

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

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

Rapportnummer: 0-8101701
Undernummer:
Løpenummer: 1507
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: OVERVÅKNING AV VANNHYGIENE Forslag til retningslinjer for prøvetaking, analyse og datapresentasjon (Overvåkingsrapp. 73/83).	Dato: 1983-05-05
	Prosjektnummer: 0-81017.01
Forfatter(e): Kari S. Ormerod	Faggruppe: ANA
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 25

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: En oversikt over smittekilder som medfører hygienisk risiko og forskjellige indikatororganismer for slike smittekilder er gitt. Termotolerante coliforme bakterier er valgt som hovedindikator for fekal forurensning. Det redegjøres for døgnsyklus for utslippsmengder og årssyklus for overleving av fekale bakterier. Prøvetakingsprogram og -sted anbefales på grunnlag av dette, og på grunnlag av formålet med overvåkingen. For presentasjon av så varierende konsentrasjonsverdier som dem man ofte finner for slike bakterier, foreslås kumulativt frekvensdiagram.
--

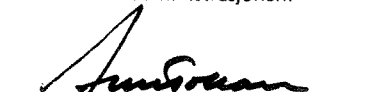
4 emneord, norske:
1. Vannhygiene
2. Overvåking
3. Prøvetakingsprogram
4. Datapresentasjon
Statlig program 73/83

4 emneord, engelske:
1. Water hygiene
2. Monitoring
3. Sampling program
4. Data presentation

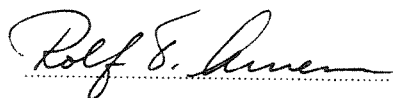
Prosjektleder:

For administrasjonen:

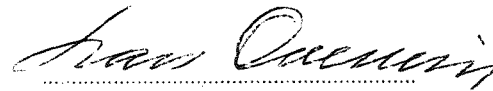




Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0646-9



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-81017.01

OVERVÅKNING AV VANNHYGIENE

Forslag til retningslinjer for prøvetaking,
analyse og datapresentasjon
(Overvåkingsrapp. 73/83).

Oslo, 5. mai 1983

Prosjektleder: Kari S. Ormerod

For administra-
sjonen

: Arne Tollan
Lars N. Overrein

I N N H O L D

	Side
1. INNLEDNING	4
2. INNDELING I KVALITETSKLASSER	4
3. HYGIENISK VANNKVALITET	5
3.1 Smittekilder som medfører hygienisk risiko	5
3.2 Parametervalg	5
3.2.1 Hovedparametre	5
3.2.2 Sideparametre	8
4. VALG AV PRØVETAKINGSSTED	9
4.1 Forslag til standard type lokaliteter	9
4.2 Valg av prøvested i forhold til kjente punktutslipp	10
5. PRØVETAKINGSPROGRAM	11
5.1 Faktorer som har innflytelse på valg av prøvetakingsprogram	12
5.2 Prøvetakingsprogram for prøver til bedømmelse av hygienisk vannkvalitet	15
5.2.1 Døgnsykluser	15
5.2.2 Årssykluser	16
5.2.3 Presentasjon av analysedata	17
6. KONKLUSJON FOR PRØVER TIL BAKTERIOLOGISK ANALYSE	21
6.1 Prøvetakingslokalitet og -program	21
6.2 Standard analysemetode for hovedparameteren	23
6.3 Presentasjon av data	23
7. LITTERATUR	24

FIGURFORTEGNELSE

Side

- Figur 1. Forslag til prøvetakingssted for overvåkning av hygienisk vannkvalitet i innsjø av interesse for drikkevannsforsyning.
- " 2. Eksempel på innblanding av avløpsvann i en elv.
- " 3. Eksempel på døgnsyklus ved utslipp av et bestemt prosessvann til en bestemt tid hver dag.
- " 4. Eksempel på resultater som oppnås for prøver tatt på samme tidspunkt hver dag, når konsentrasjonen av en parameter varierer tilfeldig (øvre del) og med døgnsyklus (nedre del).
- Figur 5. Eksempel på forskyvning av middelvei ved log-transformering av analysedata.
- " 6. Beliggenheten av snittverdi og enkeltverdier av analysedata i forhold til en gitt grenseverdi
- " 7. Presentasjon av overvåkningsdata som en kurve mellom enkeltverdier pr. analysedata, med angitt 95% sannsynlighetsområde for hver enkeltverdi.
- " 8. Presentasjon av overvåkningsdata i et kumulativt frekvensdiagram.
- " 9. Anbefalte testporsjoner for å dekke et konsentrasjonsområde på 25-25.000 bakt./100 ml med fire membranfiltre.

1. INNLEDNING

Ved overvåkningsplanlegging er det viktig å ta stilling til hva som skal overvåkes, og dessuten tilrettelegge prøvetakingsprogrammet, analysearbeidet og vurdering av data slik at den opprinnelige hensikten blir oppnådd. Vannmasser kan være utsatt for ujevn eller sesongmessig belastning, slik at vannkvaliteten varierer mellom forskjellige kvalitetsklasser i løpet av året. De kan også være utsatt for jevn belastning som fører til opphopning av uønskede komponenter, eller de kan være utsatt for økende belastning. I begge de sistnevnte tilfeller vil vannmassenes kvalitet sakte, men sikkert bevege seg mot en klasse av dårligere kvalitet. Det er særlig en overgang mot dårligere kvalitet vi ønsker å bli klar over så tidlig som mulig ved å overvåke vannmassene, slik at vi, dersom vi ønsker å stoppe denne utviklingen, kan sette inn tiltak på et tidlig tidspunkt. Opplegget for vurdering av overvåkningsdata bør derfor være slik at det kan skille mellom sesongmessig variasjon og langsom overgang mot dårligere vannkvalitet.

2. INNDELING I KVALITETSKLASSER

Med overvåkning ønsker man å holde øye med overvåkningsområdets generelle vannkvalitet. Vannkvaliteten kan inndeles i kvalitetsklasser. Vanligvis baseres kvaliteten på grad av avvik fra naturlig tilstand, slik vannet foreligger i vannforekomsten uten noen forurensningstilførsler. Denne tilstand regnes som klasse 1, og økosystemet vil da være i en harmonisk tilstand og har evnen til å buffre forandringer. Vannkvalitetsklasse 2 tilsvarer fortsatt balanse, men her er evnen til bufring svært liten. Plutselige forandringer av vannkvaliteten kan oppetre uten åpenbare forandringer av forurensningstilførsler eller forandring av andre faktorer. Klasse 3 tilsvarer maksimal ustabilitet i systemet, og klasse 4 tilsvarer sammenbruddet, slik at en relativt stor reduksjon med hensyn til konsentrasjoner ikke reverserer systemet. Denne inndeling er foreslått som generell inndeling av vannkvalitet i Norge (1).

De forskjellige kvalitetsklasser må kunne defineres slik at det blir mulig å bestemme hvilken klasse en vannmasse befinner seg i. Dette kan gjøres på forskjellige måter, f.eks. ved å sette konsentrasjonsgrenser

for innhold av utvalgte forurensningsfaktorer, eller ved en gradering av virkningen disse faktorer har. For eutrofiering og saprobiering pleier man å klassifisere etter virkning.

Ved hygienisk bedømmelse av vannkvalitet må imidlertid kvalitetsklassene defineres etter en konsentrasjonsskala. Den største hygieniske risiko er tilknyttet utslipp av fekalier fra mennesker med sykdommer som kan smitte via vann. Derfor knyttes risikovurderingen til konsentrasjonen av tarminnhold i vannet, som oftest målt som vannets innhold av vanlige tarmbakterier; fekale indikatorbakterier. Slike bakterier finnes også i andre varmblodige dyr (enn mennesker), men det er ikke vanlig at deres tarminnhold deponeres i vann. Avrenningsvann fra skog og dyrket mark vil imidlertid kunne inneholde slike fekale indikatorbakterier fra dyr. En viss bakgrunnskonsentrasjon må derfor forventes selv i vannmasser som ikke er tilført avløpsvann med fekalier fra mennesker.

Som kvalitetsklasse 1 kan man for eksempel ha som kriterium at vannet skal være upåvirket av utslipp som kan inneholde patogene agens, klasse 2 kan ha vannmasser med moderat , klasse 3 med betydelig påvirkning, og betegnelsen klasse 4 kan benyttes for vannmasser som er sterkt påvirket.

Hvis upåvirkede vannmasser ikke skal være tilført risikofyllt avløpsvann, må grensen mot klasse 2 settes ved en verdi av den valgte analyseparameter som man ved erfaring kan fastsette som øvre grense for upåvirkede vannmasser. De øvrige grenseverdier må baseres på skjønn, og da bør man i utgangspunktet velge de grenseverdier som benyttes i de fleste land (1). Krav til vannkvalitet for forskjellige bruksformål kan da knyttes til denne kvalitetsinndelingen. For eksempel kan krav til kvaliteten av råvann som skal brukes til drikkevann, der vannet skal renses med relativ enkel renseteknikk, være at den skal ligge innen klasse 1. Badevann kan f. eks. bli ansett som brukbart når det ligger innen klasse 2. Disse eksempler illustrerer bare hvordan kvalitetsklassene kan brukes. Kravene til kvalitet for bestemte bruksformål må fastsettes etter diskusjon med helsemyndighetene.

3. HYGIENISK VANNKVALITET

3.1 Smittekilder som medfører hygienisk risiko

Den hygieniske risiko for mennesker ved bruk av forurenset vann, er at de kan få i seg sykdomsfrembringende agens som smitter via vann. De fleste slike agens tilføres vannet med tarminnhold fra mennesker via kloakkvannsutslipp. Dette gjelder både for virus, bakterier og innvollparasitter. Utslipp fra sykehus kan også tilføre vannet andre organismer enn slike som smitter via tarminnhold, f.eks. tuberkulosebakterier. Utslipp av tarminnhold fra husdyr kan også tilføre vannet bakterier som kan forårsake sykdom hos mennesker.

Utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff kan føre til at bakterier som lever i vannet formerer seg kraftig. Enkelte slike bakterier har vist seg å kunne forårsake øye-, øre- og luftveissykdommer hos mennesker. Også Salmonellabakterier er vist å kunne formere seg under slike forhold ved temperaturmessig gunstige betingelser.

Dyr og planter kan også påføres sykdommer på tilsvarende måte. Ved kraftig formering av mikroorganismer som kan bli infeksiose ved høy nok dose, kan fisk påføres fiske sykdommer, kyr kan få jurbetennelse av å gå ut i slikt vann, og planter som vannes med slikt vann kan påføres plantesykdommer.

3.2 Parametervalg

Vanligvis vil den største hygieniske risiko ved bruk av vann ligge i overføring av mage/tarm-sykdommer fra menneske til menneske, og dette er grunnen til at denne risiko tillegges størst vekt i det etterfølgende.

3.2.1 Hovedparametre

Den vanligste smitte som overføres på denne måten er Salmonellabakterier. De forskjellige arter har forskjellige infeksjonsdosenivå, slik at det skal flere bakterier til av en art enn av en annen for å fremkalle sykdom. Salmonellabakterier, de sjeldnere forekommende dysenteribakterier (*Shigella*) og *Vibrio cholera*, forårsaker alle alvorlige mage/tarminfeksjoner hos mennesker. Den sistnevnte bakterie har meget

lav infeksjonsdose, så risiko for smitte ved inntak av selv små mengder vann er til stede. Kolera er imidlertid ikke noen vanlig sykdom i Europa, derfor er det sjelden at bakteriene forekommer i kloakkvann. Forekomsten av alle de nevnte tarmbakterier og tarmvirus i kloakkvann er knyttet til forekomsten av de tilsvarende sykdommer i befolkningen. For overvåkningsformål er det derfor lite hensiktsmessig å benytte de patogene agens direkte som overvåkningsparametre. Man vil da f.eks. ikke vite at risiko for smitte kan være til stede før den patogene agens allerede befinner seg i vannet, og folk kanskje allerede er blitt syke. Derfor velges som overvåkningsparametre bakterier som alltid finnes i store mengder i tarminnhold fra mennesker. Slike bakterier kalles indikatorbakterier - de indikerer fekal forurensning.

Vanlig brukte indikatorbakterier er coliforme bakterier og fekale streptococcer, og det finnes mange metodevarianter for analyse av disse.

Anaerobe, sulfittreducerende sporedannere, egentlig *Clostridium perfringens*, blir også benyttet som indikator for fekal forurensning.

I den senere tid er også den anaerobe tarm-actinomyces *Bifidobacterium* under vurdering til dette bruk. En velegnet parameter for å belyse spredningsområdet til kloakkvannsutslipp er fekale steroler, spesielt coprostanol, som finnes få andre steder enn i tarmene til mennesker og andre pattedyr, og som brytes saktere ned i naturen enn de fleste tarmbakterier blir inaktivert (2). Inaktivering av tarmbakterier skjer meget raskere i sjøvann enn i ferskvann. Tarmvirus har som regel lavere inaktiveringshastighet enn tarmbakterier, slik at en kombinert bruk av bakterieparametre og coprostanol kan gi opplysning om risikoområder for overføring av bakteriesykdommer og virussykdommer.

Valg av indikator til forskjellige risikovurderinger bør gjøres ut fra nøye overveining av hvilken indikator som er best egnet til formålet. Man vet f.eks. at fekale streptococcer lever lenger i resipientvann enn coliforme bakterier, og at fekale streptococcer og *Vibrio cholera* begge overlever ved pH-verdier over 9.0. Slike pH-verdier kan opptre i vann som mottar industriutslipp, eller om dagen i vannmasser med sterk algeoppblomstring. På den annen side er *Escherichia coli* mest lik *Salmonella*-bakteriene, og analysemetoder for denne bakterie er benyttet i rutineundersøkelser av vann i langt større utstrekning enn metoder for

fekale streptococcer. Det foreligger nå endelige forslag til nordiske standardmetoder for analyse av begge disse fekale indikatorbakteriegrupper (3, 4). Inntil valg av indikatorbakterier til forskjellige overvåkingsformål er diskutert i den norske arbeidsgruppe for mikrobiologi og avtale er gjort med helsemyndighetene, foreslås at det for generell overvåking av hygienisk vannkvalitet benyttes analyseparameteren Termotolerante coliforme bakterier, slik den beskrives i det nordiske forslaget til standard metode (3), og under navnet "Fecal coliform bacteria" i litt. 5 og 6.

Analysemetoder for coliforme bakterier har til hensikt å antallsbestemme coliforme bakterier som er typiske innvånere av menneskers tarm samt tarmene til flere andre pattedyr, men som ellers ikke er vanlig forekommende ute i naturen. Enkelte av disse bakterier er imidlertid istand til å overleve lenge i jord, og kan til og med formere seg i gjødsel. Slike bakterier og enkelte jordbakterier medbestemmes når coliformanalysen utføres med kultivering av prøvene ved 35 - 37⁰ C. Dette er en viktig drikkevannsparameter. Man ønsker ikke at drikkevann skal forurennes med avrenningsvann fra jord og mark; man ønsker godt grunnvann eller overflatevann, som begge prinsipielt skal være fri for slike bakterier.

Til generell overvåking har denne parameter liten verdi, da det er direkte påvirkning med kloakkvann man her vil overvåke. Til dette formål utføres analysen for coliforme bakterier med kultivering ved 44 - 45⁰ C. Man ønsker dermed å selektere bakterien *Escherichia coli*, men medbestemmer også et fåtall andre bakterier som reagerer som *Escherichia coli* - bakterier i analysemetoden. Mange *Escherichia coli* - bakterier som er delvis inaktivert etter lengre opphold i ugunstig miljø, vil ikke være i stand til å vokse under de betingelser som gis i analysemetoden. Enkelte metoder gir bakteriene en mildere behandling enn andre, slik at det antall man får påvist vil være metodeavhengig. Til overvåkingsformål kan man derfor velge en metode som er praktisk i bruk samtidig som den gir tilstrekkelig god gjenvinning. En slik metode er membranfiltrerteknikk med M-FC medium og inkubering ved 44,5⁰ C (3, 5, 6). M-Endo medium gir dårligere gjenvinning ved denne temperatur, og det er også utviklet kun for bruk ved 35 - 37⁰ C. MPN - røremetode kan velges der vannkvaliteten (partikler etc.) ikke egner seg for bruk med

membranteknikk. Metodemessig er denne analysevariant minst like god som M-FC-metoden, men den er mer plass- og arbeidskrevende og faller dyrere i bruk.

Synonymer for den valgte parameter:

1. "*E. coli*"
2. Termotabile coliforme bakterier
3. Termotolerante coliforme bakterier
4. Fekale coliforme bakterier

Det ser nå ut som om uttrykket "termotolerante" coliforme bakterier foretrekkes i de kretser som arbeider med standardisering av analysemetoder for denne indikatorbakterie.

3.2.2 Sideparametre

Som før nevnt, kan også kraftig formering av vannbakterier som følge av tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff, medføre hygienisk risiko for mennesker, dyr og planter på land, og for fisk som lever i vannet. Dersom det organiske stoff ikke er tilført med kloakkvann, men med utslipp fra f.eks. jordbruk (silo) eller næringsmiddelindustri, vil forurensningen ikke oppdages ved analyse for termotolerante coliforme bakterier. Den kan imidlertid oppdages ved bruk av kimtallsanalyse, tilsvarende den som benyttes i Norsk Standard for drikkevann (7) (inkubering ved 20^o C i 3 døgn). I slike tilfeller vil vannet sannsynligvis ikke se rent ut, men coliformanalysen vil ikke gi forventet utslag. Kimtallsanalysen kan da benyttes i tillegg for å undersøke om forurensningen fører til ekstrem oppformering av vannbakterier. Resultatene kan innlemmes i den generelle klasseinndelingen for vannkvalitet (1), men på nåværende tidspunkt har man ikke grunnlag for å angi konsentrasjonstall for grenseverdiene. Den hygieniske risiko for de forskjellige sykdomsobjekter må sannsynligvis vurderes separat, med forskjellige grenseverdier for risiko for sykdom på mennesker, dyr og planter.

Coprostanol ble i det foregående nevnt som en kjemisk indikator på utbredelse av kloakkvann i en resipient (2). Fordi virus generelt beholder sin infektivitet lengre enn bakterier i resipientvann, vil coprostanol kunne brukes til å angi utstrekningen av det området som

kan medføre risiko for smitte med virus. Denne parameter har ennå ikke vært så mye i bruk at det kan angis konsentrasjoner som grenseverdi mellom kvalitetsklasser.

Begge disse foreslåtte parametre kan brukes ved siden av hovedparameteren i områder der man ønsker mer informasjon enn den som oppnås med hovedparameteren.

4. VALG AV PRØVETAKINGSSTED

4.1 Forslag til standard type lokaliteter

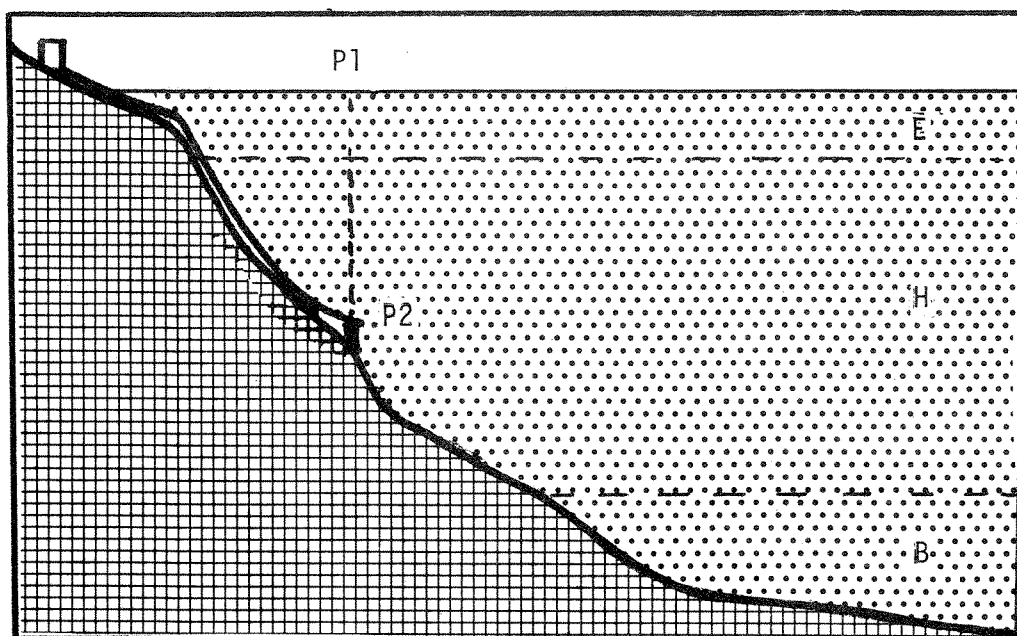
Ved valg av prøvetakingssteder for overvåking av hygienisk vannkvalitet, må man først vurdere vannkildens bruksområde.

Brukes den til bading og rekreasjon, er det nærliggende å velge et prøvested som egner seg til overvåking for dette formål. Prøvetakingen kan da utføres som angitt for prøvetaking for drikkevann i NS-4750 (8): Prøven skal tas et stykke (f.eks. 2 m) ut fra elvebredd eller strandkant, og stillestående bakevjer skal unngås. Prøven tas ca. 2-3 cm under vannflaten. For eksakt utførelse, se (8).

Kan det være aktuelt å bruke vannkilden til fremstilling av drikkevann, bør man velge en lokalitet som representerer en slik bruk av vannet. Drikkevannsinntak i innsjøer ligger ofte i hypolimnion i ca. 3 m høyde over bunnen i en sone som ikke er påvirket av eventuelt slamholdig bunnvann, se fig. 1.

Man bør derfor velge en slik lokalitet til prøvested, og ta ut prøve ca. 5 m over bunnen og en ca. 2-3 cm under overflaten. Bunnprøven har til hensikt å vise kvaliteten ved et eventuelt drikkevannsinntak. Prøven fra 2-3 cm dyp vil gi opplysning om kvaliteten av overflatesjiktet, hvorfra bakterieforurensning kan spre seg til hypolimnion under fullsirkulasjonsperioden, eller ved sedimentering på partikler. Denne prøven tjener også til overvåking av badevannskvalitet.

Fra elver som blir brukt til råvannskilde for drikkevann eller til jordbruksvanning, kan man velge å ta vannprøven fra råvannsledningen.



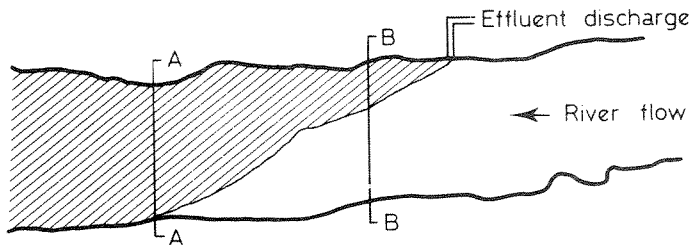
E: Epilimnion. H: Hypolimnion. B: Bunnsjikt med lite oksygen.
 P1: Prøvetakingssted ved overflaten (2-3 cm dyp).
 P2: Prøvetakingssted ved sannsynlig lokalitet for drikkevannsforsyning (ca. 5 m over bunnen) i hypolimnion, i god avstand fra eventuelt bunnskikt med lite oksygen. Inntak for drikkevann er illustrert på figuren.

Figur 1. Forslag til prøvetakingssted for overvåkning av hygienisk vannkvalitet i innsjø av interesse for drikkevannsforsyning.

Overvåkes en vannkilde som periodevis brukes til jordbruksvanning, kan prøvetakingsstedet legges til det område og dyp som vanligvis benyttes for slike vanninntak.

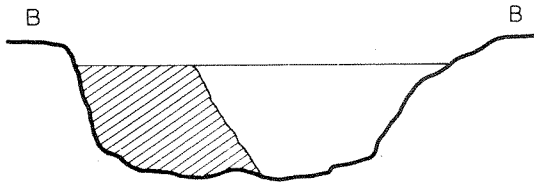
4.2 Valg av prøvested i forhold til kjente punktutslipp

I en innsjø eller fjord vil tetthetsforskjeller som skyldes forskjeller i temperatur og salinitet kunne være bestemmende for hvordan et avløpsvann, eller bekker og elver, blander seg inn i hovedvannmassene. Ønsker man å overvåke hovedvannmassene, kan man velge prøvesteder og prøvetakingstidspunkter slik at resultatene blir representative for hovedvannmassene i undersøkelsesperioden. Velger man prøvesteder som foreslått under 4.1, må man velge lokalitet etter den grad av påvirkning fra




Sampling location should be downstream of A-A.

(a) Lateral dispersion of effluent



(b) Vertical and lateral dispersion of effluent

 Region of mixing of effluent and river

Figur 2. Eksempel på innblanding av avløpsvann i en elv.

Illustrasjonen er tatt fra litteratur 9.

(a) Sideveis spredning av avløpsvannet.

(b) Vertikal og sideveis spredning av avløpsvannet.

Det skraverte området betegner innblandingsområdet for avløpsvann i elven.

punktutslippet man ønsker å inkludere. Også i elver vil punktutslipp spre seg på forskjellige måter nedstrøms utslippet, f.eks. som vist på figur 2.

Det er lett å se fra figuren at resultatene vil bli forskjellige alt etter hvor i elven man tar prøven. Ønsker man å overvåke utslippskonentrasjonene på et bestemt sted i utslippsonen, finner man et velegnet sted for dette. Ønsker man imidlertid å undersøke den generelle vannkvalitet nedenfor utslippet, bør man forsøke å unngå slike lokaliteter, og sørge for at prøvestedet blir lagt så langt nedenfor utslippstedet at innblandingen er fullstendig.

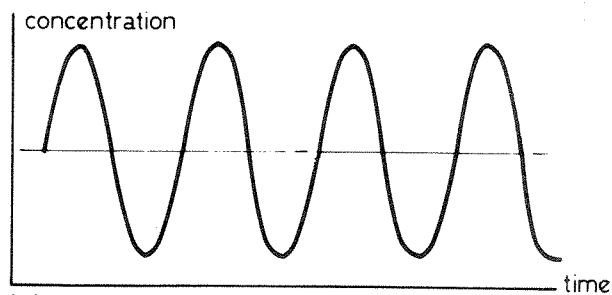
5. PRØVETAKINGSPROGRAM

For å redusere prøvetakings- og analysekostnadene til et minimum, men samtidig få de opplysninger man ønsker ut av datamaterialet, må prøvetakingsprogrammet for undersøkelsen planlegges nøye. De prøver som tas og analyseres utgjør bare en liten del av de totale vannmasser, og

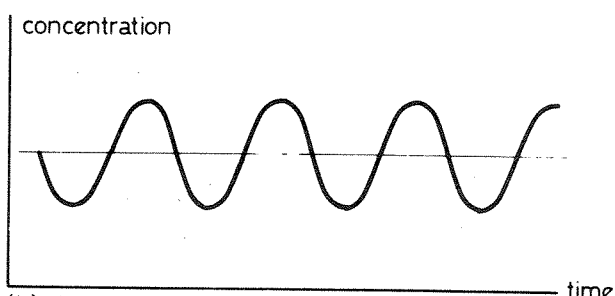
registrerer bare tilstanden i denne del av vannmassene på prøvetakings-tidspunktet. Skal man unngå å måtte ty til kontinuerlig overvåking, må det derfor sørges for at de prøver som analyseres blir tatt på en slik måte at analyseresultatene sammenlagt blir representative for undersøkelsesperioden. De viktigste faktorer av betydning for planleggingen av prøvetakingsprogrammet er belyst i det etterfølgende. Ved bedømmelse av hygienisk risiko vil denne risiko være knyttet til antall bakterier pr. volumenhet vann, og ikke f.eks. til antall bakterier som fraktes forbi et elvetverrsnitt pr. tidsenhet. Den hygieniske risiko er derfor alltid knyttet til konsentrasjonsverdier.

5.1 Faktorer som har innflytelse på valg av prøvetakingsprogram.

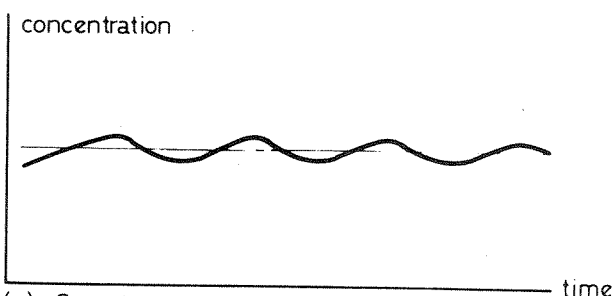
Faktorer av stor viktighet for planlegging av prøvetakingsprogram er slike som følger en syklus. Slike sykluser kan f.eks. gå ovet et døgn, en uke, et år. En døgnsyklus kan f.eks. skyldes at en fabrikk hver



(a) Sampling location close to discharge



(b) Intermediate sampling location

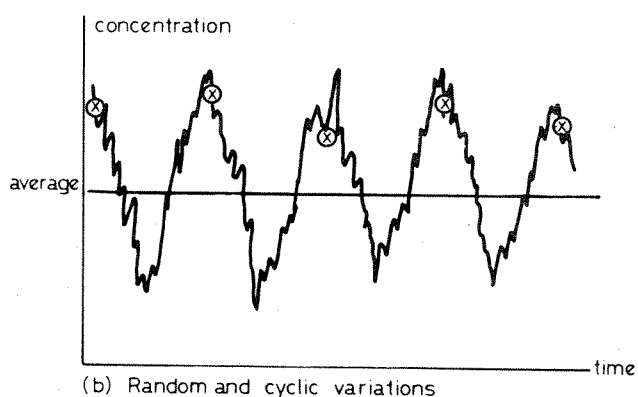
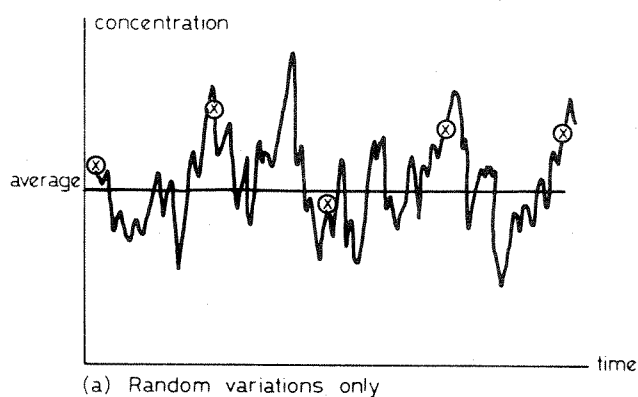


(c) Sampling location distant from discharge

Figur 3. Eksempel på døgnsyklus ved utslipp av et bestemt pro-sessvann til samme tid hver dag.

Illustrasjonen er tatt fra litt. 9.

- (a) Prøvested som er lagt tett opptil et utslippssted.
- (b) Prøvestedet ligger et stykke fra utslippsstedet.
- (c) Prøvestedet ligger langt vekk fra utslippsstedet.



⊗ represents analytical results from a series of discrete samples

Figur 4. Eksempel på resultater som oppnås for prøver tatt på samme tidspunkt hver dag, når vannmassenes konsentrasjon varierer tilfeldig (øvre del) og varierer med døgnsyklus (nedre del).

Illustrasjonen er tatt fra litt. 9.

De omringede kryss representerer analyseresultater som oppnås for prøver tatt på samme tid hver dag i begge tilfeller.

dag på et bestemt tidspunkt slipper ut avløpsvann fra en bestemt prosess. Slippes avløpsvannet i en elv, vil avløpsvannets konsentrasjon i elvevannet like ved utslippstedet variere i løpet av døgnet, som vist i figur 3. Tar man alltid prøver på samme klokkeslett i døgnet, vil analyseresultatene bare representere dette tidspunkt, og kan ikke brukes som middeltall for døgnet, se fig. 4. En gjennomsnittsverdi for døgnet kan oppnås ved at det på hver prøvetakingsdag tas prøver spredt over hele døgnet. Det samme kan oppnås ved å ta bare 1 prøve hver prøvetakingsdag, men sørge for at prøvene blir tatt til forskjellig tid slik at de for hele perioden representerer hele døgnet. Å ta prøver om natten kan by på problemer, men man kan velge at undersøkelsen bare skal representere dagtid. Dette må da opplyses sammen med resultatene fra undersøkelsen. Ukesykluser kan tas hensyn til på samme måte.

Årssykluser kan være verre å innlemme i planleggingen, da det her er så mange faktorer som spiller inn. Årssykluserne kan være knyttet både til

avløpssvann (f.eks. fabrikkstans ved fellesferie, sesongavhengig avløpssvann i næringsmiddelindustri) og til resipienten. Årssykluser i innsjøer og fjorder kan være knyttet til sjiktning pga. tetthetsforskjeller (temperatur eller salinitetsavhengige) sommer og vinter, og sirkulasjonsperioder vår og høst. I elver er det gjerne årssyklus i vannføringen, med stor vannføring på grunn av snøsmelting om våren og lav vannføring vinter og sommer. Fluktuasjoner som skyldes regnskyll er det vanskelig å ta med i beregningen. Der vannføringsdata finnes fra flere perioder, vil det lønne seg å ta hensyn til disse ved planleggingen av prøvetakingsprogrammet for vassdraget.

Prøvetakingsprogrammet kan legges opp etter forskjellige prinsipper. Det kan f.eks. basere seg på få prøvetakingstidspunkter, som velges slik at resultatene er representative for den periode og vannmasse de tilhører. Eksempel: I en sjiktet innsjø tas det minst en prøve under hver sirkulasjonsperiode og minst en prøve fra epilimnion og hypolimnion under hver stagnasjonsperiode. Disse verdier representerer parameterens konsentrasjon i de vannmasser de ble tatt fra i henholdsvis sirkulasjons- og stagnasjonsperiodene. Ved å multiplisere gjennomsnittsverdien for hver delperiode med periodens varighet, addere disse verdier og dividere med den totale tidsperiode (f.eks. år), får man et tidsveid middeltall for totalperioden.

Eks. 250 µg/l i 6 måneder, 500 µg/l i 5 måneder,
300 µg/l i 0.5 måned og 400 µg/l i 0.5 måned.

$$\text{Tidsveid middeltall: } \frac{250 \cdot 6 + 500 \cdot 5 + 300 \cdot 0.5 + 400 \cdot 0.5}{12} =$$

$$\underline{360 \text{ µg/l}}$$

Et annet utgangspunkt er å legge prøvetakingstidspunktene slik at alle de viktigste periodene er tidsmessig riktig representert, og slik at det blir tatt hensyn til både års-, ukes- og døgnsykluser. For det foran beskrevne eksempel, ville det etter dette systemet være naturlig å velge prøvetaking hver 14. dag, fordi hver sirkulasjonsperiode er satt til å ha en varighet på 14 dager i eksempelet.

Skal man bruke bestemte statistiske modeller for beregning av gjennomsnittsverdi og standardavvik, skal man helst også i prøvetakingen følge

de regler som modellen krever. For normalfordelingen kreves at prøvetakingsprogrammet er lagt opp med tilfeldig valgte prøvetakingstidspunkter (random sampling), at prøvene skal være uavhengige av hverandre (ikke to tatt samtidig fra samme lokalitet), og at analysen utføres helt likt for hver prøve. Legges en slik modell som grunn for valg av prøvetakingstidspunkter, kan man ved et tilstrekkelig antall tidspunkter komme frem til et representativt program for perioden. For systemer som er påvirket av sykluser vil man da imidlertid lett komme opp i et så høyt antall prøver at analysekostnadene stiger til uakseptable verdier. For systemer som er påvirket av sykluser vil det derfor som oftest lønne seg å planlegge prøvetakingsprogrammet med systematisk prøvetaking ifølge en av de to førstnevnte metoder.

5.2 Prøvetakingsprogram for prøver til bedømmelse av hygienisk vannkvalitet

5.2.1 Døgnsykluser

Boligkloakkvann vil normalt være den type avløpsvann som inneholder mest fekale bakterier. Det er vist at dettes innhold av fekale bakterier er høyest om morgenen. Denne toppen i bakteriekonsentrasjon forplanter seg i ledningssystemet. Toppen beholdes gjennom de fleste typer kloakkrenseanlegg, slik at en døgnsyklus er i behold ved utslipp til resipient enten kloakkvannet har passert et rensanlegg eller ikke. I de fleste tilfeller rekker toppen i bakteriekonsentrasjon frem til resipienten i løpet av dagperioden av døgnet.

Heterotrofe bakterier er negativt påvirket av lys, spesielt under for dem ugunstige betingelser, slik at inaktiveringshastigheten i resipientvannet er større om dagen (sollys) enn om natten.

Disse to faktorer samspiller i gunstig retning for vannkvaliteten, i og med at toppen i bakteriekonsentrasjon når resipienten i den tid på døgnet da inaktiveringshastigheten er størst.

Fordi den bruk av vannet som medfører hygienisk risiko for mennesker som regel er knyttet til dagtidsaktiviteter, vil det være akseptabelt at alle prøvetakingstidspunktene blir lagt til dagtid. På grunn av

sannsynlig døgnsyklus, i alle fall den dagslysavhengige, bør det sørges for at prøver blir tatt til forskjellige tider av dagen i løpet av en undersøkelsesperiode.

5.2.2 Årssykluser

Uke og månedssykluser som skyldes avløpsvannet er ikke normalt ved fekal forurensning, men årssykluser som skyldes resipienten og andre naturgitte forhold er normalt.

Lyset spiller her igjen en rolle, spesielt under våre forhold med kort dag om vinteren og lang dag om sommeren. Islagte vassdrag om vinteren bidrar til ytterligere å redusere lyset, og dermed inaktiveringshastigheten. Temperaturen spiller også en rolle. Det er vist at f.eks. salmonella-bakterier overlever best i kaldt vann, og observasjoner som tyder på at dette kan gjelde generelt, foreligger. Dette skyldes sannsynligvis at all aktivitet i levende organismer reduseres ved lav temperatur. Aktiviteten til protozoer, bakteriepredatorer og bakterievirus, som er medvirkende årsak til reduksjonen i bakteriekonsentrasjon, avtar da også om vinteren. Om sommeren når både lysintensiteten, daglengden og temperaturen har maksimum, vil også inaktiveringshastigheten nå et maksimum.

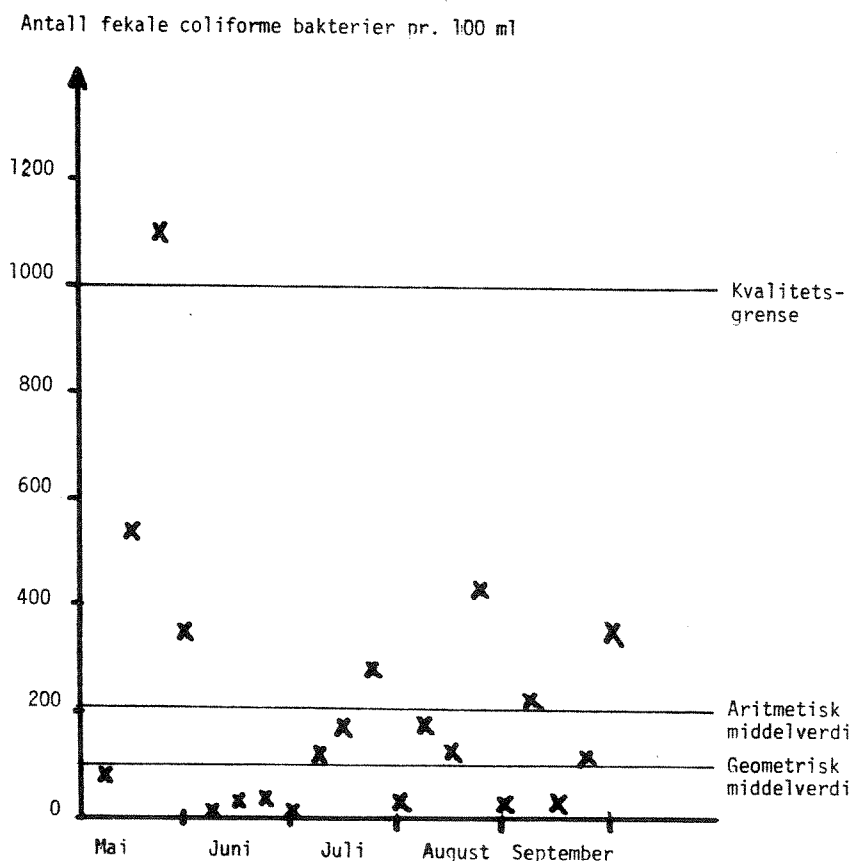
Vannføringen i vassdrag og sjiktning i sjøer og fjorder følger også normalt en kjent årssyklus. Lav vannføring om vinteren vil med samme utslippsmengde kunne føre til dårligst hygienisk vannkvalitet om vinteren; de foran nevnte faktorer tatt i betraktning. Den største hygieniske risiko vil imidlertid være knyttet til en tilsvarende eller lavere vannføring om sommeren, fordi sannsynligheten for at mennesker blir utsatt for hygienisk risiko er større om sommeren. Ved planlegging av et prøvetakingsprogram for overvåking av badevannskvalitet vil det da f.eks. være tilstrekkelig å henlegge alle prøvetakingstidspunkt til sommerhalvåret.

Vårflom i elver kan føre til en spesiell forverring av den hygieniske vannkvalitet i marine estuarer. Normalt vil bakterier sedimentere med de andre partiklene og bindes til sedimentene. Unormalt mye ferskvannsinnblanding, som reduserer saliniteten, kan redusere de krefter som

binder bakteriene til sedimentene, og bakteriene resuspenderes i vannmassene (10).

5.2.3 Presentasjon av analysedata

Selv om alle betingelser for å benytte normalfordelingskurven som modell er oppfylt, vil resultater fra bakteriologiske analyser likevel ikke følge denne modell. Av grunner som er beskrevet nærmere i en annen NIVA-rapport (11), følger slike resultater Poissons fordeling som ikke er symmetrisk. Ved et stort antall analysedata vil imidlertid skjevheten utjevnes, slik at likheten med normalfordelingen blir stor



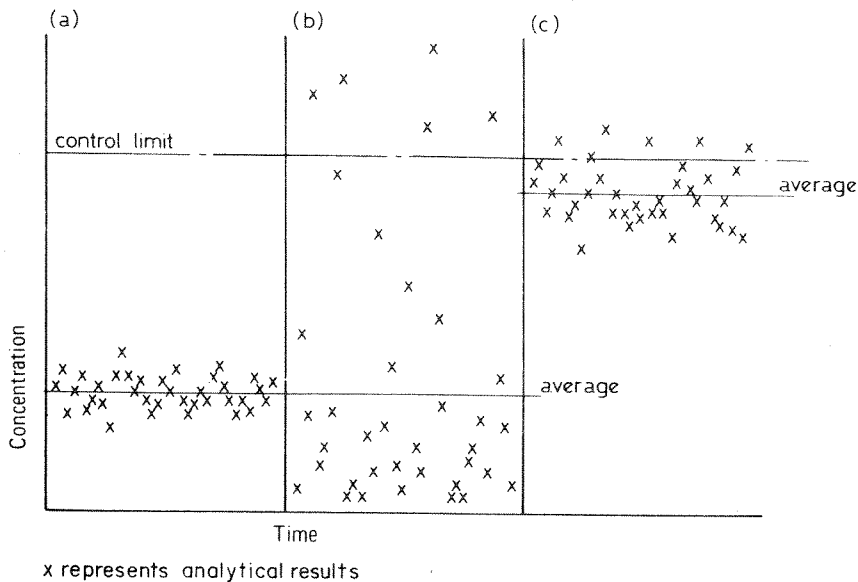
Figur 5. Eksempel på forskyvning av middelværdi ved log-transformering av analysedata.

Analysedata er identiske med dem som er benyttet i figurene 7 og 8 (12). Antilog av den aritmetiske middelværdi av log-transformerte data gir geometrisk middelværdi.

nok til at denne fordelingsformel for utregning av standardavvik og 95% sannsynlighetsområde kan benyttes. Antall prøver nødvendig for å tillate dette kan reduseres ved å logtransformere analysedata, men da forandrer man også middelveiden, se fig. 5. Det er imidlertid sjelden at man kan oppfylle de betingelser som normalfordelingskurven krever. Det vanligste avvik er volumet av laboratorieprøve i den analyserte testporsjon. Det kan som oftest ikke benyttes ett og samme volum i hele årsperioden, volumet må avpasses etter bakteriekonsentrasjonen for at eksakte resultater skal kunne oppnås. Dette er et analyseteknisk problem. Normalfordelingen blir likevel ofte brukt som modell, men det anbefales i så fall at man først tester hvilken transformasjon av data som gir best overensstemmelse med normalfordelingskurven. Utransformerte bakteriologiske data kan sjelden benyttes. Det vanligste er \log_{10} -transformering, men \ln -transformering og kvadratrot-transformering har også vært benyttet. Ved hjelp av lineær regressjonsberegning kan man teste om analysedata følger normalfordelingskurven. Dette kan også gjøres grafisk ved å plote data i et kumulativt frekvensdiagram og se om de fremkomne data kan sies å ligge på en rett linje.

Data i figur 5 ble log-transformert og testet i sannsynlighetsdiagram (se litt.11). De ble vurdert til å ligge nær nok en rett linje til at normalfordelingen kunne brukes. Middelveidi og 95% sannsynlighetsområde for perioden ble så beregnet til å være $m = 95$ bakterier pr. 100 ml, nedre grense 6 og øvre grense 1500 bakt./100 ml. Alle de funne analyseverdier lå innenfor disse grensene (tabell 2 i litt. 11), men øvre grense lå langt utenfor grenseverdien for akseptabelt badevann (fig. 5).

Analysedata kan gruppere seg på forskjellig måte i forhold til en grenseverdi, som vist på fig. 6. For situasjonen i fig. 6a og 6c er vurderingen enkel. Snittverdien vil her være brukbar som sammenlikningsmål mot grenseverdien. I fig. 6b er situasjonen en annen. Når den hygieniske risiko er stor hver gang vannets bakterieinnhold har overskredet grensekonsentrasjonen, hjelper det ikke med lav snittverdi. Man kan isteden fastsette at 95% av analysedata skal ligge innenfor en viss kvalitetsgrense. Denne grensen defineres da som øvre grense for 95% sannsynlighetsområdet for en normalfordeling med middelveidi m . Dette



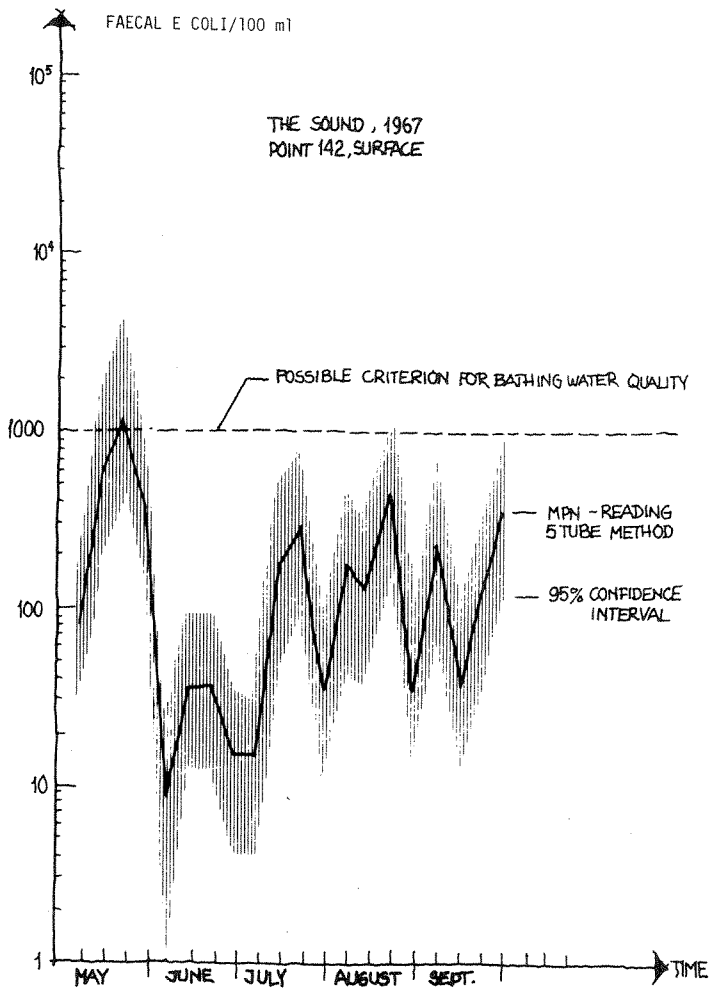
Figur 6. Beliggenhet av snittverdi (average) og enkeltverdier (x) i forhold til en gitt grenseverdi (Control limit).

Illustrasjonen er tatt fra litt. 9.

er ganske vanlig brukt, men det forutsetter at en eller annen transformasjon av analysedata følger normalfordelingskurven, og verdien av m blir avhengig av hvilken transformasjon som brukes.

En annen fremstillingsmåte er å lage diagram over analysedata mot tid, med tilhørende 95% sannsynlighetsområde for hver enkelt verdi, for hele undersøkelsesperioden. Dette kan gjøres både for data analysert etter kolonitellingsteknikk og etter MPN-teknikk. Dette er vist i fig. 7, som er basert på de samme analysedata som dem benyttet i fig. 5, og disse analysene er utført med MPN-teknikk. Man kan da basere bedømmelseskriteriene på hvor mange ganger i perioden analyseverdiens øvre grense skal kunne overskride grenseverdien. Her er man ikke avhengig av at data skal følge en normalfordelingskurve.

En annen fremstillingsmåte som begynner å bli vanlig er å presentere data i et kumulativt frekvensdiagram for undersøkelsesperioden (11,13). Et slikt diagram er meget robust mot grove feil og fåtallige ekstremverdier, og gir et godt bilde av vannkvaliteten i undersøkelsesperioden. Man er heller ikke her avhengig av noen modell som krever transformasjon av data, og man kan lett bedømme i hvor stor del av perioden vann-

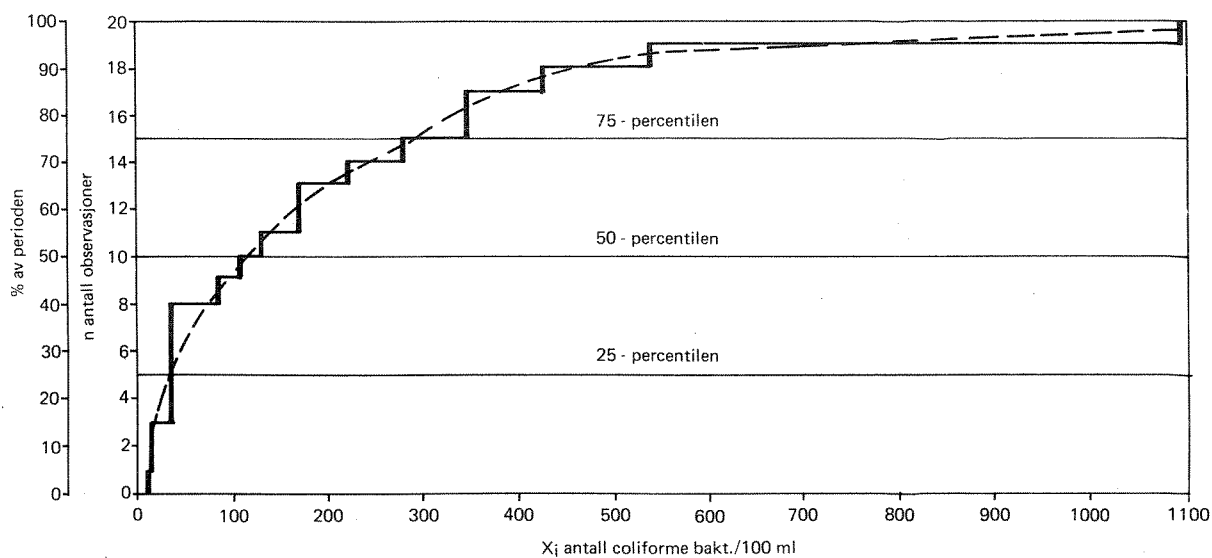


Figur 7. Presentasjon av overvåkningsdata som en kurve mellom enkeltverdier pr. analysedato, med angitt 95 % sannsynlighetsområde.

Illustrasjonen er tatt fra litt. 12.

Analysen er utført med en MPN-rør metode med 5 rør pr. fortynningstrinn. MPN-verdien og det tilhørende 95 % sannsynlighetsområdet finnes i en tabell som samsvarer med 5-rørs metoden. MPN betyr "Most Probable Number", eller "Mest sannsynlig antall".

kvaliteten har ligget under en nærmere angitt grense. Hvordan man fremstiller data i et kumulativt frekvensdiagram er forklart i litt. 11; også med forklaring på hvordan man kan teste om vannkvaliteten i en gitt del av perioden (f.eks. 75% av tiden) kan sies å ligge under eller over en gitt grense. Et kumulativt frekvensdiagram for data i figur 5 og 7 er vist i figur 8.



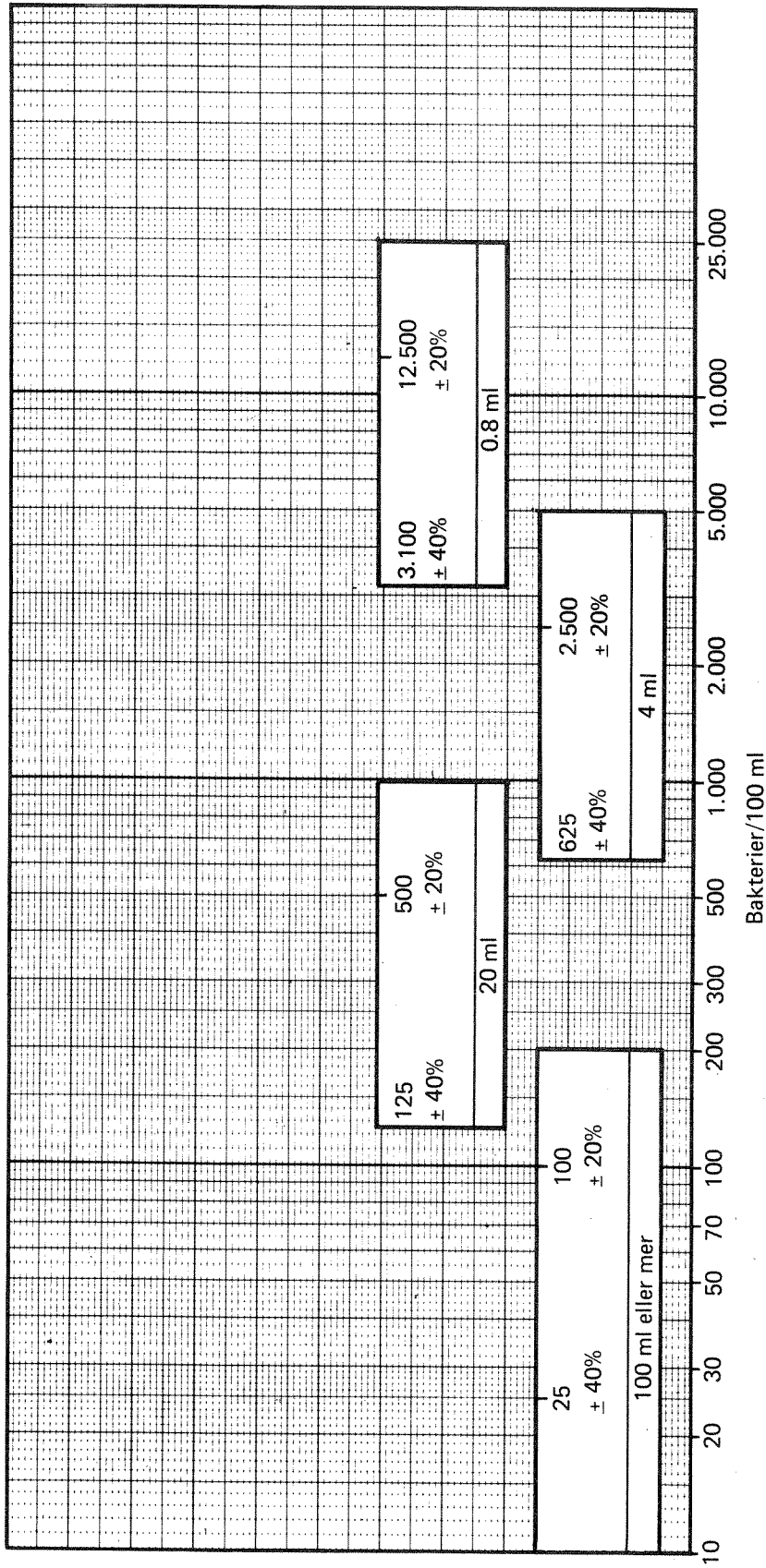
Figur 8. Presentasjon av overvåkningsdata i et kumulativt frekvensdiagram

6. KONKLUSJON FOR PRØVER TIL BAKTERIOLOGISK ANALYSE

6.1 Prøvetakingslokalitet og -program

Standard prøvetakingslokaliteter baseres på bruksinteressene bading og råvann til drikkevannsfremstilling. Bruksinteresser knyttet til jordbruksvanning og råvann til industri tas hensyn til der det er aktuelt.

Det bør benyttes systematisk prøvetaking basert på tidsmessig riktig representasjon i forhold til de sykluser som er aktuelle for hver lokalitet. Det må tas hensyn til døgnsyklus for kloakkavløpsvann, døgnsyklus og årssyklus som skyldes sollys, og årssykluser som skyldes temperatur, vannføring i elver og marine estuarer, og eventuelt sjiktning i innsjøer og fjorder. Da bading vesentlig foregår om dagen, kan prøver fra lokaliteter som baserer seg på denne bruksinteresse tas på dagtid.



Figur 9. Anbefalte testporsjoner for å dekke et konsentrasjonsområde på 25- 25.000 bakterier pr. 100 ml laboratorieprøve med fire membranfiltre.

Er den antatte bakteriekonsentrasjon høyere, må prøven fortynnes. Nedre grense for de hvite feltene er angitt med et tall $\pm 40\%$ konfidensintervall. Dette tallet representerer den nedre grense på 25 kolonier pr. filter. Tallet angitt med 20% konfidensintervall representerer en øvre grense på 100 kolonier. Den øvre grense for det hvite feltet er satt ved 200 kolonier pr. filter. For fullstendig overlapping med de angitte testvolum må man akseptere en øvre grense på 125 eller en nedre grense på 20 kolonier pr. filter.

For andre bruksinteresser bør det vurderes om nattdelen av døgnet skal inkluderes, fordi inaktiveringshastigheten for fekale bakterier da er lavest.

6.2 Standard analysemetode for hovedparametere

Som hovedparameter velges "Termotolerante coliforme bakterier" analysert etter membranfiltermetoden med M-FC-medium, som beskrevet i litt. 3. Alternativ for prøver som på grunn av høyt partikkelinnhold ikke kan filtreres, MPN-metode for "Termostabile coliforme bakterier" ifølge litt. 7.

Anbefalte testporsjoner for bruk i membranfiltermetoden er 100, 20, 4 og 0.8 ml, som dekker et konsentrasjonsområde på 25 - 25 000 bakt./100 ml, se fig. 9.

Metoden finnes også i en variant for feltbruk, der prøven filtreres i felt (6, 14). Membranfilteret legges på et vedlikeholdsmedium under transport til laboratoriet, eventuelt ved forsendelse pr. post. I laboratoriet fortsettes analysen og avsluttes 1 døgn etter ankomst.

6.3 Presentasjon av data

Analysedata presenteres i et kumulativt frekvensdiagram for perioden. Inntil eventuelt annen percentil er bestemt, baseres diskusjonen på konsentrasjonsverdien for 75-percentilen. Det bør undersøkes om konsentrasjoner over 75-percentilen forekommer hyppigst i perioder med spesiell betydning for den hygieniske risiko, f.eks. i sommerhalvåret. Dette diagram vil gi et godt bilde av den hygieniske vannkvalitet, uavhengig av fastsatte grenseverdier. For lokaliteter, basert på bruksinteressen bading, bør data også vurderes etter gjeldende kvalitetskrav til godt badevann (15):

Det geometriske middeltall for antall "*E. coli*" pr. 100 ml skal være mindre enn 50. Middeltallet skal være basert på minst 5 prøver tatt i en 30 dagers periode (i badesesongen), som bare kan overskrides med inntil 100% for høyst 10% av enkeltresultatene.

7. LITTERATUR

1. Rensvik, H. (1982). Vurderingssystem for vannkvalitet. NIVA prosjekt 0-80007, Rapportutkast pr. 24.11.1982.
2. Ormerod, K., og Berglind, L. (1979). Påvisning av fekale forurensninger i vann. Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. NIVA prosjekt XK-20.
3. INSTA C12/AG17: Water analysis. Thermotolerant coliform bacteria. Membrane filter method. 2. Draft, January 1983.
4. INSTA C12/AG17: Water analysis. Determination of faecal streptococci in water with colony counting methods. 1. Draft, 7.12.1982.
5. Ormerod, K., Bonde, G.J., and Kristiansen, K.K., (1982). Bacteriological Examination. Examination of Water for Pollution Control. Vol. 3. Editor M.J. Suess. WHO/Pergamon Press.
6. U S A STANDARD METHODS: Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 15th Ed. 1980.
7. NS-4751 (1976). Vannundersøkelse. Metoder for bakteriologisk undersøkelse av drikkevann. 1. utgave.
8. NS-4750 (1976). Vannundersøkelse. Prøvetaking for bakteriologisk undersøkelse av drikkevann. 1. utgave.
9. Wilson, A.L. (1982). Design of Sampling Programmes. Examination of Water for Pollution control. Vol. 1. Editor M.J. Suess. WHO/Pergamon Press.
10. Marshall, K.C., Opplysninger gitt under et kollokvium ved et besøk på NIVA, fra eget arbeid.

11. Ormerod, K. (1983). Bakteriologiske analyser og statistikk. NIVA-prosjekt F-80419 Biologiske analysemetoder. Rapport 4/82.
12. Report of a Group of Experts jointly convened by WHO and UNEP, Rovinj, Yugoslavia, 23-25 February 1977. Guidelines for Health Related Monitoring of Coastal Water Quality. WHO, Copenhagen 1977.
13. Ellis, M.A., and Lacey, R.F. (1980). Sampling: Defining the Task and Planning the Scheme. *Wat. Pollut. Control*, 79, 452-467.
14. Bakketun, Åse og Ormerod, Kari (1980). Testing av membranfilter-coliformanalyse ved forsinket inkubering. NIVA-prosjekt F-80419 Biologiske analysemetoder, Rapport 2/80. ISBN 82-577-0253-6.
15. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - Badevann. Sosialdept., Helsedirektoratet, ved Sanitærkjemisk avd. Statens institutt for folkehelse, Oslo, Rev. utg. 1976.



Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.