



# Drinkwaterkwaliteit Q21

Een horizon voor onderzoek en actie

**BTO 2010.042**  
**november 2010**

# Drinkwaterkwaliteit Q21

Een horizon voor onderzoek en actie

**BTO 2010.042**  
**November 2010**

© 2009 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.



# Colofon

**Titel**

Drinkwaterkwaliteit Q21: een horizon voor onderzoek en actie

**Projectnummer**

111 509 100

**Onderzoeksprogramma**

BTO

**Projectmanager**

Ir. Wiel Senden, drs. Niels Dammers

**Opdrachtgever**

College van Opdrachtgevers (CVO)

**Kwaliteitsborgers**

Dr. ir. Dick van der Kooij en dr. Annemarie van Wezel

**Auteurs**

Dr. ir. Dick van der Kooij, dr. John van Genderen, dr. Minne Heringa, dr. Ariadne Hogenboom, drs. Corina de Hoogh, drs. Margreet Mons, drs. Leo Puijker, drs. Nellie Slaats, dr. ir. Jan Vreeburg en dr. Annemarie van Wezel

**Verzonden aan**

Deelnemers BTO-programma

Dit rapport is selectief verspreid onder medewerkers van BTO-participanten en is verder niet openbaar.



# Verantwoording

Dit rapport is opgesteld in het kader van het project Kwaliteitsdoelen Q21. Dit project is begeleid door de BTO-Expertgroep Kwaliteitsdoelen Q21. De samenstelling van deze Expertgroep is hieronder weergegeven. De leden van de Expertgroep hebben commentaar geleverd op de hoofdstukken van voorliggend rapport. De auteurs van de hoofdstukken van het rapport zijn hieronder genoemd.

## *Samenstelling van de BTO-Expertgroep Waterkwaliteitsdoelen Q21*

| Naam (alfabetisch)                                   | Bedrijf                          |
|------------------------------------------------------|----------------------------------|
| Drs. Bruin van der Heijden (tot 14-11-2006)          | Vitens NV                        |
| Dr. ir. Jan Peter van der Hoek (voorzitter)          | Waternet                         |
| Dr. Wim Hoogenboezem                                 | Het Waterlaboratorium            |
| Dr. ir. Dick van der Kooij                           | KWR                              |
| Dr. Jan A. Luijten                                   | Stichting Waterlaboratorium Zuid |
| Dr. Maarten Nederlof (van 14-11-2006 tot 01-03-2008) | Vitens N.V.                      |
| Dr. Trudy Suylen                                     | Evides                           |
| Drs. Hans Smeenk (tot 01-02-2006)                    | Waternet                         |
| Dr. Peter Stoks                                      | Riwa-Rijn                        |
| Drs. Gerrit Veenendaal                               | Waterlaboratorium Noord          |
| Ir. Caroline van de Veerdonk ( tot 01-10-2007)       | Vewin                            |
| Ir. Nicole T.C. Zantkuijl (vanaf 01-10-2007)         | Vewin                            |
| Drs. Margreet Mons (secretaris) tot 31-12-2008       | KWR                              |

## *Auteurs*

Hoofdstuk 1 **Inleiding**: Dick van der Kooij en Margreet Mons; Hoofdstuk 2 **Wetgeving**: Margreet Mons en Gertjan Medema; Hoofdstuk 3 **Feiten en perceptie in relatie tot waterkwaliteit**: Caroline van de Veerdonk en Nicole Zantkuijl; hoofdstuk 4 **Microbiologische veiligheid**: Gertjan Medema; hoofdstuk 5 **Nagroeï, Legionella en biologische stabiliteit**: Dick van der Kooij; hoofdstuk 6 **Toxicologie**: Minne Heringa, Margreet Mons en John van Genderen; hoofdstuk 7 **Chemische kwaliteitsaspecten**: Leo Puijker en Margreet Mons; hoofdstuk 8 **Organoleptische en esthetische aspecten**: Margreet Mons; hoofdstuk 9 **Hardheid en kalkafzetting**: Henk Brink en Nellie Slaats; hoofdstuk 10 **Fysische en chemische kwaliteitsaspecten bij transport en distributie**: Nellie Slaats, en Jan Vreeburg; hoofdstuk 11 **Monitoring**: Annemarie van Wezel, Corina de Hoogh en Ariadne Hogenboom. Hoofdstuk 12 **Discussie, conclusies en aanbevelingen**: Dick van der Kooij en Margreet Mons.



# Samenvatting

Voorliggend rapport geeft een beschrijving van de diverse aspecten van de drinkwaterkwaliteit, waarbij het begrip Drinkwaterkwaliteit Q21 wordt geïntroduceerd. In deze samenvatting wordt de betekenis daarvan per kwaliteitsaspect beschreven. Een overzicht van streefwaarden voor waterkwaliteitsparameters en van gesignaleerde kennislacunes is weergegeven in Tabel 12.1 (Hoofdstuk 12).

## Drinkwaterkwaliteit Q21

Drinkwater mag geen nadelig effect hebben op de gezondheid van de consument. Veiligheid (hygiënische betrouwbaarheid) staat daarom bovenaan bij de wettelijke eisen voor de kwaliteit van het drinkwater. Het drinkwater moet ook voldoen aan eisen op organoleptisch, esthetisch en technisch gebied. Veiligheid en kwaliteit zijn echter geen statische begrippen. Persistente micro-organismen, nieuwe ('emerging') milieuvreemde stoffen, groei van *Legionella* en andere micro-organismen met ziekteverwekkende eigenschappen en andere kwaliteitsveranderingen bij transport en distributie vormen potentiële bedreigingen voor de kwaliteit van het drinkwater. Daarnaast vragen waarnemingen met verbeterde detectiemethoden, en kritische consumenten voortdurend om een deskundig optreden van de bedrijfstak. Een gestructureerde aanpak van de bedreigingen is nodig om zeker te stellen dat ook in de 21<sup>e</sup> eeuw drinkwater van hoge kwaliteit ('Drinkwaterkwaliteit Q21') kan worden geleverd. Deze aanpak vereist (i) identificatie van de (potentiële) problemen, (ii) het definiëren van Drinkwaterkwaliteit Q21 en (iii) het identificeren van kennislacunes.

## Wettelijke kwaliteitseisen en perceptie

Op Europees niveau geeft de Drinkwaterrichtlijn criteria voor de waterkwaliteit en de kwaliteitsbewaking. De Kaderrichtlijn Water (KRW) beïnvloedt het beleid t.a.v. de drinkwaterbronnen. Naast eisen met betrekking tot een goede chemische en ecologische toestand van de drinkwaterbronnen, heeft de KRW het 'standstill-principe' (geen toename van verontreiniging) als uitgangspunt. In het Waterleidingbesluit zijn strenge eisen geformuleerd voor de pathogene micro-organismen van fecale herkomst en voor stoffen met schadelijke eigenschappen. Ook zijn eisen geformuleerd m.b.t. organoleptische en esthetische aspecten (geur, smaak, kleur, troebelingsgraad) en bedrijfstechnische parameters, zoals zuurgraad en hardheid. Signalering van veranderingen in de aard van microbiologische en chemische verontreinigingen, ondermeer als gevolg van het toenemende gebruik van milieuvreemde verbindingen en verbeteringen van de analyse van de waterkwaliteit, leiden tot een verschuiving van controle achteraf naar proactieve monitoring gericht op tijdige identificatie van risico's. Deze aanpak mondt uit in het opzetten van Water Safety Plans waarin op een gestructureerde wijze een analyse plaatsvindt van het systeem van bron tot tap, gecombineerd met optimale bewaking en het introduceren/hanteren van beheersplannen. Veiligheid is hierbij de maatstaf. Bij de beschrijving van Drinkwaterkwaliteit Q21 staat veiligheid ('safety') eveneens op de eerste plaats, maar deze karakterisering omvat ook de kwaliteitsaspecten die de waardering (perceptie) van de consument voor het drinkwater en het drinkwaterbedrijf kunnen beïnvloeden.

Uit een door de Vewin uitgevoerd onderzoek bleek dat de consumenten een groot vertrouwen hebben in (de leveranciers van) het kraanwater. De kwaliteit wordt als zeer goed gewaardeerd. De betrouwbare levering en de goede kwaliteit worden als



vanzelfsprekend ervaren en de huidige waterkwaliteit behoeft volgens de consument niet te worden verbeterd. Handhaving wordt als noodzakelijk gezien: er mag niets 'mis' gaan met het drinkwater.

### **Microbiologische veiligheid**

De aanwezigheid van ziekteverwekkende micro-organismen kan een direct schadelijk effect kan hebben op de gezondheid. De beoordeling van de microbiologische veiligheid van het drinkwater berust al decennia op het onderzoek naar indicatorbacteriën van fecale herkomst. In het Waterleidingbesluit is in aanvulling op deze aanpak tevens een risicoanalyse voorgeschreven. Voor de uitvoering van de kwantitatieve microbiologische risicoanalyse (QMRA) zijn indexpathogenen gedefinieerd, d.w.z. micro-organismen die de hoogste eisen stellen aan (het meest kritisch zijn voor) het functioneren van de waterbehandeling. Tot deze organismen behoren de protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia*, enterovirussen en *Campylobacter*. Waarborgen van de kwaliteit vereist een adequaat bewakingssysteem, waarbij onder meer informatie over de aanwezigheid van pathogene micro-organismen in ongezuiverd oppervlaktewater wordt verzameld. On-line bewaking van het functioneren van zuiveringsprocessen m.b.v. fysische en chemische parameters, bijvoorbeeld troebelheid, deeltjesteller, is hierbij eveneens van belang om na te gaan of de betreffende zuiveringsfase goed presteert. Met de opzet en uitvoering van de risicoanalyse is inmiddels veel ervaring opgedaan in de praktijk. Daarbij wordt de in het Water Safety Plan opgenomen systematiek toegepast.

Toepassing van moleculaire technieken voor de specifieke, kwantitatieve detectie van micro-organismen laat zien dat nog niet alle bedreigingen die samenhangen met fecale verontreiniging afdoende in kaart zijn gebracht. Met name met betrekking tot de virussen is nog nader onderzoek nodig omdat tot nu toe goede detectiemethoden voor deze organismen ontbraken. Ook de bescherming van het drinkwater tegen verontreiniging bij transport en distributie vergt nader onderzoek. Een nieuwe methode voor de beoordeling van de impact van blootstelling aan ziekteverwekkende organismen is de DALY (Disability Adjusted Life Years) benadering. Bij deze aanpak wordt de ernst van de gevolgen van infectie berekend en uitgedrukt in het aantal levensjaren met verminderde levenskwaliteit ('disability'). Met de DALY-benadering kan het gevolg van een ziekte veroorzaakt door een micro-organisme vergeleken worden met ziekte door blootstelling aan een schadelijke stof. Deze benadering maakt een kwantitatieve afweging van kosten-baten bij de drinkwaterbereiding mogelijk en verdient verdere uitwerking.

### **Nagroeï, *Legionella* en biologische stabiliteit**

Bij transport en distributie van drinkwater zonder desinfectiemiddel kan vermeerdering van micro-organismen ('nagroeï') optreden. In een aantal distributiesystemen leidt nagroeï tot overschrijding van de wettelijke kwaliteitseisen voor *Aeromonas*, bacteriën van de coligroep of *Legionella*. Ongewervelde dieren die met het blote oog zichtbaar zijn, bijvoorbeeld waterpissebedden, en troebelheid veroorzaakt door biomassa kunnen leiden tot klachten van consumenten. Blootstelling aan ziekteverwekkende *Legionella*-soorten die groeien in leidingwaterinstallaties kan een ernstige longontsteking (legionellapneumonie) tot gevolg hebben. Jaarlijks worden in Nederland enkele honderden gevallen van legionellapneumonie ('veteranenziekte') gerapporteerd. Een schatting wijst uit dat het infectierisico voor legionellose hoger is dan  $10^{-4}$  per persoon per jaar. De bijdrage van de blootstelling aan *Legionella* in leidingwater aan dit infectierisico is niet bekend. Ook andere micro-organismen met ziekteverwekkende eigenschappen, de zogenoemde opportunistisch pathogene micro-organismen, waaronder *Mycobacterium* soorten, *Pseudomonas aeruginosa* en bepaalde schimmels, kunnen zich vermeerderen in leidingwaterinstallaties. Deze

vermeerdering hangt samen met de vorming van biofilm en sediment in het leidingnet en in de leidingwaterinstallaties en opwarming van het water. Vorming van biofilm en sediment kan worden beperkt door de bereiding van drinkwater met een zeer laag gehalte aan biomassa en afbreekbare stoffen ('biologisch stabiel' drinkwater) en toepassing van leidingmaterialen die niet groeibevorderend zijn. In hoeverre de streefwaarden voor kwaliteitsparameters gerelateerd aan biologische stabiliteit (gehalte actieve biomassa (ATP), AOC-gehalte, biofilmvormingssnelheid) afdoende zijn voor het beperken van de groei van *Legionella* en andere micro-organismen met ziekteverwekkende eigenschappen is een onderwerp van onderzoek.

### **Toxicologische veiligheid en chemische analyse**

In drinkwaterbronnen komen duizenden stoffen voor. Verbeterde detectiemethoden leiden tot de waarneming van steeds meer milieuvreemde stoffen. *Emerging compounds* zoals geneesmiddelen, diergeneesmiddelen, drugs-of-abuse, perfluorverbindingen, pesticiden en metabolieten, perfluorverbindingen, hormoonverstorende stoffen en persoonlijke verzorgingsmiddelen zijn in lage concentraties (veelal tot tientallen ng/l per stof) aangetroffen in drinkwaterbronnen, en in lagere concentraties in drinkwater hoewel hiervoor minder gegevens beschikbaar zijn. Een belangrijke bron is de burger en effluenten van rioolwaterzuiveringsinstallaties vormen een belangrijke route. Daarnaast vormen ook landbouwactiviteiten, oude verontreinigde locaties en industriële lozingen een bron. De stoffen worden afhankelijk van hun fysisch-chemische eigenschappen met wisselend succes verwijderd tijdens drinkwaterzuivering; goed wateroplosbare stoffen zijn lastig te verwijderen. De wettelijke kwaliteitsnormen zijn vooral opgesteld voor al langer aangetroffen en slecht in water oplosbare stoffen.

Technieken uit de analytische chemie -target en screenende analyse-, effect-gebaseerde monitoring eventueel in combinatie met analytische chemie om toxiciteitsveroorzakers te identificeren, en on-line sensoren zijn inzetbaar voor monitoring. Deze deels recente technieken maken een shift mogelijk van het monitoren van chemische waterkwaliteit in vooral het eindproduct naar een monitoring gedurende het hele proces in de productieketen. Dit sluit aan bij de HACCP benadering (Hazard analysis critical control points), door drinkwaterbedrijven verankerd in 'Water Safety' plannen. Deze verschuiving geeft meer inzicht de kwaliteit van bronnen, effectiviteit van behandeling en distributie, en kan zo leiden tot een meer pro-actief beheer van drinkwaterproductie. Op kritische punten in de keten met relatief hoge of tijdsvariabele risico's, is meer intensieve monitoring wenselijk. Alleen op die punten in de keten waar met enige regelmaat correctieve maatregelen worden genomen, heeft (semi-)continue monitoring toegevoegde waarde. De vigerende chemische monitoring is vooral gericht op 'klassieke' stoffen zoals zware metalen, PAKs, gechloreerde koolwaterstoffen en reeds lang gebruikte pesticiden, en weinig op de *emerging compounds* of op het detecteren van risico's voor chronische toxiciteit. Acute schadelijke effecten door blootstelling aan stoffen via drinkwater zijn in Nederland uitgesloten gezien de lage gehalten. De aandacht gaat uit naar stoffen die bij lange blootstelling aan lage concentraties nadelige effecten kunnen veroorzaken, zoals hormoonverstorende of kankerverwekkende stoffen.

Voor veel 'klassieke' stoffen zijn maximaal toelaatbare innameniveaus vastgesteld op basis van toxicologisch onderzoek in proefdieren, en vertaald naar toelaatbare niveaus in drinkwater. Voor de meeste stoffen, waaronder veel *emerging substances*, ontbreken dergelijke proefdiergegevens en zijn geen maximaal toelaatbare innameniveaus afgeleid. Bij het aantreffen van deze stoffen is een gezondheidskundige beoordeling van de waterkwaliteit gewenst. Bij het ontbreken van toxicologische gegevens kan op basis van de

*Threshold of Toxicological Concern (TTC)* een concentratieniveau worden afgeleid waarbij geen nadelige gezondheidseffecten te verwachten zijn. Voor milieuvreemde stoffen met genotoxische eigenschappen is dit  $< 0,01 \mu\text{g/l}$ , voor overige stoffen  $< 0,1 \mu\text{g/l}$ , waarbij structuur-activiteitsrelaties kunnen bepalen of een stof genotoxisch is. Dit rapport stelt deze waarden voor als buitenwettelijke streefwaarde voor niet van nature voorkomende organische stoffen. De huidige detectielimieten zijn niet altijd laag genoeg om tot het niveau van de in dit rapport afgeleide streefwaarden te meten. Analyse leert dat de TTC in het algemeen veel voorzorg biedt; wanneer er wel toxicologische informatie aanwezig is zijn op basis daarvan afgeleide indicatieve veilige niveaus in drinkwater veelal minder streng. Naast gezondheidskundige overwegingen geldt voor sommige verontreinigingen zoals geneesmiddelen of drugs- of abuse dat de maatschappelijke acceptatie van aanwezigheid in drinkwater laag is, ook als duidelijk is dat nadelige gezondheidseffecten niet zijn te verwachten.

Met effectgerichte testen (bioassays) kunnen zeer lage concentraties van ook niet geïdentificeerde stoffen worden waargenomen, inclusief hun onderlinge interacties. *In vitro* testen met bacteriën of cellen voor genotoxiciteit of hormoonactiviteit geven informatie over de toxicologische betekenis van het aanwezige mengsel van verontreinigingen. Voor stoffen met een oestrogene werking stelt dit rapport een streefwaarde gehanteerd van  $10 \text{ ng } 17\text{-}\beta \text{ ethinyloestradiol equivalenten/l}$  of een stofspecifieke streefwaarde van  $0,1 \mu\text{g/l}$ . Voor andere hormoneffecten (b.v. androgene effecten of thyroïd effecten) en voor genotoxische effecten zijn er momenteel effectgerichte streefwaarden nog onvoldoende te onderbouwen. De KRW eist een zodanige bescherming van drinkwaterbronnen dat het niveau van benodigde zuivering voor drinkwaterproductie gereduceerd kan worden. Ook staat de KRW geen toename van verontreiniging toe.

### **Overige kwaliteitsaspecten**

Verhoogde niveaus van zintuiglijk waarneembare kwaliteitsparameters zoals troebelingsgraad, geur, smaak en kleur maken het water in esthetisch opzicht onaantrekkelijk en kunnen leiden tot klachten van de consument. De gemiddelde troebelingsgraad van het water bij de 'tap' ( $90\% < 0,2 \text{ NTU}$ ) is veel lager dan de waarneembare waarde ( $5 \text{ NTU}$ ), maar lokaal kan periodiek het waarneembare niveau worden bereikt door opwerveling van sediment. Voor geur en smaak hanteert het Waterleidingbesluit als kwaliteitseis dat deze 'acceptabel' moeten zijn voor de consument en geen substantiële veranderingen mogen vertonen. Dit criterium is ook van toepassing op Drinkwaterkwaliteit Q21. Informatie over drempelconcentraties van smaakstoffen kan dienen als richtlijn voor het beoordelen van zuiveringsprocessen. De kleur van het water is in sterke mate afhankelijk van het gehalte natuurlijke organische stof, maar ook ijzer en mangaan kunnen de kleur beïnvloeden. Consumenten kunnen de kleur waarnemen (in een wit bad) bij waarden boven  $5 \text{ mg/l Pt/Co}$ . Deze waarde, die in ca. 30% van het geproduceerde drinkwater wordt overschreden, wordt als streefwaarde gehanteerd voor Drinkwaterkwaliteit Q21. Momenteel zijn gegevens over klachten van consumenten over zintuiglijk waarneembare kwaliteitsaspecten slechts zeer beperkt beschikbaar. Opzetten van een systematische registratie van klachten bevordert een gerichte aanpak en is daarom aan te bevelen.

Hardheid en kalkaanslag zijn kwaliteitsaspecten die eveneens waarneembaar zijn voor de consument (kalkaanslag, vliesje op de thee). Hardheid heeft tevens invloed op het zeepbindend vermogen van het water. Ten aanzien van invloed op volksgezondheid is het huidige standpunt (WHO) dat calcium en totale hardheid geen effect hebben op de incidentie van hart- en vaatziekten. Recent onderzoek wijst op een mogelijke relatie tussen magnesium in drinkwater en de sterfte ten gevolge van hart- en vaatziekten. In verband

met effecten op kalkafzetting en gebruikerscomfort wordt een streefwaarde van  $< 1,8$  mmol/l aanbevolen. Verlagen van hardheid leidt ook tot minder afgifte van koper en lood. De genoemde streefwaarde wordt in ca. 20% van de productielocaties overschreden. Als ondergrens geldt de wettelijke minimum concentratie voor onthard water (1 mmol/l). Kalkafzetting in apparatuur voor warmwater is een kostenpost. Het kalkafzettend vermogen kan worden bepaald in een kookproef. Kalkafzetting treedt op indien het gehalte in de praktijk afzetbaar calciumcarbonaat (PACC)  $> 0,2$  mmol/l  $\text{CaCO}_3$ . Als streefwaarde wordt een PACC  $< 0,1$  mmol/l voorgesteld. Verhinderen van een toename van het kalkafzettend vermogen in het leidingnet onder invloed van AC is lastig. Een verlaging van het gehalte organische stof leidt tot meer kalkafzetting. De relatie tussen de perceptie van de consument m.b.t. kalkafzetting en PACC-waarde is nog onduidelijk.

In Nederland ligt ca. 116.000 km leidingen, waarvan 46% PVC-U, 9% gietijzer (met cement 2%) en 29% asbestcement. De watersamenstelling is van invloed op interacties tussen water en materiaal. Afgifte van koper is gerelateerd aan pH, gehalte totaal anorganisch koolstof (TAC) en sulfaat. Uit recent onderzoek komt naar voren dat afgifte van metalen door leidingmaterialen zodanig gering is dat vrijwel geen kwaliteitseisen worden overschreden. Uitloging van cement kan leiden tot klachten van consumenten over kalkafzetting. In gebieden met gietijzeren (GIJ) leidingen kan corrosie klachten veroorzaken over smaak en kleur (bruinwater) van het water. Ter beperking van corrosie en uitloging van leidingmaterialen worden als streefwaarden voor de watersamenstelling de volgende waarden gehanteerd:  $\text{pH} > 7,8$ ; waterstofcarbonaat:  $> 2$  mmol (120 mg/l) en  $< 300$  mg/l (5 mmol). Voor sulfaat is geen streefwaarde gedefinieerd. Op enkele locaties wordt een laag gehalte van chloride nagestreefd voor beperking van GIJ-corrosie. Het siliciumgehalte is mogelijk van invloed op de afgifte van aluminium uit cement. Koperafgifte is lager bij een laag gehalte opgeloste organisch stof, maar de kalkafzetting neemt toe bij lagere gehalten organische stof. De aanwezigheid van sediment (deeltjes) kan klachten veroorzaken bij opwerveling. Aanvoer van deeltjes uit de zuivering speelt hierbij een belangrijke rol. Als streefwaarde worden genoemd: troebelheid gemiddeld  $< 0,1$  NTU, ijzer en mangaan  $< 0,01$  mg/l. Realisatie van deze streefwaarden vergt optimalisatie van de zuivering.

### **Integrale aanpak**

Het voldoen aan de strenge eisen die in Nederland worden gesteld aan de microbiologische veiligheid van het drinkwater vergt gedetailleerde kennis van de samenstelling van het ruwe water, de invloed van waterbehandelingsprocessen en van de invloed van transport en distributie op de microbiologische kwaliteit. In dit rapport worden voor verschillende milieuvreemde stoffen buitenwettelijke streefwaarden genoemd, als antwoord op de voortgaande verontreiniging en nieuwe inzichten rond de beoordeling van de kwaliteit van het drinkwater op chemisch-toxicologisch gebied. Het realiseren van deze streefwaarden vraagt waakzaamheid in alle stadia van de drinkwaterbereiding, en het adresseren van zaken die buiten de directe verantwoordelijkheid van de waterbedrijven vallen zoals milieuverontreiniging. De snelle ontwikkelingen op analytisch-chemisch, toxicologisch en microbiologisch gebied, evenals ontwikkelingen op het gebied van waterbehandeling en leidingmaterialen versterken de behoefte aan een doelgerichte aanpak. Samenwerking, nationaal en internationaal, tussen waterleidingbedrijven, overheden, belangenorganisaties en kennisinstellingen is nodig om dit te realiseren.



# Lijst van afkortingen

|                    |                                                                                    |
|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| ADI                | Acceptable daily intake                                                            |
| AOC                | Assimileerbare organische koolstof ( $\mu\text{g}$ acetaatkoolstof equivalenten/l) |
| AOX                | Absorbeerbare organische halogeenverbindingen                                      |
| ATP                | Adenosinetrifosfaat, energierijke verbinding in levende organismen                 |
| BBM                | Boilerbiofilmmonitor                                                               |
| Bq                 | Becquerel, eenheid van radioactiviteit                                             |
| BTO                | Bedrijfstakonderzoek                                                               |
| BPP                | Biomassaproductiepotentie ( $\text{ng ATP/l}$ )                                    |
| BVP                | Biofilmvormingspotentie ( $\text{pg ATP/cm}^2$ )                                   |
| BVS                | Biofilmvormingssnelheid ( $\text{pg ATP/cm}^2\cdot\text{d}$ )                      |
| CCL                | Critical Contaminants List                                                         |
| CCP                | Critical control points                                                            |
| CI                 | Corrosie-index                                                                     |
| DALY               | Disability-adjusted life years                                                     |
| DNA                | Desoxyribonucleïne zuur (genetisch materiaal)                                      |
| DPW                | Waterbedrijven Dunea, PWN en Waternet                                              |
| $^{\circ}\text{D}$ | Duitse graad (maat voor hardheid water)                                            |
| EDC                | Endocrine disrupting compounds                                                     |
| EEQ                | Estrogeen equivalenten                                                             |
| EN                 | Europese norm                                                                      |
| EOX                | Extraheerbare organische halogeen verbindingen                                     |
| EPA                | Environtal Protection Agency (VS)                                                  |
| ER                 | Estrogeen receptor                                                                 |
| ER-CALUX           | Estrogeenreceptor-                                                                 |
| EU                 | Europese Unie                                                                      |
| FTE                | Formazine troebelingsseenheden                                                     |
| GC-MS              | Gaschromatografie-massaspectrometrie                                               |
| HACCP              | Hazard analysis critical control points                                            |
| HPLC               | High pressure liquid chromatography                                                |
| HUS                | Haemolytisch uremisch syndroom                                                     |
| KG22               | Koloniegetal op vaste voedingsbodem, na incubatie bij $22^{\circ}\text{C}$         |
| kve                | Kolonievormende eenheden                                                           |
| LC-MC              | Liquid chromatography-mass spectrometry                                            |
| LGP                | Legionellagroei-potentie ( $\log \text{kve legionella/cm}^2$ )                     |
| Mmol               | Millimolair (maat voor hoeveelheid)                                                |
| MRL                | Maximum residue limit                                                              |
| MTR                | Maximaal toelaatbaar risico                                                        |
| mSv                | Milli Sieverts                                                                     |
| MTC                | Maximaal toelaatbare concentratie                                                  |
| NOAEL              | No effect level                                                                    |
| NOM                | Natuurlijk organisch materiaal (natural organic matter)                            |
| NTU                | Nephelometric turbidity units                                                      |
| PACC               | (in de) Praktijk afgezette calciumcarbonaat ( $\text{mmol/l}$ )                    |
| PCR                | Polymerasekettingreactie                                                           |
| PE                 | Polyethyleen                                                                       |
| pH                 | Zuurgraad                                                                          |
| PVC                | Polyvinylchloride                                                                  |
| QSAR               | Quantitative structure-activity relationship                                       |
| Q-PCR              | Kwantitatieve PCR                                                                  |
| Q21                | Kwaliteit (Q) van drinkwater voor de 21 <sup>e</sup> eeuw                          |
| REWAB              | Registratie Waterkwaliteitsgegevens Waterleidingbedrijven                          |
| RDT                | Random day time                                                                    |
| TAC                | Totale gehalte anorganische koolstof ( $\text{mg/l}$ )                             |

|                          |                                                                          |
|--------------------------|--------------------------------------------------------------------------|
| <b>TH</b>                | Totale hardheid (van water)                                              |
| <b>TOC</b>               | Totale gehalte organische koolstof (mg/l)                                |
| <b>RT-PCR</b>            | Real time PCR                                                            |
| <b>R2A</b>               | Voedselarme vast medium voor bepaling koloniegetal heterotrofe bacteriën |
| <b>TACC<sub>90</sub></b> | Theoretisch afzetbaar calciumcarbonaat (mmol/l)                          |
| <b>TDC</b>               | Totale directe celtelling                                                |
| <b>TDI</b>               | Total daily intake                                                       |
| <b>TTC</b>               | Treshold of Toxicological Concern                                        |
| <b>UF</b>                | Uncertainty factor                                                       |
| <b>UV</b>                | Ultraviolet licht                                                        |
| <b>XAD</b>               | Hars voor isolatie van organische stof uit water                         |

# Inhoud

|                                                                         |           |
|-------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Verantwoording</b>                                                   | <b>1</b>  |
| <b>Samenvatting</b>                                                     | <b>3</b>  |
| <b>Lijst van afkortingen</b>                                            | <b>9</b>  |
| <b>Inhoud</b>                                                           | <b>11</b> |
| <b>1 Inleiding</b>                                                      | <b>17</b> |
| 1.1 Achtergrond                                                         | 17        |
| 1.2 Kwaliteitsaspecten en kwaliteitseisen                               | 17        |
| 1.3 Ontwikkelingen op het gebied van de waterkwaliteit                  | 19        |
| 1.3.1 Nieuwe verontreinigingen ('emerging substances')                  | 19        |
| 1.3.2 Kwaliteitsvermindering bij transport en distributie               | 19        |
| 1.3.3 Mening consument                                                  | 20        |
| 1.4 Doel en opzet project Drinkwaterkwaliteit Q21                       | 21        |
| 1.5 Literatuur                                                          | 23        |
| <b>2 Wettelijke bepalingen en ontwikkelingen</b>                        | <b>25</b> |
| 2.1 Achtergrond                                                         | 25        |
| 2.2 Waterleidingbesluit en aansluitende regelingen                      | 26        |
| 2.2.1 Gezondheid als uitgangspunt                                       | 27        |
| 2.2.2 Gezondheidskundige kwaliteitseisen voor micro-organismen          | 27        |
| 2.2.3 Gezondheidskundige kwaliteitseisen voor stoffen                   | 28        |
| 2.2.4 Organoleptische/esthetische parameters                            | 28        |
| 2.2.5 Bedrijfstechnische parameters                                     | 28        |
| 2.2.6 Signaleringsparameters                                            | 29        |
| 2.2.7 Nieuwe bedreigingen                                               | 29        |
| 2.3 Van controle naar preventie                                         | 29        |
| 2.3.1 Nieuwe ontwikkelingen                                             | 30        |
| 2.3.2 Water Safety Plans                                                | 30        |
| 2.4 Kwaliteitsdoelen Q21                                                | 31        |
| 2.4.1 Veilig drinkwater vs. Drinkwaterkwaliteit Q21                     | 31        |
| 2.4.2 Waterkwaliteitsplan                                               | 31        |
| 2.5 Literatuur                                                          | 31        |
| <b>3 Feiten en perceptie in relatie tot de kwaliteit van kraanwater</b> | <b>33</b> |
| 3.1 Inleiding                                                           | 33        |
| 3.2 Belang van perceptie                                                | 33        |
| 3.3 Wat is perceptie?                                                   | 33        |
| 3.4 Balans tussen feiten en perceptie met risicomanagement              | 34        |
| 3.5 Verantwoordelijkheden adresseren                                    | 35        |



|          |                                                                                    |           |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.6      | Perceptie bij klanten van drinkwater                                               | 35        |
| 3.6.1    | Vertrouwen in kraanwater                                                           | 36        |
| 3.6.2    | Kennis over kraanwater                                                             | 36        |
| 3.6.3    | Kwaliteit en levering van het kraanwater                                           | 36        |
| 3.6.4    | Samenstelling kraanwater en flessenwater                                           | 37        |
| 3.7      | Conclusie                                                                          | 37        |
| 3.8      | Literatuur                                                                         | 38        |
| <b>4</b> | <b>Microbiologische veiligheid</b>                                                 | <b>39</b> |
| 4.1      | Algemeen                                                                           | 39        |
| 4.2      | Micro-organismen van fecale herkomst                                               | 39        |
| 4.2.1    | Veiligheid vereist "multiple barrier" aanpak                                       | 39        |
| 4.3      | Eisen m.b.t. microbiologisch veilig drinkwater                                     | 40        |
| 4.3.1    | Microbiologisch veilig drinkwater: kwantitatieve risicoanalyse                     | 40        |
| 4.3.2    | Borging waterkwaliteit                                                             | 42        |
| 4.4      | Voorbereid zijn op <i>emerging pathogens</i>                                       | 42        |
| 4.5      | Acceptabel risico in perspectief                                                   | 43        |
| 4.6      | Uniforme definiering van veilig drinkwater op basis van DALY                       | 44        |
| 4.7      | Synthese                                                                           | 46        |
| 4.8      | Kennislacunes                                                                      | 46        |
| 4.9      | Literatuur                                                                         | 47        |
| <b>5</b> | <b>Nagroeï, <i>Legionella</i> en biologische stabiliteit</b>                       | <b>49</b> |
| 5.1      | Achtergrond                                                                        | 49        |
| 5.2      | Kwaliteitseisen en kwaliteitsproblemen                                             | 49        |
| 5.2.1    | Overschrijdingen van wettelijke kwaliteitseisen                                    | 49        |
| 5.2.2    | <i>Legionella</i>                                                                  | 50        |
| 5.2.2.1  | Gezondheidsrisico                                                                  | 51        |
| 5.2.2.2  | Maatregelen                                                                        | 52        |
| 5.2.3    | <i>Aeromonas</i>                                                                   | 52        |
| 5.2.4    | Bacteriën van de coligroep                                                         | 53        |
| 5.2.5    | Koloniegetal 22 °C                                                                 | 53        |
| 5.2.6    | <i>Mycobacteriën</i>                                                               | 54        |
| 5.2.7    | Vrijlevende protozoa, schimmels en actinomyceten                                   | 54        |
| 5.2.8    | Ongewervelde dieren                                                                | 54        |
| 5.3      | Biologische stabiliteit                                                            | 57        |
| 5.3.1    | Biomassa                                                                           | 57        |
| 5.3.2    | AOC-bepaling                                                                       | 58        |
| 5.3.3    | Biofilmvormingssnelheid                                                            | 59        |
| 5.3.4    | <i>Legionella</i> groeipotentie (LGP)                                              | 60        |
| 5.3.5    | Bepaling van de biomassaproductiepotentie van materialen in contact met drinkwater | 61        |
| 5.4      | Samenvatting                                                                       | 62        |
| 5.5      | Kennislacunes                                                                      | 62        |
| 5.6      | Literatuur                                                                         | 63        |
| <b>6</b> | <b>Toxicologische aspecten</b>                                                     | <b>67</b> |

|          |                                                                                |           |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 6.1      | Inleiding                                                                      | 67        |
| 6.2      | Toxicologische grenswaarden                                                    | 67        |
| 6.2.1    | Stoffen met een drempeldosis                                                   | 67        |
| 6.2.2    | Stoffen zonder drempeldosis                                                    | 68        |
| 6.3      | Afwijken van toxicologische grenswaarden                                       | 69        |
| 6.4      | Beperkingen huidige beoordeling                                                | 71        |
| 6.4.1    | Aanpak in Duitsland en in de Verenigde Staten                                  | 72        |
| 6.5      | Benadering in Nederland                                                        | 72        |
| 6.5.1    | Threshold of Toxicological Concern                                             | 73        |
| 6.5.2    | TTC voor voedseladditieven                                                     | 73        |
| 6.5.3    | TTC voor drinkwater                                                            | 74        |
| 6.5.4    | Structuur-activiteitsrelaties                                                  | 76        |
| 6.6      | Effectgerichte <i>in vitro</i> testen                                          | 77        |
| 6.6.1    | Effectgerichte streefwaarden                                                   | 77        |
| 6.6.2    | Keuze van effectgerichte testen                                                | 78        |
| 6.7      | Kennislacunes                                                                  | 78        |
| 6.8      | Samenvatting                                                                   | 79        |
| 6.9      | Literatuur                                                                     | 79        |
| <b>7</b> | <b>Chemische verontreinigingen</b>                                             | <b>81</b> |
| 7.1      | Achtergrond                                                                    | 81        |
| 7.2      | Kwaliteitsbeoordeling op basis van chemische analyses                          | 82        |
| 7.3      | Organische microverontreinigingen                                              | 84        |
| 7.3.1    | Bestrijdingsmiddelen                                                           | 84        |
| 7.3.1.1  | Algemeen                                                                       | 84        |
| 7.3.1.2  | Kwaliteitseisen en richtlijnen                                                 | 84        |
| 7.3.2    | Huidige situatie                                                               | 84        |
| 7.3.2.1  | Streefwaarde voor Drinkwaterkwaliteit Q21                                      | 85        |
| 7.3.3    | Hormoonverstoorders (EDCs)                                                     | 85        |
| 7.3.3.1  | Algemeen                                                                       | 85        |
| 7.3.3.2  | MTC-waarden en richtlijnen                                                     | 86        |
| 7.3.3.3  | Huidige situatie                                                               | 86        |
| 7.3.3.4  | Streefwaarde voor Q21                                                          | 86        |
| 7.3.4    | Geneesmiddelen                                                                 | 87        |
| 7.3.4.1  | Algemeen                                                                       | 87        |
| 7.3.4.2  | MTC-waarden en richtlijnen                                                     | 87        |
| 7.3.4.3  | Huidige situatie                                                               | 87        |
| 7.3.4.4  | Streefwaarde voor Q21                                                          | 88        |
| 7.3.5    | Nevenproducten desinfectie                                                     | 88        |
| 7.3.5.1  | Huidige MTC-waarden en richtlijnen                                             | 89        |
| 7.3.5.2  | Huidige situatie                                                               | 89        |
| 7.3.5.3  | Streefwaarde voor Q21                                                          | 90        |
| 7.3.6    | Overige organische microverontreinigingen                                      | 90        |
| 7.4      | Anorganische verontreinigingen                                                 | 90        |
| 7.4.1    | Achtergrond                                                                    | 90        |
| 7.4.2    | Aard en betekenis van anorganische stoffen, huidige MTC-waarden en richtlijnen | 91        |
| 7.4.2.1  | Metalen/kationen                                                               | 91        |
| 7.4.2.2  | Anorganische parameters, anionen                                               | 91        |
| 7.4.3    | Huidige knelpunten en onzekerheden betreffende anorganische stoffen            | 91        |
| 7.4.4    | Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21                                     | 92        |

|           |                                                                          |            |
|-----------|--------------------------------------------------------------------------|------------|
| 7.5       | Radioactiviteit                                                          | 93         |
| 7.5.1     | Algemeen                                                                 | 93         |
| 7.5.2     | Normen en richtlijnen                                                    | 93         |
| 7.5.3     | Situatie in Nederland                                                    | 94         |
| 7.5.4     | Conclusie                                                                | 94         |
| 7.6       | Kennislacunes                                                            | 94         |
| 7.7       | Conclusies chemische parameters voor Drinkwaterkwaliteit Q21             | 95         |
| 7.8       | Literatuur                                                               | 96         |
| <b>8</b>  | <b>Organoleptische en esthetische aspecten</b>                           | <b>99</b>  |
| 8.1       | Algemeen                                                                 | 99         |
| 8.2       | Troebelingsgraad                                                         | 99         |
| 8.2.1     | Algemeen                                                                 | 99         |
| 8.2.2     | Kwaliteitseisen en richtlijnen                                           | 99         |
| 8.2.3     | Situatie Nederland                                                       | 100        |
| 8.2.4     | Streefwaarde voor drinkwaterkwaliteit Q21                                | 100        |
| 8.3       | Geur, smaak en kleur                                                     | 101        |
| 8.3.1     | Algemeen                                                                 | 101        |
| 8.3.2     | Kwaliteitseisen en richtlijnen                                           | 102        |
| 8.3.3     | Situatie in Nederland                                                    | 103        |
| 8.3.4     | Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21                               | 103        |
| 8.4       | Kennislacunes                                                            | 104        |
| 8.5       | Samenvatting                                                             | 104        |
| 8.6       | Literatuur                                                               | 105        |
| <b>9</b>  | <b>Hardheid en kalkafzetting</b>                                         | <b>107</b> |
| 9.1       | Kwaliteitsaspecten van hardheid                                          | 107        |
| 9.1.1     | Belang                                                                   | 107        |
| 9.1.2     | Gezondheidseffecten                                                      | 107        |
| 9.1.3     | Wettelijke eisen                                                         | 108        |
| 9.1.4     | Streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21                               | 108        |
| 9.1.5     | Totale Huidige situatie                                                  | 109        |
| 9.1.6     | Kennislacunes                                                            | 109        |
| 9.2       | Kalkafzetting                                                            | 110        |
| 9.2.1     | Omschrijving                                                             | 110        |
| 9.2.2     | Wettelijke eisen en streefwaarde voor Drinkwaterkwaliteit Q21            | 110        |
| 9.2.3     | Huidige situatie                                                         | 110        |
| 9.2.4     | Kennislacunes                                                            | 111        |
| 9.3       | Literatuur                                                               | 111        |
| <b>10</b> | <b>Fysisch-chemische waterkwaliteit tijdens transport en distributie</b> | <b>113</b> |
| 10.1      | Inleiding                                                                | 113        |
| 10.1.1    | Leidingmaterialen                                                        | 113        |
| 10.2      | Interacties tussen watersamenstelling en materialen                      | 114        |
| 10.3      | Beoordeling van materialen in verband met gezondheidsaspecten            | 115        |
| 10.4      | Ontwerp en onderhoud van het leidingnet                                  | 115        |
| 10.5      | Afgifte van stoffen door leidingmaterialen                               | 115        |

|           |                                                                             |            |
|-----------|-----------------------------------------------------------------------------|------------|
| 10.5.1    | Metaalafgifte door drinkwaterinstallaties                                   | 115        |
| 10.5.2    | Uitloging van cementhoudende materialen                                     | 118        |
| 10.5.3    | IJzerafgifte door gietijzeren leidingen                                     | 118        |
| 10.6      | Streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21                                  | 119        |
| 10.6.1    | Wettelijke eisen                                                            | 119        |
| 10.6.2    | Huidige situatie en streefwaarden                                           | 119        |
| 10.7      | Sedimentatie van deeltjes in het leidingnet                                 | 124        |
| 10.7.1    | Bruinwaterklachten                                                          | 124        |
| 10.7.2    | Huidige situatie                                                            | 124        |
| 10.7.3    | Streefwaarden voor waterkwaliteit-Q21                                       | 127        |
| 10.8      | Samenvatting streefwaarden fysisch-chemische parameters                     | 127        |
| 10.9      | Kennislacunes                                                               | 128        |
| 10.10     | Literatuur                                                                  | 128        |
| <b>11</b> | <b>Bewaking van de chemisch-toxicologische waterkwaliteit</b>               | <b>131</b> |
| 11.1      | Inleiding                                                                   | 131        |
| 11.2      | Bewaking van waterkwaliteit in de drinkwaterproductieketen                  | 132        |
| 11.2.1    | Kwaliteitsbewaking van grond- en oppervlaktewater                           | 132        |
| 11.2.2    | Tijdens en na de zuivering                                                  | 133        |
| 11.2.3    | Tijdens distributie                                                         | 133        |
| 11.2.4    | Kwaliteit aan de kraan                                                      | 134        |
| 11.2.5    | Conclusie                                                                   | 134        |
| 11.3      | Actuele kwaliteitsmonitoring in de drinkwaterproductieketen                 | 135        |
| 11.3.1    | Vigerende monitoring in bronnen voor drinkwaterbereiding                    | 135        |
| 11.3.2    | Vigerende monitoring bij zuivering, distributie en aan de tap               | 136        |
| 11.4      | Keuze van monitoringstechniek                                               | 136        |
| 11.4.1    | Stofgerichte chemische analyses                                             | 137        |
| 11.4.2    | Brede screenings- en identificatie analyses                                 | 138        |
| 11.4.3    | Effectgerichte analyses                                                     | 138        |
| 11.4.3.1  | On-line bioalarmering                                                       | 138        |
| 11.4.3.2  | Gezondheidsgerichte in vitro bioassays                                      | 139        |
| 11.4.4    | Sensoren                                                                    | 141        |
| 11.5      | Toekomstvisie en kennislacunes                                              | 142        |
| 11.6      | Literatuur                                                                  | 145        |
| <b>12</b> | <b>Discussie, conclusies en aanbevelingen</b>                               | <b>147</b> |
| 12.1      | Integrale aanpak van (potentiële) kwaliteitsproblemen                       | 147        |
| 12.2      | Wettelijke kwaliteitseisen                                                  | 148        |
| 12.3      | Streefwaarden                                                               | 149        |
| 12.4      | Standstill-beginsel                                                         | 149        |
| 12.5      | Monitoring                                                                  | 150        |
| 12.6      | Onderzoek naar de bepaling, beoordeling en handhaving van de waterkwaliteit | 151        |
| 12.7      | Conclusies en aanbevelingen                                                 | 151        |
| 12.7.1    | Streefwaarden en kennislacunes                                              | 151        |
| 12.7.2    | Conclusies                                                                  | 151        |
| 12.7.3    | Aanbevelingen                                                               | 152        |



# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

In Nederland worden strenge eisen gesteld aan de kwaliteit van het drinkwater. Ongeveer tweederde deel van dit drinkwater wordt bereid uit grondwater en het resterende deel uit oppervlaktewater. De kwaliteit van het drinkwater bereid uit grondwater wordt gewaarborgd door een weloverwogen keuze van de bronnen in combinatie met toepassing van beschermingszones en een zuivering die voornamelijk is gericht op de verwijdering van stoffen van natuurlijke herkomst. Bij gebruik van oppervlaktewater vindt een intensieve bewaking van de kwaliteit van het ruwe water plaats, dat vervolgens wordt behandeld met een zuivering, bestaande uit meerdere barrières tegen schadelijke micro-organismen en chemische verontreinigingen. Het gezuiverde water wordt getransporteerd en gedistribueerd via een goed ontworpen en goed onderhouden leidingnet. Een systeem van periodieke chemische en microbiologische analyses van de waterkwaliteit met behulp van 'klassieke' en geavanceerde methoden en onderzoek naar potentiële verontreinigingen in de bronnen vormen extra waarborgen voor een goede waterkwaliteit. Een kenmerkend aspect van de drinkwatervoorziening in Nederland is dat het drinkwater wordt gedistribueerd zonder een restgehalte van een desinfectiemiddel. Bij zeven productielocaties voor de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater wordt een zeer geringe hoeveelheid chloordioxide aan het gezuiverde water gedoseerd. Deze doses zijn zodanig laag dat in het drinkwater geen restgehalte kan worden aangetoond. Als gevolg van deze aanpak blijft de goede smaak van het behandelde water behouden en zijn nevenproducten van de chemische desinfectie vrijwel overal afwezig.

## 1.2 Kwaliteitsaspecten en kwaliteitseisen

Met betrekking tot de kwaliteit van het drinkwater wordt onderscheid gemaakt in een aantal aspecten. De belangrijkste zijn:

- ziekteverwekkende micro-organismen;
- stoffen met een directe schadelijke werking;
- stoffen met een schadelijke werking na langdurige blootstelling;
- milieuvreemde verbindingen;
- componenten/factoren die van invloed zijn op de esthetische aspecten van de waterkwaliteit (geur, smaak, kleur, troebelheid, organismen die met het blote oog waarneembaar zijn);
- componenten die leiden tot aantasting van leidingmaterialen of de werking van huishoudelijk apparatuur verstoren, bijvoorbeeld kalkafzetting.

Binnen de bovengenoemde kwaliteitsaspecten vallen tal van parameters (microbiologisch, chemisch, fysisch) waarvoor wettelijke kwaliteitseisen zijn gedefinieerd in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001). Tevens worden wettelijke eisen gesteld aan de bewaking en de monitoring van de waterkwaliteit. De wettelijke kwaliteitseisen zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op de gezondheidkundige betekenis van de betreffende parameter (kans op infectie, ziekte, overlijden). Daarnaast spelen esthetische en technische aspecten evenals toepassing van het voorzorgsprincipe een rol. De wettelijke kwaliteitseisen worden elders in dit rapport nader toegelicht.

Tabel 1.1 Aantallen pompstations en distributiesystemen met een of meer overschrijdingen van de wettelijke kwaliteitseisen voor het drinkwater in de periode 2005 tot 2008 (Versteegh en Dik, 2006, 2007, 2008, 2009)

| Parameter*                                            | 'Af pompstation' |      |      |      | Distributiesysteem** |      |      |      |
|-------------------------------------------------------|------------------|------|------|------|----------------------|------|------|------|
|                                                       | 2005             | 2006 | 2007 | 2008 | 2005                 | 2006 | 2007 | 2008 |
| <b>Tabel I Wlb</b>                                    |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| <i>Escherichia coli</i>                               | 1                | -    | 2    | 2    | 11                   | 16   | 15   | 6    |
| Enterococcen                                          | 1                | -    | 1    |      | 3                    | -    | 2    | 3    |
| <b>Tabel II Wlb</b>                                   |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| Bromaat                                               | 3                | -    | -    | -    | -                    | -    | 1    | -    |
| Lood                                                  | -                | -    | -    | -    | 1                    | -    | 1    | -    |
| Nikkel                                                | 1                | -    | -    | -    | 2                    | 1    | 1    | 1    |
| Nitraat                                               | -                | -    | -    | 1    | -                    | 1    | 1    | -    |
| Nitriet                                               | 3                | -    | 2    | 1    | 1                    | 1    | -    | -    |
| Chloraat                                              | -                | -    | 4    | -    | -                    | -    | -    | -    |
| Benzo(a)pyreen en PAK                                 | -                | -    | -    | -    |                      | 1    | 1    | -    |
| Bestrijdingsmiddelen                                  | 2                | -    | 1    | 2    | 1                    | 2    | 2    | -    |
| Broomdichloormethaan                                  | 1                | -    | -    | -    | -                    | -    | 1    | -    |
| Trichloorazijnzuur                                    | -                | -    | -    | -    | 1                    | -    | -    | -    |
| <b>Tabel IIIa Wlb</b>                                 |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| <i>Aeromonas</i> (30 °C)                              | -                | 1    | -    | 2    | 10                   | 11   | 14   | 20   |
| Ammonium                                              | 1                | 1    | 2    | -    | 2                    | -    | 2    | 1    |
| Bacteriën van de coligroep                            | -                | 6    | 4    | 7    | 7                    | 6    | 4    | 5    |
| Chloride                                              | 1                | 1    | -    | -    | -                    | -    | -    | -    |
| <i>Clostridium perfringens</i><br>(inclusief sporen)# | 2                | 5*   | 8    | 6    | 6                    | 10   | 10   | 6    |
| Hardheid                                              | 1                | 1    | 1    | 4    | -                    | 9    | 5    | 5    |
| Saturatie-index                                       | 79               | 53   | 51   | 47   | 66                   | 50   | 46   | 43   |
| Temperatuur                                           | -                | -    | -    | -    | 3                    | 12   | 1    | 1    |
| Waterstofcarbonaat                                    | 3                | 5    | 4    | 5    | 3                    | 2    | 1    | 4    |
| Zuurgraad                                             | 2                | 2    | 1    | 1    | 4                    | 5    | 3    | 2    |
| Zuurstof                                              | 1                | 1    | -    | 1    | 1                    | 1    | 2    | 1    |
| <b>Tabel IIIb Wlb</b>                                 |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| Aluminium                                             | -                | -    | -    | -    | -                    | 1    | -    | -    |
| Geur/smaak                                            | -                | -    | 1    | 4    | 1                    | 7    | 4    | 7    |
| Kleur                                                 | 1                | -    | 2    | 1    | 4                    | 2    | 2    | 1    |
| Ijzer                                                 | 7                | 6    | 9    | 6    | 9                    | 9    | 9    | 7    |
| Mangaan                                               | 8                | 6    | 7    | 3    | 6                    | 3    | 5    | -    |
| Troebelingsgraad                                      | 22               | 24   | 20   | 17   | 5                    | 6    | 7    | 2    |
| <b>Tabel IIIc Wlb</b>                                 |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| Tetrahydrofuraan                                      | -                | 1    | -    | -    | -                    | 2    | -    | -    |
| <b>Overige parameters</b>                             |                  |      |      |      |                      |      |      |      |
| <i>Legionella</i> spp.                                | 2                | -    | -    | 1    | 22                   | 18   | 21   | 25   |

\* parameters waarvoor geen overschrijdingen zijn gemeld zijn niet opgenomen in de tabel;

\*\*distributiesystemen van enkele pompstations zijn samengevoegd; # inclusief sporen van sulfietreducerende clostrida

Jaarlijks worden voor de controle van de kwaliteit van het drinkwater in Nederland meer dan 65.000 analyses uitgevoerd (Versteegh et al. 2008). In de periode 2005 tot 2008 is bij een aantal pompstations en distributiesystemen een overschrijding (soms meer) van een wettelijke kwaliteitseis voor het drinkwater gerapporteerd (Tabel 1.1). Opvallend is het relatief hoge aantal overschrijdingen van de saturatie-index en de troebelingsgraad van het drinkwater 'af pompstation'. Daarnaast vallen de overschrijdingen op van de microbiologische parameters *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Aeromonas* en ook *Legionella*, een parameter die sinds eind 2004 is opgenomen in het Waterleidingbesluit

(VROM, 2004). Overschrijdingen door milieuvreemde stoffen zoals bestrijdingsmiddelen, en ook nevenproducten van de desinfectie, zijn vrijwel niet waargenomen.

### 1.3 Ontwikkelingen op het gebied van de waterkwaliteit

#### 1.3.1 Nieuwe verontreinigingen ('emerging substances')

Ondanks het feit dat het drinkwater aan vrijwel alle wettelijk eisen voldoet kunnen nieuwe ontwikkelingen bij de consument onzekerheid veroorzaken over de kwaliteit van het drinkwater. Deze ontwikkelingen betreffen berichten over de aanwezigheid van nieuwe schadelijke stoffen (o.a. geneesmiddelen, 'hormonen') en persistente virussen en protozoa in het ongezuiverde water. Deze waarnemingen zijn een gevolg van de milieubelasting door de productie van nieuwe stoffen voor allerlei doeleinden in combinatie met de grote bevolkingsdichtheid (verstedelijking), een toenemende mobiliteit en intensivering van landbouw en industrie. Daarnaast maken steeds betere analysetechnieken het mogelijk om een toenemend aantal stoffen te detecteren bij steeds lagere concentraties. Stoffen die vroeger onopgemerkt bleven worden nu wel waargenomen. Maatregelen tegen de aanwezigheid van 'nieuwe' verontreinigingen omvatten het beschermen van de drinkwaterbronnen en het aanpassen van de waterbehandeling. Enkele voorbeelden van concentraties van organische microverontreinigingen in het oppervlaktewater in de afgelopen decennia zijn weergegeven in Fig. 1.1. De concentratie van bepaalde verontreinigen is afgenomen in de loop van de tijd, maar de concentratie van enkele 'emerging' stoffen is in de afgelopen jaren toegenomen.

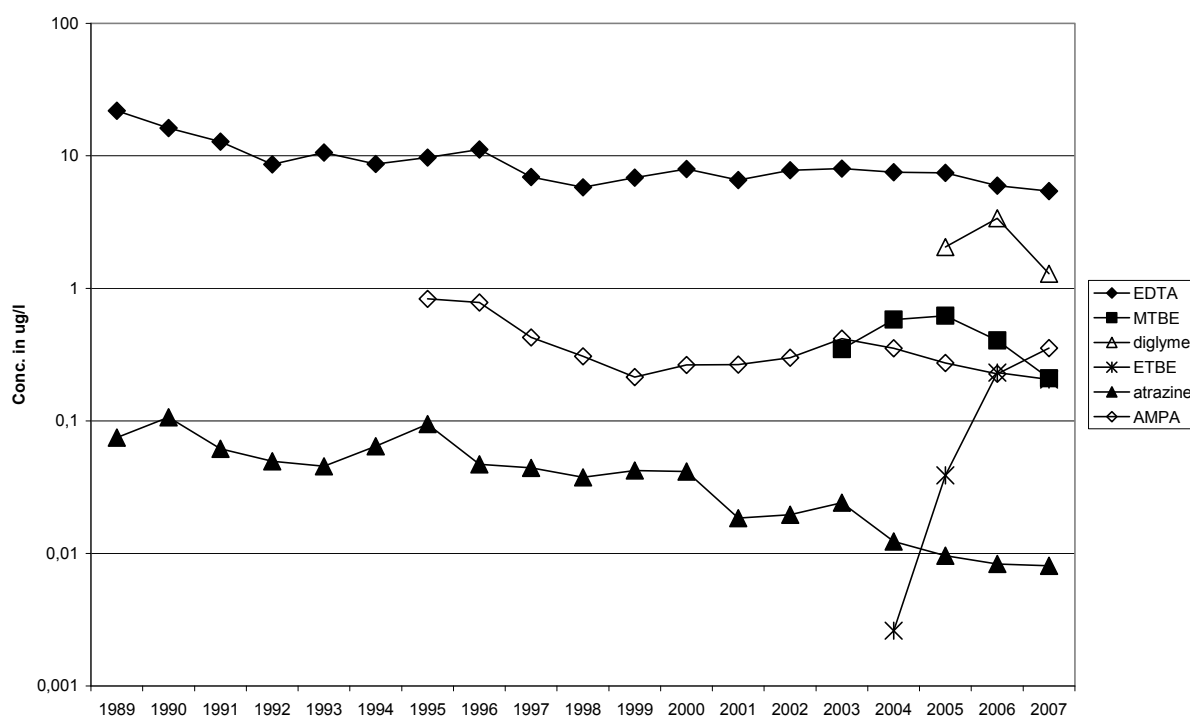


Fig. 1.1 Voorbeelden van het concentratieverloop van enkele organische microverontreinigingen in de Rijn bij Lobith (Bron: RIWA).

#### 1.3.2 Kwaliteitsvermindering bij transport en distributie

Het leidingnet vormt een onmisbare schakel in de levering van betrouwbaar drinkwater. Handhaving van de kwaliteit van het geproduceerde water tot aan het tappunt vergt preventie van verontreiniging van buitenaf door leidingbreuk e.d., en beheersing van



ongewenste processen in het leidingnet en in binneninstallaties. Voorbeelden van deze processen zijn: nagroei van micro-organismen, waaronder *Legionella*, bruin of troebel water door opwerveling van sediment, afgifte van stoffen door bepaalde leidingmaterialen (bijvoorbeeld ijzer, koper, nikkel) en kalkafzetting. Een bijzondere situatie doet zich voor bij moedwillige verontreiniging van het drinkwater, bijvoorbeeld door een daad van terrorisme. Dit aspect wordt niet behandeld in dit rapport.

### 1.3.3 Mening consument

In 1993 meldde de Consumentenbond: 'Wonder uit de kraan verliest aureool'. Hierbij werd met name de invloed van de chemische desinfectie met chloor en de aanwezigheid van nitraat en bestrijdingsmiddelen genoemd (Consumentenbond, 1993). Vervolgens werd bericht dat het drinkwater weliswaar van goede kwaliteit is, maar werd betwijfeld of deze kwaliteit in de toekomst zou kunnen worden gehandhaafd gezien de voortgaande verontreiniging van het milieu (Consumentenbond, 1997). Weer enkele jaren later was de berichtgeving positiever en werd gemeld dat het kraanwater net zo goed smaakt als flessenwater (Consumentengids 2000). Het gebruik van flessenwater in Nederland is in vergelijking met de ons omringende landen overigens zeer gering (Figuur 1.2).

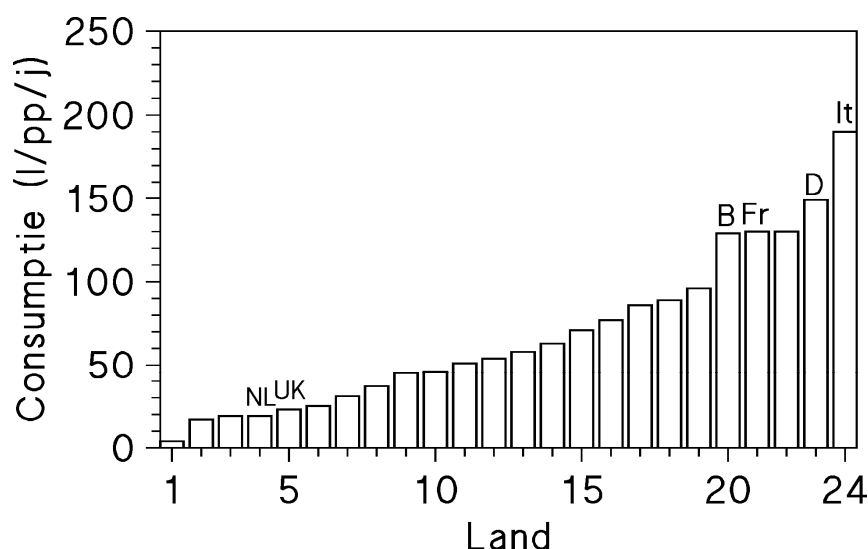


Fig. 1.2 Consumptie van flessenwater per hoofd bevolking in landen van Europa. 1, Ierland; 2, Finland; 3, Denemarken; 4, Nederland; 5, Zweden; 6, Verenigd Koninkrijk; 7, Estland; 8, Litouwen; 9, Roemenië; 10, Letland; 11, Polen; 12, Slovenië; 13, Bulgarije; 14, Slowakije; 15, Hongarije; 16, Griekenland; 17, Tsjechië; 18, Oostenrijk; 19, Portugal; 20, België; 21 Frankrijk; 22, Spanje; 23, Duitsland; 24, Italië. (Bron: Nederlandse Frisdranken Industrie NFI, 2006)

In de Verenigde Staten wordt het drinkwater meestal gedistribueerd met een restgehalte van een chloor of monochlooramine. Uit onderzoek naar het grote gebruik van flessenwater in de Verenigde Staten (met een jaaromzet van meer dan 7 miljard dollar) bleek dat de consument van mening is dat het kraanwater niet veilig is en dat ook de smaak niet voldoet (Anadu and Harding, 2000). Inmiddels worden er (locaal) in de VS maatregelen tegen de consumptie van flessenwater genomen vanwege de grote milieubelasting die de gebruikte flessen vormen. Het geringe gebruik van flessenwater in Nederland kan waarschijnlijk niet geheel worden toegeschreven aan de waardering van de consument voor de kwaliteit van het kraanwater. Ook eetgewoonten en klimaat kunnen van invloed zijn op de consumptie van flessenwater.

## 1.4 Doel en opzet project Drinkwaterkwaliteit Q21

In het kader van het BTO-programma is en wordt onderzoek uitgevoerd dat tot doel heeft voor en met de waterleidingbedrijven kennis te verwerven over het leveren van drinkwater dat steeds voldoet aan de hoge wettelijke kwaliteitseisen en aan de wensen van de consument. De hierbij beoogde kwaliteit van het drinkwater heeft als label 'drinkwaterkwaliteit voor de eenentwintigste eeuw', kortweg 'Drinkwaterkwaliteit Q21'. Het project Drinkwaterkwaliteit Q21 (Q21) heeft de volgende doelstellingen:

- Identificeren van kritische kwaliteitsaspecten, definiëren van uitgangspunten voor het beoordelen van deze kwaliteitsaspecten en, indien nuttig, formuleren van streefwaarden. Deze informatie kan fungeren als basis voor het ontwikkelen en evalueren van maatregelen voor handhaving en verbetering van de waterkwaliteit;
- Beschrijven van een integrale benadering gericht op de zekerstelling van de beoogde drinkwaterkwaliteit tot aan het tappunt m.b.v. risicoanalyses, een geavanceerde kwaliteitsbewaking, informatie over de effecten van meervoudige barrières tegen ongewenste stoffen en micro-organismen en handhaving van de kwaliteit in het distributiesysteem;
- Identificeren van kennislacunes die in aanmerking komen voor nader onderzoek.

Als gevolg van de voortdurende verontreiniging van de bronnen voor de drinkwaterbereiding met milieuvreemde stoffen en de verbeterde analytisch-chemische technieken is het uitgangspunt 'niet aantoonbaar in het drinkwater' voor deze stoffen vaak niet realistisch meer ('nul bestaat niet'). Daarom is er behoefte aan goed onderbouwde grens- of streefwaarden voor de maximum concentraties van milieuvreemde stoffen in het drinkwater. Bij deze concentraties is een nadelig effect op de gezondheid, ook bij langdurige blootstelling, uitgesloten.

Tabel 1.2 geeft een beknopt overzicht van de 'bronnen' van een aantal potentiële bedreigingen (hazards) voor de waterkwaliteit. Uit dit overzicht kan worden afgeleid in welke fase(n) van de drinkwatervoorziening de kritische punten voor preventieve acties en beheersmaatregelen (critical control points) dienen te worden gerealiseerd. Het realiseren van Q21 vereist een nadere analyse van de aanwezigheid en de herkomst van ongewenste micro-organismen en milieuvreemde stoffen in het ruwe water. Deze informatie maakt een brongerichte aanpak van de verontreinigingen mogelijk. Een analyse van de effecten van (combinaties van) zuiveringsprocessen ten aanzien van de actuele verontreinigingen, de potentiële bedreigingen en de neveneffecten van dergelijke processen is essentieel voor het optimaliseren of ontwerpen van de waterbehandeling (Wessels, 2006). Het beperken van kwaliteitsvermindering in het distributiesysteem vraagt eveneens om een analyse van de processen die hierbij een rol spelen.

