

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BREKKE

O - 80007

VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET
OG BRUKSFORMER FOR VANN

Fremdriftsrapport

Saksbehandler: Haakon Thaulow

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-80007
Undernummer:
Løpenummer: 1250
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann Fremdriftsrapport	Dato: 24. november 1980
Forfatter(e): Haakon Thaulow Skriftlige bidrag fra: Lars Kirkerud Richard Wright Magne Grande Eli Anne Lindstrøm Karl J. Aanes	Prosjektnummer: 0-80007
	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 156

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Boks 8100 Dep. Oslo 1	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:
Fremdriftsrapport i arbeidet med å utvikle et operasjonelt system for forenklede beskrivelser av vannkvalitet og bruksformer for vann. Systemet skal overføre vannfaglige beskrivelser til aggregerte klasser. Systemet er aktuelt for rapportering av vannkvalitet og vannbruk i overvåkingsprogrammet, fylkes- og generalplaner og i vannbruksplanlegging. Kriterier for systemet er diskutert og et system foreslått basert på 1) klassifisering av generell påvirkningsgrad og 2) klassifisering etter spesifisert vannbruk. Rapporten gir status på området vannkvalitetsnormer og vannkvalitets-kriterier i Norge, og refererer forholdene i en del andre land.

4 emneord, norske:
1. Vannkvalitet
2. Klassifisering
3. Bruksformer
4. Vannressursforvaltning

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.


Prosjektleders sign.:

Seksjonsleders sign.:


Instituttssjefs sign.:

ISBN 82-577-0331-1

FORORD

Prosjektet "Vurderingsgrunnlag for vannkvalitet" oppsto som et forskningsprosjekt ved NIVA i 1977. Miljøverndepartementet har gitt prosjektet støtte i 1977 og -78, og har opprettet en kontaktgruppe for prosjektet.

Et notat av 6. oktober 1977, "Vurderingsgrunnlag for vannkvalitet", er diskutert med noen av kontaktgruppens medlemmer, foruten at notatet har vært nyttig for faglige diskusjoner innen- og utenfor instituttet.

Prosjektet er beklageligvis blitt forsinket i forhold til opprinnelige fremdriftsplaner, men arbeidet er nå høyt prioritert. Dette har bl.a. sammenheng med at behovet for et enhetlig og normert beskrivelsessystem for vannkvalitet vil utgjøre et viktig grunnlag for rapportering fra det landsomfattende overvåkingsprogram for vannressurser.

En foreløpig utgave av rapporten ble drøftet på kontaktgruppemøte den 22. oktober 1979. Til stede på møtet var:

o.ing.	Ø. Nøttestad,	Miljøverndepartementet (MD)
"	E. Hauan	Statens forurensningstilsyn (SFT)
"	J. Riise,	Statens institutt for folkehelse (SIFH)
"	I. Helleberg,	Buskerud fylke
"	A. Andersen,	Sogn og Fjordane fylke
forskn.sjef	J.E. Samdal,	Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
cand. real	J. Knutzen,	Norsk institutt for vannforskning
siv.ing.	H. Thaulow,	Norsk institutt for vannforskning

På møtet ble man enige om videreføring. Prosjektet er for 1980 overført fra MD til SFT. Prosjektaktivitetene for 1980 og foreløpige planer for 1981 er satt inn som vedlegg 1.

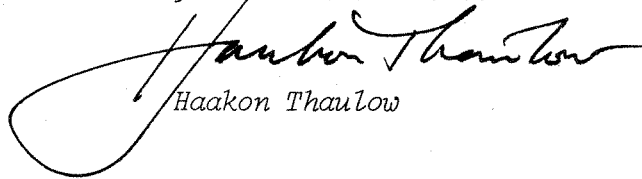
Denne rapport er en fremdriftsrapport for prosjektet. Hensikten med denne utgaven er først og fremst å få en diskusjon med fag- og forvaltningsmiljøer gjennom den høringsrunde SFT har planlagt.

En rekke personer på NIVA har i ulik grad bidratt til notatet ved egne bidrag eller gjennom lesning og kommentarer. I tilfeldig rekkefølge nevnes: cand.real Jon Knutzen, cand.real Lars Kirkerud, seksjonsleder Jarle Molvær, cand.real Bjørn Faafeng, fil.cand Gøsta Kjellberg, siv.ing. Tor Traaen, siv.ing. Kari Ormerod og Richard Wright, Ph.D.

Utenfor instituttet har undertegnede fått hjelp av siv.ing. Harald Rensvik, Avløpssambandet Nordre Øyeren, cand.real J.B. Riise SIFF og veterinær Gunnar Langeland, Norges Veterinærhøyskole.

Det gjøres oppmerksom på at denne rapporten ikke presenterer et ferdig operasjonelt system for vurdering av vannkvalitet og bruksformer for vann. Arbeidet med et vurderingssystem er en kontinuerlig oppgave. Det tas imidlertid sikte på så snart råd er å få utarbeidet et foreløpig forslag til et slikt system.

Oslo, 24/ november 1980


Haakon Thaulow

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	5
1. VANNKVALITET - BEGRENSET MULIGHET FOR FORENKLEDE BESKRIVELSER	12
2. BEGREPSAVKLARING - DEFINISJONER	16
3. BEHOVET FOR ET VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET	23
3.1 Konkretisering av mål i forurensningsarbeidet	23
3.2 Rapportering av overvåkingsresultater	24
3.3 Vannbruksplanlegging	26
3.4 Karakteristikk av dagens situasjon i Norge	27
3.5 Behov - oppsummering	28
4. KRITERIER FOR VALG AV SYSTEM. FORSLAG TILPASSET NORSKE FORHOLD	29
4.1 Kriterier	29
4.2 Systembeskrivelse	29
4.3 Kommentarer til sentrale punkter i systemet	32
4.4 Betrachninger om bruk av systemet	42
5. GENERELL BESKRIVELSE AV VANNKVALITET	55
5.1 Hovedtyper vannforekomst, parametre og virknings- typer	55
5.2 Samlet klassifisering for vannforekomster (elver og innsjøer under ett)	56
5.3 Innsjøer	59
5.4 Elver, strømmende vann	65
5.5 Fjorder - kystfarvann	70
5.6 Forsurning	75
6. BRUKSFORMENES KRAV TIL VANNKVALITET	78
6.1 Vannforsyning (drikkevann)	78
6.2 Vanning til jordbruk	85
6.3 Rekreasjon	90
6.4 Ferskvannsfisk	96
VEDLEGG	101
REFERANSER	154

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
Fig. 1.1 Det biologiske kretsløp i en vannforekomst	13
" 1.2 Påvirkning av akvatiske økosystemer	13
" 2.1 Forholdet mellom ulike definerte konsentrasjonsnivåer	20
" 2.2 Beskrivelse av vannkvalitet. Begrep, definisjon	21
" 3.1 Typisk modell for en vannbruksplan	26
" 4.1 Vurderings- og klassifiseringssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann	31
" 4.2 Bøelva - generell påvirkning - dagens situasjon	37
" 4.3 Bøelva som vannkilde for private og små vannverk uten rensing (desinfeksjon)	37
" 4.4 Bøelvas vannkvalitet for badeformål. Dagens situasjon	38
" 4.5 Nasjonal rapportering av overvåkingsresultater	42
" 4.6 Situasjonsbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser	46
" 4.7 Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer på stasjon Brøttum	47
" 4.8 Variasjoner i fosforkonsentrasjoner på forskjellige steder i Otta - Gudbrandsdalslågen 1979	48
" 4.9 Utvikling i parameterne for vannkvalitet i overflate- laget (0-2 m), beregnet som årsmiddel	49
" 4.10 Utviklingen i parameterne for vannkvalitet i over- flatelaget (0-2 m), beregnet som årsmiddel	50
" 4.11 Hierarki for rapportering i overvåkingsprogrammet	51
" 4.12 Planaktiviteter og aktører i planleggingsarbeidet	54
" 5.1 Grovinndeling av forurensningssituasjoner i St.meld. 107 for 1973/74	56
" 5.2 Vannkvalitet i vassdrag på Romerike i 1970 og 1978	58
" 5.3 Relasjonen mellom noen viktige parametre i cutrofisammenheng	62

Figurfortegnelse forts....

	Side:
Fig. 5.4 Gjersjøen, fosforbelastning 1971-1978 (etter Vollenweider 1976)	63
" 5.5 Forurensningssituasjonen i Lenaelva, august 1975	66
" 5.6 Forsøksvis beskrivelse av sammenhengen mellom tilstand og fosforbelastning for noen norske fjorder	74
" 5.7 pH og Ca-konsentrasjoner i prøver fra innsjøer i Nord- og Nordvest-Norge vinteren 1975 og fra innsjøer i Nordvest-Norge høsten 1977	75
" 5.8 pH og Ca-konsentrasjoner i prøver fra innsjøer i Sør- og Øst-Norge høsten 1974	75
" 5.9 Empirisk nomogram for prediksjon av pH i innsjøer	76
" 5.10 Hyppighetshistogram for fiskestatus i 684 innsjøer på Sørlandet	76
" 6.1 Bruksformer omtalt i rapporten	78
" 6.2 Vurdering av vannkvalitet for strandbad	95
" 6.3 Vurderingsskjema - forutsetninger for fiske	99

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 2.1 Miljøbeskrivelser. Begrepsapparat brukt ved FN's Miljøvernkonferanse i Stockholm i 1972 og av Verdens Helseorganisasjon (WHO)	17
" 2.2 Begrepsapparat for vurdering av vannkvalitet	22
" 4.1 Brukskategorier/bruksformer i ferskvann. Krav til vannmengde, vannkvalitet, bunn- og strandforhold	34
" 4.2 Brukerinteresser vannkvalitet. Gjensidig oppfyllelse	38
" 4.3 Rapportering av vannkvalitet	52
" 5.1 Forslag til normer for vannkvalitet i Mjøsas hovedvannmasser	64
" 5.2 Grenser for henholdsvis akseptabel, betenkelig og kritisk tilstand i store sjiktede innsjøer	65
" 5.3 Klassifisering av påvirkningsgrad i strømmende vann utfra flora og fauna Strykpartier	67
" 6.1 Krav til drikkevann	80
" 6.2 Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann tilrådd i NS. 4751	81
" 6.3 Kvaliteter av overflatevann til fremstilling av drikkevann	83
" 6.4 Mulig system for kvalitetsnormer for vann til vanning	89
" 6.5 Kvalitetskrav til bassengvann	90
" 6.6 Kvalitetskrav til vann for friluftsbad	91
" 6.7 Kvalitetskrav til badevann	92
" 6.8 Beskrivelsessystemer - grenseverdier for fisk i EIFAC-systemet	97

Tabellfortegnelse forts...

VEDLEGG:

Side:

Tabell v 2.1	Parameter som brukes i vannkvalitetsklassifisering i 10 land (Bulgaria, Russland, Tsjekkoslovakia, Finland, Ungarn, Nederland, Polen, Spania og Storbritannia)	112
" v 2.2	Aktualitet av klasser for forskjellige bruksformer	113
" v 2.3	Kvalitetsnormer - Verdier for ulike klasser. Finland	114
" v 2.4	Bruksformers krav vannkvalitet. Gjensidig oppfyllelse	116
" v 2.5	Vurderingssystem etter SNV i forslag	117
" v 2.6	Sammenstilling om vurdering av beskrivelsessystemer for karakterisering av vann for planleggingsformål	118
" v 2.7	Vannkvalitetsstandarder. Serie 2, Delaware River Basin	123
" v 4.1	Konsentrasjoner av total ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) som inneholder 0,025 mg NH_3 /l ved ulik temperatur og pH	139
" v 4.2	Tentative minimale verdier av oppløst oksygen for å opprettholde normale livsfunksjoner hos fisk	142
" v 4.3	Konsentrasjon av total klor som tilsvarer 0,004 mg HOCl /l ved forskjellig temperatur og pH	144
" v 4.4	Maksimalt akseptable konsentrasjoner av sink	146
" v 4.5	Maksimalt akseptable konsentrasjoner av løselig kobber for regnbueaure (årlige 50 og 95 prosentiler)	148
" v 4.6	Maksimalt akseptable konsentrasjoner av løselig kadmium ($\mu\text{g Cd/l}$) for ferskvannsfisk (årlige 50 og 95 prosentiler)	150

1. VANNKVALITET - BEGRENSET MULIGHET FOR FORENKLEDE BESKRIVELSER

Prosjektet tar sikte på å fremstille et oversiktlig og enhetlig vurderings-system for vannkvalitet og vannbruksformer. Det er i stadig stigende grad nødvendig å overføre informasjon om vannkvalitet til almenhet, besluttede myndigheter og politikere.

Et slikt system vil kreve at beskrivelser av både vannkvalitet generelt og forhold knyttet til bruken av vann til ulike formål må forenkles og systematiseres.

Vi finner det nødvendig innledningsvis å understreke de klare begrensninger vannforekomstenes egenskaper i seg selv setter mot forenklinger. Vi ønsker nærmest å advare mot den oppfatning man kan få ved videre lesning om at vannkvalitetsbeskrivelser enkelt kan systematiseres og klassifiseres. Bruk av forurensningsklasser og klassifisering av vannforekomster til ulike formål innebærer klare begrensninger.

Det kan med en viss rett hevdes at et forenklet beskrivelsessystem i seg selv vil være misvisende fordi man vil bidra til å dekke over de kompliserte årsaks/virkningsforholdene i vannforekomstene. Et systematisert vurderingsgrunnlag må følgelig brukes med stor forsiktighet. Forenklete fremstillinger må ha et naturvitenskapelig fundament, og det advares mot løsrivelse fra dette fundament.

For å understreke det bokstavelig talt flytende problemområde vi her skal forsøke å systematisere, vil vi gi noen momenter omkring vannkvalitet som tjener til å belyse/understreke de begrensninger en forenkling og systematisering byr på:

- vannkvalitet - et resultat av et kompleks samvirke av fysisk/kjemiske og biologiske virkninger i akvatiske økosystemer.

Det biologiske system utgjøres av organismer som kan inndeles i tre hovedgrupper: primærprodusenter, konsumenter og nedbrytere. I akvatiske økosystemer inntar algene en sentral plass blant primærprodusentene, men også høyere planter kan være av stor betydning. Konsumentene innbefatter en rekke ulike dyregrupper, fra encellede protozoer helt opp til fisk og varmblodige dyr. Bakterier, sopp og protozoer betraktes gjerne som de

viktigste nedbrytere, selv om også dyrene utfører en viktig nedbrytningsfunksjon. Nedbryterne utfører en mineralisering av dødt organisk materiale, og sørger derved for at plantene får tilgang på næringsstoffer. Dermed er ringen sluttet for et system hvor næringsstoffene ikke forbrukes, men går i sirkulasjon gjennom primærprodusenter, konsumenter og nedbrytere, og hvor solen sørger for energien til å drive systemet. En enkel skjematisk fremstilling av systemet er vist i figur 1.1.

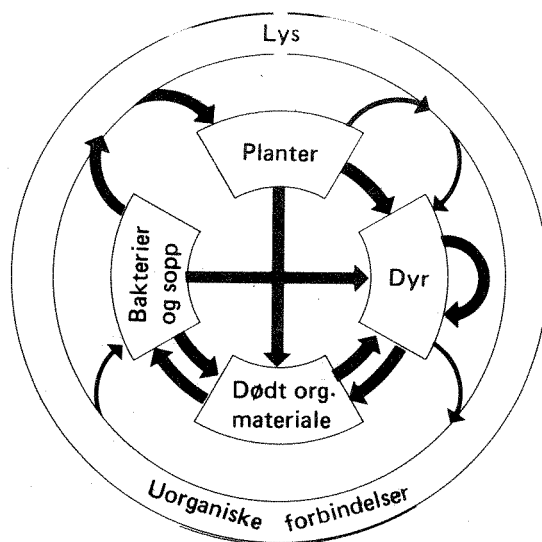


Fig.1.1 Det biologiske kretsløp i en vannforekomst. Pilene angir materialtransporten mellom komponentene. Solenergien driver systemet. Fra (1).

Vannkvalitet er et resultat av et komplisert samspill i dette systemet. Fysiske og kjemiske påvirkninger gir seg biologiske utslag, og det er disse biologiske virkninger som utgjør en vesentlig del av de problemer forurensning fører til for natur, menneske og samfunn. Figur 1.2 viser de viktigste årsaker til en gitt vannkvalitet.

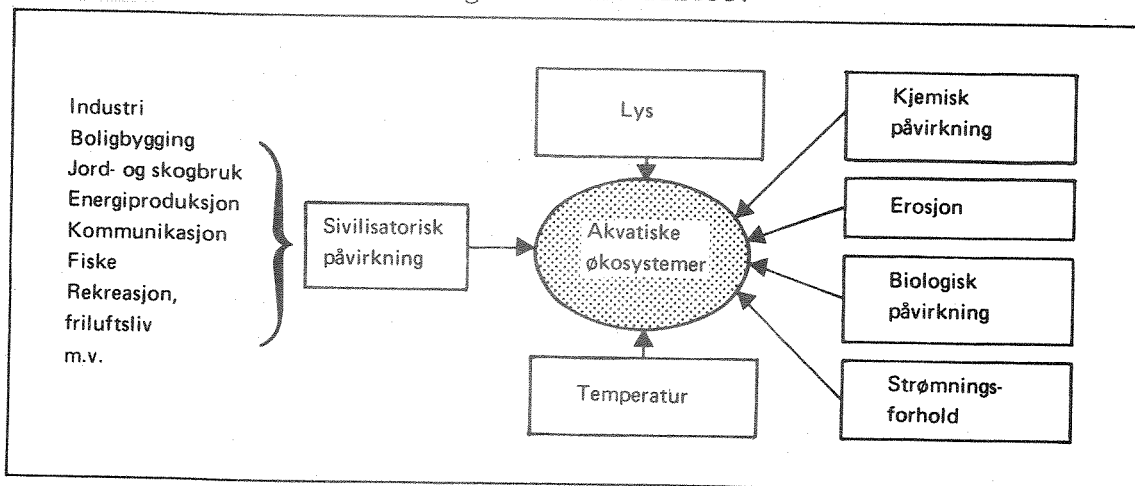


Fig. 1.2 Påvirkning av akvatiske økosystemer.

I et økologisk system henger komponentene sammen. Et inngrep i en komponent får større eller mindre virkninger for hele systemet.

- Det eksisterer ingen klare "ja/nei - enten/eller" situasjoner for hva som er ønskelige/skadelige konsentrasjoner.

Viarbeider innenfor et system med flytende grenser. I vannforekomstene vil f.eks. visse tungmetaller være nødvendige for organismer i små mengder. Dernest følger et konsentrasjonsområde hvor virkningen er liten. Hvis konsentrasjonen øker ytterligere, vil tungmetallet være giftig. Virkningene fra nøytralt til akutt dødelighet er også gradvise fra f.eks. unnvikelsesreaksjonen for fisk via nedsatt almentilstand og reproduksjonsevne til dødelighet for yngel og i siste instans akutt dødelighet for voksne individer.

En bestemt stoffkonsentrasjons virkning er heller ikke entydig. Den vil avhenge av vannets øvrige fysiske/kjemiske egenskaper, organismesamfunnets stabilitet og tilstedeværelsen av andre skadelige stoffer.

- Flere typer virkninger gjør seg gjeldende i samme vannforekomst.

I arbeidet med å forenkle beskrivelser av forurensningssituasjonen er det vanlig å gruppere forurensningsvirkninger: saprobiering, eutrofiering, giftvirkninger, forurensning, temperaturøkning, oljeforurensning, virkninger p.g.a. partikulært materiale m.v. I praksis vil flere av disse virkningene opptre kombinert, men ofte er én virkning mest fremtredende.

- Brukerinteressenes krav til vannkvalitet er ikke eksakte.

Beskrivelse av vannkvalitet i en vannforekomst er aktuell ut fra to synsvinkler: 1) den generelle tilstand (forurensningsgrad/påvirkningsgrad) og 2) vannforekomstens egnethet for en spesiell bruk (drikkevann, bading) m.v.

Tilsvarende som en eksakt beskrivelse av forurensningssituasjonen (økologisk tilstand) er vanskelig, finnes det heller ingen eksakte grenser for når vann er egnet eller ikke egnet til et spesielt formål. Grenseverdier for drikkevann må baseres på skjønn med bakgrunn i medisinsk viten om helsemessige virkninger av spesielle stoffer, antakelse om mulige langtids-

virksomheter og ønsket om en tilstrekkelig sikkerhetsfaktor. Krav til vanningsvann for grønnsaker må undergis tilsvarende skjønn. Ennå større usikkerhet knytter seg eksempelvis til hygieniske retningslinjer for badevann.

● Utgangspunktet for beskrivelse av vannkvalitet varierer.

Forskjellige mennesker vil ha forskjellige syn på hva som er sterkt, moderat eller lite forurenset. Dette vil avhenge av personens holdning til natur og miljø generelt, faglig bakgrunn og interesse.

Viktig er også utgangspunktet for bedømminger av en forurensningssituasjon. Det er stor forskjell på en vurdering av vannkvalitet på bakgrunn av vannets produksjonsgrunnlag, dets brukbarhet for vannforsyning, oksygeninnhold, gjennomskinnelighet, fiskemuligheter m.v. Et aktuelt eksempel illustrerer dette: Oslo-fjorden er enkelte av de siste årene av det badende publikum blitt karakterisert som "ren som aldri før". Det har i badesesongen vært lite alger i vannet og godt siktedyp.

Sett fra et mer naturvitenskapelig synspunkt går en ut fra at det gode overflatevannet her skyldes tilfeldige, naturbetingede variasjoner i klimatiske faktorer enn bedring i de grunnleggende forhold som bestemmer forurensningsgraden. Det er tvert imot hevdet at fjorden aldri har vært så dårlig som de siste år. Utgangspunktet for en slik vurdering er fjordens tilstand generelt, og da særlig utbredelse av oksygenfritt bunnvann.

2. BEGREPSAVKLARING - DEFINISJONER

Innenfor området miljøbeskrivelser er en rekke uttrykk i bruk; standarder, kriterier, krav, målsetting, grense- og terskelverdier, normer, retningslinjer m.v. Det er et iøynefallende behov for begrepsavklaring.

Først er det nødvendig å skille mellom beskrivelser av miljø, utslipp og prosesser, og produktbeskrivelser. Dette prosjektet befatter seg utelukkende med miljøbeskrivelser av vannkvalitet i naturen. Uttrykk som f.eks. "normer for vannkvalitet" refererer seg til grunnvann eller overflatevann slik det forekommer i naturen, i motsetning til vannkvalitet i et avløpsnett, vannledningsnett, utslippsledning fra renseanlegg, uttaksledning fra drikkevannsrenseanlegg eller vannkvaliteten i en produksjonsprosess. Stortingsmelding 44 for 1975-76, "Tiltak mot forurensninger" (2) skiller klart mellom miljø-, utslipps- og produktstandarder.

Begrepsforvirringen knytter seg mest til bruk av uttrykkene som "standard, krav, kriterier, norm, retningslinje, terskelverdi, grenseverdier" osv.

En rekke internasjonale organisasjoner har flittig befattet seg med definisjons- og begrepsavklaringer på dette området. I tabellen på neste side gjengis de definisjoner som ble brukt av FN ved Stockholmskonferansen i 1972 og av Verdens Helseorganisasjon WHO. OECD og EF bruker et tilsvarende sett med uttrykk.

Definisjonsspørsmålene er også diskutert av andre, f.eks. av Hansen (3), Warren (4), Landner (5) og EPA (6).

I Norge opererer Stortingsmelding 44 for 1975-76 (2) med uttrykket "Miljøstandarder". Det understrekes at disse som hovedtrekk skal være av veiledende natur, dvs. at de normalt ikke skal knyttes til forskrift eller annet forvaltningsvedtak. I proposisjonen til ny forurensningslov (7), foreslås imidlertid adgang til (§ 9) å fastsette forskrifter om "grenseverdier for forekomster av visse stoffer, støy, rystelser, lys og annen stråling i miljøet, og hva som skal gjøres dersom grenseverdien overskrides". (§ 9, 1. ledd, 2. punktum).

ENVIRONMENTAL STANDARDS; DEFINITION AND TERMS USED BY THE UNITED NATIONS CONFERENCE ON THE HUMAN ENVIRONMENT¹⁹ AND BY THE WORLD HEALTH ORGANISATION

The items in italics are related to the measurement of pollutants. Therefore since the results of analytical procedures form the basis upon which economic, administrative, medical or legal decisions are taken it is essential that the levels determined should be reliable.

Exposure: the AMOUNT of a particular physical or chemical agent that reaches the target.

Target: (or receptor): the organism, population or resource to be protected from specified risks.

Risk: the expected frequency of undesirable effects arising from a GIVEN EXPOSURE to a pollutant.

Criteria: (or exposure-effect relationships): the quantitative relations between the exposure to a pollutant and the risk or magnitude of an undesirable effect under specified circumstances defined by environmental variables.

Primary protection standard: an accepted MAXIMUM LEVEL of a pollutant (or its indicator) in the target or some part thereof, or an accepted MAXIMUM INTAKE of a pollutant or nuisance into the target under specified circumstances.

Derived working levels (or limits): MAXIMUM ACCEPTABLE LEVELS of pollutants in specified media other than the target designed to ensure that under specified circumstances a primary protection standard is not exceeded (derived working levels are known by a variety of names, including environmental or ambient QUALITY STANDARDS, MAXIMUM PERMISSIBLE LIMITS and MAXIMUM ALLOWABLE CONCENTRATIONS. When derived working levels apply to products such as food or detergents, they may be known as product standards.)

The maximum acceptable release of a pollutant from a given source to a specified medium under specified circumstances may be termed a discharge (or effluent or EMISSION STANDARD or a RELEASE LIMIT). Effluent charges levied on the release of pollutants and materials taxes or price adjustments levied on materials which may become pollutants may also be used to limit the release of pollutants (in order to meet discharge standards or release limits, it may be necessary to set various types of TECHNOLOGICAL STANDARDS or codes of practice concerned with the performance and design of those technologies or operations leading to the release of pollutants).

Derived working levels and the various means used to meet them are collectively termed derived standards and other controls.

Action level: the LEVEL OF A POLLUTANT at which specified counter-measures, such as the seizure and destruction of contaminated materials, evacuation of the local population or closing down the sources of pollution, are to be taken.

Tab. 2.1 Miljøbeskrivelser. Begrepsapparat brukt ved FN's Miljøvernkonferanse i Stockholm i 1972 og av Verdens Helseorganisasjon (WHO).

De kvalitetsbeskrivelser av vannkvalitet med delvis rettslig virkning som i dag finnes i Norge, er SIFFs "Kvalitetskrav til vann", som omfatter krav til drikkevann, vann for omsetning og badevann. (10) Uttrykket "krav" er benyttet i alle sammenhenger uansett om det er klare bestemmelser involvert i form av lover og forskrifter, (drikkevannskvalitet, vann for omsetning og vannkvalitet i bassenger) eller om kravene klart har et veiledende preg (friluftsbad).

Vi vil med bakgrunn i et delvis etablert begrepsapparat og internasjonale avtaler på området, gå igjennom, definere og kommentere det begrepsapparat vi anbefaler. For nærmere avklaring vises også til fig. 2.1 og 2.2.

- Kriterier - refererer seg til ethvert punkt på en dose/responskurve, uansett om effekten av det forurensende stoff er akseptabel eller ikke.
- Deteksjonsgrense - det laveste konsentrasjonsnivået som aktuelle instrumenter kan måle. Denne grensen har nøye sammenheng med apparat og metodikk.
- Naturlig konsentrasjon - det nivå (variasjonsintervall) parametrene ville ligget på uten menneskelig påvirkning. Slik påvirkning er imidlertid alle steds nærværende (forurenset nedbør), men i øde områder er konsentrasjonen svært nær den naturlige. (Gyldigheten av dette utsagn varierer sterkt med parameteren, f.eks. mellom BOF og DDT).
- Terskelverdi - er grensen mellom ingen registrert og registrert effekt under vel definerte ytre betingelser (påvirkningstid, temperatur m.v.)
- Grenseverdi - er en konsentrasjon vi bruker i praktiske avgjørelser og vurderinger. Grenseverdiene får, avhengig av hvordan de brukes forvaltningsmessig, forskjellige uttrykk:
 - o Vannkvalitetskrav (eller standard) hvis grenseverdien er knyttet til et rettslig forhold, f.eks. godkjenning av vannkilder, bestemmelse av grenseverdier ved vedtak etter vannforurensningsloven § 8, 4. ledd.
 - o Vannkvalitetsnorm hvis grenseverdien kun brukes veiledende for å fastsette utslippskrav.

Krav tilsvarer "skal", normer = "bør".

Grenseverdier vil vi ha innenfor et bredt konsentrasjonsområde. Har vi et vurderingssystem med 4 hovedklasser (for generell vannkvalitet eller for en bruksform) får vi for hver parameter 3 grenseverdier. Den mest interessante og viktigste grenseverdi er den laveste, dvs. mellom "god" og "brukbar", dvs. mellom beste og nest beste klasse. Begrepet grenseverdier brukt alene, vil automatisk bety grenseverdi mellom best og nest beste klasse. Ønsker vi å angi grenseverdier på et lavere nivå - f.eks. mellom moderat og betydelig forurensningsgrad - må dette presiseres.

Det "beste" sett grenseverdier vil danne grunnlag for nasjonale kvalitetskrav (drikkevann) eller vannkvalitetsnormer (f.eks. fisk, badevann).

Grenseverdier, krav eller normer behøver i motsetning til en terskelverdi eller et kriterium ikke være vitenskapelig fundert. Et krav kan f.eks. springe ut av ønsket om å legge inn en betydelig sikkerhetsmargin i forhold til en terskelverdi. Verdien for standard/norm vil i slike tilfeller ofte ligge langt under den tilhørende terskelverdi. Hvis et krav kun brukes som vurderingsgrunnlag, for f.eks. å regulere utslippskrav, er uttrykket "norm" eller "retningslinje" aktuelt. Begge disse uttrykkene gir uttrykk for en veiledende status. Normen kan ligge langt under terskelverdien, eller den kan ligge i områder hvor forurensningssituasjonene er klare. Det kan f.eks. være aktuelt å bruke en grenseverdi mellom to brukerklasser som norm for hvordan vi vil ha vannkvalitetet i et konkret del av et vassdrag hvis det er f.eks. økonomisk eller teknisk ugjørlig å oppnå meget gode forhold. (Dette vil være aktuelt i vassdrag med betydelig aktivitet i nedbørfeltet, urbane vassdrag eller vassdrag i typiske jordbruksdistrikter).

Ovenfor nevnte forhold beskriver figurene 2.1 og 2.2 nedenfor.

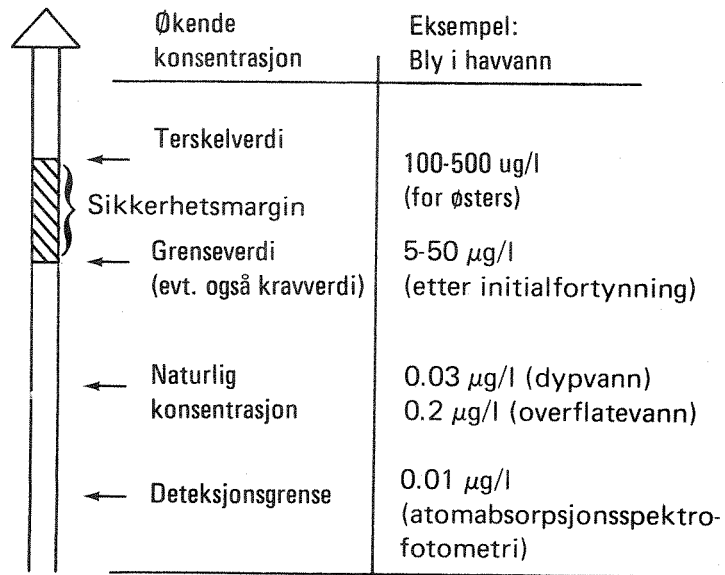


Fig. 2.1. Forholdet mellom ulike definerte konsentrasjonsnivåer. Bly i havvann er brukt som eksempel (8).

For andre parametre kan det være andre forhold (innbyrdes plasseringer) mellom verdiene (deteksjonsgrense kan f.eks. ligge høyere enn det naturlige nivå, avhengighet av testorganisme, måleobjekt m.v.).

Dette er videre illustrert øverst på fig. 2.2 hvor terskelverdien er lavere enn grenseverdien. På fig. 2.1 over er terskelverdien høyere.

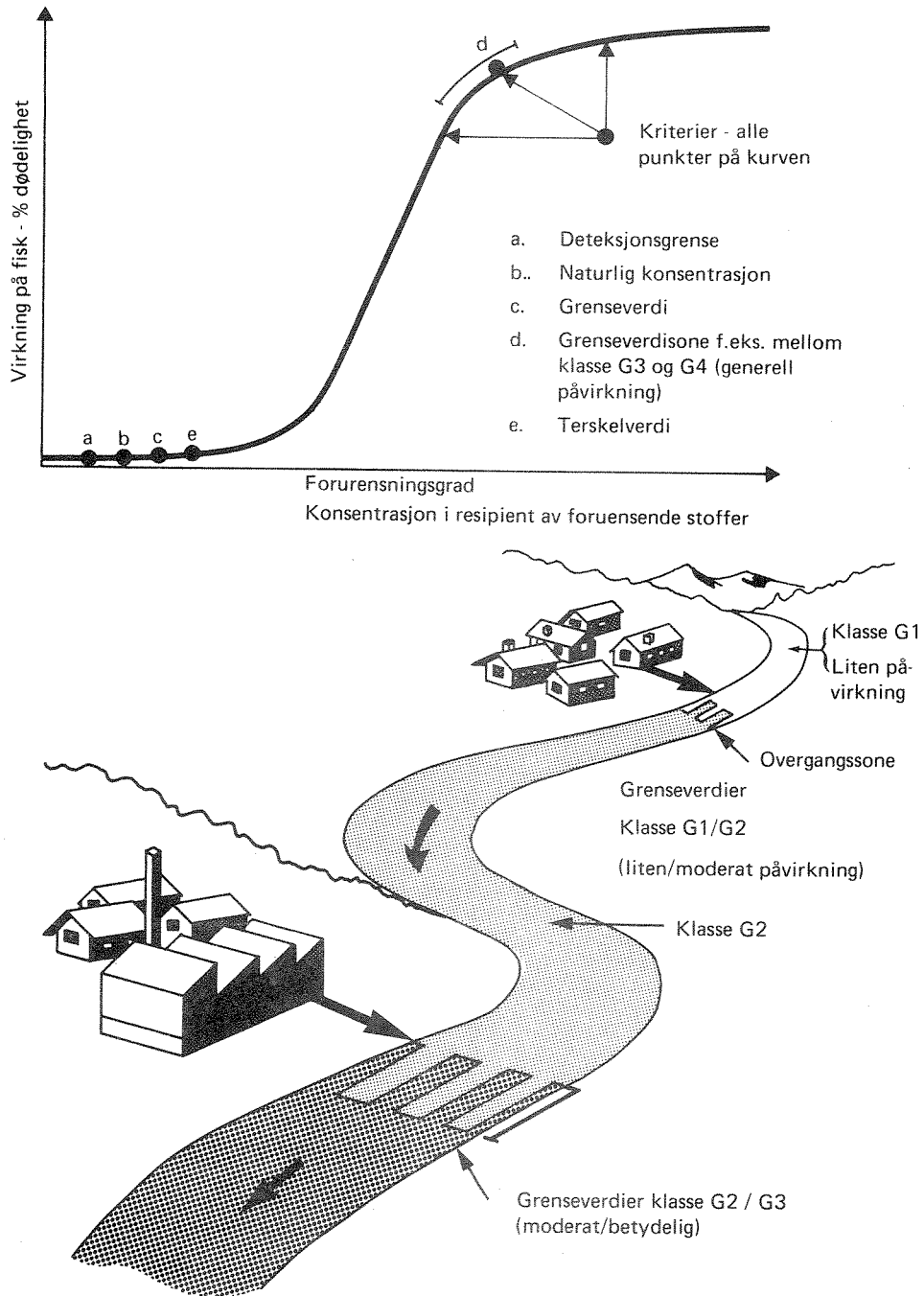


Fig. 2.2. Beskrivelse av vannkvalitet. Begrep, definisjon.

Begrepsapparatet kan også fremstilles som i tabell 2.2 nedenfor:

Tabell 2.2. Begrepsapparat for vurdering av vannkvalitet.

BEGREP	DEFINISJON
<u>Vurderingssystem for vannkvalitet</u>	Fellesbetegnelse for sett av klasser, normer og grenseverdier av beskrivende fysisk, kjemisk og biologisk karakter.
<u>Vannkvalitetsskala</u>	Variasjonsområde for vannkvalitet og brukerinteresser.
<u>Vannkvalitetskriterium</u>	Angir kvalitativt og kvantitativt forholdet mellom den forurensningsmengde et objekt (vannmasse, organisme) blir utsatt for og den risiko eller størrelse av uønsket effekt denne påvirkningen medfører på objektet under bestemte betingelser. (Dose-responseeffekt).
<u>Deteksjonsgrense</u>	Laveste målbare konsentrasjon med tilgjengelig apparat og metodikk
<u>Terskelverdi</u>	Konsentrasjon av en gitt parameter, under vel definerte forhold, hvor en definert type av effekt på objektet (organisme, brukerinteresse) skifter fra ingen til påvisbart.
<u>Grenseverdi</u>	Verdi, avhengig bl.a. av terskelverdi og ønsket sikkerhetsmargin, som tilsvarer ønskelig forhold eller gode forhold for en aktuell brukerinteresse. Grenseverdier brukes også om verdier eller verdiområder hvor karakteristikken skifter fra f.eks. moderat til betydelig påvirkningsgrad.
<u>Vannkvalitetskrav</u>	Angir en grenseverdi som ikke må overskredes og som er fastsatt av myndighet gjennom lov, forskrift eller enkeltvedtak.
<u>Vannkvalitetsnorm</u>	Som definisjon av vannkvalitetskrav, men har rettslig en veiledende status.

3. BEHOVET FOR ET VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET

Behovet er erkjent av ansvarlige myndigheter i og med at prosjektet er støttet økonomisk og kontaktgruppen er opprettet. Vi skal her bare sitere hva St.meld. nr. 44 for 1975/76 (2) sier om dette:

"Departementet tar sikte på mer omfattende bruk av veiledende miljøstandarder som grunnlag for rensekrav og tiltak. Arbeidet med forurensningsproblemene tar utgangspunkt i de skader og ulemper som oppstår ved for høye konsentrasjoner av forurensende stoffer i miljøet. Det generelle siktemål er å redusere konsentrasjonene til et nivå som ikke medfører uønskede skader eller ulemper, og som gir en forsvarlig sikkerhetsmargin. Bruk av miljøstandarder bidrar til å sikre en ønsket miljøkvalitet, og til å unngå at det stilles strengere utslippskrav enn nødvendig for den bruk man vil gjøre av resipienten." (Uthevningen foretatt av NIVA).

Nedenfor følger en argumentasjon ut fra følgende behov:

- mål i vannressursforvaltningen bør konkretiseres (forurensningsvern, vannforsyning)
- oversiktlig og enhetlig rapportering av overvåkingsresultater er nødvendig
- systemet inngår som et viktig verktøy i vannbruksplanlegging, f.eks. i forbindelse med måloppstilling og konsekvensanalyser

Etter at systemet er presentert er bruken av systemet for ovennevnte bruksmidler diskutert nærmere (kap. 4).

3.1 Konkretisering av mål i forurensningsarbeidet

Det har blitt og blir fortsatt foretatt betydelige investeringer i kampen mot vannforurensninger. Det må konstateres at det har vært mulig å få gehør for og dermed få bevilget midler til slike tiltak uten et tilfredsstillende vurderingsgrunnlag for vannkvalitet. Dette har skjedd til tross for at mangelen på et slikt vurderingsgrunnlag vel egentlig representerer en alvorlig logisk brist. Et relativt godt teknisk/økonomisk strukturert system mot forurensning av vann er etablert uten at holdepunkter for de mål som ønskes nådd er særlig konkretisert. Streben etter renere vann skjer uten at det er etablert et vurderingsgrunnlag, slik at spørsmål som hva rent vann er, hvor rent vann vi ønsker, ikke er skikkelig besvart.

At en slik massiv innsats mot vannforurensninger har vært mulig å gjennomføre uten et slikt tilsynelatende selvsagt vurderingsgrunnlag, kommer vel av at den eksisterende forurensningssituasjon og de etablerte konflikter mellom brukerinteresser i seg selv har vært en tilstrekkelig drivkraft for å sette inn tiltak. Det har ikke vært noe umiddelbart behov for å diskutere hvor langt en bør gå. Situasjonen har vært preget av enighet om at man må vekk fra en tilstand som klart er uønsket. På denne bakgrunn er det satt inn tiltak basert på en tilgjengelig teknologi som i utgangspunktet har vært vurdert som teknisk/økonomisk nær det optimale. For kommunale utslipp til resipienter utsatt for eutrofiering er mekanisk/kjemisk rensing blitt et slikt tilnærmet optimalt tiltak. Slik er situasjonen innenfor hele skalaen av forurensningsbegrensende aktiviteter. Ut fra en tidligere "0-situasjon" hva tiltak angår, settes nå inn "1.-generasjonstiltak". Det er selvsagt en naturvitenskapelig bakgrunn for valg av tiltak. Koblingen består imidlertid først og fremst i den type tiltak som velges. Dette skjer ved at tiltakene retter seg mot de stoffgrupper som antas viktigst å fjerne sett i resipientsammenheng. Omfang av tiltak er imidlertid i mindre grad bestemt av resipientforholdene. Sett nøkternt er det imidlertid klart at det er den tilgjengelige teknologi som i dominerende grad bestemmer hva som skal gjøres. Det settes inn stort sett ensartede tiltak i vidt forskjellige resipienter med til dels svært forskjellige problemstillinger. Man ender opp med stort sett like tiltak, enten disse tar sikte på å redusere forurensning i en resipient eller tiltakene har en mer preventiv funksjon.

I det videre arbeide med forurensningsspørsmålene må man i større grad veie tiltak mot de mål man venter å oppnå. Behovet for mest mulig effektive miljøinvesteringer krever mer omfattende analyser av mål og konsekvenser. Et vurderingssystem for vannkvalitet er et verktøy for målbeskrivelser i forurensningsarbeidet.

3.2 Rapportering av overvåkingsresultater

Overvåkingen skal i hovedsaken gi svar innen to problemfelter:

- virkningen av iverksatte tiltak
- behovet for ytterligere tiltak

Overvåkingen skal, for å belyse dette, bidra med fysisk/kjemiske og biologiske langtidsobservasjoner, som vil:

- bedre de generelle kunnskaper om vannforekomstenes tilstand
- bidra til å bedre kunnskapene om sammenheng mellom sivilisatorisk påvirkning (forurensninger og responsen i vassdraget)
- gi referansedata for typisk upåvirkede lokaliteter, bl.a. for sammenligningsgrunnlag som referansegrunnlag for tilstand i lite/moderat påvirkede lokaliteter
- om mulig påvise uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt (f.eks. forurensning)

Rapporteringsformer for overvåking diskuteres for tiden i forbindelse med overvåkingsprosjektet primært mellom SFT og NIVA og innværende år arbeides med dette (jfr. vedlegg 1).

Resultatene vil rapporteres og vurderes av personer med ulik faglig bakgrunn og på ulike nivåer. Rapportering vil også skje på ulike geografiske nivåer (nasjonalt/fylkesnivå/kommunenivå).

Vi kan identifisere tre målgrupper for overvåkingsresultatene:

1. politikere - almenhet
2. ikke spesielt vannkyndige fagfolk (eks. fylkeskommunal saksbehandler i arealplanlegging)
3. vannkyndige fagfolk (eks. limnolog)

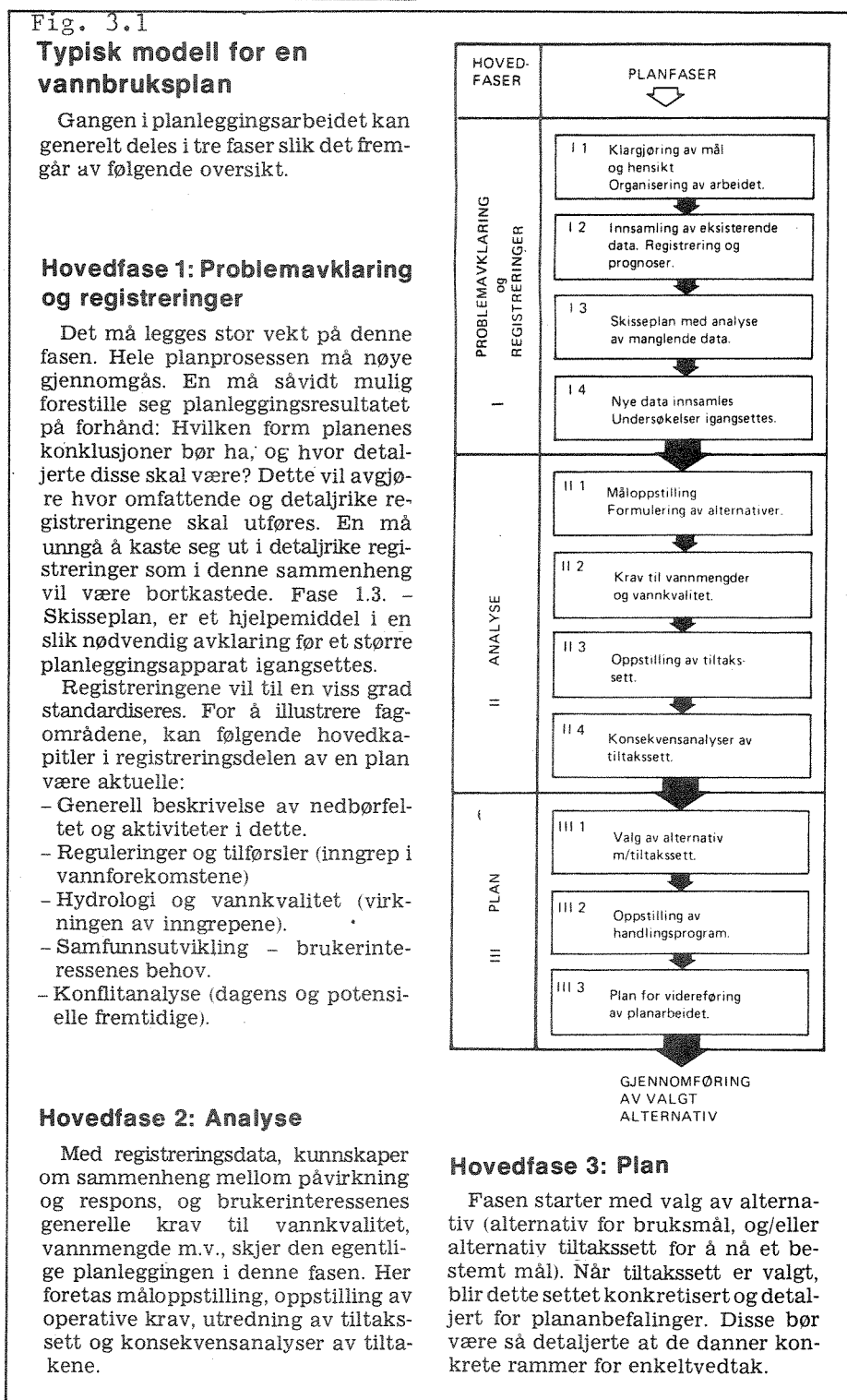
Rapporteringen må tjene/gi alle 3 grupper informasjon - med økende detaljeringsgrad og nyanser i informasjonen. Rapporteringssystemet må representere en logisk og faglig forsvarlig linje fra "prøvetaking til Stortingsmeldingen".

Rapportering av overvåkingsresultatene både på nasjonalt, fylkes- og lokalnivå må baseres på enkle og forståelige beskrivelser. Målgruppen på alle disse tre nivåer er bl.a. politikere og almenhet. Disse kan kun nåes ved et slagkraftig system som på en enkel måte gir hovedbudskapet. Fagsystemets oppgave blir å sørge for at et slikt enkelt system har et tilstrekkelig faglig fundament, samt få skikkelig fram de nødvendige forbehold som grunnlagsmaterialet og problemområdet i seg selv innebærer.

Om bruken av systemet, jf. kap. 4.4.

3.3 Vannbruksplanlegging

En planleggingsmodell for slike planer er vist i fig. 3.1 nedenfor.



Planelementet II.2, krav til vannmengder og vannkvalitet, står sentralt i vannbruksplanleggingen. Planleggingen går ut på å finne mål for bruken av vassdraget som er forenlig med konsekvensene for å oppnå disse målene (økonomiske, miljømessige og sosiale konsekvenser).

De vanlige ønsker om "rent vann, godt badevann, mye fisk i vannet" må kvantifiseres naturvitenskapelig for å komme videre i planprosessen. De verbale ønsker må overføres til konkrete krav til vannmengder og vannkvalitet, samt mulige krav til strand- og bunnforhold.

Vannbruksplaner er sterkt sentrert om brukerinteresser, konflikter mellom disse og avveining for en optimal bruk av en vannressurs. Et vurderings-system for vannkvalitet må følgelig for slik planlegging, i tillegg til generell forurensningstilstand, også reflektere brukerinteresser.

3.4 Karakteristikk av dagens situasjon i Norge.

Status for systematiske beskrivelsesmåter av vannkvalitet og brukerinteresser i Norge (klassifiseringssystemer) går frem av kap. 6 og 7.

Forholdene er nokså uoversiktlige. Helsemyndighetene har etablert krav for drikkevann (kranvann), vann til omsetning og svømmebasseng, samt normer for friluftsbad. Det er laget forskjellige klassifiseringsstrukturer for forurensningsgrad, for noen brukerinteresser og for en mer faglig framstilling av data. De enkelte systemer har oppstått stort sett uavhengig av hverandre og er ikke koordinert.

I tillegg til de mer offisielle klassifiseringssystemer finnes det en "underskog" av andre vurderingsmåter. Noen er åpenbare, andre er mer kamouflert. Til sistnevnte hører ulike forfatteres subjektive karakteristikker av situasjoner, observasjoner eller data. En forfatter vil alltid ha behov for å overføre rene data til mer forståelige uttrykk. F.eks. vil det i en rapport fra en resipientundersøkelse alltid forekomme vurderinger av målinger m.v. som gir seg uttrykk i karakteristikker som "sterkt forurenset, moderat begroing, lite påvirket, relativt lavt innhold av oksygen osv.". Selv om det ikke er tilfeldig hvilke uttrykk som brukes, er det subjektive element uunngåelig.

Slike skjulte klassifiseringer uten klargjorte premisser kan overføre feilaktige informasjoner.

En annen usikkerhet er den klassifiserende persons holdninger, hvor opptatt vedkommende er av forurensninger, hvilke fagfelt innen forurensningsvirkninger han spesielt er interessert i, hvorvidt vedkommende er ivrig sportsfisker osv.

3.5 Behov - oppsummering

1. Det er behov for et oversiktlig og enhetlig vurderingssystem for vannkvalitet.
2. Systemet må ta sikte på å koordinere, normere og klargjøre beskrivelser av vannkvalitet. Det er av avgjørende betydning at naturvitenskapelige data kan overføres til lettfattelige beskrivelser beregnet på almenheten og politiske organer.
3. Systemet for vannkvalitet vil ha en viktig plass i vannressursforvaltningen på følgende områder:
 - klargjøring av tilstand og mål i forurensningsspørsmål og for ulike brukerinteresser.
 - rapportering av overvåkingsresultater
 - beskrivelse av vannressursenes tilstand i oversiktsplaner
 - sentralt verktøy i vannbruksplanlegging

4. KRITERIER FOR VALG AV SYSTEM. FORSLAG TILPASSET NORSKE FORHOLD.

4.1 Kriterier,

Ut fra potensiell bruk av systemet kan vil stille opp visse grunnleggende betingelser som et system bør oppfylle.^{x)} Det må:

1. gi en beskrivelse av alle typer vannforekomsters generelle tilstand
2. beskrive forekomstenes anvendbarhet for forskjellige bruksformer.
3. ha en viss geografisk fleksibilitet, men i utgangspunktet kunne brukes i hele landet.
4. innebære muligheter for justeringer etter hvert som ny viten tilføres.
5. bygges systematisk opp slik at systemet kan brukes i aktuelle rapporteringsformer og tilpasses datasystemet for overvåking og senere et mulig grunnsystem for vannbruksplanlegging.
6. systemet bør være basert på beskrivelse av så vel visuelle så vel som på verbale, fysisk/kjemiske og biologiske (herunder hygieniske) forhold.

4.2 Systembeskrivelse

Det foreslåtte system har to angrepsvinkler:

- A) Karakterisering av påvirkningsgrad/forurensningsgrad/avvik fra naturlige betingede forhold (organismesamfunn, vannkjemi etc.) uten hensyntagen til den aktuelle bruken av vannet.
- B) Karakterisering av vannforekomstenes anvendelighet for spesielle bruksformer.

x) Tilpasset etter Statens Naturvårdsverks rapport SNV PM nr. 1149 79 "Karakterisering av vatten for fysisk planering" (9).

Begge angrepsvinkler hviler på naturvitenskapelige data. Det er i enkelte sammenhenger også aktuelt å klassifisere en vannforekomst ut fra spesielle parametre, parametergrupper eller spesielle egenskaper. Slik naturvitenskapelig klassifisering ligger imidlertid utenfor dette prosjektet, og er ikke umiddelbart nødvendig som utgangspunkt for å klassifisere generelle tilstand eller anvendelighet for brukerinteresser.

Det er viktig å minne om en del vesentlige forskjeller mellom generell klassifisering av tilstand og klassifisering etter anvendbarhet.

- Ved generell klassifisering har vi et meget komplekst system å måle vannkvaliteten mot, nemlig økosystemet. Ved vurdering etter bruk er referanserammen mer definert: bestand av fisk, drikkevann og dets medisinske virkninger, veksters ømfintlighet overfor forurensning. Selv om bruksformenes avhengighet av vannkvalitet er svært diffus har vi som regel et fåtall organismer å måle effekten mot (mennesket, kornsort, laks) fremfor et helt økosystem.
- En annen forskjell ligger i at internasjonale resultater, f.eks. grenseverdier for drikkevann, vanningsvann, laksens trivsel m.v. i langt større grad kan overføres til norske forhold enn erfaringene med generelle klassifiseringssystemer. Ukritisk overføring er imidlertid ikke aktuelt. Grenseverdier for brukerinteresser må justeres og tilpasses norske forhold. Vi har bl.a. i internasjonal sammenheng et spesielt bløtt, svakt surt og humusholdig vann, noe som innvirker på andre vannkjemiske forhold og derigjennom også på grenseverdinivåer.
- Ved klassifisering av generell kvalitet er vi interessert i hele påvirkningsskalaen. Arbeidet med kvalitetskriterier for bruksformene har naturlig nok knyttet seg til terskel- og grenseverdier, dvs. nivåene mellom tilfredsstillende og mindre tilfredsstillende. Det er følgelig verdien mellom beste og nest beste klasse som absolutt er mest interessante og hvor kunnskapsgrunnlaget er best.
- En fjerde viktig forskjell er at upåvirkede vannforekomster i mange tilfeller må rangeres lavt i relasjon til bestemte bruksformer, mens de definisjonsmessig vil tilhøre høyeste klasse hva angår påvirkningsgrad/avvik fra det naturgitte.

Figuren på neste side viser forslag til system for norske vannforekomster.

Fig. 4.1 Vurderings- og klassifiseringssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann

Type vannforekomst	Påvirkningsgrad/forurensningsgrad/ømfintlighet for forurensning				Særlig viktig påvirkningstype som klassifiseringsgrunnlag
	G1 Liten/ingen	G2 Overgangs- sone	G3 Moderat sone	G4 Overgangs- sone	
Innsjøer					Eutrofiering - produksjonsforhold, oksygenforhold, Forsureningsgrad og ømfintlighet.
Strømmende vann (elver)					Begroing og bunndyr. Modifikasjoner av saprobiesystemer, Forsureningsgrad og ømfintlighet.
Fjorder, kystvann					Varierende og må presiseres. Eutrofiering, oksygenforhold, belastning med tungmetaller og organiske mikroforurenninger
Grunnvann					Generell klassifisering lite aktuell. Klassifisering for vannforsyning
Brukskategorier/former	Anvendbarhet for bruksformer Klassifiseringsbetegnelser				Illustrativ sammenheng vannkvalitet-egnethet for noen bruksformer.
1. Drikkevannforsyning (inkl. dyrt)	●	●	●	●	1. Drikkevannforsyning
1a uten rensing 2)	●	●	●	●	A0 brukbar A0 tvisom A0 ikke brukbar*
1b enkel rensing	●	●	●	●	A1 brukbar A1 tvisom A1 ikke brukbar*
1c fullrensing	●	●	●	●	A2 tilfredstillende A2 brukbar A2*
1d avansert rensing	●	●	●	●	A3 tilfredstillende A3 brukbar A3*
2. Industrivannforsyning	●	●	●	●	Varierer med næringsmiddelindustri, Kjølevann, Ikke brukbar
3. Jordbruksvanning 3)	●	●	●	●	J1 alle vekster J2 ikke grønnsaker og bærteomr. J3 bare korn, oljevekster, evt ind. poteter J4 ikke brukbar
4. Rekreasjon	●	●	●	●	
4a Bading	●	●	●	●	B1 god B2 brukbar B3 tvisom B4 dårlig
4b Båtsport, seiling, o.a	●	●	●	●	Godt Brukbar
5. Fiske og fangst	●	●	●	●	
5a Fisk	●	●	●	●	F1 folsomme fiskeslag F2 mer tol. fiskeslag F3 tvisom fiskebiotop F4 ikke egnet
5b Skalldyr	●	●	●	●	Tilfredstillende Ikke tilfredstillende
5c Tang og tarehøsting	●	●	●	●	Tilfredstillende Tilvisom Ikke brukbar
6. Anakkultur	●	●	●	●	
6a Fjoddyr	●	●	●	●	Tilfredstillende Ikke tilfredstillende
6b Lurseting og oppbevaring	●	●	●	●	Tilfredstillende Ikke tilfredstillende
6c Uspek. inol. produksjon	●	●	●	●	Mindre egnet Brukbar Godt Mindre egnet
7. Vann tilvrenskapelig vern, undersvømming m.m.1	●	●	●	●	Tilfredstillende Ikke tilfredstillende

1) Oppdelingen i klasser kan indikere at man kan trekke vertikale linjer og bare i logisk sammenhengende klasser (verdier) fra topp til bunn. Dette er ikke tilfelle. Plasseringen av klasser er illustrativ.

2) Drikkevannsforsyning uten rensing er bare aktuelt for meget små lokale anlegg med uttak fra overflatevann, samt grunnvannsuttak (ikke de største).

3) Klassifisering aktuell å knytte til hygieniske parametre og utløpsvann fra definerte avløpsrenseprosesser.

Systemet for klassifisering av generelle tilstander baserer seg på fire hovedklasser. Det anbefales innført overgangsklasser mellom hovedklassene slik at vi totalt får en syvdelt gradering.

Klassifisering av vannkvalitet gjelder tilstand, dvs. klassifiseringen sier intet om forurensningsømfintlighet. Unntak for dette er forsurningsømfintlighet som kan karakteriseres relativt enkelt (31).

Klassifisering etter bruksformer forutsettes hvis hensiktsmessig basert på 4 klasser. Overgangssoner forutsettes sløyfet. Klassene for brukerinteresser vil ha forskjellig benevnelse. Nærmere beskrivelse og vurdering av klasseinndeling for noen av bruksformene fremgår av kap. 6.

4.3 Kommentarer til sentrale punkter i systemet

Systemet kommenteres etter de 6 kriteriene nevnt i kap. 4.1.

Ad. 1: Generell tilstand. Spørsmål om referansenivå.

Et avgjørende spørsmål er hvorvidt vannkvalitet skal bedømmes ut fra en definert naturlig tilstand ("nasjonal renhetsstandard") eller om man skal referere seg til den naturlige forekommende vannkvalitet i den aktuelle region.

Velger vi en slik "nasjonal renhetsstandard" som utgangspunkt - tilsvarende den vannkvalitet vi vil finne i uberørte fjellvann, vil vi måtte gi lav klassifisering av vannforekomster som av naturlige årsaker er høyt belastet, f.eks. ved erosjonsmateriale, høyt humusinnhold eller med næringssalter p.g.a. geologiske forhold. Disse vil få lav vannkvalitet, selv om de pr. definisjon ikke er forurenset.

Vi vil foreslå primært å vurdere vannforekomster i forhold til en for området naturlig vannkvalitet. Vi foreslår derfor en påvirkningsskala, forurensningsskala eller skala for avvik fra naturlige organismsamfunn.

Et slikt utgangspunkt gir naturlig næringsrike eller slamførende vannforekomster en lav påvirkningsklasse (lite forurenset).

I slike situasjoner er det lett å forstå hvor viktig det er å supplere den generelle beskrivelsen med klassifisering etter bruksformer for å få frem det faktum at en lite forurenset vannforekomst kan ha et f.eks. naturlig næringsrikt eller partikkelrikt vann (høy biomasse - men gjerne stabilt økosystem) og følgelig er lite egnet for en rekke bruksformål, som råvannskilde til drikkevannsforsyning eller rekreasjon.

Generell klassifisering er aktuell for de tre hovedtyper overflatevannforekomster: innsjøer, strømmende vann (elver) og fjorder/kystvann.

I fig. 4.1 er øverst til venstre vist særlig viktige påvirkningstyper for de tre hovedtyper.

Spørsmålet er reist om det er hensiktsmessig generell vurdering av vannkvalitet (god - moderat - dårlig) hvor det ikke tas hensyn til årsaken til en gitt kvalitetssituasjon. Referansen ville da være den nevnte "nasjonale renhetsstandard".

Vi mener at slikt klassifiseringsgrunnlag ikke har noe særlig for seg. Uttrykket "god eller dårlig" vannkvalitet har liten mening uten at bruken trekkes inn. Bruksformene stiller i større eller mindre grad krav til vannets renhet. Stort sett holder påstanden "jo renere - jo bedre". Unntakene er imidlertid flere og markante. I nedre del til høyre i fig. 4.1 er det illustrert. Her er sammenheng mellom vannkvalitet og egnethet for forskjellige bruksformål antydningvis illustrert for noen eksempler: "Altfor rent" vann gir dårlig fiskeproduksjon. Vanningsvann har vide toleransegrenser. Interessant er det at kurvens utseende for biologisk produksjon, f.eks. ved fremtidig høsting av alger, viser et omvendt forløp, jo mer næringsrikt vann, jo bedre (innen visse grenser).

Klassifiseringsutgangspunkt for hovedtypene er diskutert nærmere i Kap. 5. Generell klassifisering av påvirkningene bør normalt være ledsaget av informasjon om påvirkningstype, jfr. punkt 4.4. hvor bruk av systemet er drøftet i praktisk sammenheng. Det er aktuelt å normere et sett virkningstyper.

Ad. 2: Beskrivelse av bruksformer

Tilfredsstillelsen av en bruksform for vann er avhengig av en rekke forhold, hvorav vannkvalitet er mer eller mindre sentralt. Tabell 4.1 viser aktuelle bruksformers krav til vannmengde, bunn og strandforhold.

Brukscategori Bruksform ⇒ stiller "krav" til ⇒	Kvantitet			Kvalitet 1 høyest 4 lavest	Bunn/ strand- forhold	Merknad/ andre viktige krav
	vann- føring	vann- stand	hastig- het			
1. Verneområder (referanseområder, verneverdige biotoper, forekomst av naturlige organismer)				1		Krever uberørt natur
2. Vannforsyning a) drikkevannforsyning b) industriell vannforsyning c) jordbruksvanning	x x x			1-2 1-4 2-4		
3. Rekreasjon a) bading, dykking b) båtsport, seiling o.a. friluftsliv på og ved vann (sekundærkontakt)		x x	x	1-2	x	Forhold på land avgjørende Temperatur
4. Fiske og fangst	x	x	(x)	1-2	x	
5. Akvakultur	(x)			1-2		Tilstrekkelig tilførsel til kunstig damanlegg
6. Vann som element i landskap				2-3		
7. Energiproduksjon v/vassdragsreguleringer	x			4		Fallhøyde
8. Transport a) skipstrafikk b) fløting c) isvei	x x x	x x x	x x x	4 4 4	x x	Dybde
9. Flomsikring, erosjonsvern, senkning og masseuttak a) flomsikring b) erosjonsvern c) senkning (drenering) d) masseuttak	x	x	x			
10. Resipientbruk				4		

Tabell 4.1 Brukscategorier/bruksformer i ferskvann. Krav til vannmengde, vannkvalitet, bunn- og strandforhold.

Kvantitetskrav rangeres ikke innbyrdes, da disse er stedsavhengige: "x" er bare satt der de forskjellige kvantitetskrav er fremherskende. Kvalitetskrav for bruksformene er subjektivt gradert.

Utover vannkvalitet har alle bruksformer selvsagt krav til vannmengde. Alle interesser krever "nok vann". Mindre påaktet er andre krav interessene stiller som ikke er knyttet til vannkvalitet eller vannmengde direkte; f.eks. vedrørende bunn- og strandforhold (rekreasjon), sikkerhet mot akutt forurensning (vannforsyning), erkjennelsen om at vassdrag er uregulert (rekreasjon, naturvern). Forholdet kan illustreres ved følgende forenkla formel for verdi av en badeplass (avledet av (11)):

$$R = k \cdot \frac{A \cdot n}{r^2} \cdot q$$

hvor

A = rekreasjonsområdets areal

r = midlere avstand fra brukerne i området

n = antall brukere

q = en variabel for vannkvalitet og bunnforhold (bratthet, sand eller gjørme)

k = en konstant

R = et uttrykk for verdien av området (ikke målt i kroner og øre)

Mens vannkvalitetsobservasjoner av kjemisk/biologisk karakter er objektive og forholdsvis eksakte, blir situasjonen mer diffus når vannkvalitet skal relateres til bruksformene, og ennå mer diffus hvis vi skal diskutere menneskers oppfatning omkring disse formene.

Vi må ha klart for oss alle utenforliggende tildels subjektive forhold utover forbedret vannkvalitet som bestemmer de reelle fordeler ved forurensningsbegrensende tiltak.

Kravene til vannmengde er foreløpig ikke tatt med i prosjektet. Det er imidlertid i ressursbeskrivelsen nødvendig å utvide systemet til å gi visse indikasjoner om mengdeforholdene. Et eksempel: ved betydelig uttak til vanning eller ved vassdragsreguleringer kan et vassdrag kvalitetsmessig gi høy klasse med hensyn på fisk, men mengdeforholdene gjør at vassdraget ikke egner seg til å opprettholde fiskestammens livssyklus p.g.a. ekstreme lavvassføringer.

De bruksformer for hvilke kvalitetsnormer/grenser er aktuelle er vist i fig. 4.1.

Karakterisering av påvirkningstilstand og bruksformer bør ikke slås sammen.

Det er ikke alltid tilstrekkelig å ha et generelt mål om en vannforekomst i nær naturtilstand, eller i tjenlig økologisk balanse. Dette målet tilgodeser ikke nødvendigvis alle bruksformer. En rekke upåvirkede vannforekomster har høyt partikkelinnhold (breelver), men er helt uegnet som f.eks. råvannskilde og byr på problemer endog ved kraftproduksjon. Vi kan også nevne flere fjorder med naturlig forekommende råttent bunnvann. Disse er helt upåvirkede, men uegnet som biotop for fiske. Rekreasjons-hensyn vil legge stor vekt på slike ting som fargeklarhet og flytestoffer, noe som ikke behøver å innvirke på økosystemet. Hver brukerinteresses krav må kjennes for å stille opp normer for vannforekomster.

Det er følgelig ikke mulig å kombinere den generelle klassifisering med klassifisering av brukerinteresser i ett altomfattende system.

Tre figurer fra NIVAs rapport om vannbruksplan for Bøelva i Telemark (12) illustrerer dette forholdet. Fig. 4.2 viser en (foreløpig) klassifisering etter generell påvirkning, og fig. 4.3 og 4.4 viser klassifisering for henholdsvis friluftsbad og råvannskvalitet for badevann. Klassifiseringen er skjedd langt tidligere enn arbeidet med denne rapporten, og den tjener bare til å illustrere at vannforekomstene gis ulik karakteristikk avhengig av hva som skal karakteriseres.

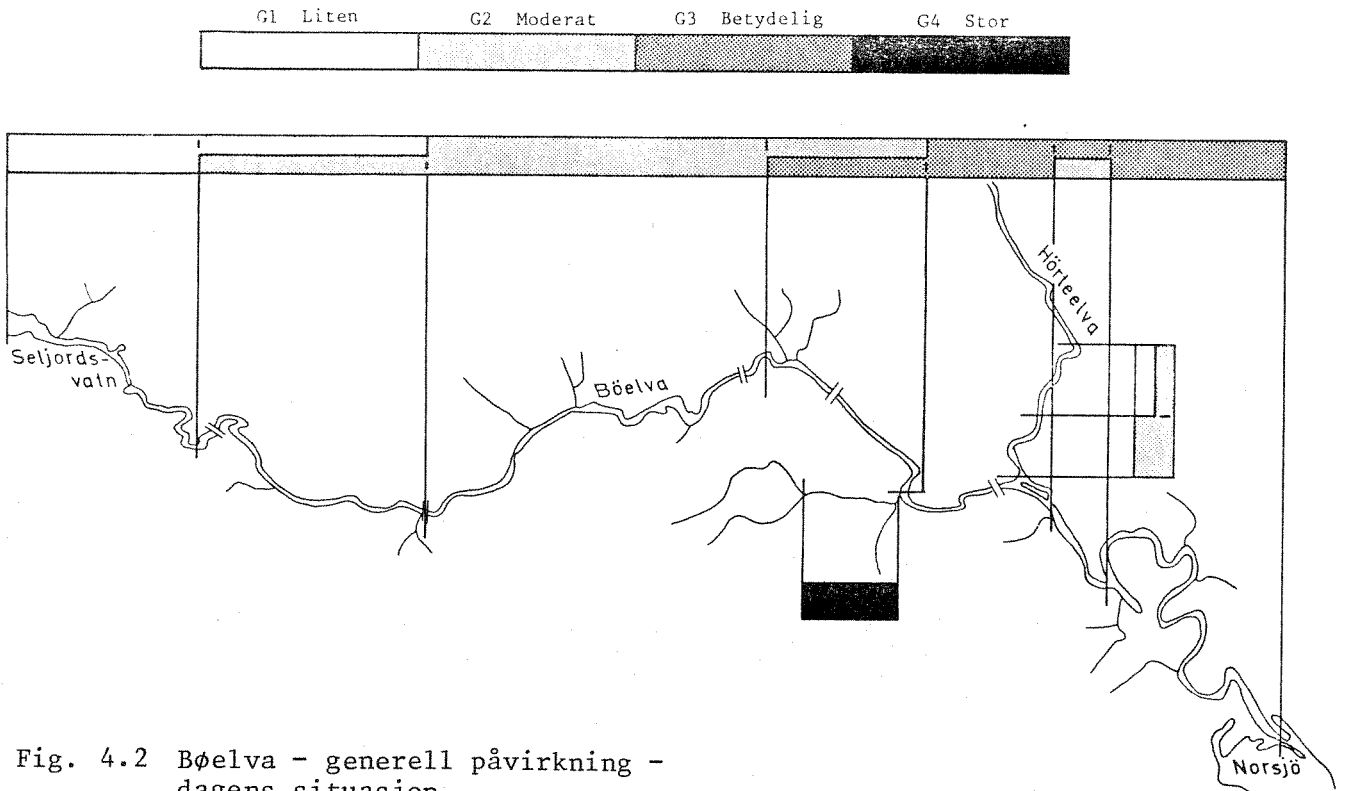


Fig. 4.2 Bøelva - generell påvirkning - dagens situasjon.

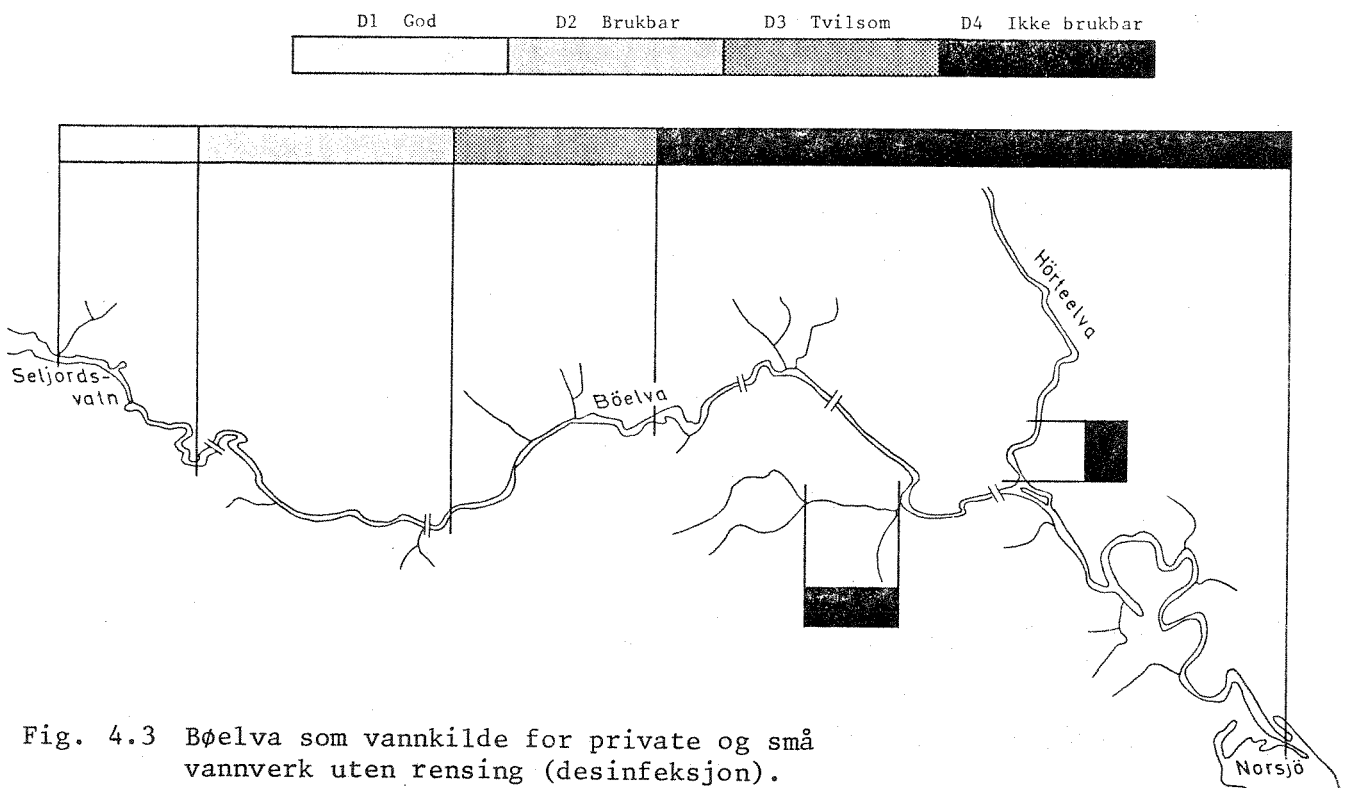


Fig. 4.3 Bøelva som vannkilde for private og små vannverk uten rensing (desinfeksjon).

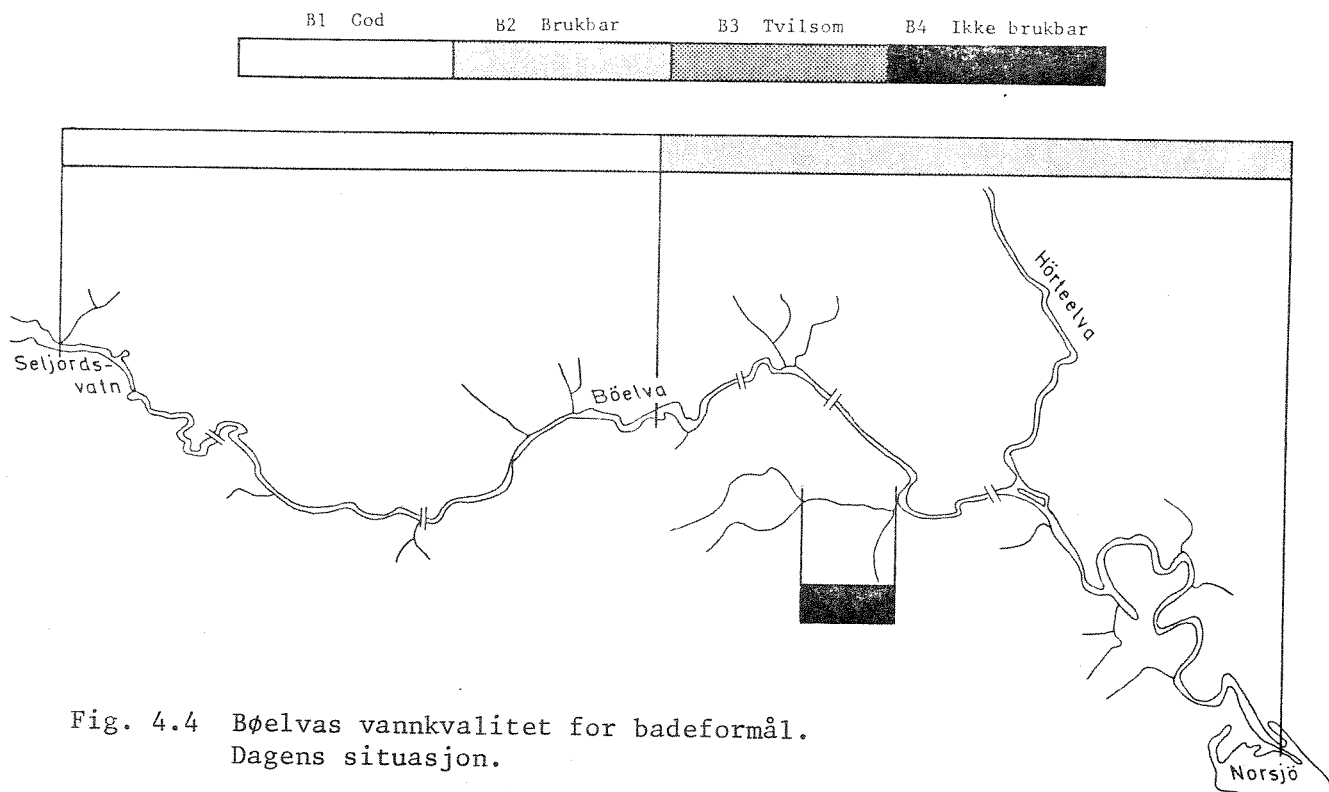


Fig. 4.4 Bøelvas vannkvalitet for badeformål. Dagens situasjon.

Det er en fordel at klassegrenser for brukerinteressene faller sammen med tilsvarende grenser for generell klassifisering.

Eksempel på et system som kan kople generell vannkvalitet med anvendbarhet for bruksformer er vist i tabell 4.2 (13)

Tabell 4.2 Brukerinteresser vannkvalitet. Gjensidig oppfyllelse.

Vannområdets målsetning:	Kvalitetskrav er samtidig vanligvis oppfylt for følgende målsetning:									
	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
a. referanseområde, naturvitenskap	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
b. fremtidig drikkevannsforsyning		x	x	x	x	x	x	x	x	x
c. kreaturvanning								x	x	
d. badevann			x	x	x	x		x	x	x
e. passasjevann for laksefisk			x		x	x		x	x	x
f. alminnelig fiskevann uten ørret			x			x		x	x	x
g. yngel- og oppvekstområde for laksefisk			x		x	x	x	x	x	x
h. seilas								x	x	
i. ingen særlige krav									x	
j. erhvervsmessig fiske		x				x		x	x	x

Det er en målsetting at klassegrenser for generell klassifisering og bruksformer bør være mest mulig sammenfallende. De faglige realiteter setter imidlertid grenser for hvor langt en slik praktisk harmonisering kan drives.

Ad. 3 Fleksibilitet

Klassifisering etter systemet må til en viss grad kunne tilpasses regionale forhold. Dette må imidlertid skje med en viss forsiktighet, og en individuell normsetting kan utvanne systemet. Systemet må kunne brukes i alle norske vannforekomster. Problemstillingen vil være forskjellig i sterkt belastede og overveiende rene vannforekomster. I det første tilfellet er det ofte aktuelt å komme ned på akseptable belastningsnivåer, mens målet i det andre tilfellet ofte vil være å beholde vassdraget rent. Ved ukritisk bruk av normer kan her friste til å "fylle opp" resipientkapasiteten hvis tilstanden er langt bedre enn vanlige normer tilsier. Dette er en farlig politikk, og denne potensielle misbruk av normer må en være oppmerksom på. Dersom naturtilstanden er bedre enn en generell norm tilsier, bør naturtilstanden trekkes inn for justering av normen.

Ad. 4: Justeringer

Når et første utkast til operasjonelt system foreligger er diskutert og klarert for bruk, er selvsagt ikke arbeidet avsluttet. Tilfang av ny viten betinger et opplegg for justering og revisjon. Det er imidlertid ønskelig at man bestemmer seg for en hovedstruktur og holder fast ved denne. Revisjoner av grenseverdier/verdiområder bør ikke skje for ofte. En hovedrevisjon hvor det faglige grundig gjennomgås bør skje forslagsvis hvert 5. år.

Ad. 5: Systematisk oppbygging

Behandling av data fra målinger må på sikt, etter relativt standardiserte metoder, danne grunnlag for klassifisering av generell tilstand og egnethet for forskjellige bruksformer.

Dataopplegg for overvåking behandles av NIVA o.a. i sammenheng med arbeidet med nasjonale program for overvåking av vannressurser. Jf. diskusjon i kap. 4.4

Ad. 6: Grunnlag for valg av parametre. Hovedtyper parametre

Parametervalg for generell overvåking hvor også brukerinteresser tilpasses, er foreslått av NIVA under prosjekter tilknyttet det nasjonale overvåkingsprogram.

Parametre, prøvetakingsfrekvenser, databearbeiding og presentasjonsform må ta utgangspunkt i hva overvåkingsresultatene skal brukes til.

Utgangspunktet må være vannforekomsten og det lokale stedlige behov. Det bør være en rettesnor at den lokale nytteverdien bør prioriteres fremfor behovet for regionale og nasjonale oversikter. I praksis kan begge hensyn ivaretas ved et forsvarlig opplegg.

I tillegg til behovet for både lokal nytte på den ene siden og nasjonale oversikter på den andre, vil det ved valg av parametre primært bli tatt hensyn til:

1. Den fremtredende type forurensningsvirkning (eutrofiering, sur nedbør).
2. Type resipient (innsjø, elv, terskelfjord, åpent kystfarvann).
3. Aktuelle bruksformer.
4. Kunnskap om spesielle stoffer som slippes ut, men hvor skadevirkninger er ukjente/potensielle (snikforurensning).

(I tillegg kommer det andre hensyn som parametrenes faktiske utsagnskraft, representativitet med hensyn til utslippsparametre, datakvalitet, pris m.v.).

De fleste parametre vil dekke flere av punktene ovenfor. Noen enkle eksempler fra norske forhold illustrerer imidlertid hvordan valget kan variere med overnevnte variable:

- Ved eutrofieringssituasjoner er omfattende fosforanalyser, herunder forskjellige fosfor og nitrogenforbindelser, ATP og planteplankton-tellinger særlig aktuelle.
- PAH-forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er aktuelle å undersøke i Heddalsvann/Norsjø på grunn av kjent utslipp kombinert med resipienten som regional fremtidig drikkevannskilde (enkelte PAH-forbindelser kan være kreftfremkallende).

- Utslipp av fenolforbindelser ovenfor drikkevannstiltak til drikkevannsuttak tilsier at fenolforbindelser tas med (smaksproblemer p.g.a. klorfenoler ved ekstremt lave konsentrasjoner) i overvåkingsprogrammet.

Et firkantet undersøkelsesopplegg med utgangspunkt i en fast pakke standardiserte parametre som ikke tilpasses lokale problemstillinger og vannressursenens egenart, vil produsere data av begrenset verdi som først og fremst kan benyttes på et oversiktsnivå, men som får begrenset nytte i det praktiske arbeidet i vedkommende område.

Det skilles mellom beskrivende (verbale), fysisk/kjemiske og biologiske (herunder mikrobiologiske) parametre. Her skal bare nevnes de verbale beskrivelses parametre som man har lett for å glemme. Fagfolk rynker ofte på nesen av disse. De er imidlertid svært viktige for å gi almenheten og politikere forståelse for både målformulering og beskrivelser av faktiske forhold. I praksis forekommer de ofte i lovverk og i formuleringen av overordnede mål for tiltak samt som rammer for tallfestede parametre.

Et eksempel: I The Great Lakes i Nord-Amerika (14) er målene spesifisert i generelle vannkvalitetsnormer (general objectives) og tallfestede normer (specific objectives). De generelle normer er sterkt rettet mot brukerinteresser. Disse lyder i hovedtrekk:

"De Store sjøer skal ikke inneholde stoffer forårsaket av menneskelige aktiviteter som kan:

- Sedimentere og danne skadelige avsetninger for akvatisk liv og fugler.
- Flyte og medføre skjemmet utseende eller annen skadelig virkning.
- Forårsake sjenerende farge, lukt eller andre forhold til skade for mennesker, dyr og akvatisk liv.
- Være giftig eller skadelig for mennesker, dyr eller akvatisk liv.
- Forårsake sjenerende stor algevekst eller akvatisk begroing ("weeds").

Med hensyn til fysiske og kjemiske biologiske parametre vises til utredninger i forbindelse med det nasjonale overvåkingsprogram.

4.4 Betraktninger om bruk av systemet

Vi kan diskutere bruken av systemet utfra de aktuelle rapporttyper hvor overvåkingsresultater forutsettes fremstilt:

- | | |
|---|------------------|
| 1. Nasjonalt nivå - Stortingsmeldinger | "Administrative" |
| 2. Fylkesnivå - Fylkesplaner | dokumenter |
| 3. Kommun nivå - General/kommuneplan | |
| 4. Overvåkingsrapporter | "Vannfaglige" |
| 5. Vannbruksplaner
(vannressursoversikt - planskisser) | dokumenter |

1) Nasjonalt nivå

Det er rimelig å anta at Miljøverndepartementet i fremtiden hvert 4-5 år ønsker å gi en melding til Stortinget om status i vannforekomstene. Et sentralt verktøy vil her være beskrivelse av vannkvaliteten. En slik rapportering vil være det vannressursmessige speilbilde av tiltaksplanene for reduksjon av forurensningen. En kvalitetsoversikt samsvarer også godt med tankene om ressursregnskap og ressursbudsjettering.

Beskrivelse av vannkvalitet på Stortingsmeldingsnivå nødvendigjør enkle og lett forståelige beskrivelsesmåter. Samtidig må beskrivelsene hvile på et solid naturvitenskapelig grunnlag. Rapportering kan skje ved at kart med forskjellig antall påføres 4 farger (blått, grønt, gult, rødt), tilsvarende hovedklassene på fig. 4.1, påføres hele innsjø-elvearealer.

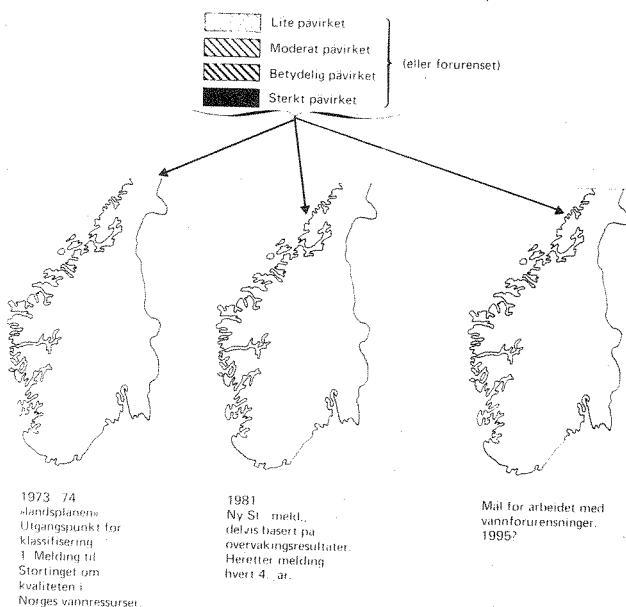


Fig. 4.5 Nasjonal rapportering av overvåkingsresultater.

