

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-112/70

TELEMARKSVASSDRAGET

Fremdriftsrapport nr. 1

Undersøkelser 1975/1976

7. september 1976

Saksbehandler: Hans Holtan

Medarbeidere: Sigurd Rognerud

Pål Brettum

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	5
2. FYSISK-KJEMISKE FORHOLD I ELVER	6
2.1 Analysemetodikk	6
2.2 Kort kommentar til de fysiske-kjemiske parametre	8
2.3 De utførte undersøkelser	15
2.3.1 Tinnsjøvassdraget - Tinnelva	15
2.3.2 Tuddøla, Hjartdøla, Heddøla	20
2.3.3 Vinje-, Tokke-, Morgedal- og Eidselvavass- dragene	24
2.3.4 Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjøvassdraget	29
3. FYTOPLANKTON OG PRIMÆRPRODUKSJON	32
3.1 Innledning	32
3.2 Metoder	33
3.3 Kjemiske forhold	33
3.4 Klorofyll a og seston	35
3.5 Primærproduksjon	38
3.6 Fytoplanktonet	40
3.7 Diskusjon	43
4. BAKTERIOLOGISKE UNDERSØKELSER	48
4.1 Generell orientering	48
4.2 Metoder	51
4.3 Resultater og vurderinger	54
5. BEGRØING	63
6. SAMMENFATTENDE KONKLUSJON	67

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976. Måna, Gøyst, Mår, Austbygdåi, Tinnelva	17
2. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976 Telemarksvassdraget: Tuddøla, Hjartdøla, Heddøla	22
3. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976 Telemarksvassdraget: Vinje-, Tokke- og Eidselvavassdragene	26
4. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976 Telemarksvassdraget: Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjøvassdraget	30
5. pH-målinger. Heddalsvatn, Norsjø I, Norsjø II, Bandak	34
6. Alkalinitet (mekv./l). Blandprøve i sjiktet 0-10 m	35
7. Seston. Blandprøver av sjiktet 0-10 m	38
8. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver	41
9. Primærproduksjon	44
10. Normer for bakterieinnhold i drikkevann ved Statens institutt for folkehelse	52
11. Bakteriologiske analyseresultater 1976. Telemarksvassdraget: Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjøvassdraget	54
12. Bakteriologiske analyseresultater 1976 Telemarksvassdraget: Vinje-, Tokke-, Morgedal- og Eidselvavassdraget	56
13. Bakteriologiske analyseresultater 1976 Telemarksvassdraget: Måna, Gøyst, Mår, Austbygdåi og Tinnelva	59
14. Bakteriologiske analyseresultater 1976 Telemarksvassdraget: Tuddøla, Hjartdøla, Heddøla	61
15. Begroing i vassdrag i Telemark	62

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Oversikt over Skiensvassdragets nedbørfelt med delefelter	16
2. Klorofyll a	36
3. Primærproduksjon	39
4. Produksjonseffektiviteten	40
5. Middelttemperatur i produksjonsjiktet	40
6. Relativ sammensetning og total biomasse av fytoplanktonet	42
7. Sammenhengen mellom ortofosfat-konsentrasjonen under vårsirkulasjonen og årlig gjennomsnittlig algekonsentrasjon (0-10 m) i Bodensjøen (etter Lehn 1972). Utviklingen fra 1922-1970 er markert på x-aksen	46
8. Siktedypet i de undersøkte innsjøene	47
9. Sammenheng mellom siktedyp og klorofyll a etter Dillon & Riegler 1975	47

1. INNLEDNING

På et møte hos fylkesingeniøren i Telemark 28. april 1975 fikk Norsk institutt for vannforskning i oppdrag å utarbeide et praktisk arbeidsprogram for en undersøkelse av Telemarkvassdraget. Dette program "O-112/70 Resipientundersøkelse i Telemarkvassdraget. Praktisk arbeidsprogram" datert 5. juni 1975, ble oversendt Telemark fylke, Utbyggingsavdelingen, samme måned.

Etter at programforslaget var godkjent av oppdragsgiveren, ble undersøkelsen satt i gang i månedskiftet september/oktober 1975.

Denne rapport stiller sammen de fysiske-kjemiske og bakteriologiske analyse-resultater som foreligger inntil nå. Den månedlige prøveinnsamling foregår ved hjelp av lokalt personell. De fysiske-kjemiske analysene blir utført ved NIVAs laboratorium, mens de bakteriologiske analyser utføres ved byveterinærlaboratoriene i henholdsvis Skien og Notodden.

Rapporten fremstiller også det viktigste biologiske observasjonsmateriale som ble samlet inn sommeren og høsten 1975. Cand.real Sigurd Rognerud, Telemark distriktshøgskole, har utført undersøkelsene i innsjøene. Han har også skrevet den delen av rapporten som omfatter disse undersøkelser (Kap. 3). Cand.real Pål Brettum og cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm, NIVA, har foretatt undersøkelser av begroingsforholdene i vassdragene. Disse har også bearbeidet resultatene i rapportens form (Kap. 5).

Dessverre mangler vi foreløpig data for vannføring, arealfordeling og menneskelige aktiviteter i de forskjellige deler av nedbørfeltet.

2. FYSISK-KJEMISKE FORHOLD I ELVER

2.1 Analysemetodikk

I det følgende er det gitt en kort omtale av de enkelte analysemetoder som ble benyttet.

Fysisk-kjemiske analysekomponenter

Alle analyser er utført på instituttets laboratorium i Oslo innen en uke etter at prøvene ble tatt. Prøvene ble samlet inn på plastflasker.

Temperatur

Temperaturen ble målt ved hjelp av vendetermometer og termistor med oppgitt nøyaktighet på $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$

Surhetsgrad (pH) Norsk Standard 4720 20°C og konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) Norsk Standard 4721

pH er målt med glasselektrode Orion pH-meter, modell 701. Radiometer GK. 2301 C glasselektrode. Spesifikk elektrolytisk ledningsevne er målt med en målebro Philips PW 9501, ved 20°C .

Benevning: Henholdsvis pH og $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Turbiditet. Norsk Standard 4723

Turbiditet er et mål for vannets innhold av suspenderte (oppslemmede) partikler, og er målt ved å utnytte partiklenes evne til å spre lyset som passerer en vannprøve. Turbiditetsmålingene blir utført med instrumentet Hach Laboratory Turbidimeter, modell 2100 A. Til kalibrering av instrumentet er brukt en standard formazinløsning.

Benevning: JTU

Permanganattall. KMnO_4 . Norsk Standard 4732

Permanganattallet er et mål for prøvens innhold av organisk stoff. Prøven surgjøres og tilsettes en kjent mengde kaliumpermanganatløsning, det hele varmes opp i vannbad i 20 minutter. Overskuddet av permanganat blir så bestemt jodometrisk.

Benevning: mg O/l.

Total nitrogen

Rent vann: Bundet nitrogen overføres til en blanding av nitrat, nitritt og ammonium ved bestråling av ultrafiolett lys i surt miljø i nærvær av hydrogenpersulfat. Den bestrålte prøven overføres til AutoAnalyzer hvor den går gjennom en slukkolonnie som reduserer nitrat-nitritt til ammonium. Total nitrogen bestemmes som ammonium.

Kloakk: Bundet nitrogen overføres til nitrat ved hjelp av kaliumpersulfat under trykk og varme. Total nitrogen bestemmes som nitrat.

Benevning: μg N/l, kloakk: mg N/l.

Nitrat

Den benyttede analysemetode gir et resultat som omfatter nitrat og nitritt. Analysen er foretatt med Technicon AutoAnalyzer. Nitrat reduseres til nitritt i en kadmium-kobber kolonne ved pH 8,6. Det dannede nitritt diazoteres med sulfanilamid og kobles med N-(1-Napthyl)-ethylen-diamin. Fargen måles ved 520 m μ .

Benevning: μg P/l.

2.2 Kort kommentar til de fysisk-kjemiske parametre

Temperatur

Temperaturforholdene (varmeforholdene) påvirker vannets plante- og dyreliv både direkte (stoffomsetningen, tilvekst, forplantning osv.) og indirekte (virkninger av f.eks. temperatursjiktning, stagnert vann med oksygenmangel osv.). Temperaturen er derfor en nøkkelparameter når det gjelder innsjøens og vassdragenes stoffhusholdning. Videre påvirker temperaturen de fysisk-kjemiske prosessene som f.eks. reaksjonshastigheter og metningsverdier for oppløste gasser i vannet - spesielt oksygen.

Ved temperaturmålinger i innsjøer er man spesielt interessert i å få et bilde av de rådende sjiktningforhold. På grunn av at vannets tetthet praktisk talt i sin helhet avhenger av temperaturen, slik at tetthetsdifferensen pr. grad øker med stigende temperatur over 4°C eller synkende temperatur under 4°C, oppstår en mer stabil termisk sjiktning jo lenger en viss temperaturgradient ligger fra 4°C.

Våre tempererte innsjøer gjennomgår oftest fire forskjellige termiske perioder pr. år, nemlig to sirkulasjonsperioder (vår og høst), da temperaturen ligger nær 4°C, og hele vannmassen ved vindpåvirkning lett kan blandes; og to stagnasjonsperioder da vannmassen på grunn av den termiske sjiktning inndeles i to hoveddeler (sommer og vinter). I innsjøer som ikke er så utsatt for vindpåvirkning, uteblir ofte vårsirkulasjonen - slike innsjøer sier vi er vårmeromiktiske. Om sommeren har man en stabil lagdeling med relativt varmt vann oppå noe kaldere - sommerstagnasjonsperioden. Om vinteren er vannmassene i overflatelaget avkjølt, og vindfaktoren uteblir på grunn av isdekket - da har man altså en stabil lagdeling med kaldt vann oppå noe varmere i dypet - vinterstagnasjonsperioden.

Spesielt er stagnasjonsperiodene av limnologisk interesse på grunn av at vannmassene derved deles i to hovedsjikt, et øvre (epilimnion) hvor temperaturforholdene på det nærmeste er ensartet (homoterme), og total

sirkulasjon lett oppstår under vindpåvirkning, og et nedre sjikt (hypolimnion) hvor temperaturforholdene er relativt ensartet (en svakt avtakende gradient mot bunnen om sommeren og en svakt stigende gradient mot bunnen om vinteren). Dette sjiktet ligger derfor mer eller mindre "låst" under det øvre sjiktet og vil bare kunne påvirkes ved ekstra sterk vindpåvirkning. Normalt er det ikke noen større sirkulasjon og omblending av vannet i dette sjikt. Videre er vannutskiftningen med de ovenforliggende vannmassene meget liten, men på grunn av forandringer i de ytre påvirkningskrefter (vind, lufttrykk, tilløpssvann osv.) er det som regel alltid en viss bevegelse også i de dypereliggende vannmasser.

Mellom de to vannsjiktene finnes et overgangssjikt (metalimnion, termoklin, sprangsjikt) hvor temperaturkurven har et "infleksjonspunkt", dvs. sterkt heteroterme temperaturforhold. Den resulterende tetthetsgradient er iblant så kraftig at betydelige mengder organisk materiale som synker, kan danne en "falsk bunn" i dette nivå. Ved vindpåvirkning oppstår kompliserte turbulensfenomener i dette sjiktet, som delvis kan forårsake en vannutskiftning mellom de to hovedsjiktene.

Temperaturstudier gir således verdifulle opplysninger særlig om innsjøenes dynamikk og for beregning av "varmebudsjett", og er av vesentlig verdi når det gjelder tolkning av øvrige parametre av fysisk-kjemisk og biologisk natur. Videre er temperaturen en brukbar parameter når det gjelder å studere strømforholdene og ved kartlegging av diverse utslipp.

Vannets surhetsgrad, pH

pH er et mål for vannets konsentrasjon (eller rettere for aktiviteten) av hydrogenioner. pH reguleres i de fleste tilfeller av buffersystemet: $\text{CO}_2\text{-HCO}_3\text{-CO}_3$ (karbondioksyd-bikarbonat-karbonat-systemet). Vannet betegnes som surt når pH-verdien ligger under 7, og som basisk når verdien overstiger 7. Når karbondioksydverdien (CO_2) øker, avtar pH-verdien, og vannet blir surere. Ved at karbondioksyd (CO_2) forbrukes ved algenes og vannplantenes assimilasjon (solenergi + $\text{CO}_2 \rightarrow \text{O}_2 + \text{C}$ (organisk)),

skjer det en relativ økning av bikarbonat (HCO_3) og karbonat (CO_3)-verdiene; pH øker samtidig som oksygen (O_2) frigjøres. Ved organismenes respirasjon og i en viss utstrekning ved nedbrytning av organisk materiale forbrukes oksygen, og karbondioksyd frigjøres; pH avtar. Særlig i næringsrike (eutrofe) innsjøer med rikelig alge- og vegetasjonsforekomster der ikke bare den frie karbondioksyden, men også den halvbundne karbonsyren (HCO_3) forbrukes ved assimilasjon, finner man derfor en utpreget døgnvariasjon for pH. Høyeste verdi for pH vil da forekomme om dagen - ofte kan man da måle pH-verdier på 9 - 10 (assimilasjonsperioden). Laveste pH-verdi forekommer om natten, da spesielt den siste delen av natten.

I kalk- og bikarbonatfattig vann, mer eller mindre påvirket av organisk materiale (humus), spiller humus-syrene dessuten en viktig rolle for pH, og i ekstra sure myrvann (tjern) med høyt humusinnhold synes karbondioksydinnholdet å være av underordnet betydning for pH sammenliknet med humus-syrer og andre organiske syrer. pH henger videre sammen med vannets saltinnhold (ioner, elektrolytter). Jo høyere saltinnholdet er (særlig kalsium), jo mer buffret er vannet. Dette medfører høyere og stabilere pH-verdier.

Ved å måle pH kan man få informasjoner om hvilke biologiske forandringer som foregår i vannet. Videre er pH en viktig økologisk faktor idet de forskjellige organismer og organismesamfunn har bestemte toleransegrenser. Stort sett kan man si at pH-verdier under 5 og over 8 virker skadelig og i mange tilfeller til og med dødelig for flere av organismene som lever i vann(akvatiske). pH-verdien har videre betydning når det gjelder å utnytte vannet som drikke- og industrivann, ettersom surt vann, i høyere grad enn basisk, virker korroderende på metaller og da spesielt på kobber, som bl.a. gir vannet dårlig smak.

Konduktivitet, 20°C

Vannets konduktivitet gir et mål for elektrolyttinnholdet, eller enklere, vannets totale saltinnhold. De ioner som fremfor alt er betydningsfulle for vannets saltinnhold, pleier å bli benevnt som hovedkomponenter og omfatter Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ og K^+ på kationsiden og HCO_3^{--} , Cl^- og SO_4^{--}

på anionsiden. I enkelte tilfeller påvirkes også konduktiviteten av organiske syrer og hydrogenioner (spesielt i sure myrvann). Ionene (elektrolyttene) tilføres vannet med nedbøren (dette gjelder særlig Na^+ , K^+ , Mg^{++} og Cl^-) og ved utlakingsprosesser i nedbørområdet. Vannets ionesammensetning og saltinnhold er således avhengig av faktorer som nedbørens kjemiske sammensetning, de løse jordlagenes og berggrunnens beskaffenhet i nedbørområdet, forholdet mellom nedbør og avdunsting og bidrag fra menneskelig aktivitet (forurensning m.m.). Hertil kommer også biologiske og, spesielt for innsjøene, morfologiske forhold inn.

I de fleste av våre innsjøer utgjør Ca^{++} og HCO_3^{--} det dominerende ioneparet, og bare de innsjøer som ligger i områder med særpreget klimatisk eller geologisk karakter, har en naturlig avvikende ionesammensetning. I kystnære vannforekomster eller i vannforekomster som hovedsakelig påvirkes av nedbør, finner en ofte Na^+ på kationsiden og Cl^- på anionsiden som dominanter. I humusrike skogsvann pleier SO_4^{--} å dominere på anionsiden.

Når det gjelder å gi en generell karakteristikk av et naturvann, er saltinnholdet av betydning ettersom dette gir informasjon om i hvilken grad en vannforekomst påvirkes av nedbørområdet (fjell, skog, dyrket jord osv.), nedbør og eventuelle forurensninger. Videre kan en ved å studere årsvariasjoner i vannets saltinnhold få et visst kjennskap til f.eks. en innsjø's biologiske og kjemiske stoffomsetning. Der det er om å gjøre å kartlegge f.eks. en forurensnings spredning i vannmassene, kan konduktiviteten være en brukbar parameter. Målinger av vannets saltinnhold er spesielt viktig ved vurdering av ionebytteprosesser og tap av salter fra nedbørfeltet.

Av de ovenfor nevnte ionene er Ca^{++} -ionene mest variable med verdier fra ca. 1 mg/l i sure vann til 100 mg/l i særlig kalkrike vann. Kalsium er av spesiell biologisk interesse ettersom flere dyregrupper synes å være direkte avhengig av vannets Ca-innhold for å kunne eksistere. Det har videre vist seg at organismenes (f.eks. fisk) motstandskraft mot unormale forhold (f.eks. giftvirkninger av tungmetaller, øker

når kalkinnholdet øker. Kalkinnholdet eller vannets hardhet ($\text{CaO} + \text{MgO}/\text{l}$ eller også uttrykt som dH° , dvs. $10 \text{ mg CaO}/\text{l}$) er av spesiell interesse når det gjelder å vurdere vannets kvalitet som drikke- og industrivann (særlig for vaskerier). Kalksaltene bindes til fettsyrene i såpe og reduserer derved skumdannelsen hvis kalkinnholdet er høyt. Saltinnholdet og særlig kalkinnholdet er dessuten ytterst viktig for vannets bufferevne. Elektrolyttfattig vann finner man i områder hvor nedbørfeltet er bygd opp av harde bergarter og ofte i innsjøer med svært lite nedbørområde. I vannforekomster i skog- og lavlandsområder ligger verdien for konduktiviteten oftest mellom 20 og $40 \mu\text{S}/\text{cm}$. Avrenningsvann fra kalkrike jordbruksområder eller vann som påvirkes av forurensning, har ofte et elektrolyttinnhold som tilsvarer en konduktivitet på $100 - 400 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Turbiditet

Turbiditet er uttrykk for vannets evne til å spre lyset (gjennomskinnelighet) og er direkte forårsaket av suspenderte partikler i vannmassen, som sand-, leire-, jordpartikler samt diverse partikulært organisk stoff. Jo mer uklart vannet er, jo høyere blir turbiditeten. Normalt finner en verdier nær null i naturlige vannforekomster, når vannet ikke blir påvirket av partikulært materiale (leire, breslam osv.) som særlig skjer ved stor vannføring og ved kraftig nedbør.

I likhet med vannets farge bidrar høy turbiditet til at lysforholdene forverres med liten eller ingen planteproduksjon som resultat. Videre tilslammes bunnen lett. Disse faktorene påvirker i høy grad plante- og dyrelivet. I enkelte tilfeller kan plante- og dyrelivet på bunnen dø helt ut hvis partikkelinnholdet i vannet blir for stort (f.eks. ved slam fra gruver). Fiskens gytemuligheter begrenses, og den får vansker med å finne næring.

Vann med høyt partikkelinnhold er utjenlig som drikke- og industrivann fordi siler og filtre lett tettes igjen. Studier av turbiditeten har først og fremst praktisk betydning, f.eks. ved transportstudier av suspendert materiale og ved kartlegging av forureningsutslipp i innsjøer og vassdrag.