In dit rapport zal het begrip Drinkwaterkwaliteit Q21 worden gedefinieerd op basis van de identificatie van de kritische kwaliteitscomponenten. Tevens wordt een aanpak beschreven voor een aangepaste monitoring voor de bewaking van de (drink)waterkwaliteit. De volgende vragen zullen hierbij worden beantwoord:

- welke micro-organismen van fecale herkomst zijn het meest kritisch voor de veiligheid van het drinkwater?
- op welke wijze kan kwaliteitsvermindering door nagroei van (micro)organismen in het distributiesysteem en in leidingwaterinstallaties worden verhinderd?
- welke organische en anorganische componenten zijn kritisch voor de veiligheid van het drinkwater?

- hoe moet worden omgegaan met milieuvreemde stoffen waarvoor geen toxicologische informatie beschikbaar is?
- op welke wijze kunnen uitgangspunten voor de beoordeling van de microbiologische veiligheid en die van de veiligheid met betrekking tot schadelijke stoffen worden geharmoniseerd?
- welke factoren zijn bij transport en distributie het meest kritisch voor de fysisch-chemische aspecten van de drinkwaterkwaliteit die de perceptie van de consument beïnvloeden?
- zijn analysemethoden beschikbaar voor een snelle en afdoende bepaling van de watersamenstelling?
- welke monitoringstrategie is nodig voor het bewaken van de waterkwaliteit?

Tabel 1.2 Overzicht van (categorieën van) kritische kwaliteitsparameters en (mogelijke) herkomst

| Kwaliteitsaspect/parameter                       | Opperlakte-<br>water* | Grondwater | Behandeling | Transport en<br>distributie | Leidingwater-<br>installatie |
|--------------------------------------------------|-----------------------|------------|-------------|-----------------------------|------------------------------|
| <b>Micro-organismen</b>                          |                       |            |             |                             |                              |
| - Parasitaire protozoa                           | +                     | +/-**      |             | +                           |                              |
| - Virussen                                       | +                     | +/-**      |             | +                           |                              |
| - Pathogene bacteriën                            | +                     | +/-**      |             | +                           |                              |
| - Indicatorbacteriën                             | +                     | +/-**      |             | +                           |                              |
| - <i>Legionella pneumophila</i>                  | +                     | -          | -           |                             | +                            |
| <b>Organische en<br/>anorganische stoffen</b>    |                       |            |             |                             |                              |
| - Bestrijdingsmiddelen                           | +                     | +          | -           | -                           | -                            |
| - Hormoonverstorende<br>stoffen                  | +                     | +/-**      | -           | -                           | -                            |
| - Geneesmiddelen                                 | +                     | +/-**      | -           | -                           | -                            |
| - Overige organische<br>microverontreinigingen   | +                     | +          |             | +#                          |                              |
| - Anorganische<br>microverontreinigingen         | +                     | +          | +           | +#                          | +#                           |
| - Nevenproducten van<br>desinfectie              |                       |            | +           |                             |                              |
| - Genotoxiciteit                                 | +                     | ?          | +           |                             |                              |
| - Radioactiviteit                                | +                     | +          |             |                             |                              |
| - Verbindingen die groei<br>bacteriën bevorderen | +                     | +          | +           | +#                          | +#                           |
| <b>Esthetische aspecten</b>                      |                       |            |             |                             |                              |
| - Geur/smaak                                     | +                     |            | +           | +                           | +#                           |
| - Kleur                                          |                       | +          |             | +                           |                              |
| - Troebelheid                                    | +                     | +          |             | +                           |                              |
| - Hardheid                                       |                       | +          | +           | +                           | +                            |

\*, mogelijke herkomst: (gezuiverd) afvalwater, landbouw, scheepvaart; \*\* +/-, lokaal en/of incident, b.v. lekkend riool; #, materialen in contact met het drinkwater

Beantwoording van deze vragen moet leiden tot kennis die de waterleidingbedrijven in staat stelt om Drinkwaterkwaliteit Q21 te leveren aan de consument. De identificatie van kennislacunes met betrekking tot de diverse kwaliteitsaspecten kan focus en sturing geven aan de programmering van verder onderzoek gericht op het verzamelen van de ontbrekende kennis en tools. Het uitvoeren en uitdragen van deze aanpak dient er toe te leiden dat het vertrouwen van de consument in de kwaliteit van het drinkwater en in het vakmanschap van de waterleidingbedrijven behouden blijft.

Het project Drinkwaterkwaliteit Q21 is uitgevoerd in nauwe samenwerking met de waterleidingbedrijven en de Vewin. Het onderdeel waterbehandeling is beschreven in het Q21-project Integrale zuivering (Wessels, 2006).

## **1.5 Literatuur**

- Anadu, E.C. and A.K. Harding. 2000. Risk perception and bottled water use. Journal AWWA November, pp 82-92.
- AP. 2007. San Francisco mayor bans city departments from buying bottled water. Newspaper June 25, 2007.
- Consumentenbond, 1993. 'Wonder uit de kraan' verlies zijn aureool. Consumentengids oktober 1993, p. 620-624.
- Consumentenbond 1997. Wat uit de kraan komt is goed, maar hoe lang nog ?. Consumentengids november, p. 37-42.
- Consumentenbond, 2000. Test ... van het zuiverste kraanwater. Consumentengids november p. 26-28.
- NFI, 2006. Nederlandse Frisdrankenindustrie. <http://www.frisdrank.nl/kerngegevens%202006.pdf>
- Punter, P. en J. Schellart. 1998. De smaakbeleving van het drinkwater van Amsterdam. H<sub>2</sub>O 19; 77-79.
- Versteegh, J.F.M. en H.H.J. Dik, 2006 De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2005. VROM-6238; RIVM-rapport nr. 703719 010
- Versteegh, J.F.M. en H.H.J. Dik. 2007. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2006. VROM 7420; RIVM-rapport nr. 703719 022
- Versteegh, J.F.M. en H.H.J. Dik. 2008. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2007. VROM 8346. RIVM-rapport nr. 703719 034
- Versteegh, J.F.M. en H.H.J. Dik. 2009. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2008. VROM 7275. RIVM-rapport nr. 703719 046
- VROM, 2001. Waterleidingbesluit, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad 2001: 31 1-26.
- VROM 2004. Besluit van 26 oktober 2004 tot wijziging van het Waterleidingbesluit en het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (preventie van legionella in leidingwater). Staatsblad 2004, 576: 1- 50.
- Wessels, P. 2006. Integrale zuivering. Visie achter het BTO Waterbehandeling. BTO 2006.034. Kiwa Water Research, Nieuwegein.



## 2 Wettelijke bepalingen en ontwikkelingen

### 2.1 Achtergrond

Kwaliteitseisen voor drinkwater zijn in Nederland vanaf 1960 wettelijk vastgelegd in het Waterleidingbesluit, welke weer gebaseerd is op de EU-Drinkwaterrichtlijn. Met de invoering van het Waterleidingbesluit werd ook periodiek onderzoek verplicht gesteld. Naast de Waterleidingwet en het Waterleidingbesluit worden ook in andere wettelijke regelingen voorschriften gegeven om de (kwaliteit van de) drinkwatervoorziening veilig te stellen. Dit betreft in het bijzonder:

- Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (1969);
- Grondwaterwet (1981);
- Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren (1983);
- Wet Bodembescherming (1986);
- Infiltratiebesluit Bodembescherming (1993);
- Kaderrichtlijn Water (2000).

In de loop van de jaren zijn de wettelijke eisen herhaaldelijk herzien, mede vanuit de Europese regelgeving op dit gebied en onder invloed van ontwikkelingen in maatschappij, techniek en wetenschap. Deze ontwikkelingen gaan nog steeds door en leiden geleidelijk tot een integrale benadering gericht op de zekerstelling van de bronnen voor drinkwater en drinkwaterkwaliteit. Zo worden de WVO en de Grondwaterwet in 2009 samengebracht in de Waterwet (VROM, 2010). Daarnaast heeft ook de invoering van de Kaderrichtlijn Water (KRW) gevolgen voor de drinkwatervoorziening. Zo zal als gevolg hiervan het Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en Metingen Oppervlaktewateren komen te vervallen. In de KRW wordt gesteld dat het beschermingsniveau niet mag afnemen, maar in het voorjaar van 2008 was nog niet duidelijk in hoeverre de kwaliteitseisen uit het Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en Metingen Oppervlaktewateren in deze nieuwe AMvB zullen komen. De EU Drinkwaterrichtlijn (EU, 1998), die de basis vormt voor het Waterleidingbesluit (VROM, 2001), wordt eens in de 5 jaar geëvalueerd, en waar nodig aangepast.

In 2004 werd besloten om de VEWIN-aanbevelingen ten aanzien van de waterkwaliteit niet langer te herzien c.q. te handhaven omdat de wetgeving en de aanbevelingen naar elkaar waren toegegroeid. Bovendien hanteren veel drinkwaterbedrijven bedrijfseigen waterkwaliteitsgrenzen en is de brede benchmark voor waterkwaliteit ingevoerd. Inmiddels is met deze benchmark veel ervaring opgedaan, waarbij het aspect drinkwaterkwaliteit wordt meegewogen via de Waterkwaliteitsindex.

Duurzame veiligstelling vormt de basis van het overheidsbeleid betreffende de drinkwatervoorziening. Veiligstelling betekent niet alleen een adequate infrastructuur en organisatie, maar ook de realisatie van eisen met betrekking tot de beschikbaarheid van voldoende grond- en oppervlaktewater van goede kwaliteit. Deze basis is onder andere verwoord in het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening (VROM, 1993).

Ook in internationale richtlijnen waaraan Nederland moet voldoen zijn dergelijke bepalingen opgenomen. Zo stelt de EU-drinkwaterrichtlijn (98/83/EC) dat door het

toepassen van adequate beschermende maatregelen moet worden gewaarborgd dat grond- en oppervlaktewater schoon blijven. Hetzelfde doel kan worden bereikt door voorafgaand aan de levering passende waterbehandelingsmaatregelen toe te passen, zo vermeld de richtlijn. De Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EC) is daar explicieter in. Deze stelt dat de lidstaten moeten zorgdragen voor de bescherming van aangewezen wateren voor de productie van drinkwater. Het doel hiervan is de achteruitgang van de kwaliteit van drinkwaterbronnen te voorkomen en waar mogelijk de mate van zuivering die voor de productie van deugdelijk drinkwater is vereist, te verlagen. Aanvullend stelt de EU-Drinkwaterrichtlijn dat maatregelen in geen geval mogen leiden tot een achteruitgang van de drinkwaterkwaliteit voor zover dit van belang is voor de bescherming van de volksgezondheid. Ook de verontreiniging van voor drinkwaterproductie bestemd water mag niet toenemen. Dit wordt ook wel het *stand-still* principe genoemd en is eveneens van toepassing op de Nederlandse situatie.

In de Europese Unie wordt in het milieubeleid naast de 'reguliere' regelgeving ook gebruik gemaakt van het voorzorgsprincipe. Het voorzorgsprincipe wordt toegepast in situaties waarin onzekerheden bestaan over bepaalde risico's. Volgens de Europese Commissie mag het voorzorgsbeginsel worden toegepast wanneer de potentieel gevaarlijke gevolgen van een verschijnsel, een product of een procedé door middel van objectieve wetenschappelijke evaluatie zijn vastgesteld, maar het risico op grond van deze evaluatie niet met voldoende zekerheid kan worden bepaald. Het voorzorgsbeginsel mag dus alleen worden toegepast bij een vermoeden van een potentieel risico en kan nooit een willekeurig besluit rechtvaardigen, aldus de Europese Commissie (COM, 2000).

Voor toepassing van het voorzorgsbeginsel dient daarom aan drie noodzakelijke voorwaarden te worden voldaan:

- vaststellen van de potentieel schadelijke gevolgen;
- evaluatie van de beschikbare wetenschappelijke gegevens;
- evaluatie van de mate van wetenschappelijke onzekerheid.

Over de exacte invulling van het voorzorgsprincipe wordt ook in wetenschappelijke kringen nog steeds veel gediscussieerd. Soms wordt in situaties waarover weinig bekend is, aangenomen dat het risico significant is en dat er daarom maatregelen dienen te worden genomen. Aan de andere kant wordt in sommige gevallen aangenomen dat als er geen causaal verband kan worden aangetoond er dus geen (nadelig) effect is. Er zijn diverse voorbeelden van dergelijke situaties uit het verleden waar aanvankelijk weinig bekend was over mogelijk schadelijke gevolgen en waar op een later tijdstip pas duidelijk werd wat de gevolgen waren zoals bij de risico's van roken, blootstelling aan lood en de risico's van blootstelling aan asbest. Dicht tegen het voorzorgsprincipe aan bevindt zich ook de perceptie van de consument, die vaak een duidelijke emotionele impact heeft (zie Hoofdstuk 3).

## **2.2 Waterleidingbesluit en aansluitende regelingen**

De kwaliteitseisen van drinkwater zijn in Nederland wettelijk vastgelegd in het Waterleidingbesluit, dat in 2001 is gepubliceerd en is herzien in 2007. De hierin genoemde eisen zijn gebaseerd op de EU-Drinkwaterrichtlijn (1998). De in het Waterleidingbesluit genoemde kwaliteitseisen betreffen:

- Microbiologische parameters (Tabel I),
- Chemische parameters (Tabel II),
- Indicatoren-bedrijfstechnische parameters (Tabel IIIa),
- Indicatoren-organoleptische/esthetische parameters (Tabel IIIb), en

- Indicatoren-signaleringsparameters (Tabel IIIc).

Tevens zijn in het Waterleidingbesluit meetfrequenties en een aantal bepalingsmethoden vastgelegd. Aanvullend op het Waterleidingbesluit zijn er ook diverse andere regelingen en richtlijnen van toepassing op drinkwater, zoals de 'Regeling Materialen en Chemicaliën leidingwatervoorziening' en enkele Inspectierichtlijnen, zoals 'Harmonisatie meetprogramma's drinkwaterkwaliteit', 'Harmonisatie Meetfrequenties', 'Melding Normoverschrijdingen' en 'Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater'.

### **2.2.1 Gezondheid als uitgangspunt**

Het belangrijkste uitgangspunt van het Waterleidingbesluit is dat drinkwater de gezondheid van de consument niet negatief mag beïnvloeden. In artikel 4 van het Waterleidingbesluit wordt deze eis in algemene termen omschreven.

#### Artikel 4 lid 1

*"Leidingwater dat de eigenaar aan derden ter beschikking stelt, bevat geen micro-organismen, parasieten of stoffen in aantallen per volume-eenheid of concentraties die nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen hebben"*

Teksten van soortgelijke strekking staan in de EU-Drinkwaterrichtlijn, de Guidelines for Drinking Water Quality van de WHO en de meeste nationale drinkwaterwetgevingen. Deze tekst is vertaald naar een lijst met kwaliteitseisen voor microbiologische, chemische en fysische parameters in drinkwater. Waterleidingbedrijven zijn verplicht het drinkwater te onderzoeken op deze parameters om aan te tonen dat voldaan wordt aan de gestelde kwaliteitseisen. Is de concentratie lager dan de betreffende kwaliteitseis dan wordt het drinkwater veilig geacht. Artikel 4 lid 2 bevat de vertaling van de algemene eis in artikel 4 lid 1 naar lijsten met parameterwaarden waaraan moet worden voldaan, namelijk:

*"Leidingwater voldoet op het punt waar het binnen een gebouw of perceel aan de tappunten ter beschikking komt, aan de tabellen I, II en III, opgenomen in bijlage A"*. Daarnaast wordt in artikel 6.6 nog ingegaan op het feit dat stoffen en micro-organismen die niet met naam genoemd zijn, maar die wel een nadelig effect kunnen veroorzaken eveneens niet in drinkwater aanwezig mogen zijn.

### **2.2.2 Gezondheidskundige kwaliteitseisen voor micro-organismen**

#### *Indicatoren*

In het Waterleidingbesluit zijn kwaliteitseisen opgenomen voor de microbiologische kwaliteit van drinkwater. Van oudsher zijn dit waarden voor bacteriën die indicatief zijn voor de aanwezigheid van fecaliën van mens en dier, met de daarin mogelijk aanwezige ziekteverwekkers. Indicatorbacteriën voor fecale verontreiniging zijn o.a. *E. coli*, enterococci en (sporen van) *Clostridium perfringens*. De aanpak van de microbiologische drinkwaterkwaliteit via het indicatorprincipe heeft veel effect gesorteerd op de bereiding van schoon en veilig drinkwater. In de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw werd echter als gevolg van een aantal uitbraken van cryptosporidiose en giardiase in de Verenigde Staten en in het Verenigd Koninkrijk duidelijk dat niet in alle gevallen kon worden vertrouwd op dit concept (Craun et al., 1998). Bij verscheidene van deze uitbraken konden namelijk geen indicatorbacteriën in het gedistribueerde water worden aangetoond. Desondanks waren de aantallen pathogene protozoën in het water voldoende hoog om ziektegevallen te kunnen veroorzaken onder de consumenten.

#### *Risicoanalyse*

Pathogene protozoën, alsmede virussen, kunnen al bij zeer lage niveaus infecties en ziektegevallen veroorzaken. Blootstelling kan dus een direct effect hebben op de



gezondheid. Inmiddels zijn er dosis-responsrelaties bekend, waarmee de kans op infectie is bij een gegeven dosis micro-organismen kan worden berekend (Haas, 1983; Teunis et al., 1997). De US Environmental Protection Agency (EPA) heeft deze dosis-responsrelaties gebruikt om te berekenen welke concentraties in drinkwater maximaal toelaatbaar zijn om te voldoen aan een acceptabel gezondheidsrisico van 1 infectie per 10.000 consumenten per jaar (Regli et al., 1991). Dit concept is ook overgenomen in Nederland. Naast een aantal indicatororganismen zijn in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) ook eisen opgenomen voor ziekteverwekkers zelf, te weten *Cryptosporidium*, *Giardia* en (entero)virussen. Dit zijn pathogene micro-organismen waarvoor geen maximum concentratie is genoemd maar waarvoor een risicoanalyse moet worden uitgevoerd. De veiligheid van drinkwater moet aantoonbaar worden gemaakt aan de hand van gegevens over de kwaliteit van de bron en de effectiviteit van de zuivering. In hoofdstuk 4 wordt nader ingegaan op de microbiologische parameters.

### **2.2.3 Gezondheidkundige kwaliteitseisen voor stoffen**

In het Waterleidingbesluit (Bijlage A tabel II) is ook voor een aantal schadelijke chemische verbindingen een kwaliteitseis opgenomen. De basis voor deze eisen wordt gevormd door evaluaties die zijn gemaakt door de WHO en de Wetenschappelijk Commissie van de Europese Unie. Voor bijna alle stoffen uit tabel II van bijlage A zijn kwaliteitseisen opgesteld aan de hand van toxicologische gegevens. Hoe deze kwaliteitseisen worden opgesteld staat beschreven in Hoofdstuk 6. Voorbeelden van stoffen waarvoor een gezondheidkundige norm is opgesteld zijn o.a. cadmium, koper, lood, trihalomethanen, bromaat en nitraat. Een uitzondering vormt de kwaliteitseis voor bestrijdingsmiddelen van 0,1 µg/l. Uitgaande van het standpunt dat er geen antropogene stoffen in drinkwater aanwezig mogen zijn, is in de jaren 80 bepaald dat bestrijdingsmiddelen niet aantoonbaar mogen zijn in drinkwater (voorzorgsprincipe). Op dat moment was de onderste analysegrens voor bestrijdingsmiddelen 0,1 µg/l en werd deze waarde als kwaliteitseis ingevoerd. Momenteel kunnen veel bestrijdingsmiddelen echter op een veel lager niveau geanalyseerd worden. Desalniettemin is de eis nog steeds 0,1 µg/l, een viertal persistente organochloorverbindingen met een norm van 0,03 µg/l uitgezonderd (zie tabel 4.1). Voor afbraakproducten van bestrijdingsmiddelen geldt de eis van maximaal 0,1 µg/l indien deze metabolieten in humaan-toxicologisch opzicht relevant zijn. Daarnaast geldt voor de som van bestrijdingsmiddelen een norm van 0,5 µg/l.

### **2.2.4 Organoleptische/esthetische parameters**

De stoffen gerelateerd aan de parameters waarvoor organoleptische/esthetische kwaliteitseisen zijn opgesteld, leveren meestal geen gevaar op voor de volksgezondheid. Ze kunnen wel bijvoorbeeld smaak- of kleurafwijkingen in het drinkwater teweeg brengen en verhoogde concentraties zijn dus uit esthetisch oogpunt niet gewenst. Voorbeelden van deze esthetische/organoleptische parameters (parameters die met zintuigen zijn waar te nemen) zijn geur, smaak, kleur en troebelheid. Ook hardheid kan hiertoe worden gerekend vanwege hinderlijke kalkafzetting. Uitgangspunt m.b.t. deze parameters is dat geen waarneembare nadelige beïnvloeding van het betreffende kwaliteitsaspect mag optreden. Deze categorie van waterkwaliteitsparameters wordt in Hoofdstuk 7 besproken.

### **2.2.5 Bedrijfstechnische parameters**

Deze parameters hebben geen directe relatie met de gezondheid van de consument. De kwaliteitscriteria hebben tot doel om een goede technische bedrijfsvoering alsmede een goede waterkwaliteit te waarborgen. Indirect kunnen zij van invloed zijn op de microbiologische parameters en de chemische parameters in tabel I en II van bijlage A van het Waterleidingbesluit. Voorbeelden van bedrijfstechnische parameters zijn *Aeromonas*,

chloride, geleidingsvermogen en saturatie-index. Een aantal parameters dat een directe relatie heeft met waterkwaliteit zal ook in dit rapport worden toegelicht. De meeste bedrijfstechische parameters zijn besproken in het onderdeel 'Waterbehandeling' van Q21 (Wessels, 2006).

### **2.2.6 Signaleringsparameters**

Signaleringsparameters zijn parameters die niet direct een gezondheidkundig effect hebben, maar die een indicatie kunnen geven van veranderingen in de kwaliteit van de bron. Zij hoeven ook alleen geanalyseerd te worden in het ruwe water, zodat de kwaliteit van de bron vastgesteld kan worden. Indien er duidelijke veranderingen optreden in de gehalten van deze parameters, is dat een teken om nader onderzoek te doen naar de mogelijke oorzaak. Een verandering in concentratie kan namelijk ook de aanwezigheid van eventuele andere verontreinigingen betekenen. Voorbeelden van signaleringsparameters zijn aromatische aminen, chloorfenolen en monocyclische koolwaterstoffen.

### **2.2.7 Nieuwe bedreigingen**

In het verlengde van de signaleringsparameters ligt het onderzoek naar 'onbekende' verbindingen. Hoewel er verder geen specifieke kwaliteitseisen zijn voor 'onbekende' verbindingen, dient te allen tijde de kwaliteit van het water bewaakt te worden opdat voldaan kan worden aan de eis uit artikel 4 en artikel 6.6 van het Waterleidingbesluit dat in drinkwater geen stoffen mogen voorkomen die een nadelig gezondheidseffect kunnen hebben. Hoe met deze mogelijke bedreigingen wordt omgegaan staat beschreven in Hoofdstuk 8 (Chemische verontreinigingen) en Hoofdstuk 11 (Bewaking chemische waterkwaliteit).

## **2.3 Van controle naar preventie**

Het hanteren van kwaliteitseisen op wettelijke basis heeft de drinkwatervoorziening in Nederland en wereldwijd sterk verbeterd. Er zijn echter enkele kanttekeningen te maken bij deze aanpak:

- *Parameterlijsten worden steeds langer*

In de afgelopen decennia zijn voortdurend nieuwe verbindingen geproduceerd en in het (drink)water aangetroffen en zijn ook nieuwe schadelijke micro-organismen ontdekt. Als gevolg van deze ontwikkeling zijn de tabellen met waterkwaliteitsparameters steeds langer geworden. Deze ontwikkeling gaat door en voor steeds meer parameters moeten kwaliteitseisen worden opgesteld.

- *Steeds meer onschadelijke, maar toch ongewenste verbindingen*

Lang niet alle chemische verbindingen die in het (drink)water worden aangetoond zijn schadelijk voor de gezondheid in de concentraties waarin ze worden aangetroffen. De consument stelt de aanwezigheid van dergelijke stoffen, waaronder bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen, echter niet op prijs omdat dit onzekerheid veroorzaakt over de veiligheid. Een vergelijkbare situatie doet zich voor bij micro-organismen.

- *Eindproductcontrole is reactief*

Kwaliteitsbewaking van het drinkwater biedt geen bescherming op zichzelf, maar geeft slechts aan of alle beschermende maatregelen adequaat hebben gefunctioneerd. Dit is een reactieve benadering. Op het moment dat uit de kwaliteitsbewaking blijkt dat er iets mis is met het drinkwater is dit drinkwater al op weg naar of zelfs bij de consument. Dit is met name voor de microbiologische waterkwaliteit een nadeel vanwege het directe effect dat ziekteverwekkende micro-organismen teweeg kunnen brengen en het gegeven dat de wettelijk voorgeschreven detectiemethoden pas na een dag uitsluitel geven over de

kwaliteit. De veiligheid van drinkwater moet daarom worden geborgd door een goede grondstofkeuze en bescherming, adequate zuivering en bescherming van het distributienet.

### **2.3.1 Nieuwe ontwikkelingen**

Consumentenveiligheid wordt in de maatschappij steeds meer benaderd vanuit een preventieve veiligheidsbenadering en productaansprakelijkheid. Daardoor ontstaat bij leveranciers (hier dus de waterleidingbedrijven) en overheid behoefte aan een systematiek waarmee aantoonbaar gemaakt wordt dat al het redelijke is gedaan om de veiligheid van de consument te waarborgen ("due diligence"). De ontwikkeling van kwaliteitszorgsystemen is hiervan een duidelijke exponent. In de voedingsmiddelenindustrie is het laatste decennium steeds meer gebruik gemaakt van HACCP (*hazard analysis and critical control points*) als systeem om de productveiligheid te waarborgen. In de drinkwatersector blijkt dat systeem, na aanpassing aan de specifieke aspecten van de drinkwatervoorziening, ook goed bruikbaar (Havelaar, 1994; Bakker, 1997). In de meest recente editie van de WHO Guidelines for Drinking Water Quality (2004) is deze preventieve benadering de spil van het waarborgen van de consumentenveiligheid. De WHO beveelt aan om naast het hanteren van parameterlijsten ook Water Safety Plans te maken. In lijn daarmee heeft ook de International Water Association (IWA) het zogenaamde Bonn Charter geadopteerd (IWA, 2004). Daarin hebben regelgevers en waterbedrijven van Westerse landen een risicomanagement benadering voorgesteld die de problemen van de huidige benadering ondervangt en is gericht op het waarborgen van de drinkwaterkwaliteit in de 21<sup>e</sup> eeuw. DE EU overweegt deze benadering (Water Safety Plans) ook in te voeren in haar drinkwaterregulering.

### **2.3.2 Water Safety Plans**

Water Safety Plans beschrijven hoe de productie van veilig drinkwater kan worden zeker gesteld. Water Safety Plans richten zich in belangrijke mate op het analyseren en het beheersen cq. elimineren van factoren die een potentiële bedreiging of risico vormen voor de levering van veilig drinkwater.

De hoofdonderdelen van het Water Safety Plan zijn:

- 1. Systeemanalyse (System assessment)** om vast te stellen of het watersysteem van bron tot tap als geheel in staat is drinkwater te leveren dat de gezondheids- en kwaliteitsdoelstellingen haalt. Beantwoording van de vraag: "Is ons drinkwater veilig?"
- 2. Bewaking (Operational monitoring)** van de beheersmaatregelen in de keten van bron tot tap die belangrijk zijn voor het waarborgen van de veiligheid van het drinkwater. Beantwoording van de vraag: "Hoe verzekeren we dat het drinkwater inderdaad veilig is?"
- 3. Beheersplannen (Management plans)** die de systeemanalyse en bewaking documenteren en beschrijven welke acties nodig zijn onder normale condities en tijdens incidenten en calamiteiten. Beantwoording van de vraag: "Hoe kunnen we laten zien dat we op elk moment van de dag veilig drinkwater leveren?"

In Nederland en andere Europese landen leveren de meeste drinkwaterbedrijven veilig drinkwater en hebben zij kwaliteitsmanagement ingevoerd. De meerwaarde van de benadering via Water Safety Plans is dat deze aanpak een systematische en gedetailleerde analyse en prioritering van mogelijke risico's oplevert. Deze georganiseerde en gestructureerde aanpak van de drinkwaterbereiding maakt het mogelijk om de kans op falen te minimaliseren. Water Safety Plans dragen eraan bij dat voortdurend veilig drinkwater wordt geleverd en dat plannen en maatregelen zijn ontwikkeld voor het geval het systeem niet goed functioneert of bij incidenten met onvoorziene verontreinigingen.

Samen met Zwitserland, Frankrijk, Duitsland, Engeland, Australië en Nieuw-Zeeland loopt Nederland voorop bij de nieuwe benadering voor de veiligheid van drinkwater. De ontwikkeling is echter wereldwijd zichtbaar zoals bleek op een recent Water Safety Plan congres (Lissabon, mei 2008).

## **2.4 Kwaliteitsdoelen Q21**

### **2.4.1 Veilig drinkwater vs. Drinkwaterkwaliteit Q21**

Bij een veilige waterkwaliteit staat voorop dat de consument het water moet kunnen drinken zonder dat dit een onacceptabel gezondheidsrisico oplevert. Via de parameterlijsten uit het Waterleidingbesluit en de risicoanalyse voor micro-organismen wordt zorg gedragen voor een goede drinkwaterkwaliteit, die geen nadelige effecten op de volksgezondheid heeft. Via de Water Safety Plans wordt zorg gedragen voor een structurele benadering en bewaking van dit proces. De Europese en Nederlandse wetgeving gaat echter in sommige gevallen nog verder dan de gezondheidsgelateerde waterkwaliteitseisen, zoals bij de normstelling voor pesticiden. Daarvoor wordt in Europa en Nederland een norm van  $<0.1 \mu\text{g/l}$  gehanteerd, vanuit het voorzorgsprincipe. De gezondheidsgelateerde waterkwaliteitseisen opgesteld door de WHO, zijn voor veel pesticiden echter een stuk minder streng (atrazine  $2 \mu\text{g/l}$ ; chlorotoluron  $30 \mu\text{g/l}$ ). Dat betekent dus dat er bovenop de gezondheidsgelateerde waterkwaliteitseisen nog eisen worden gesteld die van invloed zijn op de risicoperceptie van de burger en derhalve ook op het imago van de drinkwaterbedrijven. Naast dergelijke eisen ('verwachtingen') zijn er ook nog eisen die te maken hebben met het comfort van de consument, zoals kleur en hardheid. Drinkwaterkwaliteit Q21 gaat dus verder dan veilig drinkwater.

### **2.4.2 Waterkwaliteitsplan**

Zoals uit bovenstaande naar voren komt, wordt de waterkwaliteit mede beïnvloed door factoren die voor zover bekend geen nadelig effect hebben op de gezondheid. Deze waterkwaliteitsaspecten, zowel fysische, chemische als (micro)biologische parameters, kunnen van grote invloed zijn op de waardering van de waterkwaliteit door de consument. Ook ten aanzien van de waterkwaliteitsparameters die niet direct een gezondheidkundige betekenis hebben, gaan de ontwikkelingen door. Een ontwikkeling die grote invloed heeft is de detectie van steeds meer milieuvreemde verbindingen in het oppervlaktewater en in het grondwater waaruit het drinkwater wordt bereid. Behoud van consumentenvertrouwen heeft als consequentie dat de waterbedrijven deze ontwikkelingen kennen en beheersen.

Voor dit doel zou het Water Safety Plan kunnen worden uitgebreid tot een **Waterkwaliteitsplan**, waarin de knelpunten zijn opgesomd en geprioriteerd, en waarbij de aanpak (onderzoek en/of maatregelen) is opgenomen.

In de hierna volgende hoofdstukken worden de (potentiële) kwaliteitsproblemen op de diverse gebieden beschreven en wordt aangegeven op welke wijze de problemen kunnen worden voorkomen.

## **2.5 Literatuur**

Bakker D.J.M. 1997. HACCP: een managementsysteem voor hygiëne. *H<sub>2</sub>O* 30:406-409.

COM (2000) Communication from the Commission of 2 February 2000 on the precautionary principle. [COM(2000) 1 final - Not published in the Official Journal].

- Craun G.F., Hubbs S.A., Frost F., Calderon R, Via S.H., 1998. Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis. JAWWA 90:81-91.
- EU, 1998. Drinkwaterrichtlijn (98/83/EC).
- EU, 2000. Kaderrichtlijn Water (2000/69/EC).
- Haas C.N., 1983. Estimation of risk due to low doses of micro-organisms: a comparison of alternative methodologies. Am. J. Epidemiol. 118:573-582.
- Havelaar A.H., 1994. Application of HACCP to drinking water supply. Food Control 5(3):145-152.
- IWA, 2004. The Bonn Charter for Safe Drinking Water. IWA, Den Haag, The Netherlands.
- Regli S., Rose J.B., Haas C.N., Gerba C.P., 1991. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. JAWWA, 83:76-84.
- Teunis P.F.M., Medema G.J., Kruidenier L., Havelaar A.H., 1997. Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* and *Giardia* in drinking water from a surface water source. Water Res. 31(6):1333-1346.
- VROM, 1993. Beleidsplan Drink- en Industriewater-voorziening. SdU uitgevers, Den Haag
- VROM, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 2001, 31:1-53.
- Wessels, P. 2006. Integrale zuivering. Visie achter het BTO Waterbehandeling. BTO 2006.034. Kiwa Water Research, Nieuwegein
- WHO, 2004. Guidelines for Drinking Water Quality. 3rd edition. Geneva, Switzerland.

# 3 Feiten en perceptie in relatie tot de kwaliteit van kraanwater

## 3.1 Inleiding

Veilig drinkwater uit de kraan is een eerste levensbehoefte die van essentieel belang is voor de volksgezondheid. Of consumenten het kraanwater veilig vinden wordt bepaald door zowel de feiten als de perceptie over kraanwater. De sector heeft de feiten betreffende (de) drinkwater(kwaliteit) over het algemeen goed in beeld. Periodiek monitoren van de waterkwaliteit met een door de overheid voorgeschreven meetprogramma, monitoren van nieuwe bedreigingen en ontwikkelen van innovatieve en nauwkeuriger meettechnieken dragen hieraan bij. De drinkwatersector ziet het als haar kerntaak om dag in dag uit drinkwater van zeer hoge kwaliteit bij de klant af te leveren. Kennis over de perceptie door de consument van kraanwater is daarbij essentieel. Een risico dat geen probleem is op basis van feiten, kan immers toch in de perceptie van het publiek een probleem zijn

## 3.2 Belang van perceptie

Gezondheid en gezondheidsrisico's zijn thema's die veel aandacht krijgen van het publiek, de politiek en de media. De trend is dat er steeds vaker en opener rondom (vermeende) risico's wordt gecommuniceerd. De maatschappij is de laatste decennia steeds complexer geworden. Gefragmenteerde wetenschappelijke informatie is overal verkrijgbaar. De steeds nauwkeuriger meettechnieken kunnen steeds lagere stofconcentraties in het drinkwater meten. Het signaal dat een stof zich in het drinkwater bevindt – al is het maar in een zeer lage concentratie – wordt dus ook sneller opgepakt. De algemene trend is dat consumenten steeds kritischer worden. Door deze trends wordt de perceptie van de risico's ten aanzien van drinkwater steeds belangrijker. Het vertrouwen van de klant in kraanwater is daardoor meer dan voorheen gebaseerd op perceptie.

## 3.3 Wat is perceptie?

Perceptie is het beeld van de werkelijkheid op basis van waarnemingen en emoties. Perceptie is daarmee een *interpretatie* van wat we waarnemen en wordt beïnvloed door ervaringen, gevoelens, denkbeelden, normen en waarden. Perceptie kent een verstandelijke en een emotionele kant. Een risico kan voor de één een kans of uitdaging zijn, voor de ander een bedreiging; hoge snelheden in een auto kunnen gevaarlijk zijn, of spannend. Perceptie is dus vergelijkbaar met een gekleurde bril waarvan je niet weet dat je hem op hebt.

Een aantal kenmerken bepaalt hoe de perceptie van een risico zich ontwikkelt bij klanten, pers of politiek, namelijk:

- Is het risico *waarneembaar*?
- Heb ik het risico *vrijwillig* genomen?
- Merk ik direct iets van het risico of zijn de effecten pas *later merkbaar*?
- Is het risico *nieuw* of sluit het aan bij iets waar ik al bang voor was?
- Hebben de verantwoordelijken de situatie *onder controle*?
- Hebben *mijn kinderen* mogelijk last van de effecten?
- Werd het risico *met opzet* veroorzaakt?
- Zat er voor mij *voordeel* aan vast toen het risico werd genomen?

- Was het nemen van het risico *noodzakelijk*?
- Is de oorzaak van het risico *natuurlijk*, of is het door mensen veroorzaakt?
- Hebben we mogelijk *langdurig* last van de gevolgen?

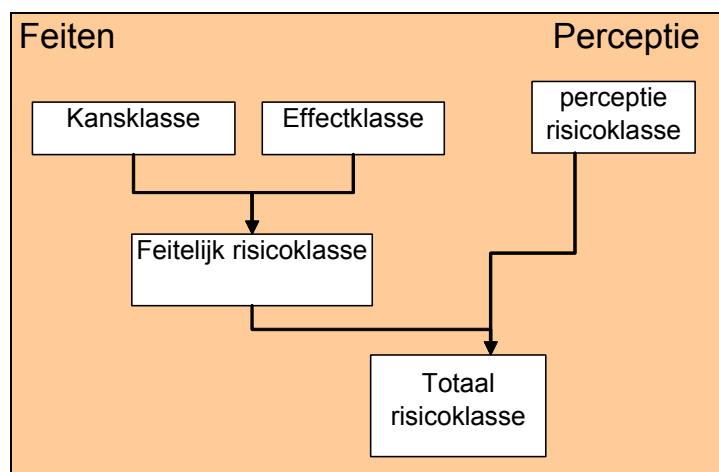
Door tijdig met maatregelen in te spelen op genoemde kenmerken kan de perceptie bij relevante partijen zoals klanten, de media of de politiek gemanaged worden.

Risicomanagement in de drinkwatersector richt zich naast de feiten uit periodiek en aanvullend onderzoek ook op percepties. Sterker nog, in de drinkwatersector is nagegaan welke percepties er leven bij de doelgroep klanten t.a.v. de kwaliteit van het drinkwater cq. de waterbedrijven. En die zijn naast de feiten meegenomen bij het managen van risico's. Hierna komen beide onderwerpen aan de orde. Het eerste deel gaat over risicomanagement op basis van een balans tussen feiten en perceptie. Het tweede deel gaat over onderzoek naar percepties bij de Nederlandse klant van een drinkwaterbedrijf (PQR, 2004), de verrassende conclusies en de consequenties daarvan.

### 3.4 Balans tussen feiten en perceptie met risicomanagement

Risicomanagement richt zich op het gestructureerd reduceren van risico's door het beïnvloeden van de factoren die het risico daadwerkelijk bepalen. Zowel het *feitelijk risico* als de *perceptie van het risico* speelt hierbij een rol. Met proactief risicomanagement wordt de kans op ongewenste effecten verkleind en de kans op gewenste effecten vergroot.

Het onderzoek dat KWR uitvoert in het kader van het Bedrijftakonderzoek (BTO) van de drinkwatersector richt zich onder meer op het in beeld brengen van de *feitelijke risico's*. Het Bedrijfsoverstijgend Risicomanagement Waterkwaliteit van Vewin verbindt het feitelijke risico met de perceptie van het risico. Op basis van de feiten en de perceptie ontstaat een beeld van de ernst van het risico (indeling in risicoklassen A t/m D). De ernst van het risico bepaalt vervolgens welke partijen (andere drinkwaterbedrijven, VROM, Vewin, RIWA, etc.) geïnformeerd dienen te worden. Tevens kan de drinkwatersector een (communicatie)strategie opstellen (Vewin, 2006).



Figuur 3.1 Risicoclassificatie op basis van feiten en perceptie

Net als andere bedrijfstakken kent ook de drinkwatersector onderwerpen die, als ze maar vaak genoeg in de pers komen, een negatief effect hebben op het goede imago van het drinkwater en de waterbedrijven. 'Enge stofjes en beestjes' in de bronnen van drinkwater

zoals (omzettingsproducten van) bestrijdingsmiddelen, micro-organismen, hormoonverstorende stoffen, medicijnen, MTBE (methyl-tert-butylether) en NDMA (N-nitrosodimethylamine) zijn potentieel bedreigend, waarbij feiten en perceptie door elkaar heen lopen. De feiten zeggen dat ons drinkwater nauwelijks 'enge stofjes' bevat en dat de stoffen die er wel inzitten in dusdanig lage concentraties worden aangetroffen dat ze niet schadelijk zijn voor de volksgezondheid. Maar de krant kopt: 'Ons drinkwater wordt vergiftigd' of 'Prozac found in drinking water'. En bij de consument ontstaat het beeld, de perceptie, dat er een 'groot probleem' is. Of tenminste: 'er is iets mis' met (drink)water.

De vraag is, wat nu? De feiten spreken niet automatisch voor zich en perceptie is maar ten dele te beïnvloeden. Het antwoord is in ieder geval niet 'afwachten'. De drinkwaterbedrijven hebben immers een maatschappelijke verantwoordelijkheid. Door als drinkwatersector zelf de regie in handen te nemen kan worden voorkomen dat:

- het grote vertrouwen van de consumenten in de kwaliteit van het drinkwater afneemt;
- het drinkwater en de drinkwaterbedrijven imago schade oplopen;
- het drinkwaterbedrijf probleemeigenaar wordt.

### 3.5 Verantwoordelijkheden adresseren

Risicomanagement is ook het juist adresseren van de verantwoordelijkheden. De overheid is verantwoordelijk voor schoon grond- en oppervlaktewater en voor het vaststellen van (gezondheidskundige) kwaliteitseisen. De land- en tuinbouw en de chemische industrie zijn (vaak) verantwoordelijk voor diffuse vervuiling van de bronnen van het drinkwater. En de drinkwatersector zelf is volgens de Europese Drinkwaterrichtlijn verantwoordelijk voor 'gezond en schoon' drinkwater tot aan de voordeur en voor het monitoren van de kwaliteit van de bronnen en het drinkwater zelf.

Als zich risico's voor de waterkwaliteit voordoen is een proactieve opstelling essentieel. Dat wil zeggen dat een drinkwaterbedrijf (of bedrijven) belanghebbenden zo snel mogelijk *informeert*, bijvoorbeeld de VROM-Inspectie. En dat de drinkwatersector het risico *adresseert* door het 'op het juiste bord te leggen'. Daarmee voorkomt de drinkwatersector dat:

het publiek denkt dat het drinkwaterbedrijf iets 'onder de pet' wil houden;

- het drinkwaterbedrijf onterecht probleemeigenaar wordt;
- geeft het drinkwaterbedrijf anderen de kans op tijd te handelen;
- politici en/of de pers met een onderwerp 'op de loop' gaan.

Tevens geeft de drinkwatersector anderen daardoor de kans op tijd te handelen.

Voor het goed omgaan met feiten en percepties zijn de partijen in de drinkwatersector in brede zin afhankelijk van elkaar. De waterbedrijven, KWR, RIWA, Vewin en de ministeries van V&W en VROM zijn immers vanuit verschillende perspectieven met dezelfde onderwerpen bezig. Een duidelijke eenduidige boodschap naar het publiek is daarbij van belang.

Voor de watersector staat perceptiemanagement nog in de kinderschoenen, maar interesse in het onderwerp en besef van de noodzaak groeit. In het kader van Bedrijfsoverstijgend Risicomanagement Waterkwaliteit zijn vuistregels en een basisdocument voor risicobeoordeling, informeren en adresseren opgesteld. Deze vormen voor de partijen betrokken bij het risicomanagement een houvast.

### 3.6 Perceptie bij klanten van drinkwater



Wat zijn de wensen en behoeften van de klant? Welke kennis heeft de klant over kraanwater en de sector? Wat is het belang van de prijs? Wat is de mening van de klant en van opinieleiders over drinkwater? Hoe staat het met zijn vertrouwen en wat zijn de drijfveren voor het vertrouwen? Om deze vragen verder te brengen heeft VEWIN besloten medio 2004 representatief onderzoek te laten uitvoeren naar de informatiebehoefte van de klant en naar (de drijfveren van) het vertrouwen dat de klant heeft in drinkwater(bedrijven). Doel van het onderzoek was om informatie te verkrijgen waarmee de drinkwatersector kan worden ondersteund bij het vaststellen van beleid en communicatiestrategie en het eventueel verbeteren van het product. Onder consumenten is zowel kwantitatief (1000 telefonische interviews) als kwalitatief onderzoek bestaande uit groepsdiscussies gehouden. Daarnaast hebben er ook gesprekken plaatsgevonden met belangrijke opinieleiders van de watersector, vooral bedoeld om na te gaan of de uitkomsten hiervan wezenlijk zouden verschillen van de antwoorden van de klanten. Dat was niet het geval.

De deelnemers wisten vooraf niet dat het onderzoek over kraanwater zou gaan en hebben zich dus ook niet kunnen voorbereiden. De opinieleiders wel. Een aantal van hen is beroepsmatig betrokken bij de watersector. Aan de orde kwamen vragen als: 'Wat weet u van drinkwater?'; 'Waar komt het vandaan?'; 'Wie maakt het?'; 'Wie controleert het?'; 'Wat kost het?'; 'Welk rapportcijfer geeft u drinkwater?'. De resultaten zijn opmerkelijk.

### **3.6.1 Vertrouwen in kraanwater**

De gemiddelde Nederlander vindt drinkwater erg belangrijk - het wordt gezien als een onmisbare primaire levensbehoefte - maar besteedt er nauwelijks aandacht aan. Kraanwater is een vanzelfsprekendheid waarover men zich nauwelijks zorgen maakt: het is niet 'top-of-mind' bij de consument.

Consumenten hebben een *zeer positief beeld* van Nederlands kraanwater. Het vertrouwen in kraanwater is gebaseerd op drie peilers, te weten 'de goede kwaliteit van de service en de continuïteit van de levering' 'levenslange ervaring met goed drinkwater', en 'vertrouwen in de controlerende instanties van het drinkwater'. Dit beeld wordt versterkt wanneer de consument een vergelijking met andere landen maakt. Het vertrouwen in Nederlands kraanwater is groot. Op de vraag wanneer het vertrouwen in gevaar komt, is het antwoord: 'wanneer er te vaak negatieve dingen in de media komen'.

### **3.6.2 Kennis over kraanwater**

Het kennisniveau bij consumenten is in het algemeen gering. Over de herkomst van kraanwater, het productieproces, de betrokken partijen, de regelgeving en controle, de prijs en samenstelling van het water heeft men nauwelijks feitelijke kennis.

Ongeveer 75% van de consumenten weet de naam van het drinkwaterbedrijf niet met zekerheid te noemen. Ook weet het merendeel niet wat het verschil is tussen een drinkwaterbedrijf en een waterschap, en hoe het toezicht geregeld is ('dat zal de overheid wel doen'). Vertrouwen in het drinkwater en kwaliteit van het water zijn bijna synoniem. Het vertrouwen is daarbij voornamelijk gebaseerd op aannames en op de ervaring dat er vrijwel nooit 'iets mis is gegaan' met kraanwater.

### **3.6.3 Kwaliteit en levering van het kraanwater**

Klanten beoordelen de kwaliteit en de betrouwbaarheid van de levering van het kraanwater in Nederland als zeer goed. Men geeft het drinkwater een hoog cijfer - gemiddeld een 7,8 - voor zowel de kwaliteit als voor de betrouwbaarheid van de levering. Het percentage van de ondervraagden dat weinig of geen vertrouwen in de levering van drinkwater heeft is te verwaarlozen.

Veiligheid en gezondheid worden door de ondervraagden als de belangrijkste kwaliteitskenmerken van drinkwater uit de kraan gezien. Ook zuiverheid en smaak scoren hoog. Daarna volgen geur, helderheid, kleur en hardheid. Onder veiligheid verstaat de consument daarbij 'niet ziek worden', 'het niet bevatten van gevaarlijke stoffen met effecten op de langere termijn' en 'waterhardheid' (het beeld bestaat dat zacht water beter is).

Het grote vertrouwen van de consument in drinkwater is ook stabiel. In het onderzoek gaf 90% van de respondenten aan dat het vertrouwen in drinkwater niet is veranderd ten opzichte van het jaar daarvoor. Bij 4% was het vertrouwen toegenomen; dit ten gevolge van redenen als betere zuiveringsinstallaties, minder vervuiling, meer en betere controles. Bij nog eens 4 % is het vertrouwen in drinkwater afgenomen. Redenen als 'verhalen over verontreiniging rivieren en grondwater', 'verhalen over bacteriën in kraanwater', 'Legionella', 'toename dreiging terrorisme', 'toename vervuiling of zure regen' werden hier genoemd. De helft van de respondenten geeft aan wel eens stil te staan bij de kwaliteit van het kraanwater. De huidige waterkwaliteit hoeft volgens tweederde van de ondervraagden niet verder verbeterd te worden.

### **3.6.4 Samenstelling kraanwater en flessenwater**

Een verschil in kwaliteit tussen flessenwater en water uit de kraan ervaren consumenten over het algemeen nauwelijks. De kleine verschillen die genoemd worden lijken sterk persoonsafhankelijk te zijn. Iets meer dan een derde van de consumenten geeft aan thuis wel eens flessenwater te drinken, voornamelijk vanwege de smaak en de presentatie bij visite. Acht procent van de ondervraagden is van mening dat flessenwater gezonder is dan kraanwater en zeven procent vindt dat flessenwater beter gezuiverd is.

## **3.7 Conclusie**

Veilig drinkwater uit de kraan is een eerste levensbehoefte die van essentieel belang is voor de volksgezondheid. Klanten beoordelen de kwaliteit en levering van het kraanwater in Nederland als zeer goed. Men geeft het drinkwater een hoog cijfer - een 7,8 - voor kwaliteit en voor betrouwbaarheid van de levering. Of consumenten het kraanwater veilig vinden wordt bepaald door zowel de feiten als de perceptie over de kwaliteit van drinkwater (bedrijven). Het vertrouwen van de klant in kraanwater is meer dan voorheen gebaseerd op perceptie. Het is daarom belangrijk om een goede balans tussen feiten en perceptie te vinden; kortom met risicomanagement.

Consumenten hebben een zeer positief beeld van Nederlands kraanwater. Dit beeld heeft betrekking op de kwaliteit van het water zelf, de waarborging van de kwaliteitsaspecten en de levering van het water. Vertrouwen in het drinkwater en kwaliteit van het water zijn bijna synoniem. Uit het onderzoek onder consumenten blijkt dat het vertrouwen in water en in waterbedrijven groot is. Het vertrouwen is gebaseerd op aannames, de ervaring dat er nauwelijks iets mis is gegaan met kraanwater en emoties: dus op perceptie. De huidige waterkwaliteit hoeft volgens tweederde van de respondenten niet verder verbeterd te worden. Op de vraag wanneer het vertrouwen in gevaar komt, is het antwoord: 'wanneer er te vaak negatieve dingen in de media komen'.

Een waterkwaliteit die voldoet aan alle wettelijke eisen en verwachtingen vanuit het perspectief van de consument betekent:

- Drinkwater dat niet schadelijk is voor de gezondheid, dus zonder negatieve effecten op het lichaam;

- Het minimaal handhaven van de huidige (zeer) goede drinkwaterkwaliteit (rapportcijfer 7,8).
- Het vasthouden van de 'onberispelijke historie' dat er nauwelijks iets mis is gegaan met kraanwater. Met name dit aspect levert een belangrijke bijdrage aan het behoud van het hoge vertrouwen in drinkwater.

### **3.8 Literatuur**

PQR 2004. Nederlands kraanwater, een landelijke publieksmeting, onderzoek in opdracht van VEWIN, 2004.

Vewin, 2006 Eindrapportage Bedrijfsoverstijgend Risicomanagement Waterkwaliteit,

Voedsel en Waren Autoriteit, 2004. *Nieuwsbrief risicocommunicatie*, nummer 1, februari 2004.

Europese Commissie 2004. *Risk perception: science, public debate and policy making*, conferentie Brussel 2004.

## 4 Microbiologische veiligheid

### 4.1 Algemeen

Ziekteverwekkende micro-organismen vormen een permanente bedreiging voor de kwaliteit van het drinkwater. De aanwezigheid van een grote verscheidenheid van deze organismen in de grondstof en de ervaring dat blootstelling aan zeer geringe aantallen reeds ernstige gevolgen kan hebben vereist voortdurende waakzaamheid van degenen die verantwoordelijk zijn voor de waterkwaliteit. Hierbij handelt het niet alleen om micro-organismen van fecale herkomst aanwezig in het onbehandelde water, maar ook de bedreiging van de waterkwaliteit door deze organismen en andere ziekteverwekkers (*Legionella*) bij opslag, transport en distributie van het drinkwater. Naast de rol van ziekteverwekker zijn micro-organismen ook op andere wijzen van invloed op de watersamenstelling (vorming van toxines en reuk- en/of smaakstoffen door cyanobacteriën, esthetische en technische problemen door nagroei in het leidingnet. Hieronder worden de huidige problemen betreffende de handhaving van de microbiologische veiligheid beknopt weergegeven en een aanpak voor beheersing voorgesteld.

### 4.2 Micro-organismen van fecale herkomst

#### 4.2.1 Veiligheid vereist "multiple barrier" aanpak

De bescherming tegen verspreiding van infectieziekten (cholera, tyfus, dysenterie c.s.) stond aan de wieg van de drinkwatervoorziening in de 19e eeuw. De basisfilosofie van destijds is nog steeds de basisfilosofie van nu: zorg dat er in de waterketen voldoende barrières aanwezig zijn om ziekteverwekkers die met de feces van mens en dier worden uitgescheiden in voldoende mate te elimineren. Dat betreft niet alleen barrières in de vorm van drinkwaterzuiveringsprocessen, maar zeker ook barrières eerder in de waterketen, zoals riolering, rioolwaterzuivering en veilige opslag, behandeling en lozing van landbouwmest. Ook de infrastructuur en de bedrijfsvoering (reparaties, lekopsporing) van het distributienet en de binneninstallatie moeten van voldoende kwaliteit zijn om verontreiniging te voorkomen. Dat geldt in het algemeen, maar zeker in Nederland waar het drinkwater wordt gedistribueerd zonder een restgehalte van een desinfectiemiddel.

In Nederland is de oppervlaktewaterzuivering van oudsher uitgevoerd met meerdere processen die bijdragen aan de microbiologische veiligheid, zoals coagulatie/filtratie, desinfectie (ozon, chloor, UV), langzame zandfiltratie en recent membraanfiltratie. De zuivering is zo uitgebreid omdat in Nederland geen echt schoon en goed beschermd oppervlaktewater meer aanwezig is. Dat uitgebreide barrières in de zuivering nodig zijn is in andere Westerse landen gebleken uit outbreaks van infectieziekten in systemen waar deze barrières onvoldoende waren. De Nederlandse aanpak heeft ook goede bescherming geboden tegen nieuwe ziekteverwekkers die de afgelopen decennia in het buitenland outbreaks hebben veroorzaakt, zoals Enterovirussen, Hepatitis-virussen, Rotavirussen, Norovirussen, *Cryptosporidium*, *Giardia* en *E. coli* O157. Ondanks de zuivering van rioolwater en sanering van ongezuiverde lozingen is, door de toegenomen verstedelijking en intensieve landbouw, de microbiologische waterkwaliteit van onze belangrijkste oppervlaktewateren niet verbeterd. Ook komen steden en landbouw steeds dichterbij de buurt van of zelfs in waterwingebieden en liggen rioolpijpen en drinkwaterleidingen naast

elkaar. De bescherming en controle is dus onverminderd nodig en dat stelt hoge eisen aan de infrastructuur (winning, zuivering en distributie) en een continue alertheid en hygiëne in de bedrijfsvoering.

### 4.3 Eisen m.b.t. microbiologisch veilig drinkwater

In het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) is m.b.t. de microbiologische veiligheid reeds het begrip risicoanalyse geïntroduceerd in aanvulling op de 'klassieke' benadering (kwaliteitseisen).

#### 4.3.1 Microbiologisch veilig drinkwater: kwantitatieve risicoanalyse

De beoordeling van de microbiologische veiligheid van drinkwater berust reeds bijna 100 jaar op het resultaat van het periodieke onderzoek naar indicatorbacteriën van fecale herkomst. In het (ontwerp) Drinkwaterbesluit (VROM 2010) zijn aanvullend nieuwe microbiologische parameters opgenomen: *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter*, en (Enterovirussen<sup>1</sup> opgenomen; zie tabel 4.1. Dit zijn pathogene micro-organismen waarvoor geen maximum concentratie is genoemd maar waarvoor een risicoanalyse moet worden uitgevoerd. De veiligheid van drinkwater moet aantoonbaar worden gemaakt aan de hand van gegevens over de kwaliteit van de bron en de effectiviteit van de zuivering.

Tabel 4.1: Microbiologische parameters (VROM 2001; VROM 2010)

| Parameter               | Maximumwaarde | Eenheid   | Opmerkingen                        |
|-------------------------|---------------|-----------|------------------------------------|
| <i>Escherichia coli</i> | 0             | kve/100ml | kve=kolonievormende eenheden       |
| Enterococci             | 0             | kve/100ml |                                    |
| <i>Cryptosporidium</i>  | -             |           | Noot 1                             |
| (Enterovirussen         | -             |           | Noot 1                             |
| <i>Giardia</i>          | -             |           | Noot 1                             |
| <i>Campylobacter</i> *  | -             |           | Noot 1                             |
| <i>Bacteriophagen</i> * | -             | pve       | Pve=plaquevormende eenheden Noot 1 |

\* VROM 2010

Noot:

1) Micro-organismen mogen krachtens artikel 21, eerste lid, en artikel 25 van de wet niet in zodanige concentratie in het drinkwater voorkomen dat nadelige gevolgen gevaar voor de volksgezondheid kunnen ontstaan. Voor bepaalde micro-organismen, zoals virussen en protozoa (onder meer *Cryptosporidium* en *Giardia*), is het niet mogelijk om concentraties te meten op het zeer lage niveau, waarop blootstelling relevant is voor de gezondheid van de gebruiker. In plaats hiervan dient de eigenaar die gebruik maakt van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van leidingwater op basis van metingen van de desbetreffende micro-organismen in de grondstof en gegevens over de verwijderingscapaciteit bij de verschillende zuiveringsprocessen (inclusief eventuele bodempassages) in overleg met de inspecteur een kwantitatieve risicoanalyse voor het bereide drinkwater op te stellen. De VROM-Inspectierichtlijn 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater' dient hiertoe gebruikt te worden. Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een voorlopige grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar. De toetsing aan deze grenswaarde voor het infectierisico dient in elk geval te worden uitgevoerd voor Enterovirussen, *Cryptosporidium* en *Giardia*, maar geldt in principe ook voor andere pathogene micro-organismen. Indien het berekende infectierisico groter is dan genoemde grenswaarde, dient de eigenaar met de inspecteur te overleggen over te nemen maatregelen. De inspecteur kan bepalen dat voor kwetsbare grondwaterwinningen eenzelfde risicoanalyse wordt uitgevoerd. Tot de groep van bacteriophagen worden in elk geval gerekend de somatische colifagen en de F-specifieke fagen.

<sup>1</sup> Het doel van de haakjes in (Enterovirussen) is om aan te geven dat mogelijk andere virusgroepen die kritisch zijn voor de drinkwatervoorziening ook onder het Waterleidingbesluit vallen.

In artikel 6 van het Waterleidingbesluit wordt vervolgens nog vereist dat ook micro-organismen die niet in de tabellen zijn opgenomen, maar waar bekend van is dat zij een reëel risico voor drinkwater kunnen vormen, moeten worden meegenomen. Artikel 6, zesde lid (wetstekst):

*“Voor micro-organismen, parasieten of stoffen die niet zijn genoemd in de in Bijlage A opgenomen tabellen I, II en III, verricht de eigenaar (...) metingen indien er redenen zijn om aan te nemen dat deze aanwezig zijn in aantallen per volume-eenheid of concentraties die nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen hebben.”*

Uit de Toelichting bij het Waterleidingbesluit blijkt dat "Hierbij wordt uitgegaan van het – geobjectiveerde- oordeel van de eigenaar die beschikt over de kennis en het inzicht die in de gegeven omstandigheden van hem mag worden verwacht." Dit is een algemene eis die in principe geldt voor alle via water overdraagbare ziekteverwekkers. Aangezien het onmogelijk zal zijn alle micro-organismen die via water een mogelijk gezondheidsrisico opleveren in een meetprogramma op te nemen, moeten weloverwogen keuzen gemaakt worden.

In de Inspectierichtlijn “Analyse microbiologische veiligheid drinkwater” (VROM, 2005) is gekozen voor het definiëren van indexpathogenen. Uitgangspunt daarbij is dat als de risico's van de indexpathogenen voldoende beheerst zijn, drinkwater ook voldoende beschermd is tegen andere (bekende en zelfs onbekende) pathogene micro-organismen. In de richtlijn zijn *Cryptosporidium*, *Giardia*, enterovirussen en *Campylobacter* als indexpathogenen opgenomen. De risicoanalyse moet laten zien dat drinkwater veilig is ten aanzien van deze organismen. Dat betekent in de praktijk dat informatie moet worden verzameld over hun voorkomen in ruw water, de verwijdering door zuiveringsprocessen en de bescherming van het distributienet. Dit laatste is geen wettelijk onderdeel van de risicoanalyse.

De aanzet in Nederland is al gemaakt in het midden van de jaren negentig in het kader van bedrijfstakonderzoek naar de microbiologische veiligheid van drinkwater (Kiwa Workshop Verwijdering van Micro-organismen bij de drinkwaterbereiding 1994; van der Kooij *et al.*, 1994; van der Kooij, 1996).

De meerwaarde van de nieuwe benadering is:

- zij vormt een kader voor het omgaan met nieuwe ziekteverwekkers, zoals *Cryptosporidium* en Norovirussen;
- de microbiologische veiligheid van drinkwater wordt nu, net als de toxicologische veiligheid, kwantitatief meetbaar en daarmee af te wegen tegen het risicobeleid;
- ook afweging tussen de microbiologische risico's en de risico's van de vorming van nevenproducten bij desinfectieprocessen wordt mogelijk;
- zij geeft op voorhand zekerheid over de veiligheid van drinkwater in plaats van door controle achteraf;
- zij maakt het mogelijk om veilig drinkwater kwantitatief aantoonbaar te maken en voor de consument zichtbaar te maken (benchmark veiligheid is eveneens mogelijk).

De waterbedrijven hebben nu ervaring opgedaan met de voorlopige risicoanalyses in het kader van het Waterleidingbesluit. Daaruit komt naar voren dat:

- de hernieuwde aandacht voor de microbiologische veiligheid nodig was; er zijn op veel plaatsen grotere en kleine verbeterpunten uit naar voren gekomen. Waar nodig hebben de waterbedrijven dit al aangepakt;
- het met de microbiologische veiligheid van het drinkwater 'af pompstation' goed gesteld lijkt te zijn, maar dat getalsmatige onderbouwing daarvan niet altijd eenvoudig is;

- de risicoanalyse zich concentreert op de benodigde verwijdering in de zuivering versus de aantoonbare verwijdering in de zuivering;
- behoefte bestaat aan goede, locatiespecifieke gegevens over de verwijdering van micro-organismen (m.n. virussen) door zuiveringsprocessen;
- de meetmethoden voor pathogene micro-organismen nog betrouwbaarder moeten worden.

#### **4.3.2 Borging waterkwaliteit**

Juist bij ziekteverwekkers zijn de gevolgen van een verontreiniging acuut merkbaar als ziekte bij de afnemers. De microbiologische veiligheid van drinkwater moet dus 24 uur per dag worden gewaarborgd. Dat vraagt naast een goede infrastructuur ook een bewakingssysteem. Microbiologische metingen zijn daarvoor niet erg geschikt, omdat zij pas na minimaal een dag een resultaat geven en in die tijd is het water al gedistribueerd en deels geconsumeerd. On-line bewaking van zuiveringsprocessen kan wel aan de hand van andere waterkwaliteits- of procesparameters (zoals een UV-sensor op een UV-installatie, een troebelheidsmeter of deeltjesteller na een filtratieproces e.d.). Met troebelheidsmeting of deeltjestelling is de werking van individuele filters te bewaken en kunnen momenten van minder goed functioneren (opstartfase, vlak voor spoelen e.d.) worden waargenomen en kan daarop actie worden ondernomen. Ook bewaking van de hygiëne bij aanleg en werkzaamheden aan het net (inspectie van het werk van de aannemer e.d.) en van de integriteit van de winmiddelen (inspectie van putkoppes, reinwaterkelders, camera-inspectie van putten en drains e.d.) zijn instrumenten om het systeem te controleren.

Vanwege de acute effecten van microbiologische verontreinigingen op de volksgezondheid is continue waarborging van de werking van het systeem en de kwaliteit van het drinkwater vooral hier van belang. Daarvoor is de systematiek van het Water Safety Plan bij uitstek ontwikkeld (zie hoofdstuk 2). In het Water Safety Plan worden systematisch alle aspecten van de watervoorziening langsgelopen, geïnventariseerd welke risico's zich daarvoor kunnen doen, met welke beheersmaatregelen deze risico's worden afgedekt en hoe wordt gemonitord dat deze beheersmaatregelen naar behoren functioneren. Als hulpmiddel voor het opstellen van een Water Safety Plan is MaRiskA ontwikkeld (<http://www.watnet.nl>). Bij een recent IWA/WHO congres over Water Safety Plans (Lissabon, mei 2008) werd duidelijk dat we kunnen verwachten dat dit in de EU drinkwaterrichtlijn wordt opgenomen. Op dat congres was behoefte aan handleidingen voor het uitvoeren van Water Safety Plans, databases van *hazards* en *hazardous events* en eenvoudige maar betrouwbare werkwijzen om risico's van *hazardous events* in te kunnen schatten.

