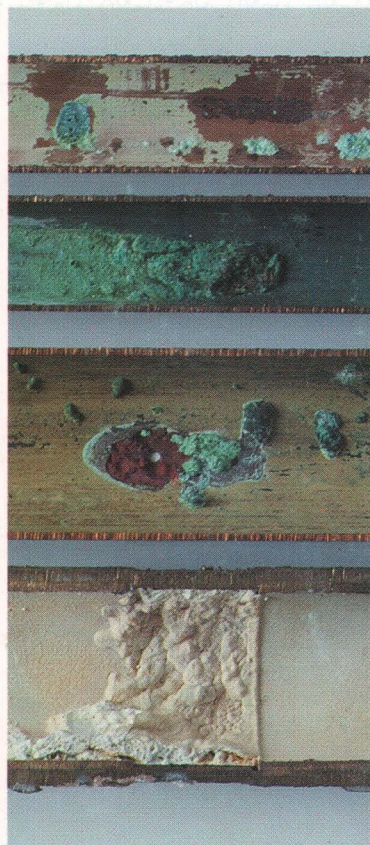


---

mededeling  
nummer **100**

# optimale samenstelling van drinkwater



---

**hiwa**

---



---

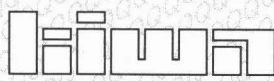
mededeling  
nummer **100**

# optimale samenstelling van drinkwater

Rapport van de Commissie Conditionering

Opgesteld door:  
dr. Th.J.J. van den Hoven  
ir. M.W.M. van Eekeren

KIWA N.V.  
Hoofdafdeling Speurwerk  
Nieuwegein, oktober 1988



Keuringsinstituut  
voor Waterleidingartikelen  
KIWA nv

Hoofdkantoor  
Sir Winston Churchill-laan 273  
Postbus 70  
2280 AB Rijswijk  
Telefoon (070) 95 35 35  
Telefax (070) 95 34 20  
Telex 32480 kiwa nl

Hoofdafdeling Speurwerk  
Groningehaven 7  
Postbus 1072  
3430 BB Nieuwegein  
Telefoon (03402) 6 95 11  
Telefax (03402) 6 11 65

INHOUD	Blz.
WOORD VOORAF	5
SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	11
2 SAMENSTELLING VAN HET DISTRIBUTIENET	13
3 ASBESTCEMENT, BETON EN CEMENTMORTEL	15
3.1 Samenstelling en toepassing	15
3.2 Corrosiegedrag en afgifte van stoffen	15
3.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	20
4 GIETIJZER EN STAAL	23
4.1 Samenstelling en toepassing	23
4.2 Corrosiegedrag	23
4.3 IJzerafgifte	25
4.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	29
5 KOPER	31
5.1 Samenstelling en toepassing	31
5.2 Corrosiegedrag	31
5.3 Koperafgifte	36
5.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	41
6 MESSING	43
6.1 Samenstelling en toepassing	43
6.2 Corrosiegedrag	44
6.3 Afgifte van metalen	45
6.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	45
7 LOOD	47
7.1 Samenstelling en toepassing	47
7.2 Corrosiegedrag van loden leidingen en lood-tin-soldeer	47
7.3 Loodafgifte aan drinkwater	48

7.4	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	49
8	KALKAFZETTING IN WARMWATERTOESTELLEN	51
8.1	De afzetting van calciumcarbonaat	51
8.2	Relatie met de watersamenstelling	52
8.3	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	54
9	VERANDERING VAN DE WATERSAMENSTELLING TIJDENS DISTRIBUTIE	55
9.1	Oorzaken	55
9.2	Omvang	56
9.3	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	59
10	OPTIMALE SAMENSTELLING VAN DRINKWATER	61
10.1	Indeling van leidingmaterialen	61
10.2	Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen	62
10.3	Optimale watersamenstelling voor alle leidingmaterialen	63
11	LITERATUUR	65

#### FIGUREN

- 1 Samenstelling van het transport- en hoofdleidingnet (diameter groter dan 50 mm). Gegevens ontleend aan de VEWIN-statistieken over 1985.
- 2 Toegepaste leidingmaterialen in drinkwaterinstallaties in Nederland (gegevens ontleend aan (Haring et al. 1979))
- 3 Scanning-electronenmicroscopie-opname van een aangetaste asbestcement buis (bron: (Holtschulte en Schock, 1985))
- 4 pH-verhoging van drinkwater na passage van een asbestcement leiding (TAC = 2 mmol/l, lengte buis circa 4900 m, diameter buis 175 mm, leeftijd 37 jaar; gemiddelde verblijftijd van het water: 6 uur).

- 5 De corrosiesnelheid ( $v_{\text{cor}}$ ) en snelheid van ijzerafgifte ( $v_{\text{Fe}}$ ) van een stalen buis als functie van de chloride- of sulfaatconcentratie na verschillende looptijden ( $t$ ), zoals gemeten volgens de EBI-methode (testbuis 1,90 cm, alkaliniteit 250 mg/l, stroomsnelheid 0,5 m/s). (Ontleend aan Wagner en Kuch, (1984)).
- 6 IJzerconcentratie in tapkraanmonsters, genomen in twaalf verschillende voorzieningsgebieden in Noorwegen (bron: Vik, 1986)
- 7 Effect van het verhogen van het waterstofcarbonaatgehalte op de pH-fluctuaties in het leidingnet te Helden.
- 8 Vóórkomende koper-stagnatiecurven.
- 9 Invloed van de pH en TAC op de koperafgifte, zoals gemeten door Tanaka en Nishio (1982).
- 10 Structuur van  $\alpha, \beta$ -messing; witte gedeelte is  $\alpha$ -fase, donkere delen zijn  $\beta$ -fase (vergroting circa 200x).
- 11 REM-opname van kalkafzettingen in een warmwatertoestel vóór (a) en ná (b) ontharden. De calcietskristallen die zijn gevormd ná ontharding zijn kleiner van omvang, maar groter in aantal.
- 12 Verandering van de temperatuur van het water in het voorzieningsgebied van een pompstation van de WLF.
- 13 Buffercapaciteit ( $\beta$ ) als functie van TAC en de pH.
- 14 Combinaties van leidingmaterialen (AC = asbestcement, cementmortel, Gy = gietijzer/staal).

TABELLEN

- 1 pH-verandering als gevolg van de oxydatie van de maximaal toegestane hoeveelheid  $\text{NH}_4^+$  in drinkwater (0,20 mg/l N).
- 2 Schatting van de pH-toename in de asbestcementleiding van figuur 4 bij andere pH-en TAC-waarden.
- 3 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen.
- 4 Optimale watersamenstelling voor een distributiesysteem, waarin alle traditioneel in Nederland toegepaste leidingmaterialen voorkomen.
- 5 Aanbevelingen voor de watersamenstelling bij ontharden.

WOORD VOORAF

In 1978 heeft de KIWA-commissie "Methodieken Centrale Ontharding", in de vorm van Mededeling 54, aanbevelingen gedaan voor de samenstelling van het drinkwater. Het doel hiervan was om de corrosieverschijnselen en hinderlijke afzettingen in drinkwaterdistributiesystemen te beperken. Sinds die tijd is er op dit gebied veel onderzoek gedaan en dat is de reden dat in de bedrijfstak van waterleidingbedrijven de behoefte ontstond, om de destijds geformuleerde aanbevelingen te evalueren en zonodig te herzien. Onder meer voor dit doel is in 1985 de KIWA-commissie "Conditionering" ingesteld, bestaande uit de volgende personen:

drs. A. Boes (voorzitter)	N.V. Waterleiding Friesland
Dr. M. van Ammers	N.V. Waterleiding Friesland
ir. J. Bruyn	N.V. Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland
ir. W.H. Dierx	N.V. Waterleidingmaatschappij Limburg
Dr. ir. A. Graveland	Gemeentewaterleidingen Amsterdam
Dr. B.J.A. Haring	Min. van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
ir. K.J. Hoogsteen	N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe
Dr. Th.J.J. van den Hoven	KIWA N.V.
ing. A. Kostense (secretaris)	KIWA N.V.
ir. J.C. Schippers	KIWA N.V.
ir. H. Vaessen	N.V. Waterleidingmaatschappij Gelderland

De commissie "Conditionering" heeft de bestaande aanbevelingen geëvalueerd. De resultaten van deze evaluatie zijn het onderwerp van deze Mededeling.

De volgende personen uit de commissie hebben deze Mededeling voorbereid:

Dr. ir. A. Graveland (voorzitter)	Gemeentewaterleidingen Amsterdam
Dr. M. van Ammers	N.V. Waterleiding Friesland
drs. A. Boes	N.V. Waterleiding Friesland
Dr. Th.J.J. van den Hoven	KIWA N.V.
ing. A. Kostense	KIWA N.V.



## SAMENVATTING

Deze mededeling bevat aanbevelingen voor de samenstelling van drinkwater. De aanbevelingen worden gegeven met de bedoeling om:

- de opname van lood en koper vanuit het leidingnet en drinkwaterinstallaties zo veel mogelijk tegen te gaan. Uitgangspunt daarbij is dat de grenswaarden in het Waterleidingbesluit niet overschreden mogen worden. Het beperken van het lood- en kopergehalte van drinkwater is van belang voor de volksgezondheid en het milieu;
- de opname van asbestvezels als gevolg van de aantasting van asbestcement leidingen te voorkomen;
- de aantasting van leidingmaterialen te beperken;
- hinderlijke afzettingen van kalksteen in leidingen en drinkwaterinstallaties tegen te gaan;
- sterke veranderingen van de pH in het leidingnet te vermijden. Om de vier eerder genoemde doelen te verwezenlijken, moet de watersamenstelling immers gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen blijven.

Voor een distributiesysteem waarin alle traditioneel in de bedrijfstak toegepaste materialen voorkomen (gietijzer, staal, asbestcement, beton, PVC, PE, koper, lood en messing), gelden de volgende aanbevelingen:

- $7,8 \leq (0,38 \text{ TAC} + 1,5 [\text{SO}_4^{2-}] + 5,3) < \text{pH} < 8,3$
- $\text{TAC} > 2$
- $-0,2 < \text{SI} < 0,3$
- $([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$

*TACC > 2 mg/l*

Alle concentraties staan in mmol/l. De SI-waarden gelden bij 10°C.

Onder TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) wordt verstaan de som van de concentraties van koolstofdioxide, waterstofcarbonaat en carbonaat in mmol/l. Wanneer de pH van het water tussen 7,8 en 8,3 ligt, is TAC bij benadering gelijk aan het gehalte aan waterstofcarbonaat. Om redenen van uniformiteit is in alle aanbevelingen het begrip TAC gehanteerd in plaats van het waterstofcarbonaatgehalte. In het aanbevolen pH-gebied is dit verantwoord.

Voor de pH zijn een boven- en ondergrens gegeven. De bovengrens van 8,3 is bedoeld om verstoppingen als gevolg van de ontzinking van messing tegen te gaan. Voor de ondergrens gelden twee waarden; een vaste waarde van 7,8 en een variabele waarde, die afhangt van het TAC- en sulfaatgehalte. De vaste waarde heeft betrekking op het loodoplossend vermogen, de variabele waarde op het koperoplossend vermogen. Vanzelfsprekend moet de hoogste van deze twee waarden als ondergrens worden aangehouden. Hierbij wordt aangetekend dat bij deze ondergrens voor de pH juist wordt voldaan aan de grenswaarden die in het Waterleidingbesluit zijn gesteld aan het lood- en kopergehalte van drinkwater. Bij hogere pH-waarden is het lood- en kopergehalte lager.

Naar verwachting blijft in het aanbevolen pH-gebied in de meeste voorzieningsgebieden het lood- en kopergehalte beneden de grenswaarden genoemd in het Waterleidingbesluit. Er kunnen zich echter omstandigheden voordoen waar desondanks een overschrijding van de grenswaarden plaatsvindt. Het is daarom aan te bevelen om met behulp van proefopstellingen het lood- en koperoplossend vermogen in de praktijk vast te stellen.

De ondergrens voor TAC van 2 mmol/l is bedoeld om putcorrosie in koperen leidingen tegen te gaan en om sterke veranderingen van de pH in het distributienet te voorkomen. Dit laatste is van belang, enerzijds omdat een daling van de pH in het leidingnet het lood- en kopergehalte aan de tapkraan verhoogt, anderzijds omdat een stijging van de pH de kans op hinderlijke kalkafzettingen vergroot.

Ook de SI kent een boven- en ondergrens. De ondergrens van -0,2 is bedoeld om de afgifte van asbestvezels tegen te gaan. De bovengrens

van +0,3 komt voort uit de noodzaak om de vorming van kalksteen in warmwatertoestellen te beperken.

Hierbij dient te worden vermeld dat zich recent bij twee bedrijven, die geconditioneerd water distribueren, klachten hebben voorgedaan over een toename van kalkafzetting in warmwatertoestellen, terwijl voldaan werd aan de genoemde bovengrens voor de SI. Deze klachten komen voor, zowel met water dat is ontzuurd, als met water dat is onthard. De oorzaak van deze verschijnselen wordt momenteel onderzocht.

De aanbeveling voor chloride en sulfaat, in combinatie met TAC, heeft betrekking op gietijzeren en stalen leidingen. Verder is beperking van het chloridegehalte van belang voor messing fittingen.

De bovengenoemde aanbevelingen komen in de plaats van de aanbevelingen die in 1978 zijn opgesteld door de commissie Methodieken Centrale Ontharding in KIWA-mededeling 54.



## 1 INLEIDING

De afgelopen tien jaar is veel onderzoek gedaan naar de corrosieverschijnselen in distributiesystemen voor drinkwater. Deze studies richtten zich niet alleen op de materiaalaspecten, maar ook op de verontreiniging van het drinkwater die meestal met corrosie gepaard gaat. Er is veel moeite gedaan om de relatie met de watersamenstelling te ontrafelen en voor een aantal corrosievormen is men erin geslaagd om deze relatie kwantitatief te beschrijven.

Het besef dat de watersamenstelling in sterke mate van invloed is op de corrosie, heeft geleid tot de ontwikkeling en toepassing van waterbehandelingsmethoden. Deze methoden, die men samenvat onder de term "conditioneren", behelzen een pH-wijziging al of niet in combinatie met een aanpassing van het waterstofcarbonaatgehalte.

Daarnaast bestaat er nog een andere methode van waterbehandelen om corrosie te bestrijden, namelijk het doseren van inhibitoren zoals fosfaten en silicaten. In het buitenland maken veel waterleidingbedrijven van deze methode gebruik. Het doseren van inhibitoren vindt in Nederland geen toepassing en blijft daarom in dit rapport buiten beschouwing. Conditioneren is overigens niet alleen bedoeld om corrosieverschijnselen te bestrijden, maar ook om de vorming van hinderlijke kalkafzetting tegen te gaan.

Een steeds terugkerende vraag van waterleidingbedrijven is, welke watersamenstelling bij het conditioneren nagestreefd dient te worden. Dit rapport beoogt hier een handreiking te bieden door aanbevelingen te geven voor de optimale samenstelling van drinkwater. Deze aanbevelingen worden gebaseerd op de huidige kennis van de corrosieverschijnselen en kalkafzettingen in distributiesystemen. Behalve deze technische aspecten vormen ook overwegingen met betrekking tot gezondheid en milieu de grondslag voor de op te stellen aanbevelingen.

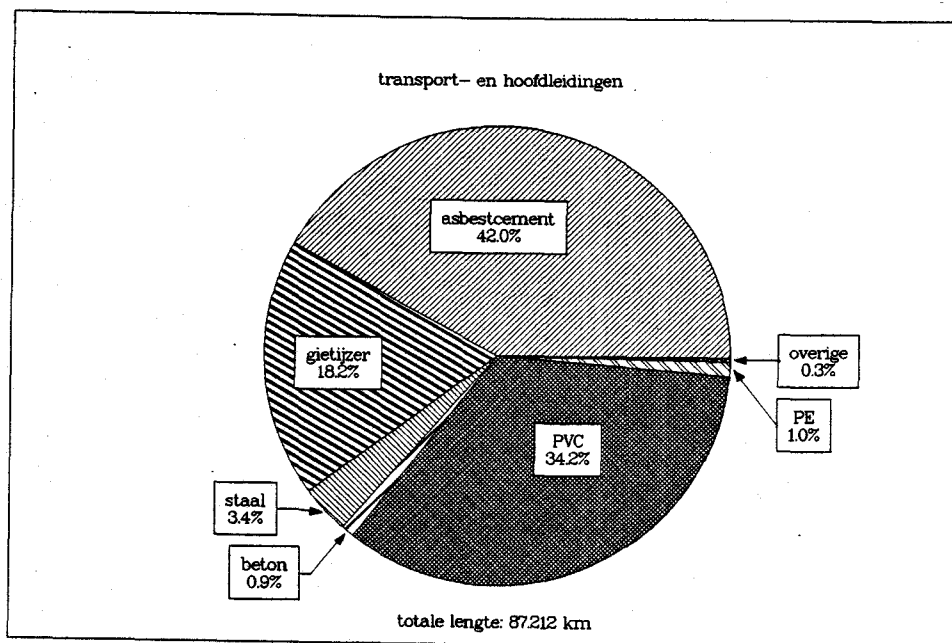
We starten met het geven van een overzicht van de toegepaste leidingmaterialen in hoofdstuk 2. Daarna volgt in de hoofdstukken 3 tot en met 7 een beschrijving van de corrosieproblemen en het corrosiegedrag van de volgende leidingmaterialen: asbestcement en



beton, gietijzer en staal, koper, messing en lood. De kunststoffen blijven buiten beschouwing, omdat zij niet door drinkwater worden aangetast. Hoofdstuk 8 behandelt de afzetting van kalksteen in leidingen en toestellen. Ieder afzonderlijk hoofdstuk wordt afgesloten met het aangeven van de optimale watersamenstelling om problemen door corrosie en de afzetting van kalksteen te beperken. Om het beoogde effect van conditionering te bereiken, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Hoofdstuk 9 laat zien hoe dit bij een juiste keuze van de watersamenstelling gerealiseerd kan worden. Tenslotte wordt in hoofdstuk 10 de informatie uit de voorgaande hoofdstukken samengevoegd en worden de aanbevelingen uit KIWA-mededeling 54 geëvalueerd.

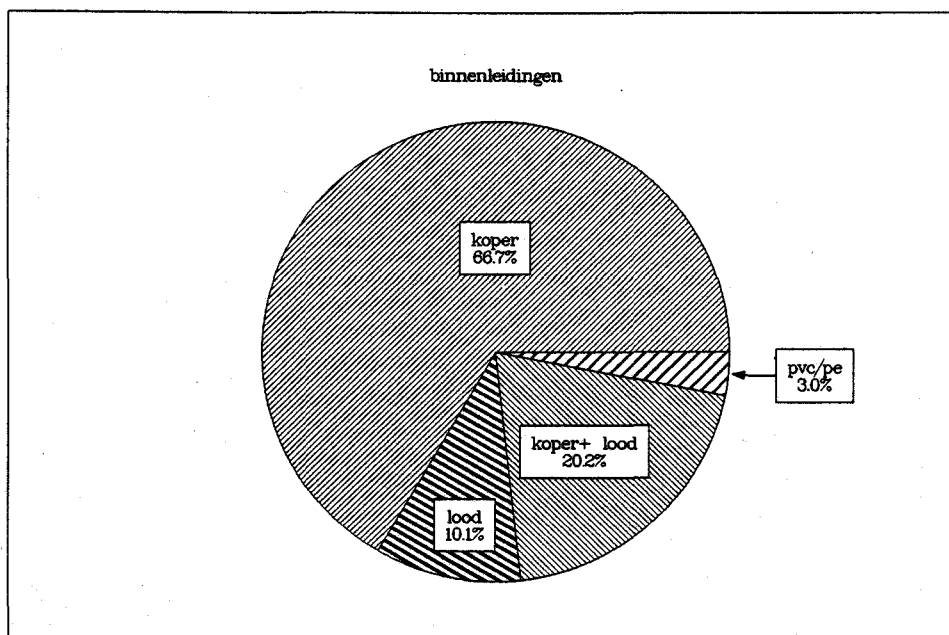
## 2 SAMENSTELLING VAN HET DISTRIBUTIENET

Het distributienet is te verdelen in transport- en hoofdleidingen, dienstleidingen en drinkwaterinstallaties. Het transport- en hoofdleidingnet in Nederland bestaat vrijwel geheel uit asbestcement, PVC en gietijzer (figuur 1).



Figuur 1 Samenstelling van het transport- en hoofdleidingnet (diameter groter dan 50 mm). Gegevens ontleend aan de VEWIN-statistieken over 1985.

De ongeveer vijf miljoen dienstleidingen zijn uitgevoerd in koper, lood, PVC en polyetheen (PE). De loden leidingen vormen 11% van het totale bestand (Van den Hoven, 1986). Van de andere materialen zijn geen recente gegevens beschikbaar. Voor de drinkwaterinstallaties worden over het algemeen dezelfde materialen toegepast als voor de dienstleidingen; echter, de mate waarin deze materialen toegepast zijn, verschilt. Ruim 95% van de installaties is uitgevoerd in koper en/of lood (Haring et al. (1979), figuur 2).



Figuur 2 Toegepaste leidingmaterialen in drinkwaterinstallaties in Nederland (gegevens ontleend aan (Haring et al. 1979))

### 3 ASBESTCEMENT, BETON EN CEMENTMORTEL

#### 3.1 Samenstelling en toepassing

Asbestcement en beton worden op grote schaal gebruikt als materiaal voor transport- en hoofdleidingen, cementmortel als materiaal voor de inwendige bekleding van metalen leidingen. De eerste asbestcement leiding in Nederland is in 1931 gelegd.

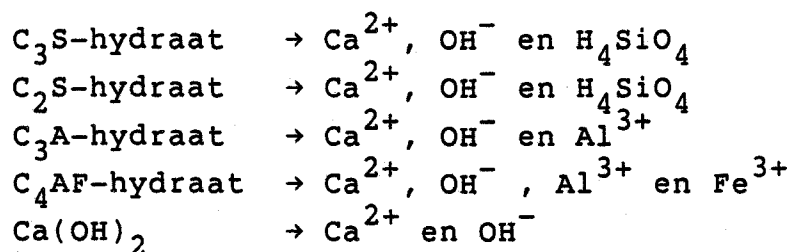
Asbestcement, beton en cementmortel bestaan voor een belangrijk deel uit cement, dat als bindmiddel fungeert voor respectievelijk asbestvezels, grind en zand. Laatstgenoemde materialen zijn chemisch vrijwel inert, zodat de aantasting van de cementgebonden materialen zich concentreert op het cement. Cement bevat een zeer groot aantal verbindingen. De belangrijkste zijn  $C_3S$  ( $= 3CaO.SiO_2$ ),  $C_2S$  ( $= 2CaO.SiO_2$ ),  $C_3A$  ( $= 3CaO.Al_2O_3$ ),  $C_4AF$  ( $= 4CaO.Al_2O_3.Fe_2O_3$ ) en vrij kalk  $Ca(OH)_2$  (Holtschulte en Schock, 1985). Het vrij kalkgehalte daalt na de fabricage onder invloed van een waterbehandeling en door het contact met de lucht tijdens de opslag en het transport.

Betonnen buizen zijn voorzien van een stalen wapening. Als gevolg van desintegratie van de buis en permeatie kunnen corrosieve stoffen vanuit het drinkwater de wapening bereiken. De corrosieprocessen die hiervan het gevolg kunnen zijn komen in paragraaf 4.2 aan de orde.

#### 3.2 Corrosiegedrag en afgifte van stoffen

Deze paragraaf behandelt uitsluitend de aantasting onder invloed van zuren en de relatie hiervan met het kalk/koolzuur-evenwicht. Andere vormen van corrosie (zoals sulfaat- en ionenwisselingscorrosie) blijven buiten beschouwing, omdat deze geen rol van betekenis hebben in leidingen waarin drinkwater gedistribueerd wordt.

Tijdens de fabricage voegt men water toe aan het cement, wat leidt tot hydratatie van de cementverbindingen en de vorming van cementsteen ("uitharding"). Tevens wordt daardoor vrij kalk gevormd. Komt het cementsteen in contact met water, dan lossen de gehydrateerde cementzouten en de kalk op (Schock en Buelow, 1981):



In water dat anorganisch koolstof bevat, wordt de uitloging van de kalk op den duur belemmerd door de vorming van calciumcarbonaat op de buiswand. Deze afzetting is het gevolg van oververzadiging aan calciumcarbonaat onder invloed van de pH-verhoging.

De aantasting van cement aan de drinkwaterzijde kan leiden tot de volgende verschijnselen:

- a. Een desintegratie van (de toplaag van) de asbestcement buis, waardoor vezels bloot komen te liggen en gemakkelijk in het water terecht kunnen komen. Een voorbeeld van een dergelijke aantasting is te zien in figuur 3.

In Nederland zijn vezelconcentraties tot circa 250 miljoen per liter gerapporteerd (Elzenga et al., 1974).

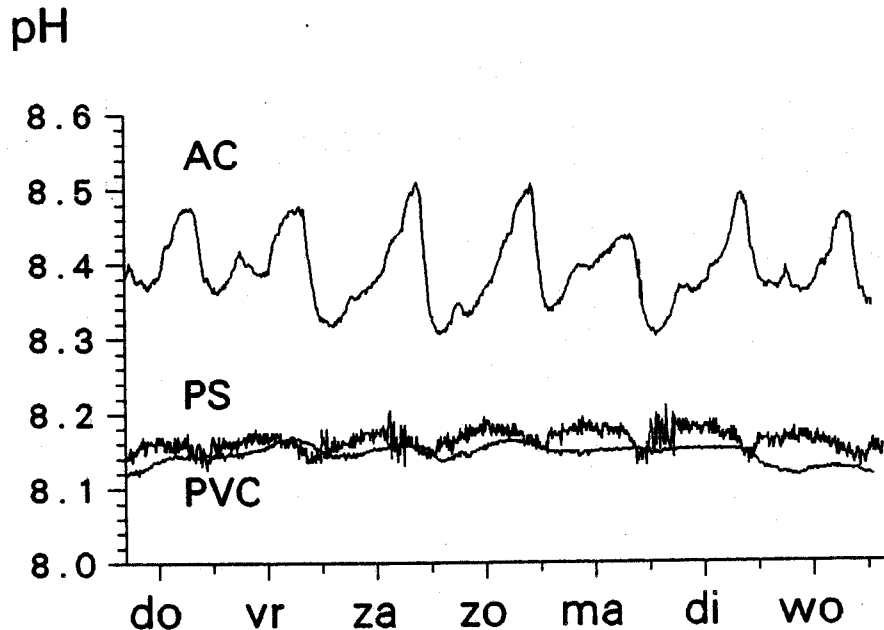




Figuur 3 Scanning-electronmicroscopie-opname van een aangestaste asbestcement buis (bron: (Holtschulte en Schock, 1985))

- b. Een toename van de pH van het drinkwater, alsmede van het vaste stofgehalte en de concentratie van calcium, ijzer, aluminium en silicaten. Dergelijke verschijnselen zijn veelvuldig in de praktijk waargenomen. Een voorbeeld van een pH-verhoging is opgenomen in figuur 4. Deze figuur toont de resultaten van continue pH-metingen in een watertype na het verlaten van het pompstation en na passage van een asbestcement en, als referentie, een PVC distributieleiding. Duidelijk is de sterke pH-verhoging in de asbestcement leiding te zien, met name tijdens de nachtelijke uren, wanneer de verblijftijd lang is. Andere voorbeelden van wijzigingen in de watersamenstelling in asbestcement leidingen zijn beschreven door Sontheimer et al. (1980) en Jangawang (1987). Laatstgenoemde heeft in het laboratorium vastgesteld dat het calciumgehalte niet alleen kan toenemen, maar ook kan dalen. Dit is het gevolg van het neerslaan

van calciumcarbonaat onder invloed van  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  dat is uitge-  
loogd. Een dergelijke "ontharding" is in de praktijk waar-  
genomen.



Figuur 4 pH-verhoging van drinkwater na passage van een asbest-  
cement leiding ( $\text{TAC}^* = 2 \text{ mmol/l}$ , lengte buis circa  
4900 m, diameter buis 175 mm, leeftijd 37 jaar;  
gemiddelde verblijftijd van het water: 6 uur).

