

0-93086

Biologisk befaringsundersøkelse av

Hunnselva

i 1993



Igjen kan "gutta" fiske ørret i nedre del av Hunnselva

Forsidebilde:

Igjen kan "gutta" fiske ørret i nedre del av Hunnselva

Fiskebilde fra Hunnselva rundt 1900.

Eier:

Eiktunet Kultur- historiske museum, Gjøvik

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: 0-93086	Undernr.:
Løpenr.: 3050	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i 1993.	Dato: februar	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Limnologi	
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg	Geografisk område: Oppland fylke	
	Antall sider: 30	Opplag:

Oppdragsgiver: Raufoss A/S	Oppdragsg. ref.: Hans Lage Hagen
-------------------------------	-------------------------------------

Ekstrakt:

Målet for befaringsundersøkelsen var å kartlegge dagens forurensningssituasjon i Hunnselva på strekningen Raufoss - Mjøsa. Strekningen er fortsatt belastet med kloakk- og industriavløp. Tidligere var forholdene her så dårlige at elva biologisk sett ble karakterisert som nær totalskadet. Sammenlignes dataene med situasjonen før 1990 kan vi trekke følgende konklusjon:

- gifteffektene er redusert og hele Hunnselva er idag fiskeførende. Videre har bunndyrforekomsten økt både i mengde og antall arter på strekningen nedstrøms Raufoss.
- effekten av lettnedbrytbart organisk stoff er redusert. Likevel er Hunnselva nedstrøms Hunton Fiber A/S fortsatt sterkt påvirket med masseutvikling av bakterier og sopp.
- de hygieniske-bakteriologiske forhold har blitt noe bedre ovenfor Raufoss, mens det var små forandringer nedstrøms Raufoss, der elven fortsatt er markert belastet med tarmbakterier.

4 emneord, norske

1. Hunnselva
2. Tungmetaller
3. Biologiske forhold
4. Vannmose som bioindikator

4 emneord, engelske

1. Hunnselva
2. Heavy metals
3. Biology
4. Aquatic mosses as a bioindicator

Prosjektleder

For administrasjonen

ISBN-82-577-2516-1

Norsk institutt for vannforskning

0-93086
Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i
1993.
Sluttrapport.

Saksbehandler:
Medarbeidere:

Gøsta Kjellberg
Torleif Bækken
Heidi Eriksen
Arvid Kjeldsen
Amund Lien
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim
Randi Romstad

Innhold

Forord	3
1. SAMMENDRAG	4
1.1. Bakgrunn	4
1.2. Formål	4
1.3. Prosjektbeskrivelse	4
1.4. Konklusjoner	4
1.5. Tilrådninger	5
2. BAKGRUNN OG PROBLEMANALYSE	7
2.1. Bakgrunn	7
2.2. Målsetningen med undersøkelsen i 1993.....	7
2.3. Andre undersøkelser fra området.....	7
2.4. Resultater og konklusjoner fra undersøkelsene i 1960-61 og 1981-89. ...	8
3. MATERIALE OG METODIKK.....	11
4. RESULTATER OG DISKUSJON.....	13
4.1. Forurensningssituasjonen i 1993.	13
4.1.1. Hygienisk-bakteriologiske forhold.....	16
4.1.2. Begroing	16
4.1.3. Bunndyr.....	18
4.1.4. Fisk	20
4.1.5. Biokonsentrasjon av tungmetaller i vannmose.	23
4.2. Utvikling av forurensningssituasjonen jevnført med forholdene i 1981-90 til 1993.	26
4.3. Vurdering av resipientkapasitet/tålegrense.....	27
5. LITTERATUR - REFERANSER.....	29
6. VEDLEGG - PRIMÆRDATA	31

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag av Raufoss A/S og omhandler de biologiske forhold i Hunnselva på strekningen Raufoss-Mjøsa. Prosjektet kan sees som en videreføring av de mer omfattende undersøkelsene som NIVA gjorde i Hunnselva i perioden 1981-90. Prosjektet som er et samarbeidsprosjekt mellom Raufoss A/S, Vestre Toten kommune og Gjøvik kommune ble kontraktfestet 21.juni 1993. Sikkerhetsingeniør for ytre miljø Hans Lage Hagen ved Raufoss A/S har vært kontaktperson og fagansvarlig.

Feltarbeidet er utført av NIVA's Østlandsavdeling (begroing, bunndyr og bioakkumulering av tungmetaller i vannmose) og Heidi Eriksen (elfiskeundersøkelsen) ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvern-avdelingen. Den hygieniskbakteriologiske undersøkelsen er utført av Arvid Kjeldsen og Amund Lien ved Næringsmiddeltilsynet og Miljølaboratoriet for Gjøvik og Totenkommunene. Randi Romstad og Torleif Bækken ved NIVA's hovedkontor i Oslo har bearbeidet henholdsvis begroing og bunndyr. Analysene av tungmetaller i vannmosen ble utført av Institutt for Energiteknikk (IFE). Bearbeiding av data og rapportskrivning er gjort ved NIVA's Østlandsavdeling. Østlandsavdelingen takker alle for et godt samarbeide.

Ottestad februar 1994

Gøsta Kjellberg

1. SAMMENDRAG

1.1. Bakgrunn

Elvestrekningen fra Raufoss til utløpsoset i Mjøsa var tidligere sterkt belastet med kloakk- og industriavløp. Dette førte til betydelig skade på flora og fauna bl.a. til fiskedød. Etter Mjøsaksjonen og nedleggelsen av Toten Cellulose har forurensningstilførselen blitt betydelig redusert, men elva er fortsatt forurenset særlig av industrielt avløpsvann. Gifteffekter av tungmetaller fra metallbearbeidende industri og utslipp av lettnedbrytbart organisk stoff fra Wallboardfabrikken i Gjøvik skaper for tiden de største problem. Elva er også markert forurenset av tarmbakterier fra boligkloakk.

Etter 1990 har industrien begrenset sine utslipp, og det foreligger planer om ytterligere tiltak for å begrense utslippene til elven. Det var derfor ønskelig å klarlegge dagens situasjon i vassdraget slik at effekten av tiltakene kan vurderes. På bakgrunn av resultatene kan nødvendigheten og omfanget av ytterligere tiltak vurderes. Vi har ved denne undersøkelse lagt spesiell vekt på gifteffektene fra utslippene fra den metallbearbeidende industrien.

1.2. Formål

Målsetningen med den biologiske befaringsundersøkelsen, bioakkumuleringsforsøkene og de bakteriologiske analysene i Hunnselva i 1993 var å:

- klarlegge dagens forurensningssituasjon i Hunnselva særlig på strekningen Raufoss-Mjøsa.
- registrere endringer i forurensningssituasjonen i løpet av de siste 30 år.
- vurdere nødvendigheten og om mulig omfanget av ytterligere forurensningsbegrensende tiltak.

1.3. Prosjektbeskrivelse

Ved befaringen ble det tatt semikvantitative prøver av begroingsorganismer, moser, bunndyr og fisk (ørret) ved 5 stasjoner for mer inngående analyser. En av stasjonene ble plassert oppstrøms Raufoss og ble benyttet som referanselokalitet. Videre ble det utført bioakkumuleringsforsøk med vannmose ved de samme lokalitetene. Toppskuddene av vannmose er analysert på nikkel, krom, aluminium, kobber, sink, kadmium og tinn. Byveterinæren i Gjøvik undersøkte i juni innholdet av næringsalter og tarmbakterier ved 12 lokaliteter langs hele Hunnselva. På grunn av stor vannføring i Hunnselva sommeren 1993 var det ikke mulig å gjennomføre undersøkelsen før i september - oktober. Prosjektet ble derfor noe tidsmessig forskjøvet i henhold til tidsplanen i kontrakten. Den høye vannføringen har også bidratt til større fortykningsevne noe som begrenset skadeeffektene i 1993.

1.4. Konklusjoner

Utifra resultatene fra de kjemiske, bakteriologiske og biologiske undersøkelser kan vi gi følgende konklusjoner:

- Hygieniske - bakteriologiske forhold.
Ovenfor Raufoss var Hunnselva lite til moderat påvirket av tarmbakterier. Mest påvirket var den øvre del av elva ved Reinsvoll med opp til 40 termotabile koliforme bakterier (T.K.B.) pr. 100 ml. Forekomsten av tarmbakterier steg dramatisk gjennom Raufoss sentrum og var svært høy

(>100 T.K.B.pr.100ml) helt til utløp i Mjøsa. Dette indikerte utslipp av større kloakkmengder ved Reinsvoll og særlig langs elvestrekningen Raufoss - Gjøvik. En betydelig del av bakterietilførselen skjer fra renseanlegget ved Breiskallen.

- Tilførsel av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering).
Hunnselva ovenfor Raufoss var lite påvirket av lettnedbrytbart organisk stoff. Rent lokalt ved selve utslippsstedene (bl.a. ved Reinsvoll) ble det likevel påvist effekter med synlig sopp- og bakterieforekomst. Nedstrøms Raufoss sentrum kan elva betegnes som moderat til markert påvirket. En viss selvrensning skjer videre ned til utslippspunktet fra Hunton Fiber A/S, der elva kan betegnes som lite til moderat påvirket. Fra Hunton og ned til Mjøsa var elva strekt påvirket av organisk stoff (trefiber) med massiv forekomst av sopp og bakterier (særlig bakterien *Sphaerotilus natans*).
- Tilførsel av næringssalter (eutrofiering).
Hele Hunnselva bar preg av økt næringssalttilførsel og mest markert var dette på strekningen Raufoss - Mjøsa. Gifteffekter og stor tilførsel av organisk materiale langs denne strekning "begrenset/skjermet" likevel overgjødningseffekten.
- Tilførsel av miljøgifter (gifteffekter).
Klare gifteffekter på flora og fauna kan fortsatt observeres på strekningen nedstrøms Raufoss. Mest markert var dette like nedstrøms fabrikkområdet i Raufoss, der vi fortsatt mangler mer følsomme organismer. Sannsynligvis er det utslipp av kobber og aluminium som skaper gifteffektene.

Dersom disse resultater jevnføres med situasjonen i perioden 1981-90 kan vi trekke følgende konklusjoner:

- de hygienisk-bakteriologiske forhold synes å ha blitt noe bedre ovenfor Raufoss, mens det var små forandringer nedstrøms Raufoss, der elven fortsatt var sterkt belastet med tarmbakterier.
- effekten av lettnedbrytbart organisk stoff er redusert. Likevel er Hunnselva nedstrøms Hunton Fiber A/S fortsatt sterkt påvirket med bl.a. masseutvikling av bakterievekst (lammehaler og liknende).
- gifteffektene er redusert og hele elven er idag fiskeførende. Videre har bunndyrforekomsten økt både i mengde og antall arter. Dette vil si at ytterligere reduksjon av tilførselen av miljøgifter (her sannsynligvis kobber og aluminium) vil kunne gi store effekter i positiv retning.

1.5. Tilrådninger

Dersom vannkvaliteten i hele Hunnselva skal bli akseptabel slik at tålegrensen for den naturgitte flora og fauna ikke overskrides trengs følgende tiltak:

- Reduksjon av kloakktilførselen.
Antagelig kommer mesteparten av kloakken fra overløp/lekkasje i de kommunale ledningssystemene. Det er viktig at renseanleggene drives optimalt og at kloakkvannet når frem til anleggene. Økt tilknytning av avløpsvann til de kommunale renseanleggene samt forbedring av kloakkledninger/pumpestasjoner står sentralt. Anleggene (septiktanker o.l.) i forbindelse med spredt bebyggelse må også jevnlig kontrolleres og forbedres. Det er ønskelig at tilførselen av tarmbakterier til Hunnselva minsker. Et mål kan være at elva, på strekningen Eina - Breiskallenrenseanlegg, skal tilfredstille SFT's generelle krav på godt egnet vann for friluftsbad og

rekreasjon, dvs. at antall T.K.B. ikke overstiger 50 bakterier pr. 100 ml. Fiskens hygieniske kvalitet (lukt, smak) må også tas hensyn til i denne sammenheng. Det er også ønskelig at næringssalttilførselen og tilførselen av tarmbakterier fra Hunnselva til Mjøsa blir redusert.

- Reduksjon av fiberutslippene fra Hunton Fiber A/S.
Her må avløpsvannet fra wallboardfabrikken etter forsvarlig rensing ledes direkte til Mjøsa. Årsaken til at forurensningssituasjonen fortsatt er så markert nedstrøms utslippet fra Hunton må ses i sammenheng med at vassdraget er lite og derfor har liten kapasitet som resipient, spesielt i perioder med lavvassføring. Til tross for den rensinnsats som for tiden skjer ved Hunton Fiber A/S tilføres elven så store mengder fiber og lettnedbrytbart organisk stoff at elvas selvrensnings- evne overskrides. Ytterligere rensing vil redusere utslippene, men ikke i så stor grad at elvas tålegrense ikke overskrides. Den beste og trolig eneste løsning for nederste delen av Hunnselva er derfor at elva helt avlastes fra utslippene fra Hunton Fiber A/S. D.v.s. at utslippene ledes direkte ut i Mjøsa etter forsvarlig rensing.
- Ytterligere reduksjon av miljøgiftutslippene fra den metallbearbeidende industrien. Mer inngående undersøkelser må klarlegge hvilke utslipp og stoffer som er de mest aktuelle i denne sammenheng. Skal vi få frem et konkret materiale ved en konsekvensanalyse er det nødvendig med et direkte samarbeide med berørte industrier. Effekten av utslippene fra Breiskallen rensenanlegg må også vurderes i denne sammenheng. En bør ha som målsetning at elva skal få igjen sin naturlige flora og fauna på elvestrekningen nedstrøms Raufoss. Videre at elvas nederste løp igjen kan bli gyteelv for fisk fra Mjøsa.
- I mai 1990 ble det av NIVA i Oslo samlet inn moseprøver for metallanalyse og bunndyr fra et flertall lokaliteter i Hunnselva i og nedstrøms fabrikkområdet ved Raufoss. Disse er ikke analysert og vi vil foreslå at dette blir gjort så snart som mulig.

2. BAKGRUNN OG PROBLEMANALYSE

2.1. Bakgrunn

For informasjon om områdebeskrivelse og mer inngående informasjon om vannbruk og forurensninger henvises til Kjellberg (1983), og vannbruksplan for Hunnselva (Furuseth et al. 1991).

Tidligere var Hunnselva sterkt forurenset av utslipp fra treforedlingsindustri, metallbearbeidende industri og husholdningskloakk. Lokalt, særlig i enkelte av de tilrennende vassdrag som Byelva og Korta var det også markert forurensning fra silopressaft, halmlutningsaktivitet og husdyrgjødsel. Særlig elve-strekningen fra Raufoss til utløpsoset i Mjøsa var sterkt belastet med kloakk- og industriavløp. Dette førte til betydelig skade på flora og fauna og forholdene var så dårlige at elva biologisk sett kunne karakteriseres som nær totalskadet. Begroingsamfunnene var redusert og fullstendig endret, bunndyrfaunaen var kraftig redusert og de fleste fiskebestander var slått ut (Bergmann-Paulsen 1961, Kjellberg og Rognerud 1985, Lien og Lindstrøm 1987). Etter Mjøsaksjonen (1976-81) og nedleggelsen av Toten Cellulose i 1981 har forurensningstilførselen blitt betydelig redusert, men elva er fortsatt forurenset særlig av industrielt avløpsvann, men også av boligkloakk (Kjellberg og Rognerud 1985).

I de seneste år og særlig etter 1990 har industrien begrenset sine utslipp, og det foreligger planer om ytterligere tiltak for å begrense utslippene til elven både fra industrien og fra de kommunale kloakknett. Det var derfor ønskelig å klarlegge dagens situasjon i vassdraget slik at effekten av tiltakene kan vurderes. På bakgrunn av resultatene kan nødvendigheten og omfanget av ytterligere tiltak vurderes. Det er utarbeidet en vannbruksplan for Hunnselva (Furuseth et al. 1991) der en tar utgangspunkt i å gjøre hele vassdraget fiskeførende og estetisk betryggende. Ved denne undersøkelse har vi lagt spesiell vekt ved gifteeffekter fra utslippene fra den metallbearbeidende industrien.

2.2. Målsetningen med undersøkelsen i 1993.

Målsetningen med undersøkelsen i Hunnselva i 1993 var å:

- klarlegge dagens forurensningssituasjon i Hunnselvas hovedløp særlig på strekningen Raufoss-Mjøsa.
- registrere endringer i forurensningssituasjonen i løpet av de siste 30 år.
- vurdere nødvendigheten og om mulig omfanget av ytterligere forurensningsbegrensende tiltak sett i relasjon til den målsetning for vannkvalitet som er gitt i Vannbruksplan Hunnselva.

2.3. Andre undersøkelser fra området.

Spesiell undersøkelse av forurensningssituasjonen i Hunnselva ble utført av NIVA i 1960-61 (Bergmann-Paulsen 1961). Senere er fysisk-kjemiske prøver for transportberegninger av særlig næringssalter blitt samlet inn i forbindelse med NIVA's Mjøsundersøkelse 1969-78 og pågående overvåkningsprogram for Mjøsa 1986-93 (Rognerud 1988, Kjellberg 1993). I juli 1979 utførte Jan Eklund en fysisk-kjemisk undersøkelse som seminararbeid ved Rogaland Distriktshøgskole. I 1981-82 ble det utført en fiskebiologisk undersøkelse i Einavatnet i regi av Mjøsutvalget.

I perioden 1982-87 inngikk Hunnselva som en del av "Statlig program for forurensningsovervåkning". Her foreligger fire rapporter (Kjellberg 1983, 84, Kjellberg og Rognerud 1985, Lien

og Lindstrøm 1987). Det ble fortsatt en limnologisk undersøkelse av Einavann i 1989 der det også ble presentert data fra en lignende undersøkelse i 1977, som tidligere ikke var publisert (Kjellberg 1990).

Spesiell undersøkelse over betydningen av utslippene fra Raufoss A/S på vannkvaliteten i berørte del av Hunnselva ble foretatt av NIVA sommeren 1988 (Iversen og Knudsen 1988). I denne anledning ble det også foretatt en befarung i aktuelle del av vassdraget den 23.mai 1989 hvor det også ble foretatt en orienterende undersøkelse av fysisk-kjemisk og biologiske forhold, bl.a. ble det tatt moseprøver for tungmetallanalyse. Det foreligger en kortfattet rapport fra befarungen (Iversen og Lien 1989). I 1989 ble det også analysert for metaller i død ørret fra Hunnselva, som ble funnet nedenfor Raufoss (Lien i brev til Raufoss A/S 4.juli-89) Videre ble det den 15.mai i 1990 samlet inn vannprøver, moseprøver og bunndyr fra de samme lokaliteter som i 1989. Disse prøver er ennå ikke analysert.

I 1992 ble det av Byveterinæren i Gjøvik tatt metallprøver av ørret som var fanget i området Breiskallen-utløp til Mjøsa.

Det er utarbeidet en vannbruksplan for Hunnselva (Furuseth et al. 1991).

For tiden tar Byveterinæren i Gjøvik regelmessig kjemiske og bakteriologiske prøver i Hunnselva.

2.4. Resultater og konklusjoner fra undersøkelsene i 1960-61 og 1981-89.

Hunnselva har i et lengre tidsrom vært påvirket av forurensning av betydelig størrelsesorden. Kloakkutslipp, utslipp av giftige metaller fra metallbearbeidende industri samt organisk belastning fra treforedlingsindustri har her stått sentralt. O.Mustad og Søn startet produksjonen i 1832, Raufoss Ammunisjonsfabrikker ble anlagt i 1895, A/S Toten Cellulosefabrikk ble etablert i 1905, Aamot Trådtrekkeri startet produksjonen i 1903 og A/S Hunton Fiber startet sin wallbordfabrikk i 1932.

Undersøkelsene i 1960-61 viste at Hunnselva på strekningen Eina -Raufoss var lite til moderat påvirket av lettnekbrytbart organisk stoff (saprobiering) og næringssalter (eutrofiering). I direkte tilknytning til større utslippssteder var elva markert til sterkt påvirket av lettnekbrytbart organisk stoff med masseutvikling av sopp- og bakterievekst. Luktulemper forelå også. Det var stor forekomst av tarmbakterier langs hele elvestrekningen som resultat av stor kloakktilførsel. Det var en jevnt økende grad av forurensning nedstrøms vassdraget. Elvestrekningen hadde en tett bestand av småfallen (5-24 cm) ørret. Lokalt i mer stilleflytende partier var det også stor forekomst av ørekyt. De viktigste forurensningskilder var kloakkutslippene fra Eina og Reinsvoll samt utslipp fra Eina Meieri, Oppland Destruksjon og slakteriet på Reinsvoll.

Ved Raufoss økte kloakkbelastningen vesentlig og Hunnselva var her sterkt påvirket med masseutvikling av sopp- og bakterievekst (s.k. lammehaler og lignende) på en ca 0,5 km's lengde i og nedstrøms Raufoss. Fra Raufoss og nedover ble de bakteriologiske forhold ytterligere forverret og elvevannet fikk karakteren av fortynnet kloakkvann.

På strekningen Raufoss-Nygaard skjedde det en viss selvrensning av kloakkutslippene, men utslippene fra industriområdet i Raufoss gav gifteffekter på organismesamfunnet. Det var ingen fast bestand av ørret på denne strekning og det var bare tilfeldige vandrende ørret fra øvre del av Hunnselva eller tilløpsbekker som ble fanget eller observert. Bunndyrsamfunnet var også markert påvirket med lavt individantall og få arter bl.a. savnes steinfluelarver. Det var bare orthoclaadiine fjærmygglarver som forekom i større antall.

På strekningen Nygaard-Mjøsa var Hunnselva fullstendig dominert av avfallsvannet fra A/S Toten Cellulosefabrikk. Elvestrekningen var dominert av et monotont og artsfattig heterotroft samfunn dominert av soppen *Fusarium aqueductum*. Biologisk sett var elven her totalskadet og det ble ikke fanget eller observert fisk på denne strekning. Dette medførte at Hunnselva også var ødelagt som gyteelv for fisk fra Mjøsa og helt ubrukelig som oppvekstelv for yngel og settefisk av mjøsørret.

Utifra undersøkelse i 1960-61 (Bergmann-Paulsen 1961) ble det gitt følgende praktiske konklusjoner:

- strekningen Eina-Raufoss. Avløp fra bebyggelse og industri på denne strekningen bør underkastes mellomgradig eller høygradig rensing, avhengig av avløpets størrelsesorden. Det bør vurderes i hvilken utstrekning det kan bygges avskjærende kloakkledninger langs elven for derved å gi større enheter i rensaneanlegg.
- strekningen Raufoss-Nygaard. Alle avløp til denne elvestrekningen må underkastes rensing. Avløpene fra tettbebyggelsen ved Raufoss bør passere høygradige rensaneanlegg. Utslippene fra Raufoss Ammunisjonsfabrikker bør underkastes en nærmere undersøkelse etter at det nye avgiftningsanlegget er kommet i drift.
- strekningen Nygaard-Mjøsa. Alt forurenset vann fra A/S Toten Cellulosefabrikk føres i egen ledning til Mjøsa. Betydningen av de nedenforliggende bedrifter kan først med sikkerhet fastslås etter at forurensningene fra cellulosefabrikken er fjernet. Hvis man imidlertid oveveier å legge en avskjærende kloakk langs elven, bør denne ta opp alt industrielt avfallsvann på strekningen. I så fall ville det være mulig å få fisk til å leve på denne strekningen, og Hunnselvas nederte løp kunne igjen bli gyteelv for fisk fra Mjøsa.
- Fremtidige utslipp. Da Hunnselva er en liten elv, har den sterkt begrenset evne som resipient for utslipp av kloakkvann og industriavløp. Den har derfor reagert kraftig på de belastninger den hittill har fått. Ved den videre utbygging i ditriktet bør resipientbetraktninger (dvs. dagens tålegrensebegrep) komme strekt med i bildet ved planlegging av boligområder og industriområder. Hunnselva kan nok tåle en øket belastning av rensert boligkloakkvann, men industrielle avfallsvann bør i fremtiden ikke ledes til elven.
- forurensningspåvirkningen av selve Mjøsa har ikke vært vurdert i denne utredning. De praktiske konklusjoner har heller ikke tatt hensyn til Mjøsa. Vurderingen av Mjøsa som resipient er meget komplisert og denne del av problemet må eventuelt også vurderes i en større sammenheng.

Etter Mjøsaksjonen (1976-81) og ikke minst etter nedleggelsen av Toten Cellulosefabrikk i 1981 ble forurensningsbelastningen til vassdraget betydelig redusert. De større boligstrøk ble tilknyttet rensaneanlegg med kjemisk felling. Det ble også nedlagt betydelig økonomiske midler for å begrense industriutslippene. Tiltak ble også satt i verk for å begrense belastningen fra jordbruk og spredt bebyggelse. Undersøkelsene i perioden 1981-89 viste at forholdene i elva ble noe forbedret, men at elva særlig på strekningen nedstrøms Raufoss fortsatt var sterkt forurenset. Årsaken til at forurensningssituasjonen fortsatt var så merkbar må ses i sammenheng med at Hunnselva er liten og derfor har liten kapasitet som resipient.

På strekningen Eina-Raufoss var elva fortsatt sterkt belastet med tarmbakterier, men forvrig hadde det skjedd klare forbedringer. Det forelå her ingen forurensningspåvirkning av betydning når det gjaldt forgiftning, saprobiering eller eutrofiering og elvestrekningen hadde en for vassdraget naturlig fauna- og florasammensetning. En viss eutrofipåvirkning høyner produksjonspotensialet. Til tider var det ved enkelte utslippssted bl.a. ved settefiskeanlegget ved Reinsvoll, synlig forekomst av sopp og

bakterier samt generende lukt (saprobiering).

Ved Raufoss tilførtes elva fortsatt store mengder urensset husholdningskloakk som satte sitt preg på elva på strekningen Raufoss-Nygaard. Den organiske belastning var her påtagelig med kraftig sopp- og bakterievekst. Luktproblemer (kloakkluft) var betydelig. Jevnført med situasjonen i 1960-61 var det likevel klare forbedringer. Fra industriområdet på Raufoss tilførtes elva miljøskadelige metaller, tildels som støtutslipp. Av de undersøkte miljøgiftene (Al, Zn, Cd, Cr, Ni, Mn, Cu og CN) var det åpenbart utslippene av aluminium (Al) og kobber (Cu) som hadde størst biologisk effekt. I 1989 ble det også målt høye nikkelkonsentrasjoner (Ni). Nedstrøms Raufoss var forholdene fortsatt så dårlige at elva biologisk sett ble karakterisert som nær totalskadet. Det meste av den stedege fauna og flora var slått ut. Ørret forekom til tider, og et visst fiske fant sted. Fisken som ble fanget var imidlertid som regel ikke anvendelig som mat på grunn av uønsket lukt og smak av oljeforbindelser på fiskekjøttet. Ved Hunndalen tilføres også elva industriutslipp som kan ha miljøeffekter. Effektene av disse utslippene var likevel vanskelig å dokumentere på et allerede nær totalskadet biologisk miljø.

Forholdene langs elvestrekningen fra Nygaard til Mjøsa hadde blitt betraktelig forbedret i henhold til organisk belastning unntatt den nederste delen der elva var helt dekket av sopp- og bakterievekst som resultat av utslippet fra Hunton A/S.

Hele elvestrekningen nedstrøms Raufoss var fortsatt markert påvirket av tarmbakterier som resultat av et flertall kloakktilførsler inkl. utslippet fra Breiskallen renseanlegg.

Utifra undersøkelsene 1985-87 (Lien og Lindstrøm 1987) ble det gitt følgende konklusjoner og tilrådeninger:

- dersom tilførselene av de miljøskadelige stoffene ved Raufoss blir betydelig redusert (85% reduksjon av aluminium og kobber) og de store støtutslippene minskes (v.h.a. utjevningsbasseng), vil det kunne etableres et vesentlig sunnere organismsamfunn minst 6 km videre nedover i Hunnselva. Dette nokså eutrofe økosystemet ville også være istand til å ta opp og omsette deler av diffuse næringssalttilførsler til elva som vanskelig fanges opp av renseanleggene.
- fisk (helst ørret) bør inngå i dette økosystemet, bl.a. for å fungere som en lett synlig indikator ved eventuelle utslipp.
- spesielt tarmbakterier, men også fosforkonsentrasjonene bør reduseres i Hunnselva og særlig nedstrøms Raufoss. Bidraget fra sideelva Korta er betydelig. For å oppnå et tilnærmet funksjonsdyktig økosystem i Hunnselva må fosforbelastningen fra Raufossområdet reduseres med minst 50%. Avskjærende kloakkledninger bør bygges/utbedres langs Hunnselva og Korta. Kloakken bør renses med kalkfelling og ikke med aluminium slik som nå. Aluminiumbelastningen på elva er allerede for stor, kalkfelling gir bedre renseeffekt på bakterier, og kalk nedsetter giftigheten av de fleste metallene som er registrert i elva.
- de nedre 2-3 km av Hunnselva, nedstrøms Hunn har også utslipp bl.a. fra industri. Effekten av disse utslippene på et allerede nær totalskadet biologisk miljø, er vanskelig å dokumentere. Med unntak av utslippsreduksjoner av ortganisk materiale fra Hunton A/S er det ikke mulig å peke på større utslippskilder som kan ha betydning for vassdraget. Dette kan først vurderes når vannkvaliteten oppstrøms er blitt vesentlig bedret.

Til slutt kan vi nevne at ørretforekomst økte vesentlig i elvas nedre del f.o.m. 1989-90 og for tiden fanges det regelmessig ørret langs strekningen Raufoss-utslippspunktet fra Hunton FiberA/S.