#### **4.4 Voorbereid zijn op *emerging pathogens***

In de afgelopen decennia zijn telkens nieuwe ziekteverwekkende micro-organismen ontdekt die via drinkwater overgedragen kunnen worden. Voorbeelden zijn de enterovirussen en *Giardia* in de zestiger jaren, *Legionella* in de jaren zeventig, *Cryptosporidium* in de jaren tachtig, norovirussen in de jaren negentig. SARS coronavirus en vogelgriepvirus zijn de meest recente voorbeelden. De waterkwaliteitsbewaking is van oudsher primair gericht op bacteriologische verontreinigingen zoals *Vibrio cholerae*, *Salmonella typhi*, *Yersinia enterocolitica* en *Shigella* sp. De virussen en protozoa stellen strengere eisen aan de zuivering omdat ze (veel) minder gevoelig zijn voor desinfectiemiddelen en virussen veel kleiner zijn en dus kritischer zijn voor filtratieprocessen en bodempassage. Het is te verwachten dat ook in de komende decennia nieuwe ziekteverwekkers ontdekt worden of zullen ontstaan (door recombinate van

virussen) die via water kunnen worden overgedragen. Het blijft van belang vanuit de drinkwatersector deze ontwikkelingen te volgen. De nieuwe risicobenadering heeft de veiligheidsbasis verbreed door uit te gaan van een spectrum van indexpathogenen, waarin, voor zover nu bekend, de meest kritische bacteriën (*Campylobacter*), virussen (enterovirussen) en protozoa (*Cryptosporidium*, *Giardia*) zijn opgenomen. Dat betekent dat een nieuwe ziekteverwekker niet snel kritischer zal zijn dan de ziekteverwekkers waar de zuivering nu op wordt uitgelegd. Daarbij moet worden vermeld dat er aanwijzingen zijn dat norovirussen en adenovirussen kritischer kunnen zijn voor de drinkwaterzuivering dan de enterovirussen, omdat ze in hogere aantallen in ruw water voor kunnen komen (de Roda Husman *et al.*, 2005; Rutjes & de Roda Husman, 2007). Omdat norovirussen alleen met RT-PCR-methoden kunnen worden bepaald is niet duidelijk welk deel van de aangetoonde norovirussen werkelijk infectieus is, maar voor enterovirussen geldt dat de gehalten die met RT-PCR worden gevonden kunnen 70 – 5000 x hoger zijn dan de gehalten kweekbare enterovirussen. Adenovirussen zijn daarnaast resistent tegen UV straling. Aandacht voor het voorkomen van deze virussen in ruw water, de betekenis van de RT-PCR-gehalten in termen van infectiviteit en hun verwijderbaarheid door zuiveringsprocessen is dus geboden.

#### 4.5 Acceptabel risico in perspectief

Nederland is het enige land dat een acceptabel risiconiveau in de drinkwaterwetgeving heeft geïmplementeerd (risico op infectie door ziekteverwekkers  $<10^{-4}$  per persoon per jaar). Dit risiconiveau is overgenomen van de publicaties van onderzoekers van de US EPA in de jaren negentig (Regli *et al.*, 1991). De American Academy for Microbiology heeft begin oktober 2006 het colloquium: “Clean water. Acceptable Microbial Risk” gehouden over acceptabele microbiologische risico's voor drinkwater (LeChevallier & Buckley, 2007). Het colloquium startte met een analyse van de relevantie van het  $10^{-4}$  infectierisico. De  $10^{-4}$ -grensis gekozen in de jaren tachtig toen *Giardia* een aantal *outbreaks* had veroorzaakt. Het achtergrondniveau van *Giardia*-infecties lag op 1 geval van giardiasis op 10000 personen en het idee was dat drinkwater dat risico niet mocht verhogen. Bij nadere analyse bleek het acceptabele individuele sterfterisico ( $10^{-6}$ ), dat voor o.a. mutagene stoffen wordt gehanteerd, in dezelfde grootteorde lag als het gemiddelde sterfterisico als gevolg van virusinfecties, bij een  $10^{-4}$  infectierisico per jaar. Het  $10^{-4}$  infectierisico maakt in de VS geen onderdeel uit van drinkwaterregelgeving. Ook in de nieuwe WHO Guidelines for Drinking Water Quality wordt het  $10^{-4}$  infectierisico niet gebruikt. Een van de breedst gedragen en krachtigste aanbevelingen van dit colloquium is om niet zonder meer het  $10^{-4}$  infectierisico over te nemen, maar het microbiologische risico van drinkwater in de totale volksgezondheidscontext te plaatsen. De meeste pathogene micro-organismen kunnen via verscheidene transmissieroutes worden overgedragen, waar drinkwater er een van is. Voor veel pathogene micro-organismen zijn andere routes (zoals voedsel, persoon-persoon transmissie) belangrijker dan drinkwater. Het definiëren van een acceptabel risiconiveau voor drinkwater moet dus gezien worden in deze brede context, om te waarborgen dat de maatschappij haar geld besteedt daar waar de meeste gezondheidswinst te behalen valt. De richtlijn of eis voor een acceptabel (of liever: toelaatbaar) risico voor drinkwater moet in deze context worden afgeleid. Dat kan een risiconiveau zijn, maar ook daarvan afgeleide waterkwaliteitseisen of zuiveringsdoelstellingen.

Om drinkwaterrisico's in de volksgezondheidscontext te plaatsen is naast informatie over de kans op verspreiding via drinkwater ook de kans op verspreiding via andere routes nodig. Dergelijke brede afwegingen zijn nog maar beperkt gedaan. Een voorbeeld is de studie naar de risico's van *Campylobacter* in Nederland (Evers *et al.*, 2004) en van *E. coli* O157



in Engeland (Stanfield *et al.*, 2005). Drinkwater had in beide studies maar een zeer gering aandeel. Dat maakt de vraag hoe veilig drinkwater moet zijn in de ogen van de consument nog relevanter.

#### **4.6 Uniforme definiering van veilig drinkwater op basis van DALY**

In hoofdstuk 3 is uiteengezet dat kwaliteitseisen voor veilig drinkwater zijn gedefinieerd en dat de risicobenadering wordt toegepast voor een adequate beheersing van gezondheidsrisico's door zowel microbiologische als chemische verontreinigingen. Maar het ene gezondheidsrisico is het andere niet. Drinkwaterrisico's worden meestal uitgedrukt in specifieke gezondheidseffecten (b.v. kanker, geboortefwijkingen, legionellose, hepatitis, diarree etc.) die onderling lastig te vergelijken zijn omdat ze sterk verschillen in aard en ernst. Sommige effecten zijn acuut en andere treden pas op na langdurige blootstelling. Sommige effecten treden vaker (diarree) op dan andere. Sommige gezondheidseffecten zijn mild (diarree) en andere zijn ernstig (kanker, hemolytisch uremisch syndroom). Het gebruik van "infectierisico" als eindpunt voor risicoanalyse is onvoldoende, omdat de ernst van de ziekte niet wordt meegerekend. Verschillende pathogenen veroorzaken verschillende ziektebeelden, waarvan sommige beduidend ernstiger zijn dan andere; vergelijk bv. een norovirus-infectie van twee dagen heftig braken en diarree met een levensbedreigende *Legionella* infectie, met maanden- tot jarenlange gevolgen.

Nadere beschouwing van de Nederlandse kwaliteitseisen voor veilig drinkwater laat zien dat er nog onvoldoende uniformiteit is in het definiëren van het acceptabele gezondheidsrisico. De uitgangspunten m.b.t. de invloed van schadelijke stoffen op de gezondheid zijn (deels) gebaseerd op de kans op overlijden, terwijl de microbiologische risico's uitgaan van een kans op infectie, waarbij dit voor verschillende ziekteverwekkers een beduidend verschillende ziektelast kan vertegenwoordigen. Om risico's goed af te kunnen wegen is er behoefte aan één geïntegreerde eenheid, waarin de verschillen in voorkomen, ernst en duur van de effecten worden samengebracht. Hiervoor biedt het DALY (Disability Adjusted Life Years) concept mogelijkheden. DALY is een maat die de totale ziektelast in de blootgestelde populatie berekent en daarbij de ernst van de ziekte en eventuele mortaliteit wel meeweegt. De DALY benadering wordt breed toegepast in het afwegen van prioriteiten in volksgezondheid. De WHO heeft de DALY benadering ook gehanteerd in haar nieuwe drinkwaterrichtlijn (WHO, 2004). Ook bij het bovengenoemde colloquium in de VS was men het er over eens dat DALY's of equivalent een betere maat zijn om (de kosten van) maatregelen om risico's te beperken af te wegen tegen de gezondheidswinst in de bevolking. Aangezien de ernst van verschillende ziekteverschijnselen wordt meegewogen is hiermee ook vergelijking met andere risico's (b.v. carcinogenese door blootstelling van bijproducten van de chemische desinfectie) mogelijk. Vaststellen van een toelaatbaar risiconiveau van drinkwater kan zo gebaseerd worden op afweging van de gezondheidslast van de totale bevolking, inclusief gevoelige subgroepen, tegen de te maken kosten. Voor zeer kwetsbare groepen (zoals mensen met een sterk verminderde afweer) betekent dit dat het stellen van strenge kwaliteitseisen (steriel drinkwater) moet afgewogen worden tegen redelijke kosten voor de gehele bevolking.

Het basisprincipe van de DALY benadering is een gewicht toe te kennen aan de ernst van ieder gezondheidseffect. Dat gewicht loopt van 0 (gezond) tot 1 (overlijden). Dit gewicht wordt vermenigvuldigd met de duur van het effect en met het aantal mensen in de populatie dat een bepaald effect ondervindt. Als het effect van de ziekte overlijden is, wordt voor de duur het verschil tussen de leeftijd van overlijden en de (gemiddelde) levensverwachting genomen. De DALY is dus de som van het aantal jaren van de

(groeps)levensverwachting dat is verloren (years life lost, YLL) en van de jaren waarin met een mindere gezondheid wordt geleefd als gevolg van de ziekte, gewogen naar de ernst van het ziektebeeld (years lived with a disability, YLD). Het gewicht dat wordt toegekend aan een ziektebeeld wordt bepaald door de mate waarin een individu niet meer in staat is normaal te functioneren, maar ook door een inschatting van lichamelijke pijn, sociale en psychologische effecten. De weging is zo objectief mogelijk gemaakt door in een serie bijeenkomsten van gezondheidsexperts via consensus het gewicht van de verschillende gezondheidseffecten te laten vaststellen. Waar nodig worden ziektebeelden die elkaar opvolgen onderscheiden en krijgen ze een verschillend gewicht toegekend. Sommen van alle effecten van een bepaald ziekteverwekkend agens resulteert in een schatting van de ziektelast die aan de betreffende stof of ziekteverwekker wordt toegeschreven.

$$\text{DALY} = \text{YLL} + \text{YLD}$$

Een belangrijk voordeel van deze benadering is dat het de gezondheidsuitkomsten objectiviseert en daarmee ook de prioriteitstelling van beheersmaatregelen richt op werkelijke gezondheidsrisico's en niet op vermeende gevaren.

Het RIVM heeft onderzoek gedaan naar de ziektelast (in DALYs) en kosten van ziekte voor een aantal ziekteverwekkers die ook voor drinkwater relevant zijn (Kemmeren *et al.*, 2006; Vijgen *et al.*, 2007). De bevindingen zijn samengevat in tabel 4.2. Benadrukt wordt dat de beschikbare informatie aangeeft dat drinkwater hierin maar een (zeer) klein aandeel heeft.

*Tabel 4.2 Ziektelast en -kosten van ziekteverwekkers die ook via drinkwater kunnen worden verspreid. Dit zijn totaalcijfers voor alle ziektegevallen in Nederland (2004) die via alle verschillende routes zijn verspreid.*

| Ziekteverwekker        | Incidentie | YLD | YLL | DALY <sup>a</sup> | Kosten <sup>a,b</sup> |
|------------------------|------------|-----|-----|-------------------|-----------------------|
| <i>E. coli</i> O157    | 1300       | 30  | 84  | 110               | -                     |
| <i>Campylobacter</i>   | 59000      | 810 | 430 | 1300              | 22,3                  |
| Norovirus              | 470000     | 390 | 55  | 430               | 25,0                  |
| Rotavirus              | 190000     | 260 | 110 | 370               | 21,7                  |
| <i>Cryptosporidium</i> | 71000      | 83  | 40  | 123               | 4,9                   |
| <i>Giardia</i>         | 136000     | 364 | 0   | 364               | 18,4                  |

<sup>a</sup> Niet gecorrigeerd voor verschil in directe en toekomstige ziektelasten/kosten.

<sup>b</sup> In miljoenen euro voor 2004, zowel direct als indirecte kosten voor gezondheidszorg als indirecte overige kosten, zoals absentie van werk.

DALY's kunnen dus gebruikt worden voor het vergelijken en het prioriteren van gezondheidsrisico's van verschillende aard. Om te bepalen wanneer drinkwater voldoende veilig is (het risico is nooit nul) is een referentierisico-niveau nodig. Zo'n referentierisico bestaat al langer voor het sterfterisico door carcinogene verbindingen. De WHO (2004) hanteert daarbij een risico (via drinkwater) op kanker van  $10^{-5}$  per leven als toelaatbaar. Binnen Nederland wordt daarvoor  $10^{-6}$  gehanteerd. Op basis van dit referentieniveau zijn kwaliteitseisen voor carcinogene verbindingen in drinkwater opgesteld (zoals 1 µg/l voor benzeen). Dat referentierisico is te vertalen naar DALY's. Door de WHO is de vertaling gemaakt voor nierkanker omdat daar de DALY's per geval voor berekend waren. Bij een levensverwachting van 70 jaar en een toelaatbaar risico op overlijden door kanker van  $10^{-5}$  per leven is het toelaatbare risiconiveau voor een kans op kanker van  $1,4 \times 10^{-7}$  per jaar. Bij een DALY/geval van 10,91 voor nierkanker is het toelaatbare DALY-niveau  $1,6 \times 10^{-6}$  DALY's per persoonjaar. De WHO heeft dit afgerond naar  $10^{-6}$  DALY's per persoonjaar als

referentieniveau voor veilig drinkwater. Als de strengere Nederlandse eis van een kans op overlijden door kanker van  $10^{-6}$  per leven wordt gehanteerd, komt het referentieniveau voor de DALY's in Nederland dus op  $10^{-7}$  per persoonjaar. Voor alle 16 miljoen Nederlanders samen betekent dat dus 1,6 DALY per jaar via drinkwater. Ter vergelijking: de DALY's voor de totale Nederlandse populatie en blootstelling via alle routes ligt voor *Cryptosporidium* met ca. 90.000 (2% van 4,5 miljoen darminfecties in Nederland per jaar) gevallen in Nederland per jaar op 131 – 238 per jaar. Met 500 symptomatische shigatoxine producerende *E. coli* infecties per jaar in de kinderen van 0-4 jaar ligt de totale DALY voor Nederland op 22,9 per jaar. Met 850 sterftegevallen door nierkanker per jaar is de totale DALY voor Nederland 9274 per jaar. Dat betekent dat een eis voor drinkwater van 1,6 DALY per persoonjaar heel laag is. Natuurlijk wegen daar ook andere aspecten mee: drinkwater is een product met een heel goed imago als het gaat om veiligheid/betrouwbaarheid. Als er iets mis is met de kwaliteit van drinkwater worden gelijk veel mensen getroffen (zie bv. de gevolgen van een *E. coli*-besmetting in het net, iets wat elk jaar enkele keren voorkomt). Ook kan de consument niet kiezen welk water er uit de kraan komt. Wegen van deze facetten en het vaststellen van het referentieniveau is geen zaak van wetenschap maar van beleid/politiek die de veiligheid en kosten van de drinkwatervoorziening moet afzetten tegen andere maatschappelijke risico's en beheerskosten.

#### 4.7 Synthese

De nieuwe risicobenadering van de microbiologische veiligheid is ingevoerd in het Waterleidingbesluit van 2001 en is uitgewerkt in de Inspectierichtlijn van 2004. De waterbedrijven doen nu ervaring op met het gebruik van deze benadering in hun praktijk. De streefwaarde die wordt gehanteerd is een infectierisiconiveau van  $10^{-4}$  pppj. De wetgever heeft deze streefwaarde overgenomen van de US EPA en dit als een voorlopige grenswaarde aangegeven. Uit de recente ontwikkelingen lijkt een streefwaarde op basis van DALY's meer geschikt, omdat de ernst van de ziekte wordt meegenomen en er veel van DALYs gebruik gemaakt wordt in het beleid over volksgezondheid en milieu en gezondheid. Dat maakt het afwegen van het drinkwater risico en de kosten voor risicobeheersing beter vergelijkbaar met andere maatschappelijke risico's. Aanbevolen wordt om bij evaluatie van de Inspectierichtlijn en Waterleidingbesluit overstap naar een risiconiveau gebaseerd op DALY's te overwegen. Ook wordt aanbevolen het acceptabele risiconiveau voor ziekteverwekkers in perspectief te plaatsen van de gezondheidsrisico's van chemische contaminanten van drinkwater en van andere maatschappelijke risico's.

De risicoanalyse is een goede voorbereiding op de komst van het Water Safety Plan en beantwoordt vooral de vraag: kan ik met mijn drinkwaterzuivering veilig drinkwater maken? Het Water Safety Plan vraagt ook (en vooral) hoe dat 24 uur per dag gewaarborgd wordt. Daarom is koppeling van de microbiologische veiligheid aan procesparameters die continu gemeten kunnen worden van groot belang.

#### 4.8 Kennislacunes

De nieuwe risicobenadering richt zich vooral op (oppervlaktewater als) grondstof en zuivering. Risico's van besmetting tijdens distributie zijn daarmee onderbelicht, terwijl de meeste problemen met fecale micro-organismen zich in het distributienet lijken voor te doen. Aandacht voor de risico's tijdens distributie is dus geboden.

De voorlopige risicoanalyses geven aan dat (locatiespecifieke) kennis ontbreekt om een goede inschatting te maken van de veiligheid van het drinkwater conform de Inspectierichtlijn. Met name op het gebied van gegevens over voorkomen van virussen in ruw water en de verwijdering van virussen in de zuivering zijn de (locatiespecifieke) gegevens beperkt. Voor de verwijdering van bacteriën en parasitaire protozoa (*Cryptosporidium*, *Giardia*) ontbreken vooral gegevens over de werking van de zuiveringsprocessen achterin het zuiveringsproces, omdat het daar moeilijk is met modelparameters een beeld te krijgen van de verwijdering.

De betrouwbaarheid van de analysemethoden voor ziekteverwekkers is verbeterd de afgelopen jaren, maar verdere verbetering van de robuustheid en specificiteit voor infectieuze ziekteverwekkers is nodig omdat deze gegevens de basis vormen voor de analyse van de veiligheid van het drinkwater.

Voor de invoering van het Water Safety Plan zijn procesmodellen nodig die on-line, continu meetbare procesparameters kunnen omzetten naar de microbiologische veiligheid. Voorbeeld daarvan zijn de nieuwe serie UV systemen die met biosimulatie zijn gevalideerd en waarvan de desinfecteren werking continu met UV sensoren, debietmeting en UV transmissiemeting wordt gewaarborgd.

#### 4.9 Literatuur

- Kemmeren, J.M., Mangen, M.J.J., van Duynhoven, Y.T.H.P., Havelaar, A.H. (2006). Priority setting of foodborne pathogens. Disease burden and cost of selected enteric pathogens. Rapport 330080001/2006, RIVM, Bilthoven.
- Vijgen, S.M.C., Mangen, M.J.J., Kortbeek, L.M., van Duynhoven, Y.T.H.P., Havelaar, A.H. (2007). Disease burden and related costs of cryptosporidiosis and giardiasis in the Netherlands. Rapport 330081001/2007, RIVM, Bilthoven.
- VROM (2001). Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad 2001 31:1-53.
- VROM (2005) Inspectierichtlijn 5318 Analyse microbiologische veiligheid drinkwater. VROM, Den Haag.
- VROM (2010) Ontwerpbesluit houdende regels inzake de productie en distributie van drinkwater en de organisatie van de openbare drinkwatervoorziening (Drinkwaterbesluit). Staatscourant nr 141.
- Van der Kooij, D., Drost, Y.C., et al. (1994). Multiple barriers against micro-organisms in water treatment and distribution in the Netherlands. Wat. Supply 13: 13-23.
- Van der Kooij, D. (1996). De microbiologische kwaliteit van drinkwater in Nederland: goed, beter of best? H2O 29(8): 219-226.
- de Roda Husman, A.M., Lodder, W.J., Penders, E.J.M., Krom, A.P., Bakker, G., Hoogenboezem, W. (2005). Viruses in the Rhine and source waters for drinking water production. Rapport RIWA, Nieuwegein.
- Regli, S., J.B. Rose, C.N. Haas and C. P Gerba. 1991. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. J. AWWA 83:76-84.
- Rutjes, S.A., de Roda Husman, A.M. (2007). Optimalisatie van virusdetectie ten behoeve van het Nederlandse Waterleidingbesluit. Rapport 703719018/2007, RIVM, Bilthoven.
- LeChevallier, M. Buckley, M. (2007). Clean Water: what is acceptable microbial risk? American Academy of Microbiology, Washington DC, USA.

- Stanfield, G., Irving, T., Reilly, W.J., Locking, M., Synge, B., Jones, R., O'Brien, S. (2005). Development of a risk assessment model for the different pathways of infection by E. coli O157. Rapport , WRc UC6560/12358-0, Food Standards Agency, UK
- Evers, E.G., van der Fels-Klerx, H.J., Nauta, M.J., Schijven, J.F., Havelaar, A.H. (2004). Het relatieve belang van *Campylobacter* transmissieroutes op basis van blootstellingsschatting. Rapport 250911003/2004, RIVM, Bilthoven.
- WHO (2004). Guidelines for Drinking Water Quality. 3<sup>rd</sup> edition. WHO, Geneve, Zwitserland.

## 5 Nagroei, *Legionella* en biologische stabiliteit

### 5.1 Achtergrond

Een kenmerk van de drinkwatervoorziening in Nederland is dat het drinkwater wordt gedistribueerd zonder desinfectiemiddel. Bij zeven productiebedrijven voor de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater wordt een geringe hoeveelheid chloordioxide toegevoegd aan het water voor de reinwaterkelder, maar in het distributiesysteem is geen restgehalte aantoonbaar. Distributie zonder een desinfectiemiddel heeft als voordeel dat het drinkwater geen chloorsmaak heeft en dat geen stoffen worden gevormd door reacties tussen het desinfectiemiddel en in het water aanwezige organische stoffen van natuurlijke herkomst (natural organic matter, NOM) (Van der Kooij et al. 1999). Verontreiniging van het drinkwater met micro-organismen van fecale herkomst bij transport en distributie wordt voorkomen door een serie maatregelen waaronder handhaving van de waterdruk, aanleg (materiaalkeuze) en onderhoud (hygiënisch werken) (Hoofdstuk 4). In afwezigheid van een desinfectiemiddel kan echter vermeerdering van (micro-)organismen in het distributiesysteem ('nagroei') optreden. Nagroei kan een vermindering van de drinkwaterkwaliteit veroorzaken en groei van legionellabacteriën in leidingwaterinstallaties kan zelfs leiden tot onveilige situaties. De mate waarin vermeerdering van (micro)organismen optreedt is afhankelijk van het aanbod aan voedingsstoffen, de watertemperatuur en de verblijftijd van het water in het systeem. Hieronder wordt nader ingegaan op de kwaliteitsproblemen als gevolg van nagroei, de oorzaken van nagroei en de preventie.

Tabel 5.1 Wettelijke eisen voor de nagroeigerelateerde microbiologische kwaliteitsparameters van drinkwater (VROM, 2001)

| Parameter                  | Eenheid    | Maximum waarde | Betekenis                                                                   |
|----------------------------|------------|----------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| <i>Aeromonas</i> (30 °C)   | kve/100 ml | 1000           | Indicator voor nagroei (bedrijfstechnische parameter)                       |
| Bacteriën van de coligroep | kve/100 ml | 0              | Indicator voor verontreiniging en/of nagroei (bedrijfstechnische parameter) |
| Koloniegetal bij 22°C      | kve/ml     | 100*           | Indicator voor nagroei en/of verontreiniging (bedrijfstechnische parameter) |
| Legionellabacteriën        | kve/l      | 100            | Potentieel pathogene micro-organismen (VROM, 2004)                          |

\*, geometrisch jaargemiddelde

### 5.2 Kwaliteitseisen en kwaliteitsproblemen

#### 5.2.1 Overschrijdingen van wettelijke kwaliteitseisen

De kwaliteitseisen ten aanzien van micro-organismen die zich kunnen vermeerderen in het drinkwater tijdens transport en distributie zijn vermeld in Tabel 5.1. Uit Tabel 1.1 (Hoofdstuk 1, Inleiding) blijkt dat in de periode 2005 - 2008 overschrijdingen van de kwaliteitseis voor *Aeromonas* zijn gerapporteerd voor 10 (2005) à 20 (2008) distributiesystemen en van bacteriën van de coligroep in 4 à 7 distributiesystemen. Tevens zijn legionellabacteriën waargenomen in enkele tientallen (25 in 2008) distributiesystemen. Overschrijdingen van het koloniegetal bij 22 °C zijn in de genoemde periode niet gemeld.

Naast overschrijding van wettelijke kwaliteitseisen kunnen ook andere kwaliteitsproblemen optreden door vermeerdering van micro-organismen in het distributiesysteem, namelijk:

- vermeerdering van ongewervelde dieren, waaronder *Asellus aquaticus* (waterpissebed), die met het blote oog zichtbaar zijn (van Lieverloo et al. 1996). Dergelijke organismen kunnen verstopping van watermeters veroorzaken;
- geur/smaak/kleur door vermeerdering van actinomyceten, schimmels, ijzerbacteriën. Dergelijke problemen treden in Nederland slechts zeer incidenteel op;
- aantasting van leidingmaterialen door sulfaatreducerende bacteriën (anaerobe corrosie) of actinomyceten (natuurrubber);

De vermeerdering van micro-organismen in het distributiesysteem kan dus ook de esthetische kwaliteit van het afgeleverde drinkwater beïnvloeden en bedrijfstechnische problemen (vermindering waterlevering) veroorzaken.

In leidingwaterinstallaties in gebouwen, waaronder ziekenhuizen, kan bij opwarming en stagnatie van het drinkwater groei optreden van bacteriën met ziekteverwekkende eigenschappen, die een potentieel gevaar vormen voor personen met verminderde weerstand. Dit betreft *Legionella*, *Mycobacterium*-soorten en *Pseudomonas aeruginosa*, maar ook schimmels en bepaalde vrijlevende protozoa kunnen problemen veroorzaken (Ainassie et al. 2002; van der Wielen en van der Kooij, 2009).

Enkele nagroeiproblemen worden hieronder nader toegelicht.

### 5.2.2 *Legionella*

In 1980 werd voor het eerst gemeld dat bacteriën van de soort *Legionella pneumophila*, de voornaamste veroorzaker van legionellapneumonie ('veteranenziekte'), zich kunnen vermeerderen in installaties voor warm leidingwater (Tobin et al., 1980). Na de ontwikkeling van een semiselectieve kweekmethode werden legionellabacteriën in tal van leidingwaterinstallaties waargenomen. In Nederland wordt Buffered Charcoal Yeast Extract agar met antibiotica gebruikt dat na beënten met het te onderzoeken water gedurende 7 dagen wordt geïncubeerd bij 37 °C (NEN 6265). De mate van groei van *Legionella* in leidingwaterinstallaties wordt bepaald door de volgende risicofactoren: (i) opwarming (25 – 45 °C), (ii) stagnatie van het water in de leidingen en (iii) vorming van biofilm en sediment. Bepaalde vrijlevende protozoa die grazen op de biofilm op oppervlakken in contact met water dienen als gastheer voor *Legionella* (Wadowsky et al. 1986; Kuiper et al. 2004). *L. pneumophila* vermeerdert zich in Nederland niet in het drinkwater tijdens transport en distributie, omdat de watertemperatuur lager is dan 25 °C. Wel zijn in alle typen drinkwater nietkweekbare legionellabacteriën aanwezig waarvan de meeste behoren tot nog niet beschreven soorten (Wullings et al. 2005). In 2004 werd voor legionellabacteriën in drinkwater een wettelijke kwaliteitseis van 100 kve/l vastgesteld en werd onderzoek naar dit organisme verplicht in het water 'af pompstation' en in het leidingnet (auditfrequentie) (VROM, 2004). In de periode 2005–2008 zijn kweekbare legionellabacteriën aangetroffen in monsters van drinkwater uit enkele tientallen distributiesystemen (Tabel 1.1). Uit een recente inventarisatie is gebleken dat kweekbare legionellabacteriën aanwezig zijn in ca. 12% van de leidingwaterinstallaties (Van der Kooij et al. 2007). In verreweg de meeste gevallen (ca. 80%) betreft het bacteriën van de soort *L. anisa*, die vrijwel niet ziekteverwekkend is. Ook de legionellabacteriën die zijn waargenomen in 4% van leidingwaterinstallaties in woningen behoorden alle tot de soort *L. anisa* (Oosterholt en van der Kooij, 2003). Recent is een kwantitatieve PCR-methode (Q-PCR) ontwikkeld en gevalideerd voor de detectie van *L. pneumophila* (Wullings et al. 2007). Tevens is een selectieve kweekmethode ontwikkeld voor de bepaling van *L. pneumophila* (Veenendaal en Van der Kooij, 2007). Voorgesteld is om het onderzoek naar *Legionella* in

(leiding)waterinstallaties geheel te richten op *L. pneumophila* (Van der Kooij et al. 2007). Tegen dit voorstel zijn bezwaren aangevoerd (Versteegh et al. 2007) en discussies over dit onderwerp zijn nog gaande, mede in verband met de invoering van het nieuwe Drinkwaterbesluit (VROM, 2010).

#### 5.2.2.1 Gezondheidsrisico

In het advies van de Gezondheidsraad (2003) werd uitgegaan van 800 gevallen van legionellapneumonie per jaar in Nederland. Deze raming was gebaseerd op het percentage van legionellapneumonie (5%) bij personen die met longontsteking in het ziekenhuis werden opgenomen (16000/jaar). Uit Figuur 5.1 blijkt dat het aantal gerapporteerde gevallen van legionellose in Nederland in de periode 2000-2008 een toename vertoonde, met een uitschieter in 2006 (446 zieken). Onduidelijk is in hoeverre sprake is van een daadwerkelijke toename van het aantal gevallen van legionellose, en/of deze toename een gevolg is van verbeterde diagnose en rapportage. Opvallend is het relatief lage aantal meldingen in 2009.

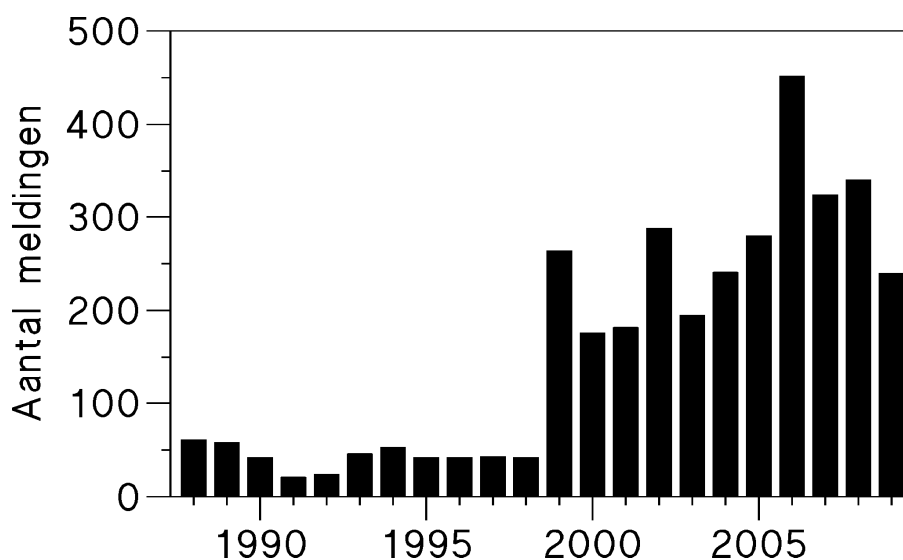


Fig. 5.1. Aantal gerapporteerde gevallen van legionellapneumonie in Nederland in de periode 1988 tot 2009 (bron: Versteegh et al. 2007/Infectieziekten Bulletin). Het relatief hoge aantal gevallen in 1999 is veroorzaakt door de uitbraak te Bovenkarspel; het hoge aantal in 2006 valt samen met een warme natte zomer.

De betekenis van het optreden van legionellapneumonie voor de volksgezondheid kan worden afgeleid van het infectierisico van  $10^{-4}$  op jaarbasis. Bij de uitbraak van legionellapneumonie in Bovenkarspel bedroeg de ratio van het aantal gevallen van infectie en het aantal gevallen van legionellapneumonie 30 à 60 (Nagelkerke et al. 2003). Uit Tabel 5.2 komt naar voren dat de incidentie van infectie duidelijk hoger is dan het niveau dat kan worden afgeleid van het maximum infectierisico voor ziekteverwekkende micro-organismen in drinkwater ( $10^{-4}$  per persoon per jaar). Ook de sterfte aan legionellose is hoger dan het verwaarloosbare risico op overlijden door blootstelling aan schadelijke stoffen in drinkwater. Een deel (ongeveer 100) van het aantal jaarlijks gemelde gevallen van legionellapneumonie wordt opgedaan tijdens verblijf in het buitenland (Versteegh et al. 2007). De overige gevallen worden waarschijnlijk (lang) niet allemaal veroorzaakt door *Legionella* in leidingwaterinstallaties; ook blootstelling aan *Legionella* in koeltorens en andere waterinstallaties kan ziekte tot gevolg hebben. In 2009, met een droge en zonnige zomer, was het aantal gerapporteerde gevallen beduidend lager dan in de voorgaande vijf jaren.



Deze waarnemingen (zie ook 2006 met een warme, natte zomer) duiden op een invloed van de weersgesteldheid en doen vermoeden dat koeltorens een belangrijke rol spelen bij de blootstelling aan *L. pneumophila* in Nederland.

Tabel 5.2 Gezondheidsrisico van legionellapneumonie in Nederland

| Aspect                                                                                      | Aantal/jaar   |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| <b>Incidentie van legionellapneumonie</b>                                                   |               |
| - Schatting van de Gezondheidsraad (2003)                                                   | 800           |
| - Meldingen in de periode 1999-2009                                                         | ca. 200 - 450 |
| <b>Infectie</b>                                                                             |               |
| - Maximaal toelaatbaar infectierisico via drinkwater(consumptie): $10^{-4}$ per jaar        | 1700          |
| - Raming totale aantal infecties in Nederland op basis van aantal meldingen*                | 6000 - 27000  |
| - Raming op basis van schatting incidentie van legionellapneumonie door de Gezondheidsraad* | 24000 - 48000 |
| <b>Risico op overlijden</b>                                                                 |               |
| - Verwaarloosbaar extra risico ( $10^{-8}$ per jaar)                                        | 0,17          |
| - Maximaal toelaatbaar risico ( $10^{-6}$ per jaar)                                         | 17            |
| - Raming op basis van gemeld aantal en 5 - 10% mortaliteit**                                | 10 - 45       |
| - Op basis van schatting Gezondheidsraad en 5 - 10% mortaliteit**                           | 40 - 80       |

\* Uitgaande van 30 à 60 gevallen van infectie per geval van legionellapneumonie (Nagelkerke et al. 2003); \*\* Diederens, 2007

De kwantitatieve betekenis van legionellapneumonie voor de volksgezondheid kan verder worden uitgewerkt door ziekte en overlijden uit te drukken in DALY's (zie Hoofdstuk 4). Als gevolg van de relatief grote kans op overlijden is de DALY-waarde relatief hoog voor legionellapneumonie, en wordt een waarde van 0,7 jaar gehanteerd (RIVM, 2003). Bij deze waarde is nog geen rekening gehouden met de gevolgen die de ziekte heeft na genezing van de longontsteking. Uit onderzoek aan personen die legionellapneumonie opliepen in Bovenkarspel blijkt dat sprake is van langdurende, mogelijke blijvende, gezondheidsschade (Lettinga et al. 2002).

#### 5.2.2.2 Maatregelen

In 1986 heeft de Gezondheidsraad een advies uitgebracht over de preventie van legionellose (Gezondheidsraad, 1986). Als preventieve maatregel voor leidingwaterinstallaties werd aanbevolen om de temperatuur van het warme water zodanig af te stellen dat minimaal 60 °C bij het tappunt wordt bereikt. Door bijmengen met koudwater m.b.v. een thermostatische mengkraan wordt de gebruikstemperatuur ingesteld en wordt verbranding verhinderd. Naar aanleiding van de uitbraak van legionellose onder bezoekers van een bloemententoonstelling in 1999 ('Bovenkarspel') zijn risicoanalyse en beheersmaatregelen bij collectieve leidingwaterinstallaties wettelijk voorgeschreven (VROM, 2004). De waterleidingbedrijven zijn betrokken bij het toezicht op de uitvoering van deze regeling. Bovendien zijn de waterbedrijven verplicht om periodiek onderzoek (met auditfrequentie) te verrichten naar *Legionella* in het drinkwater bij het verlaten van het pompstation en van het drinkwater in het distributiesysteem.

#### 5.2.3 Aeromonas

Uit Tabel 1.1 komt naar voren dat het aantal *Aeromonas*-bacteriën in 2008 in 20 (combinaties van) distributiesystemen hoger was dan de wettelijke eis van 1000 kve/100 ml. Het koloniegetal van *Aeromonas*-bacteriën wordt bepaald door incubatie op het selectieve ampicilline-dextrine medium bij 30 °C (NEN 6263). In de tachtiger jaren van de vorige eeuw is veel aandacht besteed aan de aanwezigheid van *Aeromonas*-bacteriën in het drinkwater in

het distributiesysteem, omdat aanvankelijk werd verondersteld dat deze bacteriën diarree kunnen veroorzaken. Bij nader onderzoek werden geen aanwijzingen verkregen dat de *Aeromonas*-soorten die in Nederland in het drinkwater worden aangetroffen ziekteverwekkend zijn (Havelaar et al. 1992). De wettelijke basis voor het maximum koloniegetal van *Aeromonas*-bacteriën in drinkwater (1000 kve per 100 ml) berust daarom op het streven naar beperking van nagroei. Deze aanpak leidt uiteraard ook tot een beperking van de blootstelling van de consument aan deze bacteriën. Bacteriën van het geslacht *Aeromonas* kunnen zich vermeerderen bij zeer lage concentraties aan afbreekbare stoffen, met name aminozuren en hogere vetzuren en hebben ammonium-N nodig als stikstofbron (van der Kooij en Hijnen, 1988). De groei van *Aeromonas*-bacteriën in het leidingnet wordt waarschijnlijk versterkt door uitscheidingsproducten, waaronder ammonium, die vrijkomen bij de activiteit van protozoa en van meercellige (ongewervelde) dieren die grazen op de biofilm en in het sediment. Bij de oppervlaktewaterbedrijven is het aantal *Aeromonas*-bacteriën in het drinkwater in het distributiesysteem in de zomer ca. 100 x hoger dan in de winter (Baggelaar et al. 1992). Hieruit kan worden afgeleid dat de watertemperatuur een grote invloed heeft op groei van *Aeromonas* in het distributiesysteem.

#### **5.2.4 Bacteriën van de coligroep**

Bacteriën van de coligroep mogen niet worden aangetroffen in 100 ml drinkwater. In de periode 2005 – 2008 zijn deze bacteriën incidenteel waargenomen in 4 à 7 (combinaties van) distributiesystemen (Tabel 1.1). In het verleden werden deze organismen geassocieerd met een mogelijke fecale verontreiniging, maar bij de invoering van het gewijzigde Waterleidingbesluit (VROM, 2001) is de bepaling van de bacteriën van de coligroep gekarakteriseerd als een bedrijfstechnische parameter. Aanwezigheid van bacteriën van de coligroep kan duiden op een verontreiniging, maar vertegenwoordigers van verschillende soorten (*Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter*) die vallen onder de definitie van bacteriën van de coligroep zijn in staat zich te vermeerderen in water bij lage concentraties aan afbreekbare stoffen (van der Kooij, 1997). Vermeerdering van bacteriën van de coligroep kan optreden in aanwezigheid van bepaalde producten in contact met drinkwater, bijvoorbeeld glijmiddelen (van der Kooij, 1987)

#### **5.2.5 Koloniegetal 22 °C**

Het koloniegetal bepaald bij 22 °C (KG22) is de oudste parameter voor de beoordeling van de microbiologische kwaliteit van drinkwater. Koch stelde vast dat het water na zandfiltratie geen cholera veroorzaakte als het koloniegetal lager was dan 100 kve/ml. KG22 heeft echter geen directe hygiënische betekenis. De bacteriën die bijdragen aan dit koloniegetal kunnen zich vermeerderen bij zeer geringe concentraties aan afbreekbare verbindingen. Ondermeer door de relatief korte incubatieperiode kan slechts een kleine fractie (<0,1-1%) van de bacteriën die in het water aanwezig zijn kolonies vormen op het voedselrijke medium dat bij deze bepalingmethode wordt gebruikt. KG22 geeft dus een onvolledig beeld van de mate waarin sprake kan zijn van vermeerdering van micro-organismen. Deze parameter wordt echter wel gehanteerd als een maat voor nagroei. Een plotselinge toename van het koloniegetal kan echter ook duiden op een verontreiniging en vereist nader onderzoek. Bepaalde leidingmaterialen en producten, bijvoorbeeld oplosmiddelhoudende coatings kunnen de groei van bacteriën die bijdragen aan het koloniegetal bevorderen. In de periode 2006-2008 zijn geen overschrijdingen van de wettelijke eis (geometrisch jaargemiddelde  $\leq 100$  kve/ml) gemeld. Lokaal worden incidenteel wel koloniegetallen waargenomen die hoger zijn dan 100 kve/ml.

### 5.2.6 *Mycobacteriën*

In Nederland en ook elders is aangetoond dat *Mycobacterium kansasii* afkomstig uit leidingwater longinfecties kan veroorzaken (Engel et al., 1980; Kubin et al., 1980). Bacteriën behorende tot de soort *Mycobacterium avium* (*Mycobacterium avium* complex, MAC) worden met name bij aids-patiënten waargenomen (Von Reyn et al. 1994). Ook enkele andere *Mycobacterium*-soorten die aanwezig kunnen zijn in water zijn in verband gebracht met ziekte, zij het minder frequent (van der Wielen en van der Kooij, 2009). Vertegenwoordigers van sommige *Mycobacterium*-soorten kunnen zich vermeerderen in biofilms en sediment (Schulze-Röbbecke, 1989; Torvinen et al. 2004). In Nederland en daarbuiten is aangetoond dat vermeerdering van *Mycobacterium kansasii* met name optreedt in leidingwaterinstallaties in gebouwen (Engel et al., 1980). Bij een onderzoek in de Verenigde Staten werden mycobacteriën aangetroffen in 15% van de monsters uit distributiesystemen, in aantallen tussen 10 en  $7 \times 10^5$  kve/liter (Falkinham et al., 2001). In Finland werden mycobacteriën aangetroffen in 80% van de distributiesystemen, met name in sediment (Torvinen et al. 2004). In Europa en in de VS zijn voor mycobacteriën in drinkwater geen maximaal toelaatbare concentraties genoemd en evenmin is onderzoek naar deze organismen voorgeschreven. In Nederland zijn geen recente gegevens beschikbaar over mycobacteriën in drinkwater.

### 5.2.7 *Vrijlevende protozoa, schimmels en actinomyceten*

Vrijlevende protozoa maken deel uit van de microbiologische gemeenschap in biofilms en sediment en kunnen worden aangetoond in drinkwater (Valster et al. 2005). Bepaalde protozoa dienen als gastheer voor *Legionella*. Sommige vrijlevende protozoa hebben ziekteverwekkende eigenschappen. Zo kan *Acanthamoeba* hoornvliesontsteking (keratitis) veroorzaken als contactlenzen in aanraking komen met water waarin deze organismen aanwezig zijn (Nagington et al. 1974). Uit recent onderzoek is naar voren gekomen dat in het drinkwater een grote verscheidenheid van vrijlevende protozoa aanwezig is (Valster et al. 2009). Schimmels en actinomyceten zijn in drinkwater meestal in lage aantallen (enkele kve/100 ml) aanwezig, maar kunnen zich onder bepaalde omstandigheden vermeerderen. In Nederland en in het buitenland zijn schimmels verwant aan soorten met pathogene eigenschappen aangetoond in het drinkwater (Valster et al. 2009; Hageskal et al. 2006). Bepaalde schimmels en actinomyceten kunnen smaakstoffen produceren. Actinomyceten kunnen groeien op afdichtingsringen van natuurrubber, waardoor in het verleden lekkages in de transportleidingen ontstonden (Leefflang, 1968).

Op basis van een recente literatuurstudie is een overzicht opgesteld van micro-organismen met ziekteverwekkende eigenschappen, die in drinkwater bij opwarming (zouden) kunnen groeien (van der Wielen en van der Kooij, 2009). Onderzoek naar de aanwezigheid van *Mycobacterium* spp. (non-tuberculose), *Pseudomonas aeruginosa*, ziekteverwekkende fungi, *Burkholderia cepacia* complex, *Stenotrophomonas maltophilia* en *Acanthamoeba* in het drinkwater maakt deel uit van het BTO-programma.

### 5.2.8 *Ongewervelde dieren*

Bepaalde typen ongewervelde dieren (OD), waaronder waterpissebedden (*Asellus aquaticus*) borstelwormen, draadwormen, roeipootkreeften en raderdieren, kunnen zich vermeerderen in distributiesystemen. Vermeerdering is een gevolg van de aanwezigheid van biomassa van micro-organismen in biofilms en in sediment. Door middel van een landelijke inventarisatie van dierlijke organismen in drinkwater (LIDO) is uitvoerig aandacht besteed aan ongewervelde dieren in het water 'af pompstation' en in het distributiesysteem (Van Lieverloo et al. 1997). Uit onderzoek van spui monsters bleek dat waterpissebedden gemiddeld 86% vormen van de biomassa en borstelwormen 12%. Voor dierlijke organismen

zijn streefwaarden geformuleerd (Tabel 5.3) op grond van het LIDO-onderzoek en andere inventarisaties (Van Lieverloo et al. 1999; Magic-Knezev et al. 2007).

Tabel 5.3. Ongewervelde dieren in drinkwater: kengetallen op basis van LIDO, referentiewaarden en streefwaarden. Alle concentraties in aantal per m<sup>3</sup>.

| Parameter                      | LIDO (1993-1995)* |              | Referentiewaarden op basis van LIDO** |                |                     |      | DPW***                  |                     |                 |             |
|--------------------------------|-------------------|--------------|---------------------------------------|----------------|---------------------|------|-------------------------|---------------------|-----------------|-------------|
|                                | Pompstation P90   | Percelen P90 | Verhoogd Monster ≥                    | Hoog Monster ≥ | Zeer hoog Monster ≥ | Max  | Pompstation Signalering | Pompstation Maximum | Tap Signalering | Tap Maximum |
| Eencelligen, totaal            | 1620              | 4340         | 30                                    | 100            | 1000                | 3800 |                         |                     |                 |             |
| - Naaktamoeben                 |                   |              |                                       |                |                     |      | 5                       | 100                 | 5               | 100         |
| - Schaalamoeben                |                   |              |                                       |                |                     |      | 50                      | 500                 | 500             | 5000        |
| - Wimperdieren                 |                   |              |                                       |                |                     |      | 50                      | 500                 | 250             | 1000        |
| Platwormen                     | 10                | <5           | 5                                     | 5              | 10                  |      | 5                       | 50                  | 10              | 100         |
| Draadwormen                    | 70                | 115          | 5                                     | 10             | 100                 |      | 50                      | 500                 | 500             | 2500        |
| Raderdieren                    | 580               | 1100         | 30                                    | 100            | 500                 |      | 1000                    | 10000               | 1000            | 10000       |
| Buikharigen                    | 20                | 8            | 5                                     | 10             | 50                  |      | 100                     | 500                 | 100             | 500         |
| Beerdieren                     | 30                | 5            | 5                                     | 5              | 30                  |      | 50                      | 250                 | 50              | 250         |
| Borstelwormen                  | 5                 | 5            | 5                                     | 5              | 10                  |      | 10                      | 50                  | 10              | 50          |
| Slakken                        |                   |              | 5                                     | 5              | 5                   |      | 0                       | 0                   | 0               | 0           |
| Watermijten                    | 7                 | 4            | 5                                     | 5              | 5                   |      | 10                      | 50                  | 20              | 100         |
| Watervlooien                   | <5                | 11           | 5                                     | 5              | 10                  |      | 10                      | 250                 | 10              | 50          |
| Mosselkreeften                 | 60                | <5           | 5                                     | 5              | 5                   |      | 10                      | 50                  | 10              | 50          |
| Roeipootkreeften               | 130               | 15           | 5                                     | 10             | 50                  |      | 100                     | 1500                | 100             | 1500        |
| Naupliuslarven                 | <5                | 35           | 5                                     | 30             | 100                 |      | 100                     | 500                 | 100             | 1000        |
| Muggen(larven)                 | <5                | <5           | 5                                     | 5              | 5                   |      | 0                       | 0                   |                 | 0           |
| Springstaarten                 | <5                | <5           | 5                                     | 5              | 5                   |      |                         |                     |                 |             |
| Waterpissebedden               | <5                | <5           | 5 (1)#                                | 5 (30)#        | 5 (1000)#           |      |                         |                     |                 |             |
| Harpacticoïda                  |                   |              |                                       |                |                     |      | 50                      | 1000                | 50              | 1000        |
| Cyclopoïda                     |                   |              |                                       |                |                     |      | 50                      | 1000                | 50              | 1000        |
| Biomassa (mg/m <sup>3</sup> )  | 1,4               | 2,9          |                                       |                |                     |      |                         |                     |                 |             |
| Sediment (ml/m <sup>3</sup> )# |                   |              |                                       |                |                     |      |                         |                     |                 | 500         |

\*, van Lieverloo et al. 1996; \*\* van Lieverloo et al. 1999; \*\*\*Magic-Knezev et al. 2007; #, mediaanwaarde in spuiwater

### 5.3 Biologische stabiliteit

Vermeerdering van (micro-)organismen in distributiesystemen en in leidingwaterinstallaties is een gevolg van de aanwezigheid van afbreekbare stoffen die opgelost of als deeltje (biomassa of detritus) aanwezig zijn in het drinkwater. De opgeloste afbreekbare stoffen maken deel uit van de gehalte natuurlijke organische stof (natural organic matter, NOM) in het drinkwater, maar ook ammonium en methaan groei veroorzaken. De NOM-concentratie in drinkwater, die wordt gemeten als gehalte opgeloste organische koolstof (DOC), ligt tussen < 0,5 mg/l tot ca. 8 mg/l. Afbreekbare organische stoffen kunnen ook vrijkomen uit bepaalde leiding- en constructiematerialen in contact met het drinkwater. Groei van micro-organismen door opname van afbreekbare stoffen gaat gepaard met de vorming van biofilms en sediment. Vermeerdering van micro-organismen in het distributiesysteem (nagroeï) wordt in Nederland tegengegaan door de bereiding van biologisch stabiel drinkwater, d.w.z. drinkwater met een zodanig lage concentratie aan afbreekbare verbindingen dat de groeisnelheid en het groeiniveau van micro-organismen sterk worden beperkt. Tevens wordt nagestreefd om leidingmaterialen toe te passen die de groei van micro-organismen niet bevorderen. Kwaliteitseisen voor de biologische stabiliteit van drinkwater en materialen zijn niet wettelijk gedefinieerd, maar op basis van onderzoek zijn wel streefwaarden voor de biologische stabiliteit van drinkwater afgeleid.

Naast het gehalte aan opgeloste en niet opgeloste afbreekbare verbindingen in het water zijn ook factoren als verblijftijd ('groeitijd'), stagnatie, accumulatie van sediment, menging van watertypen en temperatuur van invloed op het optreden van nagroeï in het distributiesysteem. Het is mogelijk dat bij menging van watertypen meer groei optreedt dan in de afzonderlijke watertypen omdat groeibeperking (koolstof, eventueel fosfaat) wordt opgeheven. Daarnaast kan in mengzones mede als gevolg van lange verblijftijd (pendelzones) en geringe doorstroming relatief meer accumulatie van sediment optreden. Hier liggen mogelijkheden voor beperking van nagroeï. Deze aanpak wordt vormgegeven door de aanleg van zelfreinigende leidingnetten, waarin accumulatie van sediment wordt tegengegaan (Vreeburg et al. 2009).

Voor de bepaling en de beoordeling van de biologische (in)stabiliteit van drinkwater worden methoden toegepast voor de bepaling van het gehalte biomassa en de concentratie van groeibevorderende stoffen:

- de bepaling van het gehalte biomassa van bacteriën met behulp van de analyse van adenosinetrifosfaat (ATP) en/of het totale aantal cellen (Total Direct Cell Count, TDC) bepaald met een microscoop of met een flowcytometer;
- de bepaling van het gehalte gemakkelijk assimileerbare organische koolstof (AOC);
- de bepaling van de biofilmvormingssnelheid van het water met behulp van een biofilmmonitor.

Tevens is een werkwijze ontwikkeld voor de bepaling van de Legionellagroei-potentie (LGP) van het drinkwater. De werkwijzen zijn hieronder beknopt beschreven.

#### 5.3.1 Biomassa

Het aantal levende en dode bacteriën in het water 'af pompstation' kan een bijdrage leveren aan de accumulatie van biomassa in het leidingnet. Het aantal kweekbare bacteriën op een vaste voedingsbodem wordt gezien als een maat voor de bacterieconcentratie, maar op deze wijze wordt maar een zeer kleine fractie (<0,1%) van het totale aantal bacteriën waargenomen (Tabel 5.4). Het totale aantal bacteriën (TDC) is een betere maatstaf. Uit tabel 5.4 blijkt dat de TDC-aantallen in de diverse drinkwatertypen meer dan een factor 100

kunnen verschillen. De analyse van adenosinetrifosfaat (ATP) kan worden gebruikt voor de bepaling van de concentratie actieve biomassa. Deze analyse kan binnen enkele minuten worden verricht en ook lage concentraties in water zijn goed meetbaar zonder toepassing van concentratietechnieken. Uit Tabel 5.4 blijkt dat het ATP-gehalte van het water 'af pompstation' ligt tussen  $< 1 - 40$  ng/l. De ATP-concentraties in het drinkwater in het distributiesysteem zijn in de regel lager dan 10 ng/l (van der Kooij, 1992; van der Wielen en van der Kooij, 2009). Voor de parameters TDC en ATP zijn (nog) geen streefwaarden afgeleid, maar ATP concentraties  $> 10$  ng /l (90-percentiel) kunnen als relatief hoog worden beschouwd. Naast biomassa van bacteriën zijn ook (delen van) ongewervelde dieren en hun uitscheidingsproducten aanwezig die bacteriegroei kunnen versterken. Uit onderzoek uitgevoerd in LIDO-verband blijkt dat de concentratie van biomassa van ongewervelde dieren, berekend op basis van de aantallen en het gemiddelde natgewicht per organisme natgewicht in het drinkwater 'af pompstation' bij altijd lager is dan  $2 \text{ mg/m}^3$  en in de distributiesystemen lager dan  $5 \text{ mg/m}^3$ . De mediaanwaarde van het natgewicht in spuiwater bleek zelden hoger dan  $1000 \text{ mg/m}^3$  en was in veel watertypen lager dan  $100 \text{ mg/m}^3$  (Van Lieverloo et al. 1997). Nader onderzoek naar de betekenis van de hoeveelheid biomassa in het drinkwater in relatie tot het optreden van nagroei is in uitvoering in BTO-verband.

Tabel 5.4. Aantallen micro-organismen in drinkwater 'af pompstation' (241 locaties) in Nederland\*

| Parameter                                                | Kengetal |         |                   |                   |
|----------------------------------------------------------|----------|---------|-------------------|-------------------|
|                                                          | Minimum  | Mediaan | 90-percentiel     | Maximum           |
| Koloniegetal bij 37°C (kve/ml)                           | $< 1$    | $< 1$   | 1                 | 70                |
| Koloniegetal bij 22°C (kve/ml)                           | $< 1$    | 4       | 47                | 5000              |
| Koloniegetal op R2A-medium (10 dagen bij 25°C); (kve/ml) | 7        | 300     | 2300              | $4,7 \times 10^4$ |
| Totale directe celtelling (TDC; n/ml)                    | 3500     | $10^5$  | $2,4 \times 10^5$ | $6,8 \times 10^5$ |
| Adenosinetrifosfaat (ATP; ng/l)                          | $< 1$    | 2,5     | 10                | 40                |

\* één monster per locatie

### 5.3.2 AOC-bepaling

De bepaling van het gehalte gemakkelijk assimileerbare organische koolstof (AOC) is ontwikkeld voor de meten van de groeipotentie van het drinkwater voor heterotrofe (organische verbindingen benuttende) bacteriën (van der Kooij et al. 1982; van der Kooij en Hijnen, 1984; van der Kooij, 1992). Het AOC-gehalte wordt bepaald door het uitvoeren van groeimetingen met een tweetal bacterietypen (mengcultuur) in gepasteuriseerde monsters van het betreffende (drink)water, geïncubeerd in grondig schoongemaakte erlenmeyers met glazen stop. De bacteriestammen die bij deze groeimetingen worden gebruikt zijn *Pseudomonas fluorescens* stam P17 en *Spirillum* species stam NOX. Stam P17 groeit op carbonzuren, aminozuren, koolhydraten en aromatische verbindingen. Stam NOX kan alleen een aantal carbonzuren benutten, waaronder oxaalzuur en mierenzuur, die door stam P17 niet worden opgenomen. Het AOC-gehalte van het drinkwater wordt berekend uit de maximum koloniegetallen die de beide organismen in het onderzochte water bereiken. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de opbrengstfactoren van stam P17 en stam NOX op acetaat. Het AOC-gehalte wordt uitgedrukt in acetaat-C equivalenten per liter drinkwater en ligt in het drinkwater 'af pompstation' meestal tussen 2 en  $25 \mu\text{g C/l}$ .

Tijdens transport en distributie van het drinkwater kan een afname optreden van het AOC-gehalte. Deze afname wordt voornamelijk veroorzaakt door micro-organismen op de leidingwand ('biofilm'). Uit Figuur 5.2 blijkt dat de AOC-afname afhangt van de concentratie in het water 'af pompstation'. De AOC-afname is het sterkste als het AOC-

gehalte relatief hoog is. Bij AOC-gehaltenes beneden 10  $\mu\text{g C/l}$  is de afname gering of niet waarneembaar. In dergelijke situaties is de AOC-afname per kilometer (veel) geringer dan 0,1  $\mu\text{g C/l}$  en treedt geen toename op van het koloniegetal 22°C (Van der Kooij, 1992). Om deze redenen wordt een AOC-gehalte  $\leq 10 \mu\text{g C/l}$  gehanteerd als streefwaarde voor biologisch stabiel drinkwater. Naast of in de plaats van de AOC-bepaling kan ook de biomassaproduktiepotentie (BPP) test worden toegepast. In deze test wordt het water zonder pasteurisatie geïncubeerd in schone erlenmeyers en wordt de groei van de bacteriën in het water gemeten met de ATP-bepaling. De BPP-waarde wordt uitgedrukt in ng ATP/l. Onderzoek in BTO-verband is in uitvoering om na te gaan of er een relatie bestaat tussen het AOC-gehalte en de BPP-waarde van het drinkwater en om een streefwaarde voor BPP te bepalen.

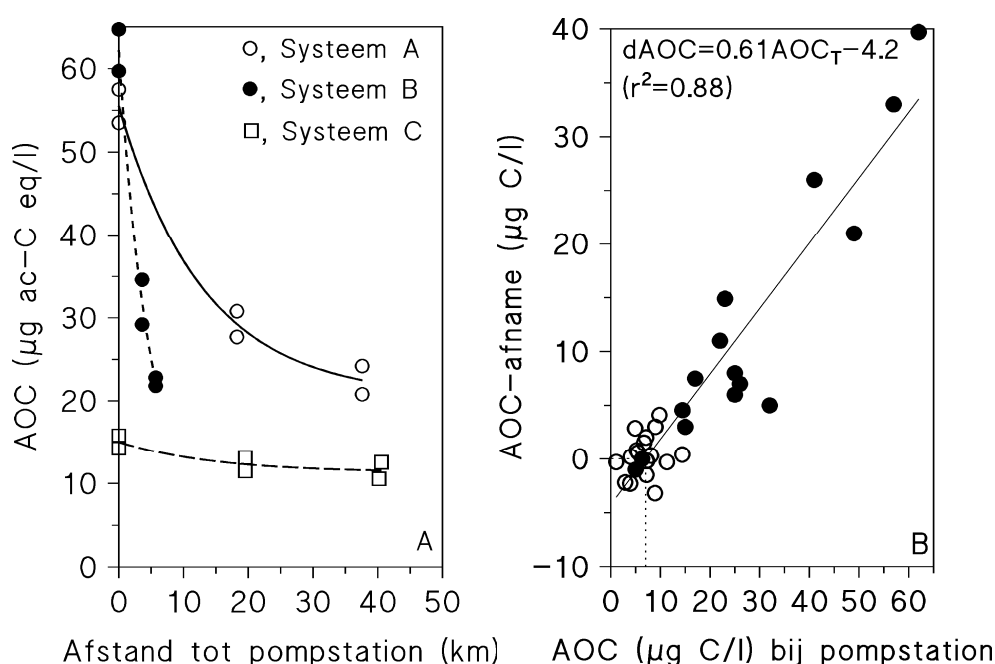


Fig. 5.2. A: Afname van het AOC-gehalte in drinkwater tijdens transport en distributie in 3 distributiesystemen (links); B: AOC-afname als functie van het AOC-gehalte bij het verlaten van het pompstation (rechts). Open cirkels, drinkwater bereid uit grondwater; gevulde cirkels, drinkwater bereid uit oppervlaktewater.

### 5.3.3 Biofilmvormingssnelheid

Een werkwijze is ontwikkeld voor het bepalen van de biofilmvormende eigenschappen van (drink)water (Van der Kooij et al., 1997). Hierbij wordt gebruik gemaakt van een biofilmmonitor die bestaat uit een verticaal opgestelde glazen kolom gevuld met op elkaar geplaatste glazen ringen. Deze glazen kolom wordt met een constante snelheid van 0,2 m/s doorstroomd met het te onderzoeken drinkwater. Bij deze snelheid, die overeenkomt met de stroomsnelheid in delen van het leidingnet, is de vorming van biomassa op de ringen gelijkmatig verdeeld over de kolomhoogte. De vorming van biomassa in de monitor wordt bepaald door meting van de ATP-concentratie op glazen ringen die periodiek uit de biofilmmonitor worden genomen. Daarnaast kunnen met deze ringen aanvullende metingen worden uitgevoerd zoals het koloniegetal op het R2A-medium, directe celtelling (TDC), het aantal *Aeromonas*-bacteriën en ook chemische analyses (met name Fe, Mn) die informatie geven over de biofilmsamenstelling. De biofilmvormingssnelheid (BVS, pg ATP/( $\text{cm}^2 \cdot \text{dag}$ )) is gedefinieerd als de lineaire toename van het ATP-gehalte van de biofilm als functie van de tijd bij doorstroming van de monitor gedurende maximaal 150 dagen.



De BVS-waarden van het drinkwater 'af pompstation' liggen tussen  $< 1$  pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag) en 50 pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag). De laagste waarden zijn waargenomen bij drinkwater bereid uit zuurstofhoudend grondwater en uit drinkwater bereid met toepassing van langzame zandfiltratie. Bij drinkwater bereid uit grondwater is een duidelijk verband aangetoond tussen de BVS-waarde en de groei van *Aeromonas* in het distributiesysteem (Fig. 5.3). Op grond van dit verband is een streefwaarde afgeleid voor biologisch stabiel drinkwater waarbij nagroei van *Aeromonas* beperkt is, namelijk  $BVS \leq 10$  pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag).

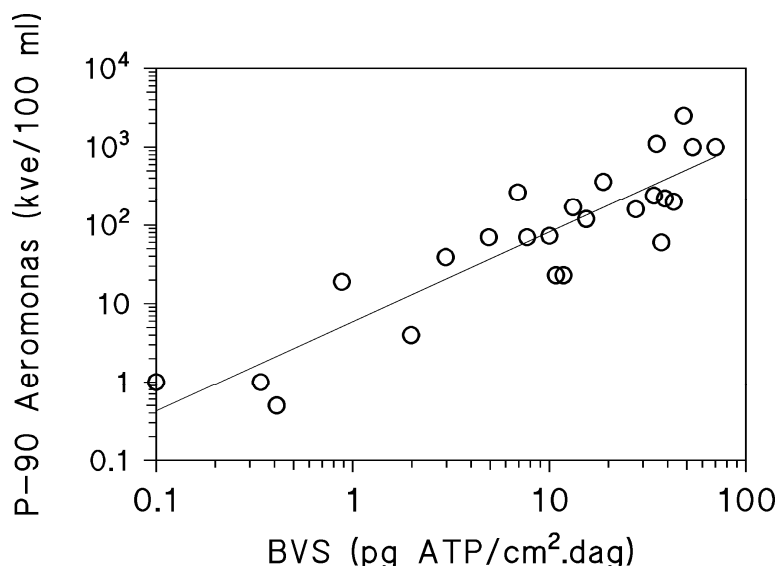


Fig. 5.3 Verband tussen de biofilmvormingsnsnheid (BVS) van het drinkwater 'af pompstation' en het 90-percentiel (P-90) van het koloniegetal van *Aeromonas*-bacteriën in het drinkwater in het distributiesysteem. Betreft drinkwater bereid uit grondwater (Van der Kooij et al. 1997).

#### 5.3.4 Legionellagroeiopotentie (LGP)

Combineren van een biofilmmonitor met een boiler leidde tot de ontwikkeling van de boilerbiofilmmonitor (BBM). In dit systeem stroomt opgewarmd drinkwater periodiek door de biofilmmonitor. Metingen van de biofilmconcentratie en de concentratie van *Legionella* in de biofilm geven informatie over de biofilmvormingspotentie (pg ATP/cm<sup>2</sup>) van het betreffende opgewarmde drinkwater en de Legionellagroeiopotentie (LGP; log kve/cm<sup>2</sup>).