\* Onder TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) wordt verstaan  
de som van de concentraties van koolstofdioxide,  
waterstofcarbonaat en carbonaat in mmol/l. Wanneer de pH van  
het water tussen 7,8 en 8,3 ligt, is TAC bij benadering gelijk  
aan het gehalte aan waterstofcarbonaat.

- c. Een vermindering van de buissterkte, met uiteindelijk buisbreuk  
en lekkage. Tot voor kort was van dergelijke problemen in de  
Nederlandse drinkwatersector geen sprake. Weliswaar kwamen  
incidenteel lekkages en buisbreuken voor, maar meestal was dit  
het gevolg van uitwendige corrosie. Men ging er vanuit, mede op  
grond van laboratoriumonderzoek (bijvoorbeeld Romben, 1979), dat

de inwendige aantasting van asbestcement door drinkwater dermate traag verloopt dat er bij de gebruikelijke wanddikten geen problemen ontstaan. Recent hebben zich echter op een aantal plaatsen buisbreuken voorgedaan, die doen vermoeden dat inwendige corrosie onder bepaalde omstandigheden wel degelijk aanleiding geeft tot sterkteproblemen.

- d. Een toename van het energieverlies tijdens transport als gevolg van een toename van de wandruwheid.

Van de opgesomde bezwaren is de vezelafgifte de meest zwaarwegende, vanwege de mogelijk nadelige effecten op de gezondheid. Dit aspect is de afgelopen tien jaar uitgebreid onderzocht (Meyer (1982), Holtschulte en Schock, (1985)). De conclusie van dit onderzoek is dat er geen nadelen voor de gezondheid zijn als gevolg van de orale opname van asbestvezels via drinkwater. Desalniettemin is het gewenst om de vezelafgifte tegen te gaan, met name om verspreiding van asbestvezels in het milieu te beperken. Volgens Meyer is dit te bereiken door de Langelier-verzadigingsindex (SI) van het water in te stellen op waarden groter dan  $-0,2$ . Hij concludeert dit uit een onderzoek naar de aanwezigheid van asbestvezels in diverse water-soorten in West-Duitsland. Helaas maakt Meyer in zijn artikel niet duidelijk hoe hij de SI-waarden heeft verkregen, maar blijkens de latere interpretatie in de Duitse wetgeving (zie hierna), gaat het ofwel om gemeten waarden ofwel om berekende waarden waarbij de constanten van Plummer en Busenberg (1982) zijn gebruikt.

Vermeldenswaard is nog de constatering van Meyer dat afzettingen (bijvoorbeeld van ijzeroxiden) de vezelafgifte volledig voorkómen, zelfs in zeer agressieve watertypen ( $SI = -2,0$ ). Ook uit onderzoek in Amerika (Holtschulte en Schock, 1985) blijkt, dat neerslagen van ijzer-, zink- en fosfaatverbindingen de corrosie van asbestcement en beton tegengaan. Meyer presenteert in zijn artikel verder nog een bewerking van resultaten van Amerikaans onderzoek naar asbestcement vezels. Bij SI-waarden beneden  $-0,8$  wordt een significante vezelafgifte gemeten, bij SI-waarden groter dan  $+0,3$  wordt geen

vezelafgifte gemeten. Van het tussenliggende gebied zijn geen resultaten beschikbaar.

Het onderzoek van Meyer vormt een belangrijke basis voor de normstelling van de Duitse overheid voor de toepassing van asbestcement. Deze norm is vastgelegd in de Trinkwasserverordnung (TVO) van 1986. Hierin wordt gesteld dat a) bij cementhoudende materialen in het pH-gebied van 6,5 - 8,0 en b) bij asbestcement in het pH-gebied van 6,5 - 9,5, de pH van het drinkwater niet lager mag zijn dan 0,2 pH-eenheid beneden de verzadigings-pH van calciumcarbonaat. Niet duidelijk is waar de pH-grenzen op gebaseerd zijn. Verder moet benadrukt worden dat er, blijkens een publicatie van Overath (1986) binnen de Duitse waterleidingsector onenigheid bestaat over deze norm. Deze onenigheid blijkt ook uit het feit dat de DVGW in 1988 in een persbericht van een geheel andere norm uitgaat: als het kalkoplossend vermogen van het water kleiner is dan circa 10 mg/l  $\text{CaCO}_3$ , kunnen volgens dit persbericht asbestcement buizen zonder problemen worden toegepast. Ook de basis van deze stelling is niet duidelijk. Voor watertypen, waarvan de pH-waarde van calciumcarbonaatverzadiging lager is dan circa 7,5 is deze norm strenger dan de TVO-norm. Daarboven geldt het omgekeerde.

### 3.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend blijkt dat op dit moment geen helder inzicht bestaat in alle factoren die de agressiviteit van drinkwater voor asbestcement en cementmortel bepalen. Bestaande aanbevelingen gaan slechts uit van bescherming door deklagen van calciumcarbonaat. Ook in Nederland is weinig praktijkinformatie bekend.

De huidige inzichten geven aan dat de aantasting van cementgebonden materialen en de afgifte van asbestvezels acceptabel is, indien aan de volgende voorwaarden is voldaan:

$$- SI > -0,2$$

Ongetwijfeld is de aantasting minimaal als  $SI > 0$ .

De vraag is echter of de SI toereikend is om de corrosie van en vezelafgifte door asbestcement buizen in een bepaald watertype te voorspellen. De SI heeft alleen betrekking op het oplossen en neerslaan van calciumcarbonaat. Zoals eerder besproken, spelen andere verbindingen, zoals die van ijzer of mangaan, ook een belangrijke rol bij de bescherming van asbestcement buizen tegen corrosie. Over de vorming van dergelijke neerslagen doet de SI geen uitspraak. Een negatieve SI hoeft dus niet altijd aantasting en vezelafgifte te impliceren. Ook een positieve SI is geen garantie tegen corrosie, omdat met name bij lage buffercapaciteit inhomogene lagen van calciumcarbonaat gevormd kunnen worden, die uitloging van diverse componenten niet volledig tegengaan (Stumm, 1956).

Wanneer uitgegaan wordt van een bescherming door calciumcarbonaat, verdient een normstelling op basis van het kalkoplossend vermogen de voorkeur boven een norm op basis van de SI, omdat het kalkoplossend vermogen een meer directe relatie heeft met de mate waarin cement wordt aangetast. Helaas ontbreekt het nog aan voldoende gegevens om hiervoor een norm te formuleren.





## 4 GIETIJZER EN STAAL

### 4.1 Samenstelling en toepassing

Gietijzer is een ijzer/koolstof/siliciumlegering met 2 à 4,5% koolstof en een siliciumgehalte van tussen de 0,5 en 3,5%. Daarnaast zijn altijd sporen mangaan, zwavel en fosfor aanwezig. Oorspronkelijk gebruikte men het zogenaamde lamellair gietijzer, ook wel bekend als grijs gietijzer. Kenmerkend hiervoor is dat de vrije koolstof in de vorm van lamellen voorkomt. Ongeveer dertig jaar geleden vond de opkomst van een andere vorm, het nodulair gietijzer plaats. Zoals de naam doet vermoeden, komt de vrije koolstof hier in de vorm van bolletjes (nodulen) voor. De sterkte en de taaiheid van het gietijzer worden hierdoor in gunstige zin beïnvloed. Bij gebruik van nodulair gietijzer kan dan ook met een geringere wanddikte volstaan worden. Dit heeft ertoe geleid, dat waterleidingbuizen van grijs gietijzer niet meer gelegd worden.

Lamellair gietijzer werd veelal aan de binnenzijde bekleed met een dunne dompellaag van asfaltbitumen of steenkoolteerpek. Deze dompellaag diende met name om de buizen tijdens de opslag te beschermen tegen atmosferische corrosie.

Nodulair gietijzeren leidingen worden tegenwoordig vaak inwendig bekleed met cementmortel.

### 4.2 Corrosiegedrag

In drinkwater geschiedt de oxydatie van ijzer en staal voornamelijk onder invloed van de opgeloste zuurstof. Ook andere componenten zoals nitraat, waterstof-ionen en, wanneer er gechloord wordt, bepaalde chloorcomponenten kunnen als oxydator fungeren. Verder wordt van bacteriën verondersteld, dat ze de corrosie van gietijzer bevorderen.

De vrijgekomen ijzerionen verbinden zich vervolgens met bestanddelen uit het water tot een breed scala van ijzerverbindingen op de buiswand. Dergelijke deklagen kunnen zeer volumineus worden, waar-

door de hydraulische weerstand van de buis toeneemt en de transportcapaciteit afneemt. Bovendien hebben volumineuze deklagen een negatieve invloed op de waterkwaliteit.

Diverse onderzoekers hebben pogingen gedaan, om de belangrijkste processen van deklaagvorming in een model te beschrijven. Het meest succesvol is het zogenaamde "sideriet"-model van Sontheimer et al. (1981). In dit model speelt de precipitatie van  $\text{Fe}^{2+}$ -verbindingen, met name  $\text{FeCO}_3$ , een centrale rol bij de vorming van beschermende deklagen. Een goede, dichte deklaag wordt volgens dit model alleen verkregen, indien de vorming van  $\text{Fe}^{3+}$ -houdende verbindingen plaatsvindt via  $\text{FeCO}_3$  en niet via de rechtstreekse oxidatie van  $\text{Fe}^{2+}$ - tot  $\text{Fe}^{3+}$ -ionen. In het laatste geval vindt neerslagvorming namelijk vanuit de waterfase plaats, waardoor een poederige, poreuze deklaag ontstaat. Omstandigheden die de vorming van  $\text{Fe}^{2+}$ -neerslagen bevorderen, zoals een goede buffercapaciteit (een niet te laag waterstofcarbonaatgehalte) en de aanwezigheid van fosfaten en organische stoffen, vergroten de beschermende werking van een deklaag. De corrosiesnelheid neemt daardoor af. Deze trends zijn experimenteel bevestigd (zie hierna), hetgeen pleit voor de betrouwbaarheid van het model. Desondanks is het model voor de praktijk van beperkte betekenis, omdat vele andere parameters er niet in voorkomen.

Het experimentele onderzoek naar het effect van de watersamenstelling op de corrosie komt in de volgende paragraaf aan de orde.

Bij het in oplossing gaan van ijzer blijft de koolstof in de matrix achter. Dit verschijnsel wordt aangeduid met grafitering ("verpotloding"). Het leidt tot een verzwakking van het gietijzer. Meestal treedt de grafitering gelijkmatig over het gehele oppervlak op, waardoor de kans op het uitvallen van een buis als gevolg van lekkage gering is.

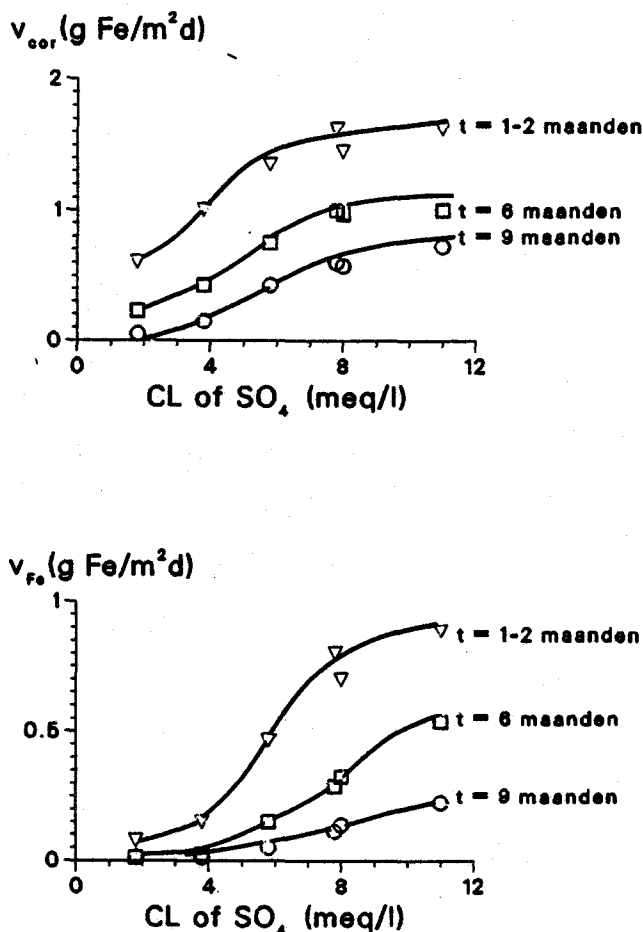
### 4.3 IJzerafgifte

Als gevolg van de gietijzercorrosie verslechtert de waterkwaliteit, onder meer door een toename van het ijzergehalte en door bacteriegroei in de deklagen. Het ijzer komt zowel voor in opgeloste vorm als in deeltjes; het kan het water verkleuren (geel-bruin, in een zuurstofloos milieu groen) ten gevolge van ijzer(II)-ionen en -complexen, en troebel maken.

Ook indirect kan de ijzerafgifte de waterkwaliteit beïnvloeden. Lood wordt op ijzerhoudende deeltjes geadsorbeerd of wordt erin ingebouwd (Drost, 1985), waardoor de loodinname via drinkwater vergroot kan worden.

In vele laboratoria zijn onderzoeken verricht naar de relatie tussen de watersamenstelling enerzijds en de corrosie en ijzerafgifte anderzijds. In dit verband is met name het onderzoek van het Engler Bunte Instituut (EBI) in Duitsland het vermelden waard (Kuch et al. (1983), Wagner en Kuch (1984), Singley et al. (1985), diverse auteurs (1984)). Dit instituut past een methode toe, waarbij een gietijzeren buis in een gesloten circuit in contact wordt gebracht met het te onderzoeken water. Meting van het zuurstofverbruik en het ijzergehalte geeft informatie over de corrosiesnelheid respectievelijk de ijzerafgifte aan drinkwater. Het EBI heeft op deze wijze het effect van diverse waterparameters onderzocht. Daaruit blijkt onder meer dat de corrosie en ijzerafgifte toenemen bij:

- een dalende pH, met name beneden pH-waarden van 7 à 7,5;
- een afnemend organisch stofgehalte;
- een toenemend chloride- en sulfaatgehalte (zie figuur 5);
- een afnemende buffercapaciteit. De kwaliteit van de deklaag (gemeten als het percentage ijzer dat bij de corrosie in de deklaag achterblijft) neemt dan ook af;
- een afnemend fosfaatgehalte;
- het sterk wisselen van de watersamenstelling.



Figuur 5 De corrosiesnelheid ( $v_{cor}$ ) en snelheid van ijzerafgifte ( $v_{Fe}$ ) van een stalen buis als functie van de chloride- of sulfaatconcentratie na verschillende looptijden ( $t$ ), zoals gemeten volgens de EBI-methode (testbuis 1,90 cm, alkaliniteit 250 mg/l, stroomsnelheid 0,5 m/s). (Ontleend aan Wagner en Kuch, (1984)).

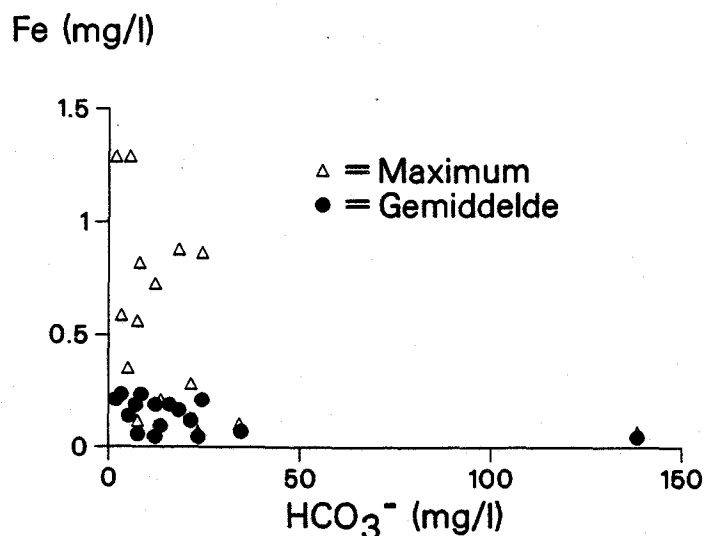
Hedberg en Johansson (1986) tonen met de EBI-methode en met gewichtsverliesproeven ook een toename van de ijzercorrosie aan bij een afnemend waterstofcarbonaatgehalte. Dezelfde trend constateren Nissing (1976), Ahmadi (1981) en Vik (1986) aan de hand van elektrochemische metingen. Hedberg en Johansson meten een maximale corrosiesnelheid bij pH = 8,5 (TAC tussen 0,16 en 1,6 mmol/l) en wijzen dit aan het feit dat de buffercapaciteit dan minimaal is.

Calcium vermindert volgens deze onderzoekers de corrosiesnelheid. Eenzelfde gunstige invloed van calcium is in de jaren vijftig gevonden door Larson en Skold (1957).

Ahmadi toonde door middel van een uitgebreid laboratoriumonderzoek aan, dat de opgeloste zuurstof de grootste factor van invloed op de ijzercorrosie is. Ook uit dit onderzoek is gebleken, dat chloride en sulfaat de corrosiesnelheid vergroten. Deze toename van de corrosiesnelheid vond met name plaats in het concentratiegebied beneden de 100 mg/l en was sterker in niet gebufferde oplossingen dan in oplossingen waaraan de buffer natriumboraat was toegevoegd.

Bedacht moet worden dat bovenstaande informatie ontleend is aan laboratoriumproeven. De betekenis van laboratoriumproeven voor de praktijk is niet altijd duidelijk. Wel lijken praktijkervaringen de ongunstige invloed van chloride en het gunstige effect van carbonaten en fosfaten te bevestigen. Zo werd in Bremen (Heck, 1974) een aanzienlijke daling van het ijzergehalte waargenomen nadat men was overgegaan op het distribueren van een watertype met een lager chloridegehalte (30 mg/l tegenover 350 mg/l daarvoor). Helaas maakt Heck niet duidelijk, of bij de overgang ook andere parameters zijn gewijzigd, zodat onzeker is of verlaging van het chloridegehalte alleen de daling van het ijzergehalte verklaart. Een toename van het ijzergehalte onder invloed van chloride wordt ook door Gemeentewaterleidingen Amsterdam gemeld (Elzenga en Graveland, 1986).

Vik (1986) meet een sterke stijging van het ijzergehalte aan de tapkraan als het gehalte aan waterstofcarbonaat kleiner is dan ongeveer 30 mg/l (figuur 6).



Figuur 6 IJzerconcentratie in tapkraanmonsters, genomen in twaalf verschillende voorzieningsgebieden in Noorwegen (bron: Vik, 1986)

Het ijzergehalte bereikt waarden tot ver boven de norm genoemd in het Waterleidingbesluit (200 µg/l) bij concentraties van waterstofcarbonaat van minder dan circa 30 mg/l. Hieruit zou de conclusie kunnen worden getrokken dat, uit oogpunt van ijzerafgifte, het waterstofcarbonaatgehalte groter moet zijn dan 30 mg/l. Voorzichtigheid is hier echter geboden, omdat de situatie in Noorwegen afwijkt van die in Nederland en ook omdat Vik in zijn onderzoek geen uitsluitsel geeft over de mogelijke rol van andere parameters dan het waterstofcarbonaatgehalte bij de afgifte van ijzer.

In het buitenland zijn ook praktijkgegevens beschikbaar over het effect van fosfaten. Daar worden fosfaten door diverse waterleidingbedrijven met succes gedoseerd, om de corrosie van gietijzeren leidingen te bestrijden (Nill (1984), Nissing (1984)).

Het effect van chloriden, sulfaten en carbonaten is in de Duitse richtlijn voor drinkwatermaterialen kwantitatief tot uitdrukking gebracht. Deze norm (DIN 50930, deel 2, 1980) stelt dat de kans op corrosieproblemen te verwaarlozen is, indien aan de volgende voorwaarde is voldaan:



$$([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / [\text{HCO}_3^-] < 1$$

In deze relatie staan de concentraties in mmol/l. Deze norm is gebaseerd op het werk van Larson en Skold (1957). In latere experimenten vindt Ahmadi (1981) pas geringe corrosiesnelheden wanneer

$$([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}]) / [\text{HCO}_3^-] < 0,2$$

De commissie heeft echter de indruk dat de DIN-norm beter aansluit bij de praktijk dan de bevindingen van Ahmadi.

#### 4.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Van veel waterparameters is de invloed op de corrosie van en ijzerafgifte door gietijzeren leidingen kwalitatief bekend: de corrosie en ijzerafgifte nemen af bij een toename van de pH (tot circa 8,5), de buffercapaciteit (TAC), en het fosfaat- en het organisch stofgehalte. Chloride en sulfaat bevorderen corrosie.

Kwantitatieve informatie is, zij het in beperkte mate, beschikbaar over het effect van de pH, waterstofcarbonaat, chloride en sulfaat. Naar het oordeel van de commissie kunnen op basis hiervan de volgende aanbevelingen worden opgesteld:

- pH > 7,5
- TAC > 0,5 mmol/l
- $([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$



## 5 KOPER

### 5.1 Samenstelling en toepassing

In Nederland is de koperen buis als transportmiddel voor drinkwater in het begin van de dertiger jaren geïntroduceerd. Sindsdien is koper op grote schaal gebruikt voor dienstleidingen en binneninstallaties. Aanvankelijk werden drie kopersoorten toegepast: elektrolytisch zuurstofhoudend koper (Cu-ETP), fosfor-arseen gedesoxideerd koper (Cu-DPA) en fosfor gedesoxideerd koper (Cu-DHP). Ongeveer vijftien jaar geleden werd het gebruik van Cu-ETP, vanwege de ongunstige corrosie-eigenschappen, verboden. Tegenwoordig wordt vrijwel uitsluitend Cu-DHP toegepast. Dit bestaat voor minimaal 99,85 (gewichts)procent uit koper. Het fosforpercentage varieert van 0,013 tot 0,050.

Het inwendig oppervlak is niet voor alle koperen buizen hetzelfde. Binnen de buizen die thans in Nederland onder KIWA-keur geleverd worden, zijn drie typen te onderscheiden: buizen met a) een normaal blank oppervlak, b) een gestraald oppervlak en c) een kunstmatig geoxideerd oppervlak. Dit laatste type vindt sinds 1985 toepassing en is sindsdien sterk in opkomst.

De informatie in dit hoofdstuk heeft alleen betrekking op de blanke en gestraalde buizen. Van de kunstmatig geoxideerde buizen zijn nauwelijks gegevens beschikbaar.

### 5.2 Corrosiegedrag

In de waterleidingtechniek zijn twee vormen van kopercorrosie van belang: algemene corrosie, waarbij het metaaloppervlak gelijkmatig wordt aangetast en lokale corrosie. Algemene corrosie treedt altijd op. Van de lokale corrosievormen is putcorrosie in dit verband het meest van belang.

De eerste stap in het proces van algemene (gelijkmatige) corrosie is de reactie tussen het koper en de opgeloste zuurstof. Soms

fungeren andere componenten zoals vrij chloor als oxidator (Atlas et al.). Het koper dat bij de oxidatie in oplossing gaat, vormt met zuurstof en andere componenten een laag van onoplosbare koperzouten. De vorming van dergelijke deklagen bereikt in het algemeen pas na een à twee jaar de stationaire toestand. In koud drinkwater zijn twee typen deklagen te onderscheiden. Bij het eerste type heeft zich op het koper een laag cupriet ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ) afgezet. Bij het tweede type heeft zich op het cupriet nog een tweede laag gevormd, bestaande uit malachiet ( $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ ). Dit is groen van kleur. De malachietlaag is tot nog toe voornamelijk waargenomen in watertypen met een laag waterstofcarbonaatgehalte en met een relatief hoge pH en een laag organisch-koolstofgehalte.

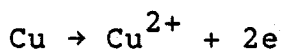
De relatie tussen algemene corrosie en waterkwaliteit is onderzocht door middel van gewichtsverlies-, deklaag- en elektrochemische metingen (bijvoorbeeld Ahmadi (1981), Kristiansen (1982), Vik (1986)). Sommige onderzoekers (Hedberg en Johansson (1986), Atlas et al. (1982)) gebruiken de koperafgifte als maat voor de corrosie. Dit is echter niet geheel juist, omdat niet al het koper dat bij de corrosie vrijkomt in het water oplost. Deze studies zullen bij de koperafgifte worden besproken.

Vrijwel alle studies wijzen de pH aan als de belangrijkste factor van invloed op de algemene corrosie. De corrosie neemt af bij een toenemende pH. Kristiansen signaleert dat in zacht water de corrosie toeneemt naarmate het organisch-koolstofgehalte groter wordt. Ahmadi benadrukt de grote invloed van vrij chloor. Concentraties van 1 mg/l hebben al een drastisch effect. Verder blijkt uit Ahmadi's experimenten, dat de zuurstofconcentratie van invloed is. Kristiansen meldt lagere corrosiesnelheden bij temperaturen boven de  $50^\circ\text{C}$  en verklaart dit door de vorming van beter beschermende deklagen. Ives en Rawson (1962) melden het passiverende effect van waterstofcarbonaat. Terloops wijzen zij er nog op, dat sporen nitriet gevormd worden, als de kopercorrosie in de aanwezigheid van nitraat plaatsvindt.

Algemene inwendige corrosie levert doorgaans geen problemen op voor de levensduur van koperen waterleidingen.

Een veel gevaarlijker vorm van corrosie is putcorrosie. Hierdoor ontstaan zeer plaatselijk putten in het materiaal.

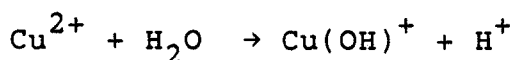
Putcorrosie kan al binnen enkele maanden na het installeren tot een volledige perforatie van de buiswand leiden. Deze vorm van corrosie steekt nogal eens regionaal de kop op (zie bijvoorbeeld Heintges en Pipers (1985)). Putcorrosie in koperen waterleidingen kent hoofdzakelijk twee verschijningsvormen. De ene vorm (type I) kenmerkt zich door trogvormige, soms kogelronde gaten, die gevuld zijn met koperoxiden en vaak ook met chloriden. Op de plaats van de oorspronkelijke wand is het gat afgedicht met een poreuze laag cupriet. Daarboven bevindt zich vaak malachiet. De andere vorm (type II) is te herkennen aan smalle, speldeprikachtige gaten, waarin nauwelijks corrosieproducten voorkomen. Deze verschijningsvorm wordt vooral in warmwaterinstallaties in contact met zachte watertypen aangetroffen. In Nederland komt dit type putcorrosie nauwelijks voor. Naar de oorzaken van en mechanismen achter putcorrosie in het algemeen is veel onderzoek gedaan. Een duidelijk beeld heeft dit nog niet opgeleverd. Globaal geven de literatuur en KIWA-ervaring het volgende beeld: putcorrosie ontstaat altijd als gevolg van een zeer lokale verstoring van het corrosiemilieu. Voorbeelden zijn een insluitel in het metaal, een deeltje op de buiswand en agressieve ionen die plaatselijk de deklaag aantasten (Ives en Rawson, 1962). Putten kunnen zich daarna snel ontwikkelen, met name omdat de oplosreactie



en de zuurstofreactie



op verschillende plaatsen optreden. De zuurstofreactie vindt plaats aan de bovenzijde van de put, de oplosreactie onder in de put. De koperionen in de put verbinden zich met water, waardoor zuur geproduceerd wordt:



In slecht gebufferde watersoorten kan het water in de put sterk verzuren, wat de putvorming versnelt.

Bovenstaand mechanisme is een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid, maar het geeft direct de factoren aan die putcorrosie beïnvloeden, te weten:

- het materiaal.

Een voorbeeld hiervan zijn de koolstofdeeltjes die bij de fabricage op de buiswand achter kunnen blijven;

- de installatietechniek.

Vloeimiddelen en hun afbraakprodukten die ontstaan bij het solderen hebben dezelfde uitwerking als deeltjes wanneer ze in de installatie achterblijven. Bovendien bevatten sommige vloeimiddelen agressieve componenten;

- de bedrijfsvoering.

Putcorrosie blijkt met name voor te komen in installaties met traag stromend en vaak stagnerend water, onder meer doordat er meer deeltjes bezinken;

- de watersamenstelling.