Det er rimelig for sammenlikningens skyld å basere seg på det systemet som først ble fremstilt i St.meld. nr. 107 for 1974/75, "Landsplanen". Man brukte her fire hovedklasser for forurensningssituasjonen. De nasjonale rapportene representerer det "høyeste", mest aggregerte nivå for rapportering av overvåkingsresultater.

På nasjonalt nivå anses tilstrekkelig med klassifisering av generell påvirkningsgrad med 4 hovedklasser. Hvorvidt overgangssoner skal tas med må vurderes nærmere. Rent fremstillings- og informasjonsmessig er det en fordel å sløyfe disse, men tvil om klassifisering kan gjøre det fordelaktig å ha et større valggrunnlag. Informasjon om viktigste virkningstype er lite aktuelt, med unntak av forsureningsgrad/ømfintlighet. Klassifisering etter egnethet for bruk og/eller konfliktkartlegging er også mindre aktuelt på nasjonalt nivå.

2) Fylkesnivå

Fylkesplanene skal inneholde (etter bygningslovens § 17) plan for utnyttelse og vern av vannressurser.

Planene vil inneholde et konkret avsnitt om vannressursene (behandles av NIVA i samarbeide med NIBR som oppdragsprosjekt fra Miljøvern-departementet).

I selve fylkesplanene foreslås tatt med en s.k. vannressursoversikt. Denne bør inneholde en grov oversikt over vannkvalitet, hydrologiske forhold, bruksformer og konfliktkartlegging.

Rapportering på fylkesnivå vil måtte være mer nyansert og detaljert enn den nasjonale rapportering. Det er aktuelt å basere seg på overgangssoner mellom de fire klassene. Med fire års hovedrullering av fylkesplanene er det rasjonelt at det skjer en koordinering med rapportering på nasjonalt nivå.

3) Kommunenivå

Kommunenivået vil ha varierende behov for rapportering fra overvåkingen. Dette vil ha sammenheng med hvor aktuelle kvalitetsproblemene er i kommunens vannressurser, og videre vil en kommunal rapportering være avhengig av at det statlige overvåkingsprogram påbygges med et lokalt program. Det statlige program vil ofte være for "tynt" til alene å gi nok data til en meningsfull rapportering til kommunen. Det statlige program kan umulig dekke alle aktuelle overvåkingsobjekter blant små

vannforekomster.

Vi vil tro at vassdragsvise rapporter vanligvis geografisk sett vil være det "laveste" rapporteringsnivå da vassdrag som regel krysser flere kommunegrenser.

Det er åpenbart at rapportering av overvåkingsresultater både på nasjonalt, fylkes- og lokalnivå må baseres på enkle og forståelige beskrivelser. Målgruppen på alle disse tre nivåer er bl.a. politikere og almenhet. Disse kan kun nåes ved et slagkraftig system som på en enkel måte gir hovedbudskapet. Fagsystemets oppgave blir å sørge for at et slikt enkelt system har et tilstrekkelig faglig fundament, samt få skikkelig fram de nødvendige forbehold som grunnlagsmateriale og problemområdet i seg selv innebærer.

4) Overvåkingsrapporter

Spørsmål om rapporteringsformer av overvåkingsprosjekter er p.t. under diskusjon. Nedenstående må følgelig betraktes som et forslag som kan diskuteres og er følgelig ikke en presentasjon av en rapporteringsplan for overvåkingsprosjektet.

Overvåkingsrapporter slik de p.t. lages av NIVA er resipientorienterte. Forurensningsbelastning eller konfliktregistreringer er ikke med.

I de rent resipientorienterte rapporter er det aktuelt med følgende informasjon:

- 1) Detaljerte vannfaglige informasjoner
- 2) Klassifisering av generell forurensningsgrad med angivelse av type(r), virkning(r)
- 3) Egnethet for definerte bruksformer
- 4) Utvikling over tid.

Det legges p.t. hovedvekten på å beskrive tilstand ved aggregerte figur- og tabellfremstillinger.

En annen dimensjon ved overvåking får vi ved å trekke inn "landbaserte" opplysninger som:

- 5) Forurensningstilførsler - endringer over tid
- 6) Registrering av eksisterende og fremtidig bruk
- 7) Konfliktregistering

5) - 7) er opplysninger som delvis må tilføres overvåkingen fra forvaltningen. Tas 5) - 7) med, vil overvåkingsrapportene evt. gi informasjon tilsvarende hva som er aktuelt i vannbruksplanlegging.

NIVAs overvåkingsrapporter vil dekke 1) - 4). Imidlertid må opplysninger om 5) - 7) trekkes inn hvis overvåkingsresultatene skal brukes til å vurdere behovet for nye tiltak.

Hvordan de vannfaglige informasjonen fra overvåkingen skal presenteres er som nevnt for tiden under diskusjon. Disse bør i seg selv gjøres mest mulig informative. Noen eksempler fra NIVAs rapport om vurderinger av forurensningssituasjonen i Gudbrandsdalslågen Mjøsa ved en eventuell vassdragsregulering i Jotunheimen (15) er eksempler på presentasjon av faglige resultater på en god og informativ måte (fig. 4.6, 4.7, 4.8). Fig. 4.9 og 4.10 viser to eksempler fra NIVAs overvåking av Grenlandsfjordene og Skienselva (16) (16a).

På bakgrunn av de faglige informasjonen bør klassifiseringer foretas. Ved overgangen fra 1) til 2) og 3) (jfr. oppstillingen ovenfor) kommer vurderingssystemet i bruk.

Klassifiseringer bør skje i som en integrert del av rapporteringer av overvåkingen. Den bør foretas av overvåkingsrapportens saksbehandler.

Dette anses nødvendig for å sikre en faglig forsvarlig klassifisering. Et vurderingssystem kan og skal ikke gjøres "automatisk" av personer uten vannfaglig kompetanse:

Klassifisering: vurderingssystem + faglig skjønn
--

Rapportering av overvåkingsresultater kan i seg selv skje på flere nivåer. Fig. 4.10 viser et diskusjonsutkast til et hierarki av overvåkingsrapporter. (Det understrekes at overvåkingsrapporteringssystemer er under diskusjon mellom SFT og NIVA når dette skrives, slik at nedenstående heller ikke reflekterer instituttets syn på saken).

Fig. 4.6 og 4.7 har p.g.a. fargeopptrykk for en annen rapport figur-numrene hhv. 64 og 73. Av samme grunn er de to sidene upaginerte.

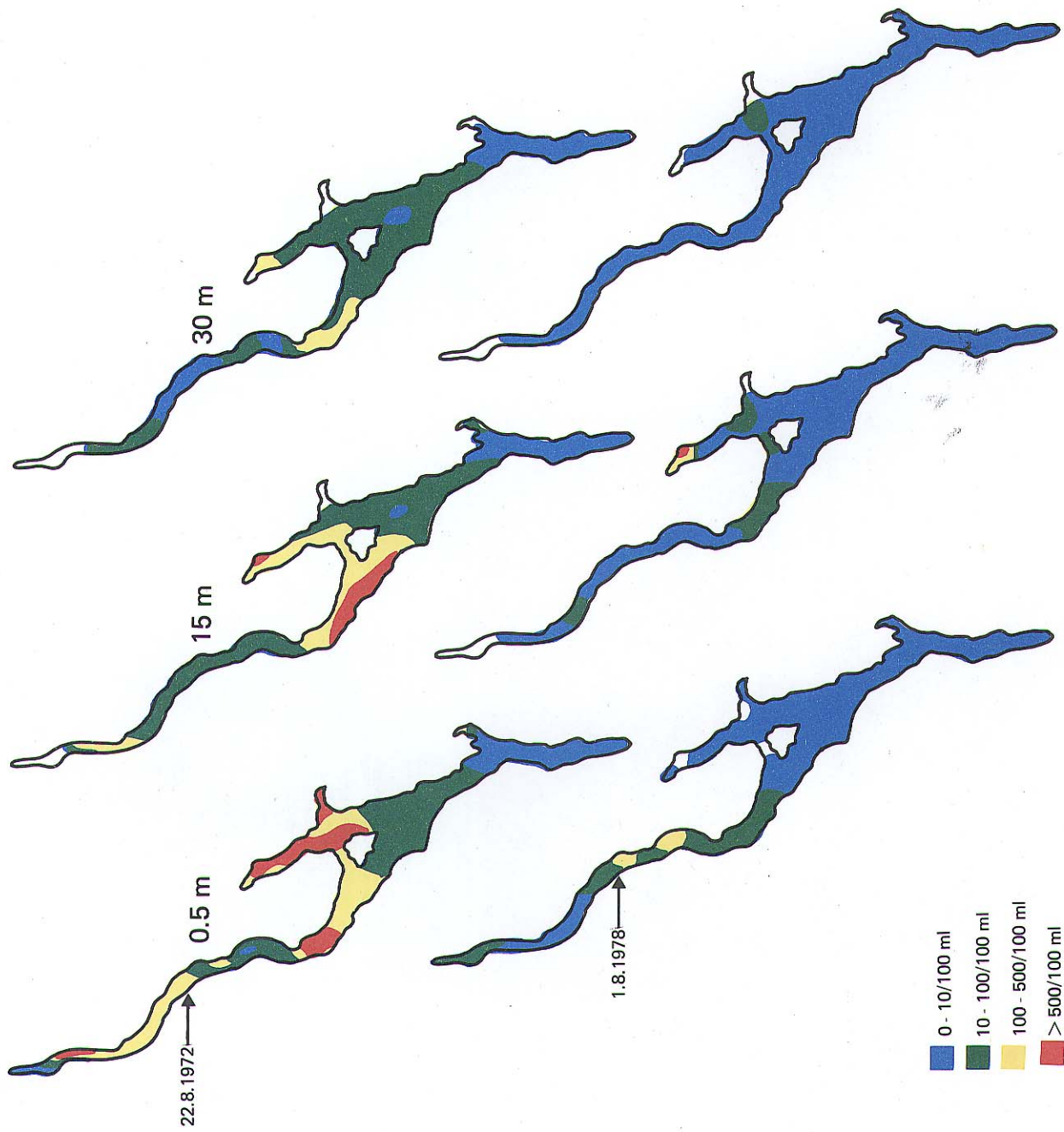


Fig. 64. Situasjonssbilde for forekomst av coliforme bakterier (37°C) i Mjøsas frie vannmasser.

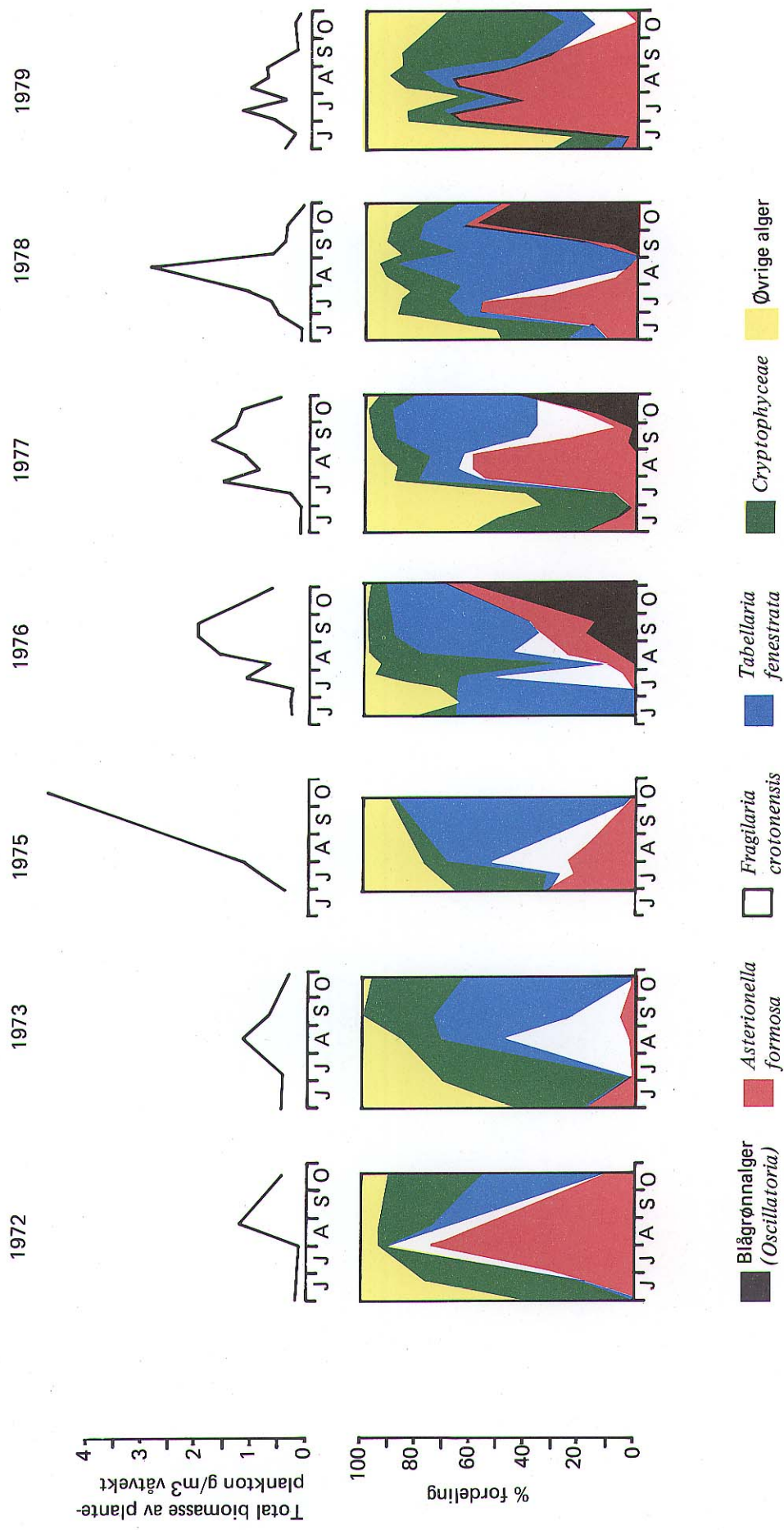


Fig. 73. Variasjoner i total biomasse og prosentvis sammensetning av viktige planteplanktonelementer på stasjon Brøttum. (0-10 m blandprøve)

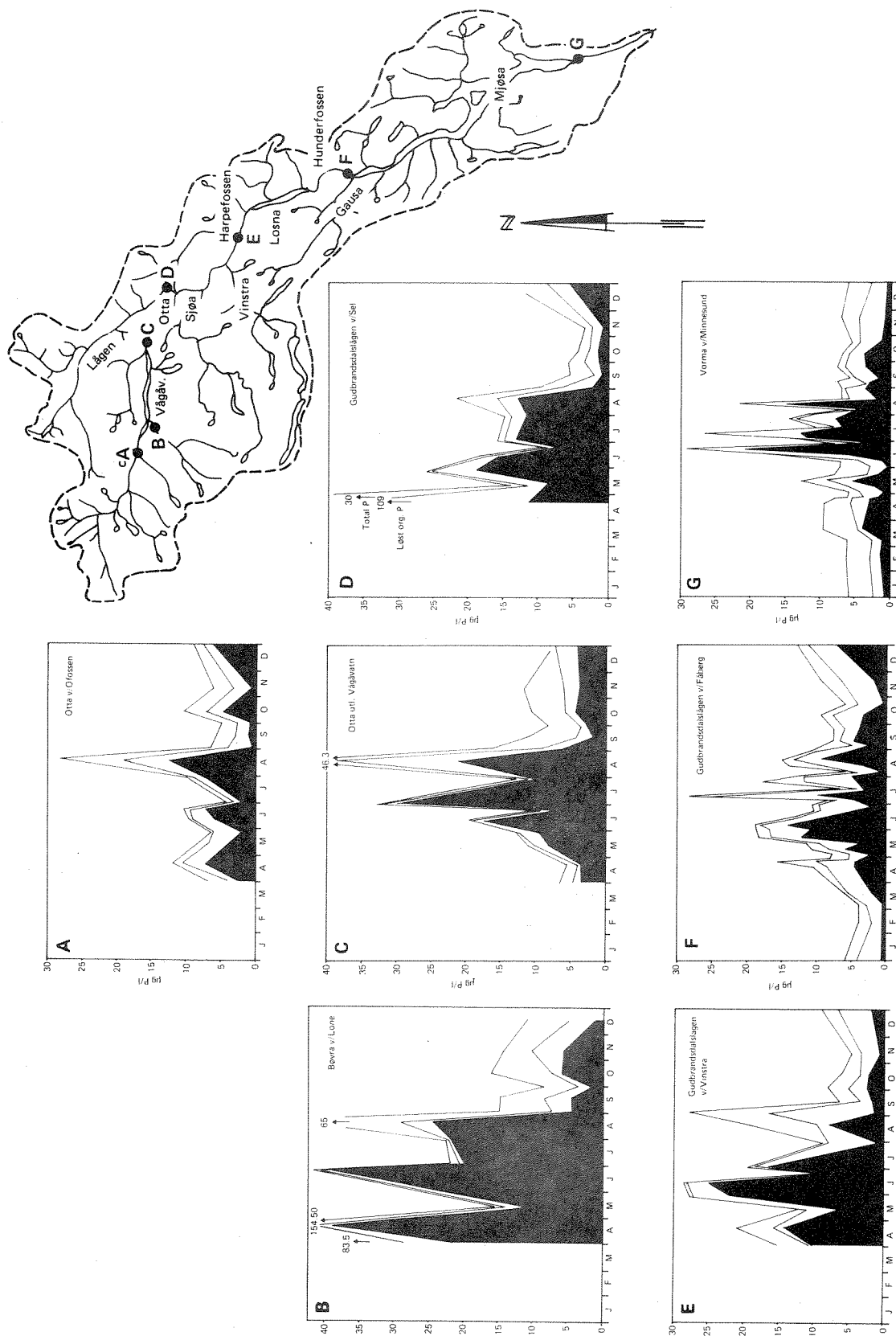


Fig. 4. 8 Variasjoner i fosforkonsentrasjoner i Otta - Gudbrandsdalslågen 1979.

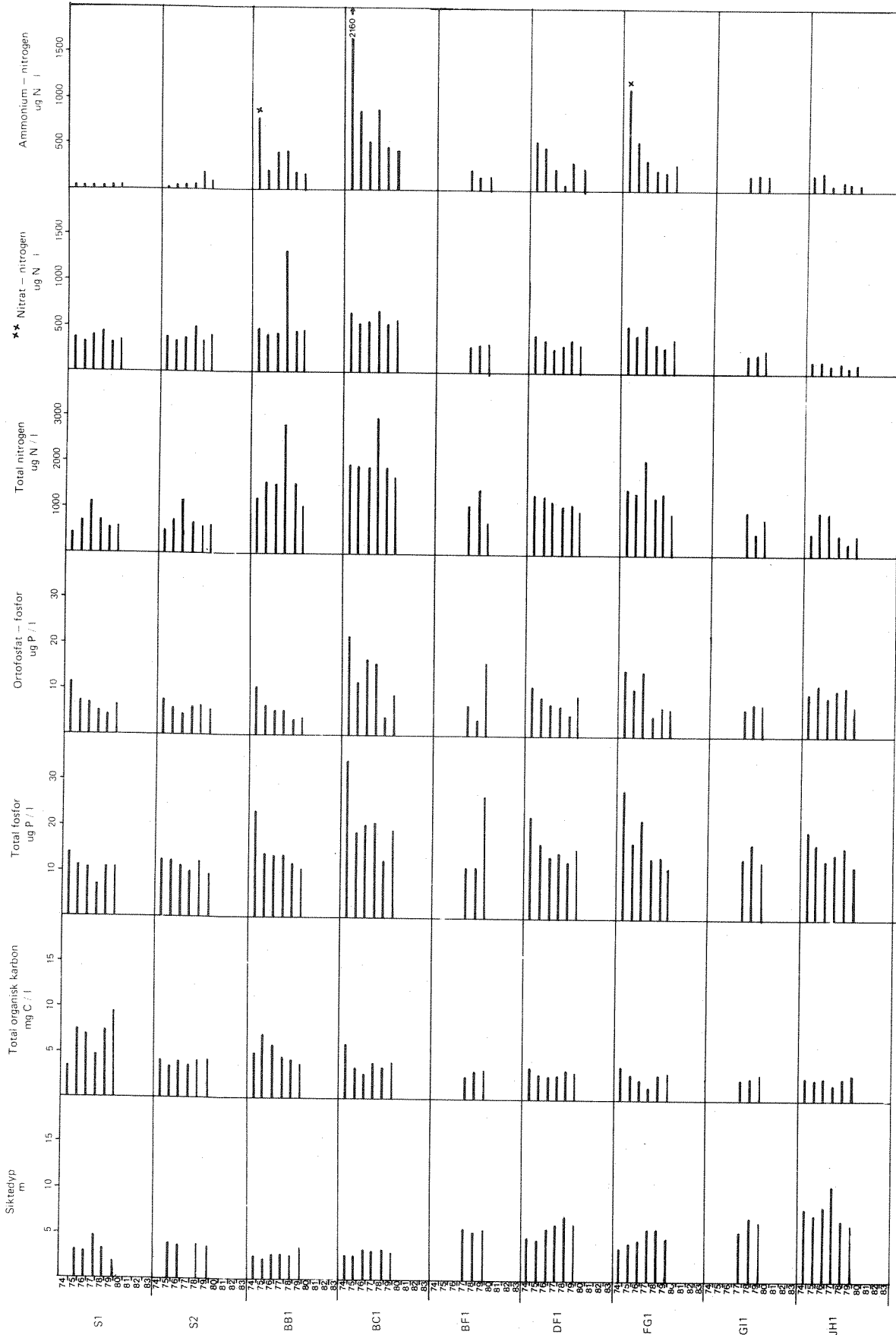
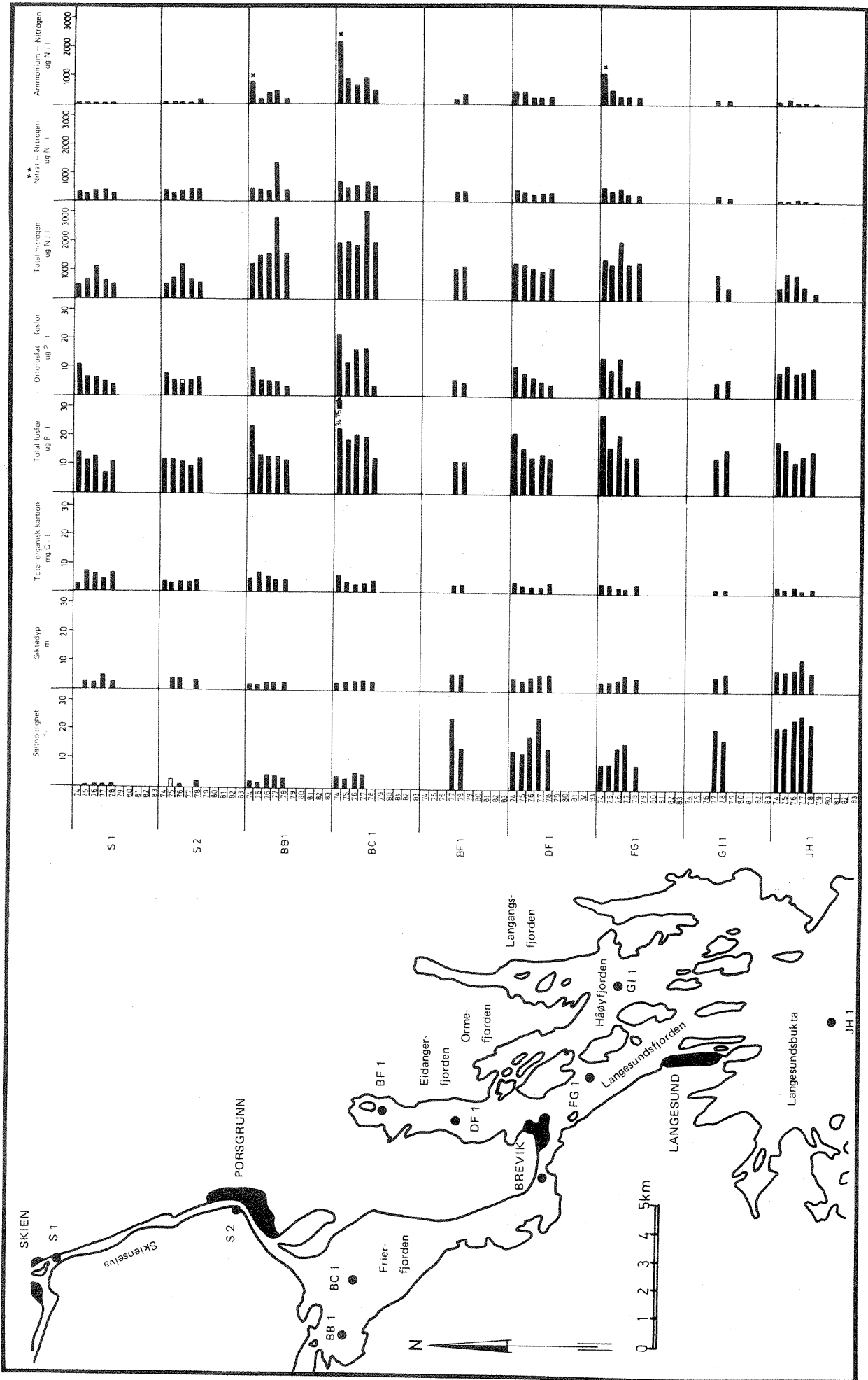


Fig. 4. 9 Utvikling i parameterne for vannkvalitet i overflatelaget (0-2 m), beregnet som årsmiddel.



* De spesielt høye ammoniumverdiene i 1974 kan skyldes en svakhet ved analysemetoden som da ble brukt.
 ** Omfatter også nr. 11

Fig. 4. 10 Utviklingen i parameterne for vannkvaliteten i overflatelaget (0-2 m), beregnet som årsmiddel.

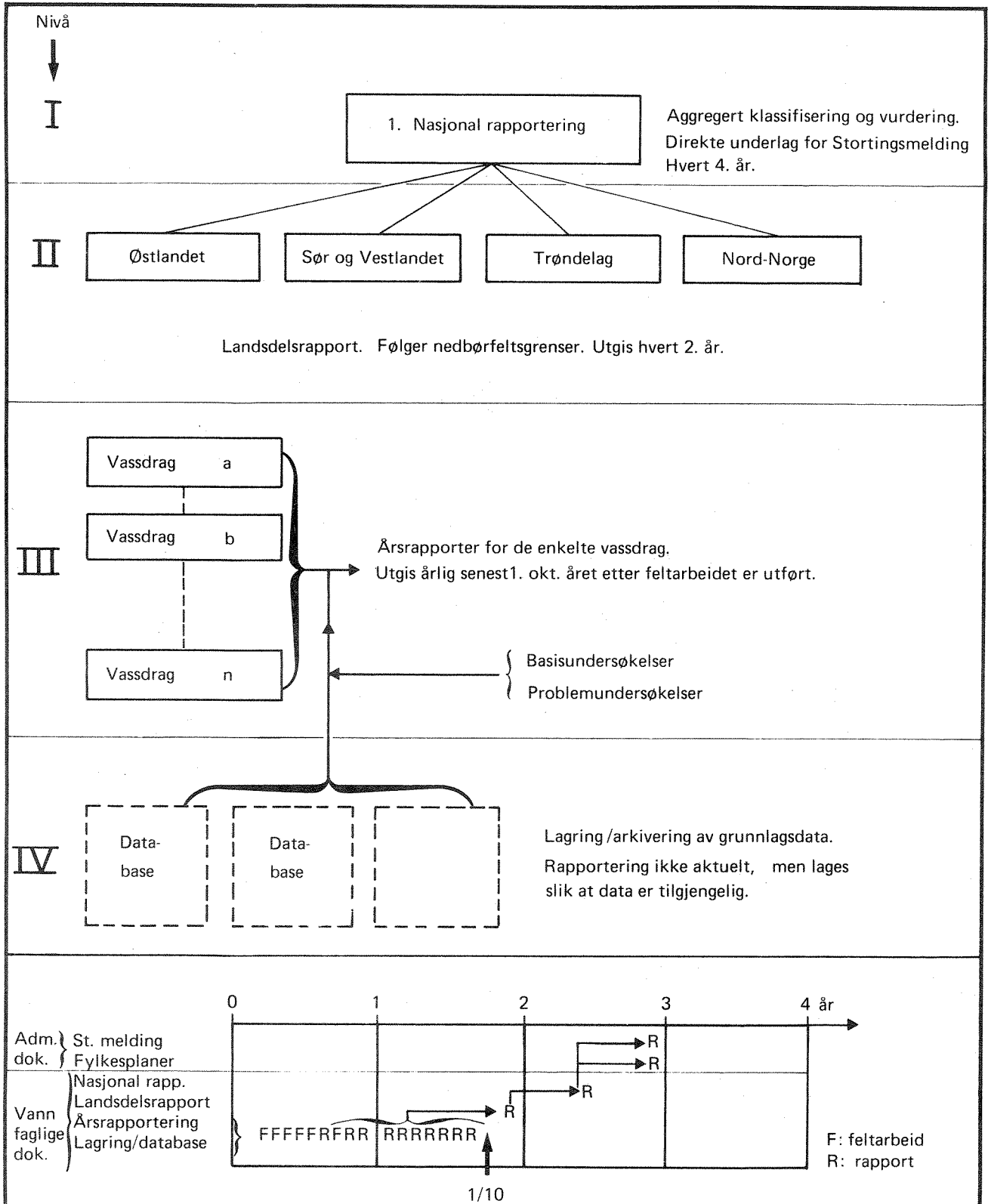


Fig. 4. 11 Hierarki for rapportering i overvåkingsprogrammet.

Et forsøk på å sammenstille informasjonstypene for de 5 rapporttypene er vist i tabell 4. 3 nedenfor

Nasjonalt nivå	Vannfaglig informasjon, bl.a. om virkningstyper	Generell klassifisering, bl.a. om påvirkningsgrad	Klassifisering av egnethet for bruksformer	Vannkvalitetsendringer over tid	Forureningsstilførsler - endringer over tid	Eksisterende og fremtidig bruk	Konflikter mellom bruksformer	Merknader - tilleggsopplysninger
Nasjonalt nivå St.meld.	(x)	x		x				Generell klassifisering med 4 hovedklasser Overgangssoner kan utelates. (x) Spesielt kart om forureningsgrad/ømfintlighet kan være aktuelt. Endringer over tid fremstilles ved kart datert ulike år.
Fylkesnivå (vannressursoversikt i fylkesplan)	(x)	x	(x)	x		(x)	(x)	Generell klassifisering med overgangsklasser. Virkningstyper angis på kart ved symboler. Egnethet for bruksformer kan kartlegges. Utvikling ved kart datert ulike år - inkl. målsetting. Kartlegging av eksisterende og fremtidig bruk kan være med. Problem/konfliktområder angis.
Kommunenivå (vannressursoversikt i general/kommuneplan)	(x)	x	(x)	x		(x)	(x)	Behovet for informasjon av dette slag er sterkt varierende fra kommune til kommune. De angitte tegn (x, (x)), angir det absolutt maksimale.
Overvåkingsrapporter (herunder basisundersøkelser)	x	x	(x)	x	(x)	(x)	(x)	NIVA-rapporter kan neppe inneholde "landbaserte" opplysninger. Problemstillingene merket (x) vil ofte berøres, men i mindre grad systematisk og gjennomført.
Vannbruksplaner (vannressursoversikt - planskisser - "full" vannbruksplan)	x	x	x	x	x	x	x	Vannbruksplaner bør i prinsippet inneholde alle kategorier. Detaljeringsgrad vil avhenge av hvorvidt vi har vannressursoversikt, planskisse eller full vannbruksplan.

Tabell 4. 3. Rapportering av vannkvalitet.

Noen momenter i tilknytning til fig. 4.11:

Årsrapporter, nivå III står sentralt. Det er viktig at disse får en faglig tilfredsstillende og samtidig informativ karakter. Rapportene bør forslagsvis foreligge senest 1.10 etter det år feltarbeidet ble gjort. (Rapporter med feltarbeide i 1980 bør foreligge senest 1. oktober 1981). Dette målet bør til en viss grad styre omfanget av årsrapportene og fordelingen mellom hva som skal være med i rapportene og hva som bør være lagret/arkivert i databaser.

Database

Kapasitetshensyn tilsier at den informasjonsmengde som kommer frem i f.eks. rapporter fra basisundersøkelser ikke kan tas med i overvåkingsrapportene. Mye informasjon må lagres.

Landsdelsrapporter

En mulighet er å utgi samlerapporter landsdel for landsdel. Fylkesrapporter anses lite hensiktsmessige, i det overvåkingsresultater prinsipielt bør følge vassdragenes nedbørfelt. (Ved valg av den tradisjonelle landsdelsinndeling er imidlertid overføring til administrative dokumenter av mindre betydning). Landsdelsrapporter utgis hvert 2. år.

Nasjonallrapporter

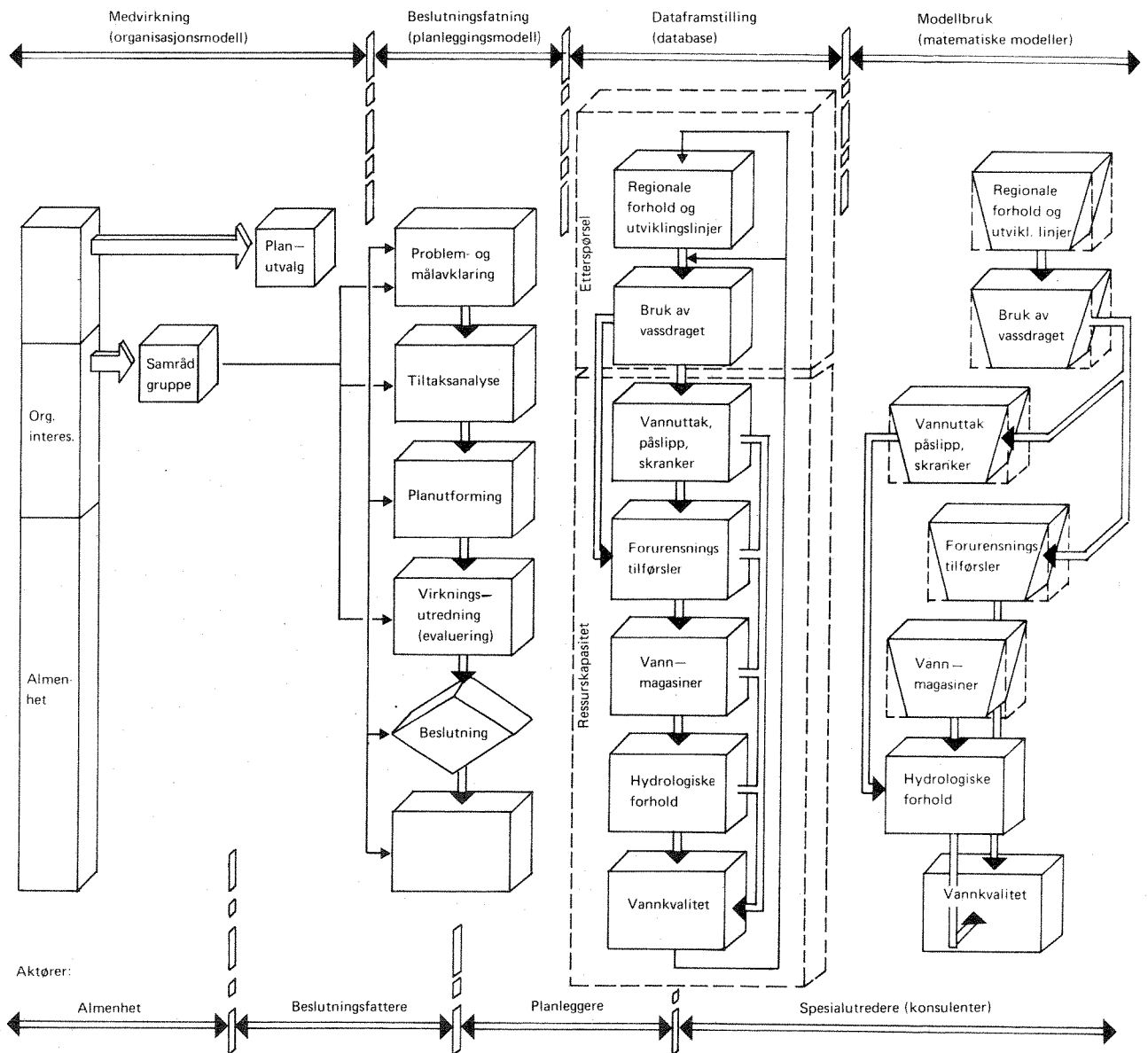
Disse settes hvert 4. år sammen av landsdelsrapportene og kan direkte innpasses i fylkesplaner eventuelt i Stortingsmeldinger.

5) Vannbruksplaner

Vannbruksplanlegging forutsetter kunnskap om vannkvalitet, vannmengdeforhold, bunn/strandforhold m.v. Planlegger skal forebygge og løse konflikter om bruk av vann. Fig. 4.12 fra (17) gir oversikt over bl.a. planaktiviteter, beslutningselementer og nødvendige databaser.

Alle elementer 1) - 7) i oppstillingen i foregående punkt 4 forutsettes som datagrunnlag for vannbruksplanlegging.

Vannbruksplanlegging kan således i prinsippet bruke informasjoner for overvåkingen. (Et annet spørsmål er om overvåkingen vil gi faglig grunnlag for å si noe utover tilstand; for planlegging kreves kunnskap om sammenhengen inngrep - virkning).



Figur 4.12 Planaktiviteter og aktører i planleggingsarbeidet. Fra (17).

Forøvrig må det presiseres at vannbruksplanlegging favner langt videre enn overvåkingen som er strikt kvalitetsinnrettet og kun indirekte tiltaksrettet.

5. GENERELL BESKRIVELSE AV VANNKVALITET

5.1 Hovedtyper vannforekomst, parametre og virkningstyper

Type vannforekomst

De forskjellige vannforekomster er

- innsjøer (dype og grunne)
- elver (strømmende vann)
- fjorder/kystvann

Grunnvann holdes utenfor. Generell kvalitetsvurdering av grunnvann anses ikke mindre aktuelt. Grunnvann behøver kun klassifisering etter bruk for ulike typer vannforsyning (inkludert jordbruksvanning).

Type parametre

Her skilles mellom (jfr. kap. 4):

- verbale
- fysisk/kjemiske
- biologiske (inkl. mikrobiologiske)

parametre/klassifiseringsmetoder.

Typer virkninger

Generelt kan vi regne med følgende normalinndeling av vannforurensningsvirkninger:

- Eutrofiering
 - Saprobiering
 - Hygienisk forurensning
 - Metaller og andre giftige uorganiske stoffer
 - Forsurning
-
- Organiske mikroforurensninger
 - Partikulært materiale - flytestoffer
 - Olje og oljeprodukter
 - Temperaturøkning

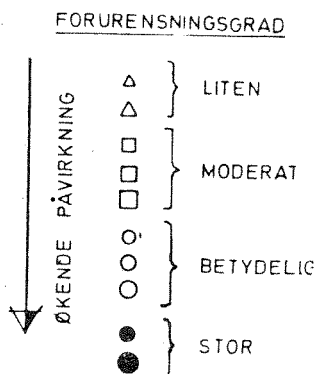
Virkningene overfor streken er de mest dominerende både m.h.t. hyppighet av forekomst og fysisk utbredelse. Det er disse virkninger det er særlig aktuelt å knytte klassifiseringer til.

5.2 Samlet klassifisering for vannforekomster (elver og innsjøer under ett).

Slik klassifisering må i praksis ta utgangspunktet i klassifisering av de tre hovedtyper av overflatevannforekomster, innsjøer, elver og fjord/kystområder og etter virkningstype.

Slik aggregert klassifisering er fremstillingsmessig aktuelt på fylkesplan og stortingsmeldingsnivå, og ble brukt i St.meld. nr. 107 ("landsplanen").

Det ble etablert en skala for beskrivelse av forurensningssituasjonen med fire hovedklasser og inndeling i underklasser som vist nedenfor i fig. 5.1.



Figur 5.1 Grovinndeling av forurensningssituasjoner i St.meld. 107 for 1973/74

Hver hovedklasse er delt i to og tre underklasser slik at det opereres med en ti-delt skala.

I grovoversikten over situasjonen på landsbasis (framstilt på kart dekkende hele landet) ble imidlertid bare de fire hovedklassene brukt.

Tiltross for den ti-delte skalaen, er det viktig å være klar over at klassifiseringen er grov, og ikke knyttet til tallverdier. Selvom man ved klassifiseringen har søkt å være mest mulig objektiv ved at data er sammenholdt og vurdert ved ett institutt, er bakgrunns materialet svært varierende. Klassifiseringen er rent orienterende med et lavt presisjonsnivå. Almenheten og politikere har i større grad vært målgrupper enn fagmiljøer. Om den valgte klassifisering hitsettes fra "landsplanen:

"Forurensningsgraderingen er antydnet med betegnelsen liten - moderat - betydelig - stor, som alle er grunnlagt på en nærmere faglig presisering og særlig gjelder forurensningseffekter p.g.a. utslipp fra boliger, industri og jordbruk. Forurensningseffekter p.g.a. sur nedbør er i noen til-

felle særskilt omtalt. Mellom disse fire forurensningsgraderinger er det ikke skarp avgrensning, og mellom de fire betegnelse er det derfor i tillegg på kartene for ferskvann antydning overgangsgraderinger.

Betegnelsen liten forurensning eller lite forurenset er benyttet i områder der det ikke er noen merkbar påvirkning av forurensninger. Flora og fauna har den sammensetning og det antall organismer som normalt bør foreligge. Livsvilkårene for fisk er meget gode. Normalt vil vannet være egnet som råvann til drikkevannsforsyning.

Betegnelsen moderat forurensning eller moderat forurenset er benyttet der en noe mer merkbar påvirkning gjør seg gjeldende, f.eks. ved økt algevekst som følge av økte tilførsler av plantenæringsstoffer (eutrofi) og ved at begroing av sopp og bakterier (heterotrof vegetasjon) m.v. kan påvises. Livsvilkårene for fisk er normalt gode.

Betegnelsen betydelig forurensning eller betydelig forurenset er benyttet for områder med en påtakelig forurensningspåvirkning. Denne kan ytre seg som rik begroing av sopp, bakterier m.v. Fauna- og florasammensetning er forskjøvet mot arter som er mer motstandsdyktige mot forurensningspåvirkning. Antall individer innenfor hver art er som regel stor. Edle fiskesorter kan oppholde seg i området, men formeringsmulighetene er sterkt begrenset.

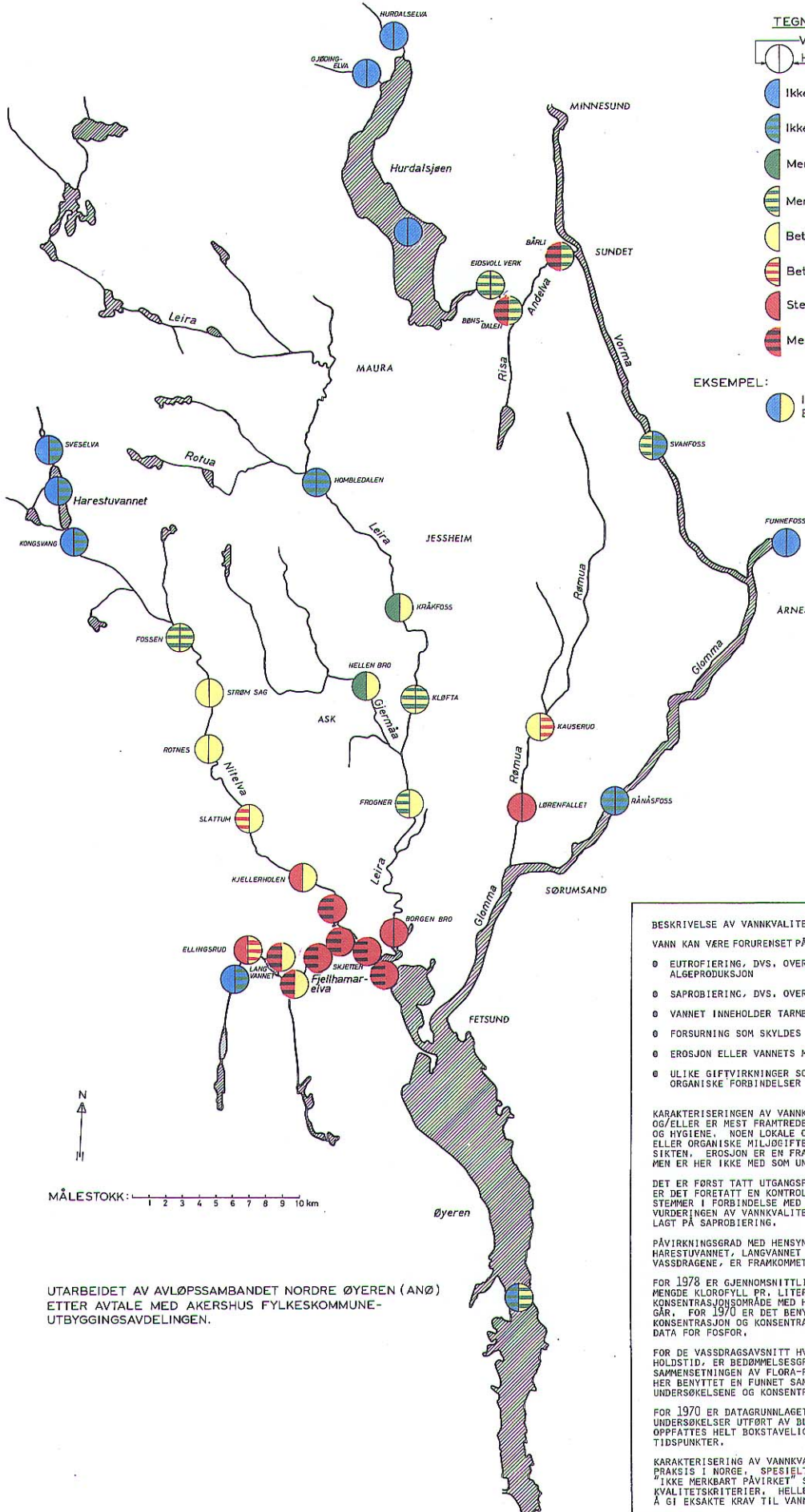
Betegnelsen stor forurensning eller sterk forurenset er benyttet der det finnes masseutvikling av sopp, bakterier m.v. Forråtnelse dominerer. Fauna og flora består av et fåtall arter, som ofte opptrer i meget stort antall. Edlere fiskesorter kan bare unntaksvis leve i slikt vann."

Klassifiseringer i "landsplanen" har betydelig informasjonsverdi overfor almenhet og politikere og ved informasjon om forurensningstilstanden overfor utlandet. Det hviler imidlertid på et svakt grunnlag, og er i stor grad et "skjønnsprodukt". Klassifisering skjer ikke etter en systematisert metode eller etter et etablert vurderingssystem.

Et godt skritt videre har men kommet i ANØ-området. Neste side, fig. 5.2 viser vannkvalitet i vassdrag i 1970 og -78 for innsjøer og elver. Denne klassifisering er ikke bare basert på verbale utsagn og vurderinger av foreliggende data. Det ligger en metodikk bak klassifiseringen h.h.v. for innsjøer og elver. Det vises til teksten i rammen på figuren. Det påpekes her behovet for mangel på nasjonale standarder og standarder for ulike bruksformer.



VANNKVALITET I VASSDRAG PÅ ROMERIKE I 1970 OG 1978.



TEGNFORKLARING:

- Venstre halvsirkel 1970
- Høyre halvsirkel 1978

- Ikke merkbart påvirket.
- Ikke merkbart-merkbart påvirket.
- Merkbart påvirket.
- Merkbart - betydelig påvirket.
- Betydelig påvirket
- Betydelig-sterkt påvirket.
- Sterkt påvirket.
- Meget sterkt påvirket.

EKSEMPEL:

- Ikke merkbart påvirket i 1970.
- Betydelig påvirket i 1978.

BESKRIVELSE AV VANNKVALITET

VANN KAN VÆRE FORURENSET PÅ FLERE MÅTER:

- EUTROFIERING, DVS. OVERBELASTNING MED MÆRINGSSTOFFER OG FOR HØY ALGEPRODUKSJON
- SAPROBIERING, DVS. OVERBELASTNING MED ORGANISKE STOFFER
- VANNET INNEHOLDER TARBAKTERIER SOM KAN GI HYGIENISKE PROBLEMER
- FORSURNING SOM SKYLDES VIRKNING AV SUR NEDBØR
- EROSIJON ELLER VANNETS MEDRIVNING AV LØSMASSER SOM LEIRE OG JORD
- ULIKE GIFTVIRKNINGER SOM KAN SKYLDES TUNGMETALLER ELLER ULIKE ORGANISKE FORBINDELSER

KARAKTERISERINGEN AV VANNKVALITETER GJELDER DE PROBLEMER SOM HAR VERT OG/ELLER ER MEST FRAMTREDENDE PÅ ROMERIKE: EUTROFIERING, SAPROBIERING OG HYGIENE. NOEN LOKALE OMRÅDER KAN VÆRE FORURENSET AV TUNGMETALLER ELLER ORGANISKE MILJØGIFTER, MEN DET ER HOLDT UTEFOR I DENNE OVERSIKTEN. EROSIJON ER EN FRAMTREDENDE TYPE PROBLEM I NOEN VASSDRAGSAVSNITT, MEN ER HER IKKE MED SOM UNDERLAG FOR KARAKTERISERINGEN AV VANNKVALITET.

DET ER FORST TATT UTGANGSPUNKT I PROBLEMOMRÅDET EUTROFIERING. DERETTER ER DET FORETATT EN KONTROLL AV AT KARAKTERISERINGEN OGSÅ I HOVEDTREK STEMMER I FORBINDELSE MED PROBLEMTYPENE SAPROBIERING OG HYGIENE. I VURDERINGEN AV VANNKVALITET I ANDELVA OG VORMA I 1970 ER HOVEDVEKTEN LAGT PÅ SAPROBIERING.

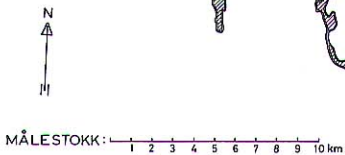
PÅVIRKNINGSGRAD MED HENSYN TIL EUTROFIERING FOR INNSJØENE HURDALSJØEN, HARESTUVANNET, LANGVANNET OG ØYEREN OG I DE STILLEFLYTENDE DELER AV VASSDRAGENE, ER FRAMKOMMET PÅ FØLGENDE MÅTE:

FOR 1978 ER GJENNOMSNIITTLIG ALGEMENDE FUNNET VED HJELP AV MÅLEENHETEN MENNGE KLOROFYLL PR. LITER VANN, VURDERT MOT ET BEDØMMELSESGRUNNLAG HVOR KONSENTRASJONSOMRÅDE MED HENSYN TIL KLOROFYLL OG PÅVIRKNINGSGRAD FRAMGÅR. FOR 1970 ER DET BENYTTET EN FUNNET SAMMENHENG MELLOM KLOROFYLLKONSENTRASJON OG KONSENTRASJON AV FOSFOR, IDET DET FOR 1970 KUN FINNES DATA FOR FOSFOR.

FOR DE VASSDRAGSAVSNITT HVOR DET ER STRYKPARTIER OG VANNET HAR KORT OPPHOLDSTID, ER BEDØMMELSESGRUNNLAGET I 1978 KNYTTET TIL EN VURDERING AV SAMMENSETNINGEN AV FLORA-FAUNA PÅ DE AKTUELLE STEDER. FOR 1970 ER DET HER BENYTTET EN FUNNET SAMMENHENG MELLOM KONKLUSJONEN AV DISSE BIOLOGISKE UNDERSØKELSENE OG KONSENTRASJON AV FOSFOR.

FOR 1970 ER DATAGRUNNLAGET MER UENSARTET, MEN OPPLYSNINGENE BYGGER PÅ UNDERSØKELSER UTFØRT AV BL.A. NIVA. ÅRSTALLENE 1970 OG 1978 MÅ IKKE OPPFATTES HELT BOKSTAVELIG, NOE AV GRUNNLÅGSARBEIDET ER UTFØRT PÅ ANDRE TIDSPUNKTER.

KARAKTERISERING AV VANNKVALITET PÅ DENNE MÅTEN ER INGEN INNARBEIDET PRAKSIS I NORGE. SPESIELT ER DET VIKTIG Å VÆRE KLAR OVER AT FASTPUNKTET "IKKE MERKBART PÅVIRKET" SÅNER GRUNNLAG I NASJONALE ABSOLUTTE VANNKVALITETSKRITERIER, HELLER IKKE FORELIGGER DET I DAG MULIGHETER FOR Å GI EKSakte KRAV TIL VANNKVALITETER FOR ULIKE BRUKERINTERESSER.



UTARBEIDET AV AVLØPSSAMBANDET NORDRE ØYEREN (ANØ) ETTER AVTALE MED AKERSHUS FYLKESKOMMUNE-UTBYGGINGSDELINGEN.

Vi legger merke til at vi har 4 hovedklasser og 4 overgangsklasser. Dette tilsvarer det foreslåtte struktur, imidlertid har ANØ lagt til en egen klasse/overgangssone for meget sterk påvirkning.

Av figurforklaringen til fig. 5.2 fremgår at den generelle klassifisering bygger på klassifisering utfra virkninger.

I de etterfølgende punkter er klassifisering drøftet for innsjøer, strømmende vann (elver) og fjord-kyst områder. Det er lagt vekt på følgende sammenhenger type lokalitet - virkningstype.

- 5.3 innsjøer : eutrofiering
- 5.4 strømmende vann: saprobiering/eutrofiering
- 5.5 fjorder : ingen spesiell virkningstype -
generell omtale, jfr. vedlegg 3

Forurensningsklassifisering (innsjøer og elver) er omtalt i kap. 5.6.

5.3 Innsjøer

Innledning

Av overflatevannforekomster er det uten tvil for innsjøer at man er kommet lengst hva klassifisering og vurderingsgrunnlag angår.

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. næringstilførsel i forhold til innsjøens morfometri. Figurenes generelle beskrivelse er hentet fra en av NIVAs Mjøsrapporter (18).

Produksjonsforandringer - i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger, og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter til våre vassdrag (eutrofieringsutvikling) - er et av de alvorligste problemer for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er eutrofieringssituasjonen valgt som grunnlag for følgende klasseinndeling:

Klasse I: Innsjøer med biologisk status og produksjonsnivå i samsvar med innsjøens morfometri og naturlige påvirkning (bl.a. næringssalttilførsel) tilhører denne kategori. Klassen kan karakteriseres som upåvirket og her finner vi oligotrofe, dystrofe så vel som naturlig meso-
eutrofe innsjøer

Klasse I-II: Innsjøer som på grunn av økt nærings saltbelastning, får en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskeproduksjonen øker. Tilstanden kan karakteriseres som ubetydelig til moderat påvirkning.

Klasse II: Denne klasse omfatter innsjøer med markert økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt nærings saltbelastning. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger med innslag av blågrønnalger. Det er videre nedsatt siktedyp, markert begroing langs strendene, begynnende eutrofiering. I områder som er berørt av større utslipp av fekal natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til drikkevann uten etter omfattende rensing. I visse tilfeller kan tilstanden være til sjenanse for bading. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel økt fiskeproduksjon, særlig av mortfisker (hvis slike forekommer).

Klasse II-III: Innsjøer i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon.

Klasse III: Innsjøer med betydelig nærings saltbelastning og dermed stor algeproduksjon som domineres av kiselalger og blågrønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klasse. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette medfører sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svinginger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller fullstendig oksygenmangel. Det er en markert artsforskyvning mot større forekomster av mindre verdifulle fiskearter (karpefisk der slike forekommer). Utøvelse av fiske er vanskelig gjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper m.m.

Hygienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunnere innsjøer hele vannmassen) er som regel lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjentetting av filter o.l. Klassen kan karakteriseres som markert eutrofiert.

Klasse III-IV: Forholdene er som ovenfor, men med et mer markert innslag av blågrønnalger og algeblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV: Omfatter innsjøer med betydelig næringssalttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunnere innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger, og algeblomst er vanlig i sommerhalvåret. Til visse tider er siktedypet kraftig redusert. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterkt oksygenforbruk, og ofte er det anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømmning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for kl. III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Klassen kan karakteriseres som sterkt eutrofiert.

Det er arbeidet videre med klassifisering av innsjøer tilpasset norske forhold. Fig. 5.3 viser sammenhengen mellom viktige biologiske parametre innbyrdes (19). Det vises også til (20) hvor fytoplankton er vurdert som vannkvalitetsindikator basert på data fra 100 norske innsjøer.

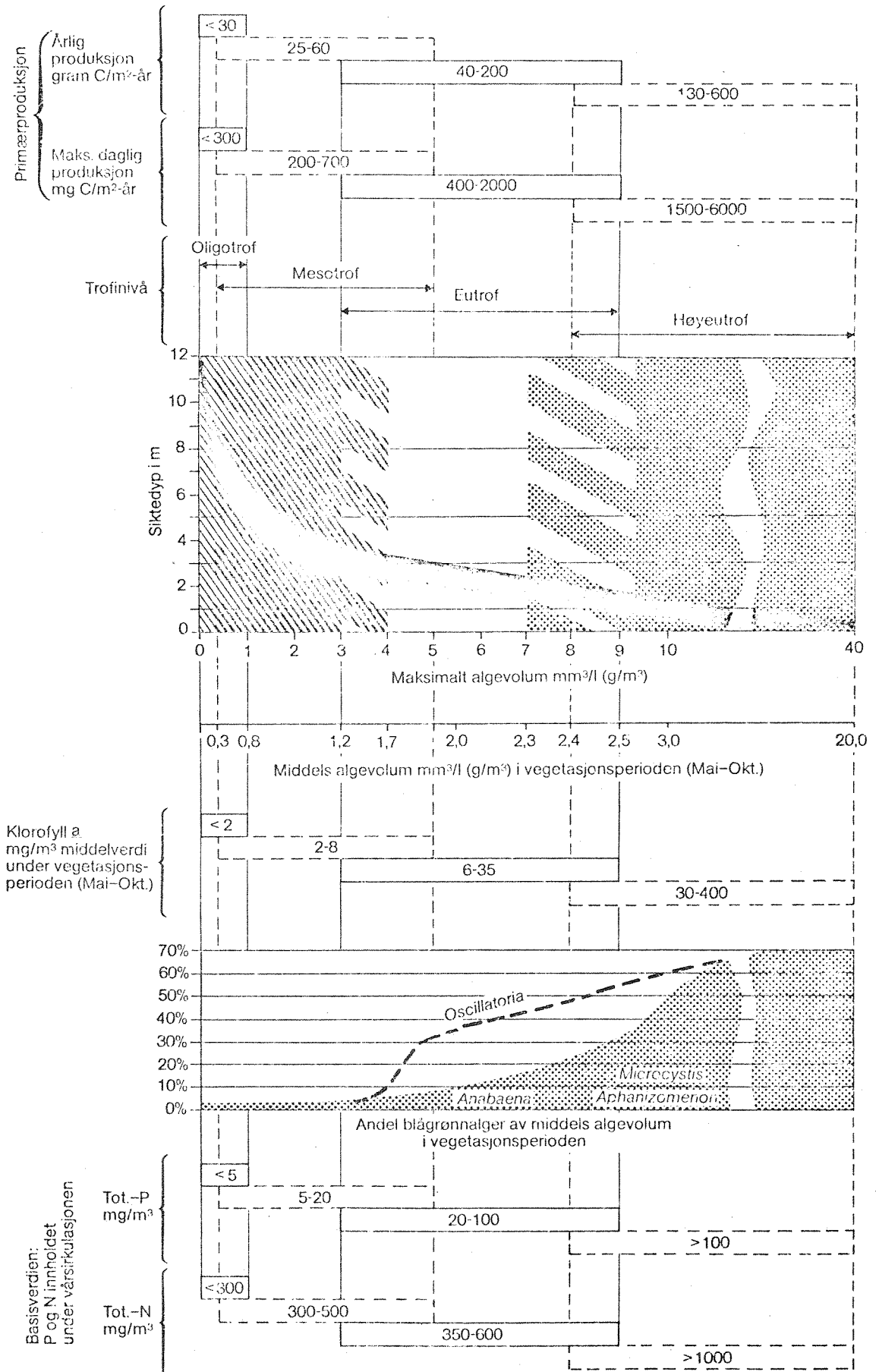
For innsjøer er også utviklet de "berømte" Vollenweidermodeller som angir sammenhengen mellom fosforbelastning i g/m^2 sjøoverflate og et uttrykk for sjøens volum og gjennomstrømmning. Et eksempel på modellen brukt på en norsk innsjø (Gjersjøen) er vist i fig. 5.4 (21). Det er på generell basis arbeidet videre med de "Vollenweidermodellene" tilpasset norske forhold (22).

Det vises forøvrig til NIVAs store informasjonsplansje "Generell eutrofi-betraktning for store, dype innsjøer", utarbeidet av Gøsta Kjellberg, NIVA (19).

Et meget godt eksempel på sammenhengen mellom generell klassifisering, målformulering og vannkvalitetsnormer har vi for Mjøsas vedkommende (23).

Fig. 5.3

Relasjonen mellom noen viktige parametre i eutrofisammenheng



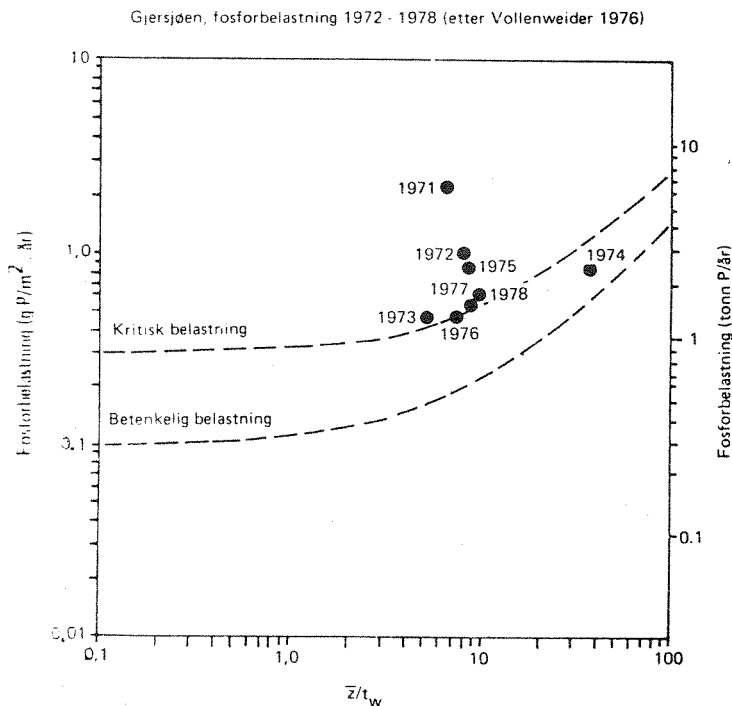


Fig. 5.4 Gjersjøen, fosforbelastning 1971-1978 (etter Vollenweider 1976)

De konkrete mål for Mjøsa er uttrykt i vannkvalitetsnormer. Normene består av verbale, fysisk/kjemiske og biologiske parametre.

Normene er fremkommet ved en vurdering av hvilken vannkvalitet som vil tjene Mjøsa og de viktigste brukerinteressene i Mjøsa. I dette tilfellet har en foreløpig sett det slik at dette målet bør være en gjenvunnet balanse for innsjøen. Dette anses å tjene de aktuelle brukerinteresser. Normene er fremstilt i tabell 5.1, og er retningsgivende for Mjøsaksjonen. Konsekvensene ved å nå disse målene - utgiftene til Mjøsaksjonen - er akseptert. Vollenweiders belastningsmodell er brukt for å finne de nødvendige belastningsreduksjoner.

I (22) har Berge og Rognerud utfra vurderinger av data fra 20 norske innsjøer angitt veiledende grunner for h.h.v. akseptabel, betenkelig og kritisk tilstand i store, sjuktede innsjøer, jfr. tabell 5.2.

Generelt må vi kunne si at klassifiseringsgrunnlaget for innsjøer hvor eutrofiering er hovedproblemet er relativt tilfredsstillende. Det verktøy man har muliggjør også å sette opp belastningskriterier. Vurderinger av belastningsgrenser m.v. gjelder imidlertid spesielle store, sjuktede innsjøer. Belastningsgrenser for grunnere sjøer må det arbeides videre med.

Parameter	Dagens situasjon	Målsetting	Kommentarer
Beskrivelse:			
Utseende	Synlige forurensninger er i dag vanlige. Dette gjelder såvel vannmasser, vannoverflate som strand og bunn. Det største problemet er en mer almen forsepling og begroing av påvekst-alger.	Vannmasser, vannoverflate, strand og bunn skal være fri for synlige forurensninger og sjenerende begroing (massutvikling av bentiske alger).	Betydelige søppelmengder tilføres innsjøen i dag under floomsituasjoner i de mindre tilløpselvene. Plastfragment trolig fra Mesna kartongfabrikk, forseplet også i stor grad.
Flytestoffer, olje, lukt, smak:	Mindre oljeforurensning forekommer ofte i dag. Betydelig lukt- og smakselementer ved masseoppblomstring av spesielt blågrønnalgen <i>Oscillatoria</i> (jvnfør situasjonen 1976).	Må ikke forekomme. Vannet skal være fritt for sjenerende lukt og smak.	Mest oljeforurensning har hittil kommet via Hunselva.
Hygieniske spektrre:			
foretås utarbeidet av SIFF. Gjelder også gifter.			
Fysisk-kjemiske:			
Siktedyp	ca. 4 m	> 6 m	Gjelder sommersituasjonen i Mjøsas sentrale og søndre deler.
pH	7 - 10	ca. 7	Algeproduksjonen medfører i dag betydelig pH-økning. Noen direkte for-surning av innsjøen har ikke kommet dokumenteres.
O ₂ -metning (%)	70 - 120	80 - 105	Lokalt begrensede områder har i dag 0% O ₂ i kontaktsonen sediment-vann. Gjelder bunnområder med stor fiber-belastning utenfor celluloseindustrier.
Tot-N mg/l (baskons)	400 - 500	≤ 400	
N-belastning g/m ² . år	11 - 15	≤ 7,5	Antakelig kan dette ikke oppfylles på grunn av den store jordbruks-aktivitet i nedbørfeltet.
Tot-P mg/l (baskons)	ca. 10	≤ 5	
P-belastning g/m ² . år	ca. 1	≤ 0,5	Spesielt viktig å redusere de større, mer kontinuerlige utslippene som f.eks. boligkloakk fra større tettsteder.
Konduktivitet	30 - 40	30 - 40	Forurensningsbelastning har hittil neppe påvirket saltholdigheten i nevneverdige grad.
Biologiske:			
Karakteristiske algearter:			
Større flagellater	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Rhodomonas pusilla</i>	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Rhodomonas pusilla</i>	Mjøsa kan i dag betraktes som en kiselalge-blågrønnalge (<i>Oscillatoria</i>) - <i>Cryptomonas</i> -sje.
Kiselalger	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i> , <i>Stephanodiscus hantschii</i>	<i>Asterionella formosa</i>	
Gulalger	Monader	Monader, <i>Mallomonas</i> , <i>Unglena americana</i> , <i>Dinobryon</i>	Mjøsa bør bringes tilbake til å bli <i>Cryptomonas</i> -kiselalgesje (Monad- <i>Asterionella</i> - <i>Cryptomonas</i> - <i>Rhodomonas</i>) Spes-feltet er stor forekomst av mindre mona-der ønskelig da disse utgjør et godt næringsgrunnlag for de fleste dyre-planktonarter.
Grønnalger	<i>Sphaerocystis schrooferi</i> .	<i>Sphaerocystis schrooferi</i> , <i>Desmidiæ</i> .	
Blågrønnalger	<i>Oscillatoria</i> spp. <i>Anabaena flos-aque</i>	Ingen	
Maksimal algevolum g/m ³	3 - 5	≤ 1	
Middels algevolum (mai-okt) g/m ³	1,4 - 1,8	< 0,7	Helst i området 0,4
Tot. klorofyll a max. mg/m ³	ca. 10	2 - 3	
Middels (mai-okt.) mg/m ³	ca. 4	< 2	
Primærproduksjon:			
Årsproduksjon g C/m ² . år	80 - 100	≤ 30	Det er ønskelig at så stor del som mulig av primærproduksjonen faller på mindre algeformer som f.eks. monader.
Maks. dagsproduksjon mg C/m ² . dag	600 - 2000	≤ 300 - 350	
Dyreplankton:			
Karakteristiske arter:			
Hoppekreps	<i>Limnocalanus macrurus</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Cyclops lacustris</i> , <i>Mesocyclops oithonoides</i> .	<i>Limnocalanus macrurus</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Heterocope appendiculata</i> , <i>Cyclops lacustris</i> , <i>Mesocyclops oithonoides</i> .	
Vannlopper	<i>Bosmina longispina</i> , <i>Daphnia galeata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Leptodora kindhi</i> , <i>Polyphepus podiculus</i> .	<i>Bosmina longispina</i> , <i>Daphnia galeata</i> , <i>Metopedium gibberum</i> , <i>Leptocora kindhi</i> , <i>Bythotrephes longimanus</i> .	
Større krepsdyr	<i>Mysis relicta</i>	<i>Mysis relicta</i>	
Hjuldyr	<i>Brachionus quadridentatus</i> , <i>Notholca caudata</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Castropus stylifer</i> , <i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Synchaeta pectinata</i> , <i>Polyarthra vulgaris</i> , <i>Filinia longiseta</i> , <i>Conochilus unicornis</i> .	<i>Notholca caudata</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Synchaeta pectinata</i> , <i>Ploesoma hudsoni</i> , <i>Polyarthra vulgaris</i> , <i>Conochilus unicornis</i> .	
Bunnsfauna (profundalen):			
Karakteristiske arter:			
Større krepsdyr	<i>Pallasea quadrispinosa</i>	<i>Pallasea quadrispinosa</i>	Foruten i lokalt begrensede områder er <i>profundal</i> faunaa i dag lite på-virket av forurensningsbelastning og eutrofikasjon. En ipekolontas-sjon av mer oligotrofi-indikerende arter til de belastede områder er ønskelig. Dvs. slike områder må avlastes.
Fjærmuglvarer	<i>Heterotrissocladius subpilosus</i> , <i>Paracladopelma obscura</i> , <i>Micro-psectra</i> spp.	<i>Heterotrissocladius subpilosus</i> , <i>Paracladopelma obscura</i> , <i>Micro-psectra</i> spp.	
Fiberstemark	<i>Stylodrilus heringianus</i> , <i>Pelescolex ferax</i> .	<i>Stylodrilus heringianus</i> , <i>Pelescolex ferax</i> .	
Muslinger	<i>Pisidium</i> spp.	<i>Pisidium</i> spp.	
Fisk:			
Fangstmessig mest betydelige	Lagesild, aure, abbor	Lagesild, sik, abbor, aure, harr	Det er ønskelig at også andre arter beskattes.
Fangst kv/ha	ca. 6	ca. 5	Fangstverdiene bør settes og bare skjønsmessig vilat. Mer konkret tall kan antakelig frentekkes når den fiske-ribiologiske undersøkelsen er gjennomført.

Tabell 5.1 Forslag til normer for vannkvalitet i Mjøsas hovedvannmasser.

Tab. 5.2 Grenser for henholdsvis akseptabel, betenkelig og kritisk tilstand i store sjiktede innsjøer.
 $[P]_{\lambda}$ = årlig middelkonsentrasjon av fosfor i innsjøen
 $[chl\ a]$ = middelkonsentrasjonen av klorofyll a i epilimnion i vekstsesongen.
 Siktedyp = middelerdi i vekstsesongen.

Tilstand Condition	Parameter $[P]_{\lambda}$ $\mu\text{g P/l}$	$[chl\ a]$ $\mu\text{g/l}$	Siktedyp Secchi depth m
Akseptabel Acceptable	<7	<2	>7
Betenkelig Questionable	7-10,5	2-3,5	4-7
Kritisk Critical	>10,5	>3,5	<4

5.4 Elver, strømmende vann

I forhold til kunnskapsnivået hva angår vurdering og klassifisering av innsjøer, står man relativt sett meget svakere når det gjelder strømmende vann.

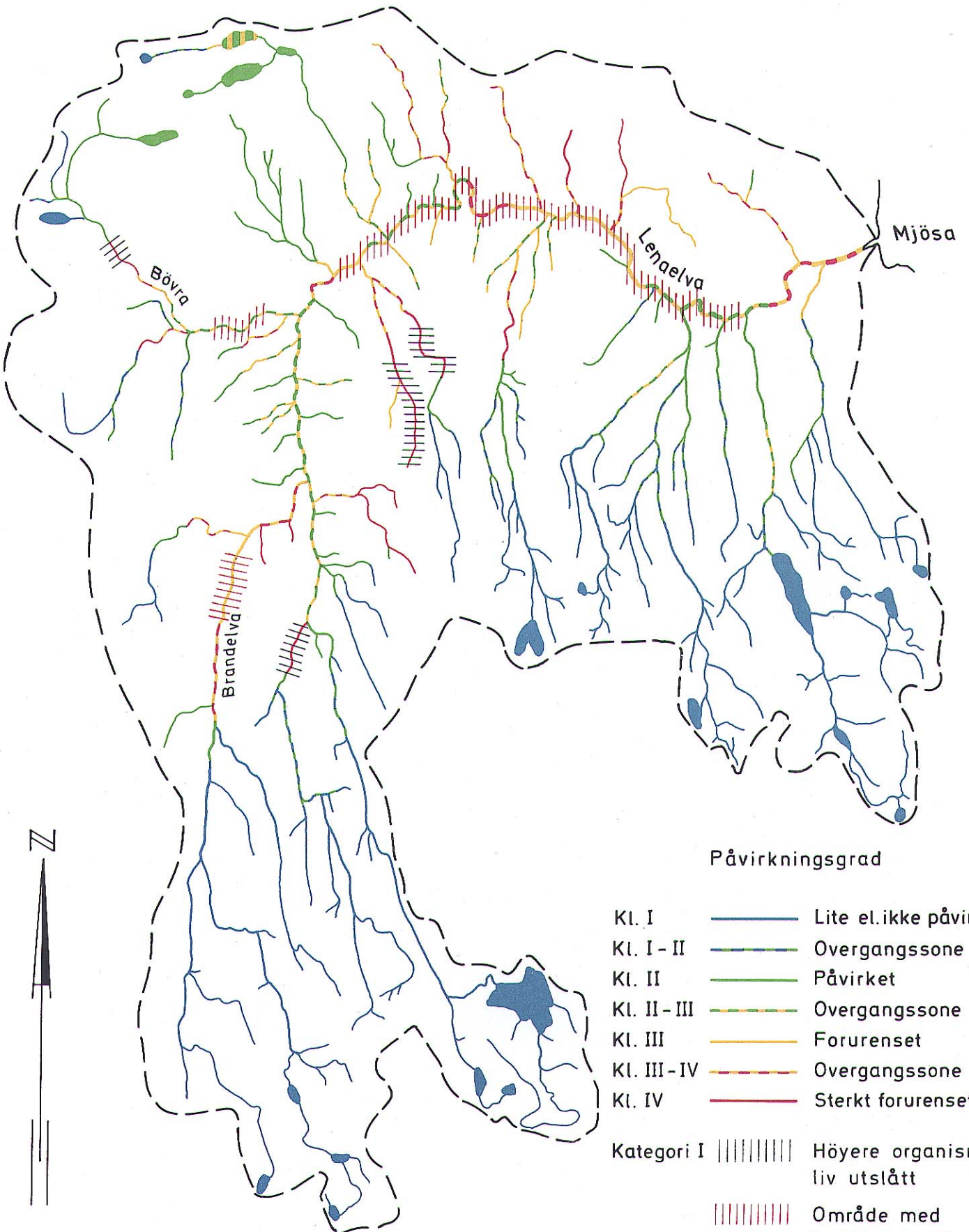
Som for innsjøer er det først og fremst de biologiske utslag i en elv som avgjør hvorvidt vi betrakter elven som påvirket av forurensninger eller ikke. Kjemiske egenskaper kan brukes som forklaringsvariable for biologiske fenomener.

Organismelivet knyttet til elvebunnen (begroing, bunndyr) gjenspeiler summen av ytre påvirkning over lengre tid. Organismene vil således integrere effekten av vekslende kjemisk vannkvalitet. Dette er en av årsakene til at det ofte kan være vanskelig å finne en sammenheng mellom stikkprøver av kjemisk vannkvalitet og biologiske forhold.

Det er utviklet flere tillempninger/modifikasjoner av det opprinnelige saprobiesystemet for bedømmelse av biologisk vannkvalitet. Saprobiesystemene er i det vesentlige basert på indikatorarter eller indikator-samfunn, toleranse i forhold til belastning med lett nedbrytbart organisk stoff.

Saprobiesystemet har også delvis vært i bruk i Norge, bl.a. for klassifisering av tilløpselvene til Mjøsa, men egner seg best for sterkt belastede stilleflytende vassdrag. I (18) er gitt en nærmere beskrivelse av det systemet som ligger til grunn for den klassifisering som for Lenaelvas vedkommende er vist i fig. 5.5 på neste side (23).

Forurensningssituasjonen i Lenaelva, august 1975



Påvirkningsgrad

- Kl. I — Lite el. ikke påvirket
- Kl. I - II — Overgangssone
- Kl. II — Påvirket
- Kl. II - III — Overgangssone
- Kl. III — Forurenset
- Kl. III - IV — Overgangssone
- Kl. IV — Sterkt forurenset

Kategori I ||||| Höyere organismeliv utslått

||||| Område med kraftig eutrofi-eringspåvirkning

0 1 2 3 4 5 km

Det er arbeidet med biologisk klassifisering av elver som foregår i Romeriks-
vassdragene ved samarbeide mellom ANØ og NIVA. Man baserer seg her på et
indekssystem utifra undersøkelser av bunnfauna og begroingsalger.

Metoden som brukes er beskrevet i NIVA 0-92/75 "Vassdragsundersøkelsene i
ANØ-området, Akershus, Biologisk del". Resultater fra feltundersøkelse
30.8. - 2.9.1976 (24).

(Bunndyr samles opp med elvehov etter opproting ovenfor havmunning.
Begroing vurderes etter art, samfunnets sammensetning og dekningsgrad).

Sammenheng mellom påvirkningsgrad og den biologiske bedømmelsen fremgår
av tabell 5.3.

PÅVIRKNINGS- GRAD	BETYDNING	BEDØMMELSESGRUNNLAG	
		STRYKEPARTIER	
		FLORA	FLORA
I	Ikke merkbart påvirket	Mange arter Få individ Velorganisert samfunn	Mange arter Få individ Følsomme grupper vanlige
II	Merkbart påvirket	Mange arter Høyt individtall Heterotrof begroing mulig	Mange arter Høyt individtall Noen dominerende grupper Følsomme grupper tilstede
III	Betydelig påvirket	Masseforekomst av algebegroing vanlig Heterotrof begroing synlig	Få arter Høyt individtall Dominans Følsomme grupper sjeldne eller borte
IV	Sterkt påvirket	Masseforekomst av heterotrof begroing	Få arter Meget høyt individtall Særdeles tolerante organismer Fiskedød kan forekomme

Tabell 5.3 Klassifisering av påvirkningsgrad i strømmende vann utfra
flora og fauna Strykpartier (24).

G. Jørgensen har bl.a. (25) benyttet materialet fra undersøkelsen til å utprøve endel utenlandske biologiske indekssystemer. Indeksene gir en enkel tallverdi som resultat av den biologiske bedømmelse (poeng, indeksnummer).

Det konkluderes i (25) med følgende:

"Behandling av biologiske data ved hjelp av biotiske indekser innebærer en sterk forenkling av biologiske systemer. Det vil derfor ikke være aktuelt å bruke slike metoder i vassdragsundersøkelser hvor det er viktig å få klarlagt detaljer om årsak/virkning av forurensningsbelastning. Derimot er det grunn til å tro at metodene vil ha sin styrke ved overvåking av vassdrag på grunn av sin enkelhet, som gjør det mulig å få frem resultater på kort tid. En annen sak er at fremstillingsformen, enten grafisk eller i vannkvalitetsklasser, gjør resultatene lett tilgjengelige for dem som skal planlegge tiltak med tanke på allsidig bruk av vassdraget.

Det er umulig å gi noen entydig konklusjon på metodenes brukbarhet i norske vassdrag etter det spinkle materiale som er presentert her. Det gjenstår mye arbeid. Det vil være nødvendig å utprøve metodene på et stort og variert materiale, slik at den eller de metoder som synes best, har gyldighet over et forholdsvis stort geografisk område. Jeg tror at en videre utvikling av dette felt vil få stor betydning for forståelsen av vannkvalitet og økologisk riktig behandling av vassdrag. Fordi overvåking og vannressursplanlegging vil kreve systemer av denne type for å gi det beste utbytte, synes tiden å være gunstig nå for å fortsette tilretteleggingen av denne metodikken.

En vesentlig grunn til at ingen av de foreslåtte saprobiesystemene har fått en almen gjennomslagskraft er at de som regel kun er brukbare for de elver og de geografiske områder hvor de er utviklet. Systemene krever også høyere kvalifisert personale og mer ressurser enn de fleste har tilgang på".

Prinsippene i saprobiesystemene skulle imidlertid være generelt anvendbare. Men det krever betydelig lokalkunnskap om naturforholdene hvor de skal anvendes. Slik basiskunnskap er ofte mangelvare her i landet. I sterkt forurensete vassdrag vil det i regelen være enkelt å benytte indikatororganismer (f.eks. heterotrofe begroinger). Det er de mer nyanserte endringer i

den relativt sett moderate forurensningssituasjon vi stort sett har i Norge som krever øket kunnskap om naturforholdene.

Det er sterkt behov for innsats når det gjelder å videreutvikle systematiske målings- og klassifikasjonsmåter for strømmende vann. Noen oppgaver kan påpekes:

- Videreutvikling av arbeidet med biologiske indekser tilpasset norske forhold basert på bunndyr- og begroingsfauna. Utvikling av en mer presis feltprosedyre i det arbeidet som foregår i ANØ-området kan nevnes.
- Ved siden av å benytte innsamling av bunndyr og begroingssamfunn kan også bestemmelse av organismedriften i de frie elvenes vannmasser være verdifull til karakterisering av elvenes biologiske vannkvalitet. Spesielt ut fra overvåkingens krav til enkle og rimelige parametre, synes bruk av klorofyll, ATP og totalantall bakterier å gi en rimelig god karakteristikk av vannmassenes biologi (Eksempel: Pilotprosjekt 0-7711002, Sarpsfossen). Spesielt i store elver hvor innsamling av begroing og bunndyr er vanskelig og tidkrevende vil de nevnte parametre kunne være et brukbart alternativ.
- Bruk av kunstige substrater for å standardisere prøvetakingen av bunndyr eller fastsittende alger er også en vei som bør utprøves. Det er trolig at utvikling av slike metoder vil gi prøver som det er lettere å sammenligne fra et sted til et annet, slik at bedømmelsen av biologisk vannkvalitet blir enklere.
- Typifisering av lokaliteter, først etter naturlige fysiske/kjemiske forhold. Spesielt den fysiske karakterisering av lokaliteter (vannhastigheter, substrattype, lys- og temperaturforhold) er lite utviklet. Dette er faktorer som vil virke sterkt inn på sammensetningen av den naturlige flora og fauna. De fysiske forhold vil også være avgjørende for de biologiske virkninger av en gitt forurensningsbelastning. For å få en sikrere tolkning av biologiske observasjoner er det derfor nødvendig å utvikle et system for typifisering av lokaliteter ut fra naturgitte forhold. (Ref. (26) og (27)).

I inneværende år arbeides det under dette prosjektet videre med klassifiserings-systemer for strømmende vann. Det vises til vedlegg 1.

Det arbeides med litteraturstudier av klassifiseringssystemer generelt, men med spesiell vekt på praktisk biologiske anvendbare metoder. Arbeidet knyttes til typifiseringsprosjektet (se ovenfor) og til det arbeide som er prøvd i ANØ-området. I delprosjektet inngår utprøving av metoder for å vurdere begroing og bunndyr ved kunstige substrater.

5.5 Fjorder - kystfarvann

Det er innenfor prosjektet utarbeidet et eget notat som vurderingsgrunnlag for vannkvalitet i marint miljø. Dette er satt inn som vedlegg 3. Det diskuteres både kriterier for naturlige organismsamfunn og for aktuelle bruker-interesser. De bruksformer det er naturlig å utarbeide kriterier for i sjøvann er vist i nedenfor.

1. Naturvern (referanseområder, verneverdi biotoper, forekomst av naturlig organismsamfunn)
2. Fiske og fangst av aktuelle organismer
 - a) pelagisk fiske
 - b) bunnfisk og reker
 - c) skjell, hummer og krabber
 - d) tarehøsting
3. Rekreasjon
 - a) bading, dykking
 - b) båtsport, seiling og annet friluftsliv på og ved sjøen
4. Akvakultur
 - a) oppdrett
 - b) låssetting
 - c) oppbevaring av levende fisk og skalldyr
5. Industrivannforsyning (kjøling, skylling)

Notatet diskuterer først og fremst fysisk/kjemiske og biologiske parametre som er aktuelle for å belyse de aktuelle krav brukerinteresser stiller og for å beskrive naturlige organismsamfunn. Notatet konkluderer med:

"Det oppdages stadig nye effekter av forurensning i det marine miljø som en må ta hensyn til. De typer kriterier som her er valgt skulle imidlertid dekke de mest aktuelle problemstillinger for forvaltningen i kyst- og fjordområder:

1. Fysiske og kjemiske effekter
2. Kvalitative og kvantitative forandringer i marine organismsamfunn, herunder eutrofiering, påvist ved feltundersøkelser og forsøk med større deler av aktuelle samfunn, eller en økologisk systematisering av resultater fra observasjoner av enkeltarter og delsamfunn.
3. Letale (dødelige) og subletale effekter ved akutt og kronisk belastning hos fisk og matnyttige arter, samt nøkkelarter i utvalgte samfunnstyper (biotester).
4. Akkumulering som kan skade mennesker og andre på høyere trinn i næringskjeden (evt. sette smak på produktet).
5. Genetiske og andre skader som kan føre til sår, byller og misvekst hos marine organismer.
6. Forekomst av tarmbakterier og patogene mikroorganismer."

I denne forbindelse vises også til NIVAs utredning, parametervalg og observasjonsfrekvens i fjorder i forbindelse med overvåkingsprogrammet (28).

Generelt kan vi si at klassifiseringssystemer (indikatorsystemer, saprobiesystemer, etter produksjonsnivå og belastningsmodeller) i det vesentlige har vært utviklet for elver og innsjøer. Tilknyttet dette prosjektet har man imidlertid (i sammenheng med et internt forskningsprosjekt) ved fjordseksjonen sett nærmere på mulig anvendelse i fjorder av prinsippene bak Vollenweiders belastningsmodell for store dype innsjøer. Disse modellene har som kjent vist seg svært verdifulle ved vurdering av sammenheng mellom belastning og tilstand i forbindelse med eutrofieringsforholdene i innsjøer.

Fjorder skiller seg imidlertid fra innsjøer på en rekke vesentlige områder som kan gjøre utviklingen av tilsvarende modeller vanskeligere:

- Vannmassene er oftest stabilt sjiktet hele året. De kan inndeles i 2-3 lag, som kan være vesensforskjellige hva fysiske og kjemisk/biologiske forhold angår.
- Fjorder tilføres vann både fra nedslagsfeltet og fra kystområdene utenfor, noe som bl.a. gjør det vanskelig å stille opp budsjetter for belastning med gjødselstoffer.
- Ferskvannspåvirkning kan gi eutrofilignende symptoner i overflatelaget, både som følge av nedsatt saltholdighet og muligens også ved naturlig høyt innhold av nitrogenforbindelser.
- Det er vanligere at både fosfor og nitrogen vekselvis kan opptre som begrensende næringsalter for algevekst.
- Eutrofisymptomer i dypvannet (oksygensvinn o.l.) kan i varierende grad skyldes naturgitte forhold.

For å forenkle problemene har vi valgt å konsentrere oss om fjordenes overflatelag. Tykkelsen av dette kan ofte være vanskelig å fastlegge, og må vurderes for hver enkelt fjord. I fjorder med markert sprangskikt kan dette utgjøre nedre grense for overflatelaget. Alternativt kan overflatelaget defineres som det dypintervall hvor det fremgår fotosyntese av noen betydning: ned til 1-2 ganger siktedypet, eller som terskeldypet hvor det er grunne terskler.

Karakterisering av overflatelagets eutrofitilstand bygges primært på:

- Klorofyll
- Siktedyp
- Næringssaltkonsentrasjoner
- Kvalitative bedømmelseskriterier, særlig av vegetasjonen i strandsonen.

Konsentrasjonene av fosfor- og nitrogenforbindelser i overflatelaget er et resultat av en rekke faktorer hvorav de viktigste vil være tilførsler fra land, overflatelagets tykkelse og oppholdstid, vertikal transport med dødt og levende plankton, og vertikale blandingsprosesser i sprangsjiktet. I tillegg vil stoffenes tilstandsform være av stor betydning.

I denne fasen av arbeidet har vi valgt å forenkle problemene ved utelukkende å se på næringssaltkonsentrasjoner som et resultat av fortynningsprosessen. Videre betrakter vi bare totalmengden (TOTP og TOTN) og regner med stasjonære forhold. Vår modell beskrives da ved ligning (1):

$$P_{inn} - C_p \cdot Q_{ut} = 0 \quad (1)$$

som kan omformes til:

$$C_p = \frac{P_{inn}/A}{Z/T} \quad (2)$$

der:

- P_{inn} = Tilført fosformengde pr år
- C_p = Midlere fosforkonsentrasjon i overflatelaget
- Q_{ut} = Netto vannutskiftning i overflatelaget (m^3/s)
- Z = Overflatelagets midlere tykkelse
- T = Overflatelagets teoretiske oppholdstid i fjorden
- A = Fjordens overflateareal

Vi har samlet inn data fra i alt 16 fjorder som er noenlunde godt beskrevet med hensyn til eutrofitilstand, hydrofysiske og topografiske forhold samt belastning av fosfor, nitrogen og organisk stoff. Materialet er benyttet i lign. (2) og resultatet plottet i fig. 5.6.

Vi har hittil ikke rukket å gjøre en grundig vurdering av de forskjellige fjordenes eutrofitilstand, og har derfor ikke tilstrekkelig grunnlag for å plassere fjordene i figuren på en eutrofiskala. En viss grov rangering av fjorden kan man allikevel forsøksvis gjøre, noe som også er antydnet på figuren.

Det bildet som fremtrer på figuren virker lovende for det videre arbeidet på prosjektet. I år arbeidet vi i første rekke med en bedre biologisk karakterisering av fjordene. Videre kan det bli aktuelt å utvikle denne meget enkle modellen til å omfatte flere av de viktigste fysiske og kjemiske prosesser i overflatelaget. Det vises til vedlegg 1 hvor delprosjektet om belastningsmodeller og klassifisering av påvirkningsgrad fra fjorder er beskrevet.

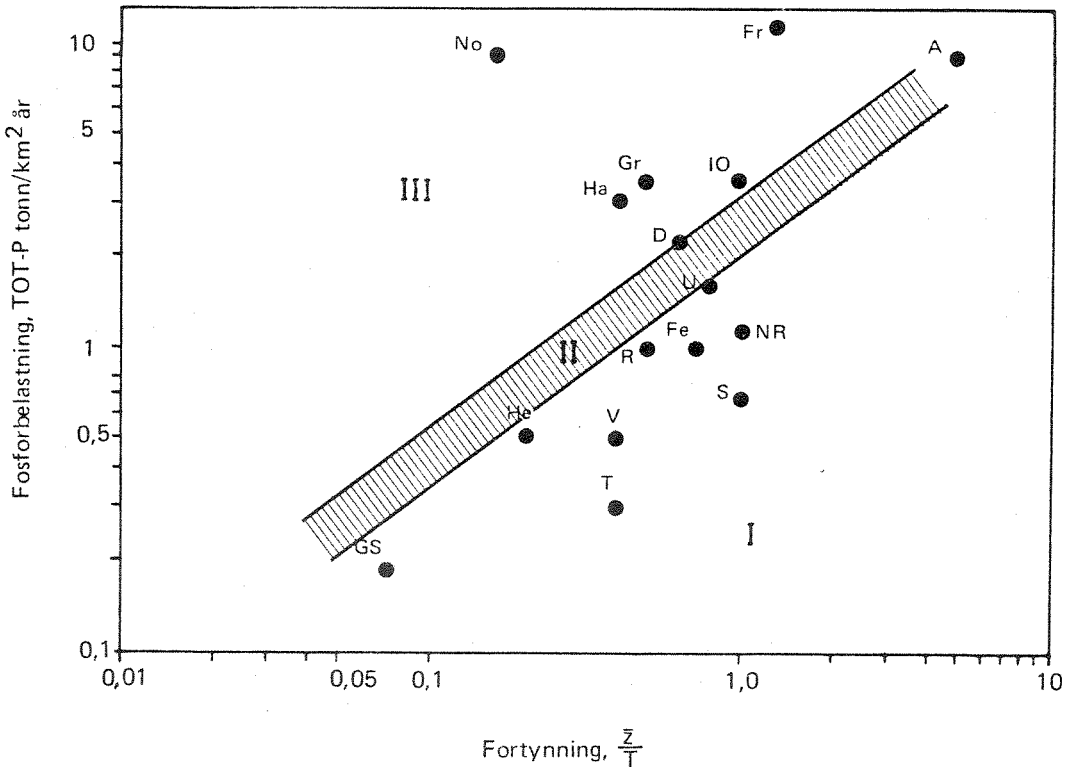


Fig. 5.6 Forsøksvis beskrivelse av sammenhengen mellom tilstand og fosforbelastning for noen norske fjorder. I: lav belastet. II: betenkelig belastning. III: Høy belastning.

- | | | |
|----------|----------------------------|---------------------|
| Fjorder: | A: Arnavågen | IO: Indre Oslofjord |
| | D: Drammensfjorden | NO: Nordåsvatnet |
| | Fe: Indre Fedafjord | NR: Nord-Rana |
| | Fr: Frierfjorden | R: Reisvatnet |
| | Gr: Grisefjorden | S: Sør-Elsfjorden |
| | GS: Grinde-/Skjoldafjorden | V: Viksefjorden |
| | HA: Hafrsfjorden | T: Trosbyfjorden |
| | HE: Hellefjorden | U: Ulvikpollen. |

5.6 Forsurning

Klassifikasjon av påvirkningsgrad må som nevnt ta utgangspunkt i virkninger eller kombinasjoner av virkninger. Beskrivelse av påvirkning av innsjøer vil eksempelvis normalt ta utgangspunkt i eutrofibetraktninger.

Det er rasjonelt i klassifiserings- og rapporteringssammenheng å holde problemer knyttet til forsurning adskilt fra de andre typer forurensningsvirkninger. Dette ble bl.a. gjort i St.meld. 107 ("landsplanen").

Forsurning av ferskvann er pr. definisjon en senking av pH (surhetsgrad øker) fra en normal tilstand til en forsurende tilstand. Henriksen (29) fant at et plott av pH mot Ca-konsentrasjon kan gi en enkel måte for å skille mellom forsurede og ikke forsurede vann, selv når pH nivået ikke er spesielt lavt, se fig. 5.7 og 5.8.

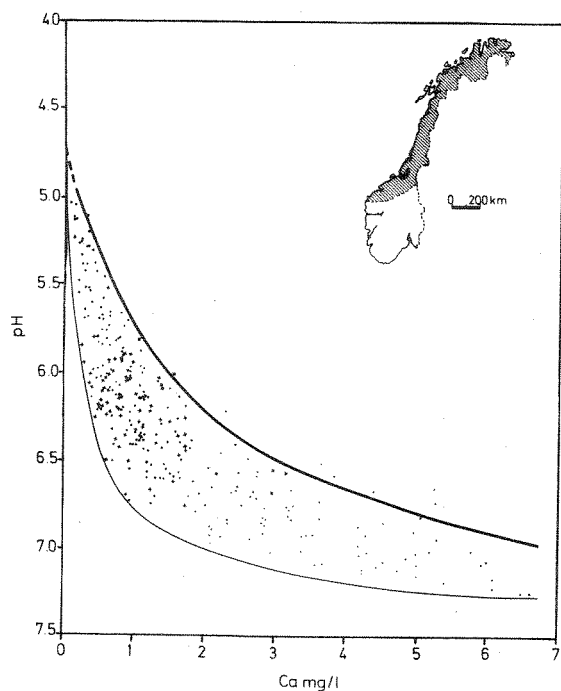


Fig. 5.7 pH og Ca-konsentrasjoner i prøver fra innsjøer i Nord- og Nordvest-Norge vinteren 1975 (punkter) og fra innsjøer i Nordvest-Norge høsten 1977 (kryss). Innskutt kart viser beliggenheten av prøvetakingsområdene.

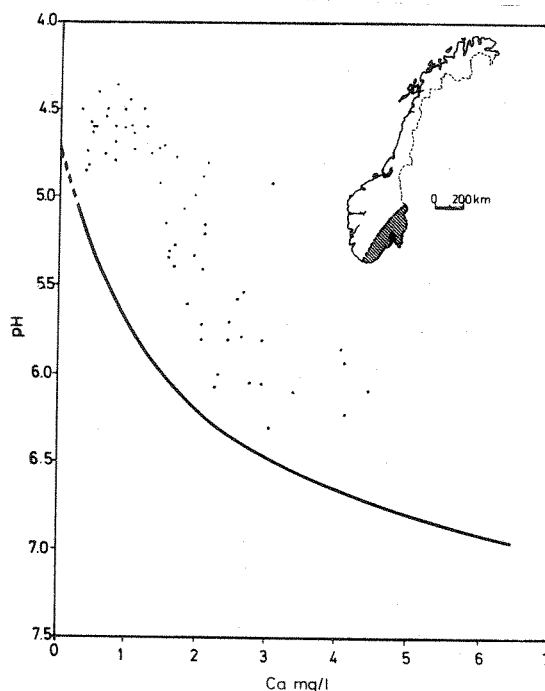


Fig. 5.8 pH og Ca-konsentrasjoner i prøver fra innsjøer i Sør- og Øst-Norge høsten 1974. Den opptrukne linje er øvre begrensningsslinje i fig. 5.7. Innskutt kart viser beliggenheten av sjøene.

Forsurning har både kjemisk og biologiske virkninger. Kjemisk sett kan vannforekomster klassifiseres i 3 hovedtyper: bikarbonat-vann (pH over 5,3), overgangsvann (pH 5,3-4,7) og sterk-syre vann (pH under 4,7) (Henriksen (1980), (30)). Fig. 5.9. Fiskestatus er en meget god og lett målbart biologisk symptom på forsurning og igjen kan vannforekomster klassifiseres i 3 klasser etter fiskebestanden: god, tynn eller "borte" (fisketomt). Fig. 5.10 (30).

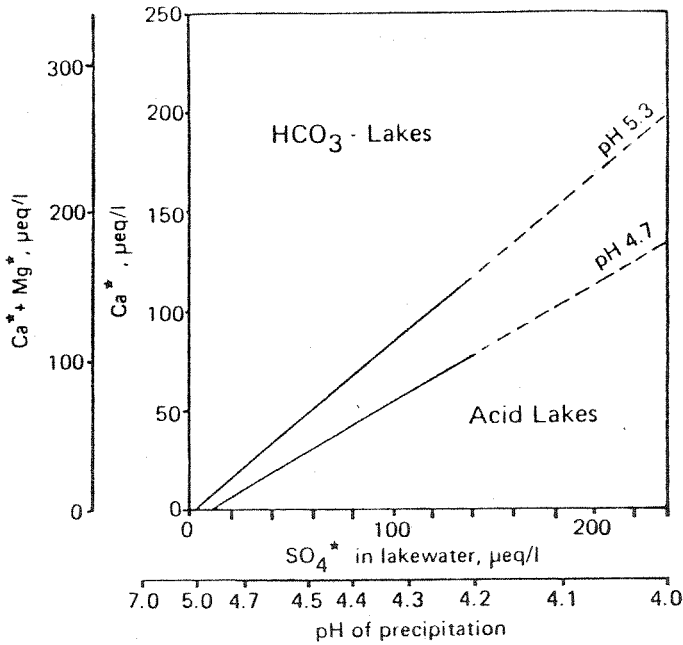


Fig. 5.9 Empirisk nomogram for prediksjon av pH i innsjøer, gitt summen av kalsium og magnesium konsentrasjoner eller kalsiumkonsentrasjonen alene (y-aksen), og sulfatkonsentrasjonen i innsjøvannet eller veiet gjennomsnitt av hydrogenion-konsentrasjonen i nedbøren (x-aksen).

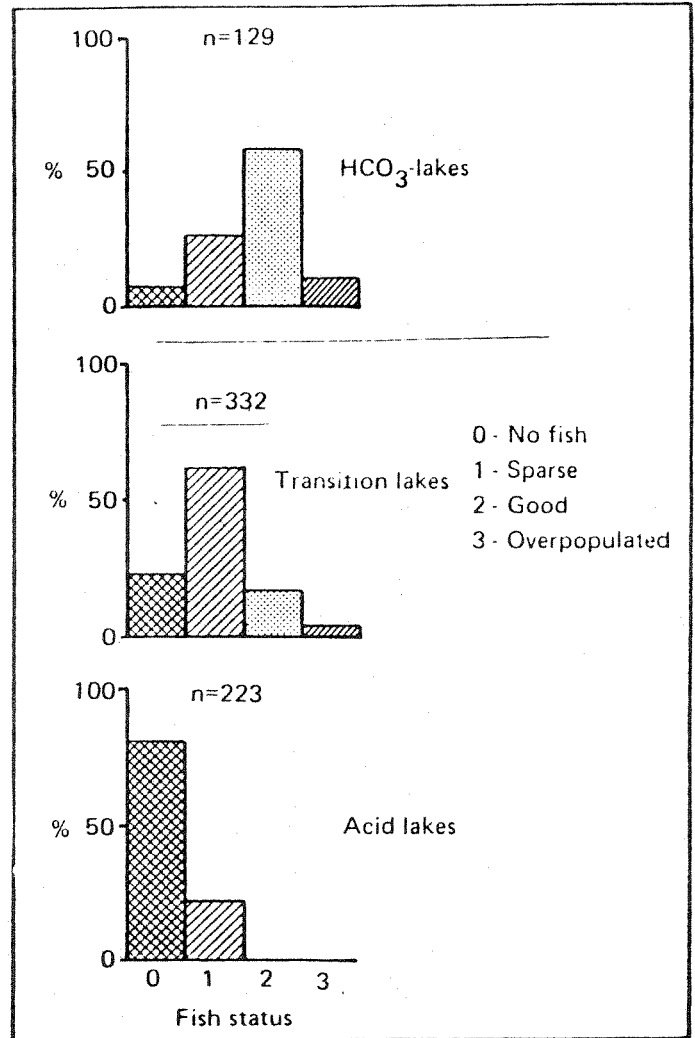


Fig. 5.10 Hyppighetshistogram for fiskestatus i 684 innsjøer på Sørlandet oppdelt i.h.t. nomogrammet i fig. 5.9.

Det viser seg at de tre kjemiske og fiskebiologiske kategoriene harmonerer godt i de fleste tilfeller: bikarbonat vannene har gode fiskebestander, overgangsvannet har tynn bestand og sterk-syre vann er fisketomme. Fig. 5.9, 5.10. Alle andre hovedkomponenter av økosystemet i ferskvann er også påvirket av forsurening, men de fleste er vanskelig å måle for ikke-spesialister. (Det finnes selvfølgelig vann som alltid har vært sure (altså sure, men ikke forsuret) av naturlige årsaker og vann som alltid har vært fisketomme).

Forsurningstilstanden kan derfor klassifiseres enten ved kjemiske målinger, eller ved fiskeobservasjoner. Se fig. 11, pp. 97 i (30).

Noen vannforekomster er mer ømfintlige overfor forsurening enn andre. For eksempel innsjøer som har kalkholdig materiale i nedslagsfeltet er godt buffret mot tilførsler av syre og er derfor ikke særlig utsatt for forsurening. Forsurningsømfintlighet er en funksjon av vannets kjemiske tilstand, som i sin tur gjenspeiler nedslagsfeltets geologi. Innsjøer i granittiske områder har vanligvis svært ionefattig vann med liten bufferkapasitet og er derfor ømfintlige mot tilførsler av syre.

Henriksens (1980) empiriske forsureningsmodell (31) gir en kvantitativ mål på forsureningsømfintlighet. Modellen består av en parameter spesiell for det aktuelle vann; Ca-konsentrasjonen i vannet, og en belastningsparameter; pH i nedbøren på årsbasis. Den stedsavhengige parameteren er hovedsakelig en funksjon av nedbørfeltets geologi. Modellen gir en grov indikasjon på hvor sur nedbør en innsjø kan tåle før den går over fra et bikarbonatvann (med god fiskebestand) til et overgangsvann med tynn bestand eller et sterk-syre vann som vil bli fisketomt. Henriksens modell er en modell for forsurening analog til Vollenweiders eutrofieringsmodeller. Begge modellene har en parameter spesiell for den aktuelle vannforekomst og en belastningsparameter. Begge brukes til å klassifisere innsjøer i tre typer, upåvirket, delvis påvirket og sterkt påvirket.

6. BRUKSFORMENES KRAV TIL VANNKVALITET

De bruksformer det er aktuelt med vannkvalitetskriterier/normer for vist nedenfor fremgår av fig. 4.1. Fig. 6.1 er et utsnitt av fig. 4.1 hvor det er merket hva som er omtalt i dette kapittelet. Ikke alle "poster" er omtalt i notatet. Disse er merket med ▲ rundt symbolene. I videreføringen av prosjektet vil alle de viktigste poster være med.

Klassifisering for brukerinteresser 1)	Brukerinteresser	Vassdrag	Stø	Grunnvann
		1. Drikkevannforsyning (inkl. dyr)	▲	
	1a. Uten rensing ²⁾ A0	▲		▲
	1b. enkel rensing A1	▲		▲
	1c. fullrensing A2	▲		▲
	1d. avansert rensing A3	▲		▲
	2. Industrivannforsyning	▲	●	▲
	3. Jordbruksvanning	●		●
	4. Rekreasjon	●	●	
	4a. Bading	▲	●	
	4b. Båtsport, seiling, o.a.	▲	●	●
	5. Fiske og fangst			
	5a. Fisk	●	●	
	5b. Skaldyr	●	●	
	5c. Tang og tarehøsting		●	
	6. Aquakultur			
	6a. Oppdrett	●	●	
	6b. Låsetting og oppbevaring		●	
	6c. Uspes. biol. produksjon	●	●	
	7. Vern (vitenskapelig vern, undervisnings m.m.)	●	●	●

Fig. 6.1 Bruksformer omtalt i rapporten. Merket

Omtalen av bruksformens krav til vannkvalitet beskriver status behovet for videre arbeide for å få til et foreløpig operasjonelt system tilpasset det fremstilte system. Konklusjonene m.h.t. prinsipper for klassebetegnelser fremgår av fig. 4.1.

6.1 Vannforsyning^x (drikkevann)

Kvalitetskrav til vannforsyning er klart de viktigste. Disse normer/krav oppsto først. Det er på dette området utført omfattende forskningsarbeide. Det faglige grunnlag for grenseverdier er relativt godt.

^x Industrivannforsyning ikke med her i denne rapporten

På dette området er det mulig i stor grad å harmonisere bestemmelser internasjonalt. Det er et faktum at WHO's standarder har dannet grunnlag for en rekke nasjonale krav/standarder.

Når det gjelder drikkevann, må vi skille mellom

- krav til råvannskvalitet og
- krav til vann levert forbruker (kranvann)

Krav til kranvannskvalitet kan variere med størrelsen for tilknytning. Det er p.g.a. konsekvensene ved mikrobiell forurensning av drikkevann aktuelt å stille noe strengere krav til anlegg som forsyner en større menneskemengde enn en enkelt husklynge.

For kranvann/springvann har vi offisielle kvalitetskrav i Norge. Disse er utgitt i Sosialdepartementets publikasjon "Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann", rev. utg. nov. 1976 (10).

Drikkevannskravene gjelder kranvann, kravet til omsetningsvann, både kilden og vannet i pakningene. Kravene til drikkevann gjelder altså etter eventuell behandling og her mer karakter av en produktstandard enn miljøstandard. For drikkevann er kravene nøye knyttet til lovverk og forskrifter (sunnhetsloven av 16. mai 1860 (§ 3) og næringsmiddeloven av 19. mai 1933 (§ 3)) og administrativ knyttet til godkjenningsprosedyren for vannverk etter nevnte lover og forskrifter.

Gjeldende forskrifter for drikkevann setter et absolutt krav om at drikkevann skal være hygienisk betryggende. Det gis hjemmel for lempninger fra dette krav. Om fysisk-kjemisk kvalitet er kravene verbale:

- "Vannet skal være klart, uten framtrædende lukt, smak eller farge. Helserådet kan tillate fravikelser fra denne bestemmelsen når de stedlige forhold tilsier det".

Kravene utledet av forskriftenes formulering omfatter mikrobiologiske, fysiske og kjemiske (uorganiske og organiske) parametre. Kravene er generelle, samt enkelte spesielle tilknyttet spesifiserte behandlingsprosesser. Det finnes kun ett sett grenseverdier. Enten er vannet tilfredsstillende, eller så er det ikke. Det er altså lagt opp til en "ja/nei-klassifisering. Kravene er operasjonelle. Det er knyttet brukerregler til disse (Norsk Standard). I praksis vurdering også andre forhold enn vannkvalitet, f.eks. sikkerhet i forsyningen og muligheter for aktuell forurensning av vannkilder.

Kravene til drikkevann er vist i tabell 6. 1 (10)

Parameter	Generelle krav	Spesielle krav
<i>Mikrobiologiske</i>		
Termostabile koliforme bakterier	pr. 100 ml	0
Koliforme bakterier	pr. 100 ml	< 1
<i>Fysikalske</i>		
Fargetall	mg Pt/l	< 15
Turbiditet	FTU	< 1
Temperatur	°C	< 10
Lukt/smak	—	Ingen spesiell
<i>Uorganisk kjemiske</i>		
Aluminium	mg Al/l	—
Ammonium	mg N/l	< 0,08
Arsen	mg As/l	< 0,01
Bly	mg Pb/l	< 0,05
Bor	mg B/l	< 0,3
Fluorid	mg F/l	< 1,5
Jern	mg Fe/l	< 0,2
Kadmium	mg Cd/l	< 0,005
Kalsium	mg Ca/l	< 35
Karbondioksyd	mg CO ₂ /l	< 5
Klorid	mg Cl/l	< 100
Kobber	mg Cu/l	< 0,05
Krom (VI)	mg Cr/l	< 0,05
Kvikksølv	mg Hg/l	< 0,0005
Magnesium	mg Mg/l	< 10
Mangan	mg Mn/l	< 0,1
Nitrat	mg N/l	< 2,5
Nitritt	mg N/l	< 0,05
Oksygen, oppløst	% metn.	> 70
Selen	mg Se/l	< 0,01
Sink	mg Zn/l	< 0,3
Sulfat	mg SO ₄ /l	< 100
Surhetsgrad	pH	8,0–8,5
Sølv	mg Ag/l	< 0,05
<i>Organisk kjemiske</i>		
Cyanid	mg CN/l	< 0,01
Fenoler	mg C ₆ H ₅ OH/l	< 0,001
Ligniner	mg/l	< 2
Mineraloljer	mg/l	< 0,001
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	< 15
Tensider	mg/l	< 0,1
Pesticider, totalt	mg/l	< 0,01
Organiske fosfater og klorerte hydrokarboner	mg/l	< 0,001

Tabell 6. 1 Krav til drikkevann (10)

Sosialdepartementets publikasjon inneholder kommentarer til parametrene. I (10) er også gitt en tabell over vannkvalitetsnormer (veiledende) hva angår bakteriologiske forhold i vann. Litt omskrevet får tabellen denne formen:

Tabell 6.2 Bakteriologisk bedømmelse av drikkevann tilrådd i NS. 4751

		Klasse for råvann		
		Godt	tvilsom	ikke brukbar
Koliforme bakterier/ 100 ml vann	Overflatevann u. des.	< 1	2-30	> 30
	Overfl.v. m. des. gr.vann	< 1	1-2	> 2
Termostabile koliforme bakterier/ 100 ml vann	Overflatevann u. des.	må ikke påvises	-	-
	Overfl.v. m. des. gr.vann	må ikke påvises	-	-
Kimtall 20°C i 72 h	Overflatevann u. des.	< 100	100-500	> 500
	Overfl.v. m. des. gr.vann	< 10	10-100	> 100

Det finnes en rekke andre drikkevannsstandarder i bruk i utlandet. Grenseverdivalg og parametre er vist i vedlegg 2.

EF har arbeidet i lengre tid med kvalitetskrav til drikkevann. EF-kravene er vel det internasjonale regelsett som er mest moderne. Direktivene for råvann er gitt 16.6.75, og et tilhørende analysedirektiv er nylig vedtatt på ministerrådsmøte i EF 19.9.79. I (32) er disse direktivene satt inn som bilag.

Enkelte hovedtrekk i EF bestemmelsene gjengis:

- Kravene gjelder kun overflateferskvann (ikke grunnvann, brakkevann)

- Det opereres med tre vannbehandlingsgrupper:

A1, A2 og A3

tilsvarende hovedtyper av vannbehandling. Disse tre hovedgrupper gir tre forskjellige kvaliteter av overflatevann med tilhørende fysisk-kjemiske og mikrobiologiske karakteristika.

- For hver av behandlingsgruppene gis det to grenseverdier:

G og I

G er "ønskegrenseverdier", "bør"

I er minstekrav, "skal"

- Operasjonelle regler er gitt for bedømmelse av hvorvidt kravene til G eller I oppfylles. Kravene er oppfylt hvis prøvene svarer til kravverdiene for (sitat):

- "95% af prøverne i tilfælde af de parametre, der er i overensstemmelse med de i kolonne I i bilag II^x, anførte.
- 90% af prøverne i alle andre tilfælde.

og såfremt det for de 5% eller 10% af prøverne, som efter omstændighederne ikke opfylder kravene, gælder at:

- a) vandet ikke afviger mere end 50% fra de pågældende parameterverdier undtagen med hensyn til temperatur, pH, opløst ilt og mikrobiologiske parametre;
 - b) det ikke kan medføre fare for den offentlige sundhed;
 - c) serier af stikprøver af vand udtaget med en hyppighed, der er statistisk forsvarlig, ikke afviger fra de parameterverdier, som gælder for det."
- Visse unntaksbestemmelser (naturkatastrofer, særlige geografiske-/meteorologiske vannforekomster) tillater overskridelse av grenseverdier.

Vannbehandlingsgruppene (kategoriene) er:

"Kategori A1:

Simpel fysisk behandling samt desinfektion, f.eks. hurtig filtrering og desinfektion.

Kategori A2:

Normal fysisk og kemisk behandling samt desinfektion, f.eks. præ-chlorering, koagulering, flokkulering, dekantering, filtrering, desinfektion (afsluttende chlorering).

Kategori A3:

Videregående fysisk og kemisk behandling, forædling og desinfektion, f.eks. chlorering til »break-point«, koagulering, flokkulering, dekantering, filtrering, rensning (aktivt kul), desinfektion (ozon, afsluttende chlorering).^x

(^x tilsvarende tabell 6.3 på neste side).

Kvalitetskravene i EFs direktiv er vist i tabell 6.3 nedenfor.

Tabell 6.3

Kvaliteter af overfladevand til fremstilling af drikkevand

	Parametre	A1 G	A1 I	A2 G	A2 I	A3 G	A3 I
1	pH	6,5-8,5		5,5-9		5,5-9	
2	Farvning (efter simpel filtrering)	mg/l pt-skala	10	20 (O)	50	100 (O)	200 (O)
3	Opslemmede stoffer, ialt	mg/l	25				
4	Temperatur	°C	22	25 (O)	22	25 (O)	25 (O)
5	Ledningsevne	µs/cm ⁻¹ ved 20°	1 000		1 000		1 000
6	Lugt	(fortyndingsfaktor ved 25 °C)	3		10		20
7*	Nitrater	mg/l NO ₃	25	50 (O)		50 (O)	50 (O)
8 (1)	Fluorider	mg/l F	0,7/1	1,5	0,7/1,7		0,7/1,7
9	Ekstraherbart organisk chlor, ialt	mg/l Cl					
10*	Opløst jern	mg/l Fe	0,1	0,3	1	2	1
11*	Mangan	mg/l Mn	0,05		0,1		1
12	Kobber	mg/l Cu	0,02	0,05 (O)	0,05		1
13	Zink	mg/l Zn	0,5	3	1	5	1
14	Bor	mg/l B	1		1		1
15	Beryllium	mg/l Be					
16	Cobolt	mg/l Co					
17	Nikkel	mg/l Ni					
18	Vanadium	mg/l V					
19	Arsen	mg/l As	0,01	0,05		0,05	0,05
20	Cadmium	mg/l Cd	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
21	Chrom, ialt	mg/l Cr		0,05		0,05	0,05
22	Bly	mg/l Pb		0,05		0,05	0,05
23	Selen	mg/l Se		0,01		0,01	0,01
24	Kviksølv	mg/l Hg	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005
25	Barium	mg/l Ba		0,1		1	1
26	Cyanid	mg/l Cn		0,05		0,05	0,05
27	Sulfater	mg/l SO ₄	150	250	150	250 (O)	150
28	Chlorider	mg/l Cl	200		200		200
29	Overfladeaktive stoffer (reagerer med methylenblåt)	mg/l (lauryl-sulfat)	0,2		0,2		0,5
30* (2)	Phosphater	mg/l P ₂ O ₅	0,4		0,7		0,7
31	Phenoler (phenolal) 4 aminoantipyrin	para-nitroanilin C ₆ H ₅ OH		0,001	0,001	0,005	0,01
32	Opløste eller emulgerede carbonhydrider (efter ekstraktion med petroleumsether)	mg/l		0,05		0,2	0,5
33	Aromatiske polycykliske carbonhydrider	mg/l		0,0002		0,0002	0,001
34	Pesticider, ialt (parathion, HCH, dieldrin)	mg/l		0,001		0,0025	0,005
35*	Kemisk iltforbrug (COD)	mg/l O ₂					30
36*	Mætningsgrad i opløst ilt	% O ₂	> 70		> 50		> 30
37*	Biokemisk iltforbrug (BOD ₅) ved 20 °C uden nitrifikation	mg/l O ₂	< 3		< 5		< 7
38	Kjeldahl-nitrogen (undtagen NO ₂)	mg/l N	1		2		3
39	Ammoniak	mg/l NH ₄	0,05		1	1,5	2
40	Stoffer som kan ekstraheres med chloroform	mg/l SEC	0,1		0,2		0,5
41	Organisk carbon, i alt	mg/l C					
42	Tilbageværende organisk carbon efter flokulation og membranfiltrering (5 µ) TOC	mg/l C					
43	Colibakterier, i alt 37 °C	/100 ml	50		5 000		50 000
44	Fækale colibakterier	/100 ml	20		2 000		20 000
45	Fækale streptokokker	/100 ml	20		1 000		10 000
46	Salmonella		ikke påvist i 5 000 ml		ikke påvist i 1 000 ml		

I = imperative (bindende værdier).

G = guide (vejledende værdier).

O = usædvanlige klimatiske eller geografiske forhold.

* = se artikel 8, litra d).

(1) De angivne værdier udgør de øvre grænseværdier som funktion af den årlige gennemsnitstemperatur (høj temperatur og lav temperatur).

(2) Dette parameter indsættes for at opfylde visse miljøers økologiske krav.

Utenlandske systemer sett under ett (bl.a. det svenske forslag, jfr. vedlegg 2) og basert på uformelle samtaler med SIFF kan det være aktuelt å arbeide videre etter det system for beskrivelse av vannkvalitet til vannforsyning som er skissert i fig. 4.1. Utsnitt av figuren er satt opp nedenfor.

Brukscategorier/former	Vassdrag	Sjø	Grunnvann	Anvenbarhet for bruksformer Klassifiseringsbetegnelser			
				A0 tilfredstillende	A0 brukbar	A0 tvilsom	A0 ikke brukbar*
1 Drikkevannforsyning (inkl. dyr)	●		●				
1a uten rensing ²⁾ A0	●		●	A0 tilfredstillende	A0 brukbar	A0 tvilsom	A0 ikke brukbar*
1b enkel rensing A1	●		●	A1 tilfredstillende	A1 brukbar	A1 tvilsom	A1 ikke brukbar*
1c fullrensing A2	●		●	A2 tilfredstillende		A2 brukbar	A2*
1d avansert rensing A3	●		●	A3 tilfredstillende			A3 brukbar A3*

Noen kommentarer:

Drikkevannsforsyning uten rensing er bare aktuelt for meget små lokale anlegg med uttak for overflatevann, samt grunnvannsuttak (ikke de største).

Det er viktig å understreke at også andre forhold enn vannkvalitet vurderes ved reelt valg av kilde; f.eks. mengde, leveringssikkerhet, forurensningspotensiale, utviklingsplaner i nedbørfelt, mulighet for akutt forurensning, alternative kilder m.v.

De enkelte behandlingskategorier kan utdypes som følger:

- enkel behandling : fysisk behandling og desinfeksjon, eks. mikrosiling, hurtig sandfilter og desinfeksjon
- fullrensing/behandling: fysisk/kjemisk behandling og desinfeksjon, eks. sandfiltrering, kjemisk felling og desinfeksjon
- avansert behandling : som over, eventuelt med etterbehandling av aktivt kull

Arbeide mot operasjonelt system etter ovennevnte bør skje i nært samarbeide med helsemyndighetene.

6.2 Vanning til jordbruk

NLVF-rapport nr. 100 om kvalitet av vanningsvann (33) gir en gjennomgang av innen- og utenlandsk viten på området og foreslår forskningsoppgaver. Sammen-
draget fra rapporten er følgende:

"Stortinget vedtok i 1975 å øke innsatsen for å bedre den innenlandske matvareproduksjonen. Ved siden av å øke dyrkingsarealet og bedre plante-
materialet forutsetter dette en optimal utnyttelse av det eksisterende
produksjonsgrunnlag blant annen ved vanning av tørkesvake jordbruks-
arealer.

Vann er i mange deler av landet minimumsfaktor ved planteproduksjonen. Jordbruksvanning må dessuten vike prioritet når begrensede vannkilder skal fordeles til flere formål. I denne forbindelse er avløpsvann fra kloakkverk og næringsmiddelindustri svært interessant fordi bruksmulig-
hetene for denne vanntypen er små. Denne type vann skaper tvertimot på flere steder problemer for utnyttelse av vassdragene til fiskevann, badevann og drikkevann. I tillegg reduseres vassdragenes estetiske verdi. Ved å bruke avløpsvannet til jordbruksvanning vil en kunne oppnå at belastningen på vassdragene reduseres, samtidig som tilgangen på vann til vanningsformål øker. Disse forhold var bakgrunnen for at Styringsutvalget for jordforskning fikk i oppdrag å klarlegge mulig-
hetene for å utnytte forurenset vann til jordbruksvanning. I utrednings-
arbeidet har en tatt for seg utenlandske og norske forsøksresultater og erfaringer fra anlegg i drift. En del av dette materialet bør kunne nyttes som basis når norske kvalitetsnormer for vanningsvann skal ut-
arbeides.

Av faktorer som har betydning for bruksmuligheten for avløpsvann nevnes:

1. Epidemiologiske forhold

For å kunne ivareta den høye helsemessige tilstanden både på dyr og mennesker her i landet er det nødvendig å få klare retningslinjer for de hygieniske kravene til vanningsvann. Den viktigste mulighet til å oppnå dette er å gripe ondet ved roten, nemlig å finne fram til desin-
feksjonsmetoder som i størst mulig grad kan redusere innholdet av patogene organismer i det anvendte vann. Samtidig er det av betydning å få klarlagt mulighetene for at patogener kan spres via andre veier som er tilgjengelige ved denne ressursutnyttelse.

2. Luktulemper

Utspredning av forurenset vann i nærheten av befolkningskonsentrasjoner kan føre til sjenerende lukt. Likeså kan det bli luktulemper når vann blir stående i vanningsanleggene mellom hver gang det benyttes. En har derfor funnet å måtte få en utredning omkring disse forhold.

3. Kjemisk forurensning

Ved riktig bruk av vanningsanlegg medfører minimal forurensningsmulighet. Imidlertid kan spesielle stoffer (tungmetaller) spres ukontrollert og forårsake forurensning av jord, vekster og vann.

4. Skade på vanningsanlegg

Forurenset vann er ofte svært turbid. Dette kan medføre gjentetting i dyser og koblinger forøvrig og det setter begrensningen i bruken av vanningsmaskiner.

5. Skadegjørere på planter

Det er potensiell fare for ukontrollert spredning av skadegjørere ved denne form for vanning. Det er derfor viktig at forekomsten av de ulike smitteorganismene undersøkes og at en utreder muligheter for reduksjon av de påviste elementer.

På bakgrunn av disse forhold som er nevnt foran har en kommet fram til aktuelle problemstillinger som må belyses gjennom konkrete forskningsoppgaver. Ved prioriteringen av disse har en sett det viktig å få klarlagt de hygieniske forholdene og at en der gjennomfører utprøving av desinfeksjonsmetoder som første oppgaven. Omfanget og varigheten av de andre forskningsoppgavene innen dette feltet vil avhenge av resultatet av en desinfeksjonsundersøkelse. En har også funnet å prioritere kartleggingen av den potensielle smitterisiko av plantesykdommer høyt."

Når det gjelder hvilket system man kan tenke seg å bruke for vannkvalitetsnormer for vanningsvann, nevnes innledningsvis et par utenlandske systemer (utdrag av NLVFs utredning).

" V. UTENLANDSKE NORMER FOR KVALITETEN AV VANNINGSVANN

Sverige

I Sverige foreligger det ingen faste krav til vannkvalitet for vanning av ulike jordbruksvekster. Bruk av rensset kloakkvann er ikke tillatt, men det vil snart bli gitt klarsignal for bruk av biologisk rensset vann under spesielle betingelser (Grunnet, muntl. mdd.).

Danmark

I Danmark er det nedlagt mye arbeide for å nå fram til konkrete retningslinjer for bruk av forurenset vann i landbrukssammenheng. I løpet av 1979 vil sannsynligvis slike retningslinjer foreligge (Grunnet, muntl. mdd.).

V.Tyskland

Problemet i dette landet har først og fremst vært å bli av med avløpsvann fra kloakkrenseanlegg på best mulig måte. Dette har tvunget fram normer for kvalitet på vann brukt til jordbruksvanning.

Vest-Tyske kvalitetsnormer for vanningsvann til jordbruksformål. (Etter Jonsson, 1977)

Vannkvalitet	Karakteristikk	Vekster som kan vatnes
Hygienisk sett av høy kvalitet	Drikkevann	Alle
Hygienisk sett av mindre god kvalitet	Slamavskilt avløpsvann	Fôr- og sukkerbeter, industripoteter, oljevekster
Høyinfisert vann	Ikke varmesterilisert vann fra sykehus, slakterier, destruksjonsanlegg o.l.	Ingen

For slamavskilt vann brukt til vanning, er det satt en karantenetid på 14 dager før høsting. Det er imidlertid ikke angitt grenseverdier for maksimalt innhold av patogene organismer i vannet eller bredde på buffersoner mellom interesseareal og tilgrensende områder.

U.S.A

I U.S.A er det satt bestemte krav til konsentrasjonen av fekale koliformer for vanningsvann, nemlig maksimalt innhold på 1000 organismer pr. 100 ml vann. Øvrige amerikanske krav til vanningsvannet er sammenfattet i tabell nedenfor.

Amerikanske krav til vanningsvann for jordbruksvekster. (Etter Jonsson, 1977)

Vannkvalitet	Vekster som kan vannes.
Ubehandlet avløpsvann	Ingen
Slamavskilt avløpsvann	Vekster som ikke går ubehandlet til human konsumpsjon.
Biologisk rensset avløpsvann	Vekster som konserveres.

Verdens helseorganisasjon (WHO)

WHO har utarbeidet retningslinjer for krav til rensing av avløpsvann før bruk i vanningsanlegg. Kravene er gjengitt i tabellen nedenfor.

WHOs krav til vannkvalitet for vanning av jordbruksvekster. (Etter Jonsson, 1977)

Kvalitetskrav:

- A: Fritt for faste partikler, fjerning av parasittegg
- B: som A, i tillegg fjerning av bakterier
- C: som A, < 100 koliforme organismer pr. 100 ml i 80% av prøvene.

Vannbehandling	Vekster ikke direkte til human konsumpsjon	Vekster for direkte human konsumpsjon	human konsumpsjon
	Vannkvalitet A	Etter koking	I rå tilstand
Slamavskilling, mekanisk rensing	kreves	kreves	kreves
Biologisk rensing	kreves ikke	kreves	kreves
Sandfiltrering eller tilsvarende	kreves ikke	kreves iblant	kreves iblant
Desinfeksjon	kreves ikke	kreves iblant	kreves

Ensby har i (34) redegjort videre for aktuelle forskningsoppgaver på området. Styringsutvalget for jordforskning har trukket frem følgende problemstillinger til nærmere avklaring.

- 1) Epidemiologiske forhold
- 2) Luktulemper
- 3) Kjemisk forurensning
- 4) Skade på vanningsanlegg
- 5) Skadegjørere på planter

Et forskningsprogram er i gang fra 1.1.1980. For nærmere omtale, jfr. (34). Det dreier seg om prosjekter som alle har betydning for arbeidet med å stille opp operative kvalitetskrav til vanningsvann.

Et norsk system for normer kan tenkes å bli som følger (jf. fig. 4.1) (35).

Infiseringsgrad ^{xx)}	Type kloakkrense- anlegg ^{x)}	Inndeling etter vekster
Drikkevannskvalitet (kranvann)	ingen	alle vekster
Lite infisert vann	noen høygradige anlegg m/desinfeksjon	alle unntatt grønnsaker, bær og beitemarker
Noe infisert vann		bare korn, oljevekster evt. industripoteter
Betydelig infisert vann		kan ikke brukes
Sterkt infisert vann	vanlig utløpsvann - effluent	kan ikke brukes

Tabell 6.4 Mulig system for kvalitetsnormer for vann til vanning.

x) For industrirenseanlegg er situasjonen variabel. Generelt er avløp fra næringsmiddelindustri å foretrekke framfor utløpsvann fra kloakkrenseanlegg. Meierier, konserverfabrikkers avløp er gunstig, slakteriavløp er det langt mindre aktuelt å bruke.

xx) Fastsettes utfra mikrobiologiske parametre.

En annen meget viktig variabel vil være arealbruken forøvrig i området. Ligger arealet i nedslagsfelt for drikkevannskilder for mennesker eller husdyr, kan det være aktuelt å stille strengere krav enn det en ut fra vekstene alene ville stille. Et annet forhold kan være at disponering av rensed avløpsvann i terrestriske resipienter (infiltrasjon, resorpsjon eller ved overflatespredning) bør vurderes for å redusere belastningen på resipienten i vanningssesongen.

6.3 Rekreasjon

Til brukskategorien rekreasjon hører bading og båtsport (foreløpig er kun bading tatt med).

For bassengbad gjelder "Forskrifter for bassengbad av 13. januar 1967." Kravene er gjengitt i tabell 6.5.

Tabell 6.5 Kvalitetskrav til bassengvann

Parameter	Krav
Farge	Ufarget
Turbiditet	Klart
Klor, fri mg/l	$\geq 0,3$
Surhetsgrad pH	7,2 - 8,5

I praksis betyr kravet til turbiditet et siktedyp på minst 2 m.

For friluftsbad er SIFFs krav ikke direkte tilknyttet forskrifter. Sunnhetslovens mer generelle bestemmelser kommer til anvendelse. Kravene, som etter vår diskusjon av begrepsapparater burde betegnes som normer, er også bygget opp etter et "Ja/Nei"-system. Kravene er vist i tabell 7.6.

For nærmere diskusjoner vises til (10). Vi vil gå inn på forhold som berører krav til friluftsbad under diskusjonen av vurderingsgrunnlag for vannkvalitet for den enkelte bruksform.

Tabell 6.6 Kvalitetskrav til vann for friluftsbad

Parameter	Enhet	Krav til ferskvann	Krav til saltvann
E.coli	pr. 100 ml	< 50	< 50
Fargetall	mg Pt/l	< 20-30	-
Lukt	-	Ingen ubehagelig	
Permanganattall	mg KMnO ₄ /l	< 20-30	
Siktedyp	m	> 2 - 3	> 2 - 3
Smak	-	Ingen ubehagelig	
Surhetsgrad	pH	5,0 - 9,0	7,0 - 8,3
Turbiditet	FTU	< 1	-
Uestetiske forhold		Ingen	Ingen

Hygieniske krav til badevann står sentralt i diskusjonen. En rekke land har slike krav, mens helsemyndighetene i Norge ikke har funnet å ville stille opp krav eller normer på dette området. Holdningen til disse spørsmålene er i Norge preget av uenighet. Noen hevder at man kan bade uansett hvis ikke forholdene virker direkte frastøtende. Andre hevder (SIFF) at kravene i tabell 6.6 bør følges. Det er eksempel på at helse- råd har stengt badeplasser p.g.a. at verdiene for E.coli pr. 100 ml er overskredet. Det er aktuelt med en mer enhetlig holdning i Norge til mikrobiologiske og kjemiske krav til badevann.

EF har vedtatt direktiv om badevann 8.12.1975. Direktivet inneholder, som for andre bruksformer, to klasser, G og I. G er ønskelig, I minimums- krav. Til direktivene er det knyttet regler om prøvetaking (tid, frekvens) og regler for statistiske bedømmelser av måleresultater. I tabell 6.7 er kravene vist.

Tabell 6.7

KVALITETSKRAV TIL BADEVANN. EF.

	Parametre	G	I	Prøvdtagningens mindste hyppighed	Analysemetode
1	Mikrobiologiske: Colibakterier i alt /100 ml	500	10 000	to gange månedlig (1)	Gæring i flere reagensglas. Omplantning af de positive reagensglas til et påvisningssubstrat. Oprælling efter MPN (Most probable Number)
2	Fækale colibakterier /100 ml	100	2 000	to gange månedlig (1)	eller filtrering på membran og dyrkning på et passende substrat som agar-agar tilsat laktose med targitol, endoagar eller bouillon med 0,4% teepol, omplantning og identifikation af mistænkte kolonier. Forskellig inkubationstemperatur for 1. og 2. alt efter om man søger efter colibakterier i alt eller efter fækale colibakterier.
3	Fækale streptokokker 100/ml	100	—	(2)	Litsky-metoden. Optælling efter MPN (Most probable Number) eller filtrering på membran. Dyrkning på passende substrat.
4	Salmonella /11	—	0	(2)	Koncentrering ved filtrering på membran. Podning på standardsubstrat. Berigning, omplantning på ren agar agar, identifikation,
5	Enterovirus PFU/10 l	—	0	(2)	Koncentrering ved filtrering ved flokkulation eller ved centrifugering og påvisning
6	Fysisk-kemisk: pH	—	6—9 (0)	(2)	Elektrometrisk med kalibrering ved en pH-værdi på 7 og 9
7	Farvning	—	ingen synlige farveændringer (0)	to gange månedlig (1) (2)	Visuel eller fotometrisk konstatering med Pt-Co-enheder

Tabell 6.7 forts.

	Parametre	G	I	Provetagningens mindste hyppighed	Analysemetode
8	Mineralske olier mg/l	— ≤ 0,3	ingen synlig film på vandets overflade og ingen lugt —	to gange månedligt (1) (2)	Visuel eller olfaktiv konstatering, eller ved udtrækning af et tilstrækkeligt rumfang og vejning af den tørre reanans
9	Overfladeaktive stoffer, der metylenblåt mg/l (laurylsulfat)	— ≤ 0,3	intet vedvarende skum —	to gange månedligt (1) (2)	Visuel konstatering, eller absorptionsspektrofotometri med metylenblåt
10	Tegn på phenoler mg/l C ₆ H ₅ OH	— ≤ 0,005	ingen særlig lugt ≤ 0,05	to gange månedligt (1) (2)	Kontrol af, at der ikke lugter af phenoler, eller absorptionsspektrofotometri 4-aminoantipyrin-metode (4 AAP)
11	Gennemsigtighed m	2	1 (0)	to gange månedligt (1)	Secchi-skive
12	Oplost ilt % mætning O ₂	80—120	—	(2)	Winkler-metoden eller elektrometrisk metode (oxygenmeter)
13	Tjærerester og flydende materialer såsom træ, plast, flasker, beholdere af glas, af plast af gummi og af ethvert andet materiale, Skår eller stumper	ingen		to gange månedligt (1)	Visuel konstatering
14	Ammoniak mg/l NH ₃			(3)	Absorptionsspektrofotometer — Nesslers reagens — eller metode med blå indofenol
15	Kvælstof efter Kjeldahl mg/l N			(3)	Kjeldahl-metoden
16	Andre stoffer, der anses som tegn på forurening Pesticider (parathion, HCH, dieldrin) mg/l			(2)	Udtrækning med et passende opløsningsmiddel og kromatografisk bestemmelse

Tabell 6.7 forts.

	Parametre	G	I	Provetagningens mindste hyppighed	Analysemetode
17	Tunge metaller som: Arsen mg/l As Cadmium Cd Chrom VI Cr VI Bly Pb Kviksolv Hg			(2)	Atomabsorption eventuelt med forudgående udtrækning
18	Cyanforbindelser mg/l CN			(2)	Absorptionsspektrofotometri ved hjælp af en særlig reagens
19	Nitrater og fosfater mg/l NO ₃ PO ₄			(3)	Absorptionsspektrofotometri ved hjælp af en særlig reagens

G = guide (vejledende værdier)

I = inparative (bindende værdier)

- (0) Overskridelse af de fastsatte grænser i tilfælde af usædvanlige geografiske eller meteorologiske forhold.
- (1) Når prøveudtagning foretaget i de foregående år har givet resultater, som er væsentligt gunstigere end de i dette bilag foreskrevne, og når der ikke er opstået forhold, som kunne tænkes at forringe vandets kvalitet, kan hyppigheden af prøveudtagningen af de kompetente myndigheder nedsættes med en faktor på 2.
- (2) Indhold, som skal kontrolleres af de kompetente myndigheder, hvis en undersøgelse udført i badeområdet afslører dets mulige tilstedeværelse eller en forringelse af vandets kvalitet.
- (3) Disse parametre skal kontrolleres af de lokale myndigheder i hver medlemsstat, hvis der er tendens til eutrofiering af vandet.

Fra det anbefalte svenske klassifiseringssystem, (9), hitsettes vurderingsblanketten for klassifisering til badeformål. Vi ser at det legges primært vekt på hygieniske parametre, generell tilstand trekkes også inn. Det er viktig å merke seg at også forhold utenom vannkvalitet er trukket inn, da som bunnkvalitet og forekomst av fastsittende vegetasjon.

UTVÅRDERING

Klassningsblankett 2

Förutsättningar för
STRANDBAD

LÄSESBEKRIVNING

Koordinater

Sjö/bäcken eller vattendrag

Gräns

Län

K:n

Löpnr

--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

KLASSNING

Parametrar	Sort	Mät- värde	Klassgränser			Klass	Anm
			1/2	2/3	3/4		
HYGIENISKT TILLSTÅND							
Koliforma bakt	ant/100 ml		100	1000			
Termost kolif bakt	ant/100 ml		10	100	1000		
Den sämsta klassen av de båda parametrarna							
ALLMÄNT TILLSTÅND							
Gräns f mjukbotten (djup)	m		3	2	1		
Minerogen botten	klasser		Se anvisningarna				
Siktdjup	m		3	1,5	1		
pH	pH			6,5	5		
				8,3	9		
Gonyostomum semen	klasser		Se anvisningarna				
Färgtal (Pt)	mg/l		20	50	150		
Grumlighet	JTU 1)		2	5	10		
Avlagringar	klasser		Se anvisningarna				
Övervattensveg	täckn %		0	-	10		
Flytbladsveg	täckn %		0	-	10		
Undervattensveg	täckn %		0	10	50		
KLASSBERÄKNING: $\frac{k}{p}$ = klass							
			Summa klasspoäng (k)				
Antal inventerade parametrar (p)			Klass				
Klass enl hygieniskt tillstånd			SLUTLIG KLASS 2)				

1) Se fotnot klassningsblankett 1.

2) Slutlig klass = klass enl hygieniskt tillstånd, om inte Övriga parametrarna visar sämre klass. I så fall intöres denna klass som slutlig.

Fig. 6.2 Vurdering av vannkvalitet for strandbad. Fra (9).

Et klassifiseringssystem for friluftsbad kan inneholde karakteristikkene: god, brukbar, tvilsom og dårlig, jf. fig. 4.1.

6.4 Ferskvannsfisk

Vi har konsentrert oss om ferskvannsfisk. Cand.real Magne Grande (NIVA) har innenfor prosjektet skrevet et spesielt notat "Fisk - vannkvalitetskriterier". Dette notatet er satt inn som vedlegg 4.

Det er ikke i Norge utarbeidet vannkvalitetskriterier, normer, eller standarder for fisk. Når det fra myndighetenes side har vært ønsket opplysninger om konsekvenser av forurensninger og eksisterende eller planlagte utslipp overfor fisket, har en henvendt seg til fagfolk som har avgitt uttalelser i hvert enkelt tilfelle. For ferskvannsfisket har særlig Miljøverndepartementet ved Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Den vitenskapelige avdeling, vært den rådgivende instans. Det er herfra i de senere år gitt en mengde uttalelser i større og mindre enkeltsaker. Disse uttalelsene har dels vært bygget på egne og andres forskningsresultater fra norske vassdrag, dels på utenlandske forskningsresultater. I de senere år har imidlertid også de vannkvalitetskriteriene for europeiske ferskvannsfisk som er utarbeidet for en rekke stoffer av EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) blitt trukket noe inn i vurderingene. Disse vannkvalitetskriteriene skal omfatte europeiske ferskvannsfisk i ulike vanntyper.

Notatet konsentrerer seg om å gi en kort oversikt over de kriterier som til nå er utarbeidet.

Kriterier vesentlig for laksefisk er gjennomgått for en rekke stoffer. Det er ikke tatt med endringer som er ventet i løpet av 1979. Endringene vil imidlertid ha begrenset betydning.

EIFAC-systemet tar utgangspunkt i stoffer/komponenter - fysisk/kjemiske faktorer. Tabell 6.8 viser beskrivelsesvariable for hver komponent. Det vises til selve notatet for forbehold m.v. Tabellen viser bl.a. det mangfold av variable som trekkes inn. Vurdering etter konsentrasjonsgrenser alene er langt fra tilstrekkelig.

Tabell 6.8 Beskrivelsessystemer - grenseverdier for fisk i EIFAC-systemet

Stoff/komponent	Hva som beskrives, grenseverdier																				
Suspenderte partikler	Fisket karakterisert som godt, dårlig osv. innenfor områdene < 25, 25-80, 80-400, > 400 mg/l suspendert materiale.																				
pH	Forskjellige arters og alderstrinns toleranse overfor høy og lav pH i intervaller på 0,5 pH enheter i området fra pH 3,6-6,5 og 9,0-11,5.																				
Temperatur	Akseptable maksimaltemperaturer og maksimale temperaturøkninger avhengig av fiskearter og årstider. Høyeste akseptable temperatur for laksefisk ca. 21°C, for karpefisk ca. 30°C om sommeren.																				
Ammonium	Fritt (udissosiert) ammonium er den giftige komponent og grenseverdien er fastsatt til 0,025 mg NH ₃ /l for alle ferskvannsfisk. De tilsvarende konsentrasjoner totalammonium (NH ₃ + NH ₄ ⁺) ved ulike pH og temperatur tabellarisk fremstilt.																				
Fenol	Grensekonsentrasjoner for monomere fenoler, inkludert kresoler og xyloler i området 0,5-2 mg/l avhengig av temperatur og fiskeart. Klorfenoler bør ikke finnes p.g.a. smakspåvirkning.																				
Oksygen	<p>Prosentiler av O₂-konsentrasjoner over tid (årlig)</p> <table style="margin-left: 40px; border: none;"> <tr> <td>50</td> <td>prosentil</td> <td>årlig</td> <td>≥ 9 mg/l</td> <td>laksefisk</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>"</td> <td>"</td> <td>> 5 "</td> <td></td> </tr> <tr> <td>50</td> <td>"</td> <td>"</td> <td>≥ 5 "</td> <td>karpefisk</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>"</td> <td>"</td> <td>> 2 "</td> <td></td> </tr> </table> <p>Forøvrig angitt variasjon med årtid, livsfunksjoner og livsyklus</p>	50	prosentil	årlig	≥ 9 mg/l	laksefisk	5	"	"	> 5 "		50	"	"	≥ 5 "	karpefisk	5	"	"	> 2 "	
50	prosentil	årlig	≥ 9 mg/l	laksefisk																	
5	"	"	> 5 "																		
50	"	"	≥ 5 "	karpefisk																	
5	"	"	> 2 "																		
Klor	Underklorsyrlig, HOCl, er den giftige komponent og grenseverdien er angitt til 0,004 mg HOCl/l. Tilsvarende konsentrasjon av total klor ved ulike pH og temperatur tabellarisk fremstilt.																				
Sink, kobber, kadmium	Grenseverdier for "løst" metall angitt som årlige 50 og 95 prosentiler ved forskjellig hardhetsgrader og for forskjellige fiskearter. Verdiene varierer fra 30-2000 µg/l, 1-112 µg/l og 0,3-50 µg/l for henholdsvis sink, kobber og kadmium.																				

EF har offisielle kvalitetskrav til fisk utgitt ved direktiv av 18. juli 1978. Direktivet er basert på langvarige og omfattende studier hvor også EIFAC's normer er trukket inn.

Viktige poenger:

- Klassifisering i laksefiskvann og karpefisk^{x)}-vann
- Det er to sett av grunnverdier for hver hovedgruppe. De strengeste verdier G bør opprettholdes, de mer liberale, I, skal opprettholdes (etter en nærmere oppsatt tempoplan etter utvelgelse av vann som skal være lakse- eller karpefiskvann).
- Operasjonelle regler for bedømmelse av prøver tatt ut etter foreskrevet hyppighet er som følger. Godkjennelse i klasse G eller I gis dersom: (dansk oversettelse):
 - "- 95% af prøverne for parametrene: pH, BI₅, ammoniak (ikke ionisert ammonium), total ammonium, nitriter, total restchlor, total zink og opløst kobber. Når prøvehyppigheten er under én prøve om måneden, skal ovennævnte værdier og bemærkninger være overholdt i alle prøverne;
 - de i bilag I anførte procentsatser for parametrene: temperatur og opløst ilt;
 - den fastsatte gennemsnitlige koncentration for parameteren: opslemmede stoffer."
- Hvis prøveprogrammet åpenbart er unødvendig (opplagt rent vann, ingen forurensningskilder) kan dette reduseres, evt. opphøre helt.
- Avvikeregler forekommer.

x) -- laksefiskvande: vande, hvori der lever eller vil kunne leve fisk, der tilhører arter såsom laks (*Salmo salar*), ørred (*Salmo trutta*), stalling (*Thymallus thymallus*) og helt (*Coregonus*);

x) -- karpefiskvande: vande, hvori der lever eller vil kunne leve fisk af karpefamilien (*Cyprinidae*) eller af arter såsom gedde (*Esox lucius*), aborre (*Perca fluviatilis*) og ål (*Anguilla anguilla*).

Vedlegg 5 er hentet fra den danske oversettelsen av EFs direktiv (32).

Det foreslåtte svenske system "Bedømminger av ytvatten og förutsättningarna för deres utnyttjände" (9) har presentert et meget enkelt klassifiseringsgrunnlag for fisk beregnet for vannressursbeskrivelser i generalplaner.

Klassifiseringsblankett er vist i fig. 6.3 nedenfor.

UTVÄRDERING

Klassningsblankett 3

Förutsättningar för
FISKE

LÄGESBESKRIVNING

Koordinater

Sjö/bäcken eller Vattendrag

Gräns

Län

K:n

Löpnr

--	--	--	--

--

--

--

--

--	--	--	--

KLASSNING

Parametrar	Eenh	Mätvärde	Klassgränser			Klass	Arm
			1/2	2/3	3/4		
Fiskavkastn per år	kg/ha		20	10	5		
Grumlighet	JTU 1)			10	30		
Siktdjup	m			1	0,4		
Syrgas 2)	mg/l		7	5	3		
Syrgasmättnad 2)	%		110	125	150		
pH	pH		6,5	6,0	5,0		
Alkalinitet	mekv/l		8,5	8,5	9,0		
Kvikksilver i fiskkøtt	mg/kg		0,20	0,10	0,05		
Kräftpest	klasser		Se anvisningarna				
Dynt og fisksjukd	klasser		Se anvisningarna				
Smutsvattenorg	klasser		Se anvisningarna				
KLASSBERÄKNING: $\frac{k}{p} = \text{klass}$			Summa klasspoäng (k)				
Antal inventerade parametrar (p)				KLASS			

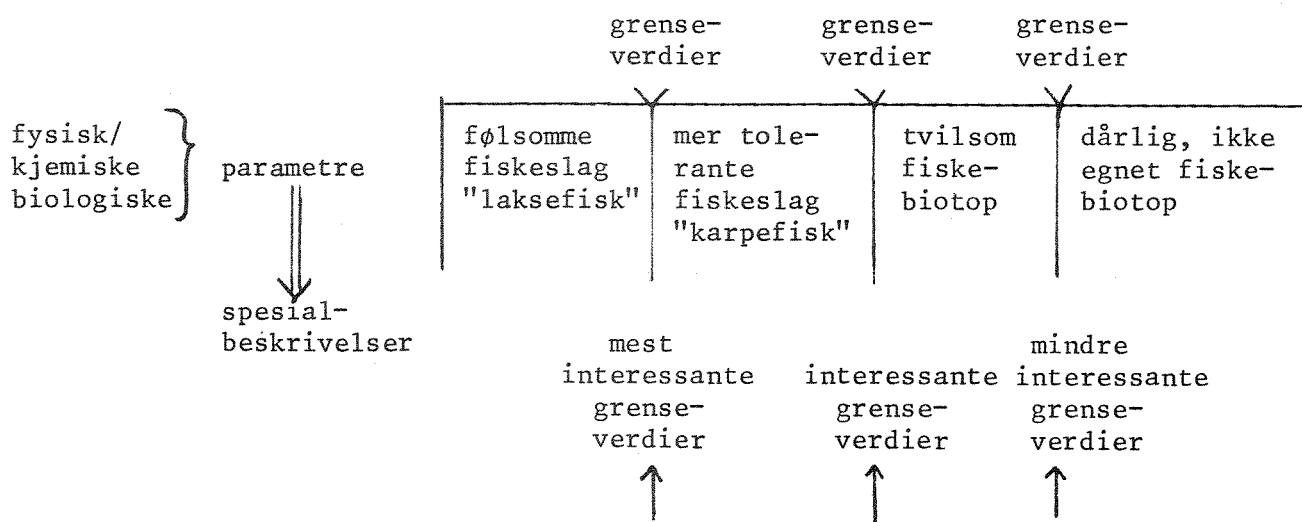
1) Se fotnot klassningsblankett 1.

2) Skall klassas som halt (då mättnaden < 100 %) og som mättnad (≥ 100 %); aldrig som både halt og mättnadsgrad.

Fig. 6.3 Vurderingsskjema - forutsetninger for fiske. Etter (9).

Slik eksisterende kriterier og systemer er formet, lar det seg vanskelig gjøre å stille opp et helt enkelt firkantet system for fisk. Virkninger på fisk av stoffer er avhengig av en rekke variabler som er innbyrdes avhengig av hverandre. Giftighet av metaller er bl.a. avhengig av temperatur, pH-verdier og vannets hardhet og ikke minst samvirke (synergisme) mellom giftstoffer. Særlig på området synergisme er kunnskapsgrunnlaget svakt. Utførte tester gjelder ofte én komponent på en fiskeart. Slike tester representerer dårlig det faktum at det er de samlede giftvirkninger på det økosystem fisken lever i som er bestemmende.

Hovedstrukturen i et norsk vurderingssystem for fisk kan se slik ut:



Jf. fig. 4.1.

Vedlegg

- VEDLEGG 1 VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET OG
BRUKSFORMER FOR VANN
Aktiviteter 1980 - Planer 1981

Delvis ved cand.mag. E.A. Lindstrøm og
cand.mag. K.J. Aanes
- VEDLEGG 2 VURDERINGSSYSTEMER OG VANNKVALITETSSTANDARDER
I NOEN ANDRE LAND
- VEDLEGG 3 VURDERINGSGRUNNLAG FOR VANNKVALITET I MARINT MILJØ

Ved cand.real L. Kirkerud
- VEDLEGG 4 FISK - VANNKVALITETSKRITERIER

Ved cand.real M. Grande
- VEDLEGG 5 UTDRAG AV EF'S DIREKTIV AV 18. JULI 1978 OM
VANNKVALITETSKRAV TIL FERSKVANNSFISK

VEDLEGG 1

VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET OG BRUKSFORMER FOR VANN Aktiviteter 1980 - Planer 1981

Prosjektaktivitetene kan deles i 5 hovedgrupper:

1. Arbeidet med denne rapporten.
2. Videre arbeide med å operasjonalisere vurderingssystemet for bruk. I første omgang arbeides med tilpasning til overvåkingsprogrammet.
3. Arbeide med litteraturstudier og metodeutprøving for utvikling av klassifiseringssystemer i strømmende vann.
4. Arbeide med belastningsmodeller for fjorder.
5. Spesialutredning om kjemiske og mikrobiologiske krav til badevann/rekreasjonsvann.

Ad 2

Arbeidet skjer p.t. internt ved drøftelser av verdier, parametre m.v. Det er først og fremst den generelle klassifisering som drøftes internt, dvs. grenseverdier/verdiområder mellom de 4 hovedklasser og de 3 overgangsklasser for de ulike typer vannforekomster. Man diskuterer utfra en enighet om hovedstrukturen i klassifiseringssystemet som omtalt i denne rapporten. Det vises forøvrig til kap. 4.4. "Betraktninger om bruk av systemet".

Ad 3

Kap. 5.4 understreker behovet for relativt grunnleggende arbeider med klassifiseringssystemer for strømmende vann.

Aktivitetene gjelder generell klassifisering og det arbeides med begroing (algevekst) og bunndyr som innfallsvinkler til klassifisering. Arbeidet er en forsettelse av tidligere virksomhet, bl.a. arbeide utført for ANØ (14).

Både for begroing og bunndyr vil arbeidet bestå i en innledende litteraturstudie, samt metodeutprøving med kunstige substrater.

Som bakgrunn for arbeidet med metodikker for klassifisering på bakgrunn av begroing har cand.mag Eli Anne Lindstrøm forfattet følgende:

"Begroingsmetodikk

Innsamling og analyse av begroingsorganismer i strømmende vann er tidkrevende og vanskelig og resultatene er ofte vanskelige å tolke. En grunn til dette er store naturgitte variasjonsbredde i de fysiske og fysikalske forhold i våre elver. Dette bevirker at begroingens art og mengde varierer fra sted til sted. Det kan derfor være vanskelig å si om variasjoner innen begroingen er betinget av ulike fysiske/fysikalske forhold eller andre forhold. Innsamling av begroing kan også by på praktiske problemer f.eks. ved høy vannføring. Fordi en del av begroingen stadig løsrives og transporteres bort (drift) er produksjon og mengde av begroing svært vanskelig å måle. Arbeidet med å identifisere organismene er heller ikke enkelt. For enkel organismegruppers vedkommende er det ikke mulig med mindre organismene befinner seg i bestemte stadier av sin livssyklus.

Forstudiet av begroingsorganismene er det derfor ønskelig med en metode som:

- er standardisert og enkel å utføre
- reduserer effekten av ulike fysiske/fysikalske forhold
- gir et visst (i det minste relativt) mål for mengde og biologisk aktivitet
- reduserer arbeidet med bestemmelsen av organismene

Den mest anvendte metode har vært utsetting av ulike former for kunstig substrat. Keramikkfliser, glassbrikker o.l. har vært mye brukt. Substratet settes ut på steder i elva som er mest mulig ensartet/kontrollerbare hva de fysiske forhold angår. Med visse tidsintervaller "høstes" deler av substratet og organismene identifiseres og tolkes. På grunnlag av resultatene kan mengden av organismer pr. flateenhet, organismenes relative mengdeforhold o.l. beregnes. Slike forsøk viser varierende og tildels motstridende resultater.

Den alge-gruppe som er best studert i forbindelse med slike forsøk er kiselalgene. Disse algene koloniserer raskt på mange typer av kunstig substrat. De finnes i nesten alle typer av elver, er ofte representert med mange individer og er lette å arbeide med og skille fra andre organismer.

Kiselalgenes økologiske forhold er dessuten bedre kjent enn hos de fleste andre begroingsorganismer. Det er også gjort forsøk på å konkretisere og systematisere resultatene av kiselalgeforsøk med enkle beregninger og indekser.

Det er imidlertid en rekke usikkerhetsmomenter i forbindelse med slike forsøk. Som tidligere nevnt viser mange forsøk divergerende resultater. Kiselalgene representerer dessuten bare en begrenset del av et organismesamfunn. Sterk organisk belastning vil f.eks. bare i liten grad reflekteres i kiselalgensamfunnet. Ønsket om å forenkle metodikken og konkretisere resultatene gjør det likevel fristende å forsøke utsettelse av kunstig substrat og å anvende kiselalger som viktigste studieobjekt.

Begroing - vannkvalitetsvurdering - klassifisering

Til i dag har Kolkwitz-Marsons saprobiesystem vært grunnleggende ved bedømmelser av vannkvalitet i strømmende vann basert på begroingsanalyser i strømmende vann. Systemet er senere justert og videreført av flere forskere (eks. Liebmann 1962, Fjerdingsstad 1965, Sladecék 1973). Disse systemene bygger i hovedsak på erfaringer fra kontinentale europeiske vassdrag. Til nå er det ikke laget noe system tilpasset de spesielle forhold i norske vassdrag. I. Stjerna-Poth som har arbeidet i syd-svensk vassdrag har skissert et system tilpasset de syd-svenske lavlandsvassdragene (Stjerna-Poth 1978). Disse vassdrag har imidlertid mer til felles med de kontinentale enn de norske.

Som første ledd i en bestrebelse på å lage et system tilpasset norske forhold vil en eller flere av de kontinentale systemer anvendes direkte på begroingsanalyser foretatt i norske vassdrag. I endel vassdrag på Romerike i Akershus (ANØ-undersøkelsen) er det i de senere år gitt en årlig vurdering av vannkvalitet basert på de biologiske samfunn. Denne vurdering er basert på Kolkwitz-Marsons saprobieringssystem "modifisert og tilrettelagt med erfaringer fra norske vassdrag". Det vil i realiteten si at vurderingen er basert på den enkelte medarbeiders såkalte "kvalifiserte skjønn". Grensene for de ulike vannkvalitetsklassene er dårlig definert og det er forholdsvis få eksakte opplysninger om samfunnenes struktur og indikatorverdi som legges til grunn ved vurderingen. En direkte anvendelse av de kontinentale systemer på resultatene fra Romeriks området vil gi en indikasjon på forskjellene mellom de kontinentale systemer og vår modifiserte skjønnsmessige vurdering. Ønsket om å konkretisere og systematisere resultatene av en langvarig (5 år hittil) og regelmessig (1 gang pr. år) begroingsundersøkelse med

regelmessig kjemiske data og muligheten for tilfredsstillende fysiske data er med å peke ut ANØ-undersøkelsen som studieobjekt".

Som bakgrunn for arbeidet med metodikk for klassifisering på bakgrunn av bunndyr-studier, har cand.mag. Karl J. Aanes forfattet følgende:

"Bunnfauna

Innsamling og analyse av funksjonelle og strukturelle sider ved bunnfaunaen i rennende vann har lenge vært et viktig ledd i arbeidet med å karakterisere og vurdere påvirkningsgrad i vann.

Sammensetningen av bunnfaunaen på stasjonen vil være et resultat av et samspill mellom en rekke abiotiske og biotiske faktorer som i ulik grad er med på å bestemme utformingen av bunndyr samfunnet.

For at materialet skal gi et representativt bilde av forholdene på stasjonen, må det settes bestemte krav til prøvetakning.

Ved å standardisere metodikken i felt, og under bearbeidelsen vil arbeidsmengden reduseres, samtidig som en standardisert innsamlingsmetode av bunnfaunaen vil gi et materiale som er lettere å sammenligne både gjennom tid og mellom forskjellige stasjoner.

Kunstige substater er en metode som peker seg ut som meget lovende i denne sammenheng. Det kan her nevnes at det i beg. av ang. på 4 lokaliteter i Nitelva (fra Kongsvang, Slattum) er lagt ut kunstige substater. Dette materialet vil bli sammenlignet med en annen innsamlingsmetode som har vært dominerende ved bunnfauna-undersøkelser knyttet til en resipientvurdering (den såkalte "sparke og rotemetoden") (35).

Data om de ulike artene og gruppens funksjon, utbredelse og miljøkrav sammen med opplysninger om samfunnets struktur, vil gi informasjon om resipientforholdene i vassdraget. Tilbake står nå å presentere denne kunnskap om vassdragets tilstand slik at det er forståelig, meningsfullt og en hjelp for tilgrensende fagfelt, myndigheter og publikum generelt. I dette arbeidet er det i bruk en rekke forskjellige metoder (35).

Før en kan komme frem til et klassifiseringssystem som er egnet for våre forhold, vil det være nødvendig med økt kunnskap om den funksjon de ulike elementene i bunnfaunaen har i vassdragets energi og material-

transport og hvordan ulike forhold, abiotiske og biotiske påvirker samfunnets struktur.

Dette siste vil sammen med metodikk-studier i felt (kunstige substrater) danne minimal arbeidsinnsats på dette området hvor målet er å øke presisjonen under vurderingen av påvirkningsgrad knyttet til bunnfaunaen i rennende vann. Videre vil det bli arbeidet mot å nå frem til egnete klassifiseringssystemer til dette bruk.

Ad 4 Belastningsmodeller for fjorder

Bakgrunnen for arbeidet og foreløpige resultater er drøftet i kap. 5.5 Fjorder og kystfarvann.

Delprosjektet går ut på å se nærmere på en mulig anvendelse på fjorder av prinsippene bak Vollenweiders belastningsmodeller for store, dype innsjøer. Utover det som er nevnt i kap. 5.5 nevnes at det arbeides inneværende år med en bedre biologisk karakterisering av fjordene. Man tar sikte på å føre de biologiske data fra NIVA + rapporter over på skjemaet (se neste side) for å muliggjøre en videre bearbeiding. Denne bearbeidingen vil måtte foretas i 1981.

BELASTNINGSMODELLER FOR FJORDER

Oversikt over informasjon i NIVAs rapporter.

BIOLOGISKE FORHOLD

Fjord: _____
 Fylke: _____
 O-nr.: _____
 Saksbeh.: _____

ORGANISMESAMFUNN (Ved store stedsgradienter eller forskjeller mellom stasjonene bør data for hver enkelt stasjon eller grupper av stasjoner beskrives).

- *Alger*

Metodikk: _____
 Antall st.: _____
 Tidsrom: _____
 Nedre grense: _____
 Antall arter: Rødalger: _____ Brunalger: _____ Grønnalger: _____

Resipientvurdering: _____

- *Bløtbunns fauna*

Metodikk: _____ Prøvestørrelse: _____ Antall paralleller: _____
 Antall st.: _____ Stasjonsdyp: _____ Sedimenttype: _____
 Tidsrom: _____
 Dyregrupper i børstemark: Bløtdyr: _____ Pigghuder: _____ Krepsdyr: _____

Resipientvurdering: _____

- *Hardbunns fauna*

Metodikk: _____
 Antall st.: _____ Stasjonsdyp: _____
 Antall arter: _____
 Tidsrom: _____

Resipientvurdering: _____

Merknader:

Ad 5 Spesialutredning om bade/rekreasjonsvannskvalitet

Som nevnt i kap. 6.3 er holdningen til krav til badevann/rekreasjonsvann preget av uenighet. Det er aktuelt med en mer enhetlig holdning til spørsmålet. Det er derfor aktuelt å se spesielt nærmere på de krav som ellers bl.a. i Norden stilles til bade/rekreasjonsvann. Siktemålet er å fremme et forslag til klassifiseringssystem i samsvar med fig. 4.1.

Siv.ing. Kari Ormerod ved NIVA er i ferd med å samle materiale både hva badevannskvalitet angår og generell vannkvalitet bestemt utfra bakteriologiske kriterier. Aktuelle kilder som blir vurdert utenfor Norge (Oslo helseråd og SIFF) ev. de andre nordiske land, EF og WHO.

Kriteriene fra ovennevnte blir sammenstilt og sammenliknet med hva som er funnet i norske vassdrag der slike undersøkelser har inngått. Basert på dette vil det bli vurdert en eventuell endring og tilpasning av rekreasjonsvannormer til det foreslåtte system i fig. 4.1. Bl.a. vil hensiktsmessigheten av harmoniserte krav mellom Sverige, Finland og Norge bli diskutert. Spørsmål som metodikk og prøvetakingsfrekvens vil også bli vurdert.

Arbeidet på hovedgruppene 2-4 forutsettes å fortsette i 1981.

VEDLEGG 2

VURDERINGSSYSTEMER OG VANNKVALITETSSTANDARDE I NOEN ANDRE LAND

Oversikt over ECE^x). Sammensetting og analyse av metoder for definisjon av vannkvalitetskrav

Denne oversikten er basert på et spørreskjema fra ECE utlevert til 22 ECE-land (inkl. Norge). Fra rapporten er nedenstående hentet.

Utbredelse av generell klassifisering av vannkvalitet

1. Av de 20 land som svarte, hadde 11 klassifiseringssystemer i vanlig bruk.
2. I Østerrike klassifiseres vannforekomstene i 4 klasser ut fra biologiske kriterier i henhold til Kolkwitz-Marsson-Liebmann saprobie-systemet.
3. Klassifiseringen i Bulgaria, Tsjekoslovaika, Ungarn og Polen tar hensyn til fysisk/kjemiske, mikrobiologiske, radiologiske og hydrobiologiske egenskaper i vannressursene. I Bulgaria og Polen er 3 klasser i bruk, i Tsjekkoslovakia 5, og i Ungarn 4. Disse klassifiseringene tar hensyn til anbefalingene fra "Principles of water quality criteria, standards and classification within the CMEA". Blant de land som er nevnt ovenfor er vannkvalitetskriterier bare standardisert i Tsjekkoslovakia.
4. I Russland er vannressursene inndelt i 4 brukerklasser. Disse er drikkevann, annen vannforsyning, rekreasjon og fiskeoppdrett.
5. I klassifisering av vannkvalitet i Storbritannia og Nederland er basert på 5 klasser. Systemet er basert på BOF_5 , oppløst oksygen, eller på oksygenmetning og NH_3 -innholdet, avhengig av hvilke parametre som er karakteristiske for oksygenforholdene. Målet ved klassifiseringen er å gi et oversiktlig bilde av forurensningsgraden i vannforekomstene, og hvis nødvendig, gi informasjon om muligheten for bruk som drikkevann. Hvis vannforekomsten kan brukes til dette formål, baserer Storbritannia seg på ECE-prinsippene for klassifisering.
6. I Finland brukes 5 vannkvalitetsklasser. I tillegg vurderes vannressursene på basis av viktige parametre for aktuelle brukerinteresser.

x) FN's økonomiske kommisjon for Europa

7. I Spania har man akseptert 3 vannkvalitetsklasser basert på fysiske, kjemiske, mikrobiologiske og radioaktive egenskaper. Klassifiseringer ut fra drikkevannsformål er dominerende.
8. I henhold til prinsippene fra ECE akseptert i 1975, blir overflatevannressurser delt i tre kategorier (A_1 , A_2 , A_3) ut fra helsemessige, økologiske og sosiale vurderinger. 46 fysisk/kjemiske og mikrobiologiske parametre brukes i klassifiseringen. To grenseverdier brukes for hver vannkvalitetskategori: under den såkalte sikkerhetsgrense utsettes mennesket og akvatisk liv ikke for noen fare; hvis ennå strengere bestemmelser brukes, oppstår det overhodet ingen skade. Aktuell behandlingsteknologi for vannforsyning foreslås for de tre kategoriene når drikkevannsbruk er aktuelt.
9. I Belgia er vannressurser ikke klassifisert etter kvalitet, men maksimalt tillatte grenseverdier gis for de viktigste kjemiske parametre og organiske og uorganiske forurensninger, basert på økologiske vurderinger.
10. I Italia er vannressursene heller ikke rangert etter kvalitet. I det siste har forsøk blitt gjort på å rangere vann i klasser etter kvalitet, disse anstrengelser har imidlertid ikke resultert i generelle regler. Grenseverdier fastsettes for å klassifisere overflatevannforekomsters brukbarhet som råvannskilde for drikkevann.
11. I Romania er overflatevannskvalitet karakterisert ved grenseverdier for forskjellige komponenter.
12. I Canada, et land med stor spredning i kvaliteten av naturlige vannforekomster, blir vannkvaliteten bestemt separat for hvert nedbørfelt basert på de bruksinteresser som er mest følsomme for forurensning. I tillegg til generelle parametre er grenseverdier fastsatt for de giftige uorganiske forbindelser, mens grenseverdier for organiske forbindelser er under vurdering.
13. Det finnes ingen grenseverdier for vannkvalitet på Cypros, i Frankrike, Norge, Sverige og Tyrkia. Utslippsstandarder av veiledende karakter vil sannsynligvis komme i bruk i Sverige i fremtiden. Det vil bli

fire gruppekomponenter: forurensninger som forårsaker eutrofiering, organisk stoff, metaller og noen organiske forbindelser.

14. En tabell ble utfylt av 10 av 11 land i forbindelse med klassifisering av vannkvalitet. Prinsippene for klassifisering, antall klasser og grenseverdiene er meget forskjellige. Tabell v 2.1 inneholder de mest brukte parametre ved klassifisering. Maksimum- og minimumsverdier for de mest brukte og minst brukte parametre er også gitt (se neste side).

Utbredelse av kvalitetsvann til drikkevann

1. Formelle kvalitetskrav til drikkevann forekommer i 12 land (Østerrike, Bulgaria, Tsjekoslovakia, Finland, Vest-Tyskland, Ungarn, Italia, Polen, Romania, Sverige, Sveits, Tyrkia og Norge). Disse landene baserer seg på WHO European Drinking Water Standards med forøvrig mindre tilpasning til spesielle forhold i de respektive land.
2. Formelle krav til drikkevann (drikkevannstandarder) brukes også i Russland, men disse varierer fra WHO-standardene for mange parametre.
3. Det er ingen formelle drikkevannskrav i landene Belgia, Canada, Cypros og Storbritannia. Canada bruker WHO's system i USA som referanse, mens Cypros og Storbritannia bruker WHO's europeiske system.

Hyppighet i bruk	Parameter	Enhet	Grenseverdier	
			best	dårligst
10	Oppløst oksygen	mg/l	7	1
9	Biokjemisk oksygenforbruk	mg/l	1	30
8	Ammonium	mg/l	0,005	10
	Jern (total)	mg/l	0,1	5
	Fenol	mg/l	0,001	0,5
	Colibakterier		1000	1 million
7	pH	-	6,5-8,0	6,0 and 10
	Cl ⁻	mg/l	50	400
	SO ₄ ²⁻	mg/l	80	500
	NO ₃	mg/l	5	200
	Hardhet		10	40
	Kvikksølv	mg/l	0,001	0,02
	Arsenikk	mg/l	0,05	4,0
	Kopper	mg/l	0,01	3,0
	Bly	mg/l	0,05	0,5
	6	ANA detergenter	mg/l	0,5
Petroleum derivaler		mg/l	0,05	0,3
Totalt oppløste stoffer		mg/l	300	1500
Totalt suspenderte stoffer		mg/l	20	100
KOF, permanganat		mg/l	2	200
Sulfid		mg/l	ikke målbart	0,1
Kadmium		mg/l	0.005	0,01
3-verdig krom		mg/l	0,05	0,5
6-verdig krom		mg/l	0,05	0,2
Sink		mg/l	0,01	15
Mangan		mg/l	0,05	0,8
Fluorider		mg/l	1,0	
5	Lett flyktige cyanider	mg/l	0,01	0,1
	Cyanider (tot.)	mg/l	0,05	0,1
4	Kobolt	mg/l	0,01	5,0
	Nikkel	mg/l	0,01	1,0

Tabell v 2.1 Parameter som brukes i vannkvalitetsklassifisering i 10 land (Bulgaria, Russland, Tsjekkoslovakia, Finland, Ungarn, Nederland, Polen, Spania og Storbritannia).

Nærmere om enkelte klassifiseringssystemer i enkelte land

Her skal kort beskrives noen videre systemer fra andre land som antas å ha særlig betydning for valg av system i Norge.

Finland

Vannkvalitet er inndelt i 5 klasser:

- meget god
- god
- tilfredsstillende
- akseptabel
- meget dårlig

Tabell v 2.2 viser aktualiteter av klassene for de forskjellige bruksformer. Tabell v 2.3 viser verdiene for de forskjellige klasser.

Tabell v.2.2 Aktualitet av klasser for forskjellige bruksformer.

Brukerinteresse	Vannkvalitetsklasse				
	meget god 1	god 2	tilfreds- stillende 3	akseptabel 4	meget dårlig 5
<u>Vannforsyning</u>					
Kommuner og næringsmiddelindustri					
- uten kjemisk el. likn. rensing	x				
- kjemisk rensing	x	x			
- kjemisk rensing, effektivisert kvalitetskontroll	x	x	x		
Jordbruk					
- vann til buskap	x	x			
- vanningsvann	x	x	x	(x) ¹⁾	(x) ¹⁾
Treforedlingsindustri					
- prosessvann	x	x	x		
- kjølevann	x	x	x	x	
<u>Fiske</u>					
Oppdrett av edlere fiskeslag	x	x			
Yrkesfiske (stående fangstredskap)	x	x			
<u>Rekreasjonsbruk</u>					
Sportsfiske	x	x	x ²⁾		
Bading, vannkisport	x	x	x ²⁾		
Båttrafikk	x	x	x	x	(x) ³⁾

1) passer for vanning av kornåkre, enger m.v.

2) passer hvis den epidemiologiske situasjon er tilfredsstillende.

3) passer for gjennomgangstrafikk.

Tabell v 2.3 Kvalitetsnormer - Verdier for ulike klasser. Finland

Parameter	(enhet)	Minimumskrav for hver klasse			
		1	2	3	4
Fekale streptococcer	antall/100 ml	25	25	250	
Farge	mg Pt/l	20	70-90	100-130	200
KOF	KMnO ₄ mg/l	20	70-90	100-130	150-200
BOF ₇	mg O ₂ /l	1	2	5	15
O ₂	% metning	90-105	70-110	50-120	30-125
Giftige stoffer		får ikke overstige gjeldende bestemmelser.			
Olje		får ikke forekomme.		forekommer svært sjelden	
Flyttestoffer		får ikke forekomme		kun små mengder	
Lignin ¹⁾	mg/l NaLS	1	2	5	
Jern ¹⁾	mg/l	0,2	1	5	
Mangan ¹⁾	mg/l	0,05	0,1	0,5	
"Vannblomst" (sterk eutrofiering)		nei	sjelden	gjentatte ganger	
Uavhengig av andre egenskaper; vannforekomster er alltid i klasse 4 eller 5 hvis nedenstående grenseverdier er overskredet, eller hvis olje, skum eller flyttestoffer opptrer med jevne mellomrom.					
Stoff	Grenseverdier				
Arsen	mg/l As	0,05			
Kvikksølv	mg/l Hg	0,005			
Fenol	mg/l	0,005			
Kadmium	mg/l Cd	0,01			
Kobber	mg/l Cu	0,5			
Bly	mg/l Pb	0,1			
Cyanid	mg/l CN	0,01			
Stoffer i aktiv anioneform	mg/l	1			
1) Tas bare hensyn til hvis vannet er aktuelt som råvannskilde for kommunal vannforsyning.					

Systemet kombinerer klassifisering av generell tilstand og brukerinteresser. Klassifiseringssystemet er imidlertid ikke standardisert. Klassifiseringens behov for konsistens er tatt vare på ved at klassifiseringen utføres av én og samme person.

Systemet virker besnærende med sin kombinasjon av brukerklasser og generelle tilstandsklasser. Det er imidlertid et meget grovt system, og ved å slå systemet sammen mistes mange nyanser og forhold mht. brukerinteressenes krav.

Danmark

Når det gjelder klassifisering av forurensningstilstand har man i Danmark utviklet og tatt i omfattende bruk et saprobiesystem. Klassifiseringen skjer m.a.o. vesentlig på et biologisk grunnlag, og fysisk/kjemiske målinger har langt mindre omfang.

Man opererer med fire klasser i saprobiesystemet.

- Klasse I: Så godt som helt forurenset
- " II: Svakt forurenset
- " III: Sterkt forurenset
- " IV: Meget sterkt forurenset.

Det er 3 overgangssoner mellom hovedklassene.

De danske resipientkvalitetsplaner (etter miljøbeskyttelseslovgivningen) krever oppstilt mål og handlingsprogrammer for å nå disse mål. Målsettingen tar utgangspunkt i de aktuelle brukerinteressers krav, som den brukes for å oppstille resipientkvalitetskrav (eller vannkvalitetskrav)

Aktuelle mål som ønskes oppfylt kan være (13)

- a) Referanseområde for naturvitenskapelige studier.
- b) Fremtidig anvendelse til drikkevannsforsyning.
- c) Kreaturvanning.
- d) Badevann.
- e) Passasjevann for laksefisk.
- f) Alminnelig fiskevann uten laksefisk.
- g) Yngel- og oppvekstområde for laksefisk.

- h) Seilas
- i) Ingen særlige krav
- j) Ervervsfiske

Det er naturlig nok slik at oppfyllelse av et mål ofte samtidig vil oppfylle krav som stilles til andre mål. Fra (13) hitsettes en tabell som illustrerer dette forhold.

Tabell v 2.4 Bruksformers krav vannkvalitet. Gjensidig oppfyllelse.

Vannområdets målsetning:	Kvalitetskrav er samtidig vanligvis oppfylt for følgende målsetning:									
	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
a. referanseområde, naturvitenskap	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
b. fremtidig drikkevannsforsyning		x	x	x	x	x	x	x	x	x
c. kreaturvanning								x	x	
d. badevann			x	x	x	x		x	x	x
e. passasjevann for laksefisk			x		x	x		x	x	x
f. alminnelig fiskevann uten laks			x			x		x	x	x
g. yngel- og oppvekstområde for laskefisk			x		x	x	x	x	x	x
h. seiling								x	x	
i. ingen særlige krav									x	
j. ervervsmessig fiske			x			x		x	x	x

Sverige

I nordisk sammenheng var Sverige relativt tidlig ute med et forslag til vannkvalitetskriterier for svenske overflatevannsføremønstre. Naturvårdsverkets publikasjon 1969:I (37). Publikasjonen ble utgitt som forslag, men har aldri gitt formell status. Den har imidlertid vært i omfattende bruk. Systemet likner det som er foreslått for norsk bruk. Det inneholder grenseverdier for generell påvirkning og for bruksformene badevannskvalitet, råvann til drikkevannsforsyning og fiske. Innenfor hver kategori er klasseinndelingene som i tabell v 2.5 nedenfor.

Generell påvirkning	uforurenset A1	lite forurenset A2	merkbart forurenset A3	sterkt forurenset A4
Badevann	ønskelig B2	brukbar B2	tvilsom B3	ikke brukbar B4
Råvannskvalitet for drikkevannsforsyning	enkel rensing V1	fullrensing V2	avansert rensing V3	ekstraordinær V4
Fiske	laksefisk F1	andre kommersielle fiskeslag F2	tvilsom fiskebiotop F3	ikke egnet som fiskebiotop F4

Tabell v 2.5 Vurderingssystem etter SNV i forslag (37).

Klassifiseringer for generell påvirkning baserer seg på avvik fra en for området naturlig forekommende vannkvalitet. Både bakteriologiske, fysikalske og kjemiske parametre er trukket inn i systemet. Bedømmingsgrunnene er primært ment å gjelde for strømmende vann.

I Sverige gav Naturvårdsverket ut i fjor et pm 1149 "Karakterisering av vatten för fysisk planering". Denne går gjennom og analyserer en rekke systemer for karakterisering av vannkvalitet og vurderer disse ut fra endel oppsatte kriterier. Sammenstillingen av kriterier og de forskjellige systemer er vist i tabell v 2.6 på neste side (fra (9)).

Hur kraven tillgodosettes:	Krav 1						Krav 2					Krav 3		Krav 4	
	Nyttjandebehov		Tillstandsbedømming		Bedømming av belastningsform.		Basdata	Bearbejning	Redovising	Ambitionsnivå	Konfliktløsende planering	Svenskanpassat	Regionsanpassat	Flexibelt	
	Kval	Kvant	Kval	Kvant	Kval	Kvant									
"Bedømningsgrunder for svenske ytvatten" + "Riktlinjer" (3.2)	/	—	/	—	—	—	X	X	X	—		X	/	X	/
"Water Quality Criteria" (3.3)	/	—												X	/
"Bedømningsgrunder for svenske ytvatten og forutsetningarna for deres utnyttjande" (3.4)	/	/	(/)	(/)	/	/	X	X	X	X	/	X	/	X	/
"Finske vattenstyrelsen system" (3.5)	X	—	X	—			X	/	/	—		X	X	—	/
"Water Quality Index" (3.6)			—				X	—	—	—		—	—	—	/
"Arne Sverreus system" (3.7)			X	X			X	X	/	X		X	/	X	/
"Theorins system" (3.8)	X	X	—	—			X	X	X	—		X	—	X	/

- Nøjaktigt
- Delvis nøjaktigt
- Ej nøjaktigt
- Ej behandlat i systemet

Tabell v 2.6 Sammenstilling om vurdering av beskrivelsessystemer for karakterisering av vann for planleggingsformål foretatt i (9).

De 4 kravene det refereres til øverst i tabellen er at systemene skal:

1. Beskrive egenskaper som relateres til bruksformer både kvalitativt og kvantitativt. Systemet skal også gi mulighet til å belyse generell tilstand, samt si noe om vannets ømfintlighet for belastninger.
2. Være tilpasset kommunal planlegging med varierende aktivisjoner.
3. Kunne tilpasses Sverige som helhet, eller regioner i Sverige.
4. Være fleksibelt, dvs. gi mulighet for revisjon etter behov.

Etter tabell v 2.6 fyller ikke de analyserte systemer alle krav fullt ut. Utredningen anbefaler systemet "Bedømminger av ytvatten og förutsättningarna för deras utnyttjande" (38). Systemet er i sin helhet satt inn som bilag til (9). Systemet behandler både kvalitative og kvantitative aspekter. I (9) er systemets fordeler, mangler og utviklingsmuligheter diskutert nærmere.

Siden dette systemet er anbefalt etter en gjennomgåing av en rekke andre systemer, hitsettes beskrivelsen av systemet i (9). I videreføringen av arbeidet her til lands er det aktuelt å belyse systemet nærmere.

"Bedømminger av ytvatten och förutsättningarna för deras utnyttjande", är en limnologisk delutredning inom statens naturvårdsverks projekt "Landskapsanalys för fysisk planering". Utredningen innehåller dels en diskussion om limnologiska bakgrundsfakta dels en handbok i form av råd och anvisningar för inventering och klassificering. Linköpings kommun utgavs som försöksområde för det integrerade projektet där även den limnologiska utredningens resultat prövades. (16). Dessa tillämpningar gav sådana resultat att delar (främst utvärderingsprinciperna) av handboken därfter omarbetades. Dessa finns som bilaga 3. I direktiven för delutredningens genomförande framhålls följande tre viktiga målsättningar, som skall vara uppställda för en vattenresursinventering:

att de naturliga förutsättningarna för olika användningsätt skall kunna utvärderas,

att uppskattning av ett visst områdes känslighet för olika användningsätt skall kunna genomföras,

att inventeringsresultatet skall redovisas dels på en geografisk översiktlig nivå (avrinningsområdet) och på en praktisk användningsnivå (kommun eller stadsregioner).

(Vår kommentar: "Användningsätt" är liktydigt med det som tidigare benämnde nyttjandeform).

Naturtyga förutsättningar. Utredningen behandlar såvitt nyttjandeformer: naturvetenskaplig forskning, rekreativitet, friluftsliv, fiske, båtport, recipient och sjöreglering. För att kunna beskriva ett vattenloks beskaffenhet, har förslag på mätvariabler sammansatt i bruttolister, tänkta att beskriva ett vattens olika egenskaper. Bruttolister har sammansatt för de olika nyttjandeformerna.

Valut av mätvariabel har skett efter bedömning av vilken som ansetts ge bäst information i skilda fall. Genomsnitt för alla listor är, att de ingående variablerna skall beskriva morfologiska, hydrologiska, fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper. Mätvariablerna utmärks som "normal" eller "special". Definitionen för "normal" är att den mätvärde skall vara lättmätbar och ej kräva alltför kvalificerad utrustning, vilket en "special" mätvariabel gör.

Utlagda listor anges sedan förklar på mätvariabelkombinationer för inventering och/eller bedömning av vattenobjektens lämplighet för nyttjandeformerna. En inventering är tänkt att kunna utföras på flera ambitionsnivåer vid de olika geografiska redovisningsgränserna. Därför anges möjligheter att med kombinationer av mätvariabler nå olika ambitionsnivåer. Som grundinformation skall dock alltid ingå en allmän beskrivning av vattenområdets morfologiska och hydrologiska egenskaper. Utöver detta presenteras också en "special" inventering som en specialinventering, i samband med planering.

I den omarbetade handboken (bilaga 3) framgår mer detaljerat hur ambitionsnivåerna är tänkta. Efter genomförd inventering (i begreppet ingår alla faser i fastlandet) görs en klassificering av varje möjlig mätvariabel. Gränsvärdena som gäller för respektive nyttjandeform är helvis hämtade från "Bedömningsgrunder för svenska ytvatten". Klassificeringen sker i fyra klasser. Det är även tillåtet att använda äldre analysdata, dock högst från fem år tillbaka. Den slutliga, sammenvägs klassen, uttrycker grad av förutsettning för de olika nyttjandeformerna. Den beräkningsmetod, som används i sammenvägningen, skiljer sig mellan respektive nyttjandeformer.

Förutsättningar för naturvetenskaplig forskning bedöms endast i en klass - orördhet.

Förutsättningar för rekreativitet beräknas genom en medelvärdesberäkning utifrån de ingående variablernas mätvärde. Detta blir liktydigt med slutlig klass, såvida inte vattenområdet är mottagare av avlopp i en viss sträcka uppströms. Om så är fallet sänks den slutliga klassen med en klass.

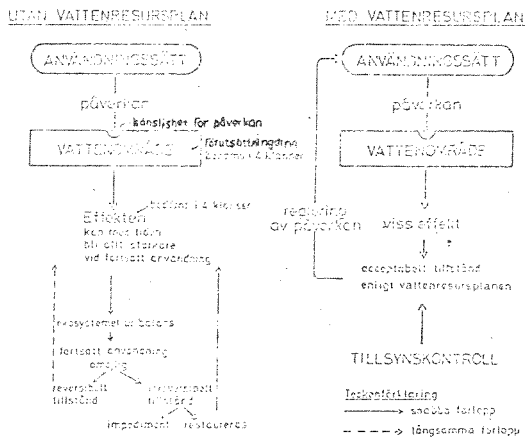
Förutsättningar för strandbad bedöms dels utifrån det hygieniska tillståndet dels utifrån det allmänna tillståndet. Slutlig klass är liktydigt med klassen för det hygieniska tillståndet, om inte det allmänna tillståndet uppvisar sämre klassvärde. I så fall infördes den sämre klassen som slutlig.

Förutsättningar för fiske bedöms efter en medelvärdesberäkning av alla ingående mätvariablerna klasser. Den slutliga klassen för båtport beräknas på samma sätt som för fiske, om inte maxiloppet understiger en meter. I så fall infördes klass fyra som slutlig.

Förutsättningar för recipientanvändning är svårare att bedöma, eftersom så många faktorer är inblandade. Vid en felbedömning kan denna nyttjandeform be-tydligt mer förväntade effekter på vattenobjektet än någon annan (undantaget vattenregleringar). BGR föreslår en förenk-
lad metod att bedöma en för vattenområde acceptabel be-
lastningsnivå, uttryckt som belastning av fosfor. Med
acceptabel belastningsnivå menas den mängd förorening,
som klart understiger vattenområdets maximala självre-
ningskapacitet. Diskussionen gäller endast belastning
av organiska föroreningar och närhalter. För närmare
redovisning hänvisas till sidan 30 i bilaga 5. Dessutom
redovisar i bilaga 4 för en särskild granskning av
denna belastningsteori.

Vattenobjektet ges, liksom i "bedömningsgrunder", ett
antal olika klassningsvärden, som ej kan sammanjämka-
redovisning av de uppgifter, som finns i inventerings-
och klassningsblanketter, föreslås ske i kartor. Var-
je klass erhåller "sin" färg och en karta sammanställs
för varje nyttjandeform. På kartorna för råvattentäkt
läggs även cirkelsymboler in för att visa medel- och
lägvattentäkningsvärden.

Uppskattning av ett områdes känslighet. Utredningen
nöjer sig med att beskriva de troligaste effekter som
kan uppkomma i samband med respektive nyttjandeform.
En kvantifiering av den sägs inte vara möjlig förrän
nyttjandet kommit igång. Den redovisade bedömningsme-
toden av förutsättning för recipientanvändning är
dock samtidigt en metod för belastningskvantifiering.
Utredningen gör en sammanfattande bild av problemet
genom att visa sambandet mellan nyttjandeform, påver-
kan, vattenområde, områdets förutsättningar och effek-
terna av påverkan med och utan vattenresursplanering.



Figur 3. Sambandet mellan användningssätt, påverkan, vattenom-
rådets förutsättningar och effekterna av på-
verkan med och utan vattenresursplanering.
(Modificerat efter föreläsningar för fysisk planering,
bilaga 4 till utvärdering 1979).

Inventeringsnivåer. Systemet anger tre olika inven-
teringsnivåer där den geografiska begränsningen och
detaljrikedomen ökar för varje nivå neråt. Samman-
fattningsvis beskrivs detta i en tabell i bilaga 3
sid 2. I diskussionen fastslås att för den övergrip-
ande vattenresursplaneringen bör de naturliga vat-
tendelarna vara avgränsade och inte de administra-
tiva gränserna.

3.4.2 Värdering

Krav 1. Systemet är i många delar en utveckling av
"Bedömningsgrunder för svenska ytvattnen". Kvantitets-
redovisning och detaljbeskrivning av vattenobjektet
har tillkommit och värderas tillsammans med kvaliteten
i förutsättningarna för nyttjandeformerna. Fler nytt-
jandeformer behandlas. Förutsättningar men inte bedöm-
ningsgrunder diskuteras för nyttjandeformen fjärrre-
glering. Diskussion om förutsättningar och bedömningsgrun-
der för jordbruksbevattning saknas helt. Kvantitetsre-
visningen på råvattentäktkartorna ger visserligen en
fingervisning om bevattningens omfattning ur kvantitetssyn-
punkt. Den befintliga kvantiteten måste ställas i rela-
tion till alla önskade vattenuttag innan redovisning av
förutsättning kan ske.

Liksom i "Bedömningsgrunder" nöjer man sig med fyra
klasser (jfr "Arneo-Svenska-systemets nio klasser").
Eftersom varje nyttjandeform, sju stycken, värderas i
var sin fyra klasser, blir det i praktiken möjligt
till ett mer differentierat klassningsresultat.

Det "allmänna tillståndet" kommer möjligen att kunna
utläsas ur bedömningen av recipientpåverkan, bara
"grundtillståndet" ges en löpplig definition.

Förutsättningarna för recipientanvändning ingår en
bedömningsmetod att visa belastningsförmåga. Om meto-
den visar sig vara tillförlitlig kan den bli ett värde-
fullt underlag i den kommunala planeringen.

Krav 2. Många av de föreslagna mätvariablerna kan-
ske rånas framande, eftersom flertalet system hittills
nästan enbart har inriktat sig på fysikaliska-kemiska
analyser. Att genomföra en vegetationsanalys kan tyckas
betydligt svårare än att hämta ett vattenprov och sedan
betala för mer eller mindre komplicerade analyser. Hand-
boken bör därför med sin enkelhet kunna ge på öroner äv-
en utan immunologisk skolning med ett gott och genom-
föra en inventering av tillräckligt god kvalitet till
en rimlig kostnad. De mätvariabler, som i systemet be-
räknas som "special", innefattar i allmänhet komplicerade
kemiska analyser. Är man beredd att betala kostnaden,
är flertalet av dessa variabler enkla att få värden på.
Tolkningen och användandet av resultaten från båda ty-
perna av inventeringar måste sedan göras efter kontakt
med specialister om man på något sätt syftar till att
förändra vattenutnyttjandet.

Krav 3. Systemets anpassning till Sverige är ganska
självklar eftersom det bygger på gränsvärdena i "Be-
dömningsgrunder".

Krav 4. Med de inbyggda ambitions- och inventerings-
nivåerna, erbjuds stor flexibilitet. Komplettering av
systemet är också möjlig att göra med viss sakkunnig
hjälp.

Selv om dette systemet er anbefalt, forefinnes så vidt vites intet
offisielt system for vurdering av vannkvalitet og bruksformer i Sverige.
Ikke desto mindre har det vært arbeidet mye med problemstillingen, og
studier av de svenske systemer og innhenting av erfaringer for bruken
av systemene vil være svært verdifullt for det videre arbeide i Norge.

England

I England foretas landsomfattende "skippertaksundersøkelser", de såkalte "River Pollution Survey's" (RPS). RPS ble utført i 1970, 1971, 1972, 1975 og skal foretas i 1980. Det er meningen å kjøre RPS hvert 5 år. RPS omfatter både tilførsler og vannkvalitet. Omfanget kan illustreres ved at det gjøres observasjoner i 4-500 elver og samlet data fra ca. 8000 kommunale og industrielle utslipp.

Med henblikk på presentasjon av resultatene, sammenligning med tidligere RPS og beskrivelse av utviklingen, er det utarbeidet et klassifikasjonssystem som i hovedsak bygger på BOF, oppløst oksygen, kjente utslipp og skjønsmessige vurderinger basert på generelle kunnskaper om biologiske forhold, i hovedsaken forekomst av fisk. I tillegg til dette ble det i 1970 og 1972 forsøkt med en klassifisering etter biologiske kriterier

Hovedkonklusjonene med hensyn til vannkvalitet publiseres i form av 10 kart (ett for hver Water Authority), - med elvestrekninger i alt nær 40 000 km belagt med 4 farger svarende til hver sin kvalitetsklasse.

Det er verd å merke seg at det som oppnås ved RPS er klassifikasjon som gjelder ett år (strengt tatt bare den aktuelle observasjonsperiode i vedkommende elv) og at det kommer inn et vesentlig moment av kvalifisert skjønn.

Det var hovedsakelig kjemiske og subjektive kriterier som ble benyttet i River Pollution Surveys. Ved de siste publiserte RPS, som også inkluderte biologisk vurdering (1970, 1971, 1972), baserte denne bedømmelsen seg på generelle kriterier i retning av diversitet, forekomst og mangel på bestemte organismegrupper (eksempelvis steinfluer, døgnfluer, laksefisk, fåbørstemark, røde chironomider o.a.). Jevnføring av klassifiseringsresultater basert henholdsvis på kjemisk/fysiske og biologiske kriterier ga betydelige uoverensstemmelser, med en tendens til at biologiske kriterier var "strengere", men uoverensstemmelsene gjalt både grad og retning. I 1975 ble det latt være å forsøke en klassifisering etter biologiske kriterier. Begrunnelsen var manglende eksakte kunnskaper på sentrale felter som organismenes forhold til substrat, strøm, vannstand og vannkvalitet.

Det engelske klassifiseringssystemet baseres som nevnt på fysisk/kjemisk data. Man opererer med fire klasser. Innenfor hver klasse finnes flere alternative beskrivelser av vassdraget.

Klasse 1. Upåvirkede eller restaurerte vassdrag.

1. Vassdrag som er kjent for ikke å motta forurensninger.
2. Vassdrag som har en BOF-verdi mindre enn 3 mg/l, er mettet med oksygen og kjent for ikke å motta giftige stoffer.
3. Vassdrag som biologisk ikke kan skilles fra andre nærliggende som er kjent for å være upåvirket.

Klasse 2. Vann av tvilsom kvalitet.

1. Vassdrag med høyere verdier for BOF og lavere oksygeninnhold enn klasse 1.
2. Vassdrag som uavhengig av BOF-verdien er kjent som mottager av giftige stoffer, men som ikke registreres ved analyser av fisk.
3. Vassdrag med turbid vann, men som ikke synes å ha gitt noen særlig effekt på biologiske forhold.
4. Vassdrag hvor klager forekommer, men hvor disse ikke har blitt bevist.

Klasse 3. Vann med dårlig kvalitet hvor rask forbedring er påkrevet.

1. Vassdrag med bedre BOF-verdi enn klasse 4, men som har oksygenmetningsgrad under 50%.
2. Vassdrag som inneholder giftige stoffer.
3. Vassdrag som har øket innhold av suspenderte stoffer, men som ikke bør plasseres i klasse 4.
4. Vassdrag hvor det er kommet inn flere alvorlige veldokumenterte klager.

Klasse 4. Sterkt forurenset vann.

1. Vassdrag med BOF-verdi over 12 mg/l.
2. Vassdrag med utdødd fiskebestand.
3. Vassdrag som er helt uten oksygen
4. Vassdrag som avgir sterk lukt.
5. Vassdrag med sterk skumdannelse.

Om det engelske system kan sies at klassifisering skjer ut fra et svært sammensatt utgangspunkt. Både kjemiske (BOF, O₂ toksiske stoffer generelt), biologiske (generell vurdering, fisk) estetiske (lukt, skumdannelse) og politiske (antall dokumenterte/udokumenterte klager) trekkes inn.

USA

USAs Federal Water Pollution Control Act fra 1972 inneholder en målsetting om at det innen 1. juli 1983 skal oppnås vannkvalitet som tilgodeser fiske og annet akvatisk liv samt rekreasjonsinteresser.

I USA forutsettes alle elvestrekninger gitt en bruksklasse med tilhørende tallfestede vannkvalitetsnormer. Det opereres med 4 klasser (A, B, C, D), med A som høyeste klasse (badevann) og B som nest høyeste (akvatisk liv, rekreasjonsaktiviteter med sekundærkontakt, seiling, bading). Det forutsettes at kun klasse A og B skal finnes i 1983.

Tabell v 2.7 viser vannkvalitetsstandarder for en sone i Delaware River Basin (39) hvor brukerinteressene som skal beskyttes er spesifisert nærmere.

Tabell v 2.7 Vannkvalitetsstandarder. Serie 2, Delaware River Basin.

Application (Resolution No. 67-7). This Article shall apply to the Delaware River Estuary and Bay, including the tidal portions of the tributaries thereof.

Zone 2

A. Description (Resolution No. 67-7). Zone 2 is that part of the Delaware River extending from the head of tide-water at Trenton, New Jersey, R.M. (River Mile) 133.4 (Trenton-Morrisville Toll Bridge) to R.M. 108.4 below the mouth of Pennypack Creek, including the tidal portions of the tributaries thereof.

B. Water uses to be protected (Resolution No. 74-1). The quality of Zone 2 waters shall be maintained in a safe and satisfactory condition for the following uses:

1. a) public water supplies after reasonable treatment,
b) industrial water supplies after reasonable treatment,
c) agricultural water supplies;
2. a) maintenance and propagation of resident fish and other aquatic life,
b) passage of anadromous fish,
c) wildlife;
3. a) recreation from R.M. 133.4 to R.M. 117.81,
b) recreation - secondary contact from R.M. 177.81 to R.M. 108.4;
4. navigation.

C. Stream quality objectives

1. Dissolved oxygen (Resolution No. 74-1)

- a) 24-hour average concentration shall not be less than 5.0 mg/l.
- b) During the periods from 1st April to 15th June, and 16th September to 31st December, the dissolved oxygen shall not have a seasonal average less than 6.5 mg/l.

forts...

Tabell v 2.7 Vannkvalitetsstandarder. Serie 2, Delaware River Basin

2. Temperature (Resolution No. 74-1). Shall not exceed:
 - a) 5°F (2.8°C) above the average 24-hour temperature gradient displayed during the 1961-66 period, or
 - b) a maximum of 86°F (30.0°C), whichever is less.
3. pH (Resolution No. 67-7). Between 6.5 and 8.5.
4. Phenols (Resolution No. 74-1). Maximum 0.005 mg/l, unless exceeded due to natural conditions.
5. Threshold odour number (Resolution No. 67-7). Not to exceed 24 at 60°C.
6. Synthetic detergents (M.B.A.S.) (Resolution No. 74-1). Maximum 30-day average 0.5 mg/l.
7. Radioactivity (Resolution No. 67-7)
 - a) alpha emitters - maximum 3 pc/l (picocuries per litre);
 - b) beta emitters - maximum 1,000 pc/l.
8. Fecal coliform (Resolution No. 74-1). Maximum geometric average
 - a) 200 per 100 millilitres above R.M. 117-81;
 - b) 770 per 100 millilitres below R.M. 117.81.
Samples shall be taken at such frequency and location as to permit valid interpretation.
9. Total dissolved solids (Resolution No. 74-1). Not to exceed:
 - a) 133 per cent of background, or
 - b) 500 mg/l, whichever is less.
10. Turbidity (Resolution No. 74-1). Unless exceeded due to natural conditions:
 - a) maximum 30-day average 40 units;
 - b) maximum 150 units;
 - c) except above R.M. 117.81 during the period 30th May to 15th September when the turbidity shall not exceed 30 units.
11. Alkalinity (Resolution No. 67-7). Between 20 and 100 mg/l.
12. Chlorides (Resolution No. 74-1). Maximum 15-day average 50 mg/l.
13. Hardness (Resolution No. 74-1). Maximum 30-day average 95 mg/l.

Fundamentet for oppstilling av mål og vannkvalitetsstandarder finnes i standardverket "Water Quality Criteria". Dette verket inneholder en liste over en lang rekke stoffer. Grenseverdier er knyttet til bruksformer som i denne sammenheng omfatter:

- råvann for drikkevann
- akvatisk liv (økosystem) i ferskvann
- akvatisk liv (økosystem) i sjøvann
- vanning
- industriell vannforsyning
- rekreasjon
- båtsport
- vannkraft

For hvert stoff opereres med én grenseverdi for hver bruksform. Det er m.a.o. ingen gradert vurdering, men et system basert på "ja/nei" - tilfredsstillende / ikke tilfredsstillende.

Verket "Water Quality Criteria" ajourføres stadig ved tilfang av forskningsresultater.

Vi merker oss at akvatisk liv defineres som bruksform. WQC kan brukes som grunnlag både for oppsett av grenseverdier for generell tilstand, og for verdier for sentrale bruksformer.

WQC er egentlig ikke noe klassifiseringssystem, men en sentral faglig kilde for oppsetting av grenseverdier for forskjellige stoffer.

VEDLEGG 3

VURDERINGSGRUNNLAG FOR VANNKVALITET I MARINT MILJØ

(ved cand.real. Lars Kirkerud, Fjordseksjonen, NIVA)

1.1 Aktuelle brukerinteresser for kriterier

I forhold til ferskvann har vi til dels andre og færre brukerinteresser i marine områder. Brukerinteresser for sjøområder kan listes opp som følger:

1. Naturvern (referanseområder, verneverdige biotoper, forekomst av naturlige organismsamfunn)
2. Fiske og fangst av aktuelle organismer
 - a) pelagisk fiske
 - b) bunnfisk og reker
 - c) skjell, hummer og krabber
 - d) tarehøsting
3. Rekreasjon
 - a) bading, dykking
 - b) båtsport, seiling og annet friluftsliv på og ved sjøen
4. Akvakultur
 - a) oppdrett
 - b) låssetting
 - c) oppbevaring av levende fisk og skalldyr
5. Industrivannforsyning (kjøling, skylling, røkgassvasking)
6. Energiproduksjon (bølgekraftverk)
7. Transport (skipstrafikk, fløting)
8. Olje- og mineralutvinning
9. Resipientbruk

De fire nederste brukerinteressene er relativt uavhengige av vannkvaliteten. Disse interessene er først og fremst knyttet til vannmengde; vann som fysisk medium.

Disse interessene kan følgelig utelates i den videre behandling, og vi står igjen med følgende interesser som det er aktuelt å utarbeide kriterier for:

1. Naturvern (referanseområder, verneverdi biotoper, forekomst av naturlig organismsamfunn)
2. Fiske og fangst av aktuelle organismer
 - a) pelagisk fiske
 - b) bunnfisk og reker
 - c) skjell, hummer og krabber
 - d) tarehøsting
3. Rekreasjon
 - a) bading, dykking
 - b) båtsport, seiling og annet friluftsliv på og ved sjøen
4. Akvakultur
 - a) oppdrett
 - b) låssetting
 - c) oppbevaring av levende fisk og skalldyr
5. Industrivannforsyning (kjøling, skylling)

Utbyttet både av allsidig fiske og fangst, naturvern og rekreasjon, vil i stor grad avhenge av at det naturlige organismsamfunnet er minst mulig påvirket. For akvakultur kommer toleransen hos de aktuelle arter i fokus.

1.2 System for vannkvalitetsbeskrivelse i sjøområder

Beskrivelse av vannkvalitet i sjøområder er nødvendig både for å sette opp mål, samt for å beskrive en situasjon slik den er, enten situasjonen er ønsket eller ikke. Det er følgelig behov for et gradert beskrivelsessystem som gir visse holdepunkter for i hvilken grad en brukerinteresse er tilfredsstilt eller i hvilken grad organismsamfunnet er påvirket i forhold til et naturlig samfunn.

Tilsvarende som for ferskvann kan det stilles opp en struktur for klassifisering av vannkvalitet i sjøområder:

I praksis vil skillet mellom øverste og nest øverste klasse (mellom ingen/liten og moderat påvirkningsgrad, mellom god og brukbar vannkvalitet for bading osv.) utgjøre det mest brukte sett kriterier. Disse kriterier vil ofte bli brukt som mål for et konkret sjøområde, og vil da utgjøre normer for det aktuelle området. (I den grad det knyttes til forvaltningsvedtak, f.eks. med hjemmel i vannforurensningslovens § 8,4. ledd, blir normene standarder for det aktuelle sjøområdet).

Det viktigste kriteriesett vil bestå av de som beskriver et naturlig organismesamfunn, eller beskriver liten/ingen påvirkningsgrad.

1.3 Aktuelle kriterier som beskriver organismesamfunn i sjøområder.

Vannkvalitetskriterier uttrykker et forhold mellom konsentrasjon av et stoff og virkningen (risikoen for virkning) på en organisme, et organismesamfunn eller en brukerinteresse. Et vannkvalitetskriterium inneholder i seg selv ikke noen vurdering omkring hvorvidt dette forholdet er ønskelig eller ikke.

Konsentrasjonen av et stoff (eller et sammensatt avfall) i sjøen er ikke bare et resultat av utslipp og fortykning. Prosesser som binding til partikler, akkumulering i organismer, sedimentering og nedbrytning bidrar til å modifisere stoffene og senke konsentrasjonene, mens remobilisering fra sediment og resuspensjon av sediment kan bidra til å øke konsentrasjonene. Endelig kan kompleksdannelse modifisere giftvirkningen av et oppløst stoff. Dette er prosesser som kan ha avgjørende betydning i praksis og som en i varierende grad har kjennskap til. Metallene, som forurensningshistorisk representerer en gammel gruppe, er relativt godt kjent fra en rekke geokjemiske undersøkelser i marine- og brakkvannsområder. Organiske miljøgifter utgjør en voksende gruppe der mange er lite kjent geokjemisk.

Dyr som lever på eller i sedimentet og spesielt dyr som lever av sediment, påvirkes også i varierende grad av stoffene i sedimentet. For denne dyregruppen og dyr som har disse som næringsgrunnlag er det derfor ikke tilstrekkelig med vannkvalitetskriterier. På området sedimentkvalitetskriterier er det dessverre ennå svært lite som er gjort. Kriteriene må her knyttes til biologisk tilgjengelig metall estimert ved egnede oppslutnings- og ekstraksjonsmetoder.

Når en kommer til sammenhengen mellom konsentrasjon og den fysiske, kjemiske eller biologiske virkning av avfallet, er det en lang rekke sammenhenger som kan undersøkes. Eksempler på aktuelle kriterier er:

1. Fysisk

Misfarging og uklarhet (algevekst som følge av gjødslingspåvirkning, utfelling, utslipp av farget eller partikulært avfall)

Nedslamming av bunnen

Forandringer i temperatur og saltholdighet (kjølevannsutslipp, vassdragsregulering)

2. Kjemisk

Oksygenforbruk (eks. organisk avfall, toverdige jern, SO₂)

pH-forandring

Endringer i næringssaltinnhold

3. Biologisk

Akutt dødelighet (voksne individer, egg og yngelstadier)

Dødelighet ved kronisk påvirkning

Subletale effekter (nedsatt vekst, forplantningsevne, toleranse for naturlige miljøvariasjoner, endret adferd, misdannelser m.m.)

Skader på arvestoffet (kreft, misdannelser)

Akkumulering av konsentrasjoner skadelige for høyere trinn i næringskjeden, herunder humanhygienisk risiko

Gjødselvirkning (eutrofiering)

Endringer i sammensetningen av organismesamfunn

Endringer i energi- og stoffomsetning i organismesamfunn

Forekomst av patogene mikroorganismer (bakterier, virus)

For akvakultur er det aktuelt å ta hensyn både til fysiske, kjemiske og biologiske kriterier for den art som kultiveres. For tiden er det laksefisk og i noen grad blåskjell (evt. andre muslinger) og krabbe som er mest aktuelle langs norskekysten. På noe lengre sikt er det flere arter som kan tenkes å bli dyrket, f.eks. blant utnyttbar tang og tare.

Når det gjelder naturlige organismesamfunn, er det også her større interesse for enkelte arter (f.eks. matfisk, hummer, krabbe, skjell og enkelte tarearter) enn andre. Men forekomsten av en art i forurenset marin natur er ikke bare et resultat av artens toleranse overfor giftstoffer, men også avhengighet av andre faktorer som føde, vokse-/skjulested, muligheten til å utnytte et forstyrret miljø i konkurranse med andre arter og predasjon (arten spises av andre arter). Dersom en fiskerimessig tilsynelatende be-

tydningsløs art er skadelidende kan dette derfor få følger for større eller mindre deler at det øvrige organismesamfunnet.

Et av de mest betydningsfulle vannkvalitetskriterier vil her være sammenhengen mellom belastning og endringer i artssammensetning og stoffomsetning i organismesamfunnet.

Slike kriterier bør primært baseres på feltundersøkelser i marine områder belastet med vedkommende avfall, sekundært på eksperimenter med større deler av organismesamfunnet, f.eks. bløtbunnsfauna, organismesamfunn på grunt vann eller pelagiske organismesamfunn. Den største og oftest uoverkommelige vanskelighet ved slike eksperimenter vil imidlertid være å få et representativt utvalg av fiskearter. Ved eksperimenter av denne karakter synes det derfor nødvendig å behandle fisk og de øvrige deler av organismesamfunnene for seg.

Forsøk med sammensatte organismesamfunn er relativt sjeldne. De aller fleste forsøk gjelder enkelt-arter. For lettest å kunne relatere effektene på enkelte arter til effekter på hele organismesamfunn, kan det være hensiktsmessig å gruppere dem etter biotop (levestedet) i næringsnett og evt. andre viktige avhengighetsforhold.

Av det ovenstående går det fram at for å bevare et naturlig organismesamfunn må vannkvalitetskriterier bygges på kunnskaper innen både marin geokjemi, marin toksikologi, marin biologi og, for feltundersøkelser vedkommende, marin fysikk.

Effektene av bestemte stoffer er hittil kjent for relativt få arter sammenlignet med de en finner i et naturlig organismesamfunn. En har derfor i mange tilfeller lite grunnlag for å utlede hvilke skadeeffekter en kan få på organismesamfunnet, men må nøye seg med å angi konsentrasjoner der det er sannsynlig at en eller annen skadeeffekt kan oppstå. For dette formål trenger en ikke så mye å ta hensyn til de undersøkte artenes økologiske funksjon, og kriteriet baseres gjerne på den hittil mest følsomme reaksjon i vedkommende miljø. Resultater fra ferskvannsmiljø er også blitt benyttet, men kriteriet blir noe spekulativt om en ikke kan påvise at forskjellene i det kjemiske miljø (kompleksdannelse, osmotisk

trykk, synergisme/antagonisme fra sjøsalter) er uten betydning.

Et annet viktig kriterium både for akvakultur og det naturlige organismesamfunnet er akkumulering av stoff som kan skade høyere trinn i næringskjeden. Her foreligger det et ganske solid materiale fra feltundersøkelser, og en del resultater fra eksperimentelle næringskjeder og enkeltarter.

Eksperimenter viser at f.eks. metaller ofte opptas vesentlig via føden. For det bentiske (bunnlevende) dyresamfunnet kan derfor metall-konsentrasjonene i sedimentet ha stor betydning.

Når en skal komme fram til kriterier for innholdet av akkumulerende giftstoffer i vann eller sediment, er en avhengig av også å kjenne sammenhengen mellom konsentrasjonen av stoffet i føden og effekten på mennesket eller andre predatorer (fugl, hval, sel, husdyr). Et tredje problem som melder seg er betydningen av vedkommende marine dyr i et sammensatt kosthold.

Som en ser vil et vannkvalitetskriterium for skadelig akkumulering i sjømat være avhengig av både marin bio-geokjemisk, human toksikologisk og ernæringsmessig viten og vurdering.

Et kriterium som kan være aktuelt både for akvakultur og det naturlige organismesamfunn er dannelsen av byller, sår og misvekster hos marine organismer som følge av nedsatt motstandskraft (infeksjon) eller genetiske skader. Her er det ennå lite som er gjort, og bare i noen få tilfeller har det vært mulig å påvise en sammenheng mellom slike dannelser og marin forurensning. For å fremskaffe slike kriterier er en avhengig av marin-biologisk geokjemisk, mikrobiologisk og vevspatologisk ekspertise.

Kriterier for gjødslingspåvirkning og for forekomst av patogene mikroorganismer har betydning for en rekke brukerinteresser, særlig fordi en ofte finner at brukerinteressene er størst i de mest forurensede områder.

Gjødslingspåvirkning ved utslipp av et plantenæringsstoff forutsetter at vedkommende stoff i kortere eller lengre tid er begrensende faktor for algevekst i området. Vannkvalitetskriterier baseres derfor i stor

utstrekning på denne forutsetning, mens eventuelle normer eller standarder i tillegg må baseres på kjennskap til produksjonsforholdene i det aktuelle fjordområde.

Konklusjon

Det oppdages stadig nye effekter av forurensning i det marine miljø som en må ta hensyn til. De typer kriterier som her er valgt skulle imidlertid dekke de mest aktuelle problemstillinger for forvaltningen i kyst- og fjordområder:

1. Fysiske og kjemiske effekter
2. Kvalitative og kvantitative forandringer i marine organismsamfunn, herunder eutrofiering, basert på feltundersøkelser og forsøk med større deler av aktuelle samfunn, eller en økologisk systematisering av resultater fra observasjoner av enkeltarter og delsamfunn.
3. Letale (dødelige) og subletale effekter ved akutt og kronisk belastning hos fisk og matnyttige arter, samt nøkkelarter i utvalgte samfunns-typer (biotester).
4. Akkumulering som kan skade mennesker og andre på høyere trinn i næringskjeden (evt. sette smak på produktet).
5. Genetiske og andre skader som kan føre til sår, byller og misvekst hos marine organismer.
6. Forekomst av tarmbakterier og patogene mikroorganismer.

VEDLEGG 4

FISK - VANNKVALITETSKRITERIER

(ved cand.real Magne Grande, NIVA)

1. INNLEDNING

Det er ikke i Norge utarbeidet vannkvalitetskriterier, normer, eller standarder for fisk. Når det fra myndighetenes side har vært ønsket opplysninger om konsekvenser av forurensninger og eksisterende eller planlagte utslipp overfor fisket, har en henvendt seg til fagfolk som har avgitt uttalelser i hvert enkelt tilfelle. For ferskvannsfisket har særlig Miljøverndepartementet ved Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Den vitenskapelige avdeling, vært den rådgivende instans. Det er herfra i de senere år gitt en mengde uttalelser i større og mindre enkeltsaker. Disse uttalelsene har dels vært bygget på egne og andres forskningsresultater fra norske vassdrag, dels på utenlandske forskningsresultater. I de senere år har imidlertid også de vannkvalitetskriteriene for europeiske ferskvannsfisk som er utarbeidet for en rekke stoffer av EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) blitt trukket noe inn i vurderingene. Disse vannkvalitetskriteriene skal omfatte europeiske ferskvannsfisk i ulike vanntyper.

I det følgende skal det gis en omtale av det arbeid som utføres av EIFAC og en kort oversikt over de kriterier som til nå er utarbeidet.

2. EIFACs ARBEID MED VANNKVALITETSKRITERIER FOR EUROPEISKE FERSKVANNSFISK

Den europeiske innlandsfiskekommisjonen eller European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) er tilsluttet FAO og er en internasjonal organisasjon med medlemskap fra 23 land. For EIFAC ble forurensningsproblemerne og deres konsekvenser overfor fisket ansett så viktige at det i 1962 ble opprettet en egen arbeidsgruppe med eksperter fra forskjellige europeiske land, EIFAC Working Party on Water Quality Criteria, hvis hovedformål skulle være å fastsette vannkvalitetskriterier for europeisk ferskvannsfisk. Disse kriteriene skulle dekke alle stadier av fiskens livssyklus og omfatte alt som kan betraktes som skade for fisken selv eller for utnyttelsen av den.

Arbeidsgruppen har vært i kontinuerlig arbeid siden 1962 med skiftende bemanning og eksperter fra forskjellige land. Under hele perioden har det imidlertid deltatt en eller to representanter fra Sverige og/eller Norge slik at de spesielle nordiske forhold også er tatt i betraktning. John S. Alabaster fra Water Research Centre i England har fungert som leder for arbeidsgruppen.

I de 15 år arbeidsgruppen har vært i virksomhet er det utarbeidet rapporter med tentative vannkvalitetskriterier og normer for suspenderte partikler, surhetsgrad, temperatur, ammonium, fenol, oksygen, klor, sink, kobber og kadmium. (EIFAC, 1964, 1968, 1969, 1970, 1972, 1973 a, 1973 b, 1973 c, 1976 og 1977). De er utarbeidet på grunnlag av nyere publiserte resultater og på opplysninger fra fagfolk med verdifullt upublisert materiale.

Rapportene er relativt ensartede i sitt opplegg. Det gis først en oversikt over virkemåten av de forskjellige stoffer med symptomer og fysiologiske og biokjemiske forandringer i organismene som er funnet. Videre gjennomgås de faktorer som har betydning for virkningene, som f.eks. vannets temperatur, dets innhold av oksygen, dets surhetsgrad, hardhet og salinitet, innholdet av organisk stoff og suspenderte partikler, fiskens alder, størrelse og akklimatiseringsevne, samvirket mellom forskjellige stoffer (synergisme, antagonisme, addisjon) osv. I tillegg til dette gis det en oversikt over data for akutt toksisitet og langtidsvirkninger så vel for laboratorieforsøk som for observasjoner i felten. Deretter gis en summarisk oversikt over virkningene på vegetasjon og invertebrater (virvelløse dyr). Rapportene avsluttes med en konklusjon og et forsøk på å angi vannkvalitetskriterier.

En del av rapportene er nå revidert og vil sannsynligvis utkomme samlet i 1979.

3. EIFACs KRITERIER FOR DE ENKELTE STOFFER

I det følgende skal det gis en oversikt over de kriterier som er utarbeidet av EIFAC. Det er her ikke medtatt de endringer som vil komme i de reviderte utgaver som sannsynligvis vil foreligge i 1979. Stort sett er imidlertid de foretatte endringer av mindre betydning. Det vil i

denne fremstillingen bli lagt vekt på laksefisk og eventuelle andre arter som er av betydning i norsk fiskefauna.

