august 1995, men bekken ble elfisket på en streknig nedstrøms kulverten. I alt ble det fanget 49 aure, som gir en tetthet på 2,1 fisk/m² (**Tabell 14**). Fisk på 4-5 cm var dominerende (**Tabell 15**).

Risstølbekken var uttørket i august 1995 og ble ikke elfisket.

Holtebekken er liten og overgrodd i de nedre partiene. Bekken ble ikke elfisket pga. for lite vann.

Skjulestadbekken er bratt på oversiden av E 18, men på nedsiden er elvebunnen preget av varierende substrat med opp til knyttnevestor stein. På denne strekningen er elva godt skjermet av skog og skånet for uttørking. Lengst nede er det finere substrat, mindre trevegetasjon, men en del lavere vegetasjon langs breddene. Det ble elfisket et område nedenfor E18, og i alt ble det tatt 27 aure, som gir en tetthet på 0,75 fisk/m². Fisk på 4-6 cm var dominerende.

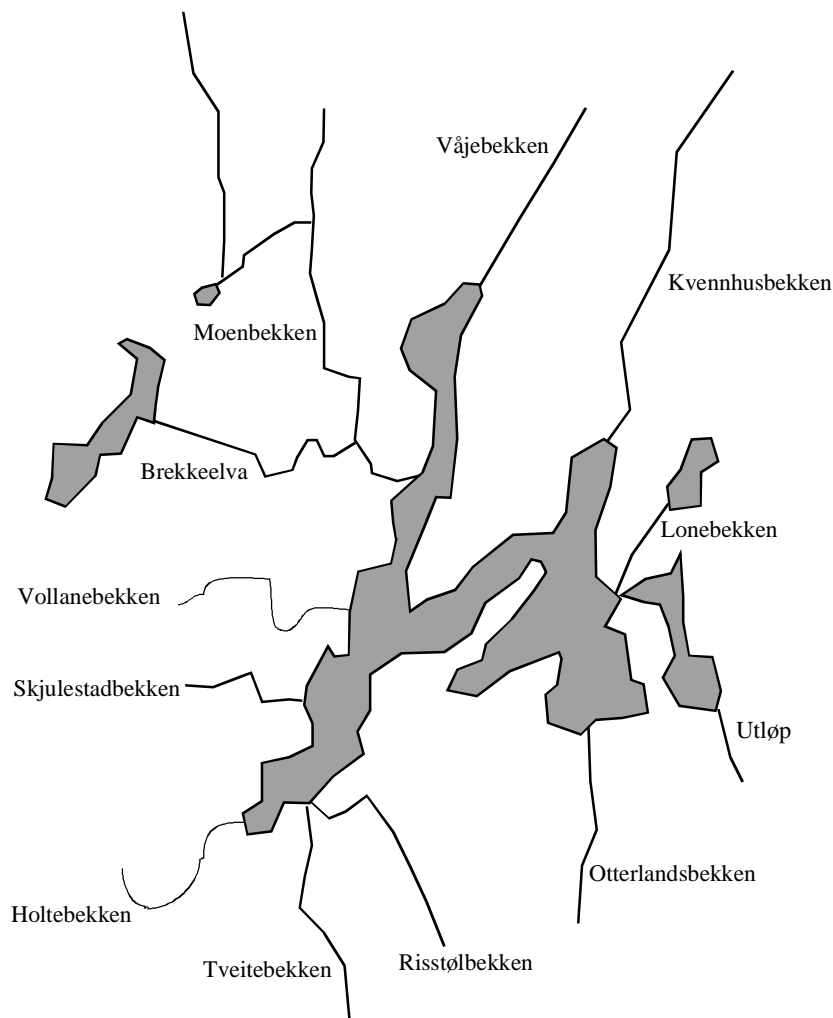
Vollanebekken er rettet ut, har finkornet substrat med en del utglidninger langs kantene. Bekken var sterkt overgrodd med vegetasjon, som gjorde elfiske nesten umulig. Det står enkelte trær og busker langs bekken. Det ble forsøkt med elfiske i en liten forsenkning lengst oppe under ei stor selje, men det ble ikke registrert fisk. Det var dessuten svært lite vann i bekken i august 1995.

Brekkeelva: Brekkeelva har gode gyteplasser for auren (Weierholt 1959). Det midtre partiet av elva har strykstrekninger over fjellgrunn og renner gjennom ei skorte som trolig hindrer oppgang av fisk. Bak idrettsplassen ved Brekke er det ei lang, grunn lone hvor det stod fisk av ulike størrelser. Her var vegetasjonen fjernet langs begge bredder, noe som medfører at det er lite skjul å finne for fisken. Nedover fra idrettsbanen er det lengre strekninger med grus og stein før det lenger nede ved E18 går over i mer stilleflytende partier med siltig bunns substrat. På denne strekningen var det godt med skygge fra skogen. Det ble elfisket en strekning nedenfor idrettsplassen som var dekket med grus og hadde både langstrakte kulper og strykpartier. I alt ble det tatt 21 aure som gir en tetthet på 0,14 fisk/m². Det var flest fisk med lengde 6 cm, mens det ble registrert et fåtall aure over 10 cm.

Moenbekken: Vegetasjonen og dermed skyggeeffekten langs bekken er varierende. Lengst oppe ved Moen var mye av bekkeløpet gjengrodd og det var for liten vannføring for elfiske. Lenger nede, i svingen sør for Øygard, renner bekken stille i skogkanten med flere fine kulper hvor det ble observert fisk. Det ble elfisket en strekning med grussubstrat mellom Øygard og Moen, hvor det var ganske stor lysinnstråling. Det var godt med fisk her i forhold til andre lokaliteter som ble elfisket rundt Molandsvatn. I alt ble det tatt 91 aure som gir en tetthet på 2,06 fisk/m². Det var flest fisk på 5 cm og et fåtall over 10 cm.

Kvennhusbekken var svært gjengrodd, og det var for lite vann for elfiske i august 1995.

Lonebekken var svært gjengrodd med takrør, og det var for lite vann for elfiske i august 1995.



Figur 15. Beliggenhet av bekker rundt Molandsvatn som ble elfisket i august 1995.

Otterslandsbekken er rettet ut og drenerer hovedsakelig jordbruksarealer. Bekkefareet er overgrodd med vegetasjon, bortsett fra den nedre delen som var opprensket. Bekken ble elfisket, men vannet var brunt/uklart og ingen fisk ble observert.

Våjebekken. Nedre del er rettet ut og renner gjennom dyrket mark. Bekken er delvis skjermet med trevegetasjon. Det rant litt vann i bekken, som var rein og hadde fin grus i substratet. Det ble elfisket en strekning fra E18 og opp til ei kulvertbru. I alt ble det fanget 27 aure som gir en tetthet 1,42 fisk/m². Lengdefordelingen viser aure jevnt fordelt mellom 3 og 16 cm.

Molandsvatn er i en gunstig situasjonen ved at det er mange tilløpsbekker som kan produsere aureyngel. Mange bekker er imidlertid sterkt påvirket av grøfting og drenering, noe som forringer deres egnethet som gytebekker. Dreneringen medfører at bekkene i tørkeperioder på ettersommeren har mye lettere for å tørke inn enn tidligere. Jordbruksavrenning kan være et problem i enkelte bekker. Elfisket i 1995 ble utført den 1. august, og det var da svært lite vann i bekkene. I slike tørkeperioder vil yngelen i mange av de mindre bekkene kunne stryke med, og det vil sannsynligvis kun være Brekkeelva, Moenbekken og Skjulestadbekken som kan produsere aureyngel av noe mengde. Det er derfor svært viktig å ta vare på disse gytebekkene.

Tabell 14. Elfisket areal og fangst i tilløpsbekker til Molandsvatn 1995.

	Elfisket areal (m²)	Antall fisk	Fisk pr. m²
Tveitebekken	23,3	49	2,10
Skjulestadbekken	36,0	27	0,75
Brekkeelva	150,0	21	0,14
Moenbekken	44,0	91	2,06
Våjebekken	19,0	27	1,42
Sum	272,3	215	0,79

Tabell 15. Lengdefordeling av aure fanget i bekker ved elfiske i 1995.

Lokalitet / lengde (cm)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Tveitebekken	1	11	35	1						1					
Skjulestadbekken		8	10	6			1	1						1	
Brakkeelva			3	12					3			2			1
Moenbekken		22	45	19				1		1		2			1
Våjebekken	1	1		4	5	5	5	3	2					1	

Den beste aurefangsten fikk en i Tveitebekken og Moenbekken. En må imidlertid være oppmerksom på at resultatene kun vil gjelde de aktuelle strekningene som ble elfisket. Mange strekninger lot seg ikke elfiske pga. vegetasjon og tørke. Andre strekninger kunne ikke elfiskes pga. for mye eller for lite strøm i vannet.

Totalt sett vil Brekkeelva være den dominerende gytelokaliteten for aure i Molandsvatn, både pga. størrelsen og egnet gytesubstrat. Bekken er også kjent fra tidligere for å ha gode gyteplasser for auren (Weierholt 1959). Brekkeelva kan til tider være sur, med pH-verdier tidvis helt ned mot 4,9 (29. april 1987). Under vannkvalitetsundersøkelsen i 1994-1996 var den laveste registrerte pH-verdien 5,6 (se avsnitt 2.5).

4.4 Prøvefiske i Molandsvatn

4.4.1 Resultater fra 1985

Aure

Det ble fanget 22 aurer ved prøvefisket i 1985. Fisken var mellom 17 og 34 cm lang, med en topp omkring 21 cm (**Figur 16**). Fisken var fordelt på aldersgruppene 1+ - 5+, hvorav 2+ gruppen var størst med 11 fisk. Veksten var god de fire første årene, henholdsvis 6,1, 8,9, 8,0 og 5,7 cm. Variasjonene i veksten var imidlertid store. Det var omtrent like mange av hvert kjønn, henholdsvis 10 hannfisk og 12 hunnfisk. Kun tre hannfisk og to hunnfisk var gytemodne. Alle gytefiskene var i stadium 6, dvs. de var i ferd med å gyte. Kun en fisk var rød i kjøttet. Gjennomsnittlig fettavleiring var 2,1 for den umodne fisken, men 1,6 når gytefisken ble regnet med. Kondisjonsfaktoren var i gjennomsnitt 0,95 for hele materialet og 0,98 for gytefiskene. Av de tre største aurene, som hadde svært dårlig k-faktor med 0,79, var det 1 gytefisk og 2 umodne.

Tryte

Det ble fanget 110 tryter ved prøvefisket i 1985. Fisken var 7-21 cm lang, hvorav de fleste lå mellom 13 og 18 cm (**Figur 17**). Fisken var fordelt på aldersgruppene 0+ - 7+, hvorav 1+ og 2+ var omtrent like store med hhv. 44% og 39% av fisken. Veksten var bra de to første årene med, henholdsvis 6,7 og 6,6 cm. Fra og med det tredje året avtok veksten til 3,4, 1,3 og 1,2 cm. Det var en liten overvekt av hannfisk (52,7%). Gjennomsnittlig fettavleiring var 1,9.

Røye

Den ene røya som ble tatt i 1985 var 30,9 cm lang, veide 256 gram og tilhørte aldersgruppe 8+. Det var en gytemoden hunnfisk med kondisjonsfaktor 0,87.

