

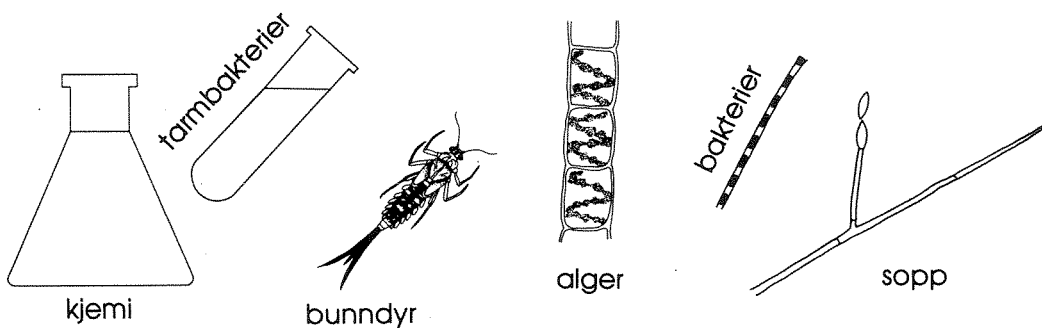


O-92032

Konsekvensutredning i forbindelse med
kraftutbyggingsplaner i

Øvre Otta

Undersøkelse av vannkvalitet og
ferskvannsbiologiske forhold



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-92032	Undernr.:
Løpenr.: 2876	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Konsekvensutredning i forbindelse med kraftutbyggingsplaner i Øvre Otta. Undersøkelser av vannkvalitet og ferskvannsbiologiske forhold.	Dato: april 93	Trykket: NIVA 1993
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg Eli-Anne Lindstrøm	Faggruppe: limnologi	Geografisk område: Oppland
	Antall sider: 29+vedlegg	Opplag: 40

Oppdragsgiver: Kraftlaget Opplandskraft	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): Ing. Nordheim
---	--

Ekstrakt:

Vannkvaliteten i Øvre Otta er preget av lav alkalitet, lavt kalkinnhold og liten humuspåvirkning. Dette gjør at vassdraget har en lav tålegrense overfor forurensninger. De biologiske undersøkelsene viste at Øvre Otta var lite påvirket av forurensninger og hadde arter som indikerer rent vann. En liten effekt av næringsaltutslipp ble likevel registrert nedstrøms Bismo. Selve hovedvassdraget og flere av sideelvene var sommer og høst markert påvirket av breslam som ga turbid vann med grågrønn farge. Dette kalde turbide vannet nedsetter produksjonen i vassdraget. De foreslåtte utbygginger vil i første rekke påvirke vannkvaliteten i hovedvassdraget på strekningen Breiddalsvatn-Ottavatn. Strekningen Breiddalsvatn-Pollfoss med innsjøene Grotlivatn, Heimdalsvatn og Vuluvatn vil få sterkt redusert vanngjennomstrømning. Dersom det opprettholdes en minstevannsføring vil det, på grunn av få og små utslipp, likevel ikke bli nevneverdige endringer i vannkvaliteten. Reguleringen vil føre til enkelte artsforandringer samt at produksjonen av bunnbyr totalt sett vil avta. Dersom en forsvarlig minstevannsføring opprettholdes vil resipientkapasiteten etter regulering være stor nok forutsatt dagens bosetnings- og aktivitetsmønster. En eventuell ekspansjon av næringslivet i regionen vil kreve en økt minstevannsføring for å sikre en forsvarlig resipientkapasitet på de berørte strekninger.

4 emneord, norske

1. Vannkraftutbygging
2. Vannkjemi
3. Biologi
4. Resipientvurderinger

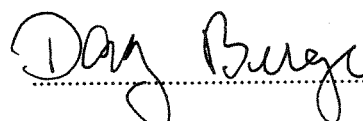
4 emneord, engelske

1. Water power regulations
2. Water chemistry
3. Biology
4. Resipient capacity

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN 82-577-2281-2

Norsk institutt for vannforskning
Østlandsavdelingen

0-92032

**Konsekvensutredning i forbindelse med
kraftutbyggingsplaner i Øvre Otta.**

Undersøkelse av vannkvalitet og ferskvannsbiologiske forhold.

Ottestad april 1993

Prosjektleder:

Medarbeidere:

Gøsta Kjellberg

Jarl Eivind Løvik

Sigurd Rognerud

Eli-Anne Lindstrøm

Torleif Bækken

Pål Brettum

Tone Jøran Oredalen

Randi Romstad

Innhold

Forord	3
1. Sammendrag	4
1.1. Formål	4
1.2. Konklusjon	4
1.3. Tilrådninger	5
2. Innledning	7
2.1. Utbyggingsplaner	7
2.2. Formål med undersøkelsen	9
2.3. Prøvetakingsprogramet	9
2.3.1. Elver	9
2.3.2. Innsjøer	9
3. Resultater og diskusjon	11
3.1. Vannkjemi	11
3.1.1. Elver	11
3.1.2. Innsjøer	14
3.2. Hygienisk - bakteriologiske forhold	16
3.3. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold	17
3.3.1. Begroing og bunndyr i elvene	18
3.3.2. Planktonalger	23
3.4. Biokonsentrasjon av tungmetaller i vannmose	25
3.5. Vurdering av resipientkapasitet/tålegrense	26
4. Litteratur - referanser	28
5. VEDLEGG	30

Forord

Kraftlaget Opplandskraft og Taffjord kraftselskap har planer om å bygge ut deler av Øvre Otta. I denne anledning skal det utføres en konsekvensvurdering av vannkvalitet og ferskvannsbiologiske forhold. NIVA er engasjert for å gi en vurdering av vannkvalitet og resipientforhold. Andre aspekter ved konsekvensutredningen vurderes av LFI og NINA. Forsker Gunnar Halvorsen (NINA-Oslo) er prosjektleder. Gøsta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling har vært ansvarlig for NIVA's del av prosjektet som ble kontraktfestet 31. januar 1992.

Denne rapporten omfatter vannkvalitet og resipientforhold i Øvre Otta i 1992 og utgjør NIVA's del av prosjektet. Eli-Anne Lindstrøm og Randi Romstad ved NIVA's hovedkontor i Oslo har utført begroingsundersøkelsen. Pål Brettum (NIVA-Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet. Tone Jøran Oredalen (NIVA-Oslo) har beregnet primærproduksjon. Torleif Bækken (NIVA-Oslo) har artsbestemt deler av bunndyrmaterialet. Det øvrige feltarbeid og utarbeidelsen av rapporten er utført av personalet ved NIVA's Østlandsavdeling. De vannkjemiske prøvene er analysert ved Vannlaboratoriet for Hedmark (VLH), og de bakteriologiske prøvene ved Hedemarken interkommunale næringsmiddelkontroll (HINK). Tungmetallanalysene er utført ved Institutt for energiteknikk (IFE). Personalet ved kraftverket Skjåk I har assistert ved feltarbeidet. Vi vil takke alle for et godt samarbeide.

Ottestad, april 1993.

Gøsta Kjellberg.

1. Sammendrag

1.1. Formål

Målsetningen med undersøkelsen av vannkvalitet og ferskvannsbiologiske forhold var å:

- gi status for forurensningssituasjonen og de biologiske forhold langs de berørte deler av Ottavassdraget.
- vurdere eventuelle endringer som følge av utbyggingen.
- skaffe et referansemateriale som grunnlag for eventuelle etterundersøkelser.
- vurdere behov for ytterligere undersøkelser, og gi forslag til kompensierende og avbøtende tiltak.

NIVA har vurdert vannkvalitet, forurensningssituasjon og resipientkapasitet.

1.2. Konklusjon

- Øvre Ottavassdraget avvanner et område der berggrunnen er ensartet og dominert av gneisbergarter som er lite utsatt for forvitring. De forskjellige vassdragsavsnitt får derfor svært lik vannkjemi.
- Vassdraget hadde pH-verdier i området 5,1-6,5. Kalsiuminnholdet var lavt med konsentrasjoner under 5 mg Ca/l. Ioneinnholdet for øvrig var også lavt med ledningsevne i området 0,5-3,5 mS/m. Vassdraget hadde lave fargetall og lave konsentrasjoner av organisk karbon som viser en liten grad av humuspåvirkning.

Konsentrasjonen av næringssalter som fosfor og nitrogen var også lav, med konsentrasjoner ≤ 7 $\mu\text{g tot-P/l}$ resp. ≤ 200 $\mu\text{g tot-N/l}$. Høyeste konsentrasjon og transport av næringssalter, særlig fosfor, skjedde i forbindelse med snøsmeltings- og flomperioden i juni.

Selve hovedvassdraget og flere av sidevassdragene var sommer og høst markert påvirket av breslam som ga turbid og grå/grønnfarget vann. I tillegg til hovedvassdraget var Måråi, Framrusti og Åfotgrovi mest berørt.

En sammenligning med undersøkelser foretatt i 1976-81 viser at det ikke synes å ha skjedd markerte endringer i vannkjemien fram til idag.

- Lav alkalitet og lavt kalkinnhold i kombinasjon med liten humuspåvirkning gjør at Øvre Ottavassdraget er følsomt for forurensningspåvirkninger. Vassdraget har derfor lav tålegrense dvs. at små økninger i forurensningstilførsler raskt vil kunne gi skadeeffekter overfor den naturlige flora og fauna.
- Øvre Ottavassdraget oppstrøms Nordberg var lite påvirket av fekal forurensning. Indikasjon på større tilsig fra husdyrgjødsel ble ikke registrert.
- En vurdering av de biologiske forholdene viste at øvre del av Ottavassdraget var lite berørt av forurensninger og hadde arter som indikerte rentvann. En viss påvirkning av økt næringssalttilførsel langs hovedvassdraget nedstrøms Bismo og påvirkning av vann med lav pH i Føysa, ble likevel registrert. Stor tilførsel av kaldt smeltevann rikt på breslam i vegetasjonsperioden nedsetter produksjonsevnen i vassdraget.

- De foreslåtte kraftutbygginger vil i første rekke påvirke vannkvaliteten i hovedvassdraget på strekningen utløp Breiddalsvatnet - Ottavatnet. Strekningen Breiddalsvatnet - Pollfoss inklusive innsjøene Grotlivatnet, Heimdalsvatnet og Vuluvatnet vil få sterkt redusert gjennomstrømning og derved bli mer påvirket av det lokale restnedbørfeltet. På denne strekningen vil vassdraget derfor bli mindre påvirket av brevann. En økning i oppholdstiden vil antagelig bidra til økt vanntemperatur samt økt ione- og næringssaltinnhold i vegetasjonsperioden. Humuspåvirkningen vil sannsynlig også bli noe større da restnedbørfeltene inneholder en del myrområder. Dersom det opprettholdes en minstevannføring fra de berørte sidevassdragene, vil det likevel bli små forandringer i vannkvaliteten.

Vannstanden i Heggebottvatnet skal heves ca. 6m til nivå med Pollvatnet. Dette vil medføre at skogarealer og noe dyrket mark blir neddemt. Her vil demmingseffekten en tid føre til at humusstoffer og næringssalter blir vasket ut. Dette vil øke produktiviteten i den berørte delen av vassdraget over en periode på noen år. Redusert oppholdstid i Rauddalsvatnet og overføring av vann fra Måråi vil sannsynligvis øke brevannspåvirkningen på Otta på strekningen fra Pollvatnet og nedstrøms i sommerhalvåret. Dette vil kunne redusere produktiviteten i elva på strekningen Pollfoss - Ottavatnet, ved at vassdraget får større gjennomstrømning, lavere temperatur og mer breslampåvirkning.

Den foreslåtte kraftutbyggingen vil ikke få nevneverdige konsekvenser for berørte del av vassdraget når det gjelder hygienisk vannkvalitet og forurensningssituasjonen mer generelt. Dette under forutsetning av at dagens bosetnings- og aktivitetsmønster ikke endres. Resipientkapasiteten (fortynningsevnen) vil likevel bli betraktelig redusert på elvestrekningene Breiddalsvatnet - Pollfoss og Heggebottvatnet - Dønfoss. Dette må tas i betraktning ved en eventuell utbygging av området som kan medføre økt belastning på vassdraget.

Reguleringsinngrepet vil sannsynligvis bidra til enkelte artsforandringer samt at produksjonen av begroing og særlig bunndyr pr. arealenhet vil øke noe langs de elvestrekningene som får redusert vanngjennomstrømning. Produksjonen bortfaller eller reduseres likevel på de arealene som helt eller tidvis tørlegges eller overdemmes, slik at det totalt sett vil bli betydelige produksjonstap i området. En eventuell opprettholdelse av minstevannføring kommer likevel til å ha avgjørende betydning i denne sammenhengen.

1.3. Tiltak

Det viktigste forhold knyttet til økologiske konsekvenser av reguleringen er fastsettelsen av minstevannføringen. Vassdraget har en vannkvalitet som er svært "følsom" for påvirkning av forurensninger. Klart vann, lite løste salter og svært lavt innhold av humus er alle forhold som vil bidra til rask utvikling av algevekst ved økte utslipp av næringssalter. Dette krever en spesiell årvåkenhet ved bl.a. fastsettelsen av minstevannføring. Med dagens bosetningsmønster og aktivitet i området er det imidlertid ikke nødvendig med spesielle tiltak mot forurensning etter en eventuell regulering. Dette forutsetter at det ved fastsettelsen av minstevannføring tas hensyn til ønsker om å beholde et fiske, og den naturgitte flora og fauna på de regulerte strekningene. Vi vil likevel peke på at det ved fastsettelse av minstevannføring også bør tas hensyn til at resipientkapasiteten skal være tilstrekkelig stor slik at det kan tillates en viss øking av "menneskelige aktiviteter" i området, dvs. fremtidig handlingsfrihet må opprettholdes.

På bakgrunn av alle fagrapportene bør forholdene omkring minstevannføringen diskuteres så tidlig som mulig, da dette er avgjørende for de konsekvenser utbyggingen vil få på de berørte akvatiske økosystemer.

En opprettholdelse av minstevannføring og terskelbygging vil redusere skadeeffektene på den naturgitte flora og fauna, samt delvis kompensere for tapt fiskeproduksjon langs berørte elvestrekninger. Ved valg av minstevannføring bør en velge "skalaminkingsprinsippet", dvs. at en i så stor grad som mulig beholder det naturgitte vannføringsregimet. Minstevannføringsregimet for de ulike elvestrekninger bør fastsettes etter "felteksperimentmetoden" dvs. at en utprøver ulike tapningsalternativer i felt.

Dersom den naturgitte flora- og faunasammensetning skal bevares, er det nødvendig at restvannføringen fra Rauddalsvatnet og Breiddalsvatnet opprettholdes ved overflateavtapping.

Raske reduksjoner i tapping over dammene må unngås for å redusere driftsintensiteten av bunndyr, samt hindre at bunndyr og eventuelt fisk strander i tørrlagte områder.

Vassdraget ovenfor Dønfoss har et interessant og sjeldent begroings- og bunndyrsamfunn preget av breavsmelting. Det er derfor ønskelig med en mer inngående forundersøkelse i dette området før en eventuell utbygging finner sted.

2. Innledning

2.1. Utbyggingsplaner

Anlegg.

Kraftlaget Opplandskraft og Tafjord kraftselskap har planer om å bygge ut deler av Øvre Otta. Planene berører Ottavassdraget på strekningen Øverberget - Breiddal som ligger i Skjåk kommune (fig.1). Fallet mellom Rauddalsvatnet og Dønfoss skal utnyttes ved at det bygges to nye kraftverk (Glitra og Øyberget). De eksisterende magasinene (Breiddalsvatnet og Rauddalsvatnet) skal benyttes, og det skal ikke bygges nye magasin. Glitra kraftstasjon skal utnytte fallet fra Rauddalsvatnet ned til Pollvatnet, mens Øyberget kraftverk får sitt inntak i Heggebottvatnet, som skal heves ca 6m til nivå med Pollvatnet. Videre skal følgende sidevassdrag overføres til Rauddalsvatnet via bekkeinntak og sjakter: Føysa (89,5 km²), Tora (157,5km²), Vulu (37,5km²), Mosagrovi (8,2km²), Måråi (80,0km²), Åfotgrovi (4,6km²), Blankåi (3,3km²) og Glitra (25,8km²). I disse skal det bygges "takrennesystemer" med inntak og tunneler. De øvre deler av Otta tas også inn på overførings-tunnelen på nivå med Breiddalsvatnet. Utløpselva fra Rauddalsvatnet, Framrusti, vil også bli berørt ved redusert vannføring. Planene vil berøre ca. 50 km elvestrekning, og utbyggingen vil i alt gi en årlig kraftproduksjon på vel 1000 GWh. Prosjektet er kostnadsberegnet til ca 2 milliarder kroner. For en mer detaljert informasjon henvises til utredninger foretatt av Berdal Strømme.

Endringer i vannregimet.

De overførte sidevassdragene inklusive Framrusti vil i perioder bli helt tørrlagt nedenfor overføringspunktet, såfremt det ikke pålegges krav om minstevannføring. Otta mellom Breiddalsvatnet og Pollfoss samt strekningen mellom Heggebottvatnet og Dønfoss vil også få sterkt redusert vannføring, og de øvre elvefarene vil, uten pålagt minstevannføring, periodevis bli helt tørrlagte. Lengre nede vil restfeltene gi en viss vannføring. Grotlivatnet, Heimdalsvatnet og Vuluvatnet vil få en redusert vanngjennomstrømning. Oppholdstiden i Rauddalsvatnet vil bli vesentlig kortere enn i dag. For å opprettholde vannstanden i Grotlivatnet, Heimdalsvatnet og Vuluvatnet vil det bli bygd terskler i utløpsoset.

Heggebottvatnet skal heves ca 6 m slik at det kommer på nivå med Pollvatnet. Dette vil gi en sammenhengende vannflate på ca 6 km og de mellomliggende foss- og strykpartier vil bli oppdemmet.

Inntaksmagasinene vil ved kjøring av kraftverkene få en liten variasjon i vannstanden, som vil føre til erosjon i strandkanten.

Magasinkapasiteten er ikke økt nevneverdig. Etter overføringen vil Rauddalsmagasinet derfor bli raskere oppfylt om våren og forsommeren. Særlig vårflommen blir dempet. Når Rauddalsmagasinet er fullt, vil vannføringen nedenfor Dønfoss bli omtrent som tidligere. Utbyggingen vil derfor i liten grad berøre de nedenforliggende deler av Otta- og Lågenvassdraget. Vårflommen vil bli noe redusert, og sommervannføringen økes noe. I år med sen oppfylling av Rauddalsmagasinet vil likevel elvestrekningen fra Dønfoss til Ottavatnet bli berørt av redusert vannføring.

Det vil bli stilt krav til minstevannføring i de regulerte elveavsnitt, på bakgrunn av flere brukerinteresser, der resipientforhold og biologiske forhold inkl. fiskeinteresser og estetiske synspunkter vil stå sentralt.

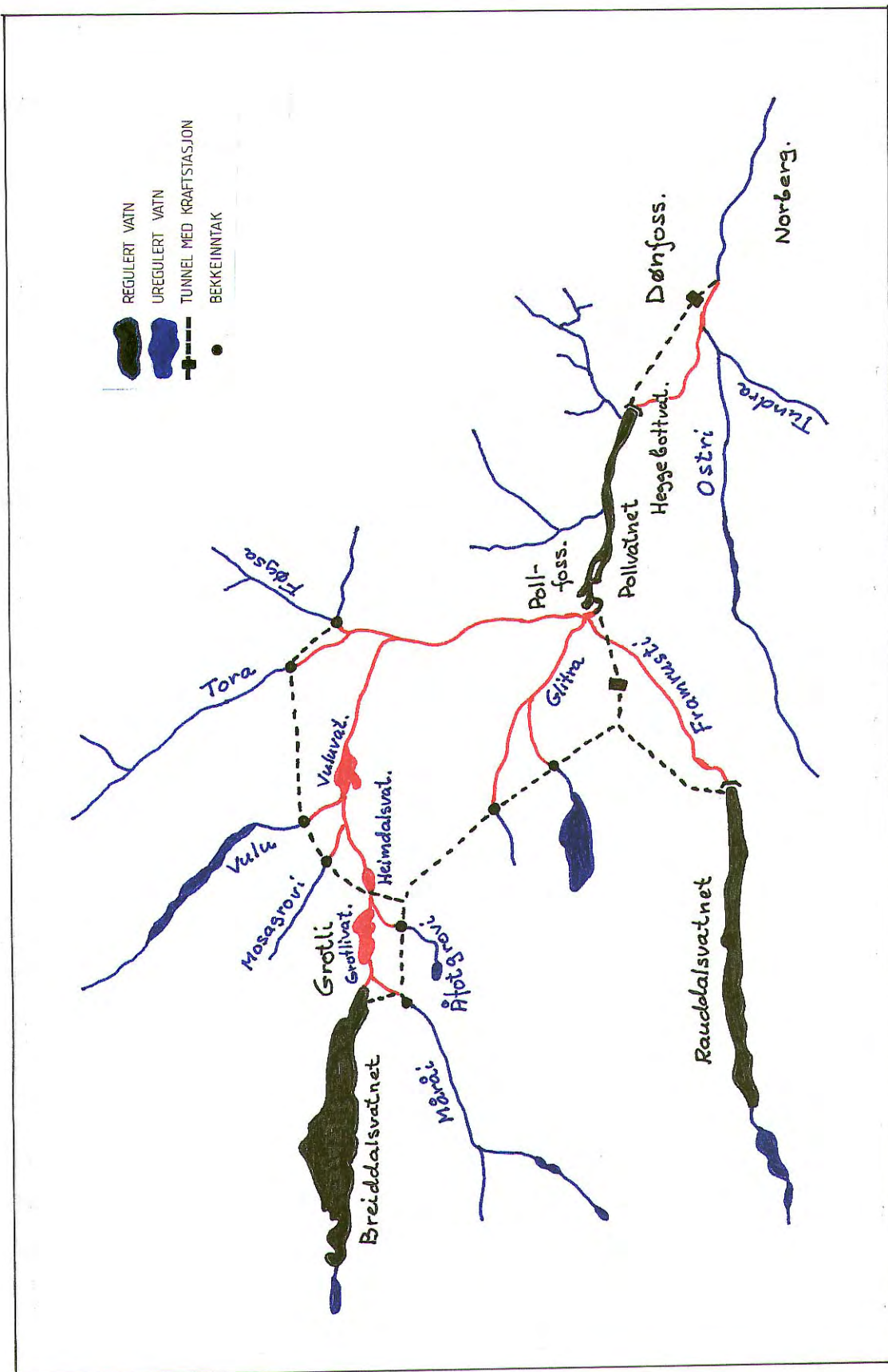


Fig.1 Utbyggingsplaner. Områder som vil få redusert vannføring er markert med rødt.

2.2. Formål med undersøkelsen.

Undersøkelsene skal gi en beskrivelse av dagens tilstand, vurdere eventuelle endringer som følge av en utbygging og gi tilrådning om eventuelle kompensierende tiltak. Programmet i 1992 omfattet en basisundersøkelse som hadde følgende hovedmål:

- gi status for forurensningssituasjonen og de biologiske forhold langs de berørte deler av Otta-vassdraget.
- vurdere eventuelle endringer som følge av utbyggingen
- skaffe et referansemateriale som grunnlag for eventuelle etterundersøkelser.
- vurdere behov for ytterligere undersøkelser, og gi forslag til kompensierende og avbøtende tiltak.

NIVA's utredning i 1992 omfattet:

- en registrering av dagens vannkvalitet.
- en vurdering av endringer som følge av utbyggingen.
- en vurdering av resipientforhold.
- en vurdering av andre forurensningskilder.