In tegenstelling tot de drie eerder genoemde factoren, die het ontstaan van putten bevorderen, is de watersamenstelling met name van invloed op de groei van de putten. Het gevaar voor lekkage door putcorrosie neemt af bij een toename van de pH, de concentratie van waterstofcarbonaat (behalve bij zeer hoge waarden) en het organisch stofgehalte, en bij een afname van de zuurstofconcentratie, het sulfaatgehalte en het aantal deeltjes.

Een aantal onderzoekers heeft modellen ontwikkeld die de relatie tussen de watersamenstelling en de kans op putcorrosie beschrijven. Het meest uitgebreide model is dat van Lucey (1972). Deze heeft op basis van corrosiegegevens van bijna honderd watertypen in Engeland een empirisch nomogram samengesteld waarmee de kans op putcorrosie (type I) berekend kan worden aan de hand van de pH en van de concentratie van sulfaat, chloride, nitraat, natrium en zuurstof. Toepassing van dit nomogram op corrosiegegevens uit een tweetal gebieden in Nederland laat echter geen enkele overeenkomst zien

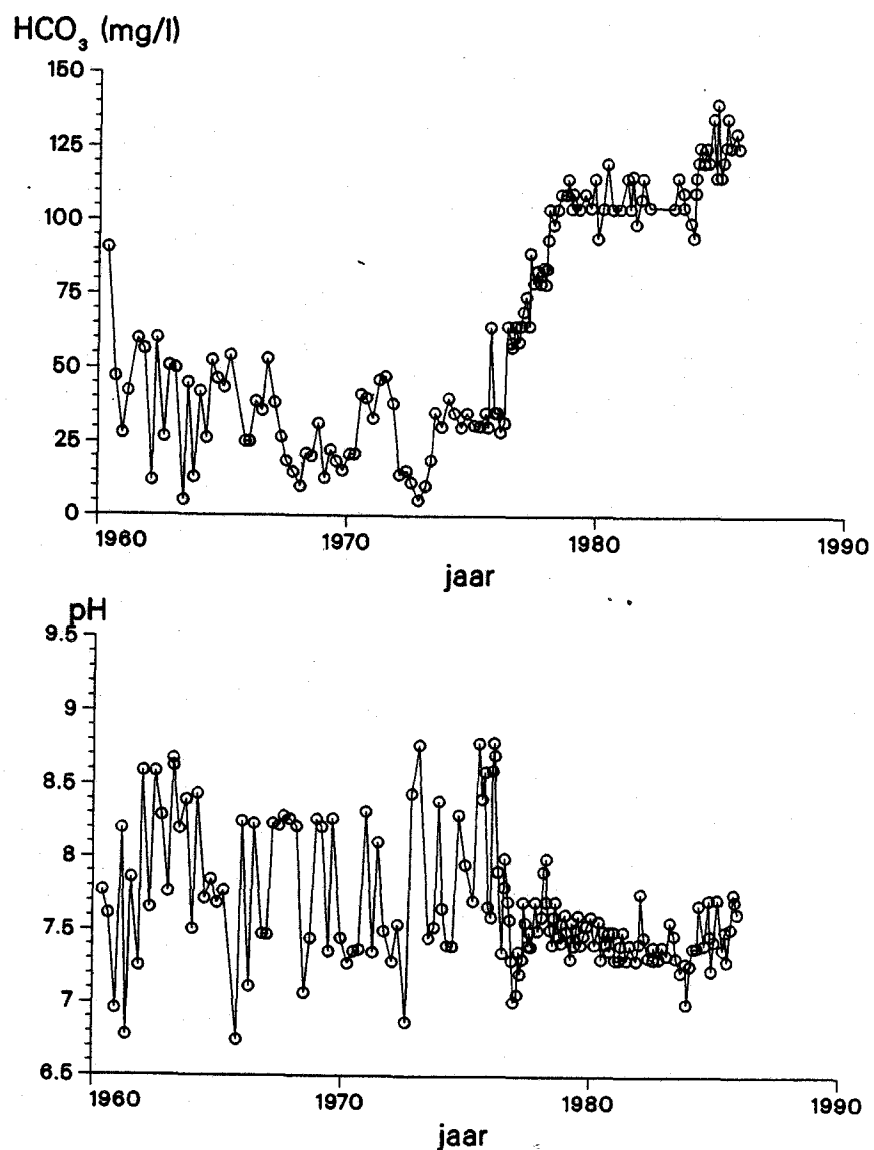
tussen deze modelvoorspellingen en de praktijk in deze twee Nederlandse gebieden.

Het eerste gebied betreft pompstation Helden, waar in het begin van de zeventiger jaren op grote schaal putcorrosie voorkwam. In 1976 werd het waterstofcarbonaatgehalte opgevoerd van circa 30 tot 75 mg/l en vervolgens via 105 mg/l in 1978 tot circa 120 mg/l in 1984. Het resultaat was een drastische beperking van de klachten over putcorrosie. Dit ondanks een gestage toename van het chloride- en sulfaatgehalte. Het model van Lucey voorspelde een toename van de kans op putcorrosie. De overige waterparameters bleven onveranderd, zij het dat de fluctuaties in de pH door de verhoging van het waterstofcarbonaatgehalte aanzienlijk verminderden (zie figuur 7).

Het tweede gebied betreft pompstation Vierlingsbeek, waar verhoging van het waterstofcarbonaatgehalte van 20 naar 110 mg/l (in 1971-1972) resulteerde in een vrijwel volledige eliminatie van de problemen met putcorrosie. Ook hier voorspelde het Lucey-nomogram het tegenover gestelde effect.

Bovenbeschreven praktijkgevallen laten zien, dat concentraties van waterstofcarbonaat van veel minder dan 100 mg/l met betrekking tot putcorrosie riskant zijn. Aannemende dat de andere componenten binnen TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) hetzelfde effect hebben op putcorrosie, kan in algemene zin geconcludeerd worden dat TAC-gehalten van veel minder dan 1,5 à 2 mmol/l riskant zijn met betrekking tot putcorrosie.

Het zal duidelijk zijn, dat putcorrosie meestal het gevolg is van een samenspel van verschillende factoren. Het vaststellen van grenswaarden voor afzonderlijke parameters is onmogelijk.



Figuur 7 Effect van het verhogen van het waterstofcarbonaatgehalte op de pH-fluctuaties in het leidingnet te Helden.

### 5.3 Koperafgifte

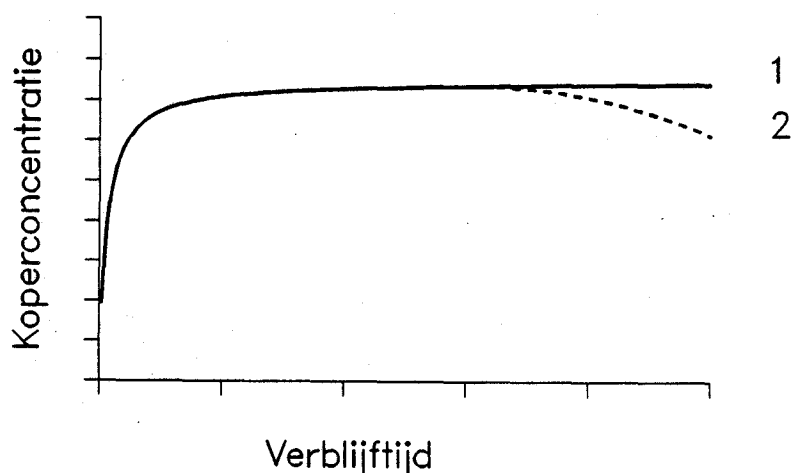
Een deel van het koper dat bij het corrosieproces vrijkomt, komt uiteindelijk in het water terecht. Alleen de algemene corrosie is



in dit verband van belang. Putcorrosie draagt vanwege het geringe contactoppervlak nauwelijks bij aan de koperafgifte.

De laatste jaren staat de koperafgifte aan drinkwater sterk in de belangstelling, voornamelijk, omdat koper het slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in ontoelaatbare mate verontreinigt (de Jong et al. (1984), Unie van Waterschappen (1984)). Dit slib wordt daardoor ongeschikt voor toepassing in de landbouw, hetgeen in steeds meer gebieden het geval is. Andere bezwaren van de koperafgifte aan drinkwater zijn dat hogere concentraties de smaak negatief beïnvloeden en dat bij het wassen hinderlijke groenkleuring kan plaatsvinden. Deze esthetische bezwaren hebben geleid tot een normstelling voor koper in drinkwater: conform het Waterleidingbesluit mag drinkwater niet meer koper bevatten dan 3 mg/l na 16 uur stilstand.

In KIWA-verband is de koperafgifte aan drinkwater van 1982-1986 onderwerp van onderzoek geweest (Van den Hoven (1984), Van den Hoven et al. (in voorbereiding)). Uit dit onderzoek blijkt, dat het kopergehalte van drinkwater in hoofdzaak afhangt van de (aanwezigheid van een) deklaag, de verblijftijd en de watersamenstelling. Deklagen verminderen de koperafgifte aan drinkwater. Het effect van de verblijftijd is weergegeven in figuur 8.



Figuur 8 Vóórkomende koper-stagnatiecurven.

Bij verblijf in een koperen leiding verandert het kopergehalte van drinkwater meestal volgens een vast patroon (curve 1). Na een aanvankelijke toename wordt een plateau(verzadigings)waarde bereikt, waar de koperconcentratie niet meer van de verblijftijd afhangt. In buizen met een inwendige diameter van 19,8 mm is vastgesteld dat de verzadigingswaarde meestal na ongeveer twintig uur bereikt wordt. In enkele gevallen is er echter geen sprake van een plateau, maar neemt het kopergehalte bij lange verblijftijden weer af (curve 2).

De toename van het kopergehalte wordt bepaald door de diffusiesnelheid van koperionen vanaf de buiswand naar het midden van de buis en kan met de volgende formule worden beschreven:

$$\begin{aligned} \text{Cu}(t) = \text{CuMAX} \{ & 1 - 0,692\exp(-5,78 Bt) - 0,131\exp(-30,5 Bt) - \\ & 0,0534\exp(-74,9 Bt) - 0,0288\exp(-139 Bt) - \\ & 0,0179\exp(-223 Bt) \} \end{aligned} \quad [1]$$

$$\text{met } B = D/a^2$$

Hierin stelt  $\text{Cu}(t)$  de over de doorsnede gemiddelde koperconcentratie na verblijftijd  $t$  voor,  $a$  de straal van de buis en  $D$  de diffusiecoëfficiënt van koperionen in water. Deze vergelijking kan dienen, om kopergehalten die bij een andere verblijftijd gemeten zijn dan genoemd in het Waterleidingbesluit naar de normtijd om te rekenen. Uit vergelijking 1 blijkt dat bij korte verblijftijden de toename van het kopergehalte omgekeerd evenredig is met het kwadraat van de buisstraal:

$$\frac{[\delta\text{Cu}_1/\delta t]_{t \rightarrow 0}}{[\delta\text{Cu}_2/\delta t]_{t \rightarrow 0}} = \frac{a_2^2}{a_1^2} \quad [2]$$

waarin  $\text{Cu}_1$  de koperconcentratie is in een buis met straal  $a_1$  en  $\text{Cu}_2$  de koperconcentratie in een buis met straal  $a_2$ . Wanneer het gaat om het metaalgehalte van drinkwater, zijn buizen met een kleine diameter dus ongunstig.

$\text{CuMAX}$  is in principe niet afhankelijk van de buisdiameter.

De invloed van de watersamenstelling op de koperafgifte is in het KIWA-onderzoek bepaald voor zowel nieuwe als oude, gepassiveerde buizen, dat wil zeggen buizen met een deklaag aan de binnenzijde. In dit rapport beschouwen we alleen de gepassiveerde buizen, omdat deze verreweg het meest voorkomen.

De relatie tussen de koperafgifte en de watersamenstelling is onderzocht aan de hand van een regressie-analyse van de plateauwaarden van de koperen buizen enerzijds en de watersamenstelling anderzijds. In deze analyse zijn de volgende waterparameters in beschouwing genomen (tussen haken is het gebied aangegeven waarbinnen de betreffende parameter varieerde):

pH	: 7,0-8,45	[Cl <sup>-</sup> ]	: 7-176 mg/l
temperatuur	: 8,0-19,8 °C	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	: 0-131 mg/l
TAC	: 0,75-6,5 mmol/l	[KMnO <sub>4</sub> ]	: 0-29 mg/l
[O <sub>2</sub> ]	: 4,5-12 mg/l		

Uitgaande van lineaire verbanden bleek dat, statistisch gezien, alleen de pH, het totaal anorganisch koolstofgehalte (TAC), en het sulfaatgehalte van invloed zijn op de plateauwaarden. Het volgende verband werd gevonden:

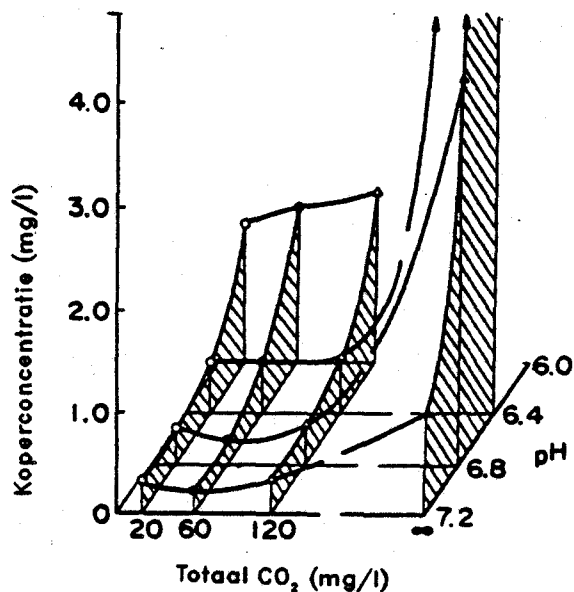
$$\text{CuMAX(mg/l)} = 0,52 \text{ TAC(mmol/l)} - 1,37 \text{ pH} + 2 [\text{SO}_4^{2-}](\text{mmol/l}) + 10,2 \quad [3]$$

waarin CuMAX de plateauwaarde is.

Toetsing heeft uitgewezen dat voor de onderzochte watertypen pH, TAC en sulfaatgehalte onafhankelijke variabelen zijn.

De standaardafwijking van de voorspelling volgens vergelijking 3 bedraagt in het onderzochte traject circa 0,7 mg/l.

De buitenlandse literatuur geeft geen kwantitatieve relaties tussen de koperafgifte en de watersamenstelling, wel trends. Tanaka en Nishio (1982) rapporteren resultaten die vrijwel met die in Nederland overeenstemmen (zie figuur 9), zij het dat de verbanden niet lineair zijn. Niet duidelijk is overigens, of zij aan oude dan wel nieuwe buizen hebben gemeten.



Figuur 9 Invloed van de pH en TAC op de koperafgifte, zoals gemeten door Tanaka en Nishio (1982).

Vele onderzoekers (Meyer (1981), Atlas et al. (1982), Hedberg en Johansson (1986), Vik (1986)) bevestigen de afname van de koperafgifte bij een toenemende pH. Hedberg en Johansson constateren een sterkere toename van het kopergehalte bij hogere waterstofcarbonaatgehalten (100 mg/l). Bij pH = 7,5 vinden deze onderzoekers een toename van de koperafgifte bij een toenemend waterstofcarbonaatgehalte, een trend die met de bevindingen in Nederland overeenkomt. Bij pH-waarden van 8,5 en 9,5 wordt vrijwel geen waterstofcarbonaatinvloed gemeten. Hedberg en Johansson meten geen invloed van chloride- en sulfaationen bij waterstofcarbonaatconcentraties van meer dan 100 mg/l. Atlas et al. melden een sterke stijging van het koperoplossend vermogen onder invloed van vrij chloor, met name bij pH-waarden beneden de 7.

#### 5.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

De aanbevelingen om problemen met putcorrosie en koperafgifte zo veel mogelijk te beperken, luiden:

- voor putcorrosie:

- TAC > circa 2 mmol/l

Verder dient het aantal deeltjes in het water zo laag mogelijk te zijn.

- Voor de koperafgifte:

-  $\text{pH} > 0,38 \text{ TAC} + 1,5 [\text{SO}_4^{2-}] + 5,3$

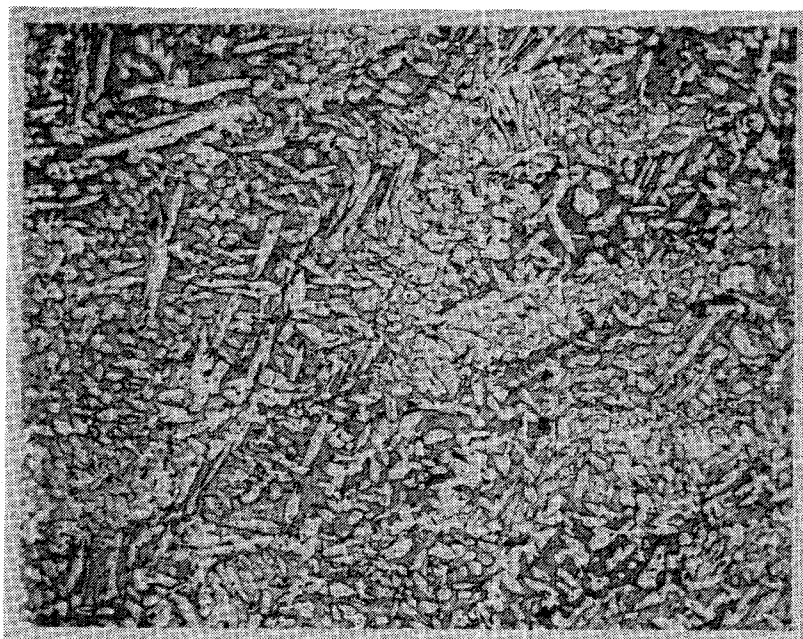
Deze aanbeveling voor de watersamenstelling is afgeleid van de grenswaarde voor koper in het Waterleidingbesluit: deze bedraagt 3 mg/l na een standtijd van 16 uur. Substitutie van deze waarde voor CuMAX in vergelijking 3 levert de genoemde aanbeveling op.



## 6 MESSING

### 6.1 Samenstelling en toepassing

Messing is een koperlegering met zink als belangrijkste legeringsbestanddeel. De legering bevat ook enkele procenten lood om de verspaanbaarheid te verbeteren. De KIWA-kwaliteitseis 50 schrijft, afhankelijk van de gekozen legering, de volgende chemische samenstelling voor: Cu van 57,0 tot 59,0%, Pb van 1,5 tot 3,5%, verontreinigingen tot circa 1%, Zn de rest. Onder een lichtmicroscop zijn bij dergelijke legeringen twee fasen te onderscheiden: een koperrijke  $\alpha$ -fase en een zinkrijke  $\beta$ -fase (figuur 10).



Figuur 10 Structuur van  $\alpha, \beta$ -messing; witte gedeelte is  $\alpha$ -fase, donkere delen zijn  $\beta$ -fase (vergroting circa 200x).

Messing wordt veel toegepast voor knelfittingen en soldeerfittingen.

## 6.2 Corrosiegedrag

In contact met water lost het zink op uit de metaalmatrix. Deze "ontzinking" verloopt voornamelijk via de minder edele  $\beta$ -fase. Afhankelijk van de verdeling van de  $\beta$ -fase in de  $\alpha$ -fase, kan dit na verloop van tijd tot een volledige ontzinking van de wand leiden. Het ontzinkte deel wordt poreus, waardoor lekkages en breuken kunnen ontstaan. Bij hoge pH-waarden (hoger dan 8,3, Turner (1961)) kan de ontzinking verstoppingen veroorzaken door de vorming van volumineuze corrosieproducten.

De bedrijfstak ervaart ontzinking nauwelijks als een probleem (Van Bruchem, 1984).

Laboratoriumproeven hebben aangetoond, dat de ontzinking van  $\alpha, \beta$ -messing met name afhangt van de concentratie van chloride en waterstofcarbonaat (Turner (1961), Ladeburg (1966), Lucey (1973)). Bij een toenemend chloridegehalte neemt de ontzinking toe. Een toename van het waterstofcarbonaatgehalte verlaagt de kans op ontzinking. Ladeburg heeft deze beïnvloeding nog verder ontrafeld. Hij constateert dat chloride-ionen de diepte van de ontzinking en carbonaationen het aantal plaatsen van ontzinking beïnvloeden. Ladeburg concludeert verder uit zijn experimenten, dat watertypen met een chloridegehalte van boven de 40 mg/l als riskant aangeduid moeten worden in verband met ontzinking.

Concentraties van waterstofcarbonaat van meer dan 220-260 mg/l zijn nodig, om plaatselijke ontzinking "in zekere mate" terug te dringen. Dit komt overeen met TAC-waarden van meer dan circa 4 mmol/l. Algemene, over het oppervlak gelijkmatige ontzinking, treedt volgens Ladeburg altijd op.

Veldonderzoek in Nederland eind jaren '70/begin jaren '80 bevestigde in grote lijnen het hiervoor geschetste beeld (Van Bruchem, 1984). Bij dit onderzoek zijn fittingen afkomstig uit het voorzieningsgebied van negen pompstations onderzocht op ontzinking. De pompstations zijn voornamelijk geselecteerd op het chloride- en het waterstofcarbonaatgehalte. Alle fittingen vertoonden ontzinking.



Bij een chloridegehalte van circa 50 mg/l werd een duidelijke toename van de maximale ontzinkingsdiepte gemeten bij een afnemend waterstofcarbonaatgehalte (van circa 300 naar circa 70 mg/l). Hoge chlorideconcentraties (170 mg/l) bleken de ontzinking aanzienlijk te bevorderen. Volumineuze corrosieproducten werden niet waargenomen.

### 6.3 Afgifte van metalen

Vanzelfsprekend gaat de ontzinking gepaard met een toename van het zinkgehalte van drinkwater. Praktijkmetingen (Hulsmann, 1985) bevestigen dit, zij het dat overschrijdingen van de zinknorm slechts sporadisch voorkomen.

### 6.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend blijkt dat de corrosieproblemen voor messing minimaal zijn indien:

- pH < 8,3 (in verband met verstoppingen);
- TAC > circa 4 mmol/l (in verband met corrosie);
- $[Cl^-] < 40$  mg/l (in verband met corrosie).

De grenswaarden voor TAC en chloride worden bij het samenvoegen van de aanbevelingen uit de andere hoofdstukken buiten beschouwing gelaten, omdat in de praktijk de corrosie van messing nauwelijks als een probleem ervaren wordt.



## 7 LOOD

### 7.1 Samenstelling en toepassing

Loden buizen vormen de oudste bestanddelen van het Nederlandse waterleidingnet. Tot ongeveer 1930 werd vrijwel alleen dit materiaal gebruikt voor dienst- en binnenleidingen. Daarna zijn geleidelijk andere materialen in gebruik gekomen. Loden leidingen komen daarom nu alleen nog in oude woningen en aansluitingen voor. Naast onbeschermde loden leidingen zijn in sommige streken loden leidingen met een inwendige tinvoering of tin-coating toegepast. Dit gebeurde met name als men vermoedde, dat het water het lood aantastte.

Een andere belangrijke toepassing van lood is die als legerings-element in lood-tin-soldeer. Dit wordt vooral gebruikt bij het verbinden van koperen buizen en messing hulpstukken.

### 7.2 Corrosiegedrag van loden leidingen en lood-tin-soldeer

Er zijn twee vormen van loodcorrosie: algemene of gelijkmatige corrosie en galvanische corrosie. Algemene corrosie levert vanwege de grote wanddikte geen problemen op en wordt daarom in dit rapport niet behandeld. Galvanische corrosie treedt op, wanneer lood (als buis of als lood-tin-soldeer) elektrisch geleidend verbonden is met een edeler metaal, bijvoorbeeld koper. Deze aantasting wordt vrijwel niet geremd door de vorming van deklagen. De corrosiesnelheid is met name groot als het oppervlak van het koper groot is ten opzichte van het loodoppervlak. In koperen installaties is dat meestal het geval, zodat ook het water uit koperen leidingen aanzienlijke hoeveelheden lood kan bevatten. Uit onderzoek (Oliphant, 1982) blijkt dat de galvanische corrosie toeneemt bij een afnemende pH.

Hoewel het elektrisch contact tussen het soldeer en het koper de aantasting van eerstgenoemde sterk bevordert, is de corrosiesnelheid nog altijd te klein om de sterkte van de verbindingen voor de praktijk nadelig te beïnvloeden.

### 7.3 Loodafgifte aan drinkwater

Bij de corrosie van loden buizen gaat lood in oplossing. Uit gezondheidkundig oogpunt is dit ongewenst. Steeds meer onderzoekers (Orlebeke en Van Doornen, 1984) wijzen erop dat een langdurige blootstelling aan lood, ook bij lage concentraties, schadelijk is voor de gezondheid.

Het loodgehalte van water uit loden leidingen wordt in hoofdzaak door dezelfde factoren bepaald als het kopergehalte van water uit koperen leidingen: de deklaag, de verblijftijd en de watersamenstelling. Oude buizen met een inwendige deklaag geven minder lood af dan nieuwe. De beschermende werking van de deklaag hangt af van de samenstelling ervan (Sheiham en Jackson (1981), Haring (1984)). Van invloed op de beschermende werking is ook de wijze waarop de buizen tijdens de passivering doorstroemd zijn. Een frequente stagnatie leidt na een aantal jaren tot een grotere loodafgifte. De deklaag in loden buizen is veel kwetsbaarder dan die in koperen buizen. Een incidentele trilling verhoogt de loodafgifte aanzienlijk, omdat dan loodhoudende deeltjes in het water terecht komen.

Wat de verblijftijd betreft geldt het volgende.

Lood-stagnatiecurven hebben in het algemeen dezelfde vorm als koper-stagnatiecurven (zie par. 5.3). Onderzoek heeft aangetoond dat ook de snelheid waarmee het loodgehalte van water in een loden buis toeneemt, door diffusie bepaald wordt (Kuch en Wagner (1983), Van den Hoven (1986)).

Naar de relatie tussen de watersamenstelling en het loodoplossend vermogen is zowel theoretisch als experimenteel onderzoek gedaan. Het theoretische onderzoek (Sheiham en Jackson (1981), Schock (1980)) gaat uit van de veronderstelling dat het loodgehalte van drinkwater begrensd wordt door de oplosbaarheid van de loodzouten die in de deklaag aanwezig zijn. Rekening houdend met het feit dat het lood behalve als vrij ion ook in de vorm van hydroxyde- en carbonaatcomplexen voorkomt, voorspellen deze theorieën voor de

watertypen in Nederland (TAC groter dan 1 mmol/l,  $7 < \text{pH} < 9$ ) de volgende trends:

1. bij aanwezigheid van basisch loodcarbonaat daalt de totale loodconcentratie bij een toenemende pH en een afnemende TAC;
2. bij aanwezigheid van loodcarbonaat hebben de pH en TAC betrekkelijk weinig effect op het loodgehalte;
3. chloride, sulfaat, nitraat en kationen (behalve waterstof) zijn nauwelijks van invloed op het loodoplossend vermogen.

Het experimentele onderzoek laat een daling van de loodafgifte zien bij een toenemende pH (bijvoorbeeld Schock en Gardels (1983), Richards en Moore (1984)). Onderzoek met loden buizenopstellingen in diverse pompstations in Nederland (Van den Hoven, 1986) heeft de volgende relatie opgeleverd:

$$\text{PbMAX } (\mu\text{g/l}) = -141 \text{ pH} + 12 \text{ T } (^\circ\text{C}) + 1135 \quad [4]$$

waarin PbMAX de verzadigingswaarde van lood in gepassiveerde loden buizen is en T de temperatuur van het water bij standtijden waarbij PbMAX wordt bereikt. De pH varieerde in dit onderzoek van 7,1 tot 8,7, de temperatuur van 7 tot 20°C.

Vergelijking 4 moet echter met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden, omdat deze slechts 37% van de variantie in de gemeten PbMAX-waarden verklaart. Blijkbaar spelen andere factoren ook nog een rol. Te denken valt hierbij onder meer aan organische stoffen.

#### 7.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Aanbevelingen voor de watersamenstelling zijn af te leiden uit vergelijking 4, als de norm voor PbMAX bekend is.