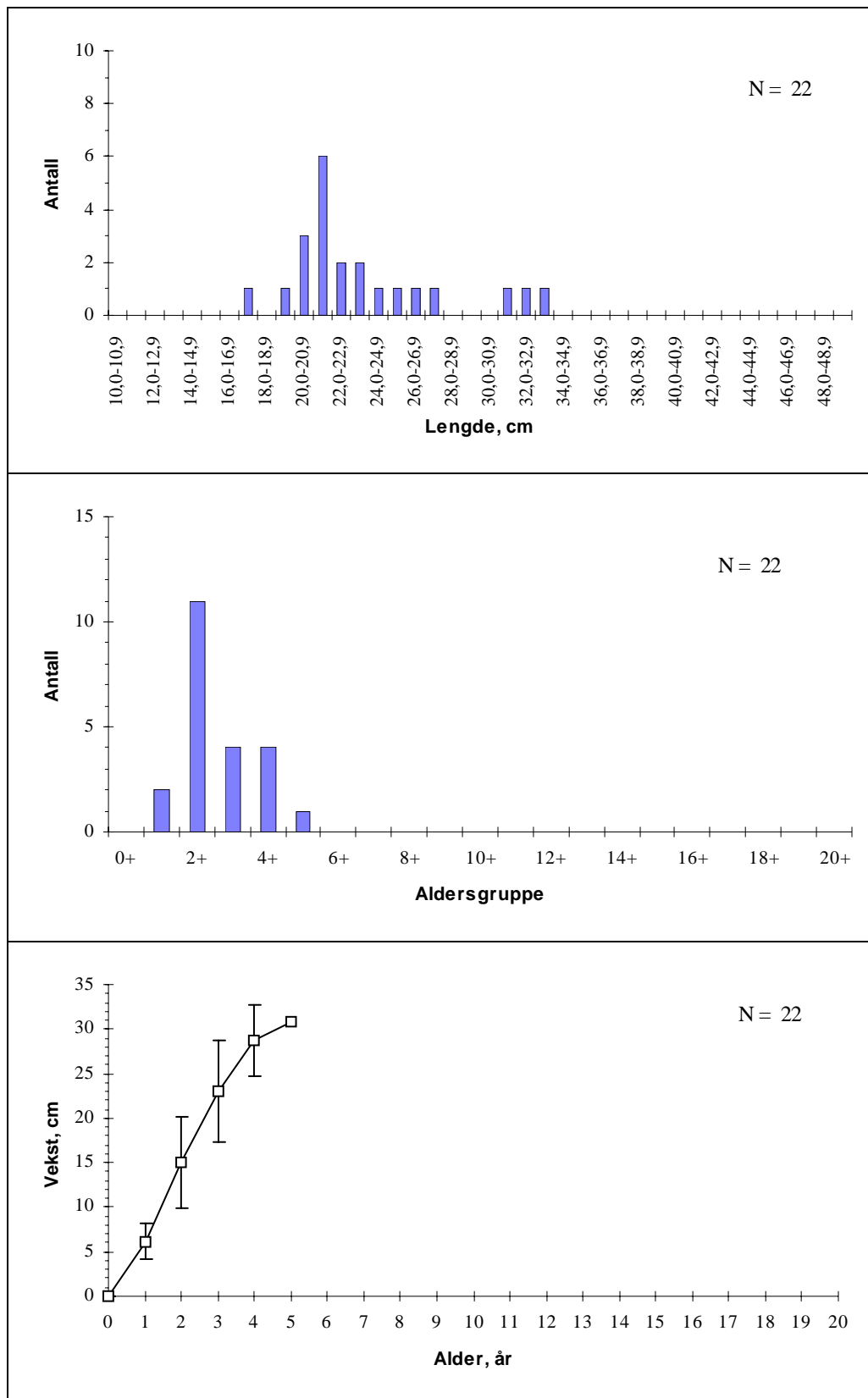
4.4.2 Resultater fra 1986

Aure

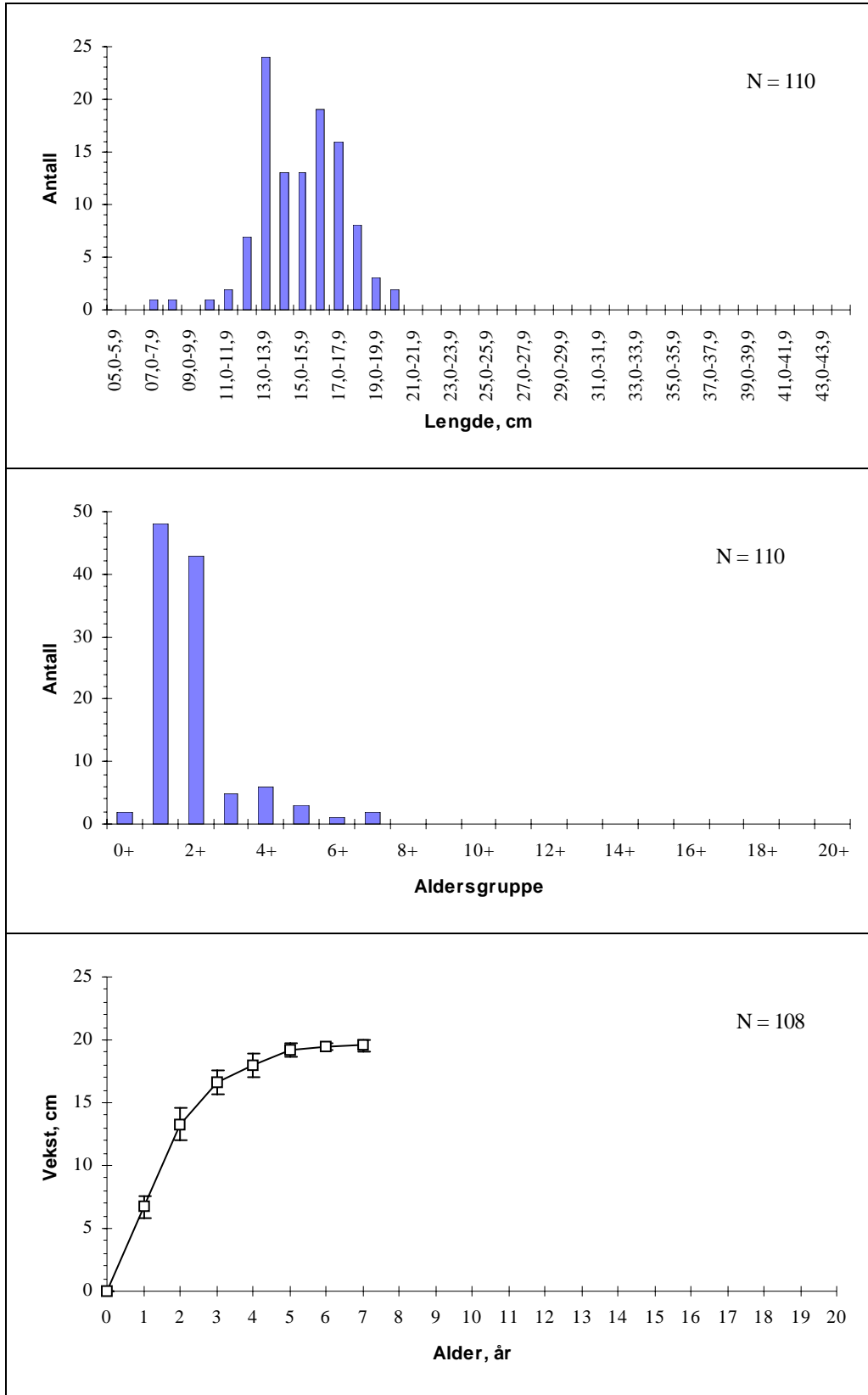
Det ble fanget 21 aurer ved prøvefisket i 1986. Fisken var mellom 22 og 32 cm lang og bestod av aldersgruppene 2+ - 5+ (**Figur 18**). 2+ årsklassen var størst med 9 fisk. Veksten var god de fire første årene, henholdsvis 5,2, 7,7, 5,7 og 5,0 cm. Det var små variasjoner i veksten første året, men større det andre og tredje. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor var god med 1,1. Det var kun tre gytefisk, med svært varierende k-faktor.

Tryte

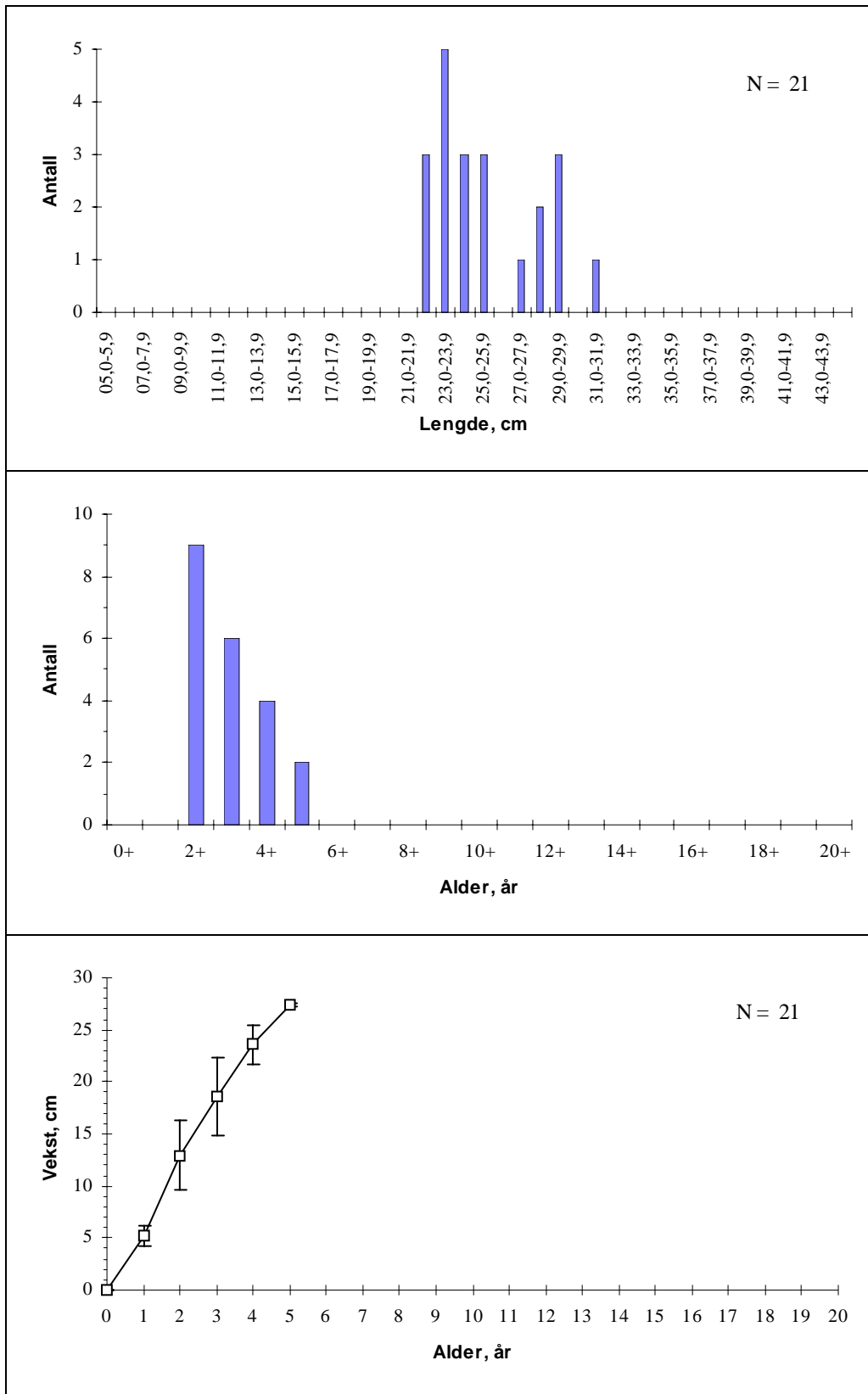
Det ble fanget 193 tryter ved prøvefisket i 1986. Fisken var 12 og 21 cm lang, med en markert topp i lengdefordelingen mellom 17 og 19 cm (**Figur 19**). Aldersgruppene 1+ - 9+ var representert, med 3+ som den største med 19 fisk. Det var kun én fisk eldre enn 4+. Veksten var bra det første og andre året med 6,3 og 6,6 cm, men de to neste åra avtok veksten til 2,9 og 1,3 cm. Fra og med det femte året bygger vekstkurven kun på den gamle tryta fra 1977. Nedgangen i vekstkurven femte året skyldes at denne tryta hadde hatt en mye dårligere vekst enn de øvrige.



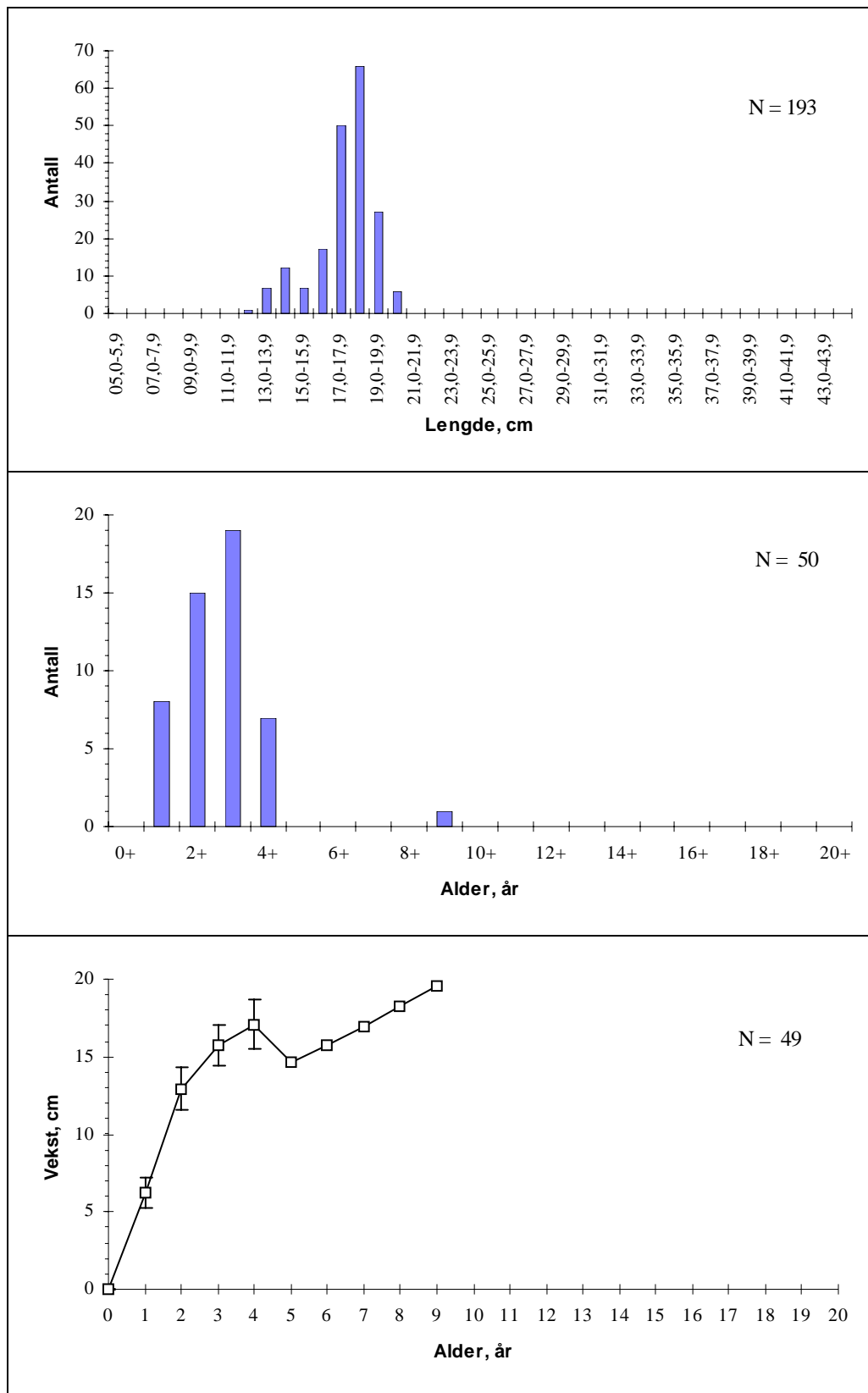
Figur 16. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for aure i Molandsvatn i 1985.



Figur 17. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for tryte i Molandsvatn i 1985.



Figur 18. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for aure i Molandsvatn i 1986.



Figur 19. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for tryte i Molandsvatn i 1986.

4.4.3 Resultater fra 1995.

Aure

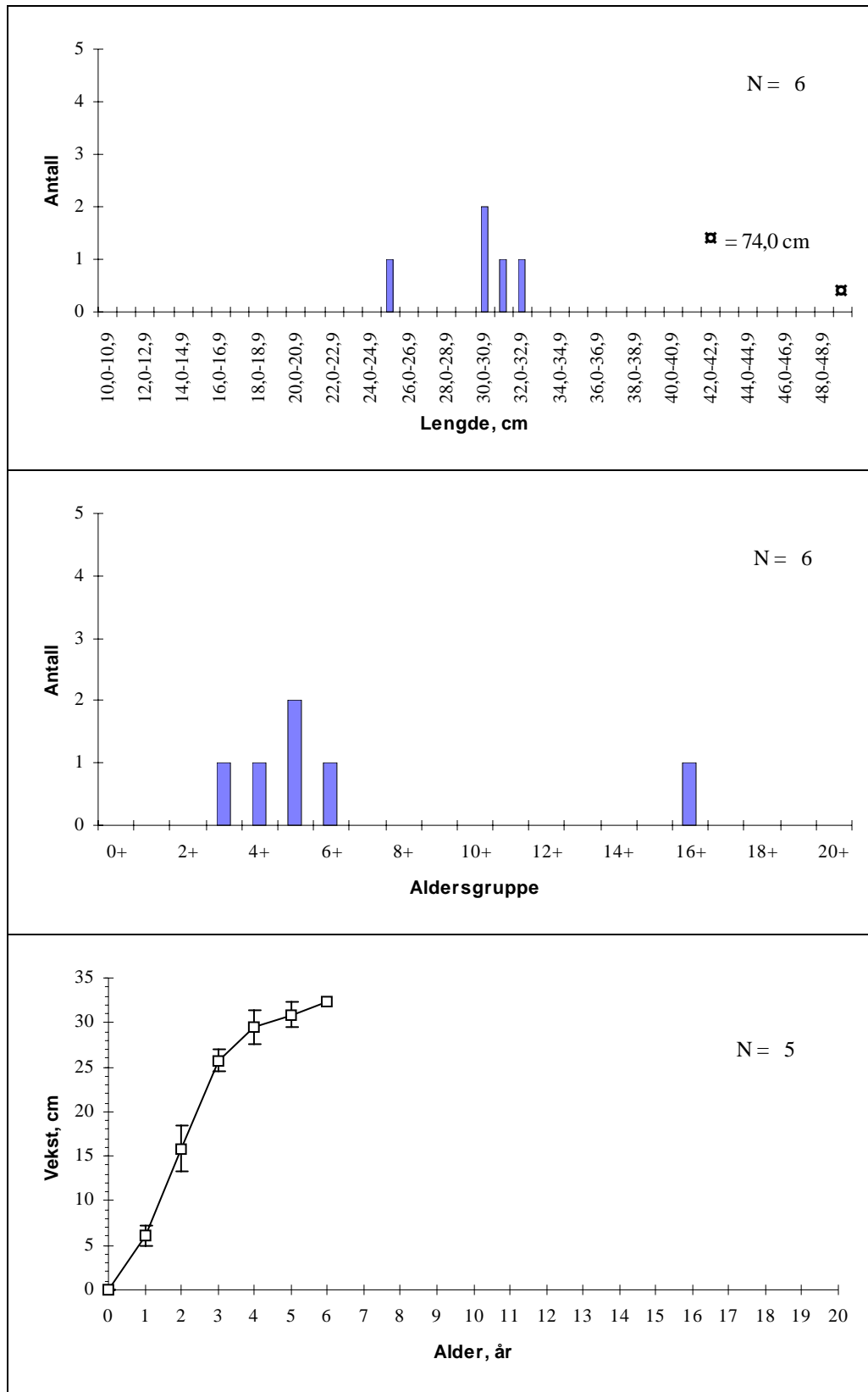
Det ble fanget kun 6 aurer ved prøvefisket i 1995. Lengdefordelingen viser fisk mellom 25 og 74 cm (**Figur 20**). Auren på 74 cm skilte seg helt ut, i og med at nest største auren var 32,3 cm. Aldersfordelingen viser fisk i aldersgruppene 3+ - 16+. Bortsett fra den store auren, var det ingen eldre enn aldersgruppe 6+. Disse 5 fiskene hadde hatt en god vekst første året med 6,1 cm. Andre og tredje året var det svært god vekst med 9,8 cm begge årene. I fjerde og femte året var veksten kraftig redusert til henholdsvis 3,9 og 1,3 cm. Bortsett fra andre året var variasjonene i veksten moderate. Den store auren var født i 1979. Veksten var noe ujevn. Første året var det ganske god vekst med 5,7 cm, andre året var det svært god vekst med 9,1 cm og tredje året usedvanlig god vekst med 15,8 cm (**Figur 21**). Bortsett fra femte og åttende året var veksten fra fjerde til tiende året ganske god, med fra 5,2 til 6,0 cm. Fra ellefte året ble veksten dårlig. Det var like mange hannfisker som hunnfisker blant auren. Bortsett fra den store hannfisken, skulle alle ha gytt om høsten. Den store auren hadde rød kjøttfarge, mens de andre hadde lys rød kjøttfarge. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor var god med 1,07, og det var også den gjennomsnittlige fettavleiringen på 2,0. Den største auren hadde en kondisjonsfaktor på hele 1,27 og usedvanlig mye fett rundt innvollene.