2.3. Prøvetakingsprogramet

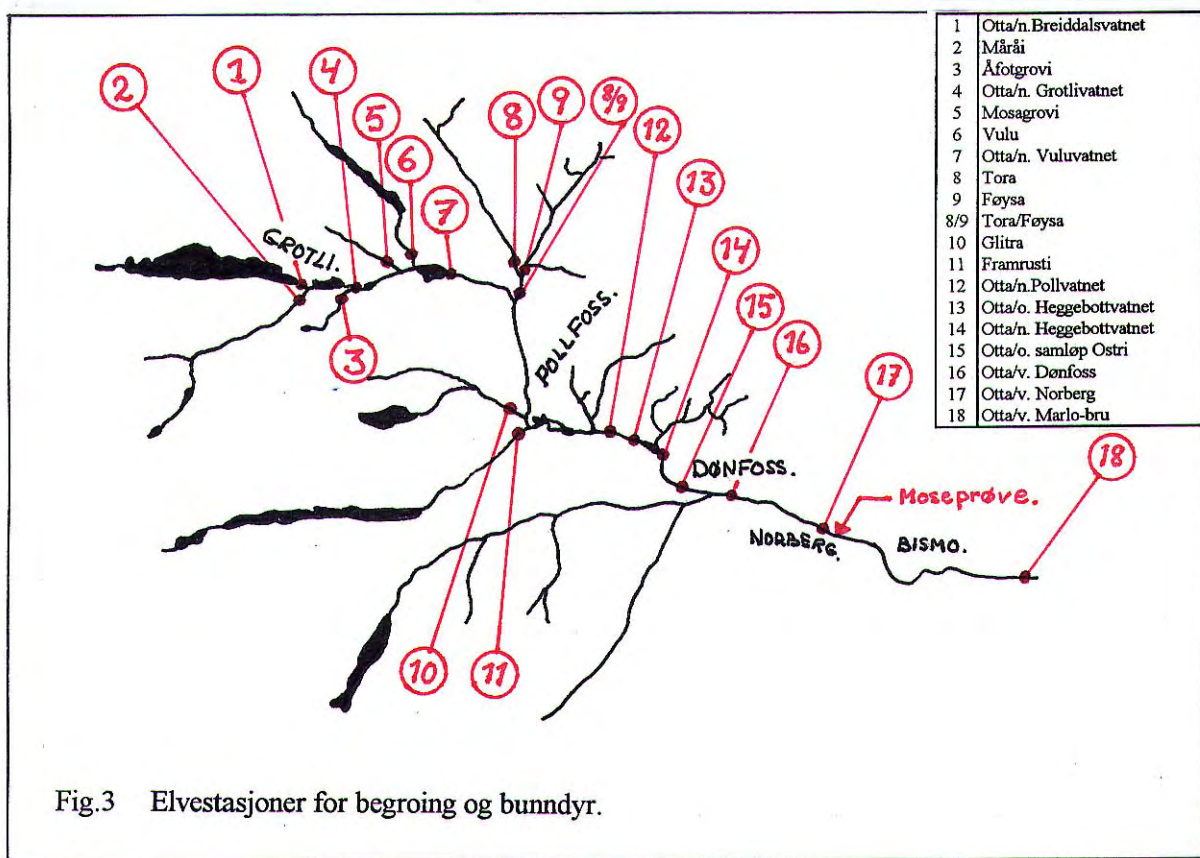
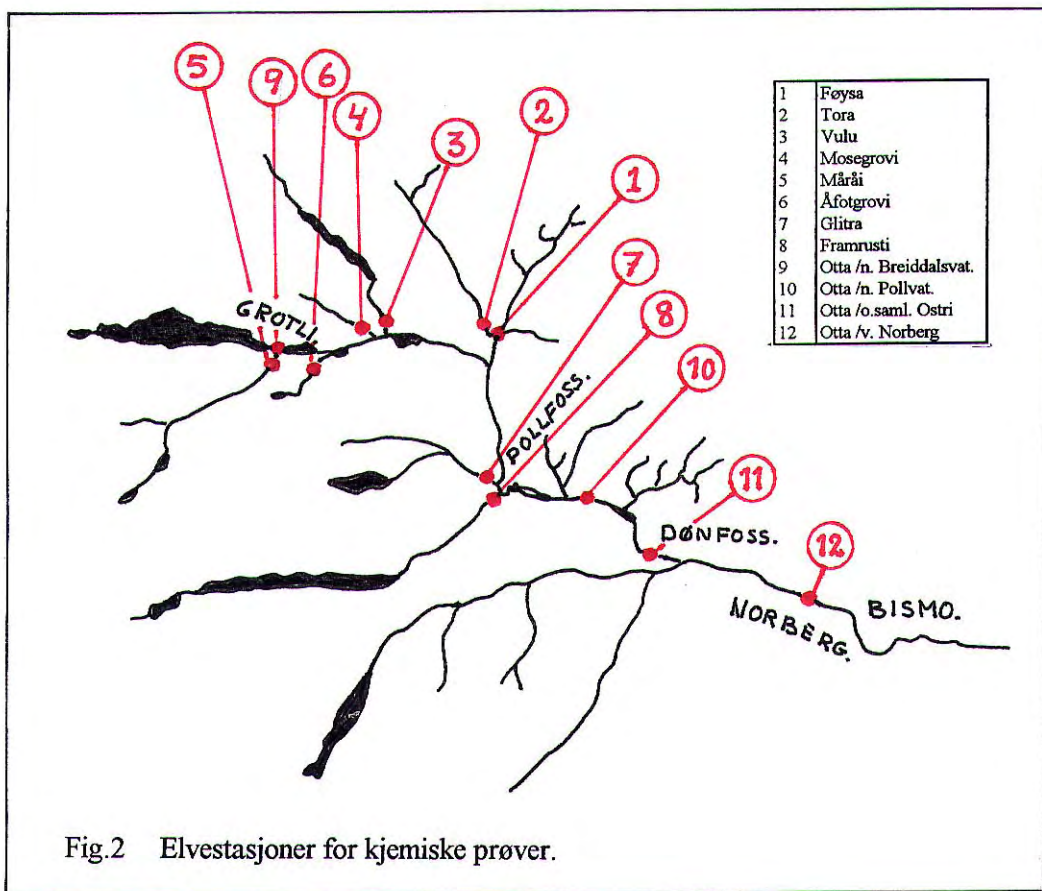
2.3.1. Elver

I 1992 ble det samlet inn vannprøver fra 12 faste prøvetakingsstasjoner (se figur 2). Prøvene ble tatt 6.april, 2.juni, 23.juli, 31.august og 19.oktober. Vannprøvene ble analysert på følgende parametre: pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne, farge, organisk karbon (TOC), tot-P, tot-N, NO₃-N, Ca, totalantall bakterier (T.K.), og fekale indikatorbakterier som totalantall koliforme bakterier (K.B.), termostabile koliforme bakterier (T.K.B.) og fekale streptokokker (F.S.).

Videre ble det samlet inn semikvantitative begroingsprøver fra 18 lokaliteter (fig.3) i august og kvantitative bunndyrprøver fra de samme lokaliteter i oktober.

2.3.2. Innsjøer

Det ble opprettet faste prøvetakingsstasjoner i Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet. Her ble det i perioden juni-oktober ved fem tidspunkter tatt blandprøve fra de øverste vannlag (0-2m) samt prøve fra dypvannet på lokalitetenes dypeste sted. Samtlige prøver ble analysert på: pH, alkalitet, turbiditet, farge, tot-P, tot-N og NO₃. For blandprøvene kom i tillegg analyse av algemengde, algesammensetting, tot.klorofyll a, totalantall bakterier (T.K.) og fekale indikatorbakterier (K.B., T.K.B. og F.S.). Temperatur (i en vertikalserie) og siktedyp ble også målt. Primærproduksjons-målinger med C¹⁴-teknikk har også blitt utført i de tre innsjøene samtidig med øvrig prøvetaking.



3. Resultater og diskusjon

3.1. Vannkjemi

Analysene er utført i samsvar med Norsk Standard for vannanalyser. Målet med de kjemiske vannanalyser i øvre Ottavassdraget i 1992 har vært å beskrive den generelle vannkjemien i området. Videre har vi brukt næringssalt-, pH- og alkalitetsanalysene sammen med de biologiske observasjonene for å vurdere forurensningssituasjon, resipientkapasitet og produksjonsnivå.

3.1.1. Elver

De kjemiske analyseresultatene fra de 12 elvestasjonene er vist i figur 4. Resultatene er gitt som middelværddier og total variasjonsbredde. Primærdata er sammenstilt i vedlegg nr.I (tabell 1) bak i rapporten.

Øvre Ottavassdraget avvanner et område der berggrunnen er ensartet og dominert av gneisbergarter som er lite utsatt for forvitring (se fig.5, side 14). De forskjellige vassdragsavsnitt får derfor svært lik vannkjemi. Elvevannet i øvre del av Ottavassdraget hadde pH-verdier i området 5,1-6,5. De laveste pH-verdiene (surest vann) ble målt i snøsmeltingsperioden i juni, og Føysa var den elva som hadde lavest pH. Her var det også størst variasjon i pH.

Kalsiuminnholdet var lavt med konsentrasjoner <5 mg Ca/l. De laveste konsentrasjonene (1-2 mg Ca/l) ble målt i snøsmeltings- og breavsmeltingsperioden om sommeren. Ioneinnholdet for øvrig var også lavt med en ledningsevne i området 0,5-3,5 mS/m. Lavt kalsiuminnhold førte til lav alkalitet og lav bufferkapasitet. Samtlige av de registrerte alkalitetsverdier var lavere enn 0,1 mekv/l som generelt biologisk sett betegnes som grense for godt bufret vann (Grande 1980). Verdier over 0,1 mekv/l innebærer at en unngår store svingninger og lave pH-verdier som kan være til skade for organismelivet (Degerman et al. 1992). Årsaken til de lave kalsiumkonsentrasjonene og alkalitetsverdiene er at berggrunnen i området består av kalkfattig og tungtforvitrende gneisbergarter. Det er først lenger syd som f.eks. i nedbørfeltet til Bøvra at en finner kalkholdige bergarter (se fig.5). Lave fargetall (<10 mg Pt/l) og lave konsentrasjoner av organisk karbon (<2 mg C/l) viste at vassdraget var lite påvirket av humusforbindelser eller annet organisk materiale.

Lav alkalitet i kombinasjon med liten humuspåvirkning gjør at øvre Ottavassdraget er følsomt for forsurening og raskt vil reagere på endringer i nedbørens surhetsgrad. Dette er i samsvar med resultatene fra den landsomfattende kartleggingen av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann (Henriksen et al. 1992). Føysa synes å være den av elvene som er mest følsom. Tilstanden i Føysa vil derfor kunne brukes som "early warning-stations" for området med hensyn til eventuelle lufttransporterte forurensninger (se Lindstrøm 1993 og Johannessen et al. 1990). Liten magasinkapasitet og liten brevannspåvirkning er antagelig årsaken til dette. Stor breavsmelting i kombinasjon med rik forekomst av løsmasser gir ionerikere avrenning, og bedre evne til å motvirke eventuelle effekter av surt vann. Kartleggingen av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann viser imidlertid at området for tiden er lite belastet med atmosfæriske avsetninger av forsurende svovel- og nitrogenforbindelsen (Henriksen et al. 1992).

Selve hovedvassdraget fra utløpet fra Breiddalsvatnet og flere av sidevassdragene var sommer og høst markert påvirket av breslam som ga turbid vann med en grå/grønn farge. I tillegg til hovedvassdraget var Måråi, Framrusti og Åfotgrovi mest berørt med turbiditetstall på ca. 1,0 N.T.U. Måråi er den elva som var mest påvirket av breslam. Minst påvirket var Føysa, Tora, Vulu, Mosagrovi og særlig Gliitra med verdier nær eller under 0,2 N.T.U. utover seinsommeren og høsten da brevannspåvirkningen var som størst.

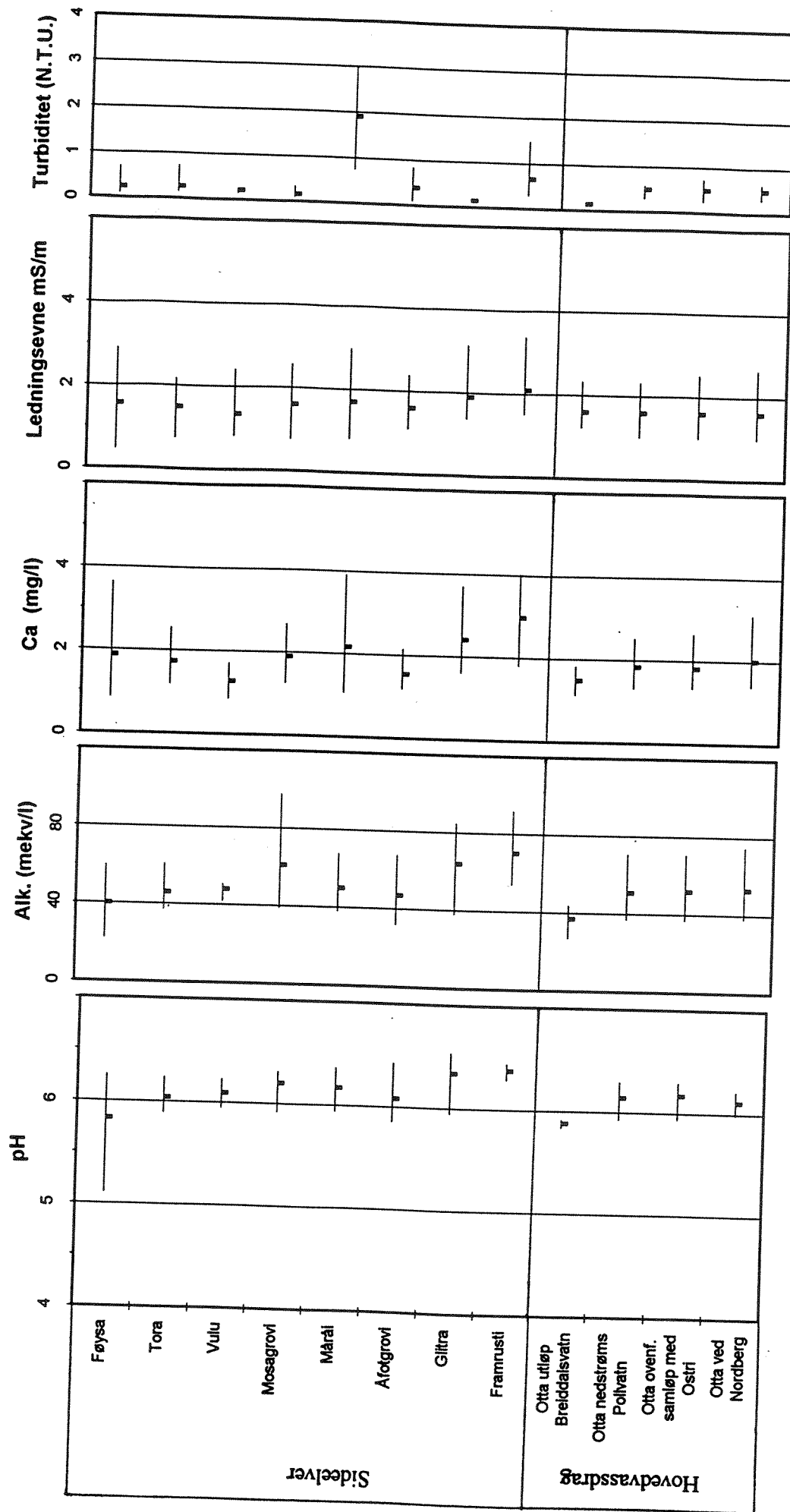


Fig.4 Vannkjemiskeanalyseresultater fra 12 stasjoner i Ottavassdraget i 1992.

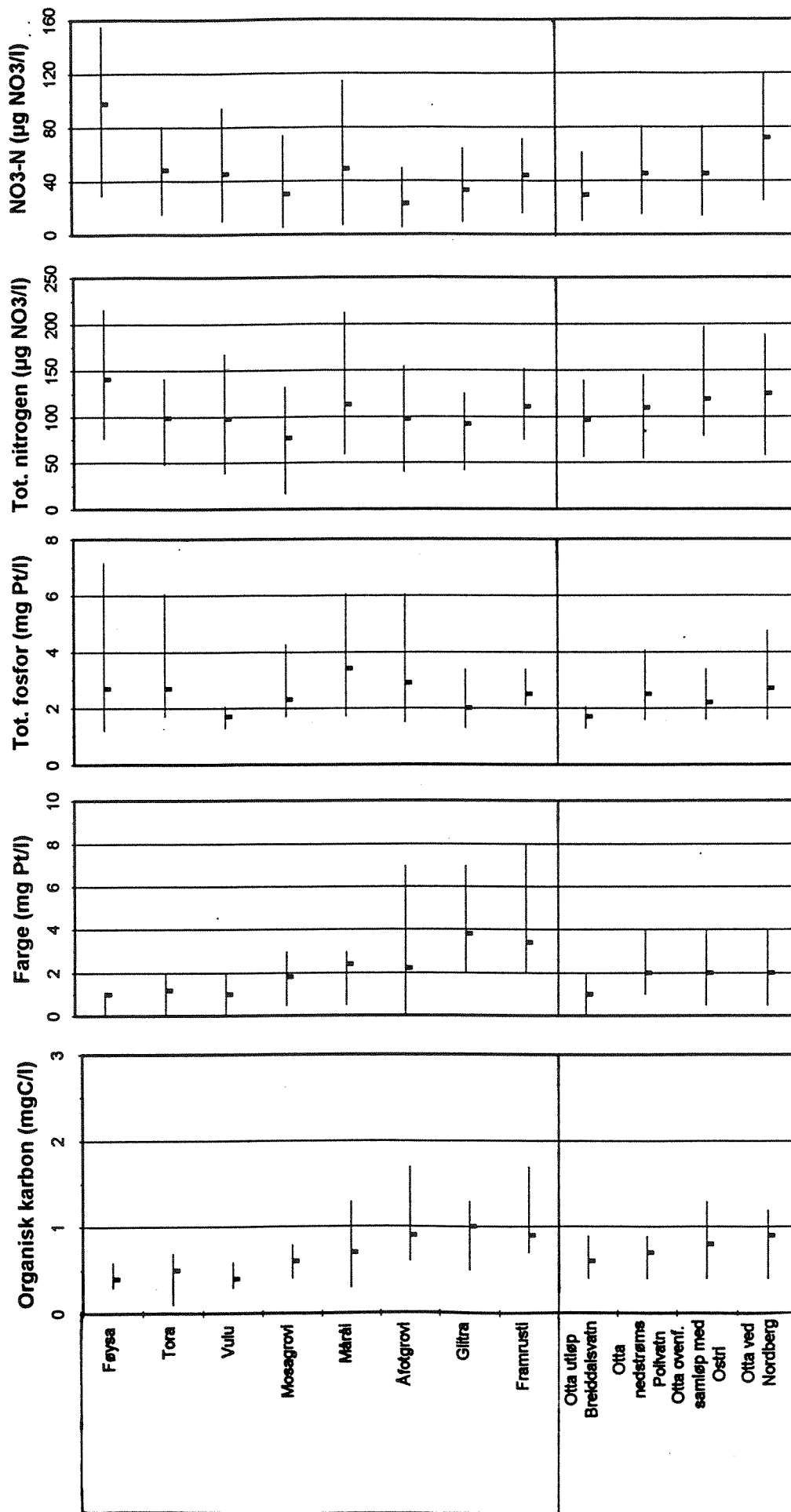


Fig.4 forts.

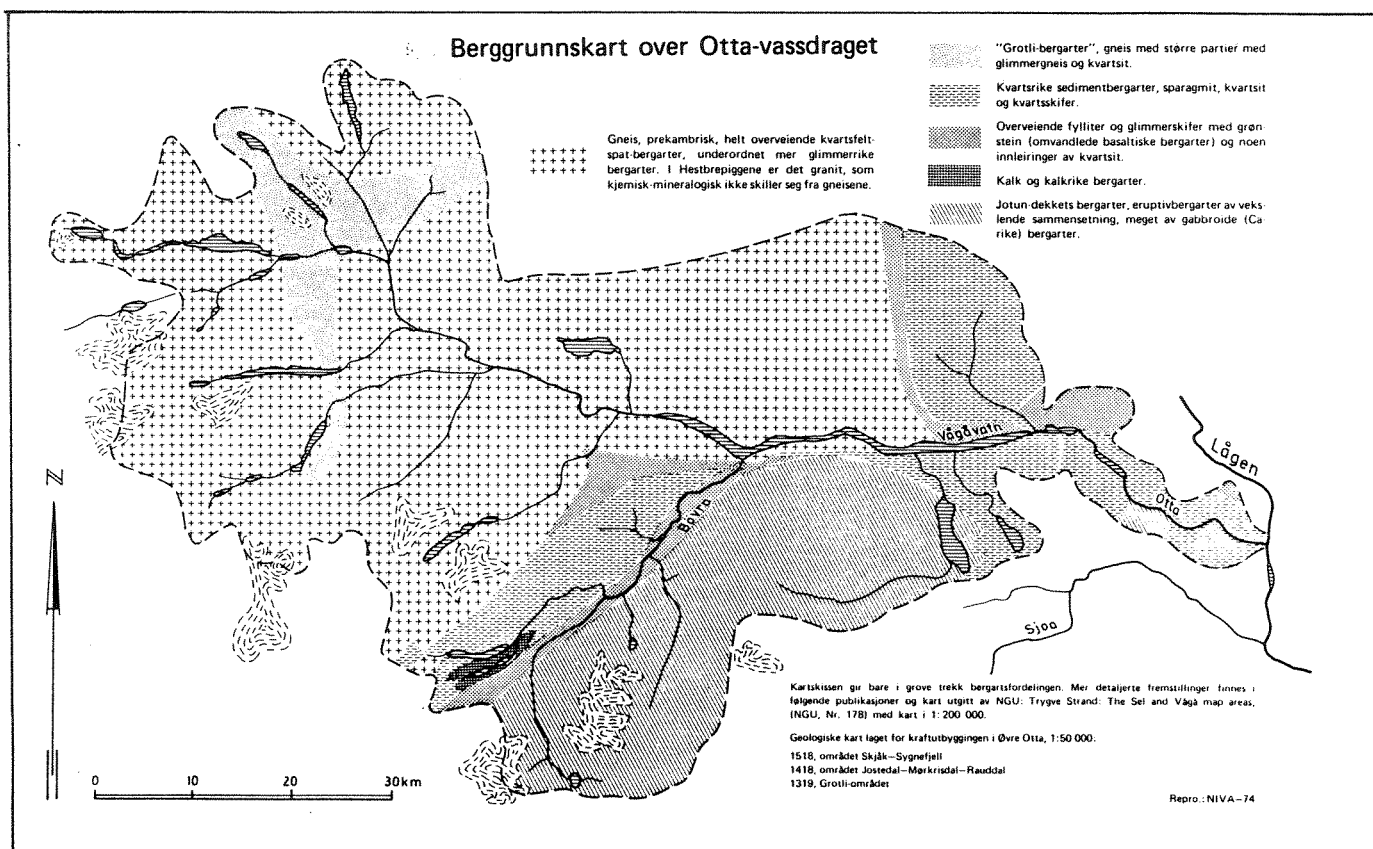


Fig.5 Geologikart

Konsentrasjonen av næringssaltene fosfor og nitrogen var lav, med konsentrasjoner i området 1-7 $\mu\text{g totP/l}$ resp. $\leq 200 \mu\text{g tot.N/l}$. Høyest konsentrasjon av næringssalter særlig fosfor var det i forbindelse med snøsmeltingsperioden i juni. Ved de andre prøvetakingstidspunktene var fosforkonsentrasjonen $\leq 3 \mu\text{g totP/l}$. De høyeste nitrogenkonsentrasjonene ble registrert i Føysa. Generelt sett lave fosfor- og nitrogenkonsentrasjoner i kombinasjon med høy vannføring i produktionsperioden viser at vassdraget fra naturens side er lavproduktivt.

3.1.2. Innsjøer

De kjemiske analyseresultatene fra Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet er vist i fig.6 som angir middelverdier og total variasjonsbredde. Primærdata er gitt i vedlegg nr. I (tabell 2) bak i rapporten.

Grotlivatnet, Vuluvatnet og spesielt Pollvatnet har stor vanngjennomstrømming og derav kort oppholdstid. Ved høy vannføring må Pollvatnet nærmest betraktes som en utvidelse av elvefaret. Sedimentasjonen i disse vannene er derfor liten, og vannkvaliteten blir tilnærmet lik vannet i hovedvassdraget. Dette gjelder særlig i produktionsperioden (juni-oktober) når vannføringen er stor i området. Det ble heller ikke registrert noen større forskjeller i overflatevannet jevnført med de dypere vannlagene. Temperaturforskjeller på mindre enn 1°C fra overflate til bunn viste at det var god sirkulasjon i innsjøene i hele perioden. Det ble likevel registrert en tendens til høyere næringssaltkonsentrasjoner i de dypere vannlagene ved de fleste prøvetakingstidspunktene, noe som var mest markert for nitrogen.

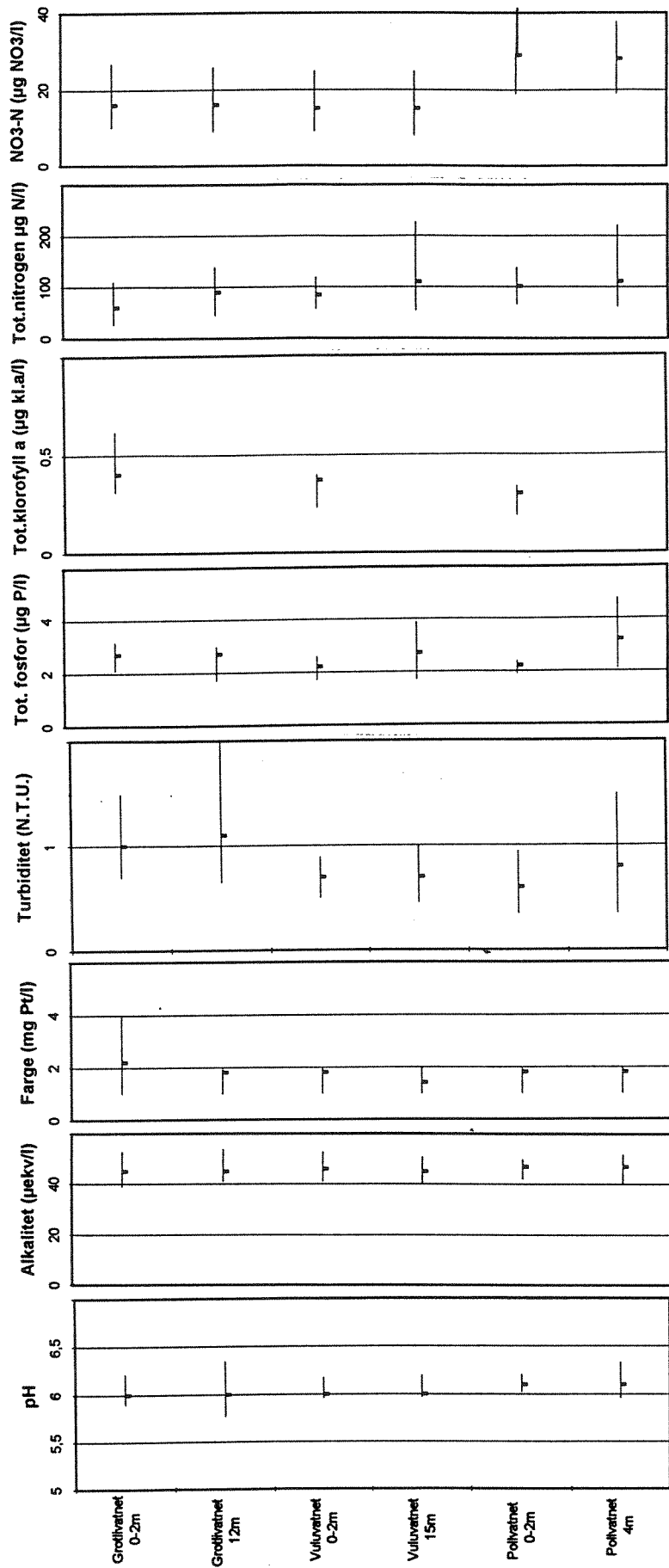


Fig. 6 Kjemiske resultater fra innsjøer

Utifra den kjemiske vannkvaliteten kan de ovennevnte innsjøene betegnes som næringsfattige (tot-P-konsentrasjon $<5 \mu\text{gP/l}$) med lav bufferkapasitet, lite løste salter og ubetydelig humuspåvirkning. I likhet med vassdraget forøvrig er derfor også innsjøene følsomme for tilførsel av surt vann.

I 1976-81 ble det samlet inn kjemiske vannprøver fra området fra en lokalitet ved Ofossen (Kjellberg og Kulsvehagen, 1982). Jevnfører vi disse analyseresultatene med målingene i 1992, synes det ikke å ha skjedd markerte endringer. pH-verdiene og tot-P konsentrasjonen var imidlertid noe lavere ved målingene i 1992 enn i perioden 1976-81. Årsaken til dette var sannsynligvis at det i 1992 var mindre breavsmelting jevnført med perioden 1976-81. I et vassdrag med så store variasjoner fra år til år som i Ottavassdraget må det lange tidsserier til for å verifisere en eventuell tidsutvikling.

Endringer i vannkjemien som følge av en utbygging.

De foreslåtte kraftutbyggingene vil i første rekke påvirke vannkvaliteten i hovedvassdraget på strekningen utløp Breiddalsvatnet - Ottavatnet. Strekningen Breiddalsvatnet - Pollfoss inklusive innsjøene Grotlivatnet, Heimdalsvatnet og Vuluvatnet vil få sterkt redusert gjennomstrømning og derved bli mer påvirket av det lokale restnedbørfeltet. Vassdraget vil bli mindre påvirket av brevannstilsig. Økt oppholdstid vil antagelig bidra til økt vanntemperatur og økt ione- og næringssaltinnhold i vegetasjonsperioden. Humuspåvirkningen vil sannsynligvis også bli noe større da restnedbørfeltet inneholder en del myrarealer. Dersom det opprettholdes en minstevannføring fra de berørte sidevassdragene, vil det likevel bli små forandringer i vannkvaliteten. Krav til minstevannføring vil stå sentralt, om en skal bevare den naturgitte vannkvaliteten med store brevannspåvirkning.

Vannstanden i Heggebottvatnet skal høynes ca 6m til nivå med Pollvatnet. Dette vil føre til at skogsarealer og noe dyrket mark blir neddemmet. De første årene etter reguleringen vil konsentrasjonen av humusstoffer og næringssalter øke pga. utvaskingen av de neddemte områdene. Dette vil øke produktiviteten i den berørte delen av vassdraget. Etter at demningseffekten opphører, vil denne delen av vassdraget stort sett få samme vannkvalitet som i Rauddalsvatnet. Kortere oppholdstid i Rauddalsvatnet og overføring av vann fra Måråi vil sannsynligvis øke brevannspåvirkningen på hovedvassdraget på strekningen fra Pollvatnet og nedstrøms i sommerperioden. Årsaken til dette er bl.a. at det med dagens situasjon skjer en viss sedimentasjon av bremateriale i innsjøene Breiddalsvatnet, Vuluvatnet, Heimdalsvatnet og Heggebottvatnet. Økt brevannspåvirkning vil kunne minske produktiviteten i "elva" på strekningen Pollfoss - Ottavatnet ved at det blir større gjennomstrømning, lavere temperatur og mer breslam (se avsn.3.3.1.).

3.2. Hygienisk - bakteriologiske forhold.

Ved analysene er Norsk Standard 4751 benyttet. Koliforme bakterier er analysert på membranfilter (MPN). Analyseresultatene er sammenstilt i tabell 3 (elver) og 4 (innsjøer) i vedlegg nr.II bak i rapporten.

Koliforme bakterier, såkalte fekale indikatorbakterier (K.B. og T.K.B.) inklusive streptokokker (F.S.), er normale tarmbakterier hos mennesker og varmblodige dyr. Påvisning av slike bakterier er tegn på forurensning med avføring fra mennesker og/eller fra varmblodige dyr (husdyr og vilt). Forekomst av termotabile koliforme (T.K.B.) er videre tegn på fersk fekal forurensning. Utsig fra husdyrgjødsel vil også kunne forurense vassdrag. Dette registreres ved økt innhold av tarmbakterier i vannet, særlig streptokokker.

Målet med de hygienisk/bakteriologiske undersøkelsene i øvre Otta i 1992 har vært å vurdere forurensningssituasjonen i forhold til drikkevanns- og badevannskvalitet. På spesielt varme og solrike sommerdager foregår det en del bading i vassdraget. Større drikkevannsinteresser foreligger

ikke. Enkelte hytteeiere bruker likevel vann fra berørte deler av vassdraget.

Ved bedømmelsen av de hygieniske forholdene har vi brukt SFT's Vannkvalitetskriterier for ferskvann (Holtan et al. 1988) som benytter seg av følgende inndeling for klassifisering av badevann:

Klasse 1	bra/godt egnet	< 5 T.K.B. pr.100ml
Klasse 2	mindre bra/egnet	5 - 49 T.K.B. pr.100ml
Klasse 3	dårlig/mindre godt egnet	50 - 200 T.K.B. pr.100ml
Klasse 4	ikke tilrådelig/ikke egnet	>200 T.K.B. pr.100ml

Resultatene viser at øvre del av Ottavassdraget inklusive innsjøer og sidevassdrag ved og oppstrøms Nordberg var lite påvirket av fekale forurensninger. Noen indikasjon på større utsig fra husdyrgjødsel forelå heller ikke. Små utslippsmengder i forhold til vannføringen i dette området er forklaringen på de gode hygieniske forholdene som er registrert. Vinterstid når de fekale bakteriene lever lengre, og det er liten vannføring, vil muligens selve Otta bli noe mer berørt. Vi bedømmer likevel Øvre Otta-vassdraget som lite berørt av fekal forurensning.

Endringer i den hygienisk/bakteriologiske vannkvaliteten som følge av en evt. utbygging.

Den foreslåtte kraftutbyggingen vil ikke få nevneverdige konsekvenser for den berørte delen av vassdraget når det gjelder hygienisk vannkvalitet. Dette er under forutsetning av at dagens bosetnings- og aktivitetsmønster ikke endres vesentlig og at det opprettholdes en minstevannføring. Resipientkapasiteten (fortynningsevnen) vil likevel minske betraktelig på elvestrekningene Breiddalvatnet - Pollfoss og Heggebottvatnet - Dønfoss samt de "tørrlagte" strekningene av berørte vassdrag. Dette må tas i betraktning ved en eventuell utbygging av området.

3.3. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold.

Vi har benyttet samme metodikk som ble brukt ved befaringen i Gudbrandsdalslågen i 1974, 85 og 86 (Holtan et al. 1975 og Kjellberg et al. 1988). Vi har da mulighet til å jevnføre situasjonen i de ulike år og dokumentere evt. vannkvalitetsforandringer.

For å få en forståelse av de faktiske forhold og årsak/virkning i et vassdrag, er det nødvendig med omfattende og fortløpende prøvetakinger såvel fysisk/kjemisk som biologiske gjennom en lang tidsperiode, noe en som regel ikke har anledning til ved enklere resipientvurderinger. Ved en mer generell biologisk befaringsundersøkelse slik som det er blitt utført her, bedømmes vannkvalitet og forurensningsgrad utifra observasjoner av begroingsorganismer og bunndyr i elver og bekker, mens planteplankton og høyere vegetasjon står sentralt i innsjøer og tjern. Floraens og faunaens produktjonsstruktur, dvs. kvalitative og kvantitative sammensetning, viser som regel et mer nyansert bilde av produksjonskapasitet og forurensningspåvirkning enn det som fremkommer bare ved analyser av vannkjemien. Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep.

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og almenpraktisk anvendbare benyttes fire hovedvannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV) på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til saprobiering og eutrofiering. Det er lagt spesiell vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter, dvs. drikkevanns- og rekreasjonsaspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et kart. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg nr IV bak i rapporten.

Forsuringssituasjonen i elver og bekker er vurdert ved bruk av fasttsittende alger og bunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992), Engblom og Lingdell (1983), Raddum og Fjellheim (1984) samt Bækken og Aanes (1990). Mulig fiskeproduksjon er beregnet etter metode gitt av Albrecht (1959) som i noen grad er blitt modifisert (Holtan et al. 1975) (se vedlegg nr.IV). Forholdene i innsjøene er vurdert utifra primærproduksjon (Kjellberg et al. 1985, Holtan og Rosland 1992) og mengde og sammensetning av planktonalger (Brettum 1989).

3.3.1. Begroing og bunndyr i elvene

Målsettingen med de biologiske undersøkelsene i Øvre Otta-vassdragets foss- og strykpartier har vært at disse observasjonene sammen med resultatene fra de fysisk/kjemiske og hygienisk/bakteriologiske undersøkelsene skal danne et mest mulig omfattende grunnlag for å vurdere vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet. Det er som regel de biologiske effektene, som f.eks. "grønskevekst", fiskedød osv., av forandret vannkjemi som oppfattes som forurensning (for mer detaljert informasjon se vedlegg IV og V). Videre skal det innsamlede materialet tjene som referanse for eventuelle framtidige etterundersøkelser samt benyttes til vurdering av vassdragets produksjonsevne spesielt med tanke på fiskeproduksjon.

Begroing er en fellesbetegnelse for organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag eller med naturlige tilholdssted nær elvebunnen, f.eks. blant andre begroingsorganismer. I rennende vann spiller begroingen stor rolle ved opptak og omsetning av løste næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Ved å være festet til et voksested vil begroingen avspeile voksestedets fysiske/kjemiske karakter og integrere denne påvirkning over tid.

I september 1992 ble det samlet inn begroingsprøver fra 18 lokaliteter i Øvre Ottavassdraget. Materialet er innsamlet og bearbeidet etter standardiserte metoder ved NIVA. Dette gir i hovedsak mulighet for en kvalitativ vurdering av begroingssamfunnet. Mengdemessige forhold er subjektivt bedømt. For nærmere informasjon henvises til vedlegg nr. V, biologiske undersøkelsesmetoder, bak i rapporten.

Til bunnfaunaen regnes de organismene (evertebrater) som til tider eller hele sitt liv lever i eller på bunnen i innsjøer, bekker og elver. Ved bedømmelse av et vassdrags biologiske tilstand og produksjonsevne er kunnskapen om bunndyrenes mengde og artssammensetning (biodiversiteten) av stor verdi. Bunnfaunaen er sammensatt av mange arter med spesifikke krav til miljøet (vannkvalitet, oksygentilgang, bunns substrat m.m.) og samtidig konsentrert til kontaktsjiktet mellom bunnen og vannet. I dette sjiktet foregår mange viktige prosesser i omsetningen av næringsstoffer og oksygen, og disse påvirkes lett av forurensningsbelastning. Dertil kommer at de fleste bunndyrarter har en lang livssyklus - ofte ett år - og således gjenspeiler miljøpåvirkninger over en lengre tidsperiode. Selv tilfeldige påvirkninger som f.eks. giftutslipp, forurensningsepisoder, slamtilførsel m.m. som ikke alltid kan dokumenteres gjennom vanlige vannprøver, kan bli påvist ved slike undersøkelser.

I 1992 ble det i perioden 18-21. oktober samlet inn bunndyr med Surber sampler-metodikk (Surber 1937) fra i alt 19 lokaliteter, samtlige fra foss- eller strykpartier. Innsamlet materiale er siktet med duk med 0,5 mm maskevidde. For mer inngående informasjon henvises til vedlegg nr. V, biologiske metoder, bak i rapporten.

Resultater og diskusjon

Resultatene fra de utførte undersøkelsene er vurdert samlet for begroing og bunndyr samt mer inngående for hver lokalitet. Primærdata tabell 5-11) er gitt i vedlegg nr. II bak i rapporten. Her finnes også artsliste over steinflue-, døgnflue- og vårfluelarver. Fig.7 viser bunndyrforekomsten.

Begroings- og bunndyrsamfunnene var dominert av rentvannsarter i samsvar med de naturgitte forholdene. Typiske forurensningsindikatorer ble ikke påvist, og rik forekomst av slekter og arter som er ømfintlige overfor surt vann indikerte at det for tiden ikke foreligger skadeeffekter av forurensning i det undersøkte området. Området var således lite påvirket av forurensning.

Begroingen

Denne var dominert av alger og moser. Bortsett fra moseforekomsten, som var rikt utviklet langs enkelte elvestekninger særlig i hovedvassdraget, var det sparsomt med visuelt fremtredende begroing i området. Visuelt fremtredende heterotrof vekst (bakterier og sopp) ble ikke påvist. Det ble heller ikke registrert algearter eller algemengder som indikerte forurensning og/eller forsuringseffekter. Økt forekomst av gullalgen *Hydrurus foetidus*, grønnalgen *Microspora amoena* og mosen *Fontinalis dalecarlica* på strekningen Bismo - Ottavatnet kan likevel tyde på en økt næringssalttilførsel på dette elveavsnittet.

Videre var de undersøkte lokalitetene dominert av rentvannsarter som kan betegnes som naturgitte karakterarter for området, d.v.s. arter som har stor forekomst og vokser over store deler av et vassdrag. De er tilpasset vassdraget og forventes å tåle naturgitte svingninger i miljøforholdene. Dersom det ikke skjer markerte endringer i vassdraget vil karakterartene kunne gjenfinnes også i framtiden. Noen karakterarter i Ottavassdraget omtales.

Blågrønnalger

Stigonema mamillosum ble observert fra utløp Glitrvatn og på nesten alle stasjoner nedstrøms i vassdraget, se fargefoto. Den vokser i nærings- og elektrolyttfattige vann og forsvinner ved forurensningsbelastning. Den har tyngdepunkt mht. pH omkring 6,0-6,5, men trives også ved lavere/høyere pH. *Stigonema* er vanlig i hele Norge.

Chamaesiphon confervicola, *Clastidium setigerum* og *Cyanophanon mirabile* er alle epifytter (vokser på andre planter). De vokser i alle deler av vassdraget. De har alle markert nedre grense mht. pH, og ser ut til å forsvinne når denne går under 5,5. I Føysa der vannet tidvis er noe surere enn dette, ble ingen av dem registrert. Især *Cyanophanon mirabile* er forurensningsømfintlig.

Gloeocapsa sanguinea vokser i næringsfattig elektrolyttfattig vann og har tyngdepunkt mht. pH omkring 5,0-5,5. Den ble observert på lokalitetene St.1 (utløp Breidalsvatn), St.8 (Tora) og St.9 (Føysa).

Scytonema mirabile ble observert ved utløp av Glitrevatn, i Mosagrovi og lenger ned i hovedvassdraget fra St.12 til og med St.15. Den trives best i næringsfattig noe humusholdig vann. Tyngdepunkt mht. pH er 5,0-5,5, men den kan og trives ved noe høyere pH.

Grønnalger

Blant de trådformede grønnalgene hadde *Zygnema b* størst utbredelse. Den er vanlig i næringsfattige, noe kalde vassdrag. Den forsvinner dersom pH går nevneverdig under 5,5. Den kan iblant være vanskelig å gjenkjenne og det er ikke 100% sikkert at alle registreringer i 1992 er *Zygnema b*. Den kan lett forveksles med nærstående slekter som er mer tolerante overfor surt vann. Det gjelder bl.a.



**Karakteristisk lokalitet i hovedvassdraget, Øvre Ottavassdraget.
Utløp Glitrevatn september 1992.**



**Karakteristisk lokalitet for fosspartier i endel sidevassdrag, Øvre Ottavassdraget.
Tora september 1992.**

Zygonium sp3 som ble observert på noen lokaliteter i 1992. *Zygonium sp3* har vist seg å få økt forekomst når vassdrag forsures.

Slekten *Penium*, som vanligvis trives i næringsfattig svakt surt vann, var representert på alle lokaliteter.

De trådformede grønnalgene *Binuclearia tectorum*, *Hormidium flaccidum* og *Hormidium rivulare* er alle kaldtvannsarter og vokser vanligvis i noe surt, elektrolytt- og næringsfattig vann. I Ottavassdraget hadde de største forekomst nederst i vassdraget fra innløp av Framrusti (St.11).

Slekten *Bulbochaete* hadde liknende forekomst, som de tre ovennevnte. Den regnes vanligvis som en god indikator på rent vann.

Kiselalger

Tabellaria flocculosa er en av de vanligste begroingsalgene i Norge. Stor forekomst får den bare i relativt næringsfattig svakt surt vann. Den har ikke noe markert optimum mht. pH. Den var dominerende art i samtlige kiselalgeprøver unntatt fra Glitra (St.10) og Framrusti (St.11).

Slekten *Achnanthes* var representert med flere arter. I hovedvassdraget oppstrøms innløp Glitra/Framrusti dominerte den nordiske alpine arten *A.linearis*. Denne er en typisk representant for svært næringsfattig vann. I Glitra og Framrusti dominerte den langt vanligere *A.minutissima*. Denne ble knapt observert oppstrøms dette sidevassdraget. *A.minutissima* som er en av de vanligste algene i norske vassdrag forsvinner når pH går nevneverdig under 6,0. Dens utbredelse er trolig redusert etter den omfattende forsuringen av mange norske vassdrag. Forekomst/fravær av denne er en god indikasjon på vannets surhetsgrad.

Anomoeoneis vitrea og *A.serians* med varieteten *brachysira* trives i utpreget næringsfattig vann. Foreløpige observasjoner i norske vassdrag tyder på at disse er relativt tolerante hva surhetsgrad angår. I Ottavassdraget dannet de et markert innslag i kiselalgesamfunnet ned til samløp med Ostri (St.15).

Peronia fibula vokser vanligvis i ekstremt nærings- og elektrolyttfattig noe surt vann. I forhold til andre norske vassdrag utgjorde *Peronia* et uvanlig stort og derfor også interessant innslag i kiselalgesamfunnet i Ottavassdraget fra Måråi (St.2) til samløp Ostri (St.15). Den ble ikke registrert i Glitra og Framrusti.

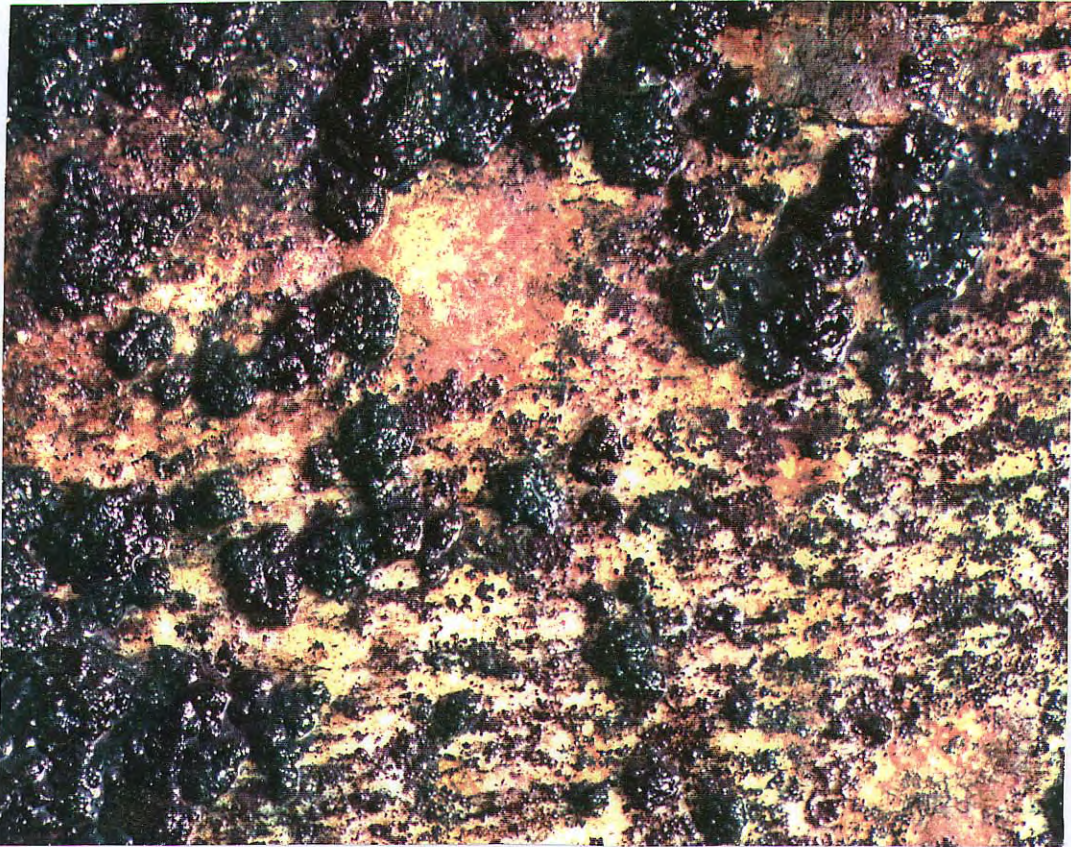
Moser

Blindia acuta er en av de mest markerte karakterartene i Ottavassdraget, se fargefoto. Den trives best i næringsfattig nøytralt vann og forsvinner ved forurensningsbelastning. Den har pH optimum mellom 6,0 og 7,0 og ser ut til å forsvinne når pH går ned mot 5,5. Fortsatt forekomst av *Blindia* som en av de mest markerte begroingsorganismene vil være en bekreftelse på at Ottavassdraget ikke forsures.

Antall karakterarter var relativt høyt og tilsier relativt stabil vannkvalitet. Dette er i samsvar med de forholdene som også ble registrert ved tidligere undersøkelser (Kjellberg et al. 1988).

Især i vassdragets øvre deler inneholdt begroingssamfunnet mange ukjente blågrønnalger. En nærmere analyse av disse, vil trolig føye nye arter til listen over karakterarter. Endel blågrønnalger klarer seg under ekstremt næringsfattige betingelser. Stort innslag av helt ukjente blågrønnalger i Ottavassdraget henger trolig sammen med vassdragets uvanlig næringsfattige vannkvalitet.

Noen organismer tilføres hovedvassdraget fra sidevassdraget Glitra/Framrusti. Det ser bl.a. ut til å



**Blågrønnalgen *Stigonema mamillosum*, viktig karakterart i Øvre Ottavassdraget.
Utløp Heggbotvatn september 1992.**



**Mosen *Blindia acuta*, viktig karakterart i Øvre Ottavassgraget.
Tora september 1992.**

gjelde grønnalgene *Oedogonium b* og *Mougeotia c* og kiselalgen *Ceratoneis arcus*. Disse vokser vanligvis i vann med noe høyere elektrolyttinnhold enn i hovedvassdraget.

Bunndyr

Samfunnene var dominert av insektlarver med størst forekomst av steinflue-, døgnflue-, fjærmygg- og knottlarver. Fåbørstemark, vårflue- og stankelbeinlarver var også vanlige på enkelte lokaliteter, mens muslinger og snegler bare ble registrert langs elvestrekningene umiddelbart nedstrøms innsjøene. Funksjonsmessig var det samlere (Gathering collectors), rovlevende former (Predators) og delere (Skredders) som i nevnt orden dominerte bunndyrfaunaen. Dette er også å forvente i et vassdrag som tilføres finfordelt organisk materiale via breavsmeltingen. Glitra var den eneste lokaliteten der vi registrerte forekomst av billen *Helmis maugeri* og døgnflueslekten *Ephemerella*. Dette viser at Glitra er mindre påvirket av kaldt og breslamrikt smeltevann jevnført med de andre sidevassdrag.

Stor tilførsel i sommerperioden av kaldt smeltevann rikt på breslam fra omkringliggende høyfjellsområder nedsetter i vesentlig grad vassdragets produksjonsevne med hensyn til bunndyr, bl.a. savnes utløpseffekten dvs. økt bunndyrforekomst i innsjøutløpene. Som regel finner vi her rike forekomster av filtrerere som nettspinnende vårflue- og fjærmygglarver samt knott. En rekke undersøkelser har vist at påvirkning av uorganiske partikler (inklusive breslam) generelt gir negative effekter på fisk og næringsdyr i innsjøer og elver (se Hessen 1992). I elver fører store mengder brepartikler til sterk reduksjon særlig av nettspinnende vårfluelarver og knott. Den berørte delen av vassdraget har derfor lavt produksjonsnivå med som regel individantall omkring eller under 2000 ind. pr. m². Glitra er minst påvirket av brevann, og her ble også den høyeste biomassen registrert om en ser bort fra lokaliteten ved Marlo bru lengre nede i vassdraget.

Dersom en tar utgangspunkt i forekomsten av bunndyr, kan fiskeproduksjonen estimeres til 5-30 kg/ha·år. Midlere fiskeproduksjon for området foss- og strykpartier er beregnet til ca. 10 kg/ha·år, som kan betegnes som lave verdier. Størst produksjonskapasitet/bunndyrforekomst ble registrert på lokalitetene i Glitra, Framrusti og langs hovedvassdraget på strekningen nedstrøms Bismo.

Resultatene fra undersøkelsen av bunndyrforekomsten i 1992 er i god overenstemmelse med observasjoner fra tidligere undersøkelser (Kjellberg et al. 1988).

Endringer av begroings- og bunndyrfauna som følge av en utbygging.

De foreslåtte reguleringsinngrepene vil sannsynligvis bidra til enkelte artsforskyvninger samt at begroingen og mengden bunndyr pr. arealenhet vil øke noe langs de strekningene som får redusert vanngjennomstrømning, dvs. at produktiviteten vil øke på disse strekningene. Årsaken til dette er at vi her får noe høyere vanntemperaturer og mindre breslampåvirkning. Dette vil kunne gi endret "optimal temperaturregime", dvs. forandret produksjons- og konkurranseforhold mellom de ulike arter (Vannote 1980) samt påvirke transporten og fordelingen av organisk materiale. Videre vil vannhastigheten bli redusert. Dette er forhold som er viktige for utformningen av bunndyrfaunene (Ward og Stanford 1983). Totalt sett vil likevel den strømlevende begroings- og bunndyrfaunaens produktivitet avta p.g.a. redusert areal av foss- og strykpartier. Dersom det opprettholdes en minstevannføring, kommer dette til å ha avgjørende betydning i denne sammenhengen (om emnet se Henricson 1984). Mer konkrete tallverdier om redusert bunndyrfauna-produksjon kan derfor først framlegges når vi vet hvilken minstevannføring og minstevannføringsregime som blir valgt. Ved valg av minstevassføring bør en velge "skalaminskningsprinsippet", dvs. at en reduserer vannføringen, men beholder de naturlige svingningene (Andreasson 1984). En vil da kunne bevare det naturlige arts mangfold. Mer inngående informasjon om dyreplankton og bunndyr vil bli framlagt av NINA.

Dyregruppe 1Bred 2Mara 3Arot 4NGro 5Mosa 6Vulu 7NVul 8Tora 9FoyS 8TF 10Gilt 11Fram 12NPol 130Heg 14NHeg 150Ost 16NDon 17Nord 18Marl

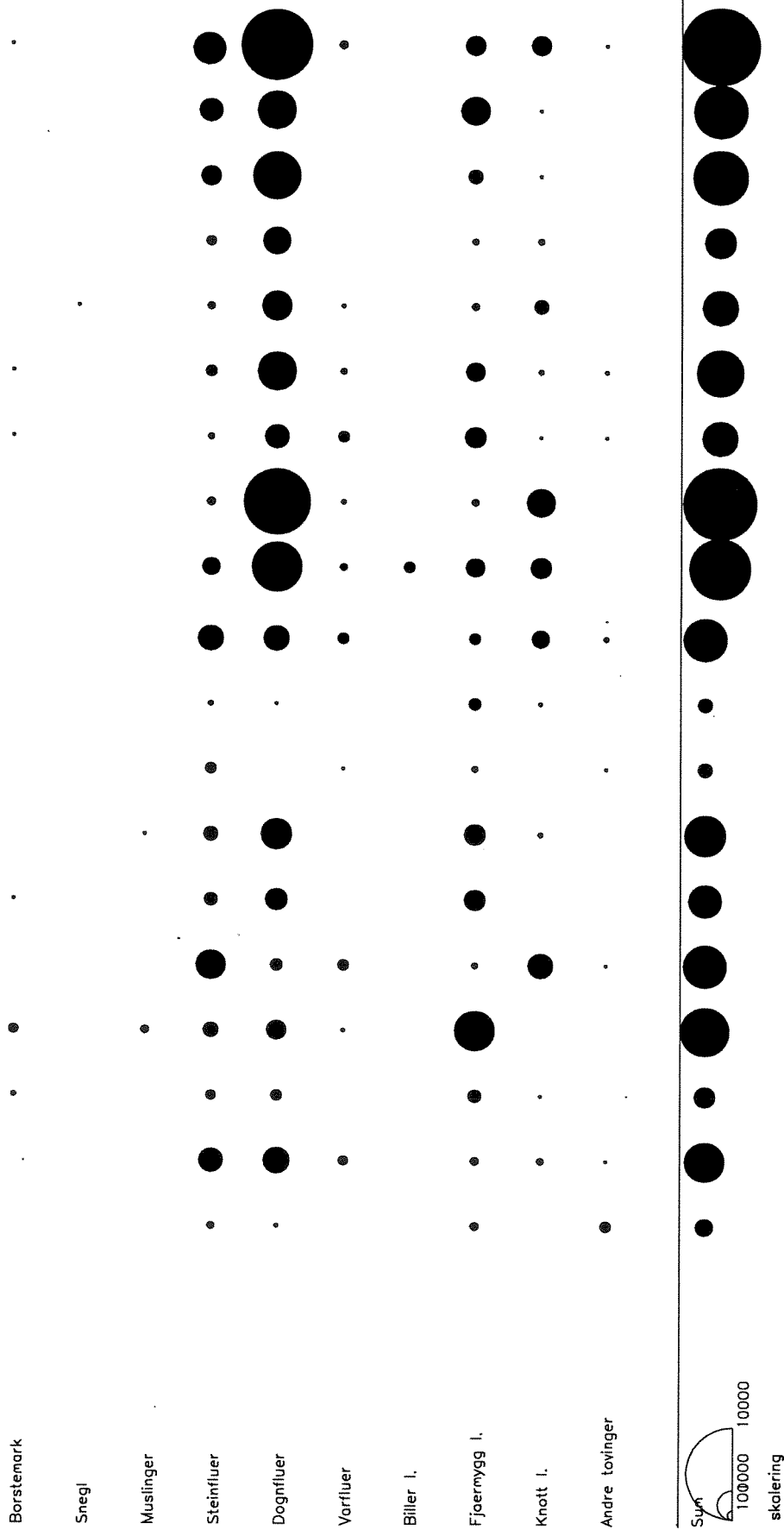


FIG.7. Ottavassdraget, 92.10.18-20. Fordeling av bunndyrgrupper på forskjellige stasjoner. Prøvene er tatt med Surber sampler og mengden angitt som antall / m².

3.3.2. Planktonalger

Planteplankton i innsjøer består av små, frittlevende alger (primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde næringssalter vil derfor (om næringsstoffene foreligger i en for algene tilgjengelig form) gi signifikante endringer i plankton-samfunnet lenge før forskjellene kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planteplanktonets produksjon, artssammensetning, biomasse og årsvariasjon gir derfor god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuell utvikling over tid.

Klorofyll a er det viktigste pigmentet i algene som omdanner lysenergi til kjemisk energi under fotosyntesen. Algene inneholder en viss andel av dette pigmentet. Klorofyllinnholdet i planteplanktonet influeres i noen grad av lys, næringstilgang og artssammensetning, men total klorofyll a konsentrasjon gir likevel et godt mål på konsentrasjonen av planteplankton (algebiomasse) i vannmassene. Klorofyll-konsentrasjonen følger derfor stort sett samme variasjonsmønster som det beregnede algevolumet.

Primærproduksjonsberegningene og analysene av planteplankton er utført ifølge etablert metodikk ved NIVA.

Målet med planteplanktonundersøkelsene i Breiddalsvatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet har vært å vurdere trofistatus, som sammen med resultatene fra de biologiske undersøkelsene i elvene skal brukes ved bestemmelse av vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet. Videre skal resultatene tjene som referanse for eventuelle framtidige etterundersøkelser.

Resultater og diskusjon

Beregninger av algemengder og den relative fordeling mellom de ulike algegruppene er vist i figur 8. Primærproduksjonsdata er illustrert i figur 9, som også viser produksjonsdata fra Vågåvatnet, Losnavatnet og Mjøsa. Primærdata er sammenstilt i vedlegg bak i rapporten.

Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet hadde sommeren 1992 svært lik sammensetning og mengde av planktonalger. Det var et stort innslag av gullalger (*Chrysophyceae*) og μ -alger som indikerte næringsfattige forhold, og algemengden var svært lav med verdier under $0,1 \text{ g/m}^3$. Tot.klorofyll a-konsentrasjonene var derfor også lave med verdier i området $0,2\text{-}0,6 \text{ }\mu\text{g/l}$. Algesamfunnene var dominert av små algeformer, såkalte "monader", som er rasktvoksende og derfor rekker og etablere bestander i innsjøer med stor gjennomstrømning og kort oppholdstid som i dette tilfellet. De vanligst forekommende algearter/grupper var gullalger som *Ochromonas sp.*, *Chrysolykos skulai*, *Dinobryon cylindricum var. alpinum*, samt små og store chrysomonader, videre fureflagellater tilhørende slekten *Gymnodinium*. Dette er i samsvar med de naturgitte forhold og innsjøene kan betegnes som ultra-oligotrofe, dvs. meget næringsfattige (Brettum 1989).

Små algemengder fører til lav primærproduksjon med en årsproduksjon i området $1,0 \text{ gram C/m}^2\text{-år}$. Dette er ca. 10-15 ganger lavere enn den årsproduksjonen som er målt i Vågåvatnet og Losna lenger nede i vassdraget. De undersøkte innsjøene må derfor betegnes som svært lavproduktive, og årsaken til dette er stor gjennomstrømning kombinert med lav temperatur og lave fosforkonsentrasjoner.

Endringer som følge av en kraftverksutbygging.

Grotlivatnet, Heimdalsvatnet og Vuluvatnet vil få sterkt redusert vanngjennomstrømning og bli mindre påvirket av brevannstilsig ved en kraftverksutbygging. Dette vil antagelig føre til økt vann-temperatur samt redusert drift av alger i vegetasjonsperioden noe som vil gi større algemengder og

økt produktivitet. Innsjøene vil imidlertid fortsatt kunne klassifiseres som næringsfattige. Pollvatnet/Heggbotvatnet vil fortsatt få stor vanngjennomstrømning og stor tilførsel av brevnann, og her vil det derfor fortsatt være små algemengder og lav primærproduksjon i samsvar med dagens forhold.

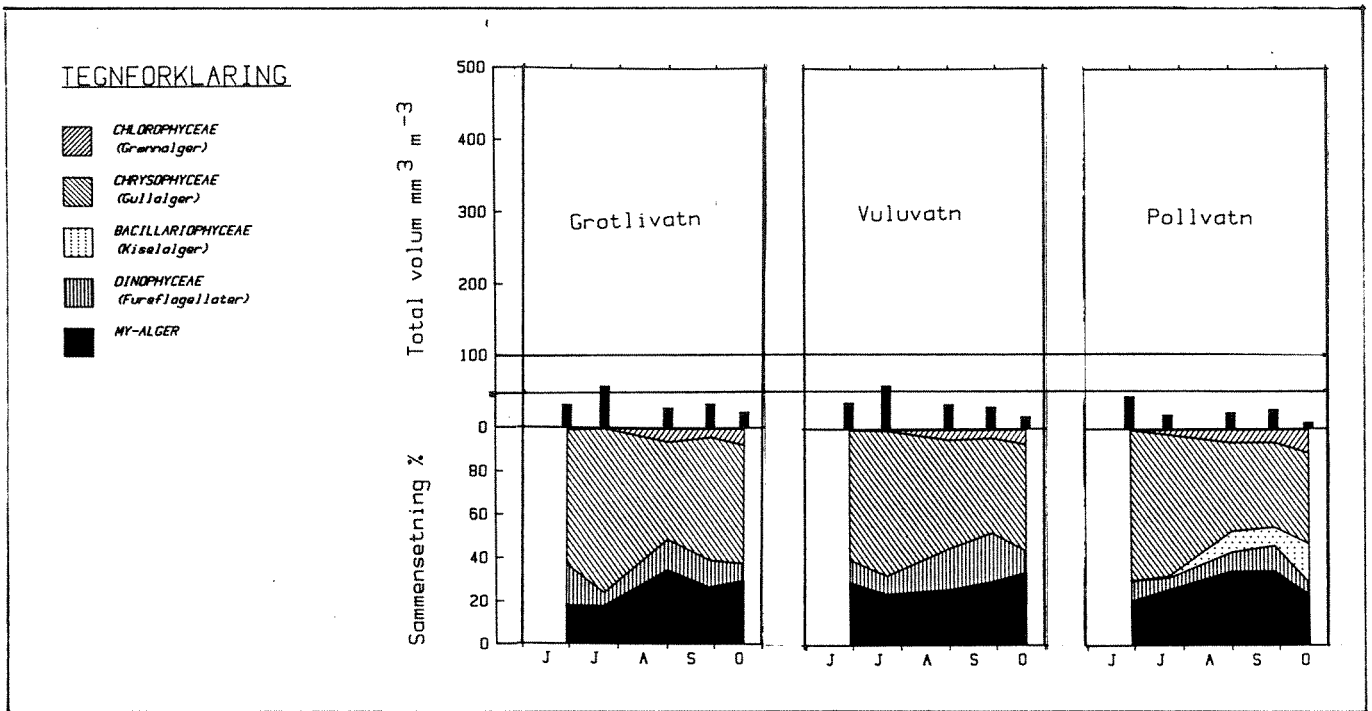


Fig.8 Algemengde og algesammensetning i Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet i produksjonsperioden i 1992. Prøvene representerer en blandprøve fra 0-2m dyp.

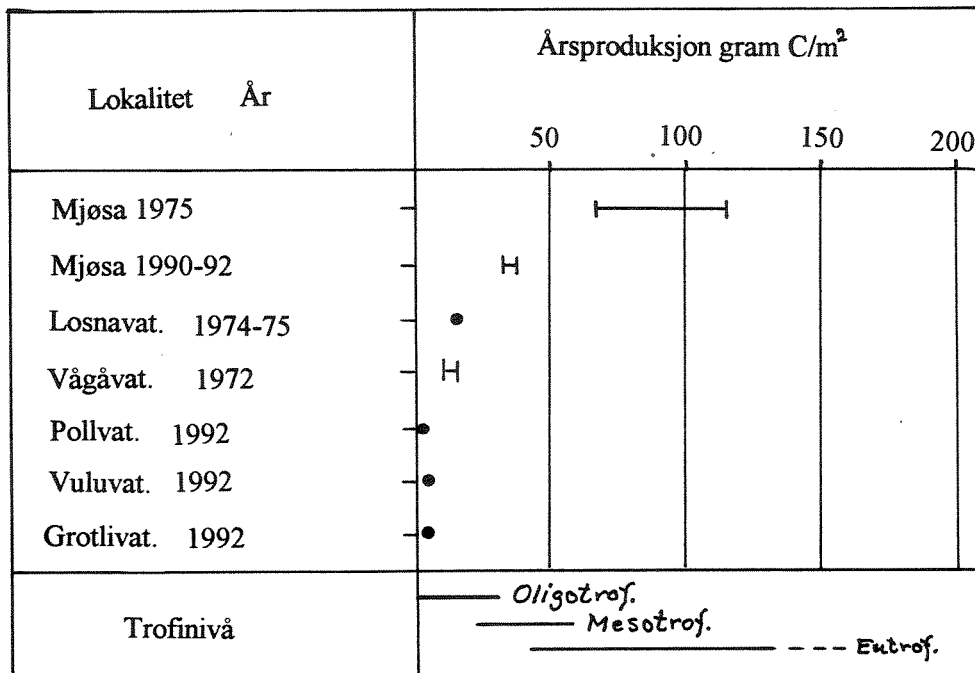


Fig.9 Årlig algeproduksjon i 6 innsjøer i Gudbrandsdalslågen.

3.4. Biokonsentrasjon av tungmetaller i vannmose.

Innledning og metodikk.

Frie metallioner, metallsalter og metallkolloider som tilføres vann og vassdrag forblir oftest i liten grad som løste forbindelser i selve vannmassene. Årsaken til dette er at de raskt bindes til partikler som sedimenterer eller felles f.eks. som hydroksider eller sulfider. De kan også tas opp direkte i biota og bindes direkte i sedimenter. I flomsituasjoner kan likevel betydelige metallmengder transporteres i vannmassene i elver og bekker, men de er da i stor grad bundet til partikler og særlig humusforbindelser.

I lite påvirkede eller moderat påvirkede elver som Ottavassdraget forekommer derfor tungmetallene oftest i meget lave konsentrasjoner i vannfasen, og konsentrasjonsvariasjonene over tid er som oftest store. Det kreves derfor et stort antall vannprøver for å oppnå representativitet. Videre er det svært vanskelig å måle den biotilgjengelige delen av metallene. Alle kompleksbindere i vannet gjør at konsentrasjonene av løste ioner er svært lave, varierer mye og er vanskelige å måle da konsentrasjonene ofte er nær eller under deteksjonsgrensen med de kontamineringsfarer og analysetekniske problem dette medfører.

I stedet kan en bruke organismer som oppkonsentrerer metallforbindelser. Ved å bruke en organisme som bioindikator får en dessuten en oppfatning av om metallene er biotilgjengelige, dvs. at de kan utsettes for ionebytting, adsorpsjon og aktivt opptak over cellemembran.

De høyere konsentrasjonene i organismene sikrer dermed en vesentlig større nøyaktighet av analyse-resultatene sammenliknet med vannprøvene. En annen fordel ved å analysere på organismer er at vannprøven representerer et øyeblikksbilde, mens en organismeprøve er relatert til en middelkonsentrasjon av metallene i vannet gjennom en lengre periode.

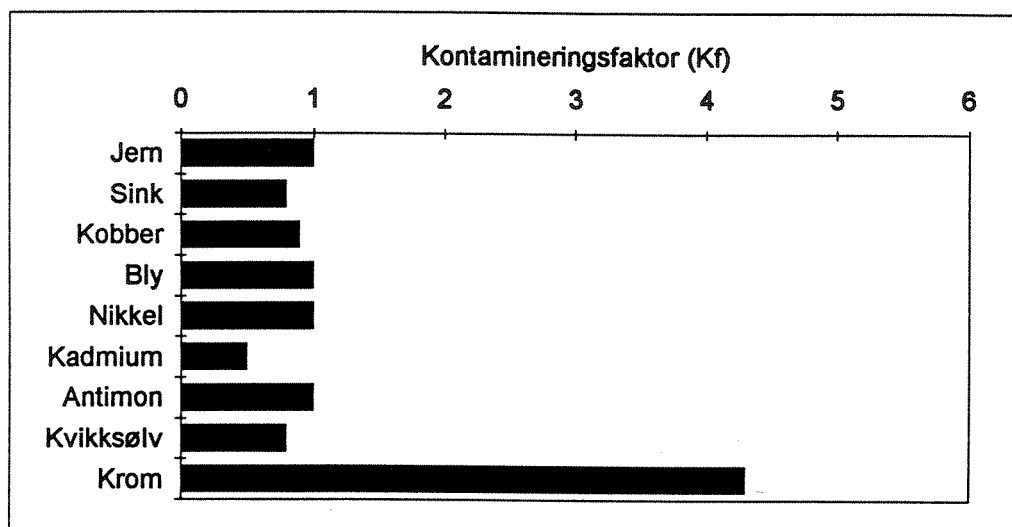
Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvmose), tilfredsstillende mange av kravene som stilles til en bioindikator. Slekten *Fontinalis* er vanlig forekommende i hele Norge. Det foreligger en hel del referansedata, såkalte "normalnivåer" eller referanseverdier både fra Norge (Lingsten 1985, Lingsten pers. medd., Rognerud og Boye 1992, samt egne data fra 1990/91) og Sverige (Lithner 1989). Variasjon i referanse-konsentrasjoner, og klasseinndeling er gitt i tabeller i vedlegg nr.VI bak i rapporten. Anvendelse og begrensning (*Fontinalis* forekommer ikke i surt vann) er derfor godt dokumentert, særlig når det gjelder kadmium, bly, kobber og sink. For de øvrige metallene er det mer sparsomt med referansedata.