De norm die in het Waterleidingbesluit is vastgelegd voor de maximaal toelaatbare concentratie van lood in drinkwater bedraagt 50  $\mu\text{g/l}$ . Hoewel voorgeschreven is om het monster te nemen na verversing van het betreffende leidinggedeelte, is de intentie van de

norm dat gemiddeld genomen in een voorzieningsgebied het loodgehalte aan de tapkraan kleiner dient te zijn dan  $50 \mu\text{g/l}$ . Op grond van onderzoek (Van den Hoven, 1986) en nader overleg tussen de overheid en de VEWIN is vastgesteld dat aan deze eis wordt voldaan als de plateauwaarde PbMAX, gemeten volgens een standaardmethode, lager is dan  $200 \mu\text{g/l}$  (VEWIN, 1987).

In principe is nu uit de norm voor PbMAX met behulp van vergelijking 4 een norm voor de pH af te leiden. Omdat ook de temperatuur in deze vergelijking voorkomt, zou echter een temperatuur-afhankelijke pH-norm resulteren, hetgeen niet werkbaar is. Door uit te gaan van de gemiddelde situatie, is dit probleem te omzeilen. Deze aanpak is overigens consistent met die welke bij de normstelling voor PbMAX gevolgd is. Ook daarbij is uitgegaan van de gemiddelde situatie. De temperatuur van het water (onder PbMAX condities) bedroeg in het onderzoek waarop vergelijking 4 is gebaseerd, gemiddeld over alle opstellingen,  $14^\circ\text{C}$ .

Substitutie van deze waarden voor PbMAX en T in vergelijking 4 levert de volgende aanbeveling op voor de pH:

- pH > 7,8

Benadrukt wordt dat bij de afleiding van deze pH-aanbeveling een praktische benadering is gevolgd, gebaseerd op globaal empirisch onderzoek. Bij de verschillende stappen in de afleiding is steeds de gemiddelde situatie het uitgangspunt geweest. Mogelijke extremen, inclusief de kans daarop, zijn buiten beschouwing gebleven.

## 8 KALKAFZETTING IN WARMWATERTOESTELLEN

### 8.1 De afzetting van calciumcarbonaat

De vorming van hinderlijke afzettingen van calciumcarbonaat in leidingen en toestellen betekent voor de consument veel ongemak. Veel kalkafzetting leidt, behalve tot een hoog energieverbruik, tot versnelde slijtage en tot veel onderhoud bij huishoudelijke en industriële warmwatertoestellen. Kalkafzetting in koud water leidt ondermeer tot verstopte watermeters en perlators in kranen.

Om uiteindelijk tot aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling te komen is het nodig om kort in te gaan op het mechanisme van de kalkafzetting.

De stappen die bij de vorming van calciumcarbonaat kunnen worden onderscheiden zijn achtereenvolgens:

- het overschrijden van het oplosbaarheidprodukt;
- het transport van de calcium- en carbonationen naar een kristallisatieoppervlak;
- de inbouw van deze ionen in het kristalrooster.

In dit proces is de laatste stap snelheidsbepalend. Uitsluitend oververzadiging, aangegeven door een positieve S.I., is dus niet voldoende om vorming van calciumcarbonaat te doen plaatsvinden. Oververzadiging is slechts drijvende kracht, die feitelijk niet uitgedrukt zou behoren te worden in de verzadigingsindex maar in de hoeveelheid calciumcarbonaat die zich theoretisch kan afzetten om evenwicht te bereiken.

Het afzetten kan pas plaatsvinden in aanwezigheid van een kristallisatiekiem. De spontane vorming van zo'n kiem is echter een proces dat pas optreedt bij een hoge mate van oververzadiging. Doorgaans zal kalk zich dus afzetten op reeds aanwezig kristallisatieoppervlak, zoals ketelsteen, ruwe materiaaloppervlakken of microkristallen en stofdeeltjes in water.

De grootte, aard en temperatuur van het kristallisatieoppervlak heeft invloed op de afzettingssnelheid. Bij een groter aantal kiemen is meer oppervlak aanwezig, hetgeen kan resulteren in een hogere afzettingssnelheid. De snelheid is ook hoger als de inbouw

van calcium- en carbonaationen in het calcietskristalrooster via een tussenvorm geschiedt, aragoniet of vateriet, waarvan het oppervlak een grotere kristalkieming vertoont. Ook bij een verhoogde temperatuur zal de kristallisatie sneller verlopen. Een verwarmd oppervlak heeft een groter kristalliseringsvermogen, bovendien is de mate van oververzadiging groter.

## 8.2 Relatie met de watersamenstelling

In KIWA-mededeling 54 (1978) wordt gesteld dat als de verzadigingsindex niet groter is dan ongeveer + 0,3, problemen met kalkafzetting niet op zullen treden. Deze waarde, die destijds gebaseerd is op ervaringen uit de praktijk en een temperatuur van 20°C, zou gehandhaafd kunnen blijven wanneer rekening wordt gehouden met het feit dat nieuwe waarden voor de evenwichtsconstanten zijn afgeleid (Kleyn, 1986) en de temperatuur 10°C bedraagt.

Het toepassen van deze aanbeveling dient echter met de nodige voorzichtigheid te geschieden. De vorming van afzettingen wordt immers niet uitsluitend bepaald door de verzadigingsindex. Deze index geeft slechts de richting aan van het proces, kalkafzettend of kalkoplossend, dat ook door andere factoren wordt bepaald.

Van veel van deze factoren is de rol bij de kalkafzetting echter niet bekend, zodat het op dit moment dan ook niet mogelijk is om eenduidige aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling te formuleren.

Weliswaar doen zich bij de meeste watertypen in de praktijk nauwelijks problemen voor, wanneer voor de SI. een maximale waarde van + 0,3 (10°C) wordt gehanteerd, toch is deze aanbeveling in een aantal gevallen beslist onvoldoende.

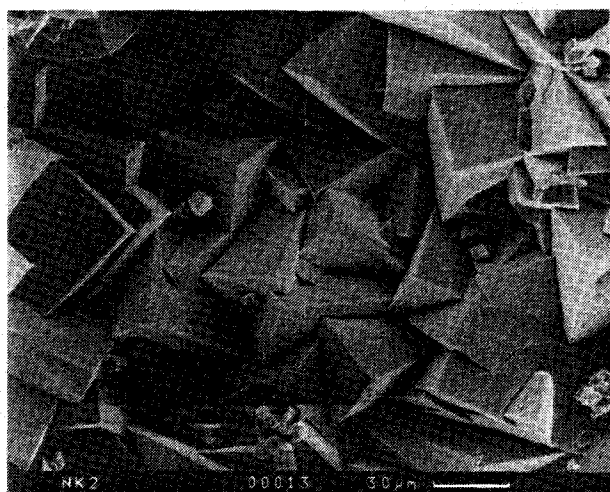
Dit laatste is recent heel duidelijk naar voren gekomen toen enkele waterleidingbedrijven geheel onverwacht werden geconfronteerd met een toename van kalkafzetting in warmwatertoestellen, nadat men ontharding is gaan toepassen. Ook uit het onderzoek naar de invloed van conditionering op kalkafzetting in warmwatertoestellen (van Eekeren, in voorbereiding) bleek dit probleem op te treden bij vier



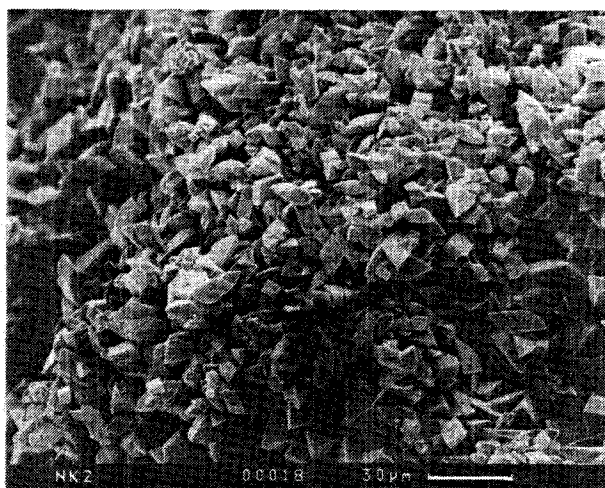
van de zes pompstations waar ontharding wordt toegepast. Kennelijk kan ontharding soms leiden tot een toename van de kalkafzetting in dergelijke toestellen, terwijl een vermindering wordt verwacht.

De problemen doen zich voor bij enkele bedrijven waar drinkwater met natronloog wordt onthard in korrelreactoren. Hoewel de oorzaak van het probleem nog niet duidelijk is, wordt vermoed dat de snelheid waarmee de kalk zich in bijvoorbeeld geisers afzet, in sommige gevallen door ontharding kan worden vergroot. Een hypothese die op dit moment wordt onderzocht is gebaseerd op de rol van microkristallen bij de afzetting van kalk in een toestel. In een aantal gevallen blijkt onthard water microscopisch kleine calcietskristallen te bevatten (van Ammers, 1982). Bij verwarming vervullen deze kristallen de rol van kristallisatiekiem.

Het vermoeden wordt gesteund door verschillen in de afzettingen die zijn ontstaan in drinkwater vóór en ná ontharding. De afbeelding in figuur 11 toont dat in het ontharde water een groter aantal kristallen is gevormd die kleiner zijn van omvang.



a



b

Figuur 11 REM-opname van kalkafzettingen in een warmwatertoestel vóór (a) en ná (b) ontharden. De calcietskristallen die zijn gevormd ná ontharding zijn kleiner van omvang, maar groter in aantal.

Dit kan duiden op een groter aantal kristallisatiekiemen waardoor het precipitatieproces in het ontharde water sneller zal kunnen verlopen dan in het niet-ontharde water. In korte tijd zal zich meer calciumcarbonaat kunnen afzetten, ondanks de lagere hardheid. Met name bij warmwatertoestellen, waarin frequent aan- en uitschakelen gecombineerd met een korte verblijftijd optreedt, leidt de versnelde afzetting tot een toename van de kalkafzetting in het toestel.

De aanwezigheid van de microkristallen blijkt wanneer onthard water bij verwarming een melkwitte kleur krijgt en troebel wordt. De mate van troebelheid hangt vermoedelijk samen met het reactorontwerp en de bedrijfsvoering van de onthardingsinstallatie, terwijl het ontstaan van de troebelheid na koken in het reine water kan worden voorkomen door een aangepaste na-behandeling. Deze beide aspecten worden in KIWA-mededeling 102 (Kostense, 1988) uitvoerig behandeld.

### 8.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend wordt op basis van bovenstaande gesteld dat, om hinderlijke kalkafzetting te voorkomen, moet voldaan zijn aan:

$$- SI < +0,3$$

De verzadigingsindex is berekend bij 10°C.

Het toepassen van deze aanbeveling dient echter met de nodige voorzichtigheid te geschieden, en nader onderzoek om deze te onderbouwen is noodzakelijk.

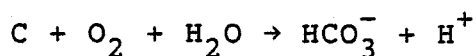
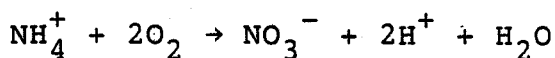
Daarnaast beveelt de werkgroep vooralsnog aan om bij ontharding voldoende aandacht te besteden aan maatregelen te voorkoming van microkristallen in het reine water.

## 9 VERANDERING VAN DE WATERSAMENSTELLING TIJDENS DISTRIBUTIE

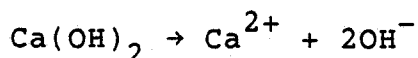
### 9.1 Oorzaken

Om het beoogde effect van conditionering te bereiken, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Diverse bacteriologische, fysische en chemische processen kunnen er echter de oorzaak van zijn, dat de watersamenstelling na het verlaten van het pompstation verandert. Voorbeelden van dergelijke processen zijn:

- de bacteriële oxydatie van ammonium en organische stoffen:

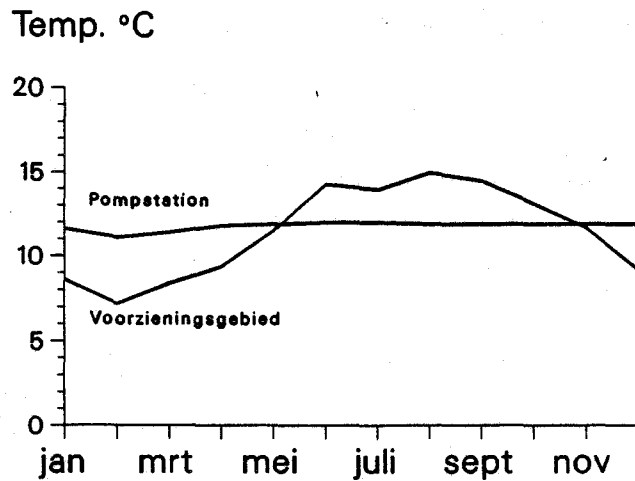


- de uitloging van calciumhydroxide uit betonnen of asbestcement leidingen, zie figuur 4;



- de opwarming c.q. afkoeling in het leidingnet. Een voorbeeld van temperatuursveranderingen in het leidingnet is opgenomen in figuur 12.

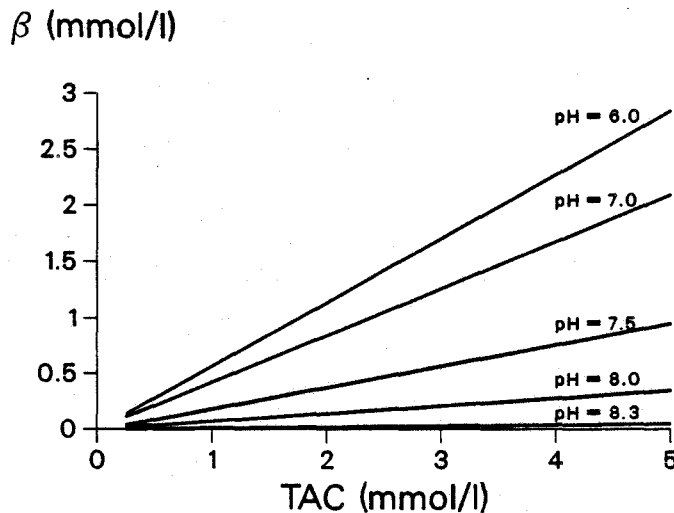
Deze verschijnselen leiden alle tot een verandering van de pH-waarde. Dergelijke pH-veranderingen kunnen negatieve consequenties hebben, zoals een toename van de metaalafgifte bij een daling van de pH en de verstopping van geisers door kalkafzettingen bij een toename van de pH.



Figuur 12 Verandering van de temperatuur van het water in het voorzieningsgebied van een pompstation van de WLF.

## 9.2 Omvang

De mate waarin pH-veranderingen optreden hangt af van de buffercapaciteit van het water. In drinkwater bepalen het anorganisch koolstofgehalte (TAC) en de pH voor het belangrijkste deel de buffercapaciteit. Zoals te zien is in figuur 13, daalt de buffercapaciteit met afnemende TAC en bereikt een minimum bij pH = 8,3.



Figuur 13 Buffercapaciteit ( $\beta$ ) als functie van TAC en de pH.

Hieruit volgt dat bij een gegeven "zuur- of loogproduktie" in het leidingnet, de pH-veranderingen het grootst zijn in watertypen met een lage TAC en een pH van 8,3.

Om al te sterke pH-veranderingen in het leidingnet te voorkomen mag TAC dus niet te laag zijn. Op diverse manieren heeft de commissie getracht enig inzicht te verkrijgen in de minimaal vereiste waarde van TAC: a) door middel van een oriënterende enquête in de bedrijfstak naar werkelijk optredende veranderingen in de watersamenstelling tijdens de distributie, b) door middel van een analyse van de continu-metingen die het KIWA de laatste jaren met monitorsystemen in talrijke voorzieningsgebieden heeft uitgevoerd (Van Eekeren, 1987) en c) door middel van theoretische beschouwingen.

De enquête in de bedrijfstak had betrekking op circa 35 pompstations en heeft uitgewezen, dat slechts bij hoge uitzondering veranderingen in de watersamenstelling optreden. Dit geldt niet alleen voor de pH, maar ook voor het waterstofcarbonaat- en zuurstofgehalte. Andere parameters zijn niet onderzocht. Hierbij moet aangetekend worden, dat het in de meeste gevallen om een zeer globale indruk ging, soms gebaseerd op één meting op één plaats in de periferie.

De monitormetingen laten wèl significante veranderingen in de watersamenstelling zien tijdens de distributie. Met name in gebieden met leidingen van gietijzer en asbestcement zijn pH-veranderingen van enkele tienden niet ongewoon (zie ook figuur 4), terwijl het zuurstofgehalte met tientallen procenten kan afnemen. Terzijde merken we op dat er, blijkens de monitormetingen, bij veel pompstations sprake is van sterke fluctuaties in de watersamenstelling. Tijdens de distributie vlakken deze fluctuaties enigszins af.

Veranderingen van de watersamenstelling tijdens distributie zijn ook uit andere bronnen bekend, bijvoorbeeld in Noorwegen (Vik, 1986), daar vertoonden zwak gebufferde watertypen veranderingen in samenstelling.

Bij de theoretische beschouwing zijn twee processen als uitgangspunt genomen: de oxydatie van ammonium en de uitloging van hydroxide uit asbestcement. Bij het eerste proces veronderstellen we (overeenkomstig KIWA-mededeling 54) een totale omzetting van de hoeveelheid ammonium, die volgens het Waterleidingbesluit maximaal aanwezig mag zijn (0,20 mg/l). De resulterende pH-verandering is in onderstaande tabel weergegeven voor diverse waarden van TAC en de (aanvangs) pH.

Tabel 1 pH-verandering als gevolg van de oxydatie van de maximaal toegestane hoeveelheid  $\text{NH}_4^+$  in drinkwater (0,20 mg/l N).

pH pompst.	TAC (mmol/l) pompst.	pH-daling in het leidingnet
7,5	1	0,1
	1,5	< 0,1
	2	< 0,1
	3	< 0,1
8,0	1	0,3
	1,5	0,2
	2	0,2
	3	0,1
8,3	1	0,6
	1,5	0,4
	2	0,3
	3	0,2

Vanzelfsprekend geeft deze tabel slechts een globale indicatie, mede omdat andere processen dan de oxydatie van ammonium buiten beschouwing zijn gelaten.

Bij de uitloging van asbestcement baseren we ons op de metingen, waarvan de resultaten in figuur 4 zijn weergegeven. Deze metingen hebben betrekking op een watertype met een pH van 8,15 en een TAC van 2 mmol/l. De pH neemt in de asbestcementleiding toe met 0,15 (overdag) à 0,35 (s'nachts) pH-eenheden, afhankelijk van de

verblijftijd. Veronderstellen we dat de hoeveelheid hydroxyl-ionen die uitloopt, niet afhangt van de watersamenstelling, dan kunnen we de pH-verhoging berekenen die zou zijn opgetreden bij andere pH- en TAC-waarden (zie tabel 2).

Tabel 2 Schatting van de pH-toename in de asbestcementleiding van figuur 4 bij andere pH-en TAC-waarden.

pH pompst.	TAC(mmol/l) pompst.	pH-verhoging na asbestcementleiding	
		dag	nacht
7,5	1	0,1	0,2
	1,5	< 0,1	0,1
	2	< 0,1	0,1
	3	< 0,1	0,1
8,0	1	0,2	0,5
	1,5	0,1	0,2
	2	< 0,1	0,2
	3	< 0,1	0,1
8,3	1	0,4	0,9
	1,5	0,3	0,6
	2	0,2	0,4
	3	0,1	0,3

### 9.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Uit bovenstaande tabellen blijkt dat bij TAC-waarden lager dan ongeveer 2 mmol/l, de pH-veranderingen onaanvaardbaar groot zijn. Op grond hiervan dient te worden aangehouden:

- TAC > 2 mmol/l

Onderkend wordt dat deze norm een betere onderbouwing behoeft.





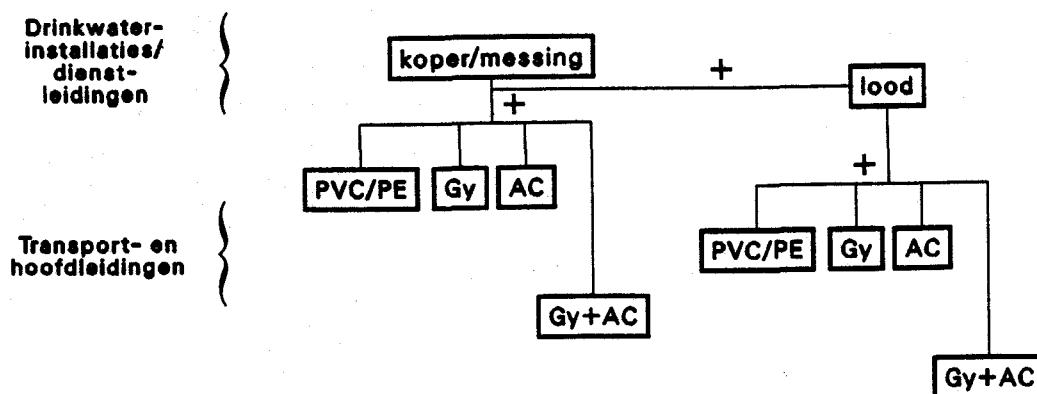
## 10 OPTIMALE SAMENSTELLING VAN DRINKWATER

Dit hoofdstuk geeft de aanbevelingen voor de optimale samenstelling van drinkwater. Deze volgen uit de voorgaande hoofdstukken. Bij de optimale samenstelling zijn de minste problemen te verwachten met corrosie, de afgifte van stoffen en de vorming van kalkafzettingen. We beperken ons tot de parameters pH, TAC en Ca, omdat deze door conditioneren te beïnvloeden zijn.

De optimale watersamenstelling hangt samen met de toegepaste leidingmaterialen en kan daarom per voorzieningsgebied verschillen. De aanbevelingen worden gegeven voor verschillende combinaties van leidingmaterialen.

### 10.1 Indeling van leidingmaterialen

In Nederland komen de volgende combinaties van leidingmaterialen voor: de drinkwaterinstallaties bevatten koper en messing. Daarnaast zijn er gebieden waar ook lood voorkomt. In het distributienet onderscheiden we enerzijds gebieden met leidingen van kunststof, gietijzer en cementgebonden materialen, en anderzijds gebieden waar een combinatie van de twee laatstgenoemde materialen gebruikt wordt. Er zijn dus acht combinaties van materialen mogelijk. Deze zijn in onderstaand schema weergegeven.



Figuur 14 Combinaties van leidingmaterialen (AC = asbestcement, cementmortel, Gy = gietijzer/staal).

10.2 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen

De optimale samenstelling van drinkwater per combinatie van materialen is in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 3 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen.

Combinatie van leidingmaterialen	Optimale watersamenstelling			
	pH	TAC <sup>1</sup>	SI <sup>2</sup>	$([Cl^-] + 2 [SO_4^{2-}])/TAC^1$
Koper + messing + PVC + PE	> x* < 8,3	> 2	< 0,3	
Koper + messing + gietijzer	> 7,5 > x < 8,3	> 2	< 0,3	< 1
Koper + messing + asbestcement, + cementmortel	> x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	
Koper + messing + gietijzer + asbestcement + cementmortel	> 7,5 > x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	< 1
koper + messing + lood + PVC + PE	> 7,8 > x < 8,3	> 2	< 0,3	
koper + messing + lood + gietijzer	> 7,8 > x < 8,3	> 2	< 0,3	< 1
koper + messing + lood + asbestcement + cementmortel	> 7,8 > x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	

1: alle concentraties in mmol/l

2: bij 10°C

\*:  $x = 0,38 TAC + 1,5 [SO_4^{2-}] + 5,3$

### 10.3 Optimale watersamenstelling voor alle leidingmaterialen

Voor een distributiesysteem, waarin alle leidingmaterialen voorkomen, gelden de volgende aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling (zie tabel 4).

Tabel 4 Optimale watersamenstelling voor een distributiesysteem, waarin alle traditioneel in Nederland toegepaste leidingmaterialen voorkomen.

---

pH:	> 7,8 > 0,38 TAC + 1,5 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] + 5,3 < 8,3
TAC:	> 2
SI:	> -0,2 < 0,3

---

$$([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$$

---

Vergelijken we laatstgenoemde aanbevelingen met die welke in KIWA-mededeling 54 zijn afgeleid, dan valt het volgende op:

- de ondergrens voor de pH is in de nieuwe aanbeveling afhankelijk van TAC en sulfaat. In gebieden met lood geldt een minimum pH-waarde van 7,8 (was 8,0);
- de ondergrens voor TAC is gelijk gebleven. Deze ondergrens is bedoeld om problemen met putcorrosie in koperen leidingen tegen te gaan en om te voorkomen dat de pH tijdens de distributie te veel verandert;
- de ondergrens voor de SI (bij 10°C) verlaagd is van 0 naar -0,2;
- in de nieuwe aanbeveling is een norm opgenomen voor het chloride- en sulfaatgehalte in relatie tot TAC.

De aanbevelingen in tabel 4 zijn mede te beschouwen als een technische uitwerking van de normen die in het Waterleidingbesluit gesteld zijn voor het lood- en kopergehalte van drinkwater. Het Waterleidingbesluit stelt ook grenzen aan andere parameters die in dit verband van belang zijn:

- de pH moet liggen tussen 7 en 9,5;
- het natriumgehalte moet lager zijn dan 120 mg/l;
- bij een hardheidsverlaging of ontzouting moet de totale hardheid minimaal 1,5 mmol/l bedragen;
- het waterstofcarbonaatgehalte moet groter zijn dan 30 mg/l.

Nemen we deze normen op in de bovengenoemde aanbevelingen, dan betekent dit dat bij het toepassen van ontharding de watersamenstelling in tabel 5 nagestreefd moet worden.

Tabel 5 Aanbevelingen voor de watersamenstelling bij ontharden.

---

pH:	> 7,8 > 0,38 TAC + 1,5 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] + 5,3 < 8,3
TAC:	> 2
SI:	> -0,2 < 0,3
((Cl <sup>-</sup> ) + 2 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ])/TAC:	< 1
Totale hardheid:	> 1,5
[Na <sup>+</sup> ]	< 5,2

---

Bij ontzuring gelden dezelfde aanbevelingen, met dien verstande dat de norm voor de totale hardheid vervalt.

11 LITERATUUR

Ammers, M. van, *H<sub>2</sub>O* 15, 485 (1982)

Ahmadi, A.B., "Effect of water quality parameters on corrosion of mild steel, copper and zinc", Thesis, University of Florida (1981)

Atlas, D., J. Coombs en O.T. Zajicek, *Water Res.* 16, 693 (1982).

Bruchem, H. van, KIWA-mededeling 83 (1984)

Diverse auteurs, *Werkst. u. Korros.*, 35, 565 (1984).

Drost, G., *H<sub>2</sub>O* 10, 230 (1985).

Eekeren, M.W.M. van, Diverse interne KIWA-rapporten (1987).

Eekeren, M.W.M. van, KIWA-rapport (in voorbereiding).

Elzenga, C.H.J., P.B. Meyer en J. Stumphius, *H<sub>2</sub>O* 7, 406 (1974).

Elzenga, C.H.J. en A. Graveland, *Proc. IWSA-symp.*, Rome 1986.

Haring, B.J.A., J.J.C. Karres, P. van der Poel en B.C.J. Zoeteman, *H<sub>2</sub>O* 12, 212 (1979).

Haring, B.J.A., "Lead in drinking water", proefschrift, Univ. van Amsterdam (1984).

Heck, R., *Proc. IWSA-symp.* Brighton 1974.

Hedberg, T. en E. Johansson, *Proc. IWSA-symp.* Rome 1986.

Heintges, G.A. en M.J. Pitters, *Installatietechniek* 11, 23 (1985).

Holtschulte, H. en M.R. Schock, in "Internal corrosion of water distribution systems", (Ed. AWWA/DVGW), 1985, blz. 417.

Hoven, Th.J.J. van den, H<sub>2</sub>O 17, 603 (1984).

Hoven, Th.J.J. van den, KIWA-mededeling 96 (1986).

Hoven, Th.J.J., P.K. Baggelaar en G.H. Ekkers, KIWA-mededeling (in voorbereiding).

Hulsmann, A.D., KIWA-mededeling 92 (1985).