Aurefangsten i 1995 var dårlig i forhold til i 1985 og 1986. I utgangspunktet kunne det tenkes at større fangst i 1985 og 1986 hadde med større aktivitet i forbindelse med gytetida å gjøre, men pga. at det kun ble fanget 5 gytefisk i 1985 og 3 i 1986 er denne forklaringen lite sannsynlig. Det spesielle ved prøvefisket i 1995 var storauren på over 5 kg. I følge Hovind (1986) kunne en tidligere få aure opptil 2-3 kg her. Storauren fra 1995 må derfor regnes som et sjeldent innslag i fangstene fra Molandsvatn.

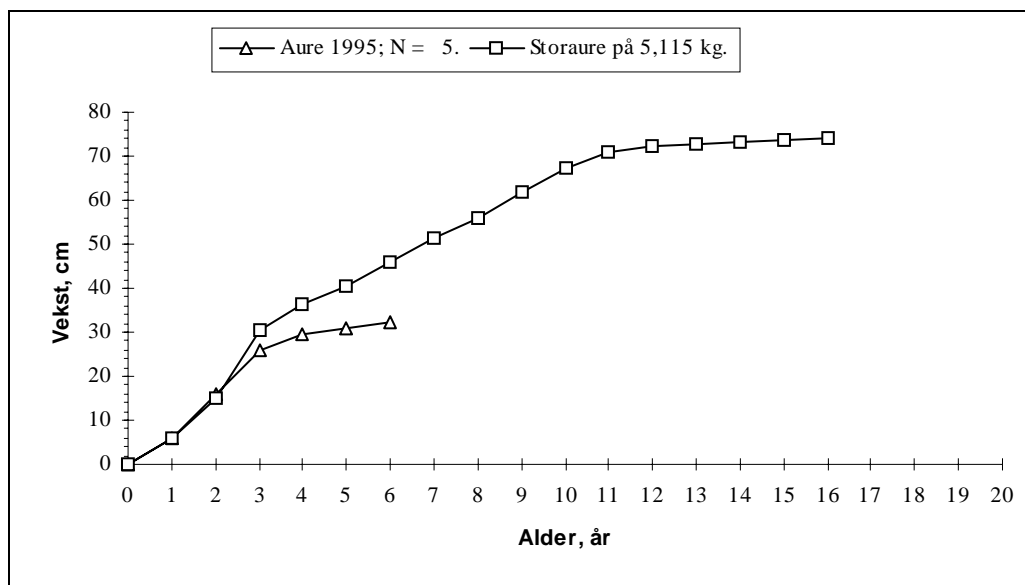
Veksten i 1985 og 1995 var svært lik bortsett fra tredje året da det var en forskjell på 2,8 cm i favør av 1995-fisken (**Figur 23**). Det var imidlertid ingen signifikant forskjell, tatt i betraktning det begrensede materialet i 1995 og de store variasjonene i 1985-materialet. Sammenlignet med auren i 10 kalkingslokaliteter i Aust-Agder, var veksten i Molandsvatn første året relativt dårlig, mens veksten det tredje året var den blant de beste (Kleiven og Håvardstun 1997). Materialet fra Molandsvatn er imidlertid ganske lite med totalt 27 fisk fra 1985 og 1995. Veksten på 1986-materialet skiller seg derimot ut med dårligere vekst helt fra starten. Materialet fra 1986 er like stort som 1985-materialet, og i begge årene er fisken fanga i gytetiden. Det var svært store variasjoner i veksten både i 1985 og 1986, med størst variasjon i 1985. Umiddelbart kan det se ut som om fisken fra 1986 hadde mye dårligere vekst, men kondisjonsfaktoren tilsier imidlertid ikke dette. En vesentlig del av forskjellen kan sannsynligvis forklares ved at forskjellige personer har utført aldersbestemmelsen. Auren på ytre strøk av Sørlandet er ofte ganske vanskelig å aldersbestemme fordi lang vekstsesong og milde vintrer gjør at det ikke blir markerte vintersoner i skjell og øresteiner.

Tryte

Det ble fanget hele 821 tryter ved prøvefisket i 1995. Lengdefordelingen viser fisk mellom 7 og 22 cm (**Figur 22**). Det var en svært markert topp i lengdefordelingen mellom 15 og 16 cm. Det ble fanget fisk i aldersgruppene 0+ 11+, hvorav 3+ var totalt dominerende (79%). Deretter kom aldersgruppe 4+ (9 %) og 10+ (7 %). Det var et bredt aldersspekter i Molandsvatn i 1995, men med påfallende mange år mellom de sterke årsklassene. I trytebestander i innsjøer på Sørlandet uten forsøringsproblemer vil en som regel ha sterke årsklasser med få års mellomrom (Hindar og Kleiven 1990). Det vil også være hovedmønsteret i trytebestand i kalkingslokaliteter (Kleiven *et al.* 1989). Det var relativt god vekst de to første årene, hhv. 6,5 og 5,1 cm. Fra og med det tredje året ble det imidlertid registrert dårlig årsvekst med 2,1, 1,8, 0,3, 0,9, 0,8, og 0,3 cm.



Figur 20. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for aure i Molandsvatn i 1995.



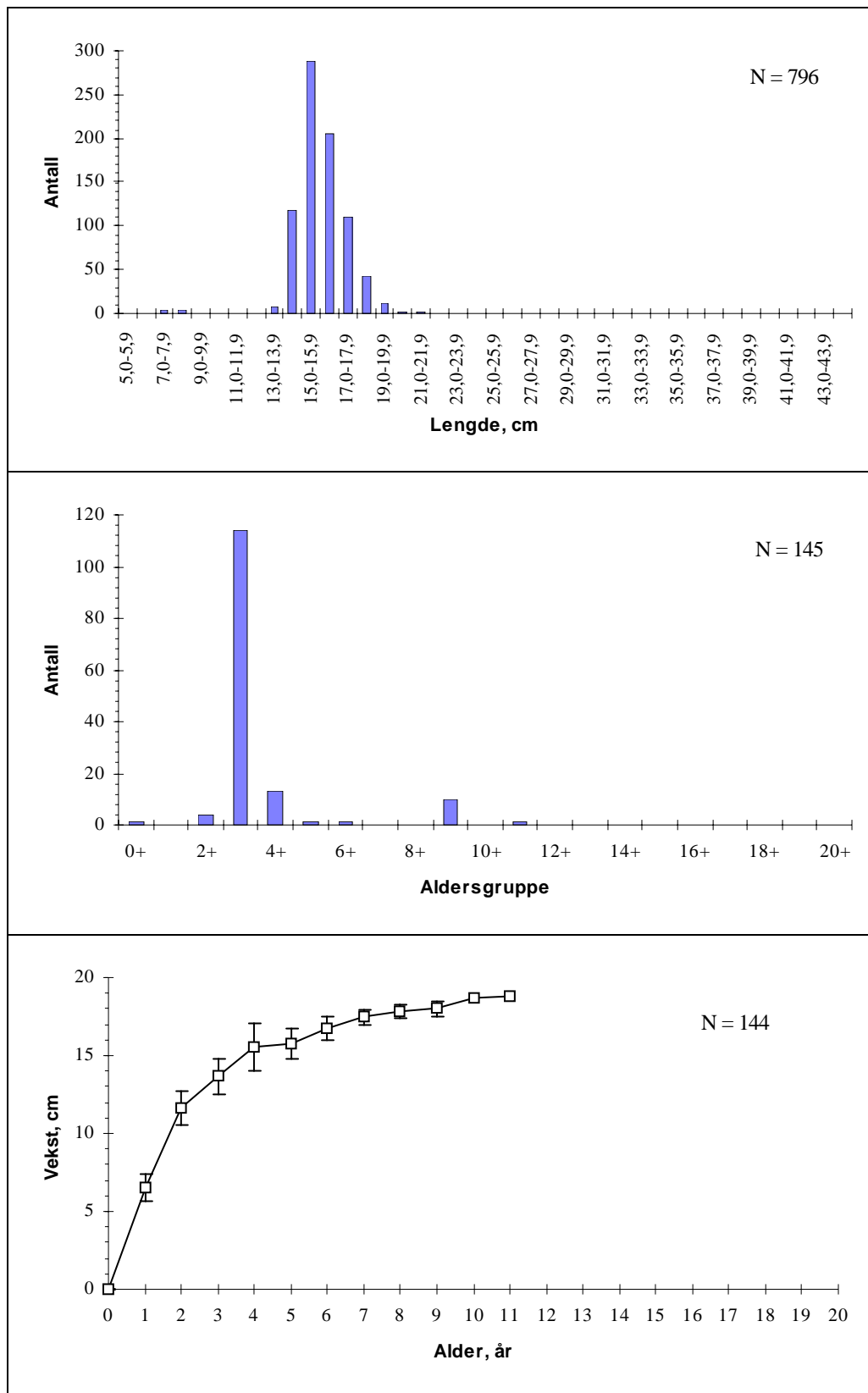
Figur 21. Sammenligning av veksten på storauren på over 5 kg med den øvrige aurefangsten i 1995.

En sammenligning av veksten på tryta i 1985 og 1995 viser en atskillig bedre vekst i 1985 (**Figur 23**). Forskjellen er tydelig allerede det andre året. Fra tredje året var den gjennomsnittlige veksten 3,0, 2,4, 3,4 og 2,8 cm større i 1985 enn i 1995. Denne forskjellen er uavhengig av om den eldre fisken i materialet fra 1995 blir regnet med eller ikke.

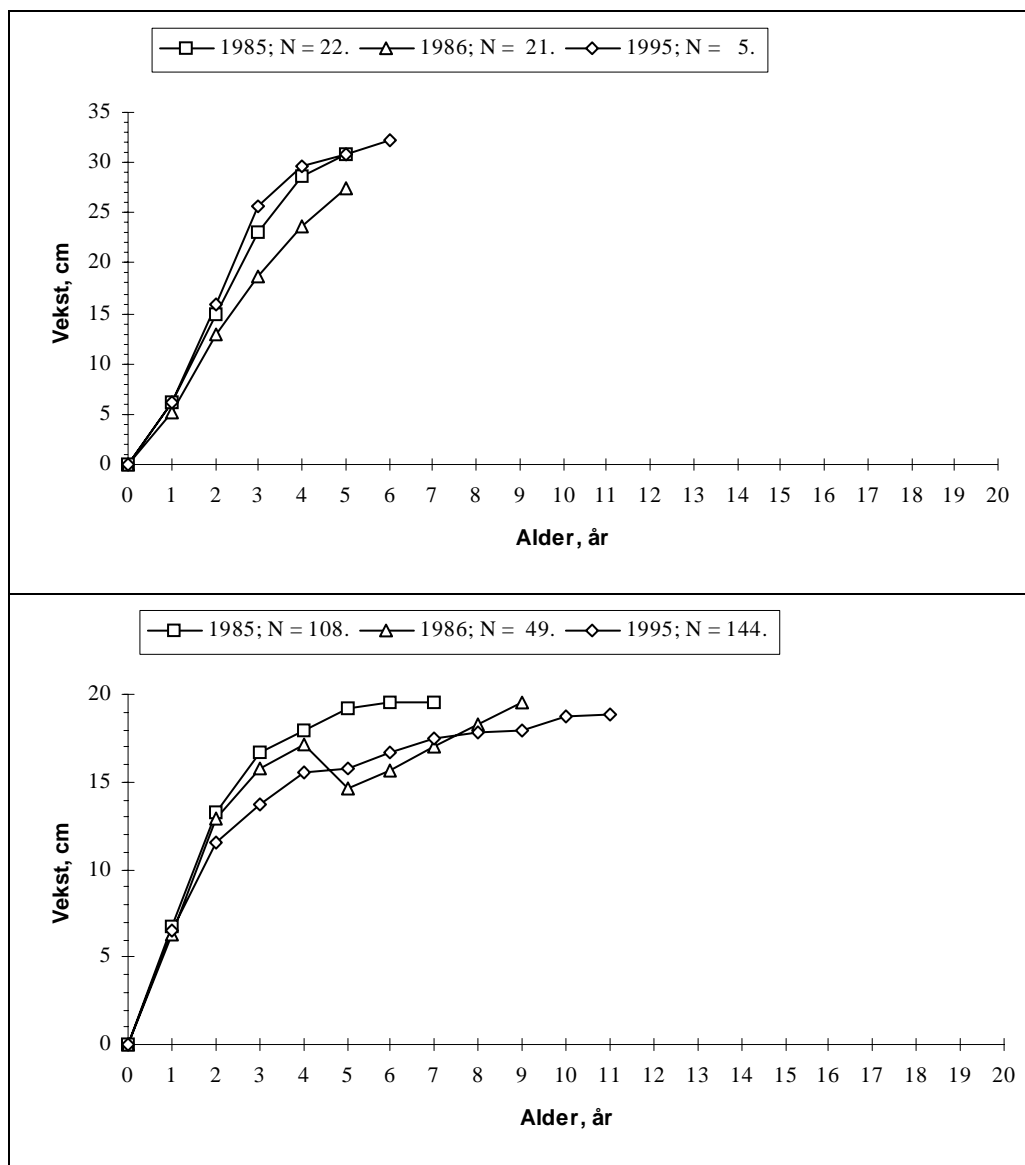
Det var veldig stor fangst av tryte på prøvafisken i Molandsvatn i 1995. Fangsten i 1995 var 7,5 ganger større enn i 1985, og det var dessuten litt mer garnareal i 1985. Forskjellen skyldes nok hovedsakelig at det ble fisket så seint på høsten som 7. november i 1985. Tryta vil gå ned på dypere vann når overflatelaget blir avkjøla om høsten (Kleiven *et al.* 1990). I Gjerstadvassdraget skjedde dette i månedsskiftet august/september. I større innsjøer skjer forflytningen senere på høsten pga. senere avkjøling.

Den småfalne tryta i Molandsvatn er lite attraktiv i forbindelse med sportsfiske. Dessuten vil en så stor trytebestand være en alvorlig næringskonkurrent til auren (Vethe 1986). Trytebestanden i Molandsvatn var dominert av ung fisk både i 1985, 1986 og 1995. Det noe uvanlige i aldersstrukturen i 1985 er de to påfølgende, sterke årsklassene (**Figur 17**). Det blir stadfestet av materialet fra 1986, da med 1983-årsklassen som største. I en sørlandsinnsjø som Molandsvatn, uten forsøringsproblemer, vil en vanligvis ha sterke årsklasser med få års mellomrom (L'Abée-Lund *et al.* 1986, Hindar og Kleiven 1990). I 1995-resultatet fra Molandsvatn var det ei ung, sterk årsklasse fra 1992 og restene av den forrige sterke årsklassen fra 1985. Det kan således se ut til at det kan være flere år mellom hver sterke årsklasse.