Kaliumpermanganatforbruk, KMnO_4

Kaliumpermanganatforbruket i en vannforekomst gir et relativt bilde av innholdet av organisk substans. Normalt regner en med at ca. 40% av det totale organiske stoffinnhold oksyderes ved denne metodikk. En hel del organiske stoffer brytes ned både kjemisk og biologisk, men enkelte substanser oksyderes bare kjemisk og andre bare biologisk. Som eksempel på substanser som hovedsakelig bare nedbrytes kjemisk, kan nevnes humusstoffene i innsjøer og vassdrag som ligger i myr- og skogområder. En direkte forbindelse mellom vannets farge og permanganatforbruk foreligger derfor vanligvis. Når forholdet

$$\frac{\text{KMnO}_4 \text{ mg/l}}{\text{mg Pt/l}}$$

klart overskrider 1, påviser dette som oftest mer eller mindre unormal belastning av ufargede, organiske stoffer (forurensning).

En vannforekomst tilføres organisk substans på to måter, dels ved planktonets og andre levende vannorganismers omsetning av plantenæringsstoffer samt ved nedbrytning av levende organismer, og dels fra nedbørfeltet ved tilførsel av diverse organisk materiale så som humus, løv m.m.

I naturvann foreligger den frie organiske substans først og fremst i løst og i kolloidal form. En kjenner lite til det organiske materialets betydning for organismelivet, organismenes stoffomsetning og produksjonskapasitet. Normalt finner en permanganatverdier fra 0-10 mg O/l i våre upåvirkede naturvann, med de høyeste verdiene i humusrike vannforekomster. Høye verdier tyder oftest på stor organisk belastning (forurensning) med medfølgende oksygenforbruk. Permanganatverdien har derfor betydning ved studier og kartlegging av forurensningsutslipp av organisk stoff fra industri, jordbruk og kommunalt avløpsvann. Drikke- og industrivann bør ikke ha verdier som overstiger 40 mg KMnO_4 /l (dvs. ca. 10 mg O/l).

Næringssalter, nitrogen og fosfor

Næringssalter eller minimumsstoffene som de også kalles, spiller en av-

gjørende rolle for en innsjø eller et vassdrags biologiske balanse og stoffomsetning. Økning av næringssalttilførselen (ved forurensning) har derfor i mange av våre naturvann gitt betydelige gjødselseffekter (eutrofiering), først og fremst med planktonalgeoppblomstring (innsjø) og igjengroing (grunne innsjøer, vassdrag) som resultat. Dette er effekter som fra menneskelig synspunkt blir sett på som lite ønskelige, da verdien av et vann som kilde for drikkevann, industrivann og rekreasjonsformål (bading, fiske) reduseres sterkt når slike tilstander opptrer. Derfor er det ved våre avløpsrensaneanlegg nå aktuelt å satse på reduksjon av næringssalter. Dette er blitt en både betydningsfull og omdiskutert sak. Hittil har man av gode grunner ansett fosfortilførselen som den alvorligste gjødselsfaktoren, og derfor i første rekke innrettet rensetiltakene deretter. Det er først og fremst den sterkt økende algeproduksjonen som har medført de alvorligste ulemper (tilgrumsing og misfarging, lukt og smaksforringelse, tetting av filtre, biologiske ulemper, forgiftning, sterkt økt oksygenforbruk ved nedbrytning av alger, forandrede lys- og næringsforhold for andre organismegrupper osv.).

Nitrogen og fosfor i naturvann er nært knyttet til de biologiske og kjemiske prosesser i vannet og slammet og opptrer derved i et flertall fraksjoner (løst, bundet osv.) i sitt limnologiske kretsløp. Av særskilt interesse er de fraksjoner som er direkte assimilerbare for plantene, nemlig nitrat (NO_3^-) og fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). Innholdet av disse er lavt i produksjonsperioden fordi de opptas av plantene, og høyt i nedbrytningsperioden, samt i de vannsjikt der konstant nedbrytning og mineralisering foregår, f.eks. i hypolimnion i de lagdelte innsjøer.

Ved å få kjennskap til innholdet av nitrat og fosfat-fosfor og til totalinnholdet av nitrogen og fosfor, får man derfor både teoretisk og praktisk verdifull informasjon om en innsjø eller et vassdrags produksjonstilstand, produksjonskapasitet, påvirkning av forurensningsbelastning og dens følger.

Ved naturlige forhold regner en med at hoveddelen av det nitrogeninn-

hold som finnes i vannet, blir tilført og frigjort i vannmassen og bunnslammet ved nedbrytning av organisk substans som blir tilført fra nedbørområdet. Videre tilføres en betydelig mengde ved nedbøren og ved at enkelte alger (blågrønnalger) og bakterier direkte kan utnytte (forbruke) molekylært nitrogen (N_2). Fosforet kommer fra fosforholdige mineraler (f.eks. apatitt) og er således under naturlige betingelser direkte avhengig av nedbørområdets geologi. I naturvann finner en ofte et forhold på ca. 1:25 mellom fosfor og nitrogenmengden.

2.3 De utførte undersøkelser

2.3.1 Tinnsjøvassdraget - Tinnelva

Prøvetakingsstasjoner

Fra følgende stasjoner (avmerket på fig. 1) er det siden oktober 1975 samlet inn månedlige prøver for fysisk-kjemiske analyser:

- St. 22 Utløpstunnel Såheim kraftverk
- St. 23 Utløpstunnel Mæl kraftverk
- St. 24 Gøyst v/ veibro
- St. 25 Mår v/ veibro
- St. 26 Austbygdåi v/ bro - campingplass
- St. 27 Tinnelva v/ Tinnoset
- St. 28 Tinnelva v/ utløp Limfoss kraftverk

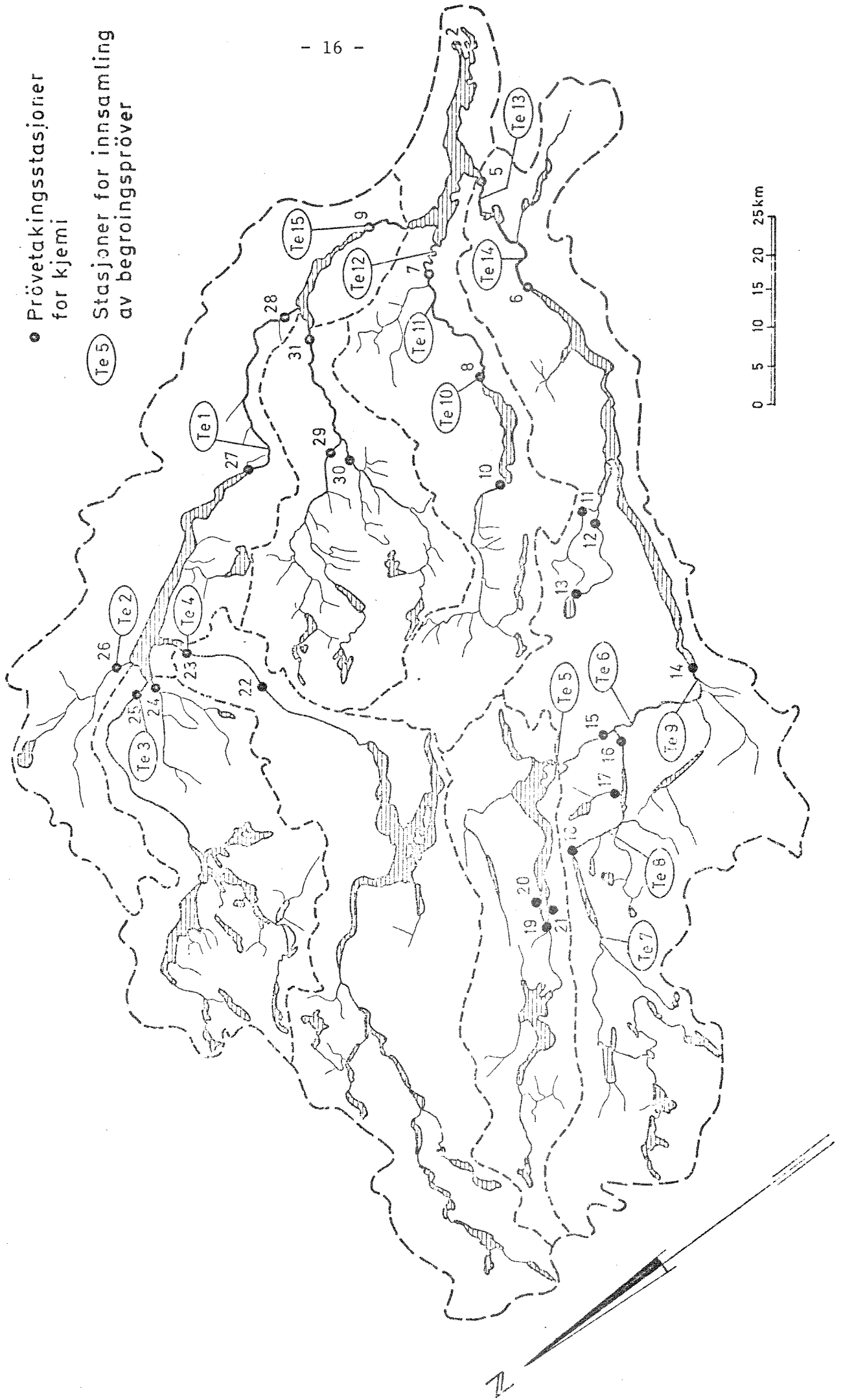
Fysisk-kjemiske analyseresultater

De fysisk-kjemiske analyseresultatene for tidsrommet månedsskiftet september/oktober 1975 til juni 1976 er fremstilt i tabell 1.

Kommentarer til de fysisk-kjemiske analyseresultater

- Temperatur: måleresultatene viser at vannets temperatur på senhøsten og tidligvinteren er betydelig høyere nedstrøms Tinnsjø enn oppstrøms. Dette har sammenheng med innsjøens varmemagasinerende evne - elver vil

Fig.1 Oversikt over Skiensvassdragets nedbørfelt med delefelter



Tabell 1. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976. Måna, Gøyst, Mår, Austbygdåi, Tinnelva

Dato	Temp. °C								pH							
	22	23	24	25	26	27	28	22	23	24	25	26	27	28		
01.10.75	9.0	9.0	7.0	8.0	8.0	10.0	9.8	6.54	6.63	6.44	6.68	6.59	6.22	6.80		
11.11.75	1.3	2.6	1.3	1.6	1.2	5.7	5.3	6.69	6.67	6.84	6.89	6.83	5.63	5.68		
10.12.75	1.2	1.2	0.5	0.5	0.2	4.2	3.2	6.80	7.39	7.01	6.05	6.90	5.49	5.69		
16.12.75	-	-	-	-	-	-	-	-	6.71	6.82	6.86	6.83	5.76	5.84		
11.01.76	0.2	0.6	0.2	0.5	0.3	2.5	2.2	6.71	6.76	6.84	6.93	6.79	5.70	5.68		
06.02.76	0.0	0.0	±0.5	0.0	0.0	1.5	1.5	6.42	6.54	6.78	6.85	6.86	5.65	5.69		
16.03.76	-	-	-	-	-	-	-	6.47	6.99	6.66	6.96	6.93	5.61	5.60		
06.04.76	-	-	-	-	-	-	-	6.40	6.62	6.85	6.98	7.03	5.58	5.67		
07.05.76	3.0	4.0	6.0	5.0	5.0	4.9	5.8	6.34	6.31	6.43	6.50	6.38	5.66	5.84		
08.06.76	-	-	-	-	-	-	-	6.57	6.41	6.45	6.46	6.40	6.10	6.13		

Tabell 1 forts.

Dato	Konduktivitet $\mu\text{S/cm}$								Turbiditet JTU							
	22	23	24	25	26	27	28		22	23	24	25	26	27	28	
01.10.75	12.5	17.5	16.2	17.5	15.7	16.6	18.7		1.3	3.8	3.3	3.0	3.0	0.4	0.6	
11.11.75	14.7	17.2	21.9	20.5	18.6	16.9	16.9		0.6	0.5	0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	
10.12.75	18.4	19.0	25.0	22.1	19.8	23.2	17.3		0.8	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	
16.12.75	-	35.3	27.3	26.6	22.5	15.6	16.4		-	0.4	1.3	0.4	0.4	0.5	0.4	
11.01.76	13.2	17.2	32.5	26.4	23.4	18.0	18.2		0.5	0.5	0.3	0.2	0.4	0.3	0.4	
06.02.76	13.0	15.5	31.5	28.3	23.8	16.9	16.8		1.0	0.5	0.6	0.4	0.5	0.3	0.2	
16.03.76	13.6	19.2	35.4	29.8	25.3	17.4	17.4		0.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3	0.2	
06.04.76	12.8	16.2	36.1	30.6	27.5	15.7	16.9		0.2	0.4	0.1	0.2	0.4	0.6	0.4	
07.05.76	13.3	16.4	19.1	19.9	17.3	17.0	17.4		1.8	1.7	1.8	1.8	2.2	0.3	0.6	
08.06.76	12.1	23.4	15.1	13.1	11.1	17.7	16.5		0.5	0.5	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	

Dato	Total nitrogen $\mu\text{g N/l}$								Nitrat $\mu\text{g N/l}$								Total fosfor $\mu\text{g P/l}$								KMnO_4 mg O/l							
	22	23	24	25	26	27	28		22	23	24	25	26	27	28		22	23	24	25	26	27	28		22	23	24	25	26	27	28	
01.10.75	150	780	370	340	330	820	680		60	370	50	50	50	780	650		4	23	22	20	25	6	4		1.0	1.0	5.6	4.0	4.1	1.0	2.0	
11.11.75	140	1050	140	130	160	790	870		50	470	80	50	60	790	800		5	5	<2	5	2	4	3		0.6	0.9	0.9	1.1	1.0	1.3	1.2	
10.12.75	180	1190	250	180	230	850	780		70	270	160	110	140	800	750		2	4	2	2	2	3	3		0.1	0.6	1.0	2.4	2.7	0.5	1.1	
16.12.75	-	840	310	230	230	830	800		-	-	-	-	-	-	-		-	2	2	2	2	3	2		-	0.6	0.9	1.7	1.3	1.3	1.5	
11.01.76	170	650	360	200	230	770	780		50	220	270	110	140	770	760		7	8	10	9	8	3	5		1.2	0.8	1.1	1.2	1.3	0.9	1.5	
06.02.76	200	700	220	300	190	1200	1400		60	240	210	130	150	720	730		3	9	4	5	3	3	2		0.9	1.0	0.8	0.9	0.7	0.6	1.3	
16.03.76	190	1260	430	230	310	940	890		60	330	340	170	180	750	780		5	8	5	4	6	4	3		1.1	1.2	1.2	0.7	1.3	1.0	1.0	
06.04.76	220	860	450	250	290	875	900		60	350	410	170	200	810	800		4	6	3	3	4	6	5		1.3	1.2	0.9	1.3	1.4	1.2	1.3	
07.05.76	160	690	180	160	180	800	750		80	390	100	60	50	780	720		3	10	6	8	9	6	18		0.8	0.9	2.5	2.4	4.8	0.9	1.1	
08.06.76	160	1980	105	55	90	835	790		50	1010	20	<10	<10	760	740		5	8	3	3	4	6	6		2.0	1.5	1.7	1.7	1.7	1.2	1.3	

alltid reagere hurtigere på avkjøling/oppvarming enn innsjøer. Tinn-sjøens store dyp (460 m) tilsier at det vil ta lang tid før innsjøens vannmasser avkjøles slik at islegging kan finne sted.

- pH: Analyseresultatene viser at vannmassene i de største tilløpselvene til Tinnsjø i vinterhalvåret er betydelig mindre surt (høyere pH) enn avløpsvannet (Tinnelva). I Tinnelva og dermed i Tinnsjø er pH-verdiene betenkelig lave fiskeproduksjonen tatt i betraktning. Det er ut fra det foreliggende materiale vanskelig å gi noen konkret begrunnelse for dette. Smeltevannet (flom) om våren har normalt noe lavere pH enn tilløpsvannet forøvrig, og dette vil derfor føre til en senkning av pH i innsjøer med lang oppholdstid. Videre er det mulig at det lokale nedbørfelt avgir noe surere vann enn nedbørfeltet lenger nord. Oksydasjon (omdannelse) av ammoniumforbindelser til nitratforbindelser som åpenbart finner sted i Tinnsjøen, er en forsurende prosess, og det er rimelig å anta at dette er den viktigste årsaken til de lave pH-verdier i Tinnelva. Den fortsatte undersøkelse vil antakelig kunne forklare årsakssammenhengen. Det kan i denne sammenheng bemerkes at tilløpens pH var lavest den 7. mai (begynnende avsmelting).
- Konduktivitet: Analyseresultatene viser at elvevannet gjennomgående er bløtt og saltfattig. Innsjøer vil alltid virke utjevne på vannets kvalitet, og dette er forklaringen på de små variasjoner med tiden man finner på st. 22, 23, 27 og 28. På stasjonene 24, 25 og 26 som er mindre influert av innsjøer, er konduktivitetsverdiene om vinteren (lav vannføring) høyere enn ellers. I lavvannsperioder er nemlig vannet i slike elver i vesentlig grad preget av grunnvann som normalt er noe saltrikere enn overflatevann.
- Turbiditet: Elvevannets innhold av partikulært materiale er lavt bortsett fra i flomperioder (månedsskiftet sept./okt. 1975 og 7. mai 1976). I flomperiodene tilføres vassdragene i betydelig grad erosjonsprodukter fra nedbørfeltet.
- Nitrogenforbindelser: På stasjonene 23, 27 og 28 er vannets innhold av nitrogenforbindelser (total nitrogen og nitrat) meget høyt sammenlignet

med norskt elvevann forøvrig. Selv om husholdningskloakkvann fra Rjukan kan ha en viss betydning i denne sammenheng, er den vesentligste årsak uten tvil avløpsvann fra Norsk Hydros ammoniakfabrikk på Rjukan. Bl.a. p.g.a. liten fosfortilførsel til Tinnsjø, må virkningen på denne lokalitet antas å være liten, men ved større fosfortilførsler, kan forholdene (p.g.a. de høye nitrogeninnhold) ligge godt til rette for en betydelig algeproduksjon. Analyseresultatene viser at vannets nitratinnhold er mye høyere nedstrøms Tinnsjøen enn nedstrøms Rjukans utslipp (st. 23). Dette viser at det foregår en oksydasjon av ammoniumsforbindelser til nitrater i selve innsjøen (nitrifikasjon). Årsakssammenhengen her vil vi komme tilbake til i en senere rapport. Vannets innhold av nitrogenforbindelser på de øvrige stasjoner er av en størrelsesorden som er vanlig å finne i overflatevann i det sydlige Norge.

- Fosfor-forbindelser: Analyseresultatene viser at vannets innhold av fosfor-forbindelser stort sett er lavt. De relativt høye verdier 1. oktober og 7. mai har utvilsomt sammenheng med tilførsler av partikulært materiale (erosjon) under flom. Ellers kan bemerkes at verdiene er markert høyere nedstrøms Rjukan enn oppstrøms. Dette har uten tvil i vesentlig grad sammenheng med tilførsel av kloakkvann. Den lave vannføring om vinteren med mindre fortynningsvann for tilførte forurensninger gir seg også utslag i høyere fosforverdier i denne tidsperiode på st. 24, 25 og 26
- Organisk stoff (KMnO_4): Bortsett fra under flomperioder (partikulært organisk materiale) er vannets innhold av organisk stoff lavt på alle stasjoner og til alle tidspunkter.

2.3.2 Tuddøla, Hjartdøla, Heddøla

Prøvetakingsstasjoner:

Fra følgende stasjoner (avmerket på fig. 1) er det siden oktober 1975 samlet inn månedlige prøver for fysisk-kjemiske analyser:

- St. 29 Tuddøla v/ ny bro (fundament)
- St. 30 Hjartdøla v/ bro
- St. 31 Heddøla v/ bro (flyplass)

Fysisk-kjemiske analyseresultater

De fysisk-kjemiske analyseresultatene for tidsrommet månedsskiftet sept./okt. 1975 til juni 1976 er fremstilt i tabell 2.

Kommentarer til de fysisk-kjemiske analyseresultater

- Temperatur: Måleresultatene viser at temperaturforholdene er noenlunde de samme på de tre stasjoner i vinterhalvåret. Om sommeren øker sannsynligvis temperaturen noe nedover i vassdraget.
- pH: Vannets pH-verdier er av samme størrelsesorden i de tre vassdrag. De relativt lave verdier på alle stasjoner den 1. oktober 1975 har antakelig sammenheng med flomsituasjonen på dette tidspunkt. Forøvrig er det liten variasjon i pH-verdiene med tiden, og de er av samme størrelsesorden som i tilløpselvene til Tinnsjø.
- Konduktivitet: Konduktivitetsverdiene er av samme størrelsesorden på alle stasjoner og viser at vannet har et lavt innhold av mineral-salter. Variasjonsmønsteret er i samsvar med hva som er vanlig i norske vassdrag - laveste verdier i flomperioden og noe høyere verdier under lavvannsperioder. De relativt høye verdier under flomsituasjonen 1. oktober 1975 har antakelig sammenheng med utvasking av erosjonsprodukter. Forskjellen i konduktiviteten på de 3 stasjoner 8. juni har antakelig sammenheng med liten vannføring og reguleringsvirkninger (magasinering og overføring av vann i de øvre deler av nedbørfeltet).
- Turbiditet: Under flomsituasjonen er vannets innhold av partikler relativt høyt, særlig nedover i vassdraget (st. 31), ellers er turbiditetsverdiene lave.

Tabell 2. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976.
Telemarksvassdraget: Tuddøla, Hjørtedøla, Heddøla

Dato	Temp. °C			pH			Konduktivitet µS/cm			Turb. JTU		
	29	30	31	29	30	31	29	30	31	29	30	31
01.10.75	10.0	9.0	10.0	5.29	5.94	5.20	22.9	19.3	26.8	1.1	1.8	9.7
12.11.75	0.6	4.9	4.1	6.37	6.58	6.62	18.9	16.0	17.3	0.2	0.4	0.4
11.12.75	1.0	1.7	1.1	6.36	6.62	6.62	20.2	16.4	18.3	0.3	0.5	0.5
18.12.75	-	-	-	6.42	6.77	6.65	19.3	23.5	17.7	0.4	0.6	0.6
17.01.76	0.1	0.1	0.3	6.35	6.56	6.43	22.3	23.6	29.8	0.3	0.4	0.4
10.02.76	0.2	0.3	0.4	6.45	6.53	6.41	24.3	28.7	43.2	0.5	0.5	1.4
11.03.76	-	-	-	6.46	6.62	6.51	23.3	27.9	34.8	0.2	0.4	0.5
06.04.76	-	-	-	6.49	6.70	6.74	24.0	20.5	22.7	0.3	0.6	5.2
13.05.76	6.4	6.7	8.6	6.24	6.43	6.45	16.2	18.7	18.2	0.5	1.3	1.7
08.06.76	-	-	-	6.45	6.66	6.44	16.4	21.8	24.0	0.4	0.5	0.7

Tabell 2 forts.

Dato	Total nitrogen µg N/l			Nitrat µg N/l			Total fosfor µg P/l			KMnO ₄ mg O/l		
	29	30	31	29	30	31	29	30	31	29	30	31
01.10.75	340	370	510	80	140	150	12	28	42	5.3	8.8	6.8
12.11.75	200	170	170	90	80	90	3	4	4	4.0	3.3	3.1
11.12.75	160	150	160	120	90	130	5	4	4	3.7	2.7	2.7
18.12.75	210	210	210	-	-	-	2	4	5	4.0	2.8	2.8
17.01.76	250	290	330	120	160	180	16	6	6	4.6	2.8	3.6
10.02.76	160	800	2100	150	210	240	2	3	7	3.5	2.1	2.5
11.03.76	380	490	530	180	260	290	3	5	5	3.9	2.5	3.0
06.04.76	330	270	360	210	130	180	8	7	15	4.4	2.7	2.8
13.05.76	190	210	210	50	90	70	7	9	8	5.2	3.6	4.6
08.06.76	105	135	290	10	60	40	5	13	7	4.3	3.2	3.6

- Nitrogenforbindelser: Selv om vannets innhold av nitrogenforbindelser normalt er relativt lavt på alle stasjoner, er det en viss økning nedover i vassdraget - verdiene på st. 31 er vanligvis noe høyere enn på de øvrige stasjoner. Dette må antas å skyldes avrenning fra jordbruk, utslipp av kloakkvann o.l. Under lavvannsperiodene om vinteren er nitrogenkonsentrasjonene spesielt høye på st. 31 (lite fortynningsvann). De lave nitratverdier i juni mnd. har antakelig sammenheng med biologisk aktivitet og biologisk forbruk av nitrater. Ellers er forholdet mellom total nitrogen og nitrater i overensstemmelse med hva som er normalt for moderat forurenset norske vassdrag.

- Fosforforbindelser: Vannets innhold av fosfor på de 3 stasjoner kan illustreres ved de aritmetiske middelveier av observasjonsmaterialet - st. 29: 6,3 µg P/l, st. 30: 8,3 µg P/l og st. 31: 10,3 µg P/l. Graderingen de forskjellige stasjoner imellom er i overensstemmelse med hva en kunne vente ut fra bolig- og jordbruksaktiviteten i området. De høye fosforverdier den 1.10. må ses i sammenheng med flom og erosjonsaktivitet. Den samme begrunnelse kan muligens også angis for de relativt høye verdier om våren, men det er mulig avrenning fra visse jordbruksaktiviteter spiller en større rolle i denne tidsperiode enn ellers.

- Organisk stoff (KMnO₄): Vannets innhold av organisk stoff er betydelig høyere i dette vassdragssystem enn i Tinnsjøvassdraget. Dette har uten tvil sammenheng med relativt stor tilførsel av humuskomponenter fra myr- og skogområder i nedbørfeltet. St. 29 (Tuddøla) er ifølge observasjonsmaterialet sterkest belastet med slikt materiale. Normale KMnO₄-verdier for norske vassdrag varierer mellom 2 og 3 mg O/l.

2.3.3 Vinje-, Tokke-, Morgedal- og Eidselvavassdragene

Prøvetakingsstasjoner

Fra følgende stasjoner (avmerket på fig. 1) er det siden sept./okt. 1975 samlet inn månedlige prøver for fysisk-kjemiske analyser:

- St. 20 Utløp fra Songa kraftverk (Arabygdi)
- St. 19 Songaelv (som regel tørrlagt)
- St. 21 Utløp av overføringstunnel fra Venemodammen (bare 2 prøver)
- St. 15 Tokkeelv v/ campingplass
- St. 18 Utløp Grungevatn
- St. 17 Utløp fra Vinje kraftverk
- St. 16 Vinjeåi v/ Åmot bru (som regel liten vannføring)
- St. 14 Tokkeelv v/ Dalen bro
- St. 13 Utløp Oftevatn
- St. 12 Dalaåi v/ Nøsterud bro
- St. 11 Morgedalsåi (like før samløp Dalaåi)
- St. 6 Utløp Flåvatn

Fysisk-kjemiske analyseresultater

De fysisk-kjemiske analyseresultater for tidsrommet månedsskiftet sept./ okt. 1975 til juni 1976 er fremstilt i tabell 3.

Kommentarer til de fysisk-kjemiske analyseresultater

- Temperatur: Bortsett fra noe høyere temperaturverdier i avløpsvann fra innsjøer og reguleringsmagasiner (st. 17 og st. 6) på senhøsten enn på de andre stasjoner er det intet spesielt å bemerke til vannets temperaturforhold.
- pH: I Vinjeåi (st. 16), Dalaåi (st. 12) og Morgedalsåi (st. 11) er vannets pH ved de fleste observasjonsserier >7 . Dette har sammenheng med liten vannføring (p.g.a. reguleringer) og dermed relativt stort bidrag av grunnvann. De laveste pH-verdier er målt i utløpet fra Songavatn (st. 20) med variasjoner fra pH 6.00 til pH 6.44. Det er på ingen av stasjonene systematiske variasjoner i vannets pH med tiden.
- Konduktivitet: Variasjonsbredden for de målte konduktivitetsverdier er for st. 15 Tokkeelv: fra 13.6 - 28.5 $\mu\text{S/cm}$, st. 16 Vinjeåi: fra 22.2 - 41.9 $\mu\text{S/cm}$, st. 12 Dalaåi: fra 20.6 - 40.9 $\mu\text{S/cm}$ og st. 11 Morgedalsåi: fra 33.7 - 45.0 $\mu\text{S/cm}$.

Tabell 3. Fysisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976.

Telemarksvassdraget: Vinje-, Tokke-, Norpedal- og Hidselva-vassdragene.

Dato	Temperatur °C											pH												
	20	15	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6
29.09.75	7.2	7.5	7.5	8.0	7.0	7.2	8.5	8.0	8.0	10.0	11.0	13.0	6.22	6.30	6.49	6.62	6.52	6.51	6.54	6.62	6.66	6.86	7.06	6.72
10.11.75	3.0	3.5	1.0	2.6	3.9	1.0	5.2	3.8				6.6	6.44	-	6.57	7.02	6.53	6.48	7.34	5.69	6.50	7.18	7.13	6.52
10.12.75	0.6		0.2	1.5	2.8	0.2	1.5	1.3				4.2	6.18		6.91	6.39	6.68	7.30	6.48	6.68	7.11	7.06	6.54	
13.01.76	+0.2		+0.2	+0.3	1.3	+0.3	+0.8	+0.5	+0.3	+0.1	2.5		6.31		7.05	6.34	6.74	7.27	6.39	6.58	7.22	7.13	6.57	
10.02.76	0.5		0.4	0.4	0.5	0.3	1.0	1.0	+0.2	+0.1	0.8		6.12		6.85	6.24	6.56	7.30	6.08	6.38	7.05	7.03	6.52	
09.03.76	0.7		0.2	0.4	0.7	0.2	1.5	1.8	-	-	1.0		6.06		6.96	6.17	6.42	7.31	6.31	6.53	7.19	7.04	6.57	
20.04.76	1.6		2.5	2.7	3.9	1.5	2.0	2.0	-	-	4.2		6.00		6.74	6.24	6.53	7.08	6.98	6.48	6.78	6.82	6.54	
10.5.76	4.0		4.6	5.2	2.5	5.7	0.9	0.6	-	-	8.3		6.20		6.75	6.55	6.37	7.07	6.83	6.57	-	-	6.68	
08.06.76	14.2	-	10.3	15.3	11.0	10.8	18.0	15.0	-	-	-		6.36		6.63	6.63	6.78	7.11	6.50	6.72	-	-	-	

Dato	Konduktivitet µS/cm											Turbiditet JTU												
	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6
29.09.75	11.2	10.2	11.0	13.6	12.9	13.4	14.2	13.6	22.3	29.0	37.1	15.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.5	0.4	0.5	0.7	0.7	0.7	0.6	1.2
10.11.75	11.7		12.5	25.4	13.5	13.4	66.0	17.1	24.1	20.6	39.3	16.2	0.4		0.5	0.4	0.3	0.2	1.2	0.8	0.6	0.2	1.1	
10.12.75	10.6			24.6	14.7	13.3	52.0	16.2	27.9	32.8	37.0	16.0	1.0			0.6	0.7	0.6	0.6	0.7	0.9	0.7	0.6	0.6
13.01.76	11.6			27.0	17.8	14.1	55.0	15.7	28.8	39.5	41.9	16.8	0.5			0.5	0.4	0.7	0.4	1.7	1.3	0.4	0.6	1.5
10.02.76	10.9			27.1	15.7	12.9	72.6	13.9	41.9	38.8	45.0	15.6	0.3			0.6	0.4	0.6	0.3	0.4	0.4	1.0	1.2	0.5
05.03.76	19.1			28.5	15.7	13.1	64.4	16.8	30.8	40.9	44.2	17.3	0.4			0.5	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	0.3	0.4	0.4
20.04.76	11.7			26.9	16.9	12.8	45.0	34.5	30.2	28.6	33.7	16.4	0.3			0.5	0.4	0.3	0.3	1.0	1.0	0.5	0.5	0.3
10.05.76	13.4			21.8	18.2	12.9	31.4	17.1	22.2		16.9		0.6			0.5	0.5	0.5	0.3	0.4	0.7		1.2	
08.06.76	13.3			19.5	12.4	14.2	52.6	14.9	25.7				0.4			0.3	0.3	0.3	0.2	0.5	0.7			

Tabell 3 fortis.

Dato	Total nitrogen µg N/l											Nitrat µg N/l												
	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6
29.09.75	130	130	160	140	130	150	130	160	200	210	260	170	80	70	70	90	60	100	90	80	40	80	130	100
10.11.75	110	110	150	150	120	120	260	200	250	260	340	160	70	80	80	80	70	90	240	100	80	190	280	130
10.12.75	170	250	220	180	320	210	270	340	530	210			80	80	120	110	110	270	120	100	180	330	120	
13.01.76	190	230	830	190	400	210	290	410	490	190			70	70	110	110	100	310	110	110	190	400	130	
10.02.76	110	190	270	210	800	310	410	400	610	110			60	60	110	100	90	320	120	130	270	460	110	
09.03.76	260	310	400	260	540	320	630	430	650	230			70	70	140	110	80	410	130	150	270	540	110	
20.04.76	240	420	300	190	500	490	565	400	470	270			80	80	180	150	100	290	250	170	130	150	130	
10.05.76	140	210	170	160	190	160	240			190			100	100	80	90	90	40	30	70			130	
08.05.76	115	120	90	120	155	180	235						70	70	20	10	90	60	100	10				

Dato	Total fosfor µg P/l											KjNO ₃ mg O/l												
	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6	20	19	21	15	18	17	16	14	13	12	11	6
29.09.75	3	3	3	3	4	3	3	4	5	4	8	3	0.5	0.9	0.9	0.8	1.1	0.1	0.8	1.5	3.5	5.2	3.6	0.9
10.11.75	3	3	3	3	4	3	2	5	7	3	5	3	0.2	0.3	0.3	2.8	1.3	0.8	1.6	1.4	5.8	3.5	2.9	1.3
10.12.75	3	5	3	3	2	15	4	3	5	2			0.3	0.3	2.8	2.9	0.3	2.4	1.3	5.1	4.0	3.7	1.7	
13.01.76	4	3	5	2	4	2	6	4	6	3			0.8	0.8	3.5	2.3	0.6	2.8	1.3	5.0	3.8	3.2	0.9	
10.02.76	3	4	4	3	3	3	5	3	7	2			0.6	0.6	3.2	1.7	0.6	1.8	1.6	5.5	3.2	3.0	1.1	
09.03.76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	9	9	0.6	0.6	2.5	1.3	0.6	2.4	1.2	4.6	3.6	3.2	1.3	
20.04.76	8	7	6	3	9	8	6	3	14	3			1.7	1.7	0.5	2.0	0.4	1.0	1.9	4.1	6.2	5.1	1.0	
10.05.76	5	9	6	3	7	7	10			5			0.6	0.6	0.5	1.6	0.6	4.7	3.5	5.1				0.7
08.06.76	-	8	8	5	7	6	10						0.8	0.8	3.7	2.1	0.7	2.9	0.7	4.3				

De høyeste verdier er målt om vinteren når vannføringen er på det laveste (størst relativt bidrag av grunnvann). Alle de nevnte elver er berørt av reguleringsinngrep, og man må anta at vannets saltholdighet (relativt større grunnvannsinnsdrag) er radikalt endret fra det naturlige. Observasjonsresultatene fra 29.9.75 da det var flom i elvene (fulle magasiner og overløp) angir i noen grad de opprinnelige (naturlige) konduktivitetsverdier i de nevnte vassdrag.

De relativt jevne (med tiden) konduktivitetsverdier på st. 20, 18, 17 og 6 har sammenheng med deres plassering ved utløpet fra innsjøer eller kraftverksmagasiner (kraftverker) som jevner ut vannkvaliteten med tiden. De laveste konduktivitetsverdier (10-11 $\mu\text{S}/\text{cm}$) er målt ved utløpet fra Songa kraftverk (st. 20). Bortsett fra i elver med sterkt redusert vannføring (tørrlagte) inneholder vannet lave konsentrasjoner av mineral-salter.

- Turbiditet: På alle målestasjoner var vannets innhold av partikulært materiale lavt, og det var ingen systematiske variasjoner med tiden.
- Nitrogenforbindelser: De høyeste konsentrasjoner av nitrogenforbindelser (300-800 $\mu\text{g N}/\text{l}$) er målt i de regulerte vassdrag Vinjeåi (st. 16), Dalaåi (st. 13 og st. 14), Morgedalsåi (st. 11) og utløp Grungevatn (st. 18). De høyeste verdier er målt om vinteren når vannføringen er lavest. Årsakssammenhengen er liten tilgang på fortynningsvann for forurensningstilførsler fra landbruk, kloakkvann o.l. På de andre stasjoner er nitrogenkonsentrasjonen av en størrelsesorden som er vanlig å finne i overflatevann i det sydlige Norge. De høyeste nitratverdier er målt om vinteren på st. 16 (Vinjeåi) og st. 11 (Morgedalsåi).
- Fosforforbindelser: Om høsten og vinteren er fosforverdiene stort sett lave på alle stasjoner. Utover våren øker verdiene noe på en del stasjoner - st. 15 (Tokkeelv), st. 18 (utl. Grungevatn), st. 16 (Vinjeåi), st. 14 (Tokkeelv v/ Dalen), st. 13 (utl. Oftevatn). En må anta at dette har sammenheng med kombinasjonen liten vannføring og relativt stor tilførsel av forurensninger fra visse jordbruksaktiviteter og kloakkvann.

- Organisk stoff (KMnO₄): Vannets innhold av organisk stoff er lavt i hovedvassdragene, men i de mindre vassdrag som Dalaåi og Morgedalsåi er vannmassene i betydelig grad belastet med organisk materiale. Antakelig skyldes dette relativt stor tilførsel av humusstoffer fra skog- og myrrealer i nedbørfeltet.

2.3.4 Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjøvassdraget

Prøvetakingsstasjoner

Fra følgende stasjoner (avmerket på fig. 1) er det siden sept./okt. 1975 samlet inn månedlige prøver for fysisk-kjemiske analyser:

St. 10	Flatdalselva v/ Seljord
St. 8	Bøelva v/ utløp Seljordvatn
St. 7	Bøelva nedstrøms Hørteelva
St. 9	Sauerelva v/ Nautsund bro
St. 5	Eidselva v/ Ulefoss
St. 2	Skienselva v/ Skotfoss

Fysisk-kjemiske analyseresultater

De fysisk-kjemiske analyseresultater for tidsrommet månedsskiftet sept./okt. 1975 til juni 1976 er fremstilt i tabell 4.

Kommentarer til de fysisk-kjemiske analyseresultater

- Temperatur: De høyeste temperaturverdier om senhøsten og tidligvinteren finner vi også her i elveløpene nedstrøms innsjøer - st. 8, st. 9 og st. 2.
- pH: På alle stasjoner er det liten variasjon i vannets pH med tiden. De høyeste pH-verdier ble målt i Seljord-, Bøelv-vassdraget. De laveste verdier ble målt i Sauerelva. Dette har sammenheng med de lave pH-verdier som ble observert i Tinnelva (se avsnitt 2.1). Den lave pH i Tinnelva gjør seg ifølge analyseresultatene også gjeldende

Tabell 4. Nyvisk-kjemiske analyseresultater 1975-1976.
Telemarksvassdraget: Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjøvassdraget

Dato	Temperatur °C						pH						Konduktivitet µS/cm						Turbiditet JTU					
	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2
29.09.75	8.0	12.5	10.8	11.5	12.5	14.0	6.59	6.68	6.66	6.40	6.57	6.62	19.0	19.4	20.7	19.0	15.5	19.4	0.6	0.5	1.3	0.5	0.7	0.4
10.11.75	3.1	6.4	4.6	-	6.4	6.4	6.59	6.62	6.65	6.21	6.48	6.38	19.7	19.6	24.8	20.5	17.3	19.2	0.4	0.4	0.5	0.5	2.2	0.6
10.12.75	2.9	3.7	1.7	3.4	4.0	5.0	-	-	-	6.58	6.28	-	-	-	-	16.7	19.2	-	-	-	-	0.9	1.1	-
16.12.75	-	-	-	-	-	-	-	-	6.75	6.24	6.53	6.40	-	-	22.5	19.3	16.6	18.0	-	-	0.7	1.2	0.7	1.1
12.01.76	1.7	1.6	0.4	0.5	2.5	4.0	6.68	6.68	6.63	6.43	6.53	6.50	20.7	20.9	23.3	25.6	16.8	21.1	0.6	0.7	0.8	1.2	0.6	0.7
16.02.76	2.0	1.7	0.6	0.9	1.0	0.0	6.78	6.62	6.73	6.05	6.51	6.41	20.3	20.5	22.2	19.1	17.2	19.2	1.2	0.4	0.6	1.0	0.3	0.5
08.03.76	-	2.2	1.8	1.2	1.7	0.0	6.66	6.85	7.01	6.39	6.64	6.49	19.7	22.7	33	23.0	18.1	27.3	0.2	0.3	0.5	0.6	0.5	0.5
20.04.76	-	-	-	-	4.3	-	7.10	6.63	6.69	6.03	6.41	6.21	26.1	20.5	37.6	20.2	17.1	18.7	0.7	0.3	18.0	0.5	0.3	0.5
10.05.76	5.6	-	8.0	6.5	7.0	-	6.49	6.38	6.51	5.95	6.93	6.33	17.3	18.9	19.3	21.5	17.6	19.4	0.9	1.9	2.2	2.1	0.4	0.3
08.06.76	-	-	-	-	-	-	6.73	6.77	6.71	6.48	-	-	16.7	19.1	21.0	18.8	-	-	0.7	0.4	0.7	0.5	-	-

Dato	Total nitrogen µg N/l						Nitrat µg N/l						Total fosfor µg P/l						KNO ₃ mg O/l					
	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2	10	8	7	9	5	2
29.09.75	220	220	210	650	170	380	-	130	140	640	110	350	6	6	8	5	5	3	4.0	2.5	3.2	0.9	1.1	1.3
10.11.75	200	240	340	690	170	430	190	150	230	610	140	410	4	4	8	5	3	4	3.4	2.5	2.9	1.9	1.3	1.4
10.12.75	250	250	500	680	230	-	130	180	430	670	140	410	11	3	4	3	5	-	2.9	1.6	2.5	1.5	1.0	2.1
16.12.75	-	-	280	720	240	480	-	-	-	-	-	-	-	-	10	5	3	3	-	-	-	3.0	4.8	1.3
12.01.76	220	250	340	610	200	430	110	140	180	590	130	390	7	7	7	9	3	7	3.6	3.0	2.9	1.9	1.0	1.7
16.02.76	280	160	210	1400	150	420	120	140	140	700	110	380	7	4	8	8	5	5	3.4	2.8	2.7	1.3	1.3	1.6
03.03.76	200	320	550	900	230	550	120	160	370	750	120	440	6	8	7	5	6	7	3.0	2.5	2.8	1.3	1.3	1.8
06.04.76	370	270	620	800	225	610	210	170	430	780	120	400	5	3	25	6	2	17	3.7	2.9	3.8	1.2	1.4	1.0
10.05.76	180	290	320	740	240	440	140	170	190	640	140	410	9	8	8	5	6	6	3.7	2.5	2.8	1.1	0.8	1.5
08.06.76	255	195	180	595	-	-	70	110	100	580	-	-	8	4	6	6	8	-	2.4	2.5	2.6	1.4	-	-

i Skienselva nedstrøms Norsjø (st. 2). I Eidselva er pH-verdiene av samme størrelsesorden, men noe lavere enn i Bøelva.

- Konduktivitet: Konduktivitetsverdiene varierte stort sett rundt 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ på alle stasjoner. Bortsett fra en liten økning av verdiene i vintermånedene på enkelte stasjoner, var det liten variasjon med tiden. De laveste verdier ble målt i Eidselva (st. 5).
- Turbiditet: Vannets innhold av partikulært materiale var som oftest relativt lavt på alle stasjoner og på alle prøvetakingsdager. Verdiene synes å være høyest om våren og under flomsituasjoner.
- Nitrogenforbindelser: Som nevnt i avsnitt 2.1 tilføres Tinnsjøvassdraget betydelige nitrogenforbindelser via avløpsvannet fra Norsk Hydros bedrift på Rjukan. Dette utslipp gjør seg markert gjeldende både i Sauerelva (st. 9) og i Skienselva (st. 2). Resultatene viser at den vesentligste del av nitrogenforbindelsene foreligger som nitrater. Nitrogenkonsentrasjonene på begge de nevnte stasjoner er markert høyere enn hva som er vanlig å finne i vassdrag i Sør-Norge. I Mjøsa er den totale nitrogenkonsentrasjonen ca. 400 $\mu\text{g N/l}$, hvorav ca. halvparten foreligger som nitrater.

Bortsett fra i flomperioder øker vannets nitrogenkonsentrasjoner betydelig fra st. 8 til st. 7 i Bøelva. Dette er i overensstemmelse med hva man kan forvente p.g.a. den jordbruks- og befolkningsaktivitet som finner sted i dette område.

Nitrogenkonsentrasjonene i Eidselva er relativt lave og i overensstemmelse med konsentrasjonsverdiene lenger oppe i vassdraget (utl. Flåvatn).

- Fosforforbindelser: Både i Flatdalselva (middelv. 7 $\mu\text{g P/l}$), st. 7 i Bøelva (middelv. 9 $\mu\text{g P/l}$), Sauerelva (middelv. 6 $\mu\text{g P/l}$) og i Skienselva (middelv. 7 $\mu\text{g P/l}$) er vannets fosforinnhold relativt høyt. Dette skyldes en kombinasjonseffekt av reguleringsinngrep (Flatdalselva) og forurensningsutslipp (Bøelva, Sauerelva og Skienselva). De høyeste verdier er målt om vinteren og våren. Til sammenligning kan nevnes at

den midlere fosforkonsentrasjonen i Mjøsa er 10 µg P/l og i Tyrifjorden 5 µg P/l. Dette viser at ved gunstig temperatur og lys ligger forholdene godt til rette for algeproduksjon i Heddalsvatn - Norsjø.

I Eidselva som i mindre grad tilføres forurensninger, var fosforkonsentrasjonene relativt lave på alle observasjonsdager.

- Organisk stoff (KMnO₄): I Flatdalselva og Bøelva er vannets innhold av organiske stoffer betydelig høyere enn i de øvrige vassdragsavsnitt. I hvilken grad dette skyldes naturlige årsaker (humus) eller menneskelige aktiviteter er på grunnlag av det foreliggende observasjonsmateriale vanskelig å avgjøre.

3. FYTOPLANKTON OG PRIMÆRPRODUKSJON

3.1 Innledning

Hovedhensikten med denne undersøkelsen var å klarlegge trofigraden i noen av innsjøene i Telemarksvassdraget. For å løse dette problemet burde en fått et mål på innsjøens totale bioaktivitet, dvs. summen av de anabolske (oppbyggende) og katabolske (nedbrytende) prosesser (Ohle 1956). Disse prosesser er direkte eller indirekte funksjoner av næringstilgangen og er et mål for innsjøens energiomsetning. Da et innsjøsystem består av flere deler, nedbørfelt, sedimenter, littoralzone (strandzone) og frie vannmasser som alle har sine potensielle mengder næringssalter og omsetningshastigheter for slike, gjelder det, ved en enklere undersøkelse, å finne fram til den av de overnevnte deler som er viktigst for innsjøens stoffomsetning. I denne sammenheng er det allment kjent at den relative betydning av de frie vannmasser øker ved økende areal og middeldyp på innsjøen (Vollenweider 1968). Likeledes at de katabolske prosesser svært ofte er direkte avhengig av de autoktone (det som produseres i innsjøen) anabolske forutsatt en lav allohton tilførsel (tilførsel fra nedbørfeltet). Dette gjør at den planktoniske primærproduksjon ofte betraktes som den best egnede parameter for inndeling av innsjøers trofigrad (Findenegg 1964, Rodhe 1969, Fee 1973). Primærproduksjonen er en dynamisk parameter som virker som en integrator for næringssalter og de fysiske faktorer som påvirker innsjøen.

Da denne undersøkelsen foregikk i såvidt store innsjøer som Heddalsvatn, Norsjø og Bandak ble det derfor tatt sikte på å estimere den planktoniske primærproduksjon og dessuten å belyse den strukturelle sammensetning av fyttoplanktonet.

3.2 Metoder

Primærproduksjonen ble målt med C^{14} -metoden (Vollenweider 1969). Prøveflaskene ble tilsatt 0,2 ml $NaHCO_3$ -løsning som hadde en aktivitet på ca. 0,8 μCi . Eksponeringen skjedde samme dag i alle tre innsjøer. I Bandak ble prøvene eksponert en hel dag, mens prøvene i Heddalsvatn og Norsjø ble eksponert 2-4 timer innenfor tidsrommet kl. 1000-1500. I dette siste tilfelle ble dagsproduksjonen beregnet etter Gachters empiriske omregningskurve (Gachter 1972). Oftest bør lange eksponeringer unngås, men i lavproduktive innsjøer som eksempelvis Bandak har det vist seg at dags-eksponeringer gir ubetydelig feil på dagsestimatet.

Fyttoplankton og klorofyll-prøvene er tatt som blandprøver fra sjiktet 0-10 m. Fyttoplanktonet er talt i omvendt mikroskop og biomassen beregnet via volumberegninger av de ulike artene. Klorofyll a ble analysert etter metode beskrevet av Parsons & Strickland (1963). Klorofyll a betraktes som et mål på algebiomassen.

pH-målinger ble utført i felten med et elektrisk pH-meter (Radiometer pH-meter 29). Alkaliniteten ble målt ved titering med 0,01N HCL. Temperaturen ble registrert med et Richter & Wiese vendetermometer.

3.3 Kjemiske forhold

Det ble i denne undersøkelsen bare foretatt målinger av de kjemiske parametre som var nødvendige for beregningen av primærproduksjon. pH-verdiene er gitt i tabell 5 og alkaliniteten i tabell 6. Resultatene viser at innsjøene hadde lavt bikarbonatinnhold og en svakt sur til nøytral reaksjon.

Tabell 5. pH-målinger. H = Heddalsvatn, NI = Norsjø I, NII = Norsjø II, B = Bandak
(Ad. stasjonsplassering se fig. 2)

Dato	18.6.75			15.7.75			29.7.75			12.8.75		
	H	NI	NII B	H	NI	NII B	H	NI	NII B	H	NI	NII B
0.5	6.25	6.48	6.21 7.12	6.79	6.69	6.90 6.80	6.41	6.55	6.62 6.70	6.43	6.73	6.62 6.48
1	6.55	6.52	6.49 7.23	6.81	6.89	7.00 6.85	6.44	6.58	6.65 6.73	6.55	6.69	6.60 6.52
2	6.42	6.43	6.47 7.23	6.76	6.90	6.92 6.73	6.40	6.60	6.71 6.73	6.66	6.50	6.66 6.49
4	6.49	6.46	6.50 6.81	6.73	6.78	6.83 6.75	6.38	6.67	6.65 6.81	6.42	6.55	6.66 6.34
6	6.55	6.25	6.24 6.68	6.73	6.86	6.88 6.85	6.36	6.59	6.67 6.77	6.22	6.57	6.65 6.40
8	6.48	6.31	6.42 6.59	6.61	6.91	6.87 6.75	6.32	6.50	6.62 6.88	6.25	6.55	6.53 6.38

	1.9.75			13.9.75			4.10.75		
	0.5	6.73	6.95	6.85 7.05	6.50	6.66	6.69 7.09	6.32	6.68
1	6.75	6.98	6.85 7.05	6.55	6.65	6.77 7.05	6.33	6.68	6.50 6.52
2	6.70	6.88	6.88 6.98	6.67	6.64	6.70 6.93	6.33	6.66	6.50 6.53
4	6.72	6.85	6.92 6.88	6.67	6.58	6.72 7.05	6.32	6.65	6.52 6.50
6	6.60	6.85	6.83 6.85	6.75	6.61	6.77 7.05	6.33	6.67	6.54 6.50
8	6.55	6.85	6.82 6.88	6.68	6.55	6.75 6.86	6.30	6.65	6.54 6.50

Tabell 6. Alkalinitet (mekv./l). Blandprøve i sjiktet 0-10 m

	18.6.	15.7.	29.7.	12.8.	01.9.	13.9.	4.10.
Heddalsvatn	0.054	0.050	0.043	0.051	0.052	0.037	0.046
Norsjø I	0.065	0.050	0.057	0.055	0.058	0.043	0.049
Norsjø II	0.065	0.063	0.056	0.050	0.057	0.045	0.050
Bandak	0.065	0.069	0.062	0.063	0.069	0.047	0.065

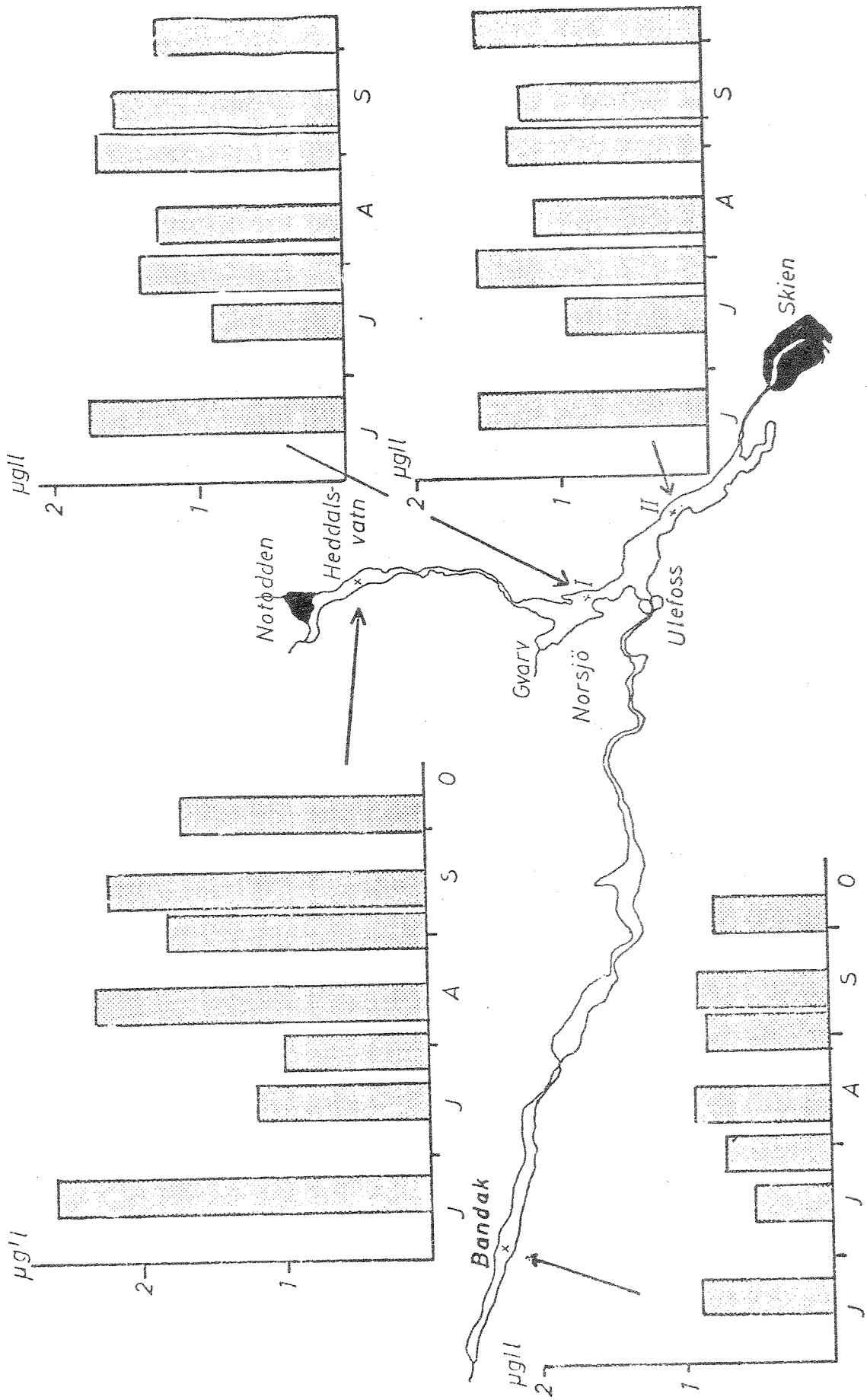
3.4 Klorofyll a og seston

Tidligere undersøkelser (NIVA 1968) sammen med nylig gjennomførte (Rognerud upubl.) viser at forholdet mellom nitrat og ortofosfat i vannmassene var betraktelig høyere enn 12. Dette innebærer at fosfor høyst sannsynlig var den begrensende faktor for algeveksten. Under sirkulasjonsperioden på vårparten utvikles ingen algebiomasse av betydning på grunn av det høye forholdet mellom sirkulasjonsdyp og eufotisk sone (de øvre belyste deler av vannmassene). Derved overstiges produksjonen av respirasjonsprosesser, og noen nettoproduksjon finner ikke sted før dannelsen av en termoklin i slutten av mai. Ved etableringen av denne holdes algene oppe i den eufotiske sonen, og de vokser raskt til en konsentrasjon som var bestemt av den opprinnelige fosfat-konsentrasjon. Analyser av zooplanktonet viste at på denne tiden var konsentrasjonen av herbivore (algespisende) arter lav (Rognerud upubl.). Dette medfører at predasjon (beiting) har minimal effekt på fytoplanktonet like etter dannelsen av den termiske sjiktningen. Dersom forskjellene i temperatur i produksjonssjiktet og lysforhold er ubetydelige, vil en kunne bruke algebiomassen ved dette tidspunkt som et sammenligningsgrunnlag for innsjøene og som et relativt mål på fosfatkonsentrasjonen under vårsirkulasjonen.

Av klorofyllanalysene som er fremstilt i fig. 2 går det fram at verdiene i begynnelsen av sommerstagnasjonen (juni) var henholdsvis 0,9 µg/l for

KLOROFYLL A

Fig. 2.



Bandak, 1,5 µg/l i Norsjø og 2,6 µg/l i Heddalsvatn. Dette antas å gjenspeile det relative forholdet mellom innsjøenes ortofosfat-konsentrasjon under vårsirkulasjonen, med et lite forbehold for den lavere temperatur i produksjonssjiktet i Bandak. Alle innsjøene hadde et minimum i klorofyllkonsentrasjon i midten av juli. Dette henger antakelig sammen med en temporær næringsutarming i produksjonssjiktet og en pågående sedimentasjon av alger ned i hypolimnion. Av betydning er ofte også en økende biomasse av herbivore zooplankton som øver et visst beitetrykk på algebiomassen (Novak 1975). Utover høsten skjedde en økning av algebiomassen, antakelig som et resultat av følgende forhold:

1. Ekstern tilførsel av fosfat fra nedbørfeltet

Viktigst i dette tilfelle er tilførsel på grunn av menneskelig aktivitet. Det er av avgjørende betydning at tilførselene under sommerstagnasjonen ikke fordeles over hele vannmassen, men vesentlig føres ut i epilimnion. Denne tilførselen vil derfor ha stor betydning for algeveksten, og den vil kunne gi store variasjoner fra år til år i algebiomassen på høstparten.

2. Erosjon av sprangsjiktet

Ved nedtrengingen av termoklinen bringes stadig vann med en høyere fosfatkonsentrasjon med i sirkulasjon i epilimnion. Denne tilførselen kan være av stor betydning, spesielt etter den temporære næringsutarming.

Disse overnevnte forhold bidro til en svak økning av algebiomassen (uttrykt som klorofyll a) på høstparten til ca. 0,9 µg/l i Bandak, ca. 1,5 µg/l i Norsjø og ca. 2 µg/l i Heddalsvatn. Verdiene må betraktes som relativt lave og karakteristisk for innsjøer med relativt lav trofi-grad (se Vollenweider 1968).

Konsentrasjonen av sestonets tørrvekt er vist i tabell 7. Det er bare tatt prøver på høstparten når konsentrasjonen antas å ha vært størst. Verdiene er relativt lave og er av samme størrelse som i andre store innsjøer i Østlandsområdet (Rognerud 1975).

Tabell 7. Seston. T = tørrvekt, G = glødetap.
Blandprøver av sjiktet 0-10 m

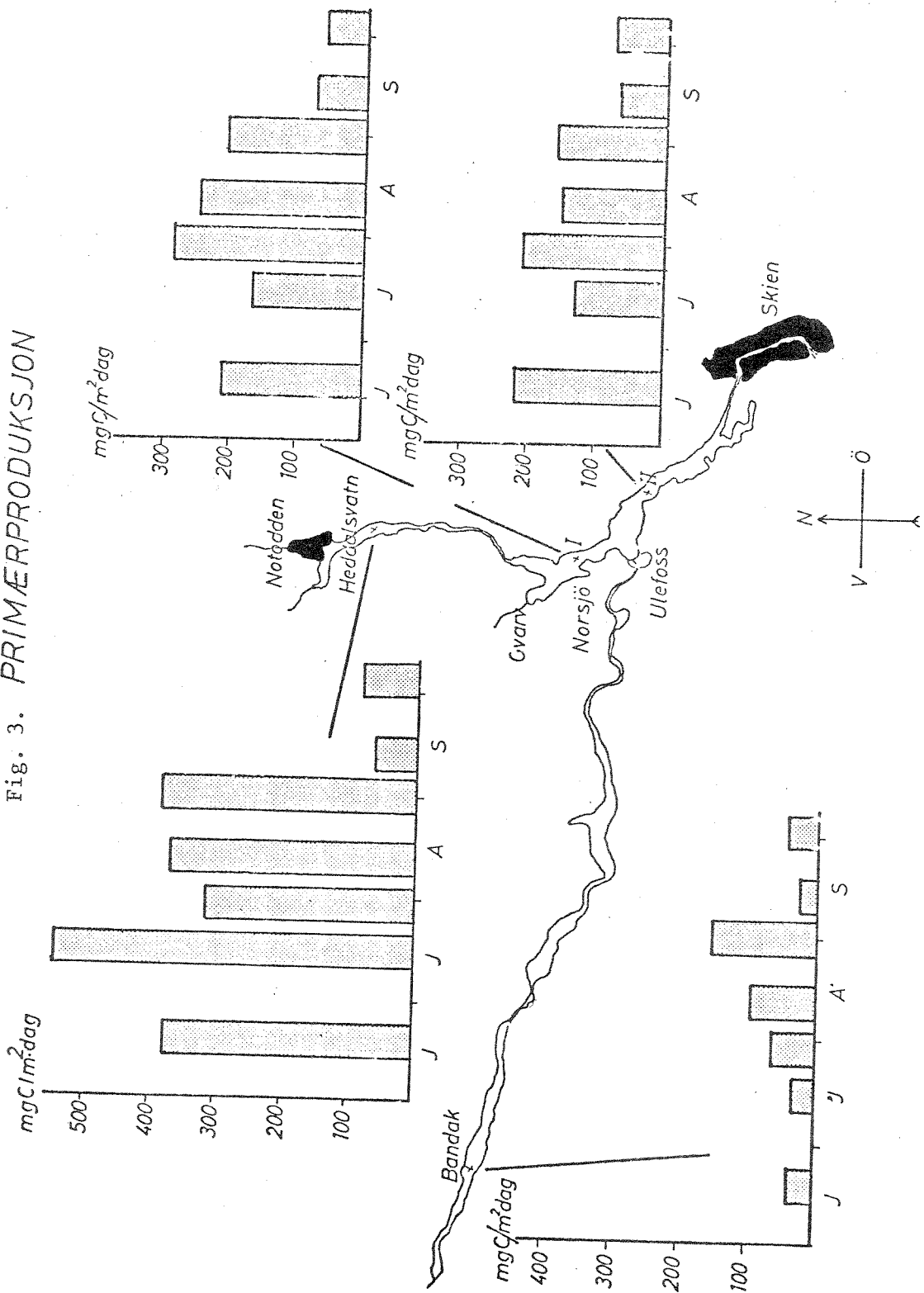
	12.8.75		4.9.75	
	T	G	T	G
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Heddalsvatn	1.40	0.95	1.60	1.15
Norsjø I	1.20	0.85	1.56	0.97
Norsjø II	1.30	0.85	1.22	0.67
Bandak	1.30	1.00	1.02	0.73

3.5 Primærproduksjon

Primærproduksjonen er fremstilt i fig. 3. Den relative forskjell mellom innsjøene i klorofyll a-konsentrasjon gjenspeiles også på samme måte i produksjonsmålingene. Under sommerstagnasjonen fulgte produksjonen stort sett variasjonene i algebiomassen. På bakgrunn av punktmålingene ble årsproduksjonen beregnet til 40 g C/m² i Heddalsvatn, 30 g C/m² i Norsjø og 10 g C/m² i Bandak. Bandak har følgelig laveste produksjonsnivå, og størrelsen må betraktes som representativ for lite eller upåvirkede innsjøer i grunnfjellsområder på Østlandet (Rognerud upubl.). Verdiene i Norsjø og Heddalsvatn var henholdsvis 3 og 4 ganger høyere og indikerer en høyere trofigrad uten at verdiene kan sies å indikere eutrofe forhold.

Produksjonen pr. biomasse enhet er fremstilt i fig. 4. Dette forholdet gir et mål på fytoplanktonets produksjonseffektivitet. Av figuren går det fram at verdiene var ekstra høye for Heddalsvatnet i juli, hvilket skulle tyde på gode vekstbetingelser for fytoplanktonet. Verdiene i Bandak ligger betraktelig lavere i begynnelsen av sommerstagnasjonen. Mulige årsaker til dette er den lavere middeltemperaturen i produksjons- sjiktet (se fig. 5), noe som både påvirker de enzymatiske prosesser i fotosyntesen og regenereringen av næringssalter. For alle innsjøene falt effektiviteten betraktelig fra slutten av august til midten av

Fig. 3. PRIMÆRPRODUKSJON



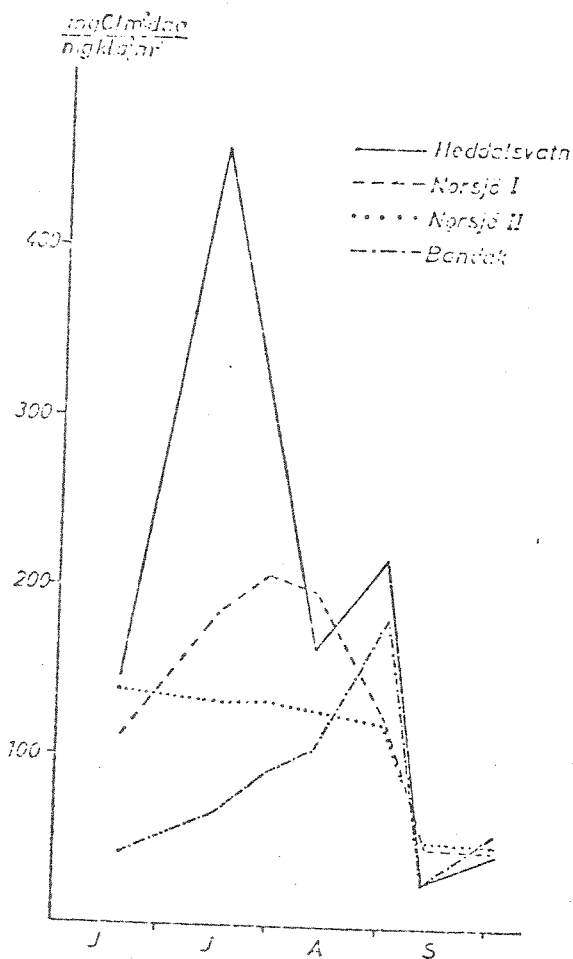


Fig. 4. Produksjonseffektiviteten.

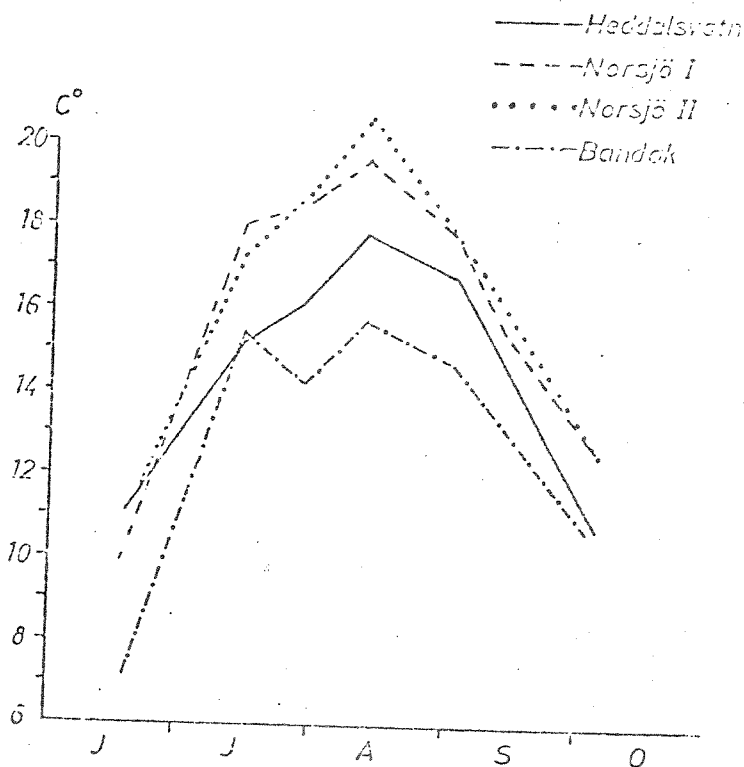


Fig. 5. Middeltemperatur i produksjonsjiktet.

september, hvilket muligens kan ha sin årsak i dårlig vær med mye nedbør og liten totalinnstråling

3.6 Fytoplanktonet

Den kvalitative sammensetning av fytoplanktonet er gitt i tabell 8. I fig. 6 er de beregnede algebiomasser for de ulike algegrupper fremstilt. I biomassen er *Chrysophyceae* den dominerende gruppen, men også *Cryptophyceae* og *Dinophyceae* har stor konsentrasjon til enkelte tider.

Innen gruppen *Chrysophyceae* utgjorde *Dinobryon*-artene en viktig del. Hutchinson (1967) nevner at *Dinobryon*-artene synes å preferere fosfatfattig miljø og forekommer således i oligotrofe innsjøer eller eutrofe

Tabell 8. Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver.

Antall celler pr. liter og volum av planteplanktonarter 1975.

Antallet celler gitt i tusen. Volumet er beregnet som $\mu^3 \times 10^6$ ($1000 \mu^3 \times 10^6 = 1 \text{ mm}^3$).

	14. - 15. juli 1975				29. juli 1975			11. - 12. august 1975			31. august - 1. september 1975			
	BANDAK	HEDDALSVATN	NORSJØ I SANNES	NORSJØ I ULEFOSS	HEDDALSVATN	NORSJØ I SANNES	NORSJØ I ULEFOSS	BANDAK	HEDDALSVATN	NORSJØ I ULEFOSS	BANDAK	HEDDALSVATN	NORSJØ I SANNES	NORSJØ I ULEFOSS
	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.	Ant. Vol.
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)														
Gomphosphaeria lacustris (kolonier)							3 6							
Merismopedia tenuissima (kolonier)							25 6.3							
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)														
Ankistrodesmus falcatus v. aciculare	3 0.2	22 1.1	6 0.3	12 0.6		19 1.0	34 1.7	20 1.0		44 2.2	6 0.3		100 5.0	65 3.3
Ankistrodesmus falcatus v. setiformis					56 1.4				25 0.6				81 2.0	
Chlamydomonas sp. (små)	6 0.2	72 1.8	12 0.4	6 0.2	31 0.8	9 0.2	3 0.1	14 0.4	37 0.9	16 0.4			317 7.9	6 0.2
Dictyosphaerium simplex			6 0.2		25 0.9				34 1.2		19 0.7		72 2.5	3 0.1
Elakatothrix gelatinosa	19 1.0		12 0.6		6 0.3	9 0.5	6 0.3	11 0.6		9 0.5			3 0.2	3 0.2
Gloeococcus schroeteri						2 10.0		2 10.0					3 0.2	22 110.0
Gyromitus cordiformis		6 12.0		3 6.0			3 6.0			3 6.0			6 12.0	6 12.0
Oocystis cf. lacustris					84 21.0	47 11.8	22 5.5	28 7.0	19 4.8			16 4.0		
Oocystis rhomboidea			3 0.6			3 0.6				6 1.2				
Oocystis submarina v. variabilis		97 2.4	37 0.9		16 0.4	171 4.3	37 0.9		355 8.9	44 1.1	53 1.3	106 2.7	84 2.1	69 1.7
Scenedesmus denticulatus													6 3.0	
Selenastrum capricornutum			3 0.2			25 1.9	9 0.7			6 0.5			28 2.1	16 1.2
Tetraëdron trispinatus	3 1.2													
Ubsetest grønnalge				19 1.9	62 6.2		69 6.9	12 1.2		6 6.0				
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)														
Bitrichia chodatii			3 0.2	3 0.2	19 1.0	12 0.6	9 0.5	28 1.4	75 3.8	28 1.4	3 0.2	40 2.0	9 0.5	6 0.3
Chrysoikoe skujae	6 0.3	28 1.4	3 0.2				9 0.5							
Cyster av chrysophyceae	3 0.5	34 6.1	6 1.1	9 1.6	25 4.5	78 14.0	62 11.2	47 8.5	22 4.0	16 2.9	31 5.6	25 4.5	37 6.7	22 4.0
Dinobryon bavaricum				12 4.2										
Dinobryon burgei	6 0.2	28 1.0	16 0.6	37 1.3	50 1.8	87 3.0	115 4.0	8 0.3	28 1.0	34 1.2	28 1.0	75 2.6	9 0.3	50 1.8
Dinobryon crenulatum	9 3.0	62 20.8	16 5.4	28 9.4	19 6.4	9 3.0	28 9.4	14 4.7	28 9.4	6 2.0	19 6.4	22 7.4	3 1.0	9 3.0
Dinobryon sertularia	3 0.9	6 1.8					9 2.7	2 0.6						
Dinobryon sociale v. americana						6 1.8				22 6.6			44 13.2	
Erkenia subaequiciliata											6 0.5			
Kephyrion cf. boreale	22 1.8	6 0.5	9 0.7	9 0.7	31 2.5	28 2.2	25 2.0	12 1.0	31 2.5	19 1.5	9 0.7	31 2.5	25 2.0	6 0.3
Mallomonas akrokomos		6 1.8			9 2.7	3 0.9							3 0.9	3 0.9
Mallomonas caudata								2 2.3						
Mallomonas sp.			2 2.3						3 5.1				9 15.8	
Ochromonas sp.			3 0.3							3 3.5			25 20.8	3 3.5
Pseudokephyrion sp.		3 0.3	3 0.3			6 0.5							12 1.0	
Stichogloea doederleinii						12 2.0	16 2.7				9 1.5		12 2.0	
Små chrysomnader	414 29.9	357 36.2	548 35.6	501 32.6*	934 60.7	860 42.9	616 40.0	307 20.0	1267 82.4	679 44.1	411 26.7	707 46.0	442 28.8	355 23.1
Store chrysomnader	243 127.6	283 148.6	146 76.7	255 133.9	395 207.4	227 119.2	305 160.1	114 59.9	607 318.7	258 135.5	196 102.9	467 245.2	193 101.3	193 101.3
BACILLARIOPHYCEAE (diatomeer, kiselalger)														
Cyclotella sp.	31 31.0		34 34.0	75 75.0		34 34.0	47 47.0	25 25.0		16 16.0	6 6.0	3 3.0	19 19.0	19 19.0
Melosira distans													6 8.1	
Synedra sp.						5 2.5			3 1.5			9 4.5		
CRYPTOPHYCEAE														
Cryptomonas marsonii					12 12.0		3 3.0		40 40.0	6 6.0	12 12.0	47 47.0	12 12.0	
Cryptomonas spp.	6 12.0	9 18.0	5 10.0	25 50.0	22 44.0		19 38.0	3 6.0	40 80.0	12 24.0	3 6.0	37 74.0	16 32.0	3 6.0
Katablepharis ovalis	9 1.4	69 10.4	56 8.4	34 5.1	97 14.6	37 5.6	34 5.1	20 3.0	196 29.4	75 11.3	50 7.5	212 31.8	28 4.2	40 6.0
Rhodomonas minuta (* v. nanoplantica)	3 0.5	3 0.5	184 27.6	221 33.2	118 17.7	240 36.0	290 43.5	8 1.2	215 32.3	93 14.0	25 3.8	12 1.8	237 35.6	109 16.4
DINOPHYCEAE (fureflagellater)														
Gymnodinium cf. lacustre	137 68.5	81 40.5	25 12.5	34 17.0	69 34.5	25 12.5	75 37.5	34 17.0	180 ^x 90.0	62 ^x 31.0	22 11.0	93 46.5	19 9.5	12 6.0
Gymnodinium sp. (diam. 18)												75 225.0	12 36.0	
Gymnodinium sp. (diam. 32)							3 49.5			3 49.5				
Peridinium inconspicuum	6 18.0		2 6.0	3 9.0	3 9.0		16 48.0	2 6.0		3 9.0		3 9.0		
ANDRE GRUPPER														
U-alger	1420 21.3	5196 77.9	1888 28.3	3289 49.3	6878 103.2	3981 59.7	3121 46.8	3009 45.1	6612 91.7	3626 54.4	2953 44.3	3570 53.6	3289 49.3	3159 47.4
Craspedophyceae					19 1.9	121 12.1	100 10.0	2 2.0	97 9.7	6 6.0	3 3.0	72 7.2	9 9.0	16 1.6
TOTAL SUM (VOLUM)	310.5	383.1	253.1	431.2	554.9	382.8	595.9	224.3	856.0	427.7	248.9	950.0	545.9	289.1

^{x)} Antagelig en del *Gym.* sp. (diam 18) slått sammen med *Gym.* cf. *lacustre* her.