Resultater og diskusjon

Resultatene fra moseprøven fra Otta ved Nordberg er vist i figur 10 og primærdata er gitt i tabell i vedlegg nr.V bak i rapporten. Med unntak av kobber og krom forekom de undersøkte metallene i lave konsentrasjoner som er i samsvar med registrerte referanseverdier, dvs. med kontamineringsfaktor Kf nær 1,0. Krom- og kobberkonsentrasjonene kan betegnes som middels høye. Kobberkonsentrasjonen lå likevel innenfor registrerte referansenivåer for Østlandet, mens kromkonsentrasjonen lå noe over. Kf-verdien for krom er beregnet til 4,3 dvs. markert påvirket.

Konklusjonen blir derfor at øvre Ottavassdraget ved Nordberg i liten grad var påvirket av metallforurensninger, men at det forelå et visst påslag av kromforbindelser. Konsentrasjonen av krom var likevel generelt sett lav, og ingen av de undersøkte metallene skulle for tiden utgjøre noe problem for økosystemet i Ottavassdraget. Skadeeffekter overfor akvatisk flora og fauna foreligger for de aktuelle metaller som regel først ved Kf-verdier ≥ 20 . (Lithner 1989). Vi har ikke funnet noen kilde som

kan forklare påslaget av krom.



- kf $\leq 1,5$ Liten påvirkning
" 1,5 - 3 Moderat påvirkning
" 3 - 10 Markert påvirkning
" > 10 Sterk/stor påvirkning

Fig.10 Påvirkningsgrad av tungmetallforurensning estimert fra analyseresultater av innhold av metaller i toppskudd av vannmose (*Fontinalis*) tatt i Ottavassdraget i oktober 1992.

3.5. Vurdering av resipientkapasitet/tålegrense.

Vurdert utifra de biologiske forhold var Øvre Ottavassdraget lite berørt av forurensningstilførsler og hadde i hovedsak rentvannskarakter. En viss påvirkning av økt næringssalttilførsel langs hovedvassdraget på strekningen Bismo - Ottavatnet ble likevel registrert ved økt forekomst av mer næringssaltkrevende algearter samt økt bunnfaunaforekomst (se fig.11). Vassdraget er lavproduktivt.

Tar en utgangspunkt i at vassdragets biologiske mangfold/biodiversitet skal bevares i samsvar med de naturgitte forhold, så vurderes dagens forurensningsbelastning fra den menneskelige aktiviteten i området å ligge på et akseptabelt nivå. Vassdraget bedømmes likvel som følsomt overfor forurensninger fordi en raskt kan få skadeeffekter allerede ved lave belastningsnivåer. Årsaken til dette er at vassdraget er lavproduktivt og har vann med lavt innhold av salter og humus samt har liten bufferevne (alkalitet).

Lav alkalitet ($<0,1$ mekv./l) i kombinasjon med lavt humusinnhold gjør at vassdraget er følsomt for tilførsel av surt vann og raskt vil kunne reagere på endringer i nedbørens surhetsgrad. Sidevassdraget Føysa synes å være mest ømfintlig, og situasjonen her kan tjene som en "early warning" for området. Kartleggingen av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann viser imidlertid at området for tiden er lite belastet med forsurende svovel- og nitrogennedfall (Henriksen et al. 1992).

FORURENSNINGSGRAD BASERT PÅ BENTHOSUNDERSØKELSER

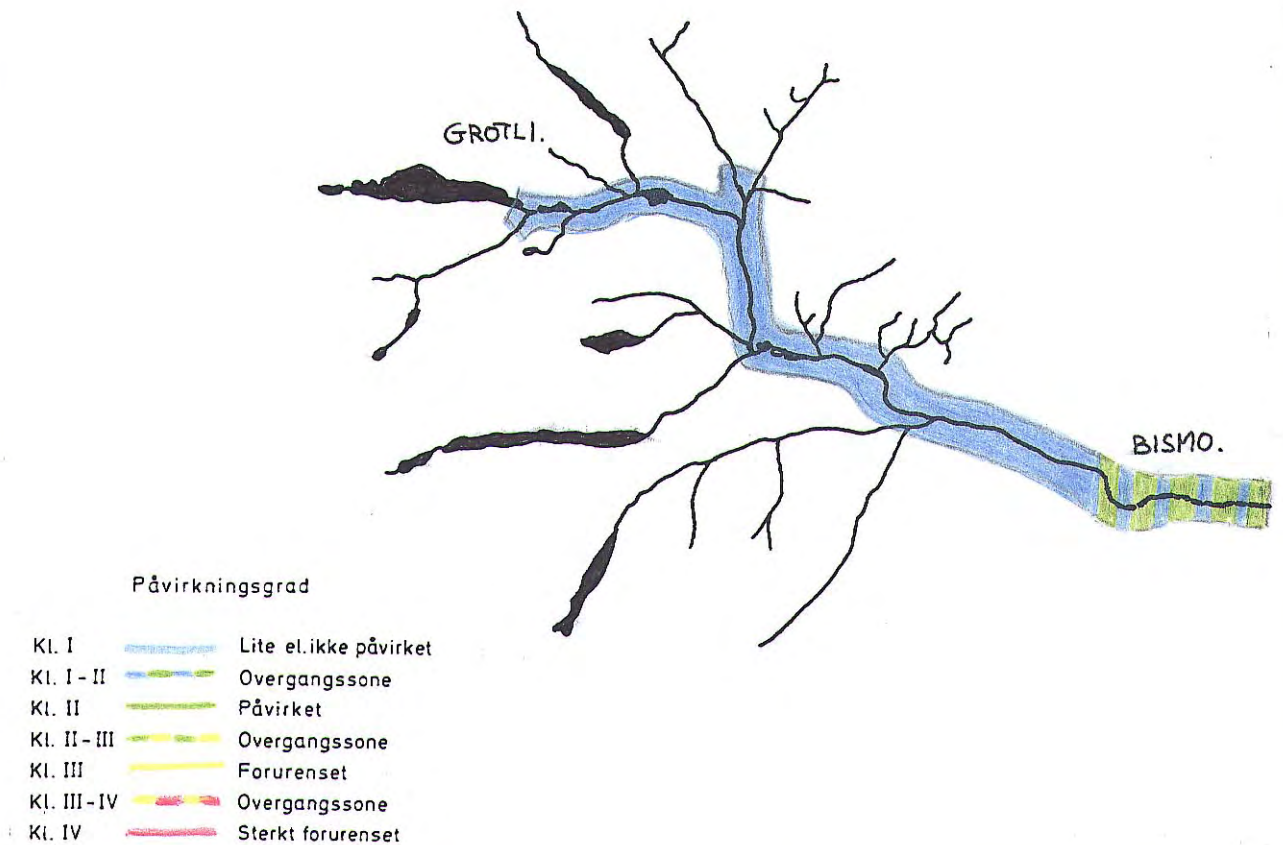


Fig.11 Generell vurdering av forurensningsgrad i Øvre Ottavassdraget i Oppland i 1992 basert på de biologiske forhold.

Lavt produksjonspotensiale fører til at vassdraget er ømfintlig overfor miljøgifter som tungmetaller og klororganiske mikroforurensninger. De delene av vassdraget som berøres av breavsemltning og stor sommervannføring, vil likevel ha stor resipientkapasitet i denne tidsperioden pga. den store for-tynningsevnen. Videre vil breslampåvirkningen dempe de biologiske effektene på en evt. foruren-sningstilførsel.

Endringer som følge av en utbygging:

Den foreslåtte kraftutbyggingen vil redusere resipientkapasiteten (fortynningsevnen) vesentlig på elvestrekningene Breiddalsvatnet - Pollfoss og Heggebottvatnet - Dønfoss. Dette setter klare grenser for eventuelle andre utbygginger som kan tillates i fremtiden. En redusert resipientkapasitet vil bety økte kostnader til rensing dersom næringsliv skal utvikles i regionen. Det er viktig at disse forhold er med i vurderingen/fastsettelsen av minstevannføringen. Under forutsetning av at dagens bosetning- og aktivitetsmønster ikke forandres vil ikke den foreslåtte utbyggingen få nevneverdige konsekvenser for forurensningssituasjonen. Kravene til minstevannføring som vil bli fremsatt i forhold til fiskeinteresser og naturvern vil da dekke behovet til resipientkapasitet.

4. Litteratur - referanser.

- Albrecht, M.L. 1959: Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fliessender Gewässer (Untersuchungsmethoden und Arbeitsergebnisse).
- Andreasson, S. 1984. Exemplet Sölvbacka strömmar. p.36-46. Informasjon från Sötvattenslaboratoriet.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. løpenr.2344. 111s.
- Bækken, T. og K.J.Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 2A. Forsuring. NIVA-rapp. løpenr. 2491. 45s.
- Degerman, E. et al. 1992. Försuring i fjällen. Informasjon fra Sötvattenslaboratoriet (1).
- Engblom, E. og P.E.Lingdell. 1983. Bottenfaunaens användbarhet som pH-indikator. Rapport från Statens Naturvårdsverk nr.1741. 181s.
- Henricson, J. 1984. Rinnande vatten, Reguleringar och Minimitappning. En litteraturöversikt. p.47-75. Informasjon från Sötvattenslaboratoriet (7).
- Henriksen, H. et al. 1992. Tålegrenser for overflatevann - kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsel av sterke syrer. NIVA-rapp. løpenr. 2819, 29s.
- Hessen, D. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapp. løpenr. 2787. 39s.
- Holtan, H. et al. 1975. Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vorma. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975. NIVA- O-151/73. 389s.
- Holtan, H. og D.S.Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning Nr. 92:06. TA/905/1992.
- Johannessen, M. et al. 1990. Conclusion and recommendations. Air pollution report 20, Commission of the European Communities. 187 s.
- Kjellberg, G. og E.Kulsvehagen. 1982. Gudbrandsdalsvassdraget og Vorma. Datarapport: 1976-1981. Fysisk-kjemiske analyserapport med metodebeskrivelser og kommentarer. NIVA-rapp. løpenr. 1390. 96s.
- Kjellberg, G., S.Rognerud og O.Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103s.
- Kjellberg, G. et al. 1988. Tiltaksorientert overvåkning i Gudbrandsdalslågen og Otta i perioden 1985-87. Basert på biologiske undersøkelser. NIVA-rapp. løpenr. 2214. 203s.
- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49s.

- Lindström,E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. NIVA-rapp. løpenr. 2859. 28s.
- Lingsten,L. 1985. Overvåking av Årdalsvassdraget 1983-84. SFT/NIVA rapport 0-8000233. 15s.
- Lithner,G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80s.
- Raddum,G. og A.Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22.
- Rognerud,S. og B.Boye. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelter. NIVA-rapp. løpenr. 2700. 49s.
- Vannote,R.L. et al. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- Ward,J.V. and J.A.Stanford. 1983a. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. p.29-42. In Dynamics of lotic ecosystems. Eds:T.D.Fontaine III and S.M.Bartell. Ann. Arbor, Michigan.

VEDLEGG - PRIMÆRDATA

- VEDLEGG nr.I : Vannkjemiske analyseresultater**
- VEDLEGG nr.II : Bakteriologiske analyseresultater**
- VEDLEGG nr.III : Biologiske data**
- VEDLEGG nr.IV : Generell vannkvalitets klassifikasjon for elver og bekker**
- VEDLEGG nr.V : Biologiske undersøkelsesmetoder**
- VEDLEGG nr.VI : Tungmetallkonsentrasjoner i vannmose**

VEDLEGG NR.1

Vannkjemiske analyseresultater,
tabell 1 og 2.

pH	
Alkalitet (pH 4,5)	mekv/l
Kalsium	mg Ca/l
Spes.ledn.evne	mS/m
Organisk karbon	mg C/l
Turbiditet	N.T.U.
Farge (filtrert)	mg Pt/l
Tot-P	µg P/l
Tot-N	µg N/l
NO ₃	µg NO ₃ -N/l
Tot.klorofyll a	µg KLA/l

Tabell 1. Kjemiske analyseresultater fra 12 elvestasjoner i Øvre Ottavassdraget, 1992.

Parameter	pH					Alkalitet mekv./l				
	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10
Lokalitet										
1. Føysa	6,26	5,11	5,72	6,05	6,05	0,060	0,022	0,033	0,041	0,045
2. Tora	6,10	5,89	5,90	6,24	6,08	0,061	0,037	0,037	0,048	0,049
3. Vulu	5,95	6,04	6,14	6,23	6,13	0,050	0,042	0,048	0,050	0,051
4. Mosagrovi	6,32	5,92	6,21	6,31	6,28	0,098	0,039	0,048	0,060	0,064
5. Måråi	6,37	5,94	6,20	6,22	6,16	0,068	0,038	0,047	0,050	0,051
6. Åfotgrovi	5,96	5,86	6,24	6,43	5,94	0,051	0,032	0,052	0,068	0,035
7. Glitra	6,42	5,95	6,44	6,54	6,35	0,085	0,038	0,060	0,068	0,070
8. Framrusti	6,45	6,40	6,43	6,29	6,35	0,092	0,069	0,074	0,054	0,065
9. Utløp Breiddalsvatn	5,86	5,84	5,90	5,92	5,91	0,044	0,039	0,037	0,040	0,027
10. Otta nedstr. Pollvatn	6,27	5,93	6,17	6,30	6,05	0,071	0,037	0,047	0,050	0,051
11. Otta ovenf. samløp Ostri	6,26	5,94	6,14	6,30	6,23	0,071	0,037	0,047	0,052	0,056
12. Otta ved Nordberg	6,18	6,00	5,99	6,22	6,17	0,075	0,038	0,043	0,053	0,058

Parameter	Ca mg/l				Ledningsevne mS/m				
	6.4	2.6	31.8	19.10	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10
Lokalitet									
1. Føysa	3,65	0,86	0,99	1,99	2,91	2,29	0,47	0,83	1,32
2. Tora	2,57	1,31	1,20	1,89	2,19	2,19	0,75	1,00	1,34
3. Vulu	1,72	1,48	0,86	1,07	1,62	2,42	0,88	0,82	0,99
4. Mosagrovi	2,70	1,26	1,50	2,15	2,57	2,06	0,77	1,06	1,53
5. Måråi	3,93	2,05	1,07	1,63	2,99	2,79	0,91	0,82	1,10
6. Åfotgrovi	2,17	1,20	1,51	1,33	1,97	2,40	1,36	1,10	1,23
7. Glitra	3,72	1,62	1,84	2,52	3,15	1,99	1,38	1,42	1,74
8. Framrusti	4,03	1,87	1,82	2,38	3,38	2,07	1,74	1,52	1,79
9. Utløp Breiddalsvatn	1,79	1,84	1,13	1,23	1,82	2,34	1,50	1,22	1,25
10. Otta nedstr. Pollvatn	2,55	1,32	1,37	2,15	2,33	2,20	1,02	1,18	1,46
11. Otta ovenf. samløp Ostri	2,66	1,34	1,38	1,91	2,52	2,18	1,00	1,20	1,46
12. Otta ved Nordberg	3,12	1,39	1,42	2,18	2,65	2,00	0,99	1,12	1,53

Parameter	Organisk karbon mgC/l					Turbiditet N.T.U.				
	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10
Lokalitet										
1. Føysa	0,3	0,5	0,3	0,6	0,5	0,15	0,70	0,20	0,10	0,10
2. Tora	0,1	0,6	0,4	0,7	0,7	0,20	0,75	0,25	0,20	0,15
3. Vulu	0,6	0,4	0,3	0,4	0,3	0,15	0,25	0,20	0,25	0,20
4. Mosagrovi	0,8	0,7	0,4	0,7	0,6	0,10	0,35	0,10	0,15	0,10
5. Måråi	1,3	0,3	0,4	0,8	0,5	0,75	1,80	1,50	2,50	3,0
6. Åfotgrovi	1,0	1,7	0,8	0,6	0,6	0,20	0,75	0,10	0,10	0,85
7. Glitra	1,2	1,3	0,5	0,9	0,9	0,15	0,20	0,15	0,15	0,15
8. Framrusti	0,9	1,7	0,7	0,7	0,7	0,35	0,30	0,45	1,50	0,70
9. Utløp Breiddalsvatn	0,6	0,7	0,4	0,7	0,9	0,15	0,20	0,15	0,10	0,15
10. Otta nedstr. Pollvatn	0,9	0,8	0,4	0,8	0,6	0,30	0,55	0,40	0,70	0,60
11. Otta ovenf. samløp Ostri	1,3	1,0	0,4	0,5	0,8	0,25	0,45	0,40	0,75	0,50
12. Otta ved Nordberg	1,2	1,0	0,4	1,2	0,9	0,30	0,65	0,65	0,60	0,45

Tabell 1 forts.

Lokalitet	Parameter	Farge mg Pt/l					Total fosfor µg P/l				
		6.4	2.6	23.7	31.8	19.10	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10
1.	Føysa	0	1	1	1	1	1,2	7,2	2,1	1,7	1,3
2.	Tora	0	2	2	1	1	1,8	6,1	2,1	1,7	1,7
3.	Vulu	0	1	2	1	1	1,6	1,7	1,7	2,1	1,3
4.	Mosagrovi	<1	3	1	2	2	1,7	4,3	2,1	1,7	1,7
5.	Måråi	<1	2	3	3	3	1,7	6,1	3,0	3,4	3,0
6.	Åfotgrovi	0	1	7	1	2	2,0	6,1	2,6	1,5	2,1
7.	Glitra	3	7	2	3	4	2,2	3,4	1,7	1,7	1,3
8.	Framrusti	2	8	3	2	2	2,2	2,6	2,1	3,4	2,6
9.	Utløp Breiddalsvatn	0	2	1	1	1	1,3	2,0	2,1	1,7	1,7
10.	Otta nedstr. Pollvatn	1	4	1	2	2	1,6	4,1	2,6	1,7	2,6
11.	Otta ovenf. samløp Ostri	<1	4	1	2	2	1,6	3,4	2,1	2,1	2,1
12.	Otta ved Nordberg	<1	4	2	2	3	1,6	4,8	3,0	2,1	2,1

Lokalitet	Parameter	Total-nitrogen µg N/l					NO ₃ -N µg NO ₃ /l				
		6.4	2.6	23.7	31.8	19.10	6.4	2.6	23.7	31.8	19.10
1.	Føysa	217	212	76	87	116	156	149	29	56	101
2.	Tora	126	142	108	48	71	81	78	15	23	44
3.	Vulu	130	168	93	39	60	83	95	23	10	17
4.	Mosagrovi	133	116	66	17	53	74	43	<5	6	24
5.	Måråi	143	213	90	59	62	89	115	7	9	28
6.	Åfotgrovi	113	120	155	40	59	45	50	<5	7	11
7.	Glitra	126	112	108	42	73	65	50	21	9	22
8.	Framrusti	153	114	133	75	84	72	16	24	57	52
9.	Utløp Breiddalsvatn	107	140	124	56	55	39	62	20	14	10
10.	Otta nedstr. Pollvatn	141	146	108	54	95	67	81	15	27	34
11.	Otta ovenf. samløp Ostri	136	198	90	92	79	67	81	14	28	34
12.	Otta ved Nordberg	189	168	94	58	120	120	90	25	36	90

Tabell 2. Kjemiske analyseresultater fra Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet i Øvre Ottavassdraget, 1992.

Parameter		pH					Alkalitet mekv/l				
		29.6	23.7	1.9	28.9	20.10	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Lokalitet											
Grotlivatnet	0-2m	6,09	5,96	6,05	6,22	5,90	0,044	0,041	0,046	0,053	0,039
Grotlivatnet	12m	5,77	6,06	6,13	6,35	6,09	0,044	0,041	0,045	0,054	0,043
Vuluvatnet	0-2m	6,08	5,96	6,08	6,18	5,98	0,045	0,041	0,047	0,053	0,043
Vuluvatnet	15m	6,00	5,97	6,11	6,20	5,99	0,040	0,042	0,046	0,051	0,045
Pollvatnet	0-2m	6,05	6,07	6,21	6,04	6,02	0,045	0,042	0,050	0,050	0,049
Pollvatnet	4m	6,02	6,04	6,34	6,27	5,96	0,040	0,041	0,052	0,054	0,050

Lokalitet / Parameter		Farge mg Pt/l					Turbiditet N.T.U.				
		29.6	23.7	1.9	28.9	20.10	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Grotlivatnet	0-2m	2	1	2	4	2	0,70	0,80	1,00	1,50	1,00
Grotlivatnet	12m	2	1	2	2	2	0,65	0,80	1,00	2,00	1,00
Vuluvatnet	0-2m	2	1	2	2	2	0,50	0,60	0,90	0,70	0,90
Vuluvatnet	15m	1	1	2	1	2	0,45	0,60	0,90	0,55	1,00
Pollvatnet	0-2m	2	1	2	2	2	0,35	0,40	0,95	0,70	0,80
Pollvatnet	4m	2	1	2	2	2	0,35	0,40	1,50	0,70	1,00

Lokalitet / Parameter		Total fosfor µg P/l					Total klorofyll a µg Kl.a/l				
		29.6	23.7	1.9	28.9	20.10	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Grotlivatnet	0-2m	3,2	2,6	2,1	2,6	2,8	0,44	0,62	0,47	0,31	0,32
Grotlivatnet	12m	3,0	2,6	1,7	2,8	3,2	-	-	-	-	-
Vuluvatnet	0-2m	2,6	2,1	1,7	2,1	2,5	0,29	0,36	0,40	0,23	0,32
Vuluvatnet	15m	3,9	2,6	1,7	2,4	3,0	-	-	-	-	-
Pollvatnet	0-2m	2,4	1,9	2,1	2,1	2,4	0,33	0,19	0,33	0,34	0,31
Pollvatnet	4m	3,0	2,1	4,8	2,1	4,0	-	-	-	-	-

Lokalitet / Parameter		Total nitrogen µg N/l					NO ₃ -N µg NO ₃ /l				
		29.6	23.7	1.9	28.9	20.10	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Grotlivatnet	0-2m	111	46	37	27	81	27	16	10	12	15
Grotlivatnet	12m	140	53	45	82	133	26	13	9	14	18
Vuluvatnet	0-2m	120	74	74	57	95	25	14	9	10	16
Vuluvatnet	15m	228	88	54	81	103	25	19	8	9	16
Pollvatnet	0-2m	139	78	84	66	139	21	19	27	35	41
Pollvatnet	4m	222	67	91	62	112	22	19	28	35	38

VEDLEGG NR. II

**Bakteriologiske analyseresultater,
tabell 3 og 4.**

T.K.	= Totalantall bakterier	antall pr. 1ml
K.B.	= Koliforme bakterier	antall pr. 100ml
T.K.B.	= Termotabile koliforme bakt.	antall pr. 100ml
F.S.	= Fekale streptokokker	antall pr. g (ml)

VEDLEGG NR.III

**Biologiske data
tabell 5-11**

**Begroing
Bunndyr
Planteplankton
Primærproduksjon**

Tabell 5A. Begreingsorganismer i Øvre Oftavassdraget, september 1992 (kiselalger, tabell 5B)																	
Organisme latinsk navn	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S110	S111	S112	S113	S114	S115	S116	S118
Blågrønnalger																	
<i>Calothrix cf. orsiniana</i>					1	xx											
<i>Calothrix sp. (blågr 3-5u, fargel skj)</i>												x					
<i>Calothrix sp.</i>										1	1						
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		xx		xx	xx	x	x	x		xxx	xx			x	x		xxx
<i>Chamaesiphon minutus</i>				x	xx	xx	x	x									
<i>Chamaesiphon sp.</i>		x							x						xx		xx
<i>Chroococcus, flere arter</i>	xxx	xx						xx	xx								
<i>Clastidium setigerum</i>					xx	xxx		xx	xx	xx							
<i>Coleodesmium sagarmathae</i>				x						xx	xx				2		
<i>Cyanophanon mirabile</i>					xx	xx	xx	xx		xx	xx	xx	xx	x	x	xx	
<i>Gloeococcus sanguinea</i>	xx							xx									
<i>Gloeococcus, flere arter</i>			4		1	1	1	1	2								
<i>Homoeothrix sp 1</i>		xx								x	x						
<i>Phormidium hetropolare</i>																	
<i>Rivularia biasolettiana</i>											1						
<i>Schizothrix cf. locustris</i>	xx	xxx		2	1		xx										
<i>Schizothrix, gul/grå skjede</i>	xx	1	1	1	1	1	xx	xx	xx								xx
<i>Schizothrix, brunfiolett skjede</i>										xx							xx
<i>Schizothrix, grønn skjede</i>	1																
<i>Scytonema mirabile</i>				2	xx							1	2	2	2		
<i>Scytomenopsis starmachii</i>	xx																
<i>Stigonema mammosum</i>				5	1	4	5	3		2	3	4	3	3	1	1	1
<i>Stigonema cf. tomentosum</i>							1	xxx							1		
<i>Uidentifiserte coccale blågr</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	x	x	xx	x	xx	x	x
<i>Uidentifiserte trådf. blågr</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xx	x	xxx	x	x	xx	x	x	x	xxx
Grønnalger																	
<i>Binuclearia tectorum</i>		xx	xx	xx	xx	xx	x	x		x	xx	xx	xx	xx	1	xx	1
<i>Bulbochaete sp.</i>				1	xx	xx	xx			xx	1	1	1	1		xx	xx
<i>Uidentifiserte coccale grønnalger</i>															xx		
<i>Closterium sp.</i>																	
<i>Cosmarium spp.</i>		x	xx		x		x			xx	xx	xx	xx	xx	x	x	x
<i>Desmidiium sp.</i>		x															
<i>Horridium flaccidum</i>		xx		x					1							xx	
<i>Horridium rivulare</i>		1	1	x	1	1	1	1	1	xx	xx	xx	xxx	xx	xx	xx	1

Tabell 6 Fordeling av bunndyrgrupper i Ottavassdraget, oktober 1992.

