

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

Rapportnummer: 0-8000701 A 423
Undernummer:
Løpenummer: 1667
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer og elver	Dato: November 1983
	Prosjektnummer: A 423
Forfatter(e): Harald Rensvik  Skriftlig bidrag fra: Gøsta Kjellberg Eli-Anne Lindstrøm Magne Grande Arne Henriksen Kari Ormerod	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 75

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Postboks 8100, Dep. Oslo 1	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): B. Kvæven
---	---

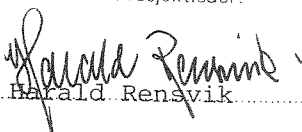
Ekstrakt:

Statusrapport for arbeidet med å utvikle et operasjonelt system for forenklete beskrivelser av generell vannkvalitet og brukerspesifikke kriterier for vannkvalitet. Beskrivelsen av generell vannkvalitet er basert på at virkninger inndeles i fem typer: eutrofiering, saprobiering, forsuring, giftvirkning og mikrobiologisk belastning. Det er utarbeidet generelle beskrivelser og variable med verdsett for klassifikasjon med utrykte forbehold m.h.t. gyldighet i de enkelte kategorier av økosystemer. Det er foreslått brukerspesifikke kriterier for bading og rekreasjon. Ytterligere behov for forskning- og utvikling er beskrevet innenfor systemutvikling, grunnleggende metoder og utprøving.

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

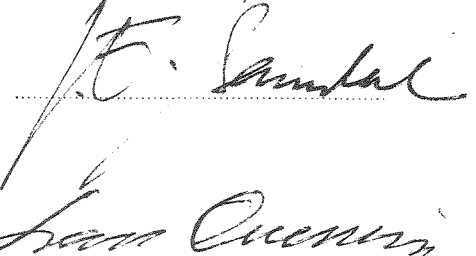
4 emneord, engelske:
1. Water quality evaluation
2. Classification
3. Water uses
4. Water resources management


Prosjektleder:

  
Harald Rensvik

Divisjonssjef:

For administrasjonen:

  
J. E. Sandal

  
Lars O. Olesen

ISBN 82-577-0841-0

NIVA 0 - 80007  
A 423

VURDERINGSSYSTEM FOR VANNKVALITET I  
INNSJØER OG VASSDRAG

Oslo, november 1983

Prosjektleder: Harald Rensvik, SFT

Medarbeidere ved NIVA:

Gøsta Kjellberg	Eli-Anne Lindstrøm
Kari Ormerød	Magne Grande
Arne Henriksen	Jon Knutzen
Dag Berge	Tor Traaen
Hans Holtan	
Gunnar Raddum	Zoologisk museum Bergen
Karin Espvik	ANØ

## FORORD

NIVA tok i 1977 initiativ til dette prosjektet. Miljøverndepartementet har gitt støtte til prosjektet i 1977 og 1978. I 1979 ble prosjektet finansiert av NIVA-midler. I de siste årene har SFT finansiert prosjektet.

Det foreligger to tidligere rapporter fra prosjektet:

"Vurderingsgrunnlag for vannkvalitet" NIVA-notat 6.10.77  
"Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann".  
Fremdriftsrapport NIVA 24.11.80.

Disse rapportene ble diskutert med en kontaktgruppe med personer fra forvaltning og forskning. Den siste rapporten ble sendt ut til en forholdsvis omfattende høring.

Med denne rapporten avsluttes prosjektet i sin nåværende form. Denne rapporten har tatt utgangspunkt i det som kom fram i den første fasen.

En rekke personer på NIVA har vært involvert i prosjektet. Haakon Thaulow har ledet arbeidet fram til og med ovenfornevnte fremdriftsrapport. Undertegnede overtok som prosjektleder f.o.m. høsten 1981.


Denne rapporten er et resultat av et samarbeid mellom ulike forskere på NIVA og prosjektlederen. Følgende forskere har gitt skriftlige bidrag:

Gøsta Kjellberg	Eutrofiering/saprobiering generelt Eutrofiering i innsjøer
Eli-Anne Lindstrøm	Eutrofiering/saprobiering i elver
Kari Ormerød	Mikrobiologisk belastning
Magne Grande	Giftvirkning
Arne Henriksen	Forsuring. Forsuringsmodell

Jon Knutzen, Dag Berge, Tor Traaen , Hans Holtan, alle NIVA  
Gunnar Raddum, Zoologisk museum ved Universitetet i Bergen og Karin  
Espvik, ANØ har gitt verdifulle kommentarer.

Kapitlet om mikrobiologisk belastning og helsevirkninger er  
skrevet uten at helsemyndighetene direkte er koplet inn og må  
derfor i særlig grad betraktes som synspunkter og forslag.

Oslo, juli 1983.

  
Harald Rensvik  
prosjektleder

FORORD	Side	1
SAMMENDRAG	"	7
1. INNLEDNING	"	10
2. UTGANGSPUNKT FOR KLASSIFIKASJON AV GENERELL VANNKVALITET	"	12
3. FORSLAG TIL KLASSIFIKASJONSREGLER FOR GENERELL VANNKVALITET		
3.1 Eutrofiering og saprobiering		
3.1.1 Generelt om eutrofiering og saprobiering	"	16
3.1.2 Eutrofiering i innsjøer	"	17
3.1.3 Eutrofiering og saprobiering i elver	"	22
3.2 Forsuring	"	25
3.3 Giftvirkning		
3.3.1 Generelt om giftvirkning	"	29
3.3.2 Fysisk/kjemiske faktorerers betydning for giftvirkningene	"	30
3.3.3 Klassifikasjon av vannkvalitet på grunnlag av vannets innhold av ulike stoffer	"	31
3.4 Mikrobiologisk belastning.	"	36
4. EKSEMPLER PÅ FASTSETTELSE AV VANNKVALITETSKLASSER PÅ GRUNNLAG AV ET UTVALG DATA	"	40
5. RELEVANTE OPPLYSNINGER OM VARIGE FORHOLD I VASSDRAG	"	43
6. BRUK AV ERFARINGSMODELLER FOR Å FORUTSI MULIGE ENDRINGER AV VANNKVALITETEN		
6.1 Generelt	"	46
6.2 Eutrofiering og erfaringsmodeller	"	47
6.3 Forsuring og erfaringsmodeller	"	50
6.4 forsuringsmodellen	"	51

7. GENERELLE VANNKVALITETSKLASSER SAMMENSTILT MED NOEN VANNKVALITETSKRITERIER FOR BRUKERINTERESSER	Side	54
8. VIDERE FORSKNINGS- OG UTVIKLINGSBEHOV	"	57
9. LITTERATUR	"	71
VEDLEGG 1: Metodikk for beregning av saprobieindeks på grunnlag av begroing i rennende vann	"	60
VEDLEGG 2: Vannkvalitetskriterier for vann som benyttes til bading og rekreasjon	"	65

FIGURFORTEGNELSE

Figur 3.1	Skjematisk framstilling av produksjon og nebryting av organisk stoff	Side 16
Figur 3.2	Størrelsesorden av ulike variable for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til eutrofiering i sjiktede dype innsjøer	" 21
Figur 3.3	Størrelsesorden av ulike variable og beskrivelse av kjennetegn for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til eutrofiering/saprobiering i elver	" 24
Figur 3.4	Skjematisk sammenheng mellom pH og alkalitet i vann	" 26
Figur 3.5	Eksempel på grenseverdier for pH-toleranse for 17 utvalgte arter av snegler, muslinger og krepsdyr	" 28
Figur 6.1	Midlere fosforkonsentrasjon (mai-august) og midlere klorofyllinnhold (mai-oktober)	" 47
Figur 6.2	Sammenheng mellom årsmiddelkonsentrasjon av fosfor i hele sjøen og gjennomsnittlig algebiomasse, målt som klorofyll a, i sommer- halvåret i noen norske innsjøer. (4)	" 48
Figur 6.3	Modell for å forutsi grad av eutrofiering ved ulike fosforbelastninger på ulike typer innsjøer	" 49
Figur 6.4	Forsuringsmodellen	" 51
Figur 6.5	Vann i Oslomarka, pH situasjonen vinteren 1980	" 52
Figur 6.6	Vann i Oslomarka, pH ved 50% økning i sulfattilførsler	" 53

TABELLFORTEGNELSE

Tabell 3.1 Størrelsesorden av variable for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til forsuring	Side 27
Tabell 3.2 Forslag til klassifiseringssystem basert på giftvirkning overfor fisk	" 33
Tabell 3.3 Vannkvalitetsklasser angitt på grunnlag av gift- stoffkonsentrasjon	" 35
Tabell 3.4 Generell klassifisering av vannkvalitet med hensyn til mikrobiologisk belastning	" 39
Tabell 4.1 Klassifisering av vannkvalitet i Vossevassdraget med hensyn til ulike virkninger	" 40
Tabell 4.2 Klassifisering av vannkvalitet i Telemarksvassdraget med hensyn til ulike virkninger	" 41
Tabell 4.3 Klassifisering av vannkvalitet i Nitelvvassdraget med hensyn til ulike virkninger	" 42
Tabell 5.1 Relevante opplysninger om egenskaper knyttet til varige forhold i innsjøer og elver	" 44
Tabell 5.2 Relevante opplysninger om varige forhold som er spesifikke for det enkelte målepunkt i elver	" 45
Tabell 7.1 Forslag til størrelsesorden for ulike variable for vann som skal benyttes til bading og rekreasjon	" 55



## SAMMENDRAG

Prosjektet gjelder et vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer og elver.

I denne fasen av prosjektet er det særlig arbeidet med fem oppgaver:

1. Konkretisering av metodikk for omforming av naturvitenskapelige data til vannkvalitetsklasser.
2. Testing av metodikken ved bruk av et utvalg av foreliggende data
3. Nærmere utredning om et klassifiseringssystem for rennende vann
4. Nærmere utredning om vannkvalitetskrav for enkelte brukerinteresser.
5. Sammenstilling av kjente brukskrav mot det foreslåtte vurderingssystem for generell vannkvalitet

Oppgave nr. 3 og 4 ble avslørt som spesielt svake punkter i en tidligere fase av prosjektet.

Den første deloppgaven har gått ut på å konkretisere innholdet i et generelt system. Som et utgangspunkt for klassifikasjon av generell vannkvalitet har en foretatt følgende inndeling i typer virkninger: Eutrofiering, saprobiering, forsuring, giftvirkning og mikrobiologisk belastning. For hver virkningstype er det benyttet fire vannkvalitetsklasser eller forurensningsgrader 1-4 som dekker henholdsvis lite, moderat, markert og stort avvik fra naturtilstand.

Hver virkningstype er beskrevet generelt og for utvalgte variable er det foreslått grenseverdier mellom de ulike vannkvalitetsklasser.

Virkninger som følge av høye pH-verdier, temperaturendringer og partikler faller utenfor de typer virkninger som er nevnt ovenfor. Når det gjelder temperaturendringer og partikler vil en tolkning av avvik fra naturtilstand være sterkt knyttet til den enkelte lokalitet. En har derfor antatt at det hverken er hensiktsmessig eller mulig å utarbeide generelle kriterier for avvik fra naturtilstand.

Egenskaper ved virkningene forsuring, giftvirkning og mikrobiologisk belastning kan i stor grad beskrives kvalitativt og kvantitativt slik at beskrivelsen har gyldighet i flere typer økosystemer. Når det gjelder eutrofiering og saprobiering vil virkningenes egenskaper i sterkere grad være avhengig av type økosystem.

De foreslåtte grenseverdier for de fleste variable for eutrofiering i innsjøer gjelder derfor strengt tatt bare sjiktede dype innsjøer. Tilsvarende er erfaringsmaterialet benyttet for rennende vann stort sett begrenset til et fåtall østnorske vassdrag.

Det foreslåtte system er testet på et lite utvalg data fra Vossevassdraget, Telemarksvassdraget og Nitelvvassdraget.

Selv om en i selve klassifikasjonssystemet ikke har koplet sammen vannkvalitet med varige forhold (naturbetingede og fundamentale kulturbetingede forhold) har en funnet det hensiktsmessig å forsøke å beskrive hvilke opplysninger om varige forhold som er relevante. Dette er gjort fordi opplysninger om varige forhold vil ha stor betydning som grunnlag for årsaksanalyser, for bruk av prognosemodeller til å forutsi endring av vannkvaliteten og som grunnlag for inndeling i typer økosystemer.

Prognosemodeller er behandlet for seg utenfor selve klassifikasjonsreglene.

Punkt 3 og 4 er behandlet forholdsvis inngående (jfr. vedlegg 1 og 2). Ut av disse to deloppgavene er det framkommet et forslag om klassifikasjon av eutrofiering/saprobiering i rennende vann basert på en indeks fra begroingsanalyser og et forslag om brukerspesifikke kriterier for bading og rekreasjon.

Etter det system det er lagt opp til i rapporten må vannets egnethet for ulike bruksformer avgjøres både på grunnlag av graden av avvik fra naturtilstand og de naturlige betingede egenskaper, ved vannet. Naturlig betingede egenskaper kan være høyt humusinnhold, høyt kalkinnhold eller høyt partikkelinnhold.

I et eget kapittel har en forsøkt å beskrive behovet for videre forskning- og utvikling. "Systemutvikling", grunnleggende metoder og utprøving er tre stikkord for områder hvor det er behov for ytterligere forskning og utvikling.

## 1. INNLEDNING

Behovet for et vurderingssystem for vannkvalitet er omtalt i framdriftsrapporten datert 24.11.80.(1) Følgende hovedargumenter ble presentert:

- . Mål i vannressursforvaltningen bør konkretiseres
- . Oversiktlig og mest mulig enhetlig rapportering av overvåkingsresultater er nødvendig

For å kunne prioritere mellom ulike områder er det nødvendig å ha et begrepsapparat som gjør det mulig å sammenlikne vannkvalitet et sted med vannkvalitet et annet sted. Målformulering er avhengig av at det både er mulig å beskrive tilstand og ønskelig tilstand så konkret og presist som mulig.

I et vurderingssystem kan vannkvalitet klassifiseres på prinsipielt to forskjellige måter:

- . Klassifisering ved grad av avvik fra naturlig betingede forhold (organismesamfunn, vannkjemi etc.) uten hensyntagen til den aktuelle bruk av vannet. Generell vannkvalitet
- . Klassifisering av vannforekomstens anvendelighet for spesielle bruksformer

I flere land er det utviklet systemer for klassifisering av vannkvalitet. Det vanligste grunnlaget for generell vannkvalitetsklassifisering er parametre som beskriver årsak og/eller virking av belastning med nedbrytbart organisk stoff dvs. saprobiering. Flere parametre er benyttet som grunnlag for klassifisering av giftvirkning. Virkningstyper som eutrofiering og forsuring er sjelden med i de systemene som finnes i dag. Vanligvis benyttes 4 eller 5 vannkvalitetsklasser.

Det foreligger en lang rekke nasjonale og internasjonale kriterier for bruk av vann. Disse kriteriene er i betydelig grad spesifikke for hver enkelt av brukerinteressene. Som regel er de enkelte kriterier grenseverdier mellom bare to vannkvalitetsklasser: tilfredsstillende og ikke tilfredsstillende. I ovenfor nevnte framdriftsrapport er sentrale begreper drøftet. Videre er det i denne rapporten redegjort for klassifiseringssystemer i andre land.

Det er hensiktsmessig å ha et sett generelle vannkvalitetsklasser i tillegg til slike brukerspesifikke kriterier. Dermed vil man ha et målesystem som sier noe om vannets kvalitet uten å være knyttet til en bestemt bruk. Her må det understrekes at vannets egnethet for ulike bruksformer må avgjøres både på grunnlag av graden av avvik fra naturlig tilstand og de naturlig betingede egenskaper ved vannet. Eksempelvis vil sterkt humusholdig vann og vann med et naturlig stort innhold av partikler være lite egnet som drikkevann.

## 2. UTGANGSPUNKT FOR KLASSIFIKASJON AV GENERELL VANNKVALITET.

Begrepet generell vannkvalitet er å forstå slik at vannkvaliteten blir målt med det "økologiske system" som referanseramme og slik vannet foreligger i vannforekomsten.

Det er ingen mulighet for å beskrive det økologiske system med et endelig antall faktorer og den innbyrdes sammenheng som er tilstede. Det er imidlertid mulig å lage beskrivelser for ulike virkninger som helt eller delvis kan skyldes sivilisatorisk påvirkning. Med begrepet klassifikasjon forstås at beskrivelsene normeres og at det innføres tallverdier for vannkvalitetsklasser for å sammenfatte de normerte beskrivelsene. En vil foreslå en generell klassifisering for følgende typer virkninger:

- . Eutrofiering
- . Saprobiering
- . Forsuring
- . Giftvirkning
- . Mikrobiologisk belastning

Saprobiering er et begrep som både brukes for overbelastning med oppløst organisk stoff og om sekundæreffekt for eutrofiering når produsert organisk stoff nedbrytes. Ved klassifikasjon av generell vannkvalitet i strømmende vann har en lagt den videste tolkning av begrepet til grunn.

Forsuring er egentlig en type giftvirkning, men siden dette fenomenet er spesielt utbredt i Norge, vil en foreslå at denne type virkning klassifiseres for seg.

Begrepet giftvirkning er her ment å dekke stoffer som også i små mengder innvirker på en organisme slik at de skader organismens livsfunksjoner. Virkningene er avhengig av en rekke biotiske og abiotiske faktorer som f.eks. organismesammensetning, vannkvalitet, forekomst av flere giftstoffer, temperatur osv. Utgangspunktet for klassifikasjon kan være virkning overfor representative organismer som bl.a. fiskearter.

Når det gjelder mikrobiologisk belastning har vi ikke noe økosystem i vannet som referanse. Generell vannkvalitetsklassifisering for denne virkningstypen må derfor konstrueres ut fra risiko forbundet med menneskers bruk av vannet. Det er likevel grunn til å beholde en generell klassifisering som ikke er koplet sammen med de mange forskjellige krav som stilles til innhold av tarmbakterier i vann som skal brukes til ulike formål

Med den definisjon av begrepet generell vannkvalitet som er benyttet innledningsvis ville en i prinsippet måtte utvikle et klassifiseringssystem for hver eneste vannforekomst. Et mer ønskelig mål kan imidlertid være å utvikle klassifiseringssystem for ulike typer økosystemer.<sup>1)</sup>

Virkninger som følge av høye pH-verdier, temperaturendringer og partikler faller utenfor de fem typer virkninger som er nevnt her. Høye pH-verdier vil sjelden forekomme bortsett fra som resultat av sterk fotosynteseaktivitet ved eutrofiering. Virkninger av temperaturendringer eller partikler vil være stekt avhengig av forholdene i den enkelte lokalitet slik at det neppe er hensiktsmessig eller mulig å utarbeide generelle kriterier for avvik fra naturtilstand.

For vann foreligger det idag ingen alment akseptert og brukt finere inndeling i typer økosystemer. En begynnelse til en slik klassifisering er gjennomført i prosjektet "Typifisering av lokaliteter". (2) Dette prosjektet er begrenset til strømmende vann. Slike vannforekomster antas i Norge å bestå av mange typer økosystemer. Tilsvarende vil det i Norge være mange typer innsjøer - dype store innsjøer, grunne innsjøer, innsjøer i tidligere marine områder m.v. Spesielt for virkningstypen eutrofiering vil en vanskelig kunne utvikle ett almengyldig klassifiseringssystem. En vil da måtte ta i bruk særlig tilpassede klassifiseringssystem, avhengig av hvilken inndeling en ville foreta med hensyn til typer økosystemer.

1) Med begrepet "typer økosystemer" forstås her egentlig underkategorier av økosystemtypen vann.

For allerede idag å kunne etablere et klassifiseringssystem, vil en kunne beskrive generelle trekk ved de ulike virkningstypene og presisere begrensinger for bruk innenfor flere typer økosystemer. En slik beskrivelse kan inneholde en rent beskrivende del og en del hvor en innfører normeringer med verdsett for ulike variable.

Klassifikasjon kan enten baseres på virkning registrert ved biologiske, bakteriologiske eller fysisk/kjemiske parametre. En konsentrasjon er også en virkning sålenge det finnes empirisk kunnskap om sammenhengen mellom konsentrasjon og virkning på organismer.

Internasjonalt synes det å være mest vanlig å benytte 4 vannkvalitetsklasser. En kan gradere avvik fra naturtilstanden som små, moderate, markerte og store avvik. Dette vil da tilsvare klasse evt. forurensningsgrad fra henholdsvis 1 til 4. Begrepet "små avvik" eller vannkvalitetsklasse 1 er ment å dekke naturtilstand. Det er i praksis neppe mulig å finne en vannforekomst som eventuelt skulle ha vannkvalitetsklasse "0" dvs. ingen avvik fra naturtilstand.

En inndeling i typer økosystemer må baseres på relevante opplysninger om varige forhold i vannforekomstene. Et forslag til hvilke opplysninger som antas å være mest relevante er angitt i kap. 5.

Klassifikasjonssystemet kan både benyttes til å beskrive vannkvalitet slik den er observert og hvordan den forventes å bli. Til hjelp for den siste bruksmåten har de senere års erfaringer om årsak-virkning gitt grunnlag for forutsigelse av vannkvalitet. Erfaringsmodeller er særlig utviklet for saprobiering ( $O_2$ -innhold), eutrofiering og forsuring. Modeller for de to siste virkningstypene er omtalt i kap. 6.

I Norge hvor størstedelen av vannforekomstene har lav forurensningsgrad - som regel forurensningsgrad 2 eller 1-2 - vil bruk av prognoser og vurdering av risiko for uønskede



forandringer, være et viktig forvaltningsmessig verktøy. Det bør imidlertid gå klart fram av rapporter o.l. hvilket grunnlag klassifikasjon er foretatt på slik at "været og værmeldingen" ikke oppfattes som synonyme begreper.

Oppsummert blir da følgende utgangspunkt for klassifikasjon av generell vannkvalitet:

1) Virkninger inndeles i fem typer:

Eutrofiering, saprobiering, forsuring, giftvirkning og mikrobiologisk belastning.

2) Det utarbeides generelle beskrivelser for disse virkningstypene og variable med verdisett for klassifikasjon. Forbehold m.h.t. gyldighet i alle typer økosystemer angis hvor dette er mulig.

På lengre sikt er det et mål å utvikle klassifiseringssystemer for generell vannkvalitet for flere økosystemtyper. Dette gjelder spesielt eutrofiering. Ved at innsjøer og rennende vann klassifiseres på grunnlag av relevante naturgeografiske opplysninger og ved at ny kunnskap om avvik fra naturtilstand erverves, vil en få grunnlag for å utvikle slike klassifiseringssystemer.

3) Det benyttes fire vannkvalitetsklasser eller

forurensningsgrader 1-4 som dekker henholdsvis lite, moderat, markert og stort avvik fra naturtilstand.

4) Klassifikasjon av tilstand bør bygge på observerte data mens klassifikasjon av forventet eller mulig tilstand kan bygge på erfaringsmodeller.

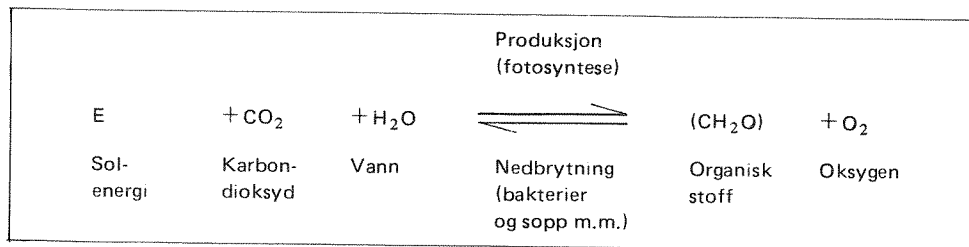
### 3. FORSLAG TIL KLASSIFIKASJONSREGLER FOR GENERELL VANNKVALITET

#### 3.1 Eutrofiering og saprobiering

##### 3.1.1 Generelt om eutrofiering og saprobiering

De viktigste biokjemiske prosesser i vann er produksjon og nedbrytning. For et stabilt avgrenset økosystem vil det på årsbasis være tilnærmet like stor produksjon som nedbrytning.

Primærproduksjon foregår vesentlig gjennom fotosyntesen ved at karbon fra karbondioksyd i luft og vann bindes i grønne planter. Organisk stoff kan også tilføres vannet via tilrennende vassdrag og utslipp. Nedbrytning av organisk stoff foregår ved hjelp av bakterier, sopp, protozoer, zooplankton og bunndyr. Prosessene er skjematisk vist i figur 3.1.



Figur 3.1 Skjematisk framstilling av produksjon og nedbrytning av organisk stoff. Organisk stoff bygges opp gjennom planteplankton og fastsittende planter og brytes ned av bakterier, sopp, protozoer, zooplankton og bunndyr. Organisk stoff som tilføres via utslipp og tilrennende vassdrag brytes ned på samme måte.

Eutrofiering er en utvikling via økt tilførsel av plantenæringsalter mot høy primærproduksjon i vannforekomstene. Under forutsetning av at det finnes tilstrekkelig lys, vil eutrofiering følge ved økt tilførsel av næringsalter og andre stoffer som er av betydning for fotosyntesen. I markerte tilfeller skjer en opphopning av organisk materiale bundet i grønne planter og planterester (p.g.a. utilstrekkelig beittings- og nedbrytningsskapasitet).

Saprobiering er utvikling mot intensiv nedbryting hvor oksygen blir minimumsfaktor. De biokjemiske reaksjonene foregår vesentlig i bakterier, sopp og protozoer, som øker i mengde.

Som nevnt i kap. 2 benyttes begrepet saprobiering både for den direkte virkning fra utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff og den sekundære virkning ved at produsert organisk stoff ved eutrofiering nedbrytes. I innsjøer vil en klart kunne skille mellom eutrofiering og saprobiering. I elver derimot vil en ikke like klart kunne skille mellom direkte virkning av organisk stoff og sekundæreffekten av næringssalter. Eutrofivirkninger og saprobiering vil også kunne forekomme i samme område.

Fordi saprobiering grunnet direkte utslipp av organisk materiale i innsjøer er forholdsvis sjeldent i Norge er det tilstrekkelig å utarbeide regler for klassifikasjon av eutrofiering for innsjøer.

I strømmende vann vil en del av klassifikasjonsreglene kunne ta utgangspunkt i at eutrofiering og saprobiering delvis er to sider av samme sak.

### 3.1.2 Eutrofiering i innsjøer

De vitenskapelige begrepene oligotrofi, mesotrofi og eutrofi ble innført i begynnelsen av 1900- tallet for å beskrive næringsforholdene i sjøer. Oligotrofe sjøer var fattige på næringssalter/planteplankton og hadde dermed lav primærproduksjon. Mesotrofe sjøer var middels rike på næringssalter/planteplankton, mens eutrofe sjøer var rike på næringssalter/planteplankton og således høyproduktive.

I våre større innsjøer er det som regel planteplanktonet som utgjør den viktigste primærprodusenten, mens de bentiske algene og den høyere vegetasjon er henvist til grunnere områder ved strendene. I spesielt grunne innsjøer, eller i grunnområder i store innsjøer, vil en økende eutrofiutvikling også medføre en økning av høyere vegetasjon og/eller fastsittende alger.

Årsaken til eutrofiering er som regel kulturbetinget ved økt tilførsel av næringssalter via menneskelige aktiviteter som jordbruk, kloakkutslipp og industri. Særlig i tiden etter 1950 har det skjedd en markert eutrofiering i innsjøer her i landet. I likhet med situasjonen i andre land har dette skjedd i takt med urbanisering, innføring av fosfater i vaskemidler og innføring av moderne driftsformer i jordbruket. De næringssalter som står sentralt i eutrofieringsprosessen er fosfor og nitrogen. Andre elementer som silisium, jern, mangan, molybden, kobolt og selen har også betydning, bl.a. for plantesammensetningen. Selve drivkraften i forbindelse med eutrofiering er imidlertid økt tilgang på fosfor og nitrogen. I ferskvann er det som regel fosfor som er vekstbegrensende faktor og det foreligger som regel god korrelasjon mellom fosforinnholdet og algemengde/primærproduksjon.

Når næringssalttilførselene øker, blir det en umiddelbar respons ved en økt produksjon av planter. Denne produksjonsøkningen forplanter seg til samtlige ledd i økosystemet. I et velbalansert økosystem vil dette kunne gi positive virkninger ved at bl.a. fiskeproduksjonen øker ved bedre tilgang på næringsdyr.

Hvis næringstilgangen fortsetter å øke, skjer det forandringer i økosystemet. Planteplanktonets artsammensetning forandres ofte i retning mot større algeformer som gjør algene mindre egnet som føde for neste ledd i næringskjeden (dyreplankton, bunndyr). Mer næringskrevende arter av bentiske alger og høyere vegetasjon får større utbredelse. Resultatet av dette blir en opphopning av vekstmateriale som i liten grad omsettes via de vanlige næringskjedene i de frie vannmassene. Spesielt i bunnsone inntrer nå en intensiv nedbrytning med høyt oksygenforbruk.

Store planteplanktonmengder misfarger vannet og nedsetter siktbarheten, videre kan de bidra til å sette smak og lukt på såvel vannet som på fisk. Luktulempen kan vi også få når store alge- eller vegetasjonsrester blåses i land med vinden og blir liggende å råtne. Noen alger, spesielt enkelte arter

blågrønnalger som forekommer ved høye næringssaltbelastninger, kan danne giftstoffer. Sammensetningen av fiskebestanden forandres slik at andelen av laksefisk minker, mens andelen karpefisk øker.

Mange av de forandringer som skjer i økosystemet i forbindelse med økt eutrofiering, forsterker selve prosessen. Både oksygenbrist i bunnsone og den periodevise høye pH i de øvre vannlag som en får ved høy primærproduksjon, fører til økt frigjøring av fosfor fra tidligere sedimentert materiale. Når eutrofieringen har kommet så langt, vil innsjøen i større eller mindre grad gjødsle seg selv ved interne prosesser. Tilførselen av næringssalter kommer da m.a.o. også fra avsetninger fra tidligere perioder.

I grunne innsjøer, spesielt under den marine grense kan disse interne prosessene være dominerende og også være naturlig betinget i den forstand at eutrofieringen har en svært lang historie.

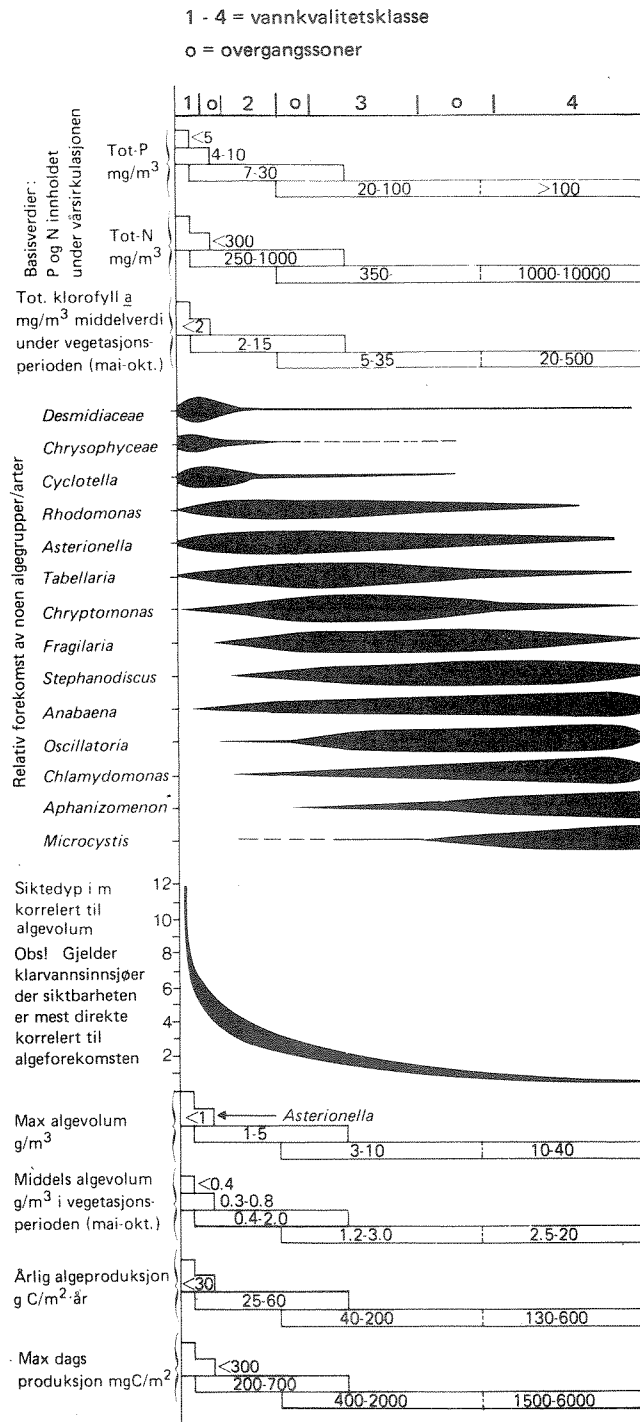
Generell vannkvalitetsklassifisering for eutrofiering i innsjøer kan baseres på følgende egenskaper i vannet:

- . Konsentrasjon av næringssalter (P og N)
- . Primærproduksjon
- . Siktedyp
- . Mengde planteplankton målt som algevolum, totalt klorofyll og biomasse målt som suspendert organisk stoff
- . Populasjonsforandringer - planteplankton, zooplankton, bunndyr og fisk
- . Forholdet mellom biomasser for planteplankton og zooplankton.

De mest framtrede karakteristiske trekk ved de ulike vannkvalitetsklasser kan beskrives slik:

<u>Vannkvalitetsklasser</u>	<u>Beskrivelse</u>
1	Lav primærproduksjon og planteplankton - biomasse.
2	Planteplanktonsammensetningen forandres svakt mens mengde plankton øker merkbart.
3	Raskt økende primærproduksjon, men ustabil sammensetning og mengde av planteplankton.
4	Stor primærproduksjon og masseforekomst av et fåtall algearter som regel grønn- eller blågrønnalger.

Størrelsesordenen av ulike egenskaper for store dype innsjøer er gitt i figur 3.2. Dess flere egenskaper som tas med som klassifikasjonsgrunnlag desto sikrere blir fastsettelse av vannkvalitetsklassen. For nærmere generell orientering henvises til litteratur (3, 4, 5 og 6).



Figur 3.2 Størrelsesorden av ulike variable for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til eutrofiering i sjiktede dype innsjøer.

### 3.1.3 Eutrofiering og saprobiering i elver

I elver vil primærproduksjonen foregå hovedsaklig gjennom fastsittende alger, moser og høyere planter, mens nedbrytingen foregår i sopp, bakterier, protozoer, og bunndyr.

Primærproduksjon og nedbryting vil mer eller mindre foregå samtidig. Primærproduksjon vil imidlertid som regel være den dominerende prosessen om dagen og i den lyse årstiden.

På det enkelte sted kan en av prosessene være dominerende avhengig av om tilførsel av næringssalter eller organisk stoff er størst. Stor primærproduksjon kan resultere i stor nedbryting et annet sted i elven når dødt plantemateriale fraktes med vannmassene.

I elver vil det være en forholdsvis direkte respons på tilførsel av næringssalter og organiske stoff. Interne prosesser har mindre betydning enn i innsjøer.

De levende stedfestede organismsamfunns utbredelse og sammensetning kan fortelle om graden av avvik fra et balansert økologisk system med likevekt mellom primærproduksjon og nedbrytning. Organismesamfunnene er mangfoldige og i stor grad avhengig av lysttilgang, temperatur, strømningshastighet m.m. Det er derfor vanskelig å beskrive mindre avvik fra økologisk balanse på grunnlag av sammensetning og mengde av begroing og bunndyr. Noen generelle trekk kjenner en imidlertid til.

Vannkvalitetsklassifikasjon kan baseres på direkte tolkning av de organismsamfunn som er tilstede og/eller på målte konsentrasjoner av næringssalter og organisk stoff. En indirekte parameter for organisk stoff er innhold av bakterier eller mer generelt heterotrofe organismer (lever av dødt organisk materiale).



Klassifikasjon for eutrofiering og saprobiering i strømmende vann kan baseres på følgende egenskaper i vann:

- . Mengde og sammensetning av begroing
- . Mengde og sammensetning av bunndyr
- . Konsentrasjoner av organisk stoff (BOF<sub>7</sub>, KOF, TOC)  
O<sub>2</sub> - innhold (stilleflytende elver)
- . Konsentrasjon av næringssalter (P, N)

Internasjonalt er det utarbeidet flere systemer for tolkning av data for begroing og bunndyr. Mest kjent er det såkalte saprobiesystemet (Kolkwitz-Marsson, 31) stort sett basert på analyse av begroingssamfunn, men også på forekomst av indikatorarter blant protozoer og hvirvelløse dyr. Et forslag til et norsk system basert på begroing er presentert i vedlegg 1. Dette forslaget bygger på et forholdsvis lite erfaringsmateriale og må videreutvikles (jfr. kap. 8).

For bunndyr kan en foreløpig ikke presentere konkrete forslag, som kan dekke norske forhold, men regler for et grovt skjønn kan lages.

I det klassiske saprobiesystemet er BOF<sub>7</sub> brukt som parameter for organisk stoff. Dette er en parameter det er knyttet stor analyseusikkerhet til i det laveste konsentrasjonsområdet. En vil derfor ikke anbefale klassifikasjon på grunnlag av denne parameteren.

Når det gjelder fosfor kan et korresponderende verdisett hentes fra renneforsøkene innenfor PRA-prosjektet. (7) Ut fra ovenforstående kan dermed de fire ulike forurensningsgrader beskrives med kjennetegn slik som det framgår av figur 3.3.

Variabel	Vannkvalitetsklasse						
	1		2		3		4
Begroings-samfunn v/saprobieindeks	<0,8	0,8–1,2	1,2–1,8	1,8–2,2	2,2–2,8	2,8–3,2	3,2–4,0
Bunndyrs-samfunn	Mange arter Få individ Følsomme grupper vanlig		Mange arter Høyt individtall Noen dominerende grupper Følsomme grupper tilstede		Få arter Høyt individtall Dominans noen grupper Følsomme grupper sjeldne eller borte		Få arter Meget høyt individtall Særlig tolerante organismer
Total fosfor (µg P/l)	<10		10–25		26–80		>80
Totalt antall bakterier målt med epifluoresceteknikk ant. pr. ml	1 · 10 <sup>6</sup>		1 · 10 <sup>6</sup> – 2 · 10 <sup>6</sup>		> 2 · 10 <sup>6</sup>		
Kimtall, 20°C ant. pr. ml	<500		500–10000		>10000		–
O <sub>2</sub> -innhold, stilleflytende vassdrag (% metning)	100		80–50		50–20		<20

Figur 3.3 Størrelsesorden av ulike variable og beskrivelser av kjennetegn for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til eutrofiering/saprobiering i elver. For enkelte parametre er størrelsesorden anslått etter beste skjønn, og må nærmere fastsettes når mer erfaring er vunnet.

### 3.2 Forsuring

Forsuringen av vassdragene som har funnet sted i dette århundre, har hatt en meget betydelig virkning på livet i vann. Alle nivåer i næringskjeden er påvirket. Mest direkte følbart er selvsagt den store reduksjonen i fiskebestandene. Ørreten er utryddet i mer enn halvparten av vannene i de berørte deler av de fire sørligste fylkene i Norge i perioden 1940-1980. Fortsatt forsuring er en trussel mot hundreder av innsjøer som ennå har betydelige mengder med fisk. Stor dødelighet av egg og yngel i sure vann er antagelig den viktigste årsak til reduksjonen i fiskebestandene, men i kritiske perioder er også massedød av voksen fisk observert i flere tilfeller.

I forsuret vann forstyrres fiskens saltbalanse, slik at ionekonsentrasjonene, særlig av natrium og klor, i blodplasmaet avtar. Høyt saltinnhold i vannet reduserer den skadelige virkningen. Særlig skadelig er surt vann med høyt innhold av aluminium. Fiskeartene påvirkes i ulik grad. Aluminium foreligger i ulike former sterkt avhengig av pH. Disse former av aluminium har varierende toksisitet. Virkningen av aluminium ser ut til å ha et maksimum nær pH 5.

Forsuring av vann resulterer både i redusert produksjon og redusert nedbrytning. Det er ofte karakteristisk at man får en betydelig forekomst av påvekst-alger på tross av lav primærproduksjon. Økningen i algemengden henger sammen med at beiteaktiviteten til dyr som lever av algene, avtar. En stor del av algebiomassen blir imidlertid raskt fotosyntetisk inaktiv. Normalt vil bakterier spille en stor rolle for nedbrytingen i en sjø. Ved forsuring vil imidlertid nedbrytingen mer og mer overtas av sopp som omsetter det organiske materialet langsommere. Dette fører til oppsamling næringsstoffer i sedimentene i en mindre tilgjengelig form enn ellers, noe som kan gi en næringsfattig innsjø.

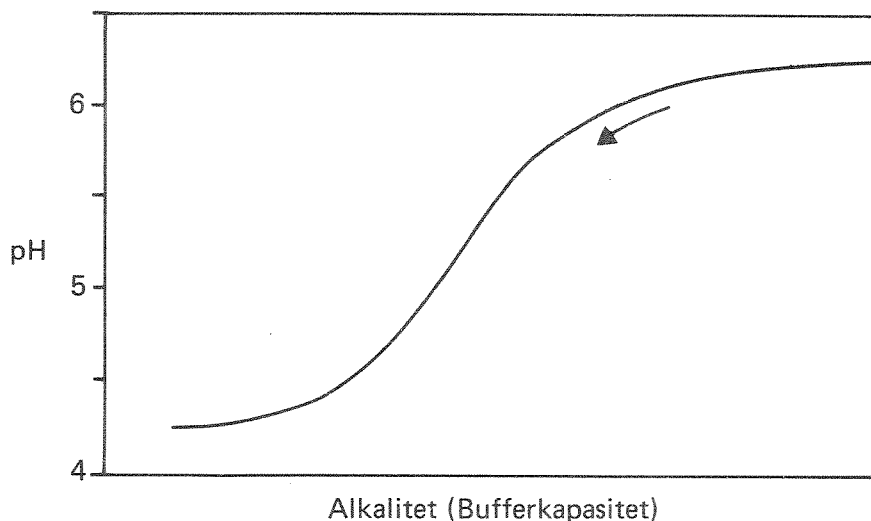
Ved forsuring reduseres antall arter hvirvelløse dyr. Dette gjelder både for dyreplankton, større krepsdyr, insekter, snegler

og muslinger. Organismer som er viktige for transport av energi fra ett nivå i næringskjeden til et annet, kan derfor utslettes ved forsuring. Enkelte arter som tolererer surt vann spesielt godt, f.eks. buksvømmere, kan bli dominerende som fiskeføde.

Selv om antallet arter er redusert i surt vann, er det ikke mangel på næring som forårsaker fiskedød. Et forenklet økosystem med færre arter er imidlertid ofte mer sårbart.

En mer grundig oversikt over virkningen av surt vann er gitt i sluttrapporten for SNSF-prosjektet. (8)

De mest sentrale parametre for å beskrive om vann er surt er pH og alkalitet. Alkaliteten gir informasjon om hvor stabil pH-verdien er. pH og alkalitet har en sammenheng som skjematisk er vist i figur 3.4.



Figur 3.4 Skjematisk sammenheng mellom pH og alkalitet i vann som i utgangspunktet har høy pH og høy alkalitet når tilførsel av syre forandres (titreringskurve). Ved økt syretilsats synker først pH lite og for deretter å synke raskere. Ved pH under ca. 4.5 synker igjen pH forholdsvis lite ved tilførsel av syre. Alkalitet eller bufferkapasitet forbrukes proporsjonalt med syretilførsel.

Kvantitativt kan vannkvalitetsklassen angis ved hjelp av parametrene pH og alkalitet slik som angitt i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Størrelsesorden av parametre for de ulike vannkvalitetsklasser med hensyn til forsurening.

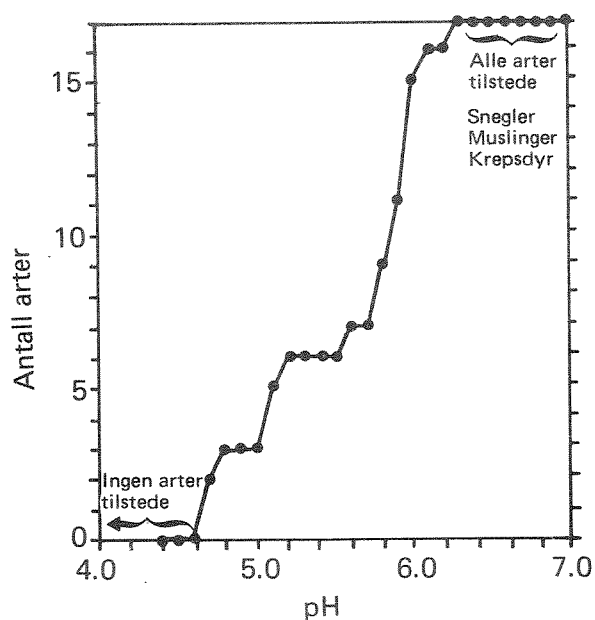
Parameter	Vannkvalitetsklasse			
	1	2	3	4
pH	> 6,5	6,0 – 6,5	5,0 – 6,0	< 5,0
Alkalitet $\mu\text{ekv/l}$	> 100	30 – 100	0,1 – 30	< 0,1

Stikkordmessig kan de ulike vannkvalitetsklasser beskrives slik:

#### Vannkvalitetsklasse

- 1 Upåvirket dyreliv. Variert fiskefauna. Vannet er godt bufret og det er liten variasjon i pH.
- 2 Dyr kan hemmes i vekst og dø under episoder med lav pH. Redusert forekomst av følsomme fiskearter. Enkelte sure episoder.
- 3 Arter forsvinner gradvis, enkelte grupper mangler helt. Fisken forsvinner. Mange arter kan hemmes i sin vekst. Noen dyr øker i antall grunnet redusert konkurranse. Ørretbestanden sterkt utsatt. Under episoder (eksempelvis snøsmelting) inntreffer fiskedød. Ustabil vannkjemi.
- 4 Det finnes stort sett bare dyr med høy toleranse for lav pH. Svært redusert artsantall, men mange individ er vanlig. Ingen formering av laks og ørret. Abbor er sterkt utsatt. Vannet er varig forsuret. Bikarbonat-bufferkapasitet avløst av Al-buffersystem. Høye Al-konsentrasjoner.

Biologiske virkninger av forsurening kan dokumenteres i mer rendyrket form etter de undersøkelser som er utført av Økland og medarbeidere (10). I figur 3.5 er det vist hvordan en dyregruppe fordeler sine ulike arter langs en pH-gradient.



Figur 3.5 Eksempel på grenseverdier for pH-toleranse for 17 utvalgte arter av snegler, muslinger og krepsdyr. Ved pH større enn 6.5 finnes alle arter. Antall arter synker med synkende pH-verdier.

### 3.3 Giftvirkning

#### 3.3.1 Generelt om giftvirkning

Som gift regnes vanligvis et stoff som også i små mengder innvirker kjemisk på organismer, enten øyeblikkelig eller etter en tid, på en slik måte at det skader organismenes livsfunksjoner. I forbindelse med en klassifisering av vassdrag kan det imidlertid være fruktbart å utvide begrepet til også å gjelde stoffer som påvirker en organisme (fisk etc.) så den er mindre egnet for menneskelig konsum. Det kan her være snakk om usmak og akkumulering av helseskadelige stoffer.

Et giftstoff kan virke direkte på organismenes kroppsoverflate som gjeller, hud og tarmepitel. Dette er vanligvis mekanismen når det dreier seg om akutte forgiftningstilfeller. Videre kan giften trenge inn i selve organismen hvor den forårsaker forgiftning, akkumulerer eller avsetter smak. I kroniske forgiftningstilfeller er dette som regel forløpet.

Den følgende fremstilling er konsentrert om fisk da det foreløpig neppe er grunnlag for en klassifikasjon av vannkvalitet etter giftvirkninger overfor andre organismer. Til fisk er også knyttet direkte brukerinteresser. Virkemåten er bl.a. avhengig av type og konsentrasjon av stoffer, fiskearter og stadium i livssyklus. Ved akutt virkning av tungmetaller f.eks., finner det sted en direkte virkning på gjelleepitelet med økt slimutskillelse, ødeleggelse av celler og kvelning som følge. Ved lavere konsentrasjoner unngås kvelning, men metallet vil nå komme inn i organismen og kan hemme enzymaktiviteter. I forbindelse med klekking av egg kan de forstyrre virkningen av spesielle enzymer som styrer selve klekkeprosessen. Endel giftstoffer inaktiviseres av organismen så lenge de er under et visst terskelnivå. Andre synes å kunne akkumuleres i organismen og forårsake skader over lang tid selv i uhyre små konsentrasjoner. For endel slike stoffer, f.eks. kvikksølv, kan en vanskelig snakke om noen terskelkonsentrasjoner for giftvirkning i det hele tatt. Dette har betydning dersom en ønsker å klassifisere vannkvalitet etter forekomst av giftstoffer.

Giftstoffene kan tenkes å virke skadelig inn på en fiskebestand i en resipient på flere måter:

1. Giftstoffene virker hemmende eller drepende (dødlig) på fisken i et eller flere stadier av livssyklus. Dette kan primært eller sekundært (sykdom etc.) føre til fiskedød.
2. Fisken skyr det forurensede vannet med de aktuelle stoffer og vil ikke ta opphold i det til tross for at vannet ikke virker drepende på fisk (unnavvikelsesreaksjoner).
3. Giftstoffene virker hemmende eller drepende på fiskens næringsorganismer (planter og dyr).
4. Giftstoffene virker hemmende eller drepende på visse organismegrupper, fiskearter etc. og dette kan igjen føre til endringer i fiskebestandenes sammensetning på grunn av endrede konkurranseforhold.
5. Giftstoffene i utvidet forstand gjør fisken uegnet som menneskeføde på grunn av akkumulering av helseskadelige stoffer eller smakspåvirkning.

Det er særlig virkninger av type 1 og 5 som er dokumentert i norske vassdrag.

### 3.3.2 Fysisk/kjemiske faktorerers betydning for giftvirkningene

Det er mange fysisk/kjemiske faktorer som har betydning for et giftstoffs virkning når det kommer ut i vann. Som viktige faktorer kan nevnes temperatur, pH, oksygeninnhold, hardhet (Ca og Mg), saltinnhold, innhold av organisk stoff og suspendert materiale. Tilstedeværelsen av andre giftstoffer har også betydning. Faktorene virker ikke på samme måte overfor alle giftstoffer. Ammoniakk virker f.eks. mer giftig i vann med høy pH, mens det motsatte er tilfelle for H<sub>2</sub>S og mange andre svake syrer. Ved lavt oksygeninnhold virker de fleste gifter sterkere



enn ved høyt. For temperatur er det som regel slik at giften virker hurtigere ved høy temperatur, mens giftigheten kan være sterkere, dvs. terskelnivåene for giftvirkning lavere, ved lav temperatur. Dette er f.eks. vist for klor og noen tungmetaller. Hardheten (saltinnhold) virker hemmende på giftigheten av mange stoffer, - spesielt tungmetaller. Innholdet av løst organisk stoff og suspendert materiale virker som regel hemmende på giftvirkningen av tungmetaller. På den annen side kan løste organiske stoffer i visse tilfeller virke fremmende på opptak av noen metaller i organismen.

Samvirke (joint action) mellom ulike giftstoffer, kan gå i ulike retninger. Noen motvirker hverandre (antagonistiske), andre har additiv effekt, atter andre mer enn additiv effekt (synergistisk). Type og grad av samvirke mellom virkningene er avhengig av konsentrasjonene og tilstandsform.

Det er i de senere år gjort mange undersøkelser for å studere forskjellige faktorerens betydning for giftvirkningen. De fleste stoffer er imidlertid ikke undersøkt i det hele tatt og hvor flere resultater foreligger, er de ikke alltid samsvarende. Det er her således et stort arbeidsfelt hvor mye er ugjort. Dette vanskeliggjør i høy grad fastsettelse av eksakte skadegrenser for giftstoffer og dermed også kvalitetsklasser for vassdrag på grunnlag av forekomst av giftstoffer.

### 3.3.3 Klassifisering av vannkvalitet på grunnlag av vannets innhold av ulike giftstoffer

Spesielt i de senere år har det vært utført et omfattende arbeid for å klarlegge virkningene av giftstoffer på fisk. Arbeidet har vært utført som laboratorieforsøk, og som feltundersøkelser og felteksperimenter hvor hensikten har vært å dokumentere virkninger under naturlige forhold. Det foreligger således en mengde resultater om virkninger ved ulike konsentrasjoner av mange stoffer. Resultatene er imidlertid ofte svært forskjellige og vanskelige å sammenlikne. Dette skyldes de ofte ulike forsøksbetingelser hvorved undersøkelser har vært foretatt. De

mange faktorer som har betydning for giftvirkninger som nevnt i foregående avsnitt, kommer således her til uttrykk. I løpet av de siste 10 år er det utført endel langtidsforsøk med endel utvalgte, særlig vanlig forekommende giftstoffer. I USA har en f.eks. utført forsøk med tungmetaller og opptil 3 generasjoner av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) (13). Det er klart at slike forsøk blir nyttige for å kunne fastsette terskelnivåer for skadegrenser. Disse undersøkelsene er verdifulle for oss fordi de omfatter laksefisk og er utført i en vannkvalitet som ikke er vesentlig forskjellig fra vår.

EIFAC har siden 1962 utarbeidet vannkvalitetskriterier for europeiske ferskvannsfisk. Foreløpige kriterier er utarbeidet for suspenderte partikler, pH, temperatur, ammoniakk, fenoler, oksygen, klor, sink, kobber og kadmium (12). Det er også fremstilt en rapport om samvirke mellom giftstoffer. Forøvrig er det som foran nevnt gjort omfattende forsøk for endel andre stoffer slik at en burde kunne ha muligheter for å fastsette kriterier også for disse. Imidlertid kan en ikke foreløpig ha noen forhåpninger om å komme frem til slike kriterier annet enn for noen av de mest alminnelige forekommende giftstoffer.

Et klassifiseringssystem basert på giftvirkning overfor fisk kan forsøksvis baseres på grenseverdier etter et system som er skissert i tabell 3.2.

Tabell 3.2 Forslag til klassifiseringssystem basert på giftvirkning overfor fisk

Vannkvalitetsklasse	Konsentrasjon av giftstoff
1	< MATC eller EIFACs grenseverdier for laksefisk
2	> MATC eller EIFACs grenseverdier for laksefisk < MATC eller EIFACs grenseverdier for karpefisk etc.
3	> MATC eller EIFACs grenseverdier for karpefisk etc. < 4-d LC <sub>50</sub> for karpefisk etc.
4	> 4-d LC <sub>50</sub> for karpefisk etc.

MATC	Maksimal akseptabel toksisk konsentrasjon. Brukes ved beskrivelse av eksperimentelle resultater.
EIFACs grenseverdier	European Inland Fisheries Advisory Commissions grenseverdier er forsøksvis fastsatte sikre konsentrasjoner på grunnlag av en samlet vurdering av eksperimentelle resultater.
4-D LC <sub>50</sub>	Den konsentrasjon som dreper 50 % av forsøksfisken i løpet av 4 døgn. Dette tilsvarer en situasjon med akutt giftvirkning.
Laksefisk	Laks, ørret, regnbueørret, røye, bekkerøye, harr, sik, lagesild og krøkle. Toleransen hos disse fiskeartene kan være noe forskjellig overfor forskjellige giftstoffer, men grenseverdiene omfatter de mest ømfintlige arter som laks, ørret m.fl.
Karpefisk etc.	Fisk som omfatter et stort antall arter som mort, brasme, vederbuk osv. Det er vanlig at også gjedde og abbor samt endel andre arter tas med i denne gruppen. Felles for disse fiskene er at de vanligvis er mer tolerante overfor giftstoffer enn laksefisk. De er også regnet som mindre verdifulle som ressurs (mat, rekreasjon).

Etter et system som her er skissert vil en kunne dele inn vannkvaliteten med hensyn til giftvirkning i 4 vannkvalitetsklasser. Inndelingen er basert på forholdet mellom konsentrasjon av giftstoffet og virkning på fisk. Inndelingen har bl.a. den svakhet at den er basert på forekomst av laksefisk og karpefisk etc., mens det i store deler av Norge vesentlig finnes

laksefisk. Det kan da synes noe søkt å operere med klasser for karpefisk. En må imidlertid godta at bare klasse 1 er akseptabel med henblikk på fiskeproduksjon i de fleste av våre vassdrag.

De konsentrasjoner som er akseptable vil kunne variere fra vassdrag til vassdrag for samme giftstoff. Dette beror som nevnt i tidligere avsnitt på forskjellige fysisk/kjemiske faktorerens betydning for giftvirkningene. Foreløpig er det sannsynligvis bare hardheten som kan benyttes i et klassifiseringssystem. For tungmetaller kan en f.eks. med en viss sikkerhet si at giftigheten avtar med økende hardhet etter et bestemt forhold. En kan f.eks. som EIFAC beregne giftigheten etter hardhetsklasser på 10, 50, 100 og 300 mg CaCO<sub>3</sub>/l, men det er også mulig å beregne virkningen på mellomliggende nivåer.

Det er foreløpig bare for få stoffer det har vært mulig å fastsette alle de tre grenseverdier, MATC for laksefisk, MATC for karpefisk og 4-d LC<sub>50</sub> for karpefisk med noenlunde sikkerhet. Spesielt for 4-d LC<sub>50</sub> for karpefisk må en basere seg på mer tilfeldige eksperimentelle resultater. Det foreligger ingen norsk og bare få skandinaviske undersøkelser med karpefisk. De grenseverdier som angis i tabell 3.3 må derfor anses som rent veiledende og bør være gjenstand for kritisk vurdering og eventuelle endringer.

Det vil sannsynligvis være mulig å oppføre flere giftstoffer i samme system ved et mer inngående litteraturstudium. Fastsettelse av MATC-verdier krever omfattende undersøkelser og hvor det ikke er tilstrekkelige resultater fra tidligere, vil det krevet et betydelig eksperimentelt arbeid å fastsette disse verdiene. 4-d LC<sub>50</sub>-verdiene for karpefiskgruppen skulle imidlertid kunne fastsettes relativt enkelt. En kan her velge seg ut et par representative arter, f.eks. mort og abbor og utføre tester i de aktuelle vanntyper.

Klassifisering etter giftstoffkonsentrasjoner skiller seg fra de andre virkningstypene ved at klassifikasjon må foretas etter den parameter som gir høyeste klasse, uten hensyn til de andre parametre. Giftstoffene listet opp i tabell 3.3 skal ikke, som

for de andre virkningene, gi noe samlet bilde av vannkvaliteten, men kan opptre helt uavhengig av hverandre.

Det må understrekes at observerte konsentrasjoner under de grenseverdier som er angitt for klasse 1 ikke kan tolkes slik at giftvirkning kan utelukkes. For andre organismer enn fisk vil giftvirkning kunne opptre ved lavere konsentrasjoner.

Tabell 3.3 Vannkvalitetsklasser angitt på grunnlag av giftstoffkonsentrasjon. Konsentrasjonene angir øvre 95-prosentiler av målte konsentrasjoner gjennom en periode (år).

Giftstoff	Hardhet mg CaCO <sub>3</sub> /l	Vannkvalitetsklasser og konsentrasjoner uttrykt som 95-prosentiler			
		1	2	3	3
Sink, mg/l	10	<0,03	0,03 – 0,3	0,3 – 3	> 3
	50	<0,2	0,2 – 0,7	0,7 – 7	> 7
	100	0,3	0,3 – <1	1 – 10	> 10
Kadmium, µg/l	10	<0,6	0,6 – 20	20 – 2000	>2000
	50	<0,9	0,9 – 30	20 – 3000	>3000
	100	<1,0	1,0 – 38	38 – 3800	>3800
Kobber, µg/l	10	< 5	5 – ?	? – 60	> 60
	50	<22	22 – ?	? – 200	> 200
	100	<40	40 – ?	? – 500	> 500
Bly, µg/l	10	–	–	–	–
	50	<40	–	–	–
	100	–	–	–	–
Fenol, mg/l	–	<1 (0,5)	1 – 2	2 – 10	> 10
Cresol, mg/l	–	–	–	–	–
Xylenol, mg/l	–	–	–	–	–
Ammoniakk, mg/l (fri NH <sub>3</sub> )	–	<0,025	–	– 0,6	> 0,6
Klor, µg HOCL/l	–	<4	4 – 100	100 – 500	> 500

? Foreløpig stilt åpent

### 3.4 Mikrobiologisk belastning

Når det gjelder mikrobiologisk belastning er det ikke mulig å legge samme type resonnement til grunn for klassifisering som for de andre virkningstypene. Som nevnt i kap. 2 foreligger det her ikke noe naturlig organismsamfunn i vannet som referanse. Generell vannkvalitetsklassifikasjon for denne virkningstypen må derfor konstrueres ut fra risiko ved menneskers bruk av vannet.

Den største helserisiko ved menneskers bruk av vannet er at de kan bli smittet av sykdommer som lar seg overføre via vann. Slike sykdommer overføres ved at den organisme eller virus som forårsaker sykdommen, finnes i store mengder i avføringen til syke mennesker eller dyr. Ferske fekalier utgjør den største risikoen i forbindelse med en mikrobiologisk belastning, da det i disse kan befinne seg usvekkede patogene organismer.

Selv før man kjente eksistensen av så små organismer som bakterier, ble det oppfattet at det måtte være en sammenheng mellom urent drikkevann og epidemier av sykdommer som kolera, dysenteri og tyfoide tarmsykdommer. Senere ble bakterier som ble kalt Salmonella, Shigella, Vibrio cholera m.fl. funnet å være den direkte årsak til sykdommene. Man har nå funnet at mange flere organismer kan overføre sykdommer på samme måte. Både virus, andre bakterier enn de her nevnte, protozoer og innvollsormer kan overføres via drikkevann. I sydligere land med varmere vann i vassdragene finnes det flere alvorlige sykdommer som kan overføres ved at mennesker bader eller vasser i vannet. Menneskene må ikke drikke vannet for å bli syke, for organismene trenger seg inn gjennom huden eller slimhinnene. Slike organismer har vi ikke i Nord-Europa, men det er allikevel mulighet for å bli påført sykdom ved rekreasjonsmessig bruk av vann.

I bassengbad med utilstrekkelig desinfeksjon av vannet er det påvist at folk er blitt smittet med f.eks. øye-øre-nese-hals-infeksjoner, infeksjon av slimhinner med soppen Candida albicans (14, 15). I tillegg kan klororganiske forbindelser som dannes under desinfeksjonen virke irriterende på øyets slimhinner.

Dette er spesialproblemer for bassengbad, der store mengder mennesker benytter seg av et relativt lite vannvolum. Noen bakterier kan under spesielle forhold komme til å smitte via vann, f.eks. Pasteurella tularensis, patogene mycobakterier (avløpsvann fra sykehus), og Leptospira-bakterier som kan komme ut i vannet via urin fra infiserte husdyr og ville dyr (16, 17).

Patogene amøber som kan forårsake bl.a. hjernhinnebetennelse kan også smitte via vann, f.eks. Naegleria og Acanthamoeba. Infeksjon av badende med slike amøber har vist seg å finne sted hyppigst i perioder med uvanlig varmt badevann, men organismene kan overleve ved vanntemperaturer ned til 0-2°C. Slike patogene amøber er påvist i bunnsjiktet (vann + sediment) om vinteren i både Bogstadvatnet og Burudvatnet, som begge er badevann i nærheten av Oslo. (18)

I ferskvann som er tilført større mengder lett nedbrytbart organisk stoff, kan potensielt patogene organismer formere seg til konsentrasjoner høye nok til at mennesker kan bli angrepet. Slike organismer er bakteriene Pseudomonas aeruginosa, Aeromonas hydrophila og Klebsiella (12). Klebsiella formerer seg også til høye konsentrasjoner i avløpsvann fra papirfabrikker.

Det har vært arbeidet med å finne fram til minimum infeksjonsdoser for vannbårne smittestoffer. Det ser ut til at det er store variasjoner mellom de forskjellige smittestoffer; bare innen bakterieslekten Salmonella kan dosen variere fra 3-5 bakterier av en art til  $10^5$  -  $10^6$  av en annen for å frembringe tarmsykdom. Infeksjonsdosen kan reduseres vesentlig hvis de normale forhold i magen eller tarmen blir endret, f.eks. ved pH-forandring i mageinnholdet, eller ved at tarmen tømmes ved hjelp av avføringsmiddel (19). Den minste infeksjonsdose for de aktuelle tarmvira er mindre kjent, men for barn kan den være så lav som 1-2 "plaque-dannende enheter", dvs. 2 påviste virus-partikler (19).

I Nord-Europa er det vanligvis få mennesker i befolkningen som har sykdommer som smitter via vann. Derfor vil resultatene som regel være negative dersom man søker etter sykdomsfrembringerne

direkte. Det finnes heller ikke metoder som er følsomme nok for påvisning av alle slike organismer og virus i så stor fortykning som det her er snakk om. Derfor er det utarbeidet metoder for påvisning av noen få typer bakterier som finnes i store mengder i tarmen hos alle varmblodige dyr. Ved analyser av parametre som er indikatorer for fekal forurensning, vil en få inntrykk av den generelle påvirkning av fekal forurensning i et område.

I ferske fekalier dominerer vanligvis bakterien *Escherichia coli* i antall, og denne bakterieart vokser godt ved temperaturer opp til 45°C. Coliforme bakterier av genus Enterobacter vokser vanligvis ikke så godt som E.coli ved temperaturer over 40°C, men den er istand til å formere seg i naturen og overlever derfor lenger i f.eks. kultivert jord. Denne forskjellen i temperaturtoleranse utnyttes i analysemetoder for coliforme bakterier. Ved å dyrke bakteriene ved 35-37°C fremkommer coliforme bakterier fra jord og tarm. Denne parameteren kalles "Totalantall coliforme" eller bare "Coliforme" bakterier. Ved å dyrke bakteriene ved 44-45°C legger man forholdene best tilrette for E.coli, som stort sett bare formerer seg i tarmen. Denne parameteren kalles "Fekale", "Termostabile", "Termotolerante" coliforme bakterier, eller også "E. coli", siden det først og fremst er denne bakterie man ønsker å selekere med metoden.

Fekale streptococcer er en annen gruppe tarmbakterier som også ofte brukes som indikator for fekal forurensning.

De coliforme bakterier og de fekale streptococcer har forskjellig evne til å overleve forskjellige rensemetoder for kloakkvann og i resipientvann. Sykdomsbakteriene har også forskjellig overlevingssevne, og de aktuelle vira er mer motstandsdyktige mot de fleste slike påvirkninger enn bakteriene.

Det kan derfor være aktuelt å bruke flere enn en indikatororganisme ved undersøkelse av vannkvalitet, og kanskje også en kjemisk indikator, coprostanol (20, 21).



I tabell 3.4 er det foreslått grenseverdier for fire vannkvalitetsklasser. Indikatorbakteriene termotolerante coliforme bakterier og fekale streptococcer er benyttet.

Tabell 3.4 Forslag til grenseverdier for vannets innhold av indikatorbakterier for fire vannkvalitetsklasser med hensyn til mikrobiologisk belastning.

Parameter	Vannkvalitetsklasse			
	1	2	3	4
Antall bakt. pr. 100 ml:				
Termotolerante coliforme bakt.	< 3	3 – 100	101 – 1000	> 1000
Fekale streptoc.	< 3	3 – 100	101 – 1000	> 1000

Grenseverdiene for klasse 1 er fastsatt ut fra at vannet skal kunne være råvannskilde for drikkevann uten omfattende rensing. Grenseverdiene mellom klasse 2 og 3 er fastsatt ut fra et foreslått krav til vann som kan brukes til bade- og rekreasjonsformål (jfr. vedlegg 2). Grenseverdiene mellom klasse 3 og 4 er fastsatt ut fra det en kan regne som massiv forurensning.

Den før nevnte kjemiske parameteren coprostanol, er en fekal sterol som kan benyttes som indikator for utbredelse av kloakkvann. Det er vist ved laboratorieforsøk at dens nedbrytningshastighet i ferskvann og sjøvann er mindre enn inaktiveringshastigheten for termotolerante coliforme bakterier (21). Coprostanol kan derfor gi opplysning om utbredelsen av et kloakkvannutslipp og dermed også om den totale risikosone for smitte av f.eks. virussykdommer, men det er på nåværende tidspunkt ikke mulig å angi grenseverdier basert på denne parameteren.

#### 4. EKSEMPLER PÅ FASTSETTELSE AV VANNKVALITETSKLASSER PÅ GRUNNLAG AV ET UTVALG DATA

Forslag til klassifikasjonsregler for generell vannkvalitet er forsøkt brukt til fastsettelse av vannkvalitetsklasser for de stasjoner i Vossevassdraget og Telemarksvassdraget som inngår i Statlig program for forurensningsovervåking. Datagrunnlaget er fra sommeren 1981 og er gjengitt i NIVA-rapport nr. 31/82 og nr. 40/82. Klassifisering er også forsøkt gjennomført for alle fylkesstasjoner i Nitelvvassdraget. Tre av disse punktene utgjør tilsammen en stasjon i Statlig program. Også her er det brukt data fra sommeren 1981.

##### Vossevassdraget

Stasjonsnavn	Prøvefrekvens	Ant. prøver
V1 Rognsfossen i Strondaelva	hver 3. uke	6
V2 Palmafossen i Raundalselva	" 3 "	6
V3 Vangsvatn - øvre basseng	" 3. "	8
V4 Vangsvatn - nedre basseng	" 3. "	8

Tabell 4.1 Klassifisering av vannkvalitet i Vossevassdraget med hensyn til ulike virkninger.

Type virkning	Vannkvalitetsklasse på ulike stasjoner			
	V1	V2	V3	V4
Eutrofiering/saprobiering – elv	1 – 2*	1 – 2*		
Eutrofiering, sjø			1	1
Forsuring	2	2	2	2
Giftvirkning				1
Mikrobiologisk belastning	2	2	2	2

\* Angir ikke egentlig overgangsklasse, men viser at de enkelte parametre indikerer ulike klasser.

Telemarksvassdraget

Stasjonsnavn	Prøvefrekvens	Tot ant. prøver
SFT 1 Måna utl. Mæl.kraftverk	1 g.pr.mnd.	12
SFT 2 Tinnelva utl. Tinnsjøen	"	12
SFT 3 Heddalsvatn ved Hjukse	"	6
SFT 4 Sauerelva innl. Norsjø	"	12
SFT 5 Bøelva innl. Norsjø	"	12
SFT 6 Eidselvs innl. Norsjø	"	12
SFT 7 Norsjø ved Ols Brygge	"	6

Tabell 4.2 Klassifisering av vannkvalitet i Telemarksvassdraget med hensyn til ulike virkninger.

Type virkning	Vannkvalitetsklasse på ulike stasjoner						
	SFT1	SFT2	SFT3	SFT4	SFT5	SFT6	SFT7
Eutrofiering/saprobiering – elv	1 – 2*	1		1	1 – 2*	1	
Eutrofiering, sjø			1 – 2*				1 – 2*
Forsuring	2	2	2	2	2	2	2
Giftvirkning**	–	–	–	–	–	–	–
Mikrobiologisk belastning	2 – 3*	1	1 – 2*	2	2 – 3*	2	1

\* Angir ikke egentlig overgangsklasse, men viser at de enkelte parametre indikerer ulike klasser.

\*\* Gjennomført analyser for zink, kadmium, kobber og bly. Følsomheten for disse analysene er for dårlig til å skille mellom klasse 1 og 2.

Nitelvassdraget

Stasjonsnavn	Prøvefrekvens	(juni-sept.)	Tot. ant. prøver
S1 Sveselva	2 g.pr.uke		32
Ha Haresutvannet	"		32
N1 Kongsvang	"		32
N3 Strøm sag	"		32
N5 Slattum	"		32
N7 Kjellerholen	"		32
N7 Nitelv bro	"		32
N8 Rud	"		32
N9 Aamodt	"		32

Tabell 4.3 Klassifisering av vannkvalitet i Nitelvassdraget med hensyn til ulike virkninger.

Type virkning	Vannkvalitetsklasse på ulike stasjoner									
	S1	Ha	N1	N3	N5	N6	N7	N8	N9	
Eutrofiering-saprobiering – elv	2		1 – 2*	3	3	2 – 3*	3	3	4	
Eutrofiering, sjø		2								
Forsuring	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Giftvirkning**										
Mikrobiologisk belastning	2 – 3	2	2	3	3	3	3	3	3	

\* Angir ikke egentlig overgangsklasse, men viser at de enkelte parametre indikerer ulike klasser.

\*\* Spredte analyser indikerer klart vannkvalitetsklasse 1.

## 5. RELEVANTE OPPLYSNINGER OM VARIGE FORHOLD I VASSDRAG

Varige forhold kan defineres som naturgitte forhold og fundamentale kulturbetingede forhold som f.eks. regulering.

Fordi varige forhold i sterk grad kan være med som årsak til en bestemt vannkvalitetsklasse, kan det være hensiktsmessig å skille opplysninger om disse forhold ut som en egen gruppe opplysninger. Mest mulig samlede og fullstendige opplysninger om varige forhold vil også gjøre det mulig å foreta risikovurderinger for vannkvalitetsforandringer. Spesielt er dette aktuelt i områder med god vannkvalitet. Metodisk sett kan det være grunn til å samle inn opplysninger om varige forhold forholdsvis uavhengig av mer problemorienterte undersøkelser. Problemorienterte undersøkelser er kortsiktige og behandler oftest varige forhold både tilfeldig og ufullstendig.

En videreføring av et system for klassifisering av generell vannkvalitet med utgangspunkt i en inndeling i typer økosystemer krever systematiske og samlede oversikter om varige forhold.

Av disse grunner har en valgt å presentere et forslag til relevante opplysninger om varige forhold i et eget kapittel.

Det er behov for tre typer opplysninger:

1. Opplysninger om fysiske og fysikalsk/kjemiske egenskaper for innsjøer og elver
2. Opplysninger som er spesifikke for det enkelte målepunkt i elver
3. Opplysninger om forhold utenfor selve vassdraget

I tabell 5.1 er det angitt et forslag til hvilke opplysninger som er relevante for den første typen opplysninger.

Tabell 5.1 Relevante opplysninger om egenskaper knyttet til varige forhold i innsjøer og elver.

Type vannforekomst	Fysiske egenskaper		Fysikalsk/kjemiske egenskaper
	Ikke variable Form/størrelse m.v. (morfometriske data)	Variable	
Innsjø	Høyde over havet	Reguleringshøyder variasjon	Regionalt lysklima
	Nedbørfelt	Midlere avrenning variasjon.	Temperaturvariasjoner i epilimnion
	Største lengde	Teoretisk oppholdstid	Ledningsevne, ionesammensetning. Alkalitet. pH
	Største bredde	Sprangsjiktets beliggenhet	Farge
	Overflateareal	Isperiode	Kalsium
	Volum		Silisium
	Største målte dyp Middel dyp		
Elv	Høyder over havet	Karakteristiske vannføringer (evt. varighetskurve)	Regionalt lysklima
	Lengde	Isperiode	Temperaturvariasjoner
	Lengdeprofil		Ledningsevne, ionesammensetning. Alkalitet. pH
	Bassengandel		Farge
	Reguleringer		Suspendert materiale Kalsium

I tillegg til disse opplysningene er det for elver behov for en del tilleggsopplysninger som er spesifikke for det enkelte målepunkt. Slike fysiske opplysninger er særlig relevante for analyser av organismsamfunn. I tabell 5.2 er det angitt et forslag til hvilke opplysninger som er relevante for denne typen opplysninger.

Tabell 5.2 Relevante opplysninger om varige forhold som er spesifikke for det enkelte målepunkt i elver.

Fysiske egenskaper	
Faste	Variable
Helningsvinkel	Strømhastighet
Elvebredde	
Fordeling av størrelse av sandkorn/stein	% skygge fra elvebredd/vegetasjon

Opplysninger om berggrunn, løsavsetninger og arealfordeling (skog, myr, jordbruk, tettsted) er relevante opplysninger om forhold utenfor selve vannet. Et systematisk regnskap for tilførsler av ulike komponenter er også av denne type opplysninger selv om disse opplysninger egentlig ikke omhandler varige forhold. For vurdering av forsuring vil opplysninger om nedbørens pH og sulfatkonsentrasjon være særlig relevant.

## 6. BRUK AV ERFARINGSMODELLER FOR Å FORUTSI MULIGE ENDRINGER AV VANNKVALITETEN

### 6.1 Generelt

For planleggingsformål og for en rekke konkrete beslutninger er det behov for å kunne forutsi endringer av vannkvalitet. Utgangspunktet er da at en kjenner både varige forhold og forurensningstilførsler.

Slike vurderinger av ulike endringer i vannkvaliteten kan enten baseres på rent skjønnsmessig vurderinger eller på mer definerte betrakningsgrunnlag.

Skjønnsmessige vurderinger vil ha den svakhet at de enkelte saksbehandlere kan legge ulik vekt på forskjellige deler av de opplysninger som foreligger. Forutsatt at skjønnet blir begrunnet vil slike skjønnsmessige vurderinger likevel være av verdi.

I de senere år er det imidlertid framkommet mer definerte betrakningsgrunnlag eller såkalte erfaringsmodeller. Med en erfarings modell forstås et sett av observasjoner som er sammenstilt i form av matematiske ligninger eller grafiske figurer uten krav om at modellen representerer virkelige prosesser. Modellenes gyldighetsområde er begrenset til det område observasjonene ligger innenfor. Som regel inngår bare et fåtall opplysninger eller parametre i modellene.

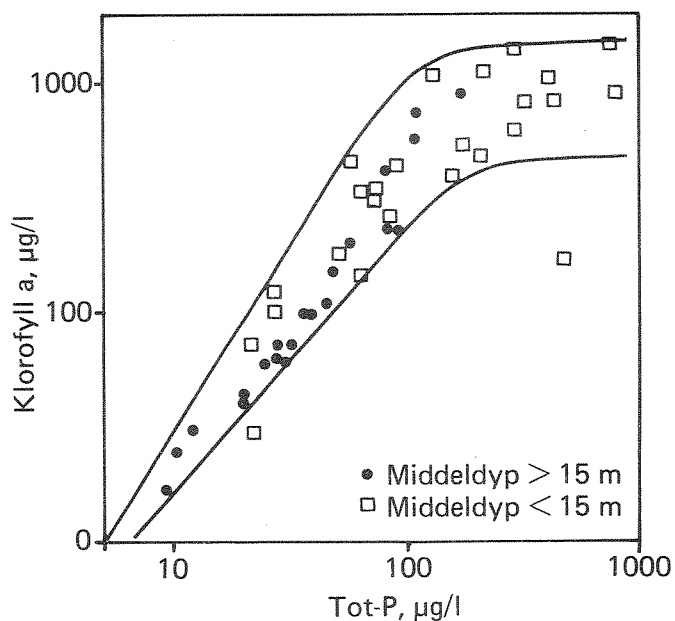
For oksygenvinn i forbindelse med saprobiering er det utarbeidet en rekke modeller. Ettersom dette problemet er lite utbredt i Norge beskrives denne type modeller ikke her. I de senere år er det utviklet erfaringsmodeller for virkningstypene eutrofiering og forsurening.



## 6.2 Eutrofiering og erfaringsmodeller

Som nevnt i pkt. 3.1.2 vil klassifikasjon av eutrofiering i innsjøer baseres på bl.a. mengde planteplankton og fosforinnhold. Fosfor er her den operasjonelle parameter dvs. at det for denne parameter er mulig å sette virkningene i form av økte konsentrasjoner direkte i sammenheng med tilførsel eller endringer i tilførsel.

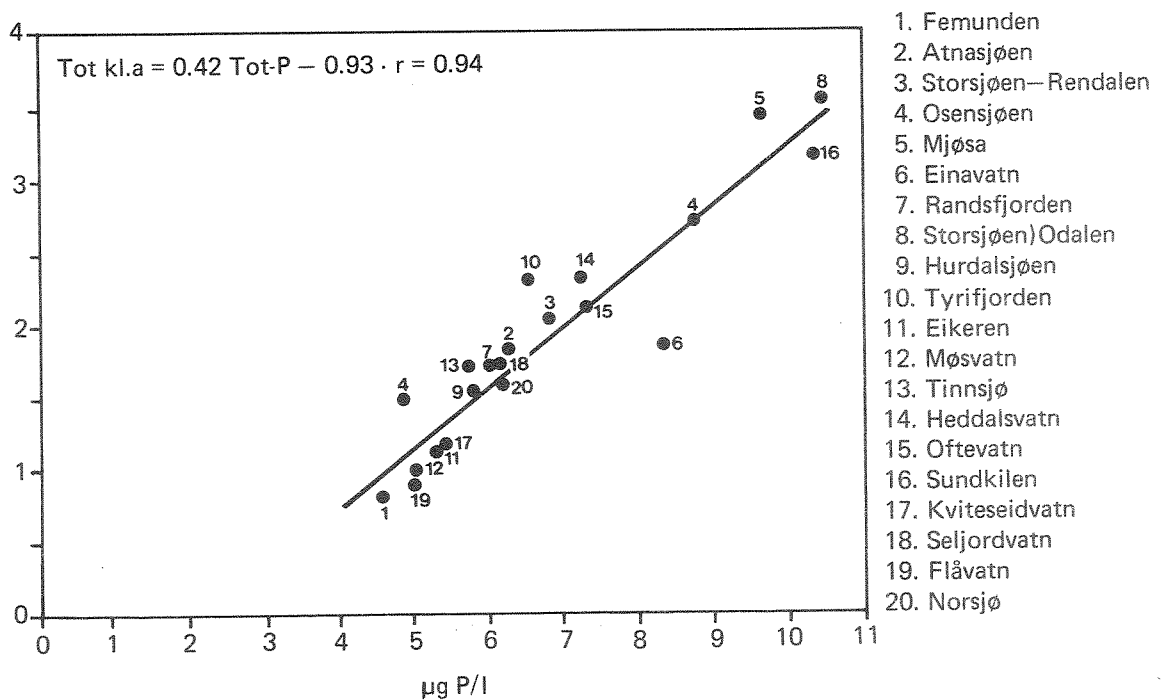
Eventuelle tiltak kan konkretiseres ved hjelp av denne parameteren. Erfaringsmessig er det en sammenheng mellom fosforkonsentrasjon og algemengde. Dette er illustrert i figur 6.1.



Figur 6.1 Midlere fosforkonsentrasjon (mai-august) og midlere klorofyllinnhold (mai-oktober). Dataene er hentet fra en rekke svenske sjøer i perioden 1975-1979. Figuren viser at samtlige punkter unntatt to ligger innenfor et forholdsvis avgrenset intervall. Disse linjene representerer de høyeste og laveste algemengder som kan forventes ved ulike fosforkonsentrasjoner. (3).

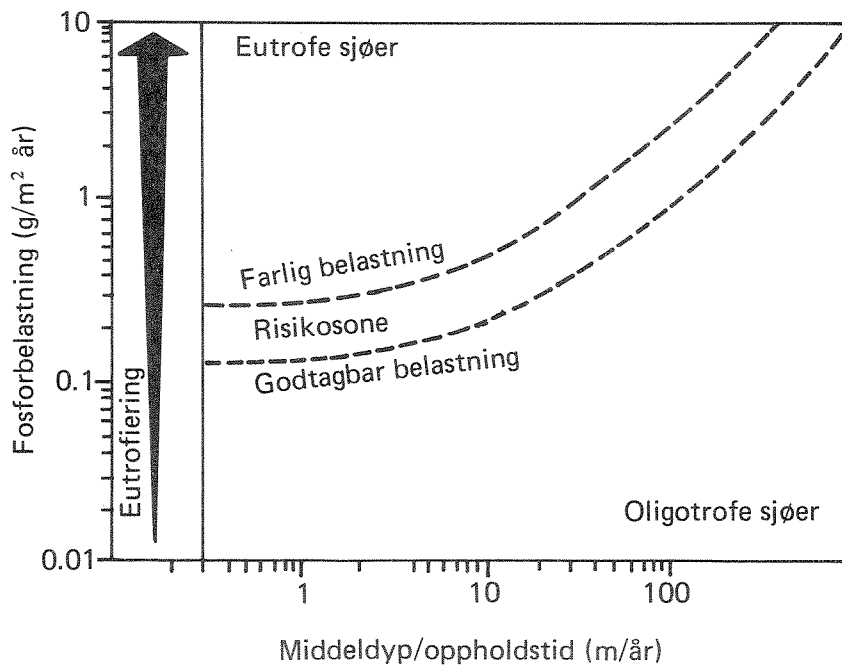
Usikkerheten i denne modellen kan muligens reduseres ved at data fra ensartede sjøer med hensyn til beliggenhet og morfometri kan sammenstilles for seg.

En erfaringsmodell for det laveste området med hensyn til fosforkonsentrasjoner er utviklet for store norske innsjøer. Denne modellen er framstilt i figur 6.3.



Figur 6.2 Sammenheng mellom årsmiddelkonsentrasjon av fosfor i hele sjøen og gjennomsnittlig algebiomasse, målt som klorofyll a, i sommerhalvåret i noen norske innsjøer. (4).

Modeller for å forutsi eutrofieringsgrad med utgangspunkt i fosforbelastningen som  $\text{g}/\text{m}^2$  pr. år og middeldyp/omsetningstid er utviklet av Vollenweider m.fl. (5) En modell er vist i figur 6.3.



Figur 6.3 Modell for å forutsi grad av eutrofiering ved ulike fosforbelastninger på ulike typer innsjøer. De to prikkede linjer representerer områder med spesielt tydelige økologiske forandringer. Ved godtagbar belastning opprettholdes et balansert økosystem. I risikosonen er den økologiske balansen ustabil med fare for endringer i algesamfunnet. Ved farlig belastning er økosystemet i ubalanse og det er mulighet for at bunnområdene blir så anaerobe at det foregår utløsning/frigjøring av næringssalter. Grensene for godtagbar og farlig belastning tilsvarer her konsentrasjoner på henholdsvis 10 og 20  $\mu\text{g P}/\text{l}$ . (6)

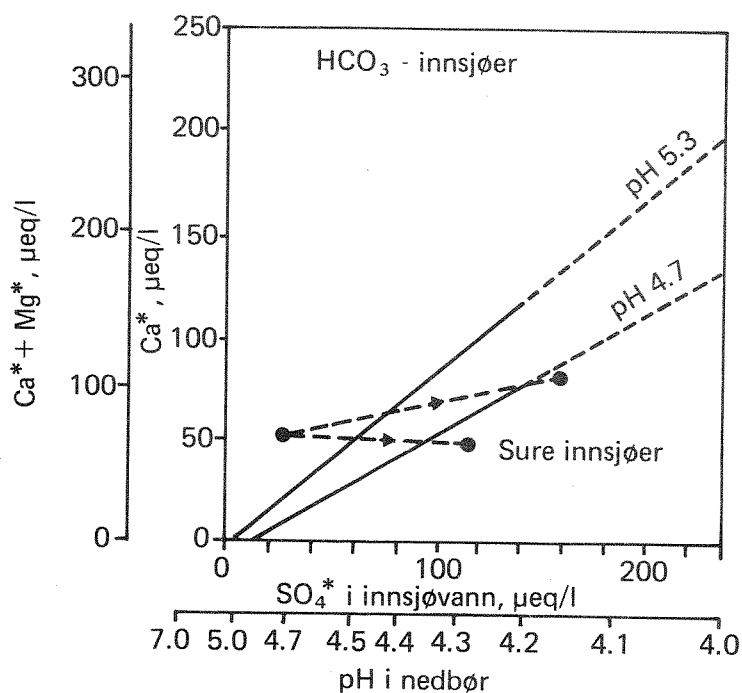
### 6.3 Forsuring og erfaringsmodell

Forsuringsfølsomheten er i første rekke betinget av vannets naturgitte bufferevne. Denne er normalt bestemt av bikarbonatinnholdet, som i upåvirket naturlig vann oftest står i et gitt forhold til vannets innhols av kalsium. Da vannets pH hovedsakelig er bestemt av bikarbonatinnholdet, vil pH og Ca uttrykke både vannets tilstand og forsuringsfølsomhet.

Ved kjennskap til vannets kalsiuminnhold, sulfatinnhold og pH i nedbøren er det mulig å forutsi:

- . Vannets pH-verdi ved gitte forhold og ved en gitt tilførsel av sur nedbør.
- . Endringer av vannets pH-verdi når vannets sulfatinnhold og pH i nedbøren forandres.

Denne erfaringsmodellen er utviklet av Henriksen (37) og er kalt forsuringsmodellen. Modellen er gjengitt i figur 6.4.



Figur 6.4 Forsuringsmodellen. Grensene mellom bikarbonatsjøer dvs. sjøer med evne til å buffre sur nedbør og sure sjøer er her satt til henholdsvis pH 5,3 og pH 4,7 (klasse 3 og 4). Ved en gitt kalsium og sulfatkonsentrasjon i innsjøen og en gitt pH i nedbøren vil en få en bestemt pH i innsjøen. Ved en forandring av belastning med økt sulfatinnhold og lavere pH-verdi i nedbøren vil pH-verdien i innsjøen forskyves mot det sure området. Dersom kalsiumkonsentrasjonen holdes konstant vil en få en forskyvning langs den horisontale stiplede linjen. Detsom Ca-konsentrasjonen øker som følge av utvasking fra nedbørfeltet blir utviklingen f.eks. slik som langs den skrå stiplede linjen.

Et inntrykk av hvordan modellen kan brukes får en ved å se på nåværende pH i vann i Oslo marka mot pH ved 50% økning av sulfattilførselen. (38) Dette er illustrert i figur 6.5 og 6.6

# Oslomarka

Norsk institutt for vannforskning

Norwegian institute for water research

Design : NIVA's tegnekontor

Trykk : Nortrykk

Fig. 6.5 pH situasjonen vinteren 1980

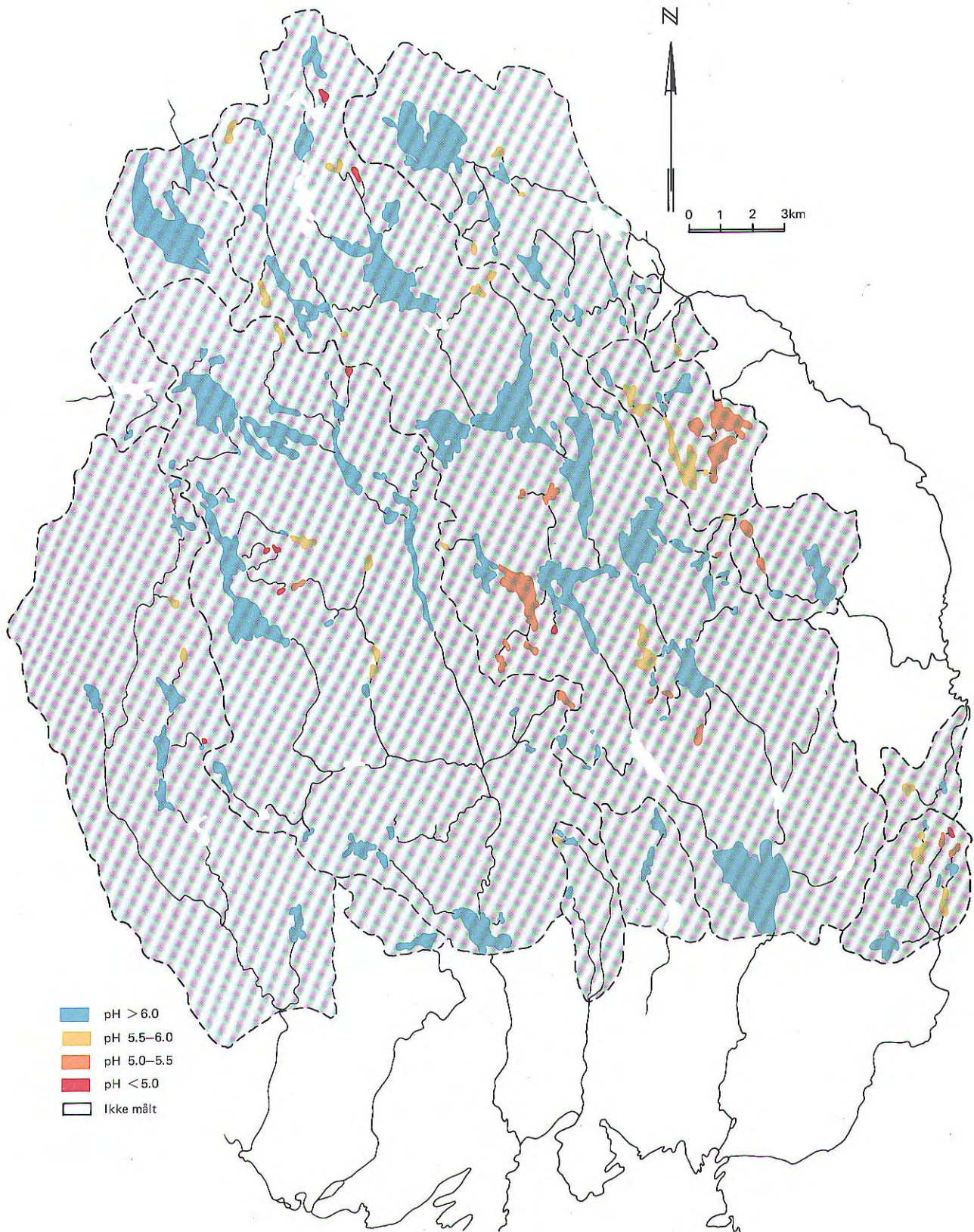
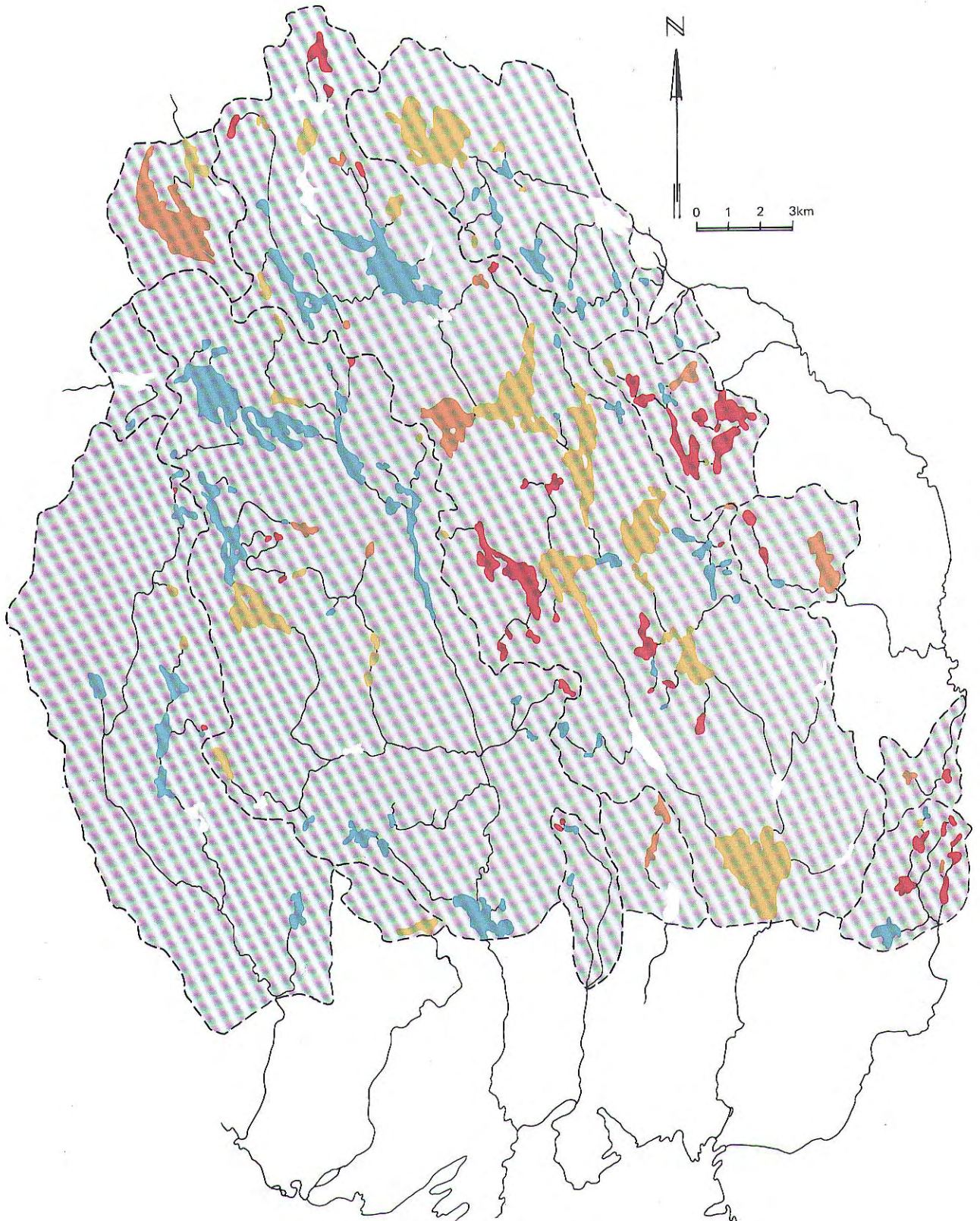


Fig. 6.6 pH ved 50% økning i sulfattilførsler



## 7. GENERELLE VANNKVALITETSKLASSER SAMMENSTILT MED NOEN VANNKVALITETSKRITERIER FOR BRUKERINTERESSER

Som nevnt innledningsvis kan vannkvalitet klassifiseres på prinsipielt to forskjellige måter:

- . Klassifisering av avvik fra naturlig betingede forhold.  
Generell vannkvalitet
- . Klassifisering av vannforekomstenes anvendelighet for spesielle bruksformer

I kapitlene foran er det redegjort for et forslag til klassifiseringssystem for generell vannkvalitet. Her vil en sammenstille en del brukerspesifikke kriterier med dette systemet.

### Vannforsyning

Det er i Norge stilt spesifikke krav til kranvann. Kravene har mer karakter av en produktstandard enn miljøstandard. Om en noe søkt skulle benytte disse kravene som krav til vann slik det finnes i naturen, er kravene slik at vannkvalitetsklasse 1 ikke måtte overstiges for noen av virkningstypene.

Som det fremgår av pkt. 3.4 er grenseverdiene for vannkvalitetsklasser med hensyn til mikrobiologisk belastning satt opp med utgangspunkt i vannets brukbarhet for vannforsyning og rekreasjon (rekreasjon er utdypet nedenfor).

Vannkvalitetsklasse 1 med hensyn til mikrobiologisk belastning skulle tilsvare at vannet skal kunne brukes som råvannskilde uten vidtgående rensing.

For vann som skal benyttes som drikkevann for husdyr kan en forslagsvis tenke seg at vannkvalitet opp til vannkvalitetsklasse 2 med hensyn til mikrobiologisk belastning kunne benyttes. For vann som skal benyttes som prosessvann i industrien vil en kunne tenke seg at en vannkvalitet opp til vannkvalitetsklasse 3 med hensyn til mikrobiologisk belastning kan benyttes.



## Rekreasjon og bading

Brukerkrav når det gjelder vann som skal benyttes til rekreasjon og bading er utredet spesielt innenfor dette prosjektet.

Utredningen som er gjengitt i vedlegg 2, munner ut i et forslag til norske vannkvalitetskriterier for denne brukerinteressen.

Forslaget er gjengitt i tabell 7.1.