3.1 Suspenderte partikler

Undersøkelser synes å ha vist at de forskjellige arter av fisk har ulik toleranse overfor suspenderte partikler og at typen av partikler også spiller en rolle. Det bør f.eks. påpekes at laksefisk er meget sårbare overfor suspenderte partikler på gyte plassene og at bare en liten økning i vannets turbiditet og avsetninger på bunnen kan forhindre gyting og vellykket utvikling av rogn og yngel. Bortsett fra disse mulige og spesielle effektene på laksefisks reproduksjon foreslår EIFAC (1964) fire følgende kategorier som et foreløpig forslag til vannkvalitetskriterier for kjemisk inert suspendert materiale. Forutsetningen er at forholdene for fisk for øvrig er tilfredsstillende. De fire kategoriene er som følger:

1. Det er ikke sannsynlig at konsentrasjoner av suspendert materiale under 25 mg/l har noen skadelig effekt overfor ferskvannsfisk.
2. Det vil vanligvis være mulig å opprettholde et godt eller middels godt fiske i vann som normalt inneholder fra 25-80 mg/l suspendert materiale. Dersom forholdene for øvrig er like kan en imidlertid muligens regne med en lavere avkastning av fisket her enn i vann under foregående kategori.
3. I vann som normalt inneholder fra 80-400 mg/l suspendert materiale vil det sannsynligvis ikke kunne opprettholdes godt fiske selv om noe fiske kan forefinnes ved de lavere konsentrasjoner i dette område.
4. Det kan i beste fall bare finnes et dårlig fiske i vann med en partikkelmengde som normalt overstiger 400 mg/l.

3.2 pH

Fisks toleranse overfor lav eller høy pH avhenger av en rekke forhold både av biologisk og fysisk/kjemisk natur. Laksefisk er regnet som særlig ømfintlige arter men også ulike stadier i fiskens liv oppviser ulik toleranse. Vannets innhold av salter, organisk stoff osv. er meget betydningsfulle faktorer. På grunnlag av eksisterende data (1968) har EIFAC utarbeidet følgende oversikt:

pH-område:	Effekt:
3,0-3,5	Fisk kan ikke leve mer enn i få timer i dette pH-område. Noen planter og invertebrater kan imidlertid finnes ved lavere pH-verdier enn dette.
3,5-4,0	Området er letalt for laksefisk. Det er mulig at mort, suter, abbor og gjedde kan overleve etter en akklimatisering til litt høyere, - ikke letale nivåer. Den nedre del av området er imidlertid sannsynligvis likevel letalt for mort.
4,0-4,5	Sannsynligvis skadelig for laksefisk, suter, brasme, mort, gullfisk og karpe som ikke på forhånd er akklimatisert til lav pH. Toleransen innenfor dette pH-området vil imidlertid øke med fiskens alder og størrelse. Fisk kan akklimatiseres til dette pH-område men av abbor, brasme, mort og gjedde vil muligens bare den siste være i stand til å reprodusere.
4,5-5,0	Sannsynligvis skadelig for egg og yngel av laksefisk og i det lange løp vil pH-verdier i dette område virke ødeleggende på fiske etter disse arter.
5,0-6,0	Sannsynligvis ikke skadelig for noen art med mindre konsentrasjonene av karbondioksyd overstiger 20 mg/l eller vannet inneholder jernsalter som felles ut som jernhydroksyd. Giftigheten av dette er ikke nøyaktig kjent.

- 6,0-6,5 Sannsynligvis ikke skadelig for fisk med mindre konsentrasjonen av fritt karbondioksyd overstiger 100 mg/l.
- 6,5-9,0 Uskadelig for fisk selv om virkningen av andre giftstoffer kan influeres ved pH-forandringer innenfor dette område.
- 9,0-9,5 Sannsynligvis skadelig for laksefisk og abbor hvis det skjer en eksponering over lang tid i dette område.
- 9,5-10 Letalt for laksefisk over lengre tid men kan tolereres for kortere perioder. Kan være skadelig for egg- og yngelstadier for noen andre arter.
- 10,0-10,5 Kan tolereres av laksefisk og mort i korte perioder men virker letalt over lengre tid.
- 10,5-11,0 Virker hurtig letalt på laksefisk. Langtidseksponering i de øvre deler av dette område er letalt for karpe, suter, gullfisk og gjedde.
- 11,0-11,5 Virker hurtig letalt på alle fiskearter.

I den reviderte utgave av EIFAC-rapporten vil pH-kriteriene bli noe endret som følge av den store mengde nye forskningsresultater som er kommet til i de siste år. Dette gjelder først og fremst på den sure siden. Den viktigste endring blir sannsynligvis i området 5,0-5,5 hvor en nå anser det som sannsynlig at skade kan skje på reproduksjon av laksefisk i vann med lavt saltinnhold og høyt innhold av aluminium.

3.3 Temperatur

Ferskvannsfiskens toleranse overfor høye temperaturer avhenger bl.a. av fiskeart, utviklingsstadium, akklimatiseringstemperatur, innhold av oppløst oksygen, forurensninger, årstid og hvor rask og stor temperaturhevingen er. I de foreslåtte kriterier tas ikke hensyn til forurensnings-effekter. Det er nødvendig å være oppmerksom på at de angitte temperaturnivåer gjelder for forskjellige årstider og at så vel maksimal temperatur som maksimal temperaturøkning må tas i betraktning.

Vinter:

En økning i vanntemperaturen på 2 °C fra 0 °C i reproduksjonsperioden om vinteren kan utrydde lake (*Lota lota*) selv om de fleste andre arter ikke påvirkes.

En heving av temperaturen på 5 - 6 °C om høsten og vinteren kan resultere i høyere dødelighet av egg av laksefisk og også redusere størrelse og vitalitet hos nyklekket yngel.

Vår:

Undersøkelser har indikert at en stigning i temperaturen på 5 - 6 °C kan være skadelig for egg av gjedde. For karpefisk vil en slik stigning neppe medføre signifikant øket dødelighet da karpefisk vanligvis tåler en økning på 8 - 10 °C under eggstadiet.

Voksen fisk kan vanligvis tolerere en videre temperaturskala enn yngel. De kan leve i kort tid ved temperaturer nær temperaturgrensen for dødelighet og noe lenger ved temperaturer hvor de blir rastløse og slutter å spise. Det mangler data om ved hvilke temperaturer fisken slutter å ta næring til seg. Det kan imidlertid se ut til at en temperaturhevning på bortimot 1 - 2 °C under den forstyrrende (skadelige) temperatur ikke vil influere vesentlig på fiskens næringsopptak.

Sommer:

For laksefisk av slekten *Salmo*, som lever i vann med vanlige sommertemperaturer på opptil 20 - 21 °C kan bare en liten temperaturøkning føre til dødelighet. 20 - 21 °C bør derfor kunne anses som den høyeste akseptable temperatur for laks og aure i den varmeste periode om sommeren.

Coregonider (sik-lagesild) kan tåle en temperaturstigning på 5 - 6 °C men den maksimale sommertemperaturen bør ikke overstige 22 - 23 °C.

For mange karpefisk er den høyeste akseptable temperaturøkning ca. 6 °C over den vanlige temperatur. Den øvre grense kan her settes til 30 °C i den varmeste årstid.

Det er sannsynlig at en økning av temperaturen på 5 °C til maksimalt 23 °C vil utrydde bestander av laksefisk bortsett fra noen arter av slekten Coregonus. En økning på 8 °C til et maksimum på 30 °C vil virke favoriserende på karpefisk.

3.4 Ammonium

Forekomsten av NH_3 i vann er bestemt av likevekten $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$. Det er det udissoisierte NH_3 , ammoniakk, som er giftig.

Den avgjørende faktor av betydning for giftigheten av ammoniakk i vann er pH-verdien som sammen med temperaturen bestemmer konsentrasjonene av udissoisert ammonium i en ammonium-løsning. Det har vist seg ved korttids-tester at letalkonsentrasjon av ammoniakk ligger i området 0,2-2,0 mg NH_3 /l. Av de testede fiskearter har aure vist seg mest sensitiv, karpe minst. Det kan imidlertid se ut som om det ikke er så stor forskjell i toleransen ved eksponering over lang tid og en har derfor foreløpig funnet det hensiktsmessig å benytte felles normer for laksefisk og annen ferskvannsfisk.

I laboratorieforsøk har en funnet at den laveste toksiske konsentrasjon for laksefisk er 0,2 mg NH_3 /l. EIFAC har fastsatt en norm på 12 % av denne verdi, dvs. 0,025 mg NH_3 /l. Dette skal da være den maksimale konsentrasjon som kan tolereres av fisk over lang tid.

De konsentrasjoner av total ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) som inneholder en konsentrasjon av udissoisert ammonium på 0,025 mg NH_3 /l er vist i tabell v 4.1.

Tabell v 4.1 Konsentrasjoner av total ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) som inneholder 0,025 mg NH_3 /l ved ulike temperatur og pH

Temperatur ° C	pH-verdi					
	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0 ^x	9,5 ^x
5	19,6	6,3	2,0	0,65	0,22	0,088
10	13,4	4,3	1,37	0,45	0,16	0,068
15	9,1	2,9	0,93	0,31	0,12	0,054
20	6,3	2,0	0,65	0,22	0,088	0,045
25	4,4	1,43	0,47	0,17	0,069	0,039
30	3,1	1,00	0,33	0,12	0,056	0,035

x) Verdiene er kanskje for lave hvis det er lite fri CO_2 i vannet.

3.5 Fenol

Som fenol oppfattes her monomere fenoler, inkludert fenol, de tre isomere kresoler og de seks isomere xyloler. De kan ha skadelig innflytelse på ferskvannsfisket ved direkte toksisk virkning på fisk og fiskenæringsdyr, ved å forbruke oksygen og ved å forårsake uønsket smak på fiskekjøtt.

Laboratorietester har vist at giftighet av fenol øker ved en reduksjon i innholdet av oppløst oksygen ved en økning i salinitet og en senkning av temperaturen. Laksefisk og nyklekket yngel er mer sensitive enn henholdsvis karpefisk etc. og større fisk. Kresoler, xyloler og fenoler har omtrent den samme giftvirkning og giftigheten av blandingene ser ut til å være additiv.

På grunn av vanskeligheter med analyser av fenoler finnes det få feltdata som kan bekrefte resultater fra laboratorieforsøk. En kjenner også lite til temperaturens virkning på giftighet av fenol og de kriterier som er oppført må derfor anses som tentative.

De oppførte kriterier er maksimale konsentrasjoner som ikke må overskrides. En må være oppmerksom på at middelkonsentrasjonen (medianverdiene) må ligge lavere på grunn av de variasjoner en har i konsentrasjonene i et naturlig vassdrag over tid.

Laksefisk

For å sikre overlevning av laksefisk over lang tid i nærvær av fenolholdig avløpsvann må konsentrasjonene av fenol, kresol eller xylenol ikke overstige 1,0 mg/l, hverken for hvert stoff eller samlet. Hvis 2,5 xylenol er hovedkomponenten må konsentrasjonen ikke overstige 0,5 mg/l. Er temperaturene lavere enn 5 °C må konsentrasjonene halveres.

Karpefisk

Laboratoriedata tyder på at karpefisk er mer motstandsdyktige overfor fenoler enn laksefisk. Konsentrasjonene bør her ikke overstige 2,0 mg/l av fenol, kresol eller xylenol, samlet eller enkeltvis. Dette er da under forutsetning av at oksydasjon av denne konsentrasjon ikke medfører en skadelig reduksjon av vannets oksygeninnhold. Det antas at en temperatur

under 5 °C også vil medføre behov for 50 % reduksjon av konsentrasjonene som for laksefisk (1 mg/l).

Når andre giftstoffer er til stede må en ta hensyn til deres medvirkning, spesielt gjelder dette fritt klor.

Kommersielt fiske

Det finnes ikke laboratoriedata som indikerer at konsentrasjoner av fenoler og kresoler som er sikre for fisk forårsaker smak på fiskekjøtt. Xylenol må imidlertid av denne årsak ikke finnes i konsentrasjoner over 0,5 mg/l. Andre fenolholdige stoffer, spesielt klorfenoler, er kjent for å forårsake smak på fisk i meget lave konsentrasjoner. Slike bør ikke finnes i vann med kommersielt fiske.

3.6 Oksygen

Fisks følsomhet overfor lave konsentrasjoner av oppløst oksygen (DO) varierer for de forskjellige fiskearter, for de ulike stadier av livssyklus og for de forskjellige livsprosesser (fødeopptak, vekst og reproduksjon etc.).

Det finnes en betydelig mengde laboratoriedata vedrørende virkning av DO på fisk. De fleste data er imidlertid meget vanskelig å overføre til forhold ute i naturen og vanskelig å tolke når det gjelder økologisk betydning. Det generelle bilde en får av laboratorieresultatene er at dersom forholdene for øvrig er gode vil en minimal, konstant konsentrasjon på 5 mg O/l være tilstrekkelig for de fleste stadier og aktiviteter. Her er da medregnet vekst hos yngel, fruktbarhet, klekking av egg, utvikling og overlevning hos nyklekket yngel, oppvandring av laks samt sosial adferd (stimulans etc.). Denne verdi kan imidlertid være unødvendig høy når det bare dreier seg om overlevning og vekst hos fisk som er kommet over yngelstadiet.

Fordi oksygennivåene i et vassdrag normalt varierer sterkt er det lite tilfredsstillende å benytte kriterier basert på en enkelt minimumsverdi som ikke skal underskrides. Det er derfor foreslått å uttrykke verdiene som prosentiler av en fordeling av oksygenkonsentrasjonene over tid.

På grunnlag av de data som foreligger har en derfor foreslått at de årlige 50- og 5 prosentiler av DO-konsentrasjonene skal være over 5 mg/l og 2 mg/l for relativt tolerante ferskvannsfisk (karpefisk, abbor, gjedde etc.). For laksefisk er de tilsvarende verdier 9 mg/l og 5 mg/l.

Verdiene må bare oppfattes som retningsgivende. Det er f.eks. nødvendig å være oppmerksom på den sesongmessige fordeling, som. eks. i estuarier hvor laks passerer under vandring. Ved tilstedeværelse av andre giftstoffer og ved høy temperatur må verdiene kanskje heves betydelig.

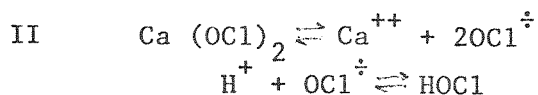
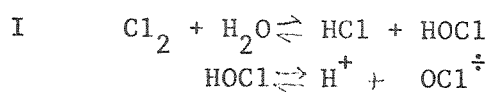
I tabell v 4.2 er oppført tentative minimale verdier av DO for å opprettholde normale funksjoner hos ulike stadier av livssyklus hos fisk.

Tabell v 4.2 Tentative minimale verdier av oppløst oksygen for å opprettholde normale livsfunksjoner hos fisk.

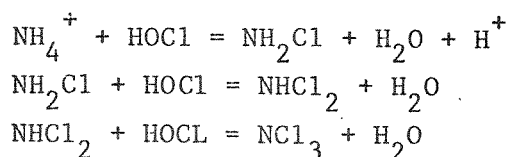
	Oksygen mg/l
Overlevning av ung og voksen fisk i et døgn eller lenger	3
Fruktbarhet, klekking av egg og overlevning av yngel	5
10 % reduksjon i vekt av klekkede yngel	7
Vekst hos yngel	5
Vekst hos ungfisk (inntil 20 % vekstreduksjon)	4
Oppvandring av laks	5

3.7 Klor

Klor har en utstrakt anvendelse i industri og som desinfeksjonsmiddel for drikkevann og badevann etc. Når fritt klor eller hypoklorittforbindelser kommer ut i vann ved pH-verdier over ca. 5 skjer en hurtig dannelse av underklorsyrling HOCl i likevekt med hypokloritt-ion (OCl^-) etter følgende likevektsreaksjoner:



Den giftvirkning som klor utøver i vann skyldes for en stor del underklor-syrling. Forekomsten av denne vil i høy grad være avhengig av pH fordi denne bestemmer syrens dissosiasjonsgrad. Under en pH på ca. 7,5 vil det vesentlige av klorete foreligge som HOCl. Dersom det er ammonium vil det kunne dannes kloraminer (NH_2Cl , NHCl , NCl_3) etter følgende reaksjoner:



Klor kan etter dette opptre som a) fritt tilgjengelig klor (OCl^- og HOCl), b) bundet tilgjengelig klor som omfatter kloraminer eller andre N-Cl - forbindelser, c) totalt tilgjengelig klor som er summen av a) og b). I det følgende er det totalt tilgjengelig klor (c) som blir vurdert og som blir betegnet som klor.

Klor er sterkt giftig for vannorganismer. Generelt er arter av karpefisk, invertebrater og planter mer resistente enn laksefisk.

Av de relativt få data som finnes ser det ut til at konsentrasjoner av klor over 0,008 mg HOCl/l kan være giftig i løpet av 4 døgn både for lakse- og karpefisk mens 0,004 mg HOCl/l kan tolereres av sensitive arter i samme tidsrom.

Giftigheten av klor øker med en reduksjon i oksygenkonsentrasjonen og lite endret med en økning i saliniteten på opptil 50 % i sjøvann. Det foreligger få opplysninger fra laboratorieforsøk om virkning av temperatur, pH og vannets hardhet.

En har observert lette unnvikelsesreaksjoner hos laksefisk (regnbueaure) under eksperimentelle betingelser ved klorkonsentrasjoner på 0,001 mg/l (0,0002-0,0008 mg HOCl/l) og markerte effekter ved 0,001-0,008 mg HOCl/l.

Klor er så reaktivt at det ikke vil forekomme over lengre tid i vassdragene. Den øvre akseptable konsentrasjon for fisk kan derfor muligens settes nærmere letalgrenser funnet ved korttidstester enn for mange andre stoffer. Hvis fisken har en viss evne til å unngå klor vil den også kunne holde seg vekk fra områder med høye konsentrasjoner. Det er foreslått at den øvre akseptable konsentrasjon bør være 0,004 mg HOCl/l. Denne skal resultere i liten eller ingen dødelighet av fisk eller fiskens næringsdyr og ha liten virkning på fiskens adferd. Den mengde total klor som tilsvarer denne konsentrasjon varierer med temperatur og pH. Sammenhengen er vist i tabell v 4.3.

Tabell v 4.3 Konsentrasjon av total klor som tilsvarer 0,004 mg HOCl/l ved forskjellig temperatur og pH.

Temperatur ° C	pH			
	6	7	8	9
5	0,004	0,005	0,011	0,075
25	0,004	0,005	0,016	0,121

Klor kan reagere med thiocyanid og dette kan resultere i letale konsentrasjoner av HCN og/eller klorcyan. Videre kan klor i konsentrasjoner ned i 0,001 mg/l og i nærvær av fenoler forårsake smak på fiskekjøtt. Dersom cyanider og fenoler er til stede bør derfor sannsynligvis den øvre grense settes noe lavere enn 0,004 mg HOCl/l.

3.8 Sink

Det finnes en stor mengde laboratoriedata om giftvirkninger av sink på fisk, men det er relativt få gode feltobservasjoner som kan understøtte disse. Dette skyldes ikke minst mangelfulle analysedata fra aktuelle lokaliteter.

Giftigheten av sink ser først og fremst ut til å knytte seg til ioneformer, muligens også til partikulært sink i form av basiske karbonater eller hydroksyder holdt i suspensjon. Giftigheten ser ut til å avta med økende hardhet i vann, med økende temperatur, salinitet og suspendert stoff.

Dersom oksygeninnholdet avtar øker giftigheten av sink. Virkningen av pH er noe usikker.

Den akutte giftighet av sink ved tilstedeværelse av andre tungmetaller og noen andre viktige forurensningskomponenter ser ut til å være omtrent additiv men en vet ikke om dette også gjelder ved kronisk toksisitet av lave konsentrasjoner. Virkningen av sink kan reduseres ved akklimatisjon og økende alder hos fisken.

En har funnet dødelighet hos regnbueaure som har vært eksponert til konstante konsentrasjoner på 0,2 av 5 d-LC₅₀ og unnvikelsesreaksjoner hos laks og regnbueaure i konsentrasjoner på 0,14-0,01 av 7d-LC₅₀ ved laboratorieforsøk. Unnvikelsesreaksjoner er også observert hos vandrende laks i vassdrag ved konsentrasjoner på 0,35-0,43 av 7d-LC₅₀-verdiene.

Fordi konsentrasjonene av sink i ferskvann varierer mye er vannkvalitetskriteriene uttrykt som årlige 95-prosentiler. Normalt vil 50-prosentilene være ca. 25 prosent av disse verdier.

I tabell v 4.4 er oppført de maksimalt akseptable årlige konsentrasjoner for lakse- og karpefisk. Det er her omtalt at den årlige 95-prosentilen ikke skal overstige 0,1 av 7d-LC₅₀-verdien ved 15 °C. Kriteriene vil således avhenge av vannets hardhet og fiskeart.

Konsentrasjonene 0,03 mg Zn/l for laksefisk i bløtt vann er muligens for lav dersom det gjelder vanlig aure, idet denne muligens er noe mer tolerant enn laks. En konsentrasjon på 0,06 mg/l er her kanskje mer dekkende.

Dersom andre giftstoffer er til stede eller oksygenkonsentrasjonen er under metningspunktet må verdiene justeres etter dette.

Tabell v 4.4 Maksimalt akseptable konsentrasjoner av sink
(årlige 95-prosentiler).

Hardhet mg CaCO ₃ /l	Karpefisk mg Zn/l	Laksefisk mg Zn/l
10	0,3	0,03 ^x
50	0,7	0,2
100	1,0	0,3
500	2,0	0,5

^x 0,06 mg Zn/l muligens mer passende for aure

3.9 Kobber

Kobber er en meget vanlig forurensningskomponent i vann som er meget giftig overfor vannorganismer. Dets virkemåte er ikke nøyaktig kjent men giftigheten skyldes hovedsakelig kobber i ioneform, Cu²⁺. Kobber danner lett komplekser med uorganiske og organiske stoffer og adsorberes til partikulært materiale. Av den grunn finnes fritt kobber hovedsakelig i rent, bløtt og surt vann. De analytiske metoder som vanligvis benyttes skjelner ikke mellom det giftige kobber i ioneform og ikke giftige løselige kobberkomplekser og er lite nøyaktige i meget lave konsentrasjoner. Dette gjør tolkningen av feltobservasjoner vanskelig. I det følgende gjelder de oppgitte kobberkonsentrasjoner "løselig kobber", dvs. den del som passerer gjennom et millipore-filter med poreåpning 0,45 µm.

Giftigheten av kobber (LC₅₀) blir forsterket ved en reduksjon i hardhet, temperatur, løst oksygen, kompleksdannere som EDTA og NTA, humusstoffer, aminosyrer og suspenderte stoffer. Lite er kjent om betydningen av pH.

Akutt giftighet varierer i en størrelsesorden av ca. 1,5 ganger for forskjellige europeiske fiskearter i hardt vann. Det foreligger få pålidelige sammenlignbare data for forskjellige arter i bløtt vann, for yngre stadier og subletale effekter.

Det er funnet signifikante effekter på vekst av en del arter, bl.a. regnbueaure ved konsentrasjoner som utgjør 0,1 av $4d-LC_{50}$.

Vanligvis er vannplanter og invertebrater mer resistente overfor kobberforgiftninger enn fisk og det finnes ingen eksempler på at fiske har blitt skadelig påvirket som følge av en reduksjon i næringsorganismer.

Det har vist seg at giftigheten av kobber i naturlig vann, bortsett fra i bløtt vann fritt for organisk stoff og suspendert materiale, er mindre enn en skulle vente ut fra resultater fra laboratorieforsøk utført i rent vann. Dette skyldes sannsynligvis ikke-toksiske komplekser og uløselige utfelinger. Kloakkvann som inneholder kobber viser seg også å være mindre giftig enn en skulle vente ut fra laboratorieresultater. Ikke giftige komplekser kan muligens delvis forklare forekomsten av fisk hvor de årlige 50 og 95 prosentiler av kobber var 0,17 og 0,38 av $2d-LC_{50}$ overfor regnbueaure. For noen andre arter (ikke laksefisk) var de tilsvarende tall 0,17 og 0,66.

Det er bare mulig å angi tentative vannkvalitetskriterier. Dette bl.a. fordi det ikke finnes tilstrekkelig med gode feltobservasjoner som indikerer hvilke konsentrasjoner som ikke er skadelig overfor fiskebestander eller fiske.

På grunn av manglende resultater når det gjelder virkningen av kobber på naturlige fiskepopulasjoner må en legge spesiell vekt på laboratoriedata ved utarbeidelsen av vannkvalitetskriterier. Det kan antydes at de maksimalt akseptable årlige 50 og 95 prosentiler av løselig kobber bør være henholdsvis 0,05 og 0,2 av "terskel" LC_{50} for regnbueaure. Disse er oppført i tabell 5 for forskjellige hardhetsgrader. Spesielt høye verdier ($> 0,5$ av "terskel" LC_{50}) er muligens mer risikable om vinteren enn om sommeren.

Dersom det finnes organisk stoff kan muligens verdiene i tabell v. 4.5 multipliseres med inntil 3. Ved lave temperaturer og tilstedeværelse av andre giftstoffer bør tallene muligens reduseres noe. Toleransen kan også være ulik hos forskjellige fiskearter.

Tabell v 4.5 Maksimalt akseptable konsentrasjoner av løselig kobber for regnbueaure (årlige 50 og 95 prosentiler).

Hardhet mg CaCO ₃ /l	50-prosentil µg Cu/l	95-prosentil µg Cu/l
10	1	5
50	6	22
100	10	40
300	28	112

3.10 Kadmium

Kadmium har en vid anvendelse i industrien og små kvanta slipper ut i overflatevann. Bakgrunnsverdiene er vanligvis under 1 µg Cd/l og noe høyere verdier er funnet i forurenset vann. En betydelig del av kadmiumet vil være adsorbent til suspendert materiale, men bare de løselige formene er giftig for fisk. De konsentrasjoner av kadmium som finnes i naturlig vann er nær deteksjonsgrensene, noe som forårsaker vanskeligheter med å vurdere feltobservasjoner.

Det er relativt lite kjent om kadmiumets virkemåte overfor fisk. Metallens akkumuleres fortrinnsvis i gjeller, lever og nyrer men betydningen av de nivåene som er funnet for organenes funksjoner er ikke klarlagt. Det kan imidlertid se ut som om osmosreguleringen i gjeller og nyrer er svekket. Kadmium tapes etter hvert fra organismen når kadmiumeksponert fisk overføres til rent vann. Belastningen kan imidlertid vedvare noe og føre til dødelighet flere dager senere.

Akutte og kroniske toksisitetstester med følsomme fiskearter har ofte gitt motstridende resultater som kan skyldes den uvanlige og variable dose/responskurven som er karakteristisk for kadmium og vanskeligheter med å analysere løselig kadmium. Konsentrasjoner som er dødelige etter minst 10 dagers eksponering kan være opptil 100 ganger lavere enn de som virker letale etter 2-4 dager. Hvis det således finnes noen terskelverdi for

giftvirkning er den vanskelig å fastsette. Mange faktorer påvirker beliggenheten og formen av dose/respons-kurven. En senkning av vannets hardhet, oksygeninnhold og muligens pH senker LC_{50} -verdiene. Endringer i temperatur og salinitet kan også påvirke kadmiums giftvirkning.

Forskjellige fiskearters følsomhet overfor kadmium varierer mer for kadmium enn for andre vanlige forurensningskomponenter. Sammenligninger er imidlertid noe vanskelig å foreta på grunn av forskjeller i vannkvalitet og eksponeringstider i de forsøk som er foretatt. Av de arter som er testet er laksefiskene mer sensitive enn karpefisk, mens gjedde inntar en mellomstilling. Yngre stadier synes å være mer følsomme.

Det er få observerte subletale effekter av kadmium. På ørekyte er funnet spinale deformiteter og hos regnbueaure kan utviklingen av kjønnsprodukter (egg) hemnes. En har også sett at hanner av bekkerøye eksponert i lave konsentrasjoner av kadmium i gytetiden har fått øket aktivitet og medfølgende dødelighet.

Laksefisk ser ut til å være mer sensible enn andre organismer som har vært testet. Noen invertebrater som Daphnia magna og Gammarus fossarum ser ut til å være like følsomme som laksefisk mens de fleste andre er betydelig mer motstandsdyktige. Noen arter av vannplanter vokser dårligere i konsentrasjoner av kadmium som er nær letalgrensene for fisk, men de fleste planter ser ut til å være meget motstandsdyktige.

Det finnes få data vedrørende fiskebestander i overflatevann som er forurenset med kadmium. Det er imidlertid noen observasjoner som viser at aure var forsvunnet fra områder med kadmiumkonsentrasjoner som beregnet som skadelige ut fra laboratoriedata. En vanskelighet er at vann som inneholder kadmium ofte inneholder andre forurensninger, særlig tungmetaller. Noen av disse har vist seg å ha en additiv gifteffekt sammen med kadmium, mens sink muligens har en antagonistisk virkning.

I tabell v 4.6 er oppført tentative vannkvalitetskriterier for regnbueaure. De tilsvarende verdier for aure og gjedde antas å ligge omtrent dobbelt så høyt som for regnbueaure, mens de for mindre sensitive arter som abbor ligger 30-40 ganger høyere.

Verdiene i tabell v 4.6 må reduseres ved lave konsentrasjoner av oksygen og tilstedeværelse av andre giftstoffer.

Det er behov for pålitelige feltdata fra forurensede og upåvirkede lokaliteter og eksperimentelle akvatiske økosystemer for å bekrefte disse data. Slike studier er særlig nødvendig for å finne de maksimale konsentrasjoner en har i vassdrag med gode fiskebestander og den modifierende effekt av andre forurensningskomponenter, spesielt sink.

Fisk som har vært eksponert i lave konsentrasjoner av kadmium i lang tid under laboratorie- eller feltbetingelser kan ha meget varierende konsentrasjoner av kadmium i fiskekjøtt (muskulatur). Det er funnet at disse kan ligge fra 1-1000 ganger høyere (på tørrvektsbasis) eller 0,1-100 ganger høyere (på våtvektsbasis) enn i vann med 1 µg Cd/l. Dette tilsvarer < 1 mg Cd/kg fiskekjøtt (tørrvekt) eller < 0,1 mg Cd/kg (våtvekt). Årsaken til disse store variasjonene er ikke kjent.

Tabell v 4.6 Maksimalt akseptable konsentrasjoner av løselig kadmium (µg Cd/l) for ferskvannsfisk (årlige 50 og 95 prosentiler).

Hardhet	Regnbueaure		Abbor	
	50 prosentil	95 prosentil	50 prosentil	95 prosentil
10	0,3	0,6	10	20
50	0,4	0,9	15	30
100	0,5	1,0	19	38
300	0,75	1,5	25	50

VEDLEGG 5

UTDRAG AV EF'S DIREKTIV AV 18. JULI 1978 OM VANNKVALITETSKRAV TIL FERSKVANNSFISK

LISTE OVER PARAMETRE

Parameter	Løst oksygen		Zonertiltvare		Analyse eller kontrollmetoder	Mindegrense, målingssyklus og målingsperiode	Bemerkninger						
	G	I	G	I									
1. Temperatur (°C)	1. Temperaturen nedstrøms en termisk utledning (ved randen af blandingszonen) må ikke overstige den upåvirkede temperatur med mere end: <table border="0" style="margin: 10px auto; width: 80%;"> <tr> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">1,5 °C</td> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">3 °C</td> </tr> </table> Medlemsstatene kan under særlige forhold tillade fravigelser af begrænset geografisk omfang, hvis de kompetente myndigheder godkender, at fravigelserne ikke får skadelige følger for den harmoniske udvikling af fiskebestanden.		1,5 °C	3 °C	2. Termisk udledning må ikke føre til, at temperaturen i zonen nedstrøms det termiske udledningspunkt (ved randen af blandingszonen) overskrider følgende værdier: <table border="0" style="margin: 10px auto; width: 80%;"> <tr> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">21,5 (0)</td> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">28 (0)</td> </tr> <tr> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">10 (0)</td> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px 10px;">10 (0)</td> </tr> </table> Temperaturgrænsen på 10°C gælder kun i yngelperioden for æter, der kun kan former sig i koldt vand, og kun i vande, hvor disse æter lever.		21,5 (0)	28 (0)	10 (0)	10 (0)	Termometri	Ugentlig både upstream og nedstrøms punktet for termisk udledning	Intra-temperaturforskelle skal måles
1,5 °C	3 °C												
21,5 (0)	28 (0)												
10 (0)	10 (0)												
2. Opløst O ₂ (mg/l O ₂)	80% ≥ 9 100% ≥ 7	50% ≥ 9 Når iltholdet kommer under 6 mg/l iværksætter medlemsstatene bestemmelserne i artikel 7, stk. 2. Den kompetente myndighed skal godkender, at denne situation ikke vil få skadelige følger for den harmoniske udvikling af fiskebestanden.	50% ≥ 3 100% ≥ 5	50% ≥ 7 Når iltholdet kommer under 4 mg/l iværksætter medlemsstatene bestemmelserne i artikel 7, stk. 2. Den kompetente myndighed skal godkender, at denne situation ikke vil få skadelige følger for den harmoniske udvikling af fiskebestanden.	Winklermetode eller andre tilsvarende (det kemiske metode)	Min. 100, minimum 1 prøve, der er typisk for lavt ilthold på dagen for prøvetagningen, og hvor der imidlertid er formløst om større daglige udsving, skal der tages mindst 2 prøver pr. dag.							
3. pH		6-9 (0) (1)		6-9 (0) (1)	Elektronetri; Justering ved hjælp af to opløsninger med kendte pH-værdier, som ligger tæt ved og helst på begge sider af den pH-værdi, som skal måles	Månedlig							
4. Opslemmede stoffer (mg/l)	< 25 (0)		< 25 (0)		Filtrering gennem porøst filter 0,45 µm eller centrifugering (5 min. minimum, gennemsigtsacceleration på 2.800 ± 200 g) tørring ved 105°C og vejning		De angivne værdier vedrører middelkoncentrationer og skal ikke anvendes på opslæmmedestoffer med skadelige kemiske egenskaber. Overkommelse kan forårsage særlig høje koncentrationer						

Vedlegg 5 forts.

Parametre	Lakrefiskvande		Karpfiskvande		Analyse- eller kontrollmetoder	Mindstetillvarende miljø- eller molekyltykkelse	Bemærkninger
	G	I	G	I			
5. Bl ₂ (mg/l O ₂)	< 3		< 6		Måling af O ₂ ved Winkler-metoden for og efter inkubation i 5 dage i mørke ved 20°C og 1°C. (Ingen henvisning til nitrifikation)		
6. Total phosphor (mg/l P)					Molekylabsorptionspektrofotometri		<p>I tilfælde af søer med en gennemsnitlig dybde på mellem 18 og 200 m kan følgende formel anvendes:</p> $L = 10 \cdot \frac{Z}{T_w} (1 + \sqrt{1 + \frac{Z}{T_w}})$ <p>L = belastning udtrykt som mg P pr. m² søoverflade pr. år</p> <p>Z = søens gennemsnitlige dybde i meter</p> <p>T_w = teoretisk fornyelsestid for vandet i en sø udtrykt i år.</p> <p>I andre tilfælde bør grænseværdier på 0,2 mg/l for lakrefiskvande og 0,4 mg/l for karpfiskvande udtrykkes som PO₄ anses for vedkommende med henblik på at nedsætte eutroficeringen</p>
7. Nitriter (mg/l NO ₂)	< 0,01		< 0,03		Molekylabsorptionspektrofotometri		
8. Phenolforbindelser (mg/l C ₆ H ₅ OH)		(*)		(*)	Undersøgelse af smag		Undersøgelser af smag skal kun foretages i forbindelse med forundersøgelser, der antages at være til stede
9. Mineraloftebase-ede kulbrinter		(*)		(*)	<p>Visuel undersøgelse</p> <p>Undersøgelse af smag</p>	Månedlig	En visuel undersøgelse skal foretages regelmæssigt en gang om måneden, medens der kan foretages en undersøgelse af smag for kulbrinter formløst at være til stede
10. Ammoniak (ikke ioniseret ammonium) (mg/l NH ₃)	< 0,005	< 0,025	< 0,005	< 0,025	Molekylabsorptionspektrofotometri med indophenolblåt eller efter Nessler-metoden sammen med pH- og temperaturbestemmelse	Månedlig	Mindre overskridelser i døgnmængde af værdierne for ammoniak må forekomme
11. Total ammonium (mg/l NH ₄)	< 0,04	< 1 (*)	< 0,2	< 1 (*)			
12. Total restchlor (mg/l HOCl)		< 0,005		< 0,005	DPD-metoden (diethyl-p-phenyldiamin)	Månedlig	I-værdierne svarer til pH = 6. Højere koncentrationer af total chlor kan accepteres ved højere pH.

Vedlegg 5 forts.

Parameter	Løsefiskvande		Karpfiskvande		Analyse eller Kontrolmetoder	Mindst prøvetagnings- og målehyppighed	Bemærkninger
	G	I	G	I			
13. Total zink (mg/l Zn)		< 0,3		< 1,0	Atomabsorptionsspektrometri	Månedlig	Levenderne svarer til en mængde af vandet på 1 l i 1 mg i CuSO ₄ . For målehyppigheder mellem 10 og 300 mg i findes tilsvarende grænseværdier i bilag II.
14. Oplost kobber (mg/l Cu)	< 0,04		< 0,04		Atomabsorptionsspektrometri		O-værdierne svarer til en mængde af vandet på 100 mg i CuSO ₄ . For målehyppigheder mellem 10 og 300 mg/l findes tilsvarende grænseværdier i bilag II.

- (1) De kunstige pH-udsving i forhold til de upåvirkede værdier må ikke overstige $\pm 0,5$ pH-enheder inden for grænserne 6,0 og 9,0 forudsat, at udsvingene ikke forårsager en højere grad af skadelighed hos de svære væfster, som findes i vandet.
- (2) Phenolforbindelser må ikke findes i sådanne koncentrationer, at de har en skadelig indvirkning på fiskeskodens smag.
- (3) Mineralbaserede produkter må ikke være til stede i sådanne mængder:
- at de på vædets overflade danner en tynd film, eller at de danner beklæbninger på bunden af vandløb og søer
 - at de giver fiskeskoden en mærkelig smag af kulbrinte
 - at de forårsager skadelige virkninger på fiskene.
- (4) Under særlige geografiske eller klimatiske forhold og især ved lave vandtemperaturer og mindskelse af iltindholdet eller når den kompetente myndighed godtgør, at der ikke opstår skadelige følger for den harmoniske udvikling af fiskbestanden, kan medlemsstaterne fastsætte værdier på over 1 mg/l.

Almindelige bemærkninger:

Der gøres opmærksom på, at man ved bestemmelsen af parameter værdierne er gået ud fra, at de øvrige parametre, hvadenten de er nævnt i nærværende bilag eller ej, er gunstige. Dette indebærer navnlig, at koncentrationen af andre skadelige stoffer end de nævnte er meget svag. Når der samtidig som blanding optræder to eller flere skadelige stoffer, kan kombinerede virkninger (additive, synergetiske eller antagonistiske virkninger) gøre sig gældende.

G == vejledende

I == påbudt

(0) == Fravigelser kan tillades i henhold til artikel 11.

REFERANSER

- (1) Traaen, T: "Vassdragsbiologi. Virkninger av rensetekniske tiltak. PRA-brukerrapport 13. Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann", 1976
- (2) Miljøverndepartementet: St.meld. 44 1975/76 "Tiltak mot forurensninger".
- (3) Hansen, J.A: "Operationelle Vandkvalitetskrav" Vand no. 3, 1972
- (4) Warren, C.E: "Biology and Water Pollution Control" W.B. Saunders Company, 1971
- (5) Landner, L: "Water Quality Criteria and Waste Water Treatment" 4th FAO/SIDA training course on aquatic pollution in relation to protection of living resources, 1975
- (6) EPA: "Guidelines for Developing and Revising Water Quality Standards", Washington, 1973
- (7) Miljøverndepartementet: "Ot.prp. nr. 11 (79-80). Om lov av vern mot forurensning og om avfall. (Forurensningsloven)".
- (8) Harremoës, P. m.fl: "Teoretisk Vandhygeine", København 1976
- (9) Statens Naturvårdsverk: "Karakterisering av vatten for fysisk planering". SNV PM nr. 1149
- (10) Sosialdepartementet: "Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann". Utg. november 1976
- (11) Hernes, G: "Kommentar om kvantifisering av naturverdier". Tidsskrift for samfunnsforskning, bl. 11, 1970
- (12) Råheim, J, Thaulow, H: "Vannbruksplan for Bø-elva i Telemark". 0-90/76 0-98/77 14-22, NIVA 1978
- (13) Sønderjyllands Amtsråd - Teknisk forvaltning: "Foreløpig resipientkvalitetsplan", juli 1975
- (14) Brydges, T.G: "The Role of Water Quality in Management of the Great Lakes". Water Quality Bulletin, Vol. 3 no. 3, 1978
- (15) Holtan, H. m.fl: "Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa. Vurdering av forurensningssituasjonen og virkninger av eventuelle vassdragsreguleringer i Jotunheimen", NIVA 0-79079, 1980.

- (16) Rygg, B. m.fl: "Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1978. Delrapport no. 5". O-76129, 1980
- (16a) Molvær, J. m.fl: "Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1979. Delrapport no. 2 Vannutskiftning og Vannkvalitet", NIVA O-76129, 1980
- (17) Råheim, J: "Plansystematikk" Sekstonde Nordiska Symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet, 1980
- (18) Holtan, H. m.fl: "Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer 1974-1975. Resultater og vurderinger NIVA O-151/73, 1975
- (19) NIVA. Informasjonsplansje: Generell eutrofibelastning for store, dype innsjøer (v. Gøsta Kjellberg)
- (20) Brettum, P: "Planteplankton som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer". NIVAs årbok 1979
- (21) Faafeng, B: "Gjersjøens forurensningsbelastning 1971-78". NIVA-rapport O-70006, A2-06, 1980
- (22) Berge, D. Rognerud, S: "Videreutvikling av fosforbelastningsmodellen for store, sjiktede innsjøer". NIVAs årbok 1979
- (23) Holtan, H. m.fl: "Mjøsprosjektet Fremdriftsrapport nr. 7. Undersøkelser 1976. Resultater og kommentarer" O-91/69, 1977
- (24) Jørgensen, G, Lindstrøm, E.A: "Vassdragsovervåking i ANØ-området Akershus. Biologisk del". O-92/75, NIVA 1977
- (25) Jørgensen, G: "Kan bunnfaunaen gi informasjon om vannkvaliteten i elver?" NIVAs årbok 1977
- (26) Persoone, G: "Proposed for a Biotypological Classification of Watercourses in the European Communities. I "Biological Indicators of Water Quality"". Editors: A. James og L. Evison. John Wiley & Sons Ltd., Chickester, New York, Brisbane, Toronto, 1979
- (27) Lindstrøm, E.A, Brettum, P. og Traaen, T: Begroing i rennende vann. Beskrivelse av metoder og utredning av forskningsbehov. NIVA-rapport A1-21. Blindern, 1979

- (28) Knutzen, J: "Nasjonalt program for overvåking av vann-ressursundersøkelser. Utredning om parametre og observasjonsfrekvens i fjorder. O-75038, NIVA 1980
- (29) Henriksen, A: "Påvisning og måling av forsurening av overflatevann". NIVAs årbok 1978
- (30) Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz and E. Snekvik. 1976: "Effects of acid precipitation on freshwater organisms". p. 86-III In F.H. Brække (ed.) Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF-project FR 6/76, pp.
- (31) Henriksen, A: "Acidification of freshwaters - a large-scale titration". Proceedings from International Symposium on Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980 SNSF-project (in press).
- (32) Miljøstyrelsen: "Revisjon av spildervandsvejledningen" NFM 10, Maj 1977
- (33) NLVF: "Kvaliteten av vanningsvann". NLVF-utredning no. 100, 1979
- (34) Ensby, S: "Bruk av forurenset vann til Jordbruksvanning". VANN nr. 1B 1980, 15 årg.
- (35) Langeland, G, pers. komm.
- (36) Aanes, K.J: "Bunnfauna i ferskvann". "Biologiske metoder aktuelle ved overvåking av vannressurser". NIVA O-75038 pp. 89-101, 1979.
- (37) Statens Naturvårdsverk: "Bedømmingsgrunder för svenska ytvatten". SNV Publ. 1969:X
- (38) Lettevall, U: "Bedömningar av ytvatten och förutsättningarna för deras utnyttjande". (Limnologisk delutredning). Forskningsprosjekt landskapsanalys för fysisk planering, Lund 1975.
- (39) OECD: Environment Committee, Water Management Group "Water Management in Industrialized River Basins", Paris 1980.