

Vannforsyningens ABC

Kapittel B – Vannkvalitet

B. VANNKVALITET	5
B.1 INNLEDNING	5
B.1.1 Generelt om drikkevann og helse	5
B.1.2 Prinsipper for fastsettelse av kvalitetskrav	6
B.1.2.1 Generell bakgrunn for kvalitetskravene	6
B.1.2.2 Tidligere kvalitetskrav	7
B.1.3 Referanser	7
B.2 STOFFER SOM KAN FØRE TIL BRUKSMESSIGE PROBLEMER	8
B.2.1 Hardt vann	8
B.2.2 Korrosivt vann	8
B.2.3 Lukt og smak	9
B.2.4 Farge og turbiditet - Uestetisk vann, interferens i desinfeksjonsprosesser	10
B.2.5 Oppløst organisk stoff – Vann med innhold av slam og smådyr	11
B.2.5.1 Betydning av forskjellige typer organisk stoff i vann	11
B.2.5.2 Beleggdannelse på grunnlag av organisk stoff	13
B.2.5.3 Mikroorganismer som kan leve av belegg i drikkevannsledninger	15
B.2.5.4 Smådyr som kan finnes i slam i drikkevannsledninger og i brønner	18
B.2.6 Partikulært stoff – Blokkering av ledninger	23
B.2.6.1 Muslinger	23
B.2.6.2 Svamper og mosdyr	24
B.2.6.3 Vårfluelarver	27
B.2.7 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og belegg	27
B.2.7.1 Dannelse av oppløst jern og mangan	27
B.2.7.2 Kjemisk oksidasjon – dannelse av rust og brunstein	29
B.2.7.3 Bakteriologisk oksidasjon – dannelse av brunt slam	29
B.2.8 Fosfor og nitrogen – Uheldig utvikling av vannkilden	34
B.2.8.1 Konsekvenser av overgjødning	34
B.2.8.2 Indikatorer for overgjødning	35
B.2.9 Referanser	35
B.3 KJEMISKE OG FYSISKE STOFFER SOM KAN PÅVIRKE MENNESKERS HELSE	36
B.3.1 Stoffe med positiv betydning for helsen	36
B.3.2 Kjemiske stoffer med negativ betydning for helsen	36
B.3.2.1 Cyanotoksiner	37
B.3.2.2 Uønskede stoffer som kan dannes under vannbehandlingsprosesser	37
B.3.2.3 Uønskede stoffer fra distribusjonsnett	38
B.3.2.4 Uønskede stoffer fra jordbruksaktivitet	38
B.3.2.5 Uønskede industriprodukter	38
B.3.3 Organiske stoffer med negativ betydning for helsen	39
B.3.3.1 Stoffe som er funnet i drikkevann	39
B.3.3.2 Grunnlag for normer/grenseverdier	40
B.3.3.3 De enkelte stoffgrupper	41
B.3.4 Radioaktive elementer – kilder og generell effekt	43
B.3.4.1 Naturlig forekommende ioniserende stråling	43
B.3.4.2 Menneskeproduserte radioaktive stoffer	45
B.3.5 Toksisitet og karsinogenitet – grunnlag for grenseverdier	46
B.3.5.1 Mutagenitetsundersøkelser	46
B.3.5.2 Daglig tolerabelt inntak (TDI)	47
B.3.5.3 Klassifisering av karsinogent potensiale	47
B.3.6 Referanser	48
B.4 SMITTESTOFFER I VANN	49
B.4.1 Generelt om smittespredning via vann	49
B.4.1.1 Smitteveier	49

B.4.1.2 Kilder til fekal forurensning	50
B.4.2 Indikatorer for fekal forurensning.....	50
B.4.2.1 Indikatorgruppen "Koliforme bakterier"	51
B.4.2.2 <i>E. coli</i>	51
B.4.2.3 Indikatorgruppen "Intestinale enterokokker" (tarm-enterokokker)	52
B.4.2.4 Indikatoren <i>Clostridium perfringens</i>	53
B.4.2.5 Andre indikatorer på fekal forurensning	53
B.4.3 Smittestoffers overlevelse i drikkevann	54
B.4.3.1 Overlevelse i resipientvann	54
B.4.3.2 Overlevelse i vannbehandlingsprosesser	55
B.4.4 Tiltak ved mistanke om vannbårent sykdomsutbrudd.....	55
B.4.4.1 Vannprøver	55
B.4.4.2 Avføringsprøver	56
B.4.4.3 Blodprøver	56
B.4.5 Referanser	56
B.5 HUMANPATOGENE VIRUS	57
B.5.1 Generelt om virus og smittespredning via vann.....	57
B.5.2 Beskrivelse av de enkelte virus.....	58
B.5.2.1 Adenovirus	58
B.5.2.2 Enterovirus	58
B.5.2.3 Hantavirus	58
B.5.2.4 Norovirus	59
B.5.2.5 Rotavirus	59
B.5.3 Analysemetoder for påvisning av virus	59
B.5.3.1 Cellekultur	59
B.5.3.2 Elektronmikroskopi	60
B.5.3.3 Polymerase kjedereaksjon (PCR)	60
B.5.3.4 Andre metoder	60
B.5.4 Referanser	60
B.6 HUMANPATOGENE BAKTERIER OG SOPP	61
B.6.1 Humanpatogene bakterier.....	61
B.6.1.1 <i>Aeromonas</i>	61
B.6.1.2 <i>Archobacter</i>	62
B.6.1.3 <i>Campylobacter</i>	63
B.6.1.4 <i>Escherichia coli</i> , sykdomsfremkallende varianter	64
B.6.1.5 <i>Francisella tularensis</i>	65
B.6.1.6 <i>Helicobacter pylori</i>	66
B.6.1.7 <i>Salmonella</i> -bakterier	67
B.6.1.8 <i>Shigella</i> -bakterier	70
B.6.1.9 <i>Vibrio cholerae</i>	71
B.6.1.10 <i>Yersinia</i> -bakterier	72
B.6.2 Opportunistisk humanpatogene bakterier og sopp.....	73
B.6.2.1 Generelt om denne bakteriegruppen	73
B.6.2.2 <i>Bacillus</i>	74
B.6.2.3 <i>Candida albicans</i>	75
B.6.2.4 <i>Clostridium</i>	76
B.6.2.5 <i>Flavobacterium</i>	78
B.6.2.6 <i>Klebsiella</i>	78
B.6.2.7 <i>Legionella</i>	79
B.6.2.8 <i>Listeria</i>	81
B.6.2.9 <i>Mycobacterium</i>	82
B.6.2.10 <i>Phialophora richardsiae</i>	83
B.6.2.11 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	83
B.6.2.12 <i>Staphylococcus</i>	84
B.6.2.13 <i>Thermus</i>	85
B.6.3 Referanser	86
B.7 CYANOBAKTERIER	89
B.7.1 Cyanobakterier.....	90
B.7.2 Cyanobakterietoksiner	91
B.7.3 Forholdene i Norge.....	92
B.7.4 Helseproblemer	94
B.7.5 Referanser	95
B.8 HUMANPATOGENE PROTOZOER	95
B.8.1 Generelt om protozoer	95
B.8.2 Beskrivelse av aktuelle protozoer.....	96

B.8.2.1 <i>Acanthamoeba</i>	96
B.8.2.2 <i>Balantidium coli</i>	97
B.8.2.3 <i>Cryptosporidium</i>	97
B.8.2.4 <i>Cyclospora cayetanensis</i>	100
B.8.2.5 <i>Entamoeba histolytica</i>	100
B.8.2.6 <i>Naegleria fowleri</i>	101
B.8.2.7 <i>Sarcocystis</i>	101
B.8.2.8 <i>Toxoplasma gondii</i>	101
B.8.2.9 <i>Giardia intestinalis</i>	102
B.8.2.10 <i>Isospora belli</i>	104
B.8.2.11 Mikrosporidier	105
B.8.3 Inaktivering og fjerning av protozo-cyster	105
B.8.4 Påvisning av protozoer i vann	106
B.8.5 Referanser	106
B.9 HELMINTER	107
B.9.1 Rundormer (Nematoder)	108
B.9.1.1 <i>Ascaris lumbricoides</i>	108
B.9.2 Ikter (Trematoder)	108
B.9.3 Bendelormer (Cestoder)	109
B.9.3.1 <i>Taenia saginata</i>	109
B.9.3.2 <i>Taenia solium</i>	109
B.9.3.3 <i>Taenia echinococcus</i> (Echinococcus)	110
B.9.3.4 <i>Diphyllobothrium latum</i>	110
B.9.4 Inaktivering og fjerning av helmintegg	110
B.9.5 Referanser	110
B.10 DE ENKELTE VANNKVALITETSPARAMETRE – GRENSEVERDIER OG BETYDNING FOR DRILLEVANN	110
B.10.1 Sensoriske parametre som inngår i drikkevannsforskriften	111
B.10.1.1 Farge	111
B.10.1.2 Turbiditet	112
B.10.1.3 Lukt og smak	113
B.10.2 Mikrobiologiske parametre som inngår i drikkevannsforskriften	113
B.10.2.1 Koliforme bakterier og <i>E. coli</i>	114
B.10.2.2 Intestinale enterokokker	114
B.10.2.3 <i>Clostridium perfringens</i>	114
B.10.2.4 <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	115
B.10.2.5 Kimtall	115
B.10.3 Kjemiske og fysiske parametre som inngår i drikkevannsforskriften	115
B.10.3.1 1,2-dikloroetan	115
B.10.3.2 Aluminium (Al)	116
B.10.3.3 Ammonium (NH ₄)	117
B.10.3.4 Antimon (Sb)	118
B.10.3.5 Arsen (As)	118
B.10.3.6 Benzen (C ₆ H ₆)	119
B.10.3.7 Benzo(a)pyren (BaP)	119
B.10.3.8 Bly (Pb)	120
B.10.3.9 Bor (B)	121
B.10.3.10 Bromat (BrO ₃)	121
B.10.3.11 Cyanid (CN)	122
B.10.3.12 Fluorid (F)	122
B.10.3.13 Glykoler	123
B.10.3.14 Hydrokarboner, mineraloljer	123
B.10.3.15 Jern (Fe)	124
B.10.3.16 Kadmium (Cd)	125
B.10.3.17 Kjemisk oksygenforbruk (COD _{Mn})	125
B.10.3.18 Klorid (Cl)	126
B.10.3.19 Konduktivitet (ledningsevne)	127
B.10.3.20 Kopper (Cu)	127
B.10.3.21 Krom (Cr)	128
B.10.3.22 Kvikksølv (Hg)	129
B.10.3.23 Mangan (Mn)	130
B.10.3.24 Natrium (Na)	130
B.10.3.25 Nikkel (Ni)	131
B.10.3.26 Nitrat (NO ₃) og nitritt (NO ₂)	132
B.10.3.27 pH (surhetsgrad)	133
B.10.3.28 Plantevernmidler	134
B.10.3.29 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	135

B.10.3.30 Radon (Rn).....	136
B.10.3.31 Selen (Se).....	137
B.10.3.32 Sulfat (SO ₄).....	138
B.10.3.33 Tetrakloreten og trikloreten (klorete etener)	138
B.10.3.34 Total indikativ dose.....	139
B.10.3.35 Totalt organisk karbon (TOC).....	141
B.10.3.36 Trihalometaner (THM)	142
B.10.3.37 Tritium (³ H)	143
B.10.3.38 Akrylamid	144
B.10.3.39 Epiklorhydrin (ECH).....	144
B.10.3.40 Vinylklorid (kloreten)	145
<i>B.10.4 Sensoriske parametre som ikke inngår i drikkevannsforskriften</i>	<i>146</i>
B.10.4.1 Temperatur.....	146
<i>B.10.5 Uorganiske parametre som ikke inngår i drikkevannsforskriften</i>	<i>146</i>
B.10.5.1 Alkalitet	146
B.10.5.2 Asbest	147
B.10.5.3 Barium (Ba)	148
B.10.5.4 Beryllium (Be)	148
B.10.5.5 Hydrogensulfid (H ₂ S ⁺).....	148
B.10.5.6 Kalium (K).....	148
B.10.5.7 Kalsium (Ca).....	149
B.10.5.8 Karbondioksid (CO ₂)	150
B.10.5.9 Kobolt (Co).....	150
B.10.5.10 Magnesium (Mg)	150
B.10.5.11 Oksygen (O ₂)	151
B.10.5.12 Sink (Zn).....	151
B.10.5.13 Sølv (Ag).....	152
B.10.5.14 Uran (U).....	153
B.10.5.15 Vanadium (V)	153
<i>B.10.6 Referanser</i>	<i>153</i>

B. Vannkvalitet

B.1 Innledning

B.1.1 Generelt om drikkevann og helse

I drikkevannsforskriften gjeldende fra 2002 (4) heter det i §12 at drikkevann skal være hygienisk betryggende, klart og uten fremtredende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk. I drikkevannsforskriften er det fastsatt kvalitetskrav til drikkevann, herunder flaskevann, i form av grenseverdier for parametre som utgjør de vanligste problemkomponenter i drikkevann. I tillegg har Verdens helseorganisasjon (WHO) gitt anbefalte grenseverdier for en lang rekke stoffer.

Drikkevannets hygieniske kvalitet kan påvirkes av:

1. Mikroorganismer som kan forårsake infeksjonssykdommer eller hudirritasjoner.
2. Organiske og uorganiske stoffer som kan forårsake helseskade, for eksempel:
 - akutt giftige stoffer
 - stoffer som kan hope seg opp i organismen og gi helseskade
 - kreftfremkallende stoffer
 - stoffer som kan fremkalle allergier

Det er et absolutt krav at drikkevann ikke inneholder patogene (sykdomsfremkallende) organismer når det kommer fram til forbrukeren. Mikrober som protozoer, andre parasitter, bakterier og virus overført med drikkevann, kan forårsake infeksjonssykdommer hos mennesker på forskjellige måter, for eksempel direkte gjennom konsum av vann, innånding av dråper, ved hud- og slimhinnekontakt eller ved forurensning av matvarer.

Mennesker og dyr har flere forsvarsmekanismer mot infeksjonssykdommer. Hvorvidt infeksjon vil inntreffe avhenger av smittestoffets virulens (dets evne til å angripe), hvor stor mengde som inntas, og konsumentens mottakelighet. Noen smittestoffer kan holde seg aktive (virulente) lenge i vann, mens andre dør etter kort tid.

Siden drikkevann benyttes i produksjonen av en rekke matvarer, kan organismer i vannet også forårsake matbårne infeksjoner. Noen patogene bakterier kan vokse i lett bedervelige matvarer. Selv et fåtall bakterier som er tilført en matvare, kan i løpet av kort tid ved egnede pH-, temperatur- og fuktighetsforhold, vokse til så store konsentrasjoner at det fører til sykdom hos konsumentene. Enkelte matforgiftningsbakterier kan produsere toksiner når de formerer seg i matvarene. Noen av toksinene kan gi matforgiftning selv om maten etterpå er kokt/stekt og bakteriene drept.

Mikroorganismer med sterke protein- og fettnedbrytende enzymsystemer kan ødelegge næringsmidler. Det er derfor aktuelt å stille spesielle krav til vannforsyningsanlegg som forsyner næringsmiddelbedrifter.

De mest kjente vannrelaterte sykdommer har vært kolera, dysenteri, salmonellose, tyfoidfeber og gulsott (hepatitt A). Smittestoffene for disse sykdommene har vært kjent i mange år. Etter hvert som man er blitt i stand til å identifisere andre mikrober som forårsaker mage-/tarmsykdommer, generelt kalt gastroenteritter, minsker andelen av registrerte utbrudd med ukjent sykdomsfrembringende agens. En undersøkelse av antall av og årsak til drikkevannsrelaterte mage-/tarmsykdomsutbrudd i de nordiske land i perioden 1975 – 1991 (1) viste at virus var årsak til 16 %, kjente bakterier til 17 %, og innvollsparasitter til 4 % av utbruddene, mens hele 64 % hadde ukjent agens.

Av smittestoffer som er identifisert eller er blitt et problem i nyere tid, kan nevnes det svært smittsomme viruset innen calicivirusgruppen, Norovirus, og innvollsparasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. De to sistnevnte er protozoer som kan forårsake kraftig mage-/tarminfeksjon. (Se kapittel 8.2.3 og 8.2.9). Hittil er det ikke registrert vannbårne utbrudd forårsaket av disse parasittene i Norge. I Sverige har disse parasittene vært blant smittestoffene i utbrudd fra vannforsyninger som er blitt tilført kommunalt avløpsvann eller forurenset overflatevann. I andre land, bl.a. i USA, er disse parasittene årsak til de fleste vannbårne sykdomsutbrudd.

Fordi den epidemiologiske situasjon når det gjelder infeksjonssykdom er labil, må man hele tiden se den hygieniske beredskapen i forhold til de sykdommer som ligger latent i vårt miljø. Ved de epidemier eller tilløp til epidemier som er beskrevet, har det ofte vist seg at utbrudd skyldes sammentreff av flere uheldige omstendigheter. Det har vist seg at slike omstendigheter inntreffer relativt ofte, så det er all grunn til å være på vakt

B.1.2 Prinsipper for fastsettelse av kvalitetskrav

B.1.2.1 Generell bakgrunn for kvalitetskravene

Ved fastsettelse av kvalitetskrav til drikkevann er det tatt hensyn til en rekke forhold:

- fare for infeksjonssykdommer
- helseskadelige kjemiske stoffer
- stoffer som reduserer desinfeksjonseffektiviteten
- stoffer som kan føre til korrosjon
- stoffer som gir farget og grumset vann
- stoffer som gir vannet dårlig lukt og smak
- stoffer som fremmer biologisk vekst i ledningsnettet

Drikkevannets kvalitet påvirkes både av naturen selv, og av menneskeskapte kilder.

Naturlig påvirkning kan være utløsning av mineraler fra fjell og løsmasser, organisk stoff fra jord og vekster, og komponenter som kan føres med aerosoler av havvann i kystnære strøk. For enkelte naturlige komponenter er det satt kvalitetsgrenser fordi høyere konsentrasjoner kan føre til problemer i vannforsyningssystemet. Eksempler på stoffer som kan føre til bruksmessige problemer, er jern og mangan.

Eksempler på *menneskeskapte* kilder er avrenning fra jordbruksaktivitet, spredt bosetning og tettsteder, avfallsplasser og industri. Utslipp fra menneskeskapte kilder er nærmere omtalt i kapittel C3 Beskyttelse av vannkilder.

Kunstgjødsel, husdyrgjødsel og kloakk inneholder plantenæringsstoff, som ved utslipp til vann øker alge- og høyere planteproduksjon i vannet; det øker eutrofieringsgraden. I *eutrofe sjøer* kan allergifremkallende stoff og meget potente giftstoff for mennesker og dyr produseres av organismer som er naturlig hjemmehørende der, de såkalte cyanobakterier, og noen planktoniske alger. Av denne grunn foretrekkes næringsfattige (oligotrofe) innsjøer som kilde for drikkevannsforsyning.

Også i forbindelse med behandling og distribusjon kan drikkevannet bli tilført uønskede komponenter. Slike kan finnes i behandlingskjemikalier som ikke er godkjent til formålet. Stoff kan lekke ut fra materialer som står i kontakt med vannet, for eksempel kalsium fra sementbaserte ledninger, rust fra korroderende jernledninger, og organisk stoff fra beskyttende belegg eller plastledninger. Organisk stoff kan gi opphav til vekst av vannbakterier, og de kan i seg selv eller etter reaksjon med desinfeksjonsmidlet klor gi opphav til vond lukt og smak på vannet. Desinfeksjon med klor kan også føre til dannelsen av uønskede klororganiske forbindelser dersom klordosen er høy nok. Enkelte slike stoff kan forårsake allergi hos utsatte individer.

B.1.2.2 Tidligere kvalitetskrav

Før den første EØS-tilpassede drikkevannsforskriften ble gjort gjeldende av Sosial- og helsedepartementet fra 1. februar 1995, eksisterte det i Norge kvalitetsnormer for drikkevann. Disse var utarbeidet ved Statens institutt for folkehelse, på oppdrag fra Sosialdepartementet, og var publisert i Folkehelsas serie av veiledningshefter med tema "Drikkevann", som hefte G2: *Kvalitetsnormer for drikkevann* (2). Disse kvalitetsnormene avløste de retningsgivende kvalitetskrav til vann, utarbeidet av Sosialdepartementet ved Statens institutt for folkehelse i 1975, og ble revidert i 1976 (3). De nye kvalitetsnormene ble utarbeidet i tråd med den revidering av kvalitetsnormer/krav som hadde foregått i andre land: De skandinaviske lands normer, EPAs kvalitetskriterier for USA, EFs direktiver for råvann og drikkevann og WHO's kvalitetsnormer. Normene i veiledningsheftet G2 ble så erstattet med kvalitetskrav i drikkevannsforskriften fra 1995, som igjen er erstattet av drikkevannsforskriften gjeldende fra 2002 (4). Kvalitetskravene i den nye forskriften er dels forårsaket av forpliktelser i EØS-avtalen, dels basert på ny viten om stoffer og mikrober og deres risiko for helseskade. Opplysningene som inngikk i Folkehelsas veiledningshefte G2 er revidert og innlemmet i dette kapitlet. I tillegg er også Folkehelsas veiledningshefte G5: *Smittestoffer som kan overføres via vann*, (5) revidert og innlemmet her.

B.1.3 Referanser

1. Stenström, T. A., Boisen F., Lahti K., Lund, V., Andersson Y., Ormerod K., 1994: Vattenburna infektioner i Norden. Epidemiologisk uppföljningsarbete och hälsoproblem relaterade till förekomst av mikroorganismer i vatten. Nordisk ministerråd, TemaNord 1994:585.
2. Veiledningshefte G2 i serien DRIKKEVANN: Kvalitetsnormer for drikkevann. Statens institutt for folkehelse, Oslo, 1987. ISBN 82-7364-013-2. ISSN 0800-7195.
3. Kvalitetskrav til vann. Sosialdepartementet/SIFF 1976.

4. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). Det kongelige Sosial- og helsedepartement, Oslo, 4. desember 2001.
5. Veiledningshefte G5 i serien DRIKKEVANN: Smittestoffer som kan overføres via vann. Statens institutt for folkehelse, Oslo, 1989. ISBN 82-7364-032-9. ISSN 0800-7195.

B.2 Stoffer som kan føre til bruksmessige problemer

B.2.1 Hardt vann

Hardt vann skyldes hovedsakelig innholdet av *kalsium* (Ca) og *magnesium* (Mg). I Norge er hardt vann et relativt lite problem; det er kun ved enkelte grunnvannsforsyninger at vannet er så hardt at problem oppstår. I Nordland, Troms og Finnmark og i en del av Østlandsområdet finnes kalkrik berggrunn, og grunnvann kan der ha høyt saltinnhold, være hardt og alkalisk.

Ved oppvarming avsetter kalsium seg på heteflater/varmeelementer i form av kjelstein (CaCO_3). Dette kan føre til overoppheting og skade på elektriske varmeelementer, for eksempel i kaffetraktere og varmtvannsberedere. Ved vasking vil man dessuten oppleve at såpe skummer dårlig dersom ikke spesialsåpe nyttes. Fordi det hos oss ikke er vanlig å finne høye nivåer av magnesium og kalsium i vannet, opplever vi vannet som "hardt" ved lavere konsentrasjoner enn folk sørover i Europa der grunnvannsforsyning dominerer. Hardt vann kan avherdes, men hardt vann er muligens bedre for helsen enn bløtt vann. I drikkevannsforskriften gjeldende fra 2002 er kvalitetskrav for magnesium, kalsium og total hardhet utelatt, sammen med andre parametre som ikke har helsemessig betydning. Kalsium og magnesium er omtalt i kapittel 10.5.

B.2.2 Korrosivt vann

Med korrosivt vann (aggressivt vann) menes vann som virker tærende på ledningsnett, armatur og andre installasjoner. For nærmere detaljer se kapittel E.4.3 Korrosjon.

I vårt land er overflatevannet hovedsakelig surt og saltfattig, har lavt kalsiuminnhold og lav alkalitet. Når pH-verdien er lavere enn 7 betegnes vannet som surt. Noe av surheten skyldes sur nedbør (men selv nedbør som ikke er forsuret har pH-verdi på 5,6), og berggrunn med lite kalk har liten evne til å nøytralisere sur nedbør. Særlig er dette merkbart i Agderfylkene, Telemark og Rogaland. Slikt vann vil oftest være korrosivt overfor en rekke materialer. Korrosjonen skyldes et komplekst forhold mellom pH-verdi, oksygeninnhold, karbondioksidinnhold, alkalitet, hardhet, og temperatur. Høyt innhold av ioner som klorid og sulfat vil også kunne øke korrosjonen. Vann fra kystområdene er påvirket av havvann og inneholder mer klorid og sulfat enn innlandsvann.

Korrosjon av metall vil skje i surt, oksygenrikt vann med lav alkalitet. Korrosjon kan ha helsemessige konsekvenser. Utenlandske undersøkelser har vist at tungmetaller som bly (Pb) og kadmium (Cd) kan utløses fra ledningsnett, armatur osv., slik at metallionene kan forekomme i helsemessig betenkelige konsentrasjoner. Blyrør brukt bl.a. i en rekke engelske og noen amerikanske byer har vist seg å være årsak til høye konsentrasjoner av bly i drikkevann. Høye blykonsentrasjoner i vann fra norske vannverk er relativt uvanlig, da blyrør ikke benyttes i drikkevannsforsyningen her. Bly kan imidlertid utløses fra armatur og husinstallasjoner av messing. Høyt innhold av kadmium, utløst fra en gammel type armatur,

er påvist også i norsk vannforsyning selv om dette er uvanlig fordi kadmium lenge har vært forbudt i Norge.

Korrosjonsangrep på materialer av jern og stål kan føre til rustfarget vann under tæring på materialet, eller dannelse av tykke lag av jernhydroksider og -oksider som blir sittende fast på materialet.

Korrosjonsangrep på ledninger av kopper fører til at kopper utløses i vannet. Høyt innhold av kopper, spesielt etter noen timers henstand av surt vann i kopperledninger eller varmtvannsberedere, er relativt normalt i drikkevann i Norge.

Galvaniske rør, som benyttes i enkelte vannforsyningsinstallasjoner, er også utsatt for korrosjon. Fra slike rør skjer det utløsning av sink (Zn).

Enkelte metaller korroderes også i svakt eller sterkt basisk vann. Ved pH større enn 8,3 og lav alkalitet kan sink utløses fra messingarmatur, spesielt hvis vannet inneholder mye klorid. Ved pH-verdier over 10 kan det dannes et svart belegg i kjeler av aluminium. Ved pH over 12 skjer det en drastisk økning i utløsningshastigheten av metaller fra messingarmatur (sink og bly).

Korrosjon av sementbaserte materialer skjer når vannet har lavt innhold av kalsium (hardhet), lav alkalitet og lav pH-verdi. Sementbaserte materialer forekommer i form av sementbaserte rørledninger og vannbasseng, asbestsementrør og mørtelforede støpejernsrør. Når kalsium utløses, øker også vannets pH-verdi, slik at den kan komme opp i verdier over pH 11.

Korrosjon av vannledninger kan foregå både innvendig og utvendig, og kan i verste fall føre til at det dannes gjennomgående hull, eller at ledningene sprekker. Forurensninger kan da under visse omstendigheter trenge inn i vannet utenfra. Risiko for forurensning av drikkevannet i transportsystemet, er omtalt i kapittel E.2.2.

Grenseverdier er gitt for en rekke stoffer av betydning for korrosjon (pH, sulfat, klorid, og kopper), se kapittel 10.3.

B.2.3 Lukt og smak

Innsjøer som tilføres store mengder plantenæringsstoffer (nitrat og fosfat) kan bli så næringsrike (eutrofe) at det fører til stor produksjon av planteplankton (fytoplankton) i vekstsesongen. Noen slike, for eksempel noen arter av cyanobakterier ("blågrønnalger") produserer og skiller ut stoff som lukter; geosmin som gir jordlukt, og 2-metyl-isoborneol som gir mugglukt. Som eksempel kan nevnes at det sommeren 1976 skjedde en sterk oppblomstring av cyanobakterien *Oscillatoria bornetii* i Mjøsa. Dette forårsaket store lukt- og smaksproblemer (geosmin) i vann fra en rekke vannverk som tok råvann fra Mjøsa og Glomma. Klorering av vannet forsterket den dårlige lukten. Oppvarming av vannet forsterket også lukten.

Alger kan også produsere stoffer som gir vond lukt, for eksempel algen *Hydrurus foetidus*. Den vokser fastsittende som brunfarget slimvekst på bunnen av elver med kaldt vann. Hvis man klemmer veksten mellom fingrene, eller om cellene blir knust på annen måte, gir algen fra seg en sterk, fiskelignende lukt. Denne algen etablerer seg imidlertid ikke i drikkevannsledninger, for alger trenger lys som energikilde.

Når organisk stoff nedbrytes uten nok tilgang på oksygen (råtner) kan det dannes illeluktende svovelforbindelser, for eksempel hydrogendisulfid, H_2S , som lukter som råtne egg. Dette kan forekomme i enkelte grunnvannsforsyninger, men også hvis et vanninntak i en innsjø ligger for nær bunnslammet. Det organiske stoffet som nedbrytes, kan stamme fra plante- og dyreplankton (zooplankton) som kan produseres i store mengder i en næringsrik sjø, fra humusstoff tilført med bekker og elver, samt fra utslipp av industrielt og kommunalt avløpsvann.

Noen organismer, for eksempel sopp og actinomyceter, som nedbryter slikt partikulært organisk materiale med tilgang på oksygen, kan selv produsere stoff som kan gi vond lukt og smak på vannet. Actinomyceter kan for eksempel produsere de samme luktstoffer som cyanobakteriene. Dette er årsaken til at karpefisk oppdrettet sør i Europa kan få "jordsmak". Dette kan også forekomme i distribusjonsnett for drikkevann hvis større mengder organisk slam får samle seg i lommer hvor det blir liggende i lengre tid uten rikelig tilgang på oksygen.

En rekke kjemikalier, for eksempel fenoler og mineraloljer, kan selv i små mengder gi ubehagelig lukt og smak på vannet. Disse stoffene nedbrytes meget langsomt i grunnen. Derfor er det svært viktig å beskytte drikkevannskilder, og især grunnvannsforekomster, mot forurensning av slike stoffer. Mineraloljer har evnen til å trenge gjennom tette plastledninger ved at oljen først løser seg opp i platen, diffunderer gjennom og løser seg opp i vannet på innsiden. Tanker for bensin eller fyringsolje, eller mulig forurensning med slike stoffer, bør derfor unngås i tilsigsområdet for grunnvannsforsyninger eller nær ledningstraseer for drikkevann, når ledningsmaterialet er plast.

Høye konsentrasjoner av klorid og sulfat, for eksempel som følge av sjøvannspåvirkning av vannkilden, kan forårsake saltsmak på vannet. Metaller som jern og mangan, samt sink og kopper utløst fra ledningsnett og husinstallasjoner, kan også gi ubehagelig smak.

Drikkevannsforskriften har grenseverdier for lukt og smak, se kapittel 10.1.

B.2.4 Farge og turbiditet - Uestetisk vann, interferens i desinfeksjonsprosesser

I mange av våre overflatevannkilder er *humusinnholdet* så høyt at vannet har en synlig gulbrun farge. *Jern og mangan* assosiert med humus forsterker fargen. Andre typer organiske stoffer, for eksempel fra industriutslipp, kan gi farge på vannet, men dette vil være en unormal situasjon i vannkilder som benyttes som drikkevann her i landet.

Elver og bekker har ofte sesongbetonte perioder med høyt partikkelinnhold. Årsaken er oftest *erosjon* i nedbørfelt og i elveleier. Partikkelinnholdet er gjerne høyest om våren under snøsmeltingen og i perioder med sterk nedbør. Vannets partikkelinnhold måles med parameteren turbiditet. Sterk algevekst i vannkilden kan også gi turbid vann.

Både høy farge og høyt partikkelinnhold i råvannet vil gjøre desinfeksjonsprosesser mindre effektive, og med klordesinfeksjon kan det ved farge som skyldes organisk stoff, dannes uønskede klororganiske forbindelser under prosessen i behandlingsanlegget, se kapittel D.3.2. Både hensynet til uønskede mengder klororganiske forbindelser, og interferering i desinfeksjonsprosessen, gjør at vann med for høy farge og turbiditet må gjennom prosesser som reduserer disse parametrene før vannet desinfiseres.

Vann til forbruker kan likevel komme til å være grumset. Dette kan komme av løsrevet slam fra sedimenter eller begroing i ledningene, eller rustbrunt slam som skyldes korrosjon av jernledninger. Utfelt aluminiumhydroksid, $Al(OH)_3$, fra vann som har passert et ikke tilfredsstillende drevet fellingsanlegg, kan også gi grumset vann.

Kortvarig uklarhet kan oppstå hvis vannet står under trykk og er overmettet med luft. Dette kan skje der drikkevannsinntaket er lagt i en kraftverksledning. Vannet er da grålig når det kommer ut av kranen, men blir klart etter en tids henstand.

B.2.5 Oppløst organisk stoff – Vann med innhold av slam og smådyr

I alle drikkevannsledninger vil det dannes innvendig belegg (biofilm). Beleggets tykkelse avhenger av vannhastighet og type belegg. Beleggets type og utseende avhenger av vannkvaliteten. Hovedårsak til beleggdannelse er vannets innhold av organisk stoff. Noen belegg er tette og sitter hardt festet til rørveggen. Andre typer belegg kan være mer løstsittende, slik at deler av det lett løsner og føres ut i vannet. Abonentene merker dette som slamførende vann, der slammene kan være alt fra grålig og lys brunt, til mørk brunt, nesten svart ”myrslam”. Belegg som har vært til stede i rørene i lengre tid, kan også danne grobunn for nedbrytende organismer, for eksempel sopp og actinomyceter som kan utskille stoffer med vond lukt og smak, se kapittel B.2.3. Mange typer smådyr kan også finne egnede livsbetingelser der. Noen av disse er så store at de er synlige hvis de kommer ut i vannet.

De fleste bakterier og mikrosopper som har ferskvann som naturlig voksested, er i stand til å etablere seg og vokse i biofilm i vannledninger. De fleste sykdomsbakterier kan, ved forurensning av vannet, feste seg til biofilmen, men på grunn av lav vanntemperatur og lite egnet næring i vannet, kan de ikke formere seg der. Noen såkalte ”opportunistisk patogene bakterier” (se kapittel B.6.2) kan formere seg hvis vanntemperaturen blir høy nok (godt over 10-12 °C). Fra Sverige er det rapportert at sopp i ledningsvann kan gi allergilignende irritasjon i hud og slimhinner hos mennesker (7).

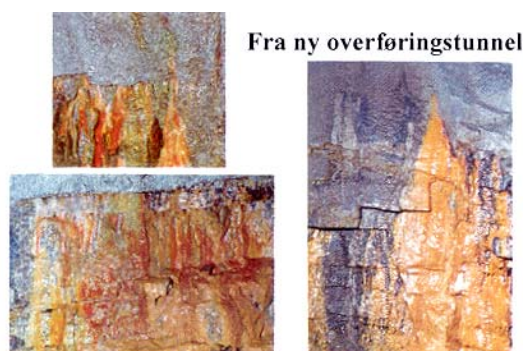
Innvendig ledningsnett i store institusjoner som industrilokaler, sykehus og boligblokker, der kaldtvannet kan oppnå værelsestemperatur i lengre perioder, er særlig utsatt for formering av potensielt patogene bakterier i biofilm. Dersom råvannskilden i lengre perioder oppnår høy temperatur, kan slik vekst også skje i vannverksledningene.

B.2.5.1 Betydning av forskjellige typer organisk stoff i vann

En vannkilde kan inneholde mange forskjellige typer organisk stoff. Organisk stoff fra kloakk og landbruk bør unngås. Likevel vil vannet inneholde organisk stoff som naturen selv har produsert fra råtnende planterester. Noe vil være brunfarget humusstoff som består av kompliserte organiske forbindelser som ikke så lett lar seg nedbryte av bakterier. I innsjøer med kort oppholdstid for vannet, rekker ikke humusstoffene å bli nedbrutt før vannet forlater innsjøen, og vannet får en gulbrun farge. I kaldt vann går nedbrytningen saktere enn i varmere vann. De fleste norske innsjøer i skogs- og fjellområder er humusholdig. Humusstoffene er ikke fullstendig oppløst i vannet, de foreligger i såkalt kolloidal oppløsning. Dette fører til at de lett kleber seg til flater, for eksempel på innsiden av drikkevannsledninger, og danner fastsittende, mørk brunt belegg.

Visnende og råtnende planterester i myrer blir værende i myra og nedbrytes der. Ettersom planterestene blir ført lenger og lenger ned i myra vil oksygeninnholdet i myrvannet avta, og nedbrytningen går over til å bli såkalt anaerob. Denne nedbrytingen utføres av såkalte

anaerobe, heterotrofe bakterier. De benytter det de kan av det organiske stoffet til energi og vekst, men uten oksygen greier de ikke å utføre fullstendig nedbrytning til vann og kullsyre (karbondioksid). De etterlater seg små organiske molekyler, noen av oksidert (har høyt innhold av oksygen) og andre av redusert (har høyt innhold av hydrogen) natur. Slike små (lavmolekylære) organiske forbindelser er meget lett nedbrytbare for bakterier som benytter oksygen i nedbrytingsprosessen, så kalte aerobe, heterotrofe bakterier. Hvis sigevann fra myrer kommer i kontakt med luft, kan dette føre til massiv begroing med slike heterotrofe bakterier (se figur B.2.1).



Figur B.2.1 Begroing på vegg i råsprengt tunnel med sig av vann fra overliggende myrer. Til venstre heterotrofe bakterier samt jern- og manganbakterier, til høyre vekst av jernbakterien Gallionella. Foto: Kari Ormerod, Folkehelseinstituttet

Organisk stoff produseres også i vannkildene, både som vannplanter, og som frittlevende alger (fytoplankton). Fytoplankton og andre planter får energi til å vokse fra sollys. De får næringsstoffer, slik som fosfor og nitrogen, fra jord og vann, og ved hjelp av såkalt fotosyntese produserer de det organiske stoffet de trenger fra karbondioksid i luften eller i vannet. Fytoplankton er første ledd i næringskjeden i vann. De blir spist av små dyr som blir spist av større dyr, og til slutt av fisk. Når fytoplankton og dyr i innsjøer dør, blir de nedbrutt av heterotrofe bakterier i vannet og i sedimentene. I vannet kan de bli fullstendig nedbrutt, men i sedimentene kan det bli mangel på oksygen, og da skjer det samme som foran beskrevet for myrer; dannelselse av meget lavmolekylære forbindelser. I vannet vil det befinne seg organiske stoffer av alle kategorier, fra høymolekylære til lavmolekylære. Fordelingen vil være avhengig av nedbrytningshastigheten i forhold til vannets oppholdstid i innsjøen, og av innsjøens belastning med organisk stoff. Et mål på nedbrytningsaktiviteten i en innsjø er analyseparameteren "Kimtall ved 22 °C etter 3 døgn", en parameter som også benyttes til overvåking av drikkevann. Et høy kimtallskonsentrasjon betyr at mye organisk stoff er under nedbrytning.

Lavmolekylært organisk stoff kan også produseres i oksidative vannbehandlingsprosesser. Mest kjent er bruk av ozon til fargefjerning, det vil si til fjerning av humusstoffer. Begroing i ledningsnett etter ozonering kan motvirkes ved å la vannet passere en bioreaktor etter ozoneringen, slik at de lavmolekylære stoffene blir "spist opp" av bakterier før vannet forlater behandlingsanlegget.

Lavmolekylært organisk stoff, slikt som lett nedbrytes av aerobe, heterotrofe bakterier og fører til rask biofilmdannelse i vannledninger, kalles "assimilerbart organisk stoff, AOS". Mengden bestemmes ved forskjellige spesialanalyser, for eksempel metoden "Assimilerbart organisk karbon", AOC. Drikkevannsparemeteren "kjemisk oksygenforbruk" (COD), se

kapittel 10.3.35, vil gi en indikasjon på innholdet av AOS, men også noe mindre lett nedbrytbart organisk stoff vil bli medbestemt. Naturlig organisk stoff, som betegnes NOS (NOC, "natural organic carbon" på engelsk) og er en blanding av alle naturproduserte stoffer, vil inneholde komponenter som nedbrytes langsommere enn det som betegnes som AOS, men de kan likevel bli benyttet som næringsstoff for etablerte mikroorganismer i en biofilm.

Analysemetoden som bestemmer vannets totale innhold av organisk karbon, TOC, vil representere mengden av NOS dersom vannet ikke er tilført industrielle eller kommunale avløpsvann. Grenseverdiene for COD og TOC i drikkevannsforskriften er satt ut fra generell erfaring med fra hvilket nivå man kan forvente problem med beleggdannelse i vannledninger. Overskrides grenseverdiene bør organisk stoff fjernes fra vannet i en vannbehandlingsprosess.

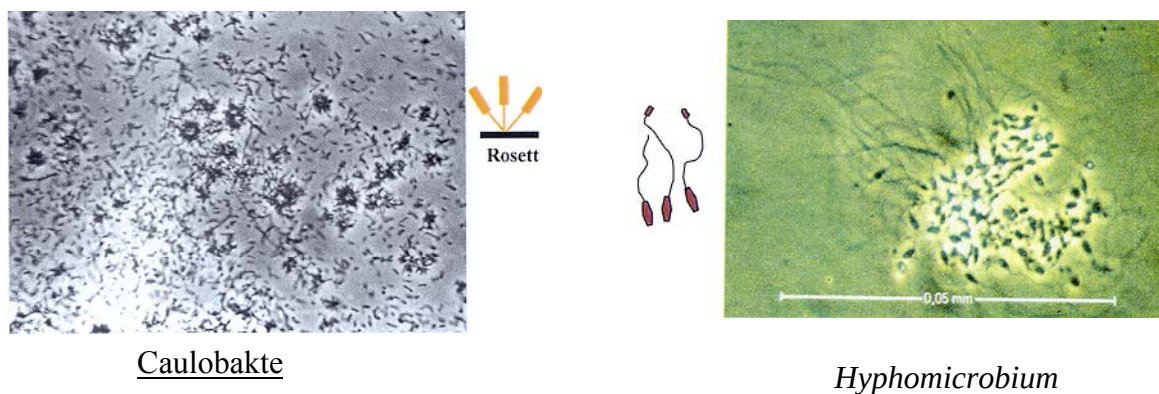
B.2.5.2 Beleggdannelse på grunnlag av organisk stoff

Selv en drikkevannskilde med lavt innhold av NOS, bestemt som COD, kan forårsake biofilmdannelse i vannledninger. Det kommer av at enkelte bakterier som ernærer seg av organisk stoff, såkalte heterotrofe bakterier, er i stand til å feste seg til flater i kontakt med strømmende vann. Store mengder næring kan passere dem per døgn, selv om konsentrasjonen av NOS i vannet er lav. Hvis dette organiske stoffet vesentlig består av AOS, kan biofilmdannelsen skje raskt, spesielt hvis vannet holder en temperatur over ca. 10 °C.

To slike bakterietyper, *Caulobacter* som fester seg til flater med en slags "stilk", og ofte danner "rosetter", og *Hyphomicrobium*, som selv fester seg til flater og sender ut protoplasmatråder som danner et nettverk, er vist på figur B.2.2. *Caulobacter* deler seg på tvers som de fleste bakterier, og den ytterste delen løsrives. *Hyphomicrobium* er knoppskytende og produserer lange tråder med nye celler i enden av protoplasmatråden, og cellene løsrives. Løsrevne celler kan starte belegg på et annet sted. *Hyphomicrobium* vist på figuren dannet biofilm i drikkevannsledninger etter at humusvann var bleket ved ozonering, og den oksiderte 2-verdig jern og mangan (Fe^{++} og Mn^{++}) slik at slammet ble mørk brunt, selv om innholdet av jern og mangan i vannet lå under grenseverdiene i drikkevannsforskriften (se kapittel B.10.3.15 og B.10.3.23).

Hyphomicrobium kommer til utvikling hvis vannet inneholder svært lavmolekylært organisk stoff, fordi den vesentlig benytter stoffer som inneholder bare ett til to karbonatomer. På grunn av dannelse av et nettverk av protoplasmatråder, fanger denne begroingen lett opp partikler fra vannet, og andre mikrober får god anledning til å leve der. Slammet sitter løst festet til rørveggen og fører lett til slamførende vann.

Hyphomicrobium er også funnet som hovedorganisme i begroingsslam i gassvasketårn der gassen inneholdt karbonmonoksid, CO. Normalt forekommer ikke så lavmolekylære organiske stoff i grunnvann eller overflatevann, men de kan som sagt dannes ved ozonering av humusholdig vann.

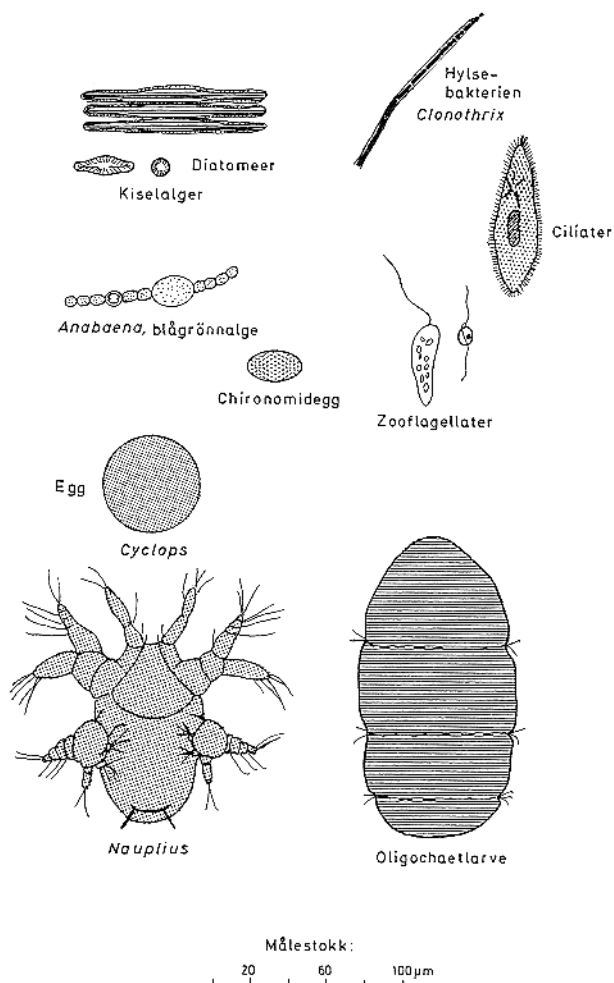


Caulobakte

Hyphomicrobium

Figur B.2.2 Heterotrofe bakterier som kan feste seg til flater i kontakt med strømmende vann og danne begroing (biofilm). Foto: Kari Ormerod, NIVA

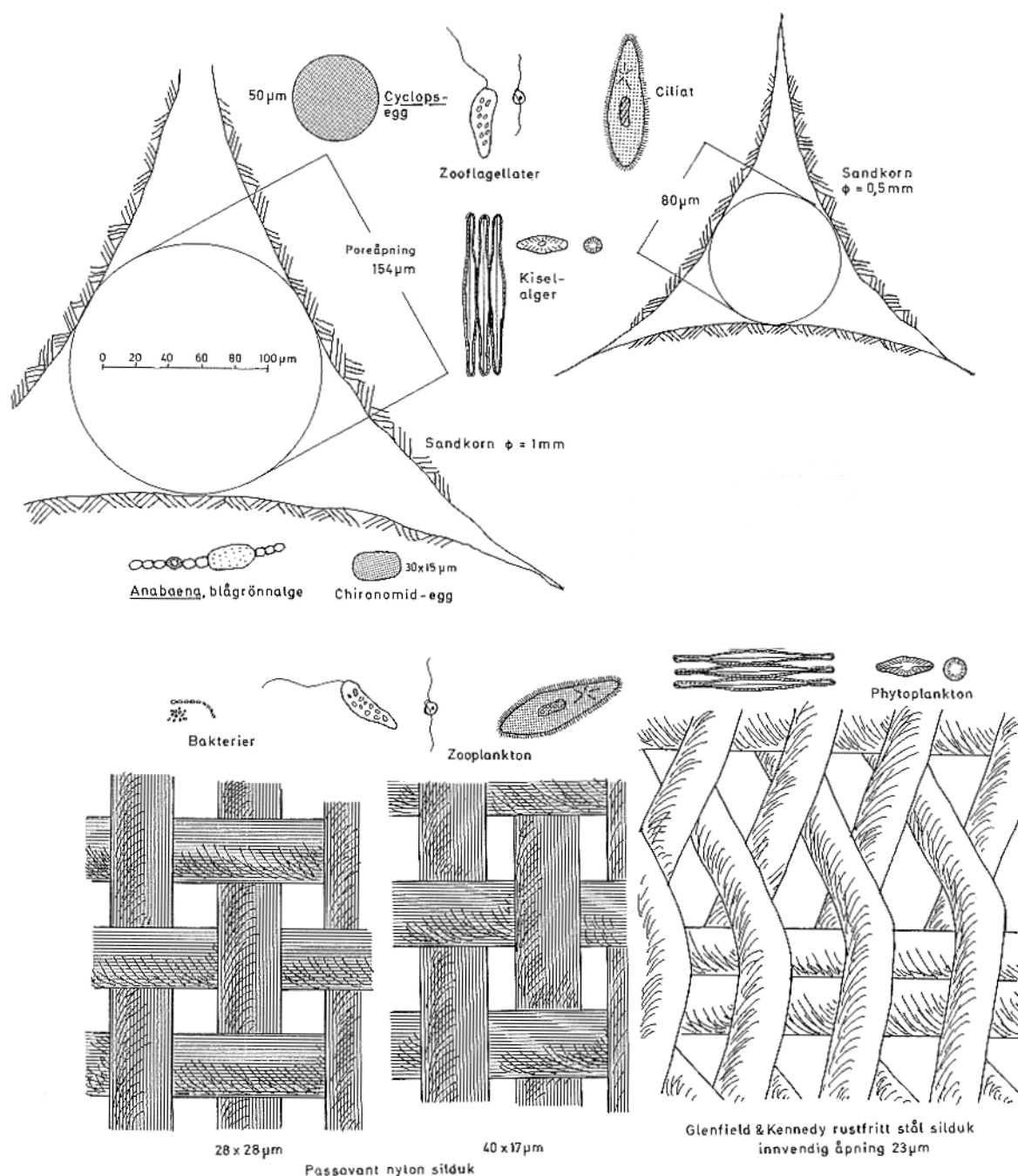
I forrige kapittel ble det nevnt at humusstoff kunne klebe seg til veggene i vannledninger og danne mørk brunt belegg. Fra humusholdig vann kan det både skje beleggdannelse og biofilmdannelse. Beleggdannelsen skjer lettest der rørveggen allerede har en tynn hinne av nyetablert biofilm, som etablerer seg på grunnlag av fraksjonen assimilerbart organisk stoff (AOS) i humusvannet. Andre bakterier, sporer av mikrosopp, egg og larver av smådyr samt alle slags partikler som føres med vannet fra vannkilden, vil kunne feste seg i det dannede belegget, og levende organismer kan starte sitt eget liv der. Noen mikroorganismer som kan komme inn med vannet er vist i figur B.2.3. Enkelte produserer mer belegg fra AOS i vannet, andre ved å nedbryte det naturlig organisk stoff (NOS) som har festet seg. Andre igjen lever av å nedbryte belegget. Alger som fester seg i belegget kan ikke vokse, fordi de trenger lys som energikilde. Smådyra spiser bakterier, eventuelle sopp og hverandre. Først når de andre mikroorganismene er godt etablert, avgir belegget bakterier som analyseres som kimtall, og da kan smådyr som eventuelt lever der også komme ut i vannet.



Figur B.2.3. Relativ størrelse av mikrober som kan komme inn i drikkevannsledninger med råvannet: Kiselalger (diatomeer), bakterier (*Clonothrix*), cyanobakterier/"blågrønnalge" (*Anabaena*), protozoer som zooflagellater og ciliater, egg av fjørmygg (*Chironomider*) og hoppekreps (*Cyclops*), larver av hoppekreps (*Nauplius*) og fåbørstemakk (*Oligochaeta*)

B.2.5.3 Mikroorganismer som kan leve av belegg i drikkevannsledninger

Bakterier, mange planktoniske alger og smådyr er så små at de lett passerer både sandfiltre og mikrosilduker. Dette er illustrert i figur B.2.4. Det vil også være noen mikroorganismer som slipper uskadd igjennom desinfeksjonsprosesser, eller de kan komme inn etter at vannet er sluppet ut i ledningsnettet.

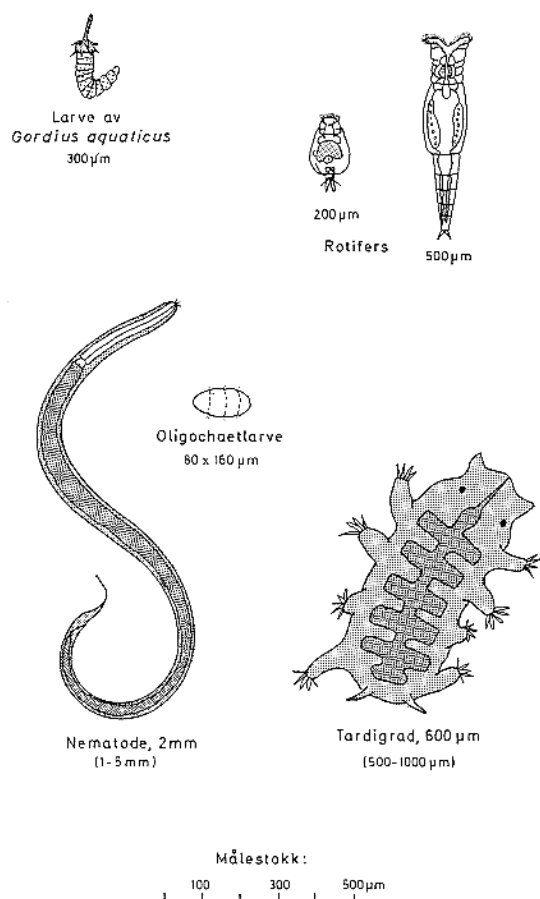


Figur B.2.4 Relative størrelsesforhold mellom hulrom i sandfiltre med sand av forskjellig kornstørrelse, samt maskevidde for forskjellige mikrosilduker, og noen akvatiske mikroorganismer

Etter at biofilmen og eventuelt humusbelegg er dannet, er protozoer de første til å etablere seg. Protozoer (flagellater og ciliater) er vist i figur B.2.3 og B.2.4. De spiser bakterier. Senere kommer hjuldyr (rotatorier), bjørnedyr (tardigrader) og nematoder, se figur B.2.5 og B.2.6. De er så små, eller har egg som er så små, at de kan passere både mikrosiler og sandfiltre, og derfor etablere seg i slammet.

Dette er de vanligste mikrodyra i vannverksslam. De er så små at vi vanligvis ikke ser dem om de kommer ut i ledningsvannet, men de finnes ofte ved mikroskopering av spyleslam. De

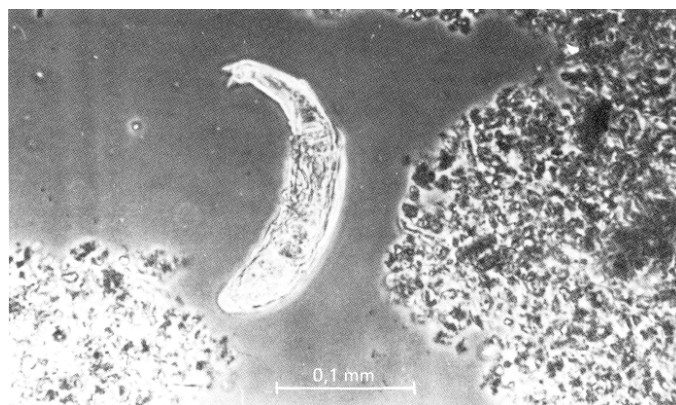
spiser slam med bakterier og protozoer. Rotatorier og bjørnedyr finnes også i aktivslam fra behandlingsanlegg for avløpsvann. I slam som blir liggende i "bakevjer" i ledningsnett, for eksempel ved anboringer, kan innholdet av smådyr, deriblant nematoder, bli høyt. Likevel merkes det vanligvis ikke om de kommer ut i vannstrømmen. Nematoder kan imidlertid bli opptil 5 mm lange. Ved ett tilfelle i USA ble tilstedeværelse av større mengder nematoder i et ledningsnett oppdaget ved at en mor la merke til at hennes baby ikke klarte å suge melk ut av tåteflasken. Da hun skulle prøve å rense hullet i smokken, så hun at en liten "mark" satt fast der. Videre undersøkelser viste at det var en nematode, og at vannet i springen inneholdt mange slike. Når innholdet av slike smådyr blir høyt, vil slamdannelsen som oftest ha kommet så langt at også vanlige heterotrofe bakterier og sopp har etablert seg. Disse vil løsrives og føre til at det blir registrert høyt "kimtall" (22 °C, 3 døgn) i vannet. Den veiledende grenseverdien for denne kimtallsparmeteren i drikkevannsforskriften (se kapittel B.10.2) er satt ut fra erfaringen om at hvis grenseverdien stadig overskrides, er det på tide å fjerne slam fra ledningsnett.



Figur B.2.5 Mikrodyr som kan leve i ledningsslam: Hjuldyr (*Rotifera*), bjørnedyr (*Tardigrada*), nematode (*Nematoda*), larver av fåbørstemark (*Oligochaeta*) og taglormen *Gordius* (*Nematomorpha*)



a) Nematode



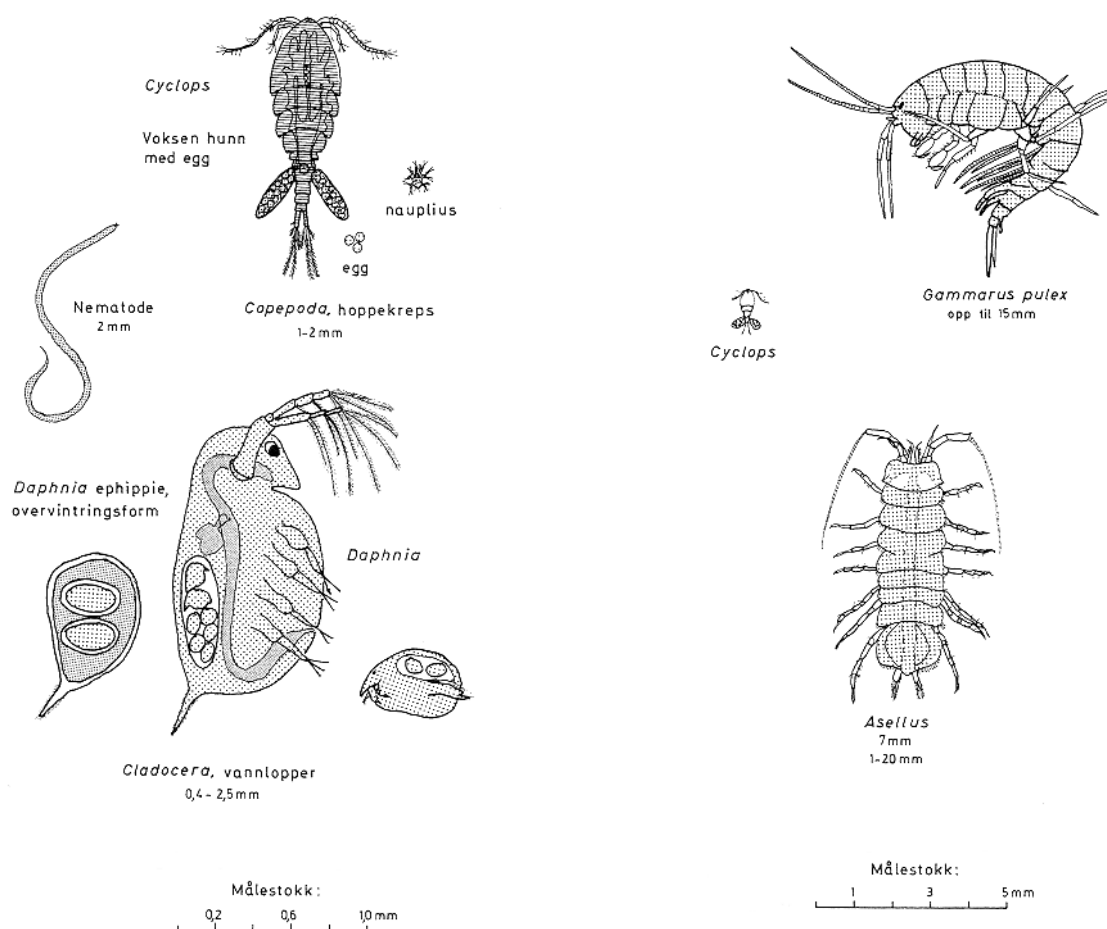
b) Hjuldyr

Figur B.2.6 Mikrofotografier av nematode og hjuldyr i ledningsslam. Foto: Harry Efraimsen, NIVA

B.2.5.4 Smådyr som kan finnes i slam i drikkevannsledninger og i brønner

I eldre begroingsslam kan også krepsdyr komme til utvikling, slike som hoppekreps (*Cyclops*), vannlopper (*Daphnia*), tanglopper (*Gammarus*) og gråsugger (*Asellus*), se figur B.2.7. Disse, som de fleste andre dyr som kan utvikle seg i vannverksslam, kommer inn som egg eller larver; se hoppekrepslarven "nauplius" i figur B.2.3. De beveger seg ut og inn av slammet, og de minste har også tendens til å trives godt på partikkelsiden av siler.