Ives, D.J.G. en A.E. Rawson, J. Electrochem. Soc., 109, 447 (1962).

Jangsawang, S., M.Sc-rapport, IHE Delft (1987).

Jong, J.W. de, B.J.A. Haring, K.J. Hoogsteen en A.W. van Nes, H<sub>2</sub>O 17, 556 (1984).

KIWA, KIWA-mededeling 54 (1978).

Kleyn, H.F.W., H<sub>2</sub>O 19, 309 (1986).

Kostense, A., KIWA-mededeling 102 (1988).

Kristiansen, H., Werkst. u. Korros. 28, 743 (1977).

Kristiansen, H., Vatten, 38, 181 (1982).

Kuch, A., H. Sontheimer en I. Wagner, Werkst. u. Korros. 34, 107 (1983).

Kuch, A. en I. Wagner, Water Res. 17, 1303 (1983).

Ladeburg, H., Metall, 20, 33 (1966).

Larson, T.E. en R.V. Skold, JAWWA 49, 1294 (1957).

Lucey, V.F., Brit. Non-Ferrous Res. Ass., Res. Report A1838 (1972).

Lucey, V.F., Proc. Brit. Non-Ferrous Metals Res. Ass., Kopenhagen, 1973.

Meyer, E., Schr.-Reihe Verein WaBoLu 52, 9 (1981).

Meyer, E., Gas- und Wasserfach 123, 2 (1982).

Nil, W.E., DVGW-Schriftenreihe, Wasser 39, 51 (1984).

Nissing, W., Gas- und Wasserfach 117, 267 (1976).

Nissing, W., DVGW-Schriftenreihe, Wasser 39, 63 (1984).

Oliphant, R. J., Proc. IWSA-symp., Zürich (1982).

Orlebeke, J.F., L.J.P. van Doornen, Intermediair 20, 4 (1984).

Overath, H., GWF-wasser/abwasser 127 (1986), 533.

Plummer, L.N. en E. Busenberg, Geochem. Cosm. Acta 46, 1011 (1982).

Richards, W. N. en M.R. Moore, JAWWA 76, 60 (1984).

Romben, L., Proc. Contr. Qu. Str. Beton (RILEM Symp.), 1979.

Schock, M. R., JAWWA. 72, 695 (1980).

Schock, M.R. en R.W. Buelow, JAWWA 73, 609 (1981).

Schock, M. R. en Gardels, M. C., JAWWA 75, 87 (1983).

Sheiham, I. en P.J.J. Jackson, J. Inst. Water Engrs. 35, 491 (1981).

Singley, J.E., H. Sontheimer, A. Kuch, W. Kölle en A. Ahmadi, in "Internal Corrosion of Water Distribution Systems", (Ed. AWWA/DVGW), 1985, blz. 33.

Sontheimer, H., W. Kölle en V.L. Snoeyink, JAWWA 73, 572 (1981).

Sontheimer, H., P. Spindler en U. Rohmann, Wasserchemie für Ingenieure, Karlsruhe (E.B.I.) 1980.

Stumm, W. , JAWWA 48, 300 (1956).

Tanaka, R. en M. Nishio, gerefereerd door Yamauchi, S., K. Nagata, en S. Sato, Proc. Int. Symp. on corrosion of copper and copper alloys in building, Tokyo (1982).

Turner, M.E.D., Proc. Soc. Wat, Treatm. Exam. 10, 1962 (1961).

Unie van waterschappen, Jaaroverzicht 1984 van de Begeleidingscie. Richtlijn Zuiveringsslib.

Vewin, "Advies voor de aanpak van het probleem lood in drinkwater" (1987).

Vik, E.A., Aqua 4, 198 (1986).

Wagner, I. en A. Kuch, Water Supply 2, 3/4, SS 11-1 (1984).



mededeling  
nummer **100**

# optimale samenstelling van drinkwater

Rapport van de Commissie Conditionering

Opgesteld door:  
dr. Th.J.J. van den Hoven  
ir. M.W.M. van Eekeren

KIWA N.V.  
Hoofdafdeling Speurwerk  
Nieuwegein, oktober 1988

INHOUD	Blz.
WOORD VOORAF	5
SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	11
2 SAMENSTELLING VAN HET DISTRIBUTIENET	13
3 ASBESTCEMENT, BETON EN CEMENTMORTEL	15
3.1 Samenstelling en toepassing	15
3.2 Corrosiegedrag en afgifte van stoffen	15
3.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	20
4 GIETIJZER EN STAAL	23
4.1 Samenstelling en toepassing	23
4.2 Corrosiegedrag	23
4.3 IJzerafgifte	25
4.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	29
5 KOPER	31
5.1 Samenstelling en toepassing	31
5.2 Corrosiegedrag	31
5.3 Koperafgifte	36
5.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	41
6 MESSING	43
6.1 Samenstelling en toepassing	43
6.2 Corrosiegedrag	44
6.3 Afgifte van metalen	45
6.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	45
7 LOOD	47
7.1 Samenstelling en toepassing	47
7.2 Corrosiegedrag van loden leidingen en lood-tin-soldeer	47
7.3 Loodafgifte aan drinkwater	48

7.4	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	49
8	KALKAFZETTING IN WARMWATERTOESTELLEN	51
8.1	De afzetting van calciumcarbonaat	51
8.2	Relatie met de watersamenstelling	52
8.3	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	54
9	VERANDERING VAN DE WATERSAMENSTELLING TIJDENS DISTRIBUTIE	55
9.1	Oorzaken	55
9.2	Omvang	56
9.3	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	59
10	OPTIMALE SAMENSTELLING VAN DRINKWATER	61
10.1	Indeling van leidingmaterialen	61
10.2	Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen	62
10.3	Optimale watersamenstelling voor alle leidingmaterialen	63
11	LITERATUUR	65

#### FIGUREN

- 1 Samenstelling van het transport- en hoofdleidingnet (diameter groter dan 50 mm). Gegevens ontleend aan de VEWIN-statistieken over 1985.
- 2 Toegepaste leidingmaterialen in drinkwaterinstallaties in Nederland (gegevens ontleend aan (Haring et al. 1979))
- 3 Scanning-electronenmicroscopie-opname van een aangetaste asbestcement buis (bron: (Holtschulte en Schock, 1985))
- 4 pH-verhoging van drinkwater na passage van een asbestcement leiding (TAC = 2 mmol/l, lengte buis circa 4900 m, diameter buis 175 mm, leeftijd 37 jaar; gemiddelde verblijftijd van het water: 6 uur).

- 5 De corrosiesnelheid ( $v_{\text{cor}}$ ) en snelheid van ijzerafgifte ( $v_{\text{Fe}}$ ) van een stalen buis als functie van de chloride- of sulfaatconcentratie na verschillende looptijden ( $t$ ), zoals gemeten volgens de EBI-methode (testbuis 1,90 cm, alkaliniteit 250 mg/l, stroomsnelheid 0,5 m/s). (Ontleend aan Wagner en Kuch, (1984)).
- 6 IJzerconcentratie in tapkraanmonsters, genomen in twaalf verschillende voorzieningsgebieden in Noorwegen (bron: Vik, 1986)
- 7 Effect van het verhogen van het waterstofcarbonaatgehalte op de pH-fluctuaties in het leidingnet te Helden.
- 8 Vóórkomende koper-stagnatiecurven.
- 9 Invloed van de pH en TAC op de koperafgifte, zoals gemeten door Tanaka en Nishio (1982).
- 10 Structuur van  $\alpha, \beta$ -messing; witte gedeelte is  $\alpha$ -fase, donkere delen zijn  $\beta$ -fase (vergroting circa 200x).
- 11 REM-opname van kalkafzettingen in een warmwatertoestel vóór (a) en ná (b) ontharden. De calcietskristallen die zijn gevormd ná ontharding zijn kleiner van omvang, maar groter in aantal.
- 12 Verandering van de temperatuur van het water in het voorzieningsgebied van een pompstation van de WLF.
- 13 Buffercapaciteit ( $\beta$ ) als functie van TAC en de pH.
- 14 Combinaties van leidingmaterialen (AC = asbestcement, cementmortel, Gy = gietijzer/staal).

## TABELLEN

- 1 pH-verandering als gevolg van de oxydatie van de maximaal toegestane hoeveelheid  $\text{NH}_4^+$  in drinkwater (0,20 mg/l N).
- 2 Schatting van de pH-toename in de asbestcementleiding van figuur 4 bij andere pH-en TAC-waarden.
- 3 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen.
- 4 Optimale watersamenstelling voor een distributiesysteem, waarin alle traditioneel in Nederland toegepaste leidingmaterialen voorkomen.
- 5 Aanbevelingen voor de watersamenstelling bij ontharden.

## WOORD VOORAF

In 1978 heeft de KIWA-commissie "Methodieken Centrale Ontharding", in de vorm van Mededeling 54, aanbevelingen gedaan voor de samenstelling van het drinkwater. Het doel hiervan was om de corrosieverschijnselen en hinderlijke afzettingen in drinkwaterdistributiesystemen te beperken. Sinds die tijd is er op dit gebied veel onderzoek gedaan en dat is de reden dat in de bedrijfstak van waterleidingbedrijven de behoefte ontstond, om de destijds geformuleerde aanbevelingen te evalueren en zonodig te herzien. Onder meer voor dit doel is in 1985 de KIWA-commissie "Conditionering" ingesteld, bestaande uit de volgende personen:

drs. A. Boes (voorzitter)	N.V. Waterleiding Friesland
Dr. M. van Ammers	N.V. Waterleiding Friesland
ir. J. Bruyn	N.V. Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland
ir. W.H. Dierx	N.V. Waterleidingmaatschappij Limburg
Dr. ir. A. Graveland	Gemeentewaterleidingen Amsterdam
Dr. B.J.A. Haring	Min. van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
ir. K.J. Hoogsteen	N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe
Dr. Th.J.J. van den Hoven	KIWA N.V.
ing. A. Kostense (secretaris)	KIWA N.V.
ir. J.C. Schippers	KIWA N.V.
ir. H. Vaessen	N.V. Waterleidingmaatschappij Gelderland

De commissie "Conditionering" heeft de bestaande aanbevelingen geëvalueerd. De resultaten van deze evaluatie zijn het onderwerp van deze Mededeling.

De volgende personen uit de commissie hebben deze Mededeling voorbereid:

Dr. ir. A. Graveland (voorzitter)	Gemeentewaterleidingen Amsterdam
Dr. M. van Ammers	N.V. Waterleiding Friesland
drs. A. Boes	N.V. Waterleiding Friesland
Dr. Th.J.J. van den Hoven	KIWA N.V.
ing. A. Kostense	KIWA N.V.

## SAMENVATTING

Deze mededeling bevat aanbevelingen voor de samenstelling van drinkwater. De aanbevelingen worden gegeven met de bedoeling om:

- de opname van lood en koper vanuit het leidingnet en drinkwaterinstallaties zo veel mogelijk tegen te gaan. Uitgangspunt daarbij is dat de grenswaarden in het Waterleidingbesluit niet overschreden mogen worden. Het beperken van het lood- en kopergehalte van drinkwater is van belang voor de volksgezondheid en het milieu;
- de opname van asbestvezels als gevolg van de aantasting van asbestcement leidingen te voorkomen;
- de aantasting van leidingmaterialen te beperken;
- hinderlijke afzettingen van kalksteen in leidingen en drinkwaterinstallaties tegen te gaan;
- sterke veranderingen van de pH in het leidingnet te vermijden. Om de vier eerder genoemde doelen te verwezenlijken, moet de watersamenstelling immers gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen blijven.

Voor een distributiesysteem waarin alle traditioneel in de bedrijfstak toegepaste materialen voorkomen (gietijzer, staal, asbestcement, beton, PVC, PE, koper, lood en messing), gelden de volgende aanbevelingen:

- $7,8 \leq (0,38 \text{ TAC} + 1,5 [\text{SO}_4^{2-}] + 5,3) < \text{pH} < 8,3$
- $\text{TAC} > 2$
- $-0,2 < \text{SI} < 0,3$
- $([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$

Alle concentraties staan in mmol/l. De SI-waarden gelden bij 10°C.



Onder TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) wordt verstaan de som van de concentraties van koolstofdioxide, waterstofcarbonaat en carbonaat in mmol/l. Wanneer de pH van het water tussen 7,8 en 8,3 ligt, is TAC bij benadering gelijk aan het gehalte aan waterstofcarbonaat. Om redenen van uniformiteit is in alle aanbevelingen het begrip TAC gehanteerd in plaats van het waterstofcarbonaatgehalte. In het aanbevolen pH-gebied is dit verantwoord.

Voor de pH zijn een boven- en ondergrens gegeven. De bovengrens van 8,3 is bedoeld om verstoppingen als gevolg van de ontzinking van messing tegen te gaan. Voor de ondergrens gelden twee waarden; een vaste waarde van 7,8 en een variabele waarde, die afhangt van het TAC- en sulfaatgehalte. De vaste waarde heeft betrekking op het loodoplossend vermogen, de variabele waarde op het koperoplossend vermogen. Vanzelfsprekend moet de hoogste van deze twee waarden als ondergrens worden aangehouden. Hierbij wordt aangetekend dat bij deze ondergrens voor de pH juist wordt voldaan aan de grenswaarden die in het Waterleidingbesluit zijn gesteld aan het lood- en kopergehalte van drinkwater. Bij hogere pH-waarden is het lood- en kopergehalte lager.

Naar verwachting blijft in het aanbevolen pH-gebied in de meeste voorzieningsgebieden het lood- en kopergehalte beneden de grenswaarden genoemd in het Waterleidingbesluit. Er kunnen zich echter omstandigheden voordoen waar desondanks een overschrijding van de grenswaarden plaatsvindt. Het is daarom aan te bevelen om met behulp van proefopstellingen het lood- en koperoplossend vermogen in de praktijk vast te stellen.

De ondergrens voor TAC van 2 mmol/l is bedoeld om putcorrosie in koperen leidingen tegen te gaan en om sterke veranderingen van de pH in het distributienet te voorkomen. Dit laatste is van belang, enerzijds omdat een daling van de pH in het leidingnet het lood- en kopergehalte aan de tapkraan verhoogt, anderzijds omdat een stijging van de pH de kans op hinderlijke kalkafzettingen vergroot.

Ook de SI kent een boven- en ondergrens. De ondergrens van -0,2 is bedoeld om de afgifte van asbestvezels tegen te gaan. De bovengrens

van +0,3 komt voort uit de noodzaak om de vorming van kalksteen in warmwatertoestellen te beperken.

Hierbij dient te worden vermeld dat zich recent bij twee bedrijven, die geconditioneerd water distribueren, klachten hebben voorgedaan over een toename van kalkafzetting in warmwatertoestellen, terwijl voldaan werd aan de genoemde bovengrens voor de SI. Deze klachten komen voor, zowel met water dat is ontzuurd, als met water dat is onthard. De oorzaak van deze verschijnselen wordt momenteel onderzocht.

De aanbeveling voor chloride en sulfaat, in combinatie met TAC, heeft betrekking op gietijzeren en stalen leidingen. Verder is beperking van het chloridegehalte van belang voor messing fittingen.

De bovengenoemde aanbevelingen komen in de plaats van de aanbevelingen die in 1978 zijn opgesteld door de commissie Methodieken Centrale Ontharding in KIWA-mededeling 54.



## 1 INLEIDING

De afgelopen tien jaar is veel onderzoek gedaan naar de corrosieverschijnselen in distributiesystemen voor drinkwater. Deze studies richtten zich niet alleen op de materiaalaspecten, maar ook op de verontreiniging van het drinkwater die meestal met corrosie gepaard gaat. Er is veel moeite gedaan om de relatie met de watersamenstelling te ontrafelen en voor een aantal corrosievormen is men erin geslaagd om deze relatie kwantitatief te beschrijven.

Het besef dat de watersamenstelling in sterke mate van invloed is op de corrosie, heeft geleid tot de ontwikkeling en toepassing van waterbehandelingsmethoden. Deze methoden, die men samenvat onder de term "conditioneren", behelzen een pH-wijziging al of niet in combinatie met een aanpassing van het waterstofcarbonaatgehalte.

Daarnaast bestaat er nog een andere methode van waterbehandelen om corrosie te bestrijden, namelijk het doseren van inhibitoren zoals fosfaten en silicaten. In het buitenland maken veel waterleidingbedrijven van deze methode gebruik. Het doseren van inhibitoren vindt in Nederland geen toepassing en blijft daarom in dit rapport buiten beschouwing. Conditioneren is overigens niet alleen bedoeld om corrosieverschijnselen te bestrijden, maar ook om de vorming van hinderlijke kalkafzetting tegen te gaan.

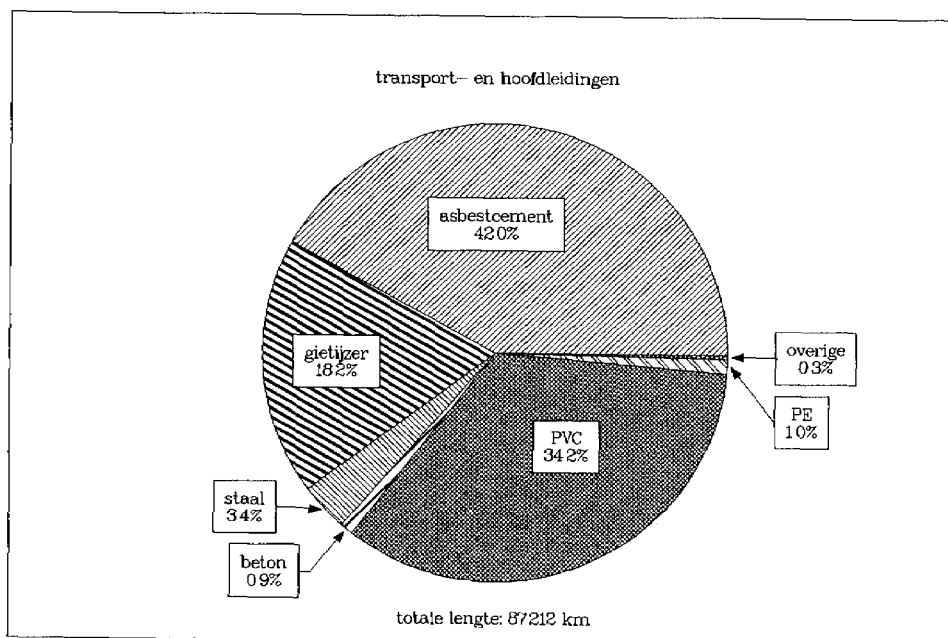
Een steeds terugkerende vraag van waterleidingbedrijven is, welke watersamenstelling bij het conditioneren nagestreefd dient te worden. Dit rapport beoogt hier een handreiking te bieden door aanbevelingen te geven voor de optimale samenstelling van drinkwater. Deze aanbevelingen worden gebaseerd op de huidige kennis van de corrosieverschijnselen en kalkafzettingen in distributiesystemen. Behalve deze technische aspecten vormen ook overwegingen met betrekking tot gezondheid en milieu de grondslag voor de op te stellen aanbevelingen.

We starten met het geven van een overzicht van de toegepaste leidingmaterialen in hoofdstuk 2. Daarna volgt in de hoofdstukken 3 tot en met 7 een beschrijving van de corrosieproblemen en het corrosiegedrag van de volgende leidingmaterialen: asbestcement en

beton, gietijzer en staal, koper, messing en lood. De kunststoffen blijven buiten beschouwing, omdat zij niet door drinkwater worden aangetast. Hoofdstuk 8 behandelt de afzetting van kalksteen in leidingen en toestellen. Ieder afzonderlijk hoofdstuk wordt afgesloten met het aangeven van de optimale watersamenstelling om problemen door corrosie en de afzetting van kalksteen te beperken. Om het beoogde effect van conditionering te bereiken, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Hoofdstuk 9 laat zien hoe dit bij een juiste keuze van de watersamenstelling gerealiseerd kan worden. Tenslotte wordt in hoofdstuk 10 de informatie uit de voorgaande hoofdstukken samengevoegd en worden de aanbevelingen uit KIWA-mededeling 54 geëvalueerd.

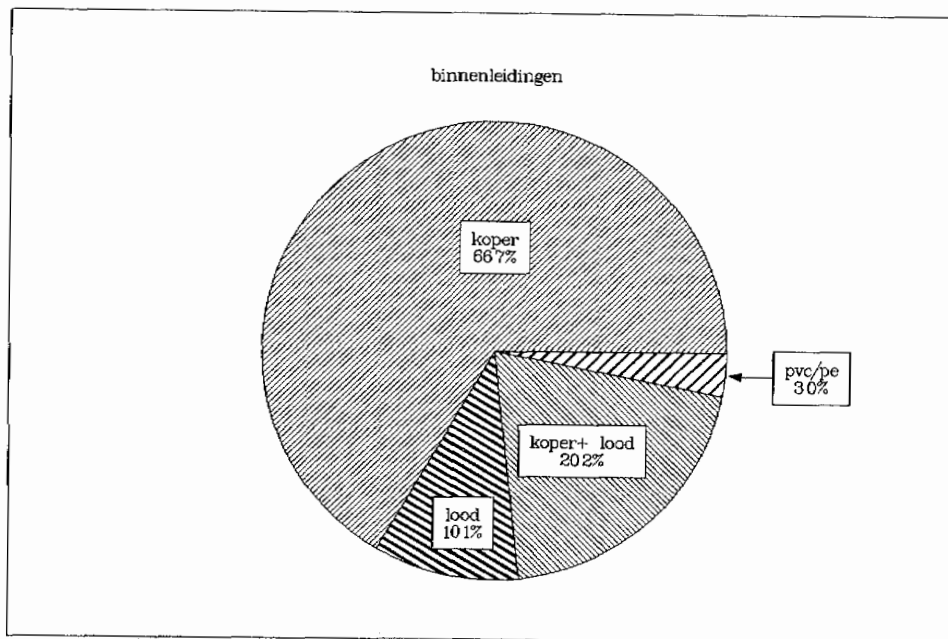
## 2 SAMENSTELLING VAN HET DISTRIBUTIENET

Het distributienet is te verdelen in transport- en hoofdleidingen, dienstleidingen en drinkwaterinstallaties. Het transport- en hoofdleidingnet in Nederland bestaat vrijwel geheel uit asbestcement, PVC en gietijzer (figuur 1).



Figuur 1 Samenstelling van het transport- en hoofdleidingnet (diameter groter dan 50 mm). Gegevens ontleend aan de VEWIN-statistieken over 1985.

De ongeveer vijf miljoen dienstleidingen zijn uitgevoerd in koper, lood, PVC en polyetheen (PE). De loden leidingen vormen 11% van het totale bestand (Van den Hoven, 1986). Van de andere materialen zijn geen recente gegevens beschikbaar. Voor de drinkwaterinstallaties worden over het algemeen dezelfde materialen toegepast als voor de dienstleidingen; echter, de mate waarin deze materialen toegepast zijn, verschilt. Ruim 95% van de installaties is uitgevoerd in koper en/of lood (Haring et al. (1979), figuur 2).



Figuur 2 Toegepaste leidingmaterialen in drinkwaterinstallaties in Nederland (gegevens ontleend aan (Haring et al. 1979))

### 3 ASBESTCEMENT, BETON EN CEMENTMORTEL

#### 3.1 Samenstelling en toepassing

Asbestcement en beton worden op grote schaal gebruikt als materiaal voor transport- en hoofdleidingen, cementmortel als materiaal voor de inwendige bekleding van metalen leidingen. De eerste asbestcement leiding in Nederland is in 1931 gelegd.

Asbestcement, beton en cementmortel bestaan voor een belangrijk deel uit cement, dat als bindmiddel fungeert voor respectievelijk asbestvezels, grind en zand. Laatstgenoemde materialen zijn chemisch vrijwel inert, zodat de aantasting van de cementgebonden materialen zich concentreert op het cement. Cement bevat een zeer groot aantal verbindingen. De belangrijkste zijn  $C_3S$  ( $= 3CaO.SiO_2$ ),  $C_2S$  ( $= 2CaO.SiO_2$ ),  $C_3A$  ( $= 3CaO.Al_2O_3$ ),  $C_4AF$  ( $= 4CaO.Al_2O_3.Fe_2O_3$ ) en vrij kalk  $Ca(OH)_2$  (Holtschulte en Schock, 1985). Het vrij kalkgehalte daalt na de fabricage onder invloed van een waterbehandeling en door het contact met de lucht tijdens de opslag en het transport.

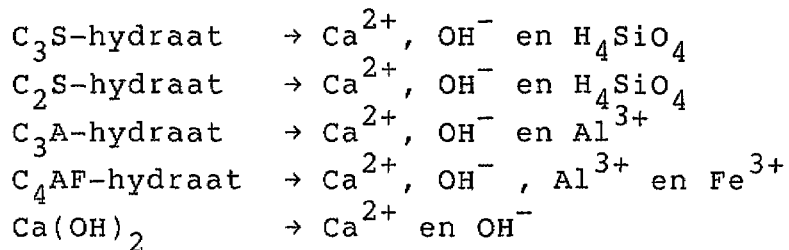
Betonnen buizen zijn voorzien van een stalen wapening. Als gevolg van desintegratie van de buis en permeatie kunnen corrosieve stoffen vanuit het drinkwater de wapening bereiken. De corrosieprocessen die hiervan het gevolg kunnen zijn komen in paragraaf 4.2 aan de orde.

#### 3.2 Corrosiegedrag en afgifte van stoffen

Deze paragraaf behandelt uitsluitend de aantasting onder invloed van zuren en de relatie hiervan met het kalk/koolzuur-evenwicht. Andere vormen van corrosie (zoals sulfaat- en ionenwisselingscorrosie) blijven buiten beschouwing, omdat deze geen rol van betekenis hebben in leidingen waarin drinkwater gedistribueerd wordt.



Tijdens de fabricage voegt men water toe aan het cement, wat leidt tot hydratatie van de cementverbindingen en de vorming van cementsteen ("uitharding"). Tevens wordt daardoor vrij kalk gevormd. Komt het cementsteen in contact met water, dan lossen de gehydrateerde cementzouten en de kalk op (Schock en Buelow, 1981):



In water dat anorganisch koolstof bevat, wordt de uitloging van de kalk op den duur belemmerd door de vorming van calciumcarbonaat op de buiswand. Deze afzetting is het gevolg van oververzadiging aan calciumcarbonaat onder invloed van de pH-verhoging.

De aantasting van cement aan de drinkwaterzijde kan leiden tot de volgende verschijnselen:

- a. Een desintegratie van (de toplaag van) de asbestcement buis, waardoor vezels bloot komen te liggen en gemakkelijk in het water terecht kunnen komen. Een voorbeeld van een dergelijke aantasting is te zien in figuur 3.

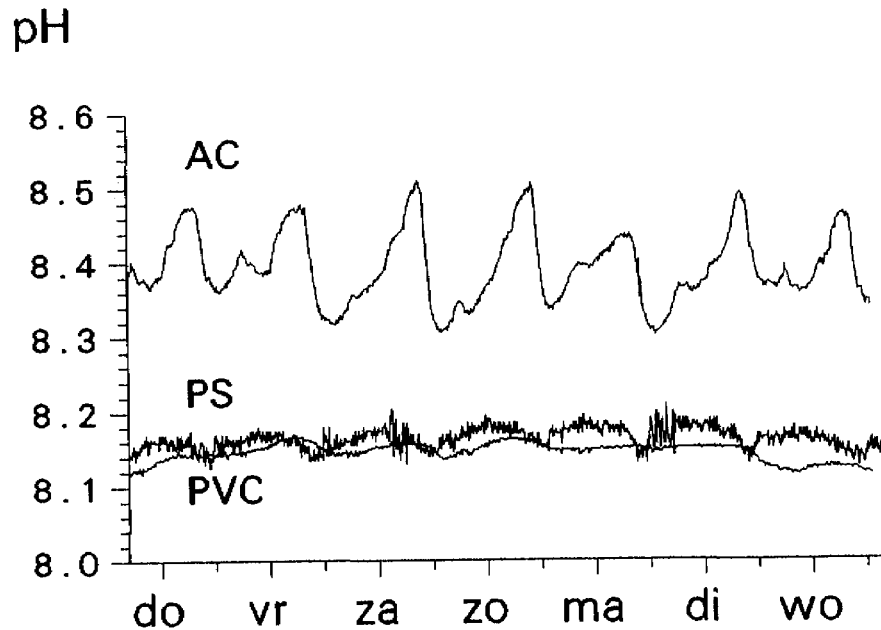
In Nederland zijn vezelconcentraties tot circa 250 miljoen per liter gerapporteerd (Elzenga et al., 1974).



