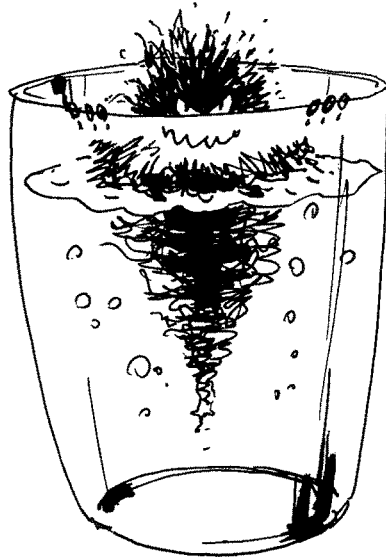


RAPPORT LNR 3764-97

**K**riterier og  
dokumentasjon for  
hygieniske barrierer i  
vannforsyning



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 32 88 33

**Akvaplan-NIVA A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Kriterier og dokumentasjon for to hygieniske barrierer i vannforsyning. [Criteria and documentation for two hygienic barriers in water supply.]	Løpenr. (for bestilling) 3764-97	Dato 1997
	Prosjektnr. Undernr. E-96447	Sider Pris 31
Forfatter(e) Hege E. Hansen	Fagområde Vannforsyning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag Drikkevann er et livsnødvendig medium, og eksponering av helseskadelige forbindelser via drikkevann er derfor svært uheldig. Målet er at det ikke skal finnes slike forbindelser i drikkevann. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. (Sosial- og helsedepartementet 1995) stiller krav til at forbrukerne skal sikres hygienisk betryggende drikkevann. Dette skal blant annet sikres ved at det stilles krav om "to hygieniske barrierer". Denne studien har vært et internt forskningsprosjekt ved NIVA for å undersøke nærmere hva som ligger i begrepet "to hygieniske barrierer" i norsk drikkevannsforsyning. Denne litteraturstudien tar hovedsakelig for seg litt om selve begrepet "hygieniske barrierer", hva drikkevannsforskriften sier, hva som skal hindres og dokumentasjon for effekten av enkelte barrierer.
---

Fire norske emneord 1. Hygienisk barriere 2. Drikkevann 3. Drikkevannsforskriften 4. Vannrensing	Fire engelske emneord 1. Hygienic barrier 2. Drinking water 3. Drinking water Regulation 4. Water treatment
--	---

*Hege E. Hansen*

Prosjektleder

ISBN 82-577-3336-9

*Bente M. Wathne*

Forskningsjef

**E-96447**

**Kriterier og dokumentasjon for to hygieniske  
barrierer i vannforsyning**

## Forord

Denne rapporten er finansiert med interne forskningsmidler fra NIVA. I den norske drikkevannsforskriften stilles det krav til "to hygieniske barrierer". Det har imidlertid vært noe uklart hva som ligger i dette begrepet, og dermed om dette kravet oppfylles i dagens drikkevannsforsyning i Norge. Formålet med dette prosjektet har vært å gå nærmere inn på begrepet "to hygieniske barrierer". Ulike litteraturkilder er gjennomgått. Jeg vil rette en takk til Lars J. Hem som både har bidratt med nyttig litteratur og faglige innspill.

Oslo, 19 desember 1997

*Hege E. Hansen*

---

# Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
<b>1. INNLEDNING</b>	<b>8</b>
<b>2. HVA SIER DRIKKEVANNSFORSKRIFTEN?</b>	<b>9</b>
<b>3. HVA ER EN HYGIENISK BARRIERE?</b>	<b>10</b>
3.1 Begrepet hygienisk barriere	10
3.2 Hva kan utgjøre en hygienisk barriere?	11
<b>4. HVA SKAL HINDRES?</b>	<b>12</b>
<b>5. HVILKE KRAV SKAL STILLES TIL EN HYGIENISK BARRIERE?</b>	<b>14</b>
<b>6. ULIKE HYGIENISKE BARRIERER</b>	<b>16</b>
6.1 Vannkilden som hygienisk barriere	16
6.2 Vannbehandling som hygienisk barriere	17
6.2.1 Eksempler på rensetrinn	17
6.3 Rensemeter for ulike forbindelser	18
6.3.1 Partikler og partikkelbundne forbindelser	18
6.3.2 Alger	18
6.3.3 Algetoksiner	18
6.3.4 Bakterier	18
6.3.5 Virus	19
6.3.6 Sopp	20
6.3.7 Protozoer	20
6.3.8 Metazoer	21
6.3.9 Radon	21
6.3.10 Organiske miljøgifter	21
<b>7. DOKUMENTASJON FOR MULIGE HYGIENISKE BARRIERER</b>	<b>22</b>
7.1 Kjemisk felling	22
7.2 Hurtigsandfilter	23
7.3 Filtrering i finkornig filtermasse	24
7.4 Filtrering med kiselgur som medium	24
7.5 Klorering	25

---

<b>7.6 UV-bestråling</b>	<b>26</b>
<b>7.7 Varme</b>	<b>26</b>
<b>7.8 Lagring</b>	<b>26</b>
<b>7.9 Renseeffekttabeller</b>	<b>26</b>
<b>8. KONKLUSJONER</b>	<b>28</b>
<b>9. LITTERATUR</b>	<b>30</b>

---

## Sammendrag

Drikkevann er et livsnødvendig medium, og eksponering av helseskadelige forbindelser via drikkevann er derfor svært uheldig. Målet er at det ikke skal finnes slike forbindelser i drikkevann. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. (Sosial- og helsedepartementet 1995) stiller krav til at forbrukerne skal sikres hygienisk betryggende drikkevann. Dette skal blant annet sikres ved at det stilles krav om "to hygieniske barrierer". Det foreligger imidlertid ingen klar definisjon av hva en hygienisk barriere er, i form av tallfestede verdier. Begrepet "hygienisk barriere" er et uttrykk for et prinsipp som ikke kan defineres entydig ved bruk av naturvitenskapelige begreper. Vurdering av hva som kan utgjøre en hygienisk barriere, må ta utgangspunkt i en risiko/sårbarhetsvurdering for det enkelte vannforsyningssystem. For eksempel vil konsekvensene ved at en barriere brytes, kunne variere meget fra ett vannverk til et annet, og nødvendig "høyde" på hver barriere må derfor bestemmes i det enkelte tilfelle.

Ca. 87 % av drikkevannet i Norge kommer fra overflatevann og ca. 13 % fra grunnvann. Når man samtidig vet at overflatevann er mer utsatt for forurensning enn grunnvannskilder, kreves det spesiell sikring av slike kilder for at drikkevannet skal være hygienisk betryggende. Hva som skal og bør hindres av de hygieniske barrierene omtales. Likeledes hvilke krav man bør stille til en hygienisk barriere, og derav hvilke tiltak eller rensemetoder som kan utgjøre en hygienisk barriere.

Det registreres i Norge ca. 500 sykdomstilfeller årlig, direkte knyttet til vann. Da vi i Norge ikke har et eget rapporteringssystem for vannbårne sykdomsutbrudd, må man anta at det reelle antall ligger mye høyere (ca. 50.000 sykdomstilfeller årlig blir antydnet). Dette utgjør et helse- og samfunnsøkonomisk problem, og forteller samtidig at mange forbrukere i Norge ikke har tilgang til hygienisk betryggende vann til enhver tid. Enkelte mangler og problemer knyttet til hygienisk betryggende vannforsyning blir påpekt.

## Summary

Drinking water is a vital medium, and exposure to health hazards in drinking water should therefore be avoided. The goal is that such compounds shall not appear in drinking water. The Regulation for water supply and drinking water (Social- and Health Departement 1995) makes demands for hygienic adequate drinking water to the consumers. This should be ensured, among other factors, by the demands for "two hygienic barriers". However, there are no clear definition of "hygienic barrier", regarded to quantifying values. The concept of "hygienic barrier" is a phrase for a principle that can not be defined unambiguous by scientific notions. Evaluation of actual hygienic barriers must be based on risk/vulnerability studies for the actual water supply system. The consequences of a disruption of one barrier, may vary much from one waterworks to another, and necessary level for each barrier must be decided for each case.

About 87 % of the drinking water in Norway is surface water and about 13 % is ground water. When we, at the same time, know that surface water is more exposed to contamination than groundwater, there must be demands for protection of such sources, if the drinking water should be hygienic adequate. What kind of substances that should be prevented by hygienic barriers are indicated, as well as demands for a hygienic barrier, and what efforts and cleaning methods that can make hygienic barriers.

There are about 500 registrated cases of water-borne diseases per year in Norway. Because we in Norway do not have a reportingsystem for water-borne diseases, we may suppose that the real numbers are much higher (about 50.000 cases of water-borne diseases per year is indicated). This is a health- and socio-economic problem, and indicate that many consumers in Norway do not have access to hygienic adequate water at every time. Some deficiencies and problems associated with hygienic adequate water supply are indicated.

Title: Criteria and documentation for two hygienic barriers in water supply.

Year: 1997

Author: Hege E. Hansen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-3336-9

---



# 1. Innledning

På verdensbasis regner man at ca. 80 % av alle tilfeller av infeksjonssykdommer er vannrelaterte. I Norge skyldes de fleste registrerte vannbårne sykdomsutbrudd forurensning av overflatevann i kombinasjon med mangelfull behandling. I Norge har bakterien *Campylobacter* og Norwalksvirus vært dominerende agens ved de registrerte sykdomsutbruddene. I USA, men også i de nordiske land registreres et økende antall sykdomsutbrudd forårsaket av parasitten *Giardia lamblia*. Problemer på distribusjonsnettet og forurensningsproblemer i forbindelse med bruk av grunnvann registreres oftere som årsak til vannbårne sykdomsutbrudd der. I Norge omfatter registrerte vannbårne sykdomsutbrudd ca. 500 personer pr. år. Det finnes imidlertid ikke et eget registreringssystem for vannbårne sykdommer i Norge, slik de for eksempel har etablert i Sverige. I den grad registrering skjer, foregår den i Norge via det generelle meldesystemet MSIS (MeldeSystem for InfeksjonsSykdommer). Basert på informasjon fra Folkehelse, er det imidlertid klart at antallet vannbårne sykdomstilfeller i vårt land er mye høyere enn det antallet som registreres. I henhold til en spørreundersøkelse utført av Folkehelse i 1986, ble det konkludert med at 50.000 syketilfeller (1 % av de er registrert) eller 100.000 sykedager ble assosiert med forurenset drikkevann (Midttun 1994).

Sikring av vannforsyningen er en enkel måte å skaffe seg kontroll over en av de viktigste smitteveiene. Vårt samfunn har i dag en høy hygienisk standard hvor mange sykdomsfremkallende mikrober er mer eller mindre under kontroll i vårt nærmiljø (Folkehelse 1987<sup>1</sup>). Det er derfor viktig at dette følges opp med en god sikring av vannforsyningen.

Ca. 87 % av drikkevannet i Norge kommer fra overflatevann og ca. 13 % fra grunnvann (Ellingsen 1991). Disse råvannskildene blir utsatt for forurensninger av ulike slag. I tillegg kan forurensning av drikkevannet skje på ledningsnettet. Forurensningene kan være forbigående eller av mer langsiktig karakter. Eksempler på forurensninger kan være prosessvann som feilkobles til drikkevannsnettet, innsug av kloakkvann i drikkevannsnettet, kloranlegg på vannverket kan være ute av drift, overgjødning, døde dyr i råvannskilden, avføring fra fugler (særlig måker), utslipp av kjemikalier som pesticider, oljer, spesialavfall, vaskemidler, tungmetaller etc. Ulike sikringstiltak og hygieniske barrierer er derfor nødvendig for å sikre forbrukerne tilfredsstillende drikkevann.

Kravet om to hygieniske barrierer er etter Folkehelsas vurdering et viktig prinsipp for norsk vannforsyning. En åpenbar gevinst ved å innføre dette kravet er å redusere antall sykdomsdager som følge av vannbåren smitte til et minimum, og redusere faren for at andre helsebetenkelige stoffer fra drikkevann skal forårsake sykdom i befolkningen. Sikkerhetsaspektet ved at det finnes to uavhengige barrierer gir abonnentene trygghet til å kunne bruke vannet til alle aktuelle formål i såvel husholdninger og institusjoner som i næringsmiddeltilvirkning. En viktig konsekvens er dessuten at man gjennom dette kravet tvinger fram en bærekraftig ressursforvaltning ved at vannkilder og tilsigsområder sikres i størst mulig grad, og i et langsiktig perspektiv (NORVAR 1997).

Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. (drikkevannsforskriften) utgitt av Sosial-og helsedepartementet (1995) skal bidra til at drikkevann som stilles til disposisjon for bruker skal være tilfredsstillende. Drikkevannsforskriften stiller, for godkjenningspliktige vannverk, krav om minimum to hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. Det er imidlertid flere spørsmål knyttet til hygieniske barrierer:

- Hva er en hygienisk barriere?
- Hvilke forbindelser skal hindres?
- Hvilke krav skal stilles til en hygienisk barriere?

Noen betraktninger rundt disse spørsmål behandles.

## 2. Hva sier drikkevannsforskriften?

Drikkevannsforskriften (Sosial-og helsedepartementet 1995) skal sikre forbrukerne tilfredsstillende drikkevann. Forskriften definerer ikke begrepet "hygieniske barrierer", men den sier noe om enkelte faktorer som er aktuelle i sammenheng med vurderingen av hygieniske barrierer. Drikkevannsforskriften benytter følgende definisjon av smittestoff:

"**Smittestoff**: Et biologisk agens (bakterier, virus, sopp, protozoer eller deler av slike) som kan fremkalle sykdom".

Den samme drikkevannsforskriften stiller blant annet følgende krav til drikkevannet:

§ 13 "Drikkevann skal, når det stilles til disposisjon for brukeren, være hygienisk betryggende, klart og uten fremtredende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre risiko for helseskade i vanlig bruk. (...)."

Når det gjelder vannbehandling sier drikkevannsforskriften blant annet følgende:

§ 15 "Vannbehandlingen skal sikre at alt vann fra godkjenningsspliktige vannforsyningssystemer er hygienisk betryggende. Vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet.

Som et minimum skal alt vann være desinfisert eller behandlet for å fjerne eller drepe smittestoffer. Godkjenningmyndigheten kan i den enkelte sak bestemme at vann fra grunnvannskilde ikke behøver desinfiseres eller behandles som nevnt".

Det er imidlertid ikke nærmere forklart hva som ligger i begrepet "hygienisk betryggende", men som merknad til §4 står blant annet følgende: "Tilstrekkelig beskyttelse av tilsigsområdet (beskyttelsestiltak og restriksjoner) kombinert med vannkildens selvrensingsevne kan utgjøre en **hygienisk barriere**".

Videre står det i forskriften som merknad til §10: "Summen av effektene av beskyttelse av vannilsigsområdet og vannbehandlingsanlegg må minimum utgjøre **to hygieniske barrierer**".

Som merknad til §15 står det: For godkjenningsspliktige vannverk innebærer kravet om hygienisk sikring at det totalt i vannforsyningssystemet (tilsigsområde/vannkilde og vannbehandlingsanlegg) tilsammen må være **minimum to hygieniske barrierer** for å forhindre at **smittestoffer og/eller helseskadelige forbindelser** kan nå fram til forbrukerne. Dette gjelder både for feiloperering og utstysrfeil. Så langt det er praktisk mulig, skal utstyr og prosedyrer som benyttes ved vannbehandling, være slik at ingen enkeltfeil under bruk fører til unødig risiko for helseskade eller livstruende situasjoner(...).

Godkjenningsspliktige vannforsyningssystemer er definert som vannverk som leverer vann til flere enn 100 personer eller 20 husstander/hytter, til institusjon, hotell eller annen næringsmiddelvirksomhet.

I vedlegg til drikkevannsforskriften heter det i kapittel 2:

"2. Drikkevann skal ikke inneholde patogene (sykdomsfremkallende) organismer.

3. Dersom det er nødvendig å supplere undersøkelser etter Tabell 5, Mikrobiologiske parametre, bør undersøkelsen omfatte patogene mikrober, særlig:

- salmonellabakterier
- patogene stafylokokker
- fekale bakteriofager
- enterovirus.

Forøvrig skal drikkevann ikke inneholde parasitter som kan fremkalle sykdom hos mennesker eller husdyr, og **bør** ikke inneholde:

- alger
- andre organismer (smådyr)".

Drikkevannsforskriften har satt grenseverdier for enkelte helseskadelige stoffer og mikrobiologiske parametre.

## 3. Hva er en hygienisk barriere?

### 3.1 Begrepet hygienisk barriere

En hygienisk barriere kan være (Folkehelsa 1987<sup>1</sup>):

- Tiltak for å hindre tilførsel av smittestoffer og andre helseskadelige stoffer til vanninntaket.
- Fjerning eller ødeleggelse av smittestoffer og andre helseskadelige stoffer i vannbehandlingsanlegget.

I "NORVAR orienterer" nr. 14/97 er følgende "definert" som en hygienisk barriere:

En hygienisk barriere er en hindring som:

- fjerner bakterier, virus etc.
- dreper bakterier, virus etc.
- fortynner kjemikalier/fysiske stoffer
- fjerner kjemikalier/fysiske stoffer
- nedbryter kjemikalier/endrer fysiske forhold

til et nivå hvor de aktuelle mikrober/stoffer (agens) ikke lenger representerer noen helsetrussel eller -betenkelighet.

Det foreligger imidlertid ingen klar definisjon av hva en hygienisk barriere er, i form av tallfestede verdier (Storhaug 1996). Begrepet "hygienisk barriere" er et uttrykk for et prinsipp som ikke kan defineres entydig ved bruk av naturvitenskapelige begreper. Vurdering av hva som kan utgjøre en hygienisk barriere, må ta utgangspunkt i en risiko/sårbarhetsvurdering for det enkelte vannforsyningssystem. For eksempel vil konsekvensene ved at en barriere brytes, kunne variere meget fra ett vannverk til et annet, og nødvendig "høyde" på hver barriere må derfor bestemmes i det enkelte tilfelle. Viktige forhold å ta med i vurderingen av "barriere-høyde" er blant annet antall personer som kan rammes dersom barrierene skulle brytes og hvor alvorlig disse personer kan bli rammet, sett i forhold til hvilket forurensningspress det er i tilsigsområdet og hvordan disse forurensningsfarene varierer over tid (NORVAR 1997).

### 3.2 Hva kan utgjøre en hygienisk barriere?

I vurderingen av et vannforsyningssystems hygieniske barrierer er det seks sentrale spørsmål man bør stille seg, fortrinnsvis i nevnte rekkefølge (NORVAR 1997):

1. Hva kan forurense vannet?
2. Hvordan kan dette forhindres?
3. Hvordan kan vi fjerne forurensning/forurensningsfaren fra drikkevannet (vannkilden)?
4. Hvordan kan vi fjerne forurensningen fra drikkevannet (ved vannbehandling)?
5. Er risikoen tilstrekkelig redusert ved en barriere nr 1?
6. Er risikoen tilstrekkelig redusert ved en barriere nr 2 som skal virke i tilfeller hvor barriere nr 1 svikter?

Vannverkseier og tilsynsmyndigheter må hver for seg og i samarbeid vurdere hva som kan utgjøre henholdsvis én og til sammen to hygieniske barrierer, og hvordan man kan få naturgitte forhold og teknologi til å virke sammen på en optimal måte. Godkjenningsmyndigheten beslutter hvorvidt de foreslåtte hygieniske barrierer anses for tilfredsstillende i den aktuelle saken. En klar anbefaling til vannverkseiere, tilsyns- og godkjenningsmyndigheter er hele tiden å tenke risikoreduksjon.

Behovene for tiltak for å sikre en drikkevannskilde vil variere fra sted til sted. Eksempler på tiltak kan være:

- Sanering av kloakkutslipp/sikring av overløp.
- Forbud mot gjødsling av skog og innmark, bruk av plantevernmidler, lagring av drivstoff.
- Omlegging eller sikring av veier.
- Forbud mot bading og fiske.
- Sanering av oljetanker.
- Regulering vedrørende passering gjennom nedbørfelt; bivuakk/latrine, drivstofføsl (eks. ved militærøvelse e.l.).

For store vannverk er det viktig å ha "høye" barrierer fordi konsekvensene ved svikt i barrierene kan være svært store. Følgende er eksempler på tidligere vurderte hygieniske barrierer for vannkilder til bruk i store vannverk. Lokale forhold må imidlertid alltid vurderes særskilt (NORVAR 1997):

- Store innsjøer og dype inntak (eksempelvis Mjøsa under 150 m, Holsfjorden under 50 m, Farrisvannet under 40 m).
- Omfattende restriksjoner i tilsigsområdet (forbud mot "alle" etableringer og aktiviteter).
- Dypvannsinntak i middels store innsjøer kombinert med "litt mindre omfattende" restriksjoner.
- Grunnvann i fjell med god stabilitet i temperatur, kvalitet og kapasitet (Merk: Dette kan likevel være en usikker barriere).
- Grunnvann i løsmasser med restriksjoner på arealbruken i tilsigsområdet og med mer enn tre meter overdekning over grunnvannspeilet.

For små vannverk må man definere "barriere-høyden" ut fra en vurdering av potensielle konsekvenser sett i forhold til hva som er mulig og hensiktsmessig å etablere av barrierer. Vanligvis vil det være nødvendig å velge en vannbehandling som krever liten grad av driftsoppfølging og teknisk spisskompetanse.

Følgende er eksempler på prinsipper for valg av vannkilde og inntakssted med størst mulig barrierevirkning. Lokale forhold må imidlertid alltid vurderes særskilt:

- Vurder alltid grunnvannsmulighetene.
- Vanninntaket bør ligge dypest mulig, både for grunnvann og overflatevann, og mulige beskyttelsestiltak innføres.
- Vanninntaket i et vassdrag bør heller være i en innsjø enn i elv/bekk.
- Vanninntaket bør heller være i brønn ved siden av vassdrag enn i selve vassdraget.
- Vanninntaket bør helst være ovenfor bebyggelse, jordbruksarealer og beiteområder.
- Brønner må sikres mot overflateinnsig.

Ved vurdering av dybde for vanninntaket må det alltid tas hensyn til hvordan vannkvaliteten varierer nedover i dypet, og hvordan dette igjen kan variere med årstidene, både i "normalår" og i avvikende år (kulde/varme, flom/tørke, høy/lav vannstand). For grunnvannsuttag må det kartlegges hvordan uttaket vil påvirke grunnvannsstrømmene. For overflatevann er det som regel selvinnyttende hvor vannet kommer fra.

Som et forsøk på å oppsummere hva en hygienisk barriere er kan følgende sies:

Sikring av vannkilder i Norge er basert på prinsippet om dobbel hygienisk barriere. Det vil si at man benytter en ren overflatevannkilde kombinert med desinfeksjon, eller, man benytter en noe belastet overflatevannkilde og anvender vannbehandling i to prosessstrinn som hver for seg kan betraktes som en barriere. Ved grunnvannskilder dannes den ene barrieren ved sikring av infiltrasjonsområdet, den andre ved de selvrensingsprosesser som skjer under lagringen og infiltreringen i grunnen. Motivet for å anvende dobbel barriere er hensynet til sikkerheten i vannforsyningen. Å bruke vannforekomster som krever omfattende vannbehandling for at vannet skal bli hygienisk betryggende, medfører et hygienisk risikomoment fordi man aldri er garantert mot at svikt i behandlingstrinnene kan forekomme. Derfor vil sterkt forurensede vannkilder ikke være noe reelt alternativ som drikkevannskilde i Norge (Ibrekk 1986).

## 4. Hva skal hindres?

Det er noe uklart hvilke forbindelser som skal hindres ved en hygienisk barriere. Nedenfor omtales noen aktuelle forbindelser i forbindelse med hygieniske barrierer:

**Smittestoffer.** Drikkevannsforskriften definerer dette som biologiske agens (bakterier, virus, sopp, protozoer eller deler av slike) som kan fremkalle sykdom. Disse forbindelser skal hindres ved en hygienisk barriere. Tabell 1 gir en oversikt over smittestoffer som kan overføres via vann.

Tabell 1. Oversikt over smittestoffer som kan overføres via vann (Folkehelse 1989)

<b>Enterovirus:</b>	<b>Patogene bakterier:</b>	<b>Protozoer:</b>
Poliovirus	<i>Campylobacter</i>	<i>Acanthamoeba</i>
Coxsackie A virus	<i>Escherichia coli</i> 0157	<i>Balantidium coli</i>
Coxsackie A virus	<i>Escherichia coli</i> (feecal)	<i>Cryptosporidium</i>
Echovirus	<i>Francisella tularensis</i>	<i>Entamoeba histolytica</i>
Hepatitt A virus	Mykobakterier	<i>Giardia lamblia</i>
<b>Gastroenteritis virus:</b>	<i>Salmonella</i>	<i>Isospora belli</i>
Rotavirus	<i>Shigella</i>	<i>Naegleria fowleri</i>
Adenovirus	Streptokokker	<i>Sarcocystis</i>
Calicivirus (lite virus)	<i>Vibrio</i>	<i>Toxoplasma gondii</i>
Astrovirus (lite virus)	Yersinia	<b>Metazoer:</b>
Norwalk virus, SRSV(lite virus)	<b>Potensielt patogene bakterier:</b>	Spolorm (rundorm)
Parvovirus (lite rundt virus)	<i>Acinetobacter</i>	Blodikter (flatorm)
Enterovirus-like (små runde)	<i>Aeromonas hydrophila</i>	Haleikter fra vannfugl
<b>Andre virus:</b>	<i>Bacillus</i>	Bendelormer (flatorm):
Hantavirus	<i>Citrobacter</i>	<i>Diphyllobothrium latum</i>
<b>Potensielt patogene sopp:</b>	<i>Clostridium</i>	<i>Taenia echinococcus</i>
<i>Candida albicans</i>	<i>Edwardsiella tarda</i>	<i>Taenia saginata</i>
<i>Phialophora richardsiae</i>	<i>Enterobacter</i>	<i>Taenia solium</i>
<b>Giftprod. blågrønnalger:</b>	<i>Flavobacterium</i>	
<i>Oscillatoria</i>	<i>Klebsiella</i>	
<i>Microcystis</i>	<i>Legionella</i>	
<i>Anabaena</i>	<i>Listeria</i>	
<b>Flagellat-alge:</b>	<i>Proteus</i>	
<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Pseudomonas</i>	
	<i>Serratia</i>	
	<i>Staphylococcus</i>	

For flere av disse organismene er det ikke utarbeidet standard metoder for påvisning i vann. Enkelte av organismene er dessuten mer motstandsdyktige enn indikatorbakterier som f.eks. *E.coli*. Slike organismer kan derfor være tilstede selv om vannet blir vist å være fritt for indikatorbakterier.

Man kan derfor spørre seg om testprosedyrene for organismer og forbindelser er tilfredsstillende for å kunne vurdere krav til hygieniske barrierer, og effekten av disse. Skal krav til hygieniske barrierer justeres etterhvert som nye og bedre analysemetoder blir tilgjengelig? Hva er tilfredsstillende testprosedyre med hensyn på metodesikkerhet, prøvehyppighet og antall organismer?

**Alger.** Alger er i seg selv ikke smittsomme, eller helseskadelige (kun algetoksiner), og dekkes ikke av "smittestoffer". Drikkevannsforskriften gir ingen grenseverdier for alger, og sier kun at drikkevannet ikke **bør** inneholde alger. Algeoppblomstring er hovedsakelig et problem i sommersesongen, og i de øvre vannmasser. Problemer med alger kan oppstå når overflatevann kommer ned til råvannsinntaket. Dette vil ofte være begrenset til enkelte perioder på året og under spesielle klimatiske forhold. Det er uklart om hygieniske barrierer skal hindre alger.

**Algetoksiner.** Algetoksiner er ikke smittsomme, men sykdomsfremkallende, i tillegg til at de kan gi lukt og smak på drikkevannet. Det er uklart om hygieniske barrierer skal hindre algetoksiner. De dekkes dersom de regnes som helseskadelige forbindelser, hvilke skal hindres av hygieniske barrierer.

**Bakterietoksiner.** Det er uklart om bakterietoksiner skal regnes som "deler av slike" under smittestoffer, eller om det med "deler av slike" i den sammenheng kun tenkes på f.eks.

bakteriecellevegger som ikke lenger er intakte bakterier, men som fortsatt er patogene. Bakterietoksiner er ikke smittsomme, men sykdomsfremkallende. De dekkes dersom de regnes som helseskadelige forbindelser, hvilke skal hindres av hygieniske barrierer.

**Helseskadelige forbindelser.** Drikkevannsforskriften gir grenseverdier for enkelte helseskadelige stoffer. Drikkevannsforskriften stiller krav til minimum to hygieniske barrierer for å forhindre at **smittestoffer og/eller helseskadelige forbindelser** kan nå fram til forbrukerne. Dersom man tolker dette bokstavelig skal samtlige helseskadelige forbindelser hindres av hygieniske barrierer. Dette må da omfatte forbindelser som for eksempel rester av pesticider, tungmetaller, bakterie- og algetoksiner, prioner, haloformer fra renseprosessen, hormonforstyrrende forbindelser, radon, PCB, PAH etc. Både akutte og kroniske helseskadelige forbindelser må i såfall dekkes, og listen over aktuelle stoffer vil kunne bli svært lang. Den vil i tillegg endres kontinuerlig etterhvert som kunnskap om effekter og analysemetodikk bedres.

## 5. Hvilke krav skal stilles til en hygienisk barriere?

Da det ikke foreligger noen klar definisjon av hva en hygienisk barriere er, i form av tallfestede verdier, blir det også vanskelig å kunne svare fullstendig på spørsmålet om hvilke krav som skal stilles til en hygienisk barriere. For å kunne nærme seg et svar må man først ha klart for seg hvilke forbindelser en hygienisk barriere skal hindre. Dersom vi går ut i fra at smittestoffer og/eller helseskadelige stoffer skal hindres, er det fortsatt noe uklart hvilke forbindelser som skal regnes som helseskadelige stoffer. Og hva med helseskadelige forbindelser (sammensetning av flere stoffer)? Man må anta at også disse skal hindres av en hygienisk barriere, og at begrepene "stoff" og "forbindelse" i denne sammenheng er benyttet litt upresist. Lov om helsemessig beredskap av 2. desember 1955 (Helseberedskapsloven), §5 benytter begrepet "smittestoffer eller andre skadelige produkter" i bestemmelsen om tiltak for å hindre spredning gjennom drikkevann (Miljøverndepartementet 1992).

Hverken mengder eller typer forbindelser som skal hindres av en hygienisk barriere vil være konstant over tid. For eksempel vil typer og mengder av smittestoffer i drikkevannssystemet kunne variere med årstid og nedbørmengder. Keevil et al. (1993) undersøkte sammenhengen mellom mikroorganismer i vannledningsnett og human infeksjon i England og Wales i 1993. Denne undersøkelsen viste for eksempel en sammenheng mellom ulike bakterieinfeksjoner og værforhold.

Det er to prinsipielt forskjellige typer av hygieniske barrierer. Den ene er å hindre tilførsel mens den andre går på fjerning/ødelegging av de hygienisk betenkelige forbindelser ved vannbehandling. Vann som leveres fra vannverk skal til enhver tid være hygienisk betryggende. Dette tilsier at den hygieniske sikringen av vannforsyningen i størst mulig grad bør baseres på prosesser hvor det er liten fare for menneskelig eller teknisk svikt (Folkehelse 1987<sup>1</sup>).

Kriterier for hygieniske barrierer bør i det minste baseres på vurderinger av forhold som for eksempel:

- Sykdomsfremkallende bakteriers og virus' veger gjennom drenerende mark, og vannkilder.
- Pesticiders oppførsel i mark og vannkilder (inkludert grunnvann).
- Oljeforurensningers og ulike kjemikaliers transport og oppførsel i mark og vannkilder.
- Eventuell transport av radioaktivt materiale i mark og vannkilder.

I veilederen om sikker vannforsyning (Miljøverndepartementet 1992) angis det at den beste beredskap ligger i å ha dobbel sikkerhet gjennom:

- Gode vannkilder.
- Sikring av nedbørsfelt.
- Desinfeksjon av alt overflatevann.

Hittil har klausulering i nedbørsfeltet for mange vannverk fungert som den ene barrieren, men for en rekke vannverk er dette ikke lenger en effektiv hygienisk barriere hele året, delvis på grunn av tilfeldig forurensning fra turister og for eksempel fra fugl som trekker inn i området (Weideborg og Hem 1994).

Barrierene skal være etablerte og virksomme til enhver tid, og skal ikke være avhengig av at en analyse gir varsel om at et tiltak skal startes opp. Det er viktig at de to barrierene virker uavhengig av hverandre slik at en svikt i den første ikke medfører at den andre automatisk også settes ut av spill.

Prinsippet om dobbel hygienisk sikring forutsetter, foruten en god kilde, en god og sikker vannbehandling. Alle vannverk skal være utstyrt med desinfeksjonsanlegg (klor, ozon eller UV-bestråling). I vannverk basert på overflatevannkilder skal desinfeksjon skje kontinuerlig. Desinfeksjonstrinnet representerer den siste barriere for å hindre eventuell overføring av sykdomsfremkallende stoffer fra vannkilden til konsumentene. I en krisesituasjon er det i første rekke desinfeksjonsprosessen og vannleveransen som er det viktigste å opprettholde. Dersom et av de andre vannbehandlingstrinnene faller ut, kan dette i mange tilfeller kompenseres ved å øke klordosen (Miljøverndepartementet 1992).

Det er imidlertid klart at to hygieniske barrierer kan være innebygget i selve vannbehandlingsprosessen. Prosessene må da være av ulik karakter og virke uavhengig av hverandre, slik at forurensningene angripes fra ulik vinkel. F.eks. vil kjemisk felling og desinfeksjon, eventuelt med filtrering gjennom aktivert karbon, ofte anses som tilfredsstillende hygienisk sikring, mens dobbelt klorering ikke er tilfredsstillende.

Vurderingen av hvilke krav som skal stilles til en hygienisk barriere må relateres til de krav man setter til drikkevannet til enhver tid. Disse krav vil kunne endres over tid utifra forhold som økonomi, analysemetoder, deteksjonsgrenser og kunnskap om effekter. En reduksjon på 99 %, er det godt nok?

Videre må krav til hygieniske barrierer stå i forhold til andre tiltak som kan sikre god vannforsyning. Kontroll av forurensningstilførslene sammen med vannkildenes selvrensende og fortynnende evne bidrar til lavere driftsutgifter og høyere driftsstabilitet og dermed bedre økonomi enn løsninger basert på fjerning av forurensningene i vannbehandlingsanlegg.

Hygieniske barrierer må i størst mulig grad kunne håndtere plutselige og uforutsette utslipp, "planlagte ulykker" hvor noen bevisst kvitter seg med et forurensningsproblem, jevne tilførsler av forurensninger og tilfeldige forurensninger fra f.eks. rekreasjonsaktiviteter.

Dersom desinfeksjonstrinnet skal representere den siste barriere, som nevnt over, vil alt som måtte tilkomme av forurensninger på veien fra desinfeksjonstrinnet via ledningsnett fram til forbruker, ikke dekkes av kravet om to hygieniske barrierer. Dette kan synes som en mangel når man vet at en stor del av ledningsnett i Norge er av svært dårlig kvalitet og at spredning av bakterier, tungmetaller og kjemikalier via ledningsnett har forekommet. For eksempel er Oslos kommunale vannledningsnett hele 1 550 kilometer (Oslo-Milano). I tillegg kommer like lange private ledninger. Eldste vannledning i Oslo er en støpejernsledning fra 1859. Da er anslaget om at 35 % av alt vann som renner ut fra uttakene blir borte før de når springene hos forbrukerne kanskje beskjedent. Et estimat viser at det lekker like mye vann ut som det som går til den private husholdning i Oslo (Sjåvik og Saltveit 1997).



Desinfeksjon alene er heller ikke alltid en tilstrekkelig barriere. Man vet at ikke alle organismer drepes ved klorering eller UV-bestråling. Det vil være vanskelig å få etablert to hygieniske barrierer mot protozocyster som er motstandsdyktige ovenfor vanlige desinfeksjonsmidler uten å ha en fysisk (kjemisk) separasjonsprosess. Ettersom organismen *Gardia* også kan smittes via ville dyr kan det være problematisk å beskytte nedbørfeltet tilstrekkelig (Weideborg og Hem 1994).

Folkehelsa har vanligvis akseptert dypvannsinntak i store innsjøer kombinert med enkel vannbehandling (Lund 1996). Under slike forhold innebærer dette at det ikke vil være nødvendig med to hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget. Vanninntakets plassering bør imidlertid vurderes på bakgrunn av hydrologiske forhold for å sikre seg mot at patogene organismer som er vanskelig å inaktivere i for eksempel et svakkloreringstrinn ikke kommer inn i vannbehandlingsanlegget (Hem 1996).

Ved ledningsbrudd er det påvist høyere innhold av koliforme bakterier. Det er derfor viktig at desinfeksjon har en bedre restvirkning på ledningsnettet enn tilfelle mange steder er i dag (Hem 1996).

## 6. Ulike hygieniske barrierer

### 6.1 Vannkilden som hygienisk barriere

For å vurdere om vannkilden skal kunne fungere som en hygienisk barriere, er det nødvendig å se vannkilden og tilsigsområdet i sammenheng. Flere sentrale forhold som bør tas med i denne vurderingen er gitt i Tabell 2 (NORVAR 1997).

**Tabell 2.** Vurdering av vannkilden som en hygienisk barriere.

TYPE VANNKILDE	VIKTIG Å VURDERE	KOMMENTARER
Innsjø	Dybde Vannmasse Oppholdstid	Stor vannmengde over vanninntaket beskytter. Stor total vannmengde fortynner forurensning. Lang oppholdstid nedbryter forurensning.
Elv	Vannmasse	Stor vannføring fortynner kjemisk forurensning.
Grunnvann i løsmasser	Mektighet i mettet/umettet sone Filtervirkninger	Bakgrunn for vurdering av 60-døgnsone. Umettet sone kan gi lang oppholdstid. Vurdering av filteregenskaper i grunnen.
Grunnvann i fjell	Dybde Oppsprekking Vannføring	Alle disse forhold må vurderes samlet, med støtte i erfaringer ut fra vannets stabilitet (kvalitet, vannmengde og temperatur). Stabilt vann innebærer en viss trygghet, store variasjoner viser usikkerhet.

For å vurdere tilsigsområdet er det viktig å kartlegge hvilke forurensningskilder som finnes, eksempelvis bebyggelse, landbruk, industri, veier, jernbane, nedgravde tanker, forurenset grunn, bruk av området til aktiviteter som rekreasjon, stevner etc. Gjennom kartleggingen får man et grunnlag for å vurdere behovet for å beskytte vannkilden, og deretter hvordan denne beskyttelsen kan gjennomføres ved for eksempel regulering av området gjennom kommunale planer, frivillige avtaler med grunneiere, ekspropriasjon av rettigheter eller annen virkemiddelbruk.

## 6.2 Vannbehandling som hygienisk barriere

### 6.2.1 Eksempler på rensetrinn

Nedenfor er det gitt eksempler på rensetrinn. Enkelte av disse rensetrinn kan alene eller sammen med andre utgjøre hygieniske barrierer.

#### **Desinfeksjonsmetoder:**

- Klorering
- UV bestråling
- Ozonering

#### **Annen vannbehandling:**

- Adsorpsjon på aktivt kull
- Lufting (for enkelte flyktige organiske forbindelser)
- Koagulering etterfulgt av flotasjon/sedimentering og filtrering
- Omvendt osmose
- Oksidasjon etterfylt av et biologisk filter.

**Ionebytting** vil ikke fungere som en hygienisk barriere fordi den kun fjerner spesifikke ioner (molekyler) og forøvrig ikke ha en avskilling av partikler bedre enn det man vil finne i et hurtigsandfilter (Hem 1996).

**Kjemisk felling og desinfeksjon**, eventuelt med filtrering gjennom et aktivt karbonfilter, blir ansett som to hygieniske barrierer. Den ene barrieren vil fjerne bakterier gjennom en fysisk, kjemisk prosess, mens den andre dreper bakteriene.

**Desinfeksjonsmetoder** som aksepteres av helsemyndighetene i Norge er tilsetning av klor, kloraminer eller ozon, samt UV-bestråling. Ved bruk av klor og kloramin vil en ha en klorrest som i noen grad vil gi beskyttelse mot reaktivering av patogener i ledningsnettet.

**Kloramin** vil gi en bedre beskyttelse på ledningsnettet enn klor, fordi klor er et sterkere oksidasjonsmiddel enn kloramin og derfor forbrukes raskere.

**UV-bestråling** og **Ozon-dosering** vil ikke gi noen beskyttelse på ledningsnettet.

I Norge er klorering den dominerende desinfeksjonsmetoden, men UV-bestråling benyttes også en rekke steder, og da spesielt i små vannbehandlingsanlegg (Hem 1996). Dette bildet kan komme til å endre seg framover dersom man av preventive grunner vil unngå haloformer, slik som i Nederland, eller dersom det kommer nye EU forskrifter med maksimalverdier for haloformer. På landsbasis mottar 75% av den forsynte befolkning desinfisert drikkevann. Omlag 70 % av vannverkene som har desinfisering benytter klor, og ca. 30% av vannverkene har UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. Da det mest er de mindre vannverk som benytter UV-bestråling, vil forholdet ikke være det samme dersom en ser på andel av den forsynte befolkningen (Lund 1993p referert i Midttun 1994).

**Dobbeltklorering** blir ikke ansett som tilfredsstillende hygienisk sikring. De mikroorganismene som ikke drepes med klor, forventes ikke å bli drept ved annen gangs klorering. Dessuten kan det ved endring av vannkvaliteten, for eksempel ved innsug av grumset vann fra vannkilden, vise seg at ingen desinfeksjonsmetode er effektiv. Klorering kan derfor utgjøre kun en av de to hygieniske barrierer.

For at vannbehandlingen skal kunne utgjøre en hygienisk barriere forutsettes det selvsagt at prosessen er dimensjonert og bygget riktig, og at det til enhver tid er optimal drift av anlegget.

## 6.3 Rensemetoder for ulike forbindelser

### 6.3.1 Partikler og partikkelbundne forbindelser

Direktefiltrering er den vanligste metoden for fjerning av partikler, som for eksempel humus. Det finnes betydelig norsk kompetanse på bygging og drift av slike anlegg. Det er kun et større vannverk som benytter ionebytting for humusfjerning i Norge (Weideborg og Hem 1996).

Verdens Helseorganisasjon (WHO) nevner at nærvær av partikler (turbiditet) kan ha effekt på mikrobiologisk kvalitet på drikkevann. Partikler kan beskytte bakterier og virus mot effekten av desinfeksjonsmidler. Partikler i vannet vil kunne innkapsle mikrober og føre til at disse ikke vil bli inaktivert av klor eller UV-bestråling, og vil også kunne skjerme partikler mot UV-lys. Desinfeksjonseffekten vil således reduseres ved partikler i vannet. I følge WHO anbefales av denne grunn ikke turbiditeten på vann som bare skal desinfiseres å overstige 1 FTU, og den må overhodet ikke overstige 5 FTU (Weideborg og Hem 1994). Partiklene vil imidlertid kunne adsorbere mikrober, slik at disse fjernes sammen med partiklene ved filtrering.

### 6.3.2 Alger

Fjerning av algeproduisert lukt og smak er velkjent teknologi, og er utprøvd i pilotskala ved Mjøsa for fjerning av den algeproduerte forbindelsen geosmin. Metoden som er benyttet i Norge er adsorpsjon på aktivt karbon, men også ozonering kan ha en positiv effekt på lukt og smak (Hem 1996). Aktivt karbon kan doseres i pulverform (PAC) eller bygges opp som granulater i et filter (GAC). PAC vil normalt bare benyttes der lukt og smaksproblemer er sporadiske. PAC krever effektive renseenheter som kan fjerne det pulveriserte karbonet etter at det har adsorbert de uønskede forbindelsene. Det er imidlertid usikkert om disse metodene er tilstrekkelige som hygieniske barrierer for også å hindre alger. Enkelte alger kan i størrelse sammenlignes med bakterier og vi vet at bakterier fjernes kun i liten grad ved hurtigsandfiltrering alene. Alger i drikkevann kan kontrolleres med oksidasjon og koagulering. Desinfeksjon med klor, kloraminer eller ozon, samt UV-bestråling kan også benyttes for alger.

### 6.3.3 Algetoksiner

Fjerning av algetoksiner er studert i laboratorieskala og pilotskala (Hem 1996). Konvensjonell rensing, d.v.s. koagulering, filtrering og klorering, gir kun liten (0-50%) reduksjon av toksiner. Filtrering gjennom et langsandsfilter gir inntil 85% reduksjon. Bruk av PAC med kontakttider på i størrelsesorden 30 minutter gir reduksjoner i samme størrelsesorden som bruk av konvensjonell rensing. De mest effektive rensemetoder mot algetoksiner er koagulering/direktefiltrering kombinert med filtrering gjennom aktivt karbon (GAC), forozonering kombinert med koagulering og filtrering, ozonering etterfulgt av GAC, eller omvendt osmose. Resultatene med GAC som eneste behandling vil gi en betydelig reduksjon i toksinkonsentrasjonene blant annet av toksiner fra *Anabaena*. Det er imidlertid ikke gitt at en vil få en fullstendig fjerning av algetoksiner kun ved bruk av filtrering gjennom et GAC-filter.

### 6.3.4 Bakterier

Bakterier kan ha svært ulik overlevelsestid i vann. Faktorer som virker på populasjonsnivå er for eksempel fortykning, sedimentering, sollys, temperatur, årstidsvariasjoner, trykk, pH, salinitet, næringstilgang, tungmetaller, organisk stoff/forurensninger, uorganiske stoffer, bakteriofager, predasjon, veksthemmende stoffer, utgangskonsentrasjon av bakterier og bakterietype. Bakterier er

ofte bundet til partikler og kan fjernes sammen med partikler ved ulike filtreringsteknikker. Størrelse og ladning på bakteriene har betydning for bindingsgraden til partikler. Rask sandfiltrering har liten eller ingen effekt på mikroorganismer i vann. Langsom sandfiltrering kan imidlertid fjerne 60 - 90 % av virus- og bakterieinnholdet, men effektiviteten er helt avhengig av tid fra siste filterrengjøring. Klorering og UV-bestråling tar knekken på de fleste bakterier, og er hyppig brukt. Virkningen avhenger imidlertid av en rekke faktorer som organismetype, partikkelinnhold, temperatur, kontakttid og pH. Bakterier fjernes også effektivt ved flokkulering. Høy pH kan ha god effekt på fjerning av enkelte bakterier. Forsøk viser at man kan oppnå nær 100 % renseeffekt for koliforme bakterier og sykdomsfremkallende bakterier ved pH ned til 9,5. Forutsetninger er imidlertid lang oppholdstid, 8 - 10 timer. Parasittegg (for eksempel spolorm) og sporedannende bakterier fjernes ikke selv med pH 11,5 i 24 timer (Weideborg og Hem 1994).

Enkelte bakterier er svært sensitive for kulde eller varme. Dette benyttes ikke som rensemetode på vannverk, men benyttes hos brukere i akutte situasjoner. Men enkelte bakterier som f.eks. *Mycobakterium* tåler høye temperaturer og inaktiveres ikke ved vanlig desinfeksjonspraksis. Sjokkklorering må f.eks. til for å forhindre at *Mycobakterium* etablerer seg i svømmebasseng (Folkehelse 1989). *Salmonella*-bakterier har generelt noe større resistens ovenfor UV-bestråling enn indikatorbakterien *E.coli*. *Yersinia* og *Legionella* derimot er mer resistent overfor klor, men mindre resistent overfor UV-bestråling enn *E.coli*. Laboratorieundersøkelser utført av Lund (1985<sup>2</sup>) konkluderte imidlertid med at *E.coli* ser ut til å være en betryggende indikator på *Yersinia enterocolitica* forekomst i klorbehandlet vann, både under sommer og vintertemperatur. En skal imidlertid være klar over at *Yersinia* som overlever en desinfeksjon, har evnen til å formere seg også ved lav temperatur. En kan derfor ikke helt utelukke at *Yersinia*-bakterier som overlever klorering, i visse tilfeller vil kunne gi oppvekst på ledningsnettet, med påfølgende mulighet for smitteoverføring (Lund 1985<sup>2</sup>). *Campylobacter* er mer følsom overfor klor enn *E.coli*, og inaktiveres også raskere i naturlig vann, mens *Yersinia* kan overleve mye lenger enn indikatorbakteriene i naturlig vann ved lav temperatur (Lund 1988). UV-forsøk har vist at *E.coli*, på grunn av at den har noe bedre UV-toleranse enn *Campylobacter* og *Yersinia*, er en brukbar indikator på forekomst av disse patogene i UV-desinfisert vann (Lund 1986). *E.coli* er imidlertid ingen god indikator for forekomst av *Yersinia enterocolitica* i ubehandlet oligotroft drikkevann (Lund 1988). *Klebsiella* tåler på grunn av sin slimkapsel høye doser av desinfeksjonsmidler.

### 6.3.5 Virus

Faktorer som virker på virusoverlevelsen i vann er for eksempel temperatur, vannbevegelser (turbulens/strømhastighet m.v.), turbiditet, adsorpsjon og aggregatdannelse, sedimentering, sollyss, årstidsvariasjoner, vannkildetype, pH, salinitet, tungmetaller, organisk stoff/forurensninger, uorganiske stoffer, akvatiske protozoer, bakterier, sopp og alger, skalldyr, enzymer, utgangskonsentrasjon av virus og virustype. Virus er kun istand til å formere seg inne i en levende vertscelle. "Overlevelse" i forbindelse med virus, må derfor forstås som "evnen til å opprettholde infektiviteten (evnen til smitte) overfor potensielle vertsceller" (Lund 1985).

Forsøk med filtrering for å fjerne virus fra vann har gitt resultater fra liten eller ingen reduksjon til 99 % reduksjon. Hvorvidt et filter vil redusere smittefare vil avhenge av hva slags filtermasse en har, og hvordan filteret drives (Weideborg og Hem 1994). Men en reduksjon på 99 %, er det godt nok? Når man skal vurdere renseeffekt må man også ta hensyn til antall prøver pr. år det analyseres på.

Teoretisk kan en eneste infeksjons viruspartikkel forårsake infeksjon. En regner likevel med at det under normale forhold kreves en ganske stor infeksjons dose av virus for å forårsake sykdom, men dette vil avhenge av individets status (alder, kondisjon, immunstatus etc.).

Ved laboratorieforsøk med karbon/sandfilter er det registrert 92 % reduksjon av virus med filtreringshastighet 9,8 m/time (Weideborg og Hem 1994). Reduksjon av antall mikroorganismer tilknyttet partikler forutsetter at filteranlegget fungerer tilfredsstillende med hensyn på partikkelfjerning. Ved gjennombrudd i et filter vil det for eksempel kunne skje en økning av konsentrasjoner av virus selv om den registrerte turbiditeten er lav (Weideborg og Hem 1994). Karbonfiltre kan fjerne opptil 90 % av virus i vann, men kan også være et gunstig vekstmedium for bakterier. Koagulering fulgt av felling, kan gi virusreduksjon på 90-99 %. Flokkulering fulgt av rask sandfiltrering er vist å kunne fjerne 60 - 99 % av virus, avhengig av virustype og turbiditet i vannet. Forsøk har vist at det er mulig å oppnå 99,9 % reduksjon av poliovirus i vann ved 60 °C i en halv time. Ozon har noe sterkere virucidal virkning mot poliovirus enn fri klor, på vektbasis (Lund 1985). Virus med fekal-oral smittevei er generelt mer resistent mot f.eks. klorering enn de fleste bakterier. Forurenset drikkevann kan derfor inneholde virus selv om vannet etter desinfeksjon viser tilfredsstillende kvalitet, bedømt ut fra vanlige bakteriologiske parametre (Folkehelsa 1989).

### 6.3.6 Sopp

*Candida albicans* er ikke vist å kunne formere seg ute i naturen. Kloakkvann regnes som hovedkilden til forekomst i naturlige vannmasser. Den er mer bestandig mot klor enn *E.coli*. *Phialophora richardisiae* er en sopp som man i Sverige har funnet i ledningsnett for drikkevann (Folkehelsa 1989). Rensemeter i renseanlegg har liten nytte for organismer som først blir et problem i ledningsnettet. Høyt innhold av restklor på ledningsnettet vil kunne redusere problemene med enkelte organismer.

### 6.3.7 Protozoer

Protozocyster er mer bestandige mot desinfeksjonsmidler enn levende bakterier og virus. *Balantidium coli* cyster som har kommet seg i en drikkevannskilde lar seg vanskelig fjerne ved enkle behandlingsmetoder og desinfeksjon (Folkehelsa 1989). I USA anser de at det vil være umulig å inaktivere *Giardia* og *Cryptosporidium* ved desinfeksjon med klor i et vannverk. Ozon har imidlertid vist seg effektiv nok til at det arbeides med en praktisk prosess. Det trengs mer enn 9 mg/L fri klorrest for å inaktivere *Entamoeba* i løpet av 20-30 minutter. Laboratorieforsøk med *Entamoeba* cyster i springvann har vist at 0,5 mg/L av ozon inaktiverer 87-99 % av cystene. Lite er kjent med desinfeksjon med klordioksid og UV-bestråling. Også cyster av vannamøbene *Naegleria fowleri* og *Acanthamoeba* er meget bestandige mot klor, og levedyktige cyster er påvist i vann fra mange vannverk i USA.

Cyster av *Giardia* og *Cryptosporidium* overlever lenge i kaldt vann. Laboratorieforsøk ved 4 °C har vist at *Cryptosporidium* oocyster overlever i mer enn 18 måneder, mens studier av *Giardia* cyster indikerer at disse ikke overlever mer enn opp til 3 måneder. Cyster av *Entamoeba* overlever bare 3-4 dager ved 25 °C, men mer enn 4 uker i svakt alkalisk resipientvann. Inntørring inaktiverer cyster av *Entamoeba* straks, og i vann på 52 °C inaktiveres de i løpet av 2 minutter. Ved lagring i vann ved 20 °C inaktiveres de i løpet av 1 uke, ved 10 °C i løpet av 4 uker.

Forsøk med hurtig sandfiltrering har vist at denne behandlingen kan fjerne opp til 87 % av *Giardia* cyster i råvannet, og en stor andel av *Entamoeba* cyster. *Cryptosporidium* cystene er mindre, og derfor forventes det at de lettere slipper igjennom. Undersøkelser med sakte sandfiltrering i filtre med god biologisk aktivitet har vist at *Giardia* cyster blir holdt igjen, mens *Cryptosporidium* cyster kan passere. Diatomittfiltre har vist seg effektive i å fjerne protozocyster fra vannet. Veldrevne fullrenseanlegg for drikkevann, med flokkulering, sedimentering og hurtig sandfiltrering, ser ut til å kunne fjerne 99 % av *Giardia* cyster fra råvannet, og samme rensegrad er forventet for

*Cryptosporidium* cyster. Også en prosess med to-trinns filtrering av vann med lav turbiditet har vist seg effektiv i å fjerne *Giardia* cyster (Folkehelsa 1989).

### 6.3.8 Metazoer

Enkelte rundormer kan overføres via krepsdyr, som oftest i *Cyclops*. Krepsdyret tåler relativt høye klordoser, og kan derfor overføre smitten via drikkevann som ikke har gjennomgått annen behandling enn desinfisering. Bendelormsegmentene som inneholder eggene er tyngre enn vann og sedimenterer lettere enn bakterier i resipientvann. De fjernes også i flokkulerings- og filtreringsanlegg for drikkevann, men man kan ikke regne med at de blir inaktivert ved vanlig drikkevannsdesinfeksjon (NATO/CCMS 1984). De kan derfor være tilstede i drikkevann som produseres fra forurenset overflatevann med desinfeksjon som eneste behandling (Folkehelsa 1989).

### 6.3.9 Radon

Radon er ikke med på listen over parametre som skal tas i betraktning ved analyser for råvann (Sosial- og helsedepartementet 1995). Det er heller ikke satt spesielle normer for radoninnholdet i drikkevann, men husholdningsvann bør ikke inneholde mer radon enn 100 Bq/L på grunn av virkning på inneluft. Det vanligste tiltak for å redusere radoninnholdet i vannet er lufting før vannet går til forbruker. I visse tilfelle kan det være nødvendig å endre vannkilde (Folkehelsa 1987<sup>2</sup>).

### 6.3.10 Organiske miljøgifter

Organiske miljøgifter som for eksempel PAH, pesticider, PCB og andre hormonforstyrrende forbindelser fjernes ikke med den konvensjonelle vannbehandling som benyttes ved de fleste norske vannverk i dag (sedimentering, sandfiltrering og klorering/UV-bestråling) (Iversen 1986). Aktuelle behandlingsmetoder er adsorpsjon på aktivt karbon, ozonering og adsorpsjon på aktivt karbon og lufting av flyktige organiske forbindelser (Hansen 1996). Behandlingsmetode avhenger av forbindelsen man ønsker å behandle, men også av hvilket behandlingsresultat man ønsker (fjerning, nedbrytning, nedbrytning og fjerning) (Edell 1994).

Adsorpsjon med aktivt karbon kan benyttes hvis man ønsker å fjerne et pesticid. Oksidasjon kan benyttes hvis man ønsker nedbrytning. Ozon, hydrogenperoksid og i enkelte tilfelle klorering er da de vanligst benyttede oksidasjonsmidler. Problemet med dannelse av biprodukter, kjente eller ukjente, må løses hvis oksidasjonsprosesser benyttes. Generelt vil en oksidasjonsprosess bare nedbryte utgangskontaminanten til en ny, og problemet med helserisiko knyttet til drikkevann forblir uløst. Kombinasjon av oksidering og adsorpsjonsprosesser er mer utbredt, og behandling med ozonering og aktivt karbon ser ut til å være et effektivt alternativ i fullskala- behandling av pesticider i kontaminert vann (Edell 1994).

Ozoneringsstudier har vist nedbrytningsnivåer på mellom 90 til 100% ved 2,2 mg/L ozon for ca. halvparten av de undersøkte pesticidene mens andre pesticider hadde en nedbrytning på mellom 25 til 90%. Atrazin hadde en nedbrytning på 60% (Edell 1994).

Behandling med aktivt karbon er en dyrere behandlingsmetode enn for eksempel bruk av sandfilter, fordi man etter en tid må regenerere karbonet. Årsaken til at man allikevel foretrekker aktivt karbon er dets relativt gode bindingskapasitet. Det er nå utviklet biologisk aktivt karbonfilter med lengre brukstid for filter og bedre kapasitet. Dette skyldes nedbrytning av det adsorberte organiske materiale av overflate-bundne bakterier i tillegg til karbonets tilgjengelige adsorpsjonsoverflate. Dette kan synes som en lovende metode for fjerning av pesticider. Adsorpsjon av høymolekylære forbindelser, som

humussyrer, vil imidlertid kunne redusere adsorpsjonskapasiteten for pesticider og andre lavmolekylære forbindelser. Det finnes mye litteratur for selve renseprosessen med ozon/GAC (granulert aktivt karbonfilter). Et eksempel er behandling av humusvann med ozon/GAC ved et forsøksanlegg ved Stjørdal vannverk i Lånke (Fløgstad og Brattebø 1986).

Beregninger av nivåer av organiske forbindelser som mål på effektiviteten av en behandlingsmetode eller tilstedeværelse av organiske forbindelser etter behandling må gjøres med varsomhet. Analysemetodene har sine begrensninger når stoffene opptrer i små kvanta, og flyktige forbindelser kan fordampe under prøvebearbeiding.

Da det er funnet et høyere antall misdannelser hos nyfødte i kommuner der drikkevannet kloreres i en norsk undersøkelse, og økt risiko for tarmkreft i en finsk undersøkelse, har det i den senere tid blitt mer fokus på kloreringstrinnet i renseprosessen for drikkevann ved norske vannverk. Av de ca. 1500 vannverk som finnes i Norge, klorerer 230 av disse vannet kontinuerlig. Folkehelse ønsker derfor å se nærmere på effekter av klorering av drikkevannet. Samtidig finnes det neppe noe kjemikalium som har reddet flere menneskeliv enn nettopp klor.

For å hindre kloreringsbiprodukter som haloformer i drikkevann, må fokus settes på kloreringstrinnet i renseprosessen. Vannets innhold av organisk stoff bør reduseres og alternative desinfeksjonsmetoder som bruk av klor/hypokloritter eller UV-bestråling bør vurderes (Myhrstad 1979). Nye EU krav for haloformer i drikkevann blir trolig 100 µg/L (Ræstad 1997). Tilgjengelig epidemiologisk informasjon gir imidlertid ikke grunnlag for å fraråde bruk av klor til desinfisering av drikkevann, men desinfeksjonsmidler må aldri brukes som forbehandling før det organiske materialet i vannet er fjernet. Dosen må heller ikke være høyere enn nødvendig for å sikre et mikrobiologisk trygt drikkevann. Den norske drikkevannsforskriften krever at det skal kunne påvises en fri restklor på minimum 0,02 mg/L etter 30 minutters kontakttid, dersom klor brukes som desinfeksjonsmiddel.

De haloformene det dannes mest av ved klorering av drikkevann er kloroform og bromodikloroform. De er forholdsvis enkle å analysere og benyttes som indikasjon på vannets totale innhold av klorerte biprodukter. Dette er nødvendigvis ikke synonymt med nivået på karsinogenitet.

Foreløpig sier den norske drikkevannsforskriften at haloformkonsentrasjonen skal reduseres i størst mulig utstrekning. EØS-landene diskuterer å sette en grenseverdi på til sammen 55 µg/L for de to haloformene. I de aller fleste analysene av norsk drikkevann som er utført av Folkehelse, er det funnet meget lave verdier av haloformer. I noen tilfeller er det funnet verdier rundt 30 µg/L (upubliserte data). Alle holder seg altså godt innenfor de grenseverdier fra EØS-avtalen som eventuelt vil bli gjeldende. Dersom samtlige nordmenn skulle drikke to liter pr. dag av det aller dårligste vannet vi har i Norge, bedømt ut fra innholdet av haloformer, kunne vi ut fra beregningene til Verdens helseorganisasjon (WHO) få et tillegg på maksimalt 6 krefttilfeller pr. år i hele befolkningen. Med samme beregningsmåte ville gjennomsnittsvannet gi maksimalt ett krefttilfelle pr. år i hele befolkningen (Krogh 1997).

## **7. Dokumentasjon for mulige hygieniske barrierer**

### **7.1 Kjemisk felling**

Koagulering og flokkulering med påfølgende felling utgjør det man kaller kjemisk felling (tilsetning av kjemikalier for å danne aggregater som bakterier og virus kan binde seg til, og som kan filtreres fra vannet. En koaguleringsprosess kan inneholde tilsetning av primære flokkulanter (vanligvis

aluminiumsulfat,  $AlSO_4$ , PAX, eller jernklorid,  $FeCl_3$ ) og hjelpekoagulanter/filtreringshjelpemidler (polyelektrolytter), men også tilsetning av syrer m.v. Studier har vist at koagulering etterfulgt av felling kan gi virusreduksjoner på 90 - 99 %. De fjernede viruspartikler er imidlertid ikke blitt inaktivert, men vil følge spyleslammet (Drinking Water and Health 1977 referert i Lund 1985).

Flokkulering fulgt av rask sandfiltrering er vist å kunne fjerne 60 - 90 % av virus, avhengig av virustype og turbiditet i vannet (Clarke & Chang 1959, Clarke et al. 1964, WHO 1979 referert i Lund 1985). Tison & Seidler (1983 referert i Lund 1985) klarte ikke å påvise *Legionella* sp. i drikkevann behandlet med flokkulering.

Kjemisk felling kan utgjøre en hygienisk barriere.

## 7.2 Hurtigsandfilter

Det er gjort pilotforsøk for å undersøke om et hurtigsandfilter kan fungere som en hygienisk barriere (Storhaug 1996). Dette kan være en aktuell problemstilling for vannverk som har tilfredsstillende bakteriologisk kvalitet på råvannet i største delen av året, men som i forbindelse med sirkulasjonsperioder og/eller nedbør opplever kortere perioder med høye verdier av f.eks. koliforme bakterier. Nedbør etter en lang tørkeperiode vil for eksempel kunne øke konsentrasjonen av alle bakteriologiske parametre. Det var av stor interesse å få avklart om sandfilteret kunne anses som en hygienisk barriere, slik at filtrering sammen med desinfeksjon kunne anses som tilfredsstillende vannbehandling.

Ved svært lavt innhold av bakteriologiske parametre, som mange råvann har i perioder, vil det ikke være tilstrekkelig grunnlag til å vurdere renseseffekten av filtreringen. Det er også viktig å merke seg at reduksjonen av koliforme bakterier ikke alltid er representativ for reduksjon av sykdomsfremkallende bakterier. Ved fullskalaforsøk med sandfilter (9,8 m/time) ble det av Stetler og medarbeidere registrert en liten reduksjon i innhold av koliforme bakterier, mens det ble registrert 93 - 98% reduksjon av den sykdomsfremkallende bakterien *Clostridium perfringens*. Her ble også en relativt høy andel virus fjernet: 88 - 96% av kolifager og 38 - 60% enterovirus (Weideborg og Hem 1994).

Fordi både bakterier og virus i stor grad er knyttet til partikler, er fjerning av disse nært knyttet til fjerning av partikulært materiale. Størrelse- og ladning av bakteriene vil avgjøre bindingen til partikler. Antageligvis er bakteriene i hovedsak knyttet til de minste partiklene. Disse har det største arealet. Fjerning av partikulært materiale kan grovt måles som turbiditet. Størrelse- og ladning av bakteriene tilsier at det ikke kan forventes noen forskjell i fjerning av termotolerante koliforme bakterier i forhold til koliforme.

Pilotforsøk viser at man oppnår betydelig fjerning av koliforme bakterier (58% - 94%) i sandfilter med små korngraderinger (0,1 - 0,5 mm). Størst reduksjon av koliforme bakterier oppnås med den fineste korngradering (0,1 - 0,5 mm) og en filtreringshastighet på 1,5 m/time. Denne filtreringshastigheten er i eksisterende vannverk vanligvis for lav til å opprettholde nødvendig produksjonskapasitet (Storhaug 1996).

Ved for dårlig tilbakespyling kan det akkumuleres slam i filteret. Bruk av filtersand med så fin gradering som 0,1 - 0,5 mm og 0,4 - 0,6 mm krever stor forsiktighet med tilbakespyling for å hindre tap av sand. Dette kan være et problem ved fullskala drift av et slikt sandfilter. Det finnes imidlertid resultater fra flere forsøk med optimalisering av dette (Storhaug 1996).



Hurtigfiltrering brukes ofte når vanninntaket kommer fra næringsrike innsjøer, og målet er å redusere mengden. Prosessen fjerner partikler som er langt mindre enn det poreåpningene i filteret skulle tåle (Weideborg og Hem 1994).

Det synes som om godt drevne hurtigfiltre har renseseffekt i samme størrelsesorden som dårlig drevne filtre med tilsetning av koagulant (direktefiltrering), og/eller umodne langsamfilteranlegg. Dette forutsetter imidlertid lav og jevn filtreringshastighet (lavere enn 10 m/time), liten kornstørrelse på filtermediet (0,3 - 0,5 mm), og godt drevet anlegg der modningsvannet etter filterspyling går til avløp. I tillegg bør man også ha mulighet til å tilsette koagulant i kritiske perioder. Det er funnet at koagulering er en essensiell faktor ved fjerning av mikroorganismer ved filterhastigheter høyere enn 2,4 m/time (Weideborg og Hem 1994).

Analyser ved vannverk har vist at innholdet av *E. coli* ble sterkt redusert bare der biofilm var tilstede. Ved biofilm hindres *E. coli* å kolonisere seg. Dette forhold gjelder både for sandfilter og for filter med GAC (granulert aktivt karbon). Det må bemerkes at biologisk aktive GAC-filtre er vanlige fordi disse har sjeldnere regenereringsfrekvens enn filtre uten biologisk aktivitet (Weideborg og Hem 1994). Denny & Pitchers (1994) viste imidlertid at antall bakterier var høyere i utløpsvannet fra GAC-filtre sammenlignet med tilsvarende sandfiltre der forklorering praktiseres. Mens klor beholdt sin evne til biocid-aktivitet gjennom sandfilteret, ble klorkonsentrasjonen redusert for mye til å kunne ha biocid-effekt etter GAC-filtrering. Den mikrobiologiske kvalitet (termotolerante koliforme og heterotrofe bakterier, 22 °C og 37 °C) på utløpsvannet fra et sandfilter var altså bedre enn det produsert fra et GAC-filter.

Hurtigfilter kan effektivt redusere innholdet av mikroorganismer i vannet, og synes å være særlig effektivt ovenfor større organismer, som for eksempel protozocyster som *Giardia* og *Cryptosporidium* (Weideborg og Hem 1994).

Dersom definisjonen av en hygienisk barriere er at den skal hindre mikrobiologiske forurensninger og helsefarlige stoffer i å passere, må man oppnå en mer effektiv fjerning av bakterier enn pilotforsøkene for sandfilter har vist (58% - 94%), selv om det formelt ikke finnes noen definert grense. **Sandfilteret kan ikke karakteriseres som en hygienisk barriere**, selv ikke ved lave filtreringshastigheter (1,5 m/time). Imidlertid er fjerning av partikulært materiale (turbiditetsreduksjon) over filteret meget positivt med tanke på en etterfølgende desinfeksjonsprosess (Storhaug 1996).

### 7.3 Filtrering i finkornig filtermasse

Litteraturstudiet til Weideborg og Hem (1994) viste at det er oppnådd høy rensesgrad med hensyn på bakterier i filtre med finkornig filtermasse ( $\leq 0,5$  mm) og lav til moderat filtreringshastighet ( $\leq 5$  m/time). Det er i litteraturen rapportert om 1 - 99,9 % reduksjon av koliforme bakterier, 0 - 96 % reduksjon av virus, 10 - 99,6 % reduksjon av kimtall og 8 - 99,9 % reduksjon av *Giardia*. Reduksjonen av den relativt store organismen *Giardia* er særlig interessant siden organismer av denne størrelsen, for eksempel *Cryptosporidium*, er vanskelig å drepe med tradisjonelle desinfeksjonsmetoder.

Størrelsen på organismene ser ut til å ha mindre betydning ved filtrering med liten filterhastighet (Weideborg og Hem 1994).

### 7.4 Filtrering med kiselgur som medium

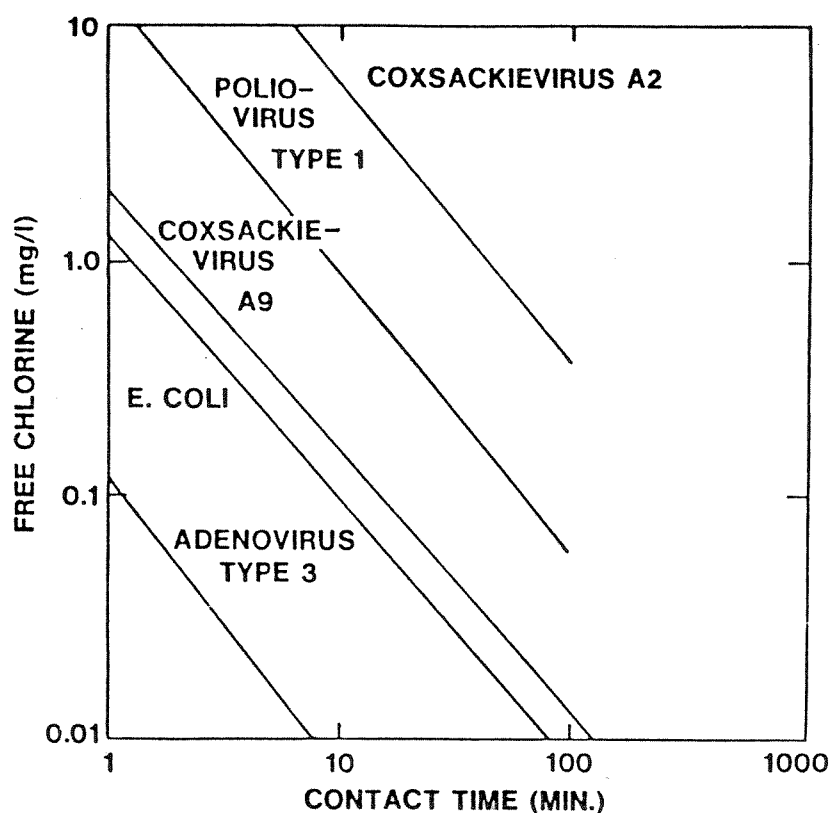
Praktiske erfaringer med filtrering med kiselgur som medium har vist at breslam ( $< 0,4$   $\mu\text{m}$ ) ikke fjernes med denne prosessen, og ei heller humus. Bakterier og virus reduseres noe. Bakterier og virus

er ofte festet til større partikler og dersom disse fjernes, fjernes også bakterier og virus som er festet til partiklene. Større partikler lar seg i hovedsak fjerne lettere enn små. Videre viste Oram og Ghosh's laboratorieforsøk med kiselgur lavere renseseffekt når råvannet inneholdt høyt innhold av koliforme bakterier (Weideborg og Hem 1994). Det er tvilsomt om filtrering med kiselgur reduserer bakterier og virus tilstrekkelig til å kunne tilfredsstilles som en hygienisk barriere alene.

Et filter kan ikke erstatte kravet om beskyttelsestiltak i vannkildens nedbørfelt, men kan være et viktig supplement og gjøre desinfeksjonen mer effektiv.

## 7.5 Klorering

Tilsetning av klorforbindelser er i dag den vanligste form for desinfeksjon i norske vannverk, og utgjør ved mange vannverk en av to hygieniske barrierer. Klorens oksyderende virkning desimerer effektivt de fleste mikroorganismer under normale forhold. 99,9 % inaktivering ved bruk av klorforbindelser er fullt mulig, men virkningen er avhengig av en rekke faktorer som organismetype, partikkelinnhold, temperatur, kontakttid og pH. Sammenlignende forsøk med bakterie- og virustoleranse overfor desinfeksjon med klor, har vist at klordosen og/eller kontakttiden må økes for å oppnå en tilsvarende desimering av virus som for bakterier. Enkelte virustyper har imidlertid vist seg å ha mindre klortoleranse enn bakterier. Figur 1 viser klorbehov og kontakttid som skal til for 99,9 % inaktivering av noen undersøkte bakterie- og virustyper.



**Figur 1.** Fri klor-rest og kontakttid nødvendig for 99,9 % inaktivering av utvalgte virus og bakterier (Allen & Geldreich 1978, referert i Lund 1985).

En del forskere har imidlertid funnet at det kan forekomme gjenvekst av bakterier i vannet etter klorering (Davis & Keen 1974, Kinney et al. 1978, Camper & Mc Feters 1979 referert i Lund 1985).

Undersøkelser har også vist at bakterier kan bli resistente mot klor (Glantz & Jacks 1967, Davis & Keen 1974, Colwell et al. 1978, Ridgway & Olson 1982 referert i Lund 1985). Valg av klorholdig kjemikalium (hypokloritt, kloramin, klordioksid m.v.) vil også påvirke desinfeksjonseffektiviteten. Fritt klor er for eksempel funnet å ha en bedre desimerende evne enn bundet klor (Clarke & Chang 1959, Clarke et al. 1964, WHO 1979, Aieta et al. 1980, Engelbrecht et al. 1980, Snead et al. 1980, Ridgway & Olson 1982 referert i Lund 1985).

## 7.6 UV-bestråling

En bestråling på 11000 mikrowatt-sek.cm<sup>-2</sup> og vannhastighet på 8,5 gpm ga 99,9999 % fjerning av *E. coli* og ingen overlevelse av coxsackievirus eller poliovirus 1, 2 eller 3, når utgangskonsentrasjonen for virus var under 1000 PFU (Plaque-forming units). Virkningen ble tydelig nedsatt ved økende turbiditet på vannet (Hendricks 1978 referert i Lund 1985). Tilsvarende resultater ble funnet for 8 virus typer i estuarievann (Hill et al. 1970 referert i Lund 1985). Superresistens hos mikroorganismer overfor UV-stråling er ikke kjent (Johansen & Myhrstad 1978 referert i Lund 1985). UV-bestråling under optimale forhold, synes å være den desinfeksjonsmetoden som har best effekt overfor de fleste sykdomsfremkallende agens. Desinfeksjon alene gir imidlertid liten beskyttelse mot vannbåren smitte av virus og protozoer. Ved optimal dosering vil desinfeksjon kunne være tilstrekkelig for de fleste ikke-sporedannende bakterier (Lund 1988<sup>2</sup>).

## 7.7 Varme

Lawson & Melnick (1947 referert i Lund 1985) oppnådde minst 99,9 % reduksjon av poliovirus i vann ved 60 °C i 30 minutter. Pasteuriseringsprosesser, som benyttes for melk, ville sannsynligvis være tilstrekkelig for å sikre hygienisk akseptabelt drikkevann, både med hensyn på bakterier og virus. Varmebehandling er imidlertid ikke et praktisk alternativ ved norske vannverk.

## 7.8 Lagring

Henstand av vann over lengre tid, for å fjerne bakterier og virus, er en "klassisk metode". Man utnytter da vannets selvrensingsevne. Effekten vil imidlertid avhenge av temperaturen og mikrobiologisk innhold i vannet. Lagring av svakt/moderat forurenset overflatevann ved varm sommertemperatur, er vist å kunne inaktivere 99 % eller mer, av coxsackievirus A2 i løpet av 1 uke. Under vinterforhold er virkningen drastisk redusert (Clarke & Chang 1959 referert i Lund 1985).

## 7.9 Renseeffekttabeller

Det er svært vanskelig å sammenligne ulike desinfeksjonsmetoder. Effekten av en desinfeksjonsprosess er som tidligere nevnt avhengig av en rekke faktorer som omfatter blant annet kontakttid, konsentrasjon/effekt, pH, temperatur m.m. Situasjonen kan belyses med informasjonen gitt i Tabell 3, overlevelse av *Giardia lamblia* ved sterk-klorering.

**Tabell 3.** Overlevelse av *Giardia lamblia* cyster ved sterk-klorering med 2,5 mg/L fritt klor (Myhrstad 1988 referert i Midttun 1994).

pH	Kontaktid [min]	Overlevelse [%]	
		6 °C	15 °C
6	10	10,5	0,2
7	10	11,5	2,0
7	30	3,5	0,4
7	60	0,2	0,2
8	10	12,0	2,5

Eksempler på mulig renseseffekt for ulike vannbehandlingsmetoder er gitt i Tabell 4. Disse representerer kun eksempler da andre renseseffekter kan være oppnådd av andre.

**Tabell 4.** Prosentvis effekt for 5 rensemetoder overfor *Escherichia coli* og cyster (f.eks. *Giardia lamblia*) (Folkehelse 1988 referert i Midttun 1994).

Mikroorganisme	Membran- filtrering (0,2-0,6 µ)	Langsom sandfiltrering		Diatom. filtrering	Flokkul. filtrering	Hurtig filtrering
		Nytt	Modent			
<i>Escherichia coli</i>	100	90	99,99	28	95,12	35
Cyster (f.eks. <i>Giardia lamblia</i> )	100	99	100	> 99,9	98,96	61

Eksempler på renseseffekten m.h.t. *Giardia lamblia* for ulike filteranlegg, og rangering av anlegg m.h.t sikkerhet for fjerning av *Giardia* er sammenstilt i Tabell 5.

**Tabell 5.** Renseseffekten m.h.t. *Giardia lamblia* for ulike filteranlegg, og rangering av anlegg m.h.t sikkerhet for fjerning av *Giardia* (1 indikerer størst sikkerhet) (Myhrstad 1988 referert i Midttun 1994).

Metode	Renseseffekt [%]	Sikkerhet
Kiselgurfilter	>99,9	3
Katadynfilter	100	1
Langsomfilter	100	2
Hurtigfilter	30	-
Hurtigfilter m/felling	95-99,9	3

## 8. Konklusjoner

- Hurtigsandfilter kan ikke karakteriseres som en hygienisk barriere, selv ikke ved lave filtreringshastigheter (1,5 m/time). Imidlertid er fjerning av partikulært materiale (turbiditetsreduksjon) over filteret meget positivt med tanke på en etterfølgende desinfeksjonsprosess (Storhaug 1996).
- Alkaliske filter (pH ca. 10) vil ikke fungere som en hygienisk barriere. De vil bare i beskjeden grad gi en tilleggseffekt som hygienisk barriere for enkelte bakterier. Dette forutsetter imidlertid relativt lang oppholdstid etter filtrering (8 timer), noe som normalt ikke er realistisk (Weideborg og Hem 1994). De alkaliske filtre har vanligvis et høyere kimtall etter filteret enn det opprinnelig var i råvannet. Dette kan ha sammenheng med utilfredsstillende tilbakespyling, eventuelt at de miljømessige forholdene er gunstige for biologisk vekst i filteret. Økningen i kimtallet anses ikke som noe hygienisk problem (Storhaug 1996).
- Klausulering i nedbørsfeltet har for mange vannverk fungert som den ene barrieren, men for en rekke vannverk er dette ikke en effektiv hygienisk barriere hele året.
- Det må tas hensyn til lokale forhold, årstid og forurensningsbelastning når det skal stilles krav til hygieniske barrierer.
- Det antas sterk underrapportering av sykdomsutbrudd relatert til vannforsyning. De fleste tilfeller forblir uoppklarte, dvs. at agens ikke identifiseres. Dette kan skyldes at agens fortsatt er ukjent, eller at det ikke finnes hensiktsmessige metoder for å påvise det, faseforskyvning i tid mellom tidspunkt for smitte og for igangsetting av oppklaringsarbeidet. Den viktigste grunnen er likevel at det pr. idag er svært få av laboratoriene som undersøker vann som har kompetanse til å påvise spesifikke patogene agens. Undersøkelsene ved disse laboratoriene begrenser seg stort sett til indikatorbakterier for fekal forurensning (Lassen 1994 referert i Midttun 1994).
- Det er fortsatt et klart behov for å finne fram til en nærmere presisering av hva som ligger i begrepet hygienisk barriere. For å finne fram til en akseptabel presisering, er det behov for å studere hvordan ulike vannrensprosesser virker med hensyn på fjerning av smittestoffer og helseskadelige forbindelser.
- Det er behov for å definere klarere hvilke forbindelser hygieniske barrierer skal hindre. Hva med prioner (smittestoff i form av proteiner som finnes hos alle pattedyr, som endres fra "normalt" til "sykt" prion og som forårsaker de dødelige sykdommene kugalskap, skrapesyke og som mistenkes som årsak til hjernesykdommen Creutzfeldt Jacobs syndrom hos mennesker)? Kunnskap om smitteveier finnes ikke idag, hverken mellom besetninger eller mellom individer. Ei heller hvor lang inkubasjonstiden er (Fossum 1997). Kan prioner være et problem i forbindelse med drikkevann? Finnes det hygieniske barrierer som hindrer slike forbindelser? Hva med radon og andre radioaktive forbindelser, ulike miljøgifter som for eksempel pesticider, hormonforstyrrende forbindelser, og helseskadelige klororganiske forbindelser som dannes i kloreringsprosessen?
- Det er lite fokus på de helseskadelige forbindelser som måtte tilkomme på vei fra renseanlegg til forbruker med hensyn til beskyttelsestiltak, påvisning og fjerning.

- Sykdomsstatistikken i Norden gir grunnlag for å stille spørsmålstegn ved vurderingen av grunnvann som "sikker" kilde. I Norge utelates ofte desinfeksjon som rutinebehandling dersom grunnvannskilder benyttes.
- Erstatning av klorering med ozonering kan redusere uønskede desinfeksjonsbiprodukter som f.eks. haloformer, men skape andre biprodukter fra desinfeksjonen.
- Det kan være behov for å definere tallverdier for tilfredsstillende hygieniske barrierer.
- Det gjøres lite måling av kvaliteten på råvannet (få parametre).
- De hygieniske barrierene/rensetrinnene er lite fleksible for å tilpasses til de aktuelle råvann.
- Kjennskap til overlevelsessevne til ulike mikroorganismer i vann har avdekket indikatorsystemets utilstrekkelighet under spesielle forhold. En kontinuerlig revurdering av indikatorsystemer kan synes ønskelig.
- Virus og protozoer har generelt større resistens overfor behandlingsprosesser ved renselanlegg og vanverk, enn bakterier. De har større overlevelsessevne i vannforekomster og infeksjonsdosen, dvs. antall organismer som må inntas for å forårsake sykdom, er lavere for disse enn for bakterier. Det finnes pr. i dag ikke hensiktsmessige analyser for å påvise virus og protozoer. Kunnskap om smittespredningen av slike er derfor begrenset.
- Modellbetraktninger kan være et viktig hjelpemiddel i en helhetsvurdering av de faktorer som påvirker vannkvaliteten. Men på grunn av store variasjoner i for eksempel mortalitetsrater av mikroorganismer, må slike modeller benyttes med forsiktighet.
- Dagens hygieniske barrierer er basert på gårdsdagens informasjon om effekter, målemetoder, deteksjonsgrenser etc. Er vannbehandlingssystemene fleksible nok til å fange opp nye kunnskaper? Ønsker vi mer dynamiske systemer? Er det nødvendig med mer dynamiske systemer?
- Det er viktig med miljørevisjon/internkontroll på de enkelte virksomheter, for å redusere sannsynligheten for forurensning.
- I enkelte geografiske områder kan det være få humaninfeksjoner fra vannbårne organismer. Undersøkelser i slike områder kan gi nyttig lærdom om vellykket praksis hos drikkevannsløseleverandører i disse områdene. Dette kan inkludere faktorer som drikkevannskilder, rensprosesser og distribusjonsnett.

## 9. Litteratur

**Denny, S. and Pitchers, R.A.** (1994): Microbiological implications of using Gravity Activated Carbon in rapid gravity filters. Foundation for water research. Report No: FR 0431. April 1994.

**Edell, Å.** (1994): Activated Carbon in Drinking Water Treatment: Herbicide Adsorption in the Presence of Natural Organic Material. Licentiate thesis. Chalmers tekniska högskola, Göteborg. Publication 2:94.

**Ellingsen, K.** (1991): Bruk av grunnvann i norsk vannforsyning. VANN nr. 4-91, s. 403-409.

**Fløgstad, H. og Brattebø, H.** (1986): Behandling av humusvann med ozon/GAC. NTNf-prosjektrapport 54/86. ISBN 82-7337-060-7.

**Folkehelse** (1987<sup>1</sup>): A4, Beskyttelse av overflatevannkilder. Statens institutt for folkehelse, Oslo 1987.

**Folkehelse** (1987<sup>2</sup>): G2, Kvalitetsnormer for drikkevann. Statens institutt for folkehelse, Oslo 1987.

**Folkehelse** (1989): G5, Smittestoffer som kan overføres via vann. Statens institutt for folkehelse, Oslo 1989.

**Fossum, K.** (1997): Nøktern professor spiser fortsatt sau. Forskning Nr. 8/96 s. 12. Norges forskningsråd.

**Hansen, H. E.** (1996): Organiske miljøgifter i drikkevann. NIVA rapport Lnr. 3582-96. ISBN 82-577-3135-8. 42 pp.

**Hem, L. J.** (1996): Larvik hovedvannverk. Forprosjekt. Valg og dimensjonering av vannbehandling. Nødvendig vannbehandling ut fra råvannskvalitet, ledningsnett og krav til rentvannskvalitet. NIVA-Notat til Berdal Strømme A/S 7.oktober 1996.

**Ibrekk, H.O.** (1986): Nordisk workshop om beskyttelse av vannkilder. Erfaringer med beskyttelsestiltak i Norge. Oslo 18 juni 1986. I: Ellingsen, K., Weideborg, M. (1986): Beskyttelse av drikkevannskilder i nordiske land. SIFF VANN rapport 56. 19.09.1986. ISSN 0801-3519.

**Iversen, T.-H.** (1986): Kjemiske miljøgifter I. Effekter på biologiske systemer. 2. utgave. Universitetsforlaget AS. ISBN 82-00-07578-8.

**Keevil, C.W., Knowles, R.L., Caygill, C.P.J. and Bartlett, C.L.R.** (1993): Relationship of Microorganisms in Water Distribution Systems to Human Infection. Foundation for water research (FWR). 24th November 1993.

**Krogh, T.** (1997): Klor i drikkevannet; for at du skal holde deg frisk. Teknisk Ukeblad 144. årg. nr. 30, 21. august 1997.

**Lund, V.** (1985): Overlevelse av mikroorganismer i vann. Relasjon til menneskelig helse - et litteraturstudium. NTNf's utvalg for drikkevannsforskning. Publikasjonsnr. 13/85. ISBN 82-7224-140-4. 91 pp.

**Lund, V.** (1985<sup>2</sup>): Overlevelse av *Campylobacter*, *Yersinia* og *E.coli* i vann. Delrapport 1 *Yersinia enterocolitica* og *E.coli* i klorholdig vann. NTNFs utvalg for drikkevannsforskning. Publikasjonsnr. 14/85. ISBN 82-7224-135-8. 27 pp.

**Lund, V.** (1986): Overlevelse av *Campylobacter*, *Yersinia* og *E.coli* i vann. Delrapport 2 Effekt av UV-desinfeksjon på *Campylobacter*, *Yersinia* og *E.coli* i vann. NTNFs utvalg for drikkevannsforskning. Publikasjonsnr. 20/86. ISBN 82-7224-234-6. 29 pp.

**Lund, V.** (1988): Overlevelse av *Campylobacter*, *Yersinia* og *E.coli* i vann. Delrapport 3 *Campylobacter*, *Yersinia* og *E.coli* i klorert og ubehandlet overflatevann. NTNFs utvalg for drikkevannsforskning. Publikasjonsnr. 25/88. ISBN 82-7224-254-0. 26 pp.

**Lund, V.** (1988<sup>2</sup>): "Er desinfeksjon nok for å hindre smittespredning av "nye" vannbårne mikrober?" VANN nr. 4 1988.

**Lund, V.** (1996): Personlig meddelelse. Statens institutt for folkehelse.

**Midttun, I.** (1994): Smittespredning fra kommunalt avløpsvann til drikkevann. SFT-rapport nr. 94:01. TA-nr. 1029/94. ISBN 82-7655-187-4.

**Miljøverndepartementet** (1992): Sikker vannforsyning. Veileder, Sikkerhets- og beredskapsplan for vannforsyningen i kommunen. ISBN 82-7243-849-6.

**Myhrstad, J. A.** (1979): Haloformer i drikkevann - En preliminær undersøkelse. Statens institutt for folkehelse.

**NATO/CCMS** (1984): Committee on the challenges of modern society (NATO/CCMS), Edit. Dean O. Cliver and Ruth A. Newman: Drinking water microbiology. Drinking water pilot project Series, CCMS 128. EPA 570/9-84-006.

**NORVAR orienterer** (1997): Tema: Vannforsyning. Nytt fra Folkehelsa. Program for vannforsyning. nr. 14/97 06.05.97.

**Ræstad, C.** (1997): Personlig meddelelse.

**Sjåvik, R.** og **Saltveit, N.** (1997): Vannrør som renner i alle ender. Fagteknologen. Informasjonsavis for Norske Sivilingeniørers forening. Nr. 1-97.

**Sosial- og helsedepartementet** (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Fastsett av Sosial- og helsedepartementet 1. januar 1995. Nr. 68. I-9/95.

**Storhaug, R.** (1996): Filter som hygienisk barriere. Fase 3: resultater fra pilotforsøk og praktiske erfaringer fra vannverk. 1. april 1996. AQUATEAM 96-012.

**Weideborg, M.** og **Hem, L.J.** (1994): Hurtigfiltrering som hygienisk barriere. Delrapport 1: Litteraturstudium og oversikt over norske erfaringer". NORVAR 36-1994.



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3764-97

ISBN 82-577-3336-9