3. MATERIALE OG METODIKK.

For å få en forståelse av de faktiske forhold og årsak/virkning til observerte fenomener i et så komplisert vassdrag som Hunnselva er det nødvendig med omfattende og fortløpende prøvetakninger såvel fysisk/kjemisk som biologiske gjennom en lang tidsperiode, noe en som regel ikke har anledning til ved enklere resipientvurderinger. Ved generelle biologiske befaringsundersøkelser slik det er utført her, bedømmes vannkvalitet og forurensningsgrad utifra observasjoner av begroingsorganismer og bunndyr. Floraens og faunaens produksjonsstruktur, dvs. kvalitative og kvantitative sammensetning (biodiversiteten), viser som regel et mer nyansert bilde av produksjonskapasitet og effekter av 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 overfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. **Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanse-lokalitet) eller antatt naturtilstand står derfor sentralt ved bedømmelsen av forurensningsgrad.** I dette tilfelle har vi benyttet oss av en referansestasjon oppstrøms Raufoss der elven bedømmes som lite til moderat påvirket av næringssalter og organisk stoff og der det ikke foreligger gifteffekter.

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 påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering) og næringssalter (eutrofiering). Det er lagt spesiell vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter, dvs. drikkevanns- og rekreasjonsaspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med fareger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et fargekart. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg nr. II bak i rapporten. Klasseinndelingen som ble benyttet er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992), som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand utifra vannkjemi og forekomst av tarmbakterier. SFT's klasse 4 og 5 er i vårt system sammenslått til en klasse IV.

Effekter og påvirkning av eventuelle giftutslipp er vurdert ved bruk av bunndyr og forekomst av fisk som indikator på effekt samt analyse av toppskudd på vannmose som vurdering av konsentrasjonsnivå. For mer inngående informasjon vises til vedlegg II.

I 1993 ble det samlet inn semikvantitative begroings- og bunnfaunaprøver fra fem lokaliteter den 10. september. Materialet er innsamlet og bearbeidet etter standardiserte metoder ved NIVA. For mer inngående informasjon om selve prøvetakings-metodikken henvises til vedlegg nr. I.

Stasjonsplassering for biologiske prøver er vist i fig.1. Her ble det også den 5. oktober foretatt fiskeregistrering med elektrisk fiskeapparat. Fiskeapparatet som ble brukt er konstruert av ing. Steinar Paulsen, Trondheim. Maksimal spenning er 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. Ved hver stasjon ble en strekning av ca. 100m gjennomfisket. Vi har brukt den samme metodikk og stasjoner som ved tidligere undersøkelser av Hunnselva i 1981-86. Vi har da mulighet til å sammenlikne situasjonen og dokumentere evt. vannkvalitetsforandringer.

Vannmoser (elvemose og bekkemose) for analyse av tungmetaller i toppskudd ble satt ut den 10. september ved de samme lokaliteter og tatt opp den 3. november. Materialet ble komplisert med prøver fra naturlig forekommende bestand ved referansestasjonen ovenfor Raufoss samt fra et nyetablert bestand av bekkemose ved st.4. Toppskuddene er analysert for følgende tungmetaller: nikkel, krom, aluminium, kobber, sink, kadmium og tinn. Metodikk og resultat fra disse undersøkelser er behandlet i eget kapittel (kap.4.1.5.).

Den 29. juni -93 utførte Næringsmiddeltilsynet og Miljølaboratoriet for Gjøvik og Totenkommunene en undersøkelse av forekomst av tarmbakterier ved 10 lokaliteter langs hele Hunnselva. Videre har Næringsmiddeltilsynet kontinuerlig tatt ut lignende prøver ved gangbrua ved Gjøvik rådhus i hele 1993. Her ble det i alt tatt ut 40 prøver. Prøvene ble analysert på forekomst av fekale indikatorbakterier som termostabile koliforme bakterier (T.K.B.), som gir klar indikasjon på fersk fekal forurensning fra mennesker og/eller varmblodige dyr. Ved analysene er Norsk Standard 4751 benyttet og det ble analysert på membranfilter (MPN).

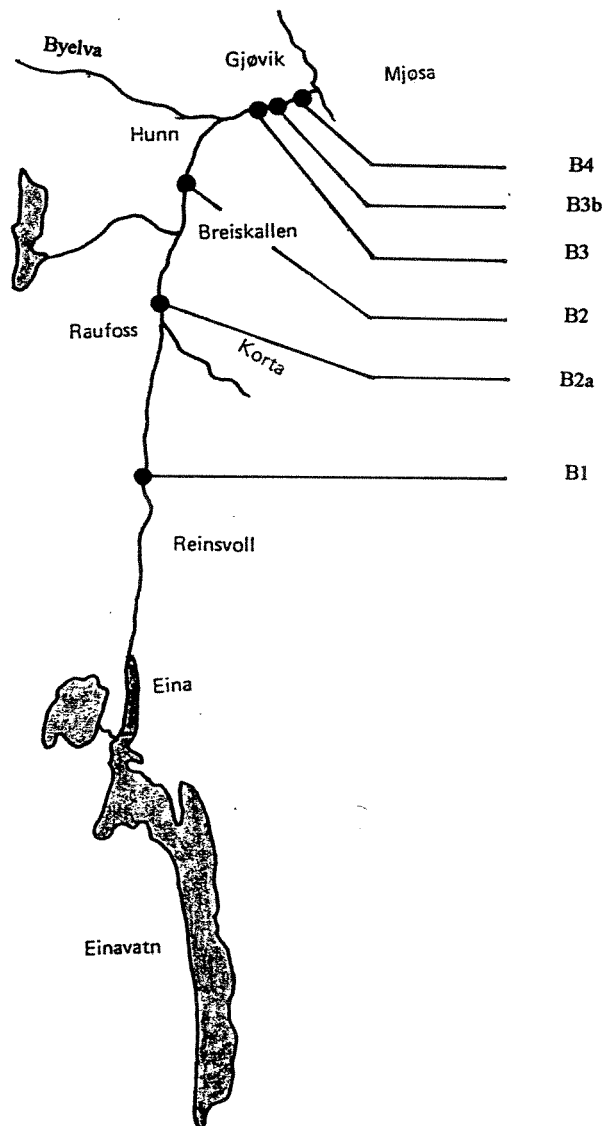


Fig.1 Prøvestasjoner i Hunnselva i 1993. Ved st.B3b er det bare tatt moseprøve.

4. RESULTATER OG DISKUSJON.

4.1. Forurensningssituasjonen i 1993.

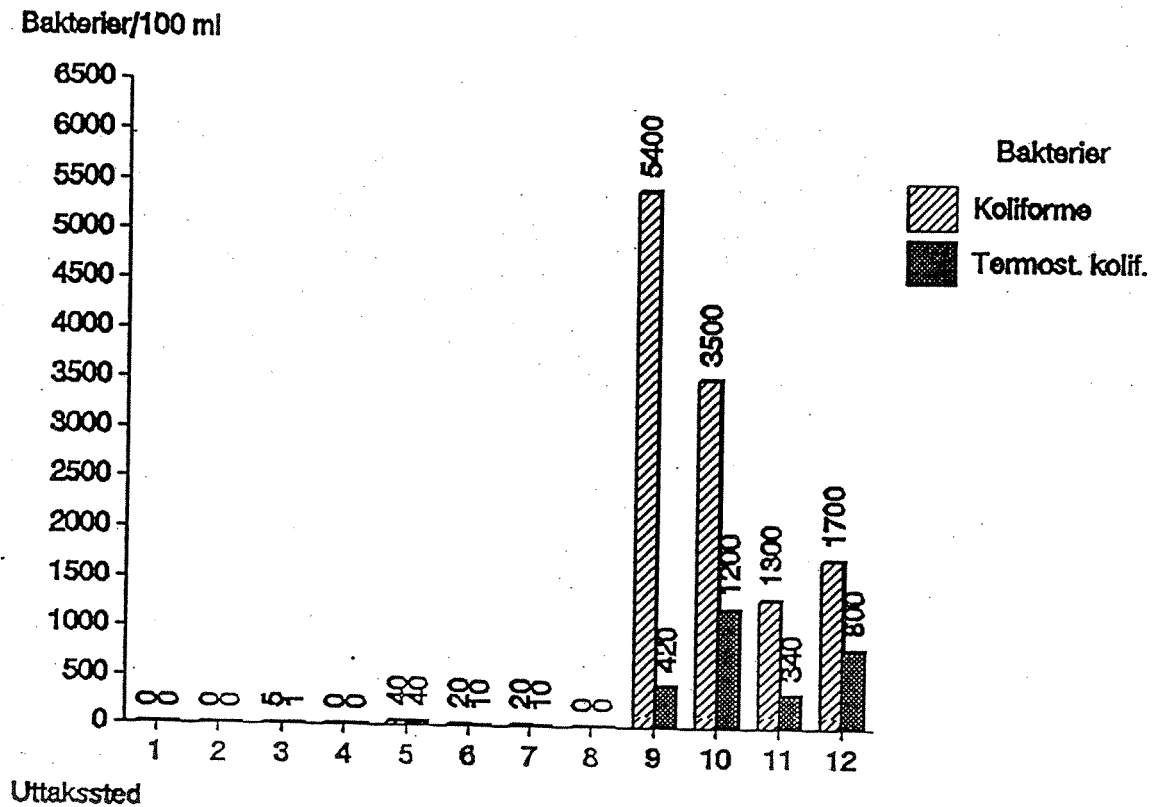
Resultatene fra de hygienisk-bakteriologiske og biologiske undersøkelserne samt analysene av konsentrasjonene av tungmetaller i vannmose i 1993 viste at Hunnselvas hovedløp på strekningen Eina-Raufoss for tiden er lite til moderat påvirket av næringssaltforurensning (eutrofiering) og lettnedbrytbart organisk materiale (saprobiering). I direkte tilknytning til enkelte utslippssted (bl.a. ved Reinsvoll) var det likevel rent lokalt markert forurensning med synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og vond lukt (kloakkluft). Gifteffekter er ikke påvist og denne del av vassdraget har en nær naturgitt flora- og faunasammensetning i god økologisk likevekt, dvs. at tålegrensen ikke er overskredet. Elvestrekningen er meget produktiv noe som gir grunnlag for det gode fisket en har på denne delen av elva. Dagens eutrofipåvirkning skaper ingen direkte ulemper og fra et fiskerisynspunkt må den nærmest betraktes som positiv, fordi produksjonskapasiteten øker.

Hygienisk sett med utgangspunkt i forekomst av tarmbakterier er forholdene mer betenkelige med en bakterieforekomst som lå nær det SFT angir som "nokså dårlig" vannkvalitet med tanke på egnetheten for friluftsbad og rekreasjon. Mest påvirket var den øvre del av elva ved Reinsvoll med opp til 40 termotabile koliforme bakterier (T.K.B.) pr. 100 ml ved prøvetakingen i juni.

Vannkvaliteten i selve Hunnselva forandret seg betraktelig nedstrøms Raufoss. Her fant vi klare virkninger av organisk stoff og miljøgifter med en flora- og faunasammensetning som helt avvok fra forholdene oppstrøms Raufoss. Elvas tålegrense er således overskredet. Størst gifteffekt fant vi ved og umiddelbart nedstrøms fabrikkområdet i Raufoss. Sannsynligvis er det utslipp av kobber som skaper problemer. Her øker også belastningen av næringssalter, men påvirkningsgraden var vanskelig å dokumentere på et allerede skadet biologisk miljø. Gifteffektene langs denne strekning begrenset overgjødningseffekten.

Nedstrøms Raufoss sentrum kan elva betegnes som moderat til markert påvirket av lettnedbrytbart organisk stoff. En viss selvrensning skjer videre ned til like ovenfor utslippspunktet fra Hunton Bruk A/S, der elva kan betegnes som lite til moderat påvirket. Gifteffekten avtar også langs denne strekning. Økt bunndyrforekomst både i mengde og antall arter viste dette. Fra Hunton og ned til Mjøsa var elva fortsatt sterkt påvirket av organisk stoff med massiv forekomst av sopp og bakterier (s.k. "lammehaler og lignende). Her kunne vi igjen dokumentere betydelige avvik fra de naturgitte flora- og faunasamfunn. For tiden synes det likevel å være et permanent fiskebestand langs hele strekningen Raufoss-Mjøsa med bl.a. forekomst av ørret, og det bedrives nå et visst sportsfiske på elvestrekningen fra Raufoss til Hunton.

Forekomst av tarmbakterier (her målt som T.K.B.) steg dramatisk gjennom Raufoss sentrum og var svært høyt (>100 T.K.B. pr. 100ml) helt til utløp i Mjøsa. Dette indikerte utslipp av større kloakkmengder og en betydelig del av bakterietilførselen skjer fra renseanlegget ved Breiskallen. I følge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan nedre delen av Hunnselva klassifiseres som sterkt forurenset.



Uttaksstedene er som følger:

1. Einafjorden midtfjords, 0-1 m dyp.
2. Einafjorden midtfjords, 10 m dyp.
3. Einafjorden, utløp ved bru.
4. Bruflat ved bru.
5. Reinsvoll ved bru.
6. Roksvoll ved bru.
7. Prøven.
8. Raufoss syd.
9. Vakta Raufoss A/S.
10. Bru ved Brøskallen.
11. Trådtrekkeriet, Åmødt.
12. Rica, Gjøvik.

Fig.2 Forekomst av fekale indikatorbakterier ved 12 lokaliteter i Hunnselva 28.juni i 1993.

4.1.1. Hygienisk-bakteriologiske forhold.

Målet med de hygienisk-bakteriologiske vannanalysene i Hunnselvas hovedløp i 1993 har vært å beskrive den generelle forurensningsgraden langs vassdraget, årsvariasjonen i elvas nedre del, samt å jevnføre resultatene med resultatene fra undersøkelsen i 1985-87. Videre har vi brukt bakterie-analysene sammen med de biologiske observasjonene for å vurdere forurensningssituasjonen og resipientkapasitet/tålegrense.

Prøvene som ble tatt langs hele vassdraget den 28. juni ble tatt ut på et ideelt tidspunkt (lengre tid med sol og oppholdsvær) slik at avrenning og utvasking p.g.a. overvann neppe skulle virke forstyrrende. Resultatene fra de bakteriologiske undersøkelser er framstilt i diagramform (fig.2og3). Primærdata er sammestilt i tabell 2 og 3 i vedlegg nr. III bak i rapporten.

Resultatene fra de bakteriologiske analyser illustrerer at:

- innhold av koliforme bakterier (K.B.) og termostabile koliforme bakterier (T.K.B.) var lavt i Einafjordens sentrale vannmasser som i følge SFT's normer hadde god vannkvalitet og var lite forurenset av tarmbakterier (tilstandsklasse I).
- Hunnselva var lite til moderat påvirket av tarmbakterier på strekningen Eina-Raufoss. Størst bakterieforekomst ble registrert ved og nedstrøms Reinsvoll med 20-40 K.B. pr. 100ml og 10-40 T.K.B. pr. 100ml. Vi lå her nær den grense som SFT oppgir som "nokså dårlig" vannkvalitet (tilstandsklasse III).
- forekomsten av tarmbakterier steg dramatisk gjennom Raufoss sentrum og var svært høyt helt ned til utløp i Mjøsa med K.B. i området 1000-5000 pr. 100ml og T.K.B. i området 100-22000 pr. 100ml. Dette viser at nedre del av Hunnselva var sterkt til meget sterkt forurenset av tarmbakterier med forhold tilsvarende tilstandsklasse IV og V.
- Hunnselva inne i selve Gjøvik til tider var meget sterkt forurenset med T.K.B.>1000 pr. 100ml. Det var stor variasjon i bakterieinnholdet under året og de høyeste verdier ble registrert i vinterperioden.

Ovennevnte indikerte utslipp av større kloakkmengder ved Reinsvoll og særlig langs elvestrekningen Raufoss-Gjøvik. En betydelig del av bakterietilførselen skjer fra renseanlegget ved Breiskallen og til tider i selve Gjøvik.

4.1.2. Begroing.

Målet med begroingsundersøkelsen ved de fem lokaliteter i Hunnselva i 1993 har vært at disse observasjonene sammen med resultatene fra de hygienisk/bakteriologiske undersøkelsene og undersøkelsene over forekomst av bunndyr og fisk skal danne et mest mulig omfattende grunnlag for å vurdere vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet/tålegrense. Det er som regel de biologiske effektene av forandret vannkjemi, som f.eks. "grønsevekst", sopp- og bakteriebegroing (s.k. "lammehaler og lignende) fiskedød osv., som oppfattes som forurensning. Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra antatt naturtilstand eventuelt referanselokalitet står derfor sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad. Videre skal det innsamlede materialet tjene som referanse for fremtidige undersøkelser.

Vi har benyttet st. B1 ved Alstad oppstrøms Raufoss som referanselokalitet. Resultatene av begroingsundersøkelsen er gitt for hver lokalitet og mer generelt sammenstilt i tabell 1. Primærdata er sammenstilt i tabell 4 i vedlegg IV bak i rapporten.

Begroing på de enkelte stasjoner

St.B1, Hunnselva ved Alstad.

Prøvene ble tatt i et grunt og brett hurtigflytende strykparti med grus og mindre stein. Langs elvebredden var det enkelte blokker. Det var rik forekomst av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og tjønnaks (*Potamogeton gramineus*, *P.perfoliatus*) på lokaliteten. Flotgras (*Sparganium angustifolium*) og storvassoleie (*Ranunculus peltatus*) forekom også. Lokaliteten gav et produktivt inntrykk.

Lokaliteten hadde sparsom synlig algeforekomst preget av arter som tåler forurensningsbelastning, f.eks. grønnalgene *Stigeoclonium tenue*, *Microspora amoena* og *Cladophora sp.* samt gulgrønnalgen *Vaucheria sp.* og mosen *Hygrohypnum ochraceum*. Ingen forurensningsømfintlige eller typiske rentvannsarter ble observert. En viss forekomst av bl.a. bakterien *Sphaerotilus natans* indikerte tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff. Lokaliteten bedømmes som moderat påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse II.

St.B2a, Hunnselva ved Napstadveien.

Prøvene ble tatt i et hurtigstrømmende strykparti, like nedstrøms fabrikkområdet ved Raufoss, med større blokker og stein.

Forurensningstolerante arter dominerte begroingen som var noe mer preget av nedbrytere enn på stasjon B1. Vanligst forekommende blant algene var blågrønnalgen *Phormidium subfuscum*, samt grønnalgene *Cladophora sp.* og *Stigeoclonium tenue*. Det var til dels rik moseforekomst på lokaliteten dominert av vanlig bekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Enkelte bestand av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) ble også observert. Vanligst forekommende blant nedbryterne var bakterien *Sphaerotilus natans*, ciliater, fargeløse flagellater og *Vorticella sp.*. Lokaliteten bedømmes som moderat til markert påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse II-III.

St.B2, Hunnselva ved Beritknappen dam.

Prøvene ble tatt i et strykparti med grus, stein og enkelte blokker i elveløpet straks nedstrøms dammen. Elva har her sterkt redusert vannføring unntatt i flomsituasjoner. Det var enkelte plasser rik forekomst av mose, men høyere vegetasjon ble ikke registrert.

Begroingen var dominert av grønnalgen *Stigeoclonium tenue*, som regnes som en god forurensningsindikator. Blågrønnalgen *Phormidium subfuscum*, grønnalgen *Vaucheria sp.* var også vanlig forekommende. Enkelte steder var det rik moseforekomst dominert av vanlig bekkemose (*H.ochraceum*). Forekomst av bakterier bl.a. *Sphaerotilus natans* indikerte at lokaliteten var påvirket av lett nedbrytbart organisk stoff. St.B2 synes noe mer påvirket enn st.B2a. Lokaliteten bedømmes som markert påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse III.

St.B3, Hunnselva like oppstrøms Mustad og sønn.

Prøvene ble tatt i et brett strykparti med stein og blokker. Det fantes ikke moser eller høyere vegetasjon ute i elvefarete.

Begroingen besto bare av forurensningstolerante arter dominert av blågrønnalgen *Phormidium*

subfuscum, samt grønnalgene *Stigeoclonium tenue* og *Ulothrix zonata*. Enkelte bestand av vanlig bekkemose ble også registrert nær elvebredden. Forekomst av nedbrytere som trådformede bakterier, cillier og særlig bakterien *Sphaerotilus natans* indikerte at lokaliteten var noe påvirket av lettredbrytbart organisk stoff. Påvirkningsgraden var likevel noe mindre jevnført med stasjonene B2a og B2. Lokaliteten bedømmes som moderat til markert påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse II-III.

St.B4, Hunnselva i Gjøvik.

Prøvene ble tatt i et brett strykparti, like ovenfor Gjøvik rådhus, med stein og blokker. Elvebunnen var helt eller delvis dekket av heterotrof begroing. Begroingen var helt dominert av nedbrytere med bl.a. masseutvikling av bakterien *Sphaerotilus natans*. På enkelte blokk var det en hel del trådformede grønnalger som *Microspora amoena* og *Stigeoclonium tenue*. Langs elvebredden fant vi enkelte små bestander av bekkemose (*H.ochraceum*). Lokaliteten er sterkt påvirket av det fiberholdige avløpsvannet fra Hunton Fiber A/S og bedømmes som sterkt til meget sterkt påvirket av lettredbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse IV.

Tabell 1. Vannkvalitetsklasser i Hunnselva 1993 vurdert på grunnlag av begroingsorganismer.

Stasjon	B1	B2a	B2	B3	B4
Vannkvalitetsklasse	II	II-III	III	II-III	IV
Påvirkningsgrad	Moderat	Moderat-Markert	Markert	Markert-Moderat	Sterkt

4.1.3. Bunndyr.

Målet med bunndyrundersøkelsen ved de fem lokaliteter i Hunnselva i 1993 har vært at disse observasjoner sammen med resultatene fra de hygieniske/bakteriologiske undersøkelsene og undersøkelsene av begroing og forekomst av fisk skal danne et mest mulig omfattende grunnlag for å vurdere vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet/tålegrense. Det er for bunndyrene lagt spesiell vekt på å klarlegge evt. gifteffekter. Det legges her vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra antatt naturtilstand eventuelt referanse-lokalitet står derfor sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad. Videre skal det innsamlede materialet tjene som referanse for fremtidige undersøkelser.

Vi har benyttet st.B1 ved Alstad oppstrøms Raufoss som referanselokalitet. Resultatene av bunndyrundersøkelsen er gitt for hver lokalitet og mer generelt anskueliggjort i figur 4 og 5. Figur 4 viser også resultatene fra tidligere registreringer. Primærdata er sammenstilt i tabell 5 og 6 i vedlegg V bak i rapporten.

Bunndyr på de enkelte stasjoner.

Stasjonsbeskrivelse, se kap.4.1.2.

St.B1, Hunnselva ved Alstad.

Lokaliteten hadde en rik og variert bunndyrfauna dominert av insektgrupper som døgnfluer, biller, vårfluer og fjærmygg. Fåbørtemark, steinfluer og knott var også vanlig forekommende. Størst forekomst hadde døgnfluen *Baetis rhodani* og vårfluene *Hydropsyche sp.* Følgende slekter/arter kan regnes som karakterarter for lokaliteten: steinfluene *Isooperla sp.*, *Siphonoperla burmeisteri*, *Amphinemura borealis* og *Protonemura megeri*, døgnfluene *Baetis muticus*, *B.niger*, *B.rhodani*, *Heptagenia dalecarlica* og *H.sulphurea* samt vårfluene *Rhyacophila nubila*, *Hydropsyche sp.*, *Agapetus ochripes* og *Polycentropus flavomaculatus*.

Gruppe		Steinfluer			Knott			Snegl			Døgnfluer			Vårfluer			Fjærmugg			Fåbørstemark		
Stasjon		S	Y	R	S	V	R	S	V	R	S	V	R	S	V	R	S	V	R	S	V	R
St. B - 1	1974																					
	81																					
	82																					
	83																					
	84																					
	85																					
	86																					
93																						
St. B - 2a	93	0						0														
St. B - 2	1974	0			0			0														
	81	0			0																	
	82	0																				
	83	0																		0		
	84	0																				
	85				0			0														
	86	0			0																	
93				0																		
St. B - 3	1974	0			0			0						0								
	81	0			0			0						0								
	82	0																				
	83	0																				
	84	0			0																	
	85				0																	
	86							0						0								
93																						
St. B - 4	1974	0			0			0			0			0								
	81	0			0			0						0								
	82	0			0									0								
	83	0												0								
	84	0			0			0			0			0								
	85	0			0			0														
	86				0						0											
93	0						0															

Fig.4 Forekomst av de vanligste bunndyrgruppene ved fem lokaliteter i Hunnselva 1974, 1981-1986, og 1993 (stasjonsplassering fig.1). S=sparsom, V=vanlig, R=rikelig

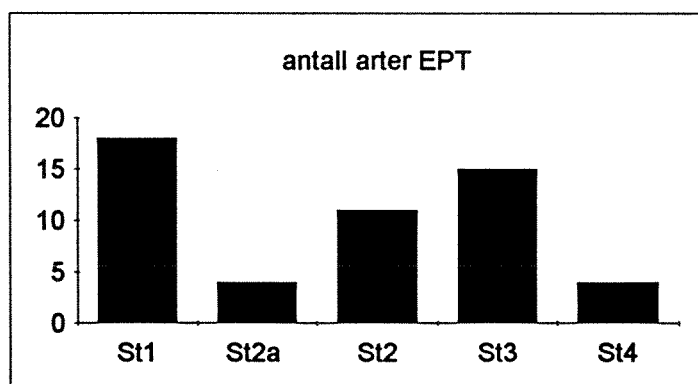


Fig.5 Antall arter av døgnfluer (E), steinfluer (P) og vårfluer (T), s.k. EPT-indeks ved fem lokaliteter i Hunnselva i 1993 (stasjonsplassering fig.1).

Utifra bunndyrforekomsten kan lokaliteten betegnes som moderat påvirket av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff, tilstandsklasse II.

St.2a, Hunnselva ved Napstadveien.

Lokaliteten hadde et redusert bunndyrsamfunn bl.a. savnes grupper som snegl og steinfluer helt. Artsantallet blant døgnfluer og vårfluer var også redusert. Den igjenværende bunndyrfauna var dominert av døgnfluen *B.rhodani* og vårfluen *R.nubila* som er rikelig tolerante i forhold til forurensning. Utover disse ble det registrert sparsom forekomst av fåbørstemark, igler, biller, knott og fjærmygg.

Mengde og sammensetning av bunndyrsamfunnet var ikke i samsvar med hva en burde finne utifra belastningen med næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff, så her forelå gifteffekter. Lokaliteten betegnes derfor utifra bunndyrforekomsten som markert påvirket av giftutslipp, kategori I. P.g.a. gifteffekten kan ikke eutrofiering og saprobiering vurderes utifra bunndyrforekomsten.

St.2, Hunnselva ved Beritknappen dam.

Denne prøvetakingsstasjon ligger nedenfor Raufoss og nedenfor renseanlegget på Breiskallen. Ved denne lokaliteten var det et klart rikere bunndyrsamfunn jevnført med st.2a. De fleste grupper var tilstede, men en viss gifteffekt kan fortsatt spores ved at enkelte arter fortsatt savnes. Samfunnet var dominert av insektgruppene døgnfluer, vårfluer og fjærmygg. Fåbørstemark og snegl var også vanlig forekommende. Blant døgnfluene hadde *B.rhodani* størst forekomst og vårfluesamfunnet var først og fremst representert av *R.nubila*.

Utifra bunndyrforekomsten bedømmes lokaliteten som moderat påvirket av miljøgifter, kategori I. Indikasjon på tilførsel av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff foreligger også.

St.B3, Hunnselva like oppstrøms Mustad og sønn.

Artsantallet og mengde dyr hadde økt noe på denne lokaliteten jevnført med st.b2, noe som indikerte at vi hadde en viss selvrenseeffekt langs vassdraget. En viss gifteffekt kan likevel fortsatt spores, bl.a. ved at enkelte arter fortsatt savnes. Lokaliteten var dominert av døgnfluer, vårfluer og fjærmygg. Fåbørstemark snegl og steinfluer var også vanlig forekommende. Døgnfluene *B.niger* og *B.rhodani*, samt vårfluen *R.nubila* kan betegnes som karakterarter for lokaliteten.

Utifra bunndyrforekomsten bedømmes lokaliteten som lite til moderat påvirket av miljøgifter, kategori I. Forøvrig var bunndyrene lite påvirket av andre forurensningstilførsler som f.eks. næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff.

St.B4, Hunnselva i Gjøvik.

Lokaliteten hadde et sterkt redusert bunndyrsamfunn dominert av fåbørstemark, døgnfluer (*B.rhodani*) og orthocladine fjærmygglarver. Enkelte vårfluelarver, knottlarver og stankelbeinlarver ble også observert. Vårfluene var representert av artene *R.nubila* og *Hydropsyche sp.*

Utifra bunndyrforekomsten bedømmes Hunnselva på strekningen fra Hunton til utløp Mjøsa som sterkt påvirket av organisk stoff, tilstandsklasse IV. Om det også her foreligger gifteffekter kan ikke bedømmes p.g.a. den store organiske belastning som her foreligger.

4.1.4. Fisk.

Målet med fiskeregistreringene ved de fem lokaliteter i Hunnselva i 1993 har vært at disse observasjoner sammen med resultatene fra de hygienisk/bakteriologiske analysene og undersøkelsene over begroing og bunndyrforekomst skal danne et mest mulig omfattende grunnlag for å vurdere vassdragets forurensningssituasjon og resipientkapasitet/tålegrense. Videre skal registreringene tjene

som referanse for fremtidige undersøkelser. Avvik fra antatt naturtilstand står sentralt ved bedømmelsen av fiskeforekomst.

Vi har benyttet st. B1 ved Alstad oppstrøms Raufoss som referanselokalitet. Videre har vi gått utifra at nederste delen av elva før de ble forurenset har vært en reproduksjonsloaklitet for bl.a. mjøsørret og mjøsharr. Resultatene fra fiskeregistreringen er framstilt i figur 6 og 7. Figurene viser også resultatene fra tidligere registreringer. Primærdata fra 1993 er sammenstilt i tabell 7 i vedlegg VI bak i rapporten.

Fiskeregistreringene i 1993 viste at hele Hunnselva igjen var fiskeførende! I likhet med tidligere registreringer var det en svært god bestand av ørret i Hunnselva oppstrøms Raufoss med en tetthet på ca 0,2 ørret pr. m² på stasjon B1. "Samtlige" aldersgrupper (0+ til eldre fisk) var representert og det var stor forekomst av årsunger (0+), som viste at vi her har gode reproduksjonsforhold. Enkelte ørekyte ble også observert. Lokaliteten er godt egnet for elfiskeregistrering, men stor vannføring gjorde fiske noe vanskelig.

Like nedstrøms fabrikkområdet ved Raufoss (st. B2a) var det stor forekomst av ørekyte på de roligste partiene og enkelte ørret i strykpartiene. Ørret-tettheten er beregnet til ca 0,04 ørret pr. m² og det ble bare fanget årsunger (0+) og 3-somrige (2+) fisk. Stor vannføring og blokkrikt bunnsstrat vanskeliggjorde fisket noe og da særlig med tanke på fangst av større fisk.

I kulpen nedenfor dammen ved Beritknappen (st.B2) var det i likhet med tidligere år store mengder ørekyte. I elvefaret nedstrøms var det en middels bestand av ørret. Ørret-tettheten er beregnet til ca 0,1 fisk pr. m² og "samtlige" aldersgrupper (0+ til eldre fisk) var representert. Lokaliteten er godt egnet for elfiskeregistreringer p.g.a. sterkt redusert vannføring. Elva kan her nærmest betegnes som en bekk.

På elvestrekningen ovenfor Mustad (st.B3) ble det registrert noen få ørekyte og enkelte årsunger (0+) av ørret. Ørret-tettheten er beregnet til ca 0,01 fisk pr. m². Stor vannføring, samt en del dypere områder vanskeliggjorde fisket noe, særlig med tanke på fangst av større fisk. Det kan her nevnes at det i 1993 ble fanget en hel del større ørret av sportsfiskere på denne strekning.

Langs elvestrekningen ved parken i Gjøvik sentrum (st. B4) ble det fanget et fåtall årsunger (0+) av ørret samt en tosomrig (1+) ørret. Noen få ørekyte ble også observert. Ørret-tettheten er beregnet til ca 0,02 fisk pr. m². Uklart fiberholdig vann, blokkrikt bunnsstrat og stor vannføring gjorde fisket vanskelig, slik at det var store sjanser for at en del fisk ikke ble observert. I de siste år har det blitt tatt en del større ørret (kilofisk) i kulpen straks ovenfor Hunton (tunnelutløpet). Sannsynligvis er dette nedvandrede ørret fra øvre deler av Hunnselva, ikke mjøsørret.

Utifra elfiskeregistreringen kan vi dra følgende konklusjoner:

- Gifteffekter på Hunnselva nedstrøms industriområdet ved Raufoss og den organiske belastning fra Hunton Fiber A/S på elvas nederte del er nå så redusert at det er levevilkår for fisk bl.a. ørret i hele Hunnselva. Dette er i samsvar med et av hovedmålene i Vannbruksplan Hunnselva der det står "Det legges tilrette for å gjøre hele vassdragets fiskeførende".
- Fortsatt synes fisken likevel å være påvirket av miljøgifter i elvens nedre del (Raufoss-utløp Mjøsa). Lav fisketetthet og ujevn aldersfordeling viser dette. Ytterligere reduksjon av tilførselen av miljøgifter (evt. støtutslipp) fra den metallbearbeidende industrien og organisk stoff fra Hunton Fiber A/S er påkrevet. Det siste med tanke på fremtidig reproduksjons-muligheter for mjøsørret og mjøsharr i nedre del av elva.

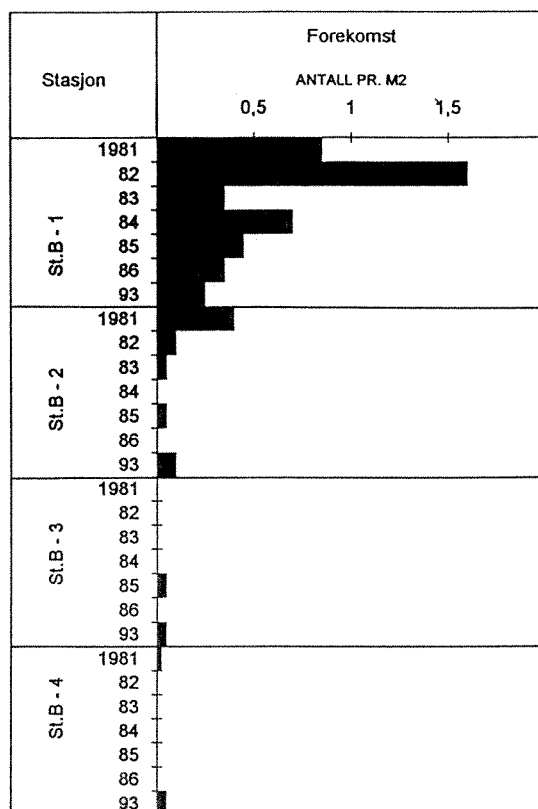


Fig.6 Tetthet av ørret på fire prøvetakingsstasjoner i Hunnselva 1981-1986 og 1993.

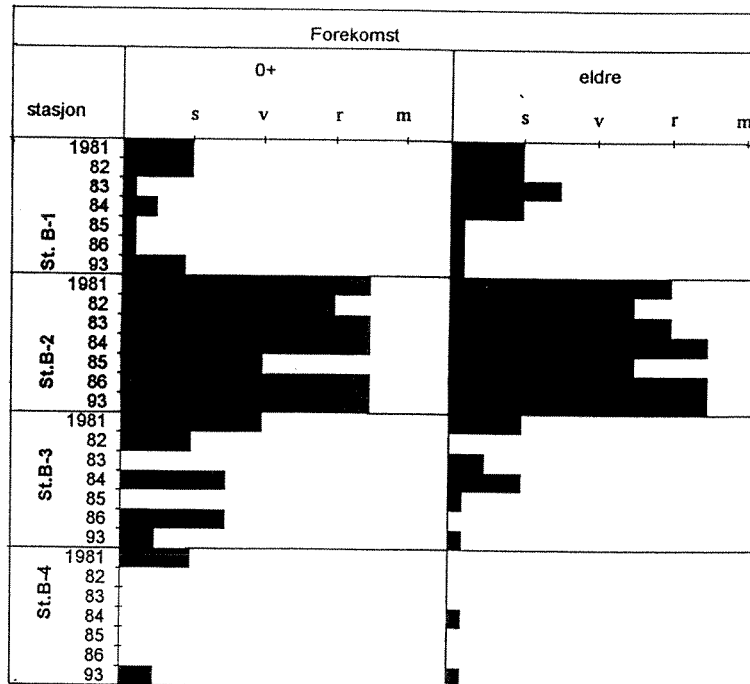


Fig.7 Ørekyte ved fire prøvetakingsområder i Hunnselva 1981-1986 og 1993. Forekomstene er gruppert til sjelden (s), vanlig (v), rik (r) og massiv (m).

- det er uvist om de årsunger av ørret som er registrert er et resultat av at ørreten nå kan gyte og reproducere langs elvestrekningen eller om det er nedvandret fisk fra øvre del av Hunnselva og/eller Byelva. Det er viktig å få klarlagt dette snarest.

4.1.5. Biokonsentrasjon av tungmetaller i vannmose.

Målet med analysene av tungmetaller i vannmose var å dokumentere om vi hadde så høye konsentrasjoner av enkelte metaller at det var fare for gifteffekter på bunndyr og fisk i nedre del av Hunnselva.

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 et metallpåvirket vassdrag som Hunnselva er konsentrasjonsvariasjonene over tid 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 ofte er lave, varierer mye og er vanskelige å måle da konsentrasjonene til tider 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 organismeprobe er relatert til en middelkonsentrasjon av metallene i vannet gjennom en lengre periode.

Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvemose), 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 1990-93) og Sverige (Lithner 1989). Variasjon i referanse-konsentrasjoner, og klasseinndeling er gitt i tabeller i vedlegg nr.VI bak i rapporten. Anvendelse og begrenning (*Fontinalis* forekommer ikke i surt vann) er derfor godt dokumentert, særlig når det gjelder kvikksølv, kadmium, bly, kobber, sink, krom, nikkel og arsen.

Resultater og diskusjon

Det ble i september 1993 tatt prøver av naturlig forekommende slank elvemose (*F. dalecarlica*) ved stasjon B1, som her utgjorde referanse. Videre ble det herifra tatt mose som ble utplassert ved stasjon B3 og B3b. Ved de øvrige stasjonene (B2a, B2 og B4) har vi benyttet oss av naturlig forekommende mosebestander med *F.dalecarlica* unntatt st.B4 der vi har tatt prøver fra et bestand vanlig bekkemose (*Hygrohypnum ochraceum*). Ved stasjon B3 og B3b var mosen utplassert i

perioden 10.9-3.11.

Resultatene fra moseanalysene er vist i fig.8. Verdiene er gitt som mg metall pr. kg mose (tørrvekt, T.V.) unntatt aluminium som er gitt som %-andel. Primærdata er gitt i tabell 8 i vedlegg nr.VII bak i rapporten.

Aluminium

Moseprøvene hadde konsentrasjoner i området 1000-6000 mg Al/kg (T.V.) og det var en klar konsentrasjonsøkning nedstrøms i vassdraget. Lithner (pers.medd.) angir konsentrasjoner i området 1000-3000 mg Al/kg som referansekonsentrasjoner i Svenske vassdrag. Dette er i samsvar med hva vi fant ovenfor og like nedstrøms Raufoss (st.B1 og B2a). Ved stasjon B2 hadde konsentrasjonen økt til ca det dobbelte. Ved stasjon B3 i Hunnselva straks ovenfor Mustad og Søn økte konsentrasjonsnivået ytterligere og holdt seg siden relativt konstant med verdier omkring 6000 mg Al/kg (T.V.) til utløpet i Mjøsa.

Det foreligger for tiden få referansedata for aluminiumkonsentrasjoner i elvemose og sannsynligvis har vi her å gjøre med et meget bredt intervall. Videre synes det ikke alltid å være noen god relasjon mellom målte konsentrasjoner i mose og vann. Konsentrasjoner rundt 6000 mg Al/kg må betegnes som noe høye og ligger sannsynligvis noe over referansenivået. Påvirkningsgraden kan derfor betegnes som moderat i elvens nederste del. I 1986-87 ble det målt verdier i området 4100-5200 mg Al/kg (T.V.) ved referansestasjon og konsentrasjoner opp til 20000 mg Al/kg (T.V.) langs elva nedstrøms Raufoss.

Kadmium

Moseprøvene hadde lave til middels høye konsentrasjoner med verdier fra >0,5 til 2,0 mg Cd/kg (T.V.). Dette er konsentrasjonsnivåer som tilsvarer det vi betrakter som referanseverdier for Østlandsområdet. Kadmium skulle således ikke utgjøre noe problem for vassdraget. Et visst påslag ble likevel registrert nedstrøms Mustad og Søn, der påvirkningsgrad kan betegnes som markert. De foreliggende registreringene var i godt samsvar med tidligere observasjoner fra 1986-87.

Krom

Moseprøvene hadde lave til middels høye konsentrasjoner med verdier fra <1 til 18 mg Cr/kg (T.V.). Tre av de undersøkte lokaliteter hadde kromkonsentrasjoner som klart oversteg det vi for tiden betegner som referanseverdier for Østlandsområdet. Nedstrøms fabrikkområdet ved Raufoss og i selve Gjøvik var elva markert påvirket. Konsentrasjonsnivåene lå likevel godt under "effektnivået", så kromutslippene synes for tiden ikke å utgjøre noe større problem for organismelivet i Hunnselva. Jevnføres dataene med målingene som ble utført i 1986-87 så synes det som om kromutslippene har blitt betydelig redusert. Tidligere ble det registrert konsentrasjoner i området 100-800 mg Cr/kg (T.V.) langs elva nedstrøms Raufoss.

Kobber

Moseprøven fra referansestasjonen ovenfor Raufoss hadde middels høy konsentrasjon med en verdi (20 mg Cu/kg T.V.) i samsvar med hva vi finner som referansenivå for Østlandet. Nedstrøms Raufoss hadde moseprøvene høye til meget høye konsentrasjoner (50-175 mg Cu/kg T.V.) som like nedstrøms fabrikkområdet ved Raufoss oversteg effektgrensen. D.v.s. at vi her kan regne med gifteffekter grunnet kobberutslipp. Kobberutslippene synes likevel å ha minket om vi jevnfører med situasjonene i 1986-87 da det ble registrert konsentrasjoner i området 300-900 mg Cu/kg (T.V.) i nedre del av Hunnselva.

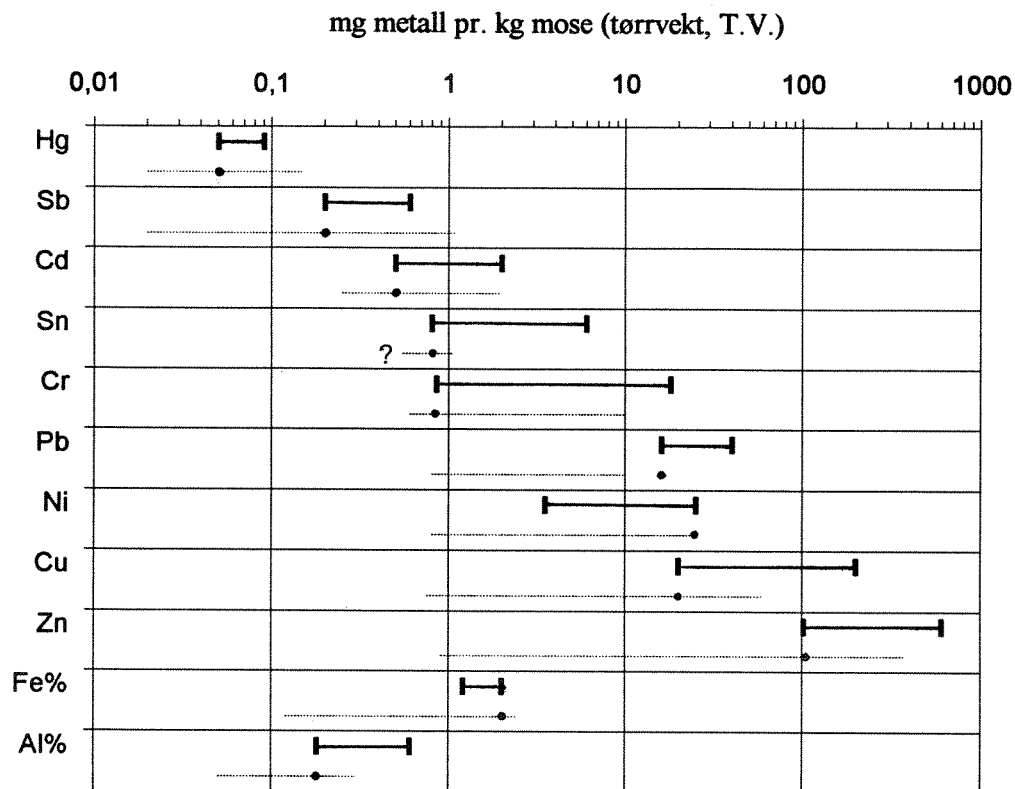


Fig.8 Konsentrasjoner av tungmetaller, jern og aluminium i slank elvemose og vanlig bekkemose fra Hunnselva høsten 1993. Verdiene er gitt som mg metall pr. kg mose (tørrvekt, T.V.) unntatt jern og aluminium som er gitt som %-andel. Verdiene angir variasjonsbredde fra alle stasjoner der det ble tatt prøver fra vannmose i elva nedstrøms Raufoss. Stiplet linje markerer referanseverdier fra hele Skandinavia dvs. verdier fra elvemose som kun har vært utsatt for naturlige geokjemiske kilder i tillegg til atmosfæriske forurensninger. For tinn (Sn) foreligger for tiden ikke noen referanseverdier. • markerer verdiene fra referansestasjonen oppstrøms Raufoss.

Nikkel

Moseprøvene hadde lave til middels høye konsentrasjoner med verdier i området 6-23 mg Ni/kg (T.V.). Samtlige konsentrasjoner låg nær den konsentrasjonsnivå vi for tiden betegner som referanseverdier for Østlandsområdet. Kalkrike områder som Hunnselva har som regel noe høyere nikkelinhold jevnført med kalkfattige områder. I 1986-87 ble det registrert klart høyere konsentrasjoner langs elva nedstrøms Raufoss med verdier i området 26-190 mg Ni/kg (T.V.). Videre ble det i mai i 1989 registrert svært høye verdier i moseprøver som ble tatt like nedenfor fabrikkområdet ved Raufoss, med konsentrasjoner på 1-4 g Ni/kg (T.V.). Dette skyldes at etterfettingsbadene inneholder litt NiAC. Det ble gjort forbedrende tiltak i 1989-90 og for tiden slippes det ut lite nikkel.

Sink

Moseprøvene fra referansestasjonen ovenfor Raufoss hadde lav konsentrasjon mens konsentrasjonene fra moseprøvene nedstrøms Raufoss kan betegnes som middels høye med konsentrasjoner i området 200-400 mg Zn/kg (T.V.). Høyeste konsentrasjon ble registrert like nedstrøms Raufoss industriområde og like nedstrøms Mustad og Søn. Samtlige konsentrasjoner låg nær referansekonsentrasjoner for Østlandet. Sinkutslippene synes derfor for tiden ikke å utgjøre noe større problem for organismelivet i Hunnselva. I 1986-87 ble det registrert sinkkonsentrasjoner i området 300-900 mg/kg (T.V.), d.v.s. verdier som betegnes som høye konsentrasjoner. Sinkutslippene synes derfor å ha blitt redusert.

Tinn

For tiden foreligger det ikke noe publiserte data over referanseverdier for tinn i vannmose. Vi har derfor begrensede muligheter å vurdere de foreliggende data. En viss tinnpåvirkning synes likevel å foreligge i vassdragets nederste del om vi tar utgangspunkt i mosekonsentrasjonen ved referansestasjonen ovenfor Raufoss. Konsentrasjonsnivåene bedømmes som lave og evt. tinnutslipp utgjør sannsynligvis for tiden ikke noe direkte problem for berørte del av vassdraget.

4.2. Utvikling av forurensningssituasjonen jevnført med forholdene i 1981-90 til 1993.

Etter Mjøsaksjonen (1976-81) er det i hovedsak industribedriftene langs vassdraget som har foretatt utslippsbegrensende tiltak. Giftutslippene fra den metallbearbeidende industrien og fiberutslippene fra Hunton Fiber A/S er redusert. Vi kan her nevne at Raufoss A/S har redusert sine utslipp av bl.a. aluminium og kobber med mer enn 85% og at Hydro Aluminium Profiler A/S nå gjenvinner nær 100% av aluminiumsutslippet. Videre har Hunton A/S gått med halv produksjon en tid.

Jevnføres situasjonen i 1981-90 med de forhold som ble registrert i 1993 kan vi konstatere at det har skjedd klare forbedringer av vannkvaliteten langs flere elvestrekninger langs hovedvassdraget da det gjelder effekter av næringssalter (eutrofiering), lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering), miljøgifter og tarmbakterier.

På strekningen Eina-Raufoss var det ingen dokumenterbare forandringer når det gjelder eutrofiering eller saprobiering. Noen større forurensningspåvirkning synes ikke å foreligge, men flora- og faunasammensetning indikerer i likhet med tidligere en viss organisk belastning og næringssalttilførsel. Hygienisk sett synes det å ha skjedd en viss forbedring. Tidligere var strekningen til tider markert forurenset med tarmbakterier. For tiden kan strekningen betegnes som lite til moderat påvirket.

På strekningen Raufoss - like ovenfor utslippspunktet fra Hunton Fiber A/S har det skjedd klare forbedringer når det gjelder effekter av såvel lettnedbrytbart organisk stoff, næringssalter som

gifteeffekter. Videre kan vi nå dokumentere at det skjer en viss selvrensing av utslippene fra Raufoss-området langs denne strekning. Indikasjon på bedre forhold er at vi nå har fått mindre forekomst av heterotrof vekst, økt forekomst av vannmoser og enkelte påvekstalger samt økt forekomst av bunndyr både i mengde og antall arter. Videre er det idag et permanent ørretbestand langs denne del av elva som gir grunnlag til et visst sportsfiske. Belastningen med tarmbakterier er fortsatt så stor at det er vanskelig å dokumentere eventuelle forbedringer.

Strekningen fra Hunton Fiber A/S ut i Mjøsa er fortsatt sterkt forurenset av organisk stoff. Visse forbedringer kan likevel registreres ved økt forekomst av påvekstalger og økt bunndyrforekomst. Videre har det også her sannsynligvis etablert seg et ørretbestand.

De forbedringer av forurensningssituasjonen som er dokumentert ved undersøkelsen i 1993 viser at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk langs Hunnselva i senere tid, har hatt en klar positiv effekt. Kan en redusere tilførselen av miljøgifter fra industriområdet ved Raufoss ytterligere samt avlaste elva fra det fiberholdige avløpsvannet fra Hunton Fiber A/S vil også nedre delen av Hunnselva sannsynligvis få, og på sikt kunne opprettholde et akseptabelt økosystem i likhet med forholdene oppstrøms Raufoss. Hygienisk sett må vi likevel regne med at nedre delen av Hunnselva også i framtiden vil være markert til sterkt påvirket av tarmbakterier.

4.3. Vurdering av resipientkapasitet/tålegrense.

I Vannbruksplan Hunnselva er et av hovedmålene at vannbruksplanen skal legge tilrette og tillate næringsmessig utnyttelse av Hunnselva, der vassdragets økologiske bæreevne legges til grunn. Begrepet økologisk bæreevne er noe diffust sett i relasjon til resipientkapasitet/tålegrense og det er ønskelig at det utarbeides en mer konkret målsetting når det gjelder vannkvalitet. Videre har Vannbruksplan Hunnselva som mål å gjøre hele vassdraget fiskeførende. Her er det også ønskelig med en mer konkretisert målsetting, og at det utarbeides en fiskekultiveringsplan.

Tar vi utgangspunkt i at Hunnselva bør være et vassdrag i god økologisk likevekt med nær naturgitt flora- og fauna sammensetting (dvs. at vassdragets naturgitte biologiske mangfold/biodiversitet skal bevares) så ligger dagens forurensningsbelastning klart over tålegrensen for vassdraget. Dette gjelder også de hygieniske aspekter der det bør være et fremtidig mål at Hunnselva tilfredstiller SFT's krav til godt egnet vannkvalitet for alle vannrelaterte friluftaktiviteter. Dvs. at innholdet av termostabile koliforme bakterier (T.K.B.) ikke må overstige 50 bakt. pr. 100ml (Holtan og Rosland 1992).

Hunnselva er fra naturens side et produktivt vassdrag med rik flora og fauna. Grunnen til dette er at elva til dels avvanner et kalkrikt område, videre at vi har to større innsjøer (Einavann og Skjelbreia) i vassdragets øvre del, som bidrar med en sjøutløpseffekt, samt virker stabiliserende for vannkvaliteten i selve Hunnselva. Relativt sett høy kalkkonsentrasjon (ca. 10 mgCa/l) gjør at vassdragets resipientkapasitet øker, hvilket bl.a. medfører at Hunnselva ikke er påvirket av forsuring. Vassdraget har derfor stor egenverdi og det bør være et mål at vannkvalitetsklasse I-II til II, bedømt utifra begroings- og bunnfaunasamfunn, skal opprettholdes langs hele vassdraget.

Eina - Raufoss. Det er ønskelig at tilførselen av tarmbakterier reduseres og at en reduserer utslippene fra enkelte punktutslipp (bl.a. kloakkrør). Et konkret mål kan være at elva langs denne strekning skal tilfredsstillte SFT's generelle mål på godt egnet vann for friluftsbad og rekreasjon dvs. at antall T.K.B. ikke overstiger 50 bakt. pr. 100ml.

Raufoss. Her må tilførselen av tarmbakterier og lettnedbrytbart organisk stoff ytterligere reduseres. Sannsynligvis er det ikke realistisk å forvente at vi kan nå badevannskvalitet langs elva nedstrøms

skoledammen. I selve dammen torde det likevel være mulig å opprettholde badevannskvalitet og dette bør være en målsetting.

Raufoss - utløp Mjøsa. Ytterligere reduksjon av tilførsel av tarmbakterier, miljøgifter og organisk stoff er påkrevet om vi skal gjenopprette et funksjonelt økosystem i nedre del av Hunnselva. En bør her ha som mål at nedre delen av Hunnselva, flora- og faunamessig, skal være lik, eller nær lik, de forhold vi har oppstrøms Raufoss.

Dersom vannkvaliteten i hele Hunnselva skal bli akseptabel slik at tålegrensen for flora og fauna ikke overskrides trengs følgende tiltak:

- Reduksjon av kloakktilførselen. Antagelig kommer mesteparten av kloakken fra overløpsdrift og lekkasjer i de kommunale ledningssystemene. Det er viktig at renseanleggene drives optimalt og at kloakkvannet når fram til anleggene. Økt tilknytning av avløpsvann til de kommunale renseanleggene samt forbedring av kloakkledninger/pumpestasjoner står sentralt. Anleggene (septiktanker o.l.) i forbindelse med spredt bebyggelse må også jevnlig kontrolleres og forbedres.

Om det blir aktuelt med nitrogenfjerning ved renseanlegget i Gjøvik bør en vurdere å føre hit kloakken fra Raufoss-området og legge ned Breiskallen renseanlegg.

Ved Breiskallen renseanlegg bør en benytte seg av kalkfelling ikke AVR-felling (blanding av Al/Fe) som nå. Aluminium-belastningen på elva er allerede stor, kalkfelling gir bedre renseeffekt på bakterier, og kalk nedsetter giftigheten av de fleste metallene som er registrert i elva (Lien og Lindstrøm 1987).

- Ytterligere reduksjon av miljøgiftutslippene fra den metallbearbeidende industrien langs elva nedstrøms Raufoss. Mer inngående undersøkelser må klarlegge hvilke utslipp og stoffer som er de mest aktuelle i denne sammenheng. Undersøkelsen gir likevel indikasjon om at det kan være utslipp av kobber og aluminium som skaper de største problemer. Dette er i samsvar med hva som har kommet fram ved tidligere undersøkelser (Kjellberg 1984, Lien og Lindstrøm 1987).
- Reduksjon av fiberutslippene fra Hunton Fiber A/S. Her må avløpsvannet fra fabrikkens etterforsvarlig rensing ledes direkte til Mjøsa. Selv om utslippet fra Hunton ytterligere renses vil Hunnselva ha for liten resipientkapasitet for denne type og størrelse av belastning.

Om ovennevnte tiltak kan gjennomføres er det godt håp om at hele Hunnselva igjen skal kunne fungere som et nære nok naturgitt og rent vassdrag, samt at mjøsørreten og mjøsharren igjen kan benytte Hunnselva for sin reproduksjon.

5. LITTERATUR - REFERANSER.

- Bergman-Paulsen, B. 1961. Undersøkelse av forurensningen i Hunnselva. NIVA. 0-155.
- Eklund, J. 1980. Undersøkelse av Hunnselva juli 1979. Rogalands Distriktshøgskole.
- Furuset, Å. et al. 1991. Sluttrapport fra forprosjekt Vannbruksplan Hunnselva.
- Fjeldseth, T., O. Nashoug og T. Næsje 1983. Fiskeundersøkelser på Einavatn 1981-82. Rapport fra Mjøsutvalget.
- Holtan, H. og D.S. Rosland 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning Nr.92:06. TA/905/1992.
- Iversen, E. og C.H. Knudsen 1988. Utslipp til Hunnselva fra Raufoss A/S. NIVA-rapp., løpenr. 2223.
- Iversen, E. og L. Lien 1989. Kartlegging av utslipp fra Raufoss A/S, Hydro Aluminium Profiler A/S og Breiskallen renseanlegg og påvirkning av Hunnselva. Programforslag og befæringsrapport. NIVA-rapp. 0-89096.
- Kjellberg, G. 1983. Rutineundersøkelser i nedre delen av Hunnselva 1982. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp. nr. 104/83. NIVA 0-8000224.
- Kjellberg, G. 1984. Rutineundersøkelser i nedre del av Hunnselva 1983. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp.nr. 157/84. NIVA 0-8000224.
- Kjellberg, G. og S. Rognerud 1985. Tiltaksorientert overvåking i Hunnselva 1984. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp.nr. 203/85. NIVA 0-8000224.
- Kjellberg, G. S. Rognerud og O. Gillund 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-84. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT) NIVA-rapp., løpenr. 1816.
- Kjellberg, G. 1990. Einafjorden. Undersøkelse av vannkvaliteten i 1989, sammenlignet med situasjonen i 1977. NIVA-rapp., løpenr. 2423.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1992. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). NIVA-rapp., løpenr. 2914.
- Lien, L. og E-A. Lindstrøm 1987. Tiltaksorientert overvåking av Hunnselva 1985-87. NIVA-rapp., løpenr. 2076.
- Lingsten, L. 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA. 0-85167.
- Lingsten, L. 1985. Overvåking av Årdalsvassdraget 1983-84. SFT/NIVA-rapp., 0-8000233.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628.

Rognerud,S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. Statlig program for forurensningsovervåkning (SFT). Raoo.nr. 336/88. NIVA 0-86053.

Rognerud,S. og B.Boye 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapp., løpenr. 2700.

6. VEDLEGG - PRIMÆRDATA.

- Vedlegg nr. I : Biologiske undersøkelsesmetoder.
- Vedlegg nr. II : Generell vannkvalitetsklassifisering for elver og bekker.
- Vedlegg nr. III : Hygienisk/bakteriologiske analyseresultater.
- Vedlegg nr. IV : Begroing.
- Vedlegg nr. V : Bunndyr.
- Vedlegg nr. VI : Fisk.
- Vedlegg nr. VII : Tungmetallkonsentrasjoner i vannmoser.

VEDLEGG NR. I.

Biologiske undersøkelsesmetoder.

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

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 festsittende 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. overgjødde jorder eller slaggeponier (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 begroingssamfunnet 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 begroingssamfunnet (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 strykpartier - 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 én delprøve tas ut.

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

2. Laboratorianalyse

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:

Vannkvalitetsklasse	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 - Forurensningsømfintlige arter til stede - Velorganisert samfunn - Liten nedbrytning av organisk materiale - God næringsbalanse 	<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 organismesamfunnet - 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. Fastsittendealger (Lindstrøm 1992), se også vedlegg II, Indikatororganismer for pH.

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, forurensningsepisoder, 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 spinntråder (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. Strømfaunaen domineres som regel av tre insektgrupper, nemlig vårfluer (Trichoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera). Av stor betydning er også fjærmygg (Chironomidae) og knott (Simuliidae). 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 bunndyrorganismer 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 (se vedlegg II, side 6). 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 bunnssubstrat som strømhastighet. De her fremlagte 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.

- Innsamlet materiale blir umiddelbart konservert i 70% alkohol.
- Analyse av innsamlet materiale i laboratoriet med utarbeidelse av artslister karakterarter for lokaliteten angis. 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 at overskuddsvannet er fjernet. 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.

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.

Widerholm,T. 1984.

VEDLEGG NR. II.

Generell vannkvalitets-klassifisering for elver og bekker.

- **Vannkvalitetsklasse og forurensningsgrad basert på de biologiske forhold.**
- **Beregning av mulig fiskeproduksjon i elver og bekker.**
- **Indikatororganismer for pH.**
- **Tungmetaller i vannmoser.**

FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINDELING FOR BEKKER OG ELVER.

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

Klasseinndelingen som er benyttet er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad med utgangspunkt i avvik fra forventet naturtilstand. Det legges særlig vekt ved eutrofiering økt næringssalttilførsel og saprobiering (økt tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff).

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 katharobe sonen 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 forsuring**, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alk. < 0,1 mekv/l), til tider lav pH (<5,5), ikke forekomst av forsuringssømfintlige 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 (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, gjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (>100 termostabile 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 biologisk 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 d.v.s. saprobiering). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold 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 (saprobering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratum bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstads Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge):

Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering) med klare biologiske forandringer foreligger. 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 bunnlagen kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene i mindre vassdrag er da vanligvis <5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprofiler og saproxener) og individtallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Typiske rentvannsformer savnes som regel helt. 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 og lettflyktige svovelforbindelser. Vond lukt foreligger derfor av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. Ofte kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene p.g.a. stor mattilgang. 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 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 bunnlagen (sort belegget under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3-5 mg O₂/l). Som regel vedvarende 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. Forurensningsømfintlige organismer savnes helt. 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 belegget under steiner). I mindre vassdrag og bekker er også oksygeninnholdet i de frie vannmasser som oftest sterkt redusert, ofte $<3 \text{ mg O}_2/\text{l}$, 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, som f.eks. friluftsbad og rekreasjon.

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 Fjerdingstads 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 (jevnt 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 Steinsengbekken 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).

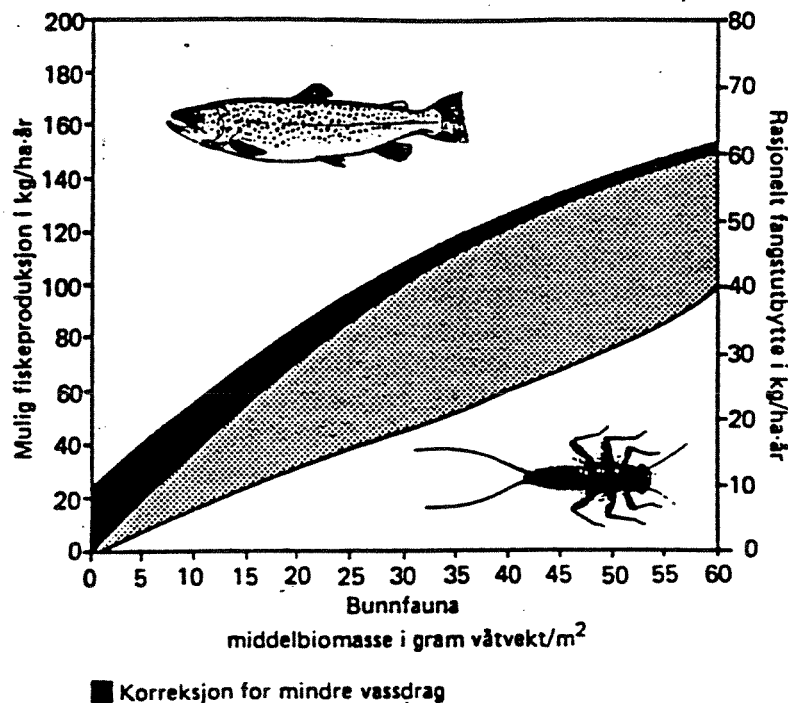
Tidsperioden må være valgt slik at bunnfaunens biomasse er tilnærmet lik den midlere årsbiomasse. I dette tilfelle er høstperioden fordelaktig da bunnfaunaen i det berørte elvesystem for det meste utgjøres av insektgrupper (Hynes 1961).

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, Slobodkin 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 karpfisker 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 (fosser, 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	
- Kalde 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	Bunnssubstrat	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	<u>Alger</u> , mose og noe høyere veg	God	Godt
	b. Sand som ofte omlagres	Lite	Lav	Dårlig
10 - 20 cm/s	Sand og noe slam	<u>Høyere veg</u> , 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.

INDIKATOROGANISMER FOR pH.

Forsuring av ferskvann påvirker alle led i økosystemet (Drabløs og Tollan 1980, Schindler 1990). Mer følsomme organismer forsvinner og produksjonsnivået går ned (Havens 1992). Ved å studere forekomst ev. savn av mer følsomme organismer s.k. indikatororganismer er det mulig å påvise forsuringseffekter på et tidlig tidspunkt, langt før vi får direkte skader på fiskebestanden. Spesielt følsomme organismer ovenfor forsuring benevnes derfor som "early warning organisms" (Raddum og Fjellheim 1984, Lindstrøm 1993). Vanligvis blir forsuringssituasjonen i elver og bekker vurdert ved bruk av fastsittende alger og bunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992) for alger og Engblom og Lingdell (1983), Raddum og Fjellheim (1984) samt Bækken og Aanes (1990) for bunndyr. I tabellen nedenfor er det gitt eksempler på forekomsten av enkelte alger og bunndyr som er vanlig forekommende i Trysilelva sett i relasjon til pH.

Tabell.II. Forekomst av ulike slekter/arter av påvekstalger, moser og bunndyr sett i relasjon til pH.

	7	6	5	4
Blågrønnalger:				
<i>Calothrix gypsophila</i>		----		
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		-----		
<i>C. fuscus</i>			---	
<i>Schizothrix lacustris</i>				-----
<i>Stigonema mamilliosa</i>		-----		-----
<i>Tolypothrix penicillata</i>		-----		
Grønnalger:				
<i>Draparnaldia glomerata</i>		---		
<i>Hormidium rivulare</i>				-----
<i>Microspora amoena</i>		-----		
<i>Oedogonium c.</i>		-----		
<i>Tetraspora gelatinosa</i>		-----		
<i>Ulothrix zonata</i>		-----		
<i>Zygnema b.</i>		-----		
Kiselalger:				
<i>Achnantes minutissima</i>			---	
<i>Cymbella spp.</i>				-----
<i>Didymosphenia geminata</i>		-----		
<i>Synedra ulna</i>		-----		
<i>Tabellaria flocculosa</i>				-----
Moser:				
<i>Fontinalis antipyretica</i>				-----
<i>Schistidium alpicola v. rivulare</i>		---		
Døgnfluer:				
<i>Baetis muticus</i>			-----	
<i>B. niger</i>			-----	
<i>B. rhodani</i>			-----	
<i>Heptagenia dalearica</i>			-----	
<i>H. sulphurea</i>			---	
<i>Ephemerella aurivillii</i>			-----	
<i>E. mucronata</i>		-----		
Steinfluer:				
<i>Diura nanseni</i>			-----	
<i>Isoperla sp.</i>			-----	
<i>Dinocras cephalotes</i>		---		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				-----
<i>Amphinemura borealis</i>				-----
<i>Protonemura megeri</i>				-----
<i>Capnia atra</i>			---	
<i>Leuctra hippopus</i>			-----	
Vårfluer:				
<i>Rhyacophila nubila</i>				-----
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				-----
<i>Hydropsyche sp.</i>			---	
<i>Micrasema sp.</i>			---	
<i>Lepidostoma hirtum</i>			---	

TUNGMETALLER I VANNMOSER.

Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvemose), tilfredsstiller mange av kravene som stilles til en bioindikator. Slekten *Fontinalis* er vanlig forekommende i hele Norge. Der det ikke forekommer naturlige mosebestander utplasseres moser 3-4 uker i sommerhalvåret. *Fontinalis*artene biokonsentrerer effektivt metaller som Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr, Co og As (Bengtsson og Lithner 1981, Mouvet i manuskript). Metalloptaket skjer raskt (timer, dager) og styres i hovedsak av passive ionebytteprosesser over cellmembranen. Vanlig elvemose (*F. antipyretica*) og slank elvemose (*F. dalecalica*) er de arter som er mest brukt her i Skandinavia. Innhold av aktuelle tungmetaller analyseres i toppskuddene. Det må imidlertid bemerkes at opptaket avtar i surt vann (pH<6) til tross for at metallkonsentrasjonen da oftest øker i vannet. Dette gjelder særlig for sink (Zn) og nikkel (Ni) og i viss grad for kadmium (Cd), der opptaket minker med minket pH (Bacle 1988). Dette skyldes trolig at H⁺ ioner konkurrerer ut metall-ionene fordi opptaket i mosen som nevnt ovenfor er en ren ionebytteeffekt (Lindestrøm 1991 og Lithner pers.medd.). Humus og da særlig humuskolloider har også betydning for opptaket av metaller i vannmoser og ved høyt humusinnhold nedsettes opptaket i mosen. Også her er det sink, nikkel og kadmium som er mest berørt (Lithner pers. medd.).

Bengtsson og Lithner (1981), Say og Whitton (1983) og Mouvet (1985) har ved laboratorie - og feltforsøk vist at det stort sett er en direkte proporsjonalitet mellom bioakkumulert metall i mose og totalkonsentrasjonene i vannet innenfor intervallet 0,05-100 µg/l ved pH-verdier rundt nøytralpunktet (se fig.A). Ved konsentrasjoner over 100 µg metall pr. liter i vannet minker bioakkumuleringen i mosen. Ved høye metallkonsentrasjoner dør mosen. Størrelsen av mosenes oppkonsentrering av metaller er i følge Bengtsson og Lithner (1981) 1-6x10⁴ i intervallet 0,05-100 µg/l. Ved høyere konsentrasjoner i vannet avtar oppkonsentreringen til en faktor på 10³-10⁴.

Bengtsson og Lithner (1981) har utarbeidet et korrelasjonsdiagram (fig.A) der en kan anslå eller indirekte beregne midlere metallkonsentrasjon i vannet i perioden før moseprøvene (*Fontinalis*) ble tatt og/eller i den periode mosen var utplassert. På denne måten har en da muligheter til å sammenligne resultatene fra moseprøvene med ev. vannanalyser samt tålegrenseverdier i forbindelse med gifteffekter på vannlevende organismer som vi f.eks. har gjort for øvre del av Glåmavassdraget i figur B.

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

Tabell A. Klasseinndeling for tungmetallinnhold i vannmose basert på konsentrasjonen (mg/kg T.V.), etter Lithner (1989).

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 blir vurdert utifra beregning av en kontamineringsfaktor (K_f) der K_f er definert som forholdet mellom konsentrasjon i mose (C) og en målt eller vurdert bakgrunns- eller referansekonsentrasjon (C₀): K_f = C/C₀. For å vurdere forurensningsgraden er K_f-verdien satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell B. Tabell C viser det klassifikasjonssystemet som benyttes i Frankrike der bioakkumulasjon av metaller i vannmoser er en velutviklet metodikk i forbindelse med "monitoring" av vassdrag (Mouvet 1986).

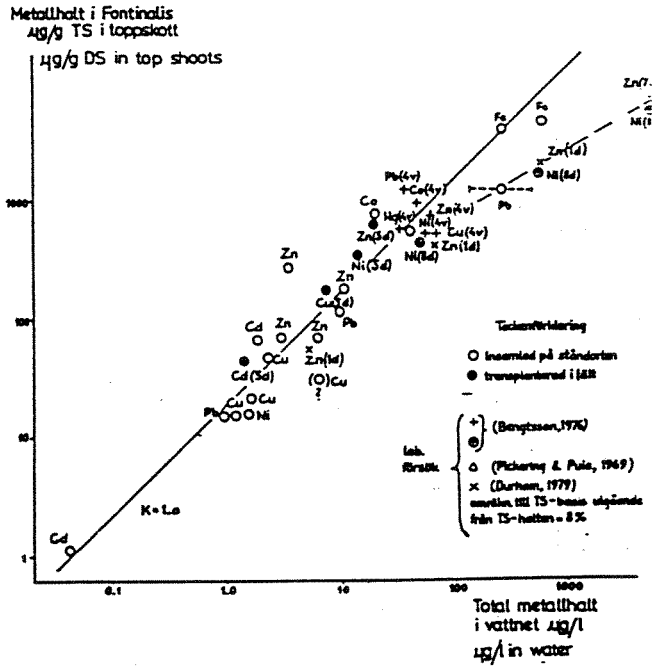


Fig. A Metallinnhold i elvemose mot total metallkonsentrasjon i vannet (ved pH rundt 7) (Bengtsson og Lithner 1981).

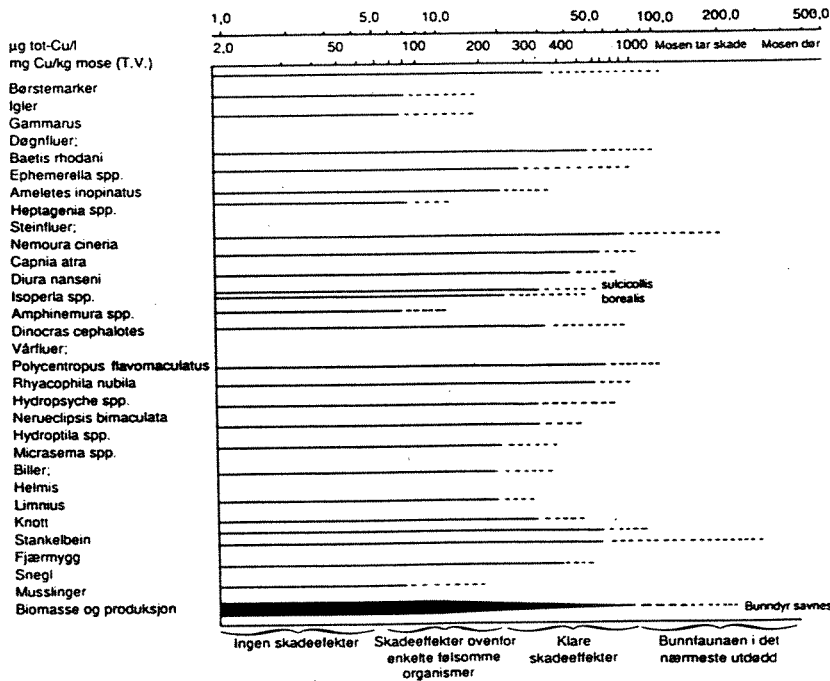


Fig. B Relasjon mellom kobberkonsentrasjon i elvemose og gifteffekter overfor bunndyr. Materialet baserer seg på måleresultater fra øvre del av Glåma i 1990.

Tabell B. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (K_f), etter Lither (1989).

Klasse	K _f	Påvirkning	Fargekode
1	≤1,5	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 10	markert	Gul
4	>10	sterk/stor	Rød

Tabell C. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (K_f), etter Mouvet (1986).

K _f	<2	Normale forhold	Ingen forurensning
K _f	2 - 6	Mulig forurensning	Liten forurensning
K _f	6 - 20	Klar forurensning	Moderat forurensning
K _f	20 - 50	Betydelig forurensning	Markert forurensning
K _f	>50	Meget høy forurensning	Sterk/stor forurensning

Ved beregninger av K_f-verdier er det viktig å ha data for naturlige bakgrunns- eller reelle referansekonsentrasjoner. Referansekonsentrasjoner i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia, Belgia, Frankrike og England er vist i tabell D. Det er viktig å være klar over at K_f-verdiene kun gjenspeiler anrikningsgraden av elementene. De er ikke direkte mål på antropogen forurensning av lokal karakter, men omfatter også resultatet av alle naturlige anriknings/fortynningsprosesser i vassdraget. Det er bare gjennomgående forhøyde verdier, klart overstigende det en kan betegne som naturlig bakgrunnsnivå, som kan gi sikre indikasjoner på evt. tungmetallforurensninger fra lokale kilder. Vi definerer likevel ifølge Rognerud og Fjeld (1991) begrepet forurensningsgrad eller påvirkningsgrad ut fra K_f-verdiene fordi:

- antropogen forurensning er ofte viktigste årsak til høye K_f-verdier.
- anrikningsgraden er den "forurensning" som vannlevende organismer utsettes for uansett årsak.

Skadeeffekter ovenfor akvatisk flora og fauna foreligger for de aktuelle metaller som regel først ved K_f-verdier ≥ 20 (Lithner 1989).

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

Kjemiske symboler	Elementer	Sverige	Norge	Norge	Norge	Belgia
		Norrland	Lingsten	Forsurede omr.	Østlandet	Frankrike og
		Lithner 1989	(pers.medd.)	på Sørlandet	Egne data	England
		mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	Lingsten upubl.	fra 1990-91	Mouvet 1986
				mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	
Pb	bly	<2 - 10	3 - 5	-	<1 - 9	19
Cu	kobber	2 - 16	15 - 25	17	5 - 60	19
Zn	sink	37 - 400	75 - 250	181	50 - 320	200
Cd	kadmium	<0,4 - 3,3	0,1 - 0,5	0,27	<0,4 - 2,0	1,0
Hg	kvikksølv	<0,02 - 0,18	-	-	<0,05 - 0,11	0,08
Cr	krom	2	-	-	<1 - 3	7
Ni	nikkel	3	-	-	<1 - 5	20
Sb	antimon	-	-	-	0,02 - 0,2	-

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.
- Bacle, J. 1988. Accumulation et relargage du ceriver et du cadmium par deux espèces de mousses aquatiques Influence de pH, de l'EDTA et des phosphates. Université de Metz. Centre des sciences de l'environnement.
- Bengtsson, Å. og G.Lithner, 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som måtare på metallforurening. Statens naturvårdsverk, PM 1391.
- Bækken, T. og K.J.Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 2A. Forsuring. NIVA-rapp., løpenr. 2491, 45s.
- Chapman, D.W., 1966: Production in fish populations. In Gerking, S.D. *The Biological Basis of Freshwater Fish Production*, - Oxford, Blackwell.
- Drabløs, D. og A.Tollan. 1980. Ecological impact of acid precipitation. SNF-prosjekt, Oslo, 383 pp.
- Engblom, E. og P.E.Lingdell. 1983. Bottenfaunaens anvendbarhet som pH-indikator. Rapport från Statens Naturvårdsverk nr. 1741, 181s.
- Fjerdingstad, E., 1960: Forurensning af vandløb biologisk bedømt, *Nordisk Hygienisk Tidsskrift*. Vol XLI, sid. 149-196.
- Havens, K.E. 1992. Acidification effects on the algal - zooplankton interface. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2507-2514.
- 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, L. 1991. Miljøbedømmning av metallsituasjonen i Dalälven och Bottenhavet. Rapport för Dalälvsdelegationen. F 90/088:5. MFG rapport T 9103. 145s.
- Lindström, T. 1958. Dalspærrar og kraftverksmagasin - ett referat og diskussionsinlägg. *Svensk Fiskeri Tidsskrift*. Nr. 1. Årg. 67. 1-4.
- Lindström, E-A. 1992. Tålegrensar 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.
- Lithner, G. 1989. Bedømningsgrunder for sjøar og vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80s.
- 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 Landbrukshøyskole. 80s.
- Mouvet, C. Aquatic mosses as monitors of heavy metals and chlorinated hydrocarbons field and laboratory experiments. Laboratoire d'Ecologie, Université de Metz.
- Mouvet, C. 1985. The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwaters as illustrated by case studies. Verh. Internat. Vereins. Limnol., 22, 2420-2425.
- Mouvet, C. 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Laboratoire d'Ecologie & l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse.
- Odum, E.P., 1971: Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Company, London.
- Raddum, G. og A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Rognerud, S. og E. Fjeld, 1990. National survey of heavy metals in lake sediments and mercury in fish. SFT-rapp. 426/90. TA 714/1990.
- Say, P.J. og B.A. Whitton, 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. I: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100, 245-260.
- Schindler, J.E. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos* 57: 25-41.
- 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 ration 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, 253pp.

VEDLEGG NR. III.

Hygienisk/bakteriologiske analyseresultater.

K.B. = Koliforme bakterier antall pr.100 ml
T.K.B. = Termostabile koliforme bakt. antall pr.100 ml

Tabell 2. Forekomst av koliforme (K.B.) og termostabile koliforme (T.K.B.) bakterier ved 12 lokaliteter i Hunnselva den 28.juni i 1993. Bakteriemengden er angitt som antall bakt. pr. 100ml.

Lokalitet	K.B.	T.K.B.
1. Einafj. Midtfj. 0-1m	0	0
2. Einafj. Midtfj. 10m	0	0
3. Utløp Einafj.	5	1
4. Bruflat	<10	<10
5. Reinsvoll	40	40
6. Roksvoll	20	10
7. Prøven	20	10
8. Raufoss syd	<10	10
9. Vakta Raufoss A/S	5400	420
10. Breiskallen	3500	1200
11. Åmodt Trådtrekkeri	1300	340
12. Utløp, Mjøsa	1700	800

Tabell 3. Forekomst av termostabile koliformebakterier (T.K.B.) i Hunnselva ved gangbrua ved Gjøvik rådhus i 1993. Bakteriemengden er engitt som antall bakterier pr. 100ml.

5.1.-93	9000
12.1.-93	8000
19.1.-93	22000
9.2.-93	8700
16.2.-93	7000
23.2.-93	6000
2.3.-93	1600
9.3.-93	5500
16.3.-93	18000
23.3.-93	9000
30.3.-93	<1000
13.4.-93	1000
21.4.-93	1000
27.4.-93	700
11.5.-93	500
18.5.-93	400
25.5.-93	500
1.6.-93	500
8.6.-93	700
15.6.-93	100
22.6.-93	500
29.6.-93	100
4.8.-93	300
10.8.-93	500
17.8.-93	3800
24.8.-93	900
1.9.-93	300
7.9.-93	600
14.9.-93	800
21.9.-93	1900
28.9.-93	900
6.10.-93	1100
12.10.-93	400
20.10.-93	1600
26.10.-93	100
2.11.-93	600
9.11.-93	1500
16.11.-93	8
24.11.-93	6400
30.11.-93	100
9.12.-93	1600
15.12.-93	4000

VEDLEGG NR. IV.

Begroing.

Begroing, Hunnselva 10.09.93					
Tabell 4.					
	St. B1	St. B2a	St. B2	St. B3	St. B4
BLÅGRØNNALGER					
Chamaesiphon confervicola	x	x		x	
Chamaesiphon polymorphus	xx				
Homoeothrix janthina		x			
Oscillatoria cf. limosa			xx		
Phormidium autumnale	xx			x	
Phormidium subfuscum	xx	xxx	xxx	xxx	
GRØNNALGER					
Cladophora sp.	xx	2			
Closterium spp.	x	x	x	x	
Cosmarium spp.	x				
Microspora amoena	xx				2
Oedogonium sp. (28 µ)			x		
Oedogonium sp. (32 - 37 µ)	xxx				
Scenedesmus spp.		x	x		
Stigeoclonium tenue	xx	xxx	3	2	1
Ulothrix zonata		xx	xxx	xxx	
KISELALGER					
Achnanthes spp.	xx	x			
Ceratoneis arcus v. amphioxys	x	xx	x	x	
Cocconeis placentula	xx	xx	x	x	
Cyclotella kützingiana	x				
Cymbella ventricosa	x	xx	xx		
Cymbella ventricosa v. minuta	xx	xx	xx	xx	
Cymbella spp.	xx	x	x	x	
Diatoma elongatum	x			x	
Diatoma vulgare	x	x	xx	x	
Didymosphenia geminata	xx		x		
Gomphonema spp.	x				
Meridion circulare	x	x	x	x	
Nitzschia spp.	xx	xx	xxx	xx	xx
Synedra ulna	x	xx	xx	xx	
Tabellaria flocculosa		x	x		
Ubestemte kiselalger	xx	xxx	xx	xxx	xx
RØDALGER					
Chantransia hermanni	x				
GULGRØNNALGER					
Vaucheria sp.	1		xxx		
MOSER					
Fontinalis antipyretica	1	xxx			
Hygrohypnum ochraceum	3	4	3	1	1
Ubestemt levermose	xx				

Tabell forts.	St. B1	St. B2a	St. B2	St. B3	St. B4
NEDBRYTERE					
Bakterier, agregater			xxx		xx
Bakterier, trådformede				xxx	xxx
Ciliater, ubestemte		xx	xx	xx	xx
Fargeløse flagellater	xx	xx	x	x	x
Fungi imperfecti			x		
Jernbakterier, cf. Leptothrix	xxx		xxx	xx	
Jernbakterier, runde	xxx			xx	
Sphaerotilus natans	xx	xxx	xxx	xx	5
Sopphyfer		xx		xxx	xx
Vorticella sp.		xx			
Tall angir organismenes prosentvise dekning av elveleiet:					
1<5%, 2=5-12%, 3=12-25%, 4=25-50%, 5=50-100%					
organismer som vokser blandt disse er angitt ved: xxx=vanlig, xx=sparsom, x=liten forekomst					

VEDLEGG NR. V.

Bunndyr.

Tabell 5. Fordeling av bunndyrgrupper ved 5 lokaliteter i Hunnselva, september 1993. Antall fra 3 min. "sparkeprøve".

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

Lokalitet	st.1	st.2	st.3	st.4	st.5
Gruppe:					
Børstemark	120	2	17	12	58
Igler	10	8	2	0	0
Snegl	250	0	22	7	0
Muslinger	10	0	0	0	0
Døgnfluer	1130	139	493	926	135
Steinfluer	70	0	3	9	0
Billelarver	400	4	2	0	0
voksne	20	1	0	0	0
Vårfluer	730	15	81	128	7
Knottlarver	70	1	0	1	1
Fjærmygglarver	120	5	31	173	122
pupper	30	1	4	16	45
And.tovinger	0	0	0	1	1
Sum	2960	176	655	1273	369

Tabell 6. Artsliste over steinfluelarver, døgnfluelarver og vårfluelarver ved 5 lokaliteter i Hunnselva, september i 1993. Resultatene er angitt som antall pr. 3 min. sparkeprøve.

	St1	St2	St3	St4	St5
Døgnfluer					
Baetis muticus	50				5
Baetis niger	20	7		2	18
Baetis rhodani	990	132		488	900
Heptagenia dalecarlica	30			2	
Heptagenia sulphurea	40			1	
Ephemerella aurivillii					1
Ephemerella ignita					1
Ephemerella mucronata					1
Steinfluer					
Diura nanseni	5			1	2
Isoperla sp.	25			1	1
Siphonoperla burmeisteri	10				
Taeniopteryx nebulosa					2
Brachyptera risi					1
Amphinemura sp.					
Amphinemura borealis	10				2
Amphinemura sulcicollis					
Protonemura meyeri	10			1	
Capnia sp.	5				
Leuctra sp.	5				
Vårfluer					
Rhyacophila nubila	80	14		53	121
Agapetus ochripes	25				
Hydroptila sp.	5				
Polycentropus flavomaculatus	20	1		16	2
Hydropsyche sp.	600			11	4
Limnephilidae indet.				1	1
Sericostoma personatum	2				

VEDLEGG NR. VI

Fisk

Tabell 7. El-fiskeundersøkelser ved 5 lokaliteter i Hunnselva , 5.10.-93. En strekning på 100m ble avfisket.

Lokalitet	Ørret				Ørekyte
	0+	1+	2+	Eldre	
B1	56	17	11	3	+
B2a	11	-	3	-	+++
B2	3	3	6	4	+++
B3	3	-	-	-	+
B4	7	1	-	-	+

+ enkelte ++ vanlig +++ rikelig

Ved lokalitet B1 ble strekningen avfisket 3 ganger. Ved de øvrige lokaliteter en gang. Stor vannføring, samt en del dypere områder vanskeliggjorde fisket noe.

VEDLEGG NR. VII.

Tungmetallkonsentrasjoner i vannmose.

Tabell 8. Tungmetallkonsentrasjoner i toppskudd av slank elvemose (*Fontinalis dalecarlica*) og vanlig elvemose (*Hygrohypnum ochraceum*) fra 6 lokaliteter i Hunnselva tatt i september og november 1993. Konsentrasjonene er angitt som mg metall pr. kg mosetørrvekt (T.V.). Aluminiumsinnholdet er angitt som %-andel.

Metall	Aluminium Al	Kadmium Cd	Krom Cr	Kobber Cu	Nikkel Ni	Sink Zn	Tinn Sn	Art.
Lokalitet								
B1	0,13	<0,5	<1	20	23	118	<1	F
B2a	0,18	0,7	7,8	175	10	308	<1	F
B2	0,30	0,6	11	55	6	219	4,0	F
B3	0,62	<0,5	<1	55	18	242	8,2	F
B3b	0,61	2,0	<1	52	8	364	-	F
B4	0,61	1,1	18	54	11	214	7,6	H

F=Fontinalis, H=Hygrohypnum

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2516-1