Figuur 3 Scanning-electronmicroscopie-opname van een aangestaste asbestcement buis (bron: (Holtschulte en Schock, 1985))

- b. Een toename van de pH van het drinkwater, alsmede van het vaste stofgehalte en de concentratie van calcium, ijzer, aluminium en silicaten. Dergelijke verschijnselen zijn veelvuldig in de praktijk waargenomen. Een voorbeeld van een pH-verhoging is opgenomen in figuur 4. Deze figuur toont de resultaten van continue pH-metingen in een watertype na het verlaten van het pompstation en na passage van een asbestcement en, als referentie, een PVC distributieleiding. Duidelijk is de sterke pH-verhoging in de asbestcement leiding te zien, met name tijdens de nachtelijke uren, wanneer de verblijftijd lang is. Andere voorbeelden van wijzigingen in de watersamenstelling in asbestcement leidingen zijn beschreven door Sontheimer et al. (1980) en Jangsawang (1987). Laatstgenoemde heeft in het laboratorium vastgesteld dat het calciumgehalte niet alleen kan toenemen, maar ook kan dalen. Dit is het gevolg van het neerslaan

van calciumcarbonaat onder invloed van  $\text{Ca(OH)}_2$  dat is uitge-  
loogd. Een dergelijke "ontharding" is in de praktijk waar-  
genomen.



Figuur 4 pH-verhoging van drinkwater na passage van een asbest-  
cement leiding (TAC\* = 2 mmol/l, lengte buis circa  
4900 m, diameter buis 175 mm, leeftijd 37 jaar;  
gemiddelde verblijftijd van het water: 6 uur).

\* Onder TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) wordt verstaan  
de som van de concentraties van koolstofdioxide,  
waterstofcarbonaat en carbonaat in mmol/l. Wanneer de pH van  
het water tussen 7,8 en 8,3 ligt, is TAC bij benadering gelijk  
aan het gehalte aan waterstofcarbonaat.

- c. Een vermindering van de buissterkte, met uiteindelijk buisbreuk  
en lekkage. Tot voor kort was van dergelijke problemen in de  
Nederlandse drinkwatersector geen sprake. Weliswaar kwamen  
incidenteel lekkages en buisbreuken voor, maar meestal was dit  
het gevolg van uitwendige corrosie. Men ging er vanuit, mede op  
grond van laboratoriumonderzoek (bijvoorbeeld Romben, 1979), dat

de inwendige aantasting van asbestcement door drinkwater dermate traag verloopt dat er bij de gebruikelijke wanddikten geen problemen ontstaan. Recent hebben zich echter op een aantal plaatsen buisbreuken voorgedaan, die doen vermoeden dat inwendige corrosie onder bepaalde omstandigheden wel degelijk aanleiding geeft tot sterkteproblemen.

- d. Een toename van het energieverlies tijdens transport als gevolg van een toename van de wandruwheid.

Van de opgesomde bezwaren is de vezelafgifte de meest zwaarwegende, vanwege de mogelijk nadelige effecten op de gezondheid. Dit aspect is de afgelopen tien jaar uitgebreid onderzocht (Meyer (1982), Holtschulte en Schock, (1985)). De conclusie van dit onderzoek is dat er geen nadelen voor de gezondheid zijn als gevolg van de orale opname van asbestvezels via drinkwater. Desalniettemin is het gewenst om de vezelafgifte tegen te gaan, met name om verspreiding van asbestvezels in het milieu te beperken. Volgens Meyer is dit te bereiken door de Langelier-verzadigingsindex (SI) van het water in te stellen op waarden groter dan  $-0,2$ . Hij concludeert dit uit een onderzoek naar de aanwezigheid van asbestvezels in diverse water-soorten in West-Duitsland. Helaas maakt Meyer in zijn artikel niet duidelijk hoe hij de SI-waarden heeft verkregen, maar blijkens de latere interpretatie in de Duitse wetgeving (zie hierna), gaat het ofwel om gemeten waarden ofwel om berekende waarden waarbij de constanten van Plummer en Busenberg (1982) zijn gebruikt.

Vermeldenswaard is nog de constatering van Meyer dat afzettingen (bijvoorbeeld van ijzeroxiden) de vezelafgifte volledig voorkómen, zelfs in zeer agressieve watertypen ( $SI = -2,0$ ). Ook uit onderzoek in Amerika (Holtschulte en Schock, 1985) blijkt, dat neerslagen van ijzer-, zink- en fosfaatverbindingen de corrosie van asbestcement en beton tegengaan. Meyer presenteert in zijn artikel verder nog een bewerking van resultaten van Amerikaans onderzoek naar asbestcement vezels. Bij SI-waarden beneden  $-0,8$  wordt een significante vezelafgifte gemeten, bij SI-waarden groter dan  $+0,3$  wordt geen

vezelafgifte gemeten. Van het tussenliggende gebied zijn geen resultaten beschikbaar.

Het onderzoek van Meyer vormt een belangrijke basis voor de normstelling van de Duitse overheid voor de toepassing van asbestcement. Deze norm is vastgelegd in de Trinkwasserverordnung (TVO) van 1986. Hierin wordt gesteld dat a) bij cementhoudende materialen in het pH-gebied van 6,5 - 8,0 en b) bij asbestcement in het pH-gebied van 6,5 - 9,5, de pH van het drinkwater niet lager mag zijn dan 0,2 pH-eenheid beneden de verzadigings-pH van calciumcarbonaat. Niet duidelijk is waar de pH-grenzen op gebaseerd zijn. Verder moet benadrukt worden dat er, blijkens een publicatie van Overath (1986) binnen de Duitse waterleidingsector onenigheid bestaat over deze norm. Deze onenigheid blijkt ook uit het feit dat de DVGW in 1988 in een persbericht van een geheel andere norm uitgaat: als het kalkoplossend vermogen van het water kleiner is dan circa 10 mg/l  $\text{CaCO}_3$ , kunnen volgens dit persbericht asbestcement buizen zonder problemen worden toegepast. Ook de basis van deze stelling is niet duidelijk. Voor watertypen, waarvan de pH-waarde van calciumcarbonaatverzadiging lager is dan circa 7,5 is deze norm strenger dan de TVO-norm. Daarboven geldt het omgekeerde.

### 3.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend blijkt dat op dit moment geen helder inzicht bestaat in alle factoren die de agressiviteit van drinkwater voor asbestcement en cementmortel bepalen. Bestaande aanbevelingen gaan slechts uit van bescherming door deklagen van calciumcarbonaat. Ook in Nederland is weinig praktijkinformatie bekend.

De huidige inzichten geven aan dat de aantasting van cementgebonden materialen en de afgifte van asbestvezels acceptabel is, indien aan de volgende voorwaarden is voldaan:

$$- SI > -0,2$$

Ongetwijfeld is de aantasting minimaal als  $SI > 0$ .

De vraag is echter of de SI toereikend is om de corrosie van en vezelafgifte door asbestcement buizen in een bepaald watertype te voorspellen. De SI heeft alleen betrekking op het oplossen en neerslaan van calciumcarbonaat. Zoals eerder besproken, spelen andere verbindingen, zoals die van ijzer of mangaan, ook een belangrijke rol bij de bescherming van asbestcement buizen tegen corrosie. Over de vorming van dergelijke neerslagen doet de SI geen uitspraak. Een negatieve SI hoeft dus niet altijd aantasting en vezelafgifte te impliceren. Ook een positieve SI is geen garantie tegen corrosie, omdat met name bij lage buffercapaciteit inhomogene lagen van calciumcarbonaat gevormd kunnen worden, die uitloging van diverse componenten niet volledig tegengaan (Stumm, 1956).

Wanneer uitgegaan wordt van een bescherming door calciumcarbonaat, verdient een normstelling op basis van het kalkoplossend vermogen de voorkeur boven een norm op basis van de SI, omdat het kalkoplossend vermogen een meer directe relatie heeft met de mate waarin cement wordt aangetast. Helaas ontbreekt het nog aan voldoende gegevens om hiervoor een norm te formuleren.



## 4 GIETIJZER EN STAAL

### 4.1 Samenstelling en toepassing

Gietijzer is een ijzer/koolstof/siliciumlegering met 2 à 4,5% koolstof en een siliciumgehalte van tussen de 0,5 en 3,5%. Daarnaast zijn altijd sporen mangaan, zwavel en fosfor aanwezig. Oorspronkelijk gebruikte men het zogenaamde lamellair gietijzer, ook wel bekend als grijs gietijzer. Kenmerkend hiervoor is dat de vrije koolstof in de vorm van lamellen voorkomt. Ongeveer dertig jaar geleden vond de opkomst van een andere vorm, het nodulair gietijzer plaats. Zoals de naam doet vermoeden, komt de vrije koolstof hier in de vorm van bolletjes (nodulen) voor. De sterkte en de taaiheid van het gietijzer worden hierdoor in gunstige zin beïnvloed. Bij gebruik van nodulair gietijzer kan dan ook met een geringere wanddikte volstaan worden. Dit heeft ertoe geleid, dat waterleidingbuizen van grijs gietijzer niet meer gelegd worden.

Lamellair gietijzer werd veelal aan de binnenzijde bekleed met een dunne dompellaag van asfaltbitumen of steenkoolteerpek. Deze dompellaag diende met name om de buizen tijdens de opslag te beschermen tegen atmosferische corrosie.

Nodulair gietijzeren leidingen worden tegenwoordig vaak inwendig bekleed met cementmortel.

### 4.2 Corrosiegedrag

In drinkwater geschiedt de oxydatie van ijzer en staal voornamelijk onder invloed van de opgeloste zuurstof. Ook andere componenten zoals nitraat, waterstof-ionen en, wanneer er gechloord wordt, bepaalde chloorcomponenten kunnen als oxydator fungeren. Verder wordt van bacteriën verondersteld, dat ze de corrosie van gietijzer bevorderen.

De vrijgekomen ijzerionen verbinden zich vervolgens met bestanddelen uit het water tot een breed scala van ijzerverbindingen op de buiswand. Dergelijke deklagen kunnen zeer volumineus worden, waar-



door de hydraulische weerstand van de buis toeneemt en de transportcapaciteit afneemt. Bovendien hebben volumineuze deklagen een negatieve invloed op de waterkwaliteit.

Diverse onderzoekers hebben pogingen gedaan, om de belangrijkste processen van deklaagvorming in een model te beschrijven. Het meest succesvol is het zogenaamde "sideriet"-model van Sontheimer et al. (1981). In dit model speelt de precipitatie van  $\text{Fe}^{2+}$ -verbindingen, met name  $\text{FeCO}_3$ , een centrale rol bij de vorming van beschermende deklagen. Een goede, dichte deklaag wordt volgens dit model alleen verkregen, indien de vorming van  $\text{Fe}^{3+}$ -houdende verbindingen plaatsvindt via  $\text{FeCO}_3$  en niet via de rechtstreekse oxidatie van  $\text{Fe}^{2+}$  tot  $\text{Fe}^{3+}$ -ionen. In het laatste geval vindt neerslagvorming namelijk vanuit de waterfase plaats, waardoor een poederige, poreuze deklaag ontstaat. Omstandigheden die de vorming van  $\text{Fe}^{2+}$ -neerslagen bevorderen, zoals een goede buffercapaciteit (een niet te laag waterstofcarbonaatgehalte) en de aanwezigheid van fosfaten en organische stoffen, vergroten de beschermende werking van een deklaag. De corrosiesnelheid neemt daardoor af. Deze trends zijn experimenteel bevestigd (zie hierna), hetgeen pleit voor de betrouwbaarheid van het model. Desondanks is het model voor de praktijk van beperkte betekenis, omdat vele andere parameters er niet in voorkomen.

Het experimentele onderzoek naar het effect van de watersamenstelling op de corrosie komt in de volgende paragraaf aan de orde.

Bij het in oplossing gaan van ijzer blijft de koolstof in de matrix achter. Dit verschijnsel wordt aangeduid met grafitering ("verpotloding"). Het leidt tot een verzwakking van het gietijzer. Meestal treedt de grafitering gelijkmatig over het gehele oppervlak op, waardoor de kans op het uitvallen van een buis als gevolg van lekkage gering is.

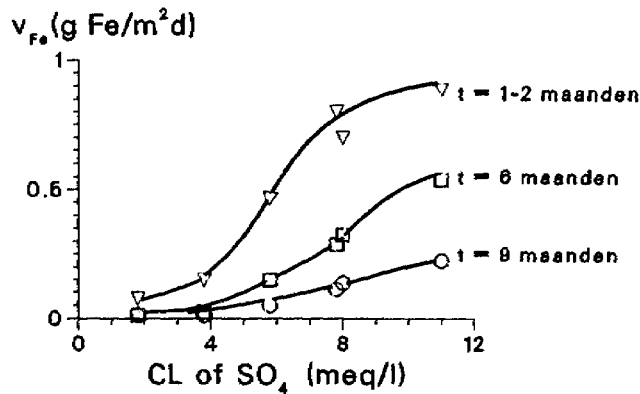
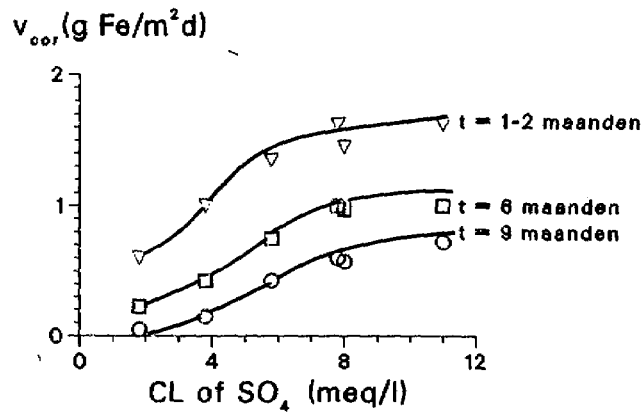
### 4.3 IJzerafgifte

Als gevolg van de gietijzercorrosie verslechtert de waterkwaliteit, onder meer door een toename van het ijzergehalte en door bacteriegroei in de deklagen. Het ijzer komt zowel voor in opgeloste vorm als in deeltjes; het kan het water verkleuren (geel-bruin, in een zuurstofloos milieu groen) ten gevolge van ijzer(II)-ionen en -complexen, en troebel maken.

Ook indirect kan de ijzerafgifte de waterkwaliteit beïnvloeden. Lood wordt op ijzerhoudende deeltjes geadsorbeerd of wordt erin ingebouwd (Drost, 1985), waardoor de loodname via drinkwater vergroot kan worden.

In vele laboratoria zijn onderzoeken verricht naar de relatie tussen de watersamenstelling enerzijds en de corrosie en ijzerafgifte anderzijds. In dit verband is met name het onderzoek van het Engler Bunte Instituut (EBI) in Duitsland het vermelden waard (Kuch et al. (1983), Wagner en Kuch (1984), Singley et al. (1985), diverse auteurs (1984)). Dit instituut past een methode toe, waarbij een gietijzeren buis in een gesloten circuit in contact wordt gebracht met het te onderzoeken water. Meting van het zuurstofverbruik en het ijzergehalte geeft informatie over de corrosiesnelheid respectievelijk de ijzerafgifte aan drinkwater. Het EBI heeft op deze wijze het effect van diverse waterparameters onderzocht. Daaruit blijkt onder meer dat de corrosie en ijzerafgifte toenemen bij:

- een dalende pH, met name beneden pH-waarden van 7 à 7,5;
- een afnemend organisch stofgehalte;
- een toenemend chloride- en sulfaatgehalte (zie figuur 5);
- een afnemende buffercapaciteit. De kwaliteit van de deklaag (gemeten als het percentage ijzer dat bij de corrosie in de deklaag achterblijft) neemt dan ook af;
- een afnemend fosfaatgehalte;
- het sterk wisselen van de watersamenstelling.



Figuur 5 De corrosiesnelheid ( $v_{cor}$ ) en snelheid van ijzerafgifte ( $v_{Fe}$ ) van een stalen buis als functie van de chloride- of sulfaatconcentratie na verschillende looptijden ( $t$ ), zoals gemeten volgens de EBI-methode (testbuis 1,90 cm, alkaliniteit 250 mg/l, stroomsnelheid 0,5 m/s). (Ontleend aan Wagner en Kuch, (1984)).

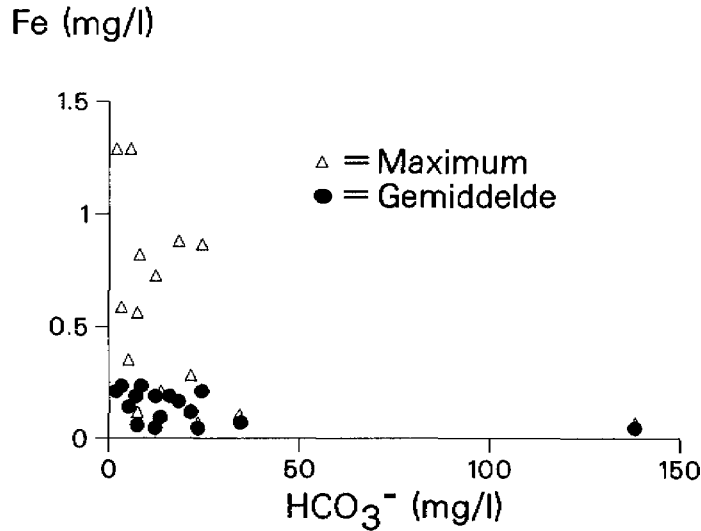
Hedberg en Johansson (1986) tonen met de EBI-methode en met gewichtsverliesproeven ook een toename van de ijzercorrosie aan bij een afnemend waterstofcarbonaatgehalte. Dezelfde trend constateren Nissing (1976), Ahmadi (1981) en Vik (1986) aan de hand van elektrochemische metingen. Hedberg en Johansson meten een maximale corrosiesnelheid bij pH = 8,5 (TAC tussen 0,16 en 1,6 mmol/l) en wijten dit aan het feit dat de buffercapaciteit dan minimaal is.

Calcium vermindert volgens deze onderzoekers de corrosiesnelheid. Eenzelfde gunstige invloed van calcium is in de jaren vijftig gevonden door Larson en Skold (1957).

Ahmadi toonde door middel van een uitgebreid laboratoriumonderzoek aan, dat de opgeloste zuurstof de grootste factor van invloed op de ijzercorrosie is. Ook uit dit onderzoek is gebleken, dat chloride en sulfaat de corrosiesnelheid vergroten. Deze toename van de corrosiesnelheid vond met name plaats in het concentratiegebied beneden de 100 mg/l en was sterker in niet gebufferde oplossingen dan in oplossingen waaraan de buffer natriumboraat was toegevoegd.

Bedacht moet worden dat bovenstaande informatie ontleend is aan laboratoriumproeven. De betekenis van laboratoriumproeven voor de praktijk is niet altijd duidelijk. Wel lijken praktijkervaringen de ongunstige invloed van chloride en het gunstige effect van carbonaten en fosfaten te bevestigen. Zo werd in Bremen (Heck, 1974) een aanzienlijke daling van het ijzergehalte waargenomen nadat men was overgegaan op het distribueren van een watertype met een lager chloridegehalte (30 mg/l tegenover 350 mg/l daarvoor). Helaas maakt Heck niet duidelijk, of bij de overgang ook andere parameters zijn gewijzigd, zodat onzeker is of verlaging van het chloridegehalte alleen de daling van het ijzergehalte verklaart. Een toename van het ijzergehalte onder invloed van chloride wordt ook door Gemeentewaterleidingen Amsterdam gemeld (Elzenga en Graveland, 1986).

Vik (1986) meet een sterke stijging van het ijzergehalte aan de tapkraan als het gehalte aan waterstofcarbonaat kleiner is dan ongeveer 30 mg/l (figuur 6).



Figuur 6 IJzerconcentratie in tapkraanmonsters, genomen in twaalf verschillende voorzieningsgebieden in Noorwegen (bron: Vik, 1986)

Het ijzergehalte bereikt waarden tot ver boven de norm genoemd in het Waterleidingbesluit (200 µg/l) bij concentraties van waterstofcarbonaat van minder dan circa 30 mg/l. Hieruit zou de conclusie kunnen worden getrokken dat, uit oogpunt van ijzerafgifte, het waterstofcarbonaatgehalte groter moet zijn dan 30 mg/l. Voorzichtigheid is hier echter geboden, omdat de situatie in Noorwegen afwijkt van die in Nederland en ook omdat Vik in zijn onderzoek geen uitsluitsel geeft over de mogelijke rol van andere parameters dan het waterstofcarbonaatgehalte bij de afgifte van ijzer.

In het buitenland zijn ook praktijkgegevens beschikbaar over het effect van fosfaten. Daar worden fosfaten door diverse waterleidingbedrijven met succes gedoseerd, om de corrosie van gietijzeren leidingen te bestrijden (Nill (1984), Nissing (1984)).

Het effect van chloriden, sulfaten en carbonaten is in de Duitse richtlijn voor drinkwatermaterialen kwantitatief tot uitdrukking gebracht. Deze norm (DIN 50930, deel 2, 1980) stelt dat de kans op corrosieproblemen te verwaarlozen is, indien aan de volgende voorwaarde is voldaan:

$$([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / [\text{HCO}_3^-] < 1$$

In deze relatie staan de concentraties in mmol/l. Deze norm is gebaseerd op het werk van Larson en Skold (1957). In latere experimenten vindt Ahmadi (1981) pas geringe corrosiesnelheden wanneer

$$([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}]) / [\text{HCO}_3^-] < 0,2$$

De commissie heeft echter de indruk dat de DIN-norm beter aansluit bij de praktijk dan de bevindingen van Ahmadi.

#### 4.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Van veel waterparameters is de invloed op de corrosie van en ijzerafgifte door gietijzeren leidingen kwalitatief bekend: de corrosie en ijzerafgifte nemen af bij een toename van de pH (tot circa 8,5), de buffercapaciteit (TAC), en het fosfaat- en het organisch stofgehalte. Chloride en sulfaat bevorderen corrosie.

Kwantitatieve informatie is, zij het in beperkte mate, beschikbaar over het effect van de pH, waterstofcarbonaat, chloride en sulfaat. Naar het oordeel van de commissie kunnen op basis hiervan de volgende aanbevelingen worden opgesteld:

- pH > 7,5
- TAC > 0,5 mmol/l
- $([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$



## 5 KOPER

### 5.1 Samenstelling en toepassing

In Nederland is de koperen buis als transportmiddel voor drinkwater in het begin van de dertiger jaren geïntroduceerd. Sindsdien is koper op grote schaal gebruikt voor dienstleidingen en binneninstallaties. Aanvankelijk werden drie kopersoorten toegepast: elektrolytisch zuurstofhoudend koper (Cu-ETP), fosfor-arseen gedesoxideerd koper (Cu-DPA) en fosfor gedesoxideerd koper (Cu-DHP). Ongeveer vijftien jaar geleden werd het gebruik van Cu-ETP, vanwege de ongunstige corrosie-eigenschappen, verboden. Tegenwoordig wordt vrijwel uitsluitend Cu-DHP toegepast. Dit bestaat voor minimaal 99,85 (gewichts)procent uit koper. Het fosforpercentage varieert van 0,013 tot 0,050.

Het inwendig oppervlak is niet voor alle koperen buizen hetzelfde. Binnen de buizen die thans in Nederland onder KIWA-keur geleverd worden, zijn drie typen te onderscheiden: buizen met a) een normaal blank oppervlak, b) een gestraald oppervlak en c) een kunstmatig geoxideerd oppervlak. Dit laatste type vindt sinds 1985 toepassing en is sindsdien sterk in opkomst.

De informatie in dit hoofdstuk heeft alleen betrekking op de blanke en gestraalde buizen. Van de kunstmatig geoxideerde buizen zijn nauwelijks gegevens beschikbaar.

### 5.2 Corrosiegedrag

In de waterleidingtechniek zijn twee vormen van kopercorrosie van belang: algemene corrosie, waarbij het metaaloppervlak gelijkmatig wordt aangetast en lokale corrosie. Algemene corrosie treedt altijd op. Van de lokale corrosievormen is putcorrosie in dit verband het meest van belang.

De eerste stap in het proces van algemene (gelijkmatige) corrosie is de reactie tussen het koper en de opgeloste zuurstof. Soms



fungeren andere componenten zoals vrij chloor als oxidator (Atlas et al.). Het koper dat bij de oxidatie in oplossing gaat, vormt met zuurstof en andere componenten een laag van onoplosbare koperzouten. De vorming van dergelijke deklagen bereikt in het algemeen pas na een à twee jaar de stationaire toestand. In koud drinkwater zijn twee typen deklagen te onderscheiden. Bij het eerste type heeft zich op het koper een laag cupriet ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ) afgezet. Bij het tweede type heeft zich op het cupriet nog een tweede laag gevormd, bestaande uit malachiet ( $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ ). Dit is groen van kleur. De malachietlaag is tot nog toe voornamelijk waargenomen in watertypen met een laag waterstofcarbonaatgehalte en met een relatief hoge pH en een laag organisch-koolstofgehalte.

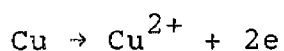
De relatie tussen algemene corrosie en waterkwaliteit is onderzocht door middel van gewichtsverlies-, deklaag- en elektrochemische metingen (bijvoorbeeld Ahmadi (1981), Kristiansen (1982), Vik (1986)). Sommige onderzoekers (Hedberg en Johansson (1986), Atlas et al. (1982)) gebruiken de koperafgifte als maat voor de corrosie. Dit is echter niet geheel juist, omdat niet al het koper dat bij de corrosie vrijkomt in het water oplost. Deze studies zullen bij de koperafgifte worden besproken.

Vrijwel alle studies wijzen de pH aan als de belangrijkste factor van invloed op de algemene corrosie. De corrosie neemt af bij een toenemende pH. Kristiansen signaleert dat in zacht water de corrosie toeneemt naarmate het organisch-koolstofgehalte groter wordt. Ahmadi benadrukt de grote invloed van vrij chloor. Concentraties van 1 mg/l hebben al een drastisch effect. Verder blijkt uit Ahmadi's experimenten, dat de zuurstofconcentratie van invloed is. Kristiansen meldt lagere corrosiesnelheden bij temperaturen boven de  $50^\circ\text{C}$  en verklaart dit door de vorming van beter beschermende deklagen. Ives en Rawson (1962) melden het passiverende effect van waterstofcarbonaat. Terloops wijzen zij er nog op, dat sporen nitriet gevormd worden, als de kopercorrosie in de aanwezigheid van nitraat plaatsvindt.

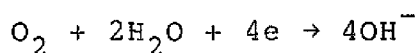
Algemene inwendige corrosie levert doorgaans geen problemen op voor de levensduur van koperen waterleidingen.

Een veel gevaarlijker vorm van corrosie is putcorrosie. Hierdoor ontstaan zeer plaatselijk putten in het materiaal.

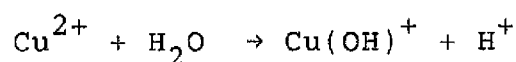
Putcorrosie kan al binnen enkele maanden na het installeren tot een volledige perforatie van de buiswand leiden. Deze vorm van corrosie steekt nogal eens regionaal de kop op (zie bijvoorbeeld Heintges en Pitters (1985)). Putcorrosie in koperen waterleidingen kent hoofdzakelijk twee verschijningsvormen. De ene vorm (type I) kenmerkt zich door trogvormige, soms kogelronde gaten, die gevuld zijn met koperoxiden en vaak ook met chloriden. Op de plaats van de oorspronkelijke wand is het gat afgedicht met een poreuze laag cupriet. Daarboven bevindt zich vaak malachiet. De andere vorm (type II) is te herkennen aan smalle, speldeprikachtige gaten, waarin nauwelijks corrosieproducten voorkomen. Deze verschijningsvorm wordt vooral in warmwaterinstallaties in contact met zachte watertypen aangetroffen. In Nederland komt dit type putcorrosie nauwelijks voor. Naar de oorzaken van en mechanismen achter putcorrosie in het algemeen is veel onderzoek gedaan. Een duidelijk beeld heeft dit nog niet opgeleverd. Globaal geven de literatuur en KIWA-ervaring het volgende beeld: putcorrosie ontstaat altijd als gevolg van een zeer lokale verstoring van het corrosiemilieu. Voorbeelden zijn een insluitel in het metaal, een deeltje op de buiswand en agressieve ionen die plaatselijk de deklaag aantasten (Ives en Rawson, 1962). Putten kunnen zich daarna snel ontwikkelen, met name omdat de oplosreactie



en de zuurstofreactie



op verschillende plaatsen optreden. De zuurstofreactie vindt plaats aan de bovenzijde van de put, de oplosreactie onder in de put. De koperionen in de put verbinden zich met water, waardoor zuur geproduceerd wordt:



In slecht gebufferde watersoorten kan het water in de put sterk verzuren, wat de putvorming versnelt.

Bovenstaand mechanisme is een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid, maar het geeft direct de factoren aan die putcorrosie beïnvloeden, te weten:

- het materiaal.

Een voorbeeld hiervan zijn de koolstofdeeltjes die bij de fabricage op de buiswand achter kunnen blijven;

- de installatietechniek.

Vloeimiddelen en hun afbraakprodukten die ontstaan bij het solderen hebben dezelfde uitwerking als deeltjes wanneer ze in de installatie achterblijven. Bovendien bevatten sommige vloeimiddelen agressieve componenten;

- de bedrijfsvoering.

Putcorrosie blijkt met name voor te komen in installaties met traag stromend en vaak stagnerend water, onder meer doordat er meer deeltjes bezinken;

- de watersamenstelling.

In tegenstelling tot de drie eerder genoemde factoren, die het ontstaan van putten bevorderen, is de watersamenstelling met name van invloed op de groei van de putten. Het gevaar voor lekkage door putcorrosie neemt af bij een toename van de pH, de concentratie van waterstofcarbonaat (behalve bij zeer hoge waarden) en het organisch stofgehalte, en bij een afname van de zuurstofconcentratie, het sulfaatgehalte en het aantal deeltjes.

Een aantal onderzoekers heeft modellen ontwikkeld die de relatie tussen de watersamenstelling en de kans op putcorrosie beschrijven. Het meest uitgebreide model is dat van Lucey (1972). Deze heeft op basis van corrosiegegevens van bijna honderd watertypen in Engeland een empirisch nomogram samengesteld waarmee de kans op putcorrosie (type I) berekend kan worden aan de hand van de pH en van de concentratie van sulfaat, chloride, nitraat, natrium en zuurstof. Toepassing van dit nomogram op corrosiegegevens uit een tweetal gebieden in Nederland laat echter geen enkele overeenkomst zien

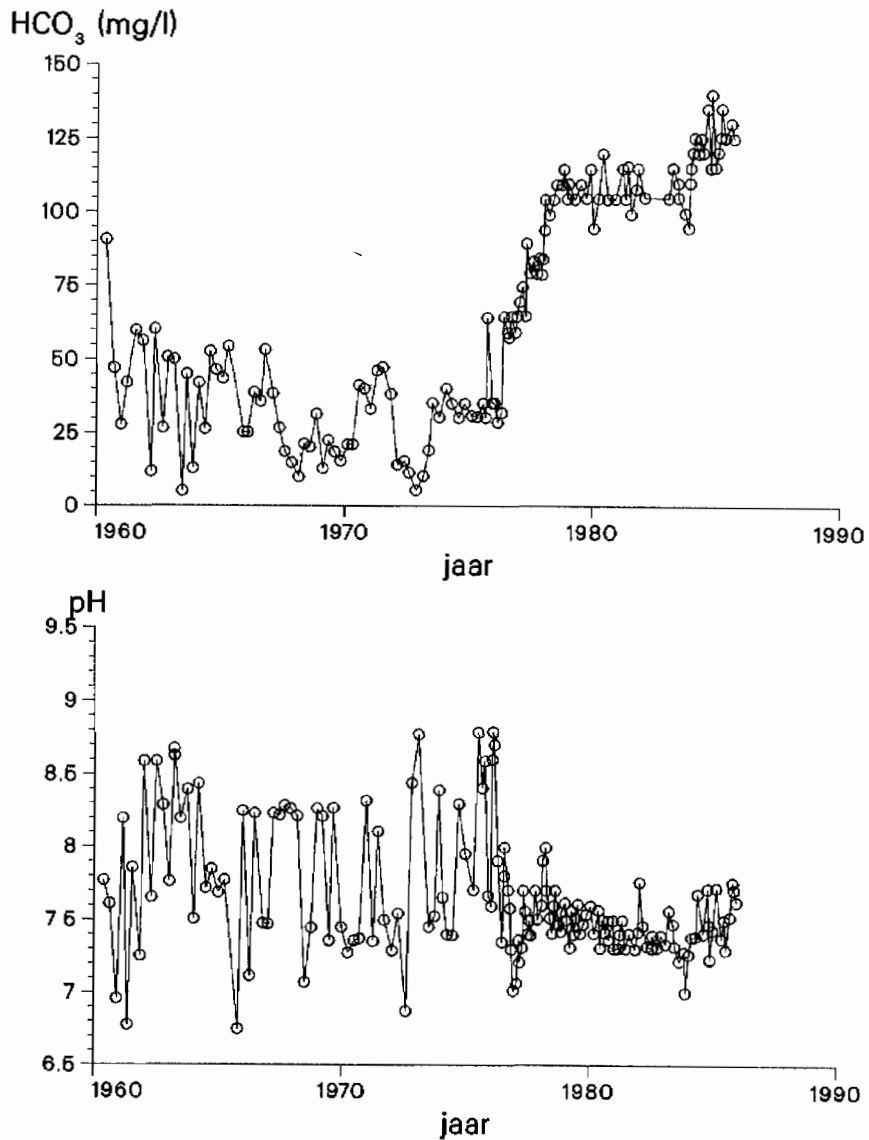
tussen deze modelvoorspellingen en de praktijk in deze twee Nederlandse gebieden.

Het eerste gebied betreft pompstation Helden, waar in het begin van de zeventiger jaren op grote schaal putcorrosie voorkwam. In 1976 werd het waterstofcarbonaatgehalte opgevoerd van circa 30 tot 75 mg/l en vervolgens via 105 mg/l in 1978 tot circa 120 mg/l in 1984. Het resultaat was een drastische beperking van de klachten over putcorrosie. Dit ondanks een gestage toename van het chloride- en sulfaatgehalte. Het model van Lucey voorspelde een toename van de kans op putcorrosie. De overige waterparameters bleven onveranderd, zij het dat de fluctuaties in de pH door de verhoging van het waterstofcarbonaatgehalte aanzienlijk verminderden (zie figuur 7).

Het tweede gebied betreft pompstation Vierlingsbeek, waar verhoging van het waterstofcarbonaatgehalte van 20 naar 110 mg/l (in 1971-1972) resulteerde in een vrijwel volledige eliminatie van de problemen met putcorrosie. Ook hier voorspelde het Lucey-nomogram het tegenover gestelde effect.

Bovenbeschreven praktijkgevallen laten zien, dat concentraties van waterstofcarbonaat van veel minder dan 100 mg/l met betrekking tot putcorrosie riskant zijn. Aannemende dat de andere componenten binnen TAC (totaal anorganisch koolstofgehalte) hetzelfde effect hebben op putcorrosie, kan in algemene zin geconcludeerd worden dat TAC-gehalten van veel minder dan 1,5 à 2 mmol/l riskant zijn met betrekking tot putcorrosie.

Het zal duidelijk zijn, dat putcorrosie meestal het gevolg is van een samenspel van verschillende factoren. Het vaststellen van grenswaarden voor afzonderlijke parameters is onmogelijk.



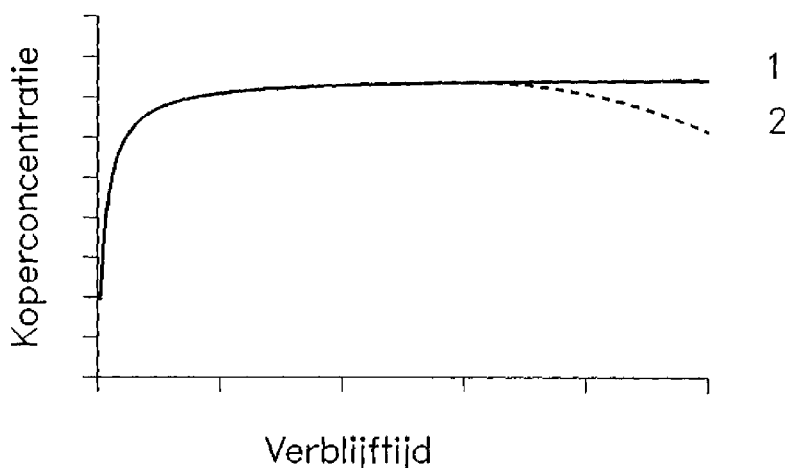
Figuur 7 Effect van het verhogen van het waterstofcarbonaatgehalte op de pH-fluctuaties in het leidingnet te Helden.

### 5.3 Koperafgifte

Een deel van het koper dat bij het corrosieproces vrijkomt, komt uiteindelijk in het water terecht. Alleen de algemene corrosie is

in dit verband van belang. Putcorrosie draagt vanwege het geringe contactoppervlak nauwelijks bij aan de koperafgifte. De laatste jaren staat de koperafgifte aan drinkwater sterk in de belangstelling, voornamelijk, omdat koper het slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in ontoelaatbare mate verontreinigt (de Jong et al. (1984), Unie van Waterschappen (1984)). Dit slib wordt daardoor ongeschikt voor toepassing in de landbouw, hetgeen in steeds meer gebieden het geval is. Andere bezwaren van de koperafgifte aan drinkwater zijn dat hogere concentraties de smaak negatief beïnvloeden en dat bij het wassen hinderlijke groenkleuring kan plaatsvinden. Deze esthetische bezwaren hebben geleid tot een normstelling voor koper in drinkwater: conform het Waterleidingbesluit mag drinkwater niet meer koper bevatten dan 3 mg/l na 16 uur stilstand.

In KIWA-verband is de koperafgifte aan drinkwater van 1982-1986 onderwerp van onderzoek geweest (Van den Hoven (1984), Van den Hoven et al. (in voorbereiding)). Uit dit onderzoek blijkt, dat het kopergehalte van drinkwater in hoofdzaak afhangt van de (aanwezigheid van een) deklaag, de verblijftijd en de watersamenstelling. Deklagen verminderen de koperafgifte aan drinkwater. Het effect van de verblijftijd is weergegeven in figuur 8.



Figuur 8 Vóórkomende koper-stagnatiecurven.

Bij verblijf in een koperen leiding verandert het kopergehalte van drinkwater meestal volgens een vast patroon (curve 1). Na een aanvankelijke toename wordt een plateau(verzadigings)waarde bereikt, waar de koperconcentratie niet meer van de verblijftijd afhangt. In buizen met een inwendige diameter van 19,8 mm is vastgesteld dat de verzadigingswaarde meestal na ongeveer twintig uur bereikt wordt. In enkele gevallen is er echter geen sprake van een plateau, maar neemt het kopergehalte bij lange verblijftijden weer af (curve 2).

De toename van het kopergehalte wordt bepaald door de diffusiesnelheid van koperionen vanaf de buiswand naar het midden van de buis en kan met de volgende formule worden beschreven:

$$\begin{aligned} \text{Cu}(t) = \text{CuMAX} \{ & 1 - 0,692 \exp(-5,78 \text{ Bt}) - 0,131 \exp(-30,5 \text{ Bt}) - \\ & 0,0534 \exp(-74,9 \text{ Bt}) - 0,0288 \exp(-139 \text{ Bt}) - \\ & 0,0179 \exp(-223 \text{ Bt}) \} \end{aligned} \quad [1]$$

$$\text{met } B = D/a^2$$

Hierin stelt  $\text{Cu}(t)$  de over de doorsnede gemiddelde koperconcentratie na verblijftijd  $t$  voor,  $a$  de straal van de buis en  $D$  de diffusiecoëfficiënt van koperionen in water. Deze vergelijking kan dienen, om kopergehalten die bij een andere verblijftijd gemeten zijn dan genoemd in het Waterleidingbesluit naar de normtijd om te rekenen. Uit vergelijking 1 blijkt dat bij korte verblijftijden de toename van het kopergehalte omgekeerd evenredig is met het kwadraat van de buisstraal:

$$\frac{[\delta \text{Cu}_1 / \delta t]_{t \rightarrow 0}}{[\delta \text{Cu}_2 / \delta t]_{t \rightarrow 0}} = \frac{a_2^2}{a_1^2} \quad [2]$$

waarin  $\text{Cu}_1$  de koperconcentratie is in een buis met straal  $a_1$  en  $\text{Cu}_2$  de koperconcentratie in een buis met straal  $a_2$ . Wanneer het gaat om het metaalgehalte van drinkwater, zijn buizen met een kleine diameter dus ongunstig.

$\text{CuMAX}$  is in principe niet afhankelijk van de buisdiameter.

De invloed van de watersamenstelling op de koperafgifte is in het KIWA-onderzoek bepaald voor zowel nieuwe als oude, gepassiveerde buizen, dat wil zeggen buizen met een deklaag aan de binnenzijde. In dit rapport beschouwen we alleen de gepassiveerde buizen, omdat deze verreweg het meest voorkomen.

De relatie tussen de koperafgifte en de watersamenstelling is onderzocht aan de hand van een regressie-analyse van de plateauwaarden van de koperen buizen enerzijds en de watersamenstelling anderzijds. In deze analyse zijn de volgende waterparameters in beschouwing genomen (tussen haken is het gebied aangegeven waarbinnen de betreffende parameter varieerde):

pH	: 7,0-8,45	[Cl <sup>-</sup> ]	: 7-176 mg/l
temperatuur	: 8,0-19,8 °C	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	: 0-131 mg/l
TAC	: 0,75-6,5 mmol/l	[KMnO <sub>4</sub> ]	: 0-29 mg/l
[O <sub>2</sub> ]	: 4,5-12 mg/l		

Uitgaande van lineaire verbanden bleek dat, statistisch gezien, alleen de pH, het totaal anorganisch koolstofgehalte (TAC), en het sulfaatgehalte van invloed zijn op de plateauwaarden. Het volgende verband werd gevonden:

$$\text{CuMAX(mg/l)} = 0,52 \text{ TAC(mmol/l)} - 1,37 \text{ pH} + 2 [\text{SO}_4^{2-}](\text{mmol/l}) + 10,2 \quad [3]$$

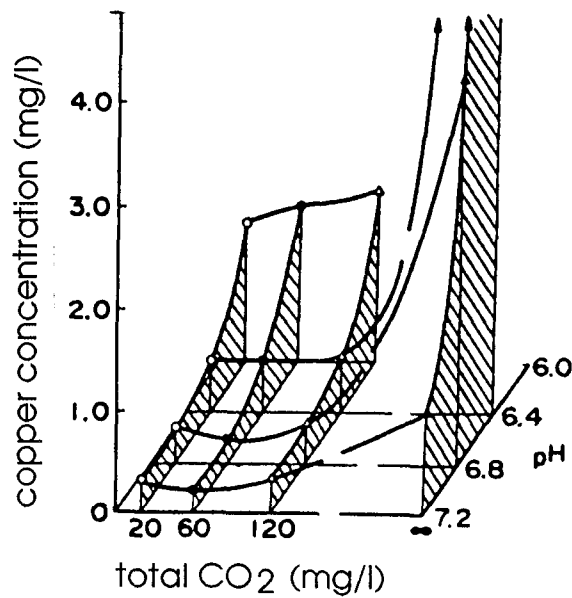
waarin CuMAX de plateauwaarde is.

Toetsing heeft uitgewezen dat voor de onderzochte watertypen pH, TAC en sulfaatgehalte onafhankelijke variabelen zijn.

De standaardafwijking van de voorspelling volgens vergelijking 3 bedraagt in het onderzochte traject circa 0,7 mg/l.

De buitenlandse literatuur geeft geen kwantitatieve relaties tussen de koperafgifte en de watersamenstelling, wel trends. Tanaka en Nishio (1982) rapporteren resultaten die vrijwel met die in Nederland overeenstemmen (zie figuur 9), zij het dat de verbanden niet lineair zijn. Niet duidelijk is overigens, of zij aan oude dan wel nieuwe buizen hebben gemeten.





Figuur 9 Invloed van de pH en TAC op de koperafgifte, zoals gemeten door Tanaka en Nishio (1982).

Vele onderzoekers (Meyer (1981), Atlas et al. (1982), Hedberg en Johansson (1986), Vik (1986)) bevestigen de afname van de koperafgifte bij een toenemende pH. Hedberg en Johansson constateren een sterkere toename van het kopergehalte bij hogere waterstofcarbonaatgehalten (100 mg/l). Bij pH = 7,5 vinden deze onderzoekers een toename van de koperafgifte bij een toenemend waterstofcarbonaatgehalte, een trend die met de bevindingen in Nederland overeenkomt. Bij pH-waarden van 8,5 en 9,5 wordt vrijwel geen waterstofcarbonaatinvloed gemeten. Hedberg en Johansson meten geen invloed van chloride- en sulfaationen bij waterstofcarbonaatconcentraties van meer dan 100 mg/l. Atlas et al. melden een sterke stijging van het koperoplossend vermogen onder invloed van vrij chloor, met name bij pH-waarden beneden de 7.

#### 5.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

De aanbevelingen om problemen met putcorrosie en koperafgifte zo veel mogelijk te beperken, luiden:

- voor **putcorrosie**:

- TAC > circa 2 mmol/l

Verder dient het aantal deeltjes in het water zo laag mogelijk te zijn.

- Voor de **koperafgifte**:

-  $\text{pH} > 0,38 \text{ TAC} + 1,5 [\text{SO}_4^{2-}] + 5,3$

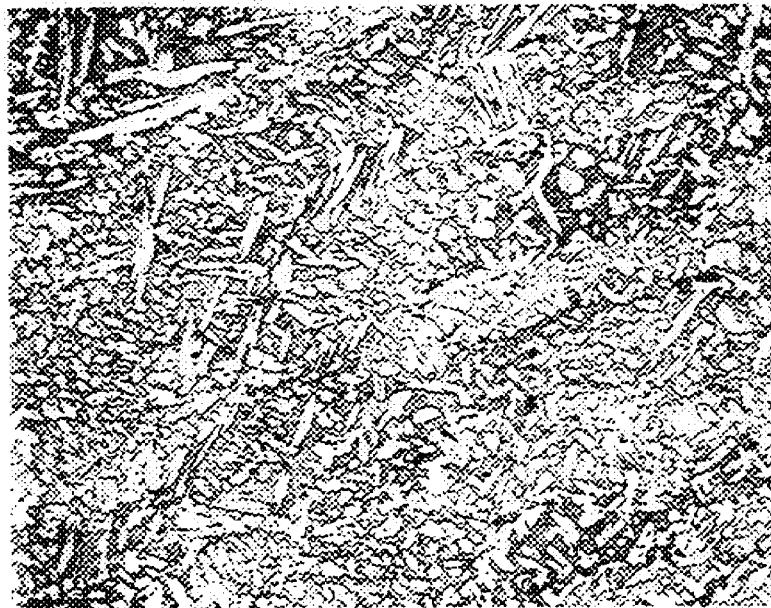
Deze aanbeveling voor de watersamenstelling is afgeleid van de grenswaarde voor koper in het Waterleidingbesluit: deze bedraagt 3 mg/l na een standtijd van 16 uur. Substitutie van deze waarde voor CuMAX in vergelijking 3 levert de genoemde aanbeveling op.



## 6 MESSING

### 6.1 Samenstelling en toepassing

Messing is een koperlegering met zink als belangrijkste legeringsbestanddeel. De legering bevat ook enkele procenten lood om de verspaanbaarheid te verbeteren. De KIWA-kwaliteitseis 50 schrijft, afhankelijk van de gekozen legering, de volgende chemische samenstelling voor: Cu van 57,0 tot 59,0%, Pb van 1,5 tot 3,5%, verontreinigingen tot circa 1%, Zn de rest. Onder een lichtmicroscop zijn bij dergelijke legeringen twee fasen te onderscheiden: een koperrijke  $\alpha$ -fase en een zinkrijke  $\beta$ -fase (figuur 10).



Figuur 10 Structuur van  $\alpha, \beta$ -messing; witte gedeelte is  $\alpha$ -fase, donkere delen zijn  $\beta$ -fase (vergroting circa 200x).

Messing wordt veel toegepast voor knelfittingen en soldeerfittingen.

## 6.2 Corrosiegedrag

In contact met water lost het zink op uit de metaalmatrix. Deze "ontzinking" verloopt voornamelijk via de minder edele  $\beta$ -fase. Afhankelijk van de verdeling van de  $\beta$ -fase in de  $\alpha$ -fase, kan dit na verloop van tijd tot een volledige ontzinking van de wand leiden. Het ontzinkte deel wordt poreus, waardoor lekkages en breuken kunnen ontstaan. Bij hoge pH-waarden (hoger dan 8,3, Turner (1961)) kan de ontzinking verstoppingen veroorzaken door de vorming van volumineuze corrosieproducten.

De bedrijfstak ervaart ontzinking nauwelijks als een probleem (Van Bruchem, 1984).

Laboratoriumproeven hebben aangetoond, dat de ontzinking van  $\alpha, \beta$ -messing met name afhangt van de concentratie van chloride en waterstofcarbonaat (Turner (1961), Ladeburg (1966), Lucey (1973)). Bij een toenemend chloridegehalte neemt de ontzinking toe. Een toename van het waterstofcarbonaatgehalte verlaagt de kans op ontzinking. Ladeburg heeft deze beïnvloeding nog verder ontrafeld. Hij constateert dat chloride-ionen de diepte van de ontzinking en carbonationen het aantal plaatsen van ontzinking beïnvloeden. Ladeburg concludeert verder uit zijn experimenten, dat watertypen met een chloridegehalte van boven de 40 mg/l als riskant aangeduid moeten worden in verband met ontzinking.

Concentraties van waterstofcarbonaat van meer dan 220-260 mg/l zijn nodig, om plaatselijke ontzinking "in zekere mate" terug te dringen. Dit komt overeen met TAC-waarden van meer dan circa 4 mmol/l. Algemene, over het oppervlak gelijkmatige ontzinking, treedt volgens Ladeburg altijd op.

Veldonderzoek in Nederland eind jaren '70/begin jaren '80 bevestigde in grote lijnen het hiervoor geschetste beeld (Van Bruchem, 1984). Bij dit onderzoek zijn fittingen afkomstig uit het voorzieningsgebied van negen pompstations onderzocht op ontzinking. De pompstations zijn voornamelijk geselecteerd op het chloride- en het waterstofcarbonaatgehalte. Alle fittingen vertoonden ontzinking.

Bij een chloridegehalte van circa 50 mg/l werd een duidelijke toename van de maximale ontzinkingsdiepte gemeten bij een afnemend waterstofcarbonaatgehalte (van circa 300 naar circa 70 mg/l). Hoge chlorideconcentraties (170 mg/l) bleken de ontzinking aanzienlijk te bevorderen. Volumineuze corrosieproducten werden niet waargenomen.

### 6.3 Afgifte van metalen

Vanzelfsprekend gaat de ontzinking gepaard met een toename van het zinkgehalte van drinkwater. Praktijkmetingen (Hulsmann, 1985) bevestigen dit, zij het dat overschrijdingen van de zinknorm slechts sporadisch voorkomen.

### 6.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend blijkt dat de corrosieproblemen voor messing minimaal zijn indien:

- pH < 8,3 (in verband met verstoppingen);
- TAC > circa 4 mmol/l (in verband met corrosie);
- [Cl<sup>-</sup>] < 40 mg/l (in verband met corrosie).

De grenswaarden voor TAC en chloride worden bij het samenvoegen van de aanbevelingen uit de andere hoofdstukken buiten beschouwing gelaten, omdat in de praktijk de corrosie van messing nauwelijks als een probleem ervaren wordt.



## 7 LOOD

### 7.1 Samenstelling en toepassing

Loden buizen vormen de oudste bestanddelen van het Nederlandse waterleidingnet. Tot ongeveer 1930 werd vrijwel alleen dit materiaal gebruikt voor dienst- en binnenleidingen. Daarna zijn geleidelijk andere materialen in gebruik gekomen. Loden leidingen komen daarom nu alleen nog in oude woningen en aansluitingen voor. Naast onbeschermde loden leidingen zijn in sommige streken loden leidingen met een inwendige tinvoering of tin-coating toegepast. Dit gebeurde met name als men vermoedde, dat het water het lood aantastte.

Een andere belangrijke toepassing van lood is die als legeringselement in lood-tin-soldeer. Dit wordt vooral gebruikt bij het verbinden van koperen buizen en messing hulpstukken.

### 7.2 Corrosiegedrag van loden leidingen en lood-tin-soldeer

Er zijn twee vormen van loodcorrosie: algemene of gelijkmatige corrosie en galvanische corrosie. Algemene corrosie levert vanwege de grote wanddikte geen problemen op en wordt daarom in dit rapport niet behandeld. Galvanische corrosie treedt op, wanneer lood (als buis of als lood-tin-soldeer) elektrisch geleidend verbonden is met een edeler metaal, bijvoorbeeld koper. Deze aantasting wordt vrijwel niet geremd door de vorming van deklagen. De corrosiesnelheid is met name groot als het oppervlak van het koper groot is ten opzichte van het loodoppervlak. In koperen installaties is dat meestal het geval, zodat ook het water uit koperen leidingen aanzienlijke hoeveelheden lood kan bevatten. Uit onderzoek (Oliphant, 1982) blijkt dat de galvanische corrosie toeneemt bij een afnemende pH.

Hoewel het elektrisch contact tussen het soldeer en het koper de aantasting van eerstgenoemde sterk bevordert, is de corrosiesnelheid nog altijd te klein om de sterkte van de verbindingen voor de praktijk nadelig te beïnvloeden.



### 7.3 Loodafgifte aan drinkwater

Bij de corrosie van loden buizen gaat lood in oplossing. Uit gezondheidkundig oogpunt is dit ongewenst. Steeds meer onderzoekers (Orlebeke en Van Doornen, 1984) wijzen erop dat een langdurige blootstelling aan lood, ook bij lage concentraties, schadelijk is voor de gezondheid.

Het loodgehalte van water uit loden leidingen wordt in hoofdzaak door dezelfde factoren bepaald als het kopergehalte van water uit koperen leidingen: de deklaag, de verblijftijd en de watersamenstelling. Oude buizen met een inwendige deklaag geven minder lood af dan nieuwe. De beschermende werking van de deklaag hangt af van de samenstelling ervan (Sheiham en Jackson (1981), Haring (1984)). Van invloed op de beschermende werking is ook de wijze waarop de buizen tijdens de passivering doorstroomd zijn. Een frequente stagnatie leidt na een aantal jaren tot een grotere loodafgifte. De deklaag in loden buizen is veel kwetsbaarder dan die in koperen buizen. Een incidentele trilling verhoogt de loodafgifte aanzienlijk, omdat dan loodhoudende deeltjes in het water terecht komen.

Wat de verblijftijd betreft geldt het volgende.

Lood-stagnatiecurven hebben in het algemeen dezelfde vorm als koper-stagnatiecurven (zie par. 5.3). Onderzoek heeft aangetoond dat ook de snelheid waarmee het loodgehalte van water in een loden buis toeneemt, door diffusie bepaald wordt (Kuch en Wagner (1983), Van den Hoven (1986)).

Naar de relatie tussen de watersamenstelling en het loodoplossend vermogen is zowel theoretisch als experimenteel onderzoek gedaan. Het theoretische onderzoek (Sheiham en Jackson (1981), Schock (1980)) gaat uit van de veronderstelling dat het loodgehalte van drinkwater begrensd wordt door de oplosbaarheid van de loodzouten die in de deklaag aanwezig zijn. Rekening houdend met het feit dat het lood behalve als vrij ion ook in de vorm van hydroxyde- en carbonaatcomplexen voorkomt, voorspellen deze theorieën voor de

watertypen in Nederland (TAC groter dan 1 mmol/l,  $7 < \text{pH} < 9$ ) de volgende trends:

1. bij aanwezigheid van basisch loodcarbonaat daalt de totale loodconcentratie bij een toenemende pH en een afnemende TAC;
2. bij aanwezigheid van loodcarbonaat hebben de pH en TAC betrekkelijk weinig effect op het loodgehalte;
3. chloride, sulfaat, nitraat en kationen (behalve waterstof) zijn nauwelijks van invloed op het loodoplossend vermogen.

Het experimentele onderzoek laat een daling van de loodafgifte zien bij een toenemende pH (bijvoorbeeld Schock en Gardels (1983), Richards en Moore (1984)). Onderzoek met loden buizenopstellingen in diverse pompstations in Nederland (Van den Hoven, 1986) heeft de volgende relatie opgeleverd:

$$\text{PbMAX } (\mu\text{g/l}) = -141 \text{ pH} + 12 \text{ T } (^\circ\text{C}) + 1135 \quad [4]$$

waarin PbMAX de verzadigingswaarde van lood in gepassiveerde loden buizen is en T de temperatuur van het water bij standtijden waarbij PbMAX wordt bereikt. De pH varieerde in dit onderzoek van 7,1 tot 8,7, de temperatuur van 7 tot 20°C.

Vergelijking 4 moet echter met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden, omdat deze slechts 37% van de variantie in de gemeten PbMAX-waarden verklaart. Blijkbaar spelen andere factoren ook nog een rol. Te denken valt hierbij onder meer aan organische stoffen.

#### 7.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Aanbevelingen voor de watersamenstelling zijn af te leiden uit vergelijking 4, als de norm voor PbMAX bekend is.

De norm die in het Waterleidingbesluit is vastgelegd voor de maximaal toelaatbare concentratie van lood in drinkwater bedraagt 50  $\mu\text{g/l}$ . Hoewel voorgeschreven is om het monster te nemen na verversing van het betreffende leidinggedeelte, is de intentie van de

norm dat gemiddeld genomen in een voorzieningsgebied het loodgehalte aan de tapkraan kleiner dient te zijn dan  $50 \mu\text{g/l}$ . Op grond van onderzoek (Van den Hoven, 1986) en nader overleg tussen de overheid en de VEWIN is vastgesteld dat aan deze eis wordt voldaan als de plateauwaarde PbMAX, gemeten volgens een standaardmethode, lager is dan  $200 \mu\text{g/l}$  (VEWIN, 1987).

In principe is nu uit de norm voor PbMAX met behulp van vergelijking 4 een norm voor de pH af te leiden. Omdat ook de temperatuur in deze vergelijking voorkomt, zou echter een temperatuur-afhankelijke pH-norm resulteren, hetgeen niet werkbaar is. Door uit te gaan van de gemiddelde situatie, is dit probleem te omzeilen. Deze aanpak is overigens consistent met die welke bij de normstelling voor PbMAX gevolgd is. Ook daarbij is uitgegaan van de gemiddelde situatie. De temperatuur van het water (onder PbMAX condities) bedroeg in het onderzoek waarop vergelijking 4 is gebaseerd, gemiddeld over alle opstellingen,  $14^\circ\text{C}$ .

Substitutie van deze waarden voor PbMAX en T in vergelijking 4 levert de volgende aanbeveling op voor de pH:

- pH > 7,8

Benadrukt wordt dat bij de afleiding van deze pH-aanbeveling een praktische benadering is gevolgd, gebaseerd op globaal empirisch onderzoek. Bij de verschillende stappen in de afleiding is steeds de gemiddelde situatie het uitgangspunt geweest. Mogelijke extremen, inclusief de kans daarop, zijn buiten beschouwing gebleven.

## 8 KALKAFZETTING IN WARMWATERTOESTELLEN

### 8.1 De afzetting van calciumcarbonaat

De vorming van hinderlijke afzettingen van calciumcarbonaat in leidingen en toestellen betekent voor de consument veel ongemak. Veel kalkafzetting leidt, behalve tot een hoog energieverbruik, tot versnelde slijtage en tot veel onderhoud bij huishoudelijke en industriële warmwatertoestellen. Kalkafzetting in koud water leidt ondermeer tot verstopte watermeters en perlators in kranen.

Om uiteindelijk tot aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling te komen is het nodig om kort in te gaan op het mechanisme van de kalkafzetting.

De stappen die bij de vorming van calciumcarbonaat kunnen worden onderscheiden zijn achtereenvolgens:

- het overschrijden van het oplosbaarheidprodukt;
- het transport van de calcium- en carbonaationen naar een kristallisatieoppervlak;
- de inbouw van deze ionen in het kristalrooster.

In dit proces is de laatste stap snelheidsbepalend. Uitsluitend oververzadiging, aangegeven door een positieve S.I., is dus niet voldoende om vorming van calciumcarbonaat te doen plaatsvinden. Oververzadiging is slechts dijvende kracht, die feitelijk niet uitgedrukt zou behoren te worden in de verzadigingsindex maar in de hoeveelheid calciumcarbonaat die zich theoretisch kan afzetten om evenwicht te bereiken.

Het afzetten kan pas plaatsvinden in aanwezigheid van een kristallisekciem. De spontane vorming van zo'n kiem is echter een proces dat pas optreedt bij een hoge mate van oververzadiging. Doorgaans zal kalk zich dus afzetten op reeds aanwezig kristallisatieoppervlak, zoals ketelsteen, ruwe materiaaloppervlakken of microkristallen en stofdeeltjes in water.

De grootte, aard en temperatuur van het kristallisatieoppervlak heeft invloed op de afzettingssnelheid. Bij een groter aantal kiemen is meer oppervlak aanwezig, hetgeen kan resulteren in een hogere afzettingssnelheid. De snelheid is ook hoger als de inbouw

van calcium- en carbonaationen in het calciëtkristalrooster via een tussenvorm geschiedt, aragoniet of vateriet, waarvan het oppervlak een grotere kristalkieming vertoont. Ook bij een verhoogde temperatuur zal de kristallisatie sneller verlopen. Een verwarmd oppervlak heeft een groter kristallisatiekiemend vermogen, bovendien is de mate van oververzadiging groter.

## 8.2 Relatie met de watersamenstelling

In KIWA-mededeling 54 (1978) wordt gesteld dat als de verzadigingsindex niet groter is dan ongeveer + 0,3, problemen met kalkafzetting niet op zullen treden. Deze waarde, die destijds gebaseerd is op ervaringen uit de praktijk en een temperatuur van 20°C, zou gehandhaafd kunnen blijven wanneer rekening wordt gehouden met het feit dat nieuwe waarden voor de evenwichtsconstanten zijn afgeleid (Kleyn, 1986) en de temperatuur 10°C bedraagt.

Het toepassen van deze aanbeveling dient echter met de nodige voorzichtigheid te geschieden. De vorming van afzettingen wordt immers niet uitsluitend bepaald door de verzadigingsindex. Deze index geeft slechts de richting aan van het proces, kalkafzettend of kalkoplossend, dat ook door andere factoren wordt bepaald.

Van veel van deze factoren is de rol bij de kalkafzetting echter niet bekend, zodat het op dit moment dan ook niet mogelijk is om eenduidige aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling te formuleren.

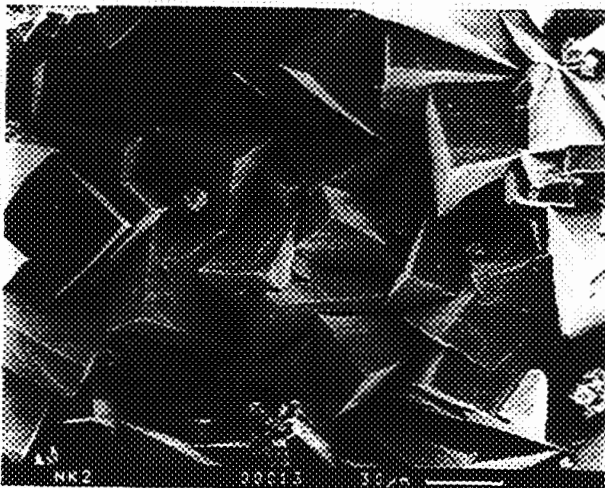
Weliswaar doen zich bij de meeste watertypen in de praktijk nauwelijks problemen voor, wanneer voor de SI. een maximale waarde van + 0,3 (10°C) wordt gehanteerd, toch is deze aanbeveling in een aantal gevallen beslist onvoldoende.

Dit laatste is recent heel duidelijk naar voren gekomen toen enkele waterleidingbedrijven geheel onverwacht werden geconfronteerd met een toename van kalkafzetting in warmwatertoestellen, nadat men ontharding is gaan toepassen. Ook uit het onderzoek naar de invloed van conditionering op kalkafzetting in warmwatertoestellen (van Eekeren, in voorbereiding) bleek dit probleem op te treden bij vier

van de zes pompstations waar ontharding wordt toegepast. Kennelijk kan ontharding soms leiden tot een toename van de kalkafzetting in dergelijke toestellen, terwijl een vermindering wordt verwacht.

De problemen doen zich voor bij enkele bedrijven waar drinkwater met natronloog wordt onthard in korrelreactoren. Hoewel de oorzaak van het probleem nog niet duidelijk is, wordt vermoed dat de snelheid waarmee de kalk zich in bijvoorbeeld geisers afzet, in sommige gevallen door ontharding kan worden vergroot. Een hypothese die op dit moment wordt onderzocht is gebaseerd op de rol van microkristallen bij de afzetting van kalk in een toestel. In een aantal gevallen blijkt onthard water microscopisch kleine calcietskristallen te bevatten (van Ammers, 1982). Bij verwarming vervullen deze kristallen de rol van kristallisatiekiem.

Het vermoeden wordt gesteund door verschillen in de afzettingen die zijn ontstaan in drinkwater vóór en ná ontharding. De afbeelding in figuur 11 toont dat in het ontharde water een groter aantal kristallen is gevormd die kleiner zijn van omvang.



a



b

Figuur 11 REM-opname van kalkafzettingen in een warmwatertoestel vóór (a) en ná (b) ontharden. De calcietskristallen die zijn gevormd ná ontharding zijn kleiner van omvang, maar groter in aantal.

Dit kan duiden op een groter aantal kristallisatiekiemen waardoor het precipitatieproces in het ontharde water sneller zal kunnen verlopen dan in het niet-ontharde water. In korte tijd zal zich meer calciumcarbonaat kunnen afzetten, ondanks de lagere hardheid. Met name bij warmwatertoestellen, waarin frequent aan- en uitschakelen gecombineerd met een korte verblijftijd optreedt, leidt de versnelde afzetting tot een toename van de kalkafzetting in het toestel.

De aanwezigheid van de microkristallen blijkt wanneer onthard water bij verwarming een melkwitte kleur krijgt en troebel wordt. De mate van troebelheid hangt vermoedelijk samen met het reactorontwerp en de bedrijfsvoering van de onthardingsinstallatie, terwijl het ontstaan van de troebelheid na koken in het reine water kan worden voorkomen door een aangepaste na-behandeling. Deze beide aspecten worden in KIWA-mededeling 102 (Kostense, 1988) uitvoerig behandeld.

### 8.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Samenvattend wordt op basis van bovenstaande gesteld dat, om hinderlijke kalkafzetting te voorkomen, moet voldaan zijn aan:

$$- SI < +0,3$$

De verzadigingsindex is berekend bij 10°C.

Het toepassen van deze aanbeveling dient echter met de nodige voorzichtigheid te geschieden, en nader onderzoek om deze te onderbouwen is noodzakelijk.

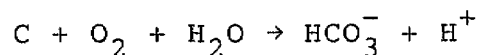
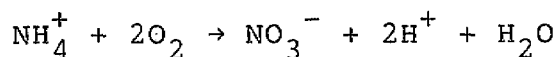
Daarnaast beveelt de werkgroep vooralsnog aan om bij ontharding voldoende aandacht te besteden aan maatregelen te voorkoming van microkristallen in het reine water.

## 9 VERANDERING VAN DE WATERSAMENSTELLING TIJDENS DISTRIBUTIE

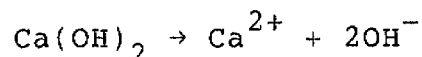
### 9.1 Oorzaken

Om het beoogde effect van conditionering te bereiken, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport tussen pompstation en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Diverse bacteriologische, fysische en chemische processen kunnen echter de oorzaak van zijn, dat de watersamenstelling na het verlaten van het pompstation verandert. Voorbeelden van dergelijke processen zijn:

- de bacteriële oxydatie van ammonium en organische stoffen:



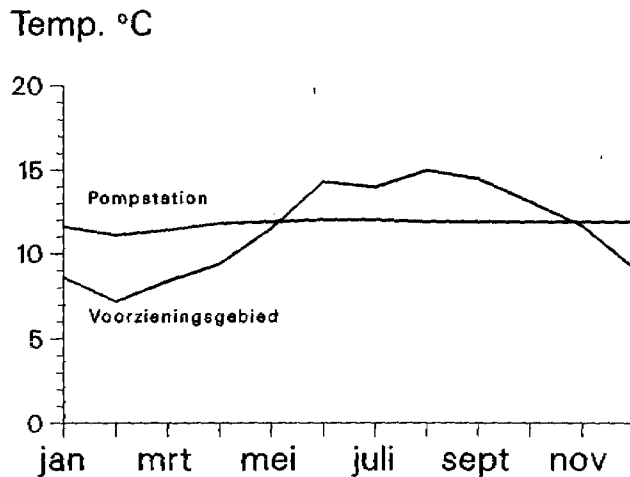
- de uitloging van calciumhydroxide uit betonnen of asbestcement leidingen, zie figuur 4;



- de opwarming c.q. afkoeling in het leidingnet. Een voorbeeld van temperatuursveranderingen in het leidingnet is opgenomen in figuur 12.

Deze verschijnselen leiden alle tot een verandering van de pH-waarde. Dergelijke pH-veranderingen kunnen negatieve consequenties hebben, zoals een toename van de metaalafgifte bij een daling van de pH en de verstopping van geisers door kalkafzettingen bij een toename van de pH.

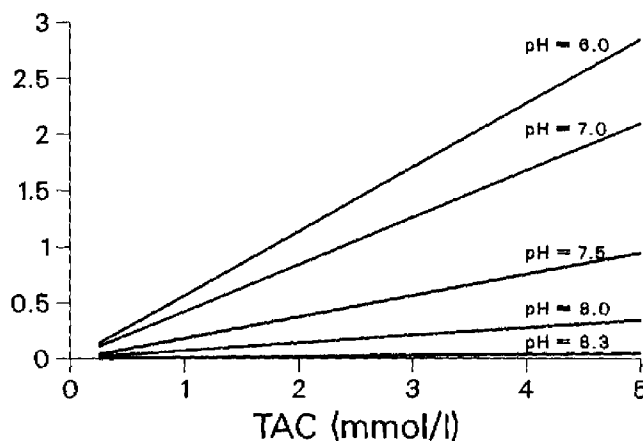




Figuur 12 Verandering van de temperatuur van het water in het voorzieningsgebied van een pompstation van de WLF.

## 9.2 Omvang

De mate waarin pH-veranderingen optreden hangt af van de buffercapaciteit van het water. In drinkwater bepalen het anorganisch koolstofgehalte (TAC) en de pH voor het belangrijkste deel de buffercapaciteit. Zoals te zien is in figuur 13, daalt de buffercapaciteit met afnemende TAC en bereikt een minimum bij pH = 8,3.



Figuur 13 Buffercapaciteit ( $\beta$ ) als functie van TAC en de pH.

Hieruit volgt dat bij een gegeven "zuur- of loogproduktie" in het leidingnet, de pH-veranderingen het grootst zijn in watertypen met een lage TAC en een pH van 8,3.

Om al te sterke pH-veranderingen in het leidingnet te voorkomen mag TAC dus niet te laag zijn. Op diverse manieren heeft de commissie getracht enig inzicht te verkrijgen in de minimaal vereiste waarde van TAC: a) door middel van een oriënterende enquête in de bedrijfstak naar werkelijk optredende veranderingen in de watersamenstelling tijdens de distributie, b) door middel van een analyse van de continu-metingen die het KIWA de laatste jaren met monitorsystemen in talrijke voorzieningsgebieden heeft uitgevoerd (Van Eekeren, 1987) en c) door middel van theoretische beschouwingen.

De enquête in de bedrijfstak had betrekking op circa 35 pompstations en heeft uitgewezen, dat slechts bij hoge uitzondering veranderingen in de watersamenstelling optreden. Dit geldt niet alleen voor de pH, maar ook voor het waterstofcarbonaat- en zuurstofgehalte. Andere parameters zijn niet onderzocht. Hierbij moet aangetekend worden, dat het in de meeste gevallen om een zeer globale indruk ging, soms gebaseerd op één meting op één plaats in de periferie.

De monitormetingen laten wèl significante veranderingen in de watersamenstelling zien tijdens de distributie. Met name in gebieden met leidingen van gietijzer en asbestcement zijn pH-veranderingen van enkele tienden niet ongewoon (zie ook figuur 4), terwijl het zuurstofgehalte met tientallen procenten kan afnemen. Terzijde merken we op dat er, blijkens de monitormetingen, bij veel pompstations sprake is van sterke fluctuaties in de watersamenstelling. Tijdens de distributie vlakken deze fluctuaties enigszins af.

Veranderingen van de watersamenstelling tijdens distributie zijn ook uit andere bronnen bekend, bijvoorbeeld in Noorwegen (Vik, 1986), daar vertoonden zwak gebufferde watertypen veranderingen in samenstelling.

Bij de theoretische beschouwing zijn twee processen als uitgangspunt genomen: de oxydatie van ammonium en de uitloging van hydroxide uit asbestcement. Bij het eerste proces veronderstellen we (overeenkomstig KIWA-mededeling 54) een totale omzetting van de hoeveelheid ammonium, die volgens het Waterleidingbesluit maximaal aanwezig mag zijn (0,20 mg/l). De resulterende pH-verandering is in onderstaande tabel weergegeven voor diverse waarden van TAC en de (aanvangs) pH.

Tabel 1 pH-verandering als gevolg van de oxydatie van de maximaal toegestane hoeveelheid  $\text{NH}_4^+$  in drinkwater (0,20 mg/l N).

pH pompst.	TAC (mmol/l) pompst.	pH-daling in het leidingnet
7,5	1	0,1
	1,5	< 0,1
	2	< 0,1
	3	< 0,1
8,0	1	0,3
	1,5	0,2
	2	0,2
	3	0,1
8,3	1	0,6
	1,5	0,4
	2	0,3
	3	0,2

Vanzelfsprekend geeft deze tabel slechts een globale indicatie, mede omdat andere processen dan de oxydatie van ammonium buiten beschouwing zijn gelaten.

Bij de uitloging van asbestcement baseren we ons op de metingen, waarvan de resultaten in figuur 4 zijn weergegeven. Deze metingen hebben betrekking op een watertype met een pH van 8,15 en een TAC van 2 mmol/l. De pH neemt in de asbestcementleiding toe met 0,15 (overdag) à 0,35 (s'nachts) pH-eenheden, afhankelijk van de

verblijftijd. Veronderstellen we dat de hoeveelheid hydroxyl-ionen die uitloopt, niet afhangt van de watersamenstelling, dan kunnen we de pH-verhoging berekenen die zou zijn opgetreden bij andere pH- en TAC-waarden (zie tabel 2).

Tabel 2 Schatting van de pH-toename in de asbestcementleiding van figuur 4 bij andere pH-en TAC-waarden.

pH pompst.	TAC(mmol/l) pompst.	pH-verhoging na asbestcementleiding	
		dag	nacht
7,5	1	0,1	0,2
	1,5	< 0,1	0,1
	2	< 0,1	0,1
	3	< 0,1	0,1
8,0	1	0,2	0,5
	1,5	0,1	0,2
	2	< 0,1	0,2
	3	< 0,1	0,1
8,3	1	0,4	0,9
	1,5	0,3	0,6
	2	0,2	0,4
	3	0,1	0,3

### 9.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Uit bovenstaande tabellen blijkt dat bij TAC-waarden lager dan ongeveer 2 mmol/l, de pH-veranderingen onaanvaardbaar groot zijn. Op grond hiervan dient te worden aangehouden:

- TAC > 2 mmol/l

Onderkend wordt dat deze norm een betere onderbouwing behoeft.



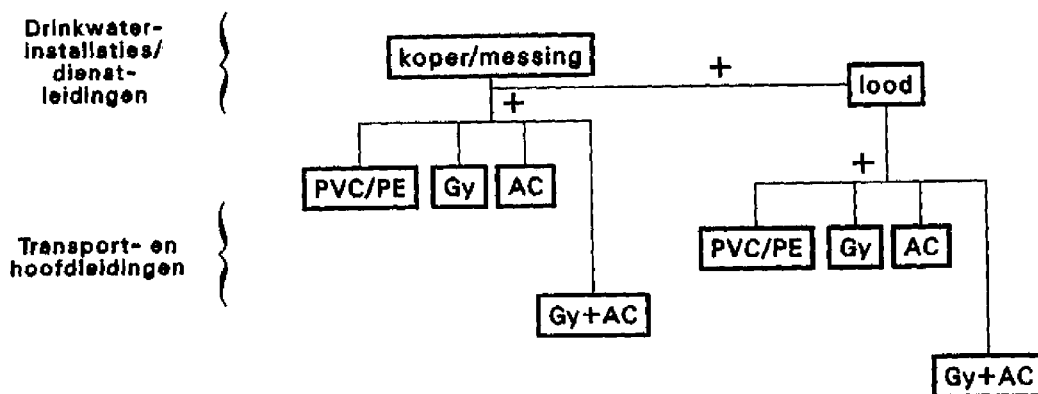
10 OPTIMALE SAMENSTELLING VAN DRINKWATER

Dit hoofdstuk geeft de aanbevelingen voor de optimale samenstelling van drinkwater. Deze volgen uit de voorgaande hoofdstukken. Bij de optimale samenstelling zijn de minste problemen te verwachten met corrosie, de afgifte van stoffen en de vorming van kalkafzettingen. We beperken ons tot de parameters pH, TAC en Ca, omdat deze door conditioneren te beïnvloeden zijn.

De optimale watersamenstelling hangt samen met de toegepaste leidingmaterialen en kan daarom per voorzieningsgebied verschillen. De aanbevelingen worden gegeven voor verschillende combinaties van leidingmaterialen.

10.1 Indeling van leidingmaterialen

In Nederland komen de volgende combinaties van leidingmaterialen voor: de drinkwaterinstallaties bevatten koper en messing. Daarnaast zijn er gebieden waar ook lood voorkomt. In het distributienet onderscheiden we enerzijds gebieden met leidingen van kunststof, gietijzer en cementgebonden materialen, en anderzijds gebieden waar een combinatie van de twee laatstgenoemde materialen gebruikt wordt. Er zijn dus acht combinaties van materialen mogelijk. Deze zijn in onderstaand schema weergegeven.



Figuur 14 Combinaties van leidingmaterialen (AC = asbestcement, cementmortel, Gy = gietijzer/staal).

10.2 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen

De optimale samenstelling van drinkwater per combinatie van materialen is in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 3 Optimale watersamenstelling per combinatie van materialen.

Combinatie van leidingmaterialen	Optimale watersamenstelling			
	pH	TAC <sup>1</sup>	SI <sup>2</sup>	$([Cl^-] + 2 [SO_4^{2-}])/TAC^1$
Koper + messing + PVC + PE	> x* < 8,3	> 2	< 0,3	
Koper + messing + gietijzer	> 7,5 > x < 8,3	> 2	< 0,3	< 1
Koper + messing + asbestcement, + cementmortel	> x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	
Koper + messing + gietijzer + asbestcement + cementmortel	> 7,5 > x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	< 1
koper + messing + lood + PVC + PE	> 7,8 > x < 8,3	> 2	< 0,3	
koper + messing + lood + gietijzer	> 7,8 > x < 8,3	> 2	< 0,3	< 1
koper + messing + lood + asbestcement + cementmortel	> 7,8 > x < 8,3	> 2	> -0,2 < 0,3	

1: alle concentraties in mmol/l

2: bij 10°C

\*:  $x = 0,38 TAC + 1,5 [SO_4^{2-}] + 5,3$

### 10.3 Optimale watersamenstelling voor alle leidingmaterialen

Voor een distributiesysteem, waarin alle leidingmaterialen voorkomen, gelden de volgende aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling (zie tabel 4).

Tabel 4 Optimale watersamenstelling voor een distributiesysteem, waarin alle traditioneel in Nederland toegepaste leidingmaterialen voorkomen.

---

<b>pH:</b>	> 7,8 > 0,38 TAC + 1,5 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] + 5,3 < 8,3
<b>TAC:</b>	> 2
<b>SI:</b>	> -0,2 < 0,3

  
$$([\text{Cl}^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}]) / \text{TAC} < 1$$

---

Vergelijken we laatstgenoemde aanbevelingen met die welke in KIWA-mededeling 54 zijn afgeleid, dan valt het volgende op:

- de ondergrens voor de pH is in de nieuwe aanbeveling afhankelijk van TAC en sulfaat. In gebieden met lood geldt een minimum pH-waarde van 7,8 (was 8,0);
- de ondergrens voor TAC is gelijk gebleven. Deze ondergrens is bedoeld om problemen met putcorrosie in koperen leidingen tegen te gaan en om te voorkomen dat de pH tijdens de distributie te veel verandert;
- de ondergrens voor de SI (bij 10°C) verlaagd is van 0 naar -0,2;
- in de nieuwe aanbeveling is een norm opgenomen voor het chloride- en sulfaatgehalte in relatie tot TAC.



De aanbevelingen in tabel 4 zijn mede te beschouwen als een technische uitwerking van de normen die in het Waterleidingbesluit gesteld zijn voor het lood- en kopergehalte van drinkwater. Het Waterleidingbesluit stelt ook grenzen aan andere parameters die in dit verband van belang zijn:

- de pH moet liggen tussen 7 en 9,5;
- het natriumgehalte moet lager zijn dan 120 mg/l;
- bij een hardheidsverlaging of ontzouting moet de totale hardheid minimaal 1,5 mmol/l bedragen;
- het waterstofcarbonaatgehalte moet groter zijn dan 30 mg/l.

Nemen we deze normen op in de bovengenoemde aanbevelingen, dan betekent dit dat bij het toepassen van ontharding de watersamenstelling in tabel 5 nagestreefd moet worden.

Tabel 5 Aanbevelingen voor de watersamenstelling bij ontharden.

---

pH:	> 7,8 > 0,38 TAC + 1,5 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] + 5,3 < 8,3
TAC:	> 2
SI:	>-0,2 < 0,3
(([Cl <sup>-</sup> ] + 2 [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ])/TAC):	< 1
Totale hardheid:	> 1,5
[Na <sup>+</sup> ]	< 5,2

---

Bij ontzuring gelden dezelfde aanbevelingen, met dien verstande dat de norm voor de totale hardheid vervalt.

11 LITERATUUR

- Ammers, M. van, H<sub>2</sub>O 15, 485 (1982)
- Ahmadi, A.B., "Effect of water quality parameters on corrosion of mild steel, copper and zinc", Thesis, University of Florida (1981)
- Atlas, D., J. Coombs en O.T. Zajicek, Water Res. 16, 693 (1982).
- Bruchem, H. van, KIWA-mededeling 83 (1984)
- Diverse auteurs, Werkst. u. Korros., 35, 565 (1984).
- Drost, G., H<sub>2</sub>O 10, 230 (1985).
- Eekeren, M.W.M. van, Diverse interne KIWA-rapporten (1987).
- Eekeren, M.W.M. van, KIWA-rapport (in voorbereiding).
- Elzenga, C.H.J., P.B. Meyer en J. Stumphius, H<sub>2</sub>O 7, 406 (1974).
- Elzenga, C.H.J. en A. Graveland, Proc. IWSA-symp., Rome 1986.
- Haring, B.J.A., J.J.C. Karres, P. van der Poel en B.C.J. Zoeteman, H<sub>2</sub>O 12, 212 (1979).
- Haring, B.J.A., "Lead in drinking water", proefschrift, Univ. van Amsterdam (1984).
- Heck, R., Proc. IWSA-symp. Brighton 1974.
- Hedberg, T. en E. Johansson, Proc. IWSA-symp. Rome 1986.
- Heintges, G.A. en M.J. Pipers, Installatietechniