



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 491|92

Oppdragsgivere

SFT/Fylkesmannen i Hedmark,
miljøvernadv.

Utførende institusjon

NIVA

Tiltaksorientert overvåking
av landbruksforurensede
vassdrag

Finsahlbekken,

Hamar Kommune i Hedmark

Årsrapport for 1991 kjemiske og biologiske forhold

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
0-91080	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2763	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 78 752	Telefon (47 5) 95 17 00	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensede vassdrag. FINSÅHLBEKKEN, Hamar kommune i Hedmark. Årsrapport for 1991.	Dato: Mai 1992	Trykket: NIVA 1992
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg	Geografisk område: Hedmark	
	Antall sider: 23	Opplag:

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernnavdelingen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): O. Gillund
--	---

Ekstrakt: Finsahlbekken inngår f.o.m. 1991 i prosjektet "Tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensede vassdrag" som administreres og bekostets av SFT og Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernnavdelingen. I 1991 etablerte NVE ev vannføringsstasjon i bekken. NIVA har tatt kjemiske vannprøver for analyse særlig av næringssalter. Videre er det utført en biologisk befaring samt analysert vannmose for tungmetaller. Undersøkelsen i 1991 viste at Finsahlbekken på enkelte strekninger var markert forurenset av punktkilder som kloakk og husdyrgjødel. Arealbelastningen fra området fører dessuten til høye konsentrasjoner og stor transport av næringssalter i flomperioder.
--

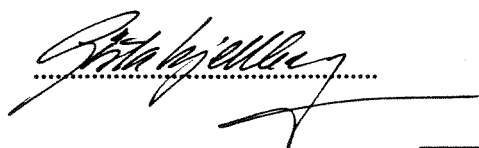
4 emneord, norske

1. Finsahlbekken
2. Overvåking
3. Kjemiske forhold
4. Biologiske forhold

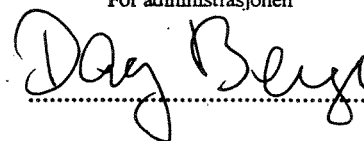
4 emneord, engelske

1. Finsahlbekken
2. Monitoring
3. Chemistry
4. Biology

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN 82-577-2115-8

O - 91080

**Tiltaksorientert overvåkning av landbruksforurensede vassdrag.
FINSAHLBEKKEN, Hamar kommune i Hedmark.
Årsrapport for 1991.**

Dato: Mai 1992

Prosjektleder: Gösta Kjellberg

Medarbeidere: Jarl Eivind Løvik

Sigurd Rognerud

Ola Gillund

FORORD

Denne rapporten er en årsrapport som omhandler de målingene og registreringene som ble foretatt av NIVA i Finsahlbekken i 1991. Prosjektet administreres av Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen og er en del av SFT-prosjektet "Tiltaksorientert overvåkning av landbruksforurensede vassdrag." Prosjektet ble kontraktfestet den 12. april 1991, og prosjektansvarlig er overingeniør Ola Gillund.

NIVAs Østlandsavdeling har vært ansvarlig for innsamling av vannprøver for studie av konsentrasjonsforandinger og stofftransportberegninger. Videre har NIVA utført en biologisk befaring av vassdraget. NVE er ansvarlig for vannføringsmålingene. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernabd. er ansvarlig for de fiskebiologiske undersøkelser. De kjemiske analysene er utført av Vannlaboratoriet for Hedmark (VLH). Databearbeidelse og rapport-sammenstilling er utført av personalet ved NIVAs Østlandsavdeling.

Ottestad mai 1992

Innholdsfortegnelse

1. Sammendrag.....	1
2. Innledning.....	2
2.1 Generell informasjon	2
2.2 Problemanalyse	3
3. Materiale og metoder	3
4. Resultater og diskusjon	4
4.1 Kjemiske undersøkelser	4
4.2 Biologisk befaringsundersøkelse.....	8
4.3 Bioakkumulasjon av tungmetaller i vannmose.....	10
5. Litteratur - Referanser	14
6. Vedlegg.....	15

1. Sammendrag

Finsahlbekken er en mellomstor tilførselsbekk til Mjøsa med et nedbørfelt på 22 km². Ca. 34% av nedbørfeltet er dyrket mark. I feltet er det to mindre tettbebyggelser, noe spredt bebyggelse og gardsbebyggelse. Ca. 1000 personer er bosatt i hele nedbørfeltet. All tettbebyggelse og en del av den spredte bebyggelsen er tilknyttet offentlig avløpsnett til høygradig renseanlegg (HIAS) med avløp til Mjøsa. I og med at en stor andel av kloakken føres ut av området, er landbruket i dag den dominerende kilde til forurensninger.

SFT har i de senere år økt innsatsen på tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensete vassdrag som ledd i en resultatkontroll, da det i de siste 15 år er gjennomført betydelige reduksjoner av forurensningstilførslene fra landbruket. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen har i denne forbindelse valgt ut Finsahlbekken som studieobjekt i prosjektet "Tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensete vassdrag." Hensikten med prosjektet er å få en oversikt over tilstanden i vassdraget og følge utviklingen over tid. Videre er det et mål å stimulere interessen for slike bekker i lokalmiljøet blant grunneiere, skoleungdom og allmenheten.

Denne rapporten presenterer resultatene av det arbeidet NIVA utførte i Finsahlbekken i 1991. Det ble regelmessig tatt ut vannprøver fra en fast prøvestasjon i bekkens nedre del. Videre ble det utført en biologisk befaring og tatt toppskudd fra vannmose for analyse av tungmetaller. Resultatene fra undersøkelsen i 1991 viste at Finsahlbekken var klart påvirket av forurensningstilførsler (næringssalter, organisk stoff og fekale bakterier) fra boliger, gjødselkjellere og arealavrenning fra dyrket mark. Bekken var lite berørt av tungmetaller. Den øvre delen av bekkens var lite påvirket, mens resterende del kan betegnes som moderat til markert forurenset med bl. a. visuelt fremtredende heterotrof begroing og markert vekst av næringssaltkrevende alger. Videre transporteres det i flomperioder store mengder fosfor- og nitrogenforbindelser til Åkersvika og Mjøsa. Ytterligere forurensningsbegrensende tiltak og kontroll er således påkrevet.

2. Innledning

2.1 Generell informasjon

Finsahlbekken er en mellomstor tilførselsbekk til Mjøsa med et nedbørfelt på 22 km². Ca 34% av nedbørfeltet er dyrket mark, 2% er tettbebyggelse, og resten er utmark (skog og myr, herav ca 2% myr).

Berggrunnen i nedbørfeltet kan grovt deles i to. Et mindre parti i øvre del består av kvartsrike sandsteinsbergarter. Resten ligger innenfor det kambrosiluriske området med skifer og kalkstein. Høyeste punkt i nedbørfeltet ligger på 630 m. Med Mjøsa på 123 m blir høydeforskjellen 507 m.

I feltet er det to mindre tettbebyggelser, noe spredt bebyggelse og gardsbebyggelse. Ca. 1000 personer er bosatt i hele nedbørfeltet. All tettbebyggelse og en del av den spredte bebyggelsen er tilknyttet offentlig avløpsnett til høygradig renseanlegg (HIAS) med utløp i Mjøsa. I og med at en stor andel av kloakken føres ut av området, er landbruket og da først og fremst jordbruket i dag den dominerende kilde til forurensninger.

I de siste 15 år er det gjennomført betydelige reduksjoner av forurensningstilførslene fra landbruket. Størst innsats og effekt er oppnådd når det gjelder punktutslipp fra silo og gjødselkjellere. Myndighetene har nå behov for tilstandsbeskrivende undersøkelser som grunnlag til å vurdere effektene av tiltakene og hva som skal gjøres videre. SFT har derfor økt innsatsen på tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensede vassdrag som ledd i resultatkontrollen. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen har i denne forbindelse valgt ut Finsahlbekken som studieobjekt i prosjektet "Tiltaksorientert overvåking av landbruksforurensede vassdrag".

Hensikten med overvåkingen er å få en oversikt over tilstanden i vassdraget og følge utviklingen over tid. Målet er å etterprøve effekten av forurensningsbegrensende tiltak i jordbruket samt å skaffe bedre grunnlagsmateriale for vurdering av behov for ytterligere tiltak. Videre er det et mål å stimulere interessen for slike bekker i lokalmiljøet blant grunneiere, skoleungdom og allmenheten.

Det knytter seg vesentlige brukerinteresser til Finsahlbekken. Vassdraget renner ut i Åkersvika, et viktig trekkområde for våtmarksfugl både vår og høst. Området er fredet som naturreservat og er et av Norges "Ramsar-områder". Bekken ligger i nær tilknytning til Hamar og dens omland og vil derfor kunne bli et viktig område for undervisning på ulike

nivåer samt generell informasjon. Bekken brukes i dag som kilde for jordbruksvanning, og den er rekrutteringslokalitet for mjøsaure. Mulighetene er absolutt til stede for tilrettelegging for økt lokal rekreasjon og fiske.

Finsahlbekken er tidligere undersøkt med hensyn til vannkvalitet, første gang av NIVA i 1971 (Holtan 1971) og senere gjennom en undersøkelse i regi av Hedmark fylkeskommune i 1981 (Gillund 1981). I 1971 var bekkens nedre deler kraftig forurenset av silopressaft. I 1981 ble det også registrert betydelig forurensning i bekken bl.a. av silopressaft.

2.2 Problemanalyse

Teoretiske beregninger av tilførsler av næringssalter til vassdrag og effekter av tiltak er beheftet med stor usikkerhet. Det er derfor et primært ønske gjennom denne undersøkelsen å etterprøve effekten av tiltak i felt gjennom transportmålinger kombinert med biologiske undersøkelser. Aktuelle målinger vil dessuten kunne gi svar på hvor realistiske de teoretiske tilførselsberegningene som er utført i distriktet er, samt gi informasjon om arealavrenningskoeffisienter. Videre vil prosjektet kunne gi veiledning om hvilke krav som skal stilles til mål for vassdraget dvs. at en vurderer tålegrenseverdier og resipientkapasitet.

3. Materiale og metoder

Prosjektet startet i april 1991. I 1991 ble følgende utført:

- NVE etablerte en vannføringsstasjon ved Finsahl sykehjem (se fig. 4). Kalibrering pågår, og vannføringsdata foreligger derfor ikke.
- Ved vannføringsstasjonen ble det f.o.m april samlet inn 25 vannprøver. Disse er analysert på pH, konduktivitet og næringssalter (total fosfor, total nitrogen, nitrat og ammonium).
- Toppskudd fra en bestand av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) som vokste like nedstrøms vannføringsstasjonen er analysert på følgende tungmetaller: Bly, kobber, sink, jern, nikkel, kadmium, kvikksølv og antimon. Analyseresultatene vil gi indikasjon på om det skjer tilsig av tungmetaller av betydning til Finsahlbekken.
- Den 9. september ble det utført en biologisk befaringsundersøkelse i hovedvassdraget. Det ble da samlet inn bunndyr og begroingsorganismer for mer inngående analyse fra fire lokaliteter (st. 1-4 i figur 4).

4. Resultater og diskusjon

4.1 Kjemiske undersøkelser

Primærdata for de kjemiske analyseresultatene er sammenstilt i tabell I i vedlegg I bak i rapporten. Variasjonsmønsteret i perioden april - desember 1991 er vist i figurene 1-3.

I et lite vassdrag som Finsahlbekken må vi regne med store vannføringsstyrte svingninger i konsentrasjonene for de fleste kjemiske parametrene. Forurensninger fra såvel punktutslipp som fra arealavrenning vil forsterke dette.

pH

Berggrunnen i området er rik på kalk og bidrar til høy pH og godt bufret vann. Finsahlbekken er derfor i liten grad utsatt for forsureffekter. I 1991 varierte pH i området 7,2-8,2. pH-variasjonen var for en stor del styrt av vannføring og algeproduksjon. Større nedbørmengder og snøsmelting tilfører vassdraget elektrolyttfattigere og mer humusrikt vann som senker pH. I tilfeller med stor jorderosjon fra dyrket mark i nedre deler av feltet blir senkingen av pH mindre påtagelig. I lavvannføringsperioder i sommerhalvåret fører stor algeproduksjon til økt pH. Årsaken til dette er at algene bruker løst CO_2 og herigjennom forskyver bikarbonatsystemet mot økt forekomst av HCO_3^- og CO_3^{2-} som hydrolyserer og danner OH^- . De høyeste pH-verdiene ble registrert i juli da det var lavvannføring og stor algevekst. Lavest pH ble registrert ved en flomtopp i slutten av juni da det kom store nedbørmengder i Vangsåsen.

Ledningsevne

Konduktiviteten eller ledningsevnen som er et indirekte mål på saltinnholdet, påvirkes i Finsahlbekken først og fremst av vannføringen og nedbørfeltets geologi. Snøsmelting og større nedbørmengder (særlig i Vangsåsen) bidrar med saltfattigere vann og lavere konduktivitet, mens økt tilførsel av saltrikt grunnvann i bekkens nedre del øker konduktiviteten i perioder med lavvannføring. Geologien i området bidrar til at Finsahlbekken har relativt saltrikt vann. I 1991 varierte konduktiviteten i området 5-55 mS/m. Høyest saltkonsentrasjon var det i tørrværsperioden i juli-september da det var ekstremt lav vannføring i Finsahlbekken. De laveste verdiene ble registrert i forbindelse med større nedbørmengder i oktober.