$\cdot 10^6 \mu^3/l$

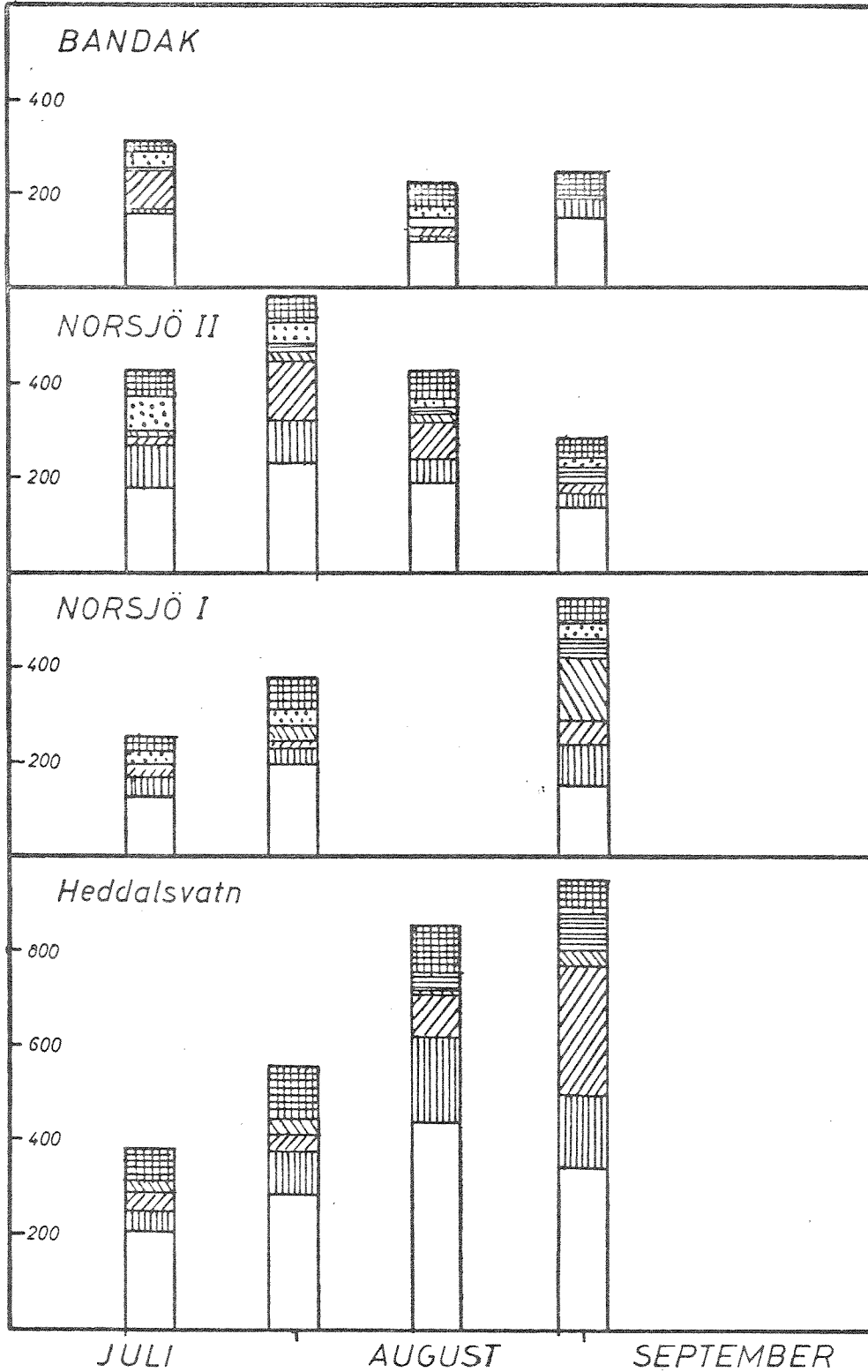


Fig. 6. Relativ sammensetning og total biomasse av fytoplanktonet.

etter en temporær næringsutarming. Det har imidlertid vist seg at en svak eutrofiering i enkelte av de store innsjøene i Østlandsområdet har forårsaket en kraftig oppblomstring av slekten *Dinobryon* (Langeland 1974, Brettum & Lillevold 1974, Rognerud 1975).

Blant *Cryptophyceae* dominerte artene *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas minuta*. Begge artene er svært vanlige i norske innsjøer og kan neppe tas som indikator på et spesielt miljø. *Chlorophyceae* var representert med relativt mange arter i alle innsjøene, men kvantitativt hadde gruppen liten betydning.

Cyanophyceae (blågrønnalger) hadde en viss forekomst i Heddalsvatn som er den mest produktive av de undersøkte innsjøene. Stor andel av blågrønnalger er ofte korrelert med næringsrikere forhold.

Artsammensetning og mengden av de forskjellige grupper som hittil er nevnt er i god overensstemmelse med tidligere planktonundersøkelser i store innsjøer i Østlandsområdet. Det er imidlertid en merkbar forskjell når det gjelder *Bacillariophyceae* (diatomeene). Denne gruppen kommer ofte inn med relativt store forekomster i august/september i de fleste innsjøer spesielt markert i en tidlig eutrofieringsfase. Denne gruppen var imidlertid av ukjente årsaker meget sparsomt representert i planktonet i Heddalsvatn, Norsjø og Bandak.

3.7 Diskusjon

Produksjonsresultatene fra de undersøkte innsjøene er fremstilt sammen med målinger fra en del andre store innsjøer i Østlandsområdet i tabell 9. Derved vil en kunne direkte sammenligne resultatene uten at diskusjonen kun går på trofigradsbegrepet. Som det fremgår av tabellen lå produksjonen i Heddalsvatn mellom verdiene for Tyrifjorden og Mjøsa. I begge disse sistnevnte innsjøer har en kunnet registrere en økende eutrofiering de siste årene (NIVA 1974, Langeland 1974, Rognerud 1975). Eutrofieringen er inne i en tidlig fase i Tyrifjorden, mens utviklingen er gått betydelig lengre i Mjøsa.

Tabell 9. Primærproduksjon. A = Årsproduksjon, B = Maksimal dagsproduksjon, C = Middel dagsproduksjon i vekstsesongen

	A mg C/m ² /år	B mg C/m ² /dag	C mg C/m ² /dag
^x Mjøsa (1973-75) ^{xx}	50	1000	350
Heddalsvatn (1975)	40	550	300
^x Tyrifjord (1972-73)	30	350	200
Norsjø (1975)	28	305	175
^x Krøderen (1973)	25	300	150
^x Sperillen (1973)	25	300	150
Bandak (1975)	10	150	60

^x Hentet fra Rognerud 1975 ^{xx} Middelerverdier for 5 stasjoner

Det foreligger ingen tidligere relevante undersøkelser over de biologiske forhold i Heddalsvatn og Norsjø slik som i Tyrifjorden og Mjøsa. Derved har en heller ikke kunnet dokumentere utviklingen i disse innsjøene de seinere årene. Det synes imidlertid rimelig å anta at næringssaltkonsentrasjonen i Heddalsvatn og Norsjø for ca. 50 år siden neppe var større enn i Tyrifjorden og Mjøsa på tilsvarende tidspunkt. Dette baseres både på en vurdering av den menneskelige aktiviteten i nedbørfeltene på den tiden samt på den naturlige tilførsel. Ut fra den utvikling som det har vært mulig å registrere i disse sistnevnte innsjøene, antas det at produksjonsnivået i Heddalsvatn i dag vesentlig skyldes en eutrofiering av innsjøen. Den samme eutrofieringstendens synes også å ha gjort seg gjeldende i Norsjø, men i mindre målestokk. Aktiviteten i Notoddenområdet må antas å være hovedkilden til eutrofieringen av først og fremst Heddalsvatn. Denne innsjøen virker som en næringssaltfelle for vannet som føres videre ut i Norsjø.

En må likevel anta at vannmassene fra Heddalsvatn påvirker næringssaltkonsentrasjonen i Norsjø til en viss grad. Dette, sammen med tilførselene fra tettstedene Ulefoss, Bø og Gvarv, må antas å være hovedårsaken til eutrofieringen av Norsjø. Årsakene til at produksjonsnivået var lavere enn i Heddalsvatn, er antakelig en kombinasjon av følgende:

1. Heddalsvatnets virkning som felle for næringssaltene
2. Tilførsler av relativt næringsfattig vann fra innsjøene i Vest-Telemark

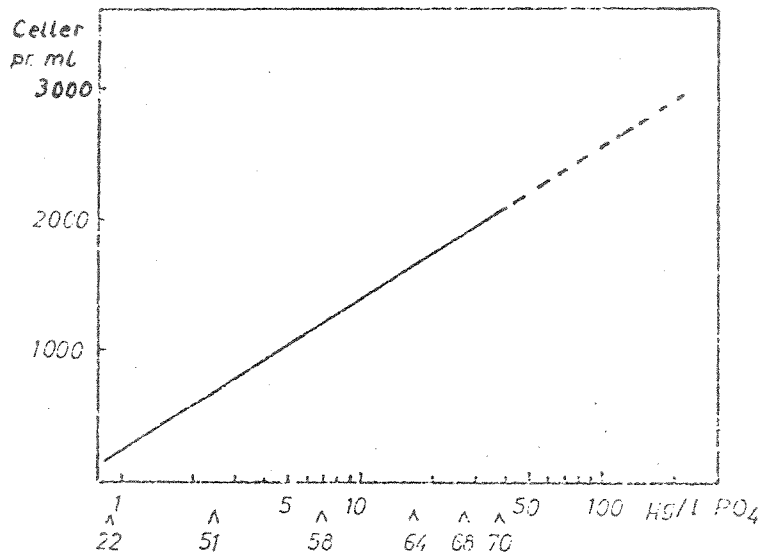
Bandak er en lavproduktiv innsjø som er relativt lite påvirket av menneskelig aktivitet. Følgelig er næringssaltkonsentrasjonen i innsjøen vesentlig bestemt av de naturlige tilførsler fra nedbørfeltet. Med visse forbehold kan innsjøen brukes som referanse for store upåvirkede innsjøer i Telemarksregionen.

For å kunne si noe om utviklingen av innsjøene i framtida kan en ta som utgangspunkt de erfaringer en har høstet fra eutrofieringen av store innsjøer i utlandet. Det har vist seg eksempelvis i Bodensjøen i Tyskland (475 km^2 , maks. dyp 252 m) at sammenhengen mellom fosfat-konsentrasjonen under vårsirkulasjonen og algebiomassen i eutrofieringsfasen var semilogaritmisk (se fig. 7, Lehn 1973). En økning av fosfatmengden ved lave konsentrasjoner er altså langt mer (10 ganger) effektiv med hensyn til økning i algebiomasse enn høye konsentrasjoner. Ved de lave fosfatkonsentrasjonene en har i innsjøene i Telemarksvassdraget ($<5 \mu\text{g/l}$) (NIVA 1968, Rognerud unpubl.) innebærer dette at små økninger vil gi markerte utslag i planktonmengden.

Siktedypsverdiene for de undersøkte innsjøene er vist i fig. 8. Sammenhengen mellom siktedyp og klorofyll a er plottet inn i Dillon & Riglers diagram i fig. 9. Det er god overensstemmelse mellom denne empiriske kurven og tilsvarende målinger i Telemarksinnsjøene. Av figuren går det fram at en liten økning av klorofyllkonsentrasjonen fra ca. $2 \mu\text{g/l}$, som er gjennomsnittet i dag, vil ha markert betydning for siktedypet. Som en oppsummering kan en si at slik situasjonen er i dag, vil en liten økning av fosfatkonsentrasjonen senke siktedypet betraktelig.

Et annet forhold som bør påpekes er den kvalitative endring av planktonet som kan finne sted spesielt ved de ortofosfatkonsentrasjoner en har i Heddalsvatn og Norsjø i dag. Blågrønnalger som allerede har en viss

Fig. 7. Sammenhengen mellom ortofosfat-konsentrasjon under vårsirkulasjonen og årlig gjennomsnittlig algekonsentrasjon (0-10 m) i Bodensjøen (etter Lehn 1972). Utviklingen fra 1922-1970 er markert på x-aksen.



forekomst i Heddalsvatn, vil, ved en eventuell konsentrasjonsøkning av ortofosfat, få bedre vekstbetingelser og kunne vokse kraftig, slik tilfellet har vært i Mjøsa. Blågrønnalger er uønsket fra et estetisk synspunkt (eks. vannblomst), men også for energiomsetningen i de frie vannmasser har de uheldig virkning. Grunnen til dette sistnevnte er at blågrønnalger generelt er uegnet mat for zooplanktonet. Derved nedbrytes de i relativt liten utstrekning i epilimnion, noe som fører til at de oftest synker ned i hypolimnion og tærer på oksygenreservene i innsjøen.

Slik situasjonen er i dag, synes det svært påkrevet å begrense fosfortilførselen til Heddalsvatn. Denne innsjøen er så langt kommet i eutrofieringen at disse tiltak må gjennomføres umiddelbart for å være sikker på å unngå meget uheldige utviklingsforløp i innsjøen i årene fremover. Det er også klart at sanering av denne fosfortilførselen vil redusere eutrofieringen i den nedenforliggende Norsjø.

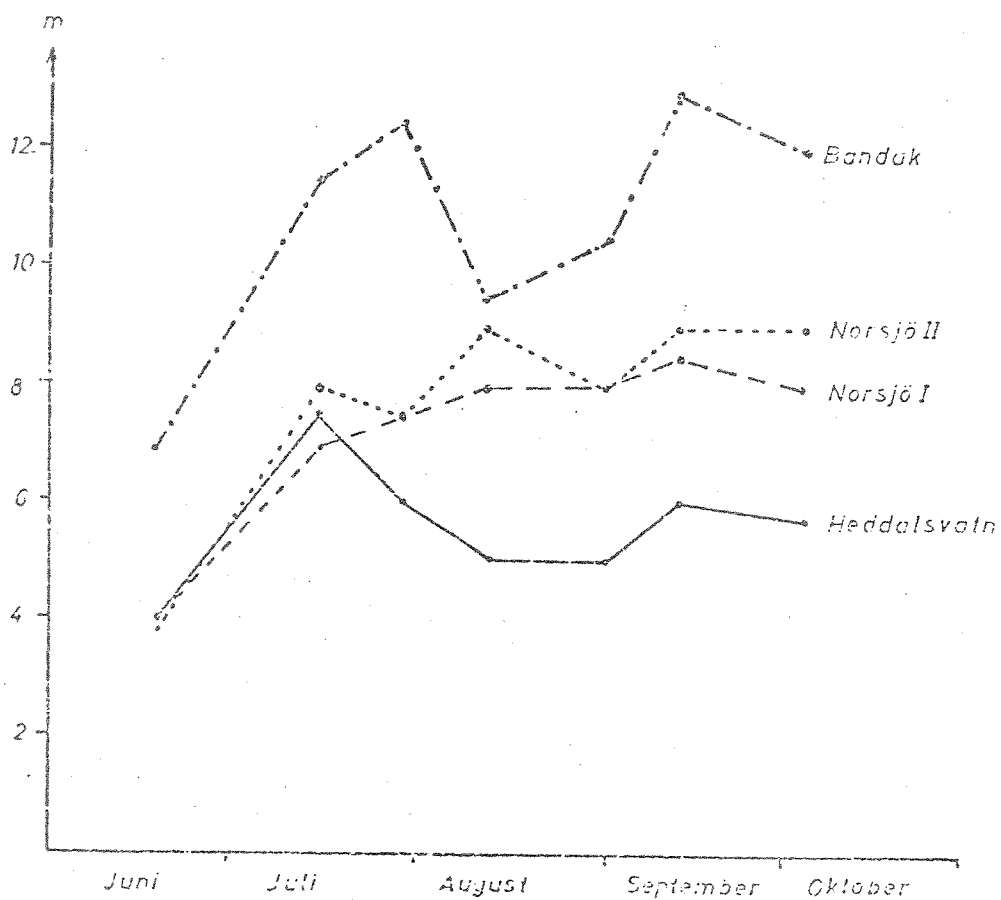


Fig. 8. Siktedypet i de undersøkte innsjøene.

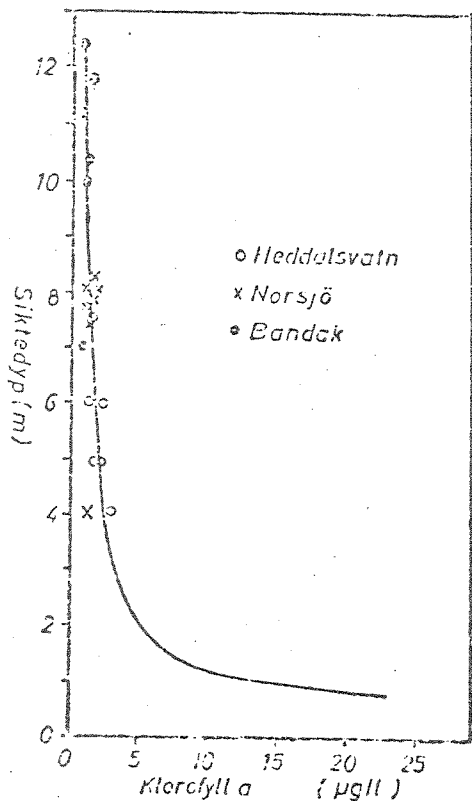


Fig. 9. Sammenhengen mellom siktedyp og klorofyll a etter Dillon & Rigler 1975. Verdiene for de undersøkte innsjøene er plottet inn.

4. BAKTERIOLOGISKE UNDERSØKELSER

4.1 Generell orientering

Vannets hygieniske beskaffenhet er av vesentlig betydning for vannets anvendbarhet til jordbruksvanning, vannforsyning for bedrifter og drikkevann for befolkningen, samt for vassdragets verdi i rekreasjonssammenheng. For å kunne opprettholde en tilfredsstillende helsetilstand for såvel mennesker som dyr, er det nødvendig med god tilgang på helsemessig forsvarlig drikkevann.

Den største helserisiko forbundet med vann skyldes forurensning med urin og avføring fra mennesker og varmblodige dyr. Disse kan huse sykdomsfrembringende organismer som virus, bakterier og innvollsparasitter, og når urin eller avføring kommer ut i vann, kan disse organismene spres og føre til at brukerne av vannet smittes. De langt fleste sykdomsfrembringende organismer huses i tarmkanalen og skilles ut med avføringen, fæces. Denne form for forurensning kalles derfor fekal forurensning. Kilder for slik forurensning er dyr som slipper fekalier direkte i vannet, avløpsvann fra bebyggelse og gjødselkjellere og større dyrestaller ("dyrefabrikker"). Sykdomsfrembringende organismer kan også nå fram til vassdrag med avløpsvann fra sykehus, sanatorier og spesielle laboratorier.

Andre mikroorganismer, som oftest sopp og bakterier, som er naturlig hjemmehørende i jord og vann, kan frembringe sykdommer på planter, dyr og mennesker under spesielle omstendigheter; de kalles potensielle sykdomsfrembringere. Disse mikroorganismene er som oftest i stand til å formere seg i vann som inneholder lett nedbrytbart organisk stoff. Kloakkvann fra bebyggelse, både rensset og urensset, inneholder slikt organisk stoff, og det kan også tilføres fra bedrifter som næringsmiddel- og papirindustri. Når slike organismer formerer seg i vannet, kan det bli så mange av dem at risikoen for smitte ved bruk av vannet øker. Som eksempel kan nevnes *Clostridium botulinum*. Enkelte varianter av denne art danner den sterke giften botulin ved oksygenfri nedbrytning av organisk stoff. Dette kan føre til forgiftning av dyr som f.eks. beiter i slam der denne bakterien er kommet til utvikling. Bakterien danner

sporer, og disse kan overføres via infisert tarminnhold hos fisk, slik at bakterien kommer til utvikling og kan produsere giftstoffet i matvarer. Giften tåler ikke oppvarming, men mat som spises uten å være kokt, som spekeskinke og rakørret, kan føre til forgiftning hos mennesker.

De sykdommer som i vårt klima kan spres med vann, er magesyke, kolera, tyfoid og paratyfoid-feber, bakterie-dysenteri, smittsom gulsott og enkelte innvollsparasitter inkludert sykdomsfremkallende stadier av disse. De alvorligste av disse sykdommer er ikke vanlig forekommende her i landet, men økt turisme øker faren for smitte gjennom vann. Som eksempel på en alvorlig tarminfeksjon med vann som smittetilstand, kan tyfoid-feber-epidemien på Gjøvik i 1931 nevnes. Da ble 59 personer syke, og 19 av dem døde. De vanligst forekommende tarminfeksjoner ytrer seg som magesyke (gastro-enteritis).

For de sykdomsfrembringende organismer og den vanlig forekommende tarmflora er ikke vann et naturlig tilholdssted. De finner lite eller ingen egnet næring, har små formeringsmuligheter og kort levetid. De blir dessuten spist av andre organismer i vannet, eller de synker til bunns og lagres i sedimentene. I sedimentene kan de ofte finne bedre overlevingsmuligheter enn i de frie vannmasser. Lav temperatur øker overlevingssevnen til enkelte av de bakterier som er årsak til noen av de alvorligste sykdommene, mens varmere vann er nødvendig for spredning av enkelte innvollsparasitter. Vann som infeksjonskilde for disse er derfor av mindre betydning her i landet.

En type innvollsparasitter som imidlertid kan spres med vann hos oss, er de forskjellige bendelormer. Deres ledd med egg, som skilles ut med avføringen fra infiserte individer, er meget motstandsdyktige og overlever lenge utenfor tarmkanalen. Enkelte arter har også vannorganismer (hoppekreps, fisk) som mellomverter.

Bading i forurenset vann kan medføre helserisiko. I varmere land der sykdommer som skyldes organismer (bakterier) som kan trenge gjennom huden er vanligere, er faren større enn her i landet. Ellers er risiko ved svelging av vann under bading tilstede. Det har vært flere rapporter

om at virussykdommen poliomyelitis har hatt badevann som infeksjonskilde, men epidemiologiske undersøkelser har hittil ikke bekreftet denne teori.

Urinveisinfeksjoner samt infeksjoner i øre, nese og hals synes å kunne bli overført via badevann, enten ved at bakterier fra infiserte personer som bader blir overført til andre badende, eller ved at potensielt sykdomsfrembringende bakterier formerer seg på grunn av at vannet er forurenset, som nevnt i det foregående. En slik bakterie er *Pseudomonas aeruginosa*. Den kan også føre til infeksjoner hos husdyr, f.eks. ondartet mastitt hos kuer. Den overføres ofte ved at forurenset vann brukes til rengjøring av spener og melkeapparater.

Våre husdyr er dessuten spesielt utsatt idet de for en stor del konsumerer overflatevann fra områder som er belastet med fekale forurensninger. Dyresykdommer på grunn av dårlig vannhygiene har økt påfallende i det siste desenniet. Dette må ses i sammenheng med store dyrebesetninger, økt forbruk av bløtgjødsel samt at følsomheten hos høyproduserende dyr, spesielt melkekuer, har økt i betydelig grad. Blant aktuelle sykdommer i dette tilfelle kan nevnes tarminfeksjoner (enteropatogen *E. coli*), salmonellose, miltbrann og snyltere (zooparasitter). Det er således all grunn til å stille samme krav til kvalitet til drikkevann for dyr som for mennesker, og dette gjelder også for ville dyr.

Større bruk av vanningsanlegg innenfor jordbruksnæringen medfører en smitterisiko og kan også få andre negative virkninger (bl.a. forråtnelse) i tilfelle råvannet er hygienisk utilfredsstillende.

En økning av antallet heterotrofe begroingsorganismer i vanndrag kan også ha andre negative virkninger enn dem som er nevnt for potensielt sykdomsfrembringende bakterier. Oftest oppstår disse problemene i direkte tilknytning til utslipp av større mengder lett nedbrytbart organisk stoff. I Norge er det først og fremst utslipp fra treforedlingsindustri og næringsmiddelindustri, kloakkvann fra husholdninger, avrenning fra større fjøs, siloanlegg og fra uriktig plasserte søppelfyllplasser som bidrar til denne forurensning. Problemene oppstår ved at alle ting som kommer

i berøring med slikt strømmende vann, vil bli begrodd med tykke lag av sopp og/eller bakterier. Dette kan skape alvorlige problemer ved vannverk, kraftverk og forskjellige industribedrifter, såvel som ved utøvelse av fiske. Videre forringer større mikrobiell vekst i vassdraget vesentlig trivselen og oppvekstmulighetene for våre laksefisker, samt gir vassdraget et estetisk lite tiltalende inntrykk. Slik forurensning øker også mulighetene for formering av mikroorganismer som er potensielt sykdomsfrembringende for fisk, og øker derfor mulighetene for infeksjon; eksempel: *Aeromonas*-angrep.

Større mengder organisk stoff under mikrobiell nedbrytning fører også til at vannets oksygeninnhold avtar. Er omsetningen så stor at det ikke blir tilført vannet tilstrekkelig nytt oksygen fra luften, kan vannet bli oksygenfritt og uegnet til oppholdssted for fisk og andre dyr som trenger oksygen. Bakterier som arbeider uten oksygen, tar over nedbrytningen, og vannet blir "råttent". Det er derfor også behov for en analysemetode som kan gi opplysninger om vannets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff.

Heterotrofe mikroorganismer som bakterier og sopp, omsetter også andre former for organisk stoff; f.eks. alger som vokser i vannet. I vann med store algeoppblomstringer vil et høyt innhold av heterotrofe mikroorganismer føre til at døde alger nedbrytes raskt. Dermed blir de begrensede næringsstoffer, som nitrat og fosfat, frigjort og tilgjengelige for fortsatt algevekst.

4.2 Metoder

For hygienisk bedømmelse av vann benytter man som oftest metoder for påvisning av organismer fra den normale tarmflora; de vanligste er *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* og fekale streptococcer. Grunnen til dette er at de sykdomsfrembringende organismer ikke alltid er tilstede, og at de er tilstede i små konsentrasjoner, og at det er vanskelig å isolere og dyrke dem.

De nevnte tarmbakterier lar seg isolere og dyrke ved enkle metoder, men

problemet er å skille dem fra beslektede organismer som stammer fra jord og vann.

Den mest brukte analyse i denne sammenheng er analysen for coliforme bakterier. Denne brukes til å kontrollere drikkevann og industrivann til næringsmiddelindustrien. Slikt vann blir gjerne desinfisert og bør derfor være fritt for coliforme bakterier. Ubehandlet vann, f.eks. fra brønner, må ha et meget lavt innhold av slike bakterier for å bli godkjent. De normer man har her i landet er vist i den etterfølgende tabell som er utarbeidet av Statens Institutt for Folkehelse.

Tabell 10. Normer for bakterieinnhold i drikkevann ved Statens Institutt for Folkehelse (SIFF).
(Offentliggjøres med tillatelse fra SIFF 1973)

Vannkilde	Kimtall 37°C Antall/ml	Fullstendig prøve coli 37°C Antall/100 ml	Fekale coli 40°C Antall/100 ml
Liten brønn, urenset, privat	<50	Helst <2 til nød <23	Tåles inntil 2 fra enkeltprø- ver i en serie
Vannverk, urenset mindre enn 5000 innbygg.	<50	Helst <2 til nød <23	Tåles ikke
Vannverk, urenset, mer enn 5000 innbyggere	<50	<2 Unntaksvis <10	Tåles ikke
Renset vann	<50	<2 Til nød 2	Tåles ikke
Militærforlegninger	<50	<2 Til nød 2	Tåles ikke

I analysemetodene for coliforme bakterier ønsker man å bestemme alle coliforme av fekal opprinnelse, og for å oppnå denne store følsomhet i metoden, mistes noe av selektiviteten. Coliforme bakterier fra jord og vann blir da medbestemt i større eller mindre grad, avhengig av metodevalg.

Dersom man ønsker å påvise sikker fekal forurensning, øker man selektiviteten, men mister dermed noe av følsomheten, idet de mest "stressede" av de fekale coliforme bakteriene ikke greier å vokse under de betingelser metoden gir. Man kan med andre ord si at jo mer selektiv metoden er, jo nærmere kommer man målet å bestemme bare *E. coli*, men desto færre slike bakterier finner man i vannet.

Ved undersøkelsene i Telemarksvassdraget ble coliforme bakterier og fekale coliforme bakterier bestemt av byveterinærene Hans Hoff, Skien, og Arild Hekneby, Notodden.

Resultatene angis som coliforme bakterier pr. 100 ml prøve.

Mengde lett nedbrytbart stoff i naturlige vannmasser ligger vanligvis på et så lavt nivå at den vanlige analysemetode for slikt stoff, biologisk oksygenforbruk, ikke kan benyttes.

Man benytter derfor en indirekte metode, nemlig å bestemme antall heterotrofe kim (enheter av bakterier og sopp) som i løpet av en viss tid er i stand til å vokse opp til synlige kolonier på et næringsmedium rikt på organisk stoff. Denne metode betegnes "Kimtall ved 20°C". Man regner da at mengde lett nedbrytbart organisk stoff er proporsjonalt med antall bakterier bestemt på denne måten.

Ved bedømmelse av drikkevann og vann til næringsmiddelindustrien er det også vanlig å bestemme kimtall ved 37°C. I vårt kalde klima vil dette gi en oppfatning av innholdet av heterotrofe kim tilført fra kloakkvann, utslipp fra næringsmiddelindustrier, slakterier, papirindustri m.fl.

I denne undersøkelse er følgende kimtallsanalyse benyttet:

Telling av fremkomne kolonier etter inkubering ved 37°C i 48 timer, angis som kim pr. ml prøve.

Kimtallene bestemt på denne måte gir ikke noe mål på den virkelige mengde heterotrofe mikroorganismer i vann. Den totale mengde av mikroorganismer i vann må bestemmes på annen måte, f.eks. ved direkte telling i mikroskop ved hjelp av fluoressens-teknikk.

4.3 Resultater og vurderinger

Tabellene fremstiller resultatene av de utførte bakteriologiske undersøkelser. Prøvetakingsstasjonene er angitt på fig. 1. Resultatene er vurdert av de nevnte byveterinærer Hans Hoff og Arild Hekneby.

Tabell 11. Bakteriologiske analyseresultater 1976.

Telemarksvassdraget: Flatdalselva, Seljord-, Bø- og Norsjø-
vassdraget

Stasjon nr. 10, Flatdalselva v/ Seljord

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	C oliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
16.02.76	ingen	+2°C	middels	0		5
08.03.76	snø	+1°C	"	0		2
20.04.76	ingen	+3.9°C	"	13	+	49
10.05.76	"	+5.6°C	"	7.8	-	16
14.06.76	"	12.6°C	liten	7.8	+	6

Stasjon nr. 8, Bøelva ved utløp Seljordsvatn

18.02.76	snø	-	stor	0	-	5
08.03.76	ingen	2.2°C	"	0	--	1
05.04.76	"	2.0°C	"	2	+	1
10.05.76	"	-	"	0	-	3
08.06.76	"	11.5°C	middels	8	-	4

Tabell 11.forts.

Stasjon nr. 7, Bøelva nedstrøms utløp Hørteelva

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
18.02.76	snø	-	stor	49	+	22
08.03.76	ingen	1.8°C	"	79	+	72
05.04.76	"	3.5°C	"	95	-	105
10.05.76	"	8.0°C	"	170	+	30
08.06.76	"	14.6°C	middels	918	+	2

Stasjon nr. 9, Sauerelva ved Nautesund bro

08.03.76	ingen	1.2°C	stor	18	-	3
05.04.76	"	2.5°C	middels	8	-	4
10.05.76	"	6.5°C	"	5	+	4
08.06.76	"	14.0°C	"	2	-	55

Stasjon nr. 5, Eidselva v/ Ulefoss

10.03.76	ingen	1.7°C	middels	240	-	19
12.04.76	"	3.0°C	liten	920		50
10.05.76	"	7.0°C	"	350	-	11
10.06.76	"	12.3°C	middels	240	+	28

Stasjon nr. 2, Skotfoss

10.02.76	ingen	+2°C	liten	0		1
15.03.76	"	0°C	?	4.5	-	26
20.04.76	"	+6°C	middels	4.5	-	8
18.05.76	"	+4°C	"	0		2
15.06.76	"	+12°C	?	0		2

Vurdering:

Følgende prøver tilfredsstillet ikke de veiledende bakteriologiske krav som stilles til drikkevann:

- st. 10: 20.4. og 14.6.
- st. 8: 5.4.
- st. 7: samtlige prøver
- st. 9: 10.5. og 8.6.
- st. 5: samtlige prøver
- st. 2: samtlige prøver

Tabell 12. Bakteriologiske analyseresultater 1976.

Telemarksvassdraget: Vinje-, Tokke-, Morgedal- og Eidselva-
vassdraget

Stasjon nr. 20, utløp fra Songa kraftverk (Arabygdi)

Dato	Nedbør	Vann- temp.	Vann- føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total- kim/ml
09.02.76	ingen	0.5°C	middels	0		1
08.03.76	"	0.7°C	"	0		1
20.04.76	"	1.6°C	liten	0		2
10.05.76	"	4.0°C	"	0		0
08.06.76	"	7.0°C	middels	4	-	2

Stasjon nr. 15, Tokkeelv v/ campingplass

09.02.76	ingen	0.4°C	liten	2	-	6
08.03.76	snø	0.2°C	"	0		3
20.04.76	ingen	2.5°C	middels	23		43
10.05.76	"	4.6°C	"	0		5
08.06.76	"	10.3°C	liten	6.8	+	4

Tabell 12.forts.

Stasjon nr. 18, utløp Grungevatn

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
09.02.76	ingen	0.4°C	liten	17	+	5
08.03.76	"	0.4°C	middels	23	-	2
20.04.76	"	2.7°C	"	23	+	14
10.05.76	"	5.2°C	stor	4.5	-	4
08.06.76	"	10.3°C	"	130	+	12

Stasjon nr. 17, utløp fra Vinje kraftverk

09.02.76	ingen	0.5°C	middels	0		3
08.03.76	"	0.7°C	"	6.8	+	14
20.04.76	"	3.9°C	"	0		2
10.05.76	"	2.5°C	"	0		2
08.06.76	"	5.2°C	"	0		2

Stasjon nr. 16, Vinjeåi v/ Åmot bru

09.02.76	ingen	0.3°C	liten	33	-	13
08.03.76	"	0.2°C	"	6.8	+	6
20.04.76	"	1.5°C	"	350		36
10.05.76	"	5.7°C	"	49	+	12
08.06.76	"	10.2°C	"	17	+	6

Stasjon nr. 14, Tokkeelv v/ Dalen bro

10.02.76	ingen	1.0°C	middels	0		4
09.03.76	"	1.5°C	"	1.8	+	3
26.04.76	"	2.0°C	"	0		18
11.05.76	"	0.9°C	"	0		2
15.06.76	"	18.0°C	liten	0		4

Tabell 12.forts.

Stasjon nr. 13, utløp Oftevatn

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
10.02.76	ingen	1.0°C	middels	33	+	19
09.03.76	"	1.8°C	liten	79	+	20
26.04.76	"	2.0°C	middels	79	+	41
11.05.76	"	0.6°C	"	2	+	4
15.06.76	"	15.0°C	liten	0		8

Stasjon nr. 12, Dalaåi v/ Nøsterud bro

16.02.76	ingen	-0.2°C	liten	49	+	15
15.03.76	"	-0.1°C	middels	7.8	+	6
25.04.76	"	+0.7°C	"	33	-	28

Stasjon nr. 11, Morgedalsåi (like før samløp Dalaåi)

16.02.76	ingen	-0.2°C	liten	13	+	24
15.03.76	"	-0.1°C	middels	13	-	6
25.04.76	"	+0.8°C	"	79	+	26

Stasjon nr. 6, utløp Flåvatn

10.03.76	ingen	1.0°C	middels	0		1
12.04.76	"	2.8°C	liten	0		1
10.05.76	"	8.3°C	"	0		1
10.06.76	"	9.0°C	middels	2	-	1

Vurdering:

Følgende prøver tilfredsstillet ikke de veiledende bakteriologiske krav som stilles til drikkevann:

- st. 15: 20.4. og 8.6.
 st. 18: 9.2., 8.3., 20.4. og 8.6.
 st. 17: 8.3.
 st. 16: samtlige prøver
 st. 14: 9.3.
 st. 13: 10.2., 9.3., 26.4. og 11.5.
 st. 12: samtlige prøver
 st. 11: 16.2. og 25.4.

Tabell 13. Bakteriologiske analyseresultater 1976.

Telemarksvassdraget: Måna, Gøyst, Mår, Austbygdåi og Tinnelva

Stasjon nr. 22, utløp Såheim kraftstasjon ved Måna

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
15.02.76	lett snø	0°C	middels	2	+	4
14.03.76	ingen	0°C	stor	17	+	2
04.04.76	sludd	2°C	middels	22	+	5
18.05.76	ingen	5°C	stor	2	-	10
13.06.76	"	10.5°C	middels	2	-	17

Stasjon nr. 23, Måna ved Miland bru

15.02.76	lett snø	1°C	middels	240	+	24
14.3.76	ingen	0°C	liten	79	-	13
04.04.76	"	2°C	middels	17	+	28
18.05.76	"	7.5°C	stor	1609	+	80
13.06.76	"	10.0°C	middels	348	+	7

Stasjon nr. 24, Gøystelv ved Attrå bru

15.02.76	yr	0.5°C	liten	0	-	1
14.03.76	ingen	-0.5°C	"	0	-	42
04.04.76	"	1.5°C	"	2	+	4
18.05.76	"	8.0°C	stor	5	+	1
13.06.76	"	11.0°C	"	7	-	2

Tabell 13.forts.