Den klassiske forklaringen på varierende årsklasser er at voksten tryte beiter ned de yngre årsklassene inntil de eldre dør ut (Alm 1946, 1952, Craig og Kipling 1983). Dette synest så langt å være noe annerledes i undersøkte trytebestander på Sørlandet. Innslaget av yngel i dietten til voksten tryte synes å være helt ubetydelig i undersøkelser gjort i Gjerstadvatn (Vethe 1988) og Store Finntjenn i Gjerstad (Kleiven *et al.* 1989). I Gjerstadvatn ble dietten til aure og tryte undersøkt i 14 fangstperioder fra mai 1981 til oktober 1982 og i Store Finntjenn ble tryte undersøkt fra mai til oktober i fem år. Dette mønsteret blir også stadfestet i andre undersøkelser hvor en har undersøkt fisken kun en gang i vekstsesongen (bl.a. Overrein 1977, L'Abée-Lund *et al.* 1986, Kleiven *et al.* 1990).



Figur 22. Lengdefordeling, aldersfordeling og tilbakeregnet vekst for tryte i Molandsvatn i 1995.



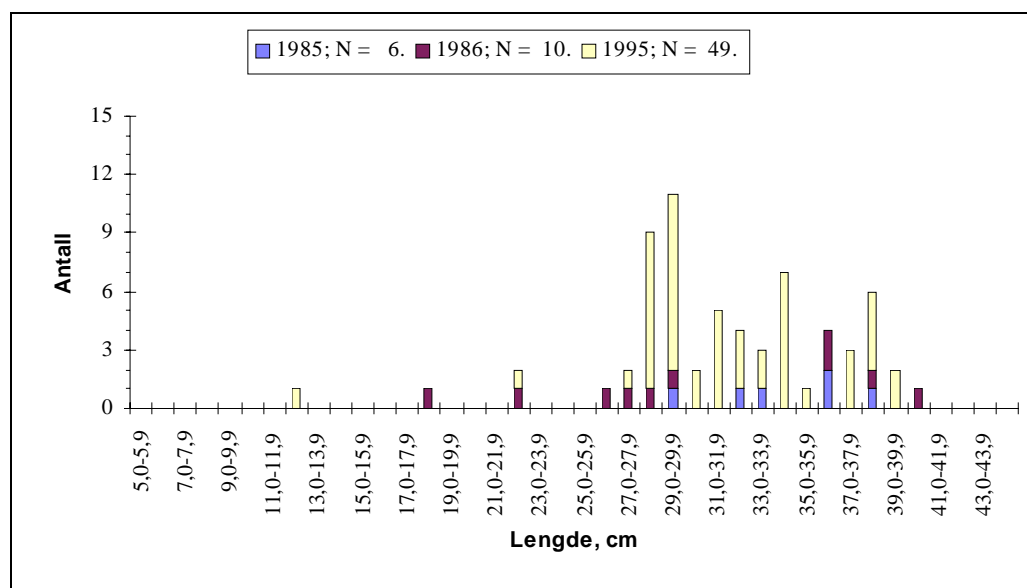
Figur 23. Sammenligning mellom veksten på aure (øverst) og tryte (nederst) i 1985/86 og 1995.

Selv om det ikke er funnet vesentlig kannibalisme hos tryte på Sørlandet, må det tas forbehold om at dette kan ha forekommet til tider utenom de nevnte undersøkelsene. Kannibalismen har imidlertid ikke vært av et slikt omfang at det har gitt seg utslag på veksten. I det kalka V. Grimevatn i Lillesand ble det således i 1989 registrert en formidabel vekst på en nyetablert trytebestand som beitet på stingsild (Kleiven manus).

Suter

Det var liten fangst av suter i 1985 og 1986, men god fangst i 1995. Grunnen til forskjellen er sannsynligvis, som for tryta, at suteren trekker ned på dypere vann om høsten.

Lengdefordelingen for suter i Molandsvatn i 1985 viser fisk mellom 29 og 39 cm, i 1986 mellom 18 og 41 cm og i 1995 mellom 12 og 40 cm (**Figur 24**). Det var kun 4 suter under 28 cm i 1995. Suteren er ikke aldersbestemt, men 1995-fangsten hadde omtrent samme lengdefordeling som det L'Abée-Lund (1985) fant i Jordtjenn i øvre del av Langangselva. I den fangsten varierte alderen fra 4+ - 18+. Vanlig alder var inntil aldersgruppe 12+. Veksten var ca. 6 cm årlig de tre første årene. Det er rimelig å anta at alder og tilvekst vil være på et tilsvarende nivå i Molandsvatn.



Figur 24. Lengdefordeling for suter i Molandsvatn i 1985, 1986 og 1995.

Røye

Det ble ikke fanget røye i Molandsvatn på det ordinære prøvefisket hverken i november 1985 eller i september 1995. På det ene garnet som ble satt på dypt vann på en gyteplass i 1985 ble det tatt ei røye. Det var ei røye i aldersgruppe 8+, fra 1977-årsklassen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk i september 1995 16 røyer på bunngarn og ei røye på flytegarn da de fisket i Molandsvatn i forbindelse med et annet prosjekt (T. Hesthagen pers. medd.). Røyene var 12 til 34 cm lange, og alderen varierte fra 2 til 13 år. Det var flest toåringer, i alt 5 stykker.

Weierholt (1959) opplyser at det ble det fisket mye røye i Molandsvatn før i tida, bl.a. på Harveland øst for Tangen. I senere tid har det vært lite røye å få. Den sparsomme forekomsten av røye i Molandsvatn kan være forårsaket av eutrofiering og tilgroing på gyte plassene.

5. Næringsstofftilførsler

Dette kapitlet inneholder beregninger av næringsstofftilførsler fra ulike kilder basert på opplysninger om arealbruk og avrenning samt, eksisterende transportkoeffisienter for ulike arealtyper og kilder (Holtan og Åstebøl 1990, Bratli *et al.* 1997). Det er beregnet tilførsler til to vassdragsavsnitt; Molandsvatn, samt det øvrige nedbørfeltet til Langangsvatn. Summen av de to vassdragsavsnittene utgjør det samlede nedbørfeltet for innsjøen Langangsvatn.

5.1 Avrenning fra utmarksområder

Det vil alltid vaskes ut en viss mengde næringssalter fra utmarksområder (skog, myr, fjell) pga. naturlige jordprosesser, samt nedbørtilførsler. På bakgrunn av koeffisienter foreslått av Bratli *et al.* (1997) er det anslått en fosforavrenning på 6 kg/km²/år og en nitrogenavrenning på 310 kg/km²/år for utmarksområder. Totalt er det beregnet en stofftransport fra utmarksområdene på 290 kg fosfor/år og 14900 kg nitrogen/år (**Tabell 16**).

Tabell 16. Arealavrenning fra utmark (vesentlig skog). Koeffisienter hentet fra Bratli *et al.* (1997).

	Molandsvatn	Øvrig felt	SUM
Areal, km ²	30,7	17,6	48,3
tot. P, kg/år	184	106	290
tot. N, kg/år	9456	5421	14876

5.2 Nedbør på vannoverflater

Årsaken til at nedbør avsatt på vannoverflater er tatt med som egen post i regnskapet er at fosfor og nitrogen i nedbøren her blir tilført direkte til vannøkosystemene. Fra nedbør som faller over land blir det meste av næringsstoffene bundet i jorda eller i vegetasjonen, slik at en relativt liten andel blir tilført vassdragene (se avsnitt 5.1). Nitrogenforbindelsene i nedbøren stammer til en viss grad fra naturlige kilder, men det meste blir tilført som nitrogenoksider fra forbrenningsprosesser og som ammoniakkdamp fra landbruket. Kildene til fosfor i nedbøren er dårligere undersøkt, men det antas at en vesentlig del tilføres fra nærområdet i form av støvpartikler og pollen (Bratli *et al.* 1997).

På bakgrunn av måledata fra en overvåkingsstasjon i Birkenes, Aust-Agder (Skjelkvåle 1996) er det anslått en årlig nitrogenavsetning på 1200 kg/km². Atmosfærisk tilførsel av fosfor er bare sporadisk undersøkt i Norge, men Bratli *et al.* (1997) anslår biraget til 20-35 kg/km² på Sørlandet (25 kg/km² benyttet til beregninger i denne rapporten). Totalt er det beregnet et bidrag fra nedbør på vannoverflater på 100 kg fosfor/år og 4800 kg nitrogen/år (**Tabell 17**).

Tabell 17. Fosfor- og nitrogenavsetning direkte på innsjøoverflater.

	Molandsvatn	Øvrig felt	SUM
Innsjøoverflate (km ²)	3,28	0,73	4,01
Fosfor på innsjø (kg/år)	82	18	100
Nitrogen på innsjø (kg/år)	3936	876	4812

5.3 Landbruk

Punktkilder

Næringsstofftilførsler fra punktkilder i landbruket stammer hovedsakelig fra siloanlegg, gjødsellager og melkerom. Totalt er det beregnet et bidrag fra punktkilder i landbruket på 180 kg fosfor/år og 400 kg nitrogen/år (**Tabell 18**).

Siloanlegg: På basis av opplysninger om standard på siloanlegg, samt husdyrmengde er det beregnet antatt lekkasje av næringsalter fra siloanlegg. Koeffisienter for husdyrs inntak av silofor, stoffinnhold i pressaft og stofftap for ulike standarder av siloanlegg er hentet fra Bratli *et al.* (1997).

Tabell 18. Antatt forurensningsproduksjon fra silo, gjødsellager og melkerom. Eventuelle lekkasjer fra rundballer (700 stk. á 0,6 tonn rundt Molandsvatn) er ikke medregnet. Koeffisienter hentet fra Bratli *et al.* (1997).

	Molandsvatn	Øvrig felt	SUM
Siloanlegg			
Høy standard (antall)	12	2	14
Lekkasjer forekommer (antall)	6		6
Pressaftinnhold (%)	25	25	25
Inntak av silofor (tonn /år)	2346	782	3128
Pressaftmengde (tonn /år)	587	196	783
P-innhold i pressaft (kg/år)	235	78	313
N-innhold i pressaft (kg/år)	1173	391	1564
Antatt P-lekkasje (kg/år)	17	2	19
Antatt N-lekkasje (kg/år)	121	12	133
Gjødsellager			
Tette (antall)	13	4	17
Små lekkasjer (antall)	9		9
Plankeporter (antall)	4		4
Store lekkasjer (antall)	1		1
P i husdyrgjødsel (kg/år)	5497	3187	8684
N i husdyrgjødsel (kg/år)	32741	14469	47210
Antatt P-lekkasje (kg/år)	101	58	159
Antatt N-lekkasje (kg/år)	172	76	248
Melkerom			
Til gjødsellager (antall)	8		8
Infiltrasjon i grunnen (antall)	4		4
Direkte til vassdrag (antall)	5		5
Melkekyr (antall)	186		186
P i melkeromsavløp (kg/år)	11		11
N i melkeromsavløp (kg/år)	65		65
Antatt P-lekkasje (kg/år)	4		4
Antatt N-lekkasje (kg/år)	30		30
SUM P-lekkasje (kg/år)	122,4	60	182
SUM N-lekkasje (kg/år)	323,4	88	411

Gjødsellager: Antatt lekkasje av næringsstoffer er beregnet på basis av opplysninger om standard på gjødsellagre, samt husdyrmengde. Koeffisienter for beregning av næringsstoffinnhold i husdyrgjødsel og stofftap fra gjødsellagre er hentet fra Bratli *et al.* (1997).

Melkerom: Antatt lekkasje av næringsstoffer er beregnet på basis av opplysninger om antall melkekuer, samt disponering av melkeromsavløp. Koeffisienter for beregning av stoffinnhold i melkeromsavløp, samt stofftap ved ulike disponeringsmåter er hentet fra Bratli *et al.* (1997).

Arealavrenning

Arealavrenning i landbruket er vanligvis en vesentlig større kilde til nitrogentransport enn punktkilder. Totalt er det beregnet et nitrogenbidrag fra arealavrenning på 9800 kg/år, mens det tilsvarende bidraget fra punktkildene er beregnet til 400 kg/år (**Tabell 19**). Forskjellene er imidlertid mye mindre når det gjelder fosfor: Arealavrenning fra dyrka mark er beregnet til å bidra med 250 kg fosfor/år, mens bidraget fra punktkilder er anslått til 180 kg fosfor/år.

For beregning av arealavrenning er det benyttet veiledende koeffisienter for ytre strøk i Aust-Agder (Bratli *et al.* 1997). Dette tilsvarer 61 kg fosfor/km²/år og 2400 kg nitrogen/km²/år. For arealer benyttet til grønnsakproduksjon er koeffisientene i samråd med JORDFORSK (Nils Vagstad, pers. medd.) doblet i forhold til de veiledende.

Tabell 19. Arealavrenning fra jordbruket. Koeffisienter hentet fra Bratli *et al.* (1997).

	Areal km²	tot. P kg/år	tot. N kg/år
Molandsvatn:			
Eng	2,479	151	5950
Overflatedyrka beite-gjødsla	0,090	5	216
Korn-grønnfor	0,315	19	756
Grønnsaker-poteter	0,086	10	413
Frøeng	0,043	3	103
Sum	3,013	189	7438
Øvrig felt:			
Eng	0,773	47	1855
Korn-grønnfor	0,126	8	302
Grønnsaker-poteter	0,035	4	168
Sum	0,934	59	2326
TOTALT	3,947	248	9763

5.4 Bebyggelse

Næringsstofftilførsler fra bebyggelse er beregnet på basis av opplysninger om antall husstander, samt valg av avløpsløsninger. Koeffisienter for spesifikk næringsstoffproduksjon (g/person/døgn), samt renseseffekt ved ulike rensenanordninger i spredt bebyggelse er hentet fra Bratli *et al.* (1997). Totalt er det beregnet at bebyggelsen årlig bidrar med omlag 240 kg fosfor og 2900 kg nitrogen (**Tabell 20**).

Tabell 20. Næringsstofftilførsler fra bebyggelse. Koeffisienter hentet fra Bratli *et al.* (1997).

	Antall	p.e.	P utslipp kg/år	N utslipp kg/år
Molandsvatn:				
Husstander	281	600		
Slamavskiller	216	462		
- med infiltrasjon	140	300	28	1050
- med sandfilter	10	21	11	82
- med direkte utslipp	66	141	81	572
Direkte utslipp	22	47	29	206
Minirensanlegg	5	11	1	41
Tett tank	38	81	5	36
Sum:			155	1987
Øvrig felt:				
Husstander	97	223		
Slamavskiller	78	179		
- med infiltrasjon	30	69	6	242
- med sandfilter				
- med direkte utslipp	48	110	63	447
Direkte utslipp	13	30	19	131
Minirensanlegg	6	14	1	53
Tett tank				
Sum:			89	873
TOTALT			244	2860

5.5 Samlede næringsstofftilførsler til vassdraget

Basert på beregninger i seksjonene 5.1-5.4 er det anslått en fosfortilførsel til Molandsvatn og Langangsvatn på hhv. 730 og 1040 kg P/år (**Tabell 21**). Av dette er bidraget fra landbruk og bebyggelse anslått til omkring 65% (**Figur 25**). De største enkeltkildene er arealavrenning fra jordbruksarealer (24%), kloakkutslipp (23%) og avrenning fra gjødsellagre (15%). Totalt sett er landbruket den største forurensingskilden i vassdraget med omlag 40% av de totale fosfortilførslene.

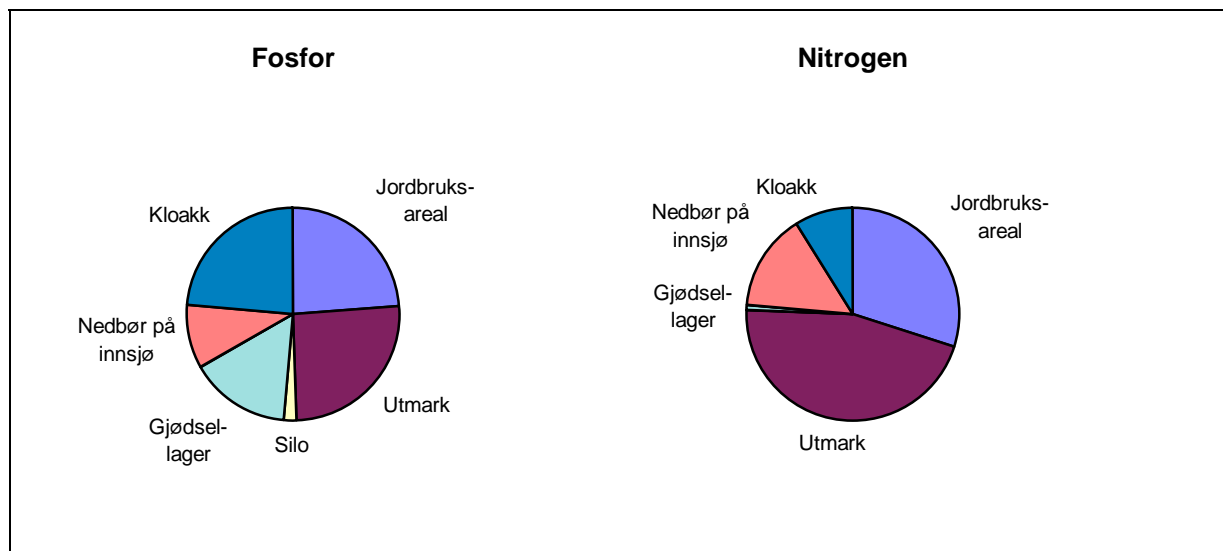
De totale nitrogentilførslene er anslått til 23 tonn for Molandsvatn og 33 tonn for Langangsvatn (**Tabell 21**). I motsetning til fosfor, stammer nitrogentilførslene hovedsakelig fra naturlige kilder eller fra langtransportert forurenset luft og nedbør. Disse kildene bidrar med anslagsvis 60% av de totale nitrogentilførslene til vassdraget. Blant de lokale kildene er det kun avrenning fra landbruksareal (30%) og bidrag fra husholdningskloakk (9%) som har kvantitativ betydning.

Sammenlignet med beregninger av stofftilførsler foretatt av Hindar (1990a) ligger de nye tallene noe lavere mht. fosfor (730 mot 915 kg), men i samme størrelsesorden når det gjelder nitrogen. Årsaken til at de nye fosforberegningene ligger lavere er hovedsakelig at Hindar (1990a) brukte et høyere anslag for næringsstoffproduksjon pr. personekvivalent (2,5 g/person/døgn mot dagens 1,7 g/person/døgn).

Det nye anslaget tar hensyn til at man i stor grad har gått over til fosfatfrie vaskemidler (Bratli *et al.* 1997).

Tabell 21. Samlede næringssalttilførsler fordelt på kilder.

	Molandsvatn		Øvrig felt		SUM	
	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%
P-avrenning:						
Jordbruksareal	189	26	59	19	248	24
Utmark	184	25	81	26	265	26
Silo	17	2	2	1	19	2
Gjødsellager	101	14	58	19	159	15
Melkerom	4	1			4	
Nedbør på innsjø	82	11	18	6	100	10
Kloakk	155	21	89	29	244	23
Sum P-avrenning	732	100	307	100	1039	100
N-avrenning:						
Jordbruksareal	7438	32	2326	24	9764	30
Utmark	9456	41	5421	57	14877	45
Silo	121	1	12	0	133	0
Gjødsellager	172	1	76	1	248	1
Melkerom	30	0		0	30	0
Nedbør på innsjø	3936	17	876	9	4812	15
Kloakk	1987	9	873	9	2860	9
Sum N-avrenning	23140	100	9584	100	32724	100



Figur 25. Næringsstoffbidrag fra ulike kilder til Langangsvatn (sum Molandsvatn og øvrig felt).

6. Avsluttende diskusjon

6.1 Vannkjemisk utvikling i Molandsvatn 1965-1995

Molandsvatn ble undersøkt tidlig på 1960-tallet av Holtan (1965). Denne fysisk-kjemiske undersøkelsen omfattet bestemmelse av bl.a. oksygen, pH, konduktivitet, farge, turbiditet, kjemisk oksygenforbruk, jern, mangan og total hardhet. Det ble dessuten foretatt en enkeltanalyse av ortofosfat og nitrat. Holtan (1965) karakteriserer Molandsvatn som noe påvirket av eutrofiering (overgjødning), med et innhold av organisk materiale som fører til relativt høyt oksygenforbruk i dyplagene under stagnasjonsperiodene.

På grunn av mangel på felles eutrofieringsparametre og kvantitative fytoplanktondata er det vanskelig å sammenligne dagens data med de fra 1960-tallet. Det er imidlertid klart at Molandsvatn også på dette tidspunktet hadde en forholdsvis høy næringsstatus, både fra naturens side (innsjøen ligger under marin grense) og pga. tilførsler fra bebyggelse og landbruksvirksomhet omkring innsjøen.

Det beste sammenligningsgrunnlaget for vannkvalitet stammer fra tre undersøkelser som ble gjennomført i perioden 1988-1989 (Kaste 1988, Faafeng *et al.* 1990, Hindar 1990b) (**Tabell 22**). Basert på disse dataene kan det synes som at konsentrasjonene av total fosfor og total nitrogen har holdt seg relativt konstante siden 1988. Middelkonsentrasjonen av klorofyll var noe høyere i 1994-1996 sammenlignet med 1988-dataene. Det er imidlertid vanskelig å sammenligne dataene direkte, i og med at plankton-biomassen i 1994-1996 var dominert av flagellaten *Gonyostomum semen*, som gjennom sin store bevegelsesevne kan medføre store mengdevariasjoner fra prøve til prøve.

Tabell 22. Vannkvalitetsutvikling 1988-1996 mhp. næringsalter, klorofyll og algebiomasse (i mg våtvekt/m³).

Referanse:	Tidsrom:	Ant. målinger	Tot. P (µg/L)	Tot. N (µg/L)	Klorofyll (µg/L)	Algebiomasse
Kaste (1988)	mai/jun-88	21	13	710	12,3	775
Faafeng <i>et al.</i> (1990)	mai/sep-88	4	14	710	10,3	-
Hindar (1990b)	jul-88, jun/sep/okt-89	4	12	580	-	-
Denne undersøkelsen	sep-94 - okt-96	12	14	770	15,4	1180

6.2 Tilbakeholdelse av næringsstoffer i Molandsvatn

Basert på beregnet fosfortilførsel og gjennomsnittlig årlig vannføring ut av innsjøen er det beregnet en teoretisk middelkonsentrasjon på 23 µg P/L i utløpet av Molandsvatn (**Tabell 23**). Det er da ikke beregnet noe tilbakeholdelse hverken i selve innsjøen eller i tilløpsbekkene. Basert på de vannkjemiske målingene foretatt i perioden 1994-1996 er det beregnet en middelkonsentrasjon av fosfor i utløpet av Molandsvatn på 10 µg P/L. Dette antyder at vannsystemene årlig kan holde tilbake drøyt 50% av den totale fosfortilførselen.

Dette er ikke overraskende, i og med at fosfor vanligvis er det begrensende næringsstoffet for planteplankton i norske innsjøer (Faafeng og Hessen 1993). I slike innsjøer bindes fosfor effektivt opp i planktonalger, som enten blir spist av andre organismer eller etterhvert synker til bunns i innsjøen

som dødt organisk materiale. Fosfor kan også felles kjemisk, eller synke til bunns sammen med uorganiske partikler.

Basert på beregnet nitrogentilførsel og gjennomsnittlig årlig vannføring ut av innsjøen er det beregnet en teoretisk middelkonsentrasjon på 735 µg N/L i utløpet av Molandsvatn (**Tabell 23**). Observert middelkonsentrasjon i utløpet av Molandsvatn i perioden 1994-1996 var 710 µg N/L. Dette gir en beregnet retensjon på 3% av den totale nitrogen-tilførselen. Biologisk opptak av nitrogen vil normalt være styrt av tilgangen på fosfor i fosforbegrensede innsjøer. Ved et nitrogen/fosfor - forhold rundt algenes gjennomsnittlige proporsjonale behov (ca. 7 på vektbasis), vil den biologiske tilbakeholdelsen av nitrogen og fosfor være omlag den samme. Dersom en antar at det tilbakeholdte fosforet (420 kg P/år) i sin helhet ble tatt opp biologisk, ville det med et 7 : 1 opptak av nitrogen og fosfor bli tatt opp omlag 2900 kg nitrogen årlig. Dette antyder en biologisk nitrogenretensjon på drøyt 10%, noe som er sammenlignbart, eller noe lavt i forhold til retensjonsberegninger i andre innsjøer (Ahlgren *et al.* 1994, Berge *et al.* 1997, Faafeng 1989).

I tillegg til biologisk opptak kan noe nitrogen fjernes gjennom denitrifikasjon i oksygenfritt bunnvann eller i den øverste delen av innsjøsedimentet (Faafeng 1989). Dette vil sannsynligvis ha liten kvantitativ betydning i Molandsvatn, som har et forholdsvis stort vannvolum i forhold til sedimentoverflate.

Anslagene ovenfor indikerer at den beregnede nitrogenretensjonen i Molandsvassdraget (4%) kan være noe underestimert. Dette kan skyldes at (i) gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon i prøvene fra sommerhalvåret ligger høyere enn den virkelige årsmiddelkonsentrasjonen. Dette kan f.eks. skyldes høyere nitrogentilførsel fra landbruksarealene i sommerhalvåret. En annen forklaring på den forholdsvis lave beregnede retensjonen kan være at (ii) de virkelige tilførselene av nitrogen kan være høyere enn de som er beregnet.

Tabell 23. Beregning av tilbakeholdelse (retensjon) av nitrogen og fosfor i Molandsvatn med tilløpsbekker.

	Nitrogen	Fosfor
Beregnet tilførsel (kg/år)	23140	732
Vanntilsig (mill m ³ /år)	31,5	31,5
Teoretisk middelkonsentrasjon (µg/L)	735	23
Observert middelkons (µg/L)	709	10
Differanse (µg/L)	26	13
Retensjon (kg/år)	807	417
Retensjon (%)	3	57

6.3 Vurdering av tiltaksbehov

Næringsstofftilførsler, hygienisk forurensning.

Basert på FOSRES-modellen for fosforbelastning i grunne innsjøer var fosforkonsentrasjonen i Molandsvatn noe høyere enn det som kan karakteriseres som akseptabelt (Berge 1987) (**Figur 9**). Fosforkonsentrasjonen i Langangsvatn var litt høyere enn i Molandsvatn, men pga. raskere vanngjennomstrømning i Langangsvatn tåler sannsynligvis denne innsjøen noe mer fosfor uten at det oppstår problemvekst av alger.

Med dagens innsjøkonsentrasjon av total fosfor i Molandsvatn (14 µg P/L), kan det i følge FOSRES-modellen (Berge 1987) beregnes en teoretisk (gjennomsnittlig) innløpskonsentrasjon på 28 µg P/L. Dersom fosfor-konsentrasjonen i innsjøen skal reduseres til et akseptabelt nivå (11 µg P/L), må innløpskonsentrasjonen i gjennomsnitt reduseres med omlag 6 µg P/L. Dette betyr at fosfortilførslene til Molandsvatn må reduseres med 150-200 kg årlig, eller omlag 30-40% av dagens tilførsler fra landbruket og bebyggelsen i området.

Med denne fosforavlastningen vil næringsgrunnlaget for alger bli mindre og produksjonen av organisk stoff vil avta. Dette vil redusere mulighetene for oksygenvinn i bunnvannet og påfølgende utlekking av næringssalter fra sedimentet. Dette vil totalt sett gi dårligere vekstgrunnlag for problemalgen *Gonyostomum semen*, og en vil i løpet av noen år få et mer stabilt økosystem hvor produksjonen kommer i balanse med innsjøens selvrensingsevne.

I Langangsvatn er det pga. brakkvannspåvirkningen ikke mulig å bruke samme modellverktøy for å beregne nødvendig fosforavlastning. En reduksjon av fosfortilførslene til Langangselva tilsvarende det som er foreslått rundt Molandsvatn vil imidlertid bidra til å bedre av oksygenforholdene i innsjøens bunnvann.

Et annet viktig argument for å redusere næringssalttilførslene til vassdragene er å ta vare på gytebekker / gytetrekninger for aure. For mye næringssalter vil raskt resultere i algevekst og tilgroing med høyere vegetasjon, som kan redusere kvaliteten på gyteområdene. I en prøverunde i innløpsbekker til Molandsvatn som ble tatt sommeren 1988, ble det funnet høye konsentrasjoner av total fosfor (over 100 µg/L) og total nitrogen (nær 4000 µg/L) i flere av bekkene (Hindar 1990b).

Aktuelle forurensningsbegrensende tiltak i området kan være:

Tiltak mot arealavrenning i landbruket:

- redusert høstpløying
- etablering av kantsoner langs innsjøen og langs bekker
- gjødselplanlegging (tilpasse gjødselmengde etter behov)
- minimalisere gjødseltap (f.eks. unngå spredning av gjødsel om vinteren og ved nedbør)

Tiltak rettet mot punktkilder:

- bedring av standard på gjødselkjellere og siloanlegg

Tiltak rettet mot spredt bebyggelse:

- bedring av utslippsløsninger, spesielt for husstander som ligger nær vassdraget

Ved å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak knyttet til den spredte bebyggelsen i området, vil en i tillegg til å redusere næringssalttilførslene også få mindre tarmbakterier ut i vannsystemene. Dette er av stor betydning for den rekreasjonsmessige bruken av vassdraget, f.eks. til bading.

PAH

Dypvannsedimentene i Molandsvatn og det nærliggende Longumvatn hadde moderat innhold av PAH, men meget høye konsentrasjoner av disykliske aromatiske hydrokarboner som er en indikator på forurensning av oljekomponenter. I og med at prøvene fra de to uavhengige innsjøene viste den samme tendensen uten at det er kjente forurensningskilder i deres nedbørfelter anbefales det at forholdet undersøkes nærmere. Dette kan f.eks. gjøres ved å undersøke sedimentet i flere innsjøer i nærheten.

Fisk

a) Det bør tas forholdsregler for å hindre spredning av uønskede fiskearter i vassdraget. Dette gjelder først og fremst sørv og gjedde:

Sørv (*Scardinius erythrophthalmus*) er en karpefisk som har spredd seg mye i Aust-Agder siden den ble registrert i Tvedestrand tidlig på 1980-tallet (Kildal 1981). Nå finnes den vestover til Grimstad (Kleiven 1994, Matzow og Simonsen 1997). Sørv er ingen matfisk, men opptrer i Aust-Agder tallrikt i de vannene hvor den har etablert seg. Sørv er således en uønsket fiskeart, og det er derfor viktig at den ikke kommer inn i Molandsvassdraget.

Gjedda er allment kjent som en rovfisk. Den har også spredd seg i Aust-Agder til flere mindre kystvassdrag helt fram til 1970-1980-tallet (Matzow og Simonsen 1997). Det er særdeles viktig at gjedde ikke kommer inn i Molandsvatn, der den kan gjøre store innhugg i både aure- og røyebestanden. Et eksempel er Longum som tidligere skulle ha vært et godt aurevatn, men etter at gjedde etablerte seg der "tynte auren heilt" (Weierholt 1959). I Molandsvatn kan særlig røya være utsatt, da det er antatt at bestanden er tynn. Gjedd lever hele livet i innsjøen, i motsetning til auren som vokser opp på bekk.

b) Det er videre svært viktig at en tar vare på gytebekkene for auren. Ulike tiltak vil være nødvendige:

- Hindre alle typer utslipp i bekkene.
- Hindre at skog og kratt langs breddene blir hogd. Skog og krattvegetasjon hindrer solinnstrålingen og reduserer dermed temperaturen og uttørkingen under tørre perioder sommerstid. Løvfallet fra vegetasjonen vil dessuten gi næringsgrunnlag for fiskens næringsdyr. Røttene vil binde kantene på elve-/bekkefaret og verne mot erosjon.
- Hindre at hogstavfall stenger bekkene for fiskeoppgang.
- Unngå videre grøfting i bekkenes nedbørfelter.
- Vurdere utlegging av grovkalk/skjellsand i sure bekker hvor pH kan gå ned mot 5,0 (**Tabell 8**). Dette må imidlertid utføres på en slik måte at gytesubstratet ikke tildekkes og ødelegges for fisken. Det er i dag kalket med skjellsand i Skjulestadbeken, Brekkeelva (kalkbrønn ute av drift), Kvennhusbekken og litt i Dalebekken (øvre del av Lonebekken)

c) Utfisking av tryte

Molandsvatnets rike næringsstatus medfører en høy fiskeproduksjon i innsjøen. Tryta har stor evne til å formere seg (Linløkken *et al.* 1991) og har dessuten svært høy overlevings-prosent (jfr. Thorpe 1977).

Etterhvert som tryta vokser, vil den gradvis gå over fra dyreplankton- til bunndyr-diett. Stor tryte kan gå over til fiskediett (f.eks. Allen 1935). Overgangen til fiskediett er avhengig av egnet førfisk eller kannibalisme. Veksten på tryta på Sørlandet vil generelt være god i starten (f.eks. L'Abée-Lund 1985), men fra kjønnsmodning inntreer som oftest utflating og stagnasjon i veksten dersom den ikke går over på fiskebasert føde. Unntak i så måte kan være innsjøer med gjedde (L'Abée-Lund *et al.* 1986) eller sure innsjøer hvor rekrutteringen er hemmet (Kleiven 1995).

En vurdering av biomasse og produksjon av fisk i Molandsvatn må basere seg på opplysninger fra andre innsjøer der det er foretatt slike undersøkelser. I den næringsfattige og forsuredede Munksjøen i Hedmark fant Linløkken og Seeland (1996) en trytebiomasse på 9,8 kg/ha og totalt 24,8 kg/ha av alle fiskearter. I andre innsjøer i Norden er det opplysninger om trytebiomasser på 19-90 kg/ha (Kjeldberg 1994, Rask og Arvola 1985, Lappalainen *et al.* 1988). De høyeste biomassene er funnet i små innsjøer

(Kjeldberg 1994) og er sannsynligvis i overkant av det en kan forvente f.eks. i Molandsvatn. Basert på en skjønsmessig vurdering kan trytebiomassen i Molandsvatn ligge rundt 50 kg/ha.

Vanlige metoder for å få ned trytebestanden er teine og garnfiske, hvorav sistnevnte metode er svært arbeidskrevende (Jensen 1984). Internasjonalt har det vært brukt et bredere spekter av redskaper med bl.a. trål og not (Thorpe 1977). Det har også vært forsøkt å redusere rekrutteringa på ulike måter (Jensen 1984): I klart vann kan en suge opp rogn med slange og pumpe, noe som bl.a. er gjort i Oslomarka. Trass i at det i tre år på rad ble sugd opp 4-5 l rogn pr. hektar vassflate fra et lite vann, førte det ikke til "noen merkbar nedgang" i trytebestanden. Heller ikke opprensning av kvistbråte, topp og vindfall medførte noen forbedring. Hogstavfall bør en uansett fjerne fra isen eller strandsona umiddelbart for å unngå at det hindrer fisket.

Det har foregått et visst teinefiske etter tryte i Molandsvatn, men det har ikke vært gjennomført systematisk over lengre tid (E. Fløystad, pers. medd.). De største fangstene var 25.000-30.000 tryter på et år, med ei snittvekt på 43 gram. Det medførte ei forbedring på ca. 2 gram på snittvekta. Til sammenligning var gjennomsnittsvekta på prøvafisket i 1995 på 46,3 gram. Med uttaket på 30.000 tryter á 43 gram (30.000 x 43) blir det 1.290 kg tryte, eller 8,27 kg/ha. Eksemplet viser således at det skal en ganske stor innsats til for å få en forbedring på bestanden. Det typiske i slike tilfeller er at innsatsen er noe tilfeldig, og da vil en kort tid etterpå være tilbake til en altfor tett bestand.

Nye erfaringer med utfisking av tryte tilsier et målrettet fiske med en kombinasjon av teiner og garn (Linløkken og Seeland 1996, A. Linløkken pers. medd.):

Metodikk:

- Teinefiske i gytetida i mai med uttak av kun hunnfisk. La hannfiskene gå til senere i tilfelle den skulle spise yngel.
- Teinefiske i juni med teiner fora med brød. La teinene stå 2-3 dager mellom hver tømning. Ta ut begge kjønn. Tøm aldri teinene helt for tryter, men la det gå igjen 3-4 stykker. Da går det lettere å få nye tryter i teina.
- Trytene går fort lei foringen, slik at det kan være nødvendig å supplere med garnfiske med egnet maskevidde.

Utfisking i Molandsvatn: De første to årene foreslås et totalt uttak på 2 tonn tryte pr. år¹. Det andre året bør en kunne se en begynnende forbedring i veksten, og opplegget kan da justeres dersom det er nødvendig. For senere års uttak legger en opp til samme prosedyre, men med eventuelt justert kvantum. I tillegg til vanlig teine- og garnfiske kan en da også supplere med 12,5 og 16,0 mm garn for å ta ut umoden tryte.

Tiltakene som er omtalt i dette kapittelet bør utredes videre i en vannbruks- / flerbruksplan for vassdraget. Dessuten bør Langangsvatnet prøvafiskes for å få en vurdering av fiskebestanden der.

¹ Fersk fisk inneholder gjennomsnittlig 0,1-0,15 % fosfor (D. Hessen, UiO, pers. medd). Dersom en fisker ut 2 tonn tryte årlig, vil en dermed fjerne omlag 3 kg fosfor fra innsjøen årlig. Dette er imidlertid en svært beskjeden mengde sammenlignet med de årlige fosfortilførslene til Molandsvatn.

7. Litteratur

- Ahlgren, I., Sørensen, F. Waara, T. og Katarina Vrede. 1994. Nitrogen Budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio*. 23: 267-377.
- Allen, K.R. 1935. The food and migration of perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. *J. Anim. Ecol.* 4: 264-273.
- Alm, G. 1946. Reasons for occurrence of stunted fish populations with special regard to perch. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 25: 1-146.
- Alm, G. 1952. Year class fluctuations and span of life of perch. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 33: 17-38.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport, løpenr. 2001, 44 s.
- Berge, D., E. Fjeld, A. Hindar, and Ø. Kaste. 1997. In-lake nitrogen retention in two Norwegian watercourses with different trophic level. *AMBIO* 26, submitted.
- Berglind, L., I. Dahl, E.T. Gjessing, D. Klaveness og M. Lægreid. 1984. Organisk materiale. I: Vennerød, K. (red.). *Vassdragsundersøkelser*. Norsk limnologiforening / Universitetsforlaget: 110-126.
- Bjørseth, A. og B. S. Olufsen 1983. Long range transport of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. pp 507-525. I: *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. (A. Bjørseth, Ed.). Marcel Dekker Inc.
- Bratli, J.L., H. Holtan og S.O. Åstebøl. 1997. Miljøsmål for vannforekomstene - tilførselsberegninger. SFT-veileder, under trykking.
- Brettum, P. 1984. Planteplankton, telling. I: Vennerød, K. (red.). *Vassdragsundersøkelser*. Norsk limnologiforening / Universitetsforlaget: 146-154.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapport nr. 2344, 111 s.
- Craig, J.F. og C. Kipling 1983. Rproduction effort versus environment, case histories from Windermere perch and pike. *J. Fish Biol.* 22: 713-727.
- Cronberg, G., G. Lindmark, og S. Bjørk. 1988. Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Sweedish forest lakes - an effect of acidification ? *Hydrobiologia* 161: 217-236.
- DNMI 1997. Nedbørhøyder for 1995 og 1996 fra Arendal brannstasjon, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Faafeng, B. 1989. Omsetning av nitrogen i vassdrag- Naturlige prosesser fjerner også nitrogen ! *Vann* 2-89, 258-268.
- Faafeng, B. and D.O. Hessen. 1993. Nitrogen and phosphorus concentrations and N:P ratios in Norwegian Lakes: perspectives on nutrient limitation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 465-469.
- Faafeng, B., P. Brettum og D.O. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge, Statlig program for forurensningsovervåkning rapport nr. 389/90, løpenr. 2355, 57 s.
- Halvorsen, G., S.E. Sloreid, P. Sporsheim og B. Walseng. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Hindar, A. 1988. Overvåking av Mjåvann nedstrøms Heftingsdalen søppelfyllplass i 1987. NIVA-rapport, løpenr. 2112, 17 s.
- Hindar, A. 1990a. Arealavrenning av nitrogen og fosfor til vassdrag i Aust-Agder. NIVA-rapport, løpenr. 2375, 51 s.
- Hindar, A. 1990b. Vurdering av vannkvaliteten i kystnære småvassdrag i Aust-Agder - grunnlag for tiltak. NIVA-rapport, løpenr. 2389, 66 s.
- Hindar, A. og B. Rørslett. 1988. Forurensningseffekter av en barkfylling nederst i Gjerstadvassdraget i Aust-Agder. NIVA-rapport 2247, 23 s.
- Hindar, A. og E. Kleiven 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, Southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. *Acid Rain Research. Report* 21/1990. NIVA. 47 s.

- Hindar, A. 1992. Overvåking av Mjåvann nedstrøms Heftingsdalen søppelfyllplass i 1991. NIVA-rapport, løpenr. 2767, 25 s.
- Holtan, H. 1965. Vannforsyning til Arendalsregionen. En fysisk-kjemisk, biologisk og bakteriologisk undersøkelse, NIVA-rapport, O-6/64, 43 s.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 92:06, TA-905/1992, 32 s.
- Holtan, H. og S.O. Åstebøl. 1990. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave. NIVA-rapport 2510, 53 s.
- Hongve, D., Ø. Løvstad og K. Bjørndalen. 1988. *Gonyostomum semen* - a nuisance to bathers in Norwegian lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 430-434.
- Hovind, A. 1968. Molandsvatn. Sp. 2055 I Jensen, K.W. (red.) Spostsfiskerens Leksikon 2. Gyldendal Norsk Forlag. 2635 sp.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet. Kristiania. 106 s. + vedlegg.
- Jensen, K.W. 1984. Drift av fiskevann. S. 91-106 i: Jensen, K.W. (red.) Sportsfiskerens leksikon. Kunnskapsforlaget. 850 s.
- Kaste, Ø. 1988. Korttidsundersøkelse av Longumvatn og Molandsvatn (datarapport utarbeidet for SFT), 20 s.
- Kaste, Ø., E. Kleiven og J. Håvardstun 1997a. Overvåking av kalkingprosjektet i Vegårvassdraget. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN notat under trykking.
- Kaste, Ø., G. Halvorsen, J. Håvardstun, E. Kleiven, F. Kroglund og B. Walseng. 1997b. Overvåking av kalkingprosjektet i Rorevassdraget. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN notat under trykking.
- Kildal, T. 1981. Samla plan for 10 års verna vassdrag i Øst-Norge. Direktoratert for vilt og ferskvannsfisk, Fiskerikonsulenten for Øst-Norge. 108 s.
- Kjeldberg, G. 1994. Fishery biological investigations in three watersheds in Rødsmoen 1993. Norwegian of Water Research. Report O-93107. 45 s.
- Kleiven, E. 1994. Fisk. S. 132-140 i: Anon. (red.) Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1992. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. DN-notat 1994-3. 209 s.
- Kleiven, E. 1995. Fisk. S. 108-117 i: Romundstad, A.J. (red.) Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. DN-notat 1995-2. 181 s.
- Kleiven, E. og J. Håvardstun 1997. Fiskestudiar i 51 kalkingslokalitetar i Sør-Noreg. (Manus).
- Kleiven, E., D. Matzow, A. Linløkken og A. Vethe 1990. Fiskeribiologiske undersøkingar i Gjerstadvassdraget. Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1990-8. 52 s.
- Kleiven, E., F. Kroglund, og D. Matzow 1989. Abboren i Store Finntjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning. DN-rapport nr. 11-1989. 36 s.
- L'Abée-Lund, J.H, E. Kleiven, og D. Matzow 1986. Fiskeribiologisk undersøkelse i Temse. Fylkesmannen i Aust-Agder. Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3-86. 30 s.
- L'Abée-Lund, J.H. 1985. Fiskeribiologisk undersøkelse i Jordkjennstjern, Aust-Agder. Et vann med nylig implantert gjedde. Fylkesmannen i Aust-Agder. Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 6-85. 32 s.
- Lappalainen, A., Rask, M. and P.J. Vuorinen 1988. Acidification affects the perch population in small lakes of southern Finland. Env. Biol. Fish. 21: 231-239.
- Linløkken, A. and P.A.H. Seeland 1996. Growth and production of perch (*Perca fluviatilis* L.) responding to biomass removal. Ann. Zool. Fennici 33: 427-435.
- Linløkken, A., E. Kleiven, og D. Matzow 1991. Population structure, growth and fecundity of perch (*Perca fluviatilis* L.) in an acidified river system in Southern Norway. Hydrobiologia 220: 179-188.

- Matzow, D. og J.H. Simonsen 1997. Kultiveringsplan for innlandsfisk, laks og sjøaure i Aust-Agder. Fylkesmannen i Aust-Agder. Miljøvernavdelingen. Høringsutgave 199758 s. + 5 vedlegg.
- Næs, K. 1993. PAH og metaller i bunnsedimenter i Sagevassdraget, Vest-Agder. NIVA-rapport O-91096. 16 s.
- NVE 1996. Hydrologisk kart for Molandsvassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- Økland, J. 1983. Ferskvannets verden 1: Miljø og prosesser i innsjø og elv. Universitetsforlaget, 203 s.
- Overrein, Ø. 1977. En registrering av fiskebestander i seks sure vann i Aust-Agder. Hovedoppgave ved Institutt for naturforvaltning, NLH. 96 s. + appendiks.
- Rask, M. and L. Arvola 1985. The biomass and production of pike, perch and whitefish in two small lakes in southern Finland. Ann. Zool. Fennici 22: 129-136.
- SIFF 1976. Kvalitetskrav til vann. Statens institutt for folkehelse. 52 s.
- SIFF 1987. Kvalitetsnormer for drikkevann. G2. Statens institutt for folkehelse. 72 s.
- Skjelkvåle, B.L. (red.) 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - effekter 1995. Statens forurensningstilsyn (SFT), rapport 671/96, 193 s.
- Statens Helsetilsyn 1994. Nye kvalitetsnormer for friluftsbad. Rundskriv IK-21/94.
- Strøm, K.M. 1943. Arch. Hydrobiol. 40:26-30.
- Thorpe, J.E. 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchell, 1814. FAO Fisheries Synopsis No. 113. 138 s.
- Valland, N. (1988). Kystnære småvassdrag i Aust-Agder. Hydrologiske beregninger, foreløpig utgave. MV-avd. i Aust-Agder. 146 s. + vedlegg.
- Venice System. 1959. Symposium on the classification of brackish water, Venice, April 8-14, 1958. Arch. Oceanog. Limnol., 11: (supplement), 1-248.
- Vethe, A. 1988. Sesongvariasjon i habitatfordeling og næringsval til abbor og aure i eit forsuringstrua vatn i Sør-Noreg. Hovedoppgåve i spesiell zoologi, Univ. i Oslo. 62 s.
- Walseng, B. 1997. Planktoniske og littorale krepsdyr i Rorevassdraget. Kapittel i "Overvåking av kalkingprosjektet i Rorevassdraget". I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN notat under trykking.
- Weierholt, K. 1959. Austre Moland. Ei bygdebok. Sverre Kildahls Boktrykkeri. Tvedestrand 1959. 451 s.

Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem

Klassifisering av tilstand.

På grunnlag av målte konsentrasjoner kan tilstandsklassen bestemmes ut fra tabellen nedenfor. Tilstandsklassen tar ikke hensyn til hvorvidt de målte konsentrasjonene er høyere eller lavere enn bakgrunnskonsentrasjonen. SFTs veileder inneholder også et verktøy for å vurdere egnethet av vannet for ulike brukerinteresser som drikkevann, jordvanning, friluftsbad og rekreasjon, fiskeoppdrett og sportsfiske.