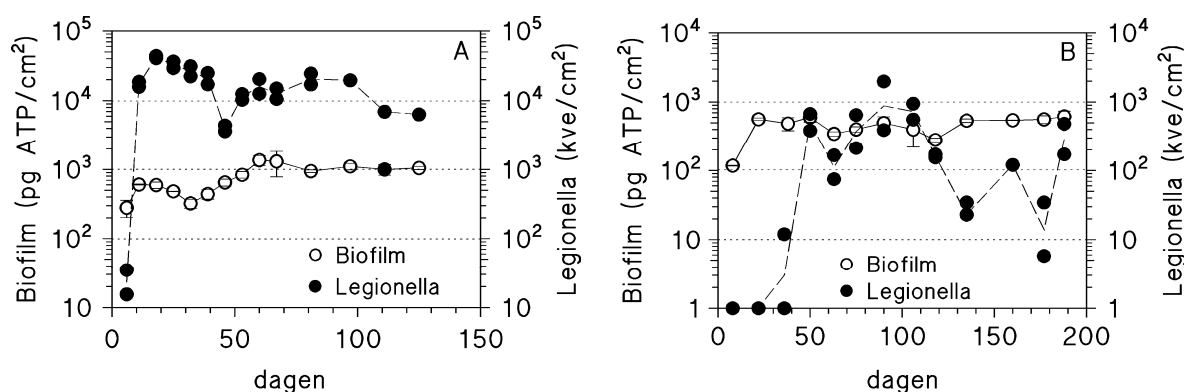


Fig. 5.4. Biofilmvorming en groei van *Legionella* in de boilerbiofilmmonitor (BBM) bij twee drinkwatertypen.

Voorbeelden van meetresultaten zijn weergegeven in Fig. 5.4, waaruit blijkt dat *L. pneumophila* zich goed kan vermeerderen bij een biofilmconcentratie van 1000 pg ATP/cm<sup>2</sup>, en dat de groei bij een biofilmconcentratie van ca. 500 pg ATP/cm<sup>2</sup> al beduidend minder is. In het onderzoek zijn LGP-waarden tot boven 5 log kve/cm<sup>2</sup> waargenomen (rapport in bewerking). Op basis van de resultaten van de metingen zal worden nagegaan of (i) een relatie bestaat tussen de eerder genoemde parameters voor de biologische stabiliteit (AOC, BVS, BPP) en de biofilmconcentratie in de BBM en (ii) of een streefwaarde voor een biofilmconcentratie kan worden afgeleid waarbij Legionellabacteriën zich (vrijwel) niet kunnen vermeerderen.

### 5.3.5 Bepaling van de biomassaproductiepotentie van materialen in contact met drinkwater

In het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) is voorgeschreven dat materialen in contact met drinkwater geen negatieve invloed op de waterkwaliteit mogen hebben. Een nadere omschrijving is gegeven in de 'Regeling materialen en chemicaliën leidingwatervoorziening' (VROM, 2002). In Nederland worden om die reden materialen uitvoerig getest, met name op beïnvloeding van geur/smaak en de eventuele afgifte van toxische componenten. (zie hoofdstuk 6). Materialen in contact met drinkwater kunnen de biofilmvorming versterken wanneer deze materialen groeibevorderende stoffen afgeven. Afgifte kan optreden bij synthetische materialen, zoals plastic, rubbersoorten en coatings. Bepaalde materialen kunnen de groei van *Legionella* versterken (Niedeveld et al. 1986; Van der Kooij et al. 2002). Voor de bepaling van de biomassaproductiepotentie (BPP) van materialen is in Nederland een werkwijze gestandaardiseerd (NNI, 2004). Deze werkwijze berust op het meten van de vorming van biomassa op proefstukjes van het te onderzoeken materiaal die in drinkwater met een laag AOC-gehalte worden geïncubeerd.

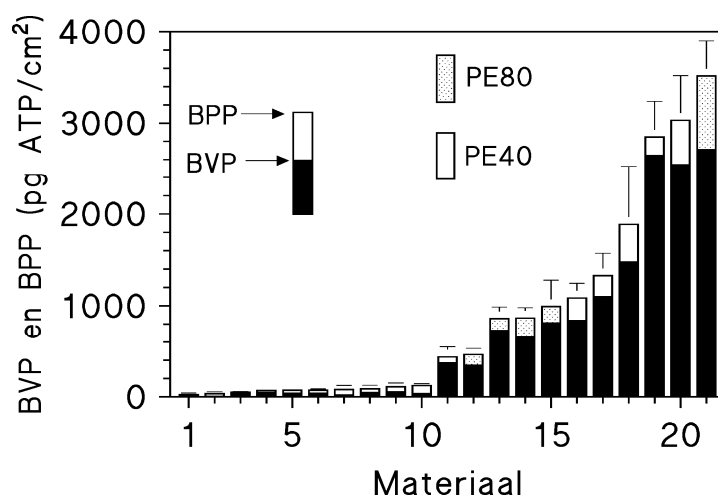


Fig. 5.5. Biofilmvormingspotentie (BVP) en Biomassaproductiepotentie (BPP) van leidingmaterialen in de BPP-test. Nrs 1,2: glas; nrs 3 en 4: RVS; nrs 5-9, hard PVC; 10, polypropyleen; nrs 11-15, hoge dichtheid PE (PE80); nrs 16-20, lage dichtheid PE (PE40); nr 21, PE80.

Bij de BPP-test met materialen in contact met drinkwater wordt de ATP-analyse gebruikt voor de bepaling van de biomassaconcentratie. In een tweetal internationale projecten, die werden gesubsidieerd door de Europese Commissie en VROM, is de BPP-test geschikt gemaakt voor standaardisatie in CEN-verband (Van der Kooij et al. 2003; Van der Kooij et al. 2006). In deze werkwijze worden de teststukjes van de materialen met een totale externe oppervlakte van 150 cm<sup>2</sup> geïncubeerd in 900 ml drinkwater bij 30 °C. Het water wordt wekelijks verversed en na 8, 12 en 16 weken incubatie worden teststukjes verwijderd en

wordt de concentratie van biomassa in het water en op het materiaal gemeten m.b.v. ATP-analyse. Deze biomassa, die zich heeft gevormd op het oppervlak van het materiaal, wordt losgemaakt met behulp van ultrasone trillingen, waarna het ATP-gehalte van de verkregen suspensie wordt gemeten. De biofilmvormingspotentie (BVP) is de concentratie van de biomassa op het materiaal; de BPP-waarde is de BVP-concentratie plus de concentratie van de biomassa in het water, berekend op basis van de oppervlakte/volume-verhouding van het materiaal in de test. Fig. 5.5 geeft een voorbeeld van de resultaten van de BPP-test met een aantal materialen van hard PVC (PVC-U) en PE. De BPP-waarden van glas, roestvast staal (RVS) en PVC-U zijn lager dan 100 pg ATP/cm<sup>2</sup>. Criteria voor de beoordeling van leidingmaterialen op groeibevorderende eigenschappen zijn in voorbereiding bij VROM.

## 5.4 Samenvatting

Uit de hierboven weergegeven informatie komt naar voren dat nagroei in het distributiesysteem leidt tot overschrijding van de wettelijke eisen voor *Aeromonas* en *Legionella*. Daarnaast worden ongewervelde dieren in het distributiesysteem aangetroffen. De groei van *Legionella*, en mogelijk ook van andere opportunistisch pathogene micro-organismen, in leidingwaterinstallaties vormt een potentieel risico voor de volksgezondheid. Niet kan worden uitgesloten dat dergelijke micro-organismen zich eveneens vermeerderen in delen van het distributiesysteem, als gevolg van opwarming van het water in de zomer. Onderzoek naar deze micro-organismen maakt deel uit van het huidige BTO-programma. Beperken van nagroei vergt een vergaande verwijdering van afbreekbare stof en van biomassa uit het drinkwater en het verhinderen van accumulatie van sediment in het leidingnet. Diverse methoden zijn beschikbaar voor het bepalen en beoordelen van de biologische stabiliteit van het drinkwater en van materialen in contact met drinkwater. In Tabel 5.5 wordt een overzicht gegeven van de hierboven genoemde kwaliteitsparameters, met de kwaliteitseisen en streefwaarden. Nader onderzoek moet uitwijzen of het haalbaar is om streefwaarden te formuleren voor de Legionellagroeiopotentie (LGP) van het drinkwater en de daarmee samenhangende mate van biologische stabiliteit.

Tabel 5.5 Parameters voor de bepaling van nagroei en voor de beoordeling van de biologische stabiliteit van leidingwater en leidingmaterialen

| Parameter/methode                          | Afkorting, (dimensie)         | Voorstel voor voorlopige streefwaarde                                      |
|--------------------------------------------|-------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|
| <i>Totaal aantal bacterien in water</i>    |                               |                                                                            |
| - Totale aantal cellen (TDC)               | TDC (n/ml)                    | mediaan 'af pompstation': 10 <sup>5</sup> cellen/ml                        |
| - Gehalte adenosinetrifosfaat              | ATP (ng/l)                    | mediaan 'af pompstation': 3 ng/l                                           |
| <i>Groeipotentie van water</i>             |                               |                                                                            |
| - Assimileerbare organische koolstof       | AOC (µg C/l)                  | AOC < 10 µg C/l                                                            |
| - Biomassaproductiepotentie                | BPP (ng/l)                    | 'Normaal' < 10 ng ATP/l                                                    |
| - Biofilmvormingssnelheid                  | BVS (pg/cm <sup>2</sup> .d)   | Nagroei <i>Aeromonas</i> beperkt indien BVS < 10 pg ATP/cm <sup>2</sup> .d |
| <i>Groeipotentie van leidingmaterialen</i> |                               |                                                                            |
| - Biomassaproductiepotentie (BPP)          | BPP (pg ATP/cm <sup>2</sup> ) | < 100 pg ATP/cm <sup>2</sup> voor hoge biostabiliteit                      |

## 5.5 Kennislacunes

Op het gebied van nagroei van (micro)organismen in distributiesystemen en leidingwaterinstallaties is een aantal zaken nog niet opgehelderd. De belangrijkste kennislacunes zijn hieronder weergegeven:

- In enkele tientallen distributiesystemen treedt nagroei op van *Aeromonas* en van ongewervelde dieren. De invloed van de watersamenstelling, de vorming van biofilm en de (locale) accumulatie van sediment in het distributiesysteem op de groei van *Aeromonas* zijn nog onvoldoende duidelijk. Nader onderzoek naar deze aspecten is in uitvoering in BTO-verband;
- De groei van *L. pneumophila* in leidingwaterinstallaties is gerelateerd aan de mate van biofilmvorming. Bepaling van deze relatie, van een eventuele 'drempelwaarde' van de biofilmconcentratie voor de groei van *Legionella*, en van het verband tussen de biofilmvorming in de BBM en de parameters voor biologische stabiliteit is nodig voor de beoordeling (en mogelijk aanpassing) van de streefwaarden voor de biologische stabiliteit van het drinkwater;
- Onduidelijk is of een relatie bestaat tussen de Legionellagroei-potentie (LGP) van drinkwater (in de BBM) en het percentage leidingwaterinstallaties met *Legionella*. Tevens is onduidelijk of een relatie bestaat tussen het percentage installaties met *Legionella* en het optreden van legionellapneumonie;
- Over aanwezigheid van opportunistisch pathogene micro-organismen (bacteriën, schimmels en vrijlevende protozoa) in het drinkwater in Nederland is onvoldoende informatie aanwezig. Nader onderzoek naar deze organismen is nodig (en in uitvoering), mede in relatie tot de stijging van de watertemperatuur t.g.v. klimaatverandering;
- Materialen kunnen de groei van micro-organismen in het distributiesysteem en in leidingwaterinstallaties versterken. Er is behoefte aan een kwaliteitscriterium voor (het beoordelen van) de biologische stabiliteit van leidingmaterialen op basis van het resultaat in de BPP-test.

## 5.6 Literatuur

- Anaissie, E.J., S.R. Penzak, M.C. Dignani, 2002. The hospital water supply as a source of nosocomial infections. Arch. Intern. Med. 162 (8): 1483-1492.
- Engel, H.W.B., L.G. Berwald, A.H. Havelaar, 1980. The occurrence of *Mycobacterium kansasii* in tapwater. Tubercle 61: 21-26.
- Falkinham III, J.O., C.D. Norton and M.W. LeChevallier, 2001. Factors influencing numbers of *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare*, and other mycobacteria in drinking water distribution systems. Appl. Environ. Microbiol. 67(3):1225-1231.
- Gezondheidsraad, 1986. Advies inzake preventie van legionellose. Publicatie nr. 1986/06. Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad 2003. Bestrijding van legionella. Publicatie nr. 2003/12. Gezondheidsraad, Den Haag.
- Hageskal, G., A. K. Knutsen, P. Gaustad, G. S. de Hoog, and I. Skaar. 2006. Diversity and significance of mold species in Norwegian drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 72:7586-7593.
- Havelaar, A.H., P.A.M. Guinee, M. During, M.F. Peeters. 1990. *Aeromonas* species asl verwekker van diarree en infectie buiten het maag-darmkanaal. Ned Tijdschr. Geneesknd. 134(21):1053-1057.
- Havelaar, A.H., F.M. Schets, A. van Silfhout, W.H. Jansen, G. Wieten and D. van der Kooij, 1992. Typing of *Aeromonas* strains from patients with diarrhoea and from drinking water. J. Appl. Bacteriol. 72:435-444.

- Kubin, M., M. and E. Svandova, B. Medek, S. Chobot and Z. Olsovsky, 1980. *Mycobacterium kansasii* infection in an endemic area of Czechoslovakia. *Tubercle* 61: 207-212.
- Kuiper, M, B. Wullings en D. van der Kooij. 2004. *Legionella pneumophila* groeit in biofilms uitsluitend in protozoa. *H2O* #7: 51-53.
- Leeflang, K.W.H., 1968. Biologic degradation of rubber gaskets used for sealing pipe joints. *J. AWWA* 60: 1070-1076.
- Lettinga, K.D., A. Verbon, P.T. Nieuwkerk, R.E. Jonkers, B.P. Gerson, J.M. Prins et. Al. 2002. Health-related quality of life and posttraumatic stress disorder among survivors of an outbreak of legionnaires' disease. *Clin. Infect. Dis.* 35:11-17.
- Magic-Knezev, A., Y. Hondema-Blok, P. van der Salm, W. Hoogenboezem. Ongewervelde dieren in drinkwater breid uit oppervlaktewater. Nieuwe richtwaarden voor de DPW-bedrijven. Het Waterlaboratorium, Haarlem.
- Nagington J., P. G. W., T.J Playfair, J McGill, B.R. Jones and A.D.M.G Steel. 1974. Amoebic infection of the eye. *The lancet* 28:1537-1540
- Niedeveld, C.J., F.M. Pet and P.L. Meenhorst, 1986. Effect of rubbers and their constituents on proliferation of *Legionella pneumophila* in naturally-contaminated hot water. *Lancet* July 26: 180-184.
- NNI, 2004. Drinkwater - bepaling van de biomassaproductiepotentie (BPP) van kunststof materialen, metalen en coatings in contact met (leiding)water. Nederlandse voornorm NVN 1225 (en).
- Oesterholt, F en D. van der Kooij, 2003. *Legionella* in woninginstallaties. *H2O* 36(4):21-22.
- RIVM, 2003. Nuchter omgaan met risico's. Milieu- en Natuurplanbureau (MNP). RIVM-rapport 251701047.
- Schulze-Röbbecke, R. and R. Fischeder, 1989. *Mycobacteria* in biofilms. *Zentralbl. Bakteriол. Hyg.* 188, 385-390.
- Tobin, J.O.H., Beare, J. and M.S. Dunell, 1980. Legionnaires's disease in a transplant unit: isolation of the causative organism from shower baths. *Lancet*, 118-121.
- Torvinen, E., S. Suomalainen, M. J. Lehtola, I. T. Miettinen, O. Zacheus, L. Paulin, M.L. Katila and P. Martikainen. 2004. *Mycobacteria* in water and loose deposits of drinking water distribution systems in Finland. *Appl. Environ. Microbiol.* 70(4):1973-1981.
- Valster, R., B. Wullings, G. Bakker en D. van der Kooij, 2005. Detectie en identificatie van vrijlevende protozoz in drinkwater. *H2O* 38(25/26):47-49.
- van der Kooij, D., Visser, A. and W.A.M. Hijnen, 1982. Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.* 74, 540-545.
- van der Kooij, D. en W.A.M. Hijnen, 1984. Mogelijkheden van AOC-bepalingen voor het vaststellen van de concentratie van gemakkelijk afbreekbare verbindingen in water. *H2O* 17:249-252.
- van der Kooij, D., 1987. Actuele bacteriologische problemen bij opslag, transport en distributie van drinkwater. *H2O* 20(1):6-11.
- van der Kooij, D. 1992. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Journal AWWA* 84(2):57-65.
- van der Kooij, D. 1992. *Aeromonas* in drinkwater: voorkomen, bestrijding en betekenis. Kiwa Rapport april 1992.
- van der Kooij, D, J.S. Vrouwenvelder en H.R. Veenendaal. 1997. Bepaling en betekenis van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater. *H2O* 30(25):767-771.
- van der Kooij, D., van Lieverloo, J.H.M., Schellart, J. and P. Hiemstra, 1999. Maintaining quality without a disinfectant residual. *J. Am. Water Works Assoc.* 91(1), 55-64.
- van der Kooij, D., H.R. Veenendaal, N.P.G. Slaats and D. Vonk, 2002. Biofilm formation and the multiplication of *Legionella* on synthetic pipe materials in contact with treated water under static and dynamic conditions. In *Legionella* (eds R. Marre et al), ASM press, Washington D.C. pp 176-180.

- van der Kooij, D., P.K. Baggelaar, H.R. Veenendaal, L. Moulin, C.B. Corfitzen, H.J. Albrechtsen, D. Holt and B. Hambsch. 2006. Standardising the Biomass Production Potential method for determining the enhancement of microbial growth by construction products in contact with drinking water. Interlaboratory testing. Report EC Grant Agreement nbr. SI2.403889.
- van der Kooij, D., G. Wubbels en G. Veenendaal. 2007. Legionella-bacteriën in leidingwaterinstallaties behoren meestal tot de ongevaarlijke soort *Legionella anisa*. H<sub>2</sub>O 40(5): 33-38.
- Van der Kooij, D. 1997. Multiplication of coliforms at very low concentrations of substrates in tap water. pp. 195-207 in Coliforms and *E. coli*; problem of solutions. (eds D. Kay and C. Fricker). Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.
- Van der Wielen, P.W.J.J en D. van der Kooij. 2009. Literatuurstudie naar opportunistisch-ziekteverwekkende micro-organismen die zich in drinkwater kunnen vermeerderen. BTO(s) 2009.001.
- Van der Wielen, P. en D. van der Kooij. 2009. Invloed van watersamenstelling, afstand en seizoen op het ATP-gehalte in water en in sediment uit het leidingnet van 6 pompstations. BTO 2009.023.
- van Lieverloo, J.H.M., G. Veenendaal en D. van der Kooij. 1997. Dierlijke organismen in systemen voor distributie van drinkwater. Kiwa-rapport SWE 96.013.
- van Lieverloo, J.H.M., W. Hoogenboezem, G.L. Bakker, R. Voogt, R.A.G. te Welscher, en G. Wubbels. Ongewervelde dieren in systemen voor distributie van drinkwater. Periodiek beoordeling van de waterkwaliteit. Kiwa-rapport SWE-99.002.
- Valster, R.M., B.A. Wullings, G. Bakker, H. Smidt and D. van der Kooij. 2009. Free-living protozoa in two unchlorinated drinking water supplies identified by phylogenetic analysis of 18S rRNA gene sequences. Appl. Environ. Microbiol. 75 (14):4736-4746.
- Veenendaal, H. en D. van der Kooij. 2007. Een specifieke kweekmethode voor *Legionella pneumophila*. H<sub>2</sub>O 40 (5): 36-38.
- Versteegh, J.F.M., P.S. Brandsema, N.G.F.M. van der Aa, H.H.J. Dik en G.M. de Groot. 2007. Evaluatie legionellapreventie Waterleidingwet. RIVM-rapport 703719020
- Von Reyn, C.F., Maslow, J.N., Barber, T.W., Falkenham, J.O., III and R.D. Arbeit, 1994. Persistent colonisation of potable water as a source of *Mycobacterium avium* infection in AIDS patients. Lancet 343, 1137-1141.
- Vreeburg, J. H. G., Blokker, E. J. M., Horst, P., and van Dijk, J. C. (2009). "Velocity based self cleaning residential drinking water distribution systems." *Water Science and Technology*, 9(6), 635-641, doi:10.2166/ws.2009.689.
- VROM, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad 31:1-25.
- VROM, 2002. Regeling materialen en chemicaliën leidingwatervoorziening. Staatscourant 241 pp. 25-36.
- VROM, 2004. Besluit van 26 oktober 2004 tot wijziging van het Waterleidingbesluit en het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemaangelegenheden (preventie van Legionella) in leidingwater. Staatsblad 576: 1-50.
- Wadowsky, R.M., L.J. Butler, M.K. Cook, S. M. Verma, M.A. Paul, B.S. Fields, G. Keleti, J.L. Sykora and R. B. Yee. 1986. Growth-supporting activity for *Legionella pneumophila* in tap water cultures and implication of hartmannellid amoeba as growth factors. Appl. Environ. Microbiol. 54(11) :2677-2682.
- Wullings, B., G. Wubbels, H. Veenendaal en D. van der Kooij. 2007. Snelle, kwantitatieve detectie van *Legionella pneumophila* met Q-PCR. H<sub>2</sub>O 40(5): 39-41
- Wullings, B., G. Wubbels en D. van der Kooij. 2005. Niet-kweekbare, nog niet beschreven *Legionella* bacteriën algemeen aanwezig in drinkwater. H<sub>2</sub>O 38(25/26): 43-46.



# 6 Toxicologische aspecten

## 6.1 Inleiding

Leidingwater mag geen stoffen bevatten in concentraties die nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen hebben. In combinatie met een overeenkomende eis voor ziekteverwekkende micro-organismen vormt dit uitgangspunt de kern van de kwaliteitsbeoordeling van water dat wordt gebruikt voor consumptie, zoals verwoord in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001). Bij het vaststellen van de gezondheidkundige kwaliteitseisen voor chemische stoffen in drinkwater staat de giftigheid via orale opname centraal. De giftigheid van een stof wordt bepaald aan de hand van verschillende testen met proefdieren en celkweeksystemen. Hierbij worden gegevens verkregen over de concentratie waarbij schadelijke effecten optreden. Deze toxicologische testen geven informatie over acute giftigheid en effecten bij langdurige blootstelling (chronische toxiciteit), terwijl meer specifiek ook gegevens kunnen worden verzameld over effecten op de reproductie, de ontwikkeling van de ongeboren vrucht, het zenuwstelsel, het immuunsysteem en carcinogeniteit. Voor acute effecten zijn altijd hogere doses nodig dan voor lange-termijn effecten. Gelet op de lage concentraties waarin verontreinigingen veelal in de bron worden aangetroffen, is bij een normale bedrijfsvoering (calamiteiten buiten beschouwing gelaten) de kans op acuut toxische effecten vrijwel uitgesloten. Concentraties waarbij acuut toxische effecten kunnen optreden zullen in veel gevallen al veel eerder een waarneembaar effect hebben op het ecosysteem, bijvoorbeeld vissterfte. Toxicologische grenswaarden voor drinkwater zijn daarom gebaseerd op effecten die kunnen optreden na langdurige blootstelling, zoals chronische toxiciteit, carcinogeniteit en genotoxiciteit (par. 6.2.2).

## 6.2 Toxicologische grenswaarden

Bij het afleiden van grenswaarden voor stoffen kan een onderscheid worden gemaakt tussen stoffen met een drempeldosis en stoffen zonder een drempeldosis. De drempeldosis is een waarde waar beneden geen nadelige gevolgen voor de gezondheid te verwachten zijn. Of een stof een drempeldosis heeft, is afhankelijk van het werkingsmechanisme.

### 6.2.1 Stoffen met een drempeldosis

Bij stoffen met een drempeldosis zal blootstelling pas boven een bepaalde grens een schadelijk effect veroorzaken. Deze drempeldosis wordt afgeleid in een langdurend onderzoek met proefdieren, waarbij de betreffende stof in oplopende doseringen wordt toegediend. Op basis van het geen-effect niveau, ook wel de NOAEL (no-observed-adverse-effect level), kan een voor de mens veilig geachte dosis worden vastgesteld met gebruikmaking van een veiligheidsfactor (uncertainty factor, UF). Deze veiligheidsfactor is opgebouwd uit een factor 10 voor variatie tussen proefdier en mens (interspeciesvariatie), een factor 10 om te corrigeren voor verschil in gevoeligheid binnen één soort (intraspeciesvariatie) en soms nog een additionele factor als de toxiciteitsstudie niet in overeenstemming met de regels is uitgevoerd, of indien bijvoorbeeld een subchronische studie is uitgevoerd in plaats van een chronische studie (deze waarde kan variëren van ca. 3 tot 10). De totale veiligheidsfactor (UF) ligt meestal tussen de 100 en 1000.



De voor de mens veilig geachte dosis wordt de ADI (Acceptable Daily Intake) of TDI (Tolerable Daily Intake) genoemd<sup>2</sup>. Deze is als volgt gedefinieerd:

$$TDI = NOAEL/UF$$

Indien gegevens bij de mens bekend zijn uit bijvoorbeeld epidemiologisch onderzoek, dan worden deze uiteraard ook meegenomen bij het vaststellen van de TDI. Op basis van de TDI kan een maximaal toelaatbare concentratie in drinkwater berekend worden.

Drinkwater is voor de mens meestal niet de enige bron van blootstelling aan stoffen. Veelal is de inname via drinkwater relatief klein in vergelijking met de inname via voedsel of lucht. Er wordt bij richtlijnwaarden of kwaliteitseisen die afgeleid zijn via een TDI dan ook rekening gehouden met blootstelling via alle routes. Een bepaald percentage van de totale blootstelling wordt toegekend (allocatie) aan drinkwater of berekend aan de hand van fysisch-chemisch eigenschappen. Deze benadering verzekert dat de totale dagelijkse inname via alle bronnen de TDI niet overschrijdt. Als onbekend is hoeveel drinkwater bijdraagt aan de totale dagelijkse dosis, wordt een default allocatie van 10% gebruikt. Deze waarde omvat in principe alle blootstellingsroutes aan drinkwater (inslikken, inhalatie en huidcontact).

Bij het vaststellen van gezondheidkundige kwaliteitseisen voor drinkwater wordt aangenomen dat de gemiddelde drinkwaterconsumptie 2 liter drinkwater per dag is. Hieruit kan worden afgeleid dat:

$$Kwaliteitseis\ drinkwater = (TDI \times bw \times P) / C$$

waarin:

TDI = tolerable daily intake;

bw = bodyweight (lichaamsgewicht), veelal 60 kg;

P = bijdrage drinkwater aan totale blootstelling, veelal 10%;

C = drinkwaterconsumptie, veelal 2 liter per dag.

Een voorbeeld van een stof waarbij via deze benadering een gezondheidkundige kwaliteitseis is opgesteld is nikkel. Voor nikkel is een TDI van 5 µg/kg lichaamsgewicht afgeleid. De kwaliteitseis voor drinkwater is dan : (5 µg/kg x 60 kg x 10%)/2 l. = 20 µg/l (afgerond)

### 6.2.2 Stoffen zonder drempeldosis

In het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de inductie van een verandering (mutatie) of breuk in het genetisch materiaal (DNA) de initiatie is van het proces van chemische carcinogenese. Omdat dit genotoxische mechanisme meestal geen drempelwaarde heeft, is er bij lage blootstelling al een kans op schade. Het afleiden van een ADI of TDI is in dergelijke gevallen niet geschikt en daarom wordt een rekenkundige vertaling van de gegevens naar lage doses toegepast. Voor deze verbindingen kan geen dosis berekend worden waarbij geen effect optreedt. Daarom wordt het effect van de stof uitgedrukt in de kans op overlijden door kanker. Deze kans wordt vergeleken met een door de overheid vastgesteld aanvaardbare kans op overlijden door kanker. Voor het bepalen van de kans op

---

<sup>2</sup> Het verschil tussen de ADI en TDI ligt in de soort chemische stof waarvoor het opgesteld is. Voor bestrijdingsmiddelen en voedseladditieven spreekt men over ADI, de acceptabele dagelijkse inname; voor verontreinigingen en overige stoffen spreekt men over TDI, de getolereerde dagelijkse inname. Voor verontreinigingen in water wordt de term TDI gehanteerd.

overlijden door kanker wordt aangenomen dat alle geïnduceerde kankers een dodelijke afloop hebben en wordt een verwaarloosbaar en een maximaal toelaatbaar risiconiveau gehanteerd. In Nederland is het verwaarloosbare sterfterisiconiveau bij levenslange blootstelling vastgesteld op  $10^{-6}$  per afzonderlijke verbinding. Dat betekent dat bij levenslange blootstelling van 1.000.000 mensen aan een bepaalde concentratie van een verbinding er maximaal 1 persoon is die ten gevolge daarvan zal overlijden. Het maximaal toelaatbare risiconiveau in Nederland is  $10^{-4}$  per stof bij levenslange blootstelling.

In Nederland wordt voor genotoxische stoffen in drinkwater het verwaarloosbare risiconiveau gehanteerd. Bij het afleiden van een kwaliteitseis voor genotoxische stoffen in drinkwater wordt verder geen rekening gehouden met een allocatie aan drinkwater, omdat het verwaarloosbare risiconiveau van toepassing is op specifiek de blootstelling aan de stof via drinkwater. Een voorbeeld van een stof waarbij het verwaarloosbaar risiconiveau is gehanteerd bij het afleiden van de norm voor drinkwater is benzeen. De concentratie in water die correspondeert met een sterfterisico van  $10^{-6}$  bedraagt  $1 \mu\text{g/l}$ .

Er zijn ook genotoxische stoffen waarvoor niet de aanpak via het verwaarloosbaar risiconiveau corresponderend met een sterftekans van  $10^{-6}$  wordt gehanteerd, maar waarin wordt uitgegaan van het niet-aantoonbaarheidsprincipe. Dat kan zijn in situaties waarin het niet mogelijk is om uit de proefdiergegevens een extrapolatie te maken naar het concentratieniveau corresponderend met een sterfterisico van  $10^{-6}$  of wanneer de gezondheidkundige norm om technische redenen niet haalbaar is (zie ook par. 6.3). Overigens zijn er ook carcinogene stoffen die niet-genotoxisch zijn, maar via een indirect mechanisme werken. Een voorbeeld van een dergelijke stof is asbest, dat via het opwekken van een chronische ontsteking in de longen de celdeling verhoogt en daarmee de kans op groei van een kankercel. Aangenomen wordt dat er voor niet-genotoxische carcinogene verbindingen wel een drempelwaarde is. Dan kan wel een richtlijnwaarde afgeleid worden met de ADI benadering. In het Waterleidingbesluit zijn geen stoffen opgenomen die niet-genotoxisch carcinogeen zijn.

### **6.3 Afwijken van toxicologische grenswaarden**

Naast de toxicologische overwegingen spelen ook andere zaken een rol bij het opstellen van kwaliteitseisen voor stoffen in drinkwater. Hierbij valt te denken aan ethische, esthetische en bedrijfstechnische aspecten, maar ook beleidsafwegingen zijn van invloed op de getalswaarde. Zo is in Nederland de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) voor acrylamide  $0,1 \mu\text{g/l}$  en gebaseerd op het niet-aantoonbaarheidsprincipe, zoals dit ook geldt voor bestrijdingsmiddelen. Door de WHO (2004) is een gezondheidkundige "guideline value" (richtlijnwaarde) van  $0,5 \mu\text{g/l}$  vastgesteld, corresponderend met een risiconiveau van  $10^{-5}$ .

Bij het vaststellen van de maximum waarden voor diverse desinfectiebijproducten (trihalomethanen, bromaat) gelden ook aanvullende overwegingen. Daarbij is een afweging gemaakt tussen de microbiologische en toxicologische gezondheidsrisico's en is gekozen voor een hogere maximum waarde voor de betreffende verbindingen dan op grond van toxicologische gegevens berekend kan worden. Uitgaande van een verwaarloosbaar risiconiveau van  $10^{-6}$  zou voor bromaat een kwaliteitseis van  $0,3 \mu\text{g/l}$  moeten worden gehanteerd. Voor bromaat is de kwaliteitseis in Nederland echter  $1 \mu\text{g/l}$  en in geval van desinfectie geldt een eis van  $5 \mu\text{g/l}$  (als 90-percentiel, met een maximum van  $10 \mu\text{g/l}$ ). Het belang van de afdoding van micro-organismen wordt hier gesteld boven de risico's op lange termijn effecten van de desinfectienevenproducten.

De diverse afwegingen leiden voor chemische verontreinigingen tot sterk uiteenlopende kwaliteitseisen. Dat blijkt ook uit de tabellen 6.1 en 6.2 waarin respectievelijk de organische en anorganische stoffen met de bijbehorende MTC-waarde uit het Waterleidingbesluit zijn opgenomen.

Tabel 6.1. Maximaal toelaatbare concentraties (MTC) voor organische verbindingen zoals opgenomen in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001). Rangschikking naar toenemende concentratie

| (Type) verbinding                                 | MTC (µg/l) | Opmerking*                         |
|---------------------------------------------------|------------|------------------------------------|
| Benzo(a)pyreen**                                  | 0,01       | Tabel II                           |
| aldrin, dieldrin, heptachloor, heptachloorepoxide | 0,03       | Tabel II                           |
| Pesticiden (per stof)                             | 0,1        | Tabel II                           |
| PCB's (per stof)                                  | 0,1        | Tabel II                           |
| PAK's (som)                                       | 0,1        | Tabel II                           |
| Epichloorhydrine**                                | 0,1        | Tabel II                           |
| Acrylamide**                                      | 0,1        | Tabel II                           |
| Vinylchloride**                                   | 0,5        | Tabel II                           |
| PCB's (som)                                       | 0,5        | Tabel II                           |
| Pesticiden (som)                                  | 0,5        | Tabel II                           |
| Monocyclische aromatische koolwaterstoffen        | 1          | Tabel IIIc                         |
| Gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen       | 1          | Tabel IIIc                         |
| Gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen     | 1          | Tabel IIIc                         |
| (Chloor)fenolen                                   | 1          | Tabel IIIc (0,1 indien metaboliet) |
| Aromatische aminen                                | 1          | Tabel IIIc (0,1 indien metaboliet) |
| Benzeen**                                         | 1          | Tabel II                           |
| 1,2-dichloorethaan**                              | 3          | Tabel II                           |
| Tetra- en trichlooretheen (som)                   | 10         | Tabel II                           |
| Trihalomethanen (THM; som)                        | 25         | Tabel II                           |

\* Tabel II Waterleidingbesluit: gezondheidkundige parameter; Tabel III Waterleidingbesluit: indicatorparameter (esthetische/organoleptische, voorzorg- of bedrijfstechnische eis);

\*\* genotoxische verbinding. Ook diverse niet nader aangeduide PCB's, PAK's, aromaten, gehalogeneerde koolwaterstoffen, fenolen, aminen en broomdichloormethaan zijn genotoxisch.

Tabel 6.2. Maximaal toelaatbare concentraties (MTC) van anorganische verbindingen zoals opgenomen in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001). Rangschikking naar toenemende concentratie.

| Verbinding     | MTC (µg/l) | Opmerking   | Verbinding | MTC (µg/l) | Opmerking*  |
|----------------|------------|-------------|------------|------------|-------------|
| Bromaat **     | 1          | Tabel II    | Nitriet    | 100        | Tabel II    |
| Kwik           | 1          | Tabel II    | Aluminium  | 200        | Tabel III b |
| Antimoon       | 5          | Tabel II    | Ijzer      | 200        | Tabel III b |
| Cadmium        | 5          | Tabel II    | Boor       | 500        | Tabel II    |
| Arseen***      | 10         | Tabel II    | Fluoride   | 1100       | Tabel II    |
| Lood           | 10         | Tabel II    | Koper      | 2000       | Tabel II    |
| Seleen         | 10         | Tabel II    | Zink       | 3000       | Tabel III b |
| Nikkel         | 20         | Tabel II    | Nitraat    | 50000      | Tabel II    |
| Chroom **      | 50         | Tabel II    | Chloride   | 150000     | Tabel III a |
| Cyaniden (som) | 50         | Tabel II    | Natrium    | 150000     | Tabel III b |
| Mangaan        | 50         | Tabel III b | Sulfaat    | 150000     | Tabel III b |

\* Tabel II Waterleidingbesluit: gezondheidkundige parameter; Tabel III Waterleidingbesluit: indicator parameter (esthetische/organoleptische, voorzorg- of bedrijfstechnische eis);

\*\* genotoxische verbinding; \*\*\* arseen is een carcinogene stof.

## 6.4 Beperkingen huidige beoordeling

Bij de gezondheidkundige beoordeling van een stof die in drinkwater wordt aangetroffen, wordt gebruik gemaakt van informatie van instanties zoals de WHO, EPA of het EU Chemicals Bureau. Internationale samenwerking op dit gebied is dus van groot belang. Probleem is echter dat voor lang niet alle stoffen toxicologische gegevens beschikbaar zijn. Ter illustratie: vanaf 1983 tot heden zijn in diverse onderzoeken, o.a. uitgevoerd in opdracht van de RIWA, vele verbindingen (circa 1500) gevonden in het oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de bereiding van drinkwater (Van Genderen *et al.*, 1994, Van Genderen en Noordsij, 1998, Van Genderen *et al.*, 2000). Verschillende van deze stoffen kunnen de zuivering passeren of worden slechts in beperkte mate verwijderd. Uit een inventarisatie en toxicologische evaluatie is gebleken dat voor ongeveer een derde deel van de thans aangetroffen verbindingen geen toxiciteitsgegevens bekend zijn. Voor een ander aanzienlijk deel is hooguit een beperkte hoeveelheid toxiciteitsgegevens beschikbaar (Van Genderen *et al.*, 2000).

Een andere beperking van de huidige beoordeling van stoffen in drinkwater is dat het effect van gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen niet wordt meegenomen. Als twee stoffen dezelfde werking hebben, kunnen de doses soms opgeteld worden (additie), zodat het totale effect van het mengsel hoger is dan verwacht op basis van de individuele toxiciteit (Pieters en Könemann, 1997). Dit hangt er wel vanaf of er nog interactie is tussen de stoffen, bijvoorbeeld een versterking van het effect (synergie) of afzwakking van het effect (antagonisme). Zo zou een mengsel waarin stoffen allemaal beneden de individuele norm aanwezig zijn toch schadelijke effecten kunnen veroorzaken. Bij de beoordeling van mogelijke gezondheidsrisico's dient daarom ook rekening te worden gehouden met blootstelling aan mengsels. Op dit moment lijken de beperkte onderzoeksresultaten aan te geven dat interactie kan optreden bij gelijktijdige blootstelling aan stoffen met een overeenkomstige werking, zonder interactie. Bij gelijktijdige blootstelling aan stoffen met een verschillende werking, zonder interactie, lijken individuele advieswaarden voor de componenten voldoende bescherming te bieden (Gezondheidsraad, 2002).

In het verleden werd vooral onderzoek gedaan naar effecten van gelijktijdige blootstelling aan een combinatie van hoge concentraties stoffen. Voor drinkwater speelt met name de gelijktijdige blootstelling aan lage concentraties stoffen een rol. Uit de onderzoeken die zich gericht hebben op het combinatie effect bij lage blootstellingsniveaus wordt voorlopig geconcludeerd dat bij een lager blootstellingsniveau het combinatie-effect kleiner is. Deze conclusies berusten echter op een klein aantal analyses met een klein aantal stoffen en behoeven nog verdere onderbouwing. Inmiddels zijn enige rekenregels ontwikkeld voor het beoordelen van gelijktijdige blootstelling aan een veelheid van stoffen. Toch is er nog behoefte aan onderzoek zodat een gefundeerde relatie kan worden gelegd tussen de aard van de combinatiewerking en het type rekenregel (Gezondheidsraad, 2002).

De problematiek van het ontbreken van toxicologische gegevens en het voorbijgaan aan effecten van gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen vereist aldus een strategische aanpak met nieuwe toxicologische testen en beoordelingsmethoden. Hierbij valt te denken aan de toepassing van de Threshold of Toxicological Concern, (Quantitative) Structure Activity Relationships en effectgerichte testen. Deze onderwerpen worden verderop in dit hoofdstuk toegelicht.

#### **6.4.1 Aanpak in Duitsland en in de Verenigde Staten**

Ook in het buitenland zijn benaderingen in ontwikkeling voor de beoordeling van de aanwezigheid van een steeds grotere verscheidenheid aan milieuvreemde organische stoffen in het drinkwater en de drinkwaterbronnen. In Duitsland hanteert de overheid voor stoffen waarvan de gezondheidkundige betekenis onbekend is een pragmatische richtwaarde van 0,1 µg/l. Deze waarde geldt voor zowel niet-genotoxische stoffen, als het merendeel van de genotoxische stoffen. Voor de zeer potente genotoxische stoffen wordt wel aangegeven dat deze waarde niet van toepassing is voor levenslange blootstelling, maar alleen voor kortere perioden mag worden toegepast. De exacte duur staat echter niet vermeld. (UBA, 2003). Wordt het niveau van 0,1 µg/l overschreden dan wordt nagegaan of maatregelen kunnen worden genomen om de verontreiniging van de bron te voorkomen/beperken, of om verontreiniging uit materialen in contact met drinkwater te verminderen of te voorkomen. De richtwaarde is vastgesteld vanuit de overtuiging dat een volledige toxicologische evaluatie veelal tot een vergelijkbare of hogere richtwaarde zou leiden. UBA (2003) geeft aan dat afhankelijk van de aard van de toxicologische informatie die beschikbaar is, ook hogere richtwaarden kunnen worden gehanteerd. Indien bijvoorbeeld duidelijk is dat een stof niet-genotoxisch is, kan een richtwaarde van 0,3 µg/l worden gehanteerd. Is nog meer informatie beschikbaar en blijkt daaruit dat de stof niet neurotoxisch is en geen schadelijke effecten heeft op de reproductie of de ongeboren vrucht, dan kan een richtwaarde van 1 µg/l worden gehanteerd. Als daarbij ook informatie beschikbaar is over subchronische toxiciteit en duidelijk is dat deze niet leidt tot een lagere gezondheidkundige grenswaarde, dan kan een richtwaarde van 3 µg/l worden gehanteerd. Waarden > 3 µg/l kunnen worden getolereerd op basis van een complete toxicologische evaluatie waarbij de stof niet genotoxisch, neurotoxisch, teratogeen, etc. is. Deze aanbevelingen hebben geen bindende werking voor de waterbedrijven in Duitsland.

In de Verenigde Staten wordt als uitgangspunt gehanteerd dat geen verdere maatregelen worden genomen zolang er geen wettelijke kwaliteitseis voor de stof is. Wel wordt via een bepaalde cyclus vastgesteld welke stoffen eventueel in aanmerking komen voor het vaststellen van een wettelijke kwaliteitseis. Dit gebeurt via de 'Contaminant Candidate List'. Stoffen die op deze lijst staan worden gedurende een bepaalde tijd intensiever gevolgd via de Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR). Indien er voldoende aanwijzingen zijn dat een bepaalde stof op grote schaal voorkomt en er zijn gegevens die een mogelijk gezondheidseffect aantonen bij de waargenomen concentraties, dan wordt deze stof voorgedragen voor het vaststellen van een wettelijke kwaliteitseis. De wettelijke eisen aan drinkwater worden weergegeven als maximum contaminant level (MCL). Voor 90 parameters is een MCL gedefinieerd. Daarnaast worden ook niet-afdwingbare streefwaarden gedefinieerd, de zogenoemde maximum contaminant level goals (MCLGs). Verder zijn er nog gezondheidkundige advieswaarden die kunnen worden gehanteerd om een stof te beoordelen. Deze hebben echter geen wettelijke status en zijn eveneens niet wettelijk afdwingbaar.

#### **6.5 Benadering in Nederland**

Voor de aanpak van de problematiek van de diversiteit van onbekende stoffen in drinkwater wordt hieronder een andere benadering voorgesteld en uitgewerkt. Deze aanpak is gebaseerd op de toepassing van de Threshold of Toxicological Concern, (Quantitative) Structure Activity Relationships en effectgerichte testen. Deze onderwerpen worden hieronder toegelicht.

### 6.5.1 *Threshold of Toxicological Concern*

De *Threshold of Toxicological Concern* (TTC) is een operationalisering van de opvatting dat voor alle stoffen een blootstellingsniveau (drempelwaarde) is vast te stellen waarbeneden de gezondheidsrisico's voor de mens verwaarloosbaar zijn. Het concept dat er blootstellingsniveaus zijn die geen nadelige effecten veroorzaken, is inherent aan het vaststellen van 'acceptable daily intakes' voor stoffen waarvoor voldoende toxiciteitsgegevens bekend zijn. Het TTC-principe gaat echter verder en gaat uit van de veronderstelling dat voor stoffen waarvoor onvoldoende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, een drempelwaarde kan worden vastgesteld op basis van de toxiciteit van structureel verwante stoffen.

### 6.5.2 *TTC voor voedseladditieven*

Het eerste TTC-concept is ontwikkeld op basis van een statistische analyse van datasets met toxicologische gegevens, waaronder ook carcinogeniteitsstudies, van een grote verscheidenheid aan chemische stoffen (Munro *et al.*, 1996). Dit eerste TTC-concept vormde de basis van de Threshold of Regulation voor voedseladditieven en stoffen in verpakkingsmaterialen, zoals die werd gehanteerd door de US Food and Drug Administration (Federal Register, 1993). Het is ook door de Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives toegepast voor een beoordeling van reuk- en smaakstoffen (JECFA, 1993). Later is de bruikbaarheid van dit eerste TTC-concept voor de beoordeling van voedselveiligheid onderzocht door een groep van deskundigen van het International Life Science Institute (Kroes *et al.*, 2000). Geconcludeerd werd dat een TTC van 1,5 µg/persoon per dag een adequate veiligheidsgarantie kan geven.

Aanvankelijk werd bij het vaststellen van de TTC-waarde van 1,5 µg/persoon per dag nog geen onderscheid gemaakt tussen genotoxische en niet-genotoxische verbindingen (Kroes *et al.*, 2000). Dat kwam omdat genotoxische carcinogenen slechts een marginale hogere waarschijnlijkheid op een overschrijding van het risiconiveau van  $10^{-6}$  gaven. Om tegemoet te komen aan de wens om genotoxisch carcinogene verbindingen zo veel mogelijk uit het voedsel te weren is uiteindelijk wel onderscheid gemaakt tussen genotoxische en niet-genotoxische stoffen. Voor genotoxische stoffen is vervolgens een TTC afgeleid, gebaseerd op de grenswaarden voor zeer potente genotoxisch carcinogenen. De TTC waarde die hiervoor kon worden afgeleid bedraagt 0,15 µg/dag (Kroes *et al.*, 2004).

Er is een aantal uitzonderingen op deze regel. Zo is vastgesteld dat stoffen uit bepaalde structurele groepen een zodanig hoog risico vormen, dat de twee genoemde TTCs hier niet voor kunnen gelden. Dit zijn:

- aflatoxine-achtige stoffen;
- N-nitroso-verbindingen;
- azoxy-verbindingen;
- steroïden;
- polygehalogeneerde dibenzo-p-dioxines en -dibenzofuranen.

Deze zogenoemde *high-potency carcinogens*, die zijn te herkennen aan hun kenmerkende structurele groepen (ook wel *structural alerts* genoemd), dienen afzonderlijk beoordeeld te worden (Kroes *et al.*, 2004). Gelet op de aard van de databases die gebruikt zijn om de TTC's vast te stellen, kan het concept eveneens niet gebruikt worden voor:

- metalen in elementaire vorm, geïoniseerd of in organische vorm (veel metalen accumuleren en dienen afzonderlijk beoordeeld te worden);
- stoffen met een extreem lange half-waarde tijd die in verschillende proefdieren grote verschillen in bioaccumulatie laten zien, zoals TCDD en aanverwante structuren;

- eiwitten.

In figuur 6.1 is te zien dat voor verschillende groepen van verbindingen verschillende TTC's worden gehanteerd. Zo wordt op een gegeven moment gevraagd of de stof *structural alerts* heeft voor genotoxiciteit. Hoe dit schema kan worden gebruikt voor de beoordeling van stoffen in drinkwater zal worden besproken in par. 6.5.2. Overigens dient de toepassing van het TTC-concept gezien te worden als een eerste stap in de beoordeling van een stof. De beslisboom is een hulpmiddel hierbij, maar *expert judgement* blijft onmisbaar. De TTC-benadering kan alleen gebruikt worden indien de beschikbare chemische gegevens niet geschikt zijn voor een normale risicoschatting. De publicatie van Kroes *et al.* (2004) vormt de basis voor het definiëren van een TTC voor stoffen die worden aangetroffen in drinkwater en de bronnen waaruit dit is bereid.

### 6.5.3 TTC voor drinkwater

Door de US FDA wordt voor een inschatting van de gezondheidsrisico's aangenomen dat de betreffende stof aanwezig kan zijn in 1,5 kg voedsel en 1,5 kg drank. Dit is een volledig dieet voor een volwassene persoon met een lichaamsgewicht van 60 kg. De TTC's worden uitgedrukt in hoeveelheden per persoon per dag of per kg voedsel of drank per dag. Dit betekent dat bij een TTC van 1,5 µg/persoon per dag en een opname van 3 kg voedsel en drank, de toegestane opname van een stof bereikt wordt bij een concentratie van 0,5 µg/kg voedsel of drank. Wordt de betreffende stof alleen in de drank aangetroffen (1,5 kg vloeibaar) dan betekent dit dat de genoemde TTC bijvoorbeeld gelijk is aan een concentratie van 1 µg/L drinkwater.

In Nederland is de aanpak anders. In het Warenwetbesluit Verpakkingen- en Gebruiksartikelen (Staatsblad, 2005) wordt uitgegaan van een opname van 1 kg voedsel per persoon per dag. Voor het vaststellen van grenswaarden voor stoffen in verpakkingsmiddelen wordt geen rekening gehouden met vast of vloeibaar voedsel. Indien een stof zowel in verpakkingsmaterialen voor voedsel als in materialen die in contact komen met drinkwater voorkomt, dan wordt voor drinkwater in de regel een allocatie van 10% genomen (Regeling materialen en chemicaliën, 2003). Bij een consumptie van twee liter drinkwater per dag betekent dit dat de grenswaarde die voor een stof in het verpakkingsmateriaal voor voedsel is vastgesteld door een factor 20 gedeeld kan worden om tot een maximaal toelaatbare concentratie (MTC) in drinkwater te komen. In het Verpakkingen- en gebruiksartikelenbesluit wordt voor niet-genotoxische stoffen, waarvoor verder geen toxicologische informatie beschikbaar is, een pragmatische grenswaarde van 50 µg/kg voedsel gehanteerd. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat blootstelling alleen gedurende een beperkte tijd plaats vindt (maximaal 100 dagen). Omgerekend naar drinkwater zou dit uitkomen op een waarde van 2,5 µg/l. Omdat blootstelling aan contaminanten via drinkwater niet per definitie gedurende beperkte tijd is, is ervoor gekozen om voor het afleiden van streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21 uit te gaan van de TTC zoals is opgesteld door Kroes *et al.* (2004). Uitgaande van de TTC van 1,5 µg/persoon per dag zal de MTC in dit geval 0,075 µg/l, afgerond 0,1 µg/l moeten zijn. Voor genotoxische stoffen is de TTC voor voeding 0,15 µg/persoon per dag. Wanneer dezelfde rekenregels worden toegepast, wordt de TTC voor genotoxische stoffen in drinkwater 0,0075 µg/l, afgerond is dit 0,01 µg/l.

De TTC van 0,15 µg/persoon per dag voor genotoxische stoffen in voeding is vastgesteld op grond van de wens van regelgevende instanties om deze stoffen uit het voedsel te weren. Indien blootstelling echter niet vermeden kan worden, dan rijst de vraag of de voor drinkwater afgeleide waarde van 0,01 µg/l juist en/of praktisch is. Voor NDMA bijvoorbeeld, een *high potency genotoxic carcinogen* (N-nitroso-verbinding) en daarom een

stof die een afzonderlijke beoordeling behoeft, is door de Wereldgezondheidsorganisatie een guideline value van 0,1 µg/l voorgesteld, corresponderend met een extra sterfterisico van  $10^{-5}$  bij levenslange blootstelling (WHO, 2007). Vertaald naar de Nederlandse situatie, waarbij als grenswaarde een risiconiveau van  $10^{-6}$  wordt gehanteerd, wordt dit 0,01 µg/l (=10 ng/l). Voor andere, minder potente genotoxische verbindingen, zoals vinylchloride, acrylamide en epichloorhydrine, zijn in het Waterleidingbesluit echter MTC's van 0,1 µg/l en hoger vastgesteld. Met het hanteren van een streefwaarde voor drinkwater van 0,01 µg/l wordt de benadering van genotoxische stoffen gelijk gesteld aan die van de meest potente genotoxische verbindingen. Daarmee wordt de kans dat er nog genotoxische verbindingen 'buiten de boot vallen' geminimaliseerd. In Hoofdstuk 8 zal de toepassing van deze streefwaarden worden toegelicht aan de hand van diverse verontreinigingen.

In drinkwater kunnen meerdere stoffen aanwezig zijn, die individueel in niveaus onder de streefwaarde blijven. Samen kunnen zij echter toch in een totale concentratie voorkomen, die niet past bij het concept van Drinkwaterkwaliteit Q21. Daarom worden naast streefwaarden voor individuele stoffen ook streefwaarden voorgesteld voor de som aan verontreinigingen voorgesteld. Deze streefwaarden zijn niet gebaseerd op het TTC principe, maar zijn meer een pragmatische keuze, bedoeld om het totaal aantal stoffen aanwezig in water te beperken. Voorgesteld wordt om voor de som van alle aanwezige niet-genotoxische stoffen een streefwaarde te hanteren van 1 µg/l. Dit correspondeert met een maximum van 10 stoffen in een concentratie net onder 0,1 µg/l (of b.v. 20 stoffen in een concentratie net onder 0,05 µg/l). Voor de som van alle genotoxische verbindingen wordt een streefwaarde van 0,05 µg/l voorgesteld. Deze streefwaarde is strenger dan voor niet-genotoxische stoffen, vanuit de overweging dat de aanwezigheid van genotoxische stoffen in drinkwater nóg minder gewenst is. Deze Q21-visie is gepubliceerd in het vakblad H<sub>2</sub>O (van der Hoek et al. 2008).



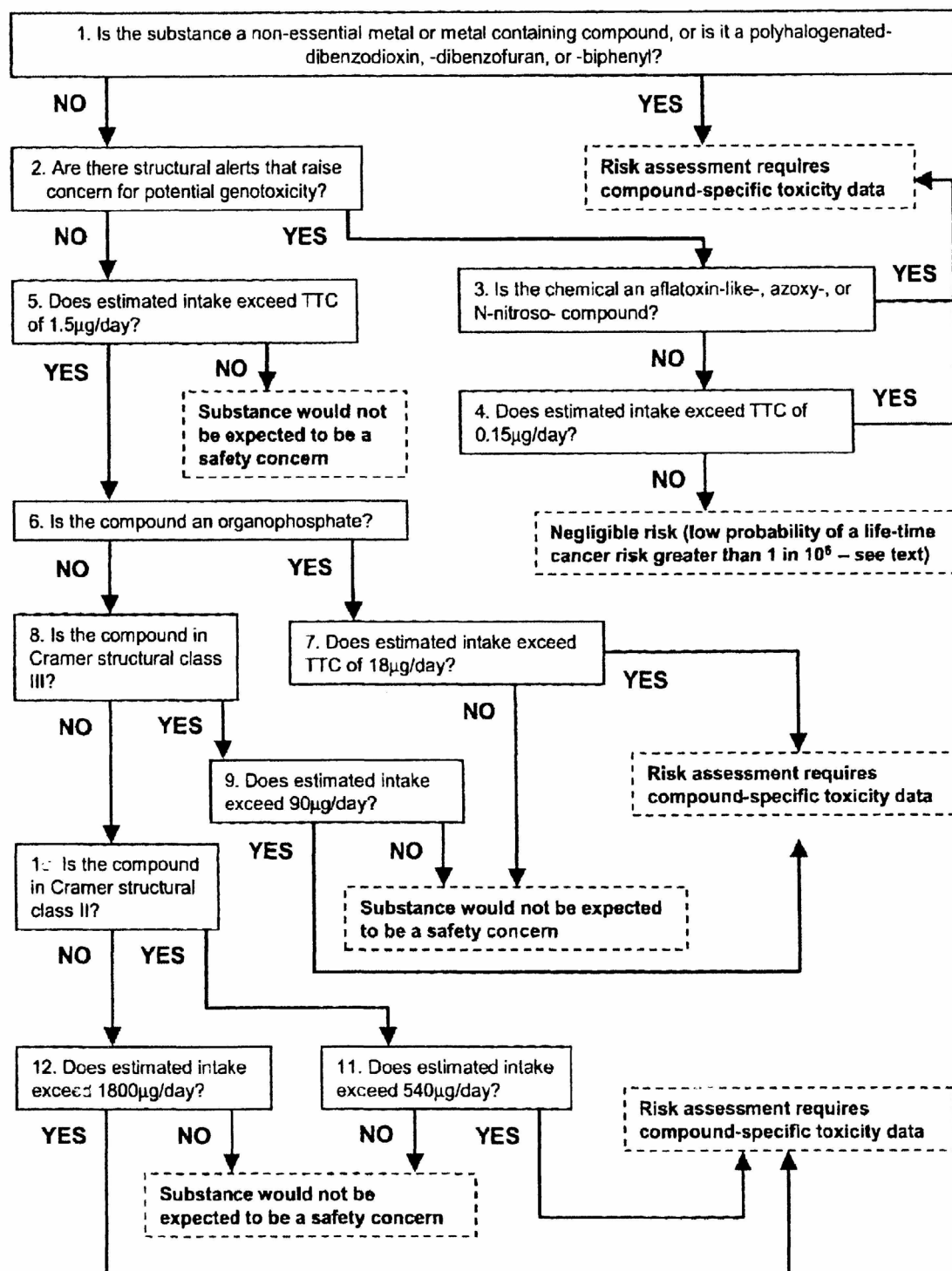


Fig. 6.1. Beslisboom voor toxicologische grenswaarden voor stoffen in voedsel waarvoor beperkte toxiciteitgegevens beschikbaar zijn (overgenomen uit Kroes et al., 2004). In de beslisboom zijn verschillende TTC's genoemd die gerelateerd zijn aan verschillende structurele eigenschappen. Voor drinkwater gelden afgeleide TTC-waarden (zie tekst) en worden stappen 6 t/m 11 niet uitgevoerd.

#### 6.5.4 Structuur-activiteitsrelaties

Door de opkomst van gecomputeriseerde expertsystemen is het mogelijk geworden om de toxiciteit van bepaalde stoffen te voorspellen. Deze systemen zijn gebaseerd op structuur-activiteitsrelaties (SARs), die zijn vastgesteld tussen de fysisch-chemische structuur en de

biologische activiteit van een stof. Sommige systemen zijn kwalitatief en geven alleen aan met welke waarschijnlijkheid een stof een bepaald schadelijk effect kan hebben. Zo kan een dergelijk systeem bijvoorbeeld bij een stof met een nitro (NO<sub>2</sub>-) groep aangeven dat deze stof grote kans heeft genotoxisch te zijn. Andere systemen geven een kwantitatieve uitkomst: een concentratie of dosis waarbij bepaalde effecten te verwachten zijn. Deze systemen gebruiken daarvoor kwantitatieve structuur-activiteitsrelaties: QSARs. (Q)SAR systemen kunnen worden toegepast indien de identiteit van de verbinding (of een belangrijk deel daarvan) bekend is, maar geen gegevens over de toxiciteit beschikbaar zijn. Omdat het modellen betreft, en modellen nooit de werkelijkheid compleet weergeven, zijn de voorspellingen van deze modellen altijd omgeven met een bepaalde onzekerheid. Daarom zijn de resultaten vooral geschikt om snel een eerste beeld te verkrijgen van de toxische eigenschappen van een stof, om richting te geven aan verdere stappen. Zo kunnen de (Q)SARs gebruikt worden om de structuur van de stof te onderzoeken op *structural alerts* (bijvoorbeeld genotoxische groepen), en op deze wijze input leveren bij het bepalen welke TTC-waarde gehanteerd moet worden voor een stof.

## **6.6 Effectgerichte *in vitro* testen**

Zoals in paragraaf 6.1 is aangegeven, kan de toxiciteit van stoffen worden vastgesteld in proefdieren (*in vivo*) of met gekweekte cellen of bacteriën (*in vitro*). De effecten die stoffen bij de cellen of bacteriën veroorzaken staan hierin model voor de effecten die deze stoffen bij de mens teweeg kunnen brengen. *In vitro* testen zijn goedkoper, sneller en ethisch minder bezwaarlijk dan proefdierstudies.

Bij gebrek aan toxicologische informatie over een stof kan met een *in vitro* test bepaald worden of de stof een specifieke toxische eigenschap heeft. Ook de toxische potentie, de mate waarin de stof een bepaald nadelig effect veroorzaakt, kan worden vastgesteld en vergeleken met bekende toxische stoffen. Het is echter nog niet mogelijk veilige grenswaarden, zoals ADI's, vast te stellen met behulp van data uit *in vitro* testen. Daarvoor zijn de verschillen tussen cellen of bacteriën en de mens te groot; verschillen die tot op heden niet verdisconteerd kunnen worden in veiligheidsfactoren. Met *in vitro* testen kunnen op dit moment dus alleen semi-kwantitatieve toxicologische gegevens gegenereerd worden. Nader onderzoek is nodig om de *in vitro* resultaten beter te kunnen vertalen naar risico's voor de mens, om dergelijke resultaten beter bruikbaar te maken voor het beoordelen van stoffen en waterkwaliteit. Een groot voordeel van effectgericht testen is dat ook het totale effect kan worden gemeten van alle aanwezige stoffen. Ook mengseffecten zoals versterking van een effect (synergie) of verzwakking (antagonisme) worden in dit totale effect meegenomen. Ook kan met *in vitro* testen zeer goed bepaald worden of een aangetroffen stof genotoxisch is en er dus een andere streefwaarde voor geldt in drinkwater. Een beperking van de effectgerichte testen is dat watermonsters veelal bewerkt en geconcentreerd moeten worden om relevante effecten te kunnen detecteren. Bij voorbewerking van watermonsters kunnen stoffen verloren gaan, waardoor niet alle verontreinigingen mee worden genomen in de test.

### **6.6.1 Effectgerichte streefwaarden**

Uit oogpunt van de gezondheid van de consument zouden aan het totale effect van alle stoffen in water grenzen gesteld moeten worden. Een dergelijke effectgerichte norm zou kunnen stellen dat een watermonster niet meer dan  $x$  respons mag genereren in test  $y$ , bijvoorbeeld niet meer dan  $x$  revertanten in de Ames-test. Ook het Ministerie van V&W onderzoekt de mogelijkheden voor het gebruiken van effectgerichte kwaliteitseisen, in dit geval voor de kwaliteitsbeoordeling van oppervlaktewater (Maas *et al.*, 2003). Synchron

hieraan zou de drinkwatersector kunnen nagaan of -en zo ja: hoe - effectgerichte streefwaarden kunnen worden gehanteerd om de kwaliteit van drinkwater te waarborgen. Het vaststellen van dergelijke streefwaarden zal nog veel studie vergen, omdat daarvoor vaste testen met vaste protocollen gekozen moeten worden, en een relatie gelegd moet worden tussen een effect uit deze testen en het daarmee corresponderende gezondheidkundig risico voor de consument. Als uitgangspunt kan in ieder geval het standstill principe worden gehanteerd: er mag geen toename optreden in de waargenomen effecten. Van oestrogene effecten is met de huidige beschikbare testen bekend dat er geen effecten in drinkwater worden waargenomen. Uitgaande van het stand-still principe mag dit dus niet toenemen. Dit effect is echter wel gerelateerd aan de momenteel beschikbare testen. Indien in de toekomst andere (wellicht gevoeligere) testen worden gebruikt zal het resultaat dus ook gerelateerd dienen te worden aan de testen die anno 2008 worden gebruikt.

Effectgerichte testen kunnen bijdragen aan een betere bewaking van de kwaliteit van de bronnen voor drinkwater (zie ook Hoofdstuk 9) en passen in het streven van de waterleidingbedrijven om met eenvoudige middelen betrouwbaar drinkwater te maken.

### **6.6.2 Keuze van effectgerichte testen**

Vanwege de lage concentraties van verontreinigingen in het ruwe water en drinkwater zijn alleen die effecttesten van belang waarin lage concentraties van een stof al tot meetbare effecten leiden. Genotoxische stoffen zijn daarvan een voorbeeld. Daarnaast kennen sommige stoffen ook lage-dosis effecten; effecten bij een dosis lager dan in standaard toxiciteitstesten (Kroes *et al.*, 2004). Lage-dosis effecten zijn waargenomen met hormoonverstorende stoffen (endocrine disrupting chemicals, EDCs). Deze waarnemingen konden tot nu toe echter niet worden bevestigd. Zolang hier geen duidelijkheid over bestaat, worden deze stoffen uit voorzorg wel van belang geacht voor de kwaliteitseisen aan drinkwater. Naast testen voor genotoxiciteit zijn daarom ook testen voor hormoonwerking of -verstoring belangrijk voor het verkrijgen van toxicologische informatie ten behoeve van de bewaking van de drinkwaterkwaliteit. De specifieke testen die hiervoor kunnen worden gebruikt, worden beschreven in Hoofdstuk 11.

### **6.7 Kennislacunes**

- Er zijn geen rekenregels voor het beoordelen van de gelijktijdige blootstelling aan lage concentraties van verschillende stoffen in drinkwater.
- Effecttesten kunnen bijdragen aan de beoordeling van de aanwezigheid van een combinatie aan stoffen in drinkwater. Naarmate er meer effecttesten beschikbaar komen, wordt het van belang om een weloverwogen keuze te maken van de testen die nodig zijn voor een voldoende inschatting van de verschillende effecten.
- Bij het uitvoeren van effecttesten speelt monstervoorbewerking een belangrijke rol. De meest geschikte monstervoorbewerking voor de verschillende effecttesten (en evt. ook voor chemische analyses) is eveneens een onderwerp dat nadere aandacht behoeft.
- Ook is er behoefte aan een grenswaarde voor de gemeten effecten. Voor het afleiden van effectgerichte streefwaarden is meer kennis nodig over de relatie tussen de effecten die in vitro worden waargenomen en de risico's voor de gezondheid van de mens.
- (Q)SARs moeten nog verder ontwikkeld worden om meer soorten schadelijke stoffen te kunnen herkennen (bijvoorbeeld hormoonverstorende stoffen) en de onzekerheid van de voorspellingen te verkleinen.