Tangloppene, som kan bli opptil 15 mm lange, svømmer langs rørveggen og spiser andre smådyr, bakterier og algerester. De kan leve i 1-2 år, og de formerer seg ofte. Deres avføring kan føre til klager over skittent vann, og dyret selv er stort nok til å bli sett dersom det kommer ut av springen. Tangloppene holder seg ikke fast til rørveggen, og kan fjernes ved spyling hvis vannhastigheten blir høy nok. En undersøkelse over hvilke dyr som var til stede i britiske vannledningsnett, viste at disse relativt store krepsdyrene var til stede i store mengder, men at det var gråsuggene ("water louse" på engelsk) som skapte de største problemene.

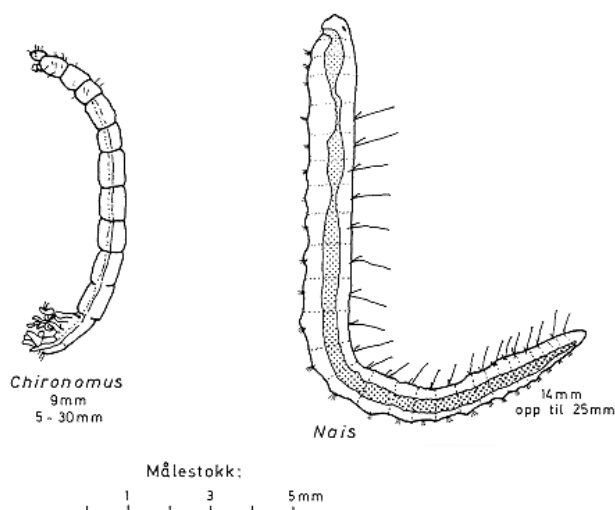


Figur B.2.7 Krepssdyr som kan leve i biofilm. Hoppekreps (*Copepoda*) - Cyclops med egg og larve (*Nauplius*), vannlopper (*Cladocera*) –Daphnia med overvintringsform (*Ephippie*), tangloppe (*Gammarus*) og gråsugge (*Asellus*)

Gråsugger er også funnet i norske drikkevannsledninger. Vanligvis er de 5-7 mm lange, men kan oppnå lengder inntil 20 mm. Selv om ledningsnett er sterkt infisert med gråsugger, kommer de sjelden ut i vannet. De lever på rørveggen, der de holder seg meget godt fast, og de spiser sedimentert materiale og begroingsbelegg. De er storetere, og kan til og med sluke vesentlige mengder rust sammen med organisk materiale. De produserer også store mengder avføring, som fører til klager over skittent vann i sterkt infiserte ledningsnett. Døde dyr i vannet bidrar også til klagen. Klagen kommer i perioder som henger sammen med livssyklusen til gråsuggene. Hvert individ lever i 6-12 måneder. Hannene dør etter parringen, og hunnene dør når eggene er klekket. Dyra har to parringssesonger i året. Første klageperiode er april-mai, når hannene og hunnene dør etter den første sesongen. Ungene vokser fort, og i juni-juli er de blitt 3 mm lange og formeringsdyktige. I september-oktober dør hanner og hunner etter den andre formeringsperioden. Fordi gråsuggene holder seg så sterkt festet til rørveggene, og til bunn og vegger i eventuelle reservoarer, lar de seg ikke fjerne ved spyling. De fjernes best ved at det før spylingen tilsettes et stoff som lammer dem, slik at de slipper taket i rørveggen, se kapittel E.4.2.2 Belegg og korrosjon, Praktiske råd.

Skall av døde krepsdyr er meget motstandsdyktige mot nedbrytning. De danner ofte ansamlinger i assosiasjon med rust, og blir av den grunn brunfarget og kan føre til klager over skittent vann. Blir de liggende i ledningsnett, kan de nedbrytes av organismer som produserer vond lukt og smak, se kapittel B.1.3.3.

Fjærmygg (*Chironomidae*) kan bli et problem i anlegg for drikkevannsforsyning i form av svermer av insekter. Dette er den artsrikeste dyregruppen i ferskvann i Norge (8). Fjærmygg legger egg og har larver som utvikler seg i vann. Fjærmyggelarvene (chironomider) utgjør et viktig bindeledd i omsetningen av næringsstoffer i innsjøer og elver, ved å omsette organiske partikler som havner på bunnen. De kan komme inn i ledninger med råvannet som egg, eller myggen kan legge sine egg direkte i dårlig beskyttede reservoarer/høydebasseng. Larvene har meget karakteristisk, aktiv bevegelse, og kan være røde, grønne eller hvite av farge. Et typisk eksempel er den røde *Chironomus*, som kan nå opp i en lengde på 25 mm, se figur B.2.8. Som mygg er den bare 5 mm lang.

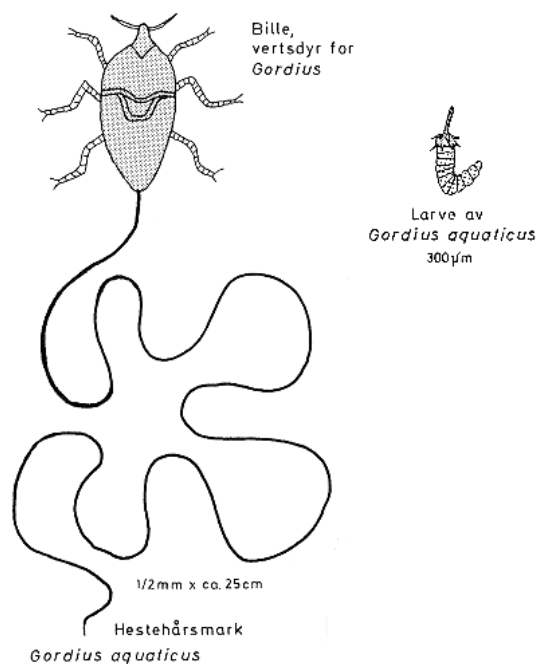


Figur B.2.8 Fjærmyggelarve (*Chironomus*) og fåbørstemakk (*Nais*) som kan finnes i ledningsslam, ofte i spyleslam etter rengjøring av ledninger

”Marker” som er synlige med det blotte øye kan også utvikle seg i ledningsslam og også finnes i brønnvann. Oligochaeter, fåbørstemakk, fra familien *Naididae*, finnes ofte i spyleslam fra norske vannverk. Disse kommer inn som egg. Makker fra slekten *Nais* kan dele seg opptil én gang hver tredje dag, slik at ett individ er blitt til 1000 i løpet av en måned. De ernærer seg av sedimenter og belegget på rørveggene, og kan bli opptil 25 mm lange. De er mest aktive i perioder med varmt vann i ledningene, slik at med inntak av temperaturpåvirket vann vil deres aktivitet være høyest i perioden fra mai til oktober. En annen fåbørstemakk, som vanligvis lever ute i naturen i vann eller slam med lite innhold av oksygen, er den røde *Tubifex* fra familien *Tubificidae*. Dens tilstedeværelse i et distribusjonsnett for drikkevann, spesielt i bassenger, tyder på at større ansamlinger av organisk stoff er under nedbrytning. Dette kan føre til vond lukt og smak på vannet. En annen fåbørstemakk er den såkalte brønntrådmarken, *Haplotaxis gordioides*, se foto i referanse (5). Den er meget tynn, bevegelig, og kan bli opp til 30 cm lang. Den lever i myrer og elveslam, men kan også finnes på lyssvake steder som i brønner og vannledninger. I gammel tysk litteratur beskrives den som vanlig forekommende i vannledninger. Artsnavnet ”*gordioides*” henspiller på at den utseendemessig kan likne på taglormen *Gordius aquaticus*.

Taglormer er en annen type ”lang, tynn mark”. De finnes i ferskvann, i større vassdrag om våren og sommeren under parringstiden, men også ved strender, i kilder og dreneringsgrøfter, og er også funnet i brønner. De har en diameter på noen få millimeter, men kan bli flere desimeter lange (4). De har langsom bevegelse. I Mellom-Europa finnes 40-50 arter beskrevet i gammel litteratur. Taglorm av en eller flere arter finnes utbredt over store deler av Norge, men uten at en kjenner artene (3). *Gordius aquaticus* er det navn man vanligvis forbinder med taglorm som er funnet i brønnvann, både i Norge og i utlandet, men det er ikke sikkert at alle er artsbestemt; det kan hende at dette bare er det mest brukte navnet på taglorm. Navnet *Gordius* kommer fra den gordiske knuten i gresk mytologi, for marken kan filtrere seg sammen til en slik knute. *Gordius aquaticus* er ca. 0,5 mm bred men kan bli 12-35 cm lang. Ifølge Lundberg (4) er *Gordius aquaticus* den man oftest finner i Sverige. I gammel litteratur er det angitt at den har svart eller hvit farge, men Lundberg beskriver den som grå- eller brunfarget. Ved Folkehelseinstituttet har vi mottatt en svart taglorm fra en brønn, men vi har ikke forsøkt å artsbestemme den. I Norge kalles den også for ”Hestehårsmark”, på grunn av at den svarte likner på hestetagl.

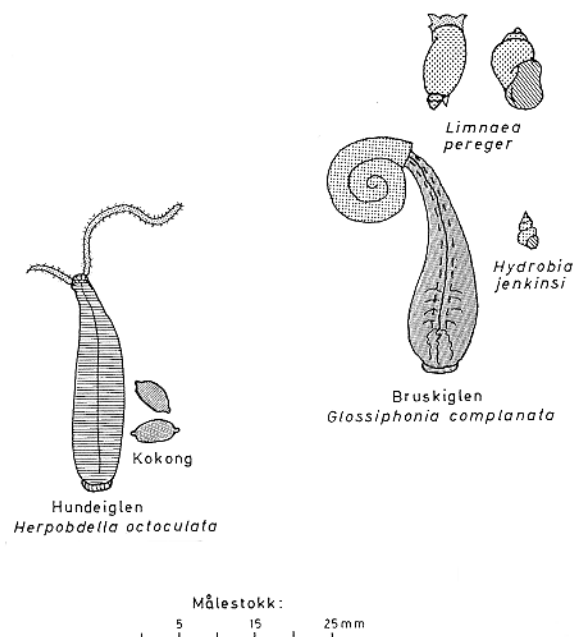
Taglormen har en meget spesiell livssyklus med seksuell formering. Hannen er mindre enn hunnen, og bakenden er splittet, som en gaffel. Som voksent individ har de verken munn eller analåpning, de må bare ut i vann for å parre seg. Hunnen kan legge opp til 4 millioner egg, og de festes som lange slimstrenger til stener eller vegetasjon i vannet. Eggene klekkes til larver med en spesiell ”snabel”, se figur B.2.9. Larven kan bli spist av andre larver i vannet, for eksempel en mygglarve. Da borer den seg, ved hjelp av snabelen, gjennom vertens tarmvegg og kapsler seg inn i kroppshulen til verten. Den kan imidlertid ikke utvikle seg til voksent individ i myggen, så den er avhengig av at mygglarven blir spist av et større rovinsekt, helst av en vannkalv (*Dystiscus*) eller dens larve. Da borer den seg igjen gjennom vertens tarmvegg, og nå utvikler den seg til en ferdig taglorm i vannkalvens kroppshule. Er larven heldig, blir den spist direkte av en vannkalv eller dens larve. Når taglormen er ferdig utviklet, og vannkalven er i vann, borer ormen seg gjennom den tynne huden bak på vannkalvens kropp, og kryper ut, se figur B.2.9. Noen ganger dør verten etterpå, men som oftest lever den videre til normal livslengde. Taglormen svømmer så i vann til den finner en annen taglorm å parre seg med. Hvis larven blir liggende i tørrlagt strandkant, kapsler den seg inn slik at den ikke tørker ut. Den kan da bli spist av et landinsekt, for eksempel en gresshoppe, og utvikler seg til taglorm i den. Gresshopper har vanligvis ikke noen trang til å nærme seg vann, men når taglormen er ferdig til å krype ut, da går gresshoppa ned til vannet! Hvis taglorm blir funnet i distribusjonsnett for drikkevann eller i en brønn, må den ha blitt ført dit av det insektet den har utviklet seg i. For distribusjonsnett vil det mest sannsynlige sted å finne den være i et utilstrekkelig beskyttet utjevnings-/høydebasseng.



Figur B.2.9 Taglorm, eller hestehårsmark, *Gordius (aquaticus)* med larve

Fjærmygglarver og fåbørstemakker er mat for igler, for eksempel for hundeiglen *Erpobdella octoculata*, se figur B.2.10. Bruskgiglen *Glossiphonia complanata* er spesialist i å suge ut kroppsvæske fra andre dyr, for eksempel fra den lille damsneglen *Limnaea pereger*. Tilstedeværelse av igler tyder på rikelig forekomst av dyr i ledningsnett, og at nettet er overmodent for rengjøring. Hundeiglen er funnet i norske ledningsnett, og begge de nevnte er funnet i engelske ledningsnett.

Innsjøsneglen *Limnaea pereger* er funnet både i norske og engelske vannledninger, men i England viste også en annen snegl, "Jenkin's spire shell", eller *Hydrobia jenkinsi*, hyppig forekomst. Disse sneglene ernærer seg av sedimentert organisk materiale og av begroing på ledningsveggene.



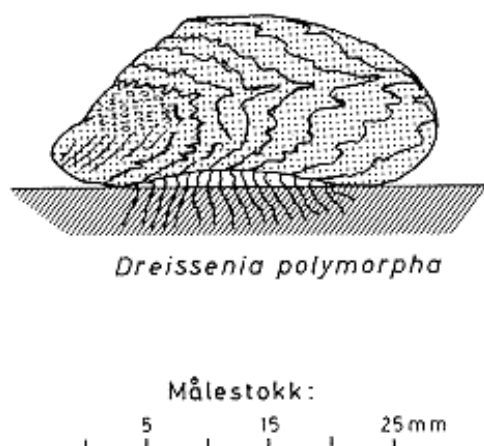
Figur B.2.10 Dyr som ernærer seg av andre dyr i ledningsslam: Innsjøsneglene *Limnaea pereger* og *Hydrobia jenkinsii*, hundediglen (*H*)*Erpobdella octoculata* og bruskgiglen *Glossiphonia complanata*

B.2.6 Partikulært stoff – Blokkering av ledninger

Vann med innhold av *partikulært organisk* stoff, for eksempel planktoniske alger (alger som produseres i vannmassene, ikke fastsittende), er næringsstoff for dyr som filtrerer partiklene ut fra vannet. Noen av disse kan etablere seg i vannforsyningsanlegg.

B.2.6.1 Muslinger

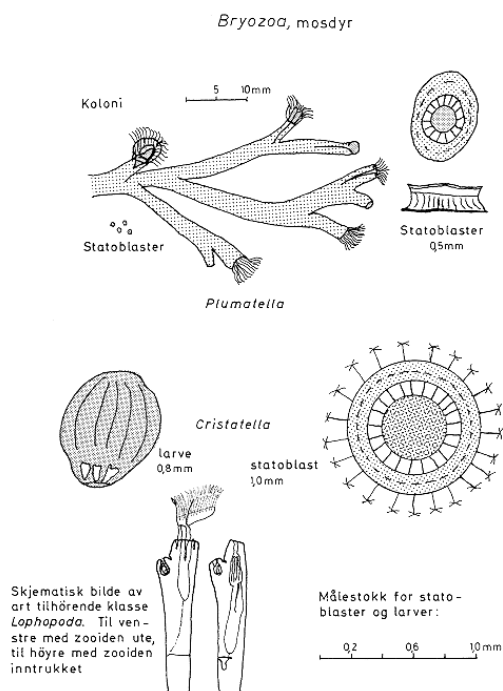
I USA har den asiatiske muslingen *Corbicula fluminea* spredd seg meget raskt fra California til de sørøstlige deler av landet, og blitt en stor plage, spesielt i ledninger for irrigasjonsvann til landbruket. Den ble antakelig brakt til USA for bruk i akvarier. I England er muslingen *Dreissena polymorpha* funnet i drikkevannsledninger. Den kalles også "vandremusling", og "sebramusling" fordi den har striper på skallet, se figur B.2.11. Muslinger har også vært funnet i danske ledningsnett, og i Norge er den funnet i vanninntak til industribedrifter. Fra England er det rapportert at en vannverksledning fikk indre diameter redusert fra 900 til 200 mm på grunn av etablering av muslinger. Slike muslinger sitter godt festet til veggene også etter at de er døde, og nedbrytningen av dem fører til vond lukt og smak på vannet.



Figur B.2.11 Muslinger kan etablere seg i ledninger med vann som inneholder organiske partikler. Her, den lille muslingen Dreissenia polymorpha, kalt vandremusling, eller sebramusling fordi den har stripet skall.

B.2.6.2 Svamper og mosdyr

Andre organismer som kan etablere seg i kontakt med vann med høyt innhold av partikulært organisk stoff, er *Bryozoa*, (mosdyr), *Poryfera* (ferskvannssvamper) og vårfluelarver. Dette er vanlig forekommende organismer i Norge. De to førstnevnte er påvist i drikkevannsanlegg. Mosdyrene *Plumatella* og *Cristatella* kan danne tette kolonier som fører til tilstopping av rørene. I England er de også funnet i grusen i dreneringsgrøfter for hurtige sandfiltre. De ernærer seg av kiselalger og protozoer i vannet. Disse mosdyrene går om vinteren over i et hvilestadium, *statoblaster*, som har brun farge, se figur B.2.12.

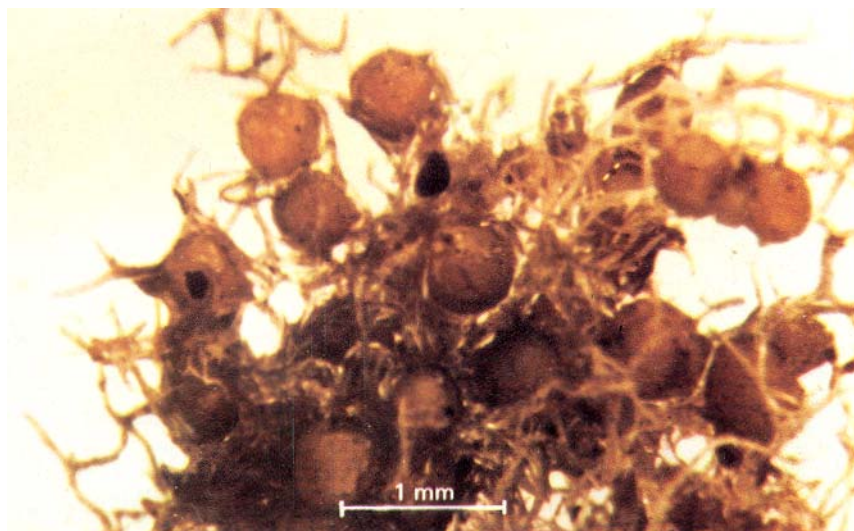


Figur B.2.12 Skjematisk illustrasjon av mosdyr, som vokser fastsittende på flater i forbindelse med strømmende vann, og lever av å filtrere partikulært organisk stoff fra vannet

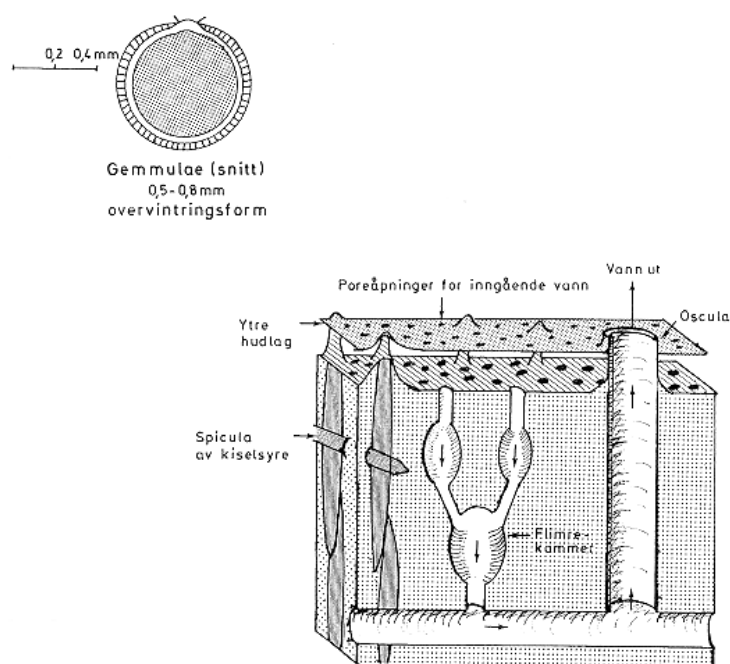
Svampene *Spongilla* og *Ephydatia* er observert fra vannforsyningsanlegg i Norge. Svampene danner også tette kolonier som kan redusere vannføringen i rør slik at de skaper problem, men som oftest merkes det ikke at de er til stede. Også svampene går over i hvilestadium om vinteren, de danner *gemmulae*. Svampen *Spongilla* har orangegule *gemmulae*, og kommer de ut i vannet samlet i de resterende deler av svampen, kan de se ut som eggene i fiskerogn, se figur B.2.13. Tilstedeværelse av separate *gemmulae* i vannet merkes ikke. De aktive svampene tar inn vann gjennom noen små porer på overflaten og pumper det gjennom sitt indre ved hjelp av små flimmerhår, i såkalte "flimrekamre" (se skjematisk fremstilling av svamp på figur B.2.14). Svampene er bygd opp av et skjelett av små kiselsyrenåler, *spiculae*. Omtrent 1/3 av svampens vekt kan være kiselsyre. Svampen vokser på fast underlag som en skorpe, og kan ha fingerlange utvekster.

Ifølge ny litteratur (3) kalles substansen i det ytre hudlaget rundt svampen og inne i hulrom og kanaler *epitel*. Innenfor epitelvevet finnes celler som utfører alle livsoppgaver som kreves av et dyr – fordøyelse, ekskresjon, respirasjon, formering m.m.

Svampene er effektive vannrensere. Om sommeren kan et fingerstort eksemplar av *Spongilla lacustris* filtrere mer enn 125 liter vann per dag. Denne filtrerende evnen kan komme til nytte, for eksempel i vannreservoarer, der svampene filtrerer ut og fortærer partikulært stoff, deriblant planktoniske alger og bakterier.



Figur B.2.13 Rest av svamp, med kiselsyrenåler (*spicula*) og overvintringstadium (*gemmulae*), løsrevet fra en vannledning i Norge. Foto: Walter Hauke, NIVA



Figur B.2.14 Skjematisk illustrasjon av svampens oppbygning

Mosdyr og svamper etablerer seg som sagt på flater i kontakt med strømmende vann som inneholder partikulært organisk stoff. Partikulært stoff vil kunne måles som turbiditet. Da turbiditet kan forårsakes av både uorganiske og organiske partikler, kan en ut fra turbiditetsmålinger ikke fastslå om muligheten for etablering av mosdyr og svamper er til stede. Sammensetningen av partikler i turbid vann kan undersøkes ved å filtrere så mye vann som mulig gjennom et glassfiberfilter, og så utføre analyser for tørrstoff og glødetest på filteret. Differansen mellom tørrstoff og gløderest vil hovedsakelig utgjøres av organisk stoff, som er mat for disse dyrene.

Hvis vannet tilfredsstiller drikkevannsforskriftens krav til turbiditet ut fra behandlingsanlegget, er det lite sannsynlig at disse organismene vil kunne etablere seg i distribusjonsnettet. I råvannsledninger med overflatevann som vannkilde vil de imidlertid kunne etableres. Tilstedeværelse av mosdyr og svamper kan lett påvises sent på høsten eller om vinteren ved å la vannet passere gjennom et passende planktonnett, silduk eller et ikke for tett bomullsstoff. Hvis dyrene er til stede i ledningsnettet, kan en vente å finne *gemmae* og/eller *statoblaste* i det materialet som samles opp i nettet.

B.2.6.3 Vårfluelarver

Vårfluelarver ernærer seg også av partikulært organisk stoff. De spinner fangstnett på faste overflater, der de sitter og filtrerer partiklene fra vannet. Fangstnettet kan føre til at rister og siler tettes. Larver og nett har også vært funnet inne i ledninger, men som for mosdyr og svamper, er det lite sannsynlig at de vil kunne etableres i distribusjonssystem for drikkevann. Vårfluelarvene *Neureclipsis* og *Hydropsyche* har vært observert i svært store mengder på inntakssiler for kraftverk. De observeres imidlertid ikke når kraftverket er i drift og silene er dekket av vann, men med inntaksdammen tørrlagt ses både larvenes fangstnett og resultatet av at de har etablert seg der – de er en av årsakene til groptæringskorrosjon. Vårfluelarver nevnes ofte i forbindelse med korrosjon av inntakssiler, jernbjelker, jernplater og jernledninger i norske kraftverk, blant annet ved anlegg for overføring av vann i Hallingdal, og i kraftverk i nedre Glomma. Ved inspeksjon av silene i et tørrlagt inntaksbasseng ved ett av kraftverkene i Glomma, ble det foruten hylstre av vårfluelarver og stive rustknoller, også funnet store mengder rustfargede, slimete klumper på silene og på jernbjelkene bak disse. Mikroskopering av de slimete rustklumpene viste at de besto av jernbakterien *Gallionella*, som også er kjent for å danne rustknoller (se kapittel B.2.7 og E.4.3.). Nydannet vekst av de samme bakteriene er gråfarget og likner soppklumper. Slik vekst, observert på stålbjelker i et tørrlagt men fuktig ozoneringskammer i et behandlingsanlegg for drikkevann, ble senere rustbrunt av farge og viste seg ved mikroskopering å være *Gallionella*, se figur B.2.19.

B.2.7 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og beleg

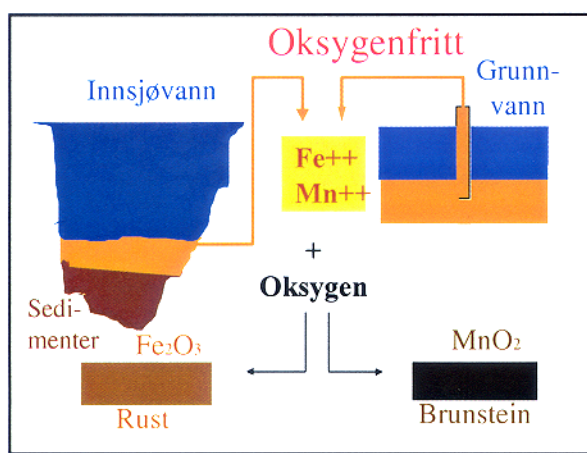
B.2.7.1 Dannelse av oppløst jern og mangan

Jern og mangan finnes i jord og i bergarter, vanligvis som vannløselige forbindelser, for eksempel som oksider. Jern og mangan inngår også i planter, og når disse nedbrytes med tilgang på oksygen, går metallene igjen over til oksider. I jord foregår nedbrytningen under tilgang på vann, og med oksygen fra luft og vann. Når jordoverflaten vil det være god tilgang på oksygen fra luften, men lengre nedover vil det kunne bli mangel på oksygen, slik at bakterier som trenger molekylært oksygen i nedbrytingsprosessen, ikke kan fortsette nedbrytingen. Det finnes imidlertid en mengde andre bakterier som kan fortsette. Noen av dem benytter jern- og manganoksider istedenfor molekylært oksygen i nedbrytningsprosessen. Da går jern og mangan over i to-verdig, vannløselig form, og blir tilført grunnvannet.

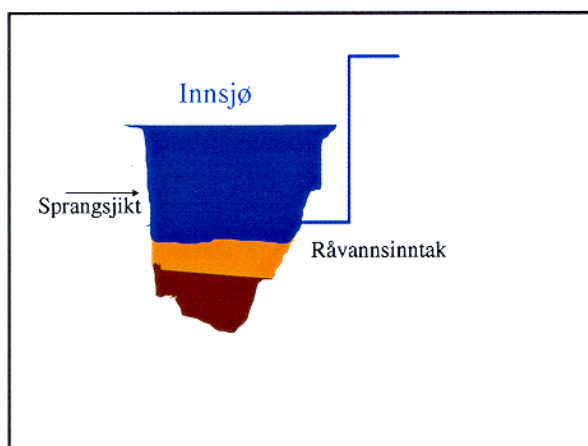
I innsjøer foregår nedbrytning av sedimentert organisk materiale nede ved bunnen, og bunnslammet er brunt på grunn av humus og oksiderte jern og manganforbindelser. I dype innsjøer dannes det om sommeren et temperatursprangsjikt, som gjør at overflatevannet ikke blander seg med bunnvannet, se kapittel C.1.3. Dette kan føre til at det under nedbrytningen av organisk stoff blir mangel på oppløst oksygen i bunnslammet, og at jern og mangan går over i vannløselig form, slik som beskrevet for grunnvann. De løselige jern- og

manganforbindelsene diffunderer oppover i vannmassene, og kan komme opp til et nivå under sprangsjiktet hvor det er lagt et drikkevannsinntak.

Vannforsyning basert på grunnvann, og på dypvannsinntak med slike forhold under sprangsjiktet, kan komme til å inneholde oppløste jern- og manganforbindelser. Dette er illustrert i figur B.2.15. Grunnvann kan ha et nær konstant innhold av disse metallene, mens dypvann fra innsjøer kan være bare periodevis påvirket, under stagnasjonen sommer og vinter, eller under en av periodene. I slike innsjøer kan problemet unngås ved at vanninntaket legges på et nivå som ligger under sprangsjiktet, men over det dypet som blir påvirket av disse metallene, se figur B.2.16. Vannverket kan også utstyres med råvannsinntak på forskjellige dyp.



Figur B.2.15 Demonstrasjon av jern- og mangansyklus i grunnvann og innsjøer. Orange farge indikerer vann med oppløst jern og mangan



Figur B.2.16 Illustrasjon av gunstig plassering av vanninntak i innsjø med jern- og manganutløsning i bunnvannet

I råsprenge tunneler med overliggende myrer kan jern- og manganholdig myrvann trenge ned gjennom sprekker i fjellet, se kapittel B.2.5.1. Når dette vannet kommer i kontakt med luft, kan også jern- og manganbakterier være med å danne biofilm på flater som vannet renner over, se figur B.2.1. Utgjør tunnelen en del av distribusjonsnettet, kan jern og mangan tilføres

vannet etter at det har passert behandlingsanlegget. Dette har skjedd i drikkevannsforsyninger i Norge.

Jern- og manganforbindelsene kan føre til problemer både for vannverket og for abonnentene. Grenseverdiene (kapittel B.10.3.15 og B.10.3.23) er derfor satt på grunnlag av fra hvilke konsentrasjoner man kan forvente problemer, ikke ut fra helsemessige hensyn. Metoder til fjerning av jern og mangan er beskrevet i kapittel D.6. Hvis metallene ikke blir fjernet, vil de i en eller annen form føre til problemer for abonnentene. Hvilke problemer som oppstår er avhengig av vannets surhetsgrad (pH), oksygeninnhold og strømningshastighet, samt til en viss grad også innhold av organisk stoff. Smaksmessig er det ønskelig at drikkevann inneholder oksygen. Derfor luftes oksygenfattig grunnvann. Luftingen har eventuelt også til hensikt å drive ut aggressiv karbondioksid (CO_2) og hydrogensulfid (H_2S). I sammenheng med produksjon av drikkevann må en derfor alltid regne med at vannet inneholder oksygen. Dermed er det vannets surhetsgrad, samt strømningshastigheten, som bestemmer skjebnen til disse to metallene i vannforsyningssystemet. Vannets innhold av organisk stoff er også avgjørende for hvilke jern- og manganbakterier som kommer til utvikling. Hos abonnentene vil større mengder jern og mangan i oppløst form gi bitter smak på kaffe og te. Det kan føre til dannelse av brune avleiringer i baderomsarmatur, gjentetting av siler, brunt flyteslam i klosettceisterner, og brune flekker på klesvask, dekketøy og i diverse industriprodukter, for eksempel i papirproduksjon. Dette blir nærmere belyst i det etterfølgende.

B.2.7.2 Kjemisk oksidasjon – dannelse av rust og brunstein

Oppløst jern og mangan blir oksidert av fritt oksygen i vannet, men hastigheten av oksidasjonen er avhengig av vannets surhetsgrad. Oksidasjonshastigheten for jern er ved pH 6,5 allerede høy nok til at det dannes merkbare mengder jernhydroksider og oksider, rust, i vannet. I brønnvann som inneholder oppløst jern, og som tas inn i bøtte, ser en etter henstand slikt jernhydroksid som en ”oljehinne” på overflaten av vannet, og senere som rustslam på bunnen av bøtta.

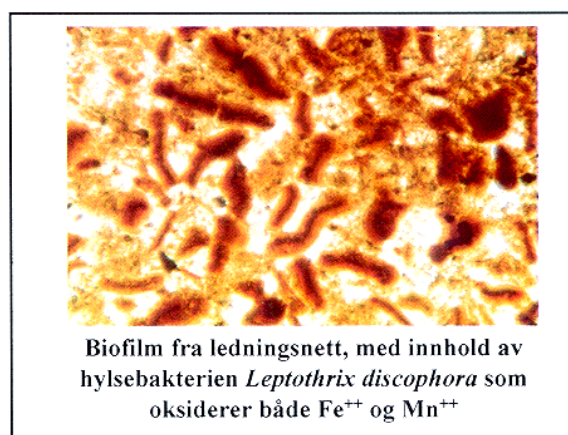
Grenseverdier for surhetsgrad er i drikkevannsforskriften pH 6,5-9,5. Jo høyere pH-verdi, jo raskere går oksidasjonen, slik at pH-regulering av et jern- og manganholdig vann der disse metallene ikke er fjernet ved vannbehandling, vil føre til utfelling av rust. For oppløst mangan vil den kjemiske oksidasjonen bli merkbart først ved pH-verdi nær 8,5, som utfelling av det mørke brune oksidet ”brunstein” (MnO_2). Hos abonnentene kan tilsetning av basiske vaskemidler føre til utfelling av brunstein og rust på dekketøy i oppvaskmaskiner og på klærne i klesvaskemaskiner. Utfelling av brunstein kan gi positiv effekt i sementbaserte ledninger. Når rørveggen oksideres den oppløste manganen til brunstein og danner et brunsvart belegg. Belegget katalyserer videre oksidasjon av toverdig mangan til fireverdig, slik det inngår i brunstein, og belegget oppnår en viss tykkelse. Dette belegget sitter godt festet til rørveggen og er sjelden årsak til problemer. Belegget motvirker den kalsiumutløsende effekten av korrosivt vann, og slik tjener det til beskyttelse av ledningen. Grunnvann med basisk pH-verdi og lite oksygen kan også være opphav til liknende brunsteinsbelegg i ledninger hvis vannet kommer i kontakt med luft.

B.2.7.3 Bakteriologisk oksidasjon – dannelse av brunt slam

De største problemene oppstår imidlertid ikke på grunn av kjemisk oksidasjon, men på grunn av bakterier som er i stand til å oksidere disse toverdige metallforbindelsene selv om vannet er surt. Selv om eksistensen av slike bakterier har vært kjent i lang tid, er betingelsene for at de skal etablere seg ikke godt kjent via vitenskapelige undersøkelser, men via praktisk erfaring.

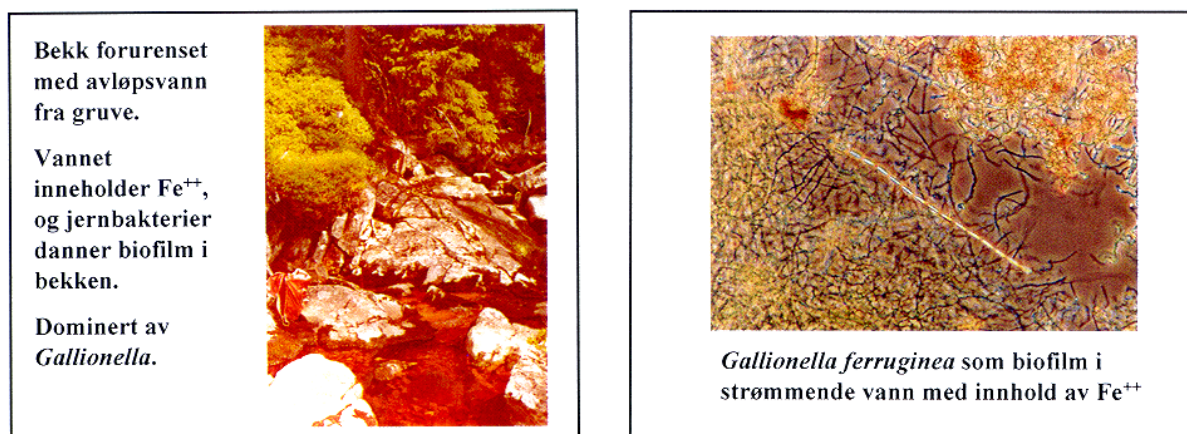
Beskrivelse av problemer med brunt slam i vannet finnes ganske hyppig i europeisk litteratur fra tiden som fulgte etter at det ble vanlig å distribuere drikkevann til større befolkningsgrupper via ledningsnett. I Berlin ble det i 1876 tatt i bruk et vannverk som skulle forsyne byen med vann fra grunnvannsbrønner. Etter bare et halvt års drift begynte vannet i ledningene å anta en rustbrun farge. Dette ble bare verre og verre, og man kunne snart observere slampartikler. Problemet gjorde seg ikke så sterkt gjeldende i vannbehandlingsanlegget, men ble betydelig i enkelte av utjevningsbassengene. I ett basseng på 35 000 m³ var slamutviklingen så omfattende at hele overflaten ble dekket av slammasser. Det måtte ukentlig fjernes 140 m³ våtslam fra disse bassengene, og til slutt, etter bare sju års bruk, ble grunnvannsbrønnene oppgitt som råvannskilde.

Det var hylsebakterien *Leptothrix ochracea* som kom til utvikling i disse bassengene, se figur B.2.17. Hylsebakteriene produserer en tettsluttende hylse omsluttet av en kapsel av varierende tykkelse, og det er i denne kapselen at jern- og manganoksidene felles ut og innleires. *Leptothrix ochracea* bakteriene kan danne hylse med en hastighet av 1 µm per minutt, eller 10 cm i løpet av en uke! Bakteriene glir kontinuerlig ut av den gamle hylsen slik at det ved mikroskopering er sjelden å se mer enn et par celler inne i hylsen. Enkeltbakteriene kan svømme ved hjelp av en flagelle. Denne bakterien fester seg ikke til flater i kontakt med strømmende vann, og den utvikler seg derfor bare i stillestående eller i meget sakteflytende vann. Den kan greie seg med meget små mengder organisk stoff, men den må ha molekylært oksygen og surt eller nøytralt vann. Oksiderbarheten (TOC_{Mn}) av vannet i Berlin var 4,3 mg O/l. Det vil si, at én liter vann krevde 4,3 mg oksygen for at alle oksiderbare stoffer i vannet skulle bli oksidert. Nå oksiderer kaliumpermanganat mange komponenter i vann, ikke bare organisk stoff som analyseparameteren oksiderbarhet vanligvis benyttes til, men også reduserte jern- og manganforbindelser. I Berlin var det jo oppløst jern i vannet, derfor må innholdet av organisk stoff ha ligget godt under nåværende grenseverdi for TOC på 5 mg/liter (kapittel B.10.3.17). Likevel kunne bakterien formere seg. Denne bakterien utvikler seg i stillestående vann av en kvalitet som frembringer Gallionella-bakterier hvis vannet får strømme. Det er nå vist at *Gallionella* kan danne organisk stoff fra karbondioksid i vannet, og dette kan tyde på at også *L. ochracea* kan vokse selv om vannet ikke inneholder egnet organisk stoff.



Figur B.2.17 Jern- og manganbakterier av slekten *Leptothrix*. Foto: Kari Ormerod, Folkehelseinstituttet

Problemer med brunt slam i vannet oppsto flere steder i Europa. Man trodde lenge at rustslam kom fra korroderte jernledninger, men det viste seg at også ledninger av annet materiale enn jern kunne ha slamførende vann. Det var spesielt ett tilfelle, med jernslam i ledningsvannet i Dresden i 1906, som bidro til å kaste lys over opprinnelsen til jernet i slammet, og hva som bidro til at det ble dannet inne i rørene. Ledningsnettets hadde vært i bruk i 30 år, og det ble funnet et 3 cm tykt rustbelegg på rørenes innside. Rørene var laget av støpejern, men de var belagt med asfalt på innsiden, og asfaltbelegget ble funnet å være intakt. Rustbelegget satt utenpå asfaltbelegget, så jernet kunne ikke ha kommet fra rørene. Etter hvert ble man klar over at jernet måtte komme fra vannet. Ved mikroskopering av rustslammet ble det påvist at også mikroorganismer, bakterier, var involvert. I dette tilfellet var bakterien *Gallionella* aktiv mikroorganisme, se figur B.2.18. Vannets innhold av jern var 0,30-0,40 mg/l, men innholdet av organisk stoff ble rapportert som lavt. I en annen by med slamførende drikkevann dominert av *Gallionella*, var vannets oksiderbarhet svært lav, bare 1,3-1,8 mg/l. Fordi vannet jo inneholdt oppløst jern som antakelig utgjorde hovedmengden av oksiderbarheten, må vannets innhold av organisk stoff ha vært meget lavt eller fraværende. Som antatt i tidligere undersøkelser, er det nå vist at *Gallionella* er i stand til å fiksere karbondioksid fra vannet. *Gallionella* har evnen til å feste seg til flater i kontakt med strømmende vann ved hjelp av noen karakteristiske, tvunnede tråder, med selve bakterien sittende i den andre enden. I strømmende vann, som i små bekker og grøfter, kan bakterien danne løstsittende, slimete klumper på steiner, kvister og gresstrå. Helt ny vekst kan ha gråblå farge, som senere blir mer og mer rustbrun etter som større mengder treverdig jern fester seg i veksten. I nydannet vekst er de tvunne trådene synlige ved mikroskopering, men i typisk rustbrun vekst kan trådene se ut som gyllent, tvunnet tau. En slik gyllen tråd er vist blant nydannede tråder i figur B.2.18. I ledninger med større vannhastighet danner *Gallionella* tettere rustbelegg.



Figur B.2.18 *Gallionella* som vokser i strømmende vann. Foto: Skogforsk (venstre), Unni Steinsmo, SINTEF (høyre)

Når denne bakterien er med på å danne rustknoller på materialer av jern, starter den også som gråaktige slimklumper, se fig. B.2.19.

Slam hovedsakelig dannet av *Gallionella* kan også utvikle seg i sigevann fra myrer som kommer ut i dagen fra sprekker i fjell, se figur B.2.1.



Figur B.2.19 *Gallionella ferruginea* som vokser som gråaktige klumper på en jernbjelke i et tørrlagt, men fuktig ozoneringskammer, før de blir rustbrune. Foto: Didrik P. Oppegaard, Folkehelseinstituttet

Hovedstaden Praha i den nåværende Tsjekiske republikk fikk i 1910 problemer med mørkere brunt slam i drikkevannet, etter at de begynte å distribuere en blanding av grunnvann og infiltrasjonsvann fra elva Vltava (Moldau) i byens vannforsyning. Ledningsvannet inneholdt ikke store mengder brune partikler, men det var nok til at en kjent papirfabrikk ikke lenger kunne produsere helt hvite papirsorter, fordi partiklene ga papiret en tydelig gultone. I dannelsen av dette slammet var en annen hylsebakterie involvert, også fra slekten *Leptothrix*, men en som kan feste seg på flater, og som er i stand til å oksidere både jern- og manganforbindelser. Den trenger sannsynligvis større mengder organisk stoff enn de to før nevnte for å etablere seg. Liknende bakterier er også til stede i de fleste mørkebrune begroingsbelegg her i landet, og kan påvises ved mikroskopering av spyleslam, se figur B.2.17. Slikt slam synes å være vanlig i vannforsyninger fra innsjøer med periodevis innhold av oppløst jern og mangan. Spiralformede tråder med både jern- og manganoksider utfelt på hylsen er observert i råvannsledning med inntak i en innsjø, se figur B.2.20.



Figur B.2.20 Spiralformet jernbakterie og krepsdyr fra råvannsslam. Foto: Kari Ormerod, Folkehelseinstituttet

I grunnvannsforsyninger opptrer en annen jern- og manganbakterie som problemorganisme, nemlig hylsebakterien *Crenothrix*. Den er rapportert som et stort problem i mange grunnvannsforsyninger fra Europa og Amerika; et så stort problem at det ved massiv forekomst blir anbefalt å finne annen vannkilde i stedet for å prøve å behandle vannet. Årsaken er at slamdannelsen oppstår allerede nede i grunnen, for eksempel på siler som gjentettes. *Crenothrix* er også funnet i en grunnvannsforsyning her i landet, samt fra slam dannet i strømmende lekkasjevann fra vannkraftdemninger. *Crenothrix* omgir seg med store mengder oksider, ofte så store mengder at de må fjernes med spesialreagenser før selve bakterien kan ses ved mikroskopering. Oksidene forekommer ikke bare på hylsen, som derfor antakelig ikke er omgitt av en tykk slimkapsel, men også i området mellom trådene, se figur B.2.21. I nydannet vekst kan også hylser med og uten celler observeres. Bakterien identifiseres ved at den danner meget store, lange celler som kan omdannes til ett eller flere lag av tynnere staver og kuleliknende celler. Disse kuleliknende cellene likner bakteriesporer av utseende. I eldre litteratur er denne bakterien gitt navnet "*Crenothrix polyspora*". I nyere litteratur beskrives "sporene" som "gonidia" (6), som antakelig ikke har samme overlevelsesegenskaper som bakteriesporer.



Figur B.2.21 Hylsebakterien *Crenothrix polyspora*. Den omgir seg med store mengder oksidasjonsprodukter, som må fjernes før bakterien kan ses tydelig i mikroskop. Foto: Kari Ormerod, NIVA

Hvilke betingelser som favoriserer masseforekomst av denne bakterien er lite kjent. De fleste opplysninger om dette stammer fra naturlige forekomster, da det ikke er lett å dyrke bakterien i laboratoriet. Et innhold av jern på 0,2-1,0 mg/l er angitt som nivå som kan føre til vekst av bakterien i strømmende vann. En pH-verdi på 5,4 – 7,2 synes å favorisere veksten, og høyt CO_2 -innhold og lavt oksygeninnhold er også nevnt (7). Et lavt oksygeninnhold kan like gjerne indikere at den er avhengig av små mengder lett nedbrytbart organisk stoff (AOS) som kan dannes under anaerobe forhold i grunnvann, se kapittel B.2.5.1. Under slike forhold kan det også dannes metan. Bakterien har en indre struktur som likner den for bakterier som oksiderer metan, og metan har også forekommet i en grunnvannsbrønn med forekomst av *Crenothrix* (6). Avhengighet av redusert mangan er ikke nevnt i denne artikkelen (6), men mangan ble observert i slammet. I alle undersøkte slam i Norge som vi kjenner til, inneholder slammet i tillegg til jernoksider, også betydelige mengder brunstein (mangandioksid).

De nevnte hylsebakteriene er nær beslektet med en hylsebakterie som danner begroing i vann med høyt innhold av organisk stoff, *Sphaerotilus natans*.

En helt annen type bakterie, som også vokser fastsittende på flater i kontakt med strømmende vann, kan danne begroingsbelegg i vannledninger og føre til at vannet blir slamførende. Den kommer til utvikling hvis vannet inneholder svært lavmolekylært organisk stoff, da den vesentlig benytter stoffer som inneholder bare ett eller to karbonatomer. Denne bakterien kalles *Hyphomicrobium*, er illustrert på figur B.2.2 og beskrevet under kapittel B.2.5. Noen stammer kan oksidere jern og mangan og danne mørkebrunt slam selv ved meget lave konsentrasjoner av jern og mangan i vannet.

Kvalitetskrav for innhold av jern, mangan og organisk stoff (kjemisk oksygenforbruk eller totalt organisk karbon) er omtalt under kapittel B.10.3.

B.2.8 Fosfor og nitrogen – Uheldig utvikling av vannkilden

Vannkilder som skal benyttes til fremstilling av drikkevann bør ikke være næringsrike i den forstand at de har høyt innhold av plantenæringsstoffer; er *eutrofe*. De viktigste plantenæringsstoffer er fosfat og nitrat. Fosfor er begrensende næringsstoff for plantevekst i norske innsjøer. I marine vannmasser kan nitrat være begrensende faktor.

B.2.8.1 Konsekvenser av overgjødning

Eutrofe sjøer vil produsere store mengder frittlevende alger, *fytoplankton*, i vekstsesongen (sommerhalvåret). Cyanobakterier, også kalt blågrønnalger, kan også komme til utvikling. Fytoplankton er mat for større mikroorganismer, som protozoer og krepsdyr (*zooplankton*). Både fyto- og zooplankton er mat for organismer som lever av organiske partikler som de frafiltrerer fra vannet, se kapittel B.2.6. Zooplankton er mat for fisk. Eutrofe sjøer er som regel fiskerike, men de egner seg ikke så godt til produksjon av drikkevann. Som nevnt under kapittel B.2.3 kan noe fytoplankton produsere og utskille stoffer som gir vannet vond lukt og smak, enten direkte, eller etter kontakt med klor i desinfeksjonsprosessen.

Større mengder kiselalger kan tette siler, det samme kan krepsdyr. Hvis døde krepsdyr, eller deler av disse, blir liggende i drikkevannssystemet og råtne, vil det også kunne føre til vond lukt på vannet. Noen cyanobakterier skiller ut stoffer som kan virke hudirriterende på enkelte mennesker, og de kan produsere stoffer som er meget giftige for mennesker og dyr. Mange arter fytoplankton skiller ut organisk stoff som kan benyttes som mat av bakterier og sopp, både i innsjøen og etter at vannet er tatt inn i et drikkevannssystem, slik at det dannes biofilm i ledningene, se kapittel B.2.5. Når vekstsesongen er over, vil mange av de mikroorganismene som er produsert i innsjøen i løpet av vekstsesongen dø og synke ned til sedimentene, der de gir grobunn for nedbrytende mikroorganismer, såkalte heterotrofe mikroorganismer. Disse benytter i første omgang oksygen fra vannet i nedbrytningsprosessen. Blir tilførselen av oksygen gjennom vannet for liten, skifter bakteriefloraen over til å benytte oksidert jern og mangan i stedet for oksygen. Da reduseres jern og mangan fra henholdsvis tre- og fireverdig til toverdig form. I toverdig form er jern- og manganforbindelser vannløselige. Oppløst jern og mangan kan skape mange problemer i en drikkevannsforsyning, se kapittel B.2.7.

Plantenæringsstoffer som er lagret i sedimentene kan også frigjøres på nytt under slike forhold. Alt dette er knyttet til vassdragets egen produksjon av organisk stoff, såkalt naturlig organisk stoff, NOS. Innsjøer som er i en begynnende eutrofieringsfase bør helst ikke tas i bruk som drikkevannskilde. Slike innsjøer kan nok tilfredsstille de øvrige kvalitetskravene, men vil etter noen år kunne utvikle seg til problemkilder. De fleste norske innsjøer som benyttes i vannforsyningen er oligotrofe (næringsfattige).

Fram til 1989-90 skjedde det en slik uønsket utvikling i en rekke større innsjøer, bl. a. i Mjøsa og Tyrifjorden. Store populasjoner av cyanobakterier ble produsert, og dette førte bl.a. til lukt og smaksproblemer på drikkevann som ble produsert fra Mjøsa og vassdraget nedenfor. Denne økningen forsøkte man å snu ved å minske næringssalttilførselen. For Mjøsas del har dette vært vellykket. I fjordarmen Steinsfjorden i Tyrifjorden er det fortsatt, i 2004, årlige oppblomstringer av toksinproduserende, rødfargede cyanobakterier av slekten *Planktothrix*.

B.2.8.2 Indikatorer for overgjødning

Noen enkle analysemetoder kan benyttes for å få en indikasjon på graden av eutrofiering i en vannkilde. Egnede eutrofieringsparametre er totalfosfor og klorofyll a. Klorofyll a (det grønne fargestoffet i alger) er et mål på algemengde. Statens forurensningstilsyn (SFT) har utgitt veiledning i klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

Høyt innhold av fosfor og nitrat og/eller ammonium indikerer at vannet er tilført kommunalt avløpsvann, eller annen form for gjødsel, for eksempel fra husdyr. Ved forhøyet fosforinnhold i råvann eller i ledningsvann må det gis en samlet vurdering av bakterietall, organisk stoff, innhold av ammonium, nitritt, nitrat og kalium for å vurdere om det har skjedd fekal forurensning, det vil si forurensning med innhold av avføring fra mennesker og/eller dyr. Et innhold av fosfor på 0,15 mg/l eller høyere, kan indikere en markant slik tilførsel hvis vannkilden er en innsjø eller en elv.

Grunnvann fra jordbruksområder kan ha et høyere innhold av fosfor og nitrat uten at det indikerer fekal forurensning. Kommunalt avløpsvann og husdyrgjødsel har normalt et høyt innhold av kalium, ammonium, fosfor og heterotrofe bakterier, derav også koliforme bakterier. Sykdomsfremkallende mikrober kan også være til stede, se kapittel B.4. Ammonium vil bli oksidert av vannbakterier til nitritt og nitrat, og forholdet mellom disse kan gi viktige opplysninger for oppsporingen av kilden til forurensningen. Avrenning fra jorder gjødslet med kunstgjødsel fører vanligvis bare til forhøyet verdier av fosfor og nitrat. Høyt innhold av nitrat er uønsket fordi nitrat kan omdannes til nitritt av bakterier i tarmen hos mennesker, og spesielt hos babyer som lever på morsmelkerstatning kan dette gi helseskade ("blå babyer"), se kapittel B.3.2.4.

I drikkevannsforskriften gjeldende fra 2002 er det ikke satt spesifikke krav til eutrofieringsparametre, men det er satt krav til innholdet av ammonium, nitrat og nitritt, se kapittel B.10.3.

B.2.9 Referanser

Alle tegningene og de fleste av fotografiene i kapitlene B.2.5, B.2.6 og B.2.7 er basert på tilsvarende i en "Temarapport nr. 2: Problemer med slam og dyr i distribusjonsnett for vann", utgitt av Norsk institutt for vannforskning, NIVA. (1). Tegningene i "Temarapport 2" er basert på illustrasjoner i relevant litteratur, de aller fleste fra litteratur (8), men er tegnet om til relevant størrelse av Kari Ormerod.

1. Ormerod, K., 1974: Problemer med slam og dyr i distribusjonsnett for vann. Temarapport 2, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
2. Holmberg, K., 1986: Allergiframkallende mikrosvampar i dricksvatten. Vår föda **38**:21-30.

3. LIMNOFAUNA NORVEGICA. Katalog over norsk ferskvannsfauna, Redigert av K. Aagaard og D. Holmen. Tapir forlag, Trondheim, 1996. ISBN 82-519-1214-8.
4. Stefan Lundberg, 2003. Tagelmaskar. Naturhistoriska riksmuseet.
http://www.nrm.se/jourhavande_biolog/sida18.html
5. Haplotaxis gordioides: <http://www.esg.montana.edu/dlg/aim/annelid/hapgor.html>
6. Völker, H. Schweisfurth, R., and Hirsch, P. (1977): Morphology and Ultrastructure of *Crenothrix polyspora* Cohn. Journal of Bacteriology, **131**:306-313.
7. Cullimore, D. R., and McCann, A.E. (1978): The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water. Aquatic Microbiology. Ed. Skinner & Shewan, Academic Press.
8. Sands, R.J. (1969): The Control of Animals in Water Mains; the principles of disinfection and control, with details of the procedures developed. The Water Research Association, Technical Paper T.P. 63. Medmenham, Marlow, Bucks., England.

B.3 Kjemiske og fysiske stoffer som kan påvirke menneskers helse

B.3.1 Stoffer med positiv betydning for helsen

Epidemiologiske undersøkelser kan tyde på at befolkningen er mindre utsatt for hjerte-/karsykdommer i områder med hardt vann enn i områder med bløtt vann. I forhold til bløtt vann har hardt vann et høyere innhold av kalsium og magnesium, men det kan også være andre faktorer som spiller inn. Hva vet man ikke med sikkerhet. Den overveiende del av drikkevannet i Norge må betegnes som bløtt.

Noen stoffer kan være gunstig for oss i lav konsentrasjon, men er giftig i for høy konsentrasjon. Et slikt stoff er fluor, som er av stor betydning for tannhelsen, både positivt og negativt. Positiv effekt er at den styrker tannemaljen mot bakterieangrep (karies), negativ effekt er at tennene ved for høy fluorkonsentrasjon blir misfarget. Se mer under kapittel B.10.3.12.

Vannets innhold av eventuelle andre stoffer med positiv betydning for helsen regner man med har mindre betydning fordi bidraget av slike alltid er vesentlig høyere fra maten enn fra drikkevannet.

B.3.2 Kjemiske stoffer med negativ betydning for helsen

Akutt forgiftningsfare pga. kjemiske stoffer i drikkevann opptrer bare under spesielle forhold, som ved massiv forurensning med uorganiske eller organiske giftstoffer, eller ved at giftstoffer produseres av mikroorganismer i vannkilden. Vi kjenner ikke til at det har skjedd noen tilfeller av akutt forgiftning forårsaket av at vannet fra et norsk vannverk har inneholdt slike mengder giftstoffer.

B.3.2.1 Cyanotoksiner

Cyanotoksiner produseres av cyanobakterier (blågrønnalger) som vokser i vann. Cyanobakteriene har evnen til å produsere en rekke potente giftstoffer som kalles cyanotoksiner. Problemet oppstår som regel i næringsrike vannkilder, som derfor ikke bør benyttes som drikkevannskilder. Forgiftninger hos mennesker forårsaket av cyanotoksiner i drikkevann er beskrevet fra utlandet (1). I Norge har storfe som har drukket vann fra åpne kilder med store konsentrasjoner av cyanobakterier blitt forgiftet. For å hindre slike situasjoner, er det viktig å kjenne til de forhold som fører til oppblomstring og toksinproduksjon av disse organismene. Valg av kilder og beskyttelse av kilder er meget viktig. Det er ikke alltid man har beredskap eller mulighet til å rense seg bort fra problemene etter at de har oppstått. Den mest effektive vannbehandlingen for å fjerne cyanotoksiner er adsorpsjon til aktivt kull (2). Cyanobakterier og helseproblemer de kan forårsake er nærmere beskrevet i kapittel B.7.

B.3.2.2 Uønskede stoffer som kan dannes under vannbehandlingsprosesser

Koaguleringsprosesser som benytter aluminiumforbindelser som flokkuleringsmiddel, kan ved suboptimal drift føre til at oppløst aluminium føres ut med det behandlede vannet. For høyt innhold av aluminium i vann som benyttes til dialyse av pasienter med nyresvikt, kan føre til at pasientene får alvorlige skader på sentralnervesystemet.