Klassifisering av vannkvalitetstilstand i ferskvann. Et utvalg av de viktigste parametrene. Utdrag fra SFTs veileder fra 1992 (Holtan og Rosland 1992).

Virksomheter av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "God"	II "Mindre god"	III "Nokså dårlig"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsstoffer	Totalfosfor ($\mu\text{g P/L}$)	<7	7-11	11-20	20-50	>50
	Klorofyll a ($\mu\text{g kl.a/L}$)	<2	2-3,7	3,7-7,5	7,5-20	>20
	Siktedyp (m)	>7	4-7	2-4	1-2	<1
	Oksygenmetning (%)	>80	50-80	30-50	15-30	<15
Organiske stoffer	TOC (mg C/L)	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	KOF _{Mn} (mg O/L)	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Fargetall (mg Pt/L)	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Oksygenmetning (%)	>80	50-80	30-50	15-30	<15
Forsurende stoffer	Alkalitet (mmol/L)	>0,2	0,05-0,2	0-0,05	0	0
	pH	>6,7	6,0-6,7	5,3-6,0	4,7-5,3	<4,7
Miljøgifter	Kobber ($\mu\text{g Cu/L}$)	<2	2-5	5-15	15-20	>50
	Sink ($\mu\text{g Zn/L}$)	<10	10-30	30-60	60-110	>110
	Kadmium ($\mu\text{g Cd/L}$)	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,5	>0,5
	Bly ($\mu\text{g Pb/L}$)	<1	1-3	3-5	5-10	>10
	Nikkel ($\mu\text{g Ni/L}$)	<3	3-10	10-30	30-100	>100
	Krom ($\mu\text{g Cr/L}$)	<1	1-3	3-10	10-50	>50
	Kvikksølv ($\mu\text{g Hg/L}$)	<0,01	0,01-0,04	0,04-0,1	0,1-0,3	>0,3
	Aluminium ($\mu\text{g Al/L}$)	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Jern ($\mu\text{g Fe/L}$)	<50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan ($\mu\text{g Mn/L}$)	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Partikler	Turbiditet (FTU)	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	Suspendert stoff (mg/L)	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10
	Siktedyp (m)	>7	4-7	2-4	1-2	<1
Tarmbakterier	Termostabile koli. bakt. (antall/100 ml) v/44°C	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

Vedlegg B. Primærdata, vannkjemi

B.1. Fysiske, kjemiske og bakteriologiske data.

St nr	Dato	Dyp	pH	TOC	K25	K	NO3N	TotN	NH4N	TotP	PO4P	Farge	Turb	O2	Bakt
		m		mg/l	mS/m	mg/l	mgN/l	mgN/l	mgN/l	mgP/l	mgP/l	ng Pt/l	FTU	mg/l	100ml
1	26/09/94		6,33	6,9	4,9		275	780		15		45			75
1	29/05/95		6,42	6,0	5,2	0,90	335	800	35	34	16	40	2,4		>300
1	29/06/95		6,50	6,8	5,7	0,77	315	660	40	13	<2	50	0,7		>300
1	17/07/95		6,57	7,8	9,9	2,06	950	1900	55	74	23	42	4,5		>300
1	23/08/95		6,67	2,6	12,8	2,44	870	1450	85	35	7	31	3,0		>300
1	26/09/95		6,23	7,3	4,4	0,64	220	395	10	6	<2	56	0,5		160
1	26/10/95		6,27	7,5	4,6	0,70	275	520	30	4	<2	61	0,5		80
1	04/06/96		6,34	6,2	3,9	0,54	240	420	15	5	<2	39	0,4		>300
1	27/06/96		6,77	8,6	9,3	3,10	370	1850	740	190	87	43	4,4		>300
1	23/07/96		6,65	3,8	10,7	1,69	620	1400	165	38	13	31	3,6		300
1	29/08/96		6,69	5,7	9,9	1,92	650	1250	95	43	13	50	4,6		>300
1	02/10/96		5,88	8,5	4,3	0,46	205	455	20	11	<2	57	0,6		150
1	30/10/96		5,62	7,7	4,0	0,48	210	450	35	5	1	59	0,7		100
2	26/09/94	0	6,48	7,3	6,4		260	560		16		46			10
3	26/09/94	0	6,55	7,3	6,2		460	960		23		46			5
4	26/09/94	0-4	6,54	7,1	6,2		450	1030		15		44			10
4	29/05/95	0-4	6,50	4,5	6,5	0,95	570	910	30	11	2	31	0,5	7,9	0
4	29/06/95	0-4	6,81	5,9	6,4	0,95	425	830	10	16	2	36	0,5		0
4	17/07/95	0-4	6,95	5,3	6,2	0,91	355	770	25	16	<2	34	0,5		7
4	23/08/95	0-4	7,21	4,7	6,8	0,88	230	520	15	13	<2	30	0,4		1
4	26/09/95	0-4	6,41	6,7	5,3	1,01	385	730	10	17	2	51	1,1		10
4	26/10/95	0-4	6,35	6,5	5,8	0,97	345	620	25	7	<2	55	0,7		6
4	04/06/96	0-4	6,55	5,6	6,2	0,99	565	1060	15	13	2	34	0,6		0
4	27/06/96	0-4	6,84	5,0	6,3	1,02	485	845	15	16	4	28	0,5		1
4	23/07/96	0-4	7,12	4,7	7,4	0,98	385	280	20	12	<2	27	0,4		0
4	29/08/96	0-4	7,15	4,8	10,3	0,96	330	750	15	16	<2	27	0,6		2
4	02/10/96	0-4	6,71	13,3	7,4	1,02	320	770	35	20	2	33	0,9		30
4	30/10/96	0-4	6,61	5,8	6,7	1,03	420	840	90	11	4	46	1,8		100
4	26/09/94	15	5,96	5,3	7,1		360	790		26		31		0,8	
4	29/06/95	15												3,6	
4	17/07/95	15												2,1	
4	23/08/95	15												3,6	
4	26/09/95	11												2,8	
4	04/06/96	12												8,6	
4	27/06/96	12												5,4	
4	23/07/96	12												5,0	
4	29/08/96	12												1,3	
4	02/10/96	12												0,6	
4	30/10/96	12												0,5	
5	26/09/94	0-4	6,60	5,9	6,3		480	920		16		39			3
5	26/09/94	20	6,00	5,0	6,9		490	820		29		45		1,9	
6	26/09/94	0-4	6,62	5,1	6,5		560	1010		11		31			4
6	26/09/94	30	6,03	4,7	7,3		520	870		24		39		2,4	
7	29/05/95		6,55	4,5	6,4	0,99	590	930	30	10	<2	29	0,5		4
7	29/06/95		6,71	6,3	6,6	0,97	435	770	5	12	<2	29	0,5		6
7	17/07/95		6,89	4,9	8,4	0,91	320	640	25	20	2	29	0,4		79
7	23/08/95		6,98	4,7	6,7	0,87	35	280	15	7	<2	26	0,4		1
7	26/09/95		6,32	6,2	5,7	1,03	445	810	5	15	<2	47	0,8		10
7	26/10/95		6,23	6,4	5,8	1,03	440	750	30	7	<2	50	0,5		5

B.1. Forts.

St nr	Dato	Dyp m	pH	TOC mg/l	K25 mS/m	K mg/l	NO3N mgN/l	TotN mgN/l	NH4N mgN/l	TotP mgP/l	PO4P mgP/l	Farge ng Pt/l	Turb FTU	O2 mg/l	Bakt 100ml
7	04/06/96		6,60	5,4	5,8	1,05	570	960	20	9	<2	28	0,4		1
7	27/06/96		6,88	5,1	6,1	1,05	430	675	5	7	<2	25	0,4		2
7	23/07/96		7,01	5,4	6,1	0,93	240	530	15	7	<2	27	0,3		0
7	29/08/96		7,03	5,4	6,1	0,90	155	550	25	8	<2	37	0,4		65
7	02/10/96		6,48	5,3	6,5	1,07	375	715	45	11	<2	33	0,6		30
7	30/10/96		6,46	4,4	6,7	1,16	490	900	65	9	2	33	0,6		70
8	26/09/94		6,73	5,4	6,5		530	1080		14		32			
8	29/05/95		6,74	4,5	6,3	0,99	610	940	40	10	<2	29	0,5		45
8	29/06/95		6,84	5,5	6,7	0,98	420	740	20	11	<2	30	0,4		5
8	17/07/95		6,87	5,0	7,1	0,91	315	630	35	10	<2	28	0,3		60
8	26/09/95		6,69	6,5	5,5	1,04	390	780	<5	12	<2	51	0,7		0
8	26/10/95		6,59	6,5	5,8	1,03	395	740	25	7	<2	49	0,5		4
9	26/09/94	0-4	7,28	6,9	1350		245	720		20		23			
9	29/05/95	0-2	7,14	5,5	676	27,5	410	920	85	15	3	24	0,6		
9	29/06/95	0-2	7,25	7,1	1,1	76,0	195	780	115	18	<2	25	0,6		
9	17/07/95	0-2	7,59	7,0	1,3	93,0	105	610	20	23	2	21	0,9		12
9	23/08/95	0-4	8,19	<1,00	1,9	134,0	<10	380	<5	24	2	14	0,9		9
9	26/09/95	0-2	6,57	6,9	30,8	2,50	400	890	<5	16	2	53	0,9		0
9	26/10/95	0-2	6,74	6,6	134	15,0	350	780	75	8	<2	53	0,5		40
9	04/06/96	0-2	6,84	6,3	266	17,4	490	935	25	11	2	29	0,6	10,4	4
9	27/06/96	0-2	7,24	<1,00	531	29,3	320	635	25	10	2	23	0,4	8,8	1
9	23/07/96	0-2	7,92	6,1	1180	87,0	50	365	30	11	<2	14	0,4	9,2	1
9	29/08/96	0-2	8,21	<1,00	1830	150,0	<10	360	10	13	<2	12	0,8	5,2	0
9	02/10/96	0-2	7,31	<1,00	1120	89,6	230	590	50	20	3	31	1,4	8,6	>300
9	30/10/96	0-2	6,72	6,6	272	18,1	430	910	100	17	4	44	1,7	9,9	200
9	26/09/94	7,5	6,92	8,0	3170		<10	4040		130		184			
9	04/06/96	7												0,2	
9	27/06/96	7													
9	23/07/96	7													
9	29/08/96	7												0,0	
9	02/10/96	7												0,0	
9	30/10/96	7												0,0	
10	26/09/94		6,35	7,6	6,9		880	1380		15		56			
10	29/05/95		6,45	5,4	6,6	1,15	590	1060	125	21	5	38	1,4		>300
10	29/06/95		6,42	6,5	7,5	1,31	435	970	120	20	4	46	0,5		75
10	17/07/95		6,54	6,9	9,5	2,10	950	1850	95	31	13	59	0,9		>300
10	23/08/95		6,56	2,9	16,9	3,72	1150	1550	20	23	3	24	0,9		50
10	26/09/95		6,21	8,0	6,8	1,27	810	1250	30	14	<2	61	0,9		110
10	04/06/96		6,47	5,6	5,5	0,84	530	850	30	8	<2	37	0,6		15
10	27/06/96		6,66	5,1	7,7	1,60	685	685	65	13	3	28	0,6		100
10	23/07/96		6,55	3,0	12,3	2,59	980	1400	25	13	4	18	0,5		30
10	29/08/96		6,57	4,0	9,8	2,33	545	810	50	17	4	31	0,9		135
10	02/10/96		6,34	8,3	6,2	1,02	480	1000	60	24	4	53	2,7		700
10	30/10/96		6,16	6,9	6,1	0,91	570	1000	85	23	9	55	2,5		150
11	26/09/94		5,58	7,6	4,1		165	465		8		53			
11	29/05/95		5,82	4,4	5,0	0,54	240	475	40	10	<2	25	1,3		10
11	29/06/95		5,98	5,3	4,4	0,34	105	405	30	7	<2	33	0,5		50
11	17/07/95		5,98	9,9	5,3	1,03	200	800	40	30	3	60	1,2		>300
11	26/09/95		5,27	8,0	4,0	0,41	105	400	5	7	<2	58	1,3		20
11	26/10/95		5,53	7,0	4,1	0,41	140	380	25	6	<2	58	0,8		4
11	04/06/96		5,96	5,3	4,0	0,38	250	465	50	5	<2	31	0,9		0
11	27/06/96		6,17	5,0	4,3	0,46	210	445	30	9	2	30	1,8		100
11	23/07/96		6,03	6,6	4,9	0,74	45	410	40	25	3	32	1,5		20
11	02/10/96		5,80	8,5	4,3	0,46	205	520	20	11	3	40	2,4		75
11	30/10/96		5,62	6,1	4,7	0,41	220	430	60	9	3	47	1,9		40

B.2. Middelveier

St nr	Dato	Dyp	pH	TOC	K25	K	NO3N	TotN	NH4N	TotP	PO4P	Farge	Turb	Bakt
		m		mg/l	mS/m	mg/l	mgN/l	mgN/l	mgN/l	mgP/l	mgP/l	mg Pt/l	FTU	/100ml
1	1995		6,44	6,3	7,1	1,25	494	954	43	28	9	47	1,9	240
1	1996		6,33	6,8	7,0	1,37	383	971	178	49	20	47	2,4	242
1	94-96		6,38	6,6	6,9	1,31	426	948	110	36	14	46	2,2	228
4	1995	0-4	6,71	5,6	6,2	0,95	385	730	19	13	2	40	0,6	4
4	1996	0-4	6,83	6,5	7,4	1,00	418	758	32	15	3	33	0,8	22
4	94-96	0-4	6,75	6,1	6,7	0,97	405	766	25	14	2	37	0,7	13
7	1995		6,61	5,5	6,6	0,97	378	697	18	12	2	35	0,5	18
7	1996		6,74	5,2	6,2	1,03	377	722	29	9	2	31	0,4	28
7	94-96		6,68	5,3	6,4	1,00	377	709	24	10	2	33	0,5	23
8	1995		6,75	5,6	6,3	0,99	426	766	30	10	2	37	0,5	23
9	1995	0-2	7,25	5,7	140,9	58,00	245	727	51	17	2	32	0,7	15
9	1996	0-2	7,37	3,7	866,5	65,23	255	633	40	14	3	26	0,9	84
9	94-96	0-2	7,31	6,6	568,8	61,62	250	683	45	16	2	28	0,8	57
10	1995		6,44	5,9	9,4	1,91	787	1336	78	22	5	46	0,9	167
10	1996		6,46	5,5	7,9	1,55	632	958	53	16	4	37	1,3	188
10	94-96		6,44	5,8	8,5	1,71	717	1150	64	19	5	42	1,1	179
11	1995		5,72	6,9	4,6	0,55	158	492	28	12	2	47	1,0	77
11	1996		5,92	6,3	4,4	0,49	186	454	40	12	3	36	1,7	47
11	94-96		5,79	6,7	4,5	0,52	171	472	34	12	2	42	1,4	62

B.3. Konduktivitetsmålinger i Langangsvatn

Dato/dyp	Konduktivitet (mS/cm)								0-2 m	0-4 m
	1m	2m	3m	4m	5m	6m	7m			
26/09/94									1350	
29/05/95									676	
29/06/95									1	
17/07/95									1	
23/08/95									2	
26/09/95									31	
26/10/95									134	
04/06/96	25	556	1240	1690	1870	2920	2840			
27/06/96	421	682	853	1650	2590	2630	2850			
23/07/96	1060	1240	1520	1750	1750	1670	2730			
29/08/96	1870	2010	2030	2200	2230	2470	2490			
02/10/96	939	1860	2040	1980	2170	2770	2840			
30/10/96	20	827	1720	1920	2010	2340	2400			