- Onduidelijk is nog of effecten van hormoonverstorende stoffen op de mens kunnen optreden bij doses die lager liggen dan in standaard toxiciteitstesten (b.v. reproductietoxiciteit, teratogeniteit) worden gebruikt.

## 6.8 Samenvatting

De huidige toxicologische grenswaarden worden vastgesteld met gegevens uit dierproeven. Voor stoffen met een drempeldosis wordt een veilige dagelijkse inname (TDI) afgeleid en voor stoffen zonder drempeldosis een dagelijkse inname waarbij een verwaarloosbaar risico op overlijden door kanker stof bestaat. Hieruit worden maximaal toelaatbare concentraties (MTCs) in drinkwater afgeleid.

Naast gezondheidkundige argumenten zijn wettelijke kwaliteitseisen voor stoffen in drinkwater ook gebaseerd op esthetische, bedrijfstechnische of beleidsmatige argumenten. Voor een groot deel van de stoffen die in water worden aangetroffen, zijn geen toxicologische gegevens beschikbaar. Om de drinkwaterkwaliteit ook ten aanzien van deze stoffen te waarborgen, kan gebruik worden gemaakt van nieuwe methoden en concepten, zoals de Threshold of Toxicological Concern (TTC), (Q)SARs en effectgerichte testen.

De Threshold of Toxicological Concern (TTC) is een drempeldosis waar beneden geen schadelijke effecten verwacht worden. Voor het concept Drinkwaterkwaliteit Q21 zijn op basis van de TTC streefwaarden afgeleid van 0,01 µg/L voor genotoxische stoffen en 0,1 µg/l voor overige (niet-genotoxische) stoffen.

Met (kwantitatieve) structuur-activiteitsrelaties ((Q)SARs) kan een voorspelling gedaan worden over de toxische eigenschappen van een stof met een bekende structuur. Met effectgerichte testen met cellen of bacteriën kunnen de toxische eigenschappen van stoffen semi-kwantitatief vastgesteld worden. Ook kan hiermee het totale toxische effect van alle stoffen tezamen in een watermonster bepaald worden. Gekoppeld hieraan zouden effectgerichte streefwaarden ingesteld kunnen worden voor de kwaliteitsbewaking van het drinkwater. Het maken van een strategie om mengsels met *in vitro* testen te beoordelen vereist echter nog veel studie.

## 6.9 Literatuur

- Federal Register (1993). Food Additives: threshold of regulation for substances used in food-contact articles. Federal Register 58 (195) 52719-52727.
- Genderen, J. van; Noij, Th. H.M.; Leerdam, J.A. van (1994) Inventarisatie en toxicologische evaluatie van organische microverontreinigingen. Riwa, Nieuwegein.
- Genderen, J. van; Noordsij, A. (1998) Aandachtstoffen voor nader onderzoek. Riwa, Nieuwegein.
- Genderen, J. van; Noij, Mons, M.N.; Leerdam, J.A. van (2000) Inventarisatie en toxicologische evaluatie van organische microverontreinigingen. Herziening 1999. Riwa, Nieuwegein.
- Gezondheidsraad (2002) Blootstelling aan combinaties van stoffen: een systematiek voor het beoordelen van gezondheidsrisico's. Rapport nr 2002/05. Gezondheidsraad, Den Haag.
- JECFA (1993) Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Safety evaluation of flavouring agents. Forty-first Report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series 837. World Health Organization, Geneva.

- Kroes, R., C. Galli, I. Munro, B. Schilter, L.-A. Tran, R. Walker, G. Würtzen (2000) Threshold of Toxicological Concern for Chemicals Present in the Diet: A practical Tool for Assessing the Need for Toxicity Testing. *Food and Chemical Toxicology* Vol 38, Nos. 2-3, pp 255-312
- Kroes, R., A.G. Renwick, M. Cheeseman, J. Kleiner, I. Mangeldorf, A. Piersma, B. Schilter, J. Schlatter, F. van Schothorst, J.G. Vos, G. Würtzen (2004) Structure-based thresholds of toxicological concern (TTC): guidance for application to substances present at low levels in the diet.
- Maas, J.L., E.J. van de Plassche, A. Straetmans, A.D. Vethaak, A.C. Belfroid (2003) Normstelling voor bioassays. Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodembodem. RIZA, Lelystad (NL), 2003. RIZA rapportnummer 2003.005, RIKZ rapportnummer 2003.007
- Munro, I.C.; Ford, R.A.; Kennepohl, E.; Sprenger, J.G. (1996) Correlation of structural class with no-observed effect levels: a proposal for establishing a threshold of concern. *Food and Chemical Toxicology* 34, 207-232
- Pieters, M.N.; Könemann, W.H. (1997) Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. RIVM rapport nr 620110004.
- Van der Hoek, J.P., P. Stoks, M. Mons en D. van der Kooij. 2008. Visie op en streefwaarden voor milieuvreemde stoffen in drinkwater. *H<sub>2</sub>O* 41(4):33-35.
- VROM 2002. Regeling Materialen en Chemicaliën. Staatscourant 13 december 2002, nr. 241.
- Staatsblad (2005) Warenwetbesluit Verpakkingen en Gebruiksartikelen. Staatsblad 2005, 420.
- VROM (2001) Waterleidingbesluit 2001. Staatsblad 2001, 31.
- Wereldgezondheidsorganisatie (2006) N-nitrosodimethylamine in drinking water. Background document for 2nd addendum to third edition.  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/ndma2ndadd.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/ndma2ndadd.pdf)

# 7 Chemische verontreinigingen

## 7.1 Achtergrond

Drinkwater bevat, afhankelijk van de aard van de grondstof en de daarop toegepaste zuiveringsprocessen, een grote verscheidenheid aan anorganische en organische stoffen in concentraties die uiteenlopen van meer dan 100 mg/l (bijvoorbeeld waterstofcarbonaat) tot minder dan enkele nanogrammen per liter en concentraties die lager zijn dan waarneembaar met de huidige analysetechnieken. Bij het bepalen van de waterkwaliteit op basis van *chemische analyses* wordt daarom onderscheid gemaakt in (groepen van) stoffen met eigenschappen die verantwoordelijk zijn voor bepaalde kwaliteitsaspecten. Belangrijke groepen van stoffen zijn:

- natuurlijke organische stof (natural organic matter, NOM);
- organische microverontreinigingen, zoals oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen, hormoonverstoorders, etc.;
- anorganische stoffen van natuurlijke herkomst, bijvoorbeeld de combinatie waterstofcarbonaat/carbonaat, chloride, sulfaat en ook nutriënten (nitraat en totaal-resp. orthofosfaat);
- anorganische microverontreinigingen, waaronder zware metalen en ook cyanide, bromaat etc.

Ook *fysisch-chemische analyses* kunnen worden toegepast voor de beoordeling van de waterkwaliteit. Voorbeelden van dergelijke methoden zijn kleur, absorptie van UV-licht, fluorescentie, geleidingsvermogen, redoxpotentiaal, zuurgraad, radioactieve straling. Deze kwaliteitskenmerken worden in de regel beïnvloed door meerdere componenten.

De hoogste concentraties van organische stoffen in drinkwater zijn van natuurlijke herkomst (NOM) en komen voor in de vorm van humuszuren en fulvinezuren. Deze verbindingen zijn gevormd door vergaande omzetting van plantaardig materiaal. Ook biomassacomponenten die nog niet verregaand zijn omgezet kunnen aanwezig zijn, bijvoorbeeld, eiwitten, aminozuren, koolhydraten, etc. Een natuurlijke herkomst sluit niet uit dat deze stoffen een negatieve invloed kunnen hebben op de waterkwaliteit. Voorbeelden hiervan zijn geur- en smaakstoffen (geosmine, isoborneol) en toxines uit cyanobacteriën. Stoffen die bij onvoldoende verwijdering groei van micro-organismen in het leidingnet kunnen veroorzaken zijn eveneens meestal van natuurlijke herkomst (zie Hoofdstuk 5). NOM is altijd aanwezig en kan in bepaalde gevallen de werking van de zuivering, gericht op de verwijdering van specifieke componenten verstoren, bijvoorbeeld door adsorptie aan actieve kool of vervuiling van membraanfilters.

Anorganische stoffen van natuurlijke herkomst zijn aanwezig in concentraties die veelal hoger zijn dan die van de organische stoffen. De invloed van de organische en anorganische stoffen van natuurlijke herkomst wordt elders in dit rapport behandeld, o.a. in hoofdstuk 5 (Nagroeï, Legionella en biologische stabiliteit), Hoofdstuk 8 (Organoleptische en esthetische aspecten), Hoofdstuk 9 (Hardheid en kalkafzetting) en Hoofdstuk 10 (Fysisch-chemische waterkwaliteit tijdens transport en distributie). In dit hoofdstuk worden de organische en anorganische stoffen behandeld die als verontreiniging worden beschouwd.

Milieuvreemde stoffen zijn door de mens gemaakt en vormen een voortdurende bedreiging voor de kwaliteit van het drinkwater. Dergelijke stoffen worden in een steeds grotere verscheidenheid en in toenemende hoeveelheden gebruikt. Met de onbekende reactie- en omzettingsproducten betreft het vele tienduizenden stoffen die in hoeveelheden van soms meer dan 100.000 ton per jaar worden geproduceerd (European Parliament, 2006). Tal van deze stoffen bezitten eigenschappen die de gezondheid van de mens nadelig kunnen beïnvloeden. Gegevens over stoffen (productielocaties en hoeveelheden, gebruik, emissies, effecten) ontbreken vaak of zijn in onvoldoende mate toegankelijk. Via het Europese programma REACH zal de komende jaren meer informatie beschikbaar komen. Belangrijke groepen van gesynthetiseerde organische stoffen zijn:

- Bestrijdingsmiddelen;
- Stoffen met hormoon (verstorende)werking;
- Geneesmiddelen;
- Fenolen en aromatische aminen (basisstoffen voor chemische industrie, omzettingsproducten van bestrijdingsmiddelen);
- Oppervlakteactieve stoffen (detergenten);
- Monocyclische koolwaterstoffen/aromaten (oplosmiddelen);
- Gehalogeneerde koolwaterstoffen (chloorhoudende oplosmiddelen, PCB's, PBB's, PBDE's en perfluorverbindingen);
- Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's);
- Etc.

Deze indeling is niet eenduidig, daar enerzijds sprake is van een karakteristieke chemische eigenschap, terwijl anderzijds de toepassing/werking of de herkomst de basis van de groep vormt. Een andere veel gebruikte indeling is gebaseerd op de structuur, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen bijvoorbeeld alifatische, cyclische verbindingen al of niet gesubstitueerd met specifieke stofgroepen zoals halogenen, fosf(on)aten, sulf(on)aten, nitro(so)- of aminogroepen, etc. Deze indeling wordt ook gebruikt voor bijvoorbeeld onderzoek naar Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) (Hoofdstuk 6.5).

Van veel milieuvreemde stoffen die in de bronnen voor de drinkwatervoorziening voorkomen is de precieze aard onbekend en ook is onduidelijk of dergelijke stoffen schadelijk kunnen zijn voor het milieu of de gezondheid. Slechts voor een kleine fractie van de aanwezige stoffen zijn meetgegevens of gegevens over effecten beschikbaar. Daarom omvat het onderzoek naar de watersamenstelling, naast gericht onderzoek naar geselecteerde individuele stoffen ('target compounds') ook onderzoek naar groepen van stoffen (groepsparameters zoals organohalogeën- (EOX/AOX), -fosfor-, -stikstof- en -zwavelverbindingen en effectmetingen (bijvoorbeeld cholinesterase-remming). Omdat bij toepassing van deze screeningstechnieken geen informatie over de precieze aard van de stoffen wordt verkregen, kunnen op basis van de meetresultaten meestal geen eenduidige conclusies over de waterkwaliteit worden getrokken. Bij gemeten verhoogde concentraties ten opzichte van natuurlijke achtergrondniveaus of overschrijding van richtwaarden wordt dan ook meestal eerst nader onderzoek vereist naar de precieze aard van de voor de verhoging verantwoordelijke stoffen.

## **7.2 Kwaliteitsbeoordeling op basis van chemische analyses**

Een groot scala van chemische analyses wordt verricht voor het bepalen van de chemische kwaliteit van het drinkwater. In Tabel II van het Waterleidingbesluit zijn maximaal toelaatbare concentraties (MTC-waarden) opgenomen voor individuele componenten en groepen van stoffen, waarbij individuele eisen en eisen voor de som van de concentraties

zijn genoemd. Daarnaast zijn in Tabel IIIc (Signaleringsparameters) diverse groepen van stoffen opgenomen, met MTC-waarden. Analyse van deze (groeps)parameters is voorschreven voor het bewaken van de kwaliteit van de bron.

De kwaliteit van het drinkwater in Nederland voldoet ruimschoots aan de wettelijke eisen. Echter, lang niet alle stoffen die in het water kunnen worden aangetroffen zijn opgenomen in de bovengenoemde tabellen. De problematiek van de verontreiniging van de drinkwaterbronnen met chemische verbindingen is al enkele decennia onderwerp van onderzoek en beleid. Deze problematiek wordt echter steeds ingewikkelder. Zo neemt de ontwikkeling en productie van tal van synthetische stoffen toepassingen steeds verder toe. Een hoge bevolkingsdichtheid in combinatie met de verdere intensivering van het verkeer, de industrie en agrarische activiteit draagt hieraan bij, ondanks alle inspanningen om emissies zo ver als mogelijk te beperken. De verspreiding van tal van milieuvreemde stoffen in het milieu is dan ook onvermijdelijk en vroeger of later worden deze stoffen ook aangetroffen in de bronnen van de drinkwatervoorziening. De voortdurende verbetering van chemische analysemethoden leidt bovendien tot de detectie van steeds meer verbindingen in steeds lagere concentraties. Bij een concentratie van 0,1 µg/l en een molecuulgewicht van 100 à 1000 Dalton zijn nog steeds ca.  $6 \times 10^{13}$  à  $6 \times 10^{14}$  moleculen/l van de betreffende stof aanwezig. Een reductie van de concentratie van een verontreiniging met 90% bij de waterbehandeling vergt in de regel een grote inspanning van de waterbedrijven. Volledige verwijdering is dus een illusie en totale afwezigheid is voltooid verleden tijd voor drinkwater bereid uit oppervlaktewater en uit grondwater dat onder invloed van oppervlaktewater staat. Alleen drinkwater bereid uit oud grondwater vormt hierop (voorlopig) nog een uitzondering, hoewel ook hier sprake kan zijn van introductie van stoffen tijdens de zuivering (beluchting).

Veel van de aangetroffen milieuvreemde organische stoffen hebben eigenschappen die schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Concentratie en duur van de blootstelling zijn hierbij maatgevend (Hoofdstuk 6). Uit oogpunt van maatschappelijk belang stellen de waterbedrijven zich tot doel het vertrouwen van de consument te behouden en streven ernaar om de concentratie van organische en anorganische verontreinigingen in drinkwater steeds zo laag mogelijk te houden. De vraag is: welke kwaliteitsdoelen voor 'onberispelijk' drinkwater dienen te worden gehanteerd ten aanzien van dergelijke stoffen? In Hoofdstuk 6 is beschreven dat op basis van de Threshold of Toxicological Concern (TTC) benadering, streefwaarden zijn afgeleid voor de concentraties van milieuvreemde stoffen in onberispelijk drinkwater (Drinkwaterkwaliteit Q21). Deze streefwaarden zijn:

- Stoffen zonder genotoxische eigenschappen: 0,1 µg /l per stof (met uitzondering van de stoffen die niet volgens het TTC-concept beoordeeld kunnen worden). Ter beperking van de totale concentratie van deze stoffen geldt een streefwaarde van 1 µg/l voor het totaal aan aanwezige verbindingen;
- Stoffen met genotoxische eigenschappen: 10 ng/l per stof (met uitzondering van de genotoxische stoffen die niet volgens het TTC-concept beoordeeld kunnen worden). Bij aanwezigheid van meerdere stoffen, ieder afzonderlijk in een concentratie beneden 10 ng/l, geldt als streefwaarde een totale concentratie van <50 ng/l. Hier wordt een strenge streefwaarde voor de som van verbindingen gehanteerd vanwege eventuele gecombineerde effecten bij aanwezigheid van meerdere genotoxische verbindingen.

De betekenis van deze aanpak zal hierna worden besproken aan de hand van enkele groepen van verontreinigingen.



### 7.3 Organische microverontreinigingen

De betekenis van de aanwezigheid van organische microverontreinigingen in het ruwe water voor de kwaliteit van het drinkwater is sterk afhankelijk van het type bron (grondwater of oppervlaktewater) en de daarop toegepaste zuiveringsprocessen. Bij toepassing van een 'eenvoudige', klassieke zuivering (coagulatie/sedimentatie/filtratie) op oppervlaktewater is de verwijdering van organische microverontreinigingen meestal zeer beperkt. Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater worden daarom meervoudige barrières toegepast voor de verwijdering van deze verontreinigingen. Deze meervoudige barrières omvatten oxidatieve processen gericht op de omzetting van deze verbindingen, bijvoorbeeld ozonisatie of UV-waterstofperoxide, en processen waarbij de stoffen uit het water worden verwijderd, bijvoorbeeld door adsorptie of membraanfiltratie. De mate van verwijdering is sterk afhankelijk van de aard van de aanwezige stof(fen) en het type zuivering. In bepaalde situaties kan een vergaande verwijdering (>90%) worden gerealiseerd. Voor de behandeling van grondwater wordt meestal een eenvoudige zuivering toegepast, namelijk beluchting en een of meerdere filtratiestappen. Bij aanwezigheid van organische microverontreinigingen zijn aanvullende zuiveringsstappen, bijvoorbeeld filtratie door actieve kool, nodig om normoverschrijding te verhinderen.

#### 7.3.1 Bestrijdingsmiddelen

##### 7.3.1.1 Algemeen

Bestrijdingsmiddelen worden nog steeds op grote schaal toegepast, onder meer in de landbouw en door bedrijven, particulieren en overheidsinstanties. Het betreft een groot aantal middelen voor verschillende toepassingen en veel verschillende actieve stoffen.

##### 7.3.1.2 Kwaliteitseisen en richtlijnen

Voor deze speciale groep chemische stoffen wordt reeds meer dan 25 jaar afgeweken van het principe dat MTC-waarden gebaseerd moeten zijn op toxische effecten. Als argument daarvoor geldt dat bestrijdingsmiddelen in de beleving van de consument niet in drinkwater thuishoren en dus het imago van een goede drinkwaterkwaliteit kunnen schaden. Deze middelen mogen daarom niet in drinkwater worden aangetroffen (vertaald naar een MTC van < 0,1 µg/l, gebaseerd op een analysegrens die in de jaren '80 voor dit soort stoffen gangbaar was en een somnorm van 0,5 µg/l). Dit geldt ook voor humaan-toxicologisch relevante metabolieten. (Morgenstern en Versteegh, 2006). Voor niet humaan-toxicologisch relevante metabolieten heeft het RIVM voorgesteld de maximumwaarde uit tabel IIIc van het Waterleidingbesluit (de zogenaamde indicatoren-signaleringsparameters) van 1 µg/l aan te houden. Deze voorgestelde kwaliteitseis is mede gebaseerd op het voorzorgsprincipe.

#### 7.3.2 Huidige situatie

In het oppervlaktewater en ook in grondwater wordt, ondanks alle reeds getroffen maatregelen, nog steeds een (beperkt) aantal bestrijdingsmiddelen (10 – 20) regelmatig aangetoond in concentraties > 0,1 µg/l. De overige middelen worden slechts incidenteel of op enkele locaties of beneden de norm aangetroffen. In tabel 7.1 is een overzicht van middelen en metabolieten gegeven die een potentiële bedreiging voor het oppervlaktewater vormen volgens recente inventarisaties uitgevoerd voor RIWA Maas en DPW-bedrijven (Puijker en Van den Broeke, 2004; Van den Berg et al, 2007). In de tijd treedt een verandering op in deze lijst: een aantal stoffen vormen steeds minder een bedreiging door beperking of intrekking van de toelating. Nieuwe stoffen komen daarvoor in de plaats zoals dimethenamide-p, nicosulfuron en sulcotrion die alle steeds meer na het verbod van

atrazine in de maïsteelt worden toegepast. Sommige componenten zoals de zeer goed in water oplosbare, polaire metabolieten AMPA en dimethylsulfamide zijn moeilijk te verwijderen.

*Tabel 7.1 Overzicht van 'prioritaire' bestrijdingsmiddelen en metabolieten die regelmatig of in concentraties > 0,1 µg/l in de drinkwaterbronnen worden aangetroffen.*

| <i>Verbinding (alfabetisch)</i> | <i>Verbinding (vervolg)</i> |
|---------------------------------|-----------------------------|
| Atrazin* en desethylatrazin*    | Isoproturon                 |
| Bentazon                        | Glyfosaat en AMPA           |
| Carbendazim                     | Lindaan*                    |
| Chloortoluron                   | Linuron                     |
| Chloridazon                     | MCPA                        |
| 2,4-D                           | Mecoprop                    |
| DEET                            | Metazachloor                |
| Dichlobenil en BAM              | s-Metolachhloor             |
| Dimethoat                       | Pirimicarb                  |
| Dimethylsulfamide               | Simazin*                    |
| Diuron*                         | Terbutylazin                |

\* vormt steeds minder een bedreiging

Ook in grondwater worden soms concentraties van bestrijdingsmiddelen aangetroffen boven de wettelijke eis van 0,1 µg/l, zoals bentazon, waardoor aanvullende zuivering noodzakelijk is. Daarnaast wordt voortdurend nagestreefd om verdere verontreiniging van drinkwaterbronnen zoveel mogelijk te voorkomen, waardoor verdere uitbreiding van de zuivering achterwege kan blijven.

#### **7.3.2.1 Streefwaarde voor Drinkwaterkwaliteit Q21**

De streefwaarde voor bestrijdingsmiddelen is volgens het TTC-concept 0,1 µg/l en daarmee gelijk aan de huidige MTC-waarde in het Waterleidingbesluit. Voor enkele stoffen, met name aldrin, dieldrin, heptachloor en heptachloorepoxide is echter een MTC-waarde van 30 ng/l voorgeschreven. Dit zijn oude organochloorpesticiden die niet meer worden aangetroffen in drinkwaterbronnen in Nederland.

Toepassing van het TTC-concept voor de niet humaan-toxicologische relevante metabolieten (omzettingsproducten), geeft ook voor deze stoffen een streefwaarde van 0,1 µg/l. Hiermee wordt nagestreefd dat ook de concentratie van deze stoffen, die evenals bestrijdingsmiddelen van nature niet in het drinkwater voorkomen, zo laag mogelijk blijft en niet verder toeneemt.

### **7.3.3 Hormoonverstoorders (EDCs)**

#### **7.3.3.1 Algemeen**

Stoffen met een hormoon(verstorende)werking (endocrine disrupting compounds, EDCs) kunnen een schadelijk effect hebben op de gezondheid van de mens. Gebleken is dat dergelijke stoffen bijna overal aanwezig zijn in oppervlaktewater (Vethaak et al. 2002). Het betreft zowel natuurlijke en synthetische hormonen (steroïden) als stoffen die de werking van hormonen kunnen nabootsen of blokkeren (de z.g. xeno-oestrogenen). Aangetoond is dat de aanwezigheid van deze stoffen in het oppervlaktewater een effect heeft op de hormoonhuishouding van bepaalde organismen, waaronder vissen, (LOES, 2002).

### 7.3.3.2 MTC-waarden en richtlijnen

Voor deze groep stoffen zijn nog geen wettelijke MTC-waarden vastgesteld. Tijdens een in 2003 door de EC georganiseerd Drinking Water Seminar, waarin voorstellen werden besproken voor herziening van de Drinking Water Directive (98/83/EC), is voorgesteld voorlopig nog geen MTC-waarden in de regelgeving op te nemen voor deze groep stoffen. In de Kaderrichtlijn Water is vastgelegd dat oppervlaktewater in de toekomst van een goede eco(-toxico)logische kwaliteit moet zijn. Criteria hiervoor zijn in ontwikkeling. In mei 2004 is op grond van een toxicologische beoordeling van 17 $\beta$ -oestradiol door het RIVM een 'trigger-value' vastgesteld voor screeningsresultaten van oestrogene stoffen uitgevoerd met de ER-CALUX 'in vitro' bioassay (Mennes, 2004; Puijker en van Genderen, 2004). Deze trigger value, die 7 ng EEQ/l (Estrogen Equivalents, uitgedrukt in ng 17  $\beta$ -oestradiol/l) bedraagt, maakt duidelijk dat zeer lage concentraties van EDC's een schadelijk effect op de gezondheid kunnen hebben (Mennes, 2004). Bij waarnemingen boven deze trigger value is nader onderzoek voorgeschreven. Dit onderzoek omvat een chemische identificatie van de stoffen die de gemeten oestrogene activiteit veroorzaken en een nadere risicoschatting (Puijker en Van Genderen, 2004).

### 7.3.3.3 Huidige situatie

In oppervlaktewater van de Maas, gebruikt voor de productie van drinkwater, wordt een totale oestrogene activiteit met de ER-CALUX bioassay gemeten tot 1,7 ng/l EEQ, (Puijker et al., 2004, Abrahamse et al., 2007). In de Rijn bedragen de maximale concentraties in de periode 2004 - 2005 0,5 ng/l EEQ (Lobith). In het Lekkanaal (Nieuwegein) en het IJsselmeer (Andijk) zijn maximale activiteiten van 0,2 ng/l EEQ gemeten (Puijker, 2007). In het uit oppervlaktewater geproduceerde drinkwater is doorgaans geen oestrogene activiteit meetbaar, d.w.z. < 0,020 ng/l EEQ. In drinkwater zijn incidenteel individuele EDCs aangetroffen. Met de ER-CALUX bioassay is in grondwater incidenteel een oestrogene activiteit gemeten. De concentraties zijn in alle gevallen zeer laag (< 0,2 ng/l uitgedrukt als 17 $\beta$ -oestradiol equivalenten), dus ver beneden de hierboven genoemde trigger value. Welke stoffen verantwoordelijk zijn voor deze lage activiteit is vaak niet duidelijk. In ca. 60% van de drinkwatermonsters afkomstig van grondwater van kwetsbare winningen worden geen meetbare hoeveelheden aangetroffen (d.w.z. de concentraties zijn lager dan de analysegrens d.w.z. < 0,020 ng/l EEQ).

De toegepaste geavanceerde zuiveringen vormen een goede barrière tegen de gemeten oestrogene activiteit in oppervlaktewater. Resultaten van onderzoek naar het zuiveringsrendement van afzonderlijke zuiveringsprocessen, bepaald met experimenten uitgevoerd op laboratoriumschaal en in de praktijk bevestigen dit beeld (Abrahamse et al., 2007; Siegers en Beerendonk, 2003). Tevens is vastgesteld dat in praktijksituaties in leidingnetten geen afgifte optreedt van stoffen met hormonale werking. Bij de huidige beoordelingen van stoffen voor plaatsing op positieve lijsten (voor de beoordeling van materialen in contact met drinkwater) worden gegevens over reproductie toxicologie (OECD richtlijnen 421 en 422) meegenomen (VROM, 1994).

### 7.3.3.4 Streefwaarde voor Q21

Gebleken is dat zeer lage concentraties van stoffen met een hormoon(verstorende) werking reeds schadelijk kunnen zijn. Voor dergelijke stoffen, waaronder de steroidhormonen als 17 $\beta$ -oestradiol, wordt daarom een streefwaarde van 0,01  $\mu$ g EEQ/l voorgesteld. In het drinkwater wordt thans geen hormoonverstorende werking waargenomen. Op grond van het standstill-principe kan derhalve worden afgeleid dat het wenselijk is om deze situatie te handhaven. De streefwaarde, die overeenkomt met de streefwaarde voor genotoxische stoffen, berust op het meetresultaat met een effectgerichte test, waarbij het signaal wordt

uitgedrukt in 17 $\beta$ -oestradiol equivalenten. Stoffen met minder potentie kunnen dus feitelijk in een hogere concentratie aanwezig zijn. Voor deze stoffen is de streefwaarde van 0,1  $\mu\text{g/l}$  van toepassing. Maximale blootstellingsniveau's voor stoffen met eenzelfde nadelig effect en daarvan afgeleid normen voor individuele stoffen zullen vastgesteld worden als daar goede toxicologische gronden voor zijn. Er zal daarbij rekening worden gehouden met de aanwezigheid van en blootstelling aan natuurlijke stoffen met een (geringe) hormoonverstorende werking.

### **7.3.4 Geneesmiddelen**

#### **7.3.4.1 Algemeen**

Sinds de jaren '90 is in buitenlandse onderzoeken aangetoond dat geneesmiddelen kunnen voorkomen in bronnen voor drinkwater. Recent onderzoek heeft aangetoond dat geneesmiddelen ook in Nederland wijd verbreid voorkomen in oppervlaktewater en incidenteel in grondwater en drinkwater (Mons *et al.*, 2003). Met name pijnstillers, antibiotica en röntgencontrastmiddelen, maar ook anti-epileptica, komen in Nederland veelvuldig voor in oppervlaktewater in relatief hoge concentraties (maximaal circa 1  $\mu\text{g/l}$ ). De verwachting is dat in de toekomst door de vergrijzing van de samenleving steeds meer geneesmiddelen gebruikt zullen worden. Daarnaast is het niet ondenkbaar dat de Nederlandse drinkwatersector steeds vaker oppervlaktewater zal gebruiken als bron voor drinkwater, waardoor de aanwezigheid van geneesmiddelen in drinkwater een grotere rol zal gaan spelen. Ook in oevergrondwater zijn geneesmiddelen aangetoond (Mons *et al.*, 2003, Versteegh *et al.*, 2003).

De verwijdering tijdens de zuivering is afhankelijk van het type geneesmiddel en het type zuivering. Bij de in Nederland gangbare zuiveringen zijn verwijderingpercentages van 70-90% waargenomen voor o.a. analgetica (b.v. aspirine en ibuprofen) en beta-blokkers (metoprolol, sotalol). Anti-epileptica (carbamazepine) en röntgen-contrastmiddelen zijn moeilijker te verwijderen in de drinkwaterzuivering (verwijdering veelal < 50%).

#### **7.3.4.2 MTC-waarden en richtlijnen**

Er bestaan geen wettelijke normen of richtlijnen voor de aanwezigheid van geneesmiddelen in drinkwater. Het RIVM heeft recent toxicologische limietwaarden afgeleid voor een aantal geneesmiddelen in drinkwater (Versteegh *et al.*, 2003). Deze limietwaarden zijn gebaseerd op een allocatie van 10% van de ADI (Acceptable Daily Intake) aan drinkwater, of op de MRL (Maximum Residue Level) voor melk, die is afgeleid voor een aantal diergeneesmiddelen. Wanneer geen van beide grenswaarden beschikbaar was, is een 'provisional' ADI berekend, uitgaande van de laagste farmacologisch effectieve dosis en een veiligheidsfactor van 100.

#### **7.3.4.3 Huidige situatie**

In Nederland zijn enkele geneesmiddelen in het drinkwater aangetroffen tot een maximale concentratie in drinkwater van 0,09  $\mu\text{g/l}$  (Tabel 7.2) Onderzoeksresultaten uit Duitsland en Italië geven een overeenkomend beeld. De maximale concentratie aangetoond in drinkwater bedroeg 170 ng/l voor clofibrinezuur (Ternes *et al.*, 2001; Zuccato, 2000, Stumpf *et al.*, 1996). Uit tabel 7.2 blijkt dat de concentraties die in Nederland in drinkwater zijn aangetroffen ver beneden de gezondheidkundige limietwaarden liggen die door het RIVM zijn afgeleid voor drinkwater (factor 555-2,7 x 10<sup>6</sup> lager). Gezondheidkundige effecten zijn dus niet waarschijnlijk. De aanwezigheid van deze stoffen in het drinkwater is echter ongewenst vanuit het 'voorzorgsprincipe' en omdat deze aanwezigheid de perceptie van de

consument t.a.v de kwaliteit negatief beïnvloedt, met als gevolg een verminderd vertrouwen in de drinkwaterkwaliteit.

Tabel 7.2. Gemeten concentraties geneesmiddelen in drinkwater en hun berekende, gezondheidkundige limietwaarden (DWL), (Versteegh et al., 2003).

| Geneesmiddel      | Max. conc. in drinkwater (ng/l) | DWL (ng/l)              |
|-------------------|---------------------------------|-------------------------|
| Carbamazepine     | 90                              | 50x10 <sup>3</sup> 1)   |
| Ibuprofen         | 23                              | 150 x 10 <sup>3</sup>   |
| Acetylsalicylzuur | 13                              | 25 x 10 <sup>3</sup>    |
| Lincomycine       | 21                              | 30 x 10 <sup>3</sup>    |
| Phenazone         | 15                              | 125x10 <sup>3</sup> 1)  |
| Sulfamethoxazol   | 40                              | 75x10 <sup>3</sup>      |
| Clofibrinezuur    | 32                              | 30 x 10 <sup>3</sup> 1) |
| Jopamidol         | 68                              | 415x10 <sup>6</sup> 1)  |
| Amidotrizoic acid | 83                              | 250 x10 <sup>6</sup> 1) |

1-'provisional' limietwaarde drinkwater

#### 7.3.4.4 Streefwaarde voor Q21

Op grond van deze overwegingen (laatste alinea vorige pagina) is de streefwaarde (actieniveau) van geneesmiddelen in drinkwater < 0,1 µg/l per stof. De resultaten van onderzoek in drinkwater tonen aan dat de gemeten waarden voldoen aan deze voorgestelde streefwaarde. Toepassing van de streefwaarde voorkomt dat de situatie verslechtert. Toepassing van het standstill-principe voorkomt een verdere kwaliteitsvermindering.

#### 7.3.5 Nevenproducten desinfectie

Tabel 7.2 Chemische desinfectie bij de drinkwaterbereiding

| Pompstation    | Desinfectie(middel)                                               | Opmerkingen                                                                                         |
|----------------|-------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Berenplaat     | Hoofddesinfectie UV;<br>nadesinfectie met chloordioxide           | ClO <sub>2</sub> -dosering is 0,07 mg/l; restgehalte na reinwaterkelder <0,01 mg/l                  |
| Kralingen      | Hoofddesinfectie: ozon<br>nadesinfectie: chloordioxide            | ClO <sub>2</sub> -dosering sinds maart 2007: 0,04 - 0,07 mg/l; restgehalte na kelder < 0,01 mg/l    |
| Baanhoek       | Hoofddesinfectie: ozon<br>nadesinfectie: chloordioxide            | ClO <sub>2</sub> -dosering is 0,04 - 0,10 mg/l; restgehalte na kelder <0,01 mg/l                    |
| Braakman       | Hoofddesinfectie: ozon<br>nadesinfectie: chloordioxide            | ClO <sub>2</sub> -dosering 0,04 mg/l; restgehalte na kelder <0,01 mg/l ..                           |
| Haamstede      | Ozon                                                              | tevens voor verwijdering geur, kleur, smaak, bestrijdingsmiddelen en natuurlijk organisch materiaal |
| Andijk         | UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> en chloordioxide (nadesinfectie) | ClO <sub>2</sub> -dosering is 0,1 mg/l; restgehalte na de reinwaterkelder ca. 0,04 mg/l             |
| Bergen         | Chloordioxide (nadesinfectie)                                     | ClO <sub>2</sub> -dosering is 0,2 mg/l; restgehalte na kelder lager dan detectiegrens               |
| Wim Mensink    | Chloordioxide (nadesinfectie)                                     | ClO <sub>2</sub> -dosering is 0,25 mg/l; restgehalte na kelder lager dan detectiegrens              |
| Leiduin        | Ozon                                                              | Geen nadesinfectie                                                                                  |
| Weesperkarspel | Ozon                                                              | Geen nadesinfectie                                                                                  |
| Scheveningen   | Geen                                                              | Geen nadesinfectie (beëindigd in 2005)                                                              |
| Katwijk        | Geen                                                              | Geen nadesinfectie                                                                                  |
| De Punt        | UV                                                                | Nadesinfectie met chloor alleen bij calamiteiten.                                                   |

In Nederland wordt in vergelijking met het buitenland chemische desinfectie zeer weinig toegepast bij de bereiding en distributie van drinkwater. De situatie anno januari 2008 is in bovenstaande tabel weergegeven. Naast deze pompstations wordt ook op andere plaatsen incidenteel chemische desinfectie ingezet. Monochlooramine wordt in Nederland niet toegepast.

#### *7.3.5.1 Huidige MTC-waarden en richtlijnen*

In het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) zijn MTC-waarden opgenomen voor de volgende desinfectiebijproducten:

- trihalomethanen (THMs): chloroform, bromoform, dichloorbroommethaan en dibroomchloormethaan: 25 µg/l als som voor deze vier verbindingen (als 90-percentiel, met een maximum van 50. Tot 1 januari 2006 gold een maximum van 100 µg/l). De concentratie broomdichloormethaan mag niet hoger zijn dan 15 µg/l.
- bromaat: MTC is 1 µg/l onder gewone omstandigheden. Indien gedesinfecteerd wordt, geldt een maximum van 5 µg/l (als 90-percentiel-waarde, met een maximum van 10 µg/l).
- Overschrijding van bovengenoemde MTC-waarden kan momenteel in overleg met de Inspectie tijdelijk worden toegestaan indien niet desinfecteren leidt tot een microbiologisch onbetrouwbare waterkwaliteit of indien het desinfectie/oxidatiemiddel wordt ingezet om mogelijk schadelijker verbindingen die aanwezig zijn in het water te verwijderen.
- Enkele nevenproducten van de desinfectie, bromaat en bepaalde trihalomethanen, zijn genotoxisch. De WHO hanteert richtwaarden voor chloroform en broomdichloormethaan die zijn gebaseerd op een  $10^{-5}$  risico. Vertaald naar een risiconiveau van  $10^{-6}$  zouden deze richtlijnwaarden voor chloroform 20 µg/l en voor broomdichloormethaan 6 µg/l zijn. Deze concentraties zijn lager dan de MTC-waarden in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001).

#### *7.3.5.2 Huidige situatie*

Als gevolg van het beëindigen van de chloordosering voor nadesinfectie en de toepassing van chloordioxide in de plaats van chloor is de concentratie van de bepaalde organische nevenproducten sterk verminderd. Hieronder worden enkele gevolgen van de nadesinfectie met chloor weergegeven.

##### *Broomdichloormethaan*

Bij zeven pompstations was in 2003 een concentratie broomdichloormethaan groter dan de onderste analysegrens gemeten. Op één station werd de MTC-waarde van 15 µg/l overschreden. Daar werd een concentratie van 19 µg/l gemeten; de gemiddelde concentratie bedroeg 12 µg/l. Andijk en Berenplaat overschreden beiden met gemiddelde concentraties (resp. 7 en 12 µg/l) de omgerekende WHO-richtlijnwaarde van 6 µg/l voor broomdichloormethaan. Inmiddels is op beide locaties het gebruik van chloor beëindigd en wordt chloordioxide toegepast.

##### *Som trihalomethanen*

De som van de jaargemiddelden in 2003 lag op één pompstation hoger dan 25 µg/l, namelijk op 36 µg/l. Het maximum van de jaargemiddelden lag op het betreffende station hoger dan de MTC van 50 µg/l, namelijk op 60 µg/l. Uit de REWAB gegevens kan niet worden afgeleid of de somconcentratie op enig moment boven de MTC-waarden heeft gelegen.

##### *Bromaat*

In 2003 is op twaalf pompstations bromaat gemeten. De gemiddelde concentraties waren altijd kleiner dan 5 µg/l. De maximale waarden die gemeten zijn lagen rond de 6 µg/l. Daarmee werd ruim voldaan aan de wettelijke kwaliteitseisen voor bromaat, dat wordt gevormd door toepassing van ozon in de zuivering. Incidenteel zijn van het moeilijk te verwijderen bromaat in oppervlaktewater concentraties hoger dan 1 µg/l aangetroffen.

#### **7.3.5.3 Streefwaarde voor Q21**

Een goede kwaliteit drinkwater bereiden waarin geen bijproducten van chemische desinfectie aantoonbaar zijn is al lang het streven van waterbedrijven. Dit blijkt ook uit de vervanging van chloor door chloordioxide op een aantal productielocaties. Nevenproducten van de desinfectie zijn dus deels vermijdbaar en horen niet thuis in drinkwater. Daarom is ook voor deze groep van stoffen de streefwaarde van 0,1 µg/l van toepassing (som: 1 µg/l) voor Drinkwaterkwaliteit Q21.

#### **7.3.6 Overige organische microverontreinigingen**

Voor veel andere dan de hierboven genoemde (groepen) van organische stoffen zoals aromatische koolwaterstoffen en organohalogeenvverbindingen zijn voor drinkwater MTC-waarden van kracht. De toename van de kennis over de aanwezigheid van organische microverontreinigingen in bronnen en drinkwater, en de toxicologische betekenis zal er toe leiden dat voor meer (groepen van) stoffen MTC-waarden zullen worden gedefinieerd, al dan niet gebaseerd op toxiciteitgegevens en/of voorzorgsprincipe. Voor alle milieuvreemde verbindingen, die dus niet thuishoren in het drinkwater, is tevens de streefwaarde van 0,1 µg/l van toepassing. Dit geldt in principe ook voor aangetroffen 'onbekende' verontreinigingen die nog niet geïdentificeerd zijn. Voor deze stoffen geldt echter dat een kwantitatieve analyse (ijking op basis van de zuivere stof) niet mogelijk is. Blijkt uit nader onderzoek dat de betreffende stof genotoxisch is dan geldt 0,01 µg/l als streefwaarde. Stoffen met een hormoon(verstorende)werking worden waargenomen met *in vitro* testen (zie hierboven).

### **7.4 Anorganische verontreinigingen**

#### **7.4.1 Achtergrond**

Drinkwater bevat een grote verscheidenheid aan anorganische stoffen die in concentraties variëren van niet aantoonbaar (< 0,1 µg/l) tot concentraties van soms honderden milligrammen per liter. Bij de herkomst van de stoffen kan onderscheid gemaakt worden in:

- stoffen die van nature in het water aanwezig zijn. Dit betekent overigens niet dat dergelijke stoffen geen negatieve invloed op de kwaliteit van het drinkwater kunnen hebben. Enkele van deze stoffen hebben bepaalde toxische eigenschappen, bijvoorbeeld arseen, nikkel. Andere stoffen zijn in het drinkwater ongewenst omdat ze de smaak en/of kleur van het water kunnen beïnvloeden bijvoorbeeld ijzer en mangaan.
- Uitspoeling of afspoeling van stoffen, al dan niet na omzetting, die worden gebruikt voor landbouw, bijvoorbeeld nitraat;
- Uitspoeling van stoffen bij bodemverontreinigingen of uit stortplaatsen;
- Lozing van al dan niet gezuiverd afvalwater. Ook grondwater kan met dergelijke stoffen afkomstig uit afvalwater zijn verontreinigd, bijvoorbeeld door lekkage uit riolen.
- Stoffen die in het water geraken als gevolg van een calamiteit (scheepvaart, bluswater bij branden);
- Stoffen die worden toegevoegd aan het water bij de behandeling, bijvoorbeeld vlokmiddelen op basis van ijzer of aluminium voor de vlokvorming en stoffen die worden gevormd onder invloed van toevoegingen, bijvoorbeeld bromaat door ozon;

- Stoffen die vrijkomen uit leidingmateriaal in contact met het drinkwater. Deze zijn bekend en op toxicologische gronden geëvalueerd.

Naast de aard van de stoffen (d.w.z. de invloed op de watersamenstelling) is het van belang de herkomst te kennen. Op deze wijze kunnen indien nodig preventieve maatregelen worden genomen ter beperking van de concentraties.

#### **7.4.2 Aard en betekenis van anorganische stoffen, huidige MTC-waarden en richtlijnen**

##### **7.4.2.1 Metalen/kationen**

De belangrijkste metalen/kationen zijn opgesomd in Tabel 7.3. In deze tabel zijn de elementen of stoffen gerangschikt op basis van de huidige MTC-waarden.

##### **7.4.2.2 Anorganische parameters, anionen**

Bepaalde anionen (negatief geladen) hebben een grote invloed op de kwaliteit van het drinkwater. Slechts enkele van deze anionen, zoals cyanide, bromaat of perchloraat vormen bij zeer lage concentraties een bedreiging voor de gezondheid, maar stoffen die in hogere concentraties voorkomen kunnen eveneens ongewenst zijn. In Tabel 7.4 zijn de relevante anionen opgesomd.

#### **7.4.3 Huidige knelpunten en onzekerheden betreffende anorganische stoffen**

Hieronder worden de stoffen besproken die aanwezig zijn in het oppervlaktewater of het grondwater, en stoffen die worden gevormd of toegevoegd bij de waterbehandeling. Stoffen die van invloed zijn op de hardheid en stoffen die vrijkomen uit leidingmaterialen (lood, koper, ijzer, nikkel) worden elders in dit rapport besproken.

Tabel 7.3 Kwaliteitseisen voor metalen/kationen in drinkwater, zoals opgenomen in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001)

| Omschrijving | MTC<br>( $\mu\text{g/l}$ ) | Basis voor MTC                                                  |
|--------------|----------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| Kwik         | 1                          | Gezondheidskundig                                               |
| Cadmium      | 5                          | Gezondheidskundig                                               |
| Antimoon     | 5                          | Gezondheidskundig                                               |
| Arseen       | 10                         | Gezondheidskundig                                               |
| Lood         | 10                         | Gezondheidskundig                                               |
| Seleen       | 10                         | Gezondheidskundig                                               |
| Zilver       | -                          | Geen eis*                                                       |
| Nikkel       | 20                         | Gezondheidskundig                                               |
| Chroom       | 50                         | Gezondheidskundig                                               |
| Mangaan      | 50                         | Precipitatie $>20 \mu\text{g/l}$ ; smaak $> 150 \mu\text{g/l}$  |
| Ammonium     | 200                        | Nagroeï, nitrietvorming, toxisch voor vissen                    |
| Aluminium    | 200                        | Esthetisch/organoleptisch, toxisch bij nierdialyse              |
| Ijzer        | 200                        | Precipitatie $> 50 \mu\text{g/l}$ ; smaak $> 100 \mu\text{g/l}$ |
| Boor         | 500                        | Gezondheidskundig                                               |
| Koper        | 2000                       | Smaakgrens bij 1-2 mg/l;                                        |
| Barium       | -                          | Gezondheidskundig                                               |
| Zink         | 3000                       | Smaak indien $> 3000 \mu\text{g/l}$                             |
| Magnesium    | -                          | Technisch/esthetisch kalkafzetting                              |
| Calcium      | -                          | Technisch/esthetisch kalkafzetting                              |
| Natrium      | 150.000                    | Gezondheidskundig                                               |
| Radon        | -                          | Op basis van straling                                           |

\* niet meer opgenomen in het Waterleidingbesluit



Tabel 7.4 Kwaliteitseisen voor anorganische parameters (anionen) in drinkwater, zoals opgenomen in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001)

| Omschrijving | MTC<br>( $\mu\text{g/l}$ )            | Basis voor beoordeling                                    |
|--------------|---------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| Bromaat      | 1 (bij desinfectie max.<br>5 als 90%) | Gezondheidskundig; genotoxisch carcinogeen                |
| Cyanide(n)   | 50                                    | Gezondheidskundig                                         |
| Nitriet      | 100                                   | Gezondheidskundig                                         |
| Chloriet     |                                       | Gezondheidskundig                                         |
| Fosfaat      |                                       | Voorzorg/milieu (eutrofiering)                            |
| Fluoride     | 1100                                  | Gezondheidskundig                                         |
| Nitraat      | 50.000                                | Gezondheidskundig                                         |
| Chloride     | 150.000                               | Smaak > 200 mg/l; corrosiviteit                           |
| Sulfaat      | 150.000                               | Organoleptisch (smaak) en bedrijfstechnisch<br>(corrosie) |
| Chloraat     | -                                     | Geen eis                                                  |
| Sulfide      | -                                     | Niet organoleptisch aantoonbaar                           |

Hoge concentraties nitraat (> 50 mg/l) en sulfaat in het ruwe water vormen soms een probleem. Door verzuring en pyrietoxidatie als gevolg van het opschuiven van het redoxfront kunnen eveneens verhoogde sulfaatconcentraties in grondwater optreden. Deze stoffen zijn door hun aard moeilijk te verwijderen uit het grondwater. Door verzilting is grondwater in Nederland niet overal geschikt als drinkwaterbron. Vroeger werd het Rijnwater ook gekenmerkt door hoge zoutconcentraties, tot soms wel 300 mg chloride/l, maar de laatste jaren heeft een sterke daling ingezet van de chlorideconcentratie in de Rijn tot gemiddeld onder de 100 mg/l (RIWA, 2002). Dit geldt ook voor de natrium concentraties. Echter, de laatste jaren is weer een stijging waargenomen in de Rijn tot 150 mg/l (RIWA Rijn, 2006). Door verzuring en oxidatie van pyriet kunnen in grondwater ook verhoogde concentraties van metalen (aluminium, arseen, cadmium, kobalt, nikkel en zink) voorkomen (Van Beek en Stuyfzand, 1991). De conventionele zuiveringsprocessen voor grondwater (beluchting, filtratie) zijn in staat een groot aantal metalen te verwijderen. Tevens is er onzekerheid over de gezondheidskundige betekenis van magnesium in relatie tot een verhoogde kans op beroerte bij mannen met een lage magnesiuminname via de voeding (De Jongh e.a. 2010) en van mangaan in verband met een verlagend effect op de IQ van kinderen bij verhoogde inname via drinkwater (Bouchard et al. 2010).

#### 7.4.4 Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21

Op een enkele uitzondering na zijn de uitgangspunten die op basis van het TTC-concept zijn geformuleerd voor de milieuvreemde organische stoffen, niet toepasbaar voor anorganische stoffen. De reden hiervoor is dat vrijwel alle anorganische stoffen van nature in het aquatische milieu aanwezig zijn. De natuurlijke achtergrondwaarden verschillen per situatie bovendien sterk, met als gevolg dat ook de concentraties van dergelijke stoffen in het drinkwater locatiegebonden zijn. Binnen deze natuurlijke variaties en de gegeven MTC-waarden zijn er geen redenen om streefwaarden te hanteren voor de anorganische stoffen die van nature aanwezig zijn in het onbehandelde water. Nitraat vormt hierop een uitzondering. Voorgesteld wordt om voor nitraat een streefwaarde van 25 mg/l of lager te hanteren. Een onderwerp van voortdurende aandacht vormen de zware metalen die door verzuring van grondwater (aluminium, arseen, nikkel en zink) in verhoogde concentraties aanwezig zijn in het ruwe water. De effectieve detectie van lage concentraties van dergelijke stoffen bevordert het treffen van preventieve en correctieve maatregelen. Het TTC-concept

is echter niet toepasbaar, want de stoffen zijn bekend, niet milieuvreemd en er zijn strenge MTC-waarden. Het TTC-concept is wel van toepassing op anorganische stoffen die worden gevormd bij oxidatieprocessen, namelijk bromaat, een genotoxische stof die wordt gevormd bij ozonisatie, en ook chloriet, chloraat, perchloraat en waterstofperoxide. Toepassing van het TTC-concept geeft voor bromaat een streefwaarde van 0,01 µg/l. Voor deze stof geldt nu een hogere normwaarde (zie hoofdstuk 6.3). Voor chloriet, chloraat en perchloraat geldt een streefwaarde van 0,1 µg/l. Voor waterstofperoxide is toepassing van het TTC-concept lastiger, want deze stof wordt in de natuur ook gevormd. Anorganische stoffen die esthetische en/of technische problemen kunnen veroorzaken bij transport en distributie, namelijk ijzer, mangaan, hardheid, kalkafzetting, troebeling en de stoffen afkomstig uit leidingmaterialen worden elders in dit rapport besproken.

## **7.5 Radioactiviteit**

### **7.5.1 Algemeen**

Ioniserende straling is de verzamelnaam voor straling met hoge energie. Deze straling wordt uitgezonden door het verval van radioactieve stoffen, maar kan ook kunstmatig worden geproduceerd. Straling afkomstig van natuurlijke bronnen wordt ook wel achtergrondstraling genoemd (b.v. straling afkomstig van radon in de grond, kosmische straling uit het heelal). Een maat voor de straling is het aantal desintegraties per seconde uitgedrukt in Becquerel (Bq, aantal desintegraties per seconde). De door het lichaam opgenomen hoeveelheid straling door blootstelling wordt uitgedrukt in milliSieverts (mSv/j). Door technologische ontwikkelingen in de afgelopen 100 jaar is het aantal kunstmatige bronnen van ioniserende straling toegenomen. Voorbeelden zijn het gebruik van röntgenstraling in de medische diagnostiek en de opwekking van stroom in kerncentrales. Ook bepaalde bouwmaterialen en het reizen per vliegtuig kunnen tot extra blootstelling aan ioniserende achtergrondstraling leiden.

De jaarlijkse stralingsdosis per hoofd van de Nederlandse bevolking bedroeg in 2000 circa 2,5 mSv. Ongeveer 25% hiervan is een gevolg van blootstelling vanuit kunstmatige bronnen (b.v. medische diagnostiek). De overige 75% is van natuurlijke oorsprong. Deze bijdrage is overigens wel voor een belangrijk deel door menselijk handelen beïnvloed (b.v. straling vanuit bouwmaterialen of straling ontvangen tijdens vlieguren).

### **7.5.2 Normen en richtlijnen**

In het Waterleidingbesluit zijn voor radioactiviteit de volgende kwaliteitseisen opgenomen:

- totale  $\alpha$ -activiteit: 0,1 Becquerel/l
- totale  $\beta$ -activiteit: 1 Becquerel/l
- tritium: 100 Becquerel/l
- indicatieve dosis: 0,10 mSv/j

De totale indicatieve dosis kan worden vastgesteld door het meten van totale  $\alpha$ -activiteit en totale  $\beta$ -activiteit. Zolang deze onder 0,1 Bq/l resp. 1 Bq/l zijn, kan worden aangenomen dat de totale indicatieve dosis onder de 0,10 mSv/jaar ligt. Deze grenswaarde is door de ICRP (International Committee on Radiological Protection) vastgesteld en is overgenomen door de WHO en de EU. Een blootstelling aan 0,10 mSv/jaar komt overeen met een extra risico op overlijden van  $0,5 \times 10^{-5}$  bij levenslange blootstelling. Voor de totale indicatieve dosis van 0,10 mSv/jaar geldt dat de waarde exclusief bijdragen van  $^{40}\text{K}$ , radon en afbraakproducten van radon aangehouden dient te worden.

Voor oppervlaktewater zijn door de overheid landelijke streefwaarden vastgesteld volgens de Vierde Nota Waterhuishouding van 0,1 Bq/l voor totale  $\alpha$ -activiteit, 0,2 Bq/l voor de rest- $\beta$ -activiteit en 10 Bq/l voor tritiumactiviteit. Dit zijn waarden waar idealiter naar gestreefd wordt en zijn dus geen limietwaarden die niet overschreden mogen worden (Reinen et al., 2002).

### **7.5.3 Situatie in Nederland**

De meetfrequenties, meetmethoden en meetlocaties voor drinkwater waren bij de inwerkingtreding van het nieuwe Waterleidingbesluit nog niet vastgesteld, maar in 2003 is hiervoor door de EU een protocol uitgebracht. Dit heeft als gevolg dat met ingang van 2004 de waterleidingbedrijven deze parameters meten in het ruwe water. Er zijn meetgegevens voor oppervlaktewater beschikbaar voor een beperkt aantal locaties in Nederland, onder andere voor de Rijn (Lobith), IJsselmeer (Andijk) en de Lek (Nieuwegein). Een globaal beeld kan worden geschetst, omdat er op een aantal locaties door Rijkswaterstaat in grote rivieren wordt gemeten (Rijn, Maas, Schelde).

Sinds 1980 is de hoeveelheid radioactiviteit in de Rijn, Maas en Schelde gedaald. De totale  $\alpha$ -activiteit en tritiumactiviteit fluctueert rond de streefwaarde voor oppervlaktewater van respectievelijk 0,1 Bq/l en 10 Bq/l. De rest  $\beta$ -activiteit ligt ruim onder de streefwaarde voor oppervlaktewater van 0,2 Bq/l. In drinkwater ligt het niveau op 1-10 Bq/l voor tritium en 0,1-1 Bq/l voor totale  $\alpha$ -activiteit (Jacobs, 2000). De maximale hoeveelheid radioactiviteit in drinkwater gerapporteerd in REWAB over 2002 bedroeg 0,27 Bq/l voor totale  $\beta$ -activiteit (norm 1 Bq/l) en 18 Bq/l voor tritium (norm 100 Bq/l). Uit een onderzoek naar radon ( $\alpha$  - straling) in grondwater en het daaruit geproduceerde drinkwater water blijkt dat in het ruwe water van alle 25 onderzochte winningen een activiteit gemeten werd van enkele tot maximaal 19,8 Bq/l. In het drinkwater van deze winningen zijn iets lagere activiteiten gemeten. In 70 % van de metingen variërend van 1,0 tot maximaal 8,6 Bq/l, de overige metingen tussen 0,1 en 1,0 Bq/l, (Versteegh et al., 1995). De maximale waarde van 8,6 Bq/l komt overeen met een blootstellingsrisico van  $1,2 \times 10^{-6}$  per jaar. Dit is iets hoger dan het algemeen gehanteerde risiconiveau van  $1,0 \times 10^{-6}$ , maar veel lager dan het blootstellingsrisico voor radon in lucht afkomstig van onder andere bouwmaterialen, dat circa  $60 \times 10^{-6}$  per jaar bedraagt.

### **7.5.4 Conclusie**

De gegevens die beschikbaar zijn, geven geen aanleiding tot bezorgdheid. De hoeveelheden straling in drinkwater liggen onder de MTC-waarden die overeenkomen met een risico van  $0,5 \times 10^{-5}$  per jaar bij levenslange blootstelling. Hoewel een risico van  $0,5 \times 10^{-5}$  een factor 5 boven het algemeen gehanteerde niveau van  $1,0 \times 10^{-6}$  ligt, zijn de gemeten hoeveelheden veelal dusdanig laag dat eveneens aan dit risiconiveau van  $10^{-6}$  wordt voldaan. Voor radon worden in drinkwater uit grondwater incidenteel wat hogere activiteiten gemeten. Voor het carcinogene radon wordt als Q21-streefwaarde een activiteit van 7 Bq/l voorgesteld dat overeenkomt met een risico van  $1,0 \times 10^{-6}$  per jaar. Dit is in overeenstemming met het gehanteerde risico voor genotoxische, carcinogene stoffen.

## **7.6 Kennislacunes**

- Op veel locaties wordt de kwaliteit van drinkwaterbronnen bedreigd door de aanwezigheid van organische microverontreinigingen. De precieze aard en concentraties zijn vaak onbekend. Nader onderzoek voor de identificatie van de aangetroffen stoffen en ter bepaling van de aanwezige concentraties is gewenst om een kwaliteitsbeoordeling te kunnen uitvoeren. Deze aanpak richt zich vooral op

stoffen die ook in drinkwater zijn aangetroffen en die regelmatig en/of mogelijk in hoge concentraties aanwezig zijn in de ruwwaterbronnen.

- Een aantal organische microverontreinigingen, waaronder bestrijdingsmiddelen, metabolieten en geneesmiddelen en enkele anorganische parameters benaderen of overschrijden incidenteel MTC-waarden of Q21-streefwaarden. Inzicht in de ontwikkeling van deze bedreiging van de waterkwaliteit in de tijd via trendanalyse op basis van een regelmatige monitoring is voor deze parameters gewenst.
- Om preventieve maatregelen te kunnen treffen is vaak aanvullend onderzoek nodig naar de precieze herkomst van aangetroffen verontreinigingen.
- Voor curatieve maatregelen zijn gegevens nodig over het gedrag in verschillende milieucompartimenten of zuiveringssystemen.

## **7.7 Conclusies chemische parameters voor Drinkwaterkwaliteit Q21**

- De bronnen voor de drinkwatervoorziening worden belast met een grote verscheidenheid aan milieuvreemde stoffen. Met verbeterde analysemethoden kunnen ook steeds meer (groepen van) stoffen bij lage(re) concentraties worden aangetoond;
- Wettelijke kwaliteitseisen (MTC-waarden) voor nieuwe stoffen worden gebaseerd op toxicologische gronden. In aanvulling daarop kunnen streefwaarden, afgeleid van het TTC-concept worden gehanteerd. Ook op grond van waarden voor de geur- en smaakdrempel kunnen streefwaarden worden vastgesteld;
- Voor verontreinigende stoffen zonder genotoxische eigenschappen geldt een Q21-streefwaarde van 0,1 µg /l per stof (met uitzondering van de stoffen die niet volgens het TTC-concept beoordeeld kunnen worden);
- Ter beperking van de totale concentratie van deze stoffen geldt een streefwaarde van 1 µg/l voor het totaal aan aanwezige verbindingen;
- Voor stoffen met genotoxische eigenschappen geldt een streefwaarde van 10 ng/l per stof;
- Bij aanwezigheid van meerdere genotoxische stoffen, ieder afzonderlijk in een concentraties beneden 10 ng/l, geldt als streefwaarde een totale concentratie van 50 ng/l. Hier wordt een strengere streefwaarde voor de som van verbindingen gehanteerd vanuit de overweging dat de aanwezigheid van deze verbindingen nog meer ongewenst is;
- Verbetering van analysemethoden dient zich te richten op de kwantitatieve detectie van milieuvreemde stoffen, waaronder polaire stoffen, die in concentraties boven de streefwaarden kunnen worden aangetroffen in de drinkwaterbronnen;
- Onderzoek met brede screeningstechnieken naar de mogelijke aanwezigheid en aard van tot op heden 'onbekende' organische microverontreinigingen moet aantonen dat voor het brede scala aan organische microverontreinigingen wordt voldaan aan de voorgestelde streefwaarden;
- Regelmatige screening van de waterkwaliteit door middel van gevalideerde effectgerichte testen aanvullend op de analyse van individuele stoffen is gewenst in gevallen waarin een toxicologische evaluatie niet mogelijk is. De uitkomsten daarvan kunnen sturend zijn voor onderzoek ter identificatie van nog 'onbekende' stoffen;
- Voor de meeste anorganische parameters en radioactiviteit vormen de huidige normen tevens de streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21. Uitzonderingen hierop vormen nitraat en radon.

## 7.8 Literatuur

- Abrahamse, A., W. Siegers en L.M. Puijker (2007): Verwijdering van hormoonverstorende stoffen bij de drinkwaterbereiding, vastgesteld met ER-Calux. Kiwa WR rapport nr. BTO 2006.044, Kiwa WR, Nieuwegein.
- Bouchard, M.F., S. Sauve, B. Barbeau, M. Legrand, M.E. Brodeur, Therese Bouffard, E. Limoges, D. C. Bellinger and D. Mergler (2010). Intellectual impairment in school-age children exposed to manganese from drinking water. *Environmental Health Perspectives*, ehponline.org. doi:10.1289/ehp.1002321 (available at <http://dx.doi.org>). Niehs National Institute of Environmental Health Services. National Institutes of health, U.S. Department of Health and Human Services.
- De Jongh, C. , M. Mons en A. van Wezel (2010). Resultaat onderzoek relatie calcium en magnesium in drinkwater en hart-en vaatziekten. *H2O* 43(8):43-45.
- European Parliament (2006): Recommendation on a regulation of the European Parliament and Council concerning the Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH), EC, Brussel.
- Jacobs, J.E.M. (2000): Monitoring of Radiation in the Environment. Results for the Netherlands in 1998. RIVM-rapport nr. 610056045 i.s.m. RIZA, RIKZ en KVV, RIVM, Bilthoven.
- Mons, M.N., A.C. Hogenboom, T.H.M. Noij (2003). Pharmaceuticals and drinking water supply in the Netherlands. Kiwa WR rapport nr. BTO 2003.040, Kiwa WR, Nieuwegein.
- Mennes, W. (2004): Assessment of human health risks for oestrogenic activity detected in water samples, using the ER-CALUX assay. RIVM notitie, RIVM, Bilthoven.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998): Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Morgenstern, P.P. en J.F.M. Versteegh (2006). Bestrijdingsmiddelen en hun metabolieten in leidingwater. RIVM brief rapport 20060593 IMD/PM, RIVM, Bilthoven.
- Puijker, L.M. (2007): Oestrogene activiteit in oppervlaktewater van de Rijn. RIWA-Rijn rapport, ISBN987-90-6683-123-0, RIWA Rijn, Nieuwegein.
- Puijker, L.M. en J. van Genderen (2004); Oestrogene effecten in drinkwater en oppervlaktewater uit de Maas. Kiwa WR/Riwa rapport KWR 04.045, RIWA-Maas, Werkendam.
- Puijker, L.M. en J van den Broeke (2004): De bedreiging van het Rijn- en Maas-water door bestrijdingsmiddelen. DPW/Kiwa WR rapport KWR 03.066, Kiwa WR, Nieuwegein.
- Reinen, H.A.J.M., C. de Hoog, F. Wetsteyn, J.G.M.M. Smeenk, H.A.M. Ketelaars, A.D. Hulsmann, J.M. van Steenwijk en A.J. Stortenbeek (2002). Meetstrategie drinkwater bij kernongevallen, VROM-Inspectie, afdeling Crisismanagement, Den Haag.
- RIWA Rijn (2002): Jaarverslag 2002, de Rijn, RIWA, Nieuwegein.
- RIWA Rijn (2006): Jaarrapport 2006, de Rijn, RIWA, Nieuwegein.
- Siegers, W. en E. Beerendonk (2003): Removal of EDCs during drinking water treatment, Laboratory-scale study. Kiwa WR report nr. BTO200.149, Kiwa WR, Nieuwegein.
- Stumpf, M., T.A. Ternes, K. Haberer, P. Seel, W. Baumann (1996). Determination of pharmaceuticals in sewage plants and river water. *Vom Wasser*, 86, 291-303.
- Ternes, T.A. (2001 b): Pharmaceuticals and metabolites as contaminants of the aquatic environment. In: Daughton, C.G., T.L. Jones-Lepp (eds) (2001): Pharmaceuticals and personal care products in the environment. Scientific and regulatory issues. ACS Symposium series 791.
- Van Beek, C. G. E. M en P. Stuyfzand, 1991. Sporenelementen in grondwater. Kiwa-Mededeling nr 118. Nieuwegein.
- Van den Berg, G., S. de Rijk, A. Abrahamse en L.M. Puijker. 2007. Bedreigende stoffen voor drinkwater uit de Maas. RIWA/Kiwa WR rapport nr. KWR 07.043, Kiwa WR, Nieuwegein.

- Versteegh, J.F.M., F.W. van Gaalen, B.A. Baumann, E. Smit en L. Vaas. 1995. Resultaten van het meetprogramma drinkwater 1994 voor parameters uit het Waterleidingbesluit en enkele aanvullende parameters. RIVM-rapport nr. 731011009, RIVM, Bilthoven.
- Versteegh, J.F.M., A.A.M. Stolker, W. Niesing en J.J.A. Muller. 2003. Geneesmiddelen in drinkwater en drinkwaterbronnen. Resultaten van het meetprogramma 2002. RIVM-rapport 703719004/2003, RIVM, Bilthoven.
- Vethaak, A.D., G.B.J. Rijs, S.M. Schrap, H. Ruiter, A. Gerritsen, J. Lahr (LOES, 2002): Estrogens and xeno-estrogens in the aquatic environment of the Netherlands: occurrence, potency and biological effects, RIZA/RIKZ-report no. 2002.001, RIZA, Lelystad.
- VROM, 1994. Guidline quality of materials and chemicals for drinking water supplies. Publication nr. 94-01. VROM-Inspectie, Den Haag.
- VROM, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. *Staatsblad* 31:1-25.
- Zuccato, E., D. Calamari, M. Natangelo, R. Fanelli (2000). Presence of therapeutic drugs in the environment. *The lancet*, Vol. 355, pp 1789-1790.



## 8 Organoleptische en esthetische aspecten

### 8.1 Algemeen

In het algemeen heeft de consument geen mogelijkheden om zelf de veiligheid van het drinkwater te beoordelen. De waardering van de klant voor de kwaliteit het geleverde drinkwater en het betrokken drinkwaterbedrijf wordt voor een groot deel bepaald door de kwaliteitsaspecten die zintuiglijk waarneembaar zijn. De klant zal verdenking koesteren tegen het drinkwater wanneer het troebel is of een onaangename geur of smaak heeft, ook al hebben deze karakteristieken meestal geen directe gevolgen voor de gezondheid (WHO, 2004). Drinkwaterkwaliteit Q21 moet daarom niet alleen veilig zijn, maar ook in esthetisch opzicht aantrekkelijk zijn. De zintuiglijk waarneembare eigenschappen troebeling, kleur, geur en smaak worden hieronder nader besproken. De aanwezigheid van ongewervelde dieren die met het blote oog waarneembaar zijn wordt in Hoofdstuk 5 van dit rapport besproken.

### 8.2 Troebelingsgraad

#### 8.2.1 Algemeen

Troebelheid in drinkwaterbronnen wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van gesuspendeerd materiaal zoals colloïdale deeltjes, klei, slib, plankton en microscopische organismen. De meeste natuurlijke wateren zijn in min of meerdere mate troebel; oppervlaktewater meestal meer dan zuurstofhoudend grondwater. De troebelheid van water hangt samen met veel andere indicatoren van de waterkwaliteit. Zo kan troebelheid de kleur, smaak en geur van het water beïnvloeden. Er is geen directe relatie tussen troebelheid en gezondheidsaspecten. Troebelheid kan wel een effect hebben op de beoordeling van de microbiologische kwaliteit van drinkwater door het hinderen van de detectie van micro-organismen. Daarnaast kan troebelheid de effectiviteit van de desinfectie (UV, chloor) verminderen en een stimulerend effect hebben op de bacteriegroei als gevolg van de aanwezigheid van nutriënten in, of gebonden aan, deeltjes (WHO, 2004). Het adsorptievermogen van sommige gesuspendeerde deeltjes kan leiden tot de aanwezigheid van ongewenste anorganische en organische verbindingen in drinkwater. Vooral de organische of humus-component speelt daarin een belangrijke rol. Zo kunnen bijvoorbeeld herbiciden zoals 2,4-D aan klei-humus deeltjes hechten (WHO, 1993).

Snelfiltratie (van grondwater) of de combinatie van coagulatie, sedimentatie en filtratie (oppervlaktewater) is effectief in het verwijderen van troebelheid. Een hoge of verhoogde troebelheid van het drinkwater kan een gevolg zijn van een (tijdelijk) niet goed functionerende zuivering of van sedimentatie en resuspensie in het leidingnet (zie Hoofdstuk 10: Fysisch-chemische waterkwaliteit tijdens transport en distributie). Troebelheid is dus ook een bedrijfstechnische parameter.

#### 8.2.2 Kwaliteitseisen en richtlijnen

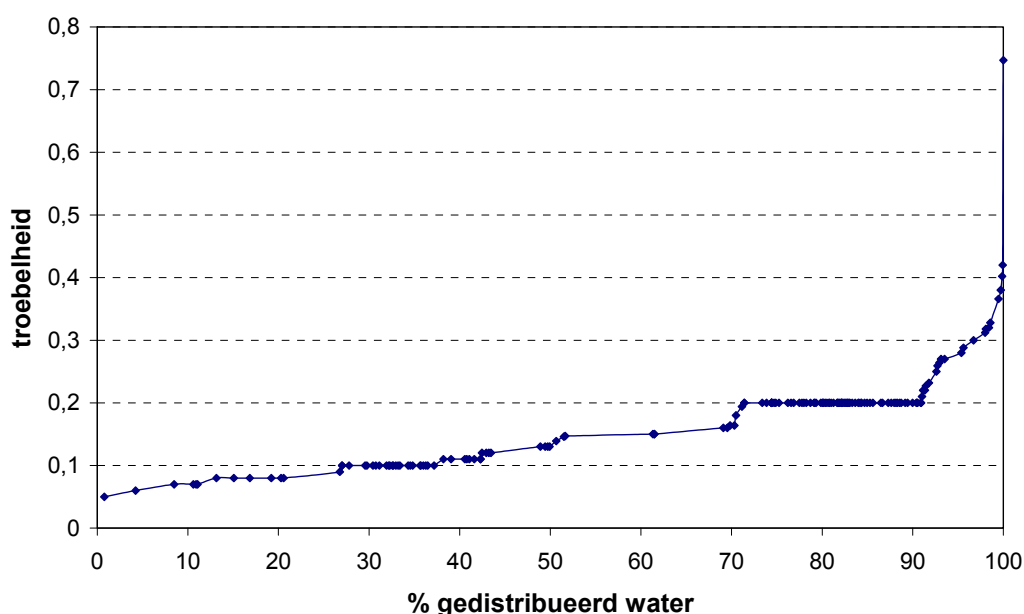
Voor de troebelingsgraad van drinkwater geldt dat dit kwaliteitsaspect aanvaardbaar moet zijn voor de consument en dat geen abnormale veranderingen mogen optreden. In het Waterleidingbesluit is voor drinkwater 'af pompstation' een maximumwaarde van 1 FTE (formazine troebelingsseenheden) voorgeschreven; 'af tap' is dit 4 FTE. In het buitenland



wordt voor de troebelingsgraad de parameter Nephelometric Turbidity Units (NTU) gehanteerd (1 NTU  $\approx$  1 FTE). De WHO noemt geen norm voor troebelheid, maar stelt dat in het algemeen water met een troebelheid van minder dan 5 NTU acceptabel voor de consument is. Vanwege de mogelijke effecten op de detectie van micro-organismen raadt de WHO aan om de troebelheid onder de 1 NTU te houden.

### 8.2.3 Situatie Nederland

In de periode van 2005 tot 2008 werden bij enkele tientallen pompstations een of meerdere malen normoverschrijdingen van de troebelingsgraad gemeld. Op de meeste stations betrof het een eenmalige of tweemaal geconstateerde normoverschrijding. In enkele gevallen gaat het om een meer structurele overschrijding. De hoogst gemelde troebelingsgraad in 2005 bedroeg 12 FTE. Uit Figuur 8.1 kan worden afgeleid dat de gemiddelde troebelingsgraad van het water bij het tappunt in 2005 lager was dan 1 NTU. Echter, onder bepaalde omstandigheden kan het water bij het tappunt tijdelijke een veel hogere troebelingsgraad hebben als gevolg van processen in het leidingnet (zie Hoofdstuk 10 Fysisch-chemische aspecten van de waterkwaliteit bij transport en distributie).



Figuur 8.1 Gemiddelde troebelheid in het water 'af tap' in Nederland (REWAB-gegevens, 2006)

### 8.2.4 Streefwaarde voor drinkwaterkwaliteit Q21

Voor de consument is een troebelingsgraad beneden 4 FTE niet waarneembaar. De maximum waarden die zijn genoemd in het huidige Waterleidingbesluit zijn daarom voldoende om veilig te stellen dat de consument geen troebelheid waarneemt. Echter, onder bepaalde omstandigheden kan de aanwezigheid van deeltjes in het drinkwater af pompstation leiden tot een ongewenste accumulatie in het leidingnet, die bij opwerveling kan leiden tot waarneembare troebelheid en klachten van de consument. In het hoofdstuk Fysisch-chemisch waterkwaliteit wordt een voorlopige streefwaarde 'af pompstation' van 0,1 NTU voorgesteld. Onderbouwing van deze streefwaarde vergt nader onderzoek.

## 8.3 Geur, smaak en kleur

### 8.3.1 Algemeen

Geur, smaak en kleur bepalen in hoge mate de esthetische waardering van de drinkwaterkwaliteit voor de consument. De geur en smaak van drinkwater kunnen worden beïnvloed door zowel natuurlijke processen als door menselijke activiteiten (industriële verontreiniging, desinfectie). Organismen waaronder actinomyceten en cyanobacteriën produceren stoffen zoals geosmine, 2-methylisoborneol en diacetonglucose (Izaguirre et al. 1982; Jüttner et al. 2007). Deze verbindingen hebben een geur/smaak drempel van enkele nanogrammen per liter. Kleur- en smaakverandering kan eveneens veroorzaakt worden door de aanwezigheid van humus- en fulvinezuren, maar ook door metalen zoals ijzer en mangaan en door industriële kleurstoffen (bijvoorbeeld van papier-, pulp- en textielindustrie). Tussen het TOC-gehalte en de kleurintensiteit van het drinkwater 'af pompstation' (REWAB 2006) kan een statistisch significant lineair verband worden afgeleid, maar de grote spreiding ( $R^2=0,41$ ) duidt op invloeden van andere factoren, mogelijk de samenstelling van het natuurlijk organisch materiaal (NOM) en ook de aanwezigheid van bepaalde anorganische stoffen (ijzer, mangaan). De concentratie van NOM in het drinkwater is van invloed op diverse processen in het leidingnet, waaronder vermeerdering van (micro)organismen. Geur, smaak en kleur van water kunnen ook beïnvloed worden door chemicaliën en materialen die gebruikt worden bij de zuivering, distributie en opslag van drinkwater. De materialen die in contact komen met drinkwater worden daarom uitgebreid op deze aspecten getest.

Geur van drinkwater kan indicatief zijn voor verontreiniging van het water of een teken zijn dat er iets niet goed functioneert bij de zuivering of distributie van drinkwater. Dit hoeft echter niet automatisch te betekenen dat er ook een gezondheidsrisico is. De concentraties van stoffen die kleur, geur of smaak beïnvloeden zijn meestal zo laag dat het risico voor de gezondheid verwaarloosbaar is. Geur en smaak kunnen ook veranderen als gevolg van microbiologische activiteit in het water tijdens opslag of distributie. Zo wordt 2,4,6-trichlooranisol gevormd door schimmels bij omzetting van bepaalde organochloorverbindingen (Nysstrom et al. 1992). Dit is een stof met een extreem lage geurdrempel (0,9 ng/l).

Smaak wordt mede bepaald door de aanwezigheid van mineralen in het water. Totale verwijdering van stoffen als chloride, natrium en sulfaat kan resulteren in een onaangename smaak van het water. Omdat smaken verschillen is het echter niet goed mogelijk om aan te geven wat minimale hoeveelheden van deze elementen zouden moeten zijn. Geur- en smaak kunnen ook beïnvloed worden door het gebruik van desinfectiemiddelen zoals chloor en chloordioxide. Deze middelen worden in Nederland niet gebruikt voor de hoofddesinfectie.

Kleur wordt vastgesteld door watermonsters te vergelijken met een standaardreeks met een steeds hogere concentratie platina en cobalt (Pt/Co). Een concentratie van 1 mg/l Pt/Co komt overeen met één TCU, een 'true color unit'. In een glas water kunnen de meeste mensen een kleurverandering van 15 TCU vaststellen; in een wit bad is dat 5 TCU.

### 8.3.2 Kwaliteitseisen en richtlijnen

Tabel 8.1. Kwaliteitsparameters voor drinkwater die aanleiding kunnen geven tot klachten van de consument. Alleen stoffen met drempelwaarde beneden de betreffende MTC-waarde in het Waterleidingbesluit en relevante stoffen waarvoor geen MTC-waarde zijn genoemd

| Parameter                     | Drempelwaarde#<br>(µg/l) | Aard van de klacht                | Kwaliteitseis (µg/l) in<br>Waterleidingbesluit<br>(VROM, 2001) |
|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| Aluminium                     | 100-200                  | depositie, verkleuring            | 200                                                            |
| 2-chloorfenol                 | 0,1                      | geur                              | 1                                                              |
|                               | 10                       | smaak                             |                                                                |
| 2,4-dichloorfenol             | 0,3                      | geur                              | 1                                                              |
|                               | 40                       | smaak                             |                                                                |
| 4-chloor-4-methylfenol        | 0,30 (0,15) *            | geur                              | 1                                                              |
| 2-chloor-4-methylfenol        | 0,3 (<0,05) *            | smaak                             | 1                                                              |
| 2-chloorfenol                 | 0,36 (0,088) *           | geur                              | 1                                                              |
|                               | 0,97 (0,14) *            | smaak                             |                                                                |
| 2,4-dichlooranisol            | 0,5 (0,21) *             | geur                              | 1                                                              |
|                               | 0,4 (0,08) *             | smaak                             |                                                                |
| 1,4-dichloorbenzeen           | 0,3-30                   | geur                              | 1                                                              |
|                               | 18 (4,5) *               | geur                              |                                                                |
|                               | 6, 32 (11) *             | smaak                             |                                                                |
| 2,6 dichloorfenol             | 22 (5,9) *               | geur                              | 1                                                              |
|                               | 0,02 (0,0062) *          | smaak                             |                                                                |
| fenol                         | 31 (9,5) *               | geur                              | -                                                              |
|                               | - (<2) *                 | smaak                             |                                                                |
| geosmine                      | 0,0038 (0,0013) *        | geur                              | -                                                              |
|                               | 0,016 (0,0075) *         | smaak                             |                                                                |
| HHCB                          | 5 (1,4) *                | geur                              | -                                                              |
|                               | 50 (22) *                | smaak                             |                                                                |
| 2-isobutyl-3-methoxypyrazine  | 0,001 (< 0,00005) *      | geur                              | -                                                              |
|                               | 0,003 (0,0004) *         | smaak                             |                                                                |
| 2-isopropyl-3-methoxypyrazine | 0,0002 (< 0,03) *        | geur                              | -                                                              |
|                               | 0,020 (0,0099) *         | smaak                             |                                                                |
| koper                         | 1 mg/l                   | vlekken in wasgoed en<br>sanitair | 2 mg/l                                                         |
|                               | 5 mg/l                   | smaak                             |                                                                |
| 2-methylisoborneol            | 0,015 (0,0063) *         | geur                              | -                                                              |
|                               | 0,018 (0,0025) *         | smaak                             |                                                                |
| MTBE                          | 34 (15) *, 15**          | geur                              | -                                                              |
|                               | 40 **                    | smaak                             |                                                                |
| naftaleen                     | 6 (2,5) *                | geur                              | -                                                              |
|                               | 50 (25) *                | smaak                             |                                                                |
| 2,4,6-trichlooranisol         | 0,0009 (0,00008) *       | geur                              | -                                                              |
|                               | 0,05 (0,025) *           | smaak                             |                                                                |
| zwavelwaterstof               | 0,05-0,1 mg/l            | geur en smaak                     | -                                                              |

# waarden afkomstig uit WHO (2004) en Young *et al.*, 1996. Waarden uit Young *et al.*, 1996 zijn aangemerkt met \* en geven de gemiddelde geur- of smaakdrempel aan. Tussen haakjes ( ) de laagste drempelwaarde; \*\* waarden genoemd als onderste geur- en smaakdrempel door ECB (2002)

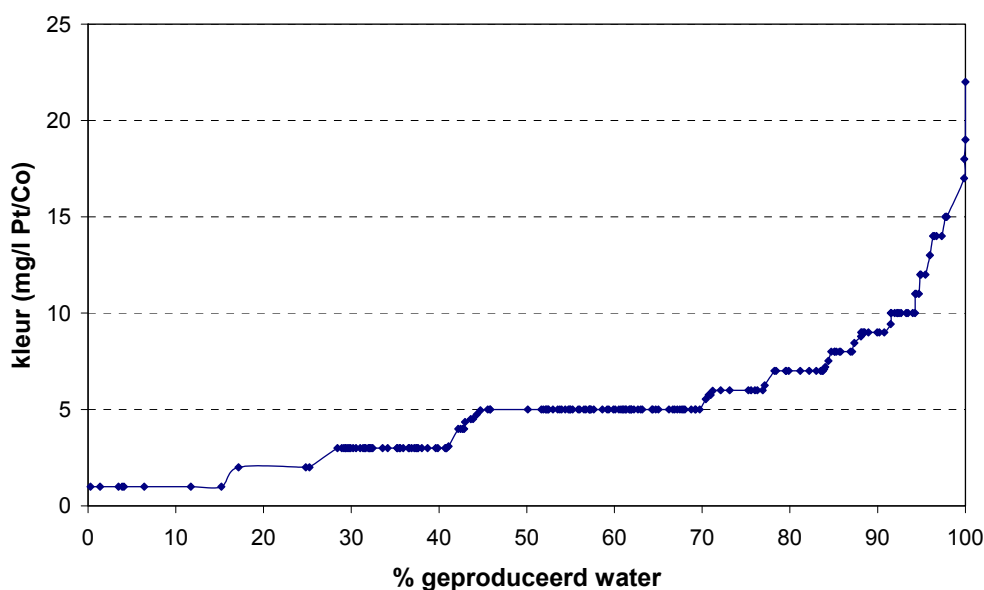
In het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) is het kwaliteitscriterium uit de EG-Drinkwaterrichtlijn (EU, 1998) overgenomen: geur en smaak moeten acceptabel zijn voor de consument en mogen geen abnormale veranderingen ondergaan. In de praktijk komt het er vaak op neer dat de monsternemer de geur en smaak beoordeelt bij de monstername.

Indien de geur en/of smaak van het water niet acceptabel is, of abnormale veranderingen heeft ondergaan, of bij klachten van consumenten, wordt met een klein panel (3 à 4 personen) de geurverduunningsfactor of smaakverduunningsfactor vastgesteld. Ook de WHO geeft geen gezondheidkundig onderbouwde richtlijnen voor geur en smaak. Wel wordt opgemerkt dat deze niet onaangenaam mogen zijn, maar daarbij wordt al aangegeven dat er een grote variatie is in wat acceptabel wordt bevonden. Hierbij dient rekening te worden gehouden met het feit dat gewenning ook een rol speelt bij het bepalen of het water al dan niet een acceptabele geur of smaak heeft. Wat in de ene regio als onacceptabel wordt beschouwd, kan ik een andere regio mogelijk niet eens opvallen, omdat daar de mensen al gewend zijn aan die geur of smaak. Tabel 8.1 geeft een overzicht van gegevens van verbindingen met een geur-smaakdrempel die lager is dan de voor de stof gehanteerde wettelijke kwaliteitseis, en voor stoffen waarvoor geen kwaliteitseis is geformuleerd.

Het Waterleidingbesluit hanteert voor de kleur van het water een maximum waarde van 20 mg/l Pt/Co. De EG-richtlijn geeft aan dat de kleur acceptabel moet zijn en geen abnormale veranderingen mag ondergaan. De WHO geeft voor kleur geen richtlijn. Wel wordt aangegeven dat kleur boven een niveau van 15 TCU waarneembaar kan zijn voor de consument.

### 8.3.3 Situatie in Nederland

De kleurintensiteit van water kan van pompstation tot pompstation aanzienlijk verschillen. De range ligt tussen 2-20 TCU. De gemiddelde kleur van het water 'af pompstation' in 2005 staat weergegeven in figuur 8.2.



Figuur 8.2. De (over het jaar gemiddelde) kleur van het water 'af pompstation' in Nederland (REWAB-gegevens, 2006)

### 8.3.4 Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21

De geur en de smaak van het drinkwater dienen goed en aantrekkelijk te zijn voor de consument. Het is overigens lastig om dit vast te stellen, omdat dit een zeer subjectieve beoordeling is. Als de geur en smaak niet voldoen zullen klachten binnenkomen bij het drinkwaterbedrijf. Navraag bij een aantal waterbedrijven maakte duidelijk dat niet overal een goede registratie van de klachten en hun achtergrond plaatsvindt. Wel bleek dat de betreffende bedrijven zich daarvan bewust zijn en ook bezig zijn om deze registratie te

verbeteren. Bij Evides wordt inmiddels een gedetailleerde klachtenregistratie uitgevoerd waarbij onder meer de achtergrond van de klachten wordt vermeld. Uit deze registratie blijkt dat klachten over geur en smaak soms een groot percentage van het totaal aantal klachten beslaan, maar dit is erg afhankelijk van het pompstation en het distributiegebied. Zo is bijvoorbeeld een afname van het aantal klachten waargenomen na de ingebruikname van de nieuwe zuiveringsinstallatie op de Berenplaat (pers. med. Dr. G.M.H. Suylen, Evides). Een optie is om de kwaliteitsdoelstelling mede te richten op het aantal of % klachten dat jaarlijks bij het drinkwaterbedrijf binnenkomt en betrekking heeft op geur en/of smaak. Hiervoor zullen echter eerst de bestaande klachtenregistratiesystemen aangepast moeten worden.

Voorwaarde voor een goede en aantrekkelijke geur en smaak van het drinkwater is dat de concentraties van smaak- en geurstoffen lager zijn dan de drempelwaarde. Uit tabel 7.1 blijkt dat voor enkele stoffen de drempelwaarde voor smaak/geur lager is dan de voorgeschreven grenswaarde uit het Waterleidingbesluit. Als streefwaarde voor de concentraties van deze stoffen zou de drempelwaarde kunnen worden gehanteerd. Echter, het in het Waterleidingbesluit genoemde criterium 'aanvaardbaar voor de gebruikers en geen abnormale verandering' maakt streefwaarden voor afzonderlijke componenten overbodig. Hierbij komt dat het streven naar een vergaande verwijdering van milieuvreemde stoffen tevens gepaard zal gaan met verwijdering van organische stoffen die de geur en/of smaak van het beïnvloeden.

Voor Drinkwaterkwaliteit Q21 wordt als streefwaarde voor *kleur* een waarde voorgesteld die nog net niet in een wit bad kan worden waargenomen, dat wil zeggen lager dan 5 TCU. In 30% van de hoeveelheid geproduceerd drinkwater ligt de kleur boven deze waarde. Inzichten in de invloed van NOM op processen in het leidingnet kunnen mogelijk bijdragen aan het verlagen van de kleur van het drinkwater.

#### **8.4 Kennislacunes**

- Kwantitatieve informatie over de mate waarin de kwaliteitsaspecten troebelingsgraad, kleur, geur en smaak van het drinkwater van invloed zijn op klachten van consumenten over de waterkwaliteit is in onvoldoende mate beschikbaar;
- Onduidelijk is welke processen in het leidingnet kunnen leiden tot een verslechtering van de geur en de smaak van het water;
- De kleur van het water wordt mede bepaald door het gehalte organische stof van natuurlijke herkomst. Het is niet duidelijk welke betekenis een streefwaarde voor kleur zal hebben op het gehalte organische stof in het drinkwater.

#### **8.5 Samenvatting**

- Voor Drinkwaterkwaliteit Q21 wordt voor troebelheid een streefwaarde van 4 FTE af tap voorgesteld. Op dit niveau is de troebelheid voor de consument niet waarneembaar. Deze streefwaarde is gelijk aan de norm in het Waterleidingbesluit.
- Bij Drinkwaterkwaliteit Q21 dienen geur en smaak voor de consument acceptabel te zijn. Dit betekent dat voor stoffen die een negatieve invloed hebben op de geur en/of smaak van het water een streefwaarde dient te worden gehanteerd, die gelijk is aan de drempelwaarde, tenzij deze drempelwaarde lager is dan de reeds gehanteerde maximum concentratie.
- Voor de kleur van het water kan als streefwaarde een waarde van <5 TCU worden gehanteerd. Dit is grens van wat nog zichtbaar is in een wit bad.

- Een goed opgezette en gecomputeriseerde klachtenregistratie kan bijdragen aan het voldoen aan dit kwaliteitsstreven voor Drinkwaterkwaliteit Q21. Sommige waterbedrijven zijn al ver in het opzetten en gebruiken van een goede klachtenregistratie. Voor andere bedrijven ligt hierin nog een uitdaging.

## 8.6 Literatuur

ECB (2002). European Union Risk Assessment Report t-butyl methyl ether. European Chemicals Bureau, 3rd Priority list, volume 19; Office for Official Publications of the EC, Luxembourg.

Izaguirre, G., C.J. Hwang, S.W. Krasner and M.J. McGuire. 1982. Geosmin and 2-methylisoborneol from cyanobacteria in three water systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 43(4):708-714.

Jüttner, F. and S.B. Watson. 2007. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 73 (14):4395-4406.

Nystrom, A., A. Grimvall, C. Krantzruicker, R. Savenhed and K. Akerstrand. 1992. Drinking water off-flavor caused by 2,3,6-trichloroanisole. *Water Sci. Technol.* 25:241-249.

VROM, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. *Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden*, 2001, 31:1-53.

WHO, 1993. Guidelines for Drinking Water Quality, second edition, Volume 2. Health criteria and supporting information. World Health Organization, Geneva

WHO, 2004. Guidelines for Drinking Water Quality, third edition, World Health Organization, Geneva

Young, W. F., Horth, H., Crane, R., Ogden, T. and Arnott, M. 1996. Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants. *Water Research* 30: 331-340.



## 9 Hardheid en kalkafzetting

### 9.1 Kwaliteitsaspecten van hardheid

#### 9.1.1 Belang

De hardheid of totale hardheid (TH) van het drinkwater geeft de hoeveelheid in het water opgeloste calcium- en magnesiumzouten en wordt uitgedrukt in mmol/l. In Nederland wordt ook de Duitse graad (°D) nog gebruikt (een mmol/l correspondeert met 5,6 °D). Het belang van de parameter hardheid is vooral gelegen in de zeepbindende eigenschappen (zeep is meestal anionogeen). Een hoge hardheid resulteert in een slechtere waswerking; om dezelfde waswerking te houden is meer zeep nodig. In de doseervoorschriften van wasmiddelen in Nederland wordt onderscheid gemaakt in drie categorieën voor de hardheid van het water: tot 1,8 mmol/l (10 °D) minimale dosering, van 1,8 tot 2,9 mmol/l (10 tot 16 °D) gemiddelde dosering en vanaf 2,9 mmol/l (16 °D) maximale dosering. Om droogvlekken op de vaat te voorkomen wordt in vaatwassers het spoelwater onthard door een onthardingszout te gebruiken; echter hoe lager de hardheid van het water, hoe lager het zoutverbruik kan zijn.

Hardheid wordt door de consument in verband gebracht met problemen zoals kalkaanslag in koffiezetters en waterkokers, verstopping van perlators, vliesjes op thee, aanslag op badkamertegels en wastafels, hard wasgoed, dus met kalkafzetting. Kalkafzetting wordt voornamelijk bepaald door de watersamenstelling (pH, waterstofcarbonaat- en organische stofgehalte) en temperatuur. Hardheid is dus niet de hoofdoorzaak van kalkafzetting, hoewel bij een hogere hardheid de kans op overmatige kalkafzetting toeneemt. Voor het voorspellen van het optreden van kalkafzetting zijn parameters ontwikkeld, die een relatie vertonen met problemen met kalkafzetting in de praktijk. Deze parameters, de in de Praktijk gemeten afgezette hoeveelheid CalciumCarbonaat (PACC) en de Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat (TACC<sub>90</sub>) worden in 9.2 besproken.

In het verleden werd aangenomen dat drinkwaterleidingen van metaal of asbestcement aan de binnenzijde werden beschermd door kalkafzetting. In agressief water worden deze kalklagen niet gevormd. Inmiddels is duidelijk dat ontharden van drinkwater leidt tot minder afgifte van koper en lood als gevolg van de verhoging van de pH en de verlaging van het gehalte waterstofcarbonaat (alleen bij ontharding door precipitatie van calciumcarbonaat in korrelreactoren). De verminderde afgifte van lood en koper is dus geen gevolg van de lagere hardheid. Voor industriële watergebruikers is de hardheid een belangrijke parameter. Bij ketelvoedingwaterbereiding (stoomproductie) moet vrijwel alle hardheid (zowel calcium als magnesium) uit het water worden verwijderd. Hiervoor worden in het algemeen ionenwisselaars ingezet. De kosten zijn hoger naarmate de hardheid van het water hoger is: het chemicaliënverbruik neemt toe en dan kan een grotere installatie nodig zijn. Verder is voor de industrie een constante waarde van de hardheid van belang, zodat nageschakelde ionenwisseling optimaal bedreven kan worden.

#### 9.1.2 Gezondheidseffecten

Sinds de jaren 60 is veel gepubliceerd over de relatie tussen de hardheid van drinkwater en mogelijke gezondheidseffecten. Diverse studies rapporteren dat het drinken van water met hogere concentraties calcium en magnesium zou leiden tot een lager risico op hart- en vaatziekten (b.v. Anderson *et al.*, 1975; Masironi *et al.*, 1979; Pocock *et al.*, 1980, Leoni *et al.*,



1985; Yang *et al.*, 1996). In een meer recente studie uit Finland werd afgeleid dat een verhoging van de hardheid met 1 °D leidt tot een verlaging van het aantal hartinfarcten met 1% (Kousa *et al.*, 2003). Een beperking van veel uitgevoerde studies is echter dat het veelal statistische verbanden betreft, waarin risicofactoren zoals eetgewoonten, roken, gebrek aan beweging, etc. niet in beschouwing worden genomen, terwijl die een aanzienlijke invloed kunnen hebben op het aantonen van een eventueel oorzakelijk verband.

Aanvankelijk werd vanwege onzekerheden rondom mogelijke gunstige effecten een ondergrens van 60 mg/l calcium gehanteerd in de EU-drinkwaterrichtlijn (EU, 1998) en het Waterleidingbesluit. Begin jaren 1990 heeft de WHO deze lijn echter verlaten en aangegeven dat er onvoldoende bewijs was om hierover een conclusie te trekken. Vandaar dat er in de huidige versie van de EU-drinkwaterrichtlijn geen kwaliteitseis voor calcium is opgenomen. De discussie werd echter opnieuw gevoerd in de periode 2003-2006, toen de WHO werd gevraagd om richtlijnen te geven voor water dat ontzout wordt. Daarbij werd ook een evaluatie uitgevoerd van mogelijke gezondheidseffecten van het ontzouten van water, en daarmee de verwijdering van calcium en magnesium. De discussie is uitgebreid gevoerd tijdens een WHO-congres in Baltimore (april 2006) en de daarop volgende vergadering van het Expert Committee (van den Hooven *et al.* 2006). Uit de resultaten van een overall analyse van de tot op heden uitgevoerde studies werd geconcludeerd dat zowel calcium als magnesium en ook de totale hardheid van het water geen effect hebben op de incidentie van hart- en vaatziekten (Leurs *et al.* 2010). Mogelijk zou magnesium wel een effect kunnen hebben op het overleven na een hartinfarct, bij concentraties tot 10 mg/l zijn (WHO, 2006). Maar ook over deze conclusie is de internationale gemeenschap het nog niet eens, te meer daar in de studies waarop deze conclusie is gebaseerd, geen rekening werd gehouden met de dagelijkse magnesiuminname via voeding. In veel landen ligt de inname via voeding onder de dagelijks aanbevolen hoeveelheid. In Nederland is deze inname echter toereikend (Van den Hooven *et al.*, 2006). Daarbij komt dat het magnesiumgehalte in drinkwater in Nederland veelal onder de 10 mg/l ligt en de bijdrage van drinkwater aan de totale inname beperkt is.

### **9.1.3 Wettelijke eisen**

De kwaliteitseis voor hardheid in het huidige Waterleidingbesluit is:

$$1,0 < \text{totale hardheid} < 2,5 \text{ mmol/l}$$

Deze eis is opgenomen in tabel IIIa – Indicatoren – Bedrijfstechnische parameters. De huidige interpretatie van deze eis is dat deze alleen geldt voor water dat een hardheidscorrectie ondergaat.

### **9.1.4 Streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21**

Op basis van milieu-aspecten (beperken zeepverbruik), energieverbruik (beperken van overmatige kalkafzetting) en gebruikerscomfort (ontkalken koffiezetapparaten, verwijderen kalkvlekken) wordt de volgende streefwaarde voor de hardheid voorgesteld:

$$\text{Totale hardheid} < 1,8 \text{ mmol/l}.$$

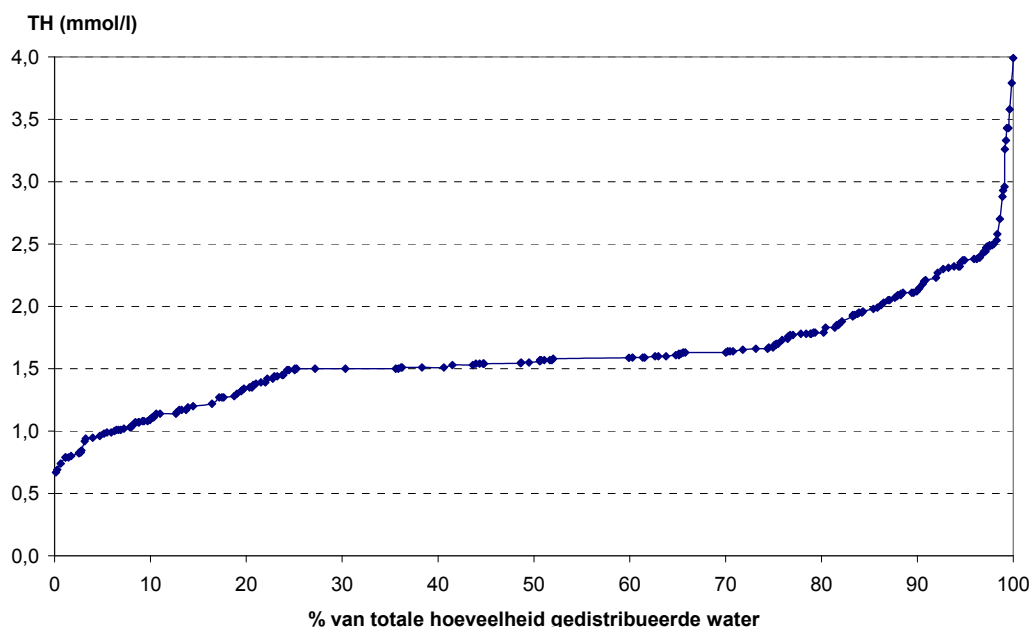
Op basis van volksgezondheidsaspecten behoeft geen streefwaarde voor totale hardheid te worden vastgesteld. Ook voor magnesium hoeft geen streefwaarde te worden afgeleid, omdat de dagelijkse inname via de voeding in Nederland toereikend is. Drinkwaterkwaliteit Q21 voldoet altijd aan de wettelijke eisen en daarom wordt voorgesteld

om de wettelijke ondergrens uit het Waterleidingbesluit te hanteren als streefwaarde. De streefwaarde is dan:

$$\text{Hardheid} > 1,0 \text{ mmol/l (na ontharding)}$$

### 9.1.5 Totale Huidige situatie

Figuur 9.1 geeft de hardheid van het drinkwater in Nederland in 2005.



Figuur 9.1 Hardheid van het drinkwater in Nederland (REWAB- gegevens, 2005)

In Nederland is al een forse inspanning geleverd om het drinkwater te ontharden. Ongeveer 50% van het drinkwater wordt momenteel onthard, waarna de hardheid ligt in de range tussen 1,0 en 1,8 mmol/l. Op de meeste locaties wordt onthard tot 1,5 mmol/l. Op een beperkt aantal locaties (13) is de hardheid van het drinkwater hoger dan 2,5 mmol/l. Het gaat veelal om kleine pompstations; het aandeel van deze pompstations in de totale drinkwaterproductie bedraagt minder dan 2%. Op 68 locaties is de hardheid van het drinkwater hoger dan 1,8 mmol/l. Het gaat om 230 miljoen m<sup>3</sup> per jaar, of ongeveer 20% van de totale jaarlijkse drinkwaterproductie in Nederland.

Technieken die momenteel worden gebruikt voor ontharding zijn: korrelreactoren, nanofiltratie, omgekeerde osmose of ionenwisseling. Op twee locaties wordt onthard in spaarbekkens. Korrelreactoren worden ingezet als alleen hardheid uit het water verwijderd hoeft te worden; nanofiltratie, omgekeerde osmose of ionenwisseling wordt ingezet als naast hardheid ook bijvoorbeeld zouten of kleur uit het water moeten worden verwijderd.

### 9.1.6 Kennislacunes

De Nederlandse waterbedrijven hebben veel kennis over ontharding. Momenteel wordt in BTO-verband geen onderzoek naar ontharding uitgevoerd. Kennis van de waterbedrijven wordt uitgewisseld in de Contactgroep Ontharding waarin nagenoeg alle waterbedrijven zijn vertegenwoordigd.

## 9.2 Kalkafzetting

### 9.2.1 Omschrijving

Kalkafzetting treedt vooral op bij verwarming van water, doordat calciumcarbonaat bij hogere temperaturen slechter oplosbaar is. Verder treedt kalkafzetting op door het ontwijken van koolstofdioxide uit het water en bij het verdampen van waterdruppels. Gevolgen van kalkafzetting zijn hinder voor de consument en financiële schade door reiniging, ontkalking en vervanging van apparatuur.

In de periode 1989 – 1997 is in het BTO-programma onderzoek uitgevoerd naar kalkafzetting. Dit onderzoek heeft onder andere geresulteerd in meetmethoden om de kalkafzettende eigenschappen van drinkwater te karakteriseren. Het gaat om:

- de 'PACC' (in de Praktijk gemeten Afgezette hoeveelheid CalciumCarbonaat). De PACC wordt gemeten met een gestandaardiseerd klein warmwatertoestel, waarin de omstandigheden in huishoudelijke warmwatertoestellen worden gesimuleerd;
- de 'TACC<sub>90</sub>' (het Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaatgehalte bij 90°C).

Uit recent onderzoek is gebleken dat een gemodificeerde kookproef een goed alternatief is voor de PACC om de kalkafzettende eigenschappen van drinkwater te karakteriseren (Keltjens en Brink, 2005).

Overigens kan onthard water weliswaar een lage TACC<sub>90</sub> hebben (door ontharding waarbij zowel calcium als carbonaat gehalte is verlaagd), maar desondanks kan een hoge PACC waarde worden gemeten, bijvoorbeeld door deeltjes in het water (de zogenaamde carry-over).

### 9.2.2 Wettelijke eisen en streefwaarde voor Drinkwaterkwaliteit Q21

Er is geen kwaliteitseis voor kalkafzetting opgenomen in het huidige Waterleidingbesluit. Op basis van resultaten van onderzoek dat in BTO-verband medio 1990-er jaren is uitgevoerd is voor weinig kalkafzettend water als grens gegeven: PACC < 0,2 mmol/l. Uit de vele praktijkervaringen van de afgelopen jaren is gebleken dat een PACC < 0,2 mmol/l weliswaar landelijk als weinig kalkafzettend kan worden gekarakteriseerd, maar dat in het gebied tussen 0,1 en 0,2 mmol/l consumenten kalkafzetting nog wel (als hinderlijk) opmerken. Bij een PACC lager dan 0,1 mmol/l zijn tot nu toe vrijwel nooit kalkproblemen geconstateerd. Als streefwaarde wordt voorgesteld:

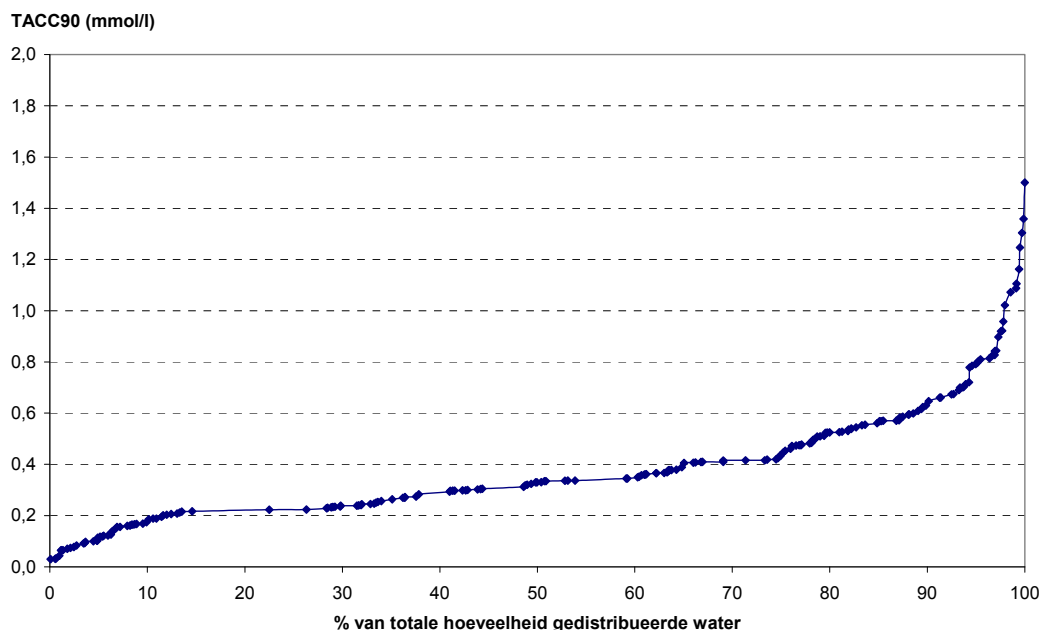
$$PACC < 0,1 \text{ mmol/l.}$$

Een PACC van 0,1 mmol/l komt overeen met een PACC<sub>kookproef</sub> van circa 0,4 mmol/l. Een PACC van 0,2 mmol/l komt overeen met een PACC<sub>kookproef</sub> van circa 0,6 mmol/l. Om een eerste indruk van de kalkafzettende eigenschappen te krijgen kan ook de TACC<sub>90</sub> worden berekend, waarbij als criterium kan worden gehanteerd:

$$TACC_{90} < 0,6 \text{ mmol/l.}$$

### 9.2.3 Huidige situatie

Figuur 9.2 geeft een overzicht van TACC<sub>90</sub>-waarden van het drinkwater in Nederland in 2005. Op 39 locaties is de TACC<sub>90</sub> hoger dan de voorgestelde streefwaarde van 0,6 mmol/l. Het gaat om ongeveer 11% van de totale drinkwaterproductie. Het betreft circa 135 miljoen m<sup>3</sup> per jaar.



Figuur 9.2 Overzicht van TACC<sub>90</sub>-waarden van het drinkwater in Nederland (REWAB gegevens, 2005)

#### 9.2.4 Kennislacunes

De PACC kan tijdens distributie veranderen, vooral door uitloging van AC. Dit heeft in de praktijk geleid tot klachten van consumenten, ondanks een zeer laag kalkafzettend vermogen (PACC) van het water 'af pompstation'. Onduidelijk is hoe deze toename van PACC het beste kan worden voorkomen. Niet alle factoren die kalkafzetting (PACC) beïnvloeden zijn bekend. Illustratief is dat watersoorten met een hardheid tussen 2,0 en 2,5 een PACC-range vertonen van < 0,1 (geen meetbare kalkafzetting) tot meer dan 0,6 mmol/l (omvangrijke kalkafzetting), terwijl de chemische watersamenstelling (TACC<sub>90</sub>) deze verschillen niet kan onderbouwen. Uit onderzoek is duidelijk geworden dat organische stof een belangrijke rol speelt. Nadere details over de invloed van de samenstelling en concentraties van natuurlijk organische stof zijn nog niet bekend.

Het is onduidelijk of de perceptie van de klant ten aanzien van hardheid en kalkafzetting volledig samenvalt met PACC-waarden van het drinkwater. Het gaat dan vooral om verschijnselen als vliesjes op de thee en kalkvlekken op sanitair, die wellicht (ten dele) een andere achtergrond hebben dan alleen kalkafzetting bij verwarming.

### 9.3 Literatuur

- Anderson, T.W.; Neri, L.C.; Schreiber G.B., et al. 1975. Ischemic heart-disease, water hardness and myocardial magnesium. Canadian Medical Association Journal 113 (3) 199-203
- EU, 1998. Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 3 november 1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen 5.12.98 L330/32-L330/54.
- Keltjens L. en H. Brink. 2005. Met nieuwe kookproef snel informatie over kalkafzetting - Alternatief voor PACC-meting. H<sub>2</sub>O, 7:30-32.
- Kousa, A., Moltchanova, E., Viik-Kajander, M. et al. 2004. Geochemistry of ground water and the incidence of acute myocardial infarction in Finland. Journal of Epidemiology and Community Health 58 (2): 136-139

- Leoni, V., L. Fabiani, and L. Ticchiarelli. 1985. Water hardness and cardiovascular mortality rate in Abruzzo, Italy. *Archives of Environmental Health* 40 (5): 274-278.
- Leurs, L.J., L.J. Schouten, M. N. Mons, R.A. Goldbohm and P.A. van der Brandt. 2010. Relationship between tap water hardness, magnesium and calcium concentration and mortality due to ischemic heart disease or stroke in the Netherlands. *Environ. Health Perspectives* 111(3):414-420.
- Masironi, R., Z. Pisa and D. Clayton. 1979. Myocardial infarction and water hardness in the WHO myocardial infarction registry network. *Bulletin of the World Health Organization* 57 (2): 291-299.
- Pocock, S.J., A.G. Shaper, D.G. Cook et al. 1980. British Regional Heart Study; geographic variation in cardiovascular mortality, and the role of water quality. *Br. Med. J.* 280: 1243-1249.
- REWAB, 2005. Registratie Waterkwaliteitsgegevens waterleidingbedrijven. Wettelijke jaarrapportage aan VROM-Inspectie. Kiwa Water Research. Nieuwegein
- Van der Hooven, C.; Vries, J. de; Mons, M. 2006. Contribution of drinking water to calcium and magnesium intake in Europe. International symposium on Health Aspects of Calcium and Magnesium in Drinking Water. April 24-26, Baltimore, USA.
- Yang, C.Y.; Chin, J.F.; Chiu, J.F. et al. 1996. Relationship between water hardness and coronary mortality in Taiwan, *Journal of Toxicology and Environmental Health* 49 (1): 1-9.

# 10 Fysisch-chemische waterkwaliteit tijdens transport en distributie

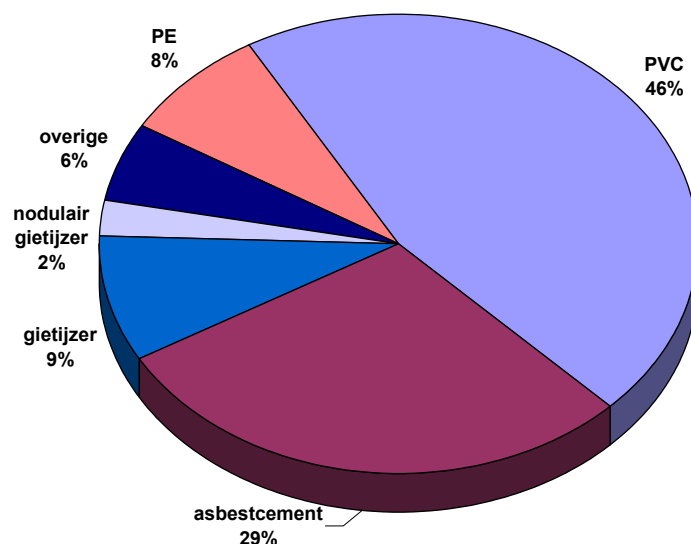
## 10.1 Inleiding

Behoud van de waterkwaliteit na het verlaten van het pompstation kan gewaarborgd worden door een optimale samenstelling bij het verlaten van het pompstation, een juiste keuze van leidingmaterialen en juist ontwerp en goed onderhoud van het leidingnet. Deze uitgangspunten worden in dit hoofdstuk nader uitgewerkt voor wat betreft de fysisch-chemische aspecten van de waterkwaliteit. De biologische processen die kunnen optreden in het distributiesysteem (nagroei) zijn besproken in Hoofdstuk 5 (Nagroei, *Legionella* en biologische stabiliteit) van dit rapport. Het formuleren van een optimaal ontwerp en onderhoud van het leidingnet valt buiten de doelstelling van dit rapport, dat handelt over de waterkwaliteit.

### 10.1.1 Leidingmaterialen

Interacties tussen bepaalde materialen en het drinkwater tijdens transport en distributie spelen een belangrijke rol bij de kwaliteitsveranderingen. Bepaalde interacties zijn tevens van invloed op het materiaal. Figuur 10.1 geeft een overzicht van de samenstelling van het Nederlandse waterleidingnet in 2005. Het leidingnet bestaat uit PVC (46%), asbestcement (29%), grijs gietijzer, al dan niet met coating (9%), inwendig gecementeerd nodulair gietijzer, 2%), PE (8%) en voor 6% uit overige materialen. De totale lengte bedraagt circa 116.000 km.

Leidingbestand 2005



Figuur 10.1 Samenstelling Nederlands drinkwaternet in 2005 (VEWIN Statistiek, 2005)

In 2005 telden de Nederlandse waterbedrijven circa 7,4 miljoen aansluitingen, waarvan ongeveer 6 miljoen huisaansluitingen. Er bestaat geen goed zicht op de samenstelling van de drinkwaterinstallaties in woningen, maar naar schatting bestaat 90% uit koperen

leidingen met messing onderdelen, zoals kranen en fittingen. Ook worden tegenwoordig kunststof leidingmaterialen gebruikt voor de aanleg van nieuwe drinkwaterinstallaties (PE-X en PVC-C). Een aantal drinkwaterinstallaties, met name in oude binnensteden, bevat nog steeds (delen van) loden leidingen.

Het beleid van de Nederlandse waterbedrijven is erop gericht om een zodanige watersamenstelling te distribueren dat de interactie tussen leidingmaterialen en drinkwater minimaal is en de vorming van sediment in het net wordt voorkomen (Van den Hoven en Van Eekeren, 1988). Momenteel wordt circa 40% van het water in Nederland door de waterbedrijven geconditioneerd. Toepassing van de juiste materialen speelt een belangrijke rol bij de vermindering van de waterkwaliteit in het leidingnet en het zekerstellen van de levering van drinkwater. Hieronder wordt nader ingegaan op de kwaliteitsproblemen die een gevolg zijn van de interacties tussen water en (leiding)materialen.

## **10.2 Interacties tussen watersamenstelling en materialen**

De watersamenstelling dient bij het verlaten van het pompstation zodanig te zijn dat zo min mogelijk fysisch-chemische processen optreden op het contactoppervlak tussen leidingmaterialen en het drinkwater. Voorbeelden van dergelijke processen zijn (i) uitlogen van leidingen van asbestcement, met als gevolg een stijging van de pH en mogelijk klachten over kalkafzetting en/of smaak, (ii) de aantasting (corrosie) van gietijzeren leidingen en (iii) afgifte van metalen aan het drinkwater door metalen onderdelen in de drinkwaterinstallatie, bijvoorbeeld koper, lood of nikkel. Als gevolg van de optredende afgifte van stoffen verandert de samenstelling (kwaliteit) van het drinkwater. Deze kwaliteitsveranderingen zullen hierna nader worden besproken.

De afgifte van koper door drinkwaterleidingen leidt tot een toename van de diffuse verspreiding van koper in het milieu. In de afgelopen jaren was beperking van koperafgifte door koperen leidingen een belangrijk argument bij het invoeren van centrale ontharding bij de Nederlandse waterbedrijven (Brink *et al.*, 1995). Diffuse verspreiding van koper in het milieu werd door de Nederlandse overheid als een groot probleem ervaren, vooral omdat hoge concentraties koper in oppervlaktewater schadelijk kunnen zijn voor aquatische micro-organismen (Smit *et al.*, 2000). Daarnaast komen hoge gehalten koper voor in slib van afvalwaterzuiveringen, waardoor dit ongeschikt is voor hergebruik, vooral in de landbouw. Dit laatste speelt echter nauwelijks meer een rol, omdat de afzet in de landbouw door allerlei andere stoffen in het slib al niet mogelijk is. Recente inzichten leveren goede redenen om een minder strenge normering voor koper in oppervlaktewater te hanteren, omdat de Nederlandse normstelling geen rekening houdt met de beperkte beschikbaarheid van koper voor organismen, zoals is aangetoond in het RIZA-STOWA project Kopertox, 2001 (Kramer *et al.*, 2001). Vooralsnog hebben deze vernieuwde inzichten geen effect op het conditioneringbeleid van de Nederlandse waterbedrijven.

In het leidingnet kan bruin water worden gevormd door sedimentatie en opwerveling van deeltjes ijzer en mangaan. Ook dit proces wordt in belangrijke mate beïnvloed door de samenstelling van het water 'af pompstation' en door processen in het leidingnet. Aantasting van leidingmaterialen en afgifte van stoffen en ook vorming van bruin water kunnen gedeeltelijk worden tegengegaan door de aanpassing van de watersamenstelling met behulp van behandelingprocessen.

Een optimale waterkwaliteit is eveneens van belang vanwege mogelijk negatieve effecten op de levensduur van materialen, die worden toegepast bij de distributie van drinkwater.

Bij bepaalde samenstellingen van het water kan zodanige aantasting van bepaalde leidingmaterialen ontstaan, dat falen van de leiding optreedt. Dit kan uitmonden in onderbreking van de waterlevering hetgeen ongewenst is voor de consument. Corrosie leidt bovendien tot een verhoogde afschrijving van de middelen van waterleidingbedrijven waardoor de kostprijs van het drinkwater toeneemt.

### **10.3 Beoordeling van materialen in verband met gezondheidsaspecten**

Bij de distributie van drinkwater dienen producten te worden toegepast die geen nadelige effecten hebben op de gezondheid van de consument. Daartoe dienen die producten te voldoen aan de criteria die zijn vastgelegd in de 'Regeling materialen en chemicaliën drinkwatervoorziening' (VROM, 2002). Deze Ministeriële Regeling vloeit voort uit artikel 10 van de Europese Drinkwaterrichtlijn (EU, 1998) via de Waterleidingwet (de artikelen 4, 15a en 15e) en het Waterleidingbesluit (de artikelen 17g en 17h) (VROM, 2001). In de Regeling worden alle (technische) aspecten (beoordelingsmethoden en toelatingsprocedures) voor een adequate gezondheidkundige beoordeling beschreven (Inspectierichtlijn 'Kwaliteit materialen en chemicaliën drinkwatervoorziening', (VROM, 1994). De Regeling beschrijft verder de toxicologische beoordeling van de gebruikte grond- en hulpstoffen en enkele onderzoeksmethoden en regels voor het verkrijgen, de afgifte en erkenning van een kwaliteitsverklaring (ATA - Attest Toxicologische Aspecten)). De huidige beschikbare onderzoeksmethoden omvatten migratietesten voor organische, fabrieksmatig geproduceerde producten (kunststoffen), *site-applied materials* en membranen, alsmede meetmethoden voor het vaststellen van de totale migratie en die van specifieke stoffen en voor het vaststellen van de zuiverheid van chemicaliën. De beoordeling van materialen op afgifte van organische componenten en op bevordering van de groei van micro-organismen worden in hoofdstuk 5 van dit rapport behandeld. Op basis van onderzoek dat in het kader van het project OAS (Ontwikkeling ATA Systeem) 2001-2005 is uitgevoerd, is de Regeling in 2008 uitgebreid met de beoordeling van cementhoudende materialen en metalen in contact met drinkwater, die om historische redenen niet eerder in de beoordelingssystematiek zijn opgenomen. Na notificatie door de Europese Commissie gevolgd door publicatie in de Staatscourant (VROM 2008) en een overgangstermijn van 2 jaar is ook de beoordeling van die materialen voorgeschreven. Toxicologische beoordelingen van cementhoudende en metalen producten zijn thans nog niet uitgevoerd.

### **10.4 Ontwerp en onderhoud van het leidingnet**

Om sedimentatie van deeltjes in het leidingnet te voorkomen is het nodig dat het aantal deeltjes in het drinkwater 'af pompstation' die kunnen neerslaan, zo laag mogelijk is en de watersamenstelling dusdanig is dat geen nieuwe deeltjes kunnen ontstaan. Ook is van belang dat er door het leidingnet geen deeltjes meer afgegeven worden en dat de verblijftijd in het leidingnet zo kort mogelijk is. Deze aanpak stelt eisen aan de waterbehandeling, aan de materiaalkeuze en aan het ontwerp van het leidingnet. Bovendien is onderhoud van het leidingnet in dit opzicht van belang. Het regelmatig schoonmaken van leidingnet voorkomt accumulatie van deeltjes.

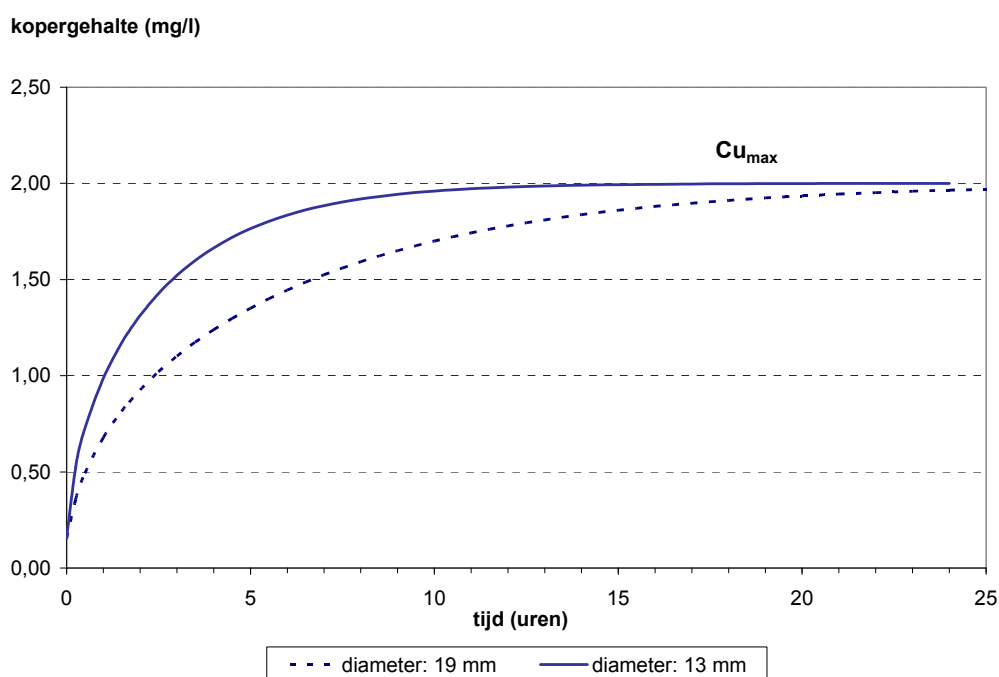
### **10.5 Afgifte van stoffen door leidingmaterialen**

#### **10.5.1 Metaalafgifte door drinkwaterinstallaties**

*Koper*



De maximaal toelaatbare concentratie (MTC) voor koper in drinkwater bedraagt 2000 µg/l (VROM, 2001). Deze kwaliteitseis is gebaseerd op gezondheidskundige afwegingen (WHO, 2003). Koperen leidingen geven altijd in meer of mindere mate koper af aan het drinkwater. Bij verblijf van drinkwater in een koperen leiding neemt het kopergehalte in drinkwater toe. Figuur 10.2 geeft het kopergehalte in drinkwater als functie van de verblijftijd (Van den Hoven *et al.*, 1990). Na een aanvankelijke toename wordt een plateauwaarde bereikt en hangt de koperconcentratie niet meer af van de verblijftijd. Deze plateauwaarde wordt het koperoplossend vermogen of  $Cu_{max}$  genoemd.



Figuur 10.2 Het kopergehalte in drinkwater bij een toename van de verblijftijd

Het koperoplossend vermogen hangt af van de watersamenstelling. Daarnaast is ook de leeftijd van de koperen buis van belang; in nieuwe buizen is de koperafgifte hoger dan in oudere buizen. Na een tot twee jaar is in koperen buizen een stabiele deklaag gevormd en is de buis gepassiveerd. De aanwezigheid van een deklaag vermindert de koperafgifte. De koperafgifte door gepassiveerde buizen is te berekenen met de volgende formule:

$$[Cu]_{max} = 0,52 \text{ TAC} - 1,37 \text{ pH} + 0,02 [SO_4^{2-}] + 10,2$$

waarbij  $[Cu]_{max}$  en  $[SO_4^{2-}]$  in mg/l en TAC in mmol/l zijn. TAC staat voor het totaal anorganisch koolstofgehalte.

Deze formule geeft het statistische verband tussen watersamenstelling en het koperoplossend vermogen. Dit verband is afgeleid uit onderzoek op 28 locaties in Nederland (Van den Hoven e.a., 1991).

### Loodafgifte

De MTC-waarde voor lood bedraagt 10 µg/l. Deze kwaliteitseis is gebaseerd op gezondheidskundige afwegingen, want lood heeft een toxisch effect op de nieren, bloed en het centrale zenuwstelsel (WHO, 2003). In Nederland zijn vrijwel alle loden dienstleidingen uit het distributienet verwijderd. In drinkwaterinstallaties in oude woningen komen nog wel (delen van) loden leidingen voor. Het aantal

drinkwaterinstallaties met loden leidingen is niet bekend. Lood kan ook in drinkwater voorkomen door afgifte van lood door messing onderdelen in de drinkwaterinstallatie, zoals kranen en fittingen en lood in soldeer (loodhoudend soldeer mag sinds 1995 niet meer worden toegepast). De mate van loodafgifte door messing onderdelen hangt af van de samenstelling van het messing, de waterkwaliteit en de verblijftijd van het water in de drinkwaterinstallatie. Loodafgifte door messing of soldeer kan leiden tot overschrijding van de MTC-waarde.

### *Nikkelaafgifte*

De basis voor de MTC-waarde voor nikkel in drinkwater (20 µg/l) is gezondheidkundig. Nikkel in drinkwater kan bij personen met een nikkelallergie eczeem veroorzaken. De MTC-waarde van 20 µg/l is afdoende om deze symptomen te voorkomen (WHO, 2003). Nikkel wordt toegepast bij het verchromen van kranen, waarbij een nikkellaag wordt aangebracht voor het hechten van de chroomlaag. Dit nikkellaagje komt ook voor op het inwendige oppervlak van kranen en kan leiden tot verhoogde nikkelconcentraties in het drinkwater. Begin jaren 2000 zijn via Deens en Duits onderzoek veel gegevens beschikbaar gekomen over nikkelaafgifte door messing kranen. Deze gegevens laten zien dat de nikkelconcentratie in het eerst getapte water kan oplopen tot enkele honderden µg/l (Nielsen, 2001).

### *Monitoring van koper, lood en nikkel in drinkwater*

In 1998 is op Europees niveau het voorschrift voor de monitoring van de zware metalen koper, lood en nikkel in drinkwater gewijzigd. De aangepaste wijze van monitoring schrijft voor dat koper-, lood- en nikkelgehalten aan de tap gemeten worden via een passende steekproefmethode. Het verkregen monster dient representatief te zijn voor de hoeveelheid die een consument wekelijks gemiddeld binnenkrijgt. Sinds 1 januari 2004 worden in Nederland in dit kader Random Day Time (RDT) monsters aan de tap genomen. Een RDT-monster wordt steekproefsgewijs genomen na een variabele verblijftijd van drinkwater in de drinkwaterinstallatie. Voor de monitoring aan de tapkraan heeft het RIVM het protocol opgesteld '*Protocol Monitoring koper/lood/nikkel en chroom in drinkwater d.d. oktober 2003*' (VROM, 2005). In dit protocol is ook vastgelegd dat als aanvulling op de monitoring van koper aan de tap het koperoplossend vermogen van drinkwater bij bestaande koperen buizenopstellingen op de productiebedrijven nog minstens vijf jaar gemeten wordt (tot eind 2008). Een koperen buizenopstelling op het pompstation geeft een 'worst case' situatie weer; verwacht wordt dat de kopergehalten aan de tap in woningen lager zijn dan het koperoplossend vermogen. De koperen buizenopstellingen geven geen voorspelling over de te verwachten lood- en nikkelaafgifte in drinkwaterinstallaties.

Om inzicht te krijgen in de voorkomende concentraties van de metalen koper, lood en nikkel aan de tap bij de consument heeft KWR de individuele RDT-metwaarden over de periode 2004 tot en met 2006 geanalyseerd (Slaats et al., 2008). Het blijkt dat aan de tap lood-, koper- en nikkelconcentraties voorkomen die hoger zijn dan de geldende MTC-waarden voor de weekgemiddelden. Voor lood is dit voornamelijk het geval in gebieden met een relatief groot aantal panden met loden leidingen. Het aantal meetwaarden voor koper en nikkel hoger dan de normwaarde is maximaal 1,0%. Uit het onderzoek blijkt dat de concentraties van lood, koper en nikkel in drinkwater aan de tap beperkt zijn. Ook blijkt uit het onderzoek dat het begrip Random Day Time in de praktijk niet echt een meting willekeurig over de dag is. De resultaten uit het onderzoek leveren stof voor de discussie over de invulling voor de monitoring van lood, koper, nikkel en chroom in drinkwater.

### 10.5.2 Uitloging van cementshoudende materialen

Effecten van uitloging van cementshoudende leidingen, zoals verhoging van pH door het oplossen van calciumhydroxide, gevolgd door afzetting van  $\text{CaCO}_3$ , zijn vooral merkbaar bij drinkwater met een lage buffercapaciteit (voornamelijk laag  $\text{HCO}_3^-$ -gehalte) en een negatieve verzadigingsindex (SI). In gezondheidskundig opzicht vormt uitloging van cementshoudende leidingmaterialen een risico: in 1996 heeft uitloging op Curaçao tot een ernstig incident geleid, waarbij meerdere personen die nierdialyse toepassen overleden door hoge aluminiumgehalten in het drinkwater (Berends *et al.*, 1999). Ook kunnen na doorstroming van AC-leidingen asbestvezels in het drinkwater voorkomen. Eind jaren '90 zijn metingen verricht naar de hoeveelheid vezels in het drinkwater (Mons *et al.* 2000). Op basis van de resultaten van dit onderzoek is geconstateerd dat het risico van orale blootstelling aan de gemeten concentraties asbest in drinkwater verwaarloosbaar geacht mag worden. Verder is gesteld dat in Nederland de inhalatoire blootstelling aan asbestvezels vanuit drinkwater op een verwaarloosbaar risiconiveau ligt (Mons *et al.* 2000).

Uitloging van AC leidt in de praktijk echter nog regelmatig tot klachten van consumenten, met name over de smaak of over overmatige kalkafzetting. Uit de ervaringen van de waterbedrijven blijkt dat de problemen bij de klant zich vooral voordoen met slecht gebufferd water met een laag  $\text{CO}_2$  gehalte, dus juist een licht positieve SI. Het is niet bekend in hoeverre het invoeren van nieuwe behandelingstechnieken een effect heeft op uitloging van AC-leiding. Bij het toepassen van nanofiltratie is bijvoorbeeld het NF filtraat meestal zuur en is de SI behoorlijk negatief. Nabehandeling is nodig (bijvoorbeeld  $\text{CO}_2$  strippen), als de SI hoger dan -0,2 moet zijn. Het is daarom van belang om de effecten van een lage SI op gezondheidkundige aspecten (afgifte van AC-vezels) te bepalen. Dit kan een onderwerp voor onderzoek zijn in de komende jaren.

### 10.5.3 IJzerafgifte door gietijzeren leidingen

Het aandeel gietijzeren leidingen in Nederland bedraagt momenteel nog ongeveer 10%. Deze leidingen liggen vooral in de oude centra van steden zoals Den Haag en Amsterdam. In de meeste gevallen bevatten gietijzeren leidingen een coating van asfaltbitumen. De kwaliteit van deze coating varieert sterk. Daarnaast komen onbeklede gietijzeren leidingen voor. In de onbeklede leidingen zijn in de loop van de tijd op het inwendige oppervlak deklagen van complexe ijzerverbindingen ontstaan, die de leidingen beschermen tegen verdere aantasting (Van den Hoven en Van Eekeren, 1988). De kwaliteitsverslechtering van drinkwater in (onbeklede) gietijzeren leidingen betreft smaakklachten veroorzaakt door een toename van het ijzergehalte en/of een afname van het zuurstofgehalte en klachten over bruin water door toename van de troebelheid. Deze toename van de troebelheid is terug te voeren op de vorming van ijzerverbindingen bij de oxidatie van de deklaag. Naast een achteruitgang in de kwaliteit van het drinkwater kan door afgifte van ijzerverbindingen de hoeveelheid sediment in de leiding toenemen (paragraaf 10.4).

De corrosie van gietijzer en staal hangt af van de pH en het gehalte aan chloride-, sulfaat- en waterstofcarbonaat. De invloed van het chloride-, sulfaat- en waterstofcarbonaatgehalte is samengevat in de Corrosie Index (CI) voor gietijzer en staal en is als volgt:

$$CI = \frac{[\text{Cl}^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]}$$

waarin chloride-, sulfaat- en waterstofconcentraties in mmol/l.

Om corrosie van gietijzeren leidingen te voorkomen dient de Corrosie Index lager te zijn dan 1 (Van den Hoven en Van Eekeren, 1988). De Corrosie Index is gebaseerd op de Duitse norm DIN 50930, deel 2 uit 1980. In de huidige versie van deze norm komt de Corrosie Index niet meer voor (EN 50930 deel 6, 2005 en DIN EN12502-2, 2005). De Corrosie Index is evenmin opgenomen in het Waterleidingbesluit en heeft dus geen wettelijke status.

## 10.6 Streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21

### 10.6.1 Wettelijke eisen

Zoals in paragraaf 10.3 is besproken, spelen bij de corrosie van metalen en cementhoudende leidingmaterialen vooral anorganische parameters een rol, zoals de pH en de gehalten van waterstofcarbonaat, chloride en sulfaat. Tabel 10.1 geeft voor de relevante parameters een overzicht van de grenswaarden in het Waterleidingbesluit 2001. Deze parameters worden door de waterbedrijven op reguliere basis 'af pompstation' gemeten en de meetresultaten worden opgeslagen in het REWAB-bestand.

*Tabel 10.1 Relevante bedrijfstechnische parameters met betrekking tot corrosie van leidingmaterialen, genoemd in het Waterleidingbesluit 2001*

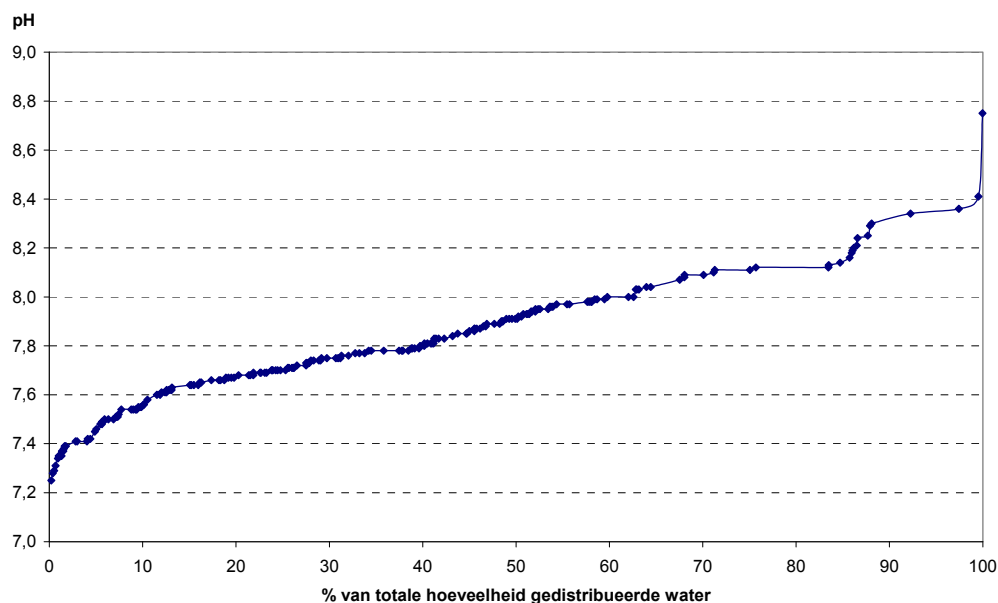
| <i>Parameter</i>                        | <i>Eenheid</i> | <i>Waterleidingbesluit<br/>(VROM, 2001)</i> |
|-----------------------------------------|----------------|---------------------------------------------|
| pH                                      |                | 7,0 - 9,5                                   |
| Waterstofcarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) | mg/l           | > 60                                        |
| Sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ )          | mg/l           | < 150                                       |
| Chloride ( $\text{Cl}^-$ )              | mg/l           | < 150                                       |
| Verzadigingsindex (SI)                  |                | > -0,2                                      |

Uitgangpunt voor Drinkwaterkwaliteit Q21 is een dusdanige samenstelling dat een vermindering van de kwaliteit tijdens distributie wordt voorkomen. Hiermee wordt bereikt dat problemen zoals een toename van kalkafzetting na invoering van ontharding, klachten over bruin water ten gevolge van aantasting van gietijzer, verhoogde afgifte van aluminium door gecementeerde leidingen en excessieve koperafgifte na conditionering tot het verleden zullen behoren. In de volgende paragrafen zal de streefwaarde per parameter worden toegelicht.

### 10.6.2 Huidige situatie en streefwaarden

#### *Zuurgraad (pH)*

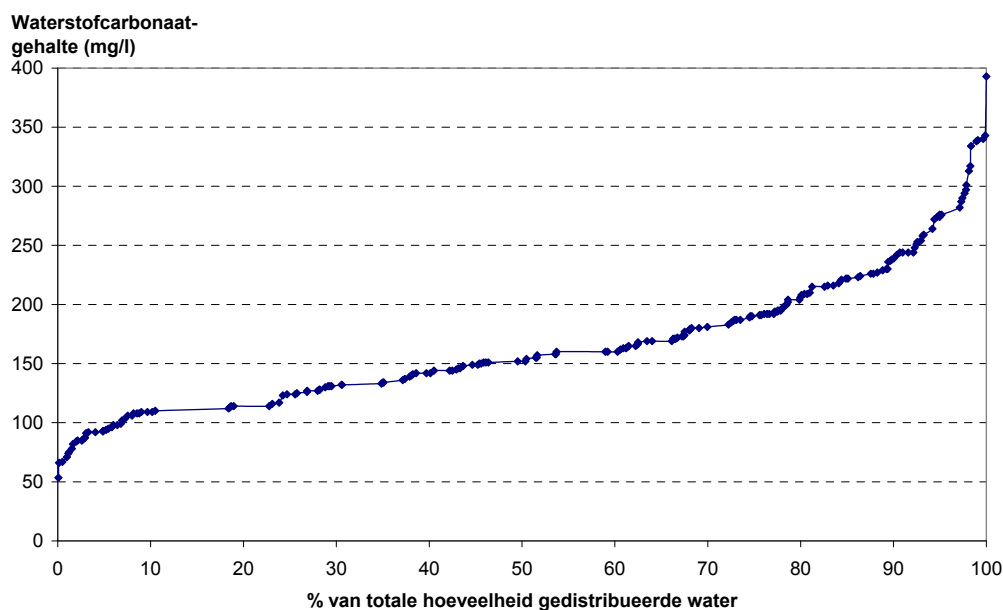
Figuur 10.3 geeft de gemiddelde pH van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland in 2005 (REWAB, 2005). In 2005 was de over het jaar gemiddelde pH in 30% van het gedistribueerde water in Nederland lager dan 7,8. Ongeveer 0,5% van het water werd gedistribueerd met een pH-waarde hoger dan 8,5. De pH speelt een belangrijke rol bij de uitloging van cementhoudende materialen, de corrosie van gietijzeren leidingen en bij de afgifte van koper door koperen leidingen. In het algemeen geldt dat bij een toename van de pH van het drinkwater de afgifte van stoffen door leidingmaterialen afneemt. Volgens Mededeling 100 dient de pH van drinkwater niet lager te zijn dan 7,8 in verband met corrosie van gietijzer en koperafgifte door koperen leidingen. Aan de bovenzijde geldt voor de pH een grens van ongeveer 8,5. Recente inzichten geven aanwijzingen dat in koperen leidingen slecht hechtende deklagen kunnen ontstaan bij pH-waarden boven 8,5 en bij lange verblijftijden van het drinkwater in de installatie, met als gevolg klachten over blauw water (Edwards et al., 2000). Dit is overigens nog niet wetenschappelijk bewezen.



Figuur 10.3 De gemiddelde pH van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB, 2005)

### Waterstofcarbonaat

Figuur 10.4 geeft een overzicht van de gehalten van waterstofcarbonaat in het drinkwater 'af pompstation' in Nederland in 2005 (REWAB, 2005). Bij de in Nederland toegepaste pH-waarden is het gehalte waterstofcarbonaat ongeveer gelijk aan het totale gehalte anorganisch koolstof (TAC).



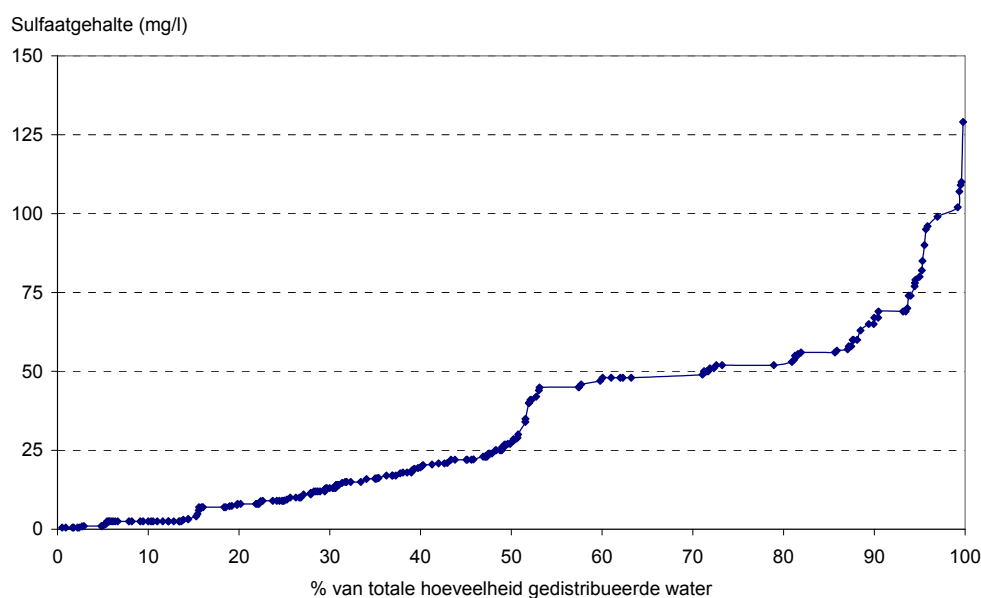
Figuur 10.4 Het jaargemiddelde waterstofcarbonaatgehalte van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB, 2005)

Zoals eerder is beschreven speelt het gehalte van waterstofcarbonaat een belangrijke rol bij de uitloging van cementhoudende materialen, corrosie van gietijzeren leidingen en bij de afgifte van koper door koperen leidingen. Indien drinkwater onvoldoende gebufferd is kunnen sterke pH-stijgingen optreden, waardoor smaakproblemen kunnen ontstaan. Tevens neemt de kans op kalkafzettingproblemen toe.

Voor waterstofcarbonaat geldt een streefwaarde van minimaal 120 mg/l (2 mmol/l) (Van den Hoven en van Eekeren, 1988). Deze waarde is gebaseerd op het behoud van het bufferend vermogen van het drinkwater, waardoor uitloging van AC- en inwendig gecementeerde leidingen beperkt wordt en de kans op putcorrosie in koperen leidingen afneemt. Een waarde van minimaal 120 mg/l of 2 mmol/l  $\text{HCO}_3^-$  geeft echter geen garantie dat geen uitloging of putcorrosie optreedt. Bij hoge waterstofcarbonaatgehalten neemt de koperafgifte door koperen leidingen toe. Tevens kan de kans op klachten over kalkafzetting toenemen. Als bovengrens wordt aanbevolen om een waarde van 300 mg/l of 5 mmol/l  $\text{HCO}_3^-$  aan te houden. In 2005 was in ongeveer 24% van het gedistribueerde water het waterstofcarbonaatgehalte lager dan 120 mg/l of 2 mmol/l; in circa 2% was het waterstofcarbonaatgehalte hoger dan 300 mg/l of 5 mmol/l.

### Sulfaatgehalte

Figuur 10.5 geeft een overzicht van de sulfaatgehalten in het drinkwater 'af pompstation' in Nederland in 2005 (REWAB, 2005).

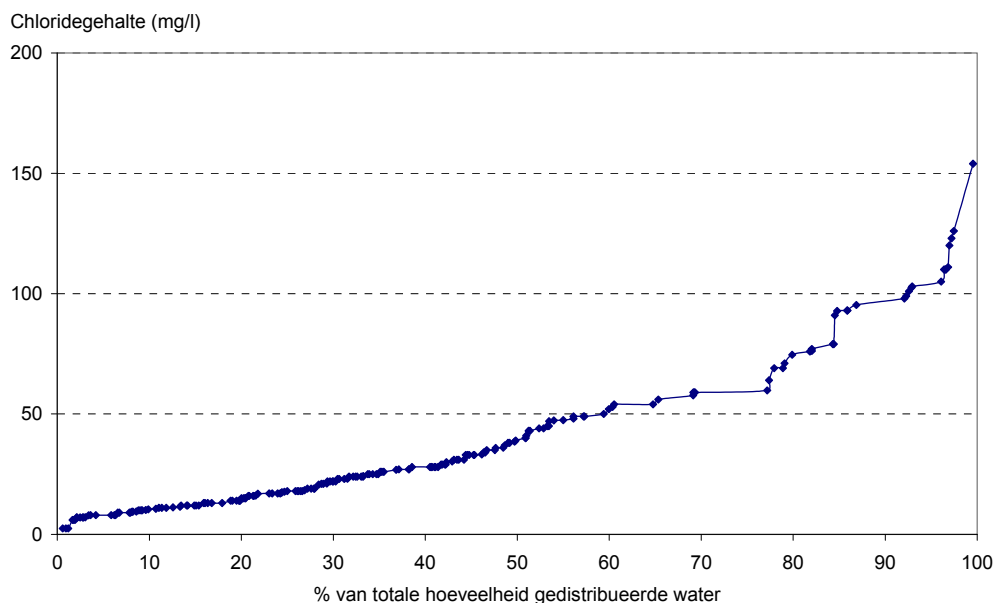


Figuur 10.5 Het gemiddelde sulfaatgehalte van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB, 2005)

Zoals eerder is vermeld, speelt sulfaat een rol bij de koperafgifte van koperen leidingen; bij een toename van het sulfaatgehalte neemt koperafgifte toe (Mededeling 100, 1988). Tevens is sulfaatgehalte opgenomen in de Corrosie Index; bij een toename van het sulfaatgehalte neemt de Corrosie Index toe. Het sulfaatgehalte dient daarom zo laag mogelijk te zijn. Vitens hanteert een streefwaarde voor sulfaat van 100 mg/l met als achtergrond de beperking van het koperoplossend vermogen en het voorkomen van corrosie bij hoge sulfaatgehalten.

### Chloridegehalte

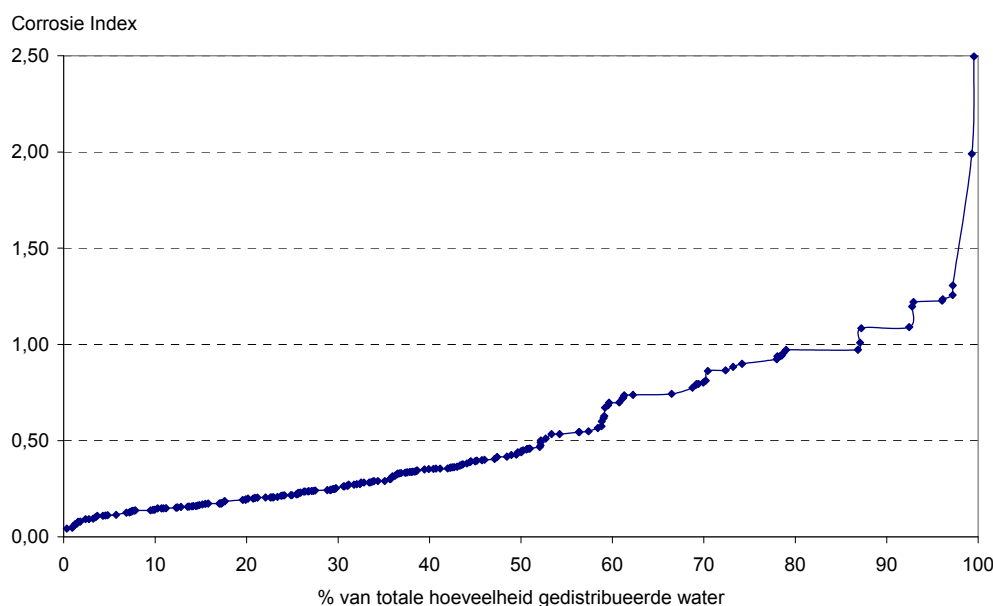
Figuur 10.6 geeft een overzicht van het chloridegehalte 'af pompstation' in het drinkwater in Nederland in 2005 (REWAB, 2005). In een enkel geval wordt de wettelijke kwaliteitseis van 150 mg/l overschreden.



Figuur 10.6 Het gemiddelde chloridegehalte van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB, 2005)

Chloride speelt in combinatie met sulfaat en waterstofcarbonaat een rol bij de corrosie van gietijzer en staal (Corrosie Index). Bij een toename van het chloridegehalte neemt de Corrosie Index toe, waardoor in gebieden met gietijzeren leidingen corrosie van gietijzer wordt versterkt. Het chloridegehalte dient in de betreffende gebieden daarom zo laag mogelijk te zijn. Voor zover bekend heeft het chloridegehalte geen effect op de uitloging van cementhoudende leidingmaterialen en ook niet op koperafgifte door koperen leidingen.

### Corrosie Index



Figuur 10.7 Corrosie Indices van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB, 2005)

De hoeveelheid ongecoate gietijzeren leidingen in Nederland is gering. De Corrosie Index van het water is daarom alleen lokaal van belang. Volledigheidshalve wordt toch een

overzicht gegeven van de voorkomende Corrosie Indices in Nederland (Figuur 10.7). Volgens Mededeling 100 (van den Hoven en van Eekeren, 1998) dient de Corrosie Index lager te zijn dan 1. In hoeverre deze Index nog van belang is, is de vraag., Tegenwoordig worden geen ongecoate gietijzeren leidingen meer aangelegd en de Corrosie Index is niet meer opgenomen in het Waterleidingbesluit (VROM, 2001).

#### *Verzadigingsindex SI*

De verzadigingsindex SI speelt een belangrijke rol bij de uitloging van asbestcement en gecementeerde leidingen. De SI dient hoger te zijn dan -0,2 en liefst hoger dan 0. Bij een SI lager dan -0,2 neemt de kans op vezelafgifte door AC-leidingen toe (Mededeling 100, 1988). De SI zegt echter niets over de mechanismen van aantasting, en bovendien is het effect van een negatieve SI in hard water anders dan een negatieve SI in zacht water. In feite is de concentratie vrij CO<sub>2</sub> van grotere invloed op aantasting van cementshoudende leidingen. In Nederland wordt op diverse locaties drinkwater gedistribueerd met een SI lager dan -0,2 (Versteegh en Dik, 2006, 2006a en 2007). Het is niet bekend of dit leidt tot een toename van AC-vezels in het drinkwater en of dit nadelige effecten heeft op de conditie van AC-leidingen. Binnen Nederland wordt regelmatig de vraag gesteld of de aanbeveling van een SI > -0,2 gehandhaafd moet blijven. Het handhaven van de aanbeveling om water met een SI hoger dan -0,2 zet een rem op het verder verhogen van de agressiviteit van het drinkwater (Brink 2007), maar kan wel leiden tot meer klachten over kalkafzetting bij de klant. Nader onderzoek naar de invloed van een SI lager dan -0,2 is aan te bevelen. Op basis van de resultaten van dergelijk onderzoek kan wellicht een meer optimale streefwaarde voor de SI voor waterkwaliteit-Q21 worden geformuleerd.

#### *Totaal organisch koolstofgehalte (TOC)*

TOC is een verzamelnaam voor de concentratie van allerlei organische verbindingen, die vrijwel geheel van natuurlijke herkomst zijn (natural organic matter, NOM). Voor het TOC-gehalte is geen MTC-waarde geformuleerd. In het Waterleidingbesluit is in Tabel IIIa: Indicatoren bij de parameter DOC/TOC opgenomen dat geen abnormale verandering mag plaatsvinden. Naar de rol van organische stof bij koperafgifte door koperen waterleidingen is in Duitsland een uitgebreid onderzoek uitgevoerd (Werner et al., 2003) In deze studie komt naar voren dat koperafgifte lager is bij lage TOC-gehalten. Dit effect is sterker bij lage pH-waarden dan bij hoge pH-waarden. Bij lage TOC-gehalten neemt de kans op putcorrosie in koperen leidingen toe. Dit was in het verleden het geval wanneer koolstofdeeltjes op het inwendig oppervlak voorkwamen. Door de ingevoerde kwaliteitscontrole op koperen buizen treedt putcorrosie tegenwoordig niet meer op (Campbell, 1972; Edwards, 1994). TOC lijkt ook een rol te spelen bij kalkafzetting, bij afname van het TOC neemt kalkafzetting toe (Brink et al, 1999).

Het TOC-gehalte van het drinkwater in Nederland ligt tussen ca. 0,3 en 8 mg/l, maar een volledig overzicht is niet te geven omdat de waterbedrijven verschillende technieken en verschillende meetmethoden gebruiken om de hoeveelheid in organische stof te meten, zoals de DOC en TOC-bepaling. De rol en het effect van TOC bij de corrosie van leidingmaterialen variëren sterk en de invloed is nog vrij onbekend. Daarom is het niet mogelijk om een streefwaarde voor het TOC-gehalte te geven gebaseerd op de invloed van TOC op leidingmaterialen. Het TOC-gehalte speelt ook een rol bij andere kwaliteitsaspecten, namelijk kleur en nagroei.

#### *Siliciumgehalte*

Het siliciumgehalte in het drinkwater in Nederland ligt in de regel tussen 0 en 40 mg/l. Voor deze parameter is geen MTC-waarde opgenomen in het Waterleidingbesluit. Opgelost

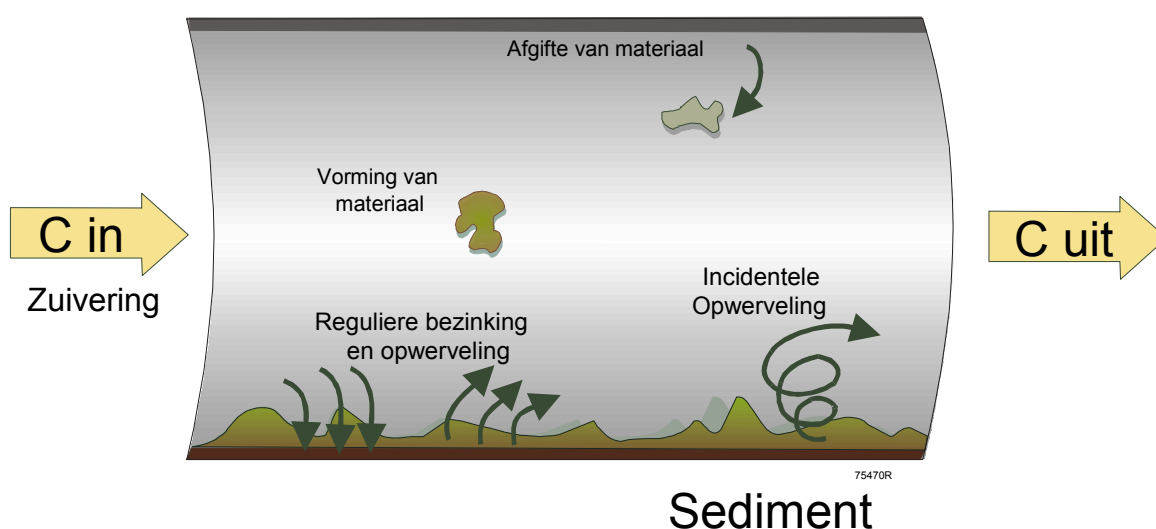


silicium in drinkwater kan een rol spelen bij de afgifte van aluminium door cementhoudende leidingen. Bij een afname van het siliciumgehalte neemt de afgifte van aluminium toe (Leroy et al. 2000). Het mechanisme en de rol van de andere parameters, zoals de pH en het gehalte waterstofcarbonaat zijn niet bekend. Recente literatuur vermeldt dat silicium een rol speelt bij de opbouw van corrosielagen in gietijzeren leidingen en de afgifte van ijzer door gietijzeren leidingen. Het is echter niet duidelijk of silicium hierin een positieve of negatieve rol speelt (Rushing, 2003).

## 10.7 Sedimentatie van deeltjes in het leidingnet

### 10.7.1 Bruinwaterklachten

Een groot deel van de klachten van consumenten over de waterkwaliteit bestaat uit bruinwaterklachten. Bruinwaterklachten kunnen ontstaan door opwerveling van sediment dat in waterleidingen aanwezig is. Figuur 10.7 geeft een overzicht van processen die tot sedimentvorming in het leidingnet kunnen leiden.



Figuur 10.7 Overzicht van bronnen voor deeltjes in een leidingnet

Bruin water ontstaat als de uitgaande troebelheid  $C_{uit}$  (te) hoog is. Sediment in leidingen kan bestaan uit:

- deeltjes (voornamelijk ijzer en mangaan) uit de zuivering. Bij sedimentatie in de leiding is de concentratie van inkomende deeltjes te hoog;
- afgifte van materiaal uit het leidingnet door corrosie of afslijtende biofilm;
- vervuiling als gevolg van werkzaamheden; als de leiding open is, kan zand en dergelijke in de leiding terechtkomen;
- opwerveling van geaccumuleerde stoffen, afkomstig uit de eerder genoemde bronnen (zuivering, leidingmateriaal en werkzaamheden).

De kwaliteit van het drinkwater kan worden verbeterd door de vorming van sediment te beperken. Belangrijk is het om de hoeveelheid deeltjes in het water 'af pompstation', de sedimentbelasting, te beperken.

### 10.7.2 Huidige situatie

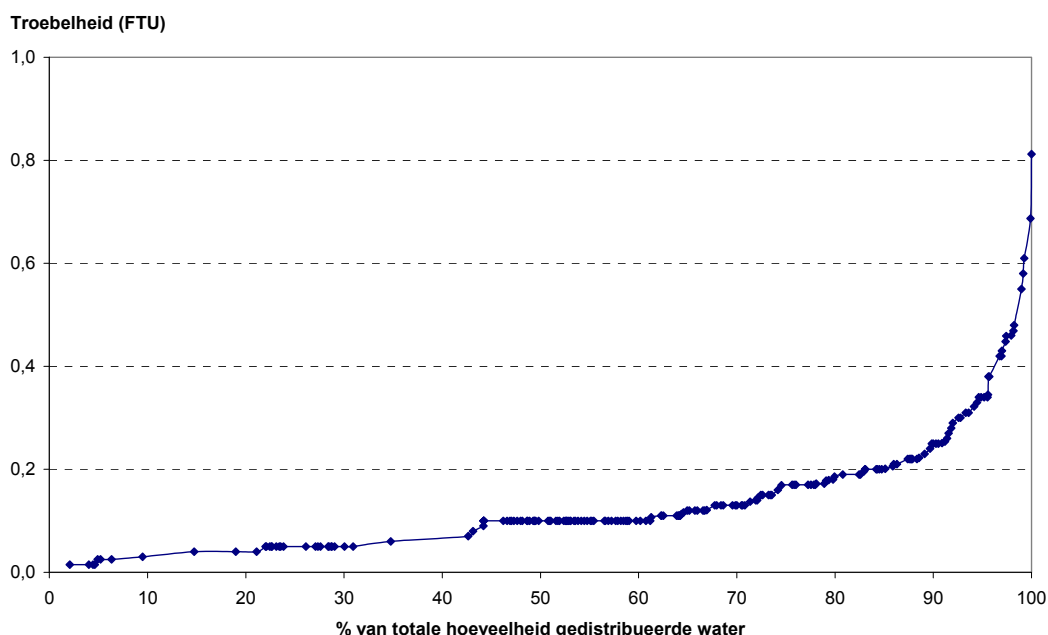
#### Troebelheid

Voor een optimale waterkwaliteit dient de sedimentbelasting zo laag mogelijk te zijn. De sedimentbelasting wordt uitgedrukt in de kwaliteitsparameters troebelheid en ijzer- en mangaangehalte. Het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) geeft maximale waarden voor de troebelheid en het voor de gehalten van ijzer en mangaan. Tabel 10.2 geeft een overzicht van deze maximale waarden. Voor troebelheid is er een eis 'af pompstation' en aan de tap.

Tabel 10.2 Waarden voor de troebelheid en het ijzer- en mangaangehalte in het Waterleidingbesluit 2001

| Parameter   | Eenheid | Waterleidingbesluit 2001             |
|-------------|---------|--------------------------------------|
| Troebelheid | FTU     | < 4 (bij tap); <1 ('af pompstation') |
| Ijzer       | mg/l    | < 0,2                                |
| Mangaan     | mg/l    | < 0,05                               |

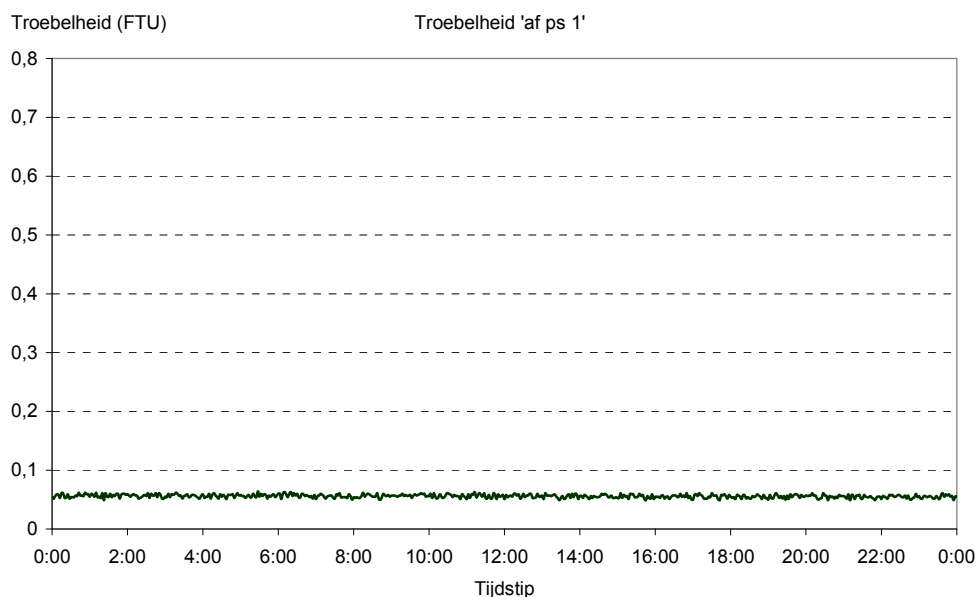
Figuur 10.8 geeft de gemiddelde troebelheid van het water 'af pompstation' in Nederland in 2005. De gemiddelde troebelheid 'af pompstation' voldoet op elk pompstation in Nederland aan de eis: < 1 FTU.



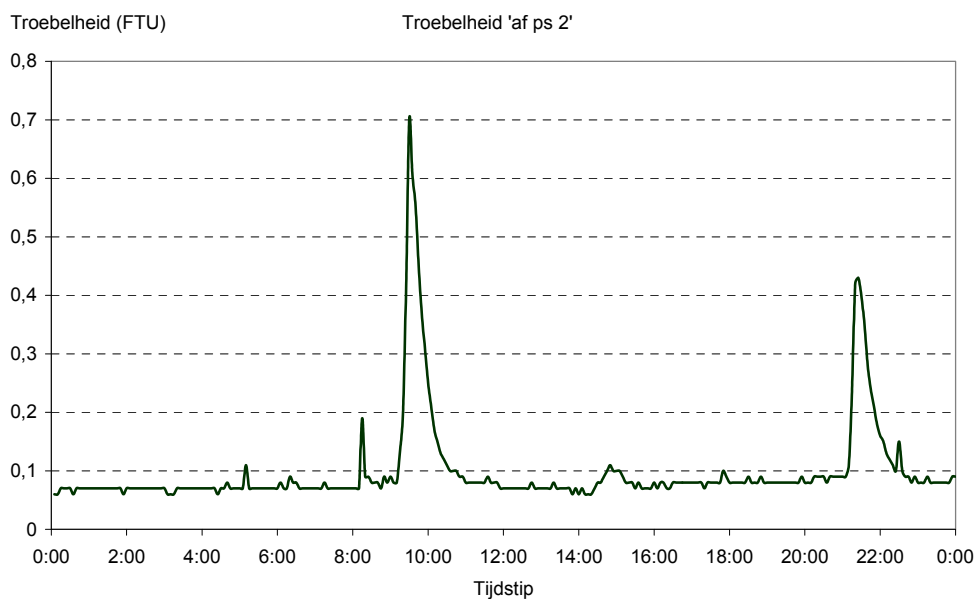
Figuur 10.8 Gemiddelde troebelheid van het drinkwater 'af pompstation' in Nederland (REWAB-gegevens, 2005)

Om de aanwezigheid van problemen met deeltjes in het leidingnet te voorkomen is een lage gemiddelde troebelheid (<1 FTU) echter niet afdoende. De gemiddelde troebelheid 'af pompstation' wordt namelijk bepaald door metingen eens per week. De troebelheid 'af pompstation' kan gedurende de dag echter sterk variëren. Figuur 10.9a en 10.9b geven de troebelheid van het drinkwater 'af pompstation' gedurende één dag voor twee pompstations. Pompstation 1 levert water gefiltreerd via een langzaam zandfilter, pompstation 2 levert water verkregen via oeverfiltratie en daarna snelfiltratie. Zichtbaar is dat weliswaar de gemiddelde troebelheid van het water bij beide pompstations laag is, maar dat het water afkomstig van pompstation 2 gedurende bepaalde momenten van de dag een aanzienlijke troebelheid heeft. Dit betekent dat er op deze momenten een

aanzienlijke hoeveelheid deeltjes het leidingnet in wordt gestuurd. Accumulatie van deze deeltjes in het leidingnet kan in een later stadium tot bruinwaterklachten leiden.



Figuur 10.9a Variaties in troebelheid gedurende één dag bij pompstation 1 (langzame zandfiltratie)



Figuur 10.9b Variaties in troebelheid gedurende één dag bij pompstation 2 (oeverfiltratie en daarna snelfiltratie)

### *IJzer- en mangaangehalte*

De troebelheid van het water 'af pompstation' wordt in veel gevallen veroorzaakt door ijzer- en mangaandeeltjes in het water. Bij veel pompstations is er een relatie tussen de troebelheid en het ijzer- en mangaangehalte 'af pompstation'. De gemiddelde ijzergehalten 'af pompstation' in Nederland liggen tussen 0 en 0,15 mg/l met uitschieters tot maximaal 2 mg/l (REWAB, 2005). De gemiddelde mangaangehalten 'af pompstation' liggen tussen de 0 en 0,07 mg/l met uitschieters tot 0,18 mg/l. Een meer kwantitatief inzicht in de verdeling van ijzer- en mangaangehalten in het drinkwater 'af pompstation' is niet te geven omdat bij een groot aantal pompstations het ijzer- en mangaangehalte onder de detectiegrens ligt en de detectiegrenzen bij de verschillende waterbedrijven sterk variëren.

### 10.7.3 Streefwaarden voor waterkwaliteit-Q21

Het bepalen van de maximale sedimentbelasting 'af pompstation' om vervuiling van het leidingnet te voorkomen is een afzonderlijk onderwerp van onderzoek binnen Q21-water (Vreeburg, 2007). Er zijn daarom nog geen definitieve streefwaarden te geven voor de troebelheid en het ijzer- en mangaangehalte 'af pompstation'. De ervaring van de afgelopen jaren leert echter dat de vervuiling van het leidingnet beperkt is bij een lage, constante troebelheid. Naast een streefwaarde voor de troebelheid is het daarom ook nodig om een streefwaarde voor de variatie in troebelheid te definiëren. De voorlopige aanbevelen, op ervaring gebaseerde, streefwaarde luidt:

$$\text{Troebelheid} < 0,15 \text{ FTU (gemiddeld)}$$

Om sedimentatie van deeltjes in het leidingnet te voorkomen is het van belang dat de troebelheid zo laag en constant mogelijk is. De gemiddelde waarde moet bij voorkeur lager zijn dan 0,15 FTU. Continue meting van de troebelheid af pompstation geeft de mogelijkheid om naast het gemiddelde ook de variatie in de tijd te beoordelen in de vorm van de 98-percentiel waarde. Als streefwaarde kan worden aangegeven dat de 98-percentiel waarde van de troebelheid lager is dan <0,3 FTU gemeten over een periode van enkele dagen met een meetinterval van 5 minuten.

## 10.8 Samenvatting streefwaarden fysisch-chemische parameters

Tabel 10.3 Voorlopige streefwaarden voor fysisch-chemische parameters van drinkwater (Q21)

| Parameter                                   | Eenheid | Waterleidingbesluit (VROM, 2001) | Streefwaarde   | % water dat niet voldoet aan de streefwaarde | aantal ps dat niet voldoet aan de streefwaarde |
|---------------------------------------------|---------|----------------------------------|----------------|----------------------------------------------|------------------------------------------------|
| <b>Voorkomen corrosie leidingmaterialen</b> |         |                                  |                |                                              |                                                |
| pH                                          |         | 7,0 – 9,5                        | > 7,8<br>< 8,5 | 30%<br>5%                                    | 91<br>1                                        |
| Waterstofcarbonaat                          | mg/l    | > 60                             | >120<br>< 300  | 15%<br>3%                                    | 48<br>15                                       |
| Sulfaat                                     | mg/l    | < 150                            | < 100          | 1,2 %                                        | 6                                              |
| Chloride                                    | mg/l    | < 150                            |                |                                              |                                                |
| Corrosie Index                              |         |                                  | < 1            | 40%                                          | 40                                             |
| Organische stof                             | mg/l    |                                  |                |                                              |                                                |
| Silicium                                    | mg/l    |                                  |                |                                              |                                                |
| Verzadigingsindex SI                        |         | > -0,2                           | > -0,2         |                                              |                                                |
| <b>Kalkafzetting</b>                        |         |                                  |                |                                              |                                                |
| PACC                                        | mmol/l  |                                  | < 0,1          | n.b.                                         | n.b.                                           |
| PACC <sub>kookproef</sub>                   | mmol/l  |                                  | < 0,4          | n.b.                                         | n.b.                                           |
| TACC                                        | mmol/l  |                                  | < 0,6          | 10 %                                         | 41                                             |
| <b>Bruinwaterklachten</b>                   |         |                                  |                |                                              |                                                |
| Troebelheid                                 | FTU     | < 4 (tap)<br><1 (af ps)          | 0,15 (af ps)*  | 26%                                          | 75                                             |
| IJzer                                       | mg/l    | < 0,2                            | 0,01           | n.b.                                         | n.b.                                           |
| Mangaan                                     | mg/l    | < 0,05                           | 0,01           | n.b.                                         | n.b.                                           |

\* exclusief streefwaarde voor de continue meting van de troebelheid, nb = niet bekend

## 10.9 Kennislacunes

Het definiëren cq. realiseren van de bovengenoemde streefwaarden vraagt om nader onderzoek, met name gericht op het ophelderen van de volgende kennislacunes:

- Het lijkt er sterk op dat nieuwe kranen, fittingen en watermeters (appendages) in de binneninstallatie kunnen leiden tot verhoogde concentraties lood en nikkel in drinkwater (Wuijts et al., 2007). In welke mate dit verschijnsel optreedt en over welke periode na ingebruikneming van nieuwe installaties de lood en nikkel concentraties nog steeds verhoogd zijn, is niet bekend. Uit onderzoek met zogenaamde kranenopstellingen, uitgevoerd op Europees niveau blijkt dat de mate en duur van verhoogde nikkel- en loodafgifte sterk varieert per type kraan (Andersen et al., 2007). Momenteel wordt van overheidswege voorgesteld om dit probleem op te lossen door bewoners van nieuwe woningen een doorstroomadvies te geven: aanbevolen wordt om elke ochtend voor het gebruik de kranen kortdurend door te laten stromen. Het terugdringen van de mate van lood- en nikkelafgifte door kranen en appendages zal vooral bevorderd (zo niet afgedwongen) worden door het invoeren van strengere regelgeving via de nog te publiceren Regeling materialen en chemicaliën 2008. Naast strengere regelgeving zal vooral de publicatie van onderzoeksresultaten naar de mate van metaalafgifte door kranen en andere appendages in het leidingnet helpen om de druk op de fabrikanten te verhogen, zodat productieprocessen aangepast worden met het doel de afgifte van lood en nikkel te verlagen.
- Sinds 2004 worden metalen in drinkwater bepaald in Random Day Time (RTD) monsters. Deze RDT-monsters dienen de gemiddelde wekelijkse inname voor het betreffende metaal te vertegenwoordigen. Nader onderzoek is nodig om vast te stellen in hoeverre RDT daadwerkelijk de gemiddelde wekelijkse inname vertegenwoordigt;
- Op diverse plaatsen in Nederland wordt nog water met een SI lager dan -0,2 gedistribueerd. Het is niet bekend in hoeverre alternatieve behandelingstechnieken een invloed hebben op bijvoorbeeld de uitloging van AC-leidingen en de afgifte van asbestvezels. Meer inzicht op de invloed van de SI en van nieuwe behandelingstechnieken op de mate van uitloging van AC en de afgifte van AC-vezels is nodig om het belang van de streefwaarde voor de SI te onderbouwen;
- Bij het invoeren van nieuwe behandelingstechnieken kan het TOC-gehalte van het drinkwater veranderen. Zuiveringstechnologie zal in een aantal gevallen niet alleen de totale TOC verlagen, maar ook de samenstelling van de organische stof (NOM) beïnvloeden. Nader onderzoek naar de invloed van NOM fracties op corrosieprocessen en kalkafzetting, in relatie met de effecten van de waterbehandelingsprocessen op de samenstelling van NOM is nodig voor het maken van een afgewogen keuze m.b.t. de reductie van het TOC-gehalte;
- Over de beschermende werking van silicium in drinkwater op uitloging van aluminium uit cementshoudende leidingmaterialen is nog weinig bekend. Ook is het nodig om de rol van parameters zoals pH en het gehalte waterstofcarbonaat op uitloging van aluminium in kaart te brengen en het mechanisme te achterhalen;
- Om de sedimentbelasting in het leidingnet te beperken is onderzoek nodig naar de mogelijkheden om de sedimentlast 'af pompstation' naar beneden te brengen.

## 10.10 Literatuur

Andersen A., A. Fath, T. Rapp, G. Schieweck, P.G.G. Slaats, W. Werner, 2007. Determination of the amount of nickel released from the surface of chromeplated products made of copper alloys (Objective B) European Commission Action no. 14/2005

- Berends, K. en T. Trouwborst, 1999. Cement-mortar pipes as a source of aluminum. Journal AWWA 91 (7): 91-100
- Brink H., H.A.J. Senhorst en P.G.G. Slaats, 1995. Prognose van de koperemissie uit het waterleidingnet in de periode 1990 tot 2010, Kiwa/Riza-rapport SWE 95.011, Nieuwegein
- Brink H, L. Feij, W. van Paassen en G. Reijnen. 1999. Leidt verwijdering organische stof uit drinkwater tot kalkproblemen? H<sub>2</sub>O 16/17: 19-20.
- Brink, H. 2007. Persoonlijke mededeling.
- Campbell, H.S. 1972. A review: Pitting corrosion of copper and its alloys. British Non-Ferrous Metals Res. Assn., Misc Publications, 574.
- Edwards M., J.F. Ferguson, S. H. Reiber. 1994. The pitting corrosion of copper. Journal AWWA, July 1994: 74 – 90
- Edwards M. S. Jacobs en R.J. Taylor. 2000. The blue water phenomenon. Journal of AWWA 92 (7): p72-82.
- Geudens, P.J.J.G. 2006. Waterleidingstatistiek 2005. VEWIN, Rijswijk.
- Kramer K.J.M., R.G. Jak, B. Van Hattum en R.N. Hooftman, 2001. Koper in Nederlandse oppervlaktewateren – toxiciteit in relatie tot organisch materiaal. Stowa/Riza-rapport 2001.06 Stowa, Zwijndrecht.
- Leroy, P., S. Rigal, J. Baron, Th.J.J. van den Hoven, P.G.G. Slaats, M. Morlot, C. Autugelle, I. Wagner, W. Werner, R. Oliphant, P. Conroy, R. Miller and Ph. Quevauviller. 2000. Con-normative research on test methods for materials in contact with drinking water: metallic materials. EUR 19602. European Commission DG XII. Brussel.
- Mons M.N. en A.M. van Dijk-Looijaard, 2000. Blootstelling aan asbest via drinkwater. Kiwa-rapport SWI 99.186, Nieuwegein
- Rushing J.C., L.S. McNeill en M. Edwards, 2003. Some effects of aqueous silica on the corrosion of iron. Water Research 37 (2003): 1080-1090
- Nielsen K. en A. Anderson, 2001. Metal release from drinking water installations. CeoCor 2001 Biarritz France.
- Projectbegeleidingsgroep Kalkafzetting, 1997. Nieuwe parameters voor het kalkafzettend vermogen van water – Samenhang met problemen in de praktijk. Kiwa-rapport SWE 97.008, Nieuwegein
- REWAB, 2005. Registratie Waterkwaliteitsgegevens waterleidingbedrijven. Wettelijke jaarrapportage aan VROM-Inspectie. Kiwa Water Research. Nieuwegein
- Slaats N, M Blokker en A Versteegh: 2008. Een eerste inventarisatie van gemeten concentraties lood, koper, nikkel en chroom in drinkwater. H<sub>2</sub>O (41) 3: 37-40
- Smit C.E., Wezel A.P. van, Jager T. en T.P. Traas. 2000. Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM rapport 601501009. Bilthoven.
- Van den Hoven, Th.J.J. en M.W.M. van Eekeren, 1988. Optimale samenstelling drinkwater. Kiwa-mededeling 100, Nieuwegein.
- Van den Hoven Th. J. J., P.K. Baggelaar, G.H. Ekkers, 1990. Koperafgifte door drinkwaterleidingen. Kiwa-Mededeling 111, Nieuwegein.
- Versteegh, J.F.M. 2005. Protocol Monitoring koper/lood/nikkel en chroom in drinkwater. , Werkgroep monitoring zware metalen van de VROM-Inspectie, RIVM Bilthoven in Inspectierichtlijn Harmonisatie Meetprogramma Drinkwaterkwaliteit (VROM, 2005).
- Versteegh J.F.M. en HHJ Dik, 2006. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2004', VROM Inspectie, Ministerie van VROM, Den Haag, RIVM rapport 703719 010
- Versteegh J.F.M. en H.H.J. Dik, 2006. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2005, VROM Inspectie, Ministerie van VROM, Den Haag, RIVM-rapport 703719 014

- Versteegh J.F.M. en H.H.J. Dik, 2007. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2006, VROM Inspectie, Ministerie van VROM, Den Haag, RIVM-rapport 703719 022
- Wuijts S., P.G.G. Slaats, J.F.M. Versteegh, M.A. Meerkerk, 2008. Drinkwaterkwaliteit in nieuwbouwwoningen, VROM Inspectie, Ministerie van VROM, Den Haag, 703719023/2007
- Vreeburg J.H.G. 2007. Discolouration in drinking water system: a particular approach. Proefschrift TU Delft. ISBN 978-90-74741-91-0
- VROM, 1994. Inspectierichtlijn Kwaliteit materialen en chemicaliën drinkwatervoorziening. Publicatie 94-01.
- VROM, 2001. Waterleidingbesluit, 2001. Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad 2001: 31 1-26.
- VROM, 2002. Regeling materialen en chemicaliën drinkwatervoorziening. Staatscourant nr. 241, p. 25
- VROM, 2008. Regeling materialen en chemicalinen leidingwatervoorziening. (nog te publiceren).
- Werner W., H. Groß, T. Merkel, E. Detscher, S. Herzog, S. H. Eberle. 2003. Influence of inorganic compounds and natural organic matter on the release of copper in drinking water installations. Proceedings of Ceocor 2003, Sicily.

# 11 Bewaking van de chemisch-toxicologische waterkwaliteit

## 11.1 Inleiding

Regelmatige monitoring van de waterkwaliteit is nodig om inzicht te krijgen in temporele en ruimtelijke trends in de waterkwaliteit, en in het bereiken van de gestelde (drink)waterkwaliteitsdoelen. Het Waterleidingbesluit (VROM, 2001) voorziet in wettelijke kwaliteitseisen voor drinkwater aan de tap. Wettelijke kwaliteitseisen voor de drinkwaterkwaliteit gelden slechts voor een beperkt aantal stoffen en micro-organismen. In dit rapport zijn daarnaast streefwaarden voor Drinkwaterkwaliteit Q21 afgeleid voor alle voorkomende stoffen. Vanuit de Wet Milieugevaarlijke Stoffen gelden zogenaamde (overigens buitenwettelijke) verwaarloosbare risiconiveaus (VR) en maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTRs) voor oppervlaktewater en grondwater, welke vooral op ecotoxicologische data zijn gebaseerd. Ten slotte zijn recent zowel vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water als vanuit haar dochterrichtlijn de Grondwaterrichtlijn kwaliteitseisen voor oppervlaktewater en grondwater vastgesteld. In het kader van deze richtlijnen worden in 2008 per stroomgebied aanvullende doelen vastgesteld. Binnen enkele jaren (2015 met tweemaal mogelijkheid tot derogatie) zal aan deze doelen voldaan moeten zijn.

Monitoring van chemische verontreinigingen in de drinkwaterproductieketen vindt nu vooral plaats in het eindproduct (kwaliteit aan de tap), en bij de pompstations direct na de zuivering. Een verschuiving naar monitoring in het gehele productieproces kan leiden tot meer (proces)kennis over kwaliteit van de bronnen en de efficiëntie van behandeling en distributie. Deze proceskennis kan bijdragen aan proactieve sturing van de drinkwaterproductie. Deze verschuiving sluit aan bij ontwikkelingen in het kader van de Europese Drinkwaterrichtlijn -de 'Water Safety Plans' en het 'Bonn Charter' (IWA, 2004)- en volgt eerdere ontwikkelingen in het kader van voedselveiligheid (zie tekstbox).

Dit hoofdstuk geeft aan wat de gevolgen van de beschreven ontwikkelingen kunnen zijn voor monitoring van drinkwaterkwaliteit, en evalueert in hoeverre de vigerende Nederlandse monitoring hier bij aansluit. Het hoofdstuk gaat hierbij in op het doel van de kwaliteitsbewaking, de meetlocaties en -frequentie, de te meten parameters inclusief gevoeligheid, en de mogelijkheden die de ontwikkelingen in het instrumentarium bieden.

### **HACCP: Kennen en beheersen kritieke punten in productieketen**

Discussies over voedselveiligheid leidden in de vroege jaren negentig tot de HACCP-benadering, 'Hazard Analysis Critical Control Points'. HACCP loopt het hele productieproces na op mogelijke gevaren voor de voedselveiligheid (risico analyse) en beheerst dit vervolgens (risicomanagement). De HACCP-benadering is inmiddels gemeengoed in de voedingsector en verankerd in wetgeving (EU richtlijn 93/43/EEC en verordening 853/2004). De HACCP benadering wordt momenteel vertaald naar de drinkwatersector via 'Water Safety Plans'. Hier gelden -nog- geen wettelijke verplichtingen. De toepassing van de HACCP-systematiek op drinkwater staat nog in de kinderschoenen (Damikouka et al., 2007).

HACCP loopt het productieproces van voedsel of drinkwater na op het ontstaan van mogelijke risico's voor de gezondheid van de consument. Het gaat om microbiologische (zoals bacteriën, virussen en schimmels), chemische (milieucontaminanten en bestrijdingsmiddelen) of fysische (bijvoorbeeld scherpe deeltjes) risico's, die hun oorsprong vinden in de grondstof, de behandeling of distributie. Zie voor een uitgewerkt voorbeeld van de HACCP voor chemische gevaren in voedsel



Ropkins & Beck (2007). Deze risicoanalyse kan kwalitatief zijn, maar is bij voorkeur kwantitatief (Hoorstra et al., 2001). Als alle reële risico's benoemd zijn, wordt gekeken hoe deze kunnen worden voorkomen of teruggebracht op specifieke punten in het behandelingsproces. Voor voedselveiligheid is dit ver uitgewerkt met concrete grenzen (zoals tijd, temperatuur, vochtgehalte, pH, beschikbaar chloor, uiterlijk, textuur) bij kritische beheerspunten (CCP's), die systematisch gemonitord worden. HACCP bestaat uit 7 stappen, die bedrijven toepassen op hun eigen productieproces;

1. Inventarisatie mogelijke en reële risico's
2. Vaststellen van maatregelen om risico's te beheersen en van beheerspunten (CCP's)
3. Vaststellen kritische grenzen per CCP
4. Vaststellen bewaking van CCP's
5. Vastleggen correctieve acties per CCP
6. Verificatie; periodieke controle of de HACCP aanpak effectief is
7. Documentatie en registratie

## **11.2 Bewaking van waterkwaliteit in de drinkwaterproductieketen**

Kwaliteitsbewaking dient om een veilige drinkwaterkwaliteit aan de consumenten te kunnen garanderen.

Regelmatige monitoring van waterkwaliteit is wenselijk om:

- inzicht te krijgen in het bereik van de wettelijke drinkwaterkwaliteitseisen<sup>3</sup> en buitenwettelijke streefwaarden;
- inzicht te krijgen in trends in kwaliteit van de gebruikte bronnen, en in het bereik van gestelde kwaliteitsdoelen voor oppervlaktewater en voor grondwater ;
- inzicht te krijgen in de reële risico's in de productieketen;
- inzicht te krijgen in de effectiviteit van maatregelen om deze risico's op kritische punten van de productieketen te beheersen;

Monitoring is voor een deel van de bovenstaande punten een verplichting; de wet definieert zodoende een 'minimaal monitoringspakket'.

Monitoring van het eindproduct is voor een beperkt aantal parameters verplicht vanuit het waterleidingbesluit. Voor een uitgebreider pakket parameters is monitoring van het eindproduct nuttig, om periodiek het bereik van de gewenste streefwaarden te verifiëren en te kunnen acteren op eventuele nieuwe voorkomende problemen.

De nadruk bij waterkwaliteitsbewaking zal echter vooraan in het proces liggen; daar zijn immers beheerspunten en kunnen zonodig correctieve maatregelen plaatsvinden voordat het water bij de consument terechtkomt. Wanneer duidelijk is dat op het beheerspunt relatief vaak correctieve maatregelen genomen moeten worden, dan heeft (semi-)continue monitoring meerwaarde.

### **11.2.1 Kwaliteitsbewaking van grond- en oppervlaktewater**

Monitoring van de kwaliteit van de bron (grond- of oppervlaktewater) is belangrijk omdat deze kwaliteit gevolgen heeft voor de kwaliteit van het eindproduct. Bij inrichting van het proces is het wenselijk uit te gaan van beschikbare relatief schone grondstoffen. De kwaliteit van vooral oppervlaktewater kan in de tijd sterk variëren (De Hoogh et al., 2006). Met (semi-)continue kwaliteitsbewaking kan tijdig het besluit genomen worden om onttrekkingen voor de drinkwaterproductie te stoppen, bij waargenomen hoge concentraties van specifieke stoffen, of bij effecten in bioalarmeringssystemen,

---

<sup>3</sup> De waterleidingwet stelt een jaarlijkse rapportage verplicht, het waterleidingbesluit geeft in detail aan welke parameters gerapporteerd dienen te worden, op welke plaatsen in het productieproces deze gemeten dienen te worden en onder welke omstandigheid een tijdelijke overschrijding van de parameters is toegestaan.

toxiciteitsassays en/of sensorsystemen. Voor grondwater treden in het algemeen geen snelle kwaliteitsveranderingen op, en is een (semi-)continue kwaliteitsmonitoring minder van belang.

### **11.2.2 Tijdens en na de zuivering**

Monitoringsinformatie leidt tot beter begrip van de efficiëntie van diverse zuiveringstappen, zuivering kan zo optimaal risico's beheersen. Afhankelijk van de bron en het type zuivering kan (semi-)continue zuivering zinvol zijn. Met name bij in kwaliteit fluctuerende bron (oppervlaktewater) in combinatie met zuiveringsmethoden met hoge reactiviteit (ozonatie, UV-oxidatie) heeft intensieve monitoring meerwaarde, bijvoorbeeld om 'nieuwe' verontreinigingen die de zuivering passeren en ongewenste stoffen die ontstaan tijdens de zuivering op te sporen. (Semi-)continue informatie uit monitoring rondom de zuivering is bruikbaar om het zuiveringsproces zodanig aan te sturen dat de productkwaliteit constant is (zie tekstbox voor enkele voorbeelden). Na de zuivering, voordat het behandelde water in het distributienet wordt gepompt, ligt een logisch kritisch punt om de kwaliteit van behandeld water te meten, waar ook interventiemogelijkheden aanwezig zijn.

#### **Processturing van zuivering middels continue monitoring**

Voor verschillende vraagstukken rond procesaansturing van zuivering kunnen on-line meetsystemen een oplossing bieden:

- Op dit moment stuurt informatie over pH, geleidbaarheid, en het volume influent de ontharding in korrelreactoren. Deze sturing zou efficiënter kunnen zijn als er continu informatie is over gehalten  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{HCO}_3^-$  in of direct na de reactor. Systemen hiervoor zijn in ontwikkeling.
- Het meten van de UV-dosis bij UV-desinfectie krijgt momenteel veel aandacht. Sensoren die bijproducten van de desinfectie, bijvoorbeeld nitriet, kunnen bepalen lijken bruikbaar voor processturing.
- Bij desinfectie kunnen ongewenste toxische bijproducten ontstaan (Toor & Mohseni, 2007; Wang et al., 2007; Ashbolt, 2004). Het monitoren van de vorming van desinfectie bijproducten is een toepassing voor kwaliteitsbewaking. Relevant lijkt met name monitoring van organische verbindingen via online GC-MS of via effect-gerichte testen.

De toepassing van on-line monitoring bij sturing van zuiveringsprocessen wordt (nog) geremd door de kosten van dergelijke systemen, of doordat vooralsnog betrouwbare detectoren ontbreken.

### **11.2.3 Tijdens distributie**

Het transport van drinkwater van de productielocatie naar de consument kan leiden tot veranderingen in de kwaliteit, bijvoorbeeld bij een defect in het distributienet, permeatie van bodemverontreiniging of moedwillige besmetting van het drinkwater. Het laatste aspect krijgt vooral sinds september 2001 aandacht, drinkwatervoorziening is immers vitale infrastructuur. Het meten van fysische parameters (troebelheid, druk, UV-absorptie en kleur, DOC-gehalte) in het distributie netwerk kan inzicht geven in een inbreuk in de integriteit van het netwerk. Een beter management van het distributienet is mogelijk door uitbreiden van het netwerk van dergelijke meetsystemen.

Systemen voor bepaling van permeatie van metalen en organische stoffen kunnen een zinvolle bijdrage leveren in gebieden waar ernstige bodemverontreiniging in contact komt met het distributienet. Voor het opsporen van een eventuele moedwillige verstoring van de kwaliteit van het te distribueren drinkwater zijn zowel stofspecifieke als effectgerichte bewakingssystemen nuttig. Moedwillige chemische bedreiging zal stofgroepen betreffen als strijdgassen, pesticiden en biotoxinen. Chemische monitoringstechnieken zijn zinvol als de responstijd minder is dan een half uur (Beuken et al. 2003). Systemen hiervoor, zoals (immuno)sensoren en bacteriële tests, zijn momenteel in ontwikkeling. Daarnaast zijn al

sensoren beschikbaar voor het meten van fysische parameters, die ook sommige moedwillige verstoringen aan het licht kunnen brengen.

#### 11.2.4 Kwaliteit aan de kraan

Bij een goede procescontrole op diverse plaatsen in de keten, is aan de kraan een steekproefgewijze verificatie van de gewenste kwaliteit in het eindproduct wenselijk (cf. Notermans et al, 1998, Cormier et al, 2007). Beheersmaatregelen en zonodig correctieve maatregelen eerder in de keten zullen borg moeten staan voor het bereiken van de gewenste kwaliteit.

#### 11.2.5 Conclusie

Tabel 11.1. Acties uit monitoringsinformatie in de keten: structurele beheersmaatregelen en incidentele correctieve maatregelen

| Plaats in keten                | Mogelijke beheersmaatregel                                                        | Frequentie monitoring beheer                                   | Mogelijke correctieve maatregel                                              | Frequentie monitoring voor correctie |
|--------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| Bron: stabiel grondwater       | Uitgaan van relatief schone bronnen                                               | Lage frequentie                                                |                                                                              |                                      |
| Bron: beïnvloedbaar grondwater | Uitgaan van relatief schone bronnen                                               | Gemiddeld frequent                                             | Redundantie in bronnen, mogelijkheid tot innamewisselingen                   |                                      |
| Bron: oppervlaktewater         | Uitgaan van relatief schone bronnen                                               | Hoge frequentie                                                | Innamestop                                                                   | (Semi-)continu                       |
| Zuivering                      | Extra zuiveringstappen toevoegen                                                  | Frequentie afhankelijk van aard bron en zuivering <sup>a</sup> | Distributiestop, distributie uit reserve voorziening                         | (Semi-) continu, snelle responstijd  |
| Distributie                    | Kennen van leidingmateriaal en bodemkwaliteit ter plaatse, kennen terreurdreiging | Frequentie afhankelijk van aard bedreiging <sup>b</sup>        | Distributiestop, distributie uit reserve voorziening, informeren consumenten | (Semi-) continu, snelle responstijd  |
| Kraan                          | Verificatie                                                                       | Gemiddeld frequent                                             |                                                                              |                                      |

<sup>a</sup>Hoge frequentie bij in kwaliteit variabele bron en/of reactieve zuiveringsmethode, lage frequentie bij schone bron en goed gekende zuiveringsmethode (zandfiltratie, organisch koolstof)

<sup>b</sup>Hoge frequentie bij verouderd distributienet, aanwezigheid van ernstige bodemverontreiniging of een terreurdreiging

De HACCP-methodiek levert de handreiking voor optimalisatie van de monitoring in de drinkwaterproductieketen. Op punten waar risico's relatief hoog of tijdsvariabel zijn, is intensieve monitoring gewenst (tabel 11.1.). Op punten in de keten waar correctieve maatregelen bij tijd en wijle genomen moeten worden, is een (semi-)continue monitoring zinvol. In analogie met de toepassing van de HACCP methode voor voedselproductie is het wenselijk dat niet alleen voor het eindproduct 'streefwaarden' worden bepaald, maar ook voor kritische punten in de keten. Op dit moment zijn deze streefwaarden op kritische punten er nog niet, en kunnen streefwaarden die gelden voor het eindproduct als zodanig worden gebruikt. Voor stoffen waarvan bekend is dat volgende stappen in het proces

risico's wegnemen –bijvoorbeeld sterk hydrofobe stoffen in bronnen worden doorgaans verwijderd in zuiveringsstappen- leidt het ontbreken van streefwaarden op kritische punten in de keten mogelijk tot overprotectieve maatregelen, die daarmee niet kosteneffectief zijn.

### 11.3 Actuele kwaliteitsmonitoring in de drinkwaterproductieketen

De bewaking van de drinkwaterkwaliteit vindt momenteel vooral plaats door metingen in het laboratorium, en in mindere mate op locatie voor innamebewaking en processturing. Metingen in het laboratorium betreffen vooral stofgerichte analyses voor wettelijk voorgeschreven parameters, en bekende veelvoorkomende verontreinigingen. Een beperkt aantal laboratoria voert daarnaast breed-screenende metingen voor nieuwere en onbekende verbindingen uit, vooral in de bronnen voor drinkwater. De breed-screenende en gezondheidsgerichte metingen bevinden zich veelal nog in een onderzoeksstadium en worden niet routinematig toegepast.