Stasjon nr. 25, Mårelv ved veibro

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
15.02.76	litt sludd	0°C	liten	79	+	20
14.03.76	ingen	-0.5°C	"	240	+	2
04.04.76	"	1.0°C	"	33	+	6
18.05.76	"	9.0°C	stor	17	+	20
13.06.76	"	19.5°C	stor	33	+	78

Stasjon nr. 26, Austbygdåi ved Sanvik Camping

15.02.76	litt sludd	0.5°C	liten	130	-	8
14.03.76	ingen	0°C	"	49	+	5
04.04.76	"	1°C	middels	33	+	18
18.05.76	"	10°C	stor	172	+	3
13.06.76	"	9.5°C	"	348	+	78

Stasjon nr. 27, Tinnoiset ved utløp Tinnsjøen

10.02.76	ingen	1.5°C	middels	4	+	3
09.03.76	"	1.3°C	"	2	-	3
06.04.76	"	2.5°C	liten	0	-	4
11.05.76	"	4.9°C	"	5	+	1
08.06.76	"	7.0°C	middels	5	+	3

Stasjon nr. 28, Tinnelva ved Lienfoss

10.02.76	ingen	1.5°C	middels	130	+	6
09.03.76	"	1.9°C	"	2	+	1
06.04.76	"	2.1°C	liten	43	+	5
11.05.76	"	6.2°C	middels	14	+	3
08.06.76	"	8.5°C	"	49	-	3

Vurdering:

Prøvene 15.2., 14.3. og 4.4. fra st. 22, samtlige prøver fra st. 23, prøvene 4.4. og 18.5. fra st. 24, samtlige prøver fra st. 25, samtlige prøver fra st. 26, samtlige prøver unntatt prøve 6.4. fra st. 27 og samtlige prøver fra st. 28 var ikke tilfredsstillende vurdert ut fra de veiledende normer for drikkevann til mennesker.

Tabell 14. Bakteriologiske analyseresultater 1976.

Telemarksvassdraget: Tuddøla, Hjartdøla, Heddøla

Stasjon nr. 29, Tuddøla (Skogså) ved ny bro

Dato	Nedbør	Vann-temp.	Vann-føring	Coliforme bakt./100 ml	E. coli	Total-kim/ml
10.02.76	ingen	0.2°C	middels	0	-	5
09.03.76	"	0.2°C	liten	2	-	9
06.04.76	"	0.7°C	"	8	+	10
11.05.76	"	9.0°C	middels	0	-	6
08.06.76	"	12.4°C	liten	5	+	13

Stasjon nr. 30, Hjartdøla ved veibro Sauland

10.02.76	ingen	0.3°C	middels	79	+	5
09.03.76	"	0.2°C	liten	17	-	5
06.04.76	"	1.1°C	middels	2	+	5
11.05.76	"	6.4°C	"	14	+	6
08.06.76	"	12.7°C	liten	8	+	7

Stasjon nr. 31, Heddøla ved bro flyplass

10.02.76	ingen	0.4°C	middels	130	+	8
09.03.76	"	0.6°C	"	79	-	over 500
06.04.76	"	1.2°C	"	21	+	24
11.05.76	"	8.6°C	"	95	+	22
08.06.76	"	15.0°C	"	542	+	14

Tabell 15. Begroing i vassdrag i Telemark. (Tegnforklaring, se teksten)
Materialet samlet 12.-14. september 1975

Stasjon	Hovedgrupper, arter														
	Tel1 Tinna nedstrøms Gransherad bro	Te2 Austbygdja v. Austbygd	Te3 Når v. bro Hårem	Te4 Måna v. bro Miland camping	Te5 Tokke v. bro oppstrøms Kolås (Vehus)	Te6 Tokke nedstrøms Åmot 2-3 km (Hosli)	Te7 Redstrøms Edland og Haugeligrund før innløp Grungevatn	Te8 Oppstrøms Smørklepp mellom Grungevatn og Vinjevatn	Te9 Tokke oppstrøms Dalen	Tel10 Bøelva v. bro Verpét	Tel11 Bøelva v. foss nedstrøms Ørebholt	Tel12 Bøelva oppstrøms Gvarv	Tel13 Eidselva v. bro Vrangfoss	Tel14 Eidselva nedstrøms Høgga foss	Tel15 Sævelva v. Nautesund bro
HØYERE VEGETASJON	Dekningsgrad														
Callitriche sp.										x					
Myriophyllum alterniflorum D.C.										x					
MOSER	Dekningsgrad														
Atrichum undulatum (Hedw.) P. Beauv.	5	3	2	5	2	4	2-3	3-4	3	1-2	2-3	4	2-3	3	
Blindia acuta (Hedw.) B.S.G.		⊗			x			x	x	⊗			x		
Fontinalis antipyretica L.				x		x									
Fontinalis cf. dalecarlica B.S.G.							⊗								
Fontinalis squamosa L.	x											⊗			
Hygrohypnum ochraceum (Turn.) Loeke				x		⊗							x		
Jungermania sp.					x										
Marsupella emarginata (Ehrb.) Dum.								⊗							
Rhynchostegium riparioides (Hedw.) C.Jens.					x								x		
Scapania undulata (L.) Dum.	⊗		⊗		x				⊗				x	⊗	
Trichostomum cylindricum (Bruch) C.Müll.					x								x		
ALGER	Dekningsgrad														
BLÅGRØNNALGER (CYANOPHYCEAE)	1	3			1-2	3-4	2		4	4	2-3	1	2-3	4-5	1
Chamaesiphon sp.							x					x			
Gomposphaeria lacustris Chodat										x					
Homoethrix sp.										x					
Oscillatoria spp.		x	x			⊗	x		⊗	x		x			x
Rhorridium sp.						x					⊗				
Rivularia spp.		x													
Scytonema cf. mirabile (Dillw.) Born.													x	x	
Stigonema mammosum (Lyngb.) Ag.			⊗		⊗			x					x	x	x
Tolypothrix sp.									x	x			x	x	
RØDALGER (RHODOPHYCEAE)	Dekningsgrad														
Lemanea fluviatilis (L.) C.A. Ag.	2-3	2-3	3	4	5	3	2-3	3-4	2-3	4	5		2-3	2	3
GRØNNALGER (CHLOROPHYCEAE)	Dekningsgrad														
Bulbochaete sp.										x					x
Hormidium rivulare Kütz.	x							x	x						
Microspora sp.	x							x	x						
Mougeotia sp.	x		x		x	x	x	x	x	x	x		x		
Oedogonium sp.	⊗		x		x	x	x	x		⊗	x		x		
cf. Palmodictyon sp.		x		x											
Spirogyra sp.						⊗	x						x		x
Stigeoclonium tenue (C.A. Ag.) Kütz.									x						
Zygnema sp.		x	x		x			⊗		x			x		
Ulothrix sp.	x		x				x		⊗	x	x		x	⊗	x
Uspesifiserte grønnalger				x					x						
KISELALGER (BACILLARIOPHYCEAE)	Dekningsgrad														
Achnanthes spp.	4-5	4	1		1	3	4	4		2	1				3
Cymbella ventricosa Kütz.		x				x									
Didymosphaenia geminata (Lyngb.) M.Schmit						⊗									
Eunotia pectinalis (A.F.Müll.) Rabh.	x														
Frustulia rhomboides (Ehrb.) De Toni															
Gomphonema acuminatum Ehrb.			x												
Gomphonema spp.		x						x			x				
Navicula sp.											x				
Synedra ulna (Nitzsch) Ehrb.						x					x				
Synedra sp.	x	x			x	x					x				
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	⊗	x						⊗							⊗
Uspesifiserte kiselalger			x		x		x		x		x				

Vurdering:

Prøvene 6.4. og 8.6. fra st. 29, prøvene 10.2., 6.4., 11.5. og 8.6. fra st. 30 og samtlige prøver fra st. 31 var ikke tilfredsstillende vurdert ut fra de veiledende normer for drikkevann til mennesker.

5. BEGROING

I tiden 12.-14. september 1975 ble det samlet inn prøver av begroingen på forskjellige stasjoner i Telemarksvassdragene. Disse stasjonenes beliggenhet er vist i fig. 11.

Mengdene av de ulike begroingskomponentene på de forskjellige stasjonene ble bedømt ved å anslå dekningsgraden. Det vil si at en forsøkte å angi hvor stor del av bunnen i området som var dekket av vedkommende begroingskomponent.

I tabell 15 er dekningsgraden for de forskjellige hovedgruppene av begroingsorganismer gitt ut fra skalaen:

5:	80-100%	av bunnen	dekket	.
4:	60- 80%	"	"	"
3:	40- 60%	"	"	"
2:	20- 40%	"	"	"
1:	0- 20%	"	"	"

x i tabellen antyder hvilke arter eller artsgrupper innenfor hver hovedgruppe som ble funnet i prøvene. ⊗ viser til at en art er dominerende innenfor en hovedgruppe.

Tinna, Austbygdåa, Mår og Måna - stasjon Tel-Te4

I Tinna ved Gransherad (stasjon Tel) var begroingen dominert av moser og tett begroing av kiselalger. Den dominerende mosen var *Scapania undulata*, en mose som gjerne opptrer i større begroinger i forholdsvis

sure vannforekomster. Blant kiselalgene var det *Tabellaria flocculosa* som dannet det meste av begroingen. Denne algen ser også ut til å danne tette begroinger i surere vannmasser, antakelig fordi den er konkurransemessig sterkere under slike betingelser på grunn av bedre tilpasning til det surere miljø. Flere arter av grønnalger ble funnet på stasjon Tel i Tinna, men disse spilte, med unntak av *Oedogonium* sp. en underordnet rolle i den samlede begroing.

Denne stasjonen hadde som helhet en tett begroing, hvorav de fleste elementene tydet på en viss surhet i vannmassene. Vannmassene ved denne stasjonen har omtrent samme vannkvalitet som vannet i Tinnsjø. I Austbygdåa ved Austbygd (st. Te2) var det på samme måte som på stasjon Tel kiselalgen *Tabellaria flocculosa* som var et viktig element i begroingen, men denne algen dominerte ikke på samme måte som i Tinna. Dette henger sammen med at pH-verdiene er høyere i Austbygdåa enn i Tinna, slik at *Tabellaria flocculosa* ikke får de konkurransemessige fordeler den hadde i Tinna. Mosen *Blindia acuta* var den dominerende mosen på stasjon Te2.

Stasjon Te3, Mår ved bro Mårem, hadde som det fremgår av tabell 13, en mer beskjedne samlet begroing enn hva som var tilfelle i Tinna og Austbygdåa. Viktige elementer i begroingen her var mosen *Scapania undulata* og blågrønnalgen *Stigonema mamillosum*, men disse var ikke dominerende i den samlede begroing. Dette er begge begroingselementer som en vanligvis finner i rent, strømmende vann. Også enkelte grønnalgearter ble funnet her med beskjedne forekomster. Disse er også vanlige representanter for renvannsføremster. *Mougeotia* sp. utvikler på samme måte som kiselalgen *Tabellaria flocculosa* masseforekomster når pH-verdiene synker. I Mår var forekomsten beskjedne.

Begroingen på stasjon Te4, Måna ved Miland camping, besto av bare noen få begroingselementer, som imidlertid forekom i store bestander. Mosene *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* er vanlige i norske vassdrag, og har gjerne sine største bestander i noe næringsrikere vann, ofte i de større elvene som er svakt forurensningspåvirket, selv om de hovedsakelig regnes som renvannsformer. Grønnalgen *Palmodictyon* som en med en viss reservasjon mener å ha funnet her, kjenner en ikke til hvorvidt

den indikerer noen påvirkning av vannkvaliteten. De tette bestandene av moser og grønnalger på denne stasjonen tyder imidlertid på noe næringsrikere vann enn i de andre tilløpene til Tinnsjø.

Tokkevassdraget, Vinje-Grungevatnvassdraget - st. Te5-Te9

I Tokke like nedenfor Totak ved Vehus (st. Te5), var begroingen dominert av grønnalger, med renvannsformer som *Mougeotia* sp., *Oedogonium* sp. og *Zygnema* sp. Den øvrige begroingen på denne stasjonen er mer beskjeden og består av ulike mosearter og blågrønnalgen *Stigonema mamillosum* i det vesentlige.

På stasjon Te6 nedstrøms Åmot er vegetasjonsbildet et helt annet. Mosene *Fontinalis antipepetica* og *Hygrohypnum ochraceum* er viktige begroings-elementer, men blågrønnalger av slekten *Oscillatoria* forekom i større bestander. Dette, sammen med en dominans av *Spirogyra* sp. blant grønnalgene, kan tyde på en svak forurensningspåvirkning av vannmassene.

Like ovenfor Dalen på stasjon Te9 er blågrønnalger også et viktig element i begroingen med *Homoethrix* sp. som den viktigste arten. Arter innen denne slekten er imidlertid hovedsakelig renvannsarter. Sammensetningen forøvrig besto av mosen *Scapania undulata* og en del grønnalger, hvorav forekomsten av *Stigeoclonium tenue* er interessant. Denne arten indikerer vanligvis en forurensningspåvirkning av vannmassene, men på stasjon Te9 består begroingssamfunnet som helhet av renvannsformer, slik at den eventuelle forurensningspåvirkningen må være meget svak, neppe merkbar på de kjemiske parametre.

Stasjon Te7 før innløpet i Grungevatn, nedstrøms Haukeligrend, har også en begroing som i alt vesentlig består av renvannsformer, selv om det også er noen former som vanligvis forekommer i noe næringsrikere vann, innimellom. På stasjon Te8 ved Smørklepp var begroingen ganske frodig, med mosen *Marsupella emarginata* og grønnalgen *Zygnema* sp. som viktige elementer, sammen med kiselalgen *Tabellaria flocculosa*. Begroingen besto imidlertid av renvannsformer.

Bøelva - stasjon Tel0-Tel2

Den øverste stasjonen her ved Verpet, st. Tel0, hadde en begroing bestående av renvannsformer, mens stasjonen ved Oterholt i Bø, Tell, hadde en begroing som viste en mer påvirket vannmasse. Spesielt på denne stasjonen var de tette mattene av rødalgen *Lemanea fluviatilis*, som vanligvis regnes for en renvannsform, men de store begroingene av denne må sannsynligvis være forårsaket av en viss næringstilførsel i vannmassene. Dette støttes også til en viss grad av at arter av blågrønnalgeslekten *Oscillatoria* var et fremtredende element i begroingen. Elementene av kiselalger og grønnalger var beskjedne i begroingen, og besto av former som en vanligvis finner i forholdsvis næringsfattig vann.

På stasjon Tel2 oppstrøms Grarv var begroingen helt dominert av mosen *Fontinalis squamosa*, men denne plantens miljøkrav er det vanskelig å uttale seg om på grunn av manglende opplysninger.

Eidselva og Saueelva - stasjon Tel3-Tel5

De to stasjonene i Eidselva, Tel3 ved Vrangfoss og Tel4 ved Hogga sluse, hadde mye den samme begroingen bestående av arter av moser, blågrønnalger og grønnalger. Kiselalger av større forekomster ble ikke registrert i makrobegroingen. Alle de funne artene på disse to stasjonene var utpregede renvannsformer, også blågrønnalgene. Bestandene av blågrønnalgene *Scytonema* cf. *mirabile*, *Stigonema mamillosum* og *Tolypothrix* sp. var særlig stor nedenfor Hogga foss, uten at det er mulig å se at dette skulle være forårsaket av noen svak økning av næringsalter her.

På stasjon Tel5 i Saueelva ved Nautesund bro like etter utløpet av Heddalsvatn er elva meget stilleflytende, og begroingen her var minimal. Viktigste elementer var kiselalgen *Frustulia rhomboides* sammen med noen få grønnalgearter. Komponentene er hovedsakelig renvannsformer eller indifferente former, som ikke gir noen spesiell indikasjon av at vannmassene her er forurensningspåvirket, selv om en kunne forvente dette av vannmassene som renner ut fra Heddalsvatn.

6. SAMMENFATTENDE KONKLUSJON

1. Vassdragene i Øvre Telemark er til dels sterkt regulerte på grunn av elektrisk kraftproduksjon. Resultatet av dette er at mange vassdrag for det meste er helt eller delvis tørrlagte. Bare i flomsituasjoner har de en vannføring av noen betydning.
2. Resultatet av disse inngrep har medført betydelige endringer i elvevannets fysisk-kjemiske kvalitet. Vannets innhold av mineralsalter og næringssalter er på de mest utsatte steder relativt høyt.
3. Vi vil anbefale at minstevannsføringsproblematikken i Telemarkvassdraget blir tatt opp til ny vurdering ut fra resipient- og forureningsbetraktninger.
4. Norsk Hydros utslipp av ammoniakk til Måna medfører:
 - a) høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser (nitrater) i vassdragssystemet nedenfor.
 - b) lave pH-verdier i vassdraget nedstrøms, spesielt i Tinnsjø-Tinnelva hvor verdiene ligger på grensen av det tolerable sett ut fra et fiskeribiologisk synspunkt. Effekten blir ytterligere stimulert av forurenset (sur) nedbør. Dette problem bør bli gjenstand for en mer inngående undersøkelse.
5. Næringssaltinnholdet i de nedre deler av vassdragssystemet (Heddalsvatn, Bøelva, Norsjø, Skienselva) er av en størrelsesorden som ved gunstige temperatur- og lysforhold betinger betydelig algeproduksjon.

6. Begroingen på de undersøkte lokaliteter i Telemarkvassdraget viser at planteplanktonet i hovedsak består av renvannsarter (næringsfattige og sure elver). På enkelte elveavsnitt som f.eks. nederste del av Måna, Vinjeåi og Bøelva viser observasjonsresultatene at det foreligger en markert forurensning. På de mest vannfattige elveavsnitt som Morgedalsåi, Flatdalselva, Bordalselva m.fl. er det lokalt betydelige begroingsproblemer.
7. På de fleste undersøkte elveavsnitt var vannmassene markert bakteriologisk forurenset. Dette gjelder særlig Bøelva, Eideelva, utløp Grungevatn, Vinjeåi, utløp Oftevatn, Dalaåi, Morgedalsåi, Måna nedstrøms Rjukan, Mårelva, Austbygdåi, Tinnelva, Hjartdøla og Heddøla.
8. Heddalsvatn og Norsjø synes å utvikle seg mot eutrofe tilstander. Mens Heddalsvatn synes å være inne i en utvikling som nærmer seg forholdene i Mjøsa, kan situasjonen i Norsjø sammenlignes med tilstanden i Tyrifjorden. De øvrige undersøkte innsjøer i Telemark synes å ligge på et lavt produksjonsnivå (oligotrofe innsjøer).
9. Årsaken til eutrofieringsutviklingen i Heddalsvatn - Norsjø er forurensningstilførsler fra tettsteder, industribedrifter og jordbruksaktiviteter i de respektive innsjøers nedbørfelt. Belastningens størrelse er foreløpig ikke registrert.
10. Allerede etter de foreløpige undersøkelser som her er rapportert, vil vi anbefale at forurensningsbegrensende tiltak forseres utbygd, særlig gjelder dette de nedre deler av vassdraget (områdene rundt Heddalsvatn - Norsjø). Videre bør ammoniakkutslippet fra Norsk Hydro på Rjukan søkes redusert.