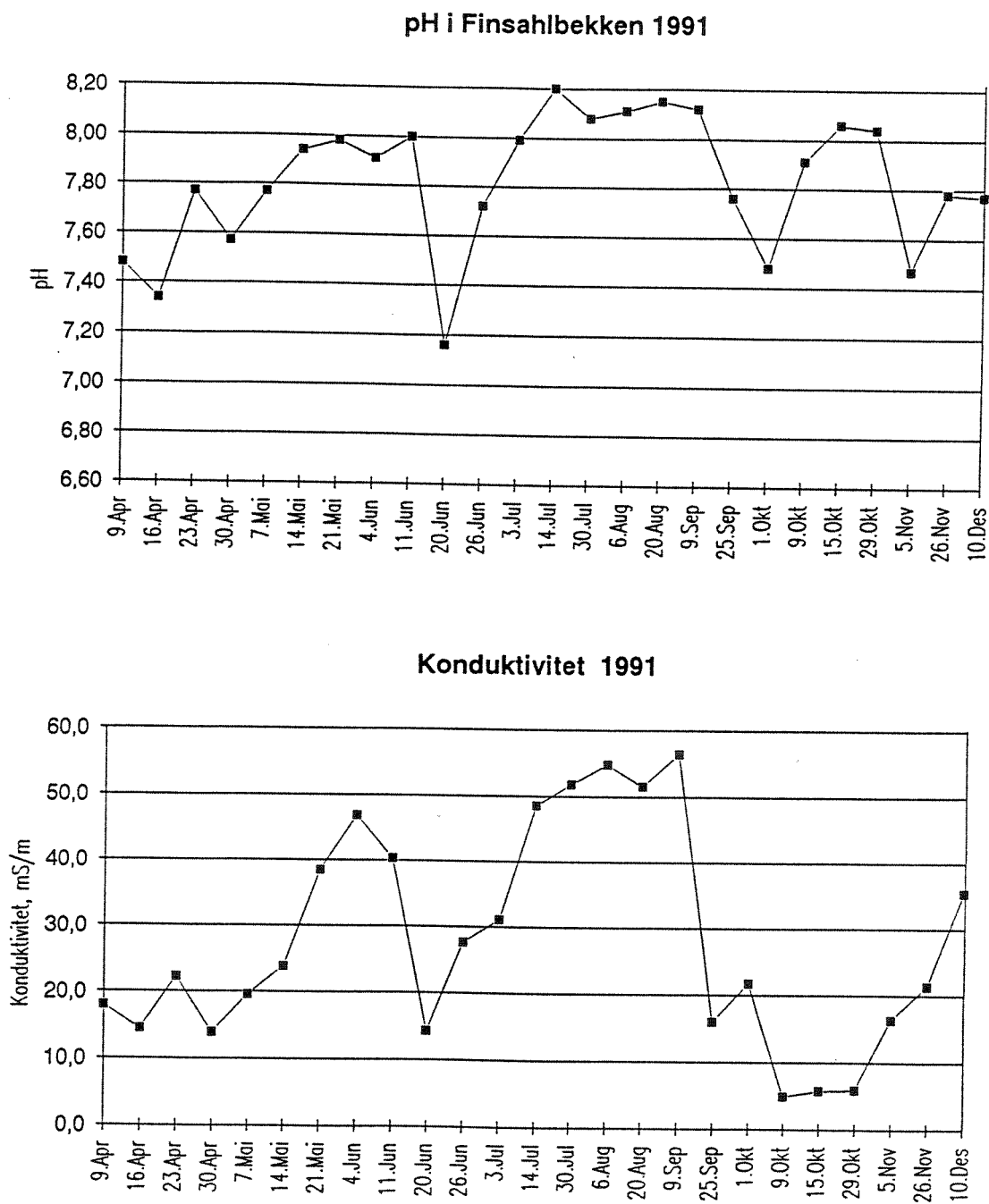


Fig. 1 Variasjonsmønsteret for pH og konduktivitet ved vannføringsstasjonen i perioden april - desember i 1991.

Næringssalter

Konsentrasjonen av næringssalter varierte betraktelig og var i hovedsak styrt av vannføringen. Dette gjalt særlig for fosforkonsentrasjonen som var sterkt korrelert med vannføringen med høye konsentrasjoner i flomperioder og lave verdier i lavvannføeringsperioder. Årsaken til dette var at en stor del av fosfortilførselen til Finsahlbekken skjedde via arealavrenning fra dyrket mark, og da mest markert i forbindelse med stor jorderosjon og jordtransport til bekken. Vi må likevel bemerke at det også vil skje en økt fosforutvasking fra kloakkanleggene i den spredte bebyggelsen og økt risiko for overløp i de kommunale ledningsnettene i flomperioder.

Fosforkonsentrasjonene i periodene med relativt høy vannføring må betegnes som høye og viste at Finsahlbekken i disse periodene var klart belastet med fosforforbindelser. I tørrværsperioder var konsentrasjonen betaktelig lavere med totalfosforverdier omkring eller klart under 20 µg/l. Dette indikerte at det ikke forelå store punktutslipp av kloakk, silo og/eller husdyrgjødsel i denne perioden. Markert algevekst i bakkens nedre løp (se kap. 3.3) viste likevel at bekken var klart forurenset av næringssalter.

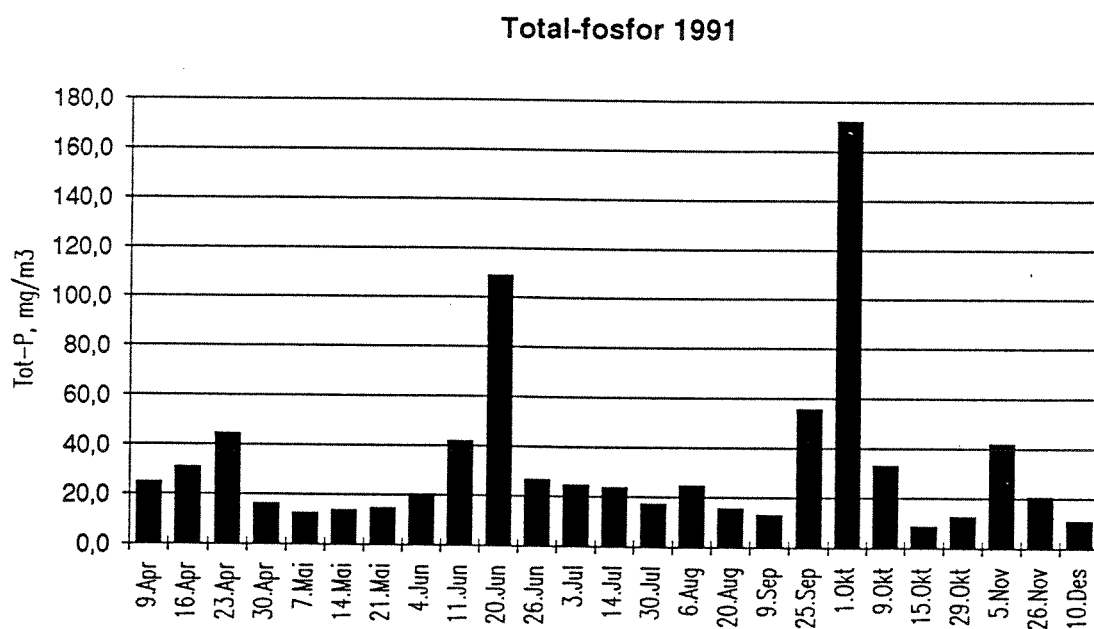


Fig. 2. Variasjonsmønsteret for fosfor ved vannføeringsstasjonen i Finsahlbekken i perioden april - desember i 1991.

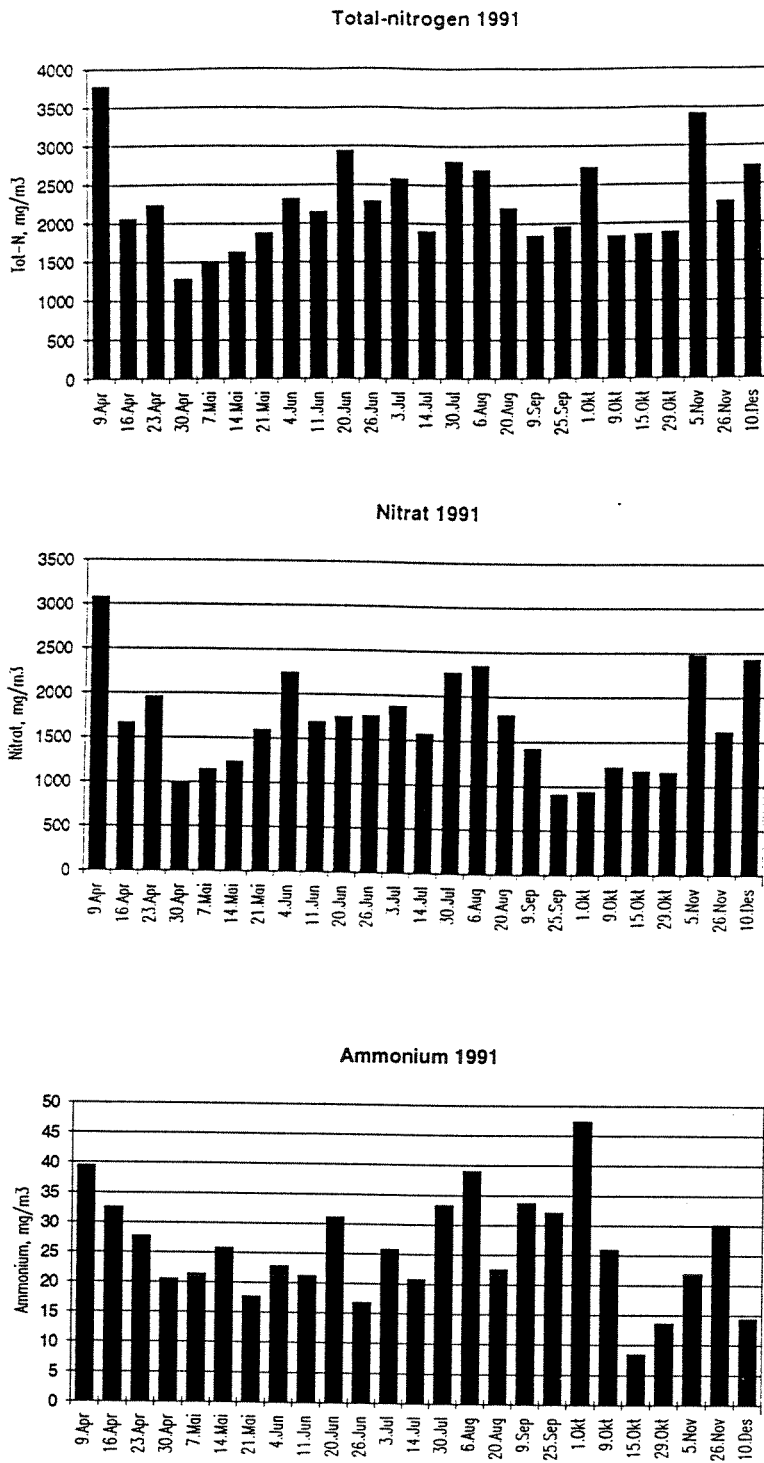


Fig. 3. Variasjonsmønsteret for nitrogenforbindelser ved vannføringsstasjonen i Finsahlbekken i perioden april - desember i 1991.

Nitrogenkonsentrasjonene varierte også i prøvetakingsperioden, men variasjonene var her relativt sett mindre og ikke like klart styrt av vannføringen som for fosfor. Finsahlbekken var klart påvirket av nitrogentilførsler både ved lavvann- og ved høyvannføring med konsentrasjoner av totalnitrogen i området 1000-4000 µg/l, hvorav en stor del utgjøres av nitrat. Ammoniumdelen var mer beskjeden med konsentrasjoner <50 µg/l. Dette indikerer at nitrogenet i hovedsak tilføres som arealavrenning fra dyrket mark og ikke fra større punktkilder. At vi også i tørrværsperioder kunne registrere høye nitrogenkonsentrasjoner har sin forklaring i at en betydelig andel av nitrogentransporten fra dyrket mark skjer via grøfte-systemene. Vi må også ta i betraktning at nitrogentransporten fra skog- og myr-områdene trolig har økt som resultat av økt nitratkonsentrasjon i nedbøren i den senere tid.

4.2 Biologisk befaringsundersøkelse

Den 9. september, etter at det hadde vært en lang periode med lavvannføring, ble det foretatt en biologisk befaringsundersøkelse av hovedvassdraget. Vi samlet da inn begroings- og bunnfaunaprøver fra fire lokaliteter for mer inngående analyse. Primærdata er gitt i tabellene II og III i vedlegget bak i rapporten, mens forurensningssituasjonen er framstilt i mer popularisert form i en fargefigur (fig. 4). Den metodikk og det klassifikasjonssystemet som vi har benyttet, er beskrevet i vedlegg II bak i rapporten.

Øvre delen av vassdraget var lite påvirket av forurensninger ved befaringsstidspunktet. Ved Libakken var det likevel spor av kloakktilførsel. Det var først ved Øvre Vang/Wik vi fant markerte og tydelig framtreddende forurensningseffekter. Det østre hovedløp var her markert påvirket med stor algevekst og visuelt framtreddende heterotrof begroing i bekkefare. Det var bl. a. stor forekomst av grønnalgen *Vaucheria* som er en god indikator på næringsrike forhold. Det var sannsynligvis kloakktilførsel som bidrog til dette. Påvirkningen hadde likevel et begrenset omfang, og der de to hovedløpene renner sammen, kan bekken igjen betegnes som lite forurenset.