Tabell 7.1 Forslag til størrelsesorden for ulike parametre for vann som skal benyttes til bading og rekreasjon (jfr. vedlegg 2)

Parametre	Godt	Brukbart	Restriksjoner vurderes
Kimtall/ml 20°C 72 h	< 100	100 – 10 000	> 10 000
Termostabile coliforme bakterier pr. 100 ml	≤ 100	101 – 1 000	> 1 000
Fekale streptococcer pr. 100 ml	≤ 100	101 – 1 000	> 1 000
pH-verdi ferskvann	5,0 – 9,0		< 5,0 , > 9,0
saltvann	7,0 – 8,3		< 7,0 , > 8,3
Siktedyp, m (spesifisert Secchiskive)	> 3	2 – 3	< 2
Flytende film, partikler	Ingen, eller sjelden tilstede		Tilstede mer enn 50 % av observasjonsdagene
Sanden i bølgeslagsområdet			
Termostabile colif - bakterier pr. 100 g tørrvekt	≤ 1 000		> 1 000
Fekale streptococcer pr. 100 g tørrvekt			

Brukerkravene er i tabellen angitt med betegnelsene godt, brukbart og restriksjoner vurderes. Med hensyn til mikrobiologisk belastning tilsvarende disse betegnelsene henholdsvis vannkvalitetsklasser 1 + 2, 3 og 4 (jfr. kap. 3.4).

#### Innlandsfiske.

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 innlandsfisket har særlig NIVA, Miljøverndepartementet ved Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Fiskeforskningen, 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 det foreslåtte generelle system er det imidlertid for flere virkningstyper og parametre tatt utgangspunkt i virkning overfor fisk.

For alle typer virkning vil vannkvalitetsklasse 1 trolig være gunstigst for utøvelse av fiske. For virkningstypene eutrofiering/saprobiering og mikrobiologiske belastninger kan det være vanskelig å sette skarpe skiller uttrykt ved grenseverdier for hva som kan godtas. For virkningstypene giftvirkning og forsuring vil vannkvalitetsklasser høyere enn 2 stort sett ikke kunne godtas.

## 8. VIDERE FORSKNINGS- OG UTVIKLINGSBEHOV

### Systemutvikling.

Utvikling av et klassifiseringssystem for marine områder og for brakkvannsområder er et åpenbart behov. På lengre sikt er det også behov for klassifiseringssystem for grunnvann. Det foreslåtte system for klassifikasjon av generell vannkvalitet må videreutvikles og vedlikeholdes slik at ny kunnskap kan innpasses.

Det er behov for tilføyelse av flere forbindelser under virkningstypen giftvirkning. Her vil ytterligere litteraturstudier kunne gi relativt mye.

For eutrofiering i innsjøer og eutrofiering/saprobiering i elver er det særlig aktuelt å utvikle klassifiseringssystem for flere varianter, underkategorier av de aktuelle økosystemtyper. Utvikling av slike klassifiseringssystem vil kreve forskning og utvikling i to retninger. I den ene retningen vil det være behov for å finne bedre holdepunkter for beskrivelse og klassifikasjon av problemtypene. Denne problemorienterte delen vil få et grunnlag i det datamateriale som samles inn i forbindelse med overvåking og i den mer generelle forskning. Den andre retningen vil være utvikling av et system for en videre inndeling i ulike underkategorier av økosystemtyper. Grunnlaget for denne delen må dels være bruk av eksisterende materiale og dels innsamling av nye data om varige forhold (jfr. kap. 5). En bør her se nærmere på hvordan en mest rasjonelt kan få utarbeidet kartmateriale som viser relevante varige forhold. Dette spørsmålet kan det være aktuelt å drøfte nærmere med NVE, Norsk Hydrologisk kommite, Ressursavdelingen, Miljøverndepartementet og Statistisk Sentralbyrå.

Brukerspesifikke kriterier må videreutvikles. De enkelte forvaltningsetater har et ansvar for utviklingen av slike kriterier.

## Grunnleggende metoder

Biologiske metoder benyttet i klassifiseringssystemet må videreutvikles. Dette gjelder både den foreslåtte metode basert på begroing og en metode for klassifisering på grunnlag av bunndyr. For begroing kan følgende behov for videre forskning være retningsgivende:

1. De metodiske problemene er størst i forbindelse med innsamling og måling av produksjonen i begroingen. Feltutstyr og målemetoder må videreutvikles.
2. Det må utarbeides saprobieevalens for en rekke begroingsorganismer som er aktuelle i Skandinavia.

Det må arbeides videre med metodiske spørsmål som gjelder prøvetakingstidspunkter og prøvetakingsfrekvens for alle de parametre som inngår i klassifiseringssystemet.

## Utprøving

Det er nødvendig å prøve ut systemet bedre. Spesielt er det viktig å prøve ut systemet i ulike geografiske områder for å teste om systemet er rimelig almenyldig. En slik utprøving kan foregå i dybden i et utvalg vannforekomster og i bredden ved at systemet legges til grunn for utarbeidelse av oversikter for større områder.

Spesielt for klassifisering av eutrofiering/saprobiering i elver er det behov for å kontrollere om de ulike parametre som er foreslått som klassifiseringsgrunnlag, gir sammenfallende resultat når det gjelder fastsettelse av vannkvalitetsklasser. For den foreslåtte indeksen for begroingsundersøkelser vil det være interessant å få vurdert hvordan den kan sammenholdes med andre vurderinger av biologiske undersøkelser.

Hvilken nytte et klassifiseringssystem vil ha, bør utprøves. Dette kan gjøres ved at mål formuleres med utgangspunkt i det

generelle klassifiseringssystem og stedsavhengige brukerspesifikke kriterier.

Klassifisering av norske vannforekomster etter det foreslåtte system vil vise at vi i stor grad har god vannkvalitet. Her vil det være interessant å prøve ut og videreutvikle de angitte prognosemodeller for hvordan vannkvaliteten kan endres. Risikovurderinger hører også med i en slik utprøving.

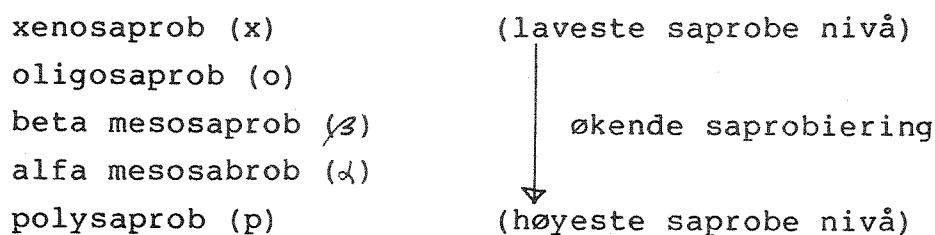
METODIKK FOR BEREGNING AV SAPROBIEINDEKS PÅ GRUNNLAG AV  
BEGROING I RENNENDE VANN

I det følgende gis et forslag til hvordan man ut fra det nåværende erfaringsgrunnlag kan anvende observasjoner av begroingssamfunnene til å klassifisere vannkvalitet m.h.t. virkningstypene saprobiering/eutrofiering. NIVA-rapport; "Vannkvalitetsvurdering av saprobiering/eutrofiering i vassdrag" (NIVA, 1982) er i sin helhet viet dette tema. (32)

De fleste systemer som anvendes ved biologisk bedømmelse av vannkvalitet i ferskvann bygger i hovedtrekkene på saprobiesystemet. Uansett hvilket system man velger, er det vanskelig å se helt bort fra saprobiesystemet fordi storparten av erfaringsgrunnlaget er ervervet gjennom dette. Derfor er det tatt utgangspunkt i saprobiesystemet ved utprøvingen av et biologisk begrunnet system for vannkvalitetsbedømmelse.

Saprobiesystemet søker først og fremst å gi uttrykk for tilgangen på og intensiteten i nedbrytingen av organisk materiale ved hjelp av organismesamfunnets sammensetning. Særlig ved liten nedbryting av organisk stoff (lavt og middels nivå av saprobitet) vil også intensiteten i og omfanget av oppbyggende prosesser (primærproduksjon) spille en rolle.

I saprobiesystemet er en lokalitet karakterisert ved det saprobe nivå. Eksempelvis har lokaliteter med høyt saprobt nivå intens nedbryting av organisk materiale. Rent/forurenset ferskt overflatevann ledes inn i fem saprobe nivåer:



Et tallmessig uttrykk for et organismesamfunns saprobienivå fås ved å beregne saprobieindeks. I rent/forurenset ferskt overflatevann har saprobieindeks verdier fra ca. 0 til 4. De laveste verdier representerer rent vann med svært liten nedbrytning av organisk materiale.

En formel for saprobieindeks er gitt av Pantle og Buck (1955). (33)

$$S = \frac{\sum(h \cdot s)}{\sum h}$$

S = saprobieindeks

h = mengde, ofte uttrykt ved en skjønsmessig vurdering av organismenes forekomst etter en gitt skala

s = saprobievalens for hver art

Med saprobievalens forestås den enkelte organismes forhold til nedbrytbart organisk materiale. Organismer som har høy saprobievalens trives på lokaliteter med stor tilførsel av organisk materiale.

Fastsettelsen av en organismes saprobievalens skjer for det meste ved subjektiv vurdering (generell erfaring) og representerer derfor et svakt punkt.

Selv om saprobiesystemet ble utviklet på grunnlag av nedbryterne i de levende samfunn, vurderer man oftest både produsenter og nedbrytere ved vannkvalitetsbedømmelse. Den organismesgruppe blant produsentene som er viet størst oppmerksomhet og hvor erfaringsgrunnlaget er bredest er utvilsomt kiselalgene. Studiet av kiselalgesamfunnet (i motsetning til hele begroingsamfunnet) mulliggjør forenklinger og konkretiseringer på flere områder. Det er bl.a. mulig å gjøre numeriske analyser av kiselalgesamfunnet.

Ut fra ovenstående betraktninger anbefales (som en prøveordning) at kiselalgesamfunnet anvendes til å angi det saprobe nivå.

Fremgangsmåten er følgende:

Det samles prøver av begroingen på den aktuelle lokalitet. Disse bringes til laboratoriet og prepareres for analyse av kiselalgeskallene. (Det er tilstrekkelig å ha skallene ved identifikasjon av kiselalger). Prøvene analyseres i mikroskop og kiselalgene identifiseres og telles. Den prosentvise forekomst av hver art regnes ut. Dels på grunnlag av opplysninger i litteraturen og dels på grunnlag av egne erfaringer angis saprobieevalens for flest mulig av de identifiserte artene.

Deretter beregnes saprobieindeks ved hjelp av Pantle og Bucks formel (se side 49) der mengde angis ved prosentvis forekomst. Bare de arter som er angitt med saprobieevalens tas med i beregningene.

De saprobe nivåer er tallmessig definert etter skalaen øverst i figur 1. Eksempelvis vil en saprobieindeks beregnet til 2, tilsvare det beta mesosaprobe nivå.

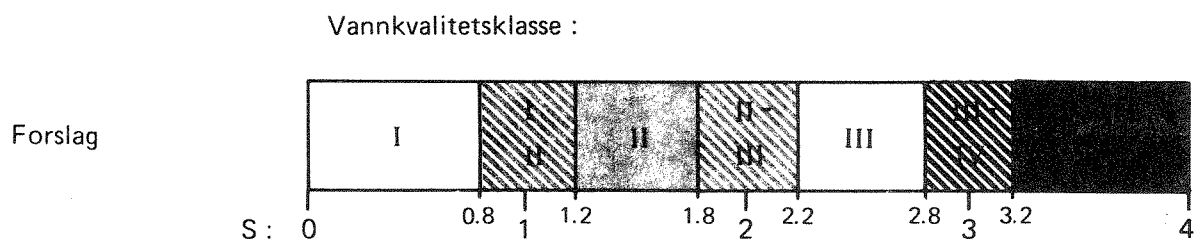
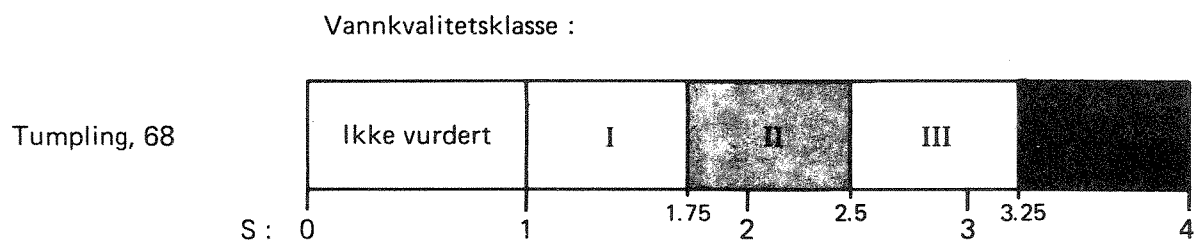
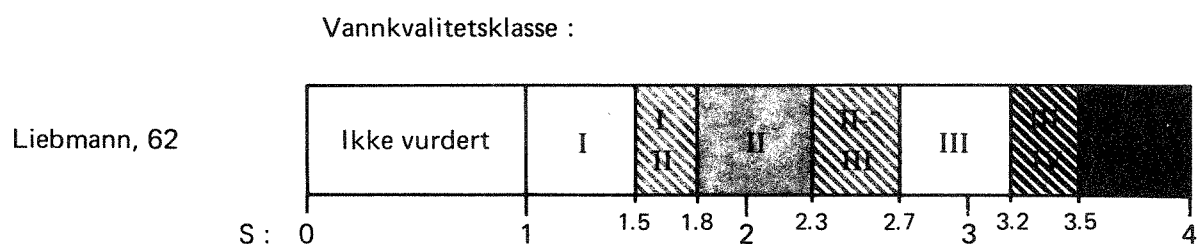
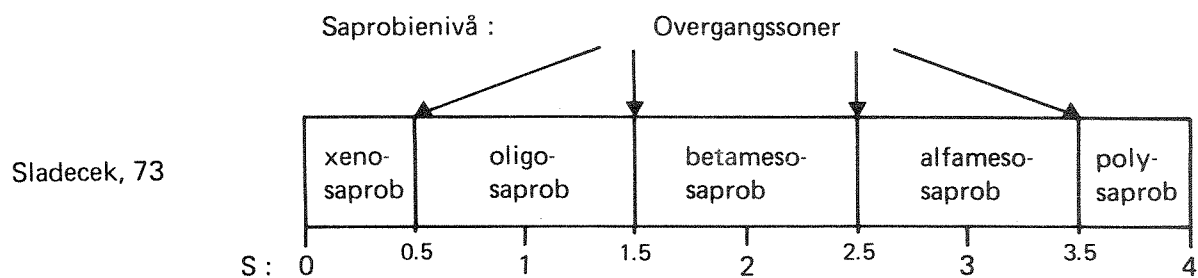
Erfaringene med beregning av saprobieindeks på grunnlag av begroingssamfunnet er svært begrenset og slike beregninger har ikke vært gjort i Norge. Derfor anbefales at den rutinemessige metode for begroingsanalyser utføres parallellt med kiselalgeanalysen. Derved foreligger dessuten en mulighet for å beregne saprobieindeks på grunnlag av hele begroingssamfunnet.

Saprobiesystemet er utarbeidet og mest anvendt i stilleflytende elver med høy grad av forurensning. Dette har medført at systemet ikke uten videre er anvendbart i rene hurtigstrømmende elver. Dersom saprobiesystemet skal bli et fullgodt verktøy må det videre utvikles for lokaliteter med hurtigstrømmende vann.

Saprobieevalens for en rekke begroingsorganismer som det er aktuelt å bruke ved biologisk klassifisering av vannkvalitet må endres. Også konkretiseringen og avgrensningen av de saprobe nivåer må tilpasses våre hurtigstrømmende elver med høye oksygeninnhold.



Saprobiesystemet er brukt som utgangspunkt for ulike avgrensninger og inndelinger i vannkvalitetsklasser. Det laveste saprobe nivå (xenosaprobe nivå) er ofte utelatt ved inndelingen i vannkvalitetsklasser, fig. 1. I Norge vil man ofte påtreffe vannforekomster der intensiteten i nedbrytningen av organisk materiale tilsvarer det xenosaprobe nivå (minimal nedbrytning av organisk materiale). En inndeling i vannkvalitetsklasser bør omfatte de xenosaprobe nivå, dette medfører forskyvninger av vannkvalitetsklassene mot lavere saprobe nivåer, det vil si at det gis en strengere vurdering av vannkvalitet enn man vanligvis gjør i mellom-Europa. (Kfr. jevnføring mellom ulike systemvarianter i fig. 1).



Firgur 1. De saprobe nivåer i rent/forurenset ferskt overflatevann (Sladeczek, 1973) og eksempler på inndeling av disse i vannkvalitetsklasser (Liebmann, 1962, Tümping, 1968 og forslag til inndeling i Norge). S=saprobieindeks.

## VANNKVALITETSKRITERIER FOR VANN SOM SKAL BENYTTES TIL BADING OG REKREASJON

### Generelt

De enkleste krav er at vannet og strendene ikke skal være tilgriset av begroing, partikler eller olje. Dette kan folk selv observere slik at området eller vannet ikke vil bli et populært rekreasjonssted. Grumset vann virker også uestetisk, og kan i tillegg føre til større fare for drukning og hodeskader ved stuping. Krav til minimum siktedyp for badevann er vanlig for alle land som har fastlagte krav.