Antall og biomasse (våtvekt) pr.m².

Metodikk: Suber Sampler med 200 µ's duk og 0,5mm såld.

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	8/9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Gruppe:																			
Børstemark	-	-	34	112	-	11	-	-	-	-	-	-	11	11	-	-	-	-	11
Snegl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-
Muslinger	-	-	-	101	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Steinfluer	78	717	123	269	1030	213	235	157	34	762	526	358	90	45	134	67	123	448	650
Døgnfluer	22	851	134	470	179	549	1120	-	11	784	2867	5107	706	1803	1053	930	2710	1747	5936
Vårfluer	-	123	-	22	157	-	-	11	-	134	67	34	146	45	22	-	-	-	101
Biller	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	134	-	-	-	-	-	-	-	-
Fjærmygg	90	90	190	1859	56	526	538	45	179	134	403	67	504	426	78	45	224	952	448
Knott	-	67	11	-	739	-	34	-	22	347	504	963	11	34	246	56	11	11	482
And.tovinger	157	11	-	-	11	-	-	11	-	34	-	-	11	22	-	-	-	-	11
Sum	347	1859	492	2833	2172	1299	1938	221	246	2195	4501	6529	1479	2386	1544	1098	3068	3158	7639
Våtvekt i gram	1,1	3,8	2,0	8,0	1,5	2,0	2,1	0,2	0,07	1,3	3,4	3,9	2,5	2,2	2,5	0,9	1,4	2,3	11,2

Tabell 7. Sammensetning av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i Øvre Ottavassdraget, oktober 1992. Antall pr. m².
Metodikk: Surber sampler med 200 µ's duk og 0,5 mm såld.

Art/stasjon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	8/9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Døgnfluer:																			
<i>Ameletus inopinatus</i>	-	90	-	-	-	-	67	-	-	11	22	45	56	-	-	56	190	90	-
<i>Baetis rhodani</i>	22	750	123	448	202	526	874	-	11	638	2341	3763	605	1792	1064	874	2318	1422	6754
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-	-	-	-
<i>Ephemerella aurivillii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	11	-	-	22	123
Steinfluer:																			
<i>Diura nansenii</i>	22	34	-	11	34	45	34	-	-	-	56	22	34	22	101	22	11	56	179
<i>Isoperla spp.</i>	22	22	11	11	11	11	101	-	-	-	-	22	-	-	-	11	-	90	78
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	-	67	112	235	-	34	90	-	-	-	-	-	-	-	-	11	11	22	11
<i>Brachyptera risi</i>	-	414	-	-	739	-	22	-	-	-	101	56	-	11	-	-	11	11	269
<i>Amphinemura borealis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	67
<i>Amphinemura sp.</i>	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	67	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nemoura ovicularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Protonemura meyeri</i>	22	67	-	-	78	90	-	56	-	34	190	202	-	11	11	-	-	22	-
<i>Capnia atra</i>	22	45	-	-	-	22	-	67	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-	78
<i>Capnia pygmaea</i>	11	-	-	-	67	22	-	22	-	269	179	134	34	34	11	11	101	11	482
<i>Leuctra hippopus</i>	-	-	-	11	-	-	11	-	-	-	-	-	22	-	-	-	22	336	45
Vårfluer:																			
<i>Rhyacophila nubila</i>	11	112	-	-	179	-	-	11	-	67	78	56	11	-	22	-	-	-	157
<i>Limnephilidae indet.</i>	-	11	-	22	56	101	-	-	-	34	11	-	101	56	-	11	-	11	-

Tabell 8 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Pollvatn (bl.pr.0-2 m dyp)
Volum 33/33

GRUPPER/ARTER	Dato=>	920629	920723	920901	920928	921020
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (1=8)	-	.3	-	-	-	-
Crucigenia quadrata	-	-	-	.5	-	-
Dictyosphaerium subsolitarium	-	-	-	.3	.2	.2
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	-	-	.2	.2	.2	.2
Monoraphidium komarkovae	-	.1	.1	-	-	-
Cocystis subaerina v.variabilis	-	-	.4	.5	.3	.3
Scourfieldia cordifolia	.2	-	.1	.1	-	-
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	-	.1	.1	-	-	.1
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	.5	-	-	.1
Sum2	.5	1.4	1.6	1.0
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii	-	-	.1	-	-	-
Chromulina sp.	1.7	-	-	.3	-	-
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	-	-	-	.2	-	-
Chrysococcus sp.	-	-	-	.2	-	-
Chrysolykos skujai	1.3	.6	.5	.3	.2	.2
Dinobryon crenulatum	-	-	-	-	-	.2
Dinobryon cylindricum var.alpinum	.9	.2	-	-	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	.2	1.0	-	-	-
Kephyrion boreale	-	-	-	-	-	.1
Løse celler Dinobryon spp.	.4	-	-	-	-	.2
Mallomonas spp.	-	1.0	-	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.7	2.4	1.7	2.4	1.2	1.2
Pseudokephyrion attenatum	-	.1	-	-	-	-
Pseudokephyrion entzii	.3	.6	.3	-	.2	.2
Pseudokephyrion tatricum	-	-	-	.1	-	-
Såå chrysoomonader (<7)	13.6	5.2	3.6	4.7	1.4	1.4
Spiniferomonas sp.	.4	-	-	-	-	-
Store chrysoomonader (>7)	6.9	2.6	1.7	1.7	-	-
Ubest.chrysoomonade (Ochromonas sp.?)	-	-	.1	.1	-	-
Ubest.chrysophyceae	-	-	.1	.2	-	-
Sum	31.1	12.8	9.2	10.3	3.6	3.6
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)	-	-	.1	-	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	1.3	1.6	1.1	1.1
Tabellaria fenestrata	-	-	-	-	.5	.5
Tabellaria flocculosa	-	.2	.8	.6	-	-
Sum	-	.2	2.2	2.2	1.5	1.5
Cryptophyceae						
Katablepharis ovalis	-	-	-	.5	-	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	.7	-	-	-	-	-
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.3	-	-	.1	-	-
Sum9	-	-	.6	-	-
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gyrodinium cf.lacustre	4.2	.4	1.4	2.0	.5	.5
Gyrodinium sp. (l=15-16)	-	-	-	.7	-	-
Peridinium inconspicuum	-	.7	.4	.4	-	-
Ubest.dinoflagellat	-	-	.2	-	-	-
Sum	4.2	1.1	2.0	3.1	.5	.5
My-alger						
Sum		9.2	5.1	7.7	9.1	2.0

Total		45.7	19.6	22.5	27.0	8.6
=====						

Tabell 9 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Vuluvatn (bl.pr.0-2 m dyp)
 Volum ml3/ml3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	920629	920723	920901	920928	921020
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	.3	-	-	-	-
Dictyosphaerium subsolitarium	-	-	-	.3	.2	-
Koliella sp.	-	-	-	.0	-	-
Monoraphidium komarkovae	.1	.2	-	-	-	-
Gocystis submarina v.variabilis	-	-	.9	.6	.4	-
Scourfieldia cordiformis	-	-	.1	-	-	-
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	-	-	.2	.2	.1	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	.5	-	.5	-
Sum1	.5	1.7	1.2	1.2	-
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii	-	-	.3	.5	-	-
Chrysococcus minutus	-	.7	-	-	-	-
Chrysolykos skujai	1.4	3.8	.9	.5	.4	-
Dinobryon crenulatum	.2	.4	.2	-	.4	-
Dinobryon cylindricum var.alpinum	2.5	1.0	-	-	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	.2	6.3	1.4	-	.4	-
Kephyrion boreale	.1	-	-	.1	.1	-
Løse celler Dinobryon spp.	.6	-	-	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4.1	7.4	3.3	2.2	2.0	-
Pseudokephyrion entzii	.5	2.3	.3	.1	.7	-
Pseudokephyrion tatricum	-	-	-	.2	-	-
Såå chrysoomonader (<7)	7.8	11.5	6.5	5.5	2.2	-
Store chrysoomonader (>7)	4.7	6.9	3.0	3.0	1.7	-
Ubest.chrysoomonade (Ochromonas sp.?)	-	-	.4	.4	.3	-
Ubest.chrysophyceae	-	-	.4	.2	.1	-
Sum	22.1	40.3	16.8	12.6	8.2	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Tabellaria flocculosa	-	.3	-	-	-	-
Sum	-	.3	-	-	-	-
Cryptophyceae						
Cyathomonas truncata	-	-	.2	-	-	-
Katablepharis ovalis	-	-	.2	.1	-	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	-	-	.2	.8	-	-
Ubest.cryptomonade	-	-	-	.7	-	-
Sum	-	-	.6	1.6	-	-
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gyrodinium cf.lacustre	1.9	.3	1.9	.9	.9	-
Gyrodinium cf.uberriam	2.0	-	2.0	4.0	-	-
Gyrodinium sp. (l=15-16)	-	-	1.9	.5	.7	-
Peridinium inconspicuum	-	4.4	.3	.4	-	-
Ubest.dinoflagellat	-	.4	.3	.7	-	-
Sum	3.9	5.1	6.4	6.5	1.6	-
My-alger						
Sum	10.8	14.3	8.7	8.5	5.6	-
Total						
	36.9	60.5	34.1	30.3	16.6	-

Tabell 10 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Grotlivatn (bl.pr.0-2 m dyp)
Volum aa3/aa3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	920629	920723	920901	920928	921020
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlaaydomonas sp. (l=8)	-	.3	.3	.3	.1	-
Crucigenia quadrata	.3	-	-	-	-	-
Dictyosphaerium subsolitarium	-	-	-	-	.2	.6
Koliella sp.	-	-	-	-	.1	.0
Monoraphidium dybowskii	.1	-	-	-	-	-
Oocystis subaerina v.variabilis	-	-	1.0	.4	.4	.7
Scourfieldia cordiformis	-	-	.2	-	-	-
Teilingia granulata	-	-	-	-	.4	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	.3	.2	.2	.3
Sua4	.3	1.7	1.4	1.7	
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii	-	-	.7	.3	.3	
Chromulina sp.	-	-	-	.3	-	
Chrysococcus minutus	-	.6	-	.4	-	
Chrysolykos skujai	1.2	1.7	.6	2.2	1.4	
Craspedomonader	-	-	-	.3	-	
Cyster av Chrysolykos skujai	.3	-	-	-	-	
Cyster av chrysophyceer	-	.3	-	-	-	
Dinobryon crenulatum	-	-	-	-	.6	
Dinobryon cylindricum var.alpinum	1.7	3.8	.2	-	.9	
Dinobryon sociale v.americanum	-	3.3	.2	.7	-	
Kephyrion boreale	-	-	-	.4	.1	
Løse celler Dinobryon spp.	.8	.8	-	-	-	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.9	6.7	2.5	3.8	2.4	
Pseudokephyrion attenuatum	-	-	.3	-	-	
Pseudokephyrion entzii	-	1.5	.4	-	.1	
Små chrysoomonader (<7)	7.6	18.1	4.4	7.5	3.5	
Store chrysoomonader (>7)	3.9	6.0	1.7	2.2	2.6	
Ubest.chrysoomonade (Ochromonas sp.?)	.1	.3	.4	.3	-	
Ubest.chrysophyceer	-	-	.5	-	.1	
Sua	19.5	43.0	11.9	18.3	12.0	
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Tabellaria flocculosa	-	.2	.5	.8	-	
Sua	-	.2	.5	.8	-	
Cryptophyceae						
Katablepharis ovalis	-	-	.1	.1	-	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	-	-	.6	.3	-	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	.5	-	.1	-	
Sua	-	.5	.7	.6	-	
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gyanodinium cf.lacustre	6.0	1.9	2.0	1.6	1.5	
Gyanodinium sp. (l=15-16)	-	-	.7	1.3	.2	
Peridinium inconspicuum	-	1.2	.3	.8	-	
Peridinium sp. (l=15-17)	-	-	-	.3	-	
Ubest.dinoflagellat	-	.4	.7	-	-	
Sua	6.0	3.5	3.7	4.0	1.7	
My-alger						
Sua	5.6	10.0	9.1	8.5	6.5	

Total		31.5	57.3	27.6	33.5	21.9
=====						

Tabell 11. Primærproduksjonsdata fra Grotlivatnet, Vuluvatnet og Pollvatnet i 1992.

Grotlivatnet

Dato	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Dagsprod. mg C/m ² -d	5	9	8	7	5

Årsproduksjon (g C/m²-år) : 1
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²-d) : 5
 Maksimum døgnproduksjon (mg C/m²-d) : 9

Vuluvatnet

Dato	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Dagsprod. mg C/m ² -d	7	9	8	8	6

Årsproduksjon (g C/m²-år) : 1
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²-d) : 4
 Maksimum døgnproduksjon (mg C/m²-d) : 9

Pollvatnet

Dato	29.6	23.7	1.9	28.9	20.10
Dagsprod. mg C/m ² -d	1	2	2	2	1

Årsproduksjon (g C/m²-år) : <1
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²-d) : 1
 Maksimum døgnproduksjon (mgC/m²-d) : 2

VEDLEGG NR.IV

Generell vannkvalitets-klassifisering for elver og bekker

- Vannkvalitetsklasse og forurensningsgrad basert på de biologiske forhold.
- Beregning av mulig fiskeproduksjon i elver og bekker.

FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINNDELING FOR BEKKER OG ELVER.

Inndelingen nedenfor er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobie-systemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). For mer inngående informasjon og vurderingsnorm for innsjøer vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Klasse I (blå farge):

Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning, som regel stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobesonen i Fjerdingstads system).

1) Benyttes nedbørfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel fekale bakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag.

Områder innenfor denne klasse, men med høy humuspåvirkning eller med markert forurensning, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alk. < 0,1 mekv/l), lav pH (<5,5), ikke forekomst av forurensningsfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH <4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger.

Klasse I-II betegner en overgangssone med liten til moderat påvirkning.

Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrep (utvaskningseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller rensaneanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, gjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (>100 termotabile coliforme bakterier pr. 100 ml) og da spesielt ved lavvannsføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge):

Elve- og bekkestrekninger der en moderat og påvisbar påvirkning gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til et økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringssalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjonen (eutrofiering). Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og gjødsel), kan det være noe visuelt fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oskygenforhold i såvel bunnsubstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av fekal karakter, er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Strekninger med markert eller stor eutrofieringspåvirkning, dvs. overgjødning, er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvannsnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (elodeider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter).

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve/bekke-løpet vokser igjen av høyere akvatisk vegetasjon, luktulemper når liten vannføring medfører tørleggelse og forråtnelse samt at løsevegen algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fisken. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingsstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten.)

Klasse II-III betegner en overgangssone med moderat til markert påvirkning. Forholdene er som for klasse II, men innslaget av visuelt fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstas Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge):

Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering) forekommer. Her er det blant alger og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) som er visuelt fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagene kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis <5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren. Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaks-forringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller -kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (>500 koliforme pr. 100 ml), og vannet er fra et hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller badevann uten omfattende rensing, og i visse tilfeller er det heller ikke egnet til friluftsbad eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingsstads system).

Klasse III-IV betegner en overgangssone med markert til sterk påvirkning. Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastning medfører tidvis oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene (sort belegget under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3-5 mg O₂/l). Som regel direkte luktulemper. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingsstads system er den som nærmet stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge):

Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av visuelt fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og protozoer. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulemper. Skumdannelse er også vanlig. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort beleg under steiner). I mindre vassdrag og bekker er også oksygeninnholdet i de frie vannmasser som oftest sterkt redusert, ofte <3 mg O_2/l , og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Der vi har mer permanent belastning består floraen og faunaen av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individtall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* og/eller soppen *Leptomitus lacteus*, samt i visse tilfeller soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø) er som regel vanlig og setter sitt preg på elvestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetonet utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med svarte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H_2S , NH_3 osv.). (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingsstads saprobiesystem).

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Sone hvor det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, visse metallsalter, osv.). Det kan her røre seg om kroniske eller tilfeldige utslipp. Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Sone hvor utslipp ikke medfører noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. tungmetaller eller andre miljøgifter kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre alvorlige konsekvenser. Disse områder er markert med svarte prikker langs fargefeltene.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag, ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid. Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv.. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetonet, og her kan bl.a. silopressaftutslippene nevnes. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (Klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne forholdene i Steinsegbekken på Nes i Ringsaker kommune i 1973 (Mjærum 1974).

BEREGNING AV MULIG FISKEPRODUKSJON I ELVER OG BEKKER.

Beregningene bygger på Huet's av Albrecht forbedrede system (Albrecht 1959) som i noen grad er blitt modifisert ¹⁾ for å gi et situasjonsbilde som er i overensstemmelse med forholdene slik de her foreligger (se diagram). det bør imidlertid understrekes at denne metode for bestemmelse av fiskeproduksjonen er beheftet med store feilkilder (Hynes 1972).

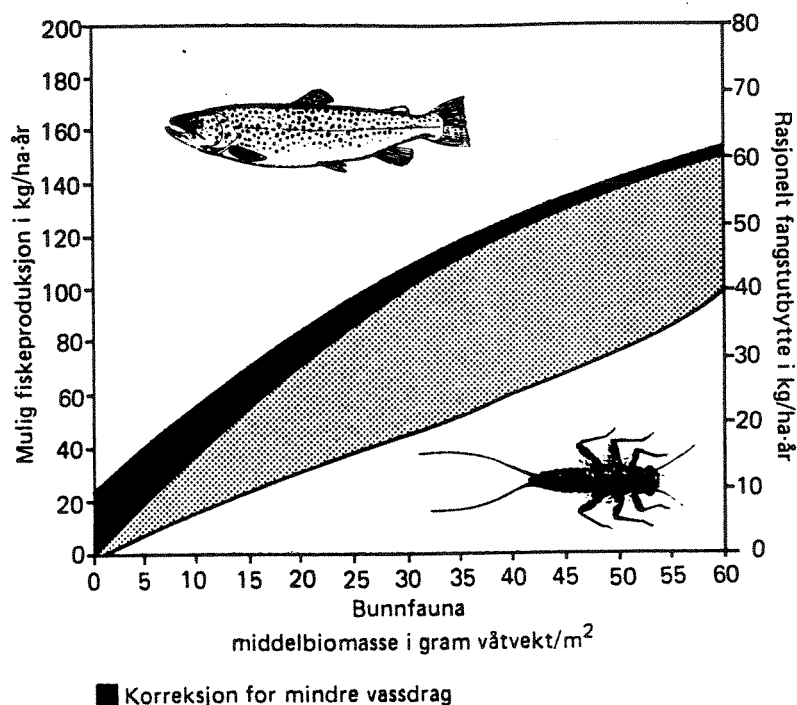
Tidsperioden må være valgt slik at bunnfaunens biomasse er tilnærmet lik den midlere årsbiomasse. I dette tilfelle er høstperioden fordelaktig da bunnfaunaen er det berørte elvesystem for det meste utgjøres av insektgrupper (Hynes 1961).

Det er således størrelsesområdet (dvs. om det dreier seg om 5, 10, 50, 100 eller 500 kg/ha år) og forholdet mellom de ulike lokaliteter som her er viktigst og ikke de eksakte verdier for hver lokalitet på det aktuelle tidspunktet. Den eksakte (reelle) fiskeproduksjon under prøvetakingen (dvs. på hvilken måte næringsressursene utnyttes) beror i høy grad på fiskepopulasjonens størrelse samt arts- og aldersfordeling. En stor bestand av småfallen og eldre fisk (P/B-kvot $<0,5$) har betydelig lavere nettoproduksjon enn en bestand av yngre (P/B-kvot $>0,8$) og færre fisk. Om denne mulige fiskeproduksjon i det aktuelle område skal oppnås eller ikke, er nærmest et spørsmål om hvor godt denne ressurs utnyttes. dette har igjen sammenheng med riktig fiskestell (Jensen 1972).

1)

På grunn av innsamlede data over bunnfaunaens biomasse og dens sammensetning, er bunnfaunaproduksjonen på hver lokalitet blitt beregnet ved hjelp av kjente oppgaver om forholdet mellom produksjon og biomasse. "The turnover ratio" dvs. forholdet B/P der P er årsproduksjonen og B middelbiomassen (Waters 1969, Thomas et al. 1973). På grunnlag av produksjonsverdiene for bunnfaunaen samt bedømmelse av dens tilgjengelighet som fiskeføde for de fiskearter som her er aktuelle, er mulig fiskeproduksjon siden blitt beregnet bla. på grunnlag av forholdet mellom inntatt næringsmengde og tilvekst (Winberg 1960) samt forholdet mellom produsent og konsument (forbruker) i et biologisk system i jevnvekt (Odum 1971, Slobodkip 1960). Da det gjelder laksefisk må en legge spesiell vekt ved de bunnfaunaorganismer som inngår i driftfaunaen.

Diagram over forholdet mellom bunnfauna, mulig fiskeproduksjon og fangstutbytte for elver og bekker.



Eksempel på P/B-kvoten for ørret i rennende vann:

0+ til 1+	1,5 - 1,7
1+ til 2+	0,8 - 1,0
2+ til 3+	0,25 - 0,5
3+ til > 4+	0,3 - 0,4
Normalbestand	0,8 - 0,9

Videre må man anta at produksjonen blir undervurdert i de tilfeller det forekommer andre fiskeslag enn harr og aure. Dette gjelder særlig strekninger hvor karpefisker som mort og gullbust forekommer eller der fiskepopulasjonen er spesilet tett. Videre er sannsynligvis bunnfaunens størrelse som regel undervurdert på grunn av ugunstige prøvetakingsforhold. Ofte blir derfor den mulige fiskeproduksjon antakelig noe for lavt vurdert. Det skulle likevel være mulig til tross for disse forbehold, å få en forståelse av størrelse og variasjon i fiskeproduksjonen og produksjonskapasiteten som sådan. Dette gjelder såvel innenfor en og samme elvestrekning (fusser, stryk og loner) som mellom de ulike elver og elveavsnitt. En mer generell beskrivelse fremgår av tabell I.

Til orientering kan nevnes at fiskeproduksjonen i rennende vann for tempererte områder normalt varierer mellom 20 og 180 kg/ha år (Chapman 1966), men den kan naturligvis i spesielle produktive vanntyper være betydelig høyere. Verdier omkring 400-500 kg/ha år er blitt notert (Allen 1951, Mann 1965).












Eksempel på størrelsen av den årlige fiskeproduksjonen i Skandinaviske bekker og elver:

- Fjellvassdrag	1 - 30 kg/ha	
- Kalle og/eller nærings- fattige vassdrag	1 - 70 kg/ha	M 10 - 15 kg/ha
- Mer produktive vassdrag	30 - 120 kg/ha	
- Meget produktive vassdrag i lavlandsområdet	120 - 300 kg/ha	

Endelig er det viktig å merke seg at mulig fiskeproduksjon "ikke må sammenblandes med mulig fangstutbytte". Med fiskeproduksjon menes i dette tilfelle nydannet fiskekjøtt pr. år og hektar. I hvilken grad dette siden utnyttes i forbindelse med fangst er som tidligere nevnt, nærmest et spørsmål om godt fiskestell.

Videre behøver ikke produksjonslokalitet og fangstlokalitet være den samme i et vassdrag hvor fisken har mulighet til lange vandringer (se bl.a. Andersen (1967): Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget).

Tabell I. Forbindelse mellom strømhastighet og produksjon av fiskenæring i rennende vann. Tabellen er stilt sammen på grunnlag av oppgaver hentet fra Einsele (1957), Funk (1953) og Müller (1954, 1955), sammenstilt av Lindstrøm (1958).

Strømhastighet	Bunnsubstrat	Vegetasjon	Produksjon av fiskenæring	Området som fiskevann
170 cm/s	Fast fjell, blokk og stein i bevegelse	Lite	Lav	Dårlig 
120 - 170 cm/s	a. Fjell og større blokker	Mose og alger	God	Godt 
	b. Grov grus og rullestein. Grusen og den mindre rullesteinen som oftest i bevegelse	Lite	Mindre god	Mindre godt 
60 - 120 cm/s	a. Blokk og stein	Tildels rikelig med	Høy	Meget godt 
	b. Grovere grus og rullestein	alger og mose	Spesielt høy	Meget godt 
20 - 50 cm/s	a. Grovere grus og noe sand	Alger, mose og noe høyere veg	God	Godt 
	b. Sand som ofte omlagres	Lite	Lav	Dårlig 
10 - 20 cm/s	Sand og noe slam	Høyere veg, og noe alger og mose	Lav til middels godt	Mindre godt 
Mindre kulper og loner	Overveiende sandbunn	Høyere veg	Lav til middels godt	Meget godt 
<10 cm/s	Overveiende slam	Høyere veg	God til middels høy	Godt 
Større kulper og loner	Slam	På grunnere partier høyere veg	God	Godt 

Den beste produksjonsstrukturen finner man i vassdrag med varierende forekomst av innsjøer (utløpseffekt) og lengre foss- og strykpartier i kombinasjon med mindre kulper og lonepartier. dette gjelder spesielt fiskearter som harr og aure.

Litteratur - referanser

- Allen, K.R., 1951: The Horokivi Stream: a study of a trout population. Fish. Bull. N.S., 10, 1 - 238.
- Albrecht, M.L., 1959: Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fließender Gewässer (Untersuchungsmethoden und Arbeitsergebnisse).
- Andersen, C., 1967: Undersøkelser av harren i Trysilvassdraget. Hovedfagsoppg. ved Universitetet i Oslo.
- Chapman, D.W., 1966: Production in fish populations. In Gerking, S D, The Biological Basis of Freshwater Fish Production, -Oxford, Blackwell.
- Fjerdingsstad, E., 1960: Forurensning af vandløb biologisk bedømt, Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol XLI, sid. 149 - 196.
- Hynes, H.B.N., 1961: The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57, 344 - 388.
- Hynes, H.B.N., 1972: The Ecology of Running Waters. Liverpool University press.
- Kjellberg, G., S.Rognerud og O.Gillund 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103s.
- Lindström, T. 1958. Dalspärrar og kraftverksmagasin - ett referat og diskussionsinlägg. Svensk Fiskeri Tidsskrift. Nr. 1. Arg. 67. 1-4.
- Mann, K.H., 1965: Energy transformation by a population of fish in the River Thames. J.Anim. Ecol., 34, 253 - 275.
- Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøgskole. 80s.
- Odum, E.P., 1971: Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Company, London.
- Slobodkin, L.B., 1960: Ecological energy relationships at the population level. Am. Naturalist 94 (876), 213 - 236.
- Thomas, F., T.F. Waters and G.W. Grawford, 1973: Annual Production of a stream mayfly population: A comparison of methods. Limnology and Oceanography. Vol. 18, No. 2, 286 - 296.
- Waters, T.F., 1969: The turnover ratio in production ecology of freshwater invertebrates. Amer. Natur. 103:173 - 185.
- Windberg, G.G., 1960: Rate of metabolism and food requirements of fish. Fish Res. Bd Can., Transl. Ser. 194, 253 pp.

VEDLEGG V

Biologiske undersøkelsesmetoder

- **Begroingsundersøkelser**
- **Bunndyrundersøkelser**

Begroing og bunndyr på de enkelte stasjonene

Begroingsundersøkelse

Innledning og definisjon

Begroing er en fellesbetegnelse for organismesamfunn festet til elvebunnen eller annet underlag eller med naturlige tilholdssted nær elvebunnen, f.eks. blant andre begroingsorganismer. I rennende vann spiller begroingen stor rolle ved opptak og omsetning av løste næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Ved å være festet til et voksested vil begroingen avspeile voksestedets fysiske/kjemiske karakter og integrere denne påvirkning over tid.

Funksjonelt er det ulike typer begroing:

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

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene. Mineralske salter er viktigste næringsgrunnlag for primærprodusentene som øker i mengde ved økt tilførsel av næringssalter. Ved økt tilførsel av løst, lett nedbrytbart organisk stoff øker mengden av nedbrytere. Partikulært organisk stoff medfører økt forekomst av konsumenter.

I norske elver utgjør vanligvis primærprodusentene det meste av begroingssamfunnet. Bare unntaksvis, i betydelig forurensede elver, dominerer nedbrytere og konsumenter.

Spesielt i rennende vann kan miljøfaktorene variere raskt og innvirke på bl.a. kjemiske forhold:

- Liten vannføring (tørrværsperioder) kan resultere i "konsentrert vann" med høyt innhold av kjemiske stoffer.
- Høy vannføring (f.eks. snøsmelting) kan resultere i "fortynnet vann" med lite innhold av kjemiske stoffer.
- Nedbør kan medføre kortvarig avrenning fra f.eks. overgjødslede jorder eller slaggdeponier (gruveavrenning).
- Industri, renseanlegg o.l. kan ha periodiske utslipp.

På grunn av raske vekslinger i miljøforholdene kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden i rennende vann. Fysisk/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde, og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten.

Begroingssamfunnet derimot vil, ved å være bundet til et voksested, avspeile miljøfaktorene på voksestedet og integrere denne påvirkningen over tid.

Generasjonstiden for de fleste begroingsorganismer er dessuten ikke lenger enn at det gis rom for endringer fra ett år til neste, og i løpet av en vekstperiode. Derved oppfanges også kortvarige påvirkninger, f.eks. sesongdirigerte avløp fra jordbruket.

Begroingsundersøkelser er derfor blitt et nyttig og utsagnskraftig verktøy i overvåkingen av våre vassdrag.

Observasjoner av begroingsamfunnet blir bl.a. brukt til å måle virkningen av:

- plantenæringsstoffer
- organisk materiale
- miljøgifter
- forsuring
- regulering
- partikler

For bunndyr og små fisk kan stor forekomst av begroing danne effektiv beskyttelse mot sterk strøm og annen mekanisk slitasje og mot predasjon av andre dyr. Begroingen tjener dessuten som føde for en del bunndyrgrupper.

Metodikk

Metodikk for begroingsobservasjoner er i hovedsak en kvalitativ beskrivelse av begroingsamfunnet (Knutzen 1979, Lindstrøm 1987). Metodikken er i alt vesentlig standardisert og kan deles i tre avsnitt:

1. Feltobservasjoner/innsamling av prøver

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

- en substrattype - stein - samme substrattype hele året.
- liten utveksling av kjemiske stoffer mellom stein og begroing (i motsetning til f.eks. organisk substrat).
- stadig fornyelse av vann med næring.
- høyt oksygeninnhold i vannet, osv.

Begroing vokser ofte i synlige, visuelt ulike enheter som kan ha form av et geleaktig brunt belegg (ofte kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger), eller f.eks. mørkegrønne dusker som kan bestå av rød- eller blågrønnalger.

Ved feltobservasjonene innsamles begroingselementene hver for seg og mengdemessig forekomst av hvert element angis i form av dekningsgrad. Dekningsgraden vurderes subjektivt ut fra hvor stor prosentdel av tilgjengelig elveleie som dekkes av hvert element. Skalaen som benyttes er logaritmisk:

5.	50 - 100	% av observert bunnareal dekket				
4.	25 - 50	% " " " "				
3.	12 - 25	% " " " "				
2.	5 - 12	% " " " "				
1.	< 5	% " " " "				

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

Til en undersøkelse av kiselalgesamfunnet børstes 10 tilfeldig valgte stener rene for begroing. Materialet fra alle stenene blandes og en delprøve tas ut.

Det innsamlede materialet fikseres i formalin og bringes til laboratoriet for videre analyse.

2. Laboratorieanalyse

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

Fra kiselalgeprøvene tas delprøver og glødes. Etter montering i Hyrax, telles kiselalgeskallene og prosentvis forekomst av hver art beregnes. Fra hver prøve telles minst 500 skall.

3. Tolking av resultatene.

På grunnlag av begroingssamfunnets sammensetning er stasjonene ifølge Lindstrøm (1987) plassert i vannkvalitetsklasse som angir grad av eutrofiering/-saprobiering etter følgende skala som omfatter fire hovedklasser i vannkvalitet:

Vannkvalitets-klasse	I	II	III	IV
Betydning	Ikke påvirket	Moderat påvirket Naturlig svært næringsrik	Betydelig påvirket	Sterkt påvirket
Begroingen karakterisert ved:	<ul style="list-style-type: none"> - Mange arter - Forurensnings-ømfintlige arter til til - Velorganisert samfunn - Liten nedbrytning av organisk materiale - God næringsvalanse 	<ul style="list-style-type: none"> Naturlig næringsrik: - stor artsrikdom Moderat påvirket: - svakt redusert artsantall - Næringskrevende arter til stede - Samfunn relativt stabilt - Nedbrytere utgjør en del av organisme-samfunnet - Overskudd av næringsstoffer 	<ul style="list-style-type: none"> - Redusert artsantall - Bare forurensningstolerante arter - Ustabilt samfunn - Samfunnet preget av nedbrytere - Stort overskudd av næringsstoffer 	<ul style="list-style-type: none"> - Få arter - Bare nedbrytere og svært forurensningstolerante arter - Samfunnsstruktur ødelagt - Ofte masseforekomst av nedbrytere - Stort overskudd av næringsstoffer

Påvirkning av surt vann er vurdert utifra fagrapport nr.27. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger (Lindstrøm 1992).

Bunndyrsundersøkelse

Innledning og definisjon

Ved bedømmelse av et vassdrags biologiske tilstand og produksjonsevne er kunnskapen om bunndyrenes mengde og artssammensetning (biodiversiteten) av stor verdi. Bunnfaunaen er sammensatt av mange funksjonelt ulike arter med spesifikke krav til miljø (vannkvalitet, oksygentilgang, bunnsubstrat m.m.) og samtidig konsentrert til kontaktsjiktet mellom elvebunn og vann. I dette sjiktet skjer mange viktige prosesser i omsetningen av næringsstoffer og oksygen som lett påvirkes av forurensningsbelastning. Dertil kommer at de fleste bunndyrarter har en lang livssyklus - ofte ett år - og således gjenspeiler miljøpåvirkningen over en lengre tidsperiode. Selv tilfeldige påvirkninger, f.eks. giftutslipp, forsureningsepisoder, slamtilførsel m.m. som ikke alltid kan dokumenteres gjennom vanlige vannprøver, kan bli påvist ved slike undersøkelser. Bunndyr har derfor i lang tid blitt anvendt for å klassifisere vassdrag (Kolkwitz og Marsson 1908, Liebman 1951, Widerholm 1984).

Til bunnfaunaen regnes de organismene (invertebrater) som til tider eller i hele sitt liv lever i eller på bunnen i både stillestående og rennende vann. I rennende vann finnes gjerne to hovedtyper av organismesamfunn. I de mer stilleflytende partier med hovedsakelig slambunn, ligner faunaen i prinsipp den som vi finner i innsjøer. Den er som regel dominert av døgnfluelarver (Ephemeroptera), fåbørstemark (Oligochaeta) og fjærmygglarver (Chironomidae). Foss- og strykpartier og mer hurtigflytende elveavsnitt, hvor bunnen består av grus, stein og blokker har organismer som er spesialisert for dette miljøet. De har som regel en flat kroppsform, ofte kombinert med kraftige klør (visse stein- og døgnfluelarver). De kan også ha bygget hus av sand- og gruskorn som kan være festet til underlaget med spinnråder (visse vårfluer og fjærmygglarver) eller de er forsynt med sugeskåler (igler og knottlarver). Enkelte arter av vårfluelarvene spinner fangstnett av ulike utforminger. Snegler har ofte redusert skallhøyde for derved å oppnå mindre motstand i vannet.

Organismer som lever i strømmende vann er på en eller annen måte utrustet for å unngå eller motstå vannstrømmens innvirkning. Strømfauanaen domineres som regel av tre insektgrupper, nemlig vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera). Av stor betydning er også fjærmygg (Chironomidae) og knott (Simulidae). Dertil kommer et flertall snegler (Gastropoda), muslinger (Lamellibranchiata), igler (Hirudinea) og biller (Coleoptera).

På grunn av at oksygenforholdene som regel er gode og at næring stadig tilføres, oppstår det ofte individrike samfunn på slike lokaliteter, og som regel er produksjonskapasiteten pr. overflateenhet høy. Til forskjell fra den innsjø-levende faunaen som normalt i stor utstrekning utnytter føde som produseres i innsjøen (autoktont materiale), består en stor del av føden for den strømlevende faunaen av tilført organisk materiale (alloktont materiale) som stammer fra det omkring- eller ovenforliggende nedbørområde. De fleste av de strømlevende organismene, særlig de større bunndyrene (makrovertebrater), er betydningsfulle som fiskemat og da spesielt for laksefisk som ernærer seg av disse både i form av bunnfauna og driftfauna.

Bunnfaunaens kvalitet og kvantitet har derfor avgjørende betydning for vassdragets fiskeproduksjon, og som oftest gjelder regelen at en rik bunndyrforekomst gir en god fiskeproduksjon. Bunnfaunaens sammensetning har her avgjørende betydning, da de ulike bunnorganismer i ulike grad er tilgjengelige for fisken. Forandringer i bunnfaunasamfunnet kan derfor medføre markerte forandringer av fiskeproduksjonen og forholdet mellom ulike fiskearter.

Organismeproduksjonen i ett og samme vassdrag bestemmes som oftest først og fremst av strømhastigheten som i sin tur påvirker oksygeninnholdet, temperatur, bunnsubstratet og næringstilgangen. De mest produktive områdene består av foss- og strykpartier med stein og

grusbunn og med moderat vannhastighet, mens bevegelig sandbunn og direkte bergformasjoner i kombinasjon med kraftig strøm, er lavproduktive. Innsjøutløpene er som regel spesielt produktive med stor forekomst av filtrerere som visse vårfluer og knott. Dette benevnes som "utløpseffekt".

Metodikk

I praksis er det meget arbeidskrevende og vanskelig å få gode verdier for bunnfaunaens bestandsstørrelse i rennende vann både når det gjelder individantall og biomasse. Dette beror delvis på at substratet (grus, stein og blokker) i seg selv skaper problemer (metodikkproblem), men i første rekke på at faunaen, selv innenfor et begrenset område, er meget variert såvel kvalitativt som kvantitativt. Dette har sammenheng med stor heterogenitet i såvel bunnsubstrat som strømhastighet. De her framlagte resultater må derfor ikke betraktes som et eksakt bilde av de faktiske forhold på de respektive stasjoner.

Kort skissert omfatter bunndyrundersøkelsen innsamling av bunndyr med

enten: Håndhåvteknikken (den såkalte "sparke-metoden"). Prøvetakingen som kan betegnes som semi-kvantitativ, utføres i samsvar med Norsk Standard NS 4719, og vi samler inn bunndyrmateriale i 3 minutter ved hvert prøvetakingstilfelle. Metoden registrerer de fleste artene som er tilstede og gir informasjon om den relative tetthet og det relative forhold mellom de ulike organismegruppene.

eller: Surber sampler-metodikken (Surber 1937). Den Surber som benyttes er av standard utførelse med en prøveflate på 30x30 cm. Fangstnettet har en maskevidde på 200 μ . Vanligvis tas 2-5 parallelle prøver på hver lokalitet. Metodikken gir kvantitative verdier og som regel er 2-5 prøver pr. stasjon tilstrekkelig for å registrere de fleste arter som er tilstede.

- Analyse av innsamlet materiale i laboratoriet med utarbeidelse av artslister. Som regel utarbeides bare artslister for steinfluer, døgnfluer og vårfluer. Øvrige organismer føres til større grupper. Vektbestemmelse utføres med en Satorius-vekt med 0,1 mg nøyaktighet etter biomassen er uttrykt som våtvekt.
- Resultatene vurderes med hensyn til vannkvalitet på grunnlag av artsrikdom og artssammensetning. Det legges særlig vekt på forekomst av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep.
- Innsamlet materiale blir umiddelbart konserverert i 70% alkohol.

LITTERATUR - REFERANSER

- Kolkwitz,R. og M.Marsson 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien, Berichte Deutsch. Bot. Gess., 26a: 505-519.
- Liebmann,H. 1951. Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie.1 (2.Aufl. 1962). Vorlag von R.Oldenburger, München. 539p.
- Lindstrøm,E-A. 1987. Begroingsobservasjoner i Numedalslågen. En sammenstilling og bearbeiding av data fra 1967 til 1986. NIVA 0-86109.
- Lindstrøm,E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49s.
- Surber, E.W. 1937: Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. Trans. Am. Fish., Soc. 66, 193-202.

Begroing og bunndyr på de enkelte stasjonene:

St. 1 Otta nedstrøms Breiddalsvatnet

Stasjonsbeskrivelse: Strykparti med sand med enkelte småstein. Flekkvis rikt utviklet moseforekomst. Ustabile bunnforhold som gjorde det vanskelig å ta bunnfaunaprøver.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Algesamfunnet besto i alt vesentlig av blågrønnalger som tåler periodisk tørrlegging. Viktigst var slekten *Schizothrix*. Begroingens beskjedne forekomst og spesielle sammensetning tyder på at store deler av elveleiet tørrlegges i perioder.

Moser: Mosen *Blindia acuta* hadde flekkvis rikt utviklede bestander. Forekomst av denne mose viser at surhetsgraden ikke er under pH 5,5.

Bunndyr: Bunndyrsamfunnet var dominert av steinflue-, døgnflue, knott- og stankelbeinlarver. følgende arter kan betegnes som karakterarter: Døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni*, *Isoperla* spp., *Protonemura meyeri* og *Capnia atra* samt vårfluen *Rhyacophila nubila*. Det var ca 350 ind./m² tilsvarende en biomasse på ca. 1 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med en naturgitt flora- og faunasammensetning. Forurensningseffekter ble ikke påvist, men foreliggende reegulering nedsetter produktiviteten ved å bidra til ustabile bunnforhold.

Reintvannslokalitet.

St. 2 Måråi

Stasjonsbeskrivelse: Steinete fossparti med enkelte blokker nedstrøms "gamle kraftstasjonen". Stabile bunnforhold og derfor egnet lokalitet for begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Algesamfunnet besto vesentlig av teppedannende blågrønnalger. Det var flere blågrønnalger som ikke er kjent fra norske vassdrag tidligere. Blant vanlig forekommende arter kan nevnes: Grønnalgen *Zygnema b*, samt blågrønnalgene *Schizothrix* og *Homoeothrix*.

Moser: Frodig mosebestand som dekket det meste av elveleiet. Vanlig forekommende arter var: *Blindia acuta* og *Marsupella*. Markert forekomst av *B.acuta* tilsier at pH stort sett holder seg over 5,5.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver og døgnfluelarver. Vårflue-, fjærmygg- og knottlarver var også tallrikt representert. Døgnfluene *Ameletus inopinatus* og *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Brachyptera risi*, *Protonemura meyeri* og *Capnia atra* samt vårfluen *Rhyacophila nubila* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Det var ca 2000 ind./m² tilsvarende en biomasse på ca. 4 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon er anslått til ca. 10-20 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning uten antropogene forstyrrelser.

Reintvannslokalitet.

St. 3. Åfotgrovi

Stasjonsbeskrivelse: Lengre strykparti med blokkrikt substrat. Stabile bunnforhold og derfor egnet lokalitet for begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Tepper av blågrønnalger dekket det meste av elveleiet. Vanlig forekommende arter var: *Stigonema mamillosum*, *Schizothrix cf. lacustris* og *Scytonema mirabile* samt grønnalgen *Zygnema b*.

Moser: Frodig mosesamfunn dominert av *Blindia acuta*. Markert forekomst av *B.acuta* tilsier at pH stort sett holder seg over 5,5.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av steinflue-, døgnflue- og fjærmygglarver. Følgende arter kan betegnes som karakterarter: Døgnfluen *Baetis rhodani* samt steinfluen *Taeniopteryx nebulosa*. Det var ca 500 ind./m² tilsvarende en biomasse på ca. 2 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning uten antropogene forstyrrelser.
Reintvannslokalitet.

St. 4 Otta nedstrøms Grotlivatnet.

Stasjonsbeskrivelse: Lengre strykparti med sand, stein og blokker like oppstrøms Heimdalsvatnet. Kraftig utviklet mosevekst i kombinasjon med fast bunn gjorde det vanskelig å ta bunnsamprøver med Surber-teknikk. Forøvrig var lokaliteten godt egnet for prøvetaking av begroing og bunndyr, d.v.s. stabile bunnforhold.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Flekkvis rik forekomst av blågrønnalger dominert av arten *Stigonema mamillosum*. *Schizothrix cf. lacustris*, *Scytonema mirabile* samt grønnalgen *Zygnema b* og *Bulbochaete* var også vanlig forekommende..

Moser: Der det var blokker dekket mosen *Blindia acuta* det meste av elveleiet. Markert forekomst av *B.acuta* tilsier at pH stort sett holder seg over 5,5.

Bunndyr: Relativt rikt utviklet bunndyrsamfunn dominert av børstemark (Lumbriculidae), muslinger, steinflue-, døgnflue- og fjærmygglarver. Døgnfluen *Baetis rhodani* og steinfluen *Taeniopteryx nebulosa* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Det var ca. 3000 ind./m² tilsvarende en biomasse på ca. 8 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca 15-30 kg/ha·år.

Konklusjon: Denne lokaliteten var den av de undersøkte lokalitetene i Øvre Ottavassdraget som hadde størst bunnsamfunnsforekomst. Lokaliteten må likevel betegnes som lavproduktiv. Flora- og fauna var sammensatt av reintvannsarter i samsvar med de naturgitte forholdene. Påvisbare effekter av foreliggende regulering ble ikke registrert. **Reintvannslokalitet.**

St. 5 Mosagrovi

Stasjonsbeskrivelse: Bredt og grunt strykparti med sand, grus, stein og blokker. Velegnet lokalitet for prøvetaking av bunndyr og begroing med relativt fast bunnssubstrat.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Sparsom algevekst dominert av blågrønnalgen *Stigonema mamillosum* og grønnalgen *Zygnema b*.

Moser: Mosebegrøingen bar preg av stor fysisk slitasje i perioder. Vanlig forekommende var *Blindia acuta* og *Scapania sp.*. *B.acuta* var spesiell idet den så ut til å være i en slags etableringsfase. Trolig resultat av fysisk slitasje med stadig nyetablering som resultat.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver og knott. Døgnflue-, vårflue- og fjærmygglarver var også tallrikt representert. Følgende arter kan betegnes som karakterarter: Døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni*, *Brachyptera risi*, *Protonemura meyeri* og *Caphnia pygmaea*, samt vårfluen *Rhyacophila nubila*. Det var ca. 2000 ind. m² tilsvarende en biomasse på ca. 1.5 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning uten antropogene forstyrrelser.
Reintvannslokalitet.

St.6 Vulu

Foss- og strykparti med grus, stein og enkelte blokker. På blokkene og de større steinene var det en hel del mosevekst. Lokalitet med relativt fast bunnsstrat godt egnet for prøvetaking av begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Tepper av blågrønnalgen *Stigonema mammosum* dekket det meste av elveleiet. Videre var det en del grønnalger som *Zygnema b* og *Binuclearia tectorum*.

Moser: Ganske frodig mosebegroing dominert av *Blindia acuta* og en levermose. *Scapnia cf. undulata* var også vanlig forekommende.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver. Døgnflue- og fjærmygglarver. Knott var også vanlig forekommende. Døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni*, *Taeniopteryx nebulosa* og *Protonemura meyeri* kan betegnes som karaktersarter. Individantall omkring 1000 ind/m² med enbiomasse på ca 2 g våtvekt/ m². Mulig fiskeproduksjon er anslått til ca 5-15 kg/ha år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning. Forurensningseffekter ble ikke påvist. **Reintvannslokalitet.**

St.7 OTTA nedstrøms Vuluvatnet.

Stasjonsbeskrivelse: Brett strykparti i utløpsosen med stein og grusbunn. Flekkvis ne ustabile bunnsstrat, likevel en god lokalitet for prøvetaking av begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Der elva går i raske stryk dekket blågrønnalgen *Stigonema mammosum* det meste av elveleiet. *Zygnema b* og *S.tomentosum* var også vanlig forekommende.

Moser: Lokalt var det en hel del moser, dominert av artene *Blindia acuta* og *Marsupella cf. aquatica*. Forekomsten av *B.acuta* tilsier at pH stort sett holder seg over 5,5.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av døgnfluelarver med steinfluelarver og fjærmygg som subdominanter. Til tross for at vi her har et sjøutløp savnes filtrerende vårfluelarver. Til tider stor breslamtilførsel er trolig årsaken til dette. Følgende arter kan betegnes som karakterarter: Døgnfluen *Baetis rhodani* og *Ameletus inopinatus* samt steinfluene *Diura nanseni*, *Isoperla sp.* og *Taeniopteryx nebulosa*. Det var ca. 2000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.2 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-15 kg/ha år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt flora- og faunasammensetning uten antropogene forstyrrelser. Ingen påvisbar innsjøutløpseffekt. **Reintvannslokalitet.**

St.8 Tora

Stasjonsbeskrivelse: Prøvene er tatt i et fosstikt parti med enkelte kulper. I de større kulpene var det en del stein. Begroingsprøvene er tatt på fjell mens bunnfaunaprøvene er tatt der det var steinansamlinger. Lokaliteten er dårlig egnet for bunndyr og bunndyrprøvetaking.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Hel del algevekst dominert av blågrønnalgen *Sigonema mammosum*. Grønnalgene *Zygnema b.* og *Hormidium rivulare* var også vanlig forekommende.

Moser:Flekkvis var det en hel del *Blindia acuta*.

Bunndyr: Arts- og individfattig bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver og fjærmygg. Enkelte vårfluelarver og stankelbeinlarver ble også registrert. Steinfluene *Protonemura meyeri* og *Capnia artra* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten Lavt individantall med ca. 200 ind. m², tilsvarende en biomasse på ca.0,2 gram

våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5 kg/ha·år.

Konklusjon: Særdeles lavproduktiv elvestrekning med naturgitt flora- og faunasammensetning. Forurensningseffekter ble ikke registrert. **Reintvannslokalitet.**

St.8/9. Tora/Føysa.

Stasjonsbeskrivelse: Prøvene er tatt i et lengre strykparti etter at elvene går i samme løp før utløp i Otta. Bunnen som var relativt stabil besto av stein med enkelte mindre blokker. Lokaliteten var velegnet for innsamling av begroingsorganismer og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av steinfluelarver, døgnfluelarver og knott. Vårfluelarver og fjærmygg var også vanlig forekommende. Følgende arter kan betegnes som karakterarter: Døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluene *Protonemura meyeri* og *Capnia pygmaea* samt vårfluen *Rhyacophila nubila*. Individantall omkring 2000 ind./m², med en biomasse på ca.1 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt flora- og faunasammensetning. Forurensningseffekter ble ikke påvist. **Reintvannslokalitet.**

St.9 Føysa

Stasjonsbeskrivelse: Prøvene er tatt i en større kulp i et fossrikt elveparti straks ovenfor samløp med Tora. Bunnen besto av stein med innslag av store blokker. relativt stabile bunnssubstrat som gjorde lokaliteten velegnet for prøvetaking.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Lite algevekst og artsfattig algesamfunn, som resultat av sterk fysisk slitasje. Vanlige arter som *Stigonema mammosum* og *Zygnema b* ble ikke observert. Grønnalgene *Hormidium rivulare* og *H.flaccidum* var de eneste arter som ble registrert.

Moser: Sparsom forekomst av mosen *Blindia acuta*.

Bunndyr: Arts- og individfattig bunndyrsamfunn dominert av fjærmygg med steinfluelarver (*Nemoura aviculatis*) som subdominant innslag. Videre ble det registrert enkelte døgnfluer (*Baetis rhodani*) og knottlarver. Savn av forsuringfølsomme steinfluearter samt forekomst av en forsuringstolerant art som *N.avicularis* indikerte at bunndyrsamfunnet var påvirket av vann med lav pH. Abundansen var lav med individantall omkring 200 ind./m², tilsvarende en biomasse på 0,1 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 2 kg/ha·år.

Konklusjon: Særdeles lavproduktiv elvestrekning med en flora- og faunasammensetning som var noe påvirket av surt vann. Om vi her har å gjøre med en forsuringseffekt eller at elva fra naturens side har surt vann er umulig å klargjøre da vi ikke har noe referansemateriale fra dette område. Bortsett fra en evnetuell forsuringseffekt må Føysa karakteriseres som en reintvannslokalitet.

St.10 Glitra

Stasjonsbeskrivelse: Brett strykparti med stein og blokker. Fast bunnssubstrat som gjorde det noe vanskelig å bruke Surber Sampler- metodikken. Ellers var lokaliteten velegnet for prøvetaking.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Elveleiet hadde et glatt bellegg typisk for kiselalger, dette ble ikke registrert høyere opp i vassdraget. Både kiselalgessamfunnet og det øvrige begroingssamfunnet inneholdt arter som ikke ble observert lengre opp i vassdraget. Vanlig forekommende alger var blågrønnalgen *Stigonema mammosum* og grønnalgene *Mougeotia e* (36-38µ), *Zygnema b* og *Bulbochaete*.

Moser: Flekkvis var det en hel del mose dominert av artene *Blindia acuta* og *Scapania cf. undulata*. Forekomsten av *B. acuta* tilsier at pH stort sett holder seg over 5,5.

Bunndyr: Døgnfluelarver dominerte bunndyrsamfunnet med steinfluelarver, bille (*Helmis mauei*), fjærmygg og knott som subdominanter. Vårfluer var også vanlig forekommende. Døgnfluen *Baetis rhodani* og steinfluene *Diura nanseni*, *Protonemura meyeri* og *Capnia pygmaea* samt vårfluen *Rhyacophila nubila* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Relativt sett individrik lokalitet med et individantall på 4500 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca. 3 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 10-20 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning uten antropogene forstyrrelser. Reintvannslokalitet.

St.11 Framrusti.

Stasjonsbeskrivelse: Foss- og strykparti med stein og blokker. Fast bunnsstrat som gjorde lokaliteten velegnet for prøvetaking.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Betydelig frodigere enn lengre opp i hovedvassdraget. Det minner her mer om et vanlig begroingssamfunn i et lite påvirket, nøytralt og moderat næringsfattig vassdrag. Algesamfunnet var dominert av grønnalger som *Mougeotia e*, *Zygnema b* og *Bulbochaete*. Blågrønnalgene *Rivularia biasolettiana*, *Calothrix sp.* og *Stigonema mammosum* var også vanlig forekommende.

Moser: Fekkevis hel del mosebegrøing dominert av *Blindia acuta* og *Scapania cf. undulata*. Begroingssamfunnet indikerte tilnærmet nøytralt vann.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn var dominert av døgnfluelarver med steinfluelarver og knott som subdominante innslag. Videre var det en del vårfluer og fjærmygglarver på lokaliteten. Døgnfluen *Baetis rhodani* og steinfluene *Protonemura meyeri* og *Capnia pygmaea* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Relativt sett individrik lokalitet med individantall omkring 6000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca. 4 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 15-20 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturlig flora- og faunasammensetning. Det ble ikke påvist forurensningseffekter. Reintvannslokalitet. Trolig har nåværende regulering hatt en positiv effekt ovenfor bunndyrene.

St.12 OTTA nedstrøms Pollvatnet.

Stasjonsbeskrivelse: Brett foss- og strykparti med stein og blokker. Fast bunnsstrat som gjorde det vanskelig og ta Surber- prøver. Forøvrig velegnet lokalitet for prøvetaking.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Algeveksten var preget av blågrønnalger. Viktigste var *Stigonema mammosum*, denne dekket ca 30% av utløpsområdet. Blågrønnalgen *Scytonema mirabile*, som også dannet et synlig element i begroingen, dekket 1-2% av prøvetakingsområdet. Ikke identifiserbare blågrønnalger utgjorde også en del av begroingen.

Moser: Mosen dekket ca 70% av utløpsområdet. Viktigste arter var *Blindia acuta*, *Scapania cf. undulata* og en spesiell vekstform av levermoser med små blader.

Bunndyr: Variert bunndyrsamfunn dominert av døgnfluelarver, vårfluelarver og fjærmygg. Steinfluelarver var også vanlig forekommende. Følgende arter kan betegnes som karakterarter for lokaliteten: Døgnfluen *Ameletus inopinatus* og *Baetis rhodani* samt steinfluene *Diura nanseni*. og *Capnia pygmaea*. Det var ca. 1500 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca. 2,5 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt begroings- og bunndyrsammensetning uten større antropogene forstyrrelser. Reintvannslokalitet.

St.13 OTTA, innløp Heggebottvatnet.

Stasjonsbeskrivelse: Foss- og strykparti med stein og blokker. Til dels fast elvebunn godt egnet for prøvetaking av begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Lokaliteten var preget av blågrønnalger med *Stigonema mamillosum* som viktigste art. Denne dekket ca 20% av lokaliteten. Blågrønnalgen *Scytonema mirabile* utgjorde også et synlig element og dekket 5-10% av elveleiet. Den vokste dels på de ovenfor nevnte moser. Trådformede grønnalger vokste også på mosene. Totalt dekket disse ca 2% og viktigste arter var *Zygnema b*, *Hormidium rivulare* og *Microspora cf. loefgrenii* (18-23 μ).

Moser: Mosevegetasjon med *Blindia acuta* og mattedannende "Levermoser" som viktigste innslag. Tilsammen dekket disse ca 50% av prøvelokaliteten. En representant for slekten *Bryum* ble også observert.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn var dominert av døgnfluellarver. Steinfluellarver, vårfuellarver, fjærmygg og knott var også vanlig forekommende. Døgnfluen *Baetis rhodani* og steinfluene *Diura nanseni*. og *Capnia pygmaea* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Det var ca. 2000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.2 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt begroings- og bunndyrsammensetning. Forurensningspåvirkning ble ikke registrert. **Reintvannslokalitet.**

St.14. OTTA, utløp fra Heggebottvatnet.

Stasjonsbeskrivelse: Markert strykparti med sterk strøm. Prøvene ble tatt langs den nordre stranden i et parti med fast bunn bestående av større stein og blokker. Godt egnet prøvetakingslokalitet.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Blågrønnalger preget lokaliteten. Viktigste art var *Stigonema mamillosum* med *Scytonema mirabile* som nest viktigste art. Trådformede grønnalger utgjorde et beskjedent innslag i begroingen. De vokste på mosene. *Bulbochaete*, *Zygnema b* og *Microspora cf. loefgrenii* (18-24 μ) var de viktigste arter.

Moser: Totalt dekket mosen ca 50% av elveleiet, viktigste arter var *Blindia acuta* og den 1cm tykke mattedannende "Levermosen". Som et "nytt" innslag i mosevegetasjonen ble observert *Schistidium alpicola v. rivulare*.

Bunndyr: Bunndyrsamfunnet var dominert av døgnfluellarver. Steinfluellarver fjærmygg og knott var også vanlig forekommende. Her ble det også funnet snegl tilhørende slekten *Gyraulus*. Følgende arter kan betegnes som karakterarter for lokaliteten: Døgnfluen *Baetis rhodani* og steinfluene *Diura nanseni*. og *Capnia spp.* Det var ca. 1500 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.2,5 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon er anslått til ca. 5-15 kg/ha·år.

Konklusjon: Til tross for at vi her har et innsjøutløp kan vi ikke registrere noen direkte utløpseffekt dvs. økt begroing og økt arts- og individantall av bunndyr. Lav produktivitet i Heggebottvatnet og stor breslampåvirkning er sannsynligvis årsaken til dette. Elvestrekningen er derfor lavproduktiv med naturgitt begroings- og bunndyrsammensetning uten større antropogene forstyrrelser. **Reintvannslokalitet.**

St.15 OTTA, oven samløp med Ostri.

Stasjonsbeskrivelse: Elven deler seg her i flere fårer. Prøvene er tatt i den nordre elfefåren straks før elven igjen samles i en fåre. Lokaliteten har fast bunn med større stein og blokker. Det var vanskelig å få gode prøver med Surber-teknikken. Forøvrig velegnet lokalitet for begroings- og bunndyrprøver.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Blågrønnalger dominerte algebegroingen. *Stigonema mamillosum* hadde mindre forekomst ann lengre opp i vassdraget. Nå hadde *Scytonema mirabile*, *Stigonema cf. tomentosum* og *Coleodesmium sagarmathae* omtrent like stor forekomst. Trådformede grønnalger vokste på mosene. Viktigste arter var *Binuclearia tectorum* og *Zygnema b*.

Moser: *Blindia acuta* samt den teppedannende levermosen dominerte. Andre moser bla. *Scapania* og *Schistidium* ble også observert.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn dominert av døgnfluelarver. Steinfluelarver, fjærmygglarver og knott var også vanlig forekommende. Døgnfluen *Ameletus inopinatus* og *Baetis rhodani* samt steinfluene *Diura nanseni*. og *Capnia pygmaea* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten Individfattig samfunn med en abundans omkring 1000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.1 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon er anslått til ca. 5 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt begroings- og bunndyrsamfunn. Forurensningseffekter ble ikke registrert. Reintvannslokalitet. Obs! Sannsynligvis er individantall og biomasse noe undervurdert p.g.a. vanskeligheter med prøvetakingen.

St.16 OTTA, ved Dønfoss.

Stasjonsbeskrivelse: Brett strykparti med stein og noe grus. Lokaliteten hadde noe ustabile bunnmateriale, men var likevel godt egnet for prøvetaking av begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstlger: *Stigonema mamillosum* ble observert, men hadde ikke stor forekomst. Trådformede grønnalger var mest iøyenfallende algebegroing på denne lokaliteten. *Zygnema b* dominerte sammen med *Microspora cf. loegrenii* og *Binuclearia tectorum*

Moser: Trolig pga. det ustabile substratet var det liten mosevekst. Viktigste art var *Blindia acuta*. Den teppedannende levermosen ble også observert.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn helt dominert av døgnfluelarver. Steinfluelarver, fjærmygg og knott ble også registrert. Følgende arter kan betegnes som karakterarter for lokaliteten: Døgnfluene *Ameletus inopinatus* og *Baetis rhodani* samt steinfluene *Diura nanseni*. og *Capnia pygmaea*. Det var ca. 3000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.1,5 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 5-10 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt begroings- og bunndyrsammensetning uten tegn på effekter fra forurensninger. Reintvannslokalitet.

St.17 OTTA, ved Nordberg.

Stasjonsbeskrivelse: Brett strykparti med stein og grusbunn.Lokaliteten har flekkvis et tett bestand av vannmosen *Fontinalis spp*. Relativt fast bunnssubstrat godt egnet for prøvetaking av begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstlger: Trådformede grønnalger dominerte algesamfunnet. Ved siden av *Zygnema b*, hadde *Binuclearia tectorum*, *Hormidium rivulare*, *Hormidium flaccidum* og *Microspora cf. loegrenii* mengdemessig betydning. *Stigonema mamillosum* var viktigste blågrønnalge.

Moser: Ustabilt substrat begrenset mosevegetasjonens mengdemessige forekomst. *Blindia acuta* ble registrert på de større steinene. Rent lokalt var det også en del *Fontinalis dalecarlica*. Den ble senere benyttet til tungmetall-analyser.

Bunndyr: Bunndyrsamfunn var dominert av døgnfluelarver og fjærmygg. Her fantes også en hel del steinfluelarver og enkelte knottlarver. Døgnfluene *Ameletus inopinatus* og *Baetis rhodani* samt steinfluene *Diura nanseni*, *Isoperla spp*. og *Lencra hippopus* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten. Det var ca. 3000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca.2 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 10-15 kg/ha·år.

Konklusjon: Lavproduktiv elvestrekning med naturgitt begroings- og bunndyrsammensetning uten tegn på forurensning. Reintvannslokalitet.

St.18 OTTA, ved Marlo-Bru.

Stasjonsbeskrivelse: Brett strykparti der elven ved lavvannføring går i to fårer. Prøvene er tatt i den søndre elfvåren i et grunt stryk med steinbunn. Noe ustabil bunnssubstrat, men likevel velegnet for innsamling av

begroing og bunndyr.

Heterotrof begroing: Visuelt framtreddende heterotrof begroing ble ikke påvist.

Påvekstalger: Et "nytt" element i begroingssamfunnet var gullalgen *Hydrurus foetidus* som preget begroingen. To "nye" grønnalger ble også observert, det var *Microspora amoena* og *Oedogonium e.* Disse vokser vanligvis i tilnærmet nøytrat vann med noe høyere næringsinnhold enn oppstrøms i Ottavassdraget. Den for vassdraget karakteristiske rentvannsindikatoren *Stigonema mamillosum* ble knapt nok observert.

Moser: I tillegg til *Blindia acuta* som var vanligst forekommende, hadde *Fontinalis dalecarlica* en viss forekomst.

Bunndyr: Relativt sett variert og individrikt bunnfaunasamfunn dominert av døgnfluellarver med steinfluelarver, vårfluellarver og fjærmygg og knott som subdominante innslag. Følgende arter kan betegnes som karaktersarter for området: Døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni*, og *Brachyptera risi*, *Capnia spp.* og *Leuctra hippopus* samt vårfluen *Rhyacophila nubila*. Det var ca. 7000-8000 ind./m², tilsvarende en biomasse på ca. 11 gram våtvekt/m². Mulig fiskeproduksjon anslås til ca. 20-30 kg/ha-år.

Konklusjon: En i hovedsak naturlig flora- og faunasammensetning som er noe påvirket av næringsalttilførsel som høyner produksjonsnivået betraktelig. **Reintvannslokaltitet noe påvirket av næringssaltbelastning.**

VEDLEGG VI

Tungmetallkonsentrasjoner i vannmose.

Tabell 12. Tungmetallkonsentrasjoner i toppskudd av slank elvemose (*Fontinalis dalecarlica*) fra Ottavassdraget tatt i oktober 1992. Konsentrasjonene er angitt som mg metall pr. kg mosetørrvekt (T.V.). Jerninnholdet er angitt som %-andel.

Jern Fe	Sink Zn	Kobber Cu	Bly Pb	Nikkel Ni	Kadmium Cd	Kvikksølv Hg	Antimon Sb	Krom Cr
1,5	40	17	3	5	<0,5	0,04	0,13	13

Tabell A. Referansekonsentrasjoner (naturlige konsentrasjoner inkl. bidrag fra atmosfærisk nedfall) i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia.

Kjemiske symboler	Elementer	Sverige Norrland	Norge	Norge Forsurede omr. på Sørlandet	Norge Østlandet
		Lithner 1989 mg/kg T.V.	Lingsten (pers.medd.) mg/kg T.V.	Lingsten upubl. mg/kg T.V.	Egne data fra 1990-91 mg/kg T.V.
Pb	bly	<2 - 10	3 - 5	-	<1 - 9
Cu	kobber	2 - 16	15 - 25	17	5 - 60
Zn	sink	37 - 400	75 - 250	181	50 - 320
Cd	kadmium	<0,4 - 3,3	0,1 - 0,5	0,27	<0,4 - 2,0
Hg	kvikksølv	<0,02 - 0,18	-	-	<0,05 - 0,11
Cr	krom	2	-	-	<1 - 3
Ni	nikkel	3	-	-	<1 - 5
Sb	antimon	-	-	-	0,02 - 0,2

Innhold av aktuelle tungmetaller analyseres i toppskuddene. Vanlig elvemose (*F. anti-pyretica*) og slank elvemose (*F. dalecarlica*) er de arter som er mest brukt. I Ottavassdraget har vi brukt slank elvemose fra en bestand like nedstrøms målestasjonen ved Nordberg.

Ved klassifisering av metallinnholdet har vi benyttet en klasseinndeling utarbeidet av Lithner (1989) som vist i tabell B.

Tabell B. Klasseinndeling for tungmetallinnhold i vannmose basert på konsentrasjonen (mg/kg T.V.).

Klasse	1	2	3	4
Benevning	Lave kons.	Middels høye kons.	Høye kons.	Meget høye kons
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Kvikksølv	≤0,03 - 0,10	0,10 - 0,20	0,20 - 0,50	>0,50
Bly	≤2 - 10	10 - 25	25 - 100	>100
Kobber	<10	10 - 40	40 - 100	>100
Sink	<150	150 - 400	400 - 1000	>1000
Kadmium	≤0,2 - 0,7	0,7 - 2,0	2 - 5	>5
Krom	≤1 - 5	5 - 20	20 - 100	>100
Nikkel	≤2 - 10	10 - 40	40 - 200	>200

Påvirkningsgrad er vurdert utifra beregning av en kontamineringsfaktor (Kf) der Kf er definert som forholdet mellom konsentrasjonen i mose (C) og en målt eller vurdert bakgrunns- eller referansekonsentrasjon (C₀): $Kf=C/C_0$. For å vurdere forurensningsgraden er Kf-verdien satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell C.

Tabell C. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

Klasse	Kf	Påvirkning	Fargekode
1	$\leq 1,5$	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 10	markert	Gul
4	> 10	sterk/stor	Rød