Dette var også forholdet langs strekningen nedstrøms Øvre Vang og ned til Skråstad/Nashaug. Ved Nashaug tilkommer en mindre sidebekk fra øst som var sterkt belastet bl.a. med husdyrgjødsel (grisemøkk). Utslippet påvirket hovedbekkefare, og strekningen fra bekkeutløpet ned til Ry/Torshov var markert forurenset med stor algeforekomst (bl.a. *Vaucheria*) og visuelt framtreddende bakterievekst (bl.a. av *Sphaerotilus natans*). Vi kunne også dokumentere forandringer i bunndyrsamfunnet som indikerte økt forurensning, bl. a. ved fravær av mer følsomme steinfluelarver. Ved befaringsstidspunktet var sidebekken på det nærmeste tørrlagt, og påvirkningen var derfor sterkt redusert.

FORURENSNINGSGRAD BASERT PÅ BENTHOSUNDERSØKELSER

Situasjonsbilde september 1991

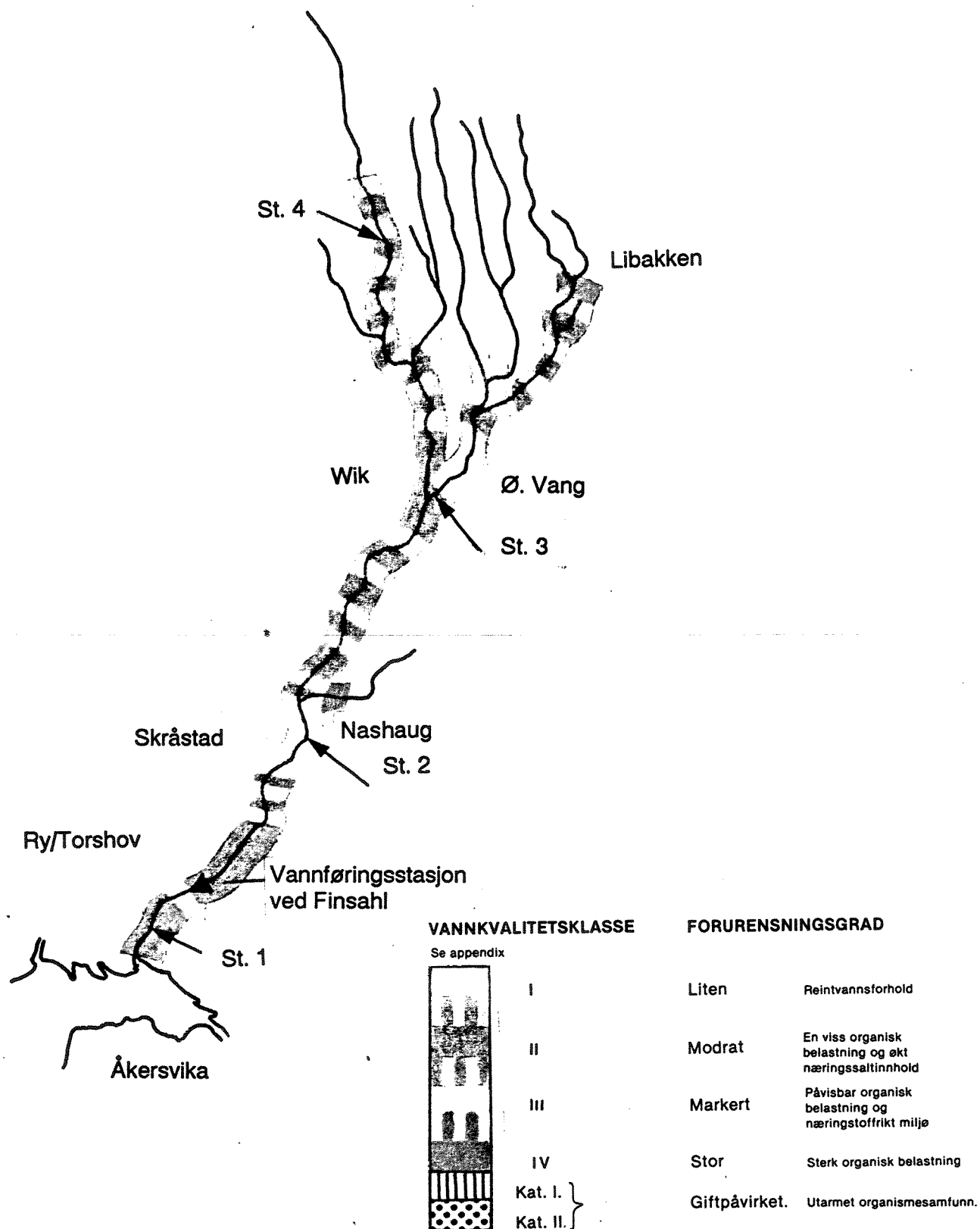


Fig. 4. Generell vurdering av forurensningssituasjonen i Finsahlbekken september 1991 basert på de biologiske forhold som her angir graden av eutrofiering og saprobiering.

Ser vi bort fra en kortere strekning nedstrøms måledammen ved Finsahl der påvirkningsgraden var markert, var nedre delen av Finsahlbekken å betrakte som moderat påvirket. Stor tilførsel av næringssalter gav her likevel opphav til en meget markert algevekst som i hovedsak bestod av grønnalgene *Vaucheria* og *Chladophora*. Foruten ovennevnte forurensningstilførsel fra sidebekken ved Nashaug, som sannsynligvis er hovedkilden, påvirkes bekken trolig også av næringssalter fra lekkasje i de kommunale ledningssystem på denne strekningen.

Konklusjonen fra befaringsundersøkelsen er at det er punktkilder som utsig av husdyrgjødsel og kloakklekkasjer/overløp som for tiden skaper størst problem i Finsahlbekken. Arealavrenning og stor transport av næringssalter i flomperioder har mindre betydning for forholdene i selve Finsahlbekken, men tilfører i perioder Åkersvika og Mjøsa vann med høye konsentrasjoner av næringssalter. Største forurensningskilde var tilløpsbekken ved Nashaug, og utsig av husdyrgjødsel utgjør her den største forurensningskilden.

4.3 Bioakkumulering av tungmetaller i vannmose

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

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

I stedet kan vi bruke organismer som oppkonsentrerer metallforbindelser. Ved å bruke en organisme som bioindikator får vi dessuten en oppfatning 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 analyseresultatene sammenliknet med vannprøvene. En annen fordel ved å analysere på organismer er at vannprøven representerer et øyeblikksbilde, mens en organismeprøve er relatert til en middelkonsentrasjon av metallene i vannet gjennom en lengre periode.

Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvemose), tilfredsstiller 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., samt egne data fra 1990/91) og Sverige (Lithner 1989). Variasjon i referanse-konsentrasjoner er vist i tabell 1. Anvendelse og begrensning (*Fontinalis* forekommer ikke i surt vann) er derfor godt dokumentert, særlig når det gjelder kadmium, bly, kobber og sink. For de øvrige metallene er det mer sparsomt med referansedata.

Tabell 1. Referansekonsentrasjoner (naturlige konsentrasjoner inkl. bidrag fra atmosfærisk nedfall) i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia.

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

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

Ved klassifisering av metallinnholdet har vi benyttet en klasseinndeling utarbeidet av Lithner (1989) som vist i tabell 2.

Tabell 2. Klasseinndeling for tungmetallinnhold i vannmose basert på konsentrasjonen (mg/kg T.V.).

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

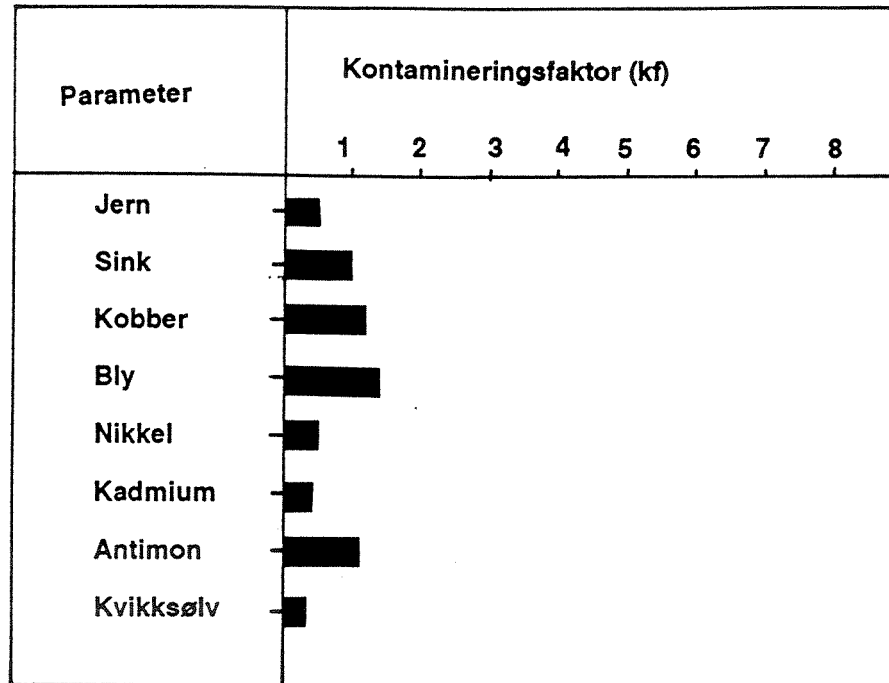
Påvirkningsgrad er vurdert utifra beregning av en kontamineringsfaktor (Kf) der Kf er definert som forholdet mellom konsentrasjonen i mose (C) og en målt eller vurdert bakgrunns- eller referansekonsentrasjon (C_0): $Kf=C/C_0$. For å vurdere forurensningsgraden er Kf-verdien satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell 3.

Tabell 3. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

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

Resultatene fra moseprøven fra Finsahlbekken er vist i figur 5 og primærdata er gitt i tabell IV i vedlegg I bak i rapporten. Med unntak av kobber og bly forekom de undersøkte metallene i lave konsentrasjoner som er i samsvar med registrerte referanseverdier, dvs. med Kf-verdier ≤1,0. Bly- og kobberkonsentrasjonene kan betegnes som middels høye. Kobberkonsentrasjonen lå innenfor registrerte referansenivåer for Østlandet, mens blykonsentrasjonen lå noe over. Kf-verdien for bly er beregnet til 1,4.

Konklusjonen blir derfor at Finsahlbekken i liten grad var påvirket av metallforurensninger, men at det forelå et visst påslag av blyforbindelser. Påvirkningsgraden for bly var likevel lav, og ingen av de undersøkte metallene skulle for tiden utgjøre noe problem for økosystemet i Finsahlbekken. Skadeeffekter overfor akvatisk flora og fauna foreligger for de aktuelle metaller som regel først ved Kf-verdier ≥ 20 . (Lithner 1989).



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

Fig 5. Påvirkningsgrad av tungmetallforurensning estimert fra analyseresultater av innhold av metaller i toppskudd av vannmose (*Fontinalis*) tatt i Finsahlbekken i september 1991.

5. Litteratur - referanser

Holtan, H. 1971. Mjøsprosjektet. Undersøkelser 1971, resultater og kommentarer. NIVA-rapport, O-91/69. 185 s.

Kjellberg, G. og Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 2. Forurensningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder. NIVA-rapport, L.nr. 2700. 49 s.

Gillund, O. 1981. Rapport fra undersøkelse av Skanselva og Finsahlbekken i Mjøsas nedbørfelt i 1979. Hedmark Fylkeskommune, Planavd., august 1981. 12 s.

Lingsten, L. 1985. Overvåkning av Årdalsvassdraget 1983-84. SFT/NIVA rapport, O-8000233.15 s.

Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80 s.

6. Vedlegg I

Primærdata:

Vannkjemi	Tabell I
Begroing	Tabell II
Bunndyr	Tabell III
Tungmetaller i vannmose	Tabell IV

Tabell I

Finsahlbekken. Analyseresultater 1991.						
Dato	pH	Kond. mS/m	Tot-P mg/m3	Tot-N mg/m3	Nitrat mg/m3	Ammonium mg/m3
9.Apr	7,48	17,9	24,8	3780	3077	39,5
16.Apr	7,34	14,4	30,9	2066	1662	32,6
23.Apr	7,77	22,2	44,4	2240	1961	27,7
30.Apr	7,57	13,9	16,2	1284	1001	20,5
7.Mai	7,77	19,6	12,5	1513	1146	21,4
14.Mai	7,94	23,8	13,7	1637	1232	25,8
21.Mai	7,98	38,4	14,6	1881	1595	17,7
4.Jun	7,91	46,8	20,2	2324	2242	22,8
11.Jun	8,00	40,3	42,0	2148	1688	21,2
20.Jun	7,16	14,3	109,0	2940	1749	31,1
26.Jun	7,72	27,6	26,7	2289	1764	16,8
3.Jul	7,99	31,1	24,7	2575	1879	25,8
14.Jul	8,20	48,5	23,8	1900	1571	20,8
30.Jul	8,08	51,8	17,3	2806	2262	33,3
6.Aug	8,11	54,8	24,7	2698	2345	39,0
20.Aug	8,15	51,5	15,7	2202	1799	22,5
9.Sep	8,12	56,4	13,0	1850	1420	33,7
25.Sep	7,76	16,0	55,7	1958	910	32,1
1.Okt	7,48	21,7	172,0	2721	940	47,4
9.Okt	7,91	4,9	33,0	1836	1218	25,9
15.Okt	8,06	5,7	8,5	1855	1170	8,4
29.Okt	8,04	5,9	12,5	1881	1160	13,6
5.Nov	7,47	16,3	41,8	3422	2478	21,9
26.Nov	7,78	21,3	20,4	2277	1618	30,1
10.Des	7,77	35,4	11,0	2738	2425	14,4
Min	7,16	4,9	8,5	1284	910	8,4
Arit. midd.	7,82	28,0	33,2	2273	1692	25,8
Median	7,91	22,2	23,8	2202	1662	25,8
Maks	8,20	56,4	172,0	3780	3077	47,4
St.avvik	0,28	16,4	35,6	582	552	9,0

Tabell II. Begroingsorganismer ved fire stasjoner i Finsahlbekken i september 1991.

xxx = tallrik, xx = vanlig, x = få eksemplarer

	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4
Blågrønnalger				
Oscillatoria sp. 6 μ				xx
Grønnalger				
Microspora amoena		xxx	xxx	
Ulothrix zonata		x		
Closterium sp.		x		
Cladophora sp.	xxx			
Gullalger				
Vaucheria sp.	xxx	xxx	xxx	
Kiselalger				
Cocconeis placentula	xx		xx	xx
Cymbella ventricosa v. minuta		xx	xx	xx
Diatoma hiemale v. mesodon			x	x
Gomphonema spp.			xx	
Meridion circulare		xx	x	xx
Nitzschia spp.		x	x	x
Uidentifiserte pennate	xx	xx	xx	xx
Synedra ulna		xx	x	
Rødalger				
Batrachospermum sp.		xx		
Moser				
Fontinalis antipyretica			xx	xxx
Hygrohypnum sp.	xx			
Uidentifisert bladmose			xx	
Nedbrytere				
Sphaerotilus natans		xx		
Div. bakterier		xxx	xx	xx
Sopphyfer			x	x

Tabell III. Bunndyr ved fire stasjoner i Finsahlbekken i september 1991.

xxx = tallrik, xx = vanlig, x = få eksemplarer

	st. 1	st. 2	st.3	st. 4
<u>Snegl</u>				
Lymnea stagnalis	-	-	-	x
Lymnea peregra	-	-	-	x
<u>Døgnfluer</u>				
Baetis rhodani	xxx	xxx	xxx	xxx
Baetis muticus	-	-	x	x
Heptagenia sulphurea	-	x	x	-
<u>Steinfluer</u>				
Diura nanseni	x	-	x	x
Isoperla sp.	-	-	x	x
Nemoura sp.	-	-	-	xx
Leuctra sp.	x	x	-	-
<u>Biller</u>				
Agabus sp.	-	-	-	x
Helmis maugei	x	x	xx	-
<u>Vårfluer</u>				
Rhyacophila nubila	xx	xx	xx	-
Plectrocnemia conspersa	-	-	-	xx
Polycentropus flavomaculatus	-	xx	-	xxx
<u>Knott</u>	x	x	x	-
<u>Fjærmygg</u>	xx	xx	xx	xx

Tabell IV. Tungmetallkonsentrasjoner i toppskudd av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) fra nedre del av Finsahlbekken tatt i september 1991. Konsentrasjonene er angitt som mg metall pr. kg mosetørrvekt (T.V.). Jerninnholdet er angitt som %-andel.

Jern	Sink	Kobber	Bly	Nikkel	Kadmium	Antimon	Kvikksølv
Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Sb	Hg
0,27%	127	31	12	10	0,7	0,108	0,031

Vedlegg II

Klassifiseringssystem for vann og vassdrag

APPENDIX.

Generell vannkvalitetsklassifisering for elver, bekker og innsjøer, som blir benyttet ved biologiske befaringsundersøkelser.

Innledning

Floraens og faunaens produksjonsstruktur dvs. kvalitative og kvantitative sammensetning i et vassdrag viser som regel et mer nyansert bilde av produksjonskapasitet og forurensnings-påvirkning enn hva som fremkommer bare ved en kjemisk analyse av hovedvannmassene. Dette har sammenheng med at organismelivet gir et bilde av de forhold som vassdraget utsettes for gjennom en lenre tidsperiode (Skulberg 1968, Wilhm 1972). Dessuten er som oftest organismelivet i vannmassene og i bunnområdene mer følsomme parametre enn de kjemiske, som først og fremst indikerer situasjonen nettopp i det aktuelle prøvetakingsøyeblikket (Wilhm 1972). Videre er det:

- den biologiske respons (masseutvikling av høyere planter og alger, heterotrof begroing, artsforskyvning innenfor fiskepopulasjonene, fiskedød, vond lukt osv.) på forurensninger som oftest har størst praktisk interesse og som rent visuelt gjør seg gjeldende.
- ved siden av tilført organisk materiale fra nedbørfeltet (aloktont organisk materiale), produksjon av vekster (primærprodusenter) og hvirvelløse dyr (primærkonsumenter) som utgjør hovedgrunlaget for et vassdrags fiskeproduksjon.

For å få en forståelse av de faktiske forhold og årsak/virkning i et vassdrag, er det nødvendig med omfattende og fortløpende prøvetakinger såvel fysisk/kjemiske som biologiske gjennom en lang tidsperiode, noe som vi som regel ikke har anledning til ved enklere resipientvurderinger. Systemet som beskrives nedenfor er derfor bare ment å gi en tilnærmet og mer generell vurdering. For at resultatene skal bli mer oversiktlige og almenpraktisk anvendbare, er elvestrekninger og innsjøer inndelt i fire hovedvannkvalitetesklasser på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad. Det er lagt spesiell vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekt, dvs. drikkevanns- og rekreasjonsaspekter. De ulike klasser er markert med farger så forurensningssituasjonen mer generelt kan vises på et kart.

ELVER og BEKKER.

Generelt

Når det gjelder påvirkning av organiske utslipp (spesielt boligkloakk) til rennende vann (saprobiering), finnes en rekke systemer som beskriver påvirkningsgraden ut fra biologisk status (Wilhm 1972). det eldste og mest kjente er saprobiesystemet til Kolkwitz og Marsson (1908, Kolkwitz 1950). Saprobiesystemet søker først og fremst å gi uttrykk for tilgangen på og intensiteten i nedbrytningen av organisk stoff ved hjelp av organismesamfunnets sammensetning. Dessverre har det vist seg at vi ikke helt ukritisk kan overføre et system som er bygget opp på grunnlag av forholdene innenfor et visst område, til et annet (Pejler 1965, Skulberg 1968, Kronborg munt. med.). Dette har sammenheng med forskjellig klima, topografi, geologi, organismesamfunn m.m. Det som særpreger forholdene i flertallet av våre elver og bekker, er den rikelige forekomst av stryk, fosser og hurtigrennende vann og få stilleflytende partier. Dessuten er vanntemperaturen som regel lav og saltinnholdet er også lite, til forskjell fra de forhold som hersker i Mellom-Europa, som er

opprinnelsesområde for de fleste av de oppstilte system. Dette medfører bl.a. at tilførsel av oksygen som regel er betydelig bedre i våre vassdrag enn i de som er undersøkt i mellom-Europa. Da nettopp oksygeninnholdet eller rettere sagt den biologiske respons ovenfor mangel på oksygen på grunn av stort oksygenforbruk (Caspers and Karbe 1966), er en viktig faktor ved opprettelsen av saprobiesystemet, har ingen av de foreliggende system helt ukritisk kunnet anvendes i Skandinavia.

Inndelingen nedenfor er fremkommet ved en modifisering ved bl.a. strengere vurdering og forenkling av i første rekke saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fjerdingstad har brukt organismesamfunn istedenfor bare indikatorarter, noe som har vist seg å være mer hensiktsmessig i denne sammenheng (Liebmann 1951, Fjerdingstad 1960, Pejler 1965 og Turobogski 1973). Spesiell vekt har vi lagt til arter/grupper som er dominante og subdominante innslag i flora- og faunasammensetningen (se vedlagte fig. "Miljøorgel" for rennende vann, side 3).

Forurensnings- og diversitetsindeks "Biotic Index" som er utarbeidet i seinere år er også godt egnet når en skal fremstille graden av forurensning. En tar da utgangspunkt i tilstedeværelsen og fravær av enkelte gode indikator arter/grupper, samt mengde av de øvrige grupper. For bunndyr foreligger brukbare systemer (Chandler 1970, Brittain og Saltveit 1984, Miljøstyrelsen Danmark 1983).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge):

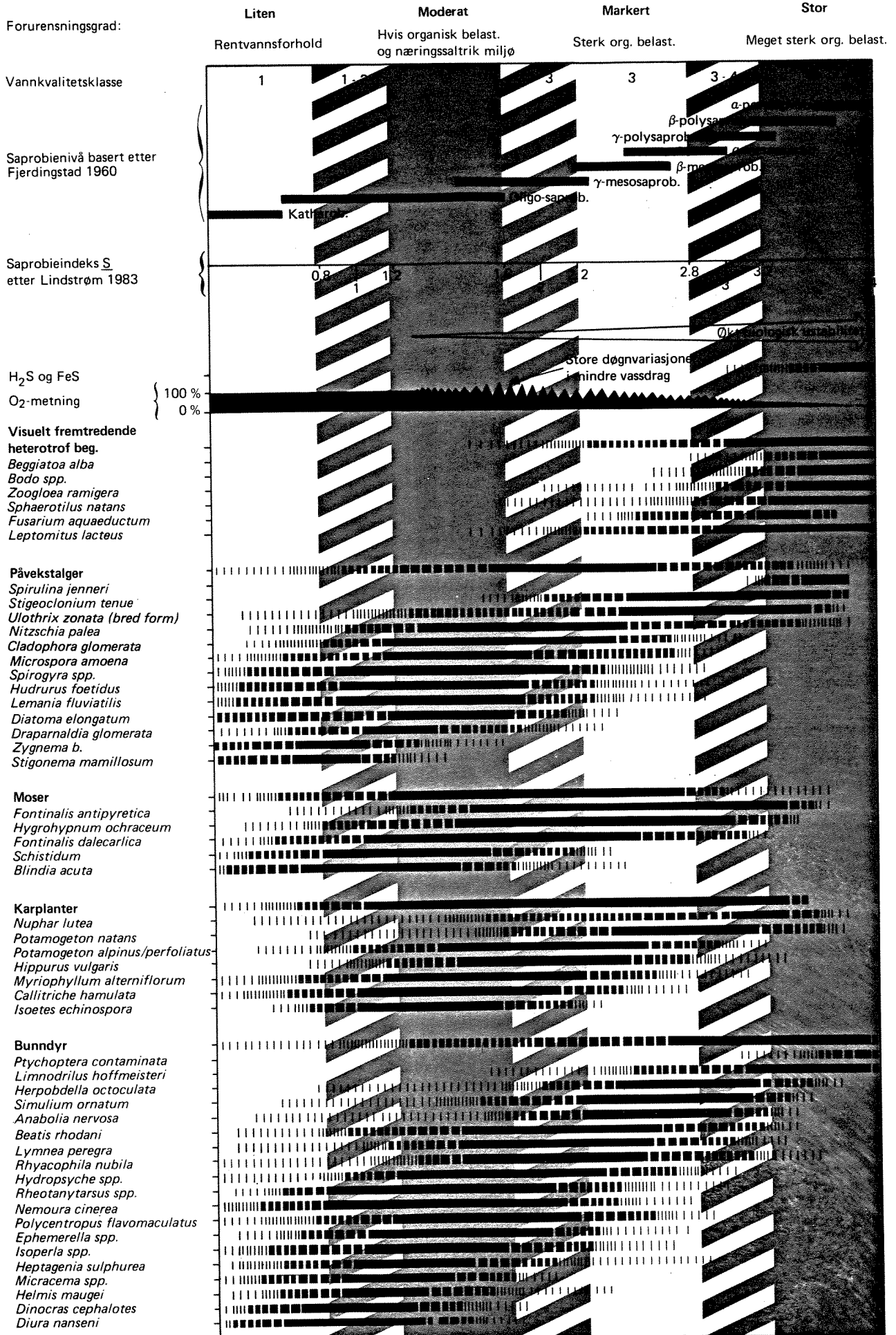
Elve- eller bekkestrekninger som **ikke eller i liten grad er påvirket** av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter og har det antall som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning, som regel stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Langtgående oksydasjon og mineralisering av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. **Hygienisk sett som regel 1) 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 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 forsurening**, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alk. < 0,1 mekv/l), lav pH (<5,5), ikke forekomst av mer forsurningsømfindtlige 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 *Spirogyra*, 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 næringsalter. 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).



"Miljøorgel" for rennende vann. Spesielt arter/grupper som utgjør dominante eller subdominante innslag i flora- og faunasammensetninger er et godt redskap når det gjelder å bedømme belastning - respons i rennende vann. Diagrammet er ment som eksempel. Et mer utførlig system er for tiden under utarbeidelse ved NIVA.

Klasse II (grønn farge):

Elve- og bekkestrekninger der en **moderat** og mer påvisbar **påvirkning** gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til et økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsssalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjonen (eutrofiering). Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og gjødsel), kan det være noe visuelt fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er kommet langt. Som regel er det gode oskygenforhold i såvel bunnsstratet 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 som regel 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, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at løsreven algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fisken.

(Den ovenfornevnte klassen 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**. Forholdene er som for klasse II, men innslaget av visuelt fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratet bidra til **noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker**. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstas Y-mesoaprobe sone).

Klasse III (gul farge):

Elve- og bekkestrekninger der en **markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering)** forekommer. Her er det blant alger og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) som er visuelt fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagen kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis <5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren. Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. **Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset.**

enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og samksforringelser 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 badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjeldingstads system).

Klasse III-IV er en **overgangssone**. Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastning medfører tidvis oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmessene (3-5 mg O₂/l). Som regel direkte luktulempet. 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 Fjeldingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge):

Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av visuelt fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og protozoer. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempet. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte <3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptre 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 bruksinteresser.**

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 (H₂S, NH₃ osv.). (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjeldingstads 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.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Sone hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring for 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 i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag 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).

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2115-8