I desinfeksjonsprosesser med klor er nødvendig dose av klor bestemt av mengden oksiderbart stoff i vannet i tillegg til det som må til for å drepe mikroorganismer. Inneholder vannet mye organisk stoff, kan det under desinfeksjonsprosessen dannes uønskede klororganiske forbindelser. I drikkevannsforskriften er det satt grenseverdier for innhold av organisk stoff. Overflatevann kan inneholde for mye organisk stoff, både slike som naturlig finnes i vannet, og slike som er tilført fra menneskelige aktiviteter som jordbruk og industri. Flere av kloreringsbiproduktene er forbundet med negative helseeffekter. Ett av de biproduktene det dannes mest av, er trihalometaner, inkludert kloroform. I drikkevannsforskriften er det fastsatt grenseverdi for trihalometaner (THM), se kapittel B.10.3.36. Andre biprodukter, som vanligvis produseres i mye lavere konsentrasjoner enn THM, er halogenerte acetonitriler, halogenerte acetoner, halogenerte eddiksyre og MX. Det er ikke satt noen grenseverdi for disse forbindelsene i drikkevann. De lave nivåene av trihalometaner vi observerer i Norge i forhold til i andre land, har sannsynligvis sammenheng med at vi praktiserer en lavest mulig tilsetning av klor til det vannet som skal desinfiseres. Folk i Norge aksepterer ikke klorsmak på drikkevannet.

Desinfeksjon med kloramin gir opphav til en del av de samme biprodukter som klor, men i lavere konsentrasjoner.

Desinfeksjon med klordioksid fører ikke til dannelse av haloformer. Ved litt høyt innhold av organisk stoff eller toverdug jern i vannet omdannes imidlertid klordioksid til kloritt, en komponent som er uønsket i drikkevann. Klordioksid er hittil ikke tillatt brukt til desinfeksjon av drikkevann i Norge. Grunnen til dette er at det ville bli satt en grenseverdi før øverste tillatte doseringsmengde, og med denne begrensningen var det i sin tid ingen som ønsket å få det godkjent. Drikkevannsforskriften har ikke angitt grenseverdi for kloritt.

Desinfeksjon ved ozonering kan føre til dannelse av for høye konsentrasjoner av bromat fra bromid, og dersom vannet inneholder mer enn 50 µg/l bromid, må mulig bromatdannelse undersøkes og vurderes. Bromat er uønsket på grunn av at det i dyreforsøk har vist seg å være

karsinogent. Bromatdannelsen er imidlertid både pH- og temperaturavhengig. I svakt surt miljø, for eksempel pH 6,5, er bromatdannelse bare 10 % av tilsvarende ved pH 8,5. Ved 5 °C er dannelsen 50 % lavere enn ved 20 °C. De fleste råvann i Norge er sure og har lav temperatur. Hvis råvannet blir ozonert før det alkaliseres, burde ikke problemet med bromatdannelse være stort. Imidlertid vil tilstedeværelse av bromid og organisk stoff i vannet kunne føre til dannelse av bromorganiske forbindelser, på samme måte som klororganiske forbindelser etter desinfeksjon med klor.

Desinfeksjon ved bestråling med ultrafiolett lys, UV-desinfeksjon, fører til at kjemiske bindinger brytes, slik at arvestoffets struktur kan bli forandret og bevirke mikrobenes død. Det er gjennomført flere studier på dannelse av helseskadelige stoffer, men det er funnet få biprodukter i mengder som kan være helsemessig betenkelig. Nitritt kan dannes ved bestråling av nitratholdig vann, men norske drikkevannskilder har normalt et lavt innhold av nitrat, se også kapittel B.10.3.26.

B.3.2.3 Uønskede stoffer fra distribusjonsnett

Tungmetaller kan løses ut både fra vannverkets distribusjonsnett og fra ledningene hos abonnentene hvis vannet er korrosivt. Bly, kadmium, kobber og sink kan løses ut på denne måten. Tungmetaller tilhører gruppen elementer som kan hoppe seg opp i organismen. Skadene kan oppstå etter lang tid når bestemte kroppsnivåer av metallet er nådd (kritisk dose). I galvaniserte ledninger, som ofte er benyttet som stikkledninger inn til abonnenter, kan et eventuelt innhold av nitrat i vannet bli omdannet til den mer uønskede forbindelsen *nitritt*. Slike ledninger kan også avgi sink i den samme prosessen. Hvis tjære er benyttet ved skjøter i ledningsnett eller som belegg i tanker eller basseng, kan PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), løses ut i vannet. Bitumen (et tjæreprodukt) inneholder svært lite PAH, og dette er det vanligst benyttede tjæreprodukt for drikkevannsledninger. I Norge er belegg i vanntanker godkjenningsspliktige, og det aksepteres ikke belegg som avgir PAH-forbindelser. Drikkevannsforskriften har grenseverdier både for nitrat/nitritt og for PAH (se kapittel B.10.3).

B.3.2.4 Uønskede stoffer fra jordbruksaktivitet

Stor jordbruksaktivitet kan være problemskapende for drikkevannsforsyning, spesielt fra grunnvann. Fra områder som er tilført store mengder plantenæringsstoffer har det vist seg at *nitrat* som ikke blir tatt opp av planteveksten, vandrer nedover i jordsmonnet og fortsetter å trenge ned til grunnvannet i mange år etter at overgjødningen er stoppet. Nitrat kan i tarmen omdannes til *nitritt* som interfererer med oksygenopptaket i blodet. Dette kan slå spesielt uheldig ut for småbarn som ernæres på flaskemelk, se kapittel B.10.3.26. Nitrat er en uønsket komponent også for voksne mennesker. I tarmen kan den også omdannes til *nitrosamin*, som er et sannsynlig karsinogent stoff.

Også plantevernmidler og liknende stoffer kan være et problem for drikkevannsforsyninger i områder der slike midler benyttes i jord- og skogbruksvirksomhet, se kapittel B.10.3.28.

B.3.2.5 Uønskede industriprodukter

Forurensning fra industri via luft og vann kan tilføre flere typer uønskede stoffer til drikkevannskilder. De fleste av disse er uønskede fordi de enten er *karsinogene*, *mutagene*, eller blir det etter reaksjon med klor. I kombinasjon med klor kan enkelte slike stoffer også gi opphav til *vond lukt og smak*, eller i seg selv gi lukt- og smaksproblemer. Forurensning med

oljeprodukter er eksempel på det sistnevnte. Bifenyler i vann kan overføres til *polyklorerte bifenyler*, PCB, ved klorering. PCB er en farlig miljøgift, og stoffet er under utfasing i Norge. For fastsettelse av grenseverdier for slike stoffer, se kapittel B.3.5.

B.3.3 Organiske stoffer med negativ betydning for helsen

Drikkevann inneholder generelt en lang rekke organiske stoffer, og jo bedre analysemetodene blir, jo flere finner man. En del av disse er klassifisert som helsefarlige, noen er uønskede fordi de forårsaker dårlig lukt og smak, uønsket skumdannelse eller misfarget vann. Ifølge Verdens helseorganisasjon (WHO) er flere hundre organiske stoffer identifisert i drikkevann. Antagelig er det totale antallet av organiske stoffer vesentlig større. Størstedelen av de forbindelsene som ikke er karakterisert, består av ikke flyktige forbindelser som er vanskelige å bestemme.

B.3.3.1 Stoffer som er funnet i drikkevann

WHO angir at følgende ikke naturlige, organiske forbindelser, eller grupper av organiske forbindelser, har helsemessig betydning i forhold til drikkevann:

- klorerte alkaner
- klorerte etener
- aromatiske hydrokarboner
- klorerte benzener
- di(2-etylheksyl)adipat (DEHA)
- di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)
- akrylamid
- epiklorhydrin
- heksaklorbutadien
- etylendiaminotetraeddiksyre (EDTA)
- nitriloeddiksyre
- dialkyltinforbindelser
- tributyltin (TBTO)
- plantevernmidler
- desinfeksjonsbiprodukter

I tillegg er det, også i Norge, registrert organiske mikroforurensninger som blir produsert ved algeoppblomstring eller annen mikrobiologisk aktivitet i vannkilden eller distribusjonsnett.

Produksjonen av for eksempel luktstoffene geosmin og metylisoborneol fører ofte til lukt- og smaksproblemer i drikkevannsforsyninger, se kapittel 2.3.

Andre organiske forbindelser kan tilføres drikkevannskilder som følge av utslipp fra industri, landbruk eller husholdning, herunder fenoler, organiske detergenter (syntetiske vaskemidler), mineraloljer og mineraloljeprodukter. Enkelte organiske forbindelser kan også tilføres drikkevannet gjennom vannbehandlingen.

Naturlig organisk materiale (humus) i vann er omtalt i kapittel B.2.4 og B.2.5.
Desinfeksjonsbiprodukter er omtalt i kapittel B.3.2.2.

De organiske stoffene som er omtalt i dette kapitlet forekommer kun sporadisk og i meget lave konsentrasjoner i norsk drikkevann. De utgjør derfor ingen generell helsetrussel for befolkningen. Fenoler, vaskemidler, mineraloljer og PAH-forbindelser vil kunne tilføres en vannkilde ved utslippsuhell. Slike hendelser vil vanligvis oppdages raskt, og forebyggende tiltak kan settes inn. Når det gjelder bruken av plantevernmidler, viser undersøkelser at eksponering via drikkevann generelt ikke representerer noe helseproblem. Det er dog nødvendig å være oppmerksom på at enkeltbrønner i tilknytning til jordbruksarealer kan være påvirket av sprøytemidler som brukes på disse arealene.

B.3.3.2 Grunnlag for normer/grenseverdier

Ved utvelgelse av organiske stoffer hvor det er fastsatt grenseverdier, er følgende kriterier benyttet:

- bevis for at stoffet kan forårsake akutt eller kronisk sykdom
- stoffet er registrert i drikkevann
- analysemetoder for overvåking og kontroll finnes

I tillegg angis normer på bakgrunn av at stoffene kan forårsake dårlig lukt og smak på vannet.

I tabell B.3.1. gjengis de organiske parametre som det er satt grenseverdier for i drikkevannsforskriften.

Tabell B.3.1 Organiske parametre som det er satt grenseverdier for i drikkevannsforskriften

Parameter	Omtalt i kapittel	Parameter	Omtalt i kapittel
1,2 dikloroetan	10.3.1	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	10.3.29
Benzen	10.3.6	Tetrakloreten og trikloreten	10.3.33
Benzo(a)pyren	10.3.7	Trihalometaner	10.3.36
Glykoler	10.3.13	Akrylamid	10.3.38
Hydrokarboner, mineraloljer	10.3.14	Epiklorhydrin	10.3.39
Plantevernmidler	10.3.28	Vinylklorid	10.3.40

B.3.3.3 De enkelte stoffgrupper

Klorerte alkaner og klorerte etener

Klorerte alkaner og klorerte etener produseres i betydelige mengder av industrien. Se nærmere omtale i kapittel B.10.3.1 1,2 dikloreten, kapittel B.10.3.33 Tetrakloreten og trikloreten, og kapittel B.10.3.40 Vinylklorid.

Fenoler

Det er ikke gjort systematiske registreringer av fenolinnhold i norske vannforekomster eller ved norske vannverk, men det har vært eksempler på at fenolutslipp fra industrien har forårsaket udrikkelig vann. Fenoler i drikkevann utgjør for øvrig ikke noe problem. Ved klorering av fenolholdig vann dannes klorfenoler som har en ubehagelig lukt og smak i små konsentrasjoner. Noen klorfenoler er toksiske og kan virke kreftfremkallende i høye konsentrasjoner.

WHO har på bakgrunn av helsemessige vurderinger angitt retningsgivende grenseverdier for to stoffer:

- 2,4,6-triklorfenol: 200 µg/l
- Pentaklorfenol 9: µg/l

WHO har ikke angitt tallmessige normer for totalinnholdet av klorfenoler og fenoler, men nevner at individuelle klorfenoler og fenoler ikke bør være til stede i drikkevann i mengder over 0,1 µg/l av smaks-/luktmessige årsaker.

Tidligere norske kvalitetskrav (fra 1970-tallet) anga 1 µg/l som øvre grense for totalinnhold på bakgrunn av lukt- og smaksproblemer. Der man har mistanke om fenoler, bør enkeltkomponenter identifiseres.

Organiske detergenter (syntetiske vaskemidler)

Slike stoffer kan tilføres vannkilden ved utslipp, og kan medføre lukt- og smaksproblemer og skumdannelse. Slike forbindelser måles ikke rutinemessig i norske vannforekomster. WHO har ikke angitt tallmessige normer for organiske detergenter, men sier at konsentrasjoner i drikkevann ikke bør tillates i slike mengder at de forårsaker lukt- og smaksproblemer eller skummende vann.

Mineraloljer/hydrokarboner

Slike forbindelser i en vannkilde vil alltid skrive seg fra utslipp. Drikkevannsforskriften angir en øvre grenseverdi for innhold av hydrokarboner/mineraloljer.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en stor gruppe organiske forbindelser som dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Man har identifisert flere hundre PAH-forbindelser. Drikkevannsforskriften angir en øvre grenseverdi for innhold av PAH-forbindelser.

Plantevernmidler

Det kan forekomme lokal påvirkning av drikkevannskilder med plantevernmidler, men det er ikke snakk om generell forurensning. Sårbare drikkevannskilder beskyttes ved forbud eller annen begrensning angående bruk av plantevernmidler. Drikkevannsforskriften angir en øvre grenseverdi for innhold av plantevernmidler.

Ftalater

Ftalater (deriblant di(2-etylheksyl)ftalat) benyttes som myknere i plastrør (særlig PVC). Disse er mistenkt for å være helseskadelige. Langtidseffekter kan være ødeleggelse av lever, kreft, nedsatt reproduksjonsevne. WHO har satt en øvre grenseverdi på 8 µg/l for di(2-etylheksyl)ftalat i drikkevann USA (USEPA) har satt en grense på 6 µg/l.

Klorbenzener

Klorbenzener er mye brukt i industrien som løsningsmidler og i produksjon av pesticider. De er fra lite til moderat toksiske i små mengder. Enkelte stoffer kan være kreftfremkallende. Mennesker er i hovedsak eksponert for klorbenzener via luft og mat. Bidraget til menneskers eksponering av klorbenzener via drikkevann er meget lite.

WHOs retningsgivende grenseverdier for klorbenzener fremgår av tabell B.3.2

Tabell B.3.2 WHO's retningsgivende grenseverdier for klorbenzener

	Helserelatert grenseverdi µg/l	Smaks- og luktgrense µg/l
Monoklorbenzen (MCB)	300	10 – 120
1,2-diklorbenzen (DCB)	1000	2 – 10
1,4-diklorbenzen (DCB)	300	0,3 – 30
Triklorbenzener-total (TCB)	20	5 – 50

B.3.4 Radioaktive elementer – kilder og generell effekt

Radioaktive elementer sender ut ioniserende stråling. De vanligste typer av ioniserende stråling er kosmisk stråling, stråling fra radioaktive stoffer (alfa (α), beta (β) og gamma (γ)) og røntgenstråling. Disse stråletypene skiller seg fra hverandre ved at de har forskjellig opprinnelse, forskjellig ladning og masse, og forskjellig energispektrum. α -stråling er partikler som består av 2 protoner og 2 nøytroner (dvs. heliumkjerner), og partiklene er positivt elektrisk ladet. Et eksempel på slik strålegiver er radium, som går over til radon. β -stråling er elektroner, og de er negativt elektrisk ladet. γ -stråling er fotoner og har ingen elektrisk ladning, de er nøytrale.

Radioaktive elementer har ikke stabile kjerner, de henfaller spontant, og sender da ut de nevnte strålene. Strålingen måles som antall henfall per sekund, og enheten er Becquerel. 1 henfall per sekund = 1 Bq (4). I dette kapitlet beskrives bare radioaktiv stråling som kan tilføres mennesker via vann, mat og luft, inkludert kilden til slik stråling. For fullstendig belysning av negative helseeffekter av alle typer stråling, se kapittel B.9 Stråling, i Folkehelseinstituttets rapport Miljø og helse (3).

B.3.4.1 Naturlig forekommende ioniserende stråling

Mennesket har alltid vært utsatt for naturlig forekommende ioniserende stråling. Strålingen har sitt opphav fra energirik stråling som kommer fra verdensrommet (kosmisk stråling), og fra radioaktive stoffer som i utgangspunktet finnes i planter og dyr, jord og stein. Vi får i oss radioaktive stoffer helt fra fødselen av, de fleste via maten vi spiser, eller den luften vi puster inn. Eksempler er radioaktivt karbon, C-14, og radioaktivt kalium, K-40, som tilføres via maten vi spiser. Radioaktivt polonium, vismut og bly får vi i oss hvis vi puster inn luft med innhold av radon, som er et radioaktivt nedbrytningsprodukt av uran.

Uran

Når uran brytes ned (spaltes) foregår dette gjennom en kjede på 14 ledd der hvert ledd tilsvarer et nytt radioaktivt stoff. Halveringstiden for naturlig forekommende uranisotoper er lang, rundt 1 milliard år. I det siste leddet dannes stabilt (ikke radioaktivt) bly. Ett av de radioaktive stoffene i denne kjeden er radium (Ra-226) som er den direkte forløperen til radon (Rn-222). Der hvor radium er til stede, dannes radon kontinuerlig. Uran og radium finnes i naturen mange steder i Norge, og dermed også radon. Forekomsten av disse er størst i

alunskifer og granitt, men også i andre bergarter og morenegrus. Grunnvann i slike områder, spesielt borebrønner i fjell, kan komme til å inneholde alle disse stoffene, og de vil bidra til ”total indikativ dose” (se kapittel B.10.3.34). I dag regnes den toksiske virkningen av uran som viktigere for å fastsette en grenseverdi for uran i drikkevann, enn virkningen av radioaktiviteten (se kapittel B.10.5.14). Drikkevannsforskriften har ikke grenseverdi for innhold av uran.

Radon

Radon er en edelgass med halveringstid på 3,8 døgn. Den har svært liten evne til å bindes til faste stoffer. Radongassen kan således unnsnippe berggrunn, jordsmonn og grunnvann, og komme opp i luften vi puster inn. Den kan trenge inn i hus fra bakken gjennom utettheter i gulv og grunnmurer. Radon kan også komme inn i bygninger via drikkevann, da den som nevnt vil være til stede i borebrønner fra slik berggrunn.

For vannverk kan radon fjernes ved lufting i et behandlingsanlegg, men i private vannforsyninger kan den frigis fra vannet til luften i bygningen. I vaskerom og baderom kan radonkonsentrasjonen i luft over kortere tidsrom bli 10 og 50 ganger høyere enn i andre boligrom. Ved vurdering av helserisiko ved radoneksponering, er det den gjennomsnittlige radonkonsentrasjonen i rom hvor man oppholder seg en betydelig del av tiden, som er relevant sammenlikningsgrunnlag.

Radongassen nedbrytes raskt, og da frigjøres det energi i form av ioniserende alfastråling, og radon danner såkalte ”radondøtre”. Det er radondøtrene, spesielt to α -emitterende nuklider med kort halveringstid, som gir det vesentligste av stråledosen. Ved inhalasjon vil radondøtre kunne feste seg til slimhinner i luftveiene og bestråle omgivende vev. Strålingen fører til DNA-skader i cellene, og skadene kan føre til mutasjoner i gener som har betydning for cellevekst. Gjennom flere trinn kan det så utvikles kreftceller. For utvikling av lungekreft er latenstiden lang, i gjennomsnitt mellom 20 og 30 år. Det antas at det er en lineær sammenheng mellom dose (bestråling fra radon) og respons (utvikling av kreft). I samsvar med dette vil en fordobling av stråledosen føre til en fordobling av sannsynligheten for utvikling av kreft. Det er ikke holdepunkter for at radon kan forårsake andre kreftformer enn lungekreft. Radon i inneluft er klart den største bidragsyter til bestrålingen av den norske befolkningen fra alle ioniserende strålekilder.

Nyere undersøkelser i Sør-Norge over hvilke områder som har høyest forekomst av sykdommen multipel sklerose (MS), viste at forekomstene samsvarte med områder med høyest forekomst av radon i inneluften. Om radon kan forårsake sykdommen, må avklares ved nøyere, direkte studier (6).

Ifølge Verdens helseorganisasjon (WHO) kan man utfra nåværende kunnskap konkludere med at bestråling fra radon i boliger utgjør et betydelig helseproblem for samfunnet, og at radon i noen deler av Europa er den nest viktigste årsak til lungekreft. WHO sier videre at tobakksrøyking er ansvarlig for størstedelen av lungekreften blant både menn og kvinner. Samtidig erkjennes det nå at den kombinerte effekten av radon og røyking sannsynligvis er større enn summen av disse miljøfaktorene hver for seg. Med andre ord fører røyking til en økt fare for lungekreft fra radon, og omvendt. For Norge har Statens strålevern anslått at 6-18 % (100-300 tilfeller) av det totale antall nye lungekrefttilfeller per år har radon som (medvirkende) årsak.

Kroppen får også tilført bestrålingsdoser ved at vann med innhold av radon drikkes. Her viser det seg at dosene til mage-/tarmkanaler er størst for små barn, på grunn av relativt stort inntak av vann i forhold til kroppsvekten. Tiltaksnivå er derfor satt for konsentrasjoner av radon ikke bare i inneluft, men også i drikkevann, se kapittel B.10.3.30.

B.3.4.2 Menneskeproduserte radioaktive stoffer

Radioaktive stoffer som kan forurense luft og vann, produseres også ved menneskelige aktiviteter. Kjernekraftverk produserer blant annet *tritium* ($H-3$) og *cesium-137* under vanlig kraftproduksjon, men ved uhell, slik som ved eksplosjonen i reaktoren i Tsjernobyl i Ukraina i 1986, og ved kjernefysiske prøvesprengninger, kan andre radioaktive stoffer frigjøres til atmosfæren.

Tritium

Tritium ($H-3$, halveringstid 12,3 år) har en tendens til å følge vannsyklusen i naturen, den tas opp av planter og dyr og har en tendens til å bindes i vev hos mennesker. Tritium avgir β -stråling. For å måle ettervirkningene av de kjernefysiske prøvesprengningene på den nordlige halvkule, utførte Statens institutt for strålehygiene (SIS), fra 1962 til 1974, rutinemålinger av den totale β -aktiviteten i drikkevann fra Oslo og Bærum. I starten var den registrerte β -aktiviteten høyere enn 1 Bq/l med en maksimal verdi på 2,4 Bq/l. Etter at prøvesprengningene opphørte i 1963 avtok aktiviteten.

Målinger etter reaktorulykken i Tsjernobyl i april 1986 viste varierende resultater. Høyeste målte verdi for regnvann var ca. 20 000 Bq/l. Høyeste målte verdi for drikkevann var 11 300 Bq/l målt i sistene med oppsamlet regnvann i Nord-Trøndelag. Den høyeste verdi i områder med moderat nedfall (Østlandet) var 27 Bq/l. Alle grunnvannsprøver viste svært lave verdier, den høyeste målte verdi var 17 Bq/l, for en brønn i Trøndelag. I prøver fra store dype innsjøer ble det bare målt meget lave verdier, mens det i innsjøer med avrenning fra områder med skrint jordsmonn ble funnet verdier opp til 100 Bq/l. Prøver fra ellevann i fjellområder viste høye verdier i perioden like etter ulykken (mer enn 1000 Bq/l), men aktiviteten ble redusert til under deteksjonsgrensen etter noen dager.

Cesium, jod og strontium

Fra Tsjernobyl ble radioaktivt cesium ($Cs-134$, halveringstid 2,2 år, og $Cs-137$, halveringstid 30 år) og jod ($I-131$, halveringstid 8 dager) slynget flere kilometer opp i luften og transportert avgårde med vær og vind, blant annet til Norge, mens mindre flyktige stoffer som strontium (Sr) og plutonium (Pu) i større grad ble deponert i nærområdet rundt reaktoren. Nedfall av de radioaktive stoffene var størst i de områdene der det regnet når stoffene befant seg i luften. Erfaringene fra denne ulykken viser at cesium-isotopene etter kort tid tas opp av organismer i vann, og bindes delvis i vannplanter og fisk, og delvis i sedimentene. I selve vannfasen sank radioaktiviteten til ubetydelige verdier etter forholdsvis kort tid.

Biotilgjengelige stoffer som cesium, jod og strontium tas lett opp fra jordsmonn av vegetasjonen og overføres på denne måten effektivt til beitedyr. Enkelte arter av sopp, for eksempel rimsopp, viste seg å være svært effektive i å akkumulere cesium. Lav, for eksempel reinlav, tar svært effektivt opp cesium direkte fra luften.

Radioaktivt jod, cesium og strontium har forskjellig halveringstid. Jod $I-131$ er på grunn av kort halveringstid et problem bare de første ukene etter et nedfall. Strontium-90 (med en

halveringstid på 29 år) og cesium-137 vil være et mer varig problem. Etter ulykken i Tsjernobyl i 1986 utgjorde strontium-90 bare 1-2 % av nedfallet over Norge, og representerte derfor et mindre problem enn radioaktivt cesium, der nukliden Cs-137 i 1997 fremdeles fantes i store mengder i enkelte vekster, for eksempel i rimsopp.

Den viktigste helseeffekten av inntak av radionuklider er økt fare for utvikling av forskjellige kreftformer. Dette skyldes at strålingen forårsaker skader i arvematerialet (DNA) i cellekjernene. Slike skader kan gi mutasjoner i gener som kontrollerer omdanning av en normal celle til en kreftcelle. Stråleindusert kreft kan i prinsippet oppstå hvor som helst i kroppen, men sannsynligheten avhenger av stråledosens størrelse og det berørte vevets følsomhet for kreftutvikling. Eksempler på kreft som oppstår relativt hyppig fra andre nuklider enn radon er:

- kreft i skjoldbruskkjertelen (ved inntak av radioaktivt jod)
- kreft i mage og tarmsystemet
- leukemi

Kreft hos mennesker etter ioniserende stråling er kun påvist sikkert ved stråledoser høyere enn ca. 200 mSv. Det vil være tilnærmet umulig å få så høye stråledoser ved inntak av forurensset mat over kort tid, uten akutt stråleskade. En regner likevel med at selv små doser innebærer en viss risiko for kreftutvikling, men risikoen blir da meget liten, og det blir tilsvarende vanskelig å fastslå med sikkerhet at den skyldes ioniserende stråling.

I tillegg til kreft kan ioniserende stråling føre til genetiske skader, i form av skader på kjønnsceller som kan overføres til neste generasjon.

Undersøkelsene utført etter Tjernobylulykken viste at vannkilder bare kortvarig blir påvirket av radioaktivt nedfall. Etter slike episoder er det derfor ikke drikkevann, men matvarer som i lang tid kan tilføre mennesker radioaktive stoffer.

B.3.5 Toksisitet og karsinogenitet – grunnlag for grenseverdier

Problem med helseskadelige stoffer i drikkevann er normalt knyttet til at stoffenes kan utløse sykdom etter lang tids eksponering. En del klororganiske miljøgifter og tungmetaller vil hope seg opp i organismen. For slike stoffer opptrer helseskadelige effekter først når bestemte doseterskler er nådd (kritisk dose). En del kjemiske stoffer er klassifisert som karsinogene (kreftfremkallende). Flere av disse har genskadende virkning. For slike stoffer regner man ikke med at det foreligger noen terskel for skadelig effekt. Det vil alltid være en viss risiko som vil avta ved avtagende eksponeringsgrad.

B.3.5.1 Mutagenitetsundersøkelser

Mange kreftfremkallende stoffer har i bakterietester også vist seg å kunne fremkalle mutasjoner. Korttidstester som registrerer genskadende effekter brukes derfor regelmessig når kjemiske stoffers egenskaper skal undersøkes. Et positivt testresultat kan være en indikasjon på at vannet inneholder stoffer med potensiell helsefare. Slike tester har vært brukt til å studere effekt av ulike behandlingsprosesser, ved at potensielt helseskadelige stoffer etter vannbehandling er blitt forsøkt isolert og testet. Det er ingen direkte kvantitativ sammenheng mellom stoffenes evne til å fremkalle mutasjoner i bakterier og utløse genskade hos

menneske. Mutagen aktivitet av vannet alene sier derfor svært lite om mulig helserisiko. Slike undersøkelser må alltid vurderes i en større sammenheng.

Mutagenitetsundersøkelser har vært mye brukt under arbeid med å isolere og karakterisere potensielt helseskadelige stoffer fra drikkevann, spesielt ved undersøkelse av effekten av klorering på vann som er rikt på organisk materiale. Det er vist ved dyreforsøk at det ved klorering kan dannes flyktige trihalometaner som er både mutagene og kreftfremkallende i dyreforsøk.

Drikkevannet er bare én av kildene for eksponering for de fleste kjemiske stoffer. Når betydningen av drikkevannets innhold av kjemiske stoffer med helseskadende potensial vurderes, må andre kilder og totalbelastningen som vi utsettes for tas med i betraktning.

Ingen grenseverdier for kjemiske eller fysiske stoffer er satt ut fra stoffenes akutte toksisitet, alle er satt i forhold til eventuelle langtidsvirkninger, fordi nivåene som forårsaker langtidsvirkninger alltid er mye lavere enn dem som kan forårsake akutt forgiftning.

B.3.5.2 Daglig tolerabelt inntak (TDI)

For mange helseskadelige stoffer har WHO angitt et tolerabelt daglig inntak (TDI). TDI er et estimat av hvor mye av et stoff som kan inntas daglig i løpet av et liv via mat og drikkevann uten at det medfører noen vesentlig helserisiko. TDI angis i forhold til kroppsvekt (for eksempel mg/kg kroppsvekt).

$TDI = (NOAEL \text{ eller } LOAEL) : UF$

- NOAEL: Nivå hvor det ikke er observert skade (no observed adverse level)
- LOAEL: Laveste observerte nivå som kan gi helseskade (lowest observed adverse effect level)
- UF: Usikkerhetsfaktor

Usikkerhetsfaktorens størrelse (ofte på 100 eller 1000) er avhengig av hvor gode og omfattende de toksikologiske data er, blant annet om de er basert på undersøkelser av dyr eller er data fra mennesker.

Grenseverdien (GV) for det aktuelle stoffet i drikkevann beregnes ut fra TDI slik:

$$GV = (TDI \times bw \times P) : C$$

- bw: Kroppsvekt (60 kg for voksne, 10 kg for barn, 5 kg for spebarn)
- P: Andel av TDI som kan aksepteres fra drikkvann (ofte 10-20 % avhengig av andre eksponeringskilder)
- C: daglig drikkevannskonsum (2 liter for voksne, 1 liter for barn, 0,75 liter for spebarn)

B.3.5.3 Klassifisering av karsinogent potensiale

For kreftfremkallende stoffer foreligger det også systemer for klassifisering av deres karsinogene potensiale. Vanligvis brukes ulike kvalitative kriterier, avhengig av hvor gode

holdepunkter man har for at et stoff er kreftfremkallende. Stoffene inndeles etter dette i grupper fastsatt av International Agency for Research on Cancer (IARC) (6).

1. Kjemiske stoffer med kreftfremkallende effekt for mennesker (basert på tilstrekkelige bevis på at stoffet har forårsaket kreft hos mennesker eller tilstrekkelige bevis fra dyreforsøk).
2. Kjemiske stoffer med sannsynlig (2A) eller mulig (2B) kreftfremkallende effekt (basert på data som gruppe 1, men med svakere bevis. Undersøkelsene kan ha vært like omfattende som for gruppe 1).
3. Stoffer hvor datagrunnlaget ikke gir grunnlag for klassifisering (også her kan undersøkelsene ha vært like omfattende som for gruppe 1).
4. Stoffer som sannsynligvis ikke er kreftfremkallende for mennesker.

I enkelte tilfeller tar en hensyn til eksponeringsvei, for eksempel inhalasjon eller oralt inntak (via munnen til mage/tarm). Dette gjelder for eksempel asbest som ved inhalasjon kan fremkalle kreft, men hvor det ved inntak via munn og mage-/tarmsystemet ikke er påvist økt svulsthyppighet.

For stoffer med gentoksisk virkning kan det ikke angis sikre terskler. Ved vurdering av helserisiko har man antatt at risikoen er proporsjonal med dosen for enhver eksponering. Kreftfremkallende stoffer bør i utgangspunktet ikke forekomme i drikkevannet. Der grenser er satt, har WHO basert seg på en akseptabel livstids risikofaktor 10^{-5} , mens Norge og EU for det meste har brukt 10^{-6} . En livstids risikofaktor på 10^{-6} vil si at ikke mer enn én av en million mennesker, som hver dag drikker 2 liter vann gjennom en livstid på 70 år, skal stå i fare for å utvikle sykdom på grunn av det aktuelle stoffet i drikkevannet. For hele den norske befolkningen vil en slik risikofaktor omregnet bety ett sykdomstilfelle per 15. år. Tilsvarende betyr 10^{-5} én av 100 000, eller ett tilfelle i den norske befolkningen hver 1,5 år. Slike tall baseres på kjente effekter ved langt høyere eksponeringsnivåer og matematiske ekstrapoleringsmodeller.

Grenseverdier for parametre av betydning for drikkevann, og begrunnelse for grenseverdiene er gitt i kapittel B.10.

B.3.6 Referanser

1. Sleire, B., 1980: Oppblomstring av alger og cyanobakterier. Innvirkning på drikkevann. SIFF-SK rapport nr. 3/80. Statens institutt for folkehelse, Oslo.
2. Chorus, I., Heinze, R., Huber, C., Smidt, W., Pietsch, J. (2001). Elimination of microcystins at Dorendorf: Conventional treatment and a pilot experimental treatment system. Cyanotoxins: occurrence causes consequences (ed. I. Chorus). Springer.
3. Nasjonalt folkehelseinstitutt. Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase, revisjon 2003. Rapport 2003:9. Finnes elektronisk på: <http://www.fhi.no/>
4. Thorsen, T.A. (1999): Vår strålende verden. www.uio.no/miljoforum/stral

5. Kurttio, P., Auvinen, A., Salonen, L., Saha, H., Pekkanen, J., Maekelaeinen, I., Vaeisaenen, S.B., Penttilae, I.M., Komulainen, H. (2002): Renal Effects of Uranium in Drinking Water. *Environmental Health Perspectives* **110**:337-342.
6. Eiring, Ø., 2003: Mest MS i radon-kommuner. *Dagens Medisin* 27.02.03.
<http://www.dagensmedisin.no/>
7. International Agency for Research on Cancer (IARC): <http://www.iarc.fr/>

B.4 Smittestoffer i vann

Forklaring av enkelte faguttrykk:

Fekal forurensning:	Forurensning av avføring fra mennesker og dyr
Selektiv metode:	Analysemetode som forhindrer uønskede bakterier i å vokse, slik at de fleste bakteriene som vokser i metoden, er dem man vil påvise
Patogene agens:	Felles uttrykk for smittestoff: Virus, bakterier, parasitter. Kalles også sykdomsfremkallende agens
Mikrobe:	Mikroskopisk organisme (virus, bakterier, noen tarmparasitter)
Mikroorganisme:	Det samme som mikrobe bortsett fra at virus ikke er inkludert. Virus er egentlig ingen organisme, bare arvestoff og proteinkappe, og formerer seg bare i vertens celler
Antigen:	Spesiell struktur på celleveggen til hver enkelt mikrobe, som blant annet gjør det mulig å påvise den ved såkalt immuno-fluorescens teknikk

B.4.1 Generelt om smittespredning via vann

B.4.1.1 Smitteveier

De fleste mikroorganismer som er patogene for mennesker og som kan smitte via vann, kommer fra avføring fra mennesker eller varmblodige dyr. Slikt fekal forurensset vann kan overføre smittestoffer ved at vannet drikkes, ved at det brukes til vanning av jordbruksprodukter som spises rå, eller ved at det benyttes til rekreasjonsformål, for eksempel bading. Størst risiko er knyttet til at vannet drikkes uten tilstrekkelig rensing og desinfeksjon. Bruk av vannet ved fremstilling av næringsmidler innebærer også risiko for smitte, fordi enkelte sykdomsfremkallende bakterier kan formere seg i næringsmidler. Overføring av slike bakterier fra avføring til næringsmidler kan imidlertid også skje på andre måter enn via vann, for eksempel ved dårlig hånd- og kjøkkenhygiene.

Enkelte patogene bakterier som det er mest vanlig å finne hos ville dyr, kan overføres til mennesker hvis syke dyr faller i vannet. Mennesker kan da bli syke hvis de drikker vann av tilsynelatende rene fjellbekker og -vann. De fleste tilfeller av slik smitte skjer imidlertid ved direkte kontakt med syke dyr, for eksempel under jakt.

I vassdrag finnes det også mange bakterier som lever der og nedbryter organisk stoff som tilføres vannet. De utfører en del av selvrensingsprosessen i vannet. Så lenge de er i sitt naturlige miljø, er de ingen trussel for mennesker. Noen av disse finner imidlertid meget gunstige betingelser for vekst i innretninger som vi mennesker har skapt: I svømmebasseng, boblebad, dusjhoder, luftfuktere, kjøletårn, i vannledninger og i varmtvannssystemer der vannet har temperatur mellom ca. 20 og 55 °C. Selv ved temperaturer høyere enn dette kan enkelte bakterier trives og vokse til store mengder. Ved forskjellig slags kontakt med slikt vann, uten at vannet drikkes, kan vi bli syke med andre sykdommer enn gastroenteritt (mage-/tarmsykdom). Spesielt gjelder dette mennesker med svekket immunforsvar, som AIDS-pasienter, mennesker som undergår kjemoterapi, eller mennesker som er svekket av sykdom eller alder. Noen slike bakterier trives til og med i vannet i blomsterglass, og kan overføres som vanndråper til luften når glassene tømmes. Enkelte slike bakterier kan forårsake alvorlige sårinfeksjoner, lungeinfeksjoner og urinveisinfeksjoner, og også mage-/tarmsykdom. Slike bakterier kaller vi ”opportunistisk patogene bakterier” eller ”potensielt patogene bakterier”.

B.4.1.2 Kilder til fekal forurensning

Fekal forurensning kan tilføres vassdrag fra dyr som lever i eller på vann, for eksempel bever og vannfugler, eller fra andre ville dyr via overflateavrenning fra skog og mark. Avføring fra husdyr kan tilføres med vann som renner av fra beitemark, dyrket mark som er gjødslet med husdyrgjødsel, med sigevann fra gjødselkjellere, eller med smeltevann om våren hvis gjødsla er spredd på frossen/tilsnødd mark. Avføring fra hunder og katter kan tilføres vassdrag med avrenningsvann etter regnskyll i byområder. Avføring fra mennesker tilføres med kommunalt avløpsvann, selv om avløpsvannet har passert et renseanlegg. Grunnvann kan bli forurenset fra utedøer, fra overbelastede infiltrasjonsgrøfter fra boliger, fra utette gjødselkjellere og fra gjødslede jorder.

De fleste tarmbakterier hos menneske og dyr utgjør en del av fordøyelsessystemet, og er nyttige for de individer de befinner seg i. Noen bakterier som synes å være normale tarminnvånere hos enkelte dyr, for eksempel *Campylobacter* hos kråker, ender og måker, kan forårsake diaré sykdom hos mennesker hvis vi får i oss disse bakteriene via mat eller drikkevann.

Mennesker og dyr med mage-/tarmsykdom som er forårsaket av mikrober, produserer store mengder av den sykdomsfremkallende mikroben i tarmen, og skiller dem ut med sin avføring. Ved enkelte andre sykdommer skilles sykdomsfremkallende mikrober ut med avføringen, selv om sykdomssymptomene gjør seg gjeldende andre steder enn i tarmen, for eksempel for sykdommen poliomyelitt. Når avføringen fra syke mennesker eller syke dyr blir tilført vassdrag eller grunnvann, vil de være til stede i vannet sammen med tarmens naturlige tarmflora.

B.4.2 Indikatorer for fekal forurensning

Det vil være en umulig oppgave å kontrollere om drikkevann inneholder patogene agens. Fordi vi som foran nevnt vil unngå fekal forurensning av drikkevann, kontrollerer vi for mulig tilfeldig fekal forurensning ved å analysere for noen av de normale tarmbakteriene i menneskers avføring. De samme bakteriene finnes også hos de fleste andre dyr vi har felles patogene agens med, men mengdeforholdet av de forskjellige bakteriene kan være forskjellig hos dyr og mennesker. De normale tarmbakteriene som benyttes til dette formål kaller vi fekale indikatorbakterier. Også spesielle organiske stoff som finnes i avføring kan benyttes til

samme formål, men da som spesialanalyse, og da gjerne sammen med de fekale indikatorbakteriene for å karakterisere diverse kilder til fekal forurensning av vassdrag.

B.4.2.1 Indikatorgruppen "Koliforme bakterier"

Betegnelsen "Koliforme bakterier" inkluderer en rekke tarmbakterier som har det til felles at de kan spalte melkesukker (laktose) til glukose og galaktose, for deretter å forgjære disse sukkerstoffene ved dannelse av gass og syre. Fra gammelt av blandet man en prøve av vannet som skulle analyseres med en oppløsning som bl.a. inneholdt laktose, og undersøkte om det ble dannet gass og syre. Dette var det første forsøket på å påvise noen av de normale tarmbakteriene. Siden er analysemetodene blitt gjort mer selektive.

Noen av disse koliforme bakteriene kan imidlertid også finnes i vann som ikke er blitt forurenset med avføring. Enkelte kan vokse under nedbrytning av planterester i jord, og noen på planterester i vann. Enkelte gir kraftig vekst hvis de kommer i kontakt med sevj fra trær, spesielt løvtrær, men de vokser sakte ved temperaturer under 10 °C. Klebsiella-bakterier er koliforme bakterier som kan gi problematisk, slimete vekst i trefibermasse ved papirproduksjon, hvis trefibermassens temperatur faller under ca. 60 °C. Den kan også forårsake sykdom, se kapittel B.6.2.6. Vanligvis vokser slike bakterier fra jord og vann best ved temperaturer langt under 40 °C, men Klebsiella-bakterier fra trefibermasse som er holdt ved 40-50 °C under produksjonen, kan adaptere seg til å vokse raskt ved så høy temperatur. Som oftest vil analysen for koliforme bakterier, som foregår ved 37 °C, indikere at vannet er tilført avføring, men man kan ikke være helt sikker, for disse bakteriene kan som nevnt også ha annet opprinnelsessted.

B.4.2.2 *E. coli*

Bakterien *Escherichia coli*, forkortet *E. coli*, er den av de koliforme bakterier som forekommer i størst mengde i friske menneskers avføring. Undersøkelser har vist at den er i stand til å vokse raskt helt opp mot 45 °C. Det ble så utarbeidet metoder for å søke spesielt etter denne. En av de selektive utvelgelsesmetodene var å dyrke blandingen av vannprøve og vekstmedium ved temperatur 44,0-44,5 °C. I forskjellige land ble det utarbeidet forskjellige analysemetoder med litt forskjellig selektivitet, men høy temperatur ble alltid benyttet. De forskjellige metodene ble gitt forskjellige navn: "Fekale koliforme bakterier", "Termotolerante koliforme bakterier" og "*E. coli*". Det viste seg imidlertid at *E. coli* sin evne til å vokse raskt ved ca. 44 °C avtok med økende oppholdstid i resipientvannet (det vannet som hadde mottatt avføringen), slik at de etter ca. 1-2 uker etter utslippet bare vokste ved samme betingelser som de andre koliforme bakteriene. Dette er blitt benyttet til å avgjøre om avføringen i vannet er fersk. Den totale belastningen med koliforme bakterier bestemmes ved å analysere ved 36-37 °C, mens den andelen som nylig er kommet fra fersk avføring selekteres ved dyrkning ved 44 - 44,5 °C.

Fersk avføring kan også inneholde ferske smittestoffer, med høy risiko for at folk kan bli syke ved å drikke vannet, derfor er det viktig å få avgjort om forurensningen er fersk eller ikke. Noen smittestoffer vil imidlertid kunne overleve mye lengre tids opphold i vannet enn disse indikatorbakteriene gjør, og det aktuelle vannet vil da fremdeles kunne medføre smittefare. Manglende funn av indikatorbakterier vil altså ikke kunne garantere smittefritt vann.

I drikkevannsforskriften (12) angis de analysemetodene som skal benyttes til analyse for koliforme bakterier. Fordi fekal forurensning overhodet ikke skal være til stede i drikkevann, skal hovedanalysen for koliforme bakterier utføres ved dyrking ved 36 °C. Bare hvis

koliforme bakterier påvises, skal disse undersøkes videre for å se om det er *E. coli*, som da indikerer tilstedeværelse av fersk fekal forurensning (1, 2). I vann der fekal forurensning kan være til stede, for eksempel ved kontroll av at den fekale belastningen av et råvann for drikkevannsproduksjon holder seg innen akseptable grenser, vil mer selektive metoder for koliforme bakterier være å foretrekke (3). Råvann som skal danne grunnlag for rapportering til tilsynsmyndighet, må imidlertid analyseres etter samme metoder som dem for drikkevann.

B.4.2.3 Indikatorgruppen "Intestinale enterokokker" (tarm-enterokokker)

I tillegg til koliforme bakterier inneholder avføringen til mennesker og dyr en mengde andre bakterier som også har tarmen som sitt naturlige tilholdssted, og som hjelper oss med å fordøye maten. Noen produserer også stoff som vi trenger. En gruppe slike bakterier er de såkalte enterokokker/streptokokker. Mennesker har mindre mengder av slike streptokokker enn av *E. coli* og andre koliforme bakterier i sin avføring, mens det motsatte kan være tilfelle hos husdyr. Gruppens arts- og mengdesammensetning kan også være noe forskjellig i mennesker og dyr. Avføringen til kyr har for eksempel en annen mengdesammensetning av de forskjellige streptokokkene enn menneskers avføring.

Den membranfiltermetoden som før ble benyttet her i landet til analyse for "Fekale streptokokker", startet med et vekstmedium og en dyrkningstemperatur som også fikk stressede fekale streptokokker til å vokse, men samtidig vokste også noen bakterier som ikke var streptokokker. Derfor måtte de fremkomne bakteriekoloniene testes videre i ett eller to trinn, avhengig av hvor stor sikkerhet man ønsket i resultatet for "Fekale streptokokker". Den analysemetoden som drikkevannsforskriften (12) angir for denne bakteriegruppen, er utarbeidet av den Internasjonale standardiseringsorganisasjon (ISO) (5). Analysemetoden starter med det samme vekstmedium som før, men den videre utførelse er blitt forenklet, og definisjonen av organismene er også blitt noe forandret. Analysemetoden kalles nå "Intestinale enterokokker", som betyr tarmenterokokker. Metoden tar sikte på primært å bestemme menneskers tarmenterokokker.

Hovedgrunnen til at denne bakteriegruppen er inkludert blant de fekale indikatorbakteriene, er at de overlever lenger i resipientvann enn de koliforme bakteriene. Dette er mest markant i saltvann, derfor har denne bakteriegruppen lenge vært benyttet i vurdering av vannkvalitet på sjøbadebrender. Tarmvirus "overlever" lenger i vann enn de fleste bakterier, og mye lenger enn bakterier med samme overlevelsessevne som de koliforme bakteriene. Intestinale enterokokker er derfor en bedre indikator enn de koliforme bakteriene på mulig forekomst av tarmvirus. Derfor er parameteren "Intestinale enterokokker" tatt med som fekal indikator i kontrollanalysene av drikkevann.

Et annet bruksområde for "Fekale streptokokker" var å vurdere om en forurensning i en vannkilde stammet fra mennesker eller dyr, primært husdyr. Ved helt fersk fekal forurensning, det vil si ved høyt antall "*E. coli*" i forhold til koliforme bakterier totalt, kunne forholdet mellom *E. coli* og den gruppen som før ble kalt "Fekale streptokokker" benyttes i denne vurderingen. Ved høyt innhold av "streptokokker" i forhold til *E. coli* kom den fekale forurensningen mest sannsynlig fra dyr, og ved motsatt forhold mest sannsynlig fra mennesker. Fordi disse "streptokokkene" overlever lenger enn de koliforme bakteriene i resipientvann, forskyver dette forholdstallet seg ved økende oppholdstid i vannet, og til slutt kan bare "streptokokkene" påvises. Den nye analysemetoden "Intestinale enterokokker" er ikke vesentlig forskjellig fra den forhenværende membranfiltermetoden for "Fekale streptokokker", slik at en ved bruk av den nye metoden kan forvente at de foran nevnte forhold mellom *E. coli* og "Fekale streptokokker" fortsatt gjelder. Metoden kan ikke brukes

ved råvannsanalyser til drikkevann, for allerede der vil nivåene være for lave (bakteriene for gamle) til at originalforholdet mellom de to gruppene kan bestemmes. Metoden kan derfor bare brukes i nærheten av et utslippssted med helt fersk avføring.

B.4.2.4 Indikatoren *Clostridium perfringens*

Clostridium perfringens er en bakterie som vokser ved fravær av oksygen, den er en anaerob bakterie. Den inngår i avføringen til mennesker og dyr, men i mye mindre mengde enn de to førstnevnte bakteriegruppene. Bakterien har imidlertid den egenskap at den danner såkalte ”sporer” når dens vekstforhold blir ugunstige. Disse sporene overlever meget lenge i resipientvann. Hvis et vassdrag eller en grunnvannskilde er blitt tilført avføring fra mennesker eller dyr, vil sporene alltid kunne påvises, det vil for det meste bare være snakk om grad av fortynning. Analyseparameteren ”Anaerobe, sulfittreduserende sporeformere”, som selekterer disse sporene, har i lang tid vært benyttet til påvisning av gammel fekal forurensning i brønner, og til karakterisering av påvirkningsområdet for kloakkvannsutslipp til sjøresipienter, da ved å analysere sedimentene for innhold av disse sporene.

Foruten å finnes i avføring deltar disse bakteriene sammen med mange andre i nedbrytningen av døde dyr ute i naturen, men sannsynligheten for at bakteriene tilføres vassdrag fra slike kadavre er liten her i landet på grunn av temperaturforholdene. Selv om dette er en type bakterie som finnes i vår avføring, kan den gi oss oppkast og diaré hvis den får formere seg i mat som vi spiser, se kapittel B.6.2.4.

Årsaken til at den er tatt med som fekalindikator i drikkevannsforskriften (12), er dens evne til å danne sporer. Foruten å kunne være parameter for mulig overlevelse av virus og tarmparasittcyster i resipientvann er sporene meget resistente mot desinfeksjonsmidler. Parasittcyster er også meget resistente mot mange desinfeksjonsmidler. Tidligere trodde man at parasittcystene var resistente mot alle de desinfeksjonsmidlene som var i bruk for drikkevann, men det har vist seg at bestråling med ultrafiolett lys ødelegger cystenes arvestoff. Sporene til *C. perfringens* er imidlertid meget resistente mot de vanlig benyttede desinfeksjonsmidler. Påvises de i ferdig produsert drikkevann, må det vurderes om eventuelle smittestoffer kan være til stede. Drikkevannsforskriften angir at denne bakterien skal analyseres på mCP agar som referansemethode (6), med en ISO-metode som alternativ verifisering (7).

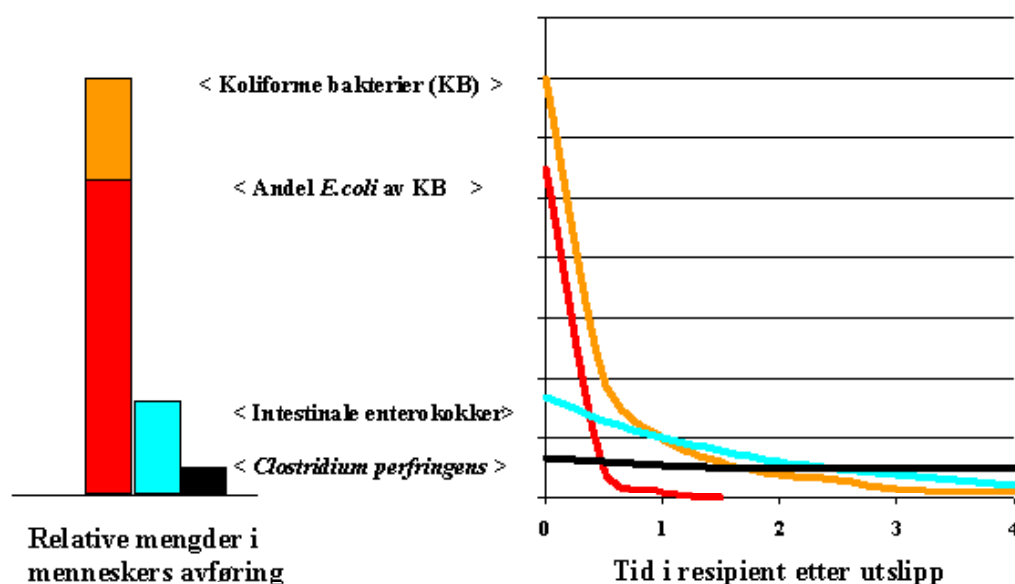
B.4.2.5 Andre indikatorer på fekal forurensning

I friske menneskers avføring forekommer bakterier av slekten *Bacteroides* i store mengder, ca. 100 ganger større mengde enn *E. coli*. Den kan utgjøre så mye som 20-30 % av det kultiverbare bakterieinnhold i avføringen (8). Bakteriene er også påvist i avføring fra gris. Denne bakterietypen inaktiveres raskere i ferskvannsresipienter enn både *E. coli* og Intestinale enterokokker, slik at den ikke lenger kan påvises med dyrkingsmetoder. Bakteriene forsvinner imidlertid ikke, og deres antigen forblir intakt selv lenge etter at de to nevnte fekalindikatorene ikke lenger kan påvises. Med dyrkingsteknikk kan bakteriene benyttes til påvisning av fersk fekal forurensning, og med immuno-fluorescensteknikk til påvisning av gammel fekal forurensning.

Coprostanol er et fekalt sterol som i en rekke land er tatt i bruk som fekalindikator (9, 10). Dette finnes i store mengder i avføring fra mennesker, men i mye mindre mengder i avføring fra andre varmblodige dyr, inkludert vannfugler. Coprostanolinnholdet i kommunalt avløpsvann reduseres i kloakkrenseanlegg, men uansett anleggstype inneholder avløpsvannet

nok coprostanol til at det kan påvises, selv etter fortykning i resipientvannet. Det nedbrytes sakte ved lav temperatur, og holder seg derfor lenge i påvisbar konsentrasjon i resipientvann. Vannprøvene kan også konserveres i felten, slik at indikatorstoffet ikke nedbrytes ved lagring av prøvene. Coprostanol er derfor velegnet til måling av utbredelses-/påvirkningsområdet for kloakkvannsutslipp, og dermed også til å anslå det maksimale spredningsområdet for tarmvirus.

Coprostanol kan også benyttes for å undersøke om en brønn er tilført fekal forurensning. Hvis en ny fekal forurensningskilde er i ferd med å trenge inn i brønnen, kan ofte vond lukt og smak av vannet være det første tegn på dette. Vond lukt og smak kan også ha andre årsaker. Det kan ta noe tid før den fekale forurensningen lar seg påvise ved analyse av vannet for innhold av bakterielle fekalindikatorer, men coprostanol kan allerede ha trengt inn i brønnen sammen med smak- og luktstoffene, fordi det er et vannløselig stoff. Bakteriene er partikler, og kan trenge lengre tid på å vandre gjennom jordsmonnet fram til brønnen.



Figur B.4.1 Forhold mellom de vanligste indikatorbakterier i menneskers avføring, og deres relative overlevelsessevne etter utslipp til vann. *E. coli* er analysert som Termotolerante koliforme bakterier (TKB). Tidsaksen er ikke gitt benevnning, men for TKB i ferskvann som holder ca. 20 °C og er utsatt for dagslys, tilsvarer tallet 1 ca. 1 uke

B.4.3 Smittestoffers overlevelse i drikkevann

B.4.3.1 Overlevelse i resipientvann

De vanligste bakterielle smittestoffer fra avføring, *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia enterocolitica*, har nær samme overlevelsessevne i resipientvann som *E. coli*. Påvises ikke koliforme bakterier, er det lite sannsynlig at de nevnte smittestoffene kan være til stede. Noen arter av *Yersinia* har imidlertid evnen til å vokse i kalde omgivelser, men det er uvisst om *Y. enterocolitica* har spesiell overlevelsessevne eller kan vokse i kaldt resipientvann.

Virus, som ikke er en organisme, men ”innkapslet” arvestoff, og med meget motstandsdyktig kapsel, holder seg mye lenger i infeksøs tilstand ute i resipienten enn bakterier. Noen bakterier, slik som *C. perfringens*, har evnen til å produsere liknende overlevingsstadier, som vi kaller sporer. Også tarmparasitter kan produsere egg eller overlevingsstadier som holder seg lenge i infeksøs tilstand i resipientvann. De forskjellige indikatorer indikerer mulig forekomst av forskjellige smittestoffer, avhengig av hvor lenge de kan påvises i resipientvann, som vist i figur B.4.1.

B.4.3.2 Overlevelse i vannbehandlingsprosesser

Kommunalt avløpsvann blir i dag som oftest rensset før det slippes til ferskvannsresipient. Renseanleggene tar ikke sikte på å fjerne smittestoffer eller fekale indikatorer, selv om antallet kan bli redusert. Bare hvis anleggene desinfiserer avløpsvannet, vil antall levedyktige mikrober være vesentlig redusert.

I vassdrag som mottar rensset eller urensset kommunalt avløpsvann, må man forvente at alle indikatorene og alle typer smittestoffer kan befinne seg i vannet. For andre vassdrag vil slike mikrober bare sporadisk være til stede.

I vannbehandlingsanlegg til produksjon av drikkevann vil også antallet mikrober reduseres i vannbehandlingsprosessene, men bare membranfiltrering vil kunne fjerne dem helt, og desinfeksjon vil kunne inaktivere de fleste til et akseptabelt nivå. Hvilke mikrober som kan fjernes ved membranfiltrering, avhenger av porestørrelsen i membranen. Forskjellige desinfeksjonsmidler har forskjellig effektivitet når det gjelder inaktivering av ulike mikrober. Felles for alle desinfeksjonsprosesser er at deres effektivitet måles ved inaktiveringsforsøk med diverse mikrober. Dette utføres normalt i laboratorieforsøk, der man starter med en suspensjon med et høyt antall aktive mikrober, utsetter denne for forskjellige doser av desinfeksjonsmiddel, og registrerer antall overlevende mikrober.

Eksempel: Man starter med 1 000 000 bakterier/ml, og 3 økende doser av desinfeksjonsmiddel reduserer antallet til henholdsvis 100 000, 10 000 og 1 000 bakterier/ml. Dette angis som henholdsvis 1, 2 og 3 lg-reduksjoner ($\lg = \log_{10}$). Én lg-reduksjon betyr at antall gjenværende aktive bakterier er 1/10 av foregående trinn. Bakteriene (mikrobene) er fortsatt til stede i vannet, men 9/10 av dem er inaktivert.

B.4.4 Tiltak ved mistanke om vannbårent sykdomsutbrudd

Ved undersøkelse av sykdomsutbrudd der smittestoffet mistenkes å stamme fra vannet, bør rutinene som brukes ved matbårne infeksjoner følges (11). Drikkevannet undersøkes som ett av de næringsmidler som kan ha inneholdt smittestoffet.

B.4.4.1 Vannprøver

Drikkevann er et næringsmiddel som vanligvis ikke oppbevares slik at man kan ta prøver av det vannet den syke har drukket av. Vannet tilføres som oftest kontinuerlig via et distribusjonsnett fra et vannbehandlingsanlegg. Fekal forurensning er som oftest kilden til smittestoffet. Fekalt forurenset vann kan ha vært tilført ledningsvannet ved innsug av avløpsvannvann fra felles grøft med avløpsvannsledning. Slikt innsug kan ha kort varighet. Deler av ledningsnett hvor det foreligger mulighet for at nettet kan bli trykkløst eller få undertrykk, skal inngå i rutinekontrollen av ledningsnettet. Da kan punkter med mer eller mindre kontinuerlig innsug kanskje lokaliseres før folk blir syke.

Ved vedvarende fekal forurensning av vannkilden kan det være en midlertidig svikt i desinfeksjonen som har ført til sykdomsutbruddet. Hvis smittestoffet er virus, kan det hende at dosen av desinfeksjonsmiddel ikke er høy nok. Vedvarende forurensning vil kunne oppdages ved at tarmbakterier blir påvist i råvannet. Ved de to førstnevnte forurensningssituasjoner kan både råvannet og vannet på stedene med sykdomsutbrudd vise fravær av tarmbakterier når prøvene blir tatt.

Det skal likevel straks tas prøver av vannet hos folk som er blitt syke, samt av råvannet inn i behandlingsanlegget. I tillegg til de vanlige indikatorer på fekal forurensning bør prøvene analyseres for innhold av de mest sannsynlige sykdomsfremkallende bakterier. Man må imidlertid alltid huske på at negative analyseresultater ikke utelukker drikkevannet som smittekilde, fordi man ikke har fått prøve av det samme vannet som ble drukket.

B.4.4.2 Avføringsprøver

Da det ennå ikke foreligger enkle påvisningsmetoder for virus og heller ikke for tarmprotozoer i vann, er det viktig at det også tas avføringsprøve fra syke personer, og at prøven oppbevares slik at den kan undersøkes ved lys- og/eller elektronmikroskopi dersom det ikke lykkes å påvise smittestoffet ved analyse for bakterier i avføringsprøven og i vannet. Det utvikles for tiden metoder basert på PCR-teknikk for stadig flere patogener av alle kategorier. Ved alle mage-/tarmsykdommer som skyldes virus, er virusutskillelsen størst de første dagene etter at sykdommen startet. Det er derfor meget viktig for påvisning av virus som sykdomsårsak, at avføringsprøven blir tatt tidlig i sykdomsfasen.

B.4.4.3 Blodprøver

Ved mistanke om virus som sykdomsårsak, kan det også være til hjelp for påvisningen at det blir tatt blodprøver fra akutt syke pasienter og fra rekonvalesenter. Det er utviklet immunologiske metoder for påvisning av antistoff, bl.a. mot Norovirus i blodprøver, og mange medisinske laboratorier har nå innarbeidet slike testmetoder.

B.4.5 Referanser

- NS-EN ISO 9308-1, 2000: Vannundersøkelse - Påvisning og telling av *Escherichia coli* og koliforme bakterier. Del 1: Membranfiltreringsmetode.
- American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19. edition. Washington DC. 1995.
- NS 4788, 1989: Vannundersøkelse – Koliforme bakterier. Membranfiltermetode.
- NS 4792, 1989: Vannundersøkelse – Termotolerante koliforme bakterier og presumptiv *E. coli*. Membranfiltermetode.
- NS-EN ISO 7899-2, 1999: Vannundersøkelse – Påvisning og telling av intestinale enterokokker. Del 2: Membranfiltreringsmetode.
- Bisson, J. W., and Cabelli, V.J., 1978: Membrane Filter Enumeration Method for *Clostridium perfringens*. Appl. Environ. Microbiol. **37**:55-66.

- NS-ISO 6461-2, Utgave 1, 1993: Vannundersøkelse – Påvisning og telling av sporer fra sulfittreduserende anaerobe mikroorganismer (*Clostridium*). Del 2: Membranfiltreringsmetode.
- Fiksdal, L., Maki, J.S., La Croix, S. J., and Staley, J. T., 1985: Survival and detection of *Bacteroides* spp., prospective indicator bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**:148-150.
- Dutka, B. J., Chau, A. S. Y., and Coburn, J., 1974: Relationship between bacterial indicators of water pollution and fecal sterols. *Water Research* **8**: 1047-1055.
- Berglind, L., og Ormerod, K., 1979: Påvisning av fekale forurensninger i vann – Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. Forskningsrapport XK-20, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Smittsomme sykdommer fra mat. Per Einar Granum (red.) Høyskoleforlaget AS 1996. ISBN nr.: 82-7634-048-2.
- Forskrift om vannforsyning og drikkevann. Fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 4. desember 2001.

B.5 Humanpatogene virus

Noen faguttrykk:

Humanpatogen:	Smittestoff for mennesker
Infeksiøs agens:	Mikrobe som gir sykdom. Smittestoff
Sekret:	Kroppsvæske som skilles ut fra kjertler, for eksempel spytt
Ekskret:	Noe som vi vil skille oss med, for eksempel avføring og urin

B.5.1 Generelt om virus og smittespredning via vann

Virus er det minste infeksiøse agens man kjenner til og er kun synlig ved elektronmikroskopi. Når virus infiserer en levende celle frigjøres nukleinsyren (arvestoffet) og vertscellen bringes til å reprodusere nye viruspartikler som skal frigjøres. Virus kan følgelig betegnes som en parasitt på molekylært nivå som mangler evnen til egen metabolisme og reproduksjon utenfor vertscellen. Kjernen i en viruspartikkel består i sin enkleste form bare av en nukleinsyretråd omgitt av et ytre beskyttende skall av proteiner. Utseendet av viruspartikkelen samt nukleinsyrens sammensetning (enten DNA eller RNA) danner grunnlaget for inndeling av virus i grupper.

Vann kan spre virus fra bakterier (bakteriofager), sopp, planter, dyr og mennesker. De fleste virus er vertsspesifikke, og bare et fåtall av disse fremkaller sykdom hos mennesker. Virus kan også skape problemer for landbruk og industri, og da spesielt bryggerier og meierier. Ethvert menneskelig sekret og ekskret kan inneholde virus, og være kilde til infisering av vann. En regner likevel med at det bare er virus med fekal-oral smittevei (fra avføring til munn) som har praktisk betydning når det gjelder vannbåren smitteoverføring for mennesker.

Virus med fekal-oral smittevei passerer magesekken for så å infisere tarmslimhinnen. Enkelte virus, spesielt virus tilhørende enterovirus-gruppen, kan passere tarmslimhinnen og deretter via blodbanen nå fram til andre organer. Eksempler på dette er infeksjon i sentralnervesystemet, hud, muskler og lever (hepatitt A virus). Virus som forårsaker mage-/tarmsykdom, gastroenteritisvirus, sprer seg derimot sjelden til andre organer. Sykdomssymptomene oppstår som følge av skaden på tarmslimhinnen.

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. Alvorlighetsgraden til de kliniske symptomene er avhengig av en rekke faktorer, bl.a. individets alder, kondisjon, immunstatus etc. I mange tilfeller vil infeksjonen forløpe uten registrerbare, eller med helt uspesifikke, symptomer. Slike individer har stor betydning for smittespredning ettersom det nødvendigvis ikke er sammenheng mellom kliniske symptomer og mengden av virus som utskilles (det vil si de er friske smittespredere).

De fleste virus har nær samme sensitivitet som bakterier mot desinfeksjonsmidler; det vil si at de vanlige desinfeksjonsprosesser ved vannverk er i stand til å gi en 3-lgs reduksjon (99,9 %) i konsentrasjonen av virus. Adenovirus er imidlertid et unntak. Noen varianter av dette viruset er meget motstandsdyktig mot UV-desinfeksjon. Doser på over 100 mWs/cm² må til for å oppnå en 3 lgs reduksjon, mot 30-40 mWs/cm² for henholdsvis bakterier og parasitter. Nanofiltrering må til i membranfiltreringsprosesser for å fjerne virus.

B.5.2 Beskrivelse av de enkelte virus

B.5.2.1 Adenovirus

Det er hittil påvist 41 forskjellige typer humane adenovirus som igjen er inndelt i forskjellige grupper (A til G). Det er særlig gruppe F og G som er satt i forbindelse med mage-/tarmsykdom, mens adenovirus tilhørende andre grupper vanligvis gir kliniske symptomer fra andre organer, bl.a. fra øynene og luftveiene. Ofte kan adenovirus påvises i avføringsprøver uten at det er korrelert til klinisk sykdom. Alvorlig mage-/tarmsykdom opptrer særlig hos de aller minste barna, mens eldre barn og voksne vanligvis viser milde symptomer av kort varighet.

B.5.2.2 Enterovirus

Til denne gruppen hører poliovirus, coxsackie A- og B-virus og echovirus. Nylig er også hepatitt A-virus klassifisert som et enterovirus. Den vanligste smittevei med disse virus er ganske sikkert via direkte kontakt med infisert materiale, for eksempel avføring. Hepatitt A-virus står her i en særstilling. Ved utbrudd av epidemisk gulsott mistenkes ofte en felles smitekilde, og det foreligger en rekke dokumentasjoner på at drikkevann, kontaminert med kommunalt avløpsvann, er den sannsynlige smitekilden (1). Selv om virus innen enterovirus-gruppen skilles ut med avføring, forårsaker slik infeksjon sjelden symptomer fra mage/tarm.

B.5.2.3 Hantavirus

Hantavirus (Nephropatia epidemica virus) har sin naturlige vert hos smågnagere, spesielt hos klatremus og rødmus. Ved smitte til mennesker er nyrebetennelse (nefritt) den vanligste kliniske manifestasjon. Folk med nær kontakt med smågnagere (skogsarbeidere, friluftsfolk) er spesielt utsatt for smitte. Smitteveien er ikke klarlagt, men en antar at smitten kan overføres

ved kontakt med virusholdige museekskreter/-sekreter. En kan ikke utelukke at virus kan overføres med drikkevann. Vannkilder, spesielt brønner, bør derfor sikres mot at smånagere kan trenge ned i kilden.

B.5.2.4 Norovirus

Norovirus (calicivirus, Norwalk-liknende virus, små runde strukturerte virus (SRSV)) består av en gruppe nær beslektede virus med diameter fra 25-35 nm. (1 nm = 1:1 000 000 mm). Ved elektronmikroskopi ser en karakteristiske strukturer i det ytre skallet. Norovirus kan forårsake mage-/tarmsykdom både hos barn og voksne. En rekke studier de seneste årene har vist at dette virus sannsynligvis er den vanligste årsaken til infeksjons mage-/tarmsykdom, ofte i form av utbrudd (2, 3). I Norge er norovirus påvist som årsak til en rekke utbrudd på sykehusavdelinger og sykehjem hvor både ansatte og pasienter er blitt syke. I disse tilfellene har nok direkte overføring av virusholdig materiale mellom personer vært den vanligste smitteform. Vi har også flere ganger påvist norovirus i avføringsprøver fra syke personer ved utbrudd på hoteller og leirskoler. Typisk for slike utbrudd er nærmest eksplosjonsartet start med mange syke; opptil halvparten av gjestene kan være syke på én gang. Karakteristiske symptomer er kvalme, magesmerter, oppkast og diaré, som vanligvis bare varer fra 1-2 døgn. På grunn av metodologiske problemer (se kapittel B.5.3) er det ofte vanskelig å bevise at drikkevann er smitekilden, men en rekke parametre taler for at smitte via infisert drikkevann ofte er den mest nærliggende forklaringen.

B.5.2.5 Rotavirus

Dette virus synes alltid å være til stede blant befolkningen. De fleste barn gjennomgår infeksjon med dette virus en eller flere ganger i barneårene. På tilsvarende måte som ved adenovirus regner en med at rotavirus særlig har betydning som årsak til mage-/tarmsykdom hos små barn. Rotavirusinfeksjoner er også vanlig hos dyr.

Både for rotavirus og adenovirus regner en med at direkte smitte med infisert materiale betyr mest for smitteoverføringen, mens smitte via drikkevann sannsynligvis har mindre betydning.

B.5.3 Analysemetoder for påvisning av virus

B.5.3.1 Cellekultur

Den tradisjonelle måten for påvisning av virus er dyrking i cellekulturer. Dersom cellene infiseres med virus vil cellene forandre morfologi for til slutt å gå til grunne (cytopatogen effekt). Dette lar seg registrere ved å mikroskopere cellene med vanlig lysmikroskop. Endelig virusidentifikasjon skjer med nøytralisasjonsreaksjon med spesifikke antisera. Undersøker man massivt infiserte prøver, som for eksempel kommunalt avløpsvann, er det lett å isolere virus, ofte uten å konsentrere prøven. Etter konsentrering er virus enkelte ganger også påvist i drikkevann og grunnvannsprøver. De virus man vanligvis isolerer fra vannprøver med denne metoden, er forskjellige typer enterovirus, da spesielt coxsackie B-virus og echovirus, mens coxsackie A-virus vanligvis ikke lar seg dyrke. I land hvor poliomyelitt fortsatt er utbredt blant befolkningen, kan poliovirus også isoleres. Forskjellige typer adenovirus lar seg også lett isolere fra massivt infiserte prøver. De typene av adenovirus som særlig er satt i forbindelse med mage-/tarmsykdom (Gruppe F og G) kjennetegnes imidlertid ved at de vanskelig lar seg dyrke. Rotavirus og hepatitt A-virus har man klart å dyrke på spesialbehandlede celler, og isolasjon av disse virus fra kommunalt avløpsvann er beskrevet

en rekke ganger. Rotavirus er også isolert fra sterkt forurensede drikkevannsprøver. Med hensyn til norovirus, så har man ikke lyktes å dyrke dette virus i cellekulturer.

B.5.3.2 Elektronmikroskopi

Elektronmikroskopiske studier av avføringsprøver fra personer med mage-/tarmsykdom har til nå dannet ryggraden i studier av gastroenteritis virus. Elektronmikroskopi er imidlertid en lite sensitiv teknikk; man regner med at det kreves 10^6 - 10^8 viruspartikler per milliliter for å kunne påvise virus. Teknikken er derfor lite egnet for studier av slike virus i drikkevann og kommunalt avløpsvann.

B.5.3.3 Polymerase kjedereaksjon (PCR)

PCR (Polymerase chain reaction) er en meget sensitiv teknikk for påvisning av virusspesifikke nukleinsyrer i prøvematerialet. Teoretisk kan man påvise helt ned til én viruspartikkel, men ofte inneholder prøvematerialet substanser som virker hemmende på reaksjonen (inhibitorer). Likevel regnes PCR-teknikk for å være adskillig mer sensitiv enn elektronmikroskopi. PCR-teknikk er spesielt godt egnet for undersøkelse av avføringsprøver med henblikk på norovirus. Det er en rekke publikasjoner vedrørende påvisning med PCR-teknikk av forskjellige virus med fekal-oral smitte fra både kommunalt avløpsvann og drikkevann. Imidlertid er disse teknikkene fortsatt på utviklingsstadiet for slikt materiale. I praksis er det derfor avføringsprøver fra akutt syke personer som er det mest aktuelle prøvematerialet for påvisning av virus (se kapittel B.4.5.2).

En ulempe både med elektronmikroskopi og PCR er at man ikke kan skille mellom infeksiose og inaktiverte/defekte viruspartikler.

B.5.3.4 Andre metoder

Ved agglutinasjonstester og ”enzyme linked immunosorbent assay” (ELISA) benytter man seg av kjemisk reaksjon mellom et kjent antiserum og mulig virus i prøvematerialet. Det er utviklet en rekke slike tester for påvisning av rota- og adenovirus i avføringsprøver.

B.5.4 Referanser

1. Lingløf, T., Lindström, U.-B., Johnsson, T., Magnus, L., Norbing, F & Roos, K., 1981: En epidemi av vattenburen hepatitt A. *Läkartidningen* **78**:3032—3034.
2. Kukkula M, Maunula L, Silvennoinen E, von Bonsdorff C.H., 1999: Outbreak of viral gastroenteritis due to drinking water contaminated by Norwalk-like viruses. *J Infect. Dis.* **180**: 1771-1776.
3. Atmar RL, Estes M.K., 2001: Diagnosis of noncultivable gastroenteritis viruses, the human caliciviruses. *Clin Microbiol. Rev.* **14**: 15-37.
4. Kjeldsberg E, Ånestad G, Greenberg H, Ørstavik I, Pedersen R, Slettebø E., 1989: Norwalk virus in Norway: an outbreak of gastroenteritis studied by elektronmicroscopy and radioimmunoassay. *Scand. J. Infect. Dis.* **21**: 521-26.

B.6 Humanpatogene bakterier og sopp

Noen faguttrykk:

Humanpatogen:	Smittestoff for mennesker
Opportunistisk patogene bakterier:	Bakterier som vanligvis har naturen som naturlig tilholdssted, men som kan angripe mennesker dersom anledningen byr seg
Gastroenteritt:	Sykdom med diaré med og uten oppkast
Serotype:	Bakterietype som er påvist/stadfestet ved en såkalt serologisk analysemetode. Forskjellige serotyper av en bakterieart kan ha noe forskjellig struktur på celleveggen, og dette kan være avgjørende for deres evne til å forårsake sykdom
Virulens:	Evne til å infisere og fremkalle sykdom

En utførlig beskrivelse av smitteoverføring og sykdommer, diagnostikk og smittevern finnes i ”Smittevernhåndbok for kommunehelsetjenesten 2002-2003”, som er Hefte 5 i serien ”Smittevern” fra Folkehelseinstituttet (3). Denne vil bli oppdatert jevnlig. Den finnes også på Folkehelseinstituttets hjemmeside (4). Også boka ”Smittsomme sykdommer fra mat” (5) inneholder flere opplysninger om slike smittestoffer. Det refereres stort sett ikke flere ganger til disse rapportene i det etterfølgende. Bilder av organismer som er omtalt i dette kapitlet kan ses på internett (45).

I det etterfølgende legges det størst vekt på bakterier som smitter ved direkte konsum av vann, eller som kan fremkalle sykdom etter formering i mat som er blitt infisert via vann. Årsaken til smittestoffenes forekomst i vann blir omtalt. Deres overlevelsessevne i vann blir vurdert i forhold til tilsvarende for indikatorbakterien *E. coli*. Bakterienes resistens mot desinfeksjonsmidler som benyttes i vannbehandling vil bli omtalt hvis dette er tilstrekkelig belyst i publisert litteratur.

B.6.1 Humanpatogene bakterier

B.6.1.1 *Aeromonas*

Denne bakterieslekten tilhører samme familie som den bakterieslekten som inneholder kolerabakterien, *Vibrio cholerae*. Familien bærer det latinske navnet *Vibrionaceae*. *Aeromonas* har sitt naturlige reservoar i jord og vann. Den finnes i både ferskvann og brakkvann. Flere *Aeromonas*-arter vokser godt ved kjøleskapstemperatur og i fravær av oksygen, slik at det er vanskelig å ha kontroll med dem i næringsmidler. Vann med innhold av disse bakteriene kan forurense matvarer, der bakteriene kan formere seg, men drikkevann kan også være direkte årsak til tarminfeksjoner.

Bakteriene har vært kjent allerede fra 1891, men ble erkjent som humanpatogen først på 1960-tallet. Alt fra frosk, slanger, fisk og pattedyr kan angripes av *Aeromonas*-arter.

Sykdommen inkluderer magesmerter og diaré, ofte med mild feber, hodepine og av og til oppkast, og normalt med varighet 1-3 døgn. Antibiotikabehandling er som regel ikke nødvendig. Hos mennesker opptrer infeksjonene først og fremst i sommermånedene. Den kan

også forårsake sårinfeksjoner, og en sjelden gang urinveisinfeksjon. Infeksjon kan føre til at folk blir symptomløse bærere av bakterien. For England og USA er det angitt en bærerrate på 2 %, mens man i Sørøst-Asia har funnet opp mot 25 %.

Den infeksjose dosen er usikker, men ligger trolig mellom 10^6 og 10^8 bakterier. Inkubasjonstiden er 6-48 timer.

I mange av de påviste matbårne infeksjoner er maten blitt tilført bakterien via vann. Det er først og fremst sjømat, fjærfe, rått kjøtt og kjøttprodukter som er kontaminert med denne bakterieslekten; mat der bakteriene kan formere seg etter at de en blitt tilført, for eksempel via vann. Hvis melk blir infisert, kan *Aeromonas* formere seg til infektiv dose ved kjøleskapstemperatur uten at dette merkes på lukt og smak.

Nyere undersøkelser i Russland (6), Italia (7) og Norge (8) har vist at virulente stammer er vanlig forekommende i alle slags vassdrag, og i drikkevannsreservoar. I Italia ble virulente *Aeromonas* funnet både i vann langs kysten og i pasienter med diaré. Disse forskerne mener at bakteriene må få økt oppmerksomhet som sykdomsspredere når det gjelder drikkevannsforsyning og næringsmiddelindustri.

Siden bakterien forårsaker en tarmsykdom, utskilles denne med avføringen til syke mennesker, men fordi bakterien også er naturlig forekommende i vann, kan man ikke snakke om overlevelse i forhold til *E. coli*.

Lite er kjent om dens resistens overfor desinfeksjonsmidler benyttet for drikkevann, men i Australia ble det en gang påvist et innhold av *Aeromonas* i klorert vann på mer enn 100 per 100 ml.

I 1989 ble mange speidere i en leir i Sverige syke på grunn av denne bakterien i drikkevannet.

*Aeromonas*bakterier påvises ved dyrkning fra avføring og/eller kvantitativ undersøkelse av mistenkt næringsmiddel. Analysemetoder til bruk med vann finnes også, men er ikke standardisert.

B.6.1.2 *Archobacter*

Disse bakteriene er relativt nylig blitt påvist og utskilt som egen bakterieslekt. De er nær beslektet med *Helicobacter pylori* som relativt nylig er blitt kjent som en av årsakene til magesår og sår i tolvfingertarmen, og med *Campylobacter jejuni*, som forårsaker gastroenteritt hos mennesker. I likhet med *H. pylori* er det ikke kjent om bakteriene har sitt naturlige tilholdssted ute i naturen eller som sykdomsbakterie i mennesker og dyr, men den beskrives i dette kapitlet fordi sykdommen den medfører er enteritt.

Bakteriene i *Archobacter*-slekten er isolert etter aborter og tynntarmbetennelser hos dyr (i dyras avføring) og etter tynntarmbetennelser hos mennesker. De er også isolert fra lever i kveg, svinemage, svinekjøtt, fjærkreskrog (kylling og kalkun) (9). I svinemage ble det funnet både *H. pylorum* og arten *Archobacter butzleri*, med sistnevnte i hyppigst forekomst (10). *A. butzleri* er i Italia funnet hos barn som led av tilbakevendende magekrampe, og er ellers isolert fra mennesker med gastroenteritt. Forekomsten av slik gastroenteritt er høyest i enkelte utviklingsland. I Italia, Tyskland og Bangkok er denne arten isolert fra vann som ikke er desinfisert, men, som før nevnt, vites det ikke om bakterien er tilført med avføring eller om dens naturlige tilholdssted er i vann.

Dens sykdomsfremkallende evne er usikker, men hyppige koplinger til aborter og tarmbetennelse tyder på at sykdommen er toksin-relatert.

Smittestoffet kan overføres med matvarer og vann, men det er usikkert om det kan smitte fra menneske til menneske.

Dens tilstedeværelse i vann i forhold til de normale fekalindikatorer er ikke kjent. Det samme gjelder dens følsomhet for desinfeksjonsmidler.

B.6.1.3 *Campylobacter*

Denne bakterieslekten inneholder både arter som er sykdomsfremkallende for mennesker og dyr, og arter som ikke er tillagt medisinsk betydning. Åtte ulike arter av bakterien er beskrevet, mest vanlig er *Campylobacter jejuni* som forårsaker langt de fleste sykdomstilfellene i Norge. De resterende tilfellene forårsakes i all hovedsak av *Campylobacter coli*.

Ikke bare syke mennesker og smittebærere skiller ut denne bakterien i sin avføring. Bakteriene finnes også i tarmkanalen til en lang rekke varmblodige dyrearter, fugler inkludert. Ville fugler utgjør et stort naturlig reservoar for disse artene av *Campylobacter*. Fuglene er nesten uten unntak friske bærere av bakteriene, de blir ikke selv syke. Blant pattedyr er de nevnte arter av *Campylobacter* påvist bl.a. i storfe, gris, sau, fjørfe, katt og hund (11). I Norge er bakteriene i tillegg til hos fjørfe påvist i høy frekvens i måker og kråker, og sporadisk i en rekke andre ville fugler (12). *Campylobacter* som ble isolert fra dyr og fugler, viste seg å tilhøre samme serotyper som tilsvarende bakterier isolert fra syke mennesker. Høyeste grad av likhet ble funnet med serotyper av *Campylobacter* i fjørfe, dernest med dem i ville fugler, gris og fluer (13). I Norge kan derfor ville fugler være et viktig smittereservoar, i tillegg til fjørfe og gris.

Campylobacter kan tilføres naturlige vannforekomster med kommunalt avløpsvann, med (renset og urenset) avløpsvann fra slakterier, og ved tilhold av kråker nær, eller måker på, innsjøer. Spredning av fersk husdyrgjødsel nær overflatekilder eller over utilstrekkelig beskyttede grunnvannskilder utgjør også en smitterisiko. Under slakting av dyr som kan være infisert, er det viktig ikke å infisere skrottene med dyras avføring. Fra slakteskrottene kan bakteriene overføres direkte uten å gå veien om vann.

Risikofaktorer for smitte med *Campylobacter* i Norge er konsum av ikke-desinfisert drikkevann, dårlig hygiene under grillmåltider, konsum av fjørfeprodukter kjøpt rått, og uhygienisk kontakt med husdyr, inkludert kjæledyr.

Sykdomsbildet hos mennesker er som regel en selvbegrensende diaré, med moderat feber og influensaliknende symptomer. Diaréen er ofte blod- og slimtilblandet, og man får magesmerter. Ca. 20 % vil ha symptomer ut over en uke.

Den infeksjose dosen er liten, det vil si at det skal få bakterier til for å forårsake sykdom. Langvarig bæring er sjelden. Personer er vanligvis smitteførende 2-5 dager. Inkubasjonstiden er 1-10 døgn, vanligvis et par døgn.

Infeksjon som skyldes *Campylobacter*, synes å forekomme hyppigere om sommeren enn om vinteren. Det er rapportert utbrudd med vann som smittekilde både i Norge og Sverige. Mange nordmenn blir smittet under opphold i utlandet.

Laboratorieforsøk har vist at *C. jejuni* overlever i kortere tid i overflatevann enn indikatorbakterien *E. coli*, og at den er mindre resistent enn *E. coli* mot desinfeksjonsmidlene klor og ultraviolett lys (UV-desinfeksjon) (14). Man antar derfor at fravær av *E. coli* også som oftest betyr fravær av *Campylobacter*.

Analyse for *Campylobacter* utføres ved mange mikrobiologiske laboratorier som utfører vannanalyser, blant andre av dem som Mattilsynet benytter.

B.6.1.4 *Escherichia coli*, sykdomsfremkallende varianter

Bakterien *Escherichia coli*, som tilhører familien *Enterobacteriaceae*, er en naturlig del av tarmfloraen hos mennesker og varmblodige dyr. De bakterietypene som passer inn under definisjonen av *E. coli* er imidlertid ikke helt like på alle måter. Noen av dem har evnen til å fremkalle sykdom, spesielt hos personer som ikke har opparbeidet immunitet mot dem. Sykdommen, som kalles "E.coli-enteritt", er vanligvis en næringsmiddelbåren infeksjonssykdom. Mennesker som er blitt syke på grunn av at de er smittet med slike sykdomsfremkallende varianter, har også normale *E. coli* i tarmen, slik at avføringen til syke personer vil inneholde begge varianter. Seks typer av tarm(entero)-patogene *E. coli* er beskrevet, hvorav fire er de vanligste og best definerte: Entero-patogene (EPEC), -toksinproduserende (ETEC), -invasive (EIEC) og enterohemoragiske (EHEC) *E. coli*.

Bakteriesmitten overføres fra avføring fra syke personer via mat eller vann.

EPEC er den eldste erkjente diaréfremkallende *E.coli*, og ble første gang påvist på 1940-tallet som årsak til spedbarnsenteritt i institusjoner. Den rammer hoversakelig små barn. Inkubasjonstiden er ukjent. Smittemåten er antakelig forurensede næringsmidler.

ETEC er en vanlig årsak til turistdiaré hos personer fra industrialiserte land med god hygiene, som reiser til utviklingsland, eller til land i varmere strøk med dårligere hygiene. Mexico er spesielt kjent for dette, idet 30-50 % av de tilreisende pleier å bli syke. Denne turistsykdommen, som medfører diaré og oppkast, er som oftest kortvarig. Inkubasjonstiden er 24-72 timer. Det er påvist at dette smittestoffet også kan overføres direkte via vann. Det er en viktig årsak til diaré hos barn i utviklingsland. Fastboende ved våre breddegrader kan imidlertid også bli syke. To av de best dokumenterte tilfeller av smitte med slike *E. coli* via drikkevann kommer fra Sverige, der 422 innbyggere i Uppsala ble syke høsten 1965, og samme høst var det også et mindre utbrudd av slik diaré sykdom i Gimo, 50 km nord for Uppsala. I begge disse tilfellene ble det påvist høyt antall koliforme bakterier i stedets drikkevann, slik at fekal forurensning ble bekreftet.

EHEC forekommer antakelig hovedsakelig i industrialiserte land, og reservoar for bakterien er storfe. Den mest vanlige serotype av denne har fått betegnelsen *E. coli* O157:H7, og den ble påvist første gang i 1982. I Norge ble den første gang påvist i 1992, som importert smitte, og som innenlands smitte i 1996. Inkubasjonstiden er 12-72 timer. Bakterien overføres vanligvis gjennom storfekjøtt og fra person til person gjennom forurensede hender, men upasteurisert melk har også vært smittevei. Bakterien kan gi alvorlig sykdom, spesielt hos barn og eldre. Flere utbrudd er beskrevet fra USA, med utgangspunkt i hamburgerrestauranter (derfor blir den ofte kalt "hamburgerbakterien"). Større utbrudd forekom i Japan og Skottland i 1996, og i Sverige i 1995-96 med ca. 120 tilfeller.

I Walkerton i Canada var det i mai 2000 et drikkevannsbårent utbrudd som skyldtes avrenning under et regnskyll, fra jordbruksarealer gjødslet med husdyrgjødsel. Vannverket som tok

råvann fra denne kilden, hadde da ikke optimal klordesinfeksjon av drikkevannet. Av totalt 2 300 alvorlig syke var det syv personer som døde.

EIEC er vanlig forekommende hovedsakelig i utviklingsland, men kan også opptre i industrialiserte land. Inkubasjonstid 10-12 timer. Smitten overføres antakelig hovedsaklig via forurensede næringsmidler.

Fordi *E. coli* er så utbredt i tarmfloraen hos mennesker og varmblodige dyr, og fordi bakterien ikke har noe naturlig voksested ute i naturen, benyttes den som indikator på forurensning med avføring; den er en fekal indikatorbakterie, som beskrevet i kapittel B.4.2.2 *E. coli* er den mest benyttede fekalindikator i alle typer vann. Dens evne til å overleve etter utslipp til vann, og dens resistens mot desinfeksjonsmidler som benyttes i desinfeksjonsprosesser for drikkevann, blir benyttet som sammenlikningsgrunnlag for overlevelse og resistens hos andre tarmmikrober. De sykdomsfremkallende *E. coli* skiller seg ikke fra de "normale" *E. coli* i dette henseende.

I analysemetoder for vann bestemmes *E. coli*, sammen med liknende bakterier, i analyseparameteren "Koliforme bakterier", eller mer spesifikt som "Termotolerante koliforme bakterier", "Presumptive *E. coli*" eller "*E. coli*", avhengig av hvilket navn som er gitt de standardiserte analysemetodene for disse bakteriene. Disse analysene utføres ved alle mikrobiologiske laboratorier som analyserer vannprøver. Drikkevannsforskriften har angitt hvilken metode som skal benyttes for drikkevann.

De sykdomsfremkallende variantene påvises ved isolering og dyrkning av bakterier fra avføring, med etterfølgende serotyping. Prøve bør tas tidlig i sykdomsforløpet. For EHEC kan det analyseres for toksin i avføringen. Dette er spesialanalyser som utføres ved medisinske laboratorier.

B.6.1.5 *Francisella tularensis*

Dette er en meget liten, aerob stavbakterie som ikke lar seg dyrke på vanlige, enkle næringsmedier. Den er i stand til å angripe mennesker og varmblodige dyr, og har ført til store utbrudd hos harer og smågnagere. Det finnes varianter også av denne bakterien. En variant som finnes i Nord-Amerika gir en alvorligere sykdom enn den varianten som er vanlig i Europa og Asia, men som også finnes i Nord-Amerika.

Bakterien forårsaker en sykdom som kalles tularemi, også kalt harepest eller lemensjuke. Sykdommen har høy dødelighet hos smågnagere og bever. Tularemi smitter gjennom kontakt med syke eller døde dyr, ved inhalasjon av kontaminert støv og via infisert drikkevann. Mygg og flått kan også overføre smitte fra dyr til mennesker, og smitte etter flåttbitt er godt dokumentert i Norge (20). Hvilke organer som angripes, er avhengig av smittevei (angitt i parentes); lymfeknuter (insekt/flåttbitt/kontakt), munn/hals (vann/ mat), luftveier (inhalasjon), øye (kontakt) og tarm (inhalasjon, vann/mat). Den europeiske varianten av denne bakterien (type B) er forholdsvis "snill" med en ubehandlet dødelighet på 1 %. Den amerikanske varianten (type A) er mye mer virulent, med mye høyere ubehandlet dødelighet. Smittedosen er lav. Inkubasjonstiden er 2-10 døgn, vanligvis 3 døgn.

Viktige smittekilder er syke ville dyr av gnagerfamilien. Bakteriene kan overføres fra individ til individ av blodsugende arthropoder (lopper, lus, flått, mygg). De kan også overføres ved direkte kontakt med syke og døde dyr. Bakteriene er nemlig i stand til å trenge inn gjennom små rifter og sår i hud og slimhinner. Bakteriene kan også overføres via vann som er

forurensset av syke dyr som delvis lever i vann, for eksempel bever og vannrotte, og av syke smågnagere som kan drukne og bli liggende i vannet. Mennesker kan da bli smittet både ved hudkontakt med vann, ved vann som drikkes eller inngår i kald mat, og via aerosoler som inhaleres. Direkte håndtering av syke dyr og kontakt med forurensset vann er de viktigste veier for overføring av bakteriene til mennesker. Smitte kan også overføres ved inhalasjon av støv infisert med ekskrementer fra syke dyr.

Sykdommen ble første gang beskrevet i 1911. Mistanke om vannbåren smitte har man hatt siden 1935, og dette ble påvist i USA i 1936. Bakterien ble påvist hos mennesker i 1914. Et utbrudd som man antar var tularemi, ble beskrevet i Norge i 1890 og var forårsaket av syke lemen. Dette var den sannsynlige årsaken til at Den norske turistforeningen kort etter advarte mot å drikke vann i fjellet i lemenår. Vannbåren smitte var sannsynlig årsak til et sykdomsutbrudd i Nord-Norge i 1973. Noen jegere som hadde drukket vann fra en fjellbekk, fikk sykdommen. Dette året var et såkalt "lemenår", med store flokker av lemen i fjellet. Det har vært flere store utbrudd i Sverige, siste utbrudd var i 2000 med 418 registrerte tilfeller. Samme år var det i Finland et tularemiutbrudd med 890 registrerte tilfeller.

F. tularensis tåler godt uttørring og kulde, men er relativt sensitiv for varme, og den overlever ikke lenge ved temperaturer over 50 °C. Ved mistanke om smittestoffer i vannet vil "kraftig" koking av vannet kunne uskadeliggjøre bakterien. Med kraftig koking menes at alt vannet i kokekaret er nådd opp i kokepunktstemperatur, over 95 °C, slik at vannet "bobler". Da blir bakteriene drept av den høye temperaturen. Bakteriens resistens overfor desinfeksjonsmidler er ikke kjent.

Fordi *F. tularensis* ikke er en tarmbakterie, vil fekalindikatorer ikke være egnet til å bedømme om slike bakterier kan være til stede i vann.

Egnet kontrollanalyse for påvisning av *F. tularensis* i vann er ikke utarbeidet. Påvisning av bakterien ved dyrkning lykkes sjelden, og kan dessuten medføre risiko for smitteoverføring til laboratoriepersonell. Påvisning av sykdommen foregår ved påvisning av antistoffer hos pasienten. Antistoff utvikles vanligvis først 3-4 uker etter smitte, men kan påvises flere år senere. Sykdommen er sannsynligvis underdiagnostisert i Norge, men store lokale forskjeller er vanlig, og forekomsten av sykdommen varierer betydelig fra år til år. Serologisk diagnostikk og PCR utføres ved St. Olavs hospital i Trondheim.

B.6.1.6 *Helicobacter pylori*

Dette er en bakterie som er nyoppdaget som årsak til utvikling av magesår. Bakterien ble beskrevet første gang i 1874 og "gjenoppdaget" i 1983. Bakterien ble tidligere kalt *Campylobacter pylori*. Navnet *Helicobacter* betegner at den er spiralformet.

Mye er fremdeles ukjent med hensyn til smitteveier og reservoar for bakterien. Man vet ikke om dens naturlige miljø er i mage/tarm eller ute i naturlige vannmasser. I dag er infeksjon med bakterien anerkjent som en årsak til kronisk magekatarr og medvirkende faktor i utvikling av sår i magesekken og i tolvfingertarmen. Bakterien finnes hos 90-100 % av pasienter med slike sår som ikke er medikamentutløste. Smitte gir uten behandling livslang infeksjon. Infeksjonen påvirker bare overflaten av mageslimhinnen, den sprer seg ikke til resten av kroppen. Sammenheng med utvikling av magekreft er mer usikkert, men infeksjon med *Helicobacter pylori* er sannsynligvis en betydelig risikofaktor. En stor del av befolkningen er bærere av bakterien uten å ha symptomer.

Akutt infeksjon er sannsynligvis ofte uten symptomer, muligens med fordøynings- og diaréplager. De typiske symptomene utvikles sannsynligvis etter flere år, som kronisk magekatarr eller magesår.

Smittemåten er egentlig ukjent, men det antas at bakterien kan overføres ved fekal-oral eller oral-oral kontakt. Det antas at bakterien skilles ut med avføringen, spesielt hvis den har forårsaket diaré.

Inkubasjonstiden er antakelig 3-7 dager, men er lite relevant da akutt infeksjon som oftest ikke medfører symptomer, slik at man ikke vet at man er smittet.

Etter påvist sykdom og behandling, er god hygiene viktig i nærmiljøet for å forhindre reinfeksjon. Det finnes ingen vaksine.

Påvisning og behandling er beskrevet i publikasjonen ”Smittevern 5” (3, 4).

En undersøkelse over mulig forekomst av *Helicobacter pylori* i overflatevann og grunne grunnvannsforekomster, som er utført i USA, viste at bakterien var til stede i en majoritet av de vannprøvene som ble testet (16). Dette tyder på at smittestoffet kan være vannbårent. Vannprøvene ble imidlertid tatt fra områder der fekal forurensning ikke var utelukket, og fekalindikatoren koliforme bakterier ble påvist i 85 % av prøvene (32 av 38) som inneholdt *H. pylori*. Et mindre antall prøver inneholdt *E. coli*, som er indikator for fersk fekal forurensning. Dette viser at *H. pylori*, selv om den kommer fra fekal forurensning, holder seg aktiv i ferskvann minst like lenge som de koliforme bakteriene.

Skotske forskere har funnet at *H. pylori* kan være etablert i biofilm i ledningsnett for drikkevann, slik at biofilm også kan være et mulig reservoar for denne bakterien (17).

Effekten av oksiderende desinfeksjonsmidler er sammenliknet for *E. coli* og *H. pylori* (18). Det viste seg at *H. pylori* tålte høyere doser enn *E. coli* av ozon og klor, men ikke av monokloramin. Den er mer motstandsdyktig enn *E. coli* mot UV-bestråling, men kravet om 3 lg-reduksjoner blir oppfylt allerede ved en dose på ca. 10 mWs/cm² (19). Dermed vil den bli tilstrekkelig redusert ved riktig utført UV-desinfeksjon.

B.6.1.7 Salmonella-bakterier

Salmonella er en bakterieslekt innen familien *Enterobacteriaceae*, der også *E. coli* hører hjemme. Mer enn 2 000 forskjellige serovarianter av *Salmonella* er beskrevet, mest vanlig serovariant meldt i Norge er *Salmonella* Enteritidis og *Salmonella* Typhimurium. Til sammen utgjør disse to, som i de fleste andre land, ca. 70 % av samtlige ikke-tyfoide *Salmonella*-isolater. Sykdommen de fremkaller kalles *salmonellose*. De alvorligste sykdommer for mennesker forårsakes av et meget begrenset antall andre serovarianter, nemlig *Salmonella* Typhi og *Salmonella* Paratyphi A, B og C. Sykdommene er tyfoidfeber og paratyfoidfeber. De to sistnevnte forekommer nå sjelden i Norge. Salmonellabakterier skilles ut med avføringen til smittede individer, og kan overføres fra alt som er forurensset med avføring, inkludert drikkevann. Fullstendig beskrivelse finnes i publikasjonen ”Smittevern 5” (3, 4).

Tyfoidfeber og **paratyfoidfeber** kan gi like sykdomsbilder, men tyfoidfeber er mer alvorlig, og har ubehandlet høy dødelighet. Eldre betegnelse på tyfoidfeber er *tyfus* og på paratyfoidfeber *paratyfus*. Betegnelsen tyfus brukes i dag bare om sykdommen flekktyfus, en helt annen sykdom som skyldes en helt annen bakterie.

Tyfoidfieber innebærer høy feber, døsighet, hodepine, fjernhet og en sjelden gang hallunisasjoner. I tillegg kan det være symptomer som utslett, kvalme, forstoppelse eller diaré, langsom hjerterytme og forstørret lever og milt. Komplikasjoner kan være blødninger og hull i tarmen. Bakteriene kan føre til sepsis ("blodforgiftning"). Milde infeksjoner, også helt uten symptomer kan forekomme, særlig hos barn. Reservoar for *Salmonella* Typhi er kun mennesker.

Inkubasjonstiden er varierende, avhengig av bl.a. smittedosen, vanligvis 1-2 uker.

Smittedosen er svært liten, og sekundærtilfeller er forholdsvis vanlig, spesielt når barn er smittet. Bakterien er vanligvis til stede i avføringen en uke etter symptomfrihet. *S. Typhi* kan av og til gi langvarig, eventuelt livsvarig bærertilstand. Kronisk bærertilstand, dvs. lenger enn ett år, utvikles hos 2-5 % av de smittede. Gjennomgått tyfoidfieber gir vanligvis livslang immunitet.

Første beskrivelse av en tyfoidepidemi i Norge var på 1700-tallet. Utbrudd av tyfoid- og paratyfoidfieber var ikke uvanlig i Norge på 1800-tallet, og sykdommen ble da kalt *forråtnelsesfeber* eller *landfarsott*. Fra slutten av 1800-tallet ble tyfoid- og paratyfoidfieber kalt *nervefeber* fordi sykdommen bl.a. kunne gi fantasering og mental sløvhets. I Norge var spesielt melkeepidemier utbredt. Flere vannbårne utbrudd er også beskrevet i Norge, de siste på 1940-tallet. Det var oppbluss av sykdommen i Norge under annen verdenskrig. I dag forekommer tyfoidfieber i Norge hovedsakelig som importtilfeller, spesielt hos yngre innvandrere fra Asia som har vært på besøk i tidligere hjemland, ofte fra Punjabdalen i Pakistan og India. Tyfoidfieber kan også opptre som innenlandssmitte, da vanligvis etter smitteoverføring innen en familie.

Paratyfoidfieber skyldes infeksjon med *Salmonella* Paratyphi. Tre serovarianter er identifisert; A, B og C. Reservoar for *S. Paratyphi* er både mennesker og dyr.

Paratyfoidfieber gir ofte et mildere sykdomsbilde med lavere dødelighet enn tyfoidfieber. Sykdommen innebærer ofte at bakteriene kommer inn i blodet, med høy feber og andre symptomer som tretthet, hodepine, og utslett. Andre symptomer er kvalme, forstoppelse eller diaré, langsom hjerterytme og forstørret lever og milt. Milde infeksjoner, også helt uten symptomer, kan forekomme.

Smittedosen er svært lav. Sekundærtilfeller er ikke uvanlig, spesielt når barn er smittet. Infeksjon gir vanligvis bare en kortvarig bærertilstand over noen uker. Hos noen få vil bærertilstanden kunne vare utover 3 måneder, men det er ytterst sjelden at den varer utover 1 år.

Inkubasjonstiden er svært varierende, vanligvis 1-2 uker.

I dag forekommer paratyfoidfieber i Norge hovedsakelig blant yngre innvandrere fra Asia som har vært på besøk i tidligere hjemland, og som importtilfeller hos turister. Et større utbrudd blant turister i Alanya i Tyrkia i 1999 inkluderte 62 tilfeller hos norske turister. Paratyfoidfieber kan også opptre som innenlandssmitte, da vanligvis etter smitteoverføring innen familier.

Salmonellose kalles sykdommer som er forårsaket av smitte med andre serovarianter av salmonellabakterier. Bakteriene kan utløse sykdom både hos mennesker og dyr; de har et vidt vertsspektrum. Som foran nevnt er de vanligst forekommende i Norge *Salmonella* Enteritidis og *Salmonella* Typhimurium.

Salmonellose er en tarmsykdom som gir opphav til en diaré som kan være slimete og pussholdig, men ikke vanntynn og meget sjelden blodig. Den følges ofte av hodepine, kvalme, magesmerter og eventuelt feber. Sykdomsutviklingen er sterkt avhengig av vertens tilstand. Barn, gamle og personer med nedsatt immunforsvar er svært utsatt, og hos disse kan den nødvendige infeksjonsdosen være lav. Hos ellers friske personer er den nødvendige infeksjonsdosen vanligvis så høy at det forutsetter at bakteriene på forhånd har formert seg i et næringsmiddel som så fortæres (næringsmiddelinfeksjon). Ved den såkalte sjokoladeepidemien for en del år tilbake, var den beregnede smittedosen antakelig veldig lav, uten at det er gitt en god forklaring på hvorfor. Hos ellers friske personer er sykdommen ofte mild. Mer alvorlige utslag av sykdommen kan imidlertid også forekomme. Dehydrering kan forekomme, spesielt hos barn.

Inkubasjonstiden er 6-72 timer, vanligvis ca. 48 timer.

Salmonellose resulterer vanligvis bare i en kortvarig bærertilstand over noen uker. Hos noen få vil bærertilstanden kunne vare utover 3 måneder, men det er ytterst sjelden at den varer utover 1 år. Hos sped- og småbarn vil bærertilstanden oftere vare lenger enn hos voksne. Gjennomgått infeksjon gir ingen varig immunitet.

Fordi den infeksjose dosen vanligvis er høy, skjer smitte sjelden fra person til person, men slik smitte, også mellom menneske, hund, katt, fugler og krypdyr (kjæledyr) kan forekomme. Smitte overføres fra avføringen til mennesker og dyr via mange forskjellige veier. Ved slaktning av smitteførende dyr kan bakteriene forurense slakteskrottene og sammen med kjøttet bringes til kjøkken der mat tillages. Matvarer kan også infiseres via smitteførende personer eller forurenset vann. Bakteriene vokser i lettbederverlige matvarer som lagres uten tilstrekkelig kjøling. Salmonellabakterier vokser ikke ved kjøleskapstemperatur og dør ved varmebehandling, som for eksempel koking og pasteurisering. Bakteriene kan imidlertid overleve i lang tid i tørre matvarer som krydder og tørrmelk. De vanligste smitekildene er kjøttprodukter - særlig svin- og fjørefkjøtt - men også egg, eggprodukter, melk, skaldyr og krydder.

Husdyr som er smittet med *S. Enteritidis* er en viktig kilde til smitte via matvarer. Smitte med *S. Enteritidis* kan overføres med egg fra infiserte høner. Store deler av den industrialiserte del av verden, bl.a. Danmark, har vært omfattet av en nedsmittning av egg og fjørefprodukter med *S. Enteritidis*. I 2002 var den norske fjørefbestanden ennå ikke nedsmittet med denne bakterien.

En spesiell serovar av *S. Typhimurium* har de senere årene etablert seg i norsk fauna, spesielt i fugler og pinnsvin. Kontakt med avføring fra disse dyra, for eksempel på foringsplasser, kan føre til smitte med denne bakterien. Det var sannsynligvis nedsmittning av drikkevannskilde fra måker som førte til det drikkevannsbårne salmonellautbruddet på Herøya i januar/februar 1999, hvor 54 personer ble konstatert syke og 4 ble hospitalisert, hvorav 2 døde. Symptomene var oppkast, diaré, magesmerter, feber, blod i avføring og leddplager.

Salmonellabakterier blir svært sjelden påvist fra norske husdyr og fra norske fôrvarer. Salmonella påvises imidlertid relativt hyppig fra norske ville fugler (småfugl, måker). Måker som tar sin føde fra infisert mat, for eksempel på søppelfyllplasser, kan føre salmonellabakterier til drikkevannskilder eller åpne høydebasseng, når de etterpå legger seg på vann for å hvile.

Det kan også nevnes at både *Salmonella* og *E. coli* er blitt vist å kunne vokse i biologisk dannet slimbelegg i vannrør og kraner. En salmonellavariant (før kalt *S. bareilly*) som vokste på denne måten i vanntanker og kraner på en fødselsklinikk førte til utbrudd av salmonellose. I slike tilfeller må vannet ha kommet opp i temperatur over 10-12 °C, ellers ville verken *E. coli* eller salmonellabakterier ha kunnet formere seg i begroingen.

Salmonellabakterier tilhører samme familie som indikatorbakterien *E. coli*, og deres resistens mot ytre påvirkninger ligger på samme nivå eller litt over indikatorbakteriens resistens. *E. coli* anses som en rimelig god indikator for mulig tilstedeværelse av salmonellabakterier.

Stort sett har *E. coli* og salmonellabakterier samme grad av resistens overfor de fleste desinfeksjonsmidler, men salmonellabakterier har generelt sett litt større resistens mot UV-bestråling.

Enkelte store laboratorier kan undersøke vann med henblikk på tilstedeværelse av *Salmonella*. Norges veterinærhøgskole og Folkehelseinstituttet utfører også slike analyser. Det norske referanselaboratoriet for verifisering av salmonella-isolater ligger ved Folkehelseinstituttet.

B.6.1.8 Shigella-bakterier

Slekten *Shigella* tilhører også familien *Enterobacteriaceae*. Bakterien er meget nær beslektet med *E. coli*, men er opprinnelig skilt ut som egen slekt fordi den hadde evnen til å forårsake et bestemt sykdomsmønster (bakteriell dysenteri). Slekten inneholder fire arter, *S. dysenteriae*, *S. boydii*, *S. flexneri* og *S. sonnei*. De to førstnevnte forekommer oftest i utviklingsland, de to sistnevnte er de hyppigst forekommende i Norge. I utviklingsland forekommer flest sykdomstilfeller hos barn under 10 år, mens i de industrialiserte land forekommer sykdom vanligvis hos voksne, og med et mildere sykdomsbilde.

Sykdommen rammer hovedsakelig tykktarmen, og kalles shigellose eller bakteriell dysenteri. Typisk for sykdommen er en vandig, slimtilblandet, og blodig diaré, og feber, kvalme og magekrampe. Hvor alvorlig sykdommen blir for den enkelte, avhenger til en stor grad av individets alder og generelle helsetilstand, men også av hvilken art som forårsaker sykdommen. De to førstnevnte gir de alvorligste symptomene, mens de to sistnevnte gir et mildere sykdomsbilde.

Den infeksjose dosen er liten. Inkubasjonstiden er vanligvis 1-3 dager, opp til 7 dager.

Bakteriene skilles ut med avføringen under akutt sykdom og en tid etterpå, vanligvis ca. 4 uker. Av dyr er det bare aper som kan få sykdommen. I Norge vil derfor bare menneskers avføring være smittekilde, men en bør også være oppmerksom på at aper i dyrehager kan bli smittet. Bærertilstand forekommer sjelden.

Smitteveien er direkte eller indirekte fra avføring til munn, og vann er en av mange mulige smitteveier. Eksempler: Matvarer som er forurensset av smittebærende personer, eller av fluer. Grønnsaker som er vannet med forurensset vann, og deretter spises rå, for eksempel salater.

Bakterien har antakelig vært årsak til mange dysenteriepidemier som er beskrevet helt siden oldtiden, ofte i forbindelse med militære felttog. Utbrudd av dysenteri ble første gang beskrevet i Norge på 1600-tallet, og var forholdsvis utbredt på 1700- og 1800-tallet. Vannbårne utbrudd er beskrevet helt fram til 1940-tallet. Det største av dem rammet Kristiania (Oslo) høsten 1888, da ca. 30 000 personer ble syke i løpet av noen få dager, og

seks personer døde. Det viste seg at en nabofamilie til drikkevannsinntaket hadde diaré og vasket klærne sine i Maridalsvannet, som var drikkevannskilden til byen. Vannet ble distribuert uten desinfeksjon. Det siste store utbruddet forekom i 1945 i Elverum, der drikkevannet ble tatt fra Glomma. I dag opptrer sykdommen i Norge hovedsakelig som importtilfeller, enten etter opphold i utlandet, eller etter inntak av importerte, forurensede matvarer. Et slikt utbrudd forekom i 1994, og var forårsaket av importert salat som var forurenset med *S. sonnei*.

Shigella er som foran nevnt meget lik *E. coli*, og fravær av *E. coli* i vann regnes derfor også som indikasjon på fravær av *Shigella*. Likeledes regnes at *Shigella* og *E. coli* har sammenfallende resistens mot desinfeksjonsmidler.

Det er ikke utarbeidet internasjonale standardmetoder for å analysere for *Shigella* i vann."U.S. Standard Methods for the examination of water and wastewater" gir opplysning om metoder som kan benyttes. Bakterien påvises ved dyrkning fra avføring ved medisinske laboratorier, men avføringsprøven bør nå fram til laboratoriet innen ett døgn. Det er imidlertid utarbeidet standardiserte diagnoseprosedyrer, som bl.a. utføres ved Folkehelseinstituttet.

B.6.1.9 *Vibrio cholerae*

Til familien *Vibrionaceae* hører foruten slekten *Aeromonas*, som er naturlig innvåner i ferskvann og beskrevet i det foregående, bl.a. også slekten *Vibrio*, som har gitt familien navn. Sykdommen som en av disse vibriobakteriene forårsaker var kjent lenge før menneskene hadde oppdaget bakterier. Denne sykdommen er kolera, og smittestoffet er *Vibrio cholerae*. Både denne og andre slekter innen familien *Vibrionaceae* er mikroorganismer som alle har sitt viktigste reservoar knyttet til brakk- og saltvann i tempererte, men særlig i tropiske områder. *Vibrio cholerae* er i dette miljøet knyttet til spesielle alger og zooplankton. Slekten finnes på grunn av temperaturen ikke i brakk- og saltvann i Norge, men kan importeres, enten med reisende eller med matvarer, først og fremst sjømat.

Vibrio cholera forårsaker ikke sykdom i andre virveldyr enn mennesker. Sykdommen forårsakes av serogruppene O1 og O139, som etter kolonisering i tynntarmen utskiller et giftstoff som innvirker på tarmcellenes funksjon. Dette kan forårsake utskillelse av store mengder salter (elektrolytter) og væske. Forløp uten eller med milde symptomer er mest vanlig. I enkelte tilfeller utvikler sykdommen seg plutselig og raskt, med voldsom diaré og betydelig væsketap (15-20 liter per døgn). Pasienten har vanligvis ikke feber og har ikke magesmerter, men får kraftige brekninger og etterhvert sirkulasjonsvikt. Slike tilfeller må umiddelbart behandles med væske- og elektrolytterstatning, eventuelt også med antibiotika. Dødeligheten hos alvorlige, ubehandlede tilfeller er 50 %, ved effektiv behandling mindre enn 1 %. Bærersituasjon utover ca. 3 uker forekommer praktisk talt ikke.

Verden er fortsatt inne i den 7. kolerapandemien som startet i Indonesia i 1961 og er forårsaket av biotypen O1-El Tor. Det er mulig at det startet en 8. pandemi i Madras, India i oktober 1992, som er forårsaket av serogruppen O139 (for første gang en kolerapandemi som ikke er forårsaket av en O1-variant). Denne epidemien spredde seg til i hvert fall 26 land i Asia, og det er usikkert om den nå er i fullstendig tilbakegang, eller om den vil dukke opp igjen, kanskje helt andre steder. En pandemi er en verdensomspennende epidemi, og tellingen av kolerapandemiene begynte ca. år 1800.

Høy smittedose (10^8 bakterier) er nødvendig for utvikling av sykdom hos friske personer. Underernærte og personer med manglende produksjon av magesyre har større smitterisiko enn

andre, og smittedosen kan da være så lav som 10^4 bakterier. Inkubasjonstiden er vanligvis 2-3 dager.

Smitte fra de naturlig forekommende *Vibrio cholera* er lite sannsynlig i Norge, med lav temperatur i både brakkvann og saltvann. Smitte fra vann som er forurensset med avføring fra syke personer kan forekomme i alle land. Smitte kan overføres via drikkevann, via matvarer, spesielt fisk og skalldyr fra forurensset vann, og frukt og grønnsaker som er vannet/behandlet med forurensset vann. Smitteoverføring er også mulig ved bading i forurensset vann.

Et utbrudd som sannsynligvis var kolera, ble første gang beskrevet på slutten av 1400-tallet. Europa ble spesielt rammet på 1800-tallet, og kolera er regnet som 1800-tallets store epidemisykdom. Kolera opptrådte første gang i Norge i 1832 i Drammen, siden har det vært flere utbrudd. Det store koleraår i Norge var i 1853 da det ble rapportert 3 794 tilfeller hvorav 1 421 døde bare i Kristiania. Siste store epidemi i Norge var i Bergen 1873. Bakterien ble første gang påvist i 1883.

At sykdommen kunne overføres via drikkevann ble første gang dokumentert under en koleraepidemi som brøt ut i Soho i London i 1854, der mer enn 500 mennesker (av totalt ca. 900 boende i området) døde i løpet av en drøy uke. Legen John Snow noterte bostedene til de syke og døde, og la merke til at de fleste tilfellene forekom rundt en bestemt vannpost i Broad Street, og blant personer som bodde andre steder, men hentet vann derfra. Da han ved myndighetenes hjelp fikk fjernet pumpehåndtaket på vannposten, døde koleraepidemien ut. John Snow blir regnet som verdens første epidemiolog.

Nærmere beskrivelse av diagnostisering av kolera, av områder i verden der smittestoffet forekommer i miljøet, og hvordan man beskytter seg mot smitte, finnes i publikasjonen "Smittevern 5" (3, 4).

B.6.1.10 Yersinia-bakterier

Bakterieslekten *Yersinia* har fått navn etter den franske bakteriologen Alexandre J.E. Yersin, som i 1894 isolerte en bakterie som det senere har vist seg at var den samme som var årsaken til "Svartedauen". Bakterien har fått navnet *Yersinia pestis*. Bakteriene i slekten *Yersinia* tilhører familien *Enterobacteriaceae*. Slekten inneholder både arter som kan forårsake sykdom hos mennesker og dyr, og en rekke arter som ikke er tillagt noen medisinsk betydning. De sykdomsfremkallende artene er *Y. ruckeri* som gir sykdom hos fisk, *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* som gir sykdommen "pseudotuberkulose", og *Y. enterocolitica* som har størst betydning som årsak til sykdom hos mennesker i vårt land.

Y. enterocolitica og bakterier som ligner denne, er vidt utbredt i vårt miljø. Ved forsøk på å isolere *Y. enterocolitica* fra dyr, vann og næringsmidler vil man ofte finne et bredt spektrum av yersinia-varianter. Det er viktig å være klar over at bare noen få av disse variantene har medisinsk betydning. Selv innen arten *Y. enterocolitica* er det bare noen få typer som kan forårsake sykdom. I Norge er de aller fleste sykdomstilfellene forårsaket av en enkelt serogruppe (serogruppe 0:3).

Sykdommen arter seg i de aller fleste tilfeller som en akutt diaré som er selvbegrensende. Man får feber, diaré og magesmerter som vanligvis varer i 1-3 uker. Noen ganger, spesielt hos ungdom, kan bakterien gi symptomer som kan minne om blindtarmbetennelse. Hos enkelte pasienter kan diarésykdommen etterfølges av leddbetennelse som kan være langvarig, eller av hudsykdommen «knuterosen». Ikke alle pasientene som får leddbetennelse eller knuterosen

har hatt diarésymptomer. Komplikasjoner er ofte aldersavhengig. Pasienter kan skille ut bakterien i avføringen 2-3 måneder. Mer langvarig bærertilstand er sjelden. Komplikasjonene gjør imidlertid at det er all grunn til å se alvorlig på infeksjoner med *Y. enterocolitica* (3).

Den infeksjose dosen er forholdsvis høy, og inkubasjonstiden er 3-7 dager.

Reservoar for bakterien er først og fremst gris som er det eneste dyret som regelmessig er bærer av stammer som kan gi sykdom hos mennesker. I slakterier ble bakteriene funnet i munnhulen hos opptil 68 % av grisene og på overflaten av 63 % av slakteskrottene. Til sammen gir dette en sterk indikasjon på at gris, direkte eller indirekte, er et viktig smittereservoar i vårt land. I utlandet er slike varianter også funnet sporadisk i andre kilder, blant annet i hund, katt og rotte, og i melkeprodukter.

Syke mennesker skiller ut *Y. enterocolitica* i avføringen. Derfor kan den i likhet med andre smittestoffer i avføring også overføres via vann. Bakterien er tilpasset kalde forhold. Den har større medisinsk betydning i land med kjølig klima enn i tropene, og de fleste sykdomstilfellene registreres i årets kalde måneder. En viktig egenskap ved *Y. enterocolitica* er at den kan vokse ved temperaturer helt ned mot 0 °C, noe som betyr at den kan formere seg i næringsmidler under kjølelagring. Risikofaktorer for smitte med *Y. enterocolitica* i Norge er konsum av svinekjøttprodukter, og bruk av ikke-desinfisert drikkevann. *Y. enterocolitica* kan tilføres naturlige vannforekomster med kommunalt avløpsvann og med avløpsvann fra slakterier. Spredning av husdyrgjødsel med innhold av fersk grisemøkk nær overflatekilder eller over utilstrekkelig beskyttede grunnvannskilder utgjør også en smitterisiko.

I Norge forekommer vanligvis innenlands smitte (70-75 % av meldte tilfeller). De fleste tilfellene er sporadiske eller intrafamiliære utbrudd uten at man finner smitekilden. Antall registrerte tilfeller i Norge gikk ned i første del av 1990-tallet, trolig pga. endringer i slakterutinene av gris som forebygger forurensning av slakteskrottene.

I desinfeksjonsforsøk utført i laboratorium viste det seg at *Y. enterocolitica* kan være mer resistent enn *E. coli* overfor klor. Forsøkene viste imidlertid at den er mindre resistent enn *E. coli* overfor UV-bestråling. Dette tyder på at selv om klordesinfisert vann er fritt for koliforme bakterier, kan *Y. enterocolitica* være til stede i aktiv form.

Bakterien overlevde også lenger i innsjøvann enn *E. coli* (14). *Y. enterocolitica* kan derfor være til stede selv om vannet blir vist å være fritt for *E. coli*.

Både Folkehelseinstituttet, Norges veterinærhøgskole og flere av de private vannlaboratorier har metoder for påvisning av *Y. enterocolitica* i vann. Standard metode for vannanalyse er ikke under utarbeidelse verken innen ISO eller de nordiske land.

B.6.2 Opportunistisk humanpatogene bakterier og sopp

B.6.2.1 Generelt om denne bakteriegruppen

Det er flere navn på denne gruppen, opportunister eller potensielt patogene organismer er varianter av overskriften. En må regne med at en mengde bakterier og sopp som normalt finnes i jord og vann kan føre til infeksjoner. De fleste av disse vil bare være årsak til sykdom i mennesker med svekket immunforsvar, som personer innlagt på sykehus, personer med virussykdom, eldre personer og også små barn som ennå ikke har ferdig utviklet immunapparat. Under uheldige omstendigheter kan også personer som vi ellers regner som

friske, bli rammet. Etter at AIDS-sykdommen ble et problem, og etter at behandling med kjemoterapi mot kreft ble vanlig, er det flere personer hvor immunforsvaret er blitt enda kraftigere svekket enn det vi kjente til tidligere, og mange har fått sykdommer som skyldes mikrober som vi før ikke kjente som årsak til sykdommer.

Også i menneskeskapte innretninger kan vann-mikrober finne nisjer der de kan formere seg i så store mengder at det kan føre til sykdom, spesielt hos personer med svekket immunforsvar. Det er viktig å ta dette med i betraktning som et mulig helseproblem hvis mennesker kan komme i kontakt med vannet eller aerosoler spredd fra vannet. Eksempler på slike innretninger er kjøleanlegg, varmepumper og fjernvarmeanlegg. Også fra luftbefuktningsanlegg kan vannbakterier og eventuelle sopp sporer muligens spres via aerosoler. Store mengder bakterier og sopp kan komme til utvikling dersom både inneluften og befuktningsvannet resirkuleres for å spare energi til oppvarming. Organisk stoff blir tilført vannet fra inneluften, og i vannreservoaret blir det benyttet som næringsstoff av bakterier og eventuelt sopp.

Noen slike mikroorganismer har vann som smittekilde eller smittevei, for andre er smitte via vann mulig, men ikke den vanligste smittevei. Noen av de sistnevnte blir behandlet under ett her, mens de med vann som normal smittevei blir behandlet som egne punkter.

Acinetobacter er en slekt innen familien *Neisseriaceae*. Bakteriene er vidt utbredt i jord og vann. De har evnen til å produsere et enzym som spalter penicillin, og er derfor resistente mot dette antibiotikum. *Acinetobacter* kan også forårsake urinveisinfeksjon og sepsis i immunsvekkede personer.

Mange slekter innen samme familie som de koliforme bakterier, familien *Enterobacteriaceae*, kan forårsake urinveisinfeksjon og mer alvorlige infeksjoner, som sepsis, "blodforgiftning", i immunsvekkede personer. Foruten i tarmen hos varmblodige dyr, inkludert menneske, er noen av disse også naturlig forekommende i vann. *Citrobacter*, *Edwardsiella tarda*, *Enterobacter*, *Proteus*, *Serratia* tilhører denne gruppen.

B.6.2.2 *Bacillus*

Bacillus er en slekt av bakterier som danner en overlevingsform som kalles sporer, og som kan formere seg bare under tilgang på oksygen. Tilsvarende slekt av bakterier som formerer seg bare ved fravær av oksygen har fått slektsnavnet "*Clostridium*". Sporene har meget god evne til å motstå ekstreme forhold, som for eksempel kulde eller tørke i naturen, desinfeksjon i vannverk, og koking ved 100 °C. De fleste av disse sporedannerne er vidt utbredt i naturen, der de lever av å nedbryte organisk stoff. Flere kan være patogene for mennesker, og kan formere seg i matvarer og føre til matforgiftning. *Bacillus cereus* er den hyppigst omtalte av disse. Avføringen fra syke mennesker kan inneholde store mengder av disse bakteriene. Fekalt forurenset vann kan derfor inneholde vesentlige mengder av bakteriene. *Bacillus*-forårsaket matforgiftning er utførlig behandlet i boken "Smittsomme sykdommer fra mat" (21).

De vanlig benyttede indikatorbakterier for fekal forurensning er ikke egnet som indikator for tilstedeværelse av disse sporedannerne. *Bacillus*-bakteriene kan stamme fra annen kilde enn avføring, og dessuten tåler sporene mer av ytre påkjenninger enn indikatorbakteriene gjør.

Bacillus cereus er den arten fra slekten som ved siden av *Clostridium perfringens* har vært den viktigste årsak til matbårne utbrudd som skyldes bakterier, i Norge i årene 1988-1992.

Utbruddene i denne perioden og senere har kommet etter inntak av vidt forskjellige matvarer, og med opp til 100 syke personer (21). Disse bakteriene er vidt utbredt i jord, og kan derfor følge med plantemateriale til næringsmidler som ris, krydder og grønnsaker, men kan også finnes i kjøtt, egg og meieriprodukter. Bakterien kan for eksempel spre seg fra kyrnes jur til melken under melkingen. Sporene overlever pasteuriseringen mens andre bakterier uten sporer blir drept, slik at den blir alene om å formere seg i melken. Kjøling til under 10 °C begrenser veksten. Ved lengre tids opphold ved lavere temperatur har noen stammer tilpasset seg vekst ved lavere temperatur, og dette er blitt et problem i meieriindustrien.

Bacillus cereus kan frembringe sykdom i mennesker på to måter: De kan produsere et giftstoff mens de vokser i mat, slik at folk som spiser maten blir syke. Dette kalles populært ”matforgiftning”. Symptomene starter 0,5 til 6 timer etter at maten er spist, og starter med kvalme raskt etterfulgt av oppkast. Giftstoffet tåler sterk varme, det ødelegges ikke engang ved autoklaving (sterilisering). Dette giftstoffet virker på tolvfingertarmen, og derfor blir reaksjonen oppkast. Hvis dette symptomet etterfølges av diaré, skyldes det at noen av bakteriene også formerer seg i tarmene.

Den andre sykdommen oppstår først etter at bakteriene er kommet lenger ned i tarmene, og de begynner å formere seg der. Dette skjer vanligvis 8-16 timer etter at maten er spist, men en inkubasjonstid på opp til 36 timer har forekommet. Sykdommen arter seg da som magesmerter raskt etterfulgt av diaré, noen ganger også med kvalme. Dette skyldes at bakteriene produserer et enterotoksin i tarmen under formeringen. Varigheten av sykdommen er normalt 8-16 timer, men sykdommen kan også få et alvorligere forløp. Vanlige *B. cereus* formerer seg i tarminnholdet inne i tarmen, men noen stammer har evnen til å feste seg direkte på tarmveggen og formere seg der. De produserer da giftstoffet på selve tarmveggen, altså på det vevet som reagerer på giftstoffet, derfor blir sykdommen alvorligere. Bakteriene kan også produsere enterotoksiner når de vokser i mat, men disse giftstoffene blir normalt ødelagt av fordøyelsessystemet før de rekker å påvirke tarmcellene.

Bakteriene må ha rukket å formere seg til minimum 100 000 celler per gram matvare for å produsere nok toksin til at vi kaster opp, og til at vi får i oss nok bakterier til å få tarmsykdommen.

B.6.2.3 *Candida albicans*

Candida albicans er en gjærsopp som kan være involvert i en lang rekke lidelser hos mennesker, bl.a. i infeksjoner i slimhinnene i munnen hos småbarn (trøske), eller i vagina hos kvinner. Den kan også formere seg i tarmen hos mennesker, og den er funnet å kunne formere seg i avløpsvann fra metallindustri, hvor den antakelig ernærer seg av olje-/vannemulsjoner. Den er ellers ikke vist å kunne formere seg ute i naturen.

Ubehandlet kloakkvann og avrenningsvann med urin og avføring fra mennesker og dyr regnes som hovedkilden til forekomst i naturlige vannmasser. *Candida albicans* er også påvist i svømmebasseng, og man mistenker vann for å kunne være smittevei. Den er mer bestandig mot klor enn *E. coli*. I Øst-Europa er den benyttet som indikator på utilstrekkelig desinfeksjon i svømmebasseng (22).

Membranfiltermetode for kvantitativ bestemmelse av *Candida albicans* i vann er beskrevet på engelsk i en kanadisk analysehåndbok for vann (23).

B.6.2.4 *Clostridium*

Clostridium er, som nevnt under slekten *Bacillus*, en slekt av sporedannende bakterier som lever av å nedbryte organisk stoff i fravær av oksygen. De har som *Bacillus* også evnen til å danne sporer. De fleste av disse bakteriene har naturlig tilholdssted i jord og i sedimenter i vann, men kan føre til sykdom hos mennesker og dyr som får dem i seg. Noen av dem kan også vokse i matvarer og forårsake sykdom. Sporer tåler mye mer av ugunstig miljø, varme og desinfeksjonsmidler enn det de aktive (vegetative) bakteriene gjør.

Clostridium botulinum

Denne klostridiumarten er hjemmehørende i sedimenter i ferskvann og saltvann, og også i jord og i tarmen hos fisk og dyr. Når den nedbryter organisk stoff i fravær av oksygen, kan den produsere et kraftig toksin, og dette kan medføre døden for dyr som tar sin føde fra sedimenter, for eksempel vannfugler og fisk. Denne bakterien kan også vokse i matvarer, for eksempel dårlig tilberedt rakfisk eller i hermetikk. Sykdommen kalles botulisme, pølseforgiftning. *C. botulinum* inneholder flere serotyper, som betegnes med bokstaver fra A til G.

Alle type A- og noen B- og F-stammer og vokser ned til 10 °C. Type A-stammer er ikke vanlig forekommende i Europa. Alle type E- og noen type B- og F-stammer vokser ned mot 3,3 °C. Disse kan være årsak til botulisme hos mennesker. Typene C og D finnes over hele verden, men er vesentlig forbundet med botulisme hos dyr.

Tre forskjellige former for botulisme forekommer, matbåren, spedbarns- og sår-botulisme, omtalt i Smittevern 5 (3).

Selv om denne bakterien er vanlig forekommende i vann, sedimenter og jord, blir de alt overveiende tilfeller av botulisme i mennesker rapportert i forbindelse med at bakteriene har produsert giftstoff i mat.

Fra 1975 til og med 2003 er det her i landet meldt totalt 44 tilfeller av botulisme, hvorav 35 var næringsmiddeloverført, 5 var sårbotulisme og 4 spedbarnsbotulisme.

Sykdomsårsaken kan påvises ved analyse for bakterien i sårmaterie eller avføring, og ved toksinpåvisning i blod, avføring, oppkast, eller matvarer. Slike analyser utføres ved Norges veterinærhøgskole.

Clostridium perfringens

I tillegg til at den finnes ute i naturen, har arten *Clostridium perfringens* også tarmen til mennesker og varmblodige dyr som naturlig tilholdssted, uten å forårsake sykdom. Den kan imidlertid føre til sykdom hvis den får formere seg i mat. Dyr kan også bli syke av å spise slik mat. Bakterien ble identifisert i 1892 og ble anerkjent som årsak til matforgiftning i 1945. Fordi den er en permanent bestanddel av menneskers avføring, har den også fått rollen som indikator for fekal forurensning. På grunn av sporene overlever den mye lenger i resipientvann enn noen av de andre indikatorbakteriene, se kapittel B.4.2.

Arten finnes i flere serotyper. Type A medfører mild, type C en alvorlig diaré sykdom hos mennesker og dyr. Matforgiftning fra type A er en av de mest utbredte former for matforgiftning i den vestlige verden. Sykdom forårsaket av type C kan ha dødelig utgang, men den forekommer sjelden i Europa. Hvis type D kommer seg inn i dype sår, kan den

forårsake koldbrann (engelsk: «gas gangrene»). Soldater som ble såret og behandlet i skyttergraver, var svært utsatt for denne sykdommen. Forurensset vann kan her ha vært medvirkende årsak.

Smitteoverføring ved type A og C skjer vanligvis gjennom storhusholdning ved langsom nedkjøling eller utilstrekkelig gjenoppvarming av store mengder mat. Mange sykdomsutbrudd er rapportert fra restauranter, sykehus og aldershjem. Bakterien kan også være et problem for næringsmiddelindustri.

Av ferdiglaget mat utgjør proteinrike kjøttretter, for eksempel lapskaus, lungemos og gryteretter, størst risiko for smitte. I motsetning til andre bakterier som blir drept ved vanlig koking, overlever sporene og spirer deretter til aktive bakterier i løpet av kort tid. De aktive bakteriene vokser raskest ved ca. 45 °C, men kan vokse ved temperaturer mellom 50 og 15 °C. Rask avkjøling til langt under 15 °C er nødvendig for å forhindre at bakteriene formerer seg. Hvis maten imidlertid blir stående en stund før den serveres, slik at den sakte nedkjøles til det nevnte temperaturområdet, rekker bakteriene å formere seg til mengder på over en million per gram av maten, en mengde som skal til for at vi skal bli syke. Bakteriene blir imidlertid drept hvis maten varmes opp igjen slik at den når opp i temperaturer godt over 60 °C før den serveres.

I og med at bakterien kan finnes i vann med og uten fekal forurensning, og er resistent overfor desinfeksjonsmidler, kan den infisere mat via drikkevannsforsyningen. Da skulle man forvente at sykdomsutbrudd skulle skje oftere enn de gjør. Det har imidlertid vist seg at ikke alle *C. perfringens* serotype A har den egenskapen at de kan utløse sykdom. Bare ca. 5 % av dem som finnes ute i naturen har den egenskapen. De som utløser sykdom, produserer et spesielt stoff når de danner sporer. Når vi har spist infisert mat, og maten er nådd ned i tynntarmen, begynner bakteriene å produsere sporer. Når sporene er dannet, går bakteriecellene i oppløsning, og det spesielle stoffet lekker ut av dem. Dette stoffet har en giftvirkning i tarmen, slik at vi får diaré. Det har vist seg at disse bakteriene også tåler litt mer varme enn dem som ikke produserer dette giftstoffet. Ved flere gangers oppvarming av maten, kan det hende at det stort sett er disse som overlever, slik at nettopp disse forekommer i høy nok konsentrasjon i maten til at vi blir syke. Matrester med innhold av disse bakteriene kan smitte ned kjøkkenet hvis hygienene ikke er god nok, og de kan da infisere nye matretter. Sporene overlever også som støv, og kan infisere maten via luften.

Sykdommen starter plutselig med magesmerter, kvalme og diaré, og varer i omtrent 24 timer. Vanligvis får man ikke oppkast eller feber. Inkubasjonstiden kan variere mellom 6 og 24 timer etter at vi har spist maten, mest vanlig er 8-12 timer.

Sporene tåler langt høyere doser av desinfeksjonsmidler enn alle vegetative bakterier gjør, og passerer alle vanlige desinfeksjonsprosesser for drikkevann uten nevneverdig reduksjon i antall.

Fravær av de vanlig benyttede fekale indikatorbakteriene *E. coli* og intestinale enterokokker gir ingen garanti for fravær av *C. perfringens*. I vassdrag med tilførsel av kommunalt avløpsvann eller med avføring fra husdyr, og i grunnvannsforekomster med infiltrasjon av slikt avløpsvann i sitt tilsigsområde, må man forvente å finne sporer av *C. perfringens*. Fra områder uten andre forurensningskilder enn ville dyr kan tilfeldig tilførsel av sporene finne sted med avrenningsvann fra jord eller råtnende kadavre.

Analysemetoder for *C. perfringens* fra vann blir utarbeidet av ISO. Alle laboratorier som utfører mikrobiologisk analyse av drikkevann har metoder for analyse av *C. perfringens*. Drikkevannsforskriften spesifiserer hvilke metoder som skal benyttes til dette.

B.6.2.5 *Flavobacterium*

Flavobacterium er en bakterieslekt med arter som er vidt utbredt i jord og vann. En del av dem er omdøpt og beskrives nå under navn som *Chryseobacterium*, *Empedobacter*, *Myroides* og *Sphingobacterium*. De er også isolert fra næringsmidler. På sykehus regnes vannledninger og armatur som et signifikant reservoar (24).

Slekten inneholder arter som kan forårsake sykdom hos svekkede personer. Sykdommer forårsaket av disse bakteriene forekommer sjelden, bortsett fra hos personer med AIDS, og andre hospitaliserte med svært svekket immunsystem.

Noen arter er resistente mot antibiotika, og de kan tåle høye klordoser.

B.6.2.6 *Klebsiella*

Klebsiella er en slekt innen familien *Enterobacteriaceae*. Foruten i tarmen hos varmblodige dyr og menneske finnes bakteriene også naturlig på plantemateriale under nedbrytning, og i vann. Disse bakteriene kan også formere seg på organisk stoff i industrielle avløpsvann, spesielt slike som inneholder sukkerstoffer. Bakteriene kan venne seg til å vokse ved høy temperatur, for eksempel i papirmasse ved papirproduksjon. Bakteriene kan da i tillegg til å fremkomme i analysemetoder for koliforme bakterier også bli medbestemt i metoder for termotolerante koliforme bakterier/"*E. coli*", der vanligvis bare *Escherichia coli* fremkommer. Bakteriene finnes i store mengder i resipientvann for avløpsvann fra treforedlingsindustri, og de kan formere seg i resipientvannet (25).

De kan vokse i distribusjonssystem for drikkevann, for eksempel på pakningsmateriale som hamp, og på fersk trevirke som inngår i systemet, for eksempel i lagringsbassenger. Dette gir seg utslag i at kontrollanalyser av ledningsvannet viser innhold av koliforme bakterier som ikke lar seg fjerne uten ved sterk økning av fri klorrest i vannet i ledningene. Grunnen til dette er at *Klebsiella*-bakterier er omgitt av en slimkapsel som beskytter dem mot desinfeksjonsmidler som klor.

Klebsiella er blant de bakterier som kan formere seg i varme boblebad, der det kan dannes aerosoler som blir inhalert.

K. pneumoniae kan forårsake bakteriell lungebetennelse hos mennesker. Bakteriene kan forårsake urinveisinfeksjon og generell infeksjon med sepsis i svekkede personer.

Selv om *Klebsiella* tilhører samme familie som *E. coli* betyr ikke fravær av termotolerante koliforme bakterier/"*E. coli*" fravær av *Klebsiella*. *Klebsiella* tåler på grunn av slimkapselen høyere doser av desinfeksjonsmidler enn *E. coli*, og dessuten kan den formere seg ute i naturen, også i vann. Dens nærvær kan imidlertid oppdages ved at den gir positivt utslag i analysemetoder for koliforme bakterier (37 °C), i membranfiltermetoder ofte med karakteristisk utseende (26), men det kan være vanskelig å skille mellom utseende til *klebsiella*- og *enterobacter*bakterier.

Sistnevnte publikasjon inneholder beskrivelse av direkte analysemetoder for *Klebsiella* i vann.

B.6.2.7 *Legionella*

Legionellabakterier finnes i de fleste ferskvannsføremål og i jord. De trives best i sedimentene i innsjøer og stilleflytende elver. I slike sedimenter har bakteriene tilstrekkelige mengder av de stoffene de trenger for å formere seg. Disse stoffene er bl.a. sporstoffer som kobolt, kobber, mangan, molybden og sink, og magnesium og jern, samt visse aminosyrer, hvorav L-cystein er den viktigste (27). Disse næringsstoffene kan komme fra jord, humusstoff, råtnende planterester, samt de organismene som inngår i nedbrytningen av det organiske stoffet. For å formere seg krever de i tillegg varme. I naturen formerer de seg raskest i temperaturområdet 28-30 °C men det har vist seg at de kan tilpasse seg til å vokse ved langt høyere temperatur (28). Ved lavere temperatur går formeringen langsommere, eller de kan ligge i dvale. I forsøk med dens overlevelse i naturlig vann med innhold av vanlig forekommende levende organismer, som bakterier, alger og protozoer, er det vist at *Legionella* formerte seg i vannet slik at maksimalt kintall ble oppnådd etter 6 uker. I naturen lever *Legionella* gjerne i symbiose med protozoer og andre primitive organismer. I sterilt vann derimot, ble den nesten eliminert i løpet av 1 måned (27). Dette ble imidlertid ikke kjent før lenge etter at bakterien var blitt ”oppdaget” av oss mennesker.

Disse bakteriene var ikke kjent før de ble påvist som årsak til sykdom hos mennesker. Dette skjedde i 1976, i Philadelphia i USA, under den årlige konferansen til ”The American Legion” med eldre militære som deltakere. Blant deltakerne fikk 182 personer en ondartet lungebetennelse, og 29 av disse døde. Sykdommen ble siden kalt ”legionærsyke”, og den bakterien som etter hvert ble funnet som årsaken til sykdommen fikk navnet ”*Legionella*”, derav navnet legionellose på sykdommen. Det ble først funnet at smitten måtte komme via luften i eller nær hotellet der de bodde, men eksakt fra hvor kunne ikke påvises i ettertid. Siden ble det påvist at disse bakteriene kan produseres og spres fra kjøletårn i luftkondisjoneringsanlegg, og det var antakelig det som hadde skjedd i Philadelphia i 1976.

I kjøleanlegg for luft, enten det er i luftkondisjoneringsanlegg eller for maskiner, trengs det ofte tilleggsavkjøling ved hjelp av vann. Varmen fra luften overføres til vannet, som kan bli forholdsvis varmt, og dersom det finnes åpne vannflater vil vannet samle opp støv og liknende fra luften. Vannbakterier kan vokse godt i tanken på organisk stoff som akkumuleres i vannet. Vannbakteriene kan vokse som biofilm på tankens fuktete flater, i tillegg til i vannet, slik at hyppig utskiftning av vannet ikke samtidig fjerner alle vannbakteriene i systemet. Det dannes til dels mye biofilm og slam på bunnen, og i det slammet finnes alltid jern, for eksempel fra humusstoff, slik at *Legionella* får gode vekstvilkår. Der vann kommer i kontakt med kraftige luftstrømmer, vil det kunne løsrives dråper fra vannet, av og til bitte små vandråper (aerosoler), som kan inneholde bakterier. Legionellabakterier er påvist fra kjøletårn, fra boblebad og dusjhoder (29), og andre steder med lunkent vann og stadig ny næringstilgang.

Noen større mikroorganismer, protozoer, er dyr som lever av bakterier og andre mikroorganismer i vann, sedimenter og i biofilm. Det viser seg at de lett kommer inn i vannledningsnett og etablerer seg i biofilmen der. Derfor er det vanlig å finne dem i spyleslam. Det har vist seg at *Legionella*-bakterier kan formere seg inne i protozoer, slike som finnes i biofilm dannet av andre vannbakterier. Inne i protozoene finner *Legionella* de næringsstoffer de trenger for å formere seg. En slik protozo er ciliaten *Tetrahymena pyriformis*. I drikkevannsforsyninger er vannet normalt for kaldt til at *Legionella* kommer til utvikling der.

Inne i menneskers lunger er forholdene imidlertid optimale for rask vekst, der er det passende temperatur og rikelig med næringsstoff. Vanligvis vil vårt immunforsvar uskadeliggjøre slike

inntrengere, men fordi legionærene var eldre mennesker med svekket immunforsvar, fikk sykdommen så stort omfang og så fatale konsekvenser. I ettertid er det også antatt at denne bakterien, etter formering ute i naturen, har vært årsak til lungebetennelse uten kjent smittekilde, hos fiskere, folk som svømte, og folk som drev annen vannsport hvor de kunne bli utsatt for vannsprut (28).

Siden den tid er det funnet flere bakterier som likner på denne, slik at det nå er flere arter med slektsnavnet *Legionella*. Bare noen få er hittil vist å være patogene for mennesker. Den som var årsak til det første utbruddet kalles *Legionella pneumonia*.

Den alvorlige sykdommen med lungebetennelse kalles legionærsykdom. Inkubasjonstiden for denne er 2-10 dager, vanligvis 5-6 dager. Til å begynne med merkes sykdommen som slapphet, med muskelsmerter og hodepine. I løpet av få dager utvikles høy feber, tørrhoste og andre symptomer på lungebetennelse. Magesmerter og diaré kan forekomme. Laboratorieprøver kan vise nedsatt nyrefunksjon. Sykdommen kan ha et alvorlig forløp med en betydelig dødelighet hos eldre og immunsvekkede personer, opp til 30 %.

L. pneumophila kan også fremkalle en influensalignende sykdom i mennesker, såkalt "Pontiac-feber". Navnet kommer fra et eksplosivt utbrudd av influensalignende sykdom i en bygning i byen Pontiac i Michigan i 1968. Først i 1978 ble det kjent at også denne sykdommen skyldtes legionellabakterien. Inkubasjonstiden er fra noen timer til seks dager, vanligvis tre dager. Sykdommen er karakterisert ved feber, hodepine, muskelsmerter og tretthet, og symptomene varer vanligvis i to til fem dager. Sykdommen går over uten behandling.

Røyking ser ut til å være den største risikofaktor for friske mennesker, men stort alkoholinntak ser også ut til å øke risikoen for å bli mottakelig for smitten (30).

Siden man ble oppmerksom på denne årsaken til lungebetennelse, har det vært registrert flere utbrudd med legionærsykdom rundt om i verden. Ett slikt større utbrudd fant sted i Stavanger i 2001, med 28 smittede, hvorav 7 døde. Den mest sannsynlige smittekilden var et dårlig vedlikeholdt kjøletårn i sentrum av byen. Dette er det eneste kjente utbruddet i Norge, men det har vært flere tilfeller hvor enkeltpersoner er blitt syke.

Ved et utbrudd i et sykehus ble det utført plasmidanalyser av bakterier fra syke pasienter og bakterier fra de mistenkte smittereservoarer. Det viste seg at kilden til infeksjonen ikke var det kjøletårnet som man først mistenkte, men sykehusets vannforsyningssystem (30). Det er funnet at *Legionella* kan formere seg i varmtvannstanker som holder for lav temperatur (27, 31). Bakteriene formerer seg på bunnen av varmtvannstanker når vannet i disse holdes ved en temperatur på 45-50 °C. Utfelt slam fra vannet og stoffer som skilles ut av bakterier som lever på dette, synes å gi grobunn også for *Legionella*. Kalkutfellinger (CaCO₃ fra hardt vann) ser ut til å begünstige utviklingen av denne spesielle bakterien (31). Teoretisk kan bakteriene vokse både direkte i eventuell biofilm i varmtvannsledninger og i sedimentert slam i varmtvannstanker, og inne i eventuelle protozoer i biofilmen/slammet. Blir de overført i aerosoler som inneholder protozoer, vil mennesker som puster inn luften få i seg en stor infektiv dose bare ved å puste inn en enkelt protozo. Fra slike infiserte varmtvannsforsyninger kan smitten overføres ved dusjing dersom det dannes aerosoler der.

Utvikling i varmtvannstanker kan forhindres ved å holde vannet i tankene på minimum 65 °C, og vekst av *Legionella* i ledningsnettets kan forhindres ved å holde en temperatur ut fra tanken som gjør at temperaturen ved tappepunktene kommer opp i minst 55 °C ved bruk.

Normale desinfeksjonsprosesser for drikkevann steriliserer ikke vannet, men reduserer bakterieinnholdet til et akseptabelt nivå. Klorering er lite effektiv for å inaktivere *Legionella* i vann. Fri klorrest må være over 4 mg/l for å ha effekt. For å forhindre bakterien i å vokse, må denne klorresten hele tiden være til stede i vannet. Bakterien er mer sensitiv overfor ozon og UV-bestråling, men noen bakterier vil alltid unngå å bli inaktivert, og disse kan komme til utvikling i varmtvannsforsyningen.

En veileder om ”Forebygging og kontroll av legionellasmitte fra VVS-anlegg” kan bestilles fra Folkehelseinstituttet (publikasjon@fhi.no) (48).

B.6.2.8 *Listeria*

Slekten *Listeria* inkluderer arter som finnes i avføringen til mennesker, husdyr, ville dyr og fugler, og på plantemateriale. De trives best i fuktig miljø, som i råtnende plantemateriale og i fuktig jord. Bakteriene er også å finne i surfor (silofor). Det er bare to arter som fremkaller sykdom i mennesker, *L. monocytogenes* og *L. ivanovii*, hvorav den førstnevnte er den absolutt dominerende patogene art. Sykdommen listeriose er relativt vanlig hos sau, og forekommer hos mange forskjellige dyrearter. *L. ivanovii* er først og fremst sett hos småfe, men humane tilfeller er rapportert.

Bakteriene kan overføres til mennesker ad forskjellige veier, men den vanligste smittemåte der vann er involvert, er at forurenset vann infiserer mat, og at bakteriene utvikler seg i maten og fører til næringsmiddelinfeksjon. Grønnsaker som har vært vannet med forurenset vann eller gjødslet med naturgjødsel, kan, hvis de spises rå, overføre smitten.

Smittede personer vil enten ikke merke infeksjonen, eller de kan få influensaliknende symptomer. Gastroenteritt er ikke vanlig, men har forekommet. Bakterien er spesielt farlig for gravide kvinner, da den kan overføres til fosteret, og det kan føre til abort. Gravide kvinner kan overføre bakterien til fosteret uten selv å bli syke. De alvorligste sykdommene som kan oppstå er hjernehinnebetennelse og sepsis (”blodforgiftning”). Av voksne mennesker er AIDS-pasienter, kreftpasienter og andre med nedsatt immunforsvar spesielt utsatt for alvorlig sykdom. Også nyfødte og eldre er utsatt.

Infektiv dose er ikke kjent, verken for risikogruppene eller andre. I en del tilfeller der fra før friske mennesker er blitt syke, har innholdet av *L. monocytogenes* i den påviste smitekilden vært svært høyt, opp til 100 millioner bakterier per gram.

Inkubasjonstiden varierer antakelig med dosestørrelse og mottakelighet hos den smittede. Ved svært høy infektiv dose kan den komme ned i ett døgn. Fostre smittes vanligvis noen dager etter at den gravide har fått i seg smitten. Under enkelte utbrudd er inkubasjonstiden etterpå beregnet til mellom 11 og 70 døgn.

Det første utbruddet der *Listeria* ble påvist som årsak, skjedde i Canada i 1981. Da ble i alt 41 personer syke, og utbruddet forårsaket 9 aborter og dødfødsler. Smittekilden var kålsalat.

Listeriabakterier har god overlevelsessevne i kloakkvann og resipientvann. I aktivslamanlegg for rensing av kloakkvann blir tarmbakterien *E. coli*, og sykdomsfremkallende bakterier som likner den, redusert i antall. *Listeria monocytogenes* har imidlertid evnen til å formere seg i aktivslamanlegg (32). Avløpsvann og slam fra slike kloakkrenseanlegg kan derfor inneholde store mengder *Listeria* i forhold til *E. coli*. Publisert litteratur inneholder opplysninger som tyder på at *Listeria* har større overlevelsessevne i resipientvann enn *E. coli*. På grunn av evnen

til vekst ved lav temperatur er det heller ikke usannsynlig at den kan formere seg i forurenset resipientvann. Disse egenskaper hos *Listeria* gjør det meget sannsynlig at den kan påvises i resipientvannet nedstrøms et utslipp av kommunalt avløpsvann lenge etter at *E. coli* er forsvunnet. Man kan derfor ikke regne med at vanlige kontrollanalyser for fravær av tarmbakterier er egnet som kontroll på om vannet er fritt for *Listeria*.

Listeriabakterier er ikke spesielt resistente mot desinfeksjonsmidler; de har ikke slimkapsel og danner ikke sporer.

Analyse for *Listeria* utføres ved Norges veterinærhøgskole og enkelte større mikrobiologiske laboratorier. Egnede kontrollanalyser for *Listeria* i vann er foreløpig ikke utarbeidet.

B.6.2.9 *Mycobacterium*

Innen denne slekten er de mest kjente sykdomsbakteriene for mennesker *Mycobacterium leprae* og *Mycobacterium tuberculosis*, som er årsak til henholdsvis spedalskhet og tuberkulose. *M. bovis* er årsak til tuberkulose hos storfe, men angriper også mennesker. Også hund og katt er mottakelige for *M. tuberculosis* og *M. bovis*. Ingen av disse smittestoffene har vann som vanlig smittevei, men indirekte smitte kan forekomme. Melk var før i tiden en smittevei, men den ble nok oftere forurenset av syke menneske eller dyr, enn av for eksempel forurenset vann som ble benyttet til rengjøring under melkeproduksjonen.

Det finnes imidlertid en rekke arter av *Mycobacterium* som synes å ha vann som naturlig tilholdssted. Slike mykobakterier påvises som regel bare i vann som har stått i kontakt med fuktete flater, for eksempel i boblebad, svømmebasseng, i vannledninger, i fisketanker og akvarier, og spesielt der vannet er varmere enn vann vanligvis er i naturlige vannmasser. Vanlige svømmebasseng holder som regel 23-28 °C, boblebad 35-39 °C, og vann i kaldtvannsledninger i store bygninger kan få forhøyet temperatur fordi det tar tid før vannet når fram til tappestedet. Varmtvannssystemer der temperaturen er lavere enn 55 °C, for eksempel i kraner og dusjhoder, kan være vanlig tilholdssted for slike mykobakterier. Også vann fra ionebytterkolonner og destillert vann fra lagringstanker i laboratorier er vist å kunne inneholde mykobakterier (33).

Siden mange mykobakterier er sentvoksende, kan de kanskje bare utvikle seg til større populasjoner, slik at vi kan påvise dem også i vannet, hvis vannets temperatur er over 10 °C. I naturlige vannmasser med temperatur under 10 °C kan kimene være til stede, men ikke i så høye konsentrasjoner at vi påviser dem med vanlig benyttet teknikk.

Mykobakterier kan forårsake andre sykdommer enn tuberkulose og spedalskhet (34). De angriper andre deler av kroppen, og forårsaker ofte hudinfeksjoner med åpne sår som det kan være vanskelig å helbrede.

M. marinum (før kalt *M. balnei*) er kjent for å gi hudinfeksjoner hos folk som arbeider med akvarier, fisketanker, med håndtering eller rensing av fisk, men kan også smitte ved bading i svømmebasseng. Bakterien infiserer og begynner å vokse i små sår og rifter i huden. Ved infeksjon i svømmebasseng har en del personer fått "såre albuer", som kan vare i flere år.

Optimal temperatur for *M. marinum* er 30-32 °C, og ved normal dyrkningstemperatur i laboratorier, 35-37 °C, vokser den meget langsomt eller ikke i det hele tatt, derfor tok det lang tid før den ble oppdaget som årsak til slike infeksjoner.

Tilstedeværelse av *M. marinum* i svømmebasseng kan føre til positiv reaksjon i tuberkulintest hos personer som er hyppige badegjester, selv om de ikke viser tegn på sykdom (36).

I Nederland er det funnet at boblebad som holdes ved temperaturer på 35-40 °C kan inneholde omtrent ti ganger så høye konsentrasjoner av mykobakterier som vann i vanlige svømmebasseng og springvann (38). Den potensielt patogene *M. kansasii* ble funnet i boblebadene, men arten *M. gordonae* forekom hyppigst av alle de isolerte artene i alle vanntypene. I vann i ledninger er det ikke uvanlig å finne såkalte syrefaste bakterier som danner gulfargete kolonier. Ved videre undersøkelse av disse koloniene finner man som oftest *M. gordonae*. Man trodde før at denne ikke frembrakte sykdom i mennesker.

I vannledninger i store bygninger er de opportunistisk patogene artene *M. kansasii* og *M. xenopi* blitt påvist. De lot seg ikke påvise i vannet i ledningsnettet utenom bygningene (33). Ved undersøkelser av vannforsyningen ved en rekke sykehus ble *M. kansasii* og *M. gordonae* påvist i det tappede kaldtvannet i mange av sykehusene, mens *M. xenopi* hovedsakelig ble funnet i varmtvannsforsyningen. Denne bakterien vokser ikke ved temperatur under 28 °C, men er isolert fra vann som holder 43 °C, og er rapportert å kunne vokse ved opp til 45 °C.

Interessen for mykobakterier fra vann har økt i de senere år fordi et økende antall undersøkelser tyder på at de er opportunistisk patogene. Så godt som hver eneste kjente non-tuberkuløs mykobakterie er nå isolert fra sykdommer, som kalles generalisert mycobakteriose, hos AIDs pasienter (39). Slike tilfeller er også rapportert blant pasienter etter transplantasjons- og hjertekirurgiske inngrep (34). Man tror at pasientene blir infisert fra utstyr som kan ha blitt forurenset ved kontakt med vann.

Fordi vann kan være naturlig tilholdssted for enkelte opportunistisk patogene mykobakterier, og fordi mykobakterier generelt tåler mer av desinfeksjonsmidler enn de vanlig benyttede indikatorbakteriene, indikerer ikke fravær av fekale indikatorbakterier fravær av mykobakterier. Bakteriene inaktiveres ikke ved normale klordoser i svømmebasseng. Regelmessig sjokk-klorering må til for å forhindre at bakteriene etablerer seg i bassenget.

Analyse for mykobakterier i vann utføres bl.a. ved Veterinærinstituttet i Oslo.

B.6.2.10 *Phialophora richardsiae*

Phialophora richardsiae er en mikrosopp som man i Sverige har funnet i ledningsnett for drikkevann. Det er ikke uventet at sopper som har jord og vann som vanlig tilholdssted også kan finne egnede livsvilkår i distribusjonsnett for drikkevann. Slike soppkim finnes også i norske ledningsnett med drikkevann fra overflatekilder (40). Hvis soppene får utvikle seg til relativt høye populasjoner i nettet (mer enn 1 000 km/100 ml), kan det føre til hud- og åndedretsreaksjoner hos overømfintlige personer, enten ved hudkontakt med vannet eller ved innånding av aerosoler under dusjing. *P. richardsiae* er av en type som kan frembringe slike reaksjoner (41, 42).

I Sverige er det utarbeidet en standardmetode for analyse av soppkim i vann. Den gir mulighet til å skille mellom mugg- og gjærsopp. Metoden er også utgitt som norsk standard (43).

B.6.2.11 *Pseudomonas aeruginosa*

Pseudomonas er en slekt i familien *Pseudomonadaceae*, og omfatter bakterier som er vidt utbredt i jord, ferskvann og sjøvann, hvor de er aktive i nedbrytning av organisk stoff. Mange

av artene er patogene for planter. En art er spesielt kjent som menneskepatogen. Det er *Pseudomonas aeruginosa*. Ved høy nok dose, som kan oppnås via vann, ved kontakt med infisert badevann eller via aerosoler i luft kan den forårsake magebesvær, luftveisinfeksjoner, og betennelse i brannsår, andre sår, øyne, ører og urinveier. Personer med svekket immunforsvar er spesielt utsatt, men lange opphold i dårlig desinfiserte svømmebasseng kan føre til infeksjon hos ellers friske personer. Magebesvær opptrer som oftest som kvalme og oppkast, og blir hos ellers friske personer sjelden rapportert til lege. Infeksjoner forårsaket av bakterien kan ofte være langvarige, og *P. aeruginosa* viser økende resistens mot antibiotika.

Noen andre arter kan også være patogene for mennesker, bl.a. *P. cepacia*, som er isolert fra urinen til pasienter med urinveisinfeksjon.

For *Pseudomonas aeruginosa* ble det innen ISO utarbeidet utkast til standardmetoder som ble foreslått også som nordiske standarder. Disse metodene synes ikke å være velegnet for analyse av forurenset vann som inneholder en lang rekke bakterier. Bra resultat ble imidlertid oppnådd ved kontrollanalyse av desinfisert bassengvann. Det er ikke utgitt norsk standardmetode for denne bakterien.

B.6.2.12 *Staphylococcus*

Staphylococcus er en slekt innen familien *Micrococcaceae*. Disse bakteriene er utbredt i naturen, hos dyr og mennesker. De er en del av normalfloraen på hud og i slimhinner, men regnes som opportunistisk patogene. Drikkevann er ikke regnet som smittevei for disse bakteriene, men de omtales her fordi de kan smitte via badevann. De er påvist i bassengbad og naturlig badevann, og man mistenker at smitte fra badevann kan føre til øre-, luftveis- og hudinfeksjoner.

Staphylococcus aureus, kalt ”gule stafylokokker”, er den arten som oftest forårsaker sykdom, spesielt hudinfeksjoner og mer alvorlig invasiv sykdom, der bakteriene går inn i blodet. *S. aureus* har sitt primære reservoar i mennesker og varmblodige dyr, der den først og fremst er lokalisert i nese og svelg, men også finnes på huden og i håret. Undersøkelser har vist at 10-40 % av voksne mennesker er friske bærere av bakterien.

S. aureus som overføres via vann kan føre til infeksjoner i sår, og være årsak til de mer alvorlige sykdommer, på samme måte som andre opportunistisk patogene bakterier. Antibiotikaresistente gule stafylokokker har vært og kan være et stort problem i sykehus og sykehjem, der de lett kan føre til større utbrudd. Toksinproduserende *S. aureus* har vist seg å være årsak til alvorlig infeksjon hos kvinner som brukte en spesiell type tamponger.

S. epidermidis inngår i gruppen ”hvite stafylokokker” og kan forårsake sykdom hos immunsvekkede og personer med innsatte fremmedlegemer, for eksempel proteser og hjerteklaffer.

S. saprophyticus kan forårsake urinveisinfeksjon, og dermed bli utskilt i store mengder via urinen og havne i kommunalt avløpsvann.

Stafylokokkinfeksjoner behandles med antibiotika, på sår lokalt og ved rensing av såret.

Fravær av fekale indikatorbakterier i badevann gir ingen garanti for fravær av stafylokokker, da de i badevann vil ha vært tilført fra andre kilder enn avføring. Godt drevne

desinfeksjonsanlegg vil imidlertid inaktivere både tarmbakterier og stafylokokker, og dermed eliminere risiko for smitteoverføring ved bading i bassengbad.

S. aureus er imidlertid også kjent for å kunne forårsake matforgiftning. Sykdommen oppstår fordi denne bakterien raskt formerer seg i mat som oppbevares ved værelsestemperatur. I maten produserer den et stoff som er giftig for mennesker, et enterotoksin, og det fører til at folk som spiser maten blir syke (3).

Standardiserte metoder for påvisning av stafylokokker fra vann er ikke utarbeidet, men analyser for påvisning av disse bakteriene i mat og infisert vev utføres ved medisinske og andre større mikrobiologiske laboratorier.

B.6.2.13 *Thermus*

Bakterier i slekten *Thermus* er relativt nyoppdaget, først i begroing i varme kilder i Yellowstone nasjonalpark i USA (44). Genetiske undersøkelser har vist at de tilhører samme gruppe bakterier som de fotosyntetiserende grønne ikke-svovelbakteriene (45), som også forekommer i varme kilder. Det er også vist at de er de mest aktive organismer under kompostering av organisk avfall ved den høyeste komposteringstemperaturen, 65 til 82 °C (46). De kan også ha betydning i forbindelse med vannforsyning, for det er påvist at de kan danne biofilm på varmeelementer i varmtvannssystemer (47). De kan danne så tykk biofilm på varmeelementet at oppvarmingseffekten blir redusert. I Danmark ble det funnet 1-2 cm tykke lag av disse bakteriene på enkelte varmekolber.

Thermusbakteriene er naturlig hjemmehørende i vann. De formerer seg og vokser i temperaturområdet 40-85 °C, men raskest mellom 65 og 70 °C. Bakteriene dør ikke ved lavere temperatur, så en må alltid regne med at de er til stede. Finner de en egnet nisje med hensyn til organisk stoff som mat og riktig temperaturområde, formerer de seg. De kan formere seg ved lave konsentrasjoner av organisk stoff, slik at formering også er mulig i vann av drikkevannskvalitet.

Dette er ikke den eneste bakteriegruppe som kan formere seg ved høy temperatur. Arter innen slektene *Bacillus*, *Clostridium*, *Desulfotomaculum*, *Methanobacterium*, *Thermoactinomyces* og antakelig andre ukjente bakterier, kan vokse ved temperaturer opptil 70-75 °C. Bakterier som vokser i varme kilder under trykk kan formere seg ved temperatur helt opptil 110 °C. Bakterier fra slekten *Legionella* vokser opptil 55 °C. Den anaerobe (vokser i fravær av oksygen) bakterien *Desulfotomaculum nigrificans*, som vokser best i temperaturområdet 45-70 °C, er funnet som årsak til vond lukt og smak på vannet i danske varmtvannssystem. Denne bakterien reduserer svovelforbindelser til dihydrogensulfid, H₂S, som lukter som råttent egg. Anaerobe forhold kan oppstå i ledninger med biofilm, i området nærmest ledningsveggen, fordi bakteriene ytterst i biofilmen bruker opp alt tilgjengelig oksygen fra vannet. Dette kan føre til groptæring på ledningene, også der de er forsynt med elektrolytisk korrosjonsbeskyttelse.

Bortsett fra for *Legionella*, er mulige helseeffekter av slike bakterier i varmtvannsforsyninger lite kjent. Temaet ble diskutert under et nordisk samarbeidsprosjekt 1990-1991, med representanter fra Danmark, Finland, Island, Norge og Sverige (47).

I Danmark ble det rapportert at folk hadde fått rød hud og kløe 15-30 minutter etter et varmt bad, men symptomene forsvant som oftest etter en times tid. Dette syntes å være relatert til folk med varmtvann fra større sentraler, for eksempel i boligblokker, og de fikk ikke samme

symptomer etter varme bad når de var på ferie og arbeidsreiser. Ingen kjemiske komponenter som kunne forårsake dette ble funnet ved analyse av vannet. I mange av disse tilfellene ble thermusbakterier påvist i varmtvannet.

I Sverige og Finland ble det rapportert at folk kunne få feber 1,5 til 6 timer etter dusjing, varme bad og badstubad. Undersøkelser av noen av pasientene viste at de hadde forhøyet antall hvite blodlegemer i blodet, men ikke forhøyet konsentrasjon av immunglobulin. Den sikre årsaken til denne reaksjonen ble ikke funnet, men reaksjonene liknet på reaksjoner etter inhalering av Gram-negative bakterier, actinomyceter og soppsporer.

Thermusbakteriene er i likhet med de fleste andre vannbakterier av en type som kalles Gram-negative. Det betyr at deres cellevegg består av en type organisk stoff som kalles lipopolysakkarider. De aller fleste vannbakterier tilhører gruppen Gram-negative bakterier. Det er velkjent innen legevitenenskapen at organiske stoff som kalles endotoksiner, og som er giftige for mennesker, for en stor del består av lipopolysakkarider.

Det er viktig å ta dette med i betraktning som et mulig helseproblem ved menneskeskapte innretninger som varmepumper og fjernvarmeanlegg hvis mennesker kan komme i kontakt med vannet. Også fra luftbefuktningsanlegg kan vannbakterier og eventuelle soppsporer spres via aerosoler dersom både inneluften og befuktningsvannet resirkuleres. Organisk stoff blir tilført vannet fra inneluften, og i vannreservoaret blir det benyttet som næringsstoff av bakterier og eventuelt sopp. De langt fleste slike vannbakterier vil være Gram-negative og kunne virke som endotoksiner på mennesker.

Også ved behandling av kompostert organisk avfall og kloakkslam kan større mengder Gram-negative bakterier komme ut i luften og bli inhalert av dem som arbeider med komposten. Ved symptomer på reaksjon på endotoksiner, bør denne årsak tas i betraktning.

B.6.3 Referanser

Referanser under kapittel B.6.1:

1. Smittestoffer som kan overføres via vann. DRIKKEVANN, Veiledningshefte G5, Statens institutt for folkehelse, Oslo 1989. ISSN 0800-7195 ISBN 82-7364-032-9.
2. Committee on the challenges of modern society (NATO/CCMS), 1984. Edit. Dean O. Cliver and Ruth A. Newman.
3. Smittevern, Hefte 5: Smittevern bok for kommunehelsetjenesten 2002-2003. Statens institutt for folkehelse, Oslo.
4. Nasjonalt folkehelseinstitutt: <http://www.fhi.no/>
5. Smittsomme sykdommer fra mat. Næringsmiddelbårne infeksjoner og intoksikasjoner. Per Einar Granum (Red.) Høyskoleforlaget AS 1996. ISBN 82-7634-048-2.
6. Ivanova, E.P., Zhukova, N.V., Gorshkova, N.M. Chaikina, E.L., 2001: Characterization of *Aeromonas* and *Vibrio* species isolated from a drinking water reservoir. J. Appl. Microbiol. **90**:919-927.

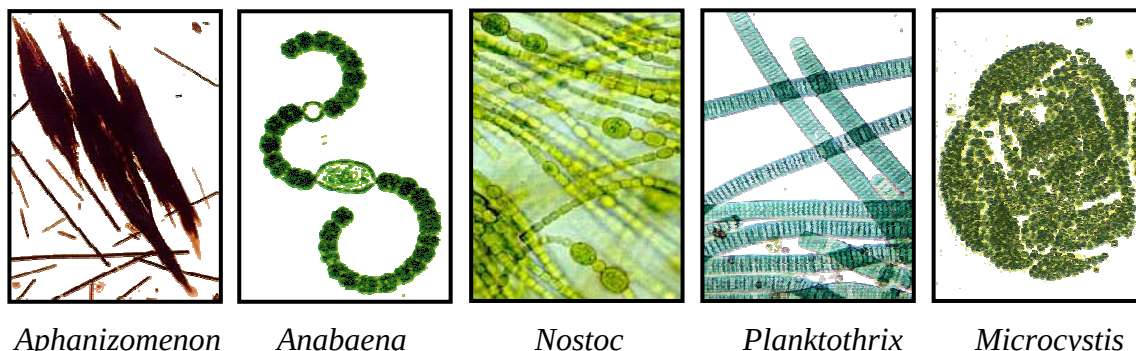
7. Sechi, L., Deriu, A., Falchi, M., Fadda, G., Zanetti, S., 2002: Distribution of virulence genes in *Aeromonas* spp. isolated from Sardinian waters and from patients with diarrhoea. J. Appl. Microbiol. **92**:221-227.
8. Ormen, O., Ostensvik, O., 2001: The occurrence of aerolysin-positive *Aeromonas* spp. and their cytotoxicity in Norwegian water sources. J. Appl. Microbiol. **90**:797-802.
9. Euzéby, J.P. (1998): Dictionnaire de bactériologie vétérinaire. Arcobacter. <http://www-sv.cict.fr/bacterio/bacdico/aa/arcobacter.html>
10. Suarez, D.L., Wesley, I., Larson, D.J., 1998: Detection of Arcobacter species in gastric samples from swine. Agricultural Research Service TEKTRAN, United States Department of Agriculture. <http://www.nalusda.gov/ttic/tektran/data/000006/90/0000069018.html>
11. Rosef, O., Gondrosen, B., Kapperud, G. and Underdal, B., 1983: Isolation and Characterization of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* from Domestic and Wild Mammals in Norway. Appl. Environ. Microbiol. **45**:375-380.
12. Kapperud, G. and Rosef, O., 1983: Avian Wildlife Reservoir of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni*, *Yersinia* spp., and *Salmonella* spp. in Norway. Appl. Environ. Microbiol. **45**:375-380.
13. Rosef, O., Kapperud, G., Lauwers, S., and Gondrosen, B., 1985: Serotyping of *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter coli*, and *Campylobacter laridis* from Domestic and Wild Animals. Appl. Environ. Microbiol. **49**:1507-1510.
14. Lund, V., 1987: Desinfeksjon av drikkevann - indikatororganismer. VANN **22**:402-410.
15. Koneman, E. W. (2002): The Other End of the Microscope – The Bacteria Tell Their Own Story. American Society for Microbiology ASM Press, Washington D.C. 2002. ISBN 1-55581-277-9.
16. Hegarty, J.P., Dowd, M.T. and Baker, K.H. (1999): Occurrence of *Helicobacter pylori* in surface water in the United States. J. Appl. Microbiol. **87**:697-701.
17. Mackay, W.G., Gribbon, T., Barer, M.R., and Reid, D.C. (1998): Biofilms in drinking water systems – a possible reservoir for *Helicobacter pylori*. Water Science & Technology **38**: 181-185.
18. Baker, K.H., Hegarty, J.P., Redmond, B., Reed, N.A., and Herson, D.S. (2002): Effect of Oxidizing Disinfectants (Chlorine, Monochloramine, and Ozone) on *Helicobacter pylori*. Appl. Environ. Microbiol. **68**:981-984.
19. Gebel, J., Vacata, V., Koch, S., and Exner, M. (2003): Effect of UV-C irradiation on the coccoid and helical forms of *Helicobacter pylori*. Foredrag presentert i Wien 9. – 11. juli 2003 under den ”2nd International Congress on Ultraviolet Technologies, IUVA”.
20. Brantsaeter AB, Hoel T, Kristianslund TI et al. Tularemi etter flåttbitt i Vestfold. Tidsskrift for Legeforeningen 1998; 118: 1191-3.
21. Referanser under kapittel B.6.2:

22. Granum, P.E. (red.) 1996: Smittsomme sykdommer fra mat. Næringsmiddelbårne infeksjoner og intoksikasjoner. HøyskoleForlaget A.S. ISBH nr.: 82-7634-058-2.
23. Czechoslovakia, Ministry of Forestry and Water Management in cooperation with the hydraulic research institute, Prague, 1968: Standard methods for the water quality examination for the member countries of the council for mutual economic assistance.
24. Inland Waters Directorate, Scientific Operations Division, Canada Centre for Inland Waters, 1978: Methods for Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.
25. Bruun, B., 1988: Contribution to the taxonomy of the genus *Flavobacterium*. Afhandling antaget til offentlig at forsvares for den medicinske doktorgrad, Københavns Universitet, 16. marts 1988. Lægeforeningens forlag, 1988.
26. Ormerod, K. S., 1988: Forekomst av Klebsiellabakterier i norske vassdrag med og uten utslipp av avløpsvann fra treforedlingsindustri. VANN 23:346-354.
27. Ormerod, K., 1987: Hygienisk vannkvalitet. Belastning med Klebsiella-bakterier fra treforedlingsindustri. Rapport F86634, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. ISBN 82-5771211-6.
28. Kristensen, K. K. og Samsøe-Schmidt, F., 1988: Mikrobielle problemer i varmtvandsystemet. Dansk VetTidsskr. 71, 15, 1/8 786-797.
29. Koneman, E. W. (2002): The Other End of the Microscope – The Bacteria Tell Their Own Story. American Society for Microbiology, ASM Press, Washington D.C. ISBN 1-55581-277-9.
30. Håland, R.G. (1993): Tiltak mot Legionella-bakterier i VVS-installasjoner. Statens institutt for folkehelse, Avd. for bakteriologi, Oslo . ISBN 82-7364-069-8.
31. Muraca, P. W., Yu, V. L., and Stout, J. E. (1988): Environmental aspects of legionnaires' disease. Jour. AWWA 80:78-86.
32. Witherell, L. E., Duncan, R. W., Stone, K. M., Stratton, L. J., Orciari, L., Kappel, S., and Jillson, D. A., 1988: Investigation of *Legionella pneumophila* in drinking water. Jour. AWWA 80:87-93.
33. Geuenich, H. H., and Muller, H. E.(1984): Isolation and germ count of *Listeria monocytogenes* in raw and treated waste water. Zentralbl. Bakteriologie. Mikrobiol. Hyg., sek. B, 179:266-273.
34. Collins, C.H., Grange, J.M., & Yates, M.D. (1984): A Review – Mycobacteria in water. J. Appl. Bact. 57:193-211.
35. Saxegaard, F. (1985): Om mykobakterier og mykobakterioser med spesielt henblikk på nontuberkuløse (atypiske) mykobakterier. Norsk Veterinærtidsskrift 97, 4, 225-234.
36. Mollohan, C. S., and Romer, M.S. (1961): Public health significance of swimming pool granuloma. Amer. J. Public Health 51:883-91.

37. Eilertsen, E. (1967): Swimming Pools as a Source of NonSpecific Tuberculin Reactions. Scand. J. Resp. Dis. **48**:238-248.
38. Linell, R, and Norden, A. (1954): *Mycobacterium balnei*, a new acid-fast bacillus occurring in swimming pools and capable of producing skin lesions in humans. Acta. tuberc. scandinav. Suppl. **33**:1-84.
39. Havelaar, A. 1-1., Berwald, L. G, Groothuis, D. G. and Baas, J. G. (1985): *Mycobacteria* in SemiPublic Swimming-Pools and Whirlpools. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B **180**: 505-514.
40. Saxegaard, F (1987): Det reviderte Bergey's system for klassifisering av bakterier. Norsk Veterinærtidsskrift **99**:535-545.
41. Ormerod, K. S. (1987): Heterotrophic microorganisms in distribution systems for drinking water. VATTEN **43**:262-268.
42. Holmberg, K. (1986) Allergiframkallande mikrosvampar i dricksvatten. Vår Föda **38**:21-30.
43. Åkerstrand, K. (1997): Mikrosvamp och aktinomyceter i dricksvatten. Vatten **53**:371-379.
44. NS 4716 Vannundersøkelse.- Sopp i vann – Bestemmelse med membranfiltermetoden. Utgave 1, 1991.
45. Thomas D. Brock: Biology of microorganisms. Third edition. Prentice/Hall International, Inc. 1979. ISBN 0-13-076810-3.
46. Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole. Free Online Photo Atlas of Microbiology: <http://www.microbiologyatlas.kvl.dk/>
47. Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P-F., vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J.L., and Aragno, M. (1996): Isolation of Thermus Strains from Hot Composts (60 to 80 °C). Appl. Environ. Microbiol. **62**:1723-1727.
48. Frederiksen, S., and Kristensen, K. K. (1991): Microbial growth in domestic hot water systems with special emphasis on connections to district heating networks. In: Bakterier i varmtvannssystemer – rapport fra en nordisk samarbeidskomité. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1991:544. Nordisk Ministerråd, København. ISBN DK 87 7303 631 5, ISBN S 91 7996 392 7, ISSN 0906-3668.
49. Folkehelseinstituttet: Smittevern 8, Veileder for forebygging og kontroll av legionellasmite fra VVS-anlegg.

B.7 Cyanobakterier

Cyanobakterier er en naturlig del av fytoplaktonet i de fleste akvatiske økosystemene, fra arktiske strøk til varme kilder, så lenge pH er nøytral eller svakt basisk og så lenge vannet strømmer sakte. Cyanobakterier er mikroskopiske fotosyntetiske organismer, encellede eller trådformede (figur B.7.1) og kan inneholde flere pigmenter som gir dem en blågrønn, rød eller svart farge.

*Aphanizomenon**Anabaena**Nostoc**Planktothrix**Microcystis**Figur B.7.1 Fem forskjellige arter av cyanobakterier*

B.7.1 Cyanobakterier

Cyanobakteriene er trolig de eldste nålevende organismene på jorden, og har gjennom årtusener tilegnet seg mange egenskaper som gjør dem meget konkurransedyktige i sitt miljø. Noen arter kan binde atmosfærisk nitrogen slik at de er uavhengige av oppløste nitrogenforbindelser. De planktoniske cyanobakterieartene kan regulere egenvekten (oppdriften). Denne mekanismen styres av lys og næringstilgang, slik at cyanobakteriene vil kunne oppholde seg der hvor vekstvilkårene er gunstigst, mens grønnalger, diatomeer o.l. synker til bunns. Egenvektreguleringen kan føre til at cyanobakteriene beveger seg helt til overflaten og blir værende der og danner det som populært kalles en oppblomstring (figur B.7.2).



Figur B.7.2 Cyanobakterieoppblomstring (det skumbelagte området nærmest land)

Det har vist seg at cyanobakterieoppblomstringer er et økende problem. Dette skyldes trolig at forurensningen av vann og vassdrag har forskjøvet den naturlige økologiske balansen til fordel for cyanobakteriene.

B.7.2 Cyanobakterietoksiner

Det har lenge vært kjent at cyanobakterier representerer en helserisiko for mennesker og dyr. Den første forgiftningen av dyr ble beskrevet i Australia på slutten av 1800-tallet (1). I årene 1960-1980 ble det vist at cyanobakteriene produserer en gruppe lever-ødeleggende toksiner (microcystiner) og en gruppe nervetoksiner (anatoksiner), begge disse gruppene er meget potente toksiner og kan resultere i død. Det ble også funnet at cyanobakteriene i likhet med andre Gram-negative bakterier produserer endotoksiner (lipopolysakkarider, LPS) som en del av celleveggen. Etter at microcystinene og anatoksinene ble oppdaget, ble alt videre arbeid fokusert på disse komponentene, og det faktum at cyanobakteriene alltid produserer LPS ble delvis neglisjert, muligens fordi det viste seg at cyanobakterie-LPS var bare en tiendedel så potent som *Salmonella*-LPS (2). Det har vist seg at LPS sammen med microcystin gjør microcystin mer giftig fordi LPS hemmer den naturlige avgiftningsmekanismen. Når en oppblomstring ble omtalt som toksisk eller ikke toksisk, har man kun referert til om oppblomstringen produserte microcystiner eller anatoksiner. Det er riktigere å ha som utgangspunkt at alle cyanobakterieoppblomstringer er toksiske på grunn av LPS-innholdet.

Microcystinene og anatoksinene er utvilsomt potente toksiner. LPS er også et godt beskrevet toksin knyttet til bakterier, men det er vist at cyanobakterier også produserer en rekke peptider med en uheldig biologisk aktivitet. Foreløpig vet vi lite om giftigheten til disse peptidene. Det vil derfor være riktig å omtale disse komponentene som "bioaktive peptider" (tabell B.7.1).

Tabell B.7.1 Viktige grupper toksiner og bioaktive peptider som produseres av cyanobakterier

Toksiner	Bioaktive peptider
Microcystiner	Microviridiner
Nodulariner	Anabaenopeptiner
Anatoksiner	Cyanopeptoliner
Lipopolysakkarider	Aeruginosiner
Cylindrospermopsin	
Saksitoksiner	

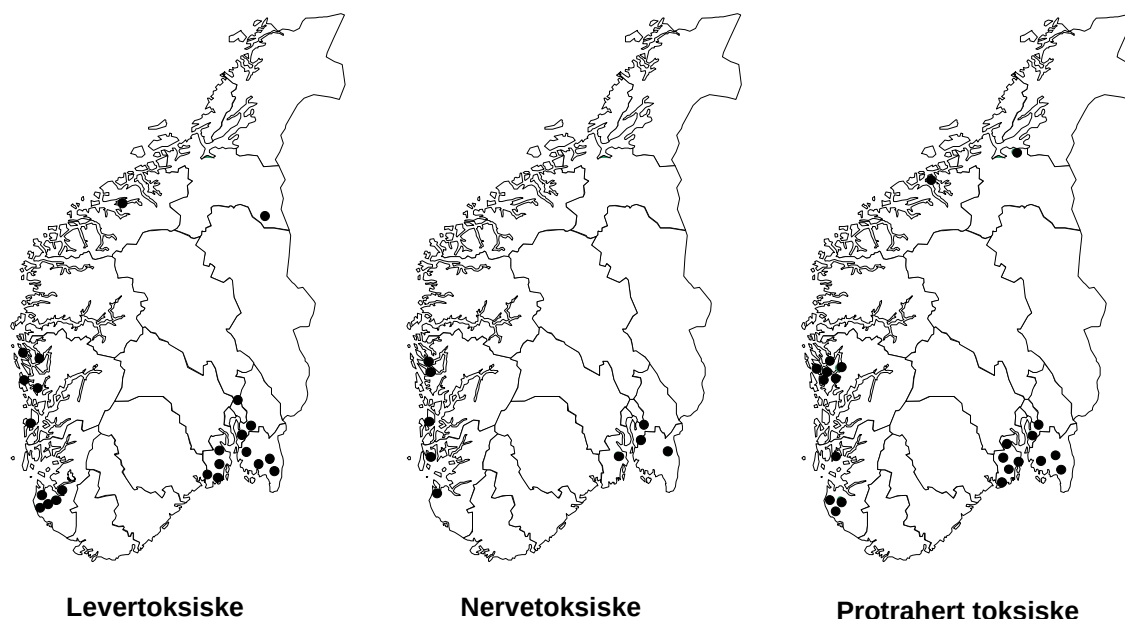
For å undersøke forekomsten av de bioaktive peptidene har vi analysert alle stammene av *Planktothrix* (92 stammer), som er isolert ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Resultatene viste at alle stammene produserte flere bioaktive peptider. Siden de fleste av de isolerte stammene kommer fra norske vann, er det rimelig å anta at også naturlige oppblomstringer produserer disse bioaktive peptidene. Vi har også analysert ca. 100 stammer, isolert fra andre europeiske land, og funnet det samme mønsteret. Dette tyder på at oppblomstringer av cyanobakterien *Planktothrix* i grove trekk produserer de samme komponentene over hele Europa.

Systematisert informasjon fra disse undersøkelsene er godt egnet til å forutsi hvilke toksiner som kan forekomme i et vann når cyanobakterieartene i vannet er kjent.

B.7.3 Forholdene i Norge

Cyanobakterieoppblomstringer er vanlig i en rekke norske vannkilder. Det er til nå ikke gjort en systematisk undersøkelse av dette fenomenet på landsbasis. Det er heller ikke utført epidemiologiske eller oppfølgende studier av personer som har vært eksponert for cyanobakterier. De oversiktene som er laget, bygger i hovedsak på prøver som er sendt til analyse av toksiner via de lokale næringsmiddeltilsynene (nå Mattilsynets distriktskontorer). Det er personer som har vært bekymret over at vann er blitt grønt, og det er stort sett prøver fra områder i Sør-Norge som er sendt til analyse.

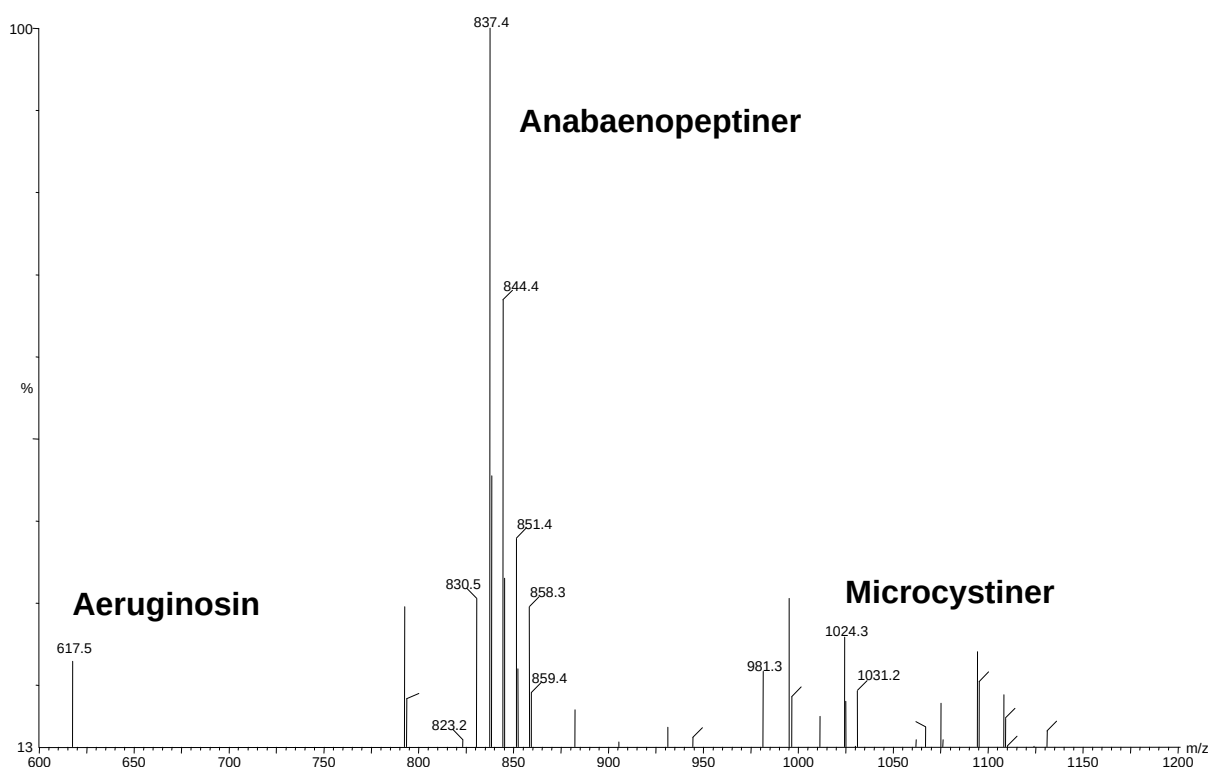
I et samarbeid mellom Norges veterinærhøgskole, Norsk institutt for vannforskning og Folkehelseinstituttet ble det fra 1978 til 1980 (3) registrert 40 vann med regelmessige cyanobakterieoppblomstringer i Sør-Norge. Disse oppblomstringene fordeler seg over Østlandet og Vestlandet som vist i figur B.7.3.



Figur B.7.3 Toksiske cyanobakterier i Sør-Norge

Av disse oppblomstringene produserte 25 % nervetoksiner og 65 % leverødeleggende toksiner (microcystiner), mens vi kan gå ut fra at alle produserte LPS. Man hadde ikke mulighet til å analysere for bioaktive peptider på denne tiden, men ved hjelp av musetest ble det vist at mange oppblomstringer inneholdt stoffer som førte til at musene døde i løpet av 24 timer. Musene dør etter ca. 90 minutter som følge av microcystin-forgiftning og etter ca. 10 minutter når nervetoksiner er involvert. Komponentene som forårsaker de "forsinkede" dødsfallene er ukjente og betegnes som protraherte toksiner. Det er mulig at de senere oppdagete bioaktive peptidene kan tilhøre denne gruppen. Undersøkelser fra 1978 til 1998 viste at av toksinene som kunne identifiseres, var microcystin vanligst i norske cyanobakterieoppblomstringer. Rapporter fra Rogaland om husdyr som døde etter å ha drukket vann som inneholdt cyanobakterier, viser at årsaken trolig var microcystin.

En undersøkelse av en oppblomstring med *Planktothrix* i Steinsfjorden sommeren 2003, viste at denne oppblomstringen produserte tre grupper peptider: microcystiner, anabaenopeptiner og aeruginosiner (Figur B.7.4).



Figur B.7.4 LC-MS kromatogram som viser gruppene av bioaktive peptider som *Planktothrix* produserte sommeren 2003 i Steinsfjorden

Det samme mønsteret finner vi også for andre norske vann med cyanobakterieoppblomstringer. Helserisikoen knyttet til de bioaktive peptidene vet vi ingenting om, men det er trolig at observerte reaksjoner etter kontakt med oppblomstringer skyldes en blanding av toksiner og bioaktive peptider.

B.7.4 Helseproblemer

Eksposering for cyanobakterier er mulig ved:

- Direkte kontakt med sensitive områder som ører, øyne, munn og svelg og områder dekket av badetøy, som gjør at vannet har god kontakt med huden i lang tid
- Svelging av vann med cyanobakterier og inhalering av aerosoler

Flere godt dokumenterte helseskader knyttet til kontakt med cyanobakterier er beskrevet.

I Canada i 1959 ble 13 personer syke etter å ha badet i et vann med cyanobakterier. Symptomene var muskelsmerter og smertefull diaré, og i avføringen til en av pasientene ble det funnet *Microcystis*-celler. Disse personene hadde badet i vannet til tross for advarsler (4).

I 1989 viste 10 engelske rekrutter tydelige tegn på forgiftning (oppkast, diaré, sterke magesmerter, blemmer på leppene og sår hals) etter bading og kanotrening i et vann med en kraftig oppblomstring av *Microcystis*. To av rekruttene utviklet alvorlig lungebetennelse og måtte innlegges på sykehus (5).

I Australia viste en epidemiologisk studie av 852 personer, som hadde vært i kontakt med en oppblomstring, et økt antall tilfeller av diaré, oppkast, forkjølelssymptomer, sår hud, blemmer i munnen, feber, øye- og øreirritasjon (6). Denne studien, som tok for seg eksponering for relativt lave konsentrasjoner av cyanobakterieceller, viste at helseskadene var relatert til mengden cyanobakterier og ikke til konsentrasjonen av microcystin. Det er derfor rimelig å anta at reaksjonene også skyldtes andre og ukjente cyanobakteriemetabolitter, som for eksempel bioaktive peptider.

Eksponering av cyanobakterier utgjør helt tydelig en helserisiko og reaksjonene spenner fra kortvarige plager som diaré, sår hals og blemmer på slimhinner til mer alvorlige forgiftninger. Verdens helseorganisasjon (WHO) anbefaler en grenseverdi for microcystin i drikkevann på 1 mikrogram per liter ($\mu\text{g/l}$).

Alle cyanobakterieoppblomstringer må betraktes som en helserisiko, selv om de i de fleste tilfeller kun fører til mindre ubehag som hudirritasjon eller diaré. Fordi cyanobakterieoppblomstringer kan resultere i akutte forgiftninger, er små barn, personer med allergier eller personer med nedsatt immunforsvar spesielt utsatt. Derfor må populære ferskvannsrekreasjonsområder hvor cyanobakterieoppblomstringer har forekommet, overvåkes og advarsler settes opp ved oppblomstringer.

B.7.5 Referanser

1. Francis, G. (1878). Poisonous Australian lake. *Nature* **18**: 11-12.
2. Raziuddin, S., Siegelman, H.W. & Tornabene, T.G. (1983). Lipopolysaccharides of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Eur. J. Biochem.* **137**: 333-336.
3. Utkilen, H., Skulberg, O.M., Skulberg, R., Gjølme, N., & Underdal, B., (2001). Toxic cyanobacterial blooms of inland waters in southern Norway 1978-1998. I *Cyanotoxins* Ed. I Chorus. Springer; pp: 46-49.
4. Dillenberg, H.O. & Dehnel, M.K. (1960). Toxic water bloom in Saskatchewan 1959. *Can. Med. Assoc. J.*, **83**:1151-1154.
5. Turner, P.C., Gammie, A. J., Hollinrake, K. & Codd, G.A. (1990). Pneumonia associated with cyanobacteria. *Br. Med J.*, **300**: 1440-1441.
6. Pilotto, L. S., Douglas, R. M., Burch, M.D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G. R. Robinson, P., Kirk, M., Cowie, C. T., Hardiman, S., Moore, C. & Attewell, R. G. (1997). Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water related activities. *Aust. N. Zealand J. Public Health* **21**: 562-566.

B.8 Humanpatogene protozoer

B.8.1 Generelt om protozoer

Protozoer er mikroorganismer som verken er virus eller bakterie. Protozoer har vid utbredelse i naturen, der de er med på å nedbryte organisk stoff. De spiser blant annet bakterier, men er likevel så små at vi må ha mikroskop for å se dem. De finnes i flere varianter, som amøber, flagellater og ciliater. Noen av dem er parasitter i tarmen til mennesker og dyr, og fører til mage-/tarmsykdom. I tarmen danner disse overlevingsstadier i form av cyster som skilles ut

med avføringen. Derfor kan smitten overføres via drikkevann. Det finnes mange forskjellige slike protozoer som kan føre til mage-/tarmproblemer hos mennesker, og da mest ved direkte smitte mellom mennesker og dyr, men smitte kan også overføres via vann på samme måte som annen fekal forurensning. Noen opportunistisk patogene akvatiske amøber kan infisere mennesker ved bading, ved at protozoen kommer med badevann inn i nesen til den badende, eller kommer seg inn via rifter i huden.

De fleste opplysningene i dette kapitlet er tatt fra boken "Smittsomme sykdommer fra mat" (1) og fra en artikkel i et spesialhefte av Norsk veterinærtidsskrift (2).

B.8.2 Beskrivelse av aktuelle protozoer

B.8.2.1 *Acanthamoeba*

Denne amøben lever av å nedbryte organisk stoff i vann, men kommer den seg inn i mennesker, kan den også utvikle seg der og føre til sykdommer som blant annet rammer sentralnervesystemet. Den er vanlig forekommende i ferskvann, spesielt i sjøer som kan ha høy temperatur om sommeren. De overlever imidlertid også i kaldt vann. Arten *Acanthamoeba castellanii* er påvist i sedimentene i islagte innsjøer i Oslo-området, sjøer som om sommeren benyttes som badevann (3).

Slike akvatiske amøber kan komme seg inn via nesen på folk som svømmer i vannet. De kommer seg derfra inn i hjernen, der de finner gunstige levevilkår. De kan også komme seg inn i mennesker ved inhalasjon, i vandrdåper i luften. Etter at kontaktlinser ble tatt i bruk, er øyeninfeksjoner som skyldes *Acanthamoeba*, blitt rapportert.

Er amøben kommet seg inn gjennom nesen, kan den føre til hjernebetennelse og betennelse i hinnene rundt hjernen og ryggmargen. Uten riktig diagnose og behandling kan døden inntre allerede en uke etter starten av symptomene.

Ved inhalasjon kommer *Acanthamoeba* videre ned i luftveiene, og man tror at infeksjonsstedet er lungene. Det er spesielt folk med nedsatt immunforsvar som blir angrepet av denne sykdommen, som utvikler seg som en hjernehinnebetennelse med svulstformig vev. Forløpet av denne sykdommen er langsommere. Den kan lede til døden i løpet av flere uker og helt opp til ett år etter de første symptomene viser seg.

Øyeninfeksjoner med *Acanthamoeba* kan skyldes at kontaktlinsene blir skylt i ikke-steril salin, eller i vann etter rensingen i rensemiddel. Den kan angripe både hornhinnen og regnbuehinnen. Hornhinnebetennelsen kan etterlate seg arr som nedsetter synet, og kan til og med føre til blindhet.

I USA forekom det sjelden rapporterte øyeninfeksjon forårsaket av amøber før 1985, men mellom 1985 og 1986 ble 24 tilfeller rapportert, og de fleste av disse menneskene benyttet kontaktlinser. Økningen i rapporterte tilfeller skyldtes også at man var blitt klar over denne årsaken, for noen av pasientene hadde hatt symptomene helt fra 1982 (4).

Denne amøben er, som foran nevnt, vanlig forekommende i ferskvann. Amøben drepes ved opphold i vann ved 65 °C i 30 minutter.

Det finnes medisiner mot denne amøben, men det er viktig at diagnosen stilles raskt slik at medisineringen kan startes så fort som mulig etter at symptomene viser seg.

B.8.2.2 *Balantidium coli*

Denne protozoen er en ciliat som hovedsakelig forekommer i tarmen hos gris, men den kan sporadisk forårsake sykdom hos mennesker som er i nær kontakt med gris, for eksempel røktere og slaktere. Den kan også finnes hos andre dyr, blant andre rotter og marsvin. Infiserte fekalier er kilden til smittestoffet. Den vanligste smittevei er direkte kontakt med fekalier. Andre smitteveier er direkte kontakt med smittet individ, eller fekalit forurensset vann eller mat.

Protozoen forekommer i to stadier, et aktivt stadium i form av en såkalt trofozoitt. Dette er en ciliat som lever i tarmen. Dette er den største ciliaten som forekommer i mennesker, de er 50-80 μm lange og 40-60 μm brede. De danner cyster, en inaktiv overlevingsform som skilles ut med avføringen. *Balantidium* cystene er kuleformede og 55 μm i diameter (5).

De fleste infeksjoner hos mennesker er symptomfrie. Når det er symptomer på sykdom, kan dette være i form av løs avføring eller diaré, og i mer sjeldne tilfeller som dysenteri, med blod i avføringen. Ved kronisk forløp er symptomene vekselvis diaré og forstoppelse som kan vare i måneder eller år.

Spredning av gjødsel fra griser i områder som drenerer til drikkevannskilder, vil være den mest aktuelle smitteoverføringsvei fra gris til mennesker, der vann er involvert. Da har de mulighet for å overføres via vann som annen fekal forurensning.

Parasitten er mest utbredt i varme land og er derfor mindre aktuell i Norge.

Trofozoitter eller cyster kan påvises ved mikroskopering av avføring, men cyster blir sjelden påvist fra menneskers avføring.

B.8.2.3 *Cryptosporidium*

Om parasitten

Cryptosporidium er relativt nyoppdaget som årsak til utbrudd med gastroenteritt, men etter at dette ble kjent, har den vært registrert som årsaken til noen av de største utbruddene i senere tid. Den ble først funnet som årsak til sykdom ved et diaréutbrudd i en kalkunbestand i 1955, og siden ble den også funnet å kunne fremkalle sykdom i kyr og sauer, spesielt i kalver og lam. Infeksjon hos mennesker ble først påvist i pasienter med nedsatt immunforsvar, men kjennskapen til dette ble først utbredt da mennesker med HIV-viruset ble syke på grunn av nedsatt immunforsvar (AIDS). Ved nærmere undersøkelse viste det seg at *Cryptosporidium* protozoer var vidt utbredt, og ble funnet både i husdyr: kyr, sau, geit, gris, hund, katt, kalkun og høns, og i ville dyr: rådyr, vaskebjørn, rev, prairieulv, bever, hare, ekorn, jordrotte, rotter, mus, fugler, krypdyr og fisk. Arten *Cryptosporidium parvum* er lite vertsspesifikk, og den er påvist hos menneske og minst 80 arter av pattedyr. Tidligere undersøkelser tydet på at de artene som er vanlig i fugler, krypdyr og fisk, ikke fremkaller sykdom hos menneske. Senere tids undersøkelser med moderne metoder har vist at den protozoen som er blitt kalt *C. parvum* omfatter minst to genotyper, derav en som bare angriper menneske og en som er felles mellom menneske og storfe. Den førstnevnte er nå utskilt som egen art, *Cryptosporidium hominis*. Det er også blitt kjent at andre arter av *Cryptosporidium*, derav en fra fugl, er påvist hos mennesker med svekket immunforsvar. De etterfølgende opplysningene er basert på observasjoner fra tiden før dette var kjent.

C. parvum er en tarmparasitt med dyr og mennesker som likestilte verter. Den har en direkte livssyklus som betyr at den ikke trenger en mellomvert for å bli ferdig utviklet. Smittestoffet kalles oocyster. Dette er et innkapslet overlevingsstadium som inneholder fire bananformede sporozoitter. Mennesker blir som oftest smittet med oocyster via munnen (oralt), men også smitte via inhalasjon forekommer. Sporozoittene kommer ut av oocysten og fester seg på overflaten av epitelcellene i henholdsvis tynntarmen og luftveiene. Infeksjonen kan også spre seg til tykktarmen, og i sjeldne tilfeller til gallegangene og galleblæra. Livssyklusen er kompleks. Først foregår en ukjønnert formering, men etter en stund utvikles det gameter av forskjellig kjønn, og etter befruktningen dannes det en zygote. Zygoten deler seg og danner fire infektive sporozoitter, som sporulerer ved å kapsle seg inn til en oocyste. Oocystene, som er runde og 4-6 mikrometer i diameter, skilles ut med avføringen, eller de hostes ut fra luftveiene. Utskillingen starter fra 2 til 14 dager etter infeksjonen, og kan vare fra et par dager til flere måneder, avhengig av effektiviteten av vertens immunforsvar. Smittede individer kan skille ut enorme mengder med oocyster. En syk kalv kan skille ut 10-50 milliarder oocyster i løpet av en sykdomsperiode på 2 uker. En AIDS-pasient med kronisk infeksjon kan i perioder skille ut 100 millioner oocyster per gram avføring.

Smittemåter og sykdomsforløp

Som andre fekale smittestoffer kan oocystene smitte via vann, både direkte og indirekte via drikkevann, og via badevann. I tillegg kommer person-til-person smitte fra personer som har infeksjon i luftveiene. I USA er person-til-person smitte dokumentert både i barnehager og i sykehus med diaréutbrudd som skyldtes *Cryptosporidium*. Ved kontakt med syke personer er imidlertid direkte fekal-oral smitte den vanligste smittevei. Dette gjelder spesielt i barnehager med småbarn i bleiestadiet. Undersøkelser i USA har vist at smitterisiko også er til stede ved å bade i forurenset vann. Den infektive dosen er lav, man antar at den generelt ligger på mellom 10 og 100 oocyster, men at en enda lavere dose kan være tilstrekkelig for immunsvekkede personer.

Hos mennesker med et normalt utviklet og fungerende immunforsvar fører infeksjon med *Cryptosporidium* sjelden til sykdom, i høyden til mild og kortvarig diaré. Hos barn av mennesker og dyr, som ennå ikke har utviklet tilstrekkelig immunforsvar, og hos personer med nedsatt immunforsvar kan sykdommen bli mer alvorlig. Spesielt utsatt er barn under 2 år og AIDS-pasienter. I USA har sykdommen vært problematisk i barnehager.

Sykdommen har som generelt symptom en svært vannholdig diaré, som oftest ikke blodig. Spesielt barn får også kvalme og oppkast. Noen får magesmerter, og noen får svak feber, under 39 °C. Hodepine kan også forekomme. Hos barn varer sykdommen vanligvis i 10-14 dager, men de skiller ut oocyster lenge etter at de er blitt symptomfrie, som oftest i opp til 24 døgn, men helt opp til 60 døgn er rapportert.

I tillegg til AIDS-pasienter og andre pasienter med nedsatt immunforsvar, for eksempel på grunn av kjemoterapi, kommer også mennesker med virussykdommer, for eksempel meslinger og vannkopper, samt underernærte barn, også i gruppen som er utsatt for å få alvorligere symptomer. Da det foreløpig ikke finnes medisin som fjerner parasitten fra tarmen, kan sykdommen for mennesker med generelt nedsatt immunforsvar bli kronisk, og kritisk på grunn av vedvarende stort væsketap. Slike pasienter må beskyttes mot smitten, for eksempel ved å unngå å få i seg ukokt vann, og bare spise kokt eller stekt mat, samt å unngå nærkontakt med personer som er smittet.

Forekomst og sykdomsutbrudd

Overlevelsen i vann er som generelt for mikroorganismer, lengre i kaldt enn i varmt vann. Frost er effektivt og inaktiverer (dreper) de fleste oocystene. I de deler av landet der beitemarker og gjødsle jorder er utsatt for frost, vil de fleste oocystene bli inaktivert om vinteren, mens de vil ha god overlevingssevne i vann som ikke er frosset. Tørke er også effektivt, de fleste oocystene vil være inaktivert etter 4 timers lufttørking. Dette kan være et viktig moment for å unngå smitte fra frukt og grønnsaker som enten er vannet eller vasket med forurenset vann. Oocystene tåler ikke varmt vann, men det trengs 30 minutter ved 65 °C for å inaktivere dem. Laboratorieforsøk ved 4 °C har vist at *Cryptosporidium* oocyster overlever i vann i mer enn 18 måneder.

Den første dokumenterte smitte via drikkevann skyldtes fekal forurensning i en grunnvannsbrønn som hadde desinfeksjon med klor som eneste behandling. I et annet vannbårent utbrudd, i Georgia, USA, i 1987, ble det anslått at utbruddet inkluderte 13 000 mennesker. Vannverket tok råvann fra en elv med overflatevann som vannkilde, og det hadde kjemisk koagulering, sedimentering og filtrering i hurtige sandfiltre, samt desinfeksjon med klor som vannbehandling. Kontrollanalyser viste at renvannet tilfredsstilte kvalitetskravene til drikkevann, men folk ble likevel syke. Ved nitidige undersøkelser viste det seg at oocyster av *C. parvum* var til stede i renvannet, og de var infektive selv om renvannets innhold av fritt restklor var 1,5 mg/l. En kombinasjon av økt forurensning i vannkilden på grunn av regnvær, omstart av filtre uten tilbakevasking og manglende overvåkning av turbiditeten ut fra hvert av filtrene, ble ansett som årsak til at oocystene fikk passere anlegget uten å bli oppdaget i overvåkningsanalysene av renvannet (6). Ved forbedring av driften forsvant også sykdomsproblemet.

Et liknende tilfelle fant sted i Milwaukee, Wisconsin, USA i 1993, der det ble anslått at 403 000 mennesker ble syke (6). Byen hadde to vannverk, hvorav det ene hadde vanninntak i Lake Michigan ca. 3 km fra et utslipp av kommunalt avløpsvann. Det forurensete drikkevannet kom fra dette vannverket, som hadde kjemisk koagulering og filtrering som renseprosess, og som nettopp hadde skiftet koaguleringsmiddel da utbruddet skjedde. Til tross for noe økende turbiditet og konsentrasjon av fekal indikatorbakterier i råvannet etter store nedbørmengder, og til tross for nesten 100 klager fra konsumentene på vannets farge, lukt og smak, ble disse signalene ikke tolket dithen at det produserte vannet kanskje ikke hadde drikkevannskvalitet. Vannverket ble stengt og rengjort, og etter dette stoppet utbruddet. I dette utbruddet døde flere personer av sykdommen. De fleste av disse var AIDS-pasienter, og for mange av dem som døde, hadde parasitten spredd seg til galle systemet (7).

Cryptosporidium er den vanligste årsak til drikkvannsbårne sykdomsutbrudd i England.

Utbrudd har også funnet sted etter kontakt med badevann. Et slikt utbrudd som inkluderte 55 personer i Brisbane, Australia, ble undersøkt, og den mest sannsynlige smitekilden var et badeanlegg med svømmebasseng, der også oocyster av *Cryptosporidium* ble påvist i vannet (8).

Undersøkelser om forekomst av cryptosporidiumcyster i vann er nå foretatt i mange land. De synes å være til stede over alt, og kan forekomme i høy konsentrasjon i vannforekomster med høy belastning med fekal forurensning. Her i landet ble større vassdrag samt drikkevannskilder i områder med stor jordbruksaktivitet undersøkt. *Cryptosporidium*cyster ble påvist i 25 % av de undersøkte drikkevannskildene, i en konsentrasjon på 1-3 oocyster per 10 liter (9). Sannsynligvis finnes de i lav konsentrasjon i de fleste vann og vassdrag.

B.8.2.4 *Cyclospora cayetanensis*

Dette er også en tarmparasitt som i likhet med *Cryptosporidium* gjennomgår ukjønnnet og kjønnnet formering i tynntarmen, hovedsakelig hos mennesker. Den danner oocyster som først blir infektive et par uker etter utskillelsen med avføringen. Oocystene, som er runde og har størrelse 8-10 mikrometer, kan overleve flere måneder i fuktig miljø.

Hos mennesker med intakt immunforsvar går sykdommen over av seg selv etter noen få uker. Hos mennesker med svekket immunforsvar kan den vare i mange måneder, med kvalme, tapt matlyst, magekrampe, vannholdig diaré, slapphet og vekttap.

Dette ser ut til å være en vanlig parasitt i mange land i tropiske og subtropiske deler av verden. Sykdomsutbrudd i tempererte strøk, som hos oss, har hittil skjedd etter opphold i slike strøk, men er også rapportert etter konsum av ferske bringebær fra slike strøk. Fordi oocystene kan være infektive etter lang tids opphold i fuktig miljø, kan de også være årsak til vannbårne utbrudd.

B.8.2.5 *Entamoeba histolytica*

Denne protozoen er en amøbe som forårsaker diarésykdom (amøbedysenteri), leversykdom eller kronisk infeksjon uten tydelige symptomer. Smitte med denne mikroben er gått tilbake i de industrialiserte landene der den før var et problem, ikke minst på grunn av at renseanlegg for kloakkvann er blitt mer utbredt. Parasitten forekommer i alle klimasoner, men spesielt i tropiske og subtropiske strøk. Reservoar for amøben er mennesker.

Smittestoffet er 10-15 µm store cyster som omdannes til trofozoitter (den aktive formen) som formerer seg ved todeling. Disse lever på veggene i endetarmen og blindtarmen. De kan også trenge inn i endetarmsveggen og føre til sårdannelse, og deretter kan den bli ført med blodet til andre deler av kroppen, hovedsakelig til leveren. Trofozoittene går fort til grunne hvis de kommer ut av tarmen sammen med diaré-avføringen, men enkelte kapsler seg inn og overlever lenge i naturen i cysteform.

Akutt sykdom gir vanligvis hyppig, småklattig avføring med slim og blod, i sjeldne tilfeller kraftigere blodig diaré med feber (amøbedysenteri). Inkubasjonstiden kan være fra noen dager til flere måneder. Ved spredning til leveren vil denne bli forstørret, med smerter øverst i mageregionen og feber. Ca. 10 % av de infiserte utvikler sykdom. De fleste kvitter seg med parasitten i løpet av et år, mens noen blir kroniske bærere. En beslektet protozo, *Entamoeba dispar*, gir mildere infeksjon (trenger ikke inn i tarmen), og siden denne har samme utseende som *E. histolytica*, kan mange av de mildere sykdomstilfellene kanskje ha vært forårsaket av *E. dispar*.

Utbrudd av dysenteri var forholdsvis vanlig i Norge på 1700- og 1800-tallet. Sykdommen ble den gang kalt "blodsott" eller "blodgang". At sykdommen "dysenteri", som også kan forårsakes av bakterien *Shigella*, kunne forårsakes av en amøbe, ble først avklart på slutten av 1800-tallet. Amøben ble identifisert i 1875. Verdens helseorganisasjon har beregnet at *E. histolytica* er ansvarlig for ca. 100 000 dødsfall årlig i verden. I Norge opptrer denne amøbeinfeksjonen vanligvis som importtilfeller. Vannbårne utbrudd er registrert også i industrialiserte land, bl. a. i Sverige.

Inntørring inaktiverer cyster av *Entamoeba* straks. I svakt alkalisk resipientvann, for eksempel i vann med algeoppblomstring, kan cystene overleve i mer enn 4 uker. Overlevingen i vann

ved forskjellig temperatur er blitt undersøkt: Lagringsforsøk har vist at de ved 10 °C inaktiveres i løpet av 4 uker, ved 20 °C i løpet av 1 uke, ved 25 °C i løpet av 3-4 dager, og ved 52 °C i løpet av 2 minutter.

B.8.2.6 *Naegleria fowleri*

Dette er en akvatisk amøbe som lever av å nedbryte organisk stoff i vann. *N. fowleri* kan overføres til mennesker ved at vann som inneholder amøben kommer i kontakt med slimhinnene i nesen. Spesielt ømfintlige er barn og ungdom, og de fleste blir smittet ved bading i innsjøer, varme kilder eller svømmebasseng. Fra nesen kommer amøben seg inn i hjernen, og den fører da til akutt hjerne- og hjernehinnebetennelse.

Den smittede utvikler sterk hodepine, kvalme med oppkast, høy feber og andre symptomer på hjernehinnebetennelse, og døden kan inntre allerede den femte eller sjette dag etter sykdomsutbruddet

Det finnes medisiner mot denne amøben, men det er viktig at diagnosen stilles raskt slik at medisineringen kan startes så fort som mulig etter at symptomene viser seg.

B.8.2.7 *Sarcocystis*

Dette er en vevsparasitt som har en to-verts syklus. Der er mange arter av denne parasitten, men artenes utbredelse og sykdommen de medfører er ikke så godt kjent som for mange andre parasitter. Av dyr er planteetere mellomverter og kjøttetere endeverter, der parasitten danner oocyster som skilles ut med vertens avføring (12). Kjøttetere kan derfor bli smittet ved å spise rått kjøtt fra infiserte planteetere, noe alle de ville kjøtteterne gjør. Mennesker, som er altetende, kan være både mellomvert og endeverter (12). Hvis dette er tilfelle, betyr det at vi kan produsere oocyster som skilles ut med vår avføring, og da kan oocystene finnes i resipientvann for rensset og urensset kommunalt avløpsvann.

Parasitten er utbredt over hele verden, og finnes i alle slags dyr, både ender, gjess, duer, ryer, hauer, harer, rådyr og elg, ja selv i sel er de påvist. I en undersøkelse av 208 hvithalede hjort i Ontario, Texas og Wisconsin viste det seg at 80 % var infisert med *Sarcocystis* (13). I Michigan var en stor del av undersøkte større fugler, spesielt ender, og skogsfugl og elg, infisert.

Parasitten gjør seg mest gjeldende i form av sykdom hos mellomverten (14). Sykdommen gjør seg gjeldende som muskelbetennelse, væskeansamling i vevene, vevsdød, og blødninger i bl.a. hjertehinnen. Årsaken oppdages som regel ikke før under obduksjon av verten. Hos mennesker er parasitten oppdaget i pasienter som er innlagt for hjerteattakk. Massiv infeksjon kan forårsake død. Dette er vist for både gris, sau og mus. Andre symptomer er generell svekkelse, halting eller lammelse.

Det finnes ingen effektiv behandling. Det er ikke påvist at parasitten kan smitte mennesker direkte via drikkevann. Den må via en planteetende mellomvert.

B.8.2.8 *Toxoplasma gondii*

Denne protozoen er en vevsparasitt med katt som endeverter og de fleste hvirveldyr som mellomvert. Den er utbredt i hele verden. Oocyster dannes i kattens tarm og skilles ut med dens avføring. Fordi katters avføring ikke vanligvis føres ut i vann, er vann ikke noen viktig

smittevei for denne parasitten. Smitten kan imidlertid føres ut i vassdrag med overvann etter regnskyll i byområder.

I katter lever protozoen i tarmen, der den produserer oocyster, 10-12 µm i diameter. Disse oocystene sporulerer til to sporocyster, og hver sporocyste inneholder fire sporozoitter. Når andre dyr eller mennesker får i seg disse oocystene, utvikler sporozoittene seg intracellulært i verten, for til slutt å ende opp som ”sovende cyster” i muskler og hjernevev. Katter får dem i seg ved å spise infiserte dyr, som rotter og mus, eller mat som er infisert med avføring fra smittede katter, fra søppeldunker o.l. Mennesker kan få oocyster tilført direkte fra katter, eller fra fekal forurensset mat eller vann.

I de fleste mennesker med intakt immunforsvar gir denne infeksjonen ingen symptomer. Noen ganger, og spesielt i personer med nedsatt immunforsvar, kan den gi alvorlig sykdom, som spiseforstyrrelser, vekttnap, hepatitt (gulsott), lungebetennelse, øyebetennelse, oppsvulmede lymfeknuder, med feber.

Denne parasitten er en viktig årsak til abort og dødfødsler hos husdyr, og også hos menneske.

Den alvorligste komplikasjonen etter infeksjon med *Toxoplasma* er at parasitten kan overføres fra gravide kvinner til fosteret. Det kan medføre abort, dødfødte barn, eller barn med mentalt eller fysisk handikap. Risikoen for overføring til fosteret er størst hvis moren blir smittet i den første tredjedel av svangerskapet, slik at hun da gjennomgår den akutte fasen av infeksjonen. Dette fører ofte til abort.

Et stort vannbårent sykdomsutbrudd med denne parasitten som årsak fant sted i Canada i 1994/95, i området Greater Victoria i British Columbia (16, 17). Det startet med at legene begynte å finne unormalt mange mennesker med akutt toksoplasmose (sykdom som skyldes *Toxoplasma*), samt med øyebetennelse som skyldtes *Toxoplasma*, med én topp av nyregistrerte i desember 1994 og én topp i mars 1995, til sammen 100 registrerte personer. Undersøkelser ble igangsatt, og den mest sannsynlige smittekilde var drikkevann fra et vannverk som distribuerte vann fra et vannreservoar etter desinfeksjon med kloramin som eneste behandling. Etter et par uvanlig sterke regnfall i den perioden økte både turbiditeten og den fekale belastningen i råvannet i reservoaret. Slik økning i turbiditet hadde skjedd før uten at det hadde ført til sykdomsutbrudd, og desinfeksjonen inaktiverte de fekale indikatobakteriene. Undersøkelsene vist at det var mange katter i området rundt reservoaret, både tamme og ville, og en stor del av disse var infisert med *Toxoplasma gondii*. Regnskyllene hadde ført avrenningsvann fra nedbørfeltet ut i reservoaret, og dette var den mest sannsynlige forklaring på hvordan toxoplasmacyster var blitt tilført råvannet. Dette er det første dokumenterte vannbårne sykdomsutbrudd med denne protozoen som årsak.

B.8.2.9 *Giardia intestinalis*

Om parasitten

Denne protozoen har i den senere tid gjennomgått flere navneskifter, fra *Giardia lamblia*, *Giardia duodenalis* til *Giardia intestinalis*, men alle tre navnene er fortsatt i bruk. Man trodde tidligere at den var felles for de fleste pattedyr, inkludert menneske. Moderne, molekylærgenetiske metoder har avslørt at det finnes mange varianter av denne protozoen. Noen er patogene for mennesker, noen for dyr, og noen for begge.

G. intestinalis er en flagellat som finnes som trofozoitt i epitelet i tolvfingertarmen og øvre del av tynntarmen hos infiserte individer. Den formerer seg ved todeling og kan komme til å danne et tett belegg på tarmveggen, så tett at det forhindrer næringsopptak hos pasienten. Trofozoitter som løsner og følger med tarminnholdet, kapsler seg inn og blir til cyster som kommer ut med avføringen. Ved rask tarmpassasje og løs avføring blir det også skilt ut trofozoitter, men disse går raskt til grunne. De første cystene kan påvises 5-10 dager etter smitte, men cysteutskillingen er uregelmessig. Individer med sterk infeksjon kan skille ut opp mot en milliard cyster per dag. Cystene er ovale og av størrelse 8-14 x 6-10 µm. Hos mennesker kan smittestoffet føre til en symptomfri infeksjon, eller til akutt eller kronisk tarmsykdom. Det er ikke avklart om dette skyldes ulike varianter av protozoen med ulik patogenitet, eller ulik styrke på immunforsvaret til de infiserte personene. I områder med stor utbredelse av parasitten ser en helst akutt sykdom hos barn, mens eldre personer kan ha parasitten med mildere eller ingen symptomer. Ved epidemien i Bergen 2004 var unge voksne den gruppen hvor man fant de fleste syke, og flere kvinner enn menn. I skrivende stund er det usikkert om dette skyldes alderssammensetningen blant dem som er bosatt i Bergen sentrum, eller om det er andre faktorer som har spilt inn.

Smittemåter og sykdomsforløp

Akutt sykdom opptrer 1-3 uker etter smitte. Den ytrer seg ved kvalme, tapt matlyst og etterhvert tyntflytende og illeluktende diaré, med utpreget rumling i magen, oppblåst mage, luftplager, og krampelignende magesmerter. For de fleste er sykdommen forbigående og varer i 2-4 uker, men relativt mange får en kronisk infeksjon med unormal tarmfunksjon. Det kan bli generell sykdomsfølelse, med vekslende mellom diaré og forstoppelse, kvalme, og vekttap som før nevnt.

Den infektive dosen er lav, og nyere forskning tyder på at selv inntak av en eneste cyste gir en viss sjanse for utvikling av sykdom, avhengig blant annet av individets immunstatus. Inntak av 10 cyster gir nesten 100 % sjanse for utvikling av sykdom. Det finnes aktive medisiner mot denne parasitten, Flagyl er mest brukt.

Forekomst og sykdomsutbrudd

Parasitten forekommer i alle land, men er spesielt utbredt i tropiske områder, der over 50 % av befolkningen kan være infisert. Personer med giardiainfeksjon registrert i Norge har inntil nylig i de aller fleste tilfeller blitt smittet i utlandet. Noe av årsaken kan være at det bare er innvandrere og adoptivbarn fra utlandet som systematisk blir undersøkt, og sjelden blir det undersøkt om det finnes *Giardia* i avføringsprøver fra nordmenn som ikke forteller ved legebesøk at de har vært i utlandet. *Giardia* er også funnet i husdyr som hunder og katter, og i enkelte ville dyr som delvis lever i vann, for eksempel bever. Bever antas å ha vært smitekilden ved et sykdomsutbrudd i staten Washington i USA i 1976. Smitten kan overføres via de vanlige veier fra avføring til munn.

I de senere år er det blitt vist at *Giardia* ser ut til å spille en vesentlig rolle som årsak til diarésykdommer rundt om i verden, og at vann kan være en viktig smittevei. Først i 1966 ble man klar over at denne smitten kunne spres via vann. Det er mulig at vannbåren smitte også har vært til stede før, men at legene ikke har vært klar over smitteveien og derfor ikke har tenkt på denne protozoen som årsak til et vannbårent diaréutbrudd.

Inntil 1982 var det ikke rapportert diaréutbrudd på grunn av *Giardia* i Vest-Europa. I tillegg til spredte utbrudd i USA og Canada var vannbårne utbrudd kjent fra Sovjetunionen, spesielt

fra området rundt Leningrad, og fra tropiske land. I 1982 ble det imidlertid i Sverige påvist at *Giardia*-cyster fra en kloakkforurenset borebrønn var årsaken til diaré hos 56 personer, mens ca. 560 personer fikk diaré forårsaket av en mikrobe med kortere inkubasjonstid enn *Giardia*. Dette vannet var behandlet ved lufting og sandfiltrering, men ble ikke desinfisert (10). I jule- og nyttårshelgen 1986/87 var det et nytt utbrudd i Sverige, der kloakkforurenset drikkevann i en hytteby førte til at et stort antall skiturister ble syke. Av ca. 4 000 personer som besøkte hyttebyen i denne perioden hadde 90 % symptomer på mage-/tarmsykdom. Av de personer som gjennomgikk parasittologisk undersøkelse hadde 1 490 personer *G. lamblia* og 105 personer *Entamoeba histolytica*, og de fleste med *Entamoeba* hadde også *Giardia* (11). Dette er ett av de største vannbårne utbrudd med *Giardia* i Europa.

I USA anser de nå vann som en viktig smittevei for *Giardia*-cyster. Denne protozoen er der årsaken til de fleste vannbårne diaréutbrudd med identifisert sykdomsfremkallende mikrobe.

I Norge har vi ikke hatt kjente sykdomsutbrudd forårsaket av vannbåren smitte av *Giardia* inntil høsten 2004. Det ble da registrert et utbrudd i Bergen som medførte at ca. 1 050 personer ble syke (registrert per 6. desember 2004). Årsaken til smitten var akutt fekal forurensning av vannkilden Svartediket som forsyner de sentrale deler av Bergen. Etter kraftig nedbør i slutten av august ble det registrert høye verdier av *E. coli* i råvannet. Eneste behandling av vannet var klorering. Klor har ikke desinfiserende effekt overfor parasitter, så disse har helt sikkert passert desinfeksjonen selv om desinfeksjonen var effektiv overfor indikatororganismene.

Etter at det ble kjent at *Giardia* og *Cryptosporidium* kunne smitte via vann, er deres utbredelse i vann og vassdrag blitt gjenstand for undersøkelse i mange land, også i Norge. Her i landet ble større vassdrag samt drikkevannskilder i områder med stor jordbruksaktivitet undersøkt. *Giardiacyster* ble påvist i 19 % av de undersøkte drikkevannskildene, i en konsentrasjon på 1-3 cyster per 10 liter (9). Sannsynligvis finnes de i lav konsentrasjon i de fleste vann og vassdrag. Det ble i denne undersøkelsen ikke skilt mellom cyster som kunne føre til sykdom hos dyr og/eller mennesker.

Giardiacystene er relativt miljøresistente og kan overleve i over 2 måneder i kaldt ferskvann (2-8 °C). Ved 56 °C blir de inaktivert etter 5 minutter; i kokende vann straks. Ved lufttørring inaktiveres de innen ett døgn. Cystene inaktiveres stort sett ved frysing, men enkelte har overlevd å være frosset i opp til 14 dager.

B.8.2.10 *Isospora belli*

Denne protozoen er en tarmparasitt som utvikler seg i tynntarmen hos mennesker. Den danner oocyster som skilles ut med avføringen. Oocysten inneholder en såkalt sporoblast med det samme den skilles ut. Denne utvikler seg etter utskillelsen, inne i oocysten, til to sporoblaster. Hver av disse utvikler seg videre til to såkalte sporozoitter, fremdeles inne i oocysten, i løpet av et par dager. Disse er infektive. Når oocysten kommer inn via munnen til en vert, åpner oocysten seg i tarmen og sporozoittene infiserer tarmen. Der formerer de seg aseksuelt og produserer da såkalte merozoitter, som infiserer flere tarmceller. Denne produksjonen opphører vanligvis etter en tid, men etter noen generasjoner med aseksuell reproduksjon produseres også oocyster, som igjen utskilles med avføringen og sporulerer utenfor verten.

Oocystene er ovale, og av størrelse 20-33 x 10-19 µm, og de kan overleve i flere måneder i fuktig miljø.

Parasitten regnes som lite patogen fordi reproduksjonen i tarmen vanligvis opphører av seg selv. Den kan forårsake mild, kortvarig diaré hos personer med normalt immunforsvar. Hos personer med svekket immunforsvar kan den imidlertid forårsake alvorlig, kronisk og livstruende diaré-sykdom.

Som annen fekal forurensning kan smitten overføres via vann, men den er ikke rapportert som årsak til vannbårne diaréutbrudd.

B.8.2.11 Mikrosporidier

Flere arter av mikrosporidier kan forekomme hos menneske. Ennå vet en relativt lite om forekomsten hos mennesker og hva de har å si i form av sykdom, men de kan komme til å utgjøre en ny og viktig parasittgruppe. De ble tidligere ansett som ufarlige for mennesker, men i den senere tid er det blitt dokumentert at de kan være opportunistisk patogene, og fremkalle alvorlig sykdom hos immunsvekkede personer, i form av vedvarende diaré og vekttnap. Noen arter utvikles i tynntarmen, og andre er mindre vevsspesifikke og kan finnes flere steder i kroppen. Alle er intracellulære parasitter.

De danner resistente overlevelsformer som kalles sporer, som er 2-3 μm store. De kan overleve i vann ved 4 °C i over ett år. Hittil er ikke vannbåren smitte direkte påvist, men en regner med at dette er en sannsynlig smittevei.

Smitte kan skje via munnen eller ved inhalasjon.

B.8.3 Inaktivering og fjerning av protozo-cyster

Når mikroorganismer fra avføring kommer ut i resipientvann, som for dem er et ugunstig miljø, er en generell regel at de overlever lenger i kaldt enn i varmt vann, og lenger i mørke enn i lys. Dette gjelder også for tarmprotozoene. Som cyster overlever de lenger enn de fekale indikatorbakteriene, med unntak av *Clostridium perfringens* som overlever i form av sporer. Bare denne tarmbakterien kan benyttes som indikator for mulig tilstedeværelse av protozocyster.

De fleste cystene er også så små at de i likhet med bakterier kan passere hurtigsandfiltre uten tilstrekkelig reduksjon i antall. De kan reduseres i antall ved koaguleringsprosesser, men den kritiske fasen her er fasen like etter tilbakespyling av filtrere, modningsfasen, hvor det alltid skjer en viss lekkasje gjennom filtrere. Vannbårne utbrudd har funnet sted fordi cyster er kommet med i vannet som sendes ut på nettet etter endt tilbakespyling, uten at analyser har vist at vannet var forurensset. Membranfiltrering ved porestørrelse 10 nm vil fjerne alle protozocyster som hittil er registrert som årsak til vannbårne utbrudd.

Både protozocyster og bakteriesporer er svært motstandsdyktige mot oksiderende desinfeksjonsmidler. Av oksiderende desinfeksjonsmidler for drikkevann er det bare ozon som kan ha en god nok effekt.

Bestrålingsprosesser med ultrafiolett lys vil inaktivere cystene til *Giardia* og *Cryptosporidium*, og antakelig også cystene til andre protozoer, innen normalt benyttede bestrålingsdoser. Som eksempel kan nevnes at det for oocyster av *Cryptosporidium* ved UV-bestråling oppnås en 3-logs reduksjon ved lavere dose enn 30 mWs/cm². UV-desinfeksjon ved laveste fastsatte dose gjør det derfor lite sannsynlig at mulige oocyster i vannet vil føre til at vi blir syke.

Cyster av *Giardia* og *Cryptosporidium* er meget bestandige mot klor. *Cryptosporidium* har vist størst klortoleranse. I USA anser de at det vil være umulig å inaktivere dem ved desinfisering med klor i et vannverk. For *Entamoeba*-cyster er det funnet at mer enn 9 mg/l fri klorrest er nødvendig for å inaktivere cystene i løpet av 20-30 minutter. Laboratorieforsøk med cyster i springvann har vist at 0,5 mg/l av ozon inaktiverer 87-99 % av cystene. 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. Veilederen til drikkevannsforskriften angir kriterier for effektiv desinfeksjon ved forskjellige prosesser og for de ulike mikrobene.

B.8.4 Påvisning av protozoer i vann

Tilstedeværelse av vannamøber kan påvises ved å stryke vann- eller slamprøven ut på en «plen» eller en «strek» av bakterier (3). Bakteriene er da føde for amøbene, slik at flekker med mindre bakterietetthet oppstår der amøber finnes på platen. Dette krever imidlertid at organismene er til stede i så store mengder at de kan påvises i noen få milliliter prøve, ellers må et større volum av prøven behandles ved for eksempel sentrifugering eller filtrering. Mikroskopering benyttes til identifikasjon av *Acanthamoeba*. Serologisk testing av trofozoitter må til for å skille *Naegleria fowleri* fra den ikke-patogene *N. gruberi* som også finnes i vann.

De parasittiske tarmprotozoene formerer seg ikke utenfor tarmen. Ved utslipp av avløpsvann vil et eventuelt innhold av cyster bli sterkt fortynnet i resipienten. For å påvise dem i vann er det derfor som oftest nødvendig å konsentrere dem fra vannprøven ved filtrering av flere liter vann. Standardiserte metoder for påvisning av *Giardia*- og *Cryptosporidium*-cyster i vann er utarbeidet. Analysene er kompliserte og krever mye arbeid. Få laboratorier her i landet har innarbeidet en metode for bruk på oppdragsbasis. Ett laboratorium som tilbyr dette, med EPA metode nr. 1623, er M-lab i Midt-Rogaland.

Cyster og/eller trofozoitter kan påvises direkte i kliniske prøver ved enkelte institusjoner (Norges veterinærhøgskole) og medisinske laboratorier. Mennesker kan undersøkes for akutt eller gjennomgått infeksjon ved serologiske tester.

B.8.5 Referanser

1. Smittsomme sykdommer fra mat. Per Einar Granum (red.) Høyskoleforlaget AS 1996. ISBN nr.: 82-7634-048-2.
2. Gjerde, B. (1998): Vassborne parasitter. Norsk veterinærtidsskrift **110**:597-605.
3. Brown, T. J., and Cursons, T. M., (1977): Pathogenic Free-living Amebea (PFLA) from Frozen Swimming Areas in Oslo, Norway. Scand. J Infect Dis **9**:237-240.
4. FDA/CFSAN Bad Bug Book. *Acanthamoeba* spp., *Naegleria fowleri* and other amobae: <http://vm.cfsan.fda.gov/~mow/chap29.html>
5. Graphic images of parasites. *Balantidium coli*: <http://www.biosci.ohio-state.edu/~parasite/balantidium.html>
6. Craun, G. F., Hubbs, S. A., Frost, F., Calderon, R. L. and Via, Steve H. (1998): Waterborne outbreaks og cryptosporidiosis. JAWWA **90**:81-91.

7. Vakil, N., Schwartz, S., Buggy, B. P. et al (1996): Biliary Cryptosporidiosis in HIV-infected People After the Waterborne Outbreak of Cryptosporidiosis in Milwaukee. *N Engl J Med.* **334**:19 (Abstract).
8. Stafford, R., Neville, G., Towner, C. McCall, B.(2000): A community outbreak of *Cryptosporidium* infection associated with a swimming pool complex. *Commun Dis Intell* 2000; **24**:236-239.
9. Robertson, L., and B. Gjerde (2000). *Cryptosporidium* og *Giardia* i drikkevasskjelder i Noreg. Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), Rapport 6/2000.
10. Neringer, R., Andersson, Y., and Eitrem, R. (1987): A Water-born Outbreak of Giardiasis in Sweden. *Scand J Infect Dis* **19**:85-90.
11. EPID aktuellt, Årgång 10 Nr 6/87. Epidemiologiska avdelingen, Statens Bakteriologiska Laboratorium, Stockholm (Nåværende Smittskyddsinstitutet).
12. Intestinal parasites (Protozoa). Sporozoea Order: Eucoccidiida *Sarcocystis* Spp.: <http://www.cdfound.to.it/HTML/sarcol.htm>
13. Dpt. of Natural Resources, Michigan gov. *Sarcocystis*: www.michigan.gov/dnr/0,1607,7-153-10370_12150_12220-27272--,00.html
14. Graphic Images of Parasites, *Sarcocystis* spp. <http://www.biosci.ohio-state.edu/~parasite/sarcocystis.html>
15. B. Stray-Pedersen and A.M. Lorentzen-Styr (1979): The prevalence of toxoplasma antibodies among 11736 pregnant women in Norway. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* **11**:159-65.
16. Bowie, W. R., King, A. S., Werker, D. H., Isaac-Renton, J. L., Bell, A., Eng, S. B., Marion, S. A., (1997): Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water. *The Lancet* **350**:173-77.
17. Irwin, G. S., King, A. S., Werker, D. H., Bell, A. A., Gill, R., Isaac-Renton, J., Eng, S. B., Johnstone, T., Bowie, W. R., Marion, S. A., Roscoe, D., Burnett, A., Jagdis, F., Macleod, P., Peck, S. and Hull, J. (1999): An outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water – water quality and water supply aspects. *Proceedings of the national conference on drinking water.* 7th 1999 Vol. 7th pp 87-110.

B.9 Helminter

Helmintene er rundormer (nematoder), ikter (trematoder) og bendelormer (cestoder), hvorav bare noen få kan overføres til mennesker via vann, og bare noen meget få av disse er aktuelle ved våre breddegrader. De voksne individene er ikke mikroorganismer, men de formerer seg via flere stadier hvorav de som overføres via vann er så små at de kan anses å oppføre seg nesten som mikroorganismer.

B.9.1 Rundormer (Nematoder)

B.9.1.1 *Ascaris lumbricoides*

Dette er spolormen som er den mest aktuelle av nematodene. Den kan overføres via vann som annen fekal forurensning fordi dens egg finnes i avføringen til individer som har parasitten. Direkte smittevei fra avføring til munn er mer vanlig. Hunder og katter kan ha spolorm, og barn som leker i sandkasser kan få i seg egg fra sanden hvis slike dyr har gjort fra seg der. Smitte kan også skje via grønnsaker som spises rå hvis de er vannet ved overrisling med fekal forurenset vann.

Enkelte andre nematoder utvikler seg til infeksiose larver i 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. Den aktuelle nematoden, *Dracunculus medinensis*, er utbredt i tropiske land som Afrika og India, men finnes ikke ved våre breddegrader.

B.9.2 Ikter (Trematoder)

Ikter har en meget kompleks livssyklus som involverer minst to ulike verter. Noen ikter kan gi infeksjon via vann og medføre alvorlig sykdom hos mennesker, men disse artene finnes ikke i Norge. Vannfugler i Norge kan imidlertid ha blodikter fra familien *Schistosomatidae* som parasitter. Disse blodiktene har ulike ferskvannssnegler som mellomverter. Disse sneglene er vidt utbredt hos oss. Blodiktens egg kommer i vannet med avføringen fra fuglene, og klekkes til små, bevegelige larver, *miracidia*. Disse dør etter kort tid hvis de ikke finner en snegl. I sneglen blir larven til en sporocyste hvor det foregår ukjønnnet formering og som gir opphav til en mengde haleikter, *cercarier*, som forlater sneglen.

Cercariene er 0,5 mm lange, har ovalt forparti med to sugeskåler og to øyeflekker, og har en lang, tokløftet hale. Spesielt i lengre varmeperioder om sommeren når vanntemperaturen i sjøer og dammer blir over 20 °C, kan sneglene avgi store mengder cercarier. De prøver å nå en ny vert, en vannfugl, og søker seg opp til vannoverflaten. Da kan de også trenge inn i huden til folk som bader, men siden de ikke kan utvikle seg videre i mennesker, dør de der. Mennesket kan imidlertid få kløende utslett som ligner myggestikk, cercariedermatitt eller svømmekløe. Enkelte personer kan få meget sterke reaksjoner. Utslettet varer i vel en uke. Gjentatte eksponeringer for slike cercarier øker plagene. Svømmekløe rapporteres hver sommer fra mange ferskvannsbadeplasser i Sør-Norge.



Figur B.9.1 Schistosomatidae-cercarie – en art som lager svømmekløe. Denne kommer fra en snegl fra Sognsvann i Oslo (Foto: Reidar Mehl, Folkehelseinstituttet)

B.9.3 Bendelormer (Cestoder)

Cestoder som er parasitter hos mennesket, trenger et dyr som mellomvert, og smitter derfor ikke direkte fra menneske til menneske. Noen av disse bendelormene vokser i fullt utviklet stadium hos mennesker og i larvestadium hos dyr, andre omvendt. Vann er en av mange smitteveier. De infeksiose segmenter av bendelormen kan tilføres resipientvannet bare med avføring fra *endeverten* for parasitten.

Av bendelormer med mennesket som endevert overføres *Taenia solium* fra gris, og *Taenia saginata* fra kyr. Dyr kan få i seg eggene enten ved direkte å drikke forurenset vann, eller når de beiter på jorder som er vannet med infisert vann eller gjødslet med dårlig stabilisert naturgjødsel. Fordi menneske er endevert for bendelormer som har storfe som mellomvert, bør ubehandlet kloakkslam ikke brukes som gjødsel på beitemark for storfe. Mennesker får i seg parasitten ved å spise utilstrekkelig kokt eller stekt kjøtt som inneholder larvestadiet.

B.9.3.1 *Taenia saginata*

T. saginata har menneske som endevert og normalt storfe som mellomvert. I tynntarmen kan voksne individ bli fra 4 til 10 m lange, men den fører sjelden til sykdom, i høyden en mild diaré. I Vest-Europa er den relativt sjelden, men økende turisme kan føre til at storfebestanden vår blir nedsmittet. Dette gjelder spesielt hvis vandrerturister gjør fra seg i skog og mark, eller hvis bobilturister tømmer sine toaletter ute i naturen i stedet for i tilrettelagte tømrestasjoner.

B.9.3.2 *Taenia solium*

T. solium har menneske som endevert og normalt gris som mellomvert, men den kan også benytte menneske som mellomvert, og det fører til en svært alvorlig sykdom. Den voksne

ormen lever i menneskers tynntarm der de kan bli 2-4 m lange. Parasitten er særlig utbredt i Sør- og Mellom-Amerika, deler av Afrika og i Sørøst-Asia. Den er ikke påvist i Norge.

B.9.3.3 *Taenia echinococcus* (Echinococcus)

T. echinococcus har larvestadiet hos menneske og dyr som sauer og kyr, mens den fullvoksne bendelormen lever i hund, ulv og rev. Mennesker kan få i seg parasitten ved direkte kontakt med hunder, eller ved å spise mat eller drikke vann som er forurensset med avføring fra hunder. I Norge finnes den vesentlig i Finnmark, der den har larvestadiet i reinsdyr.

B.9.3.4 *Diphyllobothrium latum*

D. latum har en mer kompleks livssyklus, og den er avhengig av vann for å formere seg. I fullt utvokst form lever den i hunder og mennesker. Dette er menneskets brede bendelorm som kan bli opp til 20 m lang i tarmen. Den kan forhindre opptak av vitamin B12 og gir derfor opphav til pernisiøs anemi. Segmenter av bendelormen skilles ut med avføringen. I vann klekkes eggene i segmentene til et første stadium som finner et vanlig krepsdyr (*Cyclops*, *Diaptomus*) som sin vert. Disse krepsdyrene er føde for fisk, og fisk blir infisert ved å leve i fekal forurensset vann. Mennesker og hunder blir infisert ved å spise rå eller utilstrekkelig varmebehandlet fisk. Denne bendelormen er vanlig i Finland, Østersjølandene, Sibir og Japan. I Norge er den påvist bare i Finnmark, bortsett fra i ett tilfelle i Mjøstraktene.

B.9.4 Inaktivering og fjerning av helmintegg

Eggene hos helminter er større enn protozocyster, bakterier og virus, og vil lettere holdes tilbake i renseprosesser for avløpsvann og drikkevann. De vil da konsentreres i slammet etter renseprosessen. Bendelormsegmenter, som inneholder eggene, er tyngre enn vann og sedimenterer lettere enn bakterier i resipientvann. I stillestående vann vil de samle seg på bunnen. Det vil derfor bare være ved inntak i rennende vann at det kan være fare for at slike egg kan tas inn i vannforsyningen. Siden vann ikke er en vanlig smittevei for noen av disse parasittene, er effekten av normal drikkevannsdesinfeksjon ikke nøyere undersøkt. Man kan imidlertid gå ut fra at oksidative desinfeksjonsprosesser som klor og ozon har mindre inaktiverende effekt enn bestråling med ultrafiolett lys, slik som for cyster og oocyster av protozoer. I drikkevann som er produsert fra forurensset overflatevann med desinfeksjon som eneste behandling, kan tilstedeværelse av infeksjøs egg ikke utelukkes.

I et forsøk med *Ascaris* egg tilsatt overrislingsvannet for grønnsaker som spises rå, ble eggene funnet å være levende i opp til 20 døgn i jorden, men på bladene til grønnsakene fantes ingen levende etter 10 døgn. Sollys var en viktig inaktiverende faktor for slike egg (1).

B.9.5 Referanser

1. Stien, J. L. and Schwartzbrod, J. (1990): Experimental contamination of vegetables with helminth eggs. Wat. Sci. Tech. 22:51-57.

B.10 De enkelte vannkvalitetsparametre – grenseverdier og betydning for drikkevann

Drikkevannsforskriften har som formål å sikre forsyning av drikkevann i tilstrekkelig mengde og av tilfredsstillende kvalitet. Tilfredsstillende kvalitet innebærer at vannet ikke inneholder

helseskadelig forurensning av noe slag, at det for øvrig er helsemessig betryggende, og at det er bruksmessig tilfredsstillende.

Drikkevannsforskriften angir grenseverdier for en rekke vannkvalitetsparametre som ikke skal overskrides i drikkevann. Det er viktig å være klar over at det er vannverkseiers ansvar å påse at vannet har tilfredsstillende kvalitet, også hva gjelder andre stoffer som kan ha negativ effekt enn dem som fremgår av forskriften.

I dette kapitlet beskrives samtlige parametre som er angitt med grenseverdi i drikkevannsforskriften. Kapitlet gir også beskrivelser av en del andre uorganiske og organiske komponenter som kan ha betydning for drikkevannskvaliteten. Helserisiko knyttet til komponenter i drikkevann er også omtalt i rapporten Miljø og helse (1).

B.10.1 Sensoriske parametre som inngår i drikkevannsforskriften

B.10.1.1 Farge

Farge i norske vannkilder

Vannets innhold av organisk stoff kan karakteriseres ved ulike metoder. Det vanligste er bestemmelse av fargetall og konsentrasjon av totalt organisk karbon, eventuelt kjemisk oksygenforbruk ved permanganatoksidasjon (COD_{Mn}). Fordi de fleste norske vannverk utnytter overflatevannkilder, har man et påviselig humusinnhold i nesten alt norsk drikkevann. I vann fra norske vannverk er det registrert fargetallsverdier fra 0 til ca. 150. På landsbasis ligger gjennomsnittet i området 10-15.

Høyt fargetall i norske vannkilder skyldes normalt høyt innhold av humus. Se for øvrig kapittel B.2.4, Farge og turbiditet - Uestetisk vann, interferens i desinfeksjonsprosesser.

Helseeffekter

Akvatisk humus har ingen kjente direkte helseeffekter. En viktig effekt er at humus i drikkevann reduserer virkningsgraden av de ulike prosesser som benyttes til desinfeksjon. Spesielt vil humusholdig vann føre til rask svekking av strålingsintensiteten ved UV-bestråling. Klor inaktiveres ved at det reduseres til klorid ved oksidasjon av organisk stoff. Som en bieffekt vil noe klor bindes til organisk stoff slik at det dannes klorerte organiske forbindelser, hvorav noe gir luktulempere, mens andre kan ha kreftfremkallende effekt. Ozon vil også inaktiveres ved at det oksiderer organisk stoff. Humus som er delvis nedbrutt ved oksidasjon, vil kunne forårsake økt begroing i ledningsnett, og derved øke slamdannelsen i forhold til om det naturlige organiske stoffet ikke var blitt oksidert.

Korrosjonsproblemer

Humus vil muligens kunne øke korrosjon på ledningsnett og husinstallasjoner, og dermed bidra til å få utløst uønskede stoffer fra ledningsnett og redusere levetiden på vannledningsnett.

Bruksmessige problemer

Humusinnhold med fargetall høyere enn 15 mg Pt/l gir en synlig karakteristisk gulbrun farge, for eksempel i badekar. Når fargetallet er høyere enn 25 mg Pt/l vil fargen være fremtredende,

og humusinnholdet vil kunne forårsake misfarging av klesvask og forårsake avleiringer i ledningsnett som kan forårsake at slam kommer i kranene. Humus kan gi dårlig smak (myrsmak) på vannet, og ved klorering av humusvann kan smak og lukt bli særlig ubehagelig.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for farge er 20 mg Pt/l.

Grenseverdien er satt på bakgrunn av bruksmessige og estetiske hensyn, samt helsemessig usikkerhet. (Se også kapittel B.10.3, Total organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk).

For å karakteriseres som godt, bør fargen på drikkevannet være under 15 mg Pt/l når fargen utelukkende skyldes humus. Mens fargetallet i en rekke andre land skyldes industriforurensninger, er det oftest ren humus som forårsaker fargen i norske overflatevannkilder. Kan fargen skyldes annet enn humus, må årsakene og mulige andre effekter enn omtalt vurderes.

Vannbehandlingsprosesser som fjerner humus er omtalt i kapittel D.4. Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør fargen ut fra anlegget være under 10 mg Pt/l. Ved bruk av jern- eller aluminumbaserte koaguleringsmidler, anbefales farge <5 mg Pt/l.

B.10.1.2 Turbiditet

Turbiditet er et mål på hvor uklart vannet er, spesielt med henblikk på finpartikulært materiale. Vedrørende årsaken til turbiditet i norske vannkilder, se kapittel B.2.4.

I enkelte råvannskilder, spesielt elver og bekker, kan turbiditeten svinge betydelig avhengig av avrenningsforholdene, og grumset vann kan i perioder passere vannbehandlingsanlegget dersom dette ikke er tilpasset slike variasjoner.

Helseeffekter

Partikulært materiale kan redusere desinfeksjonseffektiviteten for UV, klor og ozon, hvilket øker faren for at ikke hygienisert vann når fram til forbrukerne.

Bruksmessige problemer

Høyt innhold av finpartikulært materiale vil gi vannet et lite estetisk utseende. Slam i ledningsnettet vil kunne forårsake smaks- og luktproblemer, og kan føre til problemer med misfarging av sanitærutstyr, klesvask og industriprodukter. Det kan også tyde på at ledningsnettet er utsatt for korrosjon.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for turbiditet er 1 FNU (Formazin Nephelometric Unit) ut fra behandlingsanlegget, og 4 FNU hos forbruker.

Grenseverdien er satt dels av bruksmessige, dels av hygieniske grunner.

Grunnen til forskjellige verdier rett etter behandlingsanlegg og hos forbruker, er at det må regnes med en økning i turbiditet som følge av korrosjon og slam i rørene, eller på grunn av etterfelling av jern-, mangan- eller aluminiumhydroksider i nettet.

Verdens helseorganisasjon (WHO) (5) har angitt 1 NTU (en annen enhet, men nesten det samme som 1 FNU) som ønskelig maksimalverdi før desinfeksjon pga. desinfeksjonseffektiviteten.

Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør turbiditeten ut fra anlegget være under 0,2 FNU.

B.10.1.3 Lukt og smak

Drikkevannet skal ifølge drikkevannsforskriften være uten fremtredende lukt og smak, dvs. at vannet ikke skal ha lukt eller smak som gjør det lite egnet til bruk. Årsak til dårlig lukt og smak kan være klor/klorforbindelser, flyktige stoffer produsert av alger, kjemikalier, hydrogensulfidgass (råtten lukt), metaller, salter, jord, myr med mer. Se kapittel B.2.3 Lukt og smak, for nærmere opplysninger. Etter klorering må man regne med å kjenne en svak lukt av klor. I noen tilfeller, når det av hensyn til hygienisk sikkerhet er nødvendig å øke klordosen utover det normale, vil man måtte regne med også å kjenne smak av klor.

Lukt og smak måles ikke kjemisk, men angis subjektivt. Terskelverdien angir hvor mange ganger vannet må fortynnes med et lukt- og smaksnøytralt vann for at lukten/smaken ikke lenger skal kunne merkes.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har definert lukt- og smaksterskelen som den konsentrasjonen der 50 % av et lukt- og smakspanel (ca. 15 personer) vil registrere lukten/smaken. Imidlertid vil ca. 5 % av befolkningen smake eller lukte et gitt stoff i vann selv når konsentrasjonen er ca. 1 % av terskelverdien. WHO angir som norm/grenseverdi for organiske stoffer som forårsaker dårlig lukt og smak, en verdi på ca. 10 % av lukt- og smaksterskelverdien.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdier for lukt og smak er 2 ved 12 °C og 3 ved 25 °C (terskelverdier).

B.10.2 Mikrobiologiske parametre som inngår i drikkevannsforskriften

Drikkevannsforskriften har krav til at følgende mikrobiologiske parametre ikke skal påvises i vann når det leveres forbruker fra vannverk: Koliforme bakterier, *E. coli*, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*. Disse kalles indikatorbakterier, og dersom de påvises er det et varsel om at vannet kan inneholde andre potensielt helsefarlige tarmbakterier.

For vann som leveres i flaske eller annen emballasje med henblikk på frambud, skal det heller ikke påvises *Pseudomonas aeruginosa*.

Indikatorbakterier og smittestoffers overlevelse i forhold til indikatorbakteriene er nærmere omtalt i kapittel B.4.2 og B.4.3.

B.10.2.1 Koliforme bakterier og *E. coli*

En optimal indikatororganisme for fekal forurensning bør være til stede i store mengder i all avføring (fekalier), og samtidig overleve minst like lenge som de lengst overlevende smittestoffer etter utslipp til vannresipient. En slik organisme finnes ikke. De mest benyttede indikatororganismer er en gruppe bakterier som vokser i tykktarmen, de såkalte koliforme bakterier. Disse bakteriene har overlevelsessevne omtrent som de beslektede salmonella- og shigellabakteriene etter utslipp til vann.

Som oftest vil analysen for koliforme bakterier indikere at vannet er tilført avføring, men man kan ikke være helt sikker.

En av de koliforme bakterier som dominerer i mengde i friske menneskers avføring, *Eschericia coli*, har evnen til å vokse raskt helt opp mot 45 °C. Evnen til rask vekst ved så høy temperatur svekkes etter en tids opphold i vann. Påvisning av *E. coli* er et varsel om at vannet er forurensset av fersk fekal forurensning. Koliforme bakterier og *E. coli* er nærmere omtalt i kapittel B.4.2.2 og B.4.2.3.

B.10.2.2 Intestinale enterokokker

En annen gruppe indikatorbakterier som før ble kalt "Fekale streptokokker", kalles nå "Intestinale enterokokker". Førstnevnte betegnelse inkluderer et videre spekter av streptokokker enn sistnevnte, og den analysemetoden som anbefales i drikkevannsforskriften selekterer stort sett de variantene som kalles "Intestinale enterokokker". Disse enterokokkene finnes i mindre mengde i avføringen hos mennesker enn de koliforme bakteriene, men de holder seg lenger aktive i vannresipienter, både i ferskvann og sjøvann. De er derfor en bedre indikator for tilstedeværelse av smittestoffer med bedre overlevelsessevne enn de koliforme bakteriene, for eksempel virus og tarmparasitter (se kapittel B.4.2.3).

B.10.2.3 *Clostridium perfringens*

En tredje type indikatorbakterie er *Clostridium perfringens*, eller rettere sagt sporene til denne bakterien. Sporer er overlevelsesstadiet til en del bakterier, og sporene kan holde seg aktive lenge etter at den vegetative formen av bakterien er inaktivert. Sporene av *Clostridium perfringens* benyttes spesielt til å påvise gammel forurensning, eller utbredelsesområdet og påvirkningsgraden fra et permanent, fekal utslipp.

Foruten å kunne være parameter for mulig overlevelse av virus og tarmparasittcyster i råvann, er sporene meget resistente mot desinfeksjonsmidler. Parasittcyster er også meget resistente mot flere desinfeksjonsmidler. Påvises *Clostridium perfringens* i ferdig produsert drikkevann, kan smittestoffer med lang levetid være til stede.

Foruten å finnes i avføring, deltar disse bakteriene sammen med mange andre i nedbrytningen av døde dyr ute i naturen. Ved påvisning av *Clostridium perfringens* må man derfor vurdere om kilden er avføring fra mennesker eller dyr, eller om den kan komme fra andre naturlige kilder.

Clostridium perfringens kan danne giftstoff som fører til "matforgiftning" (oppkast, diaré) hvis den får vokse i mat. Se for øvrig kapittel B.4.2.4.

B.10.2.4 *Pseudomonas aeruginosa*

Pseudomonas aeruginosa er en bakterie som sammen med andre *Pseudomonas*-arter lever av nedbrytning av organisk stoff i naturen. *Ps. aeruginosa* kan gi sykdom hos mennesker dersom man blir utsatt for høy nok dose gjennom drikkevann, eller ved at sår blir infisert ved bading/vasking eller ved innpusting av aerosoler (ørsmå dråper som kan trenge ned i lungene). Det er ikke satt krav til *Ps. aeruginosa* til vann levert fra vannverk, men kun til vann som omsettes på flaske (eller liknende).

B.10.2.5 Kimtall

Drikkevannsforskriften krever at man undersøker årsaken dersom kimtall (22 °C) i drikkevannet overskrider 100 per milliliter. En hovedårsak er at økning i kimtall kan være tegn på mikrobiologisk vekst i form av økt begroing og de problemer det kan medføre, se kapittel E.4 Beleggdannelse og korrosjon. Dersom det på en nettprøve samtidig med høyt kimtall påvises koliforme bakterier, kan dette indikere innsug av forurensset vann i ledningsnettet, eller ineffektiv desinfisering.

Analyseparameteren "Kimtall 36/37 °C" vil foruten å inkludere både aktive og svekkede koliforme bakterier, også kunne medbestemme innhold av bakterier innen slekten *Bacillus*, både vegetative celler og sporer, fordi flere av disse vokser raskt ved denne temperaturen. I desinfisert ledningsvann vil sporer som er aktive etter desinfeksjonen, bli medbestemt i denne analysemetoden. Bakterier innen slekten *Clostridium* blir ikke medbestemt, da de ikke vokser i nærvær av oksygen. Ifølge drikkevannsforskriften inngår denne kimtallsparameteren bare i kontrollen av vann som omsettes på flaske eller annen emballasje (grenseverdi for kimtall 36 °C er 20 per ml). Den indikerer ikke tilstedeværelse av fekal forurensning, men for høyt innhold av andre uønskede bakterier.

Alle de forannevnte fekale indikatorbakterier indikerer bare tilstedeværelse av avføring fra mennesker og/eller varmblodige dyr. De vil derfor ikke gi utslag hvis syke dyr med Hantavirus eller tularemibakterier er falt i vannet, med mindre også avføring fra dyrene er kommet ut i vannet.

B.10.3 Kjemiske og fysiske parametre som inngår i drikkevannsforskriften

B.10.3.1 1,2-dikloroetan

Kilder til 1,2-dikloroetan

Klorerte alkaner produseres i betydelige mengder av industrien. Ifølge WHO (5) er de funnet i drikkevann både før og etter vannbehandling. Klorerte alkaner som er ansett for å være helseskadelige er 1,2-dikloroetan og karbontetraklorid, hvorav førstnevnte er angitt med grenseverdi i drikkevannsforskriften.

Helseeffekter

Både 1,2-dikloroetan og karbontetraklorid er klassifisert av IARC (8) i gruppe 2B, mulig kreftfremkallende for mennesker.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for 1,2-dikloroetan er 3,0 µg/l.

Drikkevannsforskriften har ingen grenseverdi for karbontetraklorid (CCl₄). WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 4 µg/l.

B.10.3.2 Aluminium (Al)

Kilder til aluminium i drikkevann

Nest etter silisium (Si) er aluminium det vanligste metallet i jordskorpen med ca. 8 %. I norske vannforekomster er aluminium ofte assosiert med leire. Innhold av oppløst aluminium er meget lavt i nøytralt eller alkalisk vann. Men ved lavere pH enn 5,5 økes vannets evne til å oppløse aluminium fra jordlagene. Aluminiuminnholdet i ikke leirpåvirket vann er normalt lavere enn 0,1 - 0,2 mg Al/l, med unntak av vann fra forsurede områder. Norske registreringer har vist at surt vann kan inneholde over 1 mg Al/l.

Aluminium benyttes som koaguleringsmiddel i vannbehandlingsanlegg. Dårlig konstruksjon og drift av slike anlegg kan være en årsak til høyt innhold av aluminium i drikkevannet. Det finnes eksempler på at renvannet har inneholdt flere mg Al per liter. Kjemiske produkter til behandling av drikkevann skal godkjennes av Mattilsynet. Liste over vurderte og godkjente kjemiske produkter til behandling av drikkevann, finnes på Folkehelseinstituttets hjemmesider (www.fhi.no), under ”Drikkevann”.

Helseeffekter

Nyresyke pasienter i dialyse har fått alvorlige skader på sentralnervesystemet som følge av for høyt innhold av aluminium (> 50 µg/l) i dialysevannet. Hos slike pasienter kan opphopning av aluminium i den grå hjernemasse bevirke såkalt dialysemens med mentale og bevegemessige forstyrrelser. Aluminium kan dessuten under slike forhold samle seg i knoklenes vekstsoner og forårsake smerter og benskjørhet. Aluminium kan gi blodmangel hos slike pasienter. Aluminium bør fjernes før tillaging av infusjonsvæske, og ved dialyse må innholdet ikke overstige 10 µg Al/l. Melk til nyresyke spedbarn bør lages av vann med lavt aluminiuminnhold.

Enkelte tidligere epidemiologiske studier synes å vise at forekomsten av Alzheimers sykdom kan være assosiert med aluminium i drikkevann, men disse studiene må tolkes med forsiktighet. De er ikke blitt bekreftet ved senere studier. Verken WHO (5) eller USEPA (7) har funnet grunn til å fastsette helsebasert grenseverdi for aluminium i drikkevann. Begge organisasjoner har vurdert aluminium nøye, og konklusjonen er at aluminium i konsentrasjoner over 0,2 mg Al/l i drikkevannet kan gi ulemper med slamdannelse i ledningsnettet, men at dette kun har bruksmessig betydning.

Bruksmessige problemer

Ved et høyt restinnhold av aluminium i vann ut fra koaguleringsanlegg, kan aluminium felles ut og avleires som aluminiumhydroksid Al(OH)₃ i ledningsnettet. Ved sterk tapping kan slammet komme ut i abonnentenes kraner og gi betydelige plager. Utfellingene kan gjøre vannet uklart og misfarget og gi dårlig smak. Slammet kan samles i deler av ledningsnettet og gir grobunn for mikroorganismer.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for aluminium er 0,2 mg Al/l.

Grenseverdien er primært satt for å begrense etterfelling av aluminium på ledningsnettet når vannet behandles ved koagulering.

Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør utløpskonsentrasjonen være under 0,15 mg Al /l når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel.

Innhold av aluminium som skyldes leire antas ikke å kunne overskride grenseverdien så lenge grenseverdien for turbiditet overholdes.

B.10.3.3 Ammonium (NH_4)

Kilder til ammonium i drikkevannet

Ammonium dannes i naturen ved biologisk nedbrytning av nitrogenholdige plante- og dyrerester. Innholdet i vann er ofte svært lavt ($<50 \mu\text{g NH}_4\text{-N /l}$) da ammonium dels absorberes i jorden og dels oksideres til nitrat når det er oksygen til stede. Grunnvann kan inneholde en del ammonium som resultat av mineralisering av organisk stoff under reduserende betingelser. I humusrikt vann, spesielt i dypvannet i innsjøer under stagnasjonsperiodene når oksygeninnholdet kan være lavt, kan det opptre høye ammoniumkonsentrasjoner. Høyt ammoniuminnhold finnes videre i husdyrgjødsel, kunstgjødsel og kloakk. En del ammonium kommer også med nedbøren.

Ammoniumeksponeringen fra miljøet, herunder drikkevann, er helt ubetydelig i forhold til kroppens eget naturlige nivå av ammonium.

Helseeffekter

Ammonium har ingen direkte helsemessig betydning. Ammonium vil kunne omdannes til nitritt (NO_2) i ledningsnettet, noe som kan være betenkelig (se kapittel B.10.3.26). Høye verdier kan gi indikasjon på fersk kloakkforurensning.

Innvirkning på vannbehandling

Ved klorering av vannet reagerer ammonium med klor under dannelse av kloramin, $\text{NH}_2\text{Cl/NHCl}_2$. Tilstedeværelse av ammonium gjør at en større mengde klor må benyttes til desinfeksjon for å oppnå fritt klor i drikkevannet.

Ammonium tilsettes ved enkelte vannverk for å få dannet kloramin som har bakteriehemmende virkning over en viss tid, slik at man kan oppnå konserverende effekt ute på ledningsnettet.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for ammonium er 0,5 mg/l N.

Grenseverdien er satt på bakgrunn av fare for vekst av mikroorganismer og korrosjon i ledningsnettet.

For å unngå dannelsen av nitritt og fordi ammonium indikerer forurensning, kan en retningsgivende maksimumskonsentrasjon for god vannkvalitet på råvannet være 0,08 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (råvann).

B.10.3.4 Antimon (Sb)

Kilder til antimon

Antimon er et forholdsvis sjeldent metall i naturen. Elementært antimon danner meget harde legeringer med kopper, bly og tinn. Antimonforbindelser brukes i terapeutiske midler. Det kan tilføres drikkevann som en forurensning fra armatur på ledningsnett. Forekomsten i vannkilder er vanligvis lav, under 0,1-0,2 $\mu\text{g/l}$. Dersom antimon-tinn-legeringer erstatter bly som loddemetall, vil konsentrasjonen av antimon kunne øke i drikkevannet.

Helseeffekter

Beregnet inntak av antimon for voksne er omkring 0,02 mg/dag. Helseeffektene er avhengig av hvilken form antimon er i ved opptak. IARC (8) klassifiserer antimontrioksid (SbO_3) som mulig kreftfremkallende (gruppe 2B) for mennesker, mens antimontrisulfid (SbS_3) ikke kan klassifiseres som kreftfremkallende (gruppe 3). Selv om det er visse beviser på at antimon kan være kreftfremkallende ved inhalasjon, er det ingen data som tyder på at antimon er kreftfremkallende ved oralt (med mat og drikke) inntak. Nyere studier tyder dessuten på at antimon frigjort fra legeringer til drikkevann finnes som antimon(V)okso-anion, en mindre toksisk form.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for antimon er 5 $\mu\text{g/liter Sb}$.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 20 $\mu\text{g/l}$, mens USEPA (7) angir en grenseverdi på 6 $\mu\text{g/l}$.

B.10.3.5 Arsen (As)

Arsen i norske vannforekomster

Undersøkelser har vist at arsen stort sett finnes i konsentrasjoner mindre enn 0,2 $\mu\text{g As/l}$ i vann som ikke er forurensset. Høyere verdier kan finnes i vann som har utslipp fra industriell aktivitet, for eksempel impregnering av treverk.

Helseeffekter

Stoffet er klassifisert av IARC (8) i gruppe 1, dokumentert kreftfremkallende.

Enkelte arsenforbindelser (de 3-verdige) er sterkt giftige. Arsen akkumuleres lett i en del vannorganismer, og organiske arsenforbindelser kan opphopes i næringskjeden.

På grunn av den lave forekomsten av arsen i drikkevann, representerer eksponeringen gjennom drikkevann ingen helsemessig risiko.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for arsen er 10 µg/liter As.

Grenseverdien er satt av hensyn til stoffets helsemessige betenkeligheter.

B.10.3.6 Benzen (C₆H₆)

Benzen i norske vannforekomster

Benzen og lavere alkylbenzener som toluen og etylbenzen er benyttet i stor skala i kjemisk industri i produksjonen av for eksempel fenol og cykloheksan. Stoffene blir også brukt som løsningsmidler. Stoffene er flyktige og er påvist i større konsentrasjoner i grunnvann enn i overflatevann. Mengder opp til 1 mg/l har ifølge WHO vært registrert i sterkt forurensset grunnvann. I Norge er disse stoffene registrert som et problem i drikkevannet på offshoreinstallasjoner pga. forurensning fra maling.

Helseeffekter

Stoffet er klassifisert av IARC (8) i gruppe 1, dokumentert kreftfremkallende.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for benzen er 1,0 µg/l C₆H₆.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 10 µg/l. USEPA (7) angir en grenseverdi på 5 µg/l.

Benzener som ikke er angitt med grenseverdi

Toluen (metylbenzen) er giftig ved høye doser. Toluen benyttes i plastproduksjon som løsningsmiddel i fargepulver. Toluen er i Norge blitt påvist i svarte plastrør som benyttes i vannledningsnettet. Stoffet kan forårsake «plastsmaak» på vannet. Det er ikke angitt noen grenseverdier for toluen, da toluen dekkes av den generelle normen om at vannet ikke skal ha merkbar lukt og smak (smak- og luktgrense ved 25 µg/l). WHO anbefaler en grenseverdi på 700 µg/l, mens USEPA har angitt 1 mg/l, begge ut fra at stoffet kan virke skadelig på nervesystem, nyrer og lever.

Xylen (dimetylbenzen) er giftig (påvirker nervesystemet), men det mangler data for påvirkning fra oralt inntak. Xylen har betydelig anvendelse som løsningsmiddel. Stoffet forårsaker dårlig lukt og smak på vannet i lave konsentrasjoner (smak- og luktgrense ved 20 µg/l). WHO anbefaler en grenseverdi på 500 µg/l, mens USEPA har angitt 10 mg/l for xylener (totalt).

B.10.3.7 Benzo(a)pyren (BaP)

Grenseverdien er basert på stoffets kreftfremkallende egenskaper, samt det faktum at benzo(a)pyren er assosiert med andre PAH-forbindelser med kreftfremkallende virkning. Benzo(a)pyren tjener således som en indikator for hele gruppen.

Se også kapittel B.10.3.29, PAH.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for benzo(a)pyren er 0,01 µg/l.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 0,7 µg/l. USEPAs (7) grenseverdi er 0,2 µg/l.

B.10.3.8 Bly (Pb)

Kilder til bly i drikkevann

Hovedkilden til bly i drikkevann er ledningsnett, spesielt loddemetaller og armatur. Surt, tærende vann vil kunne forårsake korrosjon og derav utløsning av tungmetaller, deriblant bly, fra blyholdig armatur og husinstallasjoner. Her til lands er det nå forbudt å bruke blyholdige legeringer i ledningsnett, loddemetall og armatur, men en del plastrør avgir bly. Imidlertid viste en landsdekkende undersøkelse av spormetaller i vann fra norske vannverk (3) at det ble funnet signifikant høyere konsentrasjoner av tungmetaller, herunder bly, i renvannet enn i råvannet fra de fleste vannverk.

Norske vannkilder inneholder normalt små mengder bly, mindre enn 1-5 µg Pb/l. Det antas imidlertid å skje en anrikning av blyinnhold i jordsmonn som følge av bileksos og industriutslipp, og i Sør-Norge også som følge av langtransporterte forurensninger. Omfattende analyser av rå- og renvann fra norske vannverk viser imidlertid at blyinnholdet stort sett ligger under deteksjonsgrensen. Eksponeringen for bly fra norske drikkevannskilder anses derfor å være uten helsemessig betydning.

Helseeffekter

Bly er meget giftig og akkumuleres i kroppen. Barn og fostre er spesielt sensitive for blyeksponering. Bly virker på en lang rekke organer, bl.a. nervesystemet, nyrene og bloddannelse. Det vil også kunne hemme barns fysiske og mentale utvikling.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for bly er 10 µg/l.

I merknaden til kvalitetskravet heter det at prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres. Denne merknaden gjelder for typiske "korrosjonsmetaller", dvs. metaller som, når de påvises i drikkevann, hovedsakelig skriver seg fra korrosjon i ledningsnett og armatur, og som derfor vil variere i konsentrasjon både lokalt og over tid. Følgelig er det vanskelig å fastlegge et prøvetakingsprogram som tilfredsstiller kravet til representativitet som angitt i merknaden. Et forslag som per mars 2003 var til behandling i EU-kommisjonen, går ut på å benytte RDT (Random DayTime), altså å ta en prøve på et tilfeldig tidspunkt på dagtid uavhengig av tappemønster, med samme frekvens som den såkalte utvidete rutinekontroll i drikkevannsforskriften (eller annen velbegrunnet metode).

WHO (5) anbefaler samme grenseverdi som oss, mens USEPA (7) har en aksjonsgrense på 15 µg/l.

B.10.3.9 Bor (B)

Innhold av bor i norske vannforekomster

Bor forekommer normalt i meget små mengder i norske vannforekomster. Ifølge registreringer synes borinnholdet i grunnvann å ligge i området 0,1-0,2 mg/l, høyest i vann fra borebrønner. Vann som er påvirket av sjøvann eller som ligger i vulkanske bergarter kan ha noe høyere innhold. Borinnholdet i overflatevann er normalt lavere enn 0,1 mg/l.

Helseeffekter

Inntak av store mengder bor kan påvirke sentralnervesystemet.

Det lave innholdet av bor i norsk drikkevann har ingen helsemessig betydning.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for bor er 1,0 mg/l.

B.10.3.10 Bromat (BrO_3)

Kilder til bromat i drikkevann

Parameteren er særlig aktuell der bromat kan dannes som biprodukt ved ozonering av råvann som inneholder bromid, slik det gjør i kystnære omgivelser hvor vannet er påvirket av sjøsprøyt.

Fra andre land har det vært rapportert om bromat i drikkevann fra under 2 og opptil 293 $\mu\text{g/l}$ avhengig av bromidkonsentrasjon, pH, alkalitet, karbonkonsentrasjon og ozondose.

Helseeffekter

Bromat er klassifisert av IARC (8) i klasse 2B, mulig kreftfremkallende for mennesker. Med utgangspunkt i WHO's retningslinjer for drikkevann (5), sammenholdt med det risikonivået som anvendes for andre kjemiske stoffer, vurderes den potensielle helsefaren slik at grenseverdien burde settes til 0,2 $\mu\text{g/l}$. På grunn av analysemetodenes nedre bestemmelsesgrenser, må grenseverdien imidlertid settes høyere.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for bromat er 5 $\mu\text{g/l}$ BrO_3^- .

I merknaden til grenseverdien heter det at bromat bare trenger måles dersom vannet ozoneres, eller dersom kjemikalier som benyttes inneholder bromid eller bromat.

I veilederen til drikkevannsforskriften anbefales at bromatdannelse tas i betraktning dersom råvannet inneholder mer bromid enn 50 $\mu\text{g/l}$.

B.10.3.11 Cyanid (CN)

Innhold av cyanid i norske vannforekomster

Cyanid undersøkes ikke systematisk i norske vannforekomster. Det er ikke påvist cyanid i mengder høyere enn 10 µg/l som følge av naturlig forekomst. Men cyanid kan forekomme i høyere konsentrasjoner som følge av industriell aktivitet.

Helseeffekter

Cyanidionet er meget giftig, det blokkerer cellulær respirasjon. En enkelt dose på 50-60 mg er dødelig for mennesker. Lave doser er ikke skadelige for mennesker da cyanid blir omdannet til ikke-toksisk thiocyanat. Doser opptil 4,7 mg CN⁻ per dag er ikke helseskadelig.

På grunn av den lave forekomsten av cyanid i norske vannforekomster, representerer denne forbindelsen ingen helsefare via drikkevann.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for cyanid er 10 µg/l.

Høyere verdier vil indikere at vannet er forurensset av industriutslipp. Kontroll av cyanidinnholdet ved vannverk må gjøres ved analyser av råvann fordi cyanid lett vil omdannes til cyanat (OCN⁻) ved klorering i alkalisk miljø.

B.10.3.12 Fluorid (F)

Innhold av fluorid i norske vannforekomster

Fluorid finnes i berggrunnen i varierende mengde. Fluorid kan også skyldes industriutslipp. Fluoridinnholdet i overflatevann er vanligvis mindre enn 0,05-0,1 mg F/l. I grunnvann kan fluoridinnholdet variere med opptil flere mg/liter.

Helseeffekter

Fluorid i moderate mengder forebygger tannrøte (karies). I større mengder vil fluorid kunne forårsake misfarging og skade på tannemaljen, og skadevirkninger på skjelettet.

Det er utarbeidet norske retningslinjer for bruk av fluoridholdig drikkevann i forhold til virkninger på tenner og helse. I området 0-0,5 mg/l F oppstår ingen synlig virkning på tennene, eller noen kjent virkning på kroppen. Fluortabletter og fluortannpasta kan benyttes. I området 0,5-1,0 mg/l F oppnås beskyttelse mot tannrøte, og ingen skadevirkninger er påvist. Fluortabletter bør ikke brukes. I området 1,0-1,5 mg/l F oppnås god beskyttelse mot tannrøte, og ingen kjente helseskader. Fluortabletter og fluortannpasta bør imidlertid ikke brukes. I området 1,5-3 mg/l F oppnås fortsatt god beskyttelse mot tannrøte, men omtrent halvparten av barna vil få tannflekker. Ingen kjente helseskader. Tannflekker kan mildnes eller unngås ved bruk av fluorfattig vann i spedbarnsmaten. I området 3-6 mg/l F øker forekomsten av tannflekker, og tennene blir mer skjøre og mindre motstandsdyktige. Gravide og ammende, samt barn under 7 år bør begrense bruken av dette vannet. Når fluoridinnholdet overskrider 6 mg/l er det skadelig for tennene, og mulige helseskader kan oppstå. Slikt vann bør ikke brukes til drikke.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for fluorid er 1,5 mg/l .

I konsentrasjoner opptil dette nivået oppnås best kariesprofylakse, og ingen kjente skadevirkninger verken på tenner eller helse.

B.10.3.13 Glykoler

Kilder til glykoler

Glykoler brukes i frostvæsker og i avisningsvæsker. Når de forekommer i vann, er det kun som forurensning, og de er tatt med i drikkevannsforskriften nettopp fordi de kun vil kunne være til stede som resultat av en forurensning. Ved flyplassene vinterstid er det en utstrakt bruk av slike midler, spesielt monopropylenglykol.

Helseeffekter

Det er ingen kjente helsemessige virkninger av de nivåer av glykoler som er funnet i drikkevann i Norge. Parameteren er imidlertid en indikasjon på uønsket forurensning som kan inneholde en rekke andre helseskadelige komponenter.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for glykoler er 10 µg/liter C.

I merknaden til grenseverdien heter det at parameteren bare trenger måles ved mistanke om forurensning fra slike produkter.

B.10.3.14 Hydrokarboner, mineraloljer

Kilder til mineraloljer i drikkevann

Hydrokarboner i en vannkilde vil alltid være forårsaket av utslipp. Lekkasje fra fyringsolje- og drivstofftanker kan utgjøre en trussel mot enkeltbrønner i bebygde områder. Grunnvann er spesielt utsatt ved tilførsler av slike forbindelser, da det kan gjøre vannet udrikkelig i svært lang tid. Utslipp til innsjøer og elver vil sjelden medføre noen akutt fare for vannforsyningen på grunn av fortynning, avdampning og nedbryting. Et drikkevannsinntak vil dertil oftest være dypt plassert i en innsjø.

Helseeffekter

Det råder usikkerhet om mikromengder av mineraloljer i drikkevann kan være helseskadelig. På grunn av mulig innhold av kreftfremkallende komponenter, bør mineraloljer ikke finnes i drikkevann.

Undersøkelser har vist klar sammenheng mellom overhyppighet av enkelte krefttyper og eksponering for transformatorolje.

Mineraloljer luktes og smakes i mikrokonsentrasjoner. 1 µg/l er ansett for å være luktgrense for de mest luktsterke forbindelsene.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner, mineraloljer er 10 µg/l C.

I merknaden til grenseverdien heter det at parameteren bare trenger måles ved mistanke om forurensning fra mineraloljeprodukter.

B.10.3.15 Jern (Fe)

Kilder til jern i drikkevann

Jern i vannforekomster kommer normalt fra sedimentene, berggrunnen eller jordsmonnet. Jerninnholdet i lite humuspåvirkede overflatevannskilder er lavt, normalt under 0,04 mg Fe/l. Høye konsentrasjoner i overflatevann skyldes kompleksbinding av jern til humusmolekyler. Jernet holdes da i kolloidal løsning og felles ikke ut. Ved reduserende forhold i hypolimnion (bunnvannet, under temperatursprangsjiktet) i en innsjø i stagnasjonsperioden, eller ved reduserende forhold i grunnvannsgiver, løses jern ut i vannet. Dette felles ut igjen som jernhydroksid ved kontakt med luft. I humusholdig vann kan jerninnholdet komme opp i 0,5 mg Fe/l. I grunnvann kan jerninnholdet variere betydelig. Det er ikke uvanlig med et jerninnhold på flere mg/l i grunnvann i fjell. Jern i drikkevannet kan også skyldes tæring på jernrør i vannledningsnettet.

Ulemper ved jernholdig vann

Forhøyede konsentrasjoner av jern i drikkevannet har ingen helseskadelig effekt for et flertall av befolkningen, men primær hemokromatose, dvs. arvelig disposisjon for jernoverskudd, er langt mer vanlig enn tidligere antatt. I Norge kan så mange som 5 per 1 000 av befolkningen ha to muterte gener for slik disposisjon, hvorav under 5 % er diagnostisert. For disse vil alt ekstra inntak av jern være uheldig, uansett kilde.

Høye jernkonsentrasjoner kan gi betydelige estetiske ulemper og gjøre vannet utjenlig til konsum, til klesvask og føre til misfarging av sanitærutstyr.

Utfelt jern i vannet vil kunne redusere desinfeksjonseffektiviteten. Ved UV-anlegg kan partiklene skjerme for UV-strålene, og mikroorganismer vil dermed kunne passere gjennom anlegget. Foreligger jernet i redusert form, vil det gi vekstmuligheter for jernbakterier. Vekst av slike bakterier kan føre til at det dannes store mengder rustslam i ledninger og bassenger. Se også kapittel B.2.7 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og belegg.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for jern er 0,2 mg/l Fe.

Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør utløpskonsentrasjonen være under 0,15 mg/liter Fe når jern benyttes som koaguleringsmiddel.

Da et jerninnhold nær opp til 0,2 mg Fe/l i visse tilfeller vil kunne skape bruksmessige problemer, anbefales at jerninnholdet generelt er under 0,1 mg Fe/l. Selv ved lavt jerninnhold kan problemer med mikrobiell beleggdannelse oppstå fordi bakteriene lever av uorganisk karbon, svært enkle organiske forbindelser eller lave konsentrasjoner av annet assimilerbart organisk stoff.

B.10.3.16 Kadmium (Cd)

Kilder til kadmium i drikkevann

Registreringer har vist at kadmiuminnholdet i norske vannforekomster er lavere enn 1 µg/liter. I områder med spesielt surt vann kan kadmium løses ut fra grunnen, og i de sørligste landsdeler kan man få et bidrag fra atmosfærisk langtransport. Videre kan kadmium komme ut i vannforekomster fra industriutslipp. Kranvann kan etter henstand i ledningsnett og armatur inneholde betydelige mengder kadmium. Sink som nyttes til galvanisering og loddemetall kan inneholde noe kadmium. Nyere armatur skal ikke inneholde kadmium.

Helseeffekter

Kadmium er meget giftig og akkumuleres i kroppen. Kadmium har giftvirkning på en lang rekke av kroppens organer og funksjoner som nyrer, benbygning og blodtrykk. Kadmium er også klassifisert av IARC (8) i gruppe 2A sannsynlig kreftfremkallende for mennesker ved eksponering gjennom inhalasjon. Det er ingen tegn på at kadmium er kreftfremkallende gjennom oral eksponering (gjennom mat og drikke), og det er heller ikke klare tegn på at kadmium er gentoksisk. Kadmium akkumuleres lett i en del vannorganismer, utskilles langsomt og nedbrytes ikke slik at stoffet kan opphopes i næringskjeden.

Nivåene i drikkevann er imidlertid vanligvis mye lavere enn den fastsatte grenseverdi (gjennomsnittlig mindre enn 1 µg/l). Høyere verdier indikerer at det har skjedd enten forurensning fra industriutslipp, utløsning fra gammel armatur eller utløsning fra grunnen pga. surt vann.

Man ønsker å begrense kadmiumnivået, men en reduksjon via mat synes å være vanskelig å oppnå.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for kadmium er 5,0 µg/l.

I merknaden til kvalitetskravet i drikkevannsforskriften heter det at prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres. Denne merknaden gjelder for typiske "korrosjonsmetaller", dvs. metaller som, når de påvises i drikkevann, hovedsakelig skriver seg fra korrosjon i ledningsnett og armatur, og som derfor vil variere i konsentrasjon både lokalt og over tid. Følgelig er det vanskelig å fastlegge et prøvetakingsprogram som tilfredsstiller kravet til representativitet som angitt i merknaden. Et forslag som per mars 2003 var til behandling i EU-kommisjonen, går ut på å benytte RDT (Random Day Time) med samme frekvens som den såkalte utvidete rutinekontroll.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 3 µg/l, mens USEPA (7) har samme grenseverdi som oss.

B.10.3.17 Kjemisk oksygenforbruk (COD_{Mn})

Hensikten med parameteren er omtalt i kapittel 10.3.35 Totalt organisk karbon.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for COD_{Mn} (KMnO₄) er 5 mg/l O.

Det er ikke nødvendig å måle denne dersom totalt organisk karbon måles.

Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør COD_{Mn} ut fra anlegget være under 3 mg O/l.

B.10.3.18 Klorid (Cl)

Kilder til klorid i drikkevann

Både grunnvannskilder og overflatekilder her i landet har normalt lavt innhold av klorid, lavere enn 25 mg Cl/l.

Innhold av natriumklorid (NaCl) i berggrunnen og tilførsel fra nedbør bestemmer normalt innholdet. I brønner under den marine grense og brønner nær kysten hvor det skjer påvirkning av havvann, kan imidlertid innholdet av klorid komme over 100 mg Cl/l.

Forurensning for eksempel fra veisalt (CaCl_2), vil også kunne gi et bidrag.

Grunnvann som er avherdet ved ionebytting vil kunne få et betydelig tilskudd av NaCl. Likeledes vil havvann som er avsaltet ved å bruke omvendt osmose, kunne ha et høyere innhold enn 100 mg Cl/l.

Helseeffekter

Det er ikke knyttet negative effekter til inntak av kloridionet, men til det assosierte kation natrium (Na). Helseeffekter forårsaket av natrium er omtalt i kapittel 10.3.24.

Korrosjonseffekter

Kloridinnholdet i drikkevann har stor betydning for vannets korrosivitet. Kloridionet bidrar til å øke vannets elektriske ledningsevne, og korrosjonsprosessen går hurtigere jo høyere ledningsevnen er. Innholdet av klorid gjør vannet særlig korrosivt der innholdet av bikarbonat er lavt. Høyt kloridinnhold vil således kunne forårsake økt utløsning av betenkelige tungmetaller fra ledningsnett, armatur osv.

Bruksmessige problemer

Høye verdier av klorid kan foruten å gi korrosjonsproblemer gi dårlig smak på vannet. Ifølge WHO (5) er smaksgrensen ca. 250 mg Cl/l.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for klorid er 200 mg Cl/l.

Det heter i merknaden at vannet ikke skal være korrosivt.

Det bør tilstrebes et lavt innhold av klorid pga. faren for korrosjon. Generelt bør konsentrasjonen være under 100 mg Cl/l. I områder hvor det er vanskelig å finne saltfattig vann eller der avsaltet havvann benyttes, kan det aksepteres et kloridinnhold opptil 200 mg Cl/l. Over lengre tid bør man imidlertid unngå så vidt saltholdig vann til spedbarnsmat (se kapittel 10.3.24).

For drikkevann produsert av sjøvann gjelder spesielle normer. For evaporert vann fra sjøvann bør kloridinnholdet ikke overskride 30 mg/l (tilsvarer en ledningsevne på ca. 6 mS/m ved 25 °C). Kloridinnholdet brukes da som indikator på at evaporeringen er utført på riktig måte. Tilsvarende verdi for omvendt-osmose-anlegg er 200 mg/l (tilsvarende 75 mS/m ved 25 °C).

B.10.3.19 Konduktivitet (ledningsevne)

Konduktivitet er et samlet uttrykk for aktiviteten av kationer og anioner i vannet, dvs. et mål på vannets totale saltinnhold.

Betydningen av høyt saltinnhold avhenger av de stoffene vannet inneholder. For klorid og sulfat er det gitt separate grenser.

Man bør være oppmerksom på at dersom ledningsevnen i en vannkilde plutselig endrer seg, bør årsaken klarlegges. For en grunnvannkilde kan plutselig endring for eksempel tyde på at det trekkes inn overflatevann i brønnen. Dersom ledningsevnen uventet er høyere i kranvannet enn råvannet, kan dette indikere utløsning av kalsium fra ledningsnettet.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for konduktivitet er 250 millisiemens (mS/m) ved 25 °C.

Det heter i merknaden at vannet ikke skal være korrosivt.

Man skal være oppmerksom på at høye ledningsevner ofte skyldes kalsiumkarbonat som motvirker korrosjon. I norske vannkilder vil det ofte være slik at det er saltfattig vann med lav ledningsevne som er mest korrosivt.

B.10.3.20 Kopper (Cu)

Kilder til kopper i drikkevann

Kopperinnholdet i norske vannkilder er meget lavt, mindre enn 2-20 µg/l. Det kan imidlertid forekomme svært høye verdier i drikkevannet (opptil flere mg/l Cu) på grunn av korrosjon på kopperrør og armatur. Utløst kopper kan enten skyldes at vannet er spesielt korrosjonsfremmende, at vannet har passert lange rørledninger av kopper, eller har stått lenge i rørene. Temperaturen påvirker utløsningen. Vann fra varmtvannskran inneholder ofte meget høye kopperverdier.

Helseeffekter

Kopper er et essensielt element, og daglig inntak gjennom maten er vanligvis 1-3 mg. Hos voksne vil absorpsjons- og retensjonshastigheten for kopper avhenge av daglig inntak, så det vil normalt ikke finne sted noen opphopning av kopper i kroppen. Ved høy eksponering via drikkevann (over 3 mg/l og tilstrekkelige mengder) kan det hos enkelte opptre akutt mageirritasjon.

I motsetning til hos voksne er koppermetabolismen hos barn ikke så godt utviklet. Det har vært rettet oppmerksomhet mot muligheten for at levercirrhose hos barn som har vært matet med flaske, kan ha sammenheng med kopper i drikkevannet. Dette er ikke bekreftet. Enkelte undersøkelser har vist at man ikke kan utelukke en sammenheng mellom langvarige diaréer hos barn og kopperholdig drikkevann. Høye kopperkonsentrasjoner i drikkevann (kranvann)

vil kunne representere en helserisiko for personer med Wilsons sykdom, og disse bør konsultere lege dersom drikkevannet deres inneholder mer enn 1 mg/l.

Kopper anses derfor å representere en viss helserisiko. Ved grundig uttapping av henstandsvann i armatur/ledningsnett før kranvannet benyttes til drikke og matlaging, reduseres imidlertid kopperinnholdet betydelig. Varmtvannet bør aldri benyttes ved tillaging av mat eller drikke, der hvor vannet inngår i det man spiser eller drikker.

Bruksmessige problemer

Grønnfarging av hår, klesvask og sanitærutstyr kan forekomme ved konsentrasjoner over 1 mg Cu/l, og i konsentrasjoner over 3-5 mg Cu/l gir kopper bitter smak på vannet. Kopper øker dessuten korrosjonen på en rekke metaller bl.a. jern, sink og aluminium, og fører for eksempel til punktkorrosjon i kokekar av aluminium.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for kopper i vann ut fra behandlingsanlegget er 0,1 mg/l, og hos abonnent 1,0 mg/l.

I merknaden til grenseverdien hos abonnent heter det at prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres. Denne merknaden gjelder for typiske ”korrosjonsmetaller”, dvs. metaller som, når de påvises i drikkevann, hovedsakelig skriver seg fra korrosjon i ledningsnett og armatur, og som derfor vil variere i konsentrasjon både lokalt og over tid. Følgelig er det vanskelig å fastlegge et prøvetakingsprogram som tilfredsstiller kravet til representativitet som angitt i merknaden. Et forslag som per mars 2003 var til behandling i EU-kommisjonen, går ut på å benytte RDT (Random DayTime) med samme frekvens som den såkalte utvidete rutinekontroll.

WHO (5) og har anbefalt en grenseverdi på 2 mg/l, tilsvarende EUs (9) grense. USEPA (7) har satt grenseverdien til 1,3 mg/l Cu.

B.10.3.21 Krom (Cr)

Kilder til krom i drikkevann

Krominnholdet i norske vannforekomster er meget lavt, mindre enn 10 µg/l for totalt krom, når vannet ikke er påvirket av industri. Utløsning av krom fra armatur o.l. vil også kunne gi et bidrag. Krom forekommer i 6-verdig og i 3-verdig form.

Generelt er mat hovedkilden til kromeksponering, og drikkevannets bidrag er ubetydelig.

Helseeffekter

6-verdig krom er helseskadelig. I upåvirket vann er den 3-verdige formen den dominerende, men i klorert og luftet vann er 6-verdig krom den dominerende formen. 6-verdig krom kan føre til skader på lever og nyrer, og er klassifisert av IARC (8) i gruppe 1, kreftfremkallende for mennesker. 3-verdig krom er klassifisert i gruppe 3, ikke mulig å klassifisere i forhold til kreftfremkalling.

Innholdet i norske råvannskilder er imidlertid gjennomsnittlig mye lavere, så en verdi høyere enn 10 µg/l Cr vil indikere spesiell forurensning.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for krom er 50 µg/liter (Cr total).

Grensen er satt på bakgrunn av helsemessige forhold. På grunn av vanskeligheter med å analysere 6-verdig krom alene, er grenseverdien satt for totalt krominnhold. I merknaden til kvalitetskravet heter det at prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres. Denne merknaden gjelder for typiske ”korrosjonsmetaller”, dvs. metaller som, når de påvises i drikkevann, hovedsakelig skriver seg fra korrosjon i ledningsnett og armatur, og som derfor vil variere i konsentrasjon både lokalt og over tid. Følgelig er det vanskelig å fastlegge et prøvetakingsprogram som tilfredsstiller kravet til representativitet som angitt i merknaden. Et forslag som per mars 2003 var til behandling i EU-kommisjonen, går ut på å benytte RDT (Random DayTime) med samme frekvens som den såkalte utvidete rutinekontroll (eller annen velbegrunnet metode).

WHO (5) anbefaler også grenseverdi på 50 µg/l, mens USEPA (7) angir 100 µg/l med bakgrunn i allergisk dermatitt.

B.10.3.22 Kvikksølv (Hg)

Kilder til kvikksølv i drikkevann

Kvikksølv i vann fra norske vannkilder kan skyldes utslipp fra industriell aktivitet som for eksempel galvanisk industri, eller tidligere utslipp fra treforedlingsindustri (papirproduksjon) og beising av såkorn. Kvikksølv i norske vannkilder kan også stamme fra langtransportert forurensning. Kvikksølv kan akkumuleres i sedimentet i innsjøer og vil kunne frigjøres til vannmassene under spesielle forhold.

Innholdet av kvikksølv i norske drikkevannskilder er meget lavt, mindre 0,05 µg Hg/l.

Helseeffekter

Kvikksølv er meget giftig, særlig organiske kvikksølvforbindelser. Nyrer og nervesystem er mest utsatt. Kvikksølv utskilles langsomt fra organismen, nedbrytes ikke og kan derfor akkumuleres i kroppen.

Kvikksølv kan akkumuleres i næringskjeden, og innholdet av kvikksølv i stor ferskvannsfisk er funnet å være betenkelig høyt, også i fisk fra lite forurensede vannkilder.

Hovedkilden til kvikksølveksponering er mat, spesielt fisk, og bidraget fra drikkevann er helt ubetydelig.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for kvikksølv er 0,5 µg/l.

WHO (5) anbefaler at grenseverdien settes til 1 µg/l. USEPA (7) har angitt 2µg/l.

Den strenge grenseverdien er satt på bakgrunn av at man ønsker å begrense inntak av dette sterkt giftige tungmetallet, og at kvikksølv normalt skal finnes i meget lave konsentrasjoner i ikke forurensede vannkilder.

B.10.3.23 Mangan (Mn)

Innhold i norske vannforekomster

Mangan kommer normalt fra berggrunnen. Manganinnholdet i norske vannkilder ligger normalt lavere enn 0,05 mg Mn/l. Innholdet kan imidlertid være høyere i humusholdig vann, i eutrofe innsjøer, i grunnvann med reduserende forhold i grunnen (opptil flere mg Mn/l) og i dypere lag av innsjøer i stagnasjonsperiodene dersom reduserende forhold oppstår. Mangan kan utløses allerede ved en oksygenreduksjon til 70 % av vannets metningsverdi. I oksygenfritt vann kan mangan være til stede i oppløst fargeløs tilstand. Oksidasjonsmidler og oksygen i alkalisk miljø omdanner løst 2-verdig mangan til tungtløselig 4-verdig mangan. Mangan kan på samme måte som jern holdes i kolloidal løsning ved kompleksbinding til humusmolekyler. Forsuring kan føre til økt manganinnhold i vannkilder.

Helseeffekter

Inntak av mangan via drikkevann har ingen helseeffekter, men utfelt mangan i vannet kan indirekte ha helseeffekt ved at desinfeksjonseffektiviteten av UV-anlegg reduseres slik at patogene (sykdomsfremkallende) organismer kan slippe gjennom anlegget. Et stort inntak av mangan kan ha skadelig virkning på sentralnervesystemet.

Bruksmessige problemer

Konsentrasjoner høyere enn 0,1 mg Mn/l kan gi dårlig smak på vannet.

Ved høyere manganinnhold enn 0,05 mg Mn/l kan det oppstå avsetninger i ledningsnett. Avsetningene kan være av kjemisk eller bakteriologisk natur. Begroing med manganbakterier kan gi store slammengder, og føre til problemer for brukerne, se kapittel B.2.7 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og belegg.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for mangan er 0,05 mg/l Mn.

Ifølge WHO (5) er det kun små ulemper med manganhydroksidutfellinger når innholdet er lavere enn 0,05 mg Mn/l. WHO anbefaler en grense på 0,4 mg/l.

B.10.3.24 Natrium (Na)

Kilder til natrium i drikkevannet

Påvirkning av natriumklorid (NaCl) fra marine løsmasser under den marine grense og tilførsel fra nedbør bestemmer normalt innholdet i naturlig ferskvann. Den tekniske ytelse i behandlingsanlegget bestemmer innholdet i behandlet sjøvann. Forurensning fra kloakk, avfallsdeponier og husdyrgjødsel vil også kunne gi et bidrag.

Natriuminnholdet i overflatevannkilder er vanligvis 1-15 mg Na/l, og er høyest nær kysten som følge av havvannspåvirkning. I grunnvann kan innholdet variere innen vide grenser fra en til flere hundre mg/l. Brønner under den marine grense og dypbrønner nær kysten kan ha høyt natriuminnhold, forårsaket av inntrengning av havvann.

Helseeffekter

Det er vist både ved dyreeksperimenter, kliniske observasjoner og epidemiologiske studier at Na-ioner påvirker blodtrykket. Høyt blodtrykk gir økt risiko for hjerte-/karsykdommer. Til pasienter på særlig natriumfattig diett (< 0,5 g Na/dag) kreves drikkevann med mindre enn 20 mg Na/l. For den del av befolkningen som er på diett med natriuminntak lavere enn 2 g Na/dag, bør ikke drikkevannet inneholde mer enn 100 mg Na/l.

Barn, især spedbarn, tåler mindre salt enn voksne, 1 g NaCl/kg legemsvekt er dødelig.

Innholdet av natrium i norsk drikkevann er generelt lavt, og innebærer ingen generell helserisiko for befolkningen. Natriuminnholdet i enkelte grunnvannsbrønner kan være forhøyet, og det vil da kunne representere et problem for personer som må leve på saltfattig diett.

Bruksmessige og estetiske problemer

Høyt innhold av natriumsalter vil kunne gi saltsmak på vannet. Smaksgrensen for natriumklorid (NaCl) i vann er ifølge WHO (5) 200 mg/l (tilsvarer ca. 80 mg Na/l).

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for natrium er 200 mg/l.

WHO har ikke fastsatt noen helsebasert grenseverdi for natrium. Det er imidlertid ønskelig med et lavest mulig natriuminnhold i drikkevann.

B.10.3.25 Nikkel (Ni)

Undersøkelser i norske vannkilder viser at nikkel kan finnes i konsentrasjonsområdet mindre enn 5–25 µg/l. De fleste analyser både av rå- og renvann har imidlertid gitt resultater som ligger under deteksjonsgrensen.

Ifølge WHO (5) kan utløsning av nikkel fra armatur bidra til å øke konsentrasjonen opp til 1 mg/l i kranvann. Bare i spesielle tilfeller med tilførsler til drikkevannskilder fra naturlige eller industrielle nikkellavsetninger i grunnen, kan konsentrasjonen i drikkevann bli enda høyere. Gjennomsnittlig daglig inntak gjennom mat og vann er normalt 0,1 – 0,3 mg nikkel.

Helseeffekter

Nikkelsulfat er karakterisert av IARC (8) i gruppe 1, kreftfremkallende for mennesker. Metallisk nikkel er karakterisert i gruppe 2 B, mulig kreftfremkallende for mennesker. Det mangler imidlertid tilfredsstillende studier av langtidseffekter med hensyn til generelle toksiske effekter og reproduksjonseffekter. Det foreligger heller ikke tilstrekkelige data om eventuell karsinogenitet ved oralt inntak.

Nikkelallergi er meget vanlig, og det er vist at selv oralt inntak av lave nikkelkonsentrasjoner kan fremkalle eksem hos følsomme personer.

Nikkelinnholdet i norsk drikkevann innebærer ingen helserisiko.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for nikkel er 20 µg/l.

Denne er lik grenseverdien anbefalt av WHO (5).

Grenseverdien er satt på grunnlag av studier av forsøksdyr, og det er lagt inn store sikkerhetsmarginer for å kompensere for manglende studier av humane effekter. Grenseverdien gir tilfredsstillende beskyttelse for personer med nikkelallergi.

B.10.3.26 Nitrat (NO_3) og nitritt (NO_2)

Innhold i norske vannforekomster

Ifølge norske registreringer har de fleste overflatevannkilder et nitratinhold lavere enn 1 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. I grunne brønner i jordbruksområder er det imidlertid funnet meget høye nitratverdier (opptil ca. 60 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$). Nitratinholdet i slike brønner skyldes gjødsling av dyrket mark. Det er uvisst om dette skyldes nedsiving av overflatevann like i nærheten av brønnen. I vannkilder hvor det ikke er jordbruk i nedbørfeltet eller annen N-tilførsel, er ofte nitratinholdet i vannet tilsvarende nedbøren. Innholdet av nitritt er normalt meget lavt. Dersom nitritt påvises i vann i større mengde enn 5 $\mu\text{g/l NO}_2\text{-N}$, skyldes dette ofte fersk kloakkforurensning.

Generelt er grønnsaker hovedkilden til nitratinntak, dersom nivået i drikkevannet er mindre enn 2 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Når nitratinholdet i drikkevann overskrider 11 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$, vil drikkevannet representere hovedkilden til det totale nitratinntak.

Helseeffekter

Høye konsentrasjoner av NO_3^- og NO_2^- vil kunne forårsake sykdommen methemoglobinemi (blodet får nedsatt evne til å transportere oksygen), spesielt hos små barn. Spedbarn er spesielt utsatt pga. følgende:

- Spedbarn inntar forholdsvis mye væske per kg kroppsvekt
- Spedbarn har et lavt syreinnhold i magen, noe som muliggjør vekst av bakterier som kan redusere NO_3^- til NO_2^- . Dette er spesielt en risiko ved infeksjonssykdommer i mage-/tarmsystemene
- Spedbarns hemoglobin oksideres særlig lett til methemoglobin av nitritt
- Spedbarn har nedsatt aktivitet av visse enzymer som reduserer methemoglobin til hemoglobin

Ved stigende omdannelse av hemoglobin til methemoglobin reduseres transportkapasiteten for oksygen, og det ses økende blåfarge og symptomer på åndenød ("blue baby"). Blir methemoglobininnholdet høyere enn 50 % av hemoglobininnholdet kan sykdommen være dødelig. Man har videre mistanke om at nitrat og nitritt kan forårsake kreft ved at nitritt i organismen kan reagere med organiske aminer og amider til en rekke nitrosoforbindelser. Mange av de undersøkte nitrosoforbindelsene (ikke NO_3^-) har vist kreftfremkallende effekt i dyreforsøk.

Nitrat-/nitritteksponeringen gjennom norsk drikkevann er lav, og utgjør generelt ingen helserisiko for befolkningen. Drikkevann fra gravde brønner i jordbruksintensive områder kan inneholde mye nitrat, og representerer da en helserisiko for brukerne.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdier for nitrat og nitritt er henholdsvis 10 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ og 0,05 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi for nitrat på 50 mg/l, for nitritt 3 mg/l. USEPA (7) har omtrent de samme grenseverdiene som WHO.

Grenseverdiene for nitrat er satt ut fra fare for methemoglobinemi hos spedbarn, på grunn av faren for omdannelse til nitritt i magesekken. Grenseverdien for nitritt er satt på bakgrunn av ønske om lavest mulig NO_2^- -innhold for å forebygge methemoglobinemi, og det faktum at NO_2^- ofte er indikasjon på fersk kloakkforurensning.

Ved nyanlegg av brønner bør det tilstrebes lavest mulig nitratinnhold, og man må være oppmerksom på avskjerming fra mulig overflatevannspåvirkning i jordbruksområder.

B.10.3.27 pH (surhetsgrad)

pH-verdi er et mål på vannets innhold av H_3O^+ -ioner. pH-verdiene angis med tall fra 0 til 14. Vann med $\text{pH}=7$ betegnes som nøytralt, vann med $\text{pH}<7$ som surt (lav pH-verdi) og vann med $\text{pH}>7$ som alkalisk (høy pH-verdi).

Surhetsgrad i norsk drikkevann

Overflatevannet i Norge er som regel surt eller nøytralt. Normalt bestemmes pH-verdien av karbondioksidinnholdet i vannet eller av innhold av svovelsyre fra sur nedbør (pH-verdien i regnvann som ikke er forurenset er ca. 5,6 på grunn av likevekten med luftens CO_2 -innhold, og regn med lavere pH-verdi kalles sur nedbør). Store deler av berggrunnen i Sør-Norge består av harde, tungt løselige bergarter. Nedbøren som faller ned over disse områder blir i liten grad nøytralisert. I enkelte strøk av Østlandet og Nord-Norge inneholder fjellgrunnen kalk, og her er overflatevannet nøytralt til svakt basisk. Grunnvannet i slike områder er gjerne hardt og alkalisk (pH ca. 8).

I næringsrike innsjøer kan pH-verdien i overflatevannet i sommerhalvåret om dagen komme opp i over pH 10 fordi produksjon av alger eller fastsittende vegetasjon fjerner karbondioksid (CO_2) fra vannet, mens pH-verdien om natten da kan synke tilbake til under pH 7.

Prosesser i ledningsnettet kan være bestemmende for drikkevannets pH-verdi. Nedbrytning av organisk stoff i vannet og i avsetninger i ledningsnettet gir pH-reduksjon. Utløsning av kalk fra sementbaserte rør kan gi en sterk pH-økning (opp til pH 11).

Ved en rekke vannverk med surt råvann justeres pH-verdien til 8,0-8,5. Vannet tilsettes enten marmor, kalk, lut eller soda.

Helseeffekter

Vann med pH-verdier høyere enn pH 10,5 vil kunne forårsake øyeskader ved dusjing og bading.

Klorering av vann med høy pH-verdi vil være mindre effektivt for de fleste organismer enn klorering av surt/nøytralt vann.

Korrosjonsproblemer

Norsk vann er fra naturens side surt og kalkfattig, og derved korrosivt mot de fleste materialer som brukes ved distribusjon av drikkevann. Vann med svært høy pH virker også tærende og kan forårsake utløsning av helseskadelige stoffer fra rørmaterialer og armatur. pH i området 8,0-8,5 vil normalt være gunstig for å hindre tæring på rør og utløsning av tungmetaller. Både norske og utenlandske undersøkelser har vist at innhold av tungmetaller kan være betydelig lavere i pH-justert drikkevann enn i surt vann.

For å minimalisere innvendig korrosjon i drikkevannsledninger, er det viktig å ha kontroll med vannets pH samt innhold av kalsium og karbonat, se kapittel E4 Belegg og korrosjon.

Behandlingsmetoder for å redusere vannets aggressivitet (korrosivitet) er omtalt i kapittel D5 Korrosjonskontroll.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for pH er 6,5-9,5.

I merknaden heter det at vannet ikke skal være korrosivt. For ikke-kullsyreholdig vann i flasker eller annen emballasje med henblikk på frambud skal pH ligge mellom 4,5 og 9,5. pH kan være lavere enn 4,5 for vann i flasker/annen emballasje som enten har et naturlig innhold, eller som blir kunstig anriket av karbondioksid.

B.10.3.28 Plantevernmidler

Forekomst i norske vannkilder

Med plantevernmidler menes: organiske insektsmidler, organiske ugressmidler, organiske soppmidler, organiske nematodemidler, organiske middmidler, organiske algemidler, organisk rottegift, organiske slimmidler, liknende produkter (bl.a. vekstregulatorer) og deres relevante metabolitter og nedbrytnings- og reaksjonsprodukter.

I perioden 1998-2000 ble det gjennomført en systematisk kartlegging av restnivået av plantevernmidler i norsk drikkevann (6). Det ble undersøkt til sammen 88 drikkevannskilder (både overflatevannkilder og grunnvannsbrønner) som lå i områder med mye jordbruksareal og/eller tettstedsareal. Det ble analysert til sammen 280 prøver, hvorav plantevernmidler ble påvist i 21 prøver. Konsentrasjonene som ble påvist ligger, med få unntak, nær påvisningsgrensen for analysemetoden, og betydelig under grenseverdien for plantevernmidler i drikkevann. Undersøkelsen konkluderer med at det kan forekomme lokal påvirkning av drikkevannskilder med plantevernmidler, men at funnene er sporadiske og svært små, og at det ikke er snakk om en mer generell forurensning.

Helseeffekter

Enkelte plantevernmidler er meget akutt giftige. Ved tillatelse til bruk av plantevernmidler tas hensyn til de enkelte midlers helseskadelighet, bioakkumulering, nedbrytningshastighet, nedbrytningsproduktene egenskaper, mobilitet/binding i jorden og klima på stedet. Mattilsynet godkjenner og utarbeider bruksregler for plantevernmidler etter innstilling fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (Rådet for plantevernmidler før 2005). Preparatene merkes i henhold til Forskrift om klassifisering og merking av farlige kjemikalier. Det foretas en løpende vurdering av plantevernmidlene.

Når det gjelder plantevernmidler, viser undersøkelser at eksponering via drikkevann i Norge ikke representerer noe helseproblem. Det er dog nødvendig å være oppmerksom på at enkeltbrønner i tilknytning til jordbruksarealer kan være påvirket av sprøytemidler som brukes på disse arealene, mest sannsynlig på grunn av dårlig avskjerming av brønnen med tanke på forurensning fra overflatevann som trenger ned i nærheten av brønnen.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi er for ”Plantevernmidler – enkeltvis” 0,10 µg/l, og for ”Plantevernmidler – total” 0,50 µg/l.

Grenseverdien for ”Plantevernmidler – enkeltvis”, gjelder for hvert enkelt plantevernmiddel. For aldrin, dieldrin, heptaklor og heptaheptakloreposid er det satt spesielle grenseverdier, hver på 0,030 µg/l.

”Plantevernmidler – total” er lik summen av de enkelte plantevernmidlene som undersøkes og kvantifiseres i måleprogrammet.

Det er bare nødvendig å kontrollere de plantevernmidler som med en viss sannsynlighet kan være til stede i den aktuelle vannforsyning.

Alle plantevernmidler skal godkjennes, merkes, omsettes og brukes i henhold til bestemmelsene i ”Forskrift om plantevernmidler” av 14. desember 2000. Midlene blir gitt farebetegnelser og merket i samsvar med ”Forskrift om klassifisering, og merking m.v. av farlige kjemikalier” av 16. juli 2002. Bruk og godkjenning av plantevernmidler er omtalt i kapittel C.4 Beskyttelse av vannkilder.

B.10.3.29 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Kilder til PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en stor gruppe organiske forbindelser som dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Man har identifisert flere hundre PAH-forbindelser. Det er ikke praktisk mulig å analysere og kvantifisere alle. Man velger gjerne ut et antall markørforbindelser, særlig de som er kreftfremkallende. I tidligere studier har man ofte brukt benzo(a)pyren (BaP).

I en omfattende risikovurdering i regi av EUs vitenskapelige komite for mat (EU SCF2002) ble PAH fra en rekke matvarer sammenliknet, og en fant at profilen av PAH varierte relativt lite, og BaP relativt til andre høymolekylære PAH varierte innefor en faktor på 5. BaP er derfor benyttet som en indikator for inntak og beregning av risiko.

PAH forekommer i miljøet som utslipp fra industri, forbrenningsprosesser og biltrafikk, og naturlig fra vulkanutbrudd og skogbranner. Utslippene har vært store fra elektrokjemisk industri, særlig aluminiumsindustri som har anvendt tjæreholdige elektroder.

PAH forekommer spredt rundt i omgivelsene, og har vært registrert i drikkevann. PAH kan også komme fra tjæreskjøter i ledningsnett eller tjæreholdig belegg i vanntanker. I Norge er belegg i vanntanker godkjenningsspliktige, og det aksepteres ikke belegg som avgir PAH-forbindelser.

Helseeffekter

Mange PAH-forbindelser er gentoksiske og/eller kreftfremkallende. Generelt er det stor overlapping mellom PAH som er gentoksiske, og PAH som er kreftfremkallende. I alt 15 PAH er klassifisert som kreftfremkallende.

Benzo(a)pyren i maten kan lede til svulster i magesekken, mens inhalasjon av PAH kan føre til svulster i lungene. Det er ikke vist i epidemiologiske studier at PAH i maten medfører kreftisiko hos mennesker. Inhalasjon av PAH synes å utgjøre en større risiko enn ved inntak gjennom munnen.

PAH anses ikke å være noe problem i norsk drikkevann.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for PAH er 0,1 µg/l som gjelder summen av konsentrasjoner av følgende komponenter:

-benzo(b)fluoranten

-benzo(k)fluoranten

-benzo(ghi)perylene

-indeno(1,2,3-cd)pyren

Det er fastsatt egen grenseverdi for benzo(a)pyren (0,01 µg/l), se kapittel B.10.3.7.

B.10.3.30 Radon (Rn)

Kilder til radon

Problemer med naturlig radon vil bare kunne forekomme i grunnvannsbrønner. Radon forekommer i grunnvann spesielt i områder med alunskifer og granitt. I enkelte grunnvannskilder har det vært målt relativt høyt radoninnhold (>1000 Bq/l) og Radium-226-innhold større enn 0,1 Bq/l.

Kartlegginger som er blitt gjennomført i Norge tyder på at mellom 10 og 15 prosent av alle husstander som har sin vannforsyning fra borebrønner i fast fjell, dvs. enkeltbrønner og små fellesanlegg, har en radonkonsentrasjon som overstiger drikkevannsforskriftens grenseverdi på 500 Bq/l for enkelthusholdningers vannforsyning. Dette utgjør 1-2 % av den totale befolkning. Vann fra de største grunnvannsverkene viser generelt lave verdier. I overflatevann og vann fra gravde brønner er radonkonsentrasjonene også lave.

Eksponeringen for radioaktivitet generelt gjennom norsk drikkevann er mao. ubetydelig.

Se for øvrig kapittel 10.3.34 Total indikativ dose/radioaktivitet.

Helseeffekter

Radon er kreftfremkallende og kan være genskadende selv i små doser.

Når drikkevannet kommer i kontakt med luft, vil det meste av radoninnholdet avgis til luften. For voksne personer vil det vesentlige bidraget til radonekponeringen derfor komme fra radon avgitt til inneluften (på grunn av dusjing og generell bruk av vann i husholdningen), og det vil være radondøtre som avsetter seg i lungevev. For barn kan det bli størst eksponering gjennom vannet som drikkes, dette fordi barn drikker mer i forhold til sin egen kroppsvekt.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for radon er 100 Bequerel/l (Bq/l).

I merknaden til grenseverdien heter det at radon ikke trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

Dersom radonkonsentrasjonen i vann fra enkelthusholdninger overskrider 500 Bq/liter, bør det iverksettes tiltak. Dette er i tråd med anbefalinger fra Statens strålevern, og er i god overensstemmelse med anbefalinger og forskriftsfestede grenseverdier i de andre nordiske land.

Drikkevannsforskriften har også grenseverdier for to andre radiologiske parametre, nemlig tritium (100 Bq/l), se kapittel 10.3.37, og total indikativ dose (0,01 mSv/år), se kapittel 10.3.34. Heller ikke disse trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

B.10.3.31 Selen (Se)

Selen i norske vannkilder

De regionale undersøkelser som hittil er gjort i norske vannkilder viser et seleninnhold under 0,1-0,2 µg Se/l.

Helseeffekter

Selen er nødvendig for menneskets helse, men er toksisk i større mengder.

Eksperimentelle data har ifølge WHO (5) ikke indikert at selen er kreftfremkallende. Stoffet er klassifisert av IARC (8) i gruppe 3, ikke klassifiserbart i forhold til karsinogenitet for mennesker.

Norsk kosthold er selenfattig. Det lave seleninnholdet i norske drikkevannskilder tilsier at selen i drikkevann ikke medfører helsebetenkeligheter.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for selen er 10 µg/l Se.

Denne er lik WHO's anbefalte grenseverdi (5), mens USEPA (7) har grenseverdi på 50 µg/l.

B.10.3.32 Sulfat (SO_4)

Kilde til sulfat i drikkevann

Både overflatevann og grunnvann i Norge har normalt lavere innhold av sulfat enn 50 mg SO_4/l . Tilførsel fra nedbør og innhold av sulfat og svovelforbindelser i grunnen bestemmer normalt SO_4 -innholdet. Grunnvann kan i enkelte tilfeller inneholde høyere sulfatinnhold enn 100 mg SO_4/l . Sulfat kan også komme fra kloakkvann og fra fellingskjemikalier i fellingsanlegg.

Mat er vanligvis hovedkilden til sulfateksponering, selv om inntaket via drikkevann i områder med høye konsentrasjoner kan overstige inntaket via mat. Bidraget fra lufteksponering er neglisjerbart.

Helseeffekter

Sulfat er et av de minst giftige anioner. Imidlertid vil inntak av vann med høyt innhold av magnesiumsulfat kunne skape mage-/tarmproblemer. Hos de mest følsomme personer kan konsentrasjoner ned til ca. 250 mg/l SO_4 forårsake diaré. Hos spedbarn ligger grensen lavere. Mengder over 20-80 mg/kg/dag kan gi diaré hos spedbarn.

Sulfatinnholdet i norsk drikkevann innebærer ingen helsemessig risiko.

Bruksmessige problemer

Høyt innhold av sulfat i vannet fremmer korrosjon på metallrør (kopperrør og galvaniserte rør) og sementrør, særlig der sulfatinnholdet er høyt og alkaliteten lav.

Høye sulfatkonsentrasjoner kan også gi dårlig smak på vannet. Ifølge WHO (5) er smaksgrensen ca. 200-500 mg SO_4/l , avhengig av assosierte kationer.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for sulfat er 100 mg/l.

Grensen er satt på grunn av korrosjons- og smakshensyn. Det bør generelt tilstrebes lavt innhold av sulfat pga. korrosjon.

B.10.3.33 Tetrakloreten og trikloreten (klorerte etener)

Kilder til tetrakloreten og trikloreten og helseeffekter

Klorerte etener (også kjent som klorerte etylener) er mye brukt i industrien, for eksempel som løsningsmidler og i syntesen av polymerer. Trikloreten og tetrakloreten benyttes i en stor grad til rensing av klær og avfetting av metaller.

Ifølge WHO (5) er spor av stoffene funnet både i råvann og behandlet vann. Forbindelsene er flyktige. De finnes derfor bare i lave konsentrasjoner i overflatevann, mens de kan finnes i betydelig høyere konsentrasjoner i forurensset grunnvann.

De forbindelsene som ifølge WHO er registrert i drikkevann i helsebetenkelige mengder, er 1,1-kloreten, trikloreten, tetrakloreten (perkloretylen) og vinylkloridmonomerer, hvorav

drikkevannsforskriften angir grenseverdier for tetrakloreten/trikloreten og vinyklorid, se kapittel B.10.3.33 og B.10.3.40.

Helseeffekter

Trikloreten er klassifisert av IARC (8) i gruppe 3, ikke klassifiserbar med hensyn til karsinogenitet for mennesker.

Tetrakloreten er klassifisert av IARC i gruppe 2B, mulig kreftfremkallende for mennesker.

Trikloreten og tetrakloreten kan under anoksiske forhold i grunnen omdannes til mer toksiske forbindelser, bla. vinylklorid.

Man antar at mennesker i større grad eksponeres for trikloreten via luft, enn via mat og vann.

Klorete etener i drikkevann er ikke et helseproblem i Norge.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for summen av trikloreten og tetrakloreten er 10 µg/l.

USEPA (7) angir en grenseverdi på 5 µg/l for hver av dem, mens WHO (5) anbefaler 70 µg/l for trikloreten og 40 µg/l for tetrakloreten.

B.10.3.34 Total indikativ dose

Radioaktivitet i Norge

Stråling fra omgivelsene skriver seg fra en rekke naturlige og menneskeskapte kilder. Det er beregnet at naturlige kilder bidrar til mer enn 98 % av befolkningens stråledose (når stråling til medisinsk bruk holdes utenfor). Strålingsbidraget fra utenlandske kjernekraftverk og prøvesprengninger av kjernevåpen bidrar svært lite. Globalt utgjør gjennomsnittlig eksponering fra naturlige kilder 2,4 millisievert (mSv) per år per person. Det er store lokale variasjoner knyttet til denne gjennomsnittsdosen, da den vil avhenge av en rekke faktorer slik som høyde over havet, mengde og type av radionuklider i jordsmonnet, og mengdene som tas inn i kroppen gjennom luft, vann og mat. Drikkevann bidrar svært lite til den samlede eksponering.

En grunnleggende oversikt over innholdet av radioaktive nuklider i våre vannforekomster mangler. Statens institutt for strålehygiene (SIS) har foretatt rutinemålinger av den totale β-aktiviteten i drikkevann fra Oslo og Bærum fra 1962 til 1974. Bakgrunnen for disse målinger var de kjernefysiske prøvesprengningene i atmosfæren på den nordlige halvkule. I starten var den registrerte β-aktiviteten høyere enn 1 Bq/l med en maksimal verdi på 2,4 Bq/l. Etter at prøvesprengningene i atmosfæren opphørte i 1963, avtok aktiviteten.

Målinger etter reaktorulykken i Tsjernobyl i april 1986 har vist varierende resultater. Høyeste målte verdi for regnvann var ca. 20 000 Bq/l. Høyeste målte verdi for drikkevann var 11 300 Bq/l målt i sistene med oppsamlet regnvann i Nord-Trøndelag. Den høyeste verdi i områder med moderat nedfall (Østlandet) var 27 Bq/l. Alle grunnvannsprøver viste svært lave verdier, den høyeste målte verdi var 17 Bq/l, for en brønn i Trøndelag. I prøver fra store dype innsjøer er det bare målt meget lave verdier, mens det i innsjøer med avrenning fra områder med skrint jordsmonn ble funnet verdier opptil 100 Bq/l. Prøver fra elvevann i fjellområder har vist høye

verdier i perioden like etter ulykken (>1000 Bq/l), men aktiviteten ble redusert til under deteksjonsgrensen etter noen dager.

Problemer med naturlig radioaktivitet vil bare kunne forekomme i grunnvannsbrønner. Radon forekommer i grunnvann spesielt i områder med alunskifer og granitt. Se kapittel B.10.3.30 Radon. Forekomsten av uran i grunnvann i enkelte deler av landet ser ut til å være under grensen for den radiologisk begrunnede grenseverdien, selv om den toksikologisk begrunnede grenseverdien overskrides.

Helseeffekter

Radioaktive stoffers helseskadelige effekt skyldes utsendt ioniserende stråling. De kan være kreftfremkallende og genskadende selv ved lave stråledoser. Drikkevannet bør således inneholde minst mulig av slike stoffer.

Eksposeringen for radioaktivitet gjennom norsk drikkevann er ubetydelig og innebærer ingen helserisiko. Unntaket er grunnvann fra enkeltbrønner og små fellesanlegg i fjell, som i visse regioner kan inneholde mye radon.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for total indikativ dose er 0,01 millisievert/år (mSv/år).

I merknaden til grenseverdien heter det at total indikativ dose ikke trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

Drikkevannsforskriften har også grenseverdier for to andre radiologiske parametre, nemlig tritium (100 Bq/l), se kapittel 10.3.37, og radon (100 Bq/l), se kapittel 10.3.30. Heller ikke disse trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

I den totale indikative dosen inngår ikke bidragene fra tritium, kalium-40, radon og radons datterprodukter. Eventuell stråling fra disse må derfor holdes utenfor beregningene. Total indikativ dose må beregnes ut fra den summen av strålingsbidragene fra alle stoffer som bidrar til α - og β -aktivitet i drikkevannet. Dersom den totale α -aktiviteten er lavere enn 0,1 Bq/l, og den totale β -aktiviteten er lavere enn 1 Bq/l, trengs det ikke gjøres ytterligere undersøkelser. Hvis én av disse verdiene (eller begge) overskrides, må hver enkelt radionuklide identifiseres, og bidraget (i Bq/l) fra hver av dem måles. I tabell 10.3.1 vises omregningsfaktorer for et utvalg alfa- og beta-emitterer.

Tabell 10.3.1 Eksempler på doser som følge av ett års konsum av drikkevann som inneholder en av de gitte alfa-emitterende nuklidene i en aktivitetskonsentrasjon på 0,1 Bq/l, eller en av de gitte beta-emitterende nuklidene i en aktivitetskonsentrasjon på 1 Bq/l

Radionuklide	Dose (mSv)	Radionuklide	Dose (mSv)
<i>Alfa-emitterer (0,1 Bq/l)</i>		<i>Beta-emitterer (1 Bq/l)</i>	
²¹⁰ Po	0,045	⁶⁰ Co	0,005
²²⁴ Ra	0,006	⁸⁹ Sr	0,003
²²⁶ Ra	0,016	⁹⁰ Sr	0,020
²³² Th	0,130	¹²⁹ I	0,080
²³⁴ U	0,003	¹³¹ I	0,016
²³⁸ U	0,003	¹³⁴ Cs	0,014
²³⁹ Pu	0,04	¹³⁷ Cs	0,009
		²¹⁰ Pb	0,95
		²²⁸ Ra	0,20

B.10.3.35 Totalt organisk karbon (TOC)

Totalt organisk karbon, og kjemisk oksygenforbruk, er et mål på organisk stoff i vannet, både humusstoffer og andre organiske stoffer bl.a. fra jordbruks- og industriutslipp.

Organisk stoff i norske vannforekomster

Humusinnholdet i norske vannkilder er nærmere beskrevet i kapittel B.2.4 Farge og turbiditet - Uestetisk vann, interferens i desinfeksjonsprosesser. I en rekke vannforekomster er innholdet av organisk stoff høyt som følge av produksjon av alger. Vannforekomster kan også ha høyt innhold av organisk stoff pga. utslipp fra jordbruk og næringsmiddelindustri.

Helseeffekter

Organiske stoffer fra jordbruks- og industriavløp vil kunne inneholde pesticider, og vil dessuten i likhet med humus kunne danne helseskadelige stoffer ved klorering av vannet. Algeprodusert organisk materiale kan være helsemessig betenkelig pga. dannelse av algetoksiner (se kapittel B.3.2.1 Cyanotoksiner). Alger kan også gjøre vannbehandlingen mindre effektiv. Organisk materiale i vannet vil fremme biologisk vekst i ledningsnett.

Mulige helseeffekter av humusholdig vann, er omtalt i kapittel 10.1.1 Farge.

Bruksmessige problemer

Klorering av vann med høyt innhold av organisk stoff fra jordbruk kan gi meget ubehagelig lukt og smak på drikkevannet.

De bruksmessige ulempene høyt humusinnhold kan medføre, er omtalt i kapittel 10.1.1 Farge.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for TOC er 5 mg/l C.

Det er ikke nødvendig å måle denne parameteren for forsyninger på mindre enn 10 000 m³ per døgn. Grenseverdi for kjemisk oksygenforbruk, se kapittel 10.3.17.

Grenseverdier for organisk stoff er basert på humusinnholdet. Grenseverdien er satt av bruksmessige og estetiske hensyn, samt et generelt ønske om å holde innholdet av organisk stoff lavest mulig på grunn av helsemessig usikkerhet.

Det vil i de fleste tilfeller være samsvar mellom grenseverdiene målt som totalt organisk karbon og som kjemisk oksygenforbruk. Likeledes vil det der innhold av organisk stoff skyldes humus, også være samsvar mellom grenseverdiene for fargetall, totalt organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk.

Som indikasjon på god drift av koaguleringsanlegg som skal fungere som hygienisk barriere, bør TOC ut fra anlegget være under 3 mg C/l.

Der innhold av organisk materiale ikke skyldes humus, dvs. der verdier for kjemisk oksygenforbruk og/eller total organisk karbon ligger høyere enn hva som ventes etter målt fargetall, bør man finne årsaken til dette før vannkilden vurderes benyttet til drikkevann.

B.10.3.36 Trihalometaner (THM)

Trihalometaner i norsk drikkevann

Trihalometaner er en av de grupper kloreringsbiprodukter som det dannes mest av ved klorering av vann som inneholder organisk materiale. Eksempler på trihalometaner er kloroform, bromdiklormetan, dibromklormetan og bromoform.

Tidligere norske undersøkelser har vist lave funn av kloreringsbiprodukter i vårt drikkevann. Folkehelseinstituttet fant det likevel ønskelig å gjennomføre en bredere og mer langvarig undersøkelse for å kartlegge nivået, herunder å studere eventuelle årstidsvariasjoner, samt hvilke forhold som influerer på dannelsen av kloreringsbiprodukter.

I februar 2001 startet en kartlegging av klorert drikkevann ved 20 utvalgte vannverk. De påviste mengder av trihalometaner i denne kartleggingsstudien var lavt, årsgjennomsnittet for det enkelte vannverk lå i området 0,4-16,6 mikrogram per liter, med en gjennomsnittsverdi på 6,3 mikrogram per liter. Kloroform var alltid den av trihalometanene som det var mest av ved de undersøkte vannverkene. Funnene av kloreringsbiprodukter viser at nivået er lavt, og at selv de høyeste påviste verdiene ligger betydelig under gjeldende grenseverdi for drikkevann. Hver analyse er forholdsvis dyr, og selv om innholdet kan variere noe i prøvene fra et

vannverk, er det ingen helsemessig begrunnelse som kan rettferdiggjøre krav om hyppige målinger.

Helseeffekter

Flere av kloreringsbiproduktene er forbundet med negative helseeffekter.

IARC (8) har klassifisert kloroform i gruppe 2B, mulig kreftfremkallende for mennesker. WHO (7) opplyser at bevisene for kloroforms gentoksisitet nå ansees negative. IARC's klassifisering nevnes ikke der.

Bromdiklormetan er av IARC klassifisert i gruppe 2B, mulig kreftfremkallende for mennesker, mens dibromklormetan og bromoform er klassifisert i gruppe 3, ikke klassifiserbar i forhold til karsinogenitet for mennesker.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for THM er 50 µg/l som gjelder summen av konsentrasjoner av følgende komponenter:

- kloroform
- bromoform
- dibromklormetan
- bromdiklormetan

WHO (5) angir følgende grenseverdier for de fire stoffene:

- Kloroform: 200 µg/l
- Bromoform: 100 µg/l
- Dibromklormetan: 100 µg/l
- Bromdiklormetan: 60 µg/l

Det angis også en måte å summere analyseresultater på slik at alle bidragene vurderes samlet.

EU (9) har angitt grenseverdi for summen av THM på 100 µg/l og USEPA (7) 80 µg/l.

B.10.3.37 Tritium (³H)

Radioaktivitet i Norge og helseeffekter som kan forårsakes av radioaktive stoffer er omtalt under kapittel 10.3.34 Total indikativ dose, og kapittel 10.3.30 Radon.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for tritium er 100 Bq/l.

I merknaden til grenseverdien heter det at tritium ikke trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien. Tritium må ha sammenheng med et utslipp, da det ikke vil finnes i naturen i slike mengder at grenseverdien vil kunne overskrides.

Drikkevannsforskriften har også grenseverdier for to andre radiologiske parametre: Total indikativ dose (0,01 mSv/år) og radon (100 Bq/l). Heller ikke disse trenger å måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

B.10.3.38 Akrylamid

Kilder til akrylamid

Rester av akrylamidmonomerer finnes i koagulanter av polyakrylamid som benyttes til behandling av drikkevann. Polyakrylamider er også benyttet som tetningsmidler ved bygging av drikkevannsbassenger.

Det er god kontroll med bruk av slike midler ved norske vannverk ved at det er satt grense for hvor mye monomerinnholdet kan være i en polymer som tilsettes drikkevann, samtidig som det er grense for tillatt maksimal tilsetning til vannet.

Helseeffekter

Akrylamid er klassifisert av IARC (8) i gruppe 2A, sannsynlig kreftfremkallende for mennesker.

Akrylamid i norsk drikkevann representerer ikke et helseproblem.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for akrylamid er 0,10 µg/l, med følgende kommentar:

Parameteren trenger ikke analyseres i vannet, men kun beregnes. Ved bruk som kjemisk produkt til behandling av drikkevann refererer verdien seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet ut fra maksimalt innhold av monomer i polymerløsningen og doseringsmengde. Dersom beregninger viser at verdiene overskrides, må doseringen reduseres. Ved bruk i materialer i kontakt med vann refererer verdien seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet i henhold til spesifikasjoner av maksimum utløsning fra tilsvarende polymer i kontakt med vann (gjelder epoksybelegg, -tettermasser og ionebyttemasser).

WHO (5) har satt grenseverdien til 0,5 µg/l, mens USEPA (7) har satt en doseringsgrense (slik som i Norge) som tilsvarer 0,5 µg/l.

B.10.3.39 Epiklorhydrin (ECH)

Kilder til epiklorhydrin

Epiklorhydrin (3-klor-1,2-epoksypropan) brukes i produksjonen av glyserol, epoxybelegg og tettemidler, og i koagulanter.

Det er god kontroll med bruk av slike midler ved norske vannverk.

Helseeffekter

Epiklorhydrin kan forårsake hudirritasjon, ødelegge lever og nyrer, samt påvirke sentralnervesystemet, og er klassifisert av IARC (8) i gruppe 2A, sannsynlig kreftfremkallende for mennesker.

Epiklorhydrin i norsk drikkevann representerer ikke et helseproblem.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for epiklorhydrin er 0,10 µg/l, med samme kommentar som for akrylamid for hvordan det skal beregnes.

Parameteren trenger ikke analyseres i vannet, men kun beregnes.

WHO (5) har angitt en grenseverdi på 0,4 µg/l, mens USEPA (7) angir en beregnet mengde ut fra dosering som tilsvarer 2 µg/l.

B.10.3.40 Vinylklorid (kloreten)

Kilder til vinylklorid

Vinylklorid blir brukt til å fremstille PVC (polyvinylklorid). Forekomst i vannet synes å være assosiert med bruk av dårlig polymeriserte PVC-rør. Det synes ifølge WHO å være mer hensiktsmessig å stille krav til kvaliteten på materialene brukt i ledningsnettene enn til vannet, noe den norske forskriften også baserer seg på.

Se også omtale under kapittel B.10.3.33 Tetrakloreten og trikloreten.

Helseeffekter

Vinylklorid er klassifisert av IARC (8) i gruppe 1, kreftfremkallende for mennesker.

Den vesentlige eksponeringen for mennesker skjer ved inhalasjon fra nye PVC-materialer.

Vinylklorid i norsk drikkevann representerer ikke et helseproblem.

Grenseverdi

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for vinylklorid er 0,5 µg/l.

Parameteren trenger ikke analyseres i vannet, men kun beregnes. Verdien refererer seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet i henhold til spesifikasjoner av maksimum utløsning fra tilsvarende polymer i kontakt med vann (gjelder PVC-materialer). Det er ikke angitt måte for hvordan dette skal kunne beregnes.

WHO (5) anbefaler en grenseverdi på 0,3 µg/l. USEPA (7) har angitt en grenseverdi på 2 µg/l.

B.10.4 Sensoriske parametre som ikke inngår i drikkevannsforskriften

B.10.4.1 Temperatur

Temperaturen i norske vannforekomster

Foruten klimatiske forhold beror temperaturen i stor grad på type vannkilde. I elver og bekker vil vanntemperaturen ofte følge lufttemperaturen, dvs. om sommeren godt over 10 °C og om vinteren nær frysepunktet. Dype innsjøer har gjerne stabilt kald temperatur året rundt. Grunnvann har vanligvis en meget stabil temperatur i området 6-8 °C hele året.

Problemer med høye og lave temperaturer

Drikkevann bør ha en temperatur som gjør det friskt og tiltalende. En temperatur under 10 °C vil normalt være tilfredsstillende for de fleste. Ved høye temperaturer blir lukt og smak mer fremtredende.

Høye temperaturer vil dessuten kunne øke korrosjonen og utløsning av tungmetaller fra ledningsnett og armatur, og forårsake økt vekst av mikroorganismer.

Lave temperaturer kan også skape problemer. Underkjølt vann kan medføre ising ved vanninntak og i ledningsnett. Dessuten vil enkelte vannbehandlingsmetoder, for eksempel koaguleringsanlegg, få redusert effekt ved lave temperaturer, og membranfiltre vil få redusert kapasitet.

Anbefaling

Et gunstig temperaturområde for drikkevann er 2-10 °C.

B.10.5 Uorganiske parametre som ikke inngår i drikkevannsforskriften

B.10.5.1 Alkalitet

Alkalitet er vannets kapasitet til å nøytralisere en sterk syre til en bestemt pH-verdi. Per definisjon er alkaliteten lik 0 når $\text{pH} < 4,5$. I norsk overflatevann er alkaliteten primært en funksjon av vannets innhold av karbonat, hydrogenkarbonat og hydroksid, og brukes derfor som en indikator på konsentrasjonen av disse. I surt grunnvann kan man ha svært høyt innhold av aggressiv (fri) CO_2 og ingen alkalitet. Ved lufting vil fri CO_2 gå tapt, og det er ikke sikkert at man oppnår ønsket alkalitetsheving ved en eventuell alkalisering. Ved pH-heving av vannet før utlufting omdannes CO_2 til hydrogenkarbonat, HCO_3 , som er ønskelig.

Vannets innhold av karbonat har vist seg å ha positiv betydning i korrosjonssammenheng. Dette skyldes ulike forhold:

- Ved korrosjon av jernrør har man sett at dersom vannet har høyt innhold av karbonat (alkalitet > ca. 0,6 mekv/l) vil utløst jern sammen med karbonat danne jernkarbonat (FeCO_3) som igjen danner et tett, beskyttende belegg på innsiden av jernrørene. Belegget hindrer videre korrosjon av rørene
- Høy alkalitet hindrer store svingninger i vannets pH-verdi, og har derved positiv effekt med hensyn til utløsning av tungmetaller

- I sementbaserte rør vil utløsningen av kalsium reduseres signifikant fordi man er nærmere vannets kalsiumkarbonatlikevekt

Aggressiv CO₂ har negativ effekt med hensyn til korrosjon. Gjennomtæring av varmtvannsbeholdere i løpet av et år er registrert. Tæring på sementbaserte rør er vanlig.

Anbefaling

I drikkevannsforskriften er det ikke fastsatt grenseverdier verken for alkalitet eller fritt karbondioksid.

Norske undersøkelser indikerer at en alkalitet på rundt 0,6 mekv/l er tilstrekkelig for å oppnå best mulig korrosjonsbeskyttelse av de ulike typene materialer som anvendes. Alkalitet i området 0,6-1,0 mekv/l anses som god vannkvalitet.

For vannverk med asbestsementrør i ledningsnettet, bør ikke alkaliteten være lavere enn 0,1 mekv/l.

B.10.5.2 Asbest

Kilder til asbest i drikkevann

Asbest er en fellesbetegnelse på en gruppe mineraler der hovedbestanddelen er silisium, men med tilsatsgrunnstoffer som natrium, magnesium, kalsium, mangan og jern. Asbest finnes i berggrunnen, men mesteparten av asbest i drikkevannet skyldes utløsning fra asbest-sementrør pga. aggressivt vann. Asbest ble forbudt benyttet i drikkevannsledninger i 1976, og andel asbest-sementrør går stadig ned. I 2003 var det ca. 3200 km asbest-sementrør i Norge. Det utgjør ca. 7 % av totalt antall km drikkevannsledninger.

Helseeffekter

Asbestfibermengdene i luft er normalt lave i miljøer der det ikke finnes skadde asbestmaterialer eller andre eksponeringskilder. Såkalte andre eksponeringskilder kan være asbestfibre frigitt til innemiljøet fra vannforstøvere som benytter asbestforurenset vann fra drikkevannsforsyningen.

Asbestforekomst i mat og andre drikkevarer enn vann har ikke vært undersøkt i særlig omfang. Det er grunn til å tro at matvarer som inneholder jordpartikler, støv og skitt også inneholder asbestfibre. Grove beregninger antyder at asbestfiberinntak gjennom mat kan være betydelig sammenliknet med for eksempel drikkevann.

Helsefaren ved luftbåren asbest er godt dokumentert. Inhalasjon av asbestfibre i innemiljøet har i lang tid vært kjent å kunne frembringe asbestbetingede sykdommer som asbestose, lungekreft og mesoteliom i lunge og bukhinne. Epidemiologiske studier har vist at inhalasjon av asbest også kan lede til kreft i mage-/tarmsystemet, men det er ikke kjent om denne effekten skyldes at inhalerte fibre svelges. Asbestfibre fra vann kan imidlertid overføres til luften via aerosoler ved dusj, ved luftfukting og fra asbestfibre som er adsorbert til tøy etter vask i vaskemaskin. De data som finnes om denne eksponeringsveien, tyder på at den er neglisjerbar.

Selv om asbest er kjent som et kreftfremkallende stoff ved inhalasjon, er det ikke tilgjengelig epidemiologiske data som støtter en hypotese om økt kreftrisiko ved inntak av asbestfibre

gjennom mage-/tarmkanalen, for eksempel ved eksponering via drikkevann. Epidemiologiske studier i befolkningsgrupper som har vært utsatt for betydelige mengder asbestfibre i drikkevann viser ingen slik sammenheng. Dette kan skyldes at asbestfibrene i drikkevann er svært korte, ca. 80 % er mindre enn 2 µm.

Anbefaling

Det foreligger ingen grenseverdi for maksimalt tillatt mengde asbestfiber i drikkevann. Det er heller ingen forhold som tilsier at det bør opprettes en slik. Dette er helt i tråd med vurderingene til WHO (5), mens USEPA (7) har en grenseverdi på 7 millioner fibre lengre enn 10 µm per liter.

Man ønsker imidlertid å ta materialet ut av bruk i drikkevannsforsyningen pga. kort levealder på ledningsmaterialet (store lekkasjer).

B.10.5.3 Barium (Ba)

Vannets innhold av barium skyldes i hovedsak naturlige kilder. Innholdet av barium i norske vannforekomster ligger i området < 25-300 µg/l. Barium har alvorlige toksiske effekter på hjerte, blodkar og nerver. Drikkevannsforskriften angir ingen grenseverdi for barium. WHO (5) angir en grenseverdi på 0,7 mg/l, mens USEPA (7) har angitt 2 mg/l.

Innholdet av Ba i norsk drikkevann anses ikke å ha noen helsemessig betydning.

B.10.5.4 Beryllium (Be)

Beryllium er klassifisert av IARC (8) i gruppe 2A, sannsynlig kreftfremkallende for mennesker. De epidemiologiske studiene dette er basert på, er blitt kritisert. I "Guidelines for Drinking Water Quality" (5) sies det at det er mangel på bevis for helseeffekter av beryllium. USEPA (7) har fastsatt en grenseverdi på 4 µg/l.

Innhold av beryllium i norske vannforekomster er lavere enn 1 µg Be/l.

B.10.5.5 Hydrogensulfid (H₂S⁺)

Illeluktende hydrogensulfidgass dannes under reduserende forhold ved nedbrytning av svovelholdig organisk materiale, og når organisk stoff nedbrytes med kjemisk bundet oksygen fra sulfater. H₂S er ofte til stede i grunnvann og i de dypere lag av eutrofe (næringsrike) og dystrofe (humusholdige) innsjøer sommer og vinter. H₂S kan også dannes ved nedbrytning av organisk materiale som er sedimentert i ledningsnettet. Hydrogensulfidgass er giftig i små mengder, men lukter så ubehagelig selv i ørsmå mengder at vannet ikke kan drikkes. Det er ikke angitt noen grenseverdi for H₂S. Sulfid oksideres til sulfat dersom det er luft til stede. En vanlig vannbehandlingsmetode for å fjerne H₂S-gass er lufting av vannet.

B.10.5.6 Kalium (K)

Kalium anses ikke å være helsemessig eller bruksmessig betenkelig. Kalium er imidlertid en forurensningsindikator. Dersom det forekommer et uventet høyt innhold av kalium i drikkevannet, bør det foretas en samlet vurdering av vannets bakteriologiske kvalitet samt innhold av organisk stoff, ammonium, nitritt, nitrat og totalfosfor for å konstatere om vannet er forurenset av kloakk, utslipp fra landbruket eller annet.

B.10.5.7 Kalsium (Ca)

Kilder til kalsium i drikkevann

De fleste norske overflatevannkilder har bløtt vann. Kalsiuminnholdet når sjelden over 15 mg Ca/l. I grunnvann kan det imidlertid være betydelig høyere. Høyt kalsiuminnhold i vannkilder skyldes kalkrik berggrunn. Kalking av sure vassdrag kan også gi et bidrag. Kalsium i drikkevannet kan også skyldes utløsning av kalk fra sementbaserte vannledninger eller bruk av kalk som alkaliseringsmiddel.

Helseeffekter

Epidemiologiske undersøkelser fra flere land kan tyde på at befolkningen er mindre utsatt for hjerte-/karsykdommer i områder med hardt vann enn i områder med bløtt vann, men man vet ikke hvilke faktorer i vannet som kan være årsaken til dette.

Det er ikke registrert negative helseeffekter av kalsium i drikkevannet.

Bruksmessige problemer

Kalsium forårsaker sammen med magnesium hardt vann. Bruksmessige problemer blir særlig merkbare når kalsiuminnholdet overstiger 25 mg Ca/l, og problemene øker ettersom hardheten øker. Høy hardhet forårsaker redusert vaskeeffekt på grunn av utfelling av uløselig kalksåpe. Videre kan det ved oppvarming av vannet skje utfelling av kjelstein (kalsiumkarbonat, CaCO_3). Dette vil igjen kunne forårsake skade på elektriske varmeelementer.

Problemer med manglende såpeskumming vil oppstå ved lavere hardhet i Norge enn i en rekke andre europeiske land. Det skyldes at kalsium i Norge er "bundet til" karbonat, mens i de andre landene er kalsium hovedsakelig "bundet til" klorid og sulfat.

For nærmere beskrivelse av bruksmessige problemer ved hardt vann henvises til kapittel B.2.1.

Korrosjonsreduksjon

Kalsium har positiv effekt idet kalsiumholdig vann er mindre korrosivt, vesentligst i forhold til sementbaserte ledninger og ledningsbelegg. Kalk benyttes i vannbehandlingen for å redusere korrosjon på ledningsnett ol. Det er derfor ønskelig at kalsiumkonsentrasjonen i drikkevann ikke er for lav. Se også kapittel B.2.1.

I norske vannforekomster er innholdet av magnesium oftest nær 1/3 av kalsiuminnholdet. Dersom det relative innholdet av magnesium øker, vil også de bruksmessige ulemper tilta ved lavere kalsiuminnhold. Magnesium er omtalt i kapittel B.10.5.10.

Anbefaling

Det er ikke anbefalt noen øvre grense for kalsiuminnhold i drikkevann ettersom hardt vann kan gi gunstige helsevirkninger.

Undersøkelser har vist at vannet bør ha et visst kalsiuminnhold (høyere enn 15 mg Ca/l) for å redusere korrosjonen på metaller i ledninger og armatur. Dersom innholdet overskrider 25 mg Ca/l, vil bruksmessige problemer kunne bli merkbare.

For vannverk som har mye asbestsementrør, bør det for å hindre videre tæring ikke nyttes vann med lavere kalsiuminnhold enn 10 mg Ca/l.

B.10.5.8 Karbondioksid (CO₂)

På 1970-tallet var det krav til innhold av karbondioksid i norsk drikkevann (< 5 mg CO₂/l) for å redusere korrosjon. Drikkevannsforskriften angir i dag andre korrosjonsparametre (pH, alkalitet, kalsium, sulfat, klorid, sink og kopper). Karbondioksid benyttes sammen med kalsium til alkalisering av drikkevann.

B.10.5.9 Kobolt (Co)

Ifølge de regionale undersøkelser av norske vannkilder (3), er Co-innholdet lavere enn 1 µg Co/l. Det finnes lite analysemateriale av kobolt i kranvann. WHO har ikke angitt grenseverdi for kobolt, heller ikke USEPA.

B.10.5.10 Magnesium (Mg)

Innhold i norske vannforekomster

Magnesiuminnholdet i norsk drikkevann er ca. tredjedelen av kalsiuminnholdet og når sjelden over 10 mg/l Mg. Magnesium er et av de vanligste grunnstoffer i jordskorpen. Magnesium i vann kommer normalt fra berggrunnen. I strøk nær kysten kan en vesentlig del stamme fra sjøvann via nedbøren.

Helseeffekter

Inntak av vann med høyt innhold av magnesiumsulfat (MgSO₄, Epsoms salt) vil kunne forårsake mage-/tarmproblemer. Hos følsomme personer kan avførende effekt oppstå ved et innhold av MgSO₄ på ca. 300 mg/l, dvs. ca. 50 mg/l Mg.

Det daglige inntak av magnesium er beregnet til om lag 300 mg. Bidraget fra drikkevann utgjør vanligvis bare en meget liten del av dette. Siden magnesiuminnholdet i norsk drikkevann sjelden overstiger 10 mg/l, og det ikke oppstår helsemessige virkninger av såpass lave konsentrasjoner, har magnesium i drikkevann ingen helsemessig betydning.

Bruksmessige problemer

Magnesium bidrar til vannets totale hardhet. For nærmere beskrivelse av bruksmessige problemer ved hardt vann henvises til kapittel B.10.5.7 og B.2.1.

Magnesium kan forårsake bitter smak på vannet i høye konsentrasjoner. Smaksproblemer vil normalt ikke oppstå før innholdet overstiger 100 mg Mg/l, men tilstedeværelsen av klorid i drikkevannet samtidig med magnesium, vil kunne gi smaksproblemer ved lavere magnesiuminnhold. Konsentrasjoner på 10 mg Mg/l og 35 mg Cl/l oppblandet i destillert vann gir vannet en tydelig bitter smak.

Anbefaling

Drikkevannsforskriften angir ingen grenseverdi for magnesium.

Hensynet til hardt vann tilsier at magnesiuminnholdet bør være lavere enn 10 mg Mg/l.

B.10.5.11 Oksygen (O₂)

Oksygeninnholdet i norske vannkilder

Oksygeninnholdet avhenger av typen vannkilde. I norske elver og bekker er oksygeninnholdet tilnærmet lik metning pga. rask utveksling med luften. Ved utslipp av organisk materiale til slike resipienter vil det som regel skje nedgang i oksygeninnholdet rett etter utslippet, men det tar seg raskt opp igjen.

I oligotrofe (næringsfattige) innsjøer er innholdet av oksygen høyt hele året og gjennom hele vannmassen. I eutrofe (næringsrike) og dystrofe (humusholdige) innsjøer kan det være fullstendig oksygenmangel i de dypere lag sommer og vinter som følge av nedbrytning av organisk stoff. I sommerhalvåret er overflatelaget i eutrofe vannkilder overmettet med oksygen om dagen pga. at oksygen dannes ved produksjon av organisk materiale (algevekst, produksjon av fastsittende vegetasjon).

Grunnvann har ofte lavt oksygeninnhold.

Uønskede effekter

Inntak av vann med lavt oksygeninnhold har ingen direkte helsemessige effekter. Dersom oksygenfattig vann går direkte ut på ledningsnett, øker imidlertid faren for at organisk materiale skal forbruke alt oksygenet, og det kan oppstå anaerobe forhold. Dette kan føre til lukt- og smaksulemper og til korrosjon. I oksygenfritt vann er det ofte illeluktende H₂S-gass (se kapittel B.10.5.5) og andre uønskede stoffer som jern, mangan osv.

Anbefaling

WHO (5) har ikke angitt tallmessig grenseverdi for oksygeninnhold, men det nevnes at det er ønskelig at innhold av oppløst oksygen er så nær full metning som mulig.

For å opprettholde oksiderende forhold på distribusjonsnett bør drikkevannet ha minst 70 % metning av oksygen.

B.10.5.12 Sink (Zn)

Kilder til sink i drikkevann

Sinkinholdet i norske vannkilder er lavt, ifølge registreringer mindre enn 5-50 µg Zn/l. Vann fra gruveområder kan ha høyere verdier. Drikkevannet kan imidlertid inneholde meget høye verdier (flere mg/l) som følge av korrosjon på galvaniserte (sinkbelagte) vannrør og beholdere. I naturen forekommer sink ofte sammen med kadmium, slik at uren sink kan inneholde noe kadmium.

Helseeffekter

Sink er et essensielt sporelement som finnes i praktisk talt all mat og drikke i form av salter eller organiske komplekser. Maten er vanligvis hovedkilden til sinkeksponering. Bidraget fra drikkevann kan imidlertid bli betydelig ved korrosjon av sink i ledningsnettet.

Sink er nødvendig for menneskets helse, og det er ikke påvist negative effekter som følge av sinkinntak gjennom drikkevannet. Det har imidlertid vært registrert sykdom hos kuer og kalver som har drukket vann med ekstremt høyt sinkinnhold. Høyt sinkinnhold i drikkevannet som følge av korrosjon er meget betenkelig fordi korrosjonen også kan løse ut helseskadelige tungmetaller som kadmium sammen med sink.

Bruksmessige problemer

I konsentrasjoner over 5 mg/l Zn forårsaker sink dårlig smak på vannet, gjør vannet grumsete, og det kan dannes en oljeaktig film på vannet ved koking.

Anbefaling

Drikkevannsforskriften angir ingen grenseverdi for sink. Konsentrasjoner over 1 mg/l indikerer for høy korrosjon i ledningsnettet. Ved konsentrasjoner over 5 mg/l Zn kan det oppstå bitter smak, blakkethet og kornede avleiringer.

B.10.5.13 Sølv (Ag)

Innhold i norske vannkilder

Innholdet av sølv i norske vannkilder ligger normalt under 0,1-0,2 µg/l i upåvirket vann. Enkelte filtre beregnet på rensing av husholdningsvann tilsettes antimikrobielle stoffer, herunder sølv, for å hindre oppvekst av mikroorganismer. I henhold til forskrift om tilsetningsstoffer til næringsmidler er det ikke tillatt å tilsette sølv til drikkevann. I filterkanner med sølvimpregnerte filtre har det vært påvist til dels høye mengder utlekket sølv til drikkevannet. Sølv finnes også i desinfeksjonspulver som selges for desinfeksjon av drikkevann i tanker eller til feltbruk.

Helseeffekter

Sølv er ikke særlig giftig, og bare en relativt liten del av inntatt sølv synes å bli absorbert. Sølv absorberes imidlertid lettere når det er bundet til svovelkomponenter i mat. Sølv kan misfarge hud, hår og negler (sykdommen argyria) på mennesker og varmblodige dyr. Når sølv først er absorbert forblir det i vevene, særlig i huden.

Estimerer for daglig inntak av sølv ligger på omkring 7 µg per person. Bidraget fra drikkevann som ikke er behandlet med sølv, vil være ubetydelig. Drikkevann som er behandlet med sølv vil medføre et økt daglig inntak.

På grunn av sølvets lave giftighet og ubetydelige forekomst i norsk drikkevann, har det ingen helsemessig betydning.

Anbefaling

Drikkevannsforskriften angir ingen grenseverdi for sølv, heller ikke WHO eller USEPA har angitt grenseverdier.

Vann med høyere innhold enn 0,1 mg Ag/l er ikke tilrådelig som drikkevann (WHO).

B.10.5.14 Uran (U)

Innhold i norske vannkilder

Uran finnes naturlig i granitter og en del andre mineraler. Innholdet av uran i norske drikkevannskilder er antatt å være lavt, men det er ikke gjennomført systematiske undersøkelser av uraninnhold i drikkevann. I en undersøkelse av 476 norske grunnvannsbrønner i fjell (4), hadde 18 % av brønnene vann med mer enn 0,02 mg/l uran. I den senere tid er det kommet nyere analyseresultater fra grunnvannsbrønner til enkelthus eller små fellesanlegg hvor det er funnet urankonsentrasjon i vannet på opp mot 0,2 mg/l. Radioaktiviteten fra naturlig uran er lav, men dette konsentrasjonsnivået vil føre til en overskridelse av de grenseverdier som gjelder for radioaktivitet i drikkevannsforskriften (som tilsvarer 0,14 mg/l U).

Helseeffekter

Det er ikke tilstrekkelige data til å karakterisere urans karsinogene egenskaper. Nyrebetennelse (nephritis) er den primære helseeffekten på mennesker, med en økning av alkalisk fosfatase og β -mikroglobulin i urinen som en indikasjon på en liten endring i proximal tubulær funksjon (liten påvirkning av nyrefunksjonen). Denne endringen var innenfor normal variasjon, og den gikk tilbake ved reduksjon av uraninntaket.

Den generelle eksponeringen for naturlig uran er lav i befolkningen, basert på utenlandske studier. Det er generelt for den norske befolkning ingen helserisiko forbundet med uran i drikkevann, men vann fra enkelte grunnvannsbrønner kan ha urankonsentrasjon som overstiger grenseverdien foreslått av WHO (5). Det er ikke grunn til å frykte akutt forgiftning på grunn av uran i drikkevann, da nivåene er alt for lave til dette.

Anbefaling

Drikkevannsforskriften angir ingen grenseverdi for uran i drikkevann. WHO anbefaler en grenseverdi på 0,015 mg/l U

B.10.5.15 Vanadium (V)

Omfattende og systematiske undersøkelser av vannforekomsters innhold av vanadium foretas ikke i Norge. Verken WHO eller USEPA har angitt grenseverdi for vanadium. Norge har ikke angitt noen norm for vanadium.

B.10.6 Referanser

- 1) Nasjonalt folkehelseinstitutt. Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase (Helsinkirapporten), revisjon 2003. Rapport 2003:9.
<http://www.fhi.no/dav/3A37ABDAB0.pdf>

- 2) Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften) med veileder. Helsedepartementet, 2001.
- 3) Hongve D. et al. Landsoversikt – drikkevannskvalitet. Spormetaller i vann fra norske vannverk. Folkehelsa vannrapport nr. 92, 1994.
- 4) Frengstad B. et al. The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. The Science of the Total Environment 246 (2000) 21-40.
- 5) Verdens helseorganisasjon (WHO), Guidelines for drinking-water quality, third edition, Volum 1, 2004.
- 6) Fonahn W., Haarstad K. Plantevernmidler i norske drikkevasskjelder. SNT rapport 3, 2002.
- 7) USEPA, National Primary Drinking Water Standards
<http://www.epa.gov/safewater/consumer/mcl.pdf> (EPA 816-F-03-016 June 2003 - 396 K PDF FILE).
- 8) International Agency for Research on Cancer (IARC): <http://www.iarc.fr/>
- 9) Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, L330, 5.12.1998.