#### 11.3.1 Vigerende monitoring in bronnen voor drinkwaterbereiding

On-line monitoring bewaakt op zeven locaties de kwaliteit van het Nederlands oppervlaktewater; het gaat om vijf innamepunten van waterleidingbedrijven en twee meetstations van Rijkswaterstaat (Tabel 11.2). Op alle locaties is er effectgerichte biomonitoring, gecombineerd met on-line stofgerichte chemische monitoring op drie locaties, en met (eenvoudige) sensoren op één locatie. In alle gevallen vullen wekelijkse chemische laboratoriumanalyses de on-line monitoring aan. De gebruikte on-line monitoring kan slechts een beperkt deel van de in het milieu aanwezige stoffen detecteren (zie paragraaf 11.4), en richt zich vooral op detectie van pesticiden en het waarnemen van acute toxiciteit. De on-line monitoring richt zich niet op nieuwere probleemstoffen zoals hormoonverstoorders, genotoxische stoffen of geneesmiddelen. On-line monitoring is ingezet als onderdeel van de processturing, en voorkomt inname van verontreinigd water als grondstof voor drinkwater.

**Tabel 11.2** Locaties in Nederland met actieve bewaking van oppervlaktewaterkwaliteit via on-line monitoring (stand 2006).

| Locatie                                  | Doel van de bewaking                  | Ingezette monitor                                                                                            |
|------------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Maas bij Eijsden (RIZA)                  | Kwaliteitsmonitoring Maas             | HPLC-UV (SAMOS), GC-MS, algenmonitor, <i>Daphnia</i> -monitor                                                |
| Maas bij Heel (WML)                      | innamebewaking WPH                    | algenmonitor, mosselmonitor, sensoren voor pH, troebelheid, EGV, temperatuur en zuurstof                     |
| Maas bij Keizersveer (EVIDES)            | innamebewaking Biesbosch spaarbekkens | algenmonitor, <i>Daphnia</i> -monitor                                                                        |
| Afgedamde Maas bij Brakel (DZH)          | Innamebewaking pompstation Brakel     | algenmonitor, <i>Daphnia</i> -monitor                                                                        |
| Rijn bij Lobith / Bimmen (RIZA)          | Kwaliteitsmonitoring Rijn             | HPLC-UV (SAMOS), GC-MS, <i>Daphnia</i> -monitor                                                              |
| Rijn/Lekkanaal bij Nieuwegein (Waternet) | innamebewaking Lekkanaal              | HPLC-UV (SAMOS), GC-MS, bacteriemonitor, algenmonitor, <i>Daphnia</i> -monitor, mosselmonitor, vissenmonitor |
| Klaarbeek (Vitens)                       | innamebewaking Zuuk/Epe               | bacteriemonitor, mosselmonitor                                                                               |

Naast deze innamebewaking bij oppervlaktewater als bron met sterk fluctuerende kwaliteit, beoordelen drinkwaterbedrijven met reguliere laboratoriumanalyses de kwaliteit van alle oppervlaktewater- en grondwaterbronnen. De reguliere monitoring richt zich op een voorgeschreven pakket aan parameters uit de waterleidingwet. Deze analyses zijn geschikt om trends in de tijd te volgen. Daarnaast vinden periodiek inventariserende studies plaats gericht op een veel breder pakket stoffen, en wordt gezocht naar de aanwezigheid van 'nieuwe' stoffen. Deze studies helpen om bronnen van verontreiniging op te sporen, zoals RWZIs, industrie of landbouw, en zijn bij oppervlaktewater en beïnvloedbaar grondwater eerder van belang dan bij dieper gelegen of gezien de hydrologische bodemopbouw minder beïnvloedbaar water.

### **11.3.2 Vigerende monitoring bij zuivering, distributie en aan de tap**

Monitoring om het zuiveringsproces te sturen vindt nu slechts beperkt plaats, alleen voor klassieke fysische parameters (pH, temperatuur, geleidbaarheid, troebelheid, druk, en concentratie opgelost zuurstof). Monitoring in gezuiverd water op het pompstation voordat het drinkwater in het distributienet gaat, vindt plaats voor veel parameters zoals wettelijk is voorgeschreven via het Waterleidingbesluit, bijlage B en C. Het betreft hier de 'klassieke' milieuvreemde verbindingen zoals zware metalen, minerale olie, gehalogeneerde koolwaterstoffen, PAKs. Screeningsonderzoek naar onbekende verbindingen, monitoring van opkomende consumentenstoffen (farmaceutica, drugs-of-abuse, hormoonverstoorders etc.) en effectmonitoring vindt alleen incidenteel plaats in onderzoeksprojecten. Bewaking van drinkwater tijdens distributie beslaat momenteel uit het meten van fysische parameters (troebelheid, druk, pH, UV absorptie en kleur, geleidbaarheid, DOC-gehalte) en het nemen van steekmonsters. Behalve camerabeveiliging van pompstations worden er geen systemen ingezet om eventuele moedwillige verstoring te herkennen. De gebruikte parameters zijn relatief ongevoelig en geven pas significante afwijkingen bij grote veranderingen in de waterkwaliteit of bij mechanische defecten in het distributienetwerk. De kwaliteit aan de kraan wordt opnieuw gemonitored zoals voorgeschreven in het Waterleidingbesluit. Het gaat om een kleiner aantal parameters dan verplicht gemeten wordt op het pompstation. Ook vinden er aan de kraan minder incidentele onderzoeksprojecten plaats.

### **11.4 Keuze van monitoringstechniek**

Verschillende typen analysetechnieken zijn beschikbaar voor monitoring van waterkwaliteit:

- *Stofgerichte analyses*; het kwantitatief meten van specifieke, bekende stoffen met chemisch analytische scheidings- en detectietechnieken, zoals GC-MS en LC-MS.
- *Breed-screenende analyses*; gericht op een zo breed mogelijk spectrum aan stoffen, zonder dat identiteit en precieze concentratie van individuele verbindingen met zekerheid bepaald worden, zoals HPLC UV en GC-MS screening zonder identificatie van specifieke pieken.
- *Effectgerichte analyses* meten niet de aanwezigheid van een stof of spectrum aan stoffen zelf, maar het effect ervan in een organisme of biologisch systeem zoals een vis of alg monitor of *in vitro* assays. De identiteit of concentratie van een stof blijft onbekend, wel meten effectgerichte analyses indirect schadelijke, onbekende stoffen die niet met analytische chemie aan het licht komen. Daarnaast geven effectgerichte analyses informatie over de toxiciteit van het totale mengsel. Bij gezondheidsgerichte *in vitro* testen heeft het effect een duidelijke relatie met gezondheidseffecten bij de mens, zoals testen voor hormoonverstoring of genotoxiciteit.
- *Sensoren*; instrumenten die langere tijd arbeidsextensief analyses verrichten. De aard van de analyses is dezelfde als hiervoor genoemd.

### 11.4.1 Stofgerichte chemische analyses

In het oppervlaktewater wordt dagelijks de aanwezigheid van een kleine groep bekende organische verbindingen gemeten met een LC-UV(DAD) systeem en een GC-MS systeem. On-line HPLC-UV is in gebruik om dagelijks bekende en onbekende stoffen op drie locaties in Rijn en Maas te meten. Het HPLC-UV systeem is vooral geschikt voor het analyseren voor organische polaire stoffen zoals verschillende pesticiden en geneesmiddelen. Identificatie van waargenomen stoffen gebeurt aan de hand van het UV-absorptiespectrum en de retentietijd. Een database, met momenteel circa 100 stoffen, maakt geautomatiseerde identificatie mogelijk. Op het moment worden echter slechts elf stoffen en stofgroepen dagelijks geautomatiseerd bepaald (Tabel 11.3).

**Tabel 11.3:** Stoffen met routinematige (geautomatiseerde) HPLC-UV en GC-MS monitoring

| Stof                                              | Aantoon-<br>baarheidsgrens<br>(µg/L) | Stof                                          | Aantoon-<br>baarheidsgrens<br>(µg/L) |
|---------------------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------------------|--------------------------------------|
| <b>HPLC-UV</b>                                    |                                      |                                               |                                      |
| Phenylureum pesticiden<br>(13 specifieke stoffen) | 0,2                                  | Triazine pesticiden<br>(2 specifieke stoffen) | 0,1                                  |
| Carbendazim                                       | 0,2                                  | Barban                                        | 0,2                                  |
| Carbamazepine                                     | 1                                    | Phoxim                                        | 0,2                                  |
| TAED                                              | 1                                    | 3,3-dichloorbenzidine                         | 1                                    |
| N-butylbenzeen<br>sulfonamide                     | 1                                    | 2,4,5-trichlooraniline                        | 0,2                                  |
| Triphenylphosphine oxide<br>(TPPO)                | 1                                    |                                               |                                      |
| <b>GC-MS</b>                                      |                                      |                                               |                                      |
| 1,1-biphenyl                                      | 0,2                                  | N-<br>butylbenzeensulfonamide                 | 0,2                                  |
| Bis(2-chloorethyl)ether                           | 1                                    | Fenanthreen                                   | 0,2                                  |
| Dibenzofuraan                                     | 0,2                                  | Pirimicarb                                    | 0,2                                  |
| 2,6-dimethylpyridine                              | 1                                    | Cafeïne                                       | 0,2                                  |
| BAM                                               | 0,2                                  | TPPO                                          | 0,2                                  |
| Ftalaten<br>(4 verbindingen)                      | 0,2 – 1                              | Organofosfaat pesticiden<br>(3 stoffen)       | 0,2                                  |
| Organofosfaten<br>(2 verbindingen)                | 0,2                                  | Triazines<br>(8 verbindingen)                 | 0,2                                  |

Voor de analyse van middelmatig polair tot apolaire stoffen die vluchtig en thermostabiel zijn, is (on-line) GC-MS een geschikte analyse techniek. De techniek is wat betreft het bereikbare stoffenpalet complementair aan LC-UV. Geautomatiseerd GC-MS analyses screenen op drie locaties routinematig een beperkte groep stoffen (tabel 11.3). De detectielimieten liggen hier in het algemeen wat boven de in dit rapport afgeleide streefwaarden van 0,1 µg/l voor niet genotoxische stoffen tot 0,01 µg/l voor genotoxische verbindingen (hoofdstuk 6). Daarnaast worden in de monitoring de analytisch chemische technieken ingezet zoals verplicht gesteld in het Waterleidingbesluit voor de stoffen die hetzelfde besluit voorschrijft.

#### GC-MS analyses voor MTBE en ETBE

MTBE en ETBE zijn voorbeelden van stoffen die regelmatig voorkomen in oppervlaktewater tot in hoge µg/L concentraties. De stoffen worden slecht verwijderd in de toegepaste zuivering. MTBE is een stof die typisch met een GC-MS is waar te nemen maar die niet gedetecteerd zal worden met behulp van een LC-UV of met effectgerichte analysetechnieken (zie hieronder), omdat het slechts zeer weinig UV licht absorbeert en geen hoge acute toxiciteit heeft.

#### **11.4.2 Brede screenings- en identificatie analyses**

De bovengenoemde GC-MS en HPLC-UV systemen meten ook onbekende verbindingen, gedurende reguliere monitoringsprogramma's of specifiek screeningsonderzoek. De detectielimieten zijn hierbij echter vaak onvoldoende gevoelig om lage (ng/L tot µg/L) concentraties waar te kunnen nemen. Idealiter zou screeningsonderzoek frequent uitgevoerd moeten worden in het water dat gebruikt wordt als grondstof, gebruik makend van *state-of-the-art* isolatie- en identificatietechnieken. Frequent screeningsonderzoek vergroot kennis over het voorkomen van (nog) onbekende verbindingen, en voedt (beleids)acties voor nieuwe prioritaire verbindingen. Momenteel vindt dit screeningsonderzoek naar de aanwezigheid van onbekende stoffen slechts op zeer beperkte schaal plaats in onderzoeksprojecten in oppervlaktewater en grondwater.

Het huidige screeningsonderzoek naar de aanwezigheid van (on)bekende organische verontreinigingen gebruikt conventionele technieken als isolatie en concentratie met XAD en vloeistof-vloeistof extractie, gevolgd door GC-MS analyse. Hiermee kan slechts een gedeelte van de milieurelevante verbindingen worden geanalyseerd, vooral de medium tot apolaire thermostabiele verbindingen. Zo kon ruim 89% van toxiciteit in geconcentreerde monsters uit de Rijn niet worden verklaard aan de hand van GC-MS metingen (Hendriks et al., 1994). Vooral polaire of thermolabiele stoffen blijven buiten zicht met deze technieken en kunnen wel geanalyseerd worden met LC-analysetechnieken. Juist deze stoffen zijn van belang, omdat ze mobiel zijn en door (conventionele) zuiveringen heen kunnen komen. De polaire stoffen vragen ook om verdere doorontwikkeling van nieuwe isolatie- en concentratietechnieken, zoals vaste-fase extractietechnieken (Geiss et al., 2006; Fontanals et al., 2007).

Om de identiteit van onbekende organische polaire verbindingen te achterhalen zijn in aanvulling op GC-MS geavanceerde gevoelige analytische technieken noodzakelijk, zoals de LC-UV(DAD)-Quadrupole time-of-flight massaspectrometrie (LC-QTOF MS), LC-Orbitrap MS, die complementaire informatie kunnen verschaffen over de chemische structuur. Identificatietechnieken zoals infrarood (IR) of nuclear magnetic resonance (NMR), geven ook structuurspecifieke informatie voor indentificatie van de onbekende verbinding, maar zijn momenteel nog vaak te ongevoelig gebleken.

#### **11.4.3 Effectgerichte analyses**

##### **11.4.3.1 On-line bioalarmering**

On-line bioalarmeringsystemen met algen, watervlooien, mosselen, vissen of bacteriën, signaleren stoffen met acute ecotoxicologische effecten, waarna vervolg onderzoek nodig is om eventuele humane risico's vast te stellen. De bioalarmeringsystemen worden toegepast bij innamebewaking. On-line bioalarmering onderscheidt geen specifieke stoffen, maar geeft een indruk van het mengseffect van alle verontreinigingen inclusief niet geïdentificeerde stoffen. De technologische ontwikkeling van biomonitoren is de laatste jaren snel gegaan en stoffen worden op een beduidend lager niveau gedetecteerd. Bioalarmeringsystemen met algen of *Daphnia*'s kunnen in tot lage microgram per liter niveau detecteren, systemen met mosselen en lichtbacteriën zijn nog niet zo gevoelig. Tabel 11.4 geeft een overzicht van stofgroepen waar de verschillende organismen vooral gevoelig voor zijn, inclusief huidige detectielimieten.

Tabel 11.4 Gevoeligheid van momenteel toegepaste organismen voor diverse stofgroepen en detectieniveaus die met de huidige technieken kunnen worden bereikt<sup>a</sup>

| Organisme                                           | Detectieprincipe              | Stofgroep                                                                   | Detectieniveau      |
|-----------------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|---------------------|
| Alg ( <i>Chlorella</i> ,<br><i>Scenedesmus</i> )    | Fluorescentie-<br>verandering | Herbiciden                                                                  | Laag<br>µg/l-niveau |
| <i>Daphnia</i>                                      | Beweging                      | Pesticiden, m.n. insecticiden /<br>cholinesteraseremmers                    | Laag<br>µg/l-niveau |
| Mossel<br>( <i>Dreissena</i><br><i>polymorpha</i> ) | Klepopening                   | Organochloor-verbindingen,<br>metalen,<br>aangroeiwerende middelen<br>(TBT) | µg/l-niveau         |
| Lichtbacteriën<br>( <i>Vibrio fischeri</i> )        | Fluorescentie                 | Aromaten, chloorbenzenen,<br>pesticiden, gehalogeneerde<br>koolwaterstoffen | µg-mg/l niveau      |

<sup>a</sup> Voor de vis-biomonitor zijn nog onvoldoende gegevens beschikbaar

Naast de in tabel 11.4 gepresenteerde bioalarmeringsystemen zijn meerdere varianten van de vismonitor op de markt. De in Europa gebruikte vissenmonitor registreert met een camera het zwemgedrag van de individuele vissen en het groepsgedrag. Op de Amerikaanse markt is een door de US Army ontwikkelde vissenmonitor in werking als innamebewaking voor drinkwater (Mikol *et al.* 2007), gebaseerd op het ademhalingsritme en de beweging van acht vissen.

#### 11.4.3.2 Gezondheidsgerichte *in vitro* bioassays

Gezondheidsgerichte toxiciteitstesten screenen water op de aanwezigheid van stoffen die een specifiek toxisch effect veroorzaken. De testen zijn aanvullend op analytisch chemische methoden, omdat identificatie van alle onbekende verbindingen in de grondstof voor drinkwater voorlopig ondoenlijk en onbetaalbaar zal zijn. De *in vitro* assays meten indirect schadelijke maar onbekende stoffen en geven informatie over de toxiciteit van het totale mengsel. Belangrijke gezondheidsgerichte testen voor bewaking van drinkwaterkwaliteit zijn gericht op genotoxiciteit en hormoonverstorende stoffen, acute gezondheidseffecten zijn niet te verwachten en daarom minder relevant voor de monitoring van drinkwaterkwaliteit.

De detectielimieten van deze testen zijn vaak onvoldoende laag, daarom moeten watermonsters eerst geconcentreerd worden. Bij deze concentratie kunnen verontreinigingen verloren gaan en niet in de test terecht komen. De stand van wetenschap is nog niet zover dat de testresultaten direct te vertalen zijn naar een risico voor de consument. Uitvoering van deze gezondheidsgerichte testen vraagt enkele uren tot dagen. De testen zijn geschikt voor regelmatige monitoring, met als doel trends waar te nemen in zowel de grondstof als uiteindelijk drinkwater. Op deze manier kunnen bijvoorbeeld ook zuiveringsbijproducten van nieuwe verontreinigingen opgemerkt worden. Toepassing van de genoemde testen leert dat er geen genotoxische of hormoonverstorende effecten detecteerbaar zijn in het drinkwater, maar dat dergelijke effecten wel aantoonbaar zijn in het onbehandelde water. Als effecten zijn aangetoond kan met de boven beschreven analytisch-chemische technieken worden nagegaan welke stoffen het effect veroorzaken.

#### Testen voor hormoonverstoring

Milieuvreemde stoffen kunnen de hormoonhuishouding verstoren door binding aan een hormoonreceptor, binding aan het transporteiwit van de hormonen, of door beïnvloeding van de enzymactiviteit voor hormoonaanmaak en -afbraak. De meeste beschikbare testen zijn gericht op binding aan een specifieke hormoonreceptor. De estrogeen receptor (ER)



voor het vrouwelijke geslachtshormoon 17 $\beta$ -estradiol, is het meest gebruikt. Resultaten uit een eerste vergelijkend onderzoek (Van der Linden et al. 2008) tussen dergelijke testen voor watermonsters (YES, MELN, ER-CALUX, KBLuc en E-SCREEN), wijst uit dat de ER-CALUX test het beste scoort voor gevoeligheid, reproduceerbaarheid en snelheid.

Andere hormoonreceptoren zijn o.a. de androgeen receptor (AR), progestageen receptor (PR), glucocorticoid receptor (GR), mineraal corticoid receptor (MR), thyroid receptor (TR), retinoic acid receptor (RAR), retinoic X receptor (RXR) en peroxisome proliferator-activated receptor (PPAR). Ook voor het meten van androgene en progestagene effecten bestaan verschillende testsystemen, gebaseerd op gistcellen (Thomas, 2002; Jin, 1997) of op humane cellen, zoals CALUX (Sonneveld, 2005; Van der Linden et al. 2008). Voor het meten van thyroid hormoon agonisten/antagonisten is de TR $\beta$  CALUX ontwikkeld, maar ook testen aan transporteiwitten, voorbeelden zijn de rTTR en TBG assay met lage detectielimiet van 0.9 pg/L thyroxine (T4) equivalenten (Marchesini, 2006). Met laatstgenoemde testen zijn mogelijk significante thyroid activiteiten gemeten in Rijnwater (Meulenberg, 2006), waar met de TR $\beta$  CALUX tot nu toe geen activiteit in oppervlaktewater is gevonden. Zeer recentelijk is ook voor de glucocorticoid-receptor een bioassay ontwikkeld, de GR CALUX.

Tabel 11.5. Voorlopige detectielimieten van diverse CALUX assays in de bioassay (pM) en in het water (ng/L), uitgaande van de extractie van 1 liter water dat is opgenomen in 50  $\mu$ l DMSO

| Bioassay           | LOD (pM) | LOD (ng/L) | Verbinding               |
|--------------------|----------|------------|--------------------------|
| ER (T47D)          | 0.3      | 0.004      | Estradiol (E2)           |
| ER $\alpha$ (U2OS) | 1        | 0.01       | Estradiol (E2)           |
| AR (U2OS)          | 8        | 0.1        | Dihydrotestosteron (DHT) |
| PR (U2OS)          | 4        | 0.05       | Org2058                  |
| GR (U2OS)          | 20       | 0.3        | Dexamethason (Dex)       |
| TR $\beta$ (U2OS)  | 30       | 0.4        | Tri-joodthyronine (T3)   |

Doordat de genoemde testsystemen, met uitzondering van de estrogeniteitstesten, pas recent zijn ontwikkeld is nog niet veel informatie over de gemeten effecten voorhanden. Vervolgonderzoek moet duidelijk maken welke systemen het meest geschikt zijn voor monitoring in de drinkwaterproductiecyclus. Tabel 11.5 laat zien dat detectielimieten voor deze systemen laag genoeg zijn om tot het niveau van streefwaarden te meten.

#### Genotoxiciteitstesten

Kwalitatief kan worden beoordeeld of een stof genotoxische eigenschappen bezit. Om vervolgens ook de grootte van verwachte effecten in te schatten, zijn kwantitatieve in vitro en in vivo testen bruikbaar. De Gezondheidsraad beveelt als in vitro testen aan gebruik te maken van de detectie van genmutaties bij bacteriën (Amestest, umu-test), en testen met zoogdiercellen voor genmutaties en voor structurele chromosoomafwijkingen. Elke in vitro test dient te worden uitgevoerd in aan en afwezigheid van een metabool activeringssysteem (S9-mix). Bij in vivo testen gaat het om testen die zijn gericht op de detectie van genotoxiciteit in verschillende organen.

Voor detectie van genotoxische verbindingen in watermonsters is eerder aanbevolen een stapsgewijze benadering te kiezen, uitgaande van de Amestest en ofwel de Comet-assay of Micronucleus assay voor het aantonen van zowel genmutaties als chromosoomafwijkingen (zie ook BTO rapport 2005.022). Onderzoek in Nederland, Duitsland en de Verenigde Staten toonde aan dat voor een beoordeling van de genotoxiciteit van oppervlaktewater de toepassing van de Comet-assay met humane lymfocyten naast de standaard Amestest of de

umu-test een bruikbare combinatie is (Grummt, 2001; Minnear en Plewa, 2003). Wanneer beide testen (Amestest, en Comet-assay of micronucleus assay) negatief zijn, dan geldt de kwalificatie 'niet-genotoxisch'. Indien één test positief en één test negatief is, dan dient de testprocedure aangevuld te worden met een test voor gen- of puntmutaties met zoogdiercellen. Als nu twee van de drie testen positief zijn, dan wordt het monster als verdacht genotoxisch beschouwd. Indien slechts één van de drie testen positief is, dan zal een nauwkeurige analyse van de resultaten tot een conclusie moeten leiden. Wanneer bij een verdacht genotoxisch monster de genotoxische activiteit niet met geëigende zuiveringsmethoden tot een aanvaardbaar niveau kan worden teruggebracht, dan is uitgebreider onderzoek inclusief risicobeoordeling noodzakelijk.

Verschillende stoffen kunnen in dezelfde concentratie een andere mate van genotoxiciteit veroorzaken. De TTC-richtwaarde is afgeleid van de meest potente stof in de gebruikte database. De mate van genotoxiciteit die 10 ng/L van deze stof veroorzaakt, is dus daarmee maximaal acceptabel, dit zou als indicatieve effectgerichte grenswaarde hanteerbaar zijn bij *in vitro* genotoxiciteitsassays. Op dit moment is, met een maximale concentratiefactor van 10.000 van het watermonster, een detectielimiet haalbaar van 50-500 ng/L van referentiestoffen met de Ames test. De Comet assay is mogelijk gevoeliger. Onderzoek moet uitwijzen of de limiet van 10 ng/L gehaald kan worden voor deze testen. Een effectgerichte grenswaarde zou uiteindelijk ook vertaalbaar moeten zijn naar grenswaarden voor de kans op kanker bij mensen. Deze extrapolatie van *in vitro* reacties naar *in vivo* effecten zal echter nog veel onderzoek vergen.

Om relatief snel de ernst van een verontreiniging in (drink)water te kunnen beoordelen zijn genotoxiciteitstesten in de ToxPrint®-methode gekoppeld aan de HPLC-fingerprint-methode (Bobeldijk, 2001). Na on-line extractie en fractionering van de in het watermonster aanwezige organische stoffen worden genotoxiciteitstesten uitgevoerd met de fracties. Als er in een watermonster verhoogde activiteit wordt gemeten, dan kan met de ToxPrint® gerichter worden gezocht naar de identiteit van de veroorzaker van deze activiteit. Tot op heden zijn alleen resultaten verkregen met de umu-test. Verder onderzoek zal zich richten op het toepassen van de Ames II test en Comet assay in de ToxPrint®.

#### **11.4.4 Sensoren**

De laatste decennia is er veel wetenschappelijke voortgang in de ontwikkeling van online detectoren en -sensoren voor monitoring van de waterkwaliteit. Zie voor enkele recente reviews Allan et al, 2006ab, Rodriguez-Mozaz et al., 2007, Greenwood et al., 2007). Voordeel van deze sensoren is dat ze relatief goedkoop en snel kunnen zijn, maar op dit moment zijn beschikbare methoden veelal nog niet concurrerend met on-line SPE LC-MS methoden wat betreft de gevoeligheid en reproduceerbaarheid en geschiktheid voor multi-analyte bepalingen (Rodriguez-Mozaz et al., 2007).

Sensorpanelen, waarin meerdere parameters parallel on-line gemeten worden, worden gebruikt bij drinkwaterbewaking voor relatief eenvoudige en fysische parameters (Tabel 11.6). Om bewuste verontreiniging in het waterleidingnet te detecteren zijn zogeheten *event detection monitors* in gebruik, met een combinatie van niet-specifieke online-analyses. Deze monitoringsystemen leveren relatief vaak vals-positieve testresultaten op, zijn beperkt beschikbaar en gebruikte methoden en algoritmen zijn geheim wat validatie belemmert. Het Amerikaanse ministerie voor binnenlandse veiligheid (US Department of Homeland Security) verhindert onbevoegden de toegang tot systemen die een rol zouden kunnen spelen in de strijd tegen het terrorisme.

Tabel 11.6: Multiparameter monitoringstechnieken

| Parameter                                                   | Analysetechniek                                |
|-------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| Chloor                                                      | Colorimetrie<br>Membraan elektrode             |
| Temperatuur                                                 | Thermistor                                     |
| Opgelost zuurstof                                           | Membraan elektrode<br>Optische sensor          |
| Redoxpotentiaal                                             | Potentiometrie                                 |
| pH                                                          | Glaselektrode<br>ISFET (veldeffect transistor) |
| Troebelheid                                                 | Optische sensor<br>Nefelometrie                |
| Elektrisch geleidend vermogen                               | Meetcel voor elektrische geleiding             |
| Ionen ( $\text{Cl}^-$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ ) | Ionselectieve elektroden                       |

Voor veel verbindingen zijn (nog) geen online-detectors beschikbaar. Er bestaan verschillende ontwikkelingsrichtingen:

- Biosensoren maken gebruik van binding van stoffen aan biologische componenten, zoals antistoffen, enzymen, receptoren of DNA, cellen of hele organismen;
- Fysische sensoren. Identificatie van chemische stoffen op basis van hun fysische eigenschappen, met name de spectroscopie, is sterk in ontwikkeling. IR, Raman, röntgenfluorescentie en UV-VIS kunnen worden gebruikt, maar de technieken zijn momenteel niet routinematig bruikbaar voor online monitoring in water.

Sensoren zijn sterk in ontwikkeling omdat ze on-line kunnen worden ingezet, on-line sensoren voor toxische stoffen worden echter nog nauwelijks gebruikt in monitoring van drinkwaterkwaliteit. De inzet van dergelijke on-line systemen heeft vooral zin als eventuele corrigerende maatregelen ook snel na detectie worden ingezet. Deze aanpak vraagt om intelligente en snelle datahandling systematieken.

### 11.5 Toekomstvisie en kennislacunes

De vigerende monitoring buiten de incidentele onderzoeksprojecten is vooral gericht op 'klassieke' stoffen zoals zware metalen, PAKs, gechloreerde koolwaterstoffen en lang gebruikte pesticiden, en weinig gericht op opkomende milieuvervuilende stoffen die vaak gerelateerd zijn aan het gedrag van consumenten, zoals farmaceutica, drugs-of-abuse, hormoonverstoorders en gefluorideerde verbindingen, noch op het detecteren van risico's voor chronische toxiciteit.

De monitoringsvereisten vanuit de Kaderrichtlijn Water zullen leiden tot meer monitoring in de bronnen voor drinkwaterbereiding, en daarmee ook een stimulans tot kwaliteitsverbetering (zie ook Wuijts et al., 2008). Echter, de gesignaleerde lacune voor opkomende milieuvervuilende stoffen wordt hiermee niet ingevuld, omdat de Kaderrichtlijn Water zich eveneens richt op een beperkt aantal prioritaire stoffen. Daarnaast geven de monitoringsverplichtingen uit de Kaderrichtlijn –veelal vier maal per jaar een analyse- nauwelijks informatie over de fluctuaties van concentraties in de tijd. In ons omringende landen, en incidenteel ook in Nederland, gaan mediaberichten over stoffen die in drinkwater voorkomen juist over de nieuwe 'consumenten-chemicaliën', en het lijkt dan ook zaak hier actuele monitoringsinformatie over ter beschikking te hebben om consumenten veilig drinkwater te kunnen waarborgen.

Zoals boven beschreven zal een verschuiving naar meer monitoring voor in de productieketen, gekoppeld aan beheersmaatregelen en eventueel correctieve maatregelen, kunnen leiden tot meer proceskennis en proactieve sturing bij drinkwaterbereiding. Vooraan in het proces zijn er immers beheerspunten en kunnen zonodig correctieve maatregelen plaatsvinden voordat het water bij de consument terechtkomt. Wanneer duidelijk is dat op het beheerspunt relatief vaak correctieve maatregelen genomen moeten worden, dan heeft (semi-)continue monitoring meerwaarde. Het ontstaan van meer geautomatiseerde, real-time en on-line meetsystemen, gekoppeld aan automatische dataverwerking en herkenning van afwijkende patronen, maakt dat dergelijke monitoring tegen lagere kosten beter bereikbaar wordt.

Tabel 11.7 geeft weer waar de besproken technieken potentie hebben om te worden toegepast in de monitoring en waar dit al (incidenteel en onderzoeksmatig) wordt gedaan. Vooral de gezondheidsgerichte testen zijn nog onderbenut. Het naast elkaar gebruiken van diverse technieken (chemische analyse, screening en identificatie, biomonitor, gezondheidsgerichte effecttesten) leidt tot beter inzicht in de complementariteit. Een brede set van technieken is beschikbaar om ingezet te worden voor chemische monitoring, detectielimieten zijn echter vaak niet laag genoeg om tot het niveau van de in dit rapport afgeleide streefwaarden te kunnen meten.

Tabel 11.7. Overzicht van hoe de besproken monitoringstechnieken gebruikt kunnen worden voor monitoring en waar dit al toegepast wordt.

| Techniek                  | Wat meet het?                                                                            | Toepassing* |        |    |      |      |    |                 |
|---------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|--------|----|------|------|----|-----------------|
|                           |                                                                                          | Ruw OW      | Ruw GW | BH | REIN | DIST | TP | Type monitoring |
| GC-MS                     | Breed scala aan (on)bekenden organische stoffen                                          |             |        |    |      | ?    |    | Trend/alarm     |
| LC-UV (DAD)               | Breed scala aan (on)bekende organische stoffen                                           |             |        |    |      | ?    |    | Trend/alarm     |
| LC-MS                     | Breed scala aan (on)bekende organische stoffen                                           |             |        |    |      | ?    |    | Trend/alarm     |
| hormoontest               | Hormonale activiteit                                                                     |             |        |    |      |      |    | Trend/alarm     |
| genotoxiciteitstest       | Genotoxiciteit                                                                           |             |        |    |      |      |    | Trend/alarm     |
| Algenmonitor              | Herbiciden                                                                               |             |        |    |      |      |    |                 |
| Daphnia-monitor           | pesticiden, m.n. insecticiden / cholinesteraseremmers                                    |             |        |    |      |      |    | Alarm           |
| Mosselmonitor             | Organochloor-verbindingen, metalen<br>Aangroeiwerende middelen (TBT)                     |             |        |    |      |      |    | Alarm           |
| Bacteriemonitor           | aromatische benzenen, gechloreerde benzenen, pesticiden, gehalogeneerde koolwaterstoffen |             |        |    |      |      |    | Alarm           |
| Vissenmonitor             | breed scala verontreinigingen                                                            |             |        |    |      |      |    |                 |
| Chloor detector           | Chloor                                                                                   |             |        |    |      |      |    | Trend           |
| Thermometer               | Temperatuur                                                                              |             |        |    |      |      |    | Trend           |
| Zuurstof probe            | Opgelost zuurstof                                                                        |             |        |    |      |      |    | Trend           |
| pH-meter                  | pH                                                                                       |             |        |    |      |      |    | Trend           |
| Turbiditeitsmeter         | Turbiditeit                                                                              |             |        |    |      |      |    | Trend/alarm     |
| Geleidbaarheid meter      | Geleidbaarheid                                                                           |             |        |    |      |      |    | Trend           |
| Ion-selectieve electrodes | Ionen                                                                                    |             |        |    |      |      |    | Trend           |
|                           | Radionucleotiden                                                                         |             |        |    |      |      |    | Alarm           |
| UV-probe                  | FTU/NTU, TSS, UV-254/SAC, COD, TOC, BOD, NO3, NO2, NH4, Hydrogen Sulfide, BTX, O2,       |             |        |    |      |      |    |                 |

\* Ruw OW, onbehandeld oppervlaktewater; Ruw GW, onbehandeld grondwater; BH, behandeling; Dist, transport en distributie; TP, tapkraan; Wit: techniek heeft geen potentie, Geel: techniek in ontwikkeling, Groen: techniek heeft potentie en wordt (onderzoeksmatig) gebruikt, Rood: techniek heeft potentie, maar wordt niet gebruikt.

## 11.6 Literatuur

- Allan, I.J., Mills, G.A., Vrana, B., Knutsson, J., Holmberg, A., Guigues, N., Laschi, S., Fouillac, A., Greenwood, R. (2006a) Strategic monitoring for the European Water Framework Directive. *Trends in Anal. Chem.* 25:704-715
- Allan, I.J., Vrana, B., Greenwood, R., Mills, G.A., Roig, B., Gonzalez, C. (2006) A 'toolbox' for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive. *Talanta* 69:302-322.
- Ashbolt, N.J. (2004) Risk analysis of drinking water microbial contamination versus disinfection by-products (DBPs). *Toxicology*, 198 (1), p.255-262.
- Bobeldijk, I., A. Brandt, B. Wullings, T. Noij, High-performance liquid chromatography – ToxPrint: chromatographic analysis with a novel (geno)toxicity detection. *J. Chrom. A* 2001, 918, p. 277-291.
- Cornier, R.J., Mallet, M., Chiasson, S., Magnusson, Valdimarsson, G. (2007) Effectiveness and performance of HACCP-based programs. *Food Control* 18:665-671.
- Damikouka, I., Katsiri, A., Tzia, C. (2007) Application of HACCP principles for drinking water treatment. *Desalination* 210:138-145.
- De Hoogh, C.J., Wagenvoort, A.J., Jonker, F., Van Leerdam, J.A., Hogenboom, A.C. (2006) HPLC-DAD and Q-TOF MS techniques identify cause of *Daphnia* biomonitor alarms in the River Meuse. GWRC (in preparation) PM aanvullen Minne
- Jin, L., D.Q. Tran, C.F. ide, J.A. McLachlan, S.F. Arnold, Several synthetic chemicals inhibit progesterone receptor-mediated transactivation in yeast. *Biochim. Biophys. Res. Commun.* 1997, 233 (1), p. 139-146. *Env. Sci. Techn.*, 40 (8), 2678-2685.
- Greenwood, R., Mills, G.A., Boig, B. (2007) Introduction to emerging tools and their use in water monitoring. *Trends Anal. Chem.* 26:263-267.
- Grummt, T., Erprobung (2001) Vergleich, Weiterentwicklung and Beurteilung von Genotoxizitätstests für Oberflächenwasser. *Wasser Abwasser*, 142, (5), 346-355.
- Hendriks, A.J.; Maas-Diepeveen, J.L.; Noordsij, A.; Van der Gaag, M.A. (1994) Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine delta: a major part of the toxic compounds remains unidentified. *Water Res* 28:581-598.
- Hoornstra, E., Northolt, M.D., Notermans, S., Barendsz, A.W. (2001) The use of quantitative risk assessment in HACCP. *Food Control*, 12: 229-234.
- IWA (2004) The Bonn Charter for safe drinking water. Available via <http://www.iwahq.org>
- Marchesini, G.R., E. Meulenberg, W. Haasnoot, M. Mizuguchi, H. Irth, Biosensor recognition of thyroid-disrupting chemicals using transport proteins. *Anal. Chem.* 2006, 78, p. 1107-1114.
- Meulenberg, E.P., G. Marchesini, Thyroid hormone-like activity – Biosensor screening of surface water. RIWA Rhine Water Works, Nieuwegein (the Netherlands) 2006.
- Minear, R. A.; Plewa, M. J. (2003) Comparative genotoxicity assessment of DBPs in drinking water; Awwa Research Foundation and American Water Works Association, report number 90939.
- Notermans, S., Nauta, M.J., Jansen, J., Jouve, J.L., Mead, G.C. (1998) A risk assessment approach to evaluating food safety based on product surveillance. *Food Control* 9:217-223.
- Mikol, Y.B., Richardson, W.R., Van der Schalie, W.H., Shedd, T.R., Widder, M.W. 2007. An online real-time biomonitor for contaminant surveillance in water supplies. *Journal AWWA*, 99:2, p. 107-115.
- Penders, E., Wagenvoort, A.J., De Hoogh, C.J., Frijns, N. & Kamps, R. 2006. Standardisation, quality assurance and data-evaluation of on-line continuous biotests. Part 2: the Algaetoximeter (BBE Moldaenke, Kiel, D). Kiwa-report BTO 2005.036. Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Rodriguez-Mozaz, S., Lopez de Alda, M.J., Barcelo, D. (2007) Advantages and limitations of on-line solid phase extraction coupled to liquid chromatography-mass spectrometry technologies versus biosensors for monitoring of emerging contaminants in water. *J Chrom. A* 1152:97-115.

- Ropkins, K., Beck, A.J. (2007) Using HACCP to control organic chemical hazards in food wholesale, distribution, storage and retail. *Trends in Food Science & Technology*, 14: 374-389.
- Sonneveld, E., H.J. Jansen, J.A. Riteco, A. Brouwer, B. van der Burg, Development of androgen- and estrogen-responsive bioassays, members of a panel of human cell line-based highly selective steroid-responsive bioassays. *Tox. Sci.* 2005, 83 (1), p. 136-148.
- Thomas, K.V., M.R. Hurst, P. Matthiessen, M. McHugh, A. Smith, M.J. Waldock, An assessment of in vitro androgenic activity and the identification of environmental androgens in United Kingdom estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.* 2002, 21 (7), p. 1456-61.
- Toor, R., Mohseni, M. (2007), UV-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> based AOP and its integration with biological activated carbon treatment for DBP reduction in drinking water. *Chemosphere*, 66 (11), p.2087-2095.
- Van der Linden, S.C., M.B. Heringa, H.Y- Man, E. Sonneveld, L.M. Puyker, A. Brouwer and B. van der Burg. 2008. Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water using a panel of steroid receptor CALUX bioassays. *Environ. Sci. Technol.* 42(15):5814-5820.
- Wagenvoort, A.J., De Hoogh, C.J., Penders, E., Frijns, N. & Kamps, R. 2005. Standardisation, quality assurance and data-evaluation of on-line continuous biotests. Part 1: the Daphnia-toximeter (BBE Moldaenke, Kiel, D). Kiwa-report BTO 2005.015. Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Wang, W., Ye, B., Yang, L., Li, Y., Wang, Y. (2007) Risk assessment on disinfection by-products of drinking water of different water sources and disinfection processes. *Environment International*, 33 (2), p.219-225.
- Wuijts, S.; Cramer, W. Van Rijswijk, M. (2008) Nieuwe impuls Nederlands beschermingsbeleid drinkwaterbronnen door KRW. *H<sub>2</sub>O* 41 (5): 4-6.

# 12 Discussie, conclusies en aanbevelingen

## 12.1 Integrale aanpak van (potentiële) kwaliteitsproblemen

Uit de voorgaande hoofdstukken komt naar voren dat de kwaliteit van het drinkwater in Nederland voldoet aan strenge (wettelijke) eisen, maar dat de voortgaande verontreiniging van de drinkwaterbronnen en nieuwe inzichten m.b.t. de beoordeling van de kwaliteit van het drinkwater voortdurende waakzaamheid vragen van de sector. Deze waakzaamheid richt zich op alle stadia van de drinkwaterbereiding ('van bron tot tap') en dient te leiden tot een vroegtijdige onderkenning en aanpak van de (potentiële) kwaliteitsproblemen. Bij de aanpak behoort ook het adresseren van zaken die buiten de verantwoordelijkheid van de waterbedrijven vallen, bijvoorbeeld de preventie van de verontreiniging van het milieu. Tijdig signaleren en waar mogelijk oplossen van de problemen vergt een grote mate van deskundigheid, mede gezien de complexiteit van de begrippen veiligheid en kwaliteit. De snelle ontwikkelingen op het gebied van de bepaling van de watersamenstelling en de beoordeling van de waterkwaliteit, alsmede ontwikkelingen op het gebied van waterbehandeling en leidingmaterialen, versterken bovendien de behoefte aan een doelgerichte aanpak. Samenwerking, nationaal en internationaal, tussen drinkwaterbedrijven, overheden, belangenorganisaties en kennisinstellingen is hierbij noodzakelijk. Ter bevordering van de doelgerichtheid van de activiteiten in Nederland is het begrip 'Drinkwaterkwaliteit Q21' geïntroduceerd. Dit begrip, ook aangeduid als 'onberispelijk' drinkwater, is gedefinieerd op basis van de huidige kennis en inzichten en heeft daarmee een tijdgebonden karakter. Drinkwaterkwaliteit Q21 berust op vier pijlers, namelijk:

- wettelijke voorschriften en streefwaarden voor waterkwaliteitsparameters;
- het standstill-beginsel met betrekking tot concentraties van milieuvreemde stoffen en ongewenste micro-organismen in het ruwe water;
- een effectieve en efficiënte bewaking van de kwaliteit van de drinkwaterbronnen en de effecten van waterbehandelingsprocessen en distributie;
- gestructureerd onderzoek van lacunes in de kennis van de beoordeling en bewaking van de waterkwaliteit.

Het onderzoek en de ontwikkelingen op het gebied van waterwinning, bescherming van de drinkwaterbronnen, waterbehandeling en distributietechniek dienen te worden afgestemd op de realisatie en handhaving van Q21. Het uiteindelijke doel van deze inspanningen is dat de consument tegen aanvaardbare kosten steeds kan beschikken over veilig drinkwater, waardoor het vertrouwen in de openbare drinkwatervoorziening blijft gehandhaafd. Zekerstellen van dit vertrouwen, met als doel dat de consument het kraanwater graag gebruikt voor consumptie, is de motivatie voor de sector. Het in maatschappelijk opzicht ongewenste gebruik van 'flessenwater' wordt hierdoor zoveel mogelijk beperkt. In de voorgaande hoofdstukken zijn de huidige en potentiële kwaliteitsproblemen beschreven en is aangegeven welke lacunes in de kennis nader onderzoek vergen. Hieronder worden de hoofdlijnen van deze aanpak nader beschreven.



## 12.2 Wettelijke kwaliteitseisen

Centraal bij de wettelijke kwaliteitseisen staat dat het gebruik van het drinkwater geen gevaar mag opleveren voor de gezondheid van de consument. Naast kwaliteitseisen voor schadelijke stoffen en micro-organismen zijn in het Waterleidingbesluit ook kwaliteitseisen opgenomen gebaseerd op het voorzorgprincipe, voor esthetische parameters en voor parameters die dienen voor de beoordeling van bedrijfstechnische aspecten, bijvoorbeeld koloniegetal, bacteriën van de coligroep, etc. In de afgelopen decennia is de lijst van wettelijke kwaliteitseisen steeds verder uitgebreid. De verwachting is dat deze ontwikkeling zich zal voortzetten als gevolg van de toenemende (kennis over de) diversiteit van milieuvreemde stoffen en ongewenste micro-organismen in het aquatische milieu. De diversiteit van milieuvreemde stoffen in de drinkwaterbronnen neemt toe als gevolg van het nog groeiende aantal inwoners, verstedelijking, intensivering van industriële en agrarische activiteit, verkeer en transport, en het gebruik van nieuwe stoffen voor tal van toepassingen, b.v. geneeskunde, voeding, technologie. Ook de opkomst van de nanotechnologie, die gepaard gaat met de introductie van geheel nieuwe componenten, leidt tot vragen over mogelijke effecten op de waterkwaliteit. De productie en introductie van nieuwe stoffen leidt tot vragen over de aanwezigheid en het gedrag in het milieu en vormt een uitdaging voor de verdere ontwikkeling van detectiemethoden. Aanpassing van de regelgeving zal worden gebaseerd op informatie over de aanwezigheid van dergelijke stoffen in het milieu, over gezondheidsaspecten en andere ongewenste effecten, zoals milieubezwaren. Het is echter ook denkbaar dat bepaalde in de regelgeving opgenomen kwaliteitsparameters hun betekenis verliezen, bijvoorbeeld door de introductie van nieuwe, meer effectieve of 'betere' stoffen, nieuwe zuiveringstechnieken, nieuwe analysemethoden of nieuwe inzichten die aangeven dat een bepaalde eis kan vervallen. De wetgever kan dergelijke ontwikkelingen in de maatschappij niet steeds 'bijbenen'. Deze situatie is al lang geleden onderkend en wordt ondervangen met artikel 4 van het Waterleidingbesluit, waarmee de eigenaar van het drinkwaterbedrijf verantwoordelijk wordt gesteld voor het leveren van 'veilig' drinkwater. Met andere woorden, het is de verantwoordelijkheid van de eigenaar van het drinkwaterbedrijf om de benodigde kennis te vergaren, beoordelen en te benutten. In bepaalde gevallen, bij 'nieuwe' stoffen, of micro-organismen die niet eerder in het geding waren, kan dit lastig zijn. Het minimaliseren van onzekerheden vergt een effectieve uitwisseling van beschikbare kennis en het doelgericht genereren van nieuwe kennis. Het project Drinkwaterkwaliteit Q21 heeft tot doel om een bijdrage te leveren aan het benutten van de beschikbare kennis over waterkwaliteit en het in kaart brengen van de relevante kennislacunes.

Met de nadruk op gezondheidsaspecten beoogt de wetgever het beschermen van de gezondheid van de consument. In hoofdstuk 6 is uiteengezet welke relatie bestaat tussen de MTC-waarde van een schadelijke stof en de invloed op de gezondheid. Voor schadelijke micro-organismen berust de regelgeving op een maximum infectierisico ( $10^{-4}$  per persoon per jaar). De verhouding infectierisico/ziekte verschilt echter sterk per type micro-organisme, terwijl ook de impact van de ziekte (duur, kans op overlijden) hiervan afhangt. Met een beoordeling van de gezondheidsrisico's op basis van DALY's (disability-adjusted life years), waarbij de kans op overlijden en de ernst van de ziekte meewegen, wordt duidelijk welke impact ziekte heeft. Verdere uitwerking van het DALY concept is nodig om de beoordelingsbasis van de microbiologische veiligheid te versterken en per type organisme tot een eenduidige kwaliteitsnorm te komen. Een volgende uitdaging betreft het onder één noemer brengen van de gezondheidsrisico's door blootstelling aan schadelijke micro-organismen en door blootstelling aan schadelijke stoffen in drinkwater. Hierbij dient te worden meegenomen dat op basis van de huidige kennis kan worden afgeleid dat het

thans gehanteerde stelsel van kwaliteitseisen zeer waarschijnlijk een adequate en ook betaalbare bescherming biedt.

Voldoen aan wettelijke kwaliteitseisen is met de levering van drinkwater een eerste verplichting van de waterbedrijven. Uit de reeds genoemde overzichten van de waterkwaliteit in 2005 en 2006 (RIVM, 2007) komt naar voren dat incidenteel niet wordt voldaan aan de kwaliteitseisen zoals opgenomen in het huidige Waterleidingbesluit. Het betreft voornamelijk bedrijfstechnische parameters (saturatie-index, ijzer, mangaan) en enkele parameters die van invloed kunnen zijn op de waterkwaliteit zoals waargenomen door de consument. De voortdurende overschrijding van de saturatie-index kan overigens worden geïnterpreteerd als een signaal dat de kwaliteitseis voor deze parameter heroverweging verdient. De overschrijdingen van de microbiologische kwaliteitsparameters (*E. coli*, *Legionella*, *Aeromonas*), met name in het distributiesysteem, geven aan dat nader onderzoek naar oorzaken en preventie nodig is. De aanpak van deze problematiek is uiteengezet in de betreffende hoofdstukken.

### 12.3 Streefwaarden

Om overschrijding van de wettelijke kwaliteitseisen te voorkómen in de dagelijkse praktijk van de drinkwaterbereiding worden concentratieniveaus van de betreffende parameters nagestreefd die duidelijk lager zijn dan de maximaal toelaatbare concentraties. Deze aanpak wordt gerealiseerd door bescherming en bewaking van de drinkwaterbronnen, toepassing van een goed ontworpen en robuust zuiveringsproces met meervoudige barrières, en een distributiesysteem waarin de waterkwaliteit niet vermindert. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van diverse typen streefwaarden, namelijk: (i) voor parameters die in het Waterleidingbesluit zijn genoemd, (ii) voor parameters die informatie geven over processen die van invloed zijn op de wettelijke kwaliteitsparameters, bijvoorbeeld AOC-gehalte, en (iii) kwaliteitsparameters die een direct effect hebben op de kwaliteit, maar (nog) geen wettelijke status hebben. De in dit rapport onder de noemer Drinkwaterkwaliteit Q21 beschreven streefwaarden geven een ideale situatie weer, gebaseerd op de huidige kennis en inzichten en de dagelijkse praktijk. Een streefwaarden vormt een punt op de horizon en geeft richting aan onderzoek, beleid, acties, en maatregelen. De mate van haalbaarheid kan echter sterk verschillen per watertype. Het al dan niet hanteren/nastreven van deze streefwaarden is uiteraard de eigen verantwoordelijkheid van het drinkwaterbedrijf. Het gebruik van streefwaarden kan worden opgenomen in het Water Safety plan, waarin de specifieke knelpunten met betrekking tot de waterkwaliteit zijn geanalyseerd en gerangschikt. De waterbedrijven werken reeds met een systematische aanpak en de uitgangspunten die in dit rapport zijn beschreven kunnen bijdragen ('focus') aan een verdere uitwerking. Waterkwaliteitsplannen van de waterbedrijven kunnen richting geven aan maatregelen binnen het bedrijf, maar ook aan gezamenlijk te treffen maatregelen, waaronder het aanspreken van de overheid op haar verantwoordelijkheid voor de kwaliteit van het milieu en het formuleren en uitvoeren van het benodigde onderzoek.

### 12.4 Standstill-beginsel

Hanteren van het standstill-beginsel met betrekking tot de waterkwaliteit impliceert dat geen verdere kwaliteitsvermindering mag optreden. Dit beginsel kan worden toegepast op meerdere plaatsen in de waterketen. In de Kaderrichtlijn Water (KRW), een Europese richtlijn gericht op de verbetering van de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater, worden de lidstaten van de EU verplicht om na 2000 geen achteruitgang van de chemische en ecologische toestand van het water toe te laten. Een resultaatverplichting geldt vanaf

2015. Realisatie van het beginsel maakt het voor de waterbedrijven overzichtelijker en doeltreffender om (nieuwe) systemen voor waterbehandeling te ontwerpen en ook om de eerder genoemde streefwaarden te realiseren. Handhaving van de goede chemische en ecologische toestand volgens de KWR is echter ondermeer afhankelijk van goede methoden voor de bepaling en de beoordeling van de waterkwaliteit en die zijn voortdurend in ontwikkeling. Dit betekent dat een beoordeling van de huidige situatie niet compleet kan zijn. De toekomst zal leren in hoeverre de genoemde KRW-doelstelling realistisch is.

Een tweede invalshoek voor het standstill-beginsel is de directe toepassing op de samenstelling van het drinkwater. Ongeacht de ontwikkelingen rond de KRW kunnen ook de waterbedrijven zich tot doel stellen dat de kwaliteit van het drinkwater niet mag verslechteren, ook als steeds wordt voldaan aan de wettelijke kwaliteitseisen. Deze aanpak lijkt het meest van toepassing op de milieuvreemde stoffen, maar betekent dat de concentraties die nu worden waargenomen, en mogelijk nog onder de streefwaarden liggen, niet verder mogen stijgen. Deze aanpak is echter ondergeschikt aan (het streven naar) de realisatie van de streefwaarden. Een uitzondering verdienen de resultaten van effectgerichte testen, bijvoorbeeld voor de bepaling van mutagene activiteit of van (stoffen met) hormoonwerking. Met deze testen worden thans in het drinkwater in Nederland geen effecten waargenomen. Het is van belang deze situatie te handhaven gezien de te verwachten impact van berichtgeving over waarnemingen van dergelijke activiteit in drinkwater. Een toename van de concentratie van milieuvreemde stoffen in het drinkwater of van gemeten effecten is een teken dat de situatie nog onvoldoende onder controle is en een potentiële bedreiging kan (gaan) vormen voor de volksgezondheid. Verdere verbetering en toepassing (monitoring) van analysemethoden is nodig om deze ontwikkeling te volgen en vervolgens passende maatregelen te nemen. De KRW maakt het mogelijk om oorzaken van de kwaliteitsverminderingen aan te pakken, en de waterbedrijven, die verantwoordelijk zijn voor het leveren van gezond drinkwater, kunnen hieraan een actieve bijdrage leveren.

## **12.5 Monitoring**

Bewaking van de waterkwaliteit is een van de pijlers van Drinkwaterkwaliteit Q21, omdat tijdige signalering van ongewenste trends of overschrijdingen kan leiden tot preventieve of correctieve maatregelen. In hoofdstuk 11 is deze aanpak beschreven. Monitoring maakt deel uit van de gehele 'bron tot tap' benadering voor het veiligstellen van de kwaliteit van het drinkwater, d.w.z. bescherming van de bron, effectieve waterbehandeling, en distributie via een veilig leidingnet. In decennia van ontwikkelingen is veel kennis verworven en toegepast in alle stadia van de drinkwatervoorziening. De aanpak van 'bron tot tap' is als gevolg van deze inspanningen dusdanig effectief geworden dat gezondheidsbedreigende kwaliteitsproblemen alleen zijn te verwachten bij calamiteiten en bij een doelbewuste verontreiniging (terrorisme). De drinkwaterbronnen, met name oppervlaktewater, blijven kwetsbaar en bewaking van de kwaliteit van oppervlaktewater bij het punt van inname is van groot belang. De overige monitoringspunten dienen primair voor de controle van het functioneren van het systeem. Monitoring in de praktijk door de (laboratoria van de) waterbedrijven, periodiek screenend onderzoek met geavanceerde technieken en het testen van nieuwe methoden vormen een samenhangend netwerk van waarnemingen.

## **12.6 Onderzoek naar de bepaling, beoordeling en handhaving van de waterkwaliteit**

De bepaling en beoordeling van de waterkwaliteit en realisatie/handhaving van Drinkwaterkwaliteit Q21 vergen een arsenaal aan analysemethoden op microbiologische en chemisch gebied en kennis over de betekenis van de waarnemingen en over effecten van processen die de kwaliteit beïnvloeden. Een doelgerichte kwaliteitsbewaking van de bronnen en de beoordeling van de kwaliteit van het drinkwater vragen om een voortgaande optimalisatie van de methoden. On-line systemen, bijvoorbeeld met biomonitoren en sensoren, bieden mogelijkheden voor een continue kwaliteitsbewaking van de bronnen en van het functioneren van zuiveringsprocessen. Daarnaast is een verdere verbetering van methoden nodig voor de detectie van lage concentraties van milieuvreemde stoffen. Tevens is meer kennis nodig van de processen die kunnen leiden tot kwaliteitsvermindering in het distributiesysteem en in leidingwaterinstallaties. Conditioneren van het water is hierbij de centrale aanpak, zowel voor fysisch-chemische als voor microbiologische aspecten ('nagroeï'). Ook de beoordeling van (de invloed van) leidingmaterialen is hierbij van belang. In de diverse voorgaande hoofdstukken zijn de lacunes in de kennis aangegeven, gericht op de realisatie van Drinkwaterkwaliteit Q21.

## **12.7 Conclusies en aanbevelingen**

### **12.7.1 Streefwaarden en kennislacunes**

Tabel 12.1 geeft een overzicht van de (groepen van) waterkwaliteitsparameters waarvoor een streefwaarde is genoemd in dit rapport en/of de bij het betreffende kwaliteitsaspect geconstateerde kennislacune(s).

### **12.7.2 Conclusies**

- Het drinkwater in Nederland voldoet aan hoge kwaliteitseisen. Overschrijdingen van wettelijke kwaliteitseisen, die zich incidenteel voordoen, worden gerapporteerd en gecorrigeerd;
- De consument beoordeelt de kwaliteit van het drinkwater als zeer goed en verwacht dat deze hoge kwaliteit in de toekomst zal worden gehandhaafd;
- Voor de beschrijving van de kwaliteit van drinkwater dat voldoet aan alle wettelijke kwaliteitseisen en aan de verwachtingen van de consument is het begrip Drinkwaterkwaliteit Q21 geïntroduceerd;
- Drinkwaterkwaliteit Q21 is een dynamisch begrip en vraagt een voortdurend verwerven en toepassen van nieuwe kennis en inzichten volgens een doelgerichte, integrale aanpak.
- Drinkwaterkwaliteit Q21 berust op vier pijlers, namelijk:
  - Wettelijke kwaliteitseisen;
  - Streefwaarden voor niet-gereguleerde stoffen en toepassing van het stand-still beginsel;
  - Een effectieve bewaking van de kwaliteit van de drinkwaterbronnen, van de (effecten van de) waterbehandeling en van de kwaliteit in het distributiesysteem;
  - Gestructureerd onderzoek van lacunes in de kennis van de bepaling, beoordeling en bewaking van de waterkwaliteit.
- Drinkwaterkwaliteit Q21 kan worden gerealiseerd door:
  - bescherming en bewaking van de drinkwaterbronnen,
  - het toepassen van een robuuste zuivering, met meervoudige barrières indien nodig;
  - transport en distributie van geconditioneerd water via een goed ontworpen en onderhouden leidingnet;

- monitoring van de waterkwaliteit op kritische punten.

### 12.7.3 Aanbevelingen

- Verdere uitwerking en invulling van het begrip Drinkwaterkwaliteit Q21 door uitvoeren van onderzoek in het kader van het BTO-programma met (inter)nationale samenwerking, gericht op de geïdentificeerde kennislacunes, met een open oog voor nieuwe maatschappelijke en wetenschappelijke ontwikkelingen.

Tabel 12.1 Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21 en kennislacunes

| Kwaliteitsparameter                                                            | Streefwaarde voor drinkwater                              | Kennislacune en onderzoek                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Microbiologische veiligheid</b>                                             |                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Pathogene micro-organismen van fecale herkomst (protozoa, bacteriën, virussen) | Concentraties afgeleid van het infectierisico $< 10^{-4}$ | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Onvoldoende kennis over (noro)virussen in bron, en stadia van waterbehandeling;</li> <li>- Onvoldoende kennis over de veiligheid van distributie;</li> <li>- Ontwikkelen en verbeteren van moleculaire methoden voor detectie van pathogene micro-organismen;</li> <li>- Uitwerking van infectierisico op basis van Daly en vergelijking met risico blootstelling aan schadelijke stoffen in drinkwater</li> <li>- Aandacht voor 'emerging' ziekteverwekkende microorganismen</li> </ul> |
| <b>Nagroeï/<i>Legionella</i>/ biologische stabiliteit</b>                      |                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| <i>Legionella</i>                                                              |                                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bijdrage <i>Legionella</i> in leidingwaterinstallaties aan legionellose is onbekend;</li> <li>- Optimalisatie van moleculaire methoden voor detectie en identificatie van <i>Legionella</i></li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Opportunistisch-pathogene micro-organismen                                     |                                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Onderzoek, met moleculaire methoden, naar de aanwezigheid van andere opportunistisch pathogene micro-organismen die kunnen groeien in biofilm en sediment</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Adenosinetrifosfaat (ATP)-gehalte                                              | $< 10 \text{ ng/l}$                                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bepaling van het gehalte biomassa (dood en levend) in drinkwater;</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| AOC-gehalte                                                                    | $< 10 \text{ } \mu\text{g C/l}$                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Invloed biomassa op nagroeï;</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Biofilmvormingssnelheid                                                        | $< 10 \text{ pg ATP/cm}^2\text{.dag}$                     | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Relatie tussen biologische (in)stabiliteit, Legionellagroeipotentie en groei van andere ongewenste micro-organismen</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Toxicologische aspecten</b>                                                 |                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Effectgerichte testen                                                          | Geen toename van gemeten effecten ('stand-still')         | <ul style="list-style-type: none"> <li>- verdere ontwikkeling van effectgerichte testmethoden</li> <li>- vertaling effecten in dergelijke testen naar betekenis voor gezondheid</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| QSARs                                                                          |                                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- verdere ontwikkeling i.v.m. voorspellen van effecten</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |

Tabel 12. 1 vervolg. Streefwaarden voor drinkwaterkwaliteit Q21 en kennislacunes

| Kwaliteitsparameter                                                  | Streefwaarde voor drinkwater                                                                                             | Kennislacunes en onderzoek                                                                                                                         |
|----------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Milieuvreemde stoffen</b>                                         |                                                                                                                          |                                                                                                                                                    |
| Bestrijdingsmiddelen                                                 | - <0,1 µg/l voor niet-genotoxische stoffen                                                                               | - Informatie over concentraties en identiteit van polaire stoffen;                                                                                 |
| Geneesmiddelen                                                       |                                                                                                                          |                                                                                                                                                    |
| Hormoonverstorende stoffen                                           | - afzonderlijk en < 1 µg/l voor deze stoffen gezamenlijk                                                                 | - Nadere informatie over stoffen met hormoonverstorende werking                                                                                    |
| Nevenproducten desinfectie                                           | - <0,01 µg/l voor genotoxische stoffen en voor                                                                           |                                                                                                                                                    |
| Oplosmiddelen, etc                                                   | hormoonverstorende stoffen afzonderlijk en < 0,05 µg/l voor deze stoffen gezamenlijk per stofgroep;                      |                                                                                                                                                    |
|                                                                      | - geen toename van de concentratie van milieuvreemde stoffen in de tijd                                                  |                                                                                                                                                    |
| Anorganische stoffen                                                 | - Streefwaarden van toepassing indien genotoxisch of hormoonverstorend                                                   | - Kennislacunes betreffende de gezondheidkundige betekenis van magnesium en mangaan                                                                |
| Radioactiviteit                                                      | - Geen streefwaarden; stand-still                                                                                        |                                                                                                                                                    |
| <b>Organoleptische en esthetische aspecten</b>                       |                                                                                                                          |                                                                                                                                                    |
| Geur, smaak                                                          | Geen streefwaarden gedefinieerd                                                                                          | - Onvoldoende informatie over problemen                                                                                                            |
| Kleur                                                                | Kleiner dan waarneembaar in wit bad (<5 FTE)                                                                             | - Relatie kleur met gehalte natuurlijke organische stof en ijzer/mangaan onduidelijk                                                               |
| <b>Hardheid en kalkafzetting</b>                                     |                                                                                                                          |                                                                                                                                                    |
| Hardheid                                                             | Totale hardheid < 1,8 mmol/l en > 1 mmol/l                                                                               | - Geen relatie met incidentie hart- en vaatziekten                                                                                                 |
| Kalkafzetting                                                        | PACC < 1 mmol/l                                                                                                          | - Mogelijkheden voor preventie toename PACC tijdens transport en distributie onduidelijk (SI?)                                                     |
| Magnesium                                                            | TACC <sub>90</sub> < 0,6 mmol/l<br>> 4 mg/l                                                                              | - Relatie tussen waardering klant voor hardheid en kalkafzetting en PACC-waarde onduidelijk;<br>- Invloed gehalte organische stof op kalkafzetting |
| <b>Fysisch-chemische waterkwaliteit bij transport en distributie</b> |                                                                                                                          |                                                                                                                                                    |
| Afgifte metalen (lood, koper, nikkel)                                | pH > 7,8 (i.v.m. koper)<br>Waterstofcarbonaat > 120 mg/l ( 2 mmol/l)<br>Sulfaat: verhinderen toename van de concentratie | - Gehalte organische stof heeft invloed op koperafgifte                                                                                            |
| Corrosie van gietijzer                                               | Chloride: lokaal; Corrosie-index < 1                                                                                     |                                                                                                                                                    |
| Cementhoudende leidingen                                             |                                                                                                                          | - Siliciumgehalte mogelijk van invloed op afgifte aluminium                                                                                        |
| Bruinwaterklachten                                                   | Troebelingsgraad 'af pompstation' gemiddeld < 0,1 FTE.                                                                   | - Verhinderen periodiek verhoogde troebelingsgraad door optimalisatie behandeling                                                                  |
| Ijzer en mangaan                                                     | < 0,01 mg/l                                                                                                              | - onderbouwing streefwaarden<br>- optimalisatie waterbehandeling                                                                                   |