Fastsettelse av tallverdier, for eksempel for bakterier, er imidlertid mer komplisert. Den potensielle helsefare ved å bade i forurenset vann har vært gjenstand for undersøkelser rundt om i verden i mange år (19,23). Til tross for dette er man ikke kommet fram til noen sikker sammenheng mellom bading og spesielle sykdommer. Grunnen til dette er at de sykdommer det her er snakk om også smitter via direkte menneskelig kontakt og via infiserte matvarer som selges i kiosker og butikker ved stranden (f.eks. melkeprodukter, muslinger m.m.).

### Kriterier i andre land

En oversikt over kvalitetskriterier for badevann i en rekke land er vist i tabell 1.

Tabell 1: Kvalitetskriterier for badevann i noen land.

Tabell 1. Kvalitetsinndeling for badevann i forskjellige land.

Land/ (Litteraturhenv.)	Indikator for helserisiko	Grenseverdier, bakt./100 ml	Kvalitetsklasser	Andre kvalitetskrav, parametre
Norge 1976 (24)	<i>E. coli</i>	<50	Ikke angitt	Saltvann og ferskvann: Siktedyp, pH-verdi, lukt og smak, estetiske forhold Bare ferskvann: Farge turbiditet, COD <sub>Mn</sub>
Sverige 1966 (25)	Termostabile coliforme bakt.  Totalantall coliforme bakt.	<100 100-1000 >1000  <1000 ≥1000	Tjånlig Med tvekan tjånlig Otjånlig  Tjånlig med tvekan tjånlig	
Sverige 1969 (26)	Termostabile coliforme bakterier  Totalantall coliforme bakterier	<10 10-100 100-1000 >1000  100 100-1000 >1000	Õnskvård Tjånlig Med tvekan tjånlig Otjånlig Õnskvård Tjånlig Med tvekan tjånlig	Siktedyp, turbiditet, pH-verdi, farge, smak og lukt, oksygenmetning.
Finland 1979 (27)	Fekale coliforme bakterier  Fekale streptococcer	<100 100-1000 >1000  <100 100-1000 >1000	God Tjånlig Dårlig  God Tjånlig Dårlig	Kontroll på at det ikke forekommer fargeforandringer, bestående skum, flytende materiale, oljehinne eller avvikende lukt
Landene i Fellesmarkedet, Danmark inkludert, 1976 (28)	Totalantall coliforme  Fekale colibakt. Fekale streptococcer Salmonella pr. liter Enterovirus	500 10 000  100 2000 100 - - 0 - 0	G: Veiledende verdi I: Bindende verdi (som ikke skal overskrides)  G I G I G I G I	Siktedyp, pH-verdi, farge, oksygenmetning, mineralske oljer, overflateaktive stoffer (skum), fenol, flytende materiale.  Ved tegn på eutrofiering: NH <sub>4</sub> , Kjeldal-N, nitrater og fosfater I spesialtilfeller: Tungmetaller, cyanforbindelser, pesticider.
Hellas, WHO-74 (14)	Gjennomsnittlig antall coliforme bakterier	0-50 51-500  501-1000 >1000	(Mest sjåvann) Trygt Akseptabelt med reservasjon  Tvilsomt Utrygt	En rekke restriksjoner på tillatt konsentrasjonsnivå for en rekke forurensninger fra industrielt avløpsvann.
Italia, WHO-74 (14)	<i>E. coli</i>	100	Bading tillatt	
Nederland er EF-land, men opererer med andre grenser, WHO-74 (14)	<i>E. coli</i>	<100 100-1000 >1000	Grad I Grad II Grad III	
Polen WHO -74 (14)	<i>E. coli</i>	<1000	For kyst- og innlandsbadevann	
USSR WHO -74 (14)	Coliforme bakterier Patogene bakterier	<1000 Ikke påvisbare i 100 ml vann		Ingen flytende film, oljeflak eller ansamlinger av andre flytende ting på vannoverflaten. Lukt, farge, BOD. Spesielle restriksjoner for skadelige stoffer fra industrielt avløpsvann
USA (30)	Fecale coliforme bakterier snittverdi	≤200		

De forskjellige land opererer med fra to til fire kvalitetsklasser for badevann. Coliforme bakterier er den mest benyttede indikator på fekal forurensning. De fleste baserer grenseverdien på "E.coli"/termotolerante/fekale coliforme bakterier. Andre har samme grenseverdier, men angir "coliforme bakterier" uten å nevne om det er 37°C eller 44°C-coli. Noen få angir verdier for begge disse coli-parametrene. Fellesmarkedslandene og Finland benytter også grenseverdier basert på andre indikatorer enn coliforme bakterier. Nederland oppga i WHO-publikasjonen (14) andre grenser enn dem som gjelder for EF-landene generelt. Belgia, som også er EF-land, ønsker ikke å fastsette kvalitetskrav basert på enkeltverdier. De benytter statistisk vurdering av data fra lengre perioder for å bedømme om en badestrand har tilfredsstillende hygienisk kvalitet. Danmark arbeider etter lignende retningslinjer. UK mener at bakteriologiske analyser av badevann ved deres kystbadestrender ikke kan benyttes til å vurdere den hygieniske kvalitet av badevannet. Tidevann og bølger fører til så store svingninger i konsentrasjon av indikatorbakterier bare i løpet av ett døgn, at man kan få nær sagt de resultater man måtte ønske bare ved å velge passende tidspunkt for prøvetaking.

De aller fleste land har krav angående siktedyp, pH-verdi, lukt, smak og flytestoffer. Land med badevann som i stor grad influeres av industrielt avløpsvann, har også restriksjoner på innhold av spesielle komponenter fra slike avløp.

#### Tolkning av verdier for innhold av bakterier

Det er store forskjeller i den gjennomgatte litteratur angående bruken av de angitte grenseverdier. Noen land angir ikke hvordan grenseverdiene skal oppfattes, mens andre angir detaljer om dette. I Hellas beregnes f.eks. snittverdien for badesesongen, og badestrendene klassifiseres etter denne i 4 kategorier.

I WHO-rapporten angående overvåkning av kystvannet i Middelhavslandene (20) blir det anbefalt å øke hyppigheten av prøvetakingen når det ser ut til at et område er iferd med å gå over i en dårligere kvalitetsklasse.

Norge ser ut til å ha det strengeste kvalitetskrav for badevann med 50 "E.coli" pr. 100 ml. Det er imidlertid knyttet visse betingelser til denne grenseverdien: det skal være tatt minst fem prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen, og for enkeltresultatene beregnes det geometriske middeltall som da skal være 50. Denne verdi skal kunne overstiges med 100% for opptil 10% av enkeltresultatene (24). Det betyr med andre ord at bare 1 av 10 prøver skal kunne ha opp til 100 "E.coli" pr. 100 ml for at badevannet skal tilfredsstillere kravet. 100 "E.coli" pr. 100 ml blir da også her en slags øvre grenseverdi. I Sverige har en 100 termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml som grenseverdi, men stiller samme betingelser som for den norske grenseverdi (26), og det betyr at bare 1 av 10 prøver kan ha 200 termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml for at vannet skal kunne klassifiseres som "Tjänligt". Kravene er altså strengere i Norge. Finland har satt krav til antall prøver pr. sesong og pr. dag. De angitte grenseverdier er sannsynligvis ment å være gjennomsnittsverdier for badesesongen. Det står angitt at prøvehyppheten skal økes dersom det er tegn til kvalitetsendring mot dårligere kvalitet. Analyseresultater skal henges opp lett synlig for de besøkende på strender der det totale antall besøkende pr. år overskrider 5.000. Finland betegner med "Tjänligt" det området som Sverige betegner "Med tvekan tjänligt", men da kan den svenske grenseverdien oppad overskrides opp til 2.000 termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml for 1 av 10 prøver. Sistnevnte verdi er angitt som øvre grense som ikke må overskrides i EF-landene. Grenseverdien på 200 fekale coliforme bakterier pr. 100 ml i gjennomsnitt, som benyttes som øvre grense for akseptabelt badevann i USA, betyr at mindre enn 2 av 100 prøver kan ha resultater på over 1.000 fekale coli pr. 100 ml (19). Dette vil i praksis si litt strengere krav enn det som i andre land settes som grense mellom akseptabelt og uakseptabelt badevann. I USA er imidlertid dette kravet basert på forholdsvis

inngående undersøkelser. I de fleste andre land er grenseverdiene skjønnsmessig anslått.

### Forslag til norske vannkvalitetskriterier

Basert på tolkning av det krav om innhold av E-coli bakterier som allerede foreligger og krav i andre land, vil en foreslå norske kriterier for badevann og sandstrender slik som angitt i tabell 2. Brukerkravene er angitt med betegnelsene godt, brukbart og restriksjoner vurderes. Disse betegnelsene tilsvare de generelle vannkvalitetsklassene 1 + 2, 3 og 4 (jfr. kap. 3.4) når det gjelder innhold av bakterier.

Parametre	Godt	Brukbart	Restriksjoner vurderes
Kimtall/ml 20°C 72 h	< 100	100 – 10 000	> 10 000
Termostabile coliforme bakterier pr. 100 ml	≤ 100	101 – 1 000	> 1 000
Fekale streptococcer pr. 100 ml	≤ 100	101 – 1 000	> 1 000
pH-verdi ferskvann	5,0 – 9,0		< 5,0 , > 9,0
saltvann	7,0 – 8,3		< 7,0 , > 8,3
Siktedyp, m (spesifisert Secchiskive)	> 3	2 – 3	< 2
Flytende film, partikler	Ingen, eller sjelden tilstede		Tilstede mer enn 50 % av observasjonsdagene
Sanden i bølgeslagsområdet			
Termostabile colif - bakterier pr. 100 g tørrvekt	≤ 1 000		> 1 000
Fekale streptococcer pr. 100 g tørrvekt			

Tabell 2. Størrelsesorden av ulike variable som kan brukes til klassifisering av badevann.

Forslaget innebærer at bare en av bakterieparametrene benyttes som basisparameter. Dette bør være en av de fekale indikatorer. Mye taler for at parameteren Fekale streptococcer er den best egnede til å vurdere hygienisk risiko ved bading. Disse organismene overlever lenger i sjøvann enn de coliforme bakterier gjør. Dessuten blir de ikke inaktivert i samme grad som coliforme bakterier ved pH-verdier i området 9-10 (de overlever f.eks. i kloakkrensprosesser med kalk som fellingsmiddel). I områder med sterk algeoppblomstring kan pH-verdien om dagen, når folk bader, komme opp i så høye verdier. Kolerabakterier har også denne evne til å overleve i vann med høy pH-verdi. De smitter fra fæces via vann, og har lav infeksjonsdose. Risiko for smitte ved bading i kloakkinfisert vann er derfor tilstede.

Kimtall skal ikke benyttes som generell parameter, men er tatt med fordi den kan brukes ved bedømmelse av vann av tvilsom karakter når antall av fekale indikatorbakterier er lavt. Et høyt kimtall indikerer utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff, som kan føre til en formering av potensielt patogene bakterier i vannet, jfr. kapittel 3.4.



9. LITTERAUR:

1. Thaulow, H. m.fl.(1980): Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann  
0-80007 R4/80 24.11.1980 Norsk institutt for vannforskning.
2. Traaen, T. m.fl.(im prep.): Typifisering av lokaliteter i rennende vann. 0-80076-01 OF-83631 25.7.1983 Norsk institutt for vannforskning.
3. Ahl, T. og Wiederholm, T. (1977): Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierende ämnen. Statens Naturvårdsverk SNV PM 918
4. Rognerud, S. m.fl.(1979): Telemarksvassdraget  
0-70112 Norsk institutt for vannforskning
5. Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication  
Mem, Ital. Idrobiol, 33: 53-83
6. Kjellberg G.(1982): Overvåking av Mjøsa, Bakgrunnsdata, historikk og videreføring.  
0-8000203 Norsk institutt for vannforskning
7. Traaen, T.(1976): Vassdragsbiologi. Virkninger av rensetekniske tiltak  
Prosjektkomiteén for rensing av avløpsvann. Brukerrapport nr. 13 Norsk institutt for vannforskning.
8. Overrein, L.N. m.fl.(1980): Acid precepitation - effects on forest and fish  
Sluttrapport SNSF-prosjektet Oslo-Ås
9. Raddum, G.G. og Fjellheim, A.(1982): Dyr som lager for miljøinformasjon  
Seminar om vassdragsovervåking og vannforskning på Finse 13.-14.9.1982, Norsk Limnologforening.

10. Økland, K. og Økland, K.A., (1980): pH level and food organisms for fish, studies of 1000 lakes i Norway. In: Drabløs, D. and Tollan, A. (eds): Ecological impact of acid precipitation, p. 326-327, SNSF-prosjekt.
11. EIFAC, (1980): Water quality criteria for European freshwater fish. Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water:  
FAO/EIFAC, Rome, Tech. Paper No 37: 49 pp.
12. Alabaster, J.S og Lloyd, R. (1980): Water quality criteria for freshwater fish, London, Butterworths 297 s.
13. Mckim, J.M. og Benoit, D.A. (1971): Effects of long term exposures to copper on survival, growth and reproduction of brook trout (*Salvenius funtinalis*). J. Fish, Res. Bd, Can., 28 655-662
14. Report on a Working Group (1974): Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters. Bilthoven, 28. Oct. - 1. Nov., 1974.  
World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.
15. OMEA STANDARD METHODS (1968): Standard Methods for the Water Quality Examination for the Member Countries of the Council for Mutual Economic Assistance. The Ministry of Forestry and Water Management in Cooperation with the Hydraulic Research Institute, Prague 1968, VSSR.
16. USA STANDARD METOHODS (1976): Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 14th ed. 1976.
17. Geldreich, E.E. (1970): Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. AWWA 62, 1970, pp 113-120.

18. Brown, T.J. and T.M. Cursons.(1977) Pathogenic Free-Living Amebae (PFLA) from Frozen Swimming Areas in Oslo, Norway. Scandinavian Journ. of Infectious Diseases, Vol. 9, No. 3, pp 237-240.
19. Geldreich, E.E.(1974-75) Microbiological Criterial Concepts for Coastal Bathing Waters. Ocean Management, 3 225-248.
20. Singley, J. Edward, Cliff J. Kirchmer and Ryosuke Miura (1974): Analysis of coprostanol, an indicator of fecal contamination. EPA 660/2-74-021.
21. Berglind, L. og K. Ormerod.(1979) Påvisning av fekale forurensninger i vann. Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. NIVA rapport XK-20.
22. Ormerod, K. og N. Green (1977) Hygieniske forhold i vann og sedimenter på badeplasser. Niva forprosjekt XB-21.
23. Barrow. G.J. (1977). Bacterial Indicators and Standards of Water Quality in Britain. Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water Edited by A.W. Hoadly and B.J. Dutka. ASTM Special Technical Publication 635.
24. Sosialdepartementet (1976) Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Første utgave jan. 1975. Ny revidert utgave nov. 1976. (1-2026 Rekvireres fra Statens trykksaksekspedisjon).
25. Kungl. Medicinal styrelsen (1966); Bakteriologiska Vattenundersökningar. Meddelanden från Kungl. Medicinalstyrelsen Nr. 112: Stockholm.

26. Statens naturvårdsverk, (1969) Bedømningsgrunder för svenska ytvatten. Publikasjoner 1969 nr. 1.
27. Medicinalstyrelsen (1979). Cirkulär Nr. 1683: Med stöd av hälsovårdslagen (469/65) och - förordningen (55/67) givna föreskrifter och instruktioner angående allmänna siminrättningar och badstränder Helsingfors 25.7.1979.
28. EF-kommisjonen (1976): BILAG: Kvalitetskrav til badevand. De Europæiske Fællesskabers Tidende Nr. L 31/5,
29. Coordinated Mediterranean Pollution Monitoring and Research Programme (1977):  
Guidelines for health related monitoring for coastal water quality. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme and the World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, 1977.
30. Cabelli, V.J. (1978): Evaluation of recreational water quality, the EPA approach. Int. symp. on Biol. Indicators of Water Quality, Univ. of Newcastle upon Tyne, 12-15th Sept. 1978.
31. Kolchwitz, R. & Marsson, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinigung. 1.
32. Lindstrøm, E.A. (1983): Vannkvalitetsvurdering av Saprobiering/eutrofiering. Norsk institutt for vannforskning.
33. Pantle, R. & Buck, H. (1955): Suggested classification of algae and protozoa in sanitary science. Sew. Ind. Wastes 27.
34. Sládeček, V., (1973): System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. Hydrobiol. Beiheft 7.

35. Liebmann, H. (1962): Handuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. Bd. 1, 2. G. Fischer Verlag. Jena.
36. Tümping, W.v. (1968): Suggested classification of water quality based on biological characteristics. Fourth Int. Conf. Water Poll Research, Prague. V-16.
37. Henriksen, A. (1980): Acidification of freshwaters -a large scale titration. In: Drabløs, D. and Tollan, A. (eds.) Ecological impact of acid precipitation p, 68-74, SNSF-project.
38. Henriksen, A. (1982): Forsuringssituasjonen i Oslomarkas vann F 80408 Norsk institutt for vannforskning.

1483A