Vedlegg C. Primærdata, fytoplankton

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n

1

Dato =>	950529	950629	950717	950823	950926	951026
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter						
Cyanophyceae (blågrønnalger)						
Anabaena flos-aquae	.	.	0.8	.	.	.
Snowella lacustris	.	.	0.4	.	.	.
Woronichinia naegeliana	.	.	.	4.8	4.8	1.6
Sum	.	.	1.2	4.8	4.8	1.6
Chlorophyceae (grønnalger)						
Botryococcus braunii	0.8	.	0.8	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)	.	0.4	0.4	1.9	.	0.4
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.1	.	0.3	.	.	.
Closterium acutum v.variabile	0.4
Closterium gracile	.	0.3
Coelastrum microporum	.	.	0.4	.	.	.
Crucigenia quadrata	.	.	1.0	.	.	.
Crucigenia tetrapedia	.	.	.	0.8	0.8	.
Crucigeniella rectangularis	.	.	0.4	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	.	0.2
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.2	.	.	1.1	.	.
Gyromitus cordiformis	.	1.3	.	.	.	0.2
Monoraphidium dybowskii	0.9	23.5	7.0	0.7	0.2	.
Oocystis submarina v.variabilis	0.3	0.4	0.3	.	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	.	1.0	4.0	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	30.7	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0.1
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	2.4	15.1	138.3	.	.
Sum	2.4	28.5	57.4	146.7	1.0	1.0
Chrysophyceae (gullalger)						
Aulomonas purdyi	0.1	.
Chrysiasterium catenatum	.	5.6
Chrysochromulina parva	.	.	.	2.5	.	.
Chrysolykos skujai	0.1
Craspedomonader	0.1	0.1	1.9	2.0	1.2	0.4
Dinobryon bavaricum	.	0.6	0.4	.	.	.
Dinobryon borgei	0.8	0.2
Dinobryon crenulatum	0.3	.	.	0.4	.	.
Dinobryon cylindricum	.	4.2
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0.3	0.1
Dinobryon divergens	0.1	0.9	0.4	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	0.3
Epipyxis polymorpha	.	0.5
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	0.4	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	3.7	0.4	.	.	.
Mallomonas caudata	.	15.9	23.9	31.8	.	2.1
Mallomonas reginae	.	2.7
Mallomonas spp.	.	4.8	8.0	2.0	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.5	8.3	7.0	3.4	6.4	6.0
Pseudokephyrion entzii	0.1	0.1
Små chrysomonader (<7)	4.4	9.0	13.6	11.0	9.3	8.6
Spiniferomonas bourellyi	.	0.7	.	0.3	0.3	.
Store chrysomonader (>7)	3.9	12.9	17.2	7.8	14.6	19.8
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	0.9	.	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0.5
Ubest.chrysophyceae	0.1
Uroglena americana	.	.	.	35.0	.	.
Sum	13.6	70.9	74.1	96.2	32.0	37.1
Bacillariophyceae (kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)	0.4	.
Asterionella formosa	1.5
Cyclotella kutzingiana	.	0.8
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	1.3	.	.
Rhizosolenia longiseta	.	.	.	0.4	0.8	.
Stephanodiscus hantzschii	0.4	.
Synedra sp. (l=40-70)	0.4
Tabellaria fenestrata	.	0.6	.	.	.	0.6
Tabellaria flocculosa	0.4	2.8	.	.	.	0.4
Sum	0.4	4.2	.	1.7	1.6	2.9
Cryptophyceae						
Cryptomonas erosa	.	.	27.7	10.1	31.8	32.7
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	14.8	22.5
Cryptomonas marssonii	.	5.8	2.9	2.9	9.5	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	6.4	41.3	13.3	39.8	1.9
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	7.6	5.3	.	2.0	16.8
Katablepharis ovalis	5.1	6.0	3.6	4.3	2.4	0.7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	1.4	5.8	16.2	9.5	14.2	7.3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1.1	5.3	15.9	9.3	21.5	13.8
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	1.1
Sum	7.6	37.9	112.9	49.3	136.0	95.8
Dinophyceae (fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	.	.	5.4	37.8	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	4.8	0.8	1.9	.	.
Gymnodinium fuscum	.	3.0	36.0	156.0	36.0	.
Gymnodinium sp. (b=28-30 l=33-36)	9.0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	.	4.8	.	.
Peridinium cinctum	.	.	14.0	.	14.0	.
Peridinium willei	.	18.0	27.0	9.0	.	9.0

M o l a n d s v a t n forts.

Dato =>	950529	950629	950717	950823	950926	951026
Gruppe						
Arter						
Ubest.dinoflagellat	.	.	0.4	.	.	.
Sum	.	25.8	83.6	209.5	59.0	9.0
Raphidiophyceae						
Gonyostomum semen	12.0	2569.7	2609.5	549.6	760.8	4.8
My-alger						
My-alger	10.1	18.0	14.1	11.4	13.7	7.3
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	46.1	2755.0	2952.8	1069.2	1008.9	159.5

Kvantitative planteplankton analyser: Langangsvatn

1

Dato ⇒	960604	960627	960723	960829	961002
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter					
Chlorophyceae (grønnalger)					
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	0.5	.	.
Cosmarium sp. (l=10 b=12)	1.0
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum	0.3	4.0	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	3.8	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.2	0.2	.	.	.
Koliella sp.	0.4
Monoraphidium dybowskii	0.7	.	.	.	0.5
Oocystis lacustris	.	0.2	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	0.2
Scenedesmus denticulatus v.linearis	0.1	1.9	.	.	.
Scenedesmus ecornis	0.1
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	0.8	1.8	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	1.2	.	.	.
Sum	3.8	9.2	4.3	.	0.5
Chrysophyceae (gullalger)					
Chromulina sp.	28.6
Chrysidiastrum catenatum	6.7
Chrysochromulina parva	.	.	3.7	40.2	9.7
Chrysolykos skujai	0.3
Craspedomonader	0.7	0.8	.	.	.
Cyster av Bitrichia chodatii	0.3
Cyster av Chrysolykos skujai	0.4
Dinobryon bavaricum	1.1
Dinobryon borgei	3.2	.	.	.	0.2
Dinobryon crenulatum	9.3	2.9	.	.	.
Dinobryon cylindricum	0.2
Dinobryon divergens	1.2
Dinobryon sociale v.americanum	0.7
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.1
Epipyxis polymorpha	.	0.7	.	.	.
Kephyrion boreale	0.1
Løse celler Dinobryon spp.	2.4
Mallomonas spp.	0.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	7.0	5.1	5.4	13.2	13.7
Pseudokephyrion entzii	0.1
Små chrysomonader (<7)	25.0	13.8	14.6	27.9	23.4
Store chrysomonader (>7)	31.0	10.3	3.4	6.9	31.0
Uroglena americana	11.0	23.4	.	.	.
Sum	101.0	57.0	27.3	88.2	106.7
Bacillariophyceae (kiselalger)					
Achnanthes sp. (l=15-25)	1.6
Asterionella formosa	0.2
Chaetoceros sp. (marin)	.	0.4	.	.	.
Cyclotella cf.glomerata	.	3.4	17.5	2.1	1.7
Cyclotella radiosa	.	1.2	.	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	1.2	20.3	.	.
Diatoma tenuis	5.0	27.0	.	.	0.1
Fragilaria sp. (l=30-40)	9.5
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.6	2.1	.	.	.
Rhizosolenia longiseta	.	5.2	.	.	.
Skeletonema costatum (marin)	.	0.1	.	.	.
Tabellaria flocculosa	48.5	0.5	.	.	.
Sum	65.3	41.2	37.8	2.1	1.9
Cryptophyceae					
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0.7
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0.5
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	2.8	.	.	.
Cyathomonas truncata	0.3
Katablepharis ovalis	2.8	.	1.2	7.4	6.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	5.3	.	27.1	31.3	40.4
Ubest.cryptomonade (l=12-14) (marin)	.	13.8	12.2	15.9	.
Sum	8.9	16.6	40.5	54.6	47.3
Dinophyceae (fureflagellater)					
Gymnodinium cf.lacustre	5.3	.	.	.	5.0
Gymnodinium sp. (b=28-30 l=33-36)	1.3	2.0	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0.6
Peridinium sp. (l=15-17)	0.3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2.2	1.1	.	.	65.6
Prorocentrum micans (marin)	.	.	1.7	.	.
Prorocentrum minimum (marin)	.	.	0.4	2.3	9.7
Ubest.dinoflagellat	3.6	.	0.9	.	2.8
Sum	13.1	3.1	3.0	2.3	83.4
Raphidiodiphyceae					
Gonyostomum semen	39.0
Ubestemte taxa					
Ubest. flagellat (l=7 b=6) (marin)	.	4.3	.	.	.
Ubest.flagellat (l=5) (marin)	.	2.0	.	.	.
Sum	.	6.3	.	.	.
My-alger					
My-alger	12.1	9.9	28.6	40.5	34.4

Langangsvatn forts.

Dato ⇒	960604	960627	960723	960829	961002
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter					
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	243.1	143.3	141.5	187.7	274.3

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n (S t . 2)

Dato ⇒	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Anabaena flos-aquae	1.8
Woronichinia compacta	0.6
Woronichinia naegeliana	12.0
Sum	14.4
Chlorophyceae (grønnalger)	
Carteria sp. (l=6-7)	0.8
Oocystis sp.	0.8
Scourfieldia cordiformis	0.1
Staurastrum oxyacanthum	0.5
Sum	2.1
Chrysophyceae (gullalger)	
Aulomonas purdyi	0.5
Bicosoeca sp.	0.1
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0.3
Chrysococcus sp.	0.2
Chrysolykos skujai	0.1
Craspedomonader	1.9
Cyster av Chrysolykos skujai	0.3
Dinobryon crenulatum	0.4
Dinobryon suecicum v.longispinum	1.5
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0.4
Mallomonas caudata	1.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	8.2
Pseudokephyrion entzii	0.5
Små chrysomonader (<7)	16.9
Store chrysomonader (>7)	5.2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	4.2
Ubest.chrysophyceae	0.7
Sum	42.4
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Asterionella formosa	0.3
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa	0.4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	11.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)	2.4
Katablepharis ovalis	3.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	6.7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2.4
Sum	26.3
Dinophyceae (fureflagellater)	
Gymnodinium cf.lacustre	2.0
Gymnodinium fuscum	3.0
Ubest.dinoflagellat	0.5
Sum	5.5
Raphidiophyceae	
Gonyostomum semen	256.0
My-alger	
My-alger	18.1
Total sum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	365.2

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n (S t . 3)

Dato ⇒	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Woronichinia naegeliana	9.6
Chlorophyceae (grønnalger)	
Carteria sp. (l=6-7)	0.4
Elakathrix gelatinosa (genevensis)	0.2
Gyromitus cordiformis	1.1
Monoraphidium dybowskii	0.9
Scenedesmus ecornis	0.1
Sum	2.6
Chrysophyceae (gullalger)	
Aulomonas purdyi	0.1
Bicosoeca sp.	0.8
Craspedomonader	0.4
Dinobryon crenulatum	0.4
Dinobryon suecicum v.longispinum	1.5
Epipyxis polymorpha	0.2
Løse celler Dinobryon spp.	0.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.4
Små chrysonader (<7)	8.3
Store chrysonader (>7)	9.5
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	2.4
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	1.1
Ubest.chrysophyce	1.5
Sum	31.8
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Aulacoseira alpigena	1.1
Rhizosolenia longiseta	3.2
Sum	4.2
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3.1
Katablepharis ovalis	4.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	3.4
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2.1
Sum	13.0
Dinophyceae (fureflagellater)	
Amphidinium sp.	1.1
Gymnodinium cf.lacustre	1.1
Gymnodinium fuscum	3.0
Sum	5.1
Raphidiophyceae	
Gonyostomum semen	374.0
My-alger	
My-alger	14.2
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	454.6

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n (S t . 4)

Dato ⇒	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Anabaena flos-aquae	0.3
Woronichinia naegeliana	2.0
Sum	2.3
Chlorophyceae (grønnalger)	
Monoraphidium dybowskii	1.6
Scenedesmus ecornis	0.1
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	0.7
Sum	2.4
Chrysophyceae (gullalger)	
Bicosoeca sp.	0.3
Craspedomonader	0.5
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.9
Små chrysomonader (<7)	12.1
Store chrysomonader (>7)	12.1
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1.8
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.3
Ubest.chrysophyceae	0.9
Sum	34.8
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Aulacoseira alpigena	1.1
Rhizosolenia longiseta	2.0
Sum	3.0
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2.2
Katablepharis ovalis	2.8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	3.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4.2
Sum	12.3
Dinophyceae (fureflagellater)	
Amphidinium sp.	0.5
Gymnodinium cf.lacustre	0.9
Gymnodinium fuscum	6.0
Sum	7.5
Raphidiophyceae	
Gonyostomum semen	198.0
My-alger	
My-alger	11.1
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	271.3

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n (S t . 5)

Dato =>	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Anabaena flos-aquae	0.9
Woronichinia naegeliana	9.6
Sum	10.5
Chlorophyceae (grønnalger)	
Botryococcus braunii	0.7
Crucigenia tetrapedia	0.3
Gyromitus cordiformis	1.1
Monoraphidium dybowskii	2.3
Scenedesmus quadricauda	0.2
Scourfieldia cordiformis	0.1
Sum	4.7
Chrysophyceae (gullalger)	
Bicosoeca sp.	0.1
Craspedomonader	0.7
Dinobryon borgei	0.6
Dinobryon crenulatum	0.7
Dinobryon suecicum v.longispinum	1.1
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.2
Pseudokephyrion entzii	0.1
Små chrysomonader (<7)	16.1
Spiniferomonas sp.	0.3
Store chrysomonader (>7)	8.6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.3
Ubest.chrysophyceae	0.1
Sum	33.9
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Aulacoseira alpigena	6.4
Rhizosolenia longiseta	1.6
Sum	8.0
Cryptophyceae	
Katablepharis ovalis	2.6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3.2
Sum	12.8
Dinophyceae (fureflagellater)	
Gymnodinium cf.lacustre	2.0
Gymnodinium fuscum	6.0
Ubest.dinoflagellat	0.8
Sum	8.8
Raphidiophyceae	
Gonyostomum semen	486.0
My-alger	
My-alger	12.7
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	577.4

Kvantitative planteplankton analyser: M o l a n d s v a t n (S t . 6)

Dato =>	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Woronichinia naegeliana	1.2
Chlorophyceae (grønnalger)	
Crucigenia tetrapedia	0.4
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.2
Monoraphidium dybowskii	2.4
Sum	3.0
Chrysophyceae (gullalger)	
Craspedomonader	0.3
Dinobryon borgei	1.0
Dinobryon crenulatum	0.4
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.7
Mallomonas caudata	0.5
Mallomonas reginae	0.3
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.9
Pseudokephyrion entzii	0.1
Små chrysomonader (<7)	6.1
Store chrysomonader (>7)	3.4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.5
Sum	17.3
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Asterionella formosa	0.1
Aulacoseira alpigena	7.4
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0.1
Rhizosolenia longiseta	3.2
Sum	10.8
Cryptophyceae	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1.8
Cryptomonas marssonii	0.2
Katablepharis ovalis	2.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	6.1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1.1
Sum	11.5
Dinophyceae (fureflagellater)	
Amphidinium sp.	0.5
Gymnodinium fuscum	6.0
Sum	6.5
Raphidiodiphyceae	
Gonyostomum semen	146.0
My-alger	
My-alger	7.6
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	203.9

Kvantitative planteplankton analyser: L a n g a n g s v a t n

Dato =>	940926
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (blågrønnalger)	
Merismopedia tenuissima	0.4
Woronichinia naegeliana	2.4
Sum	2.8
Chlorophyceae (grønnalger)	
Botryococcus braunii	2.4
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.5
Monoraphidium dybowskii	1.6
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	0.5
Sum	5.0
Chrysophyceae (gullalger)	
Dinobryon borgei	0.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	7.6
Små chrysomonader (<7)	9.0
Store chrysomonader (>7)	9.5
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.3
Sum	26.5
Bacillariophyceae (kiselalger)	
Aulacoseira alpigena	1.0
Cyclotella glomerata	3.2
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	8.3
Sum	12.6
Cryptophyceae	
Katablepharis ovalis	1.9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	1.0
Sum	2.8
Dinophyceae (fureflagellater)	
Peridinium inconspicuum	0.4
Raphidophyceae	
Gonyostomum semen	20.0
My-alger	
My-alger	14.7
Total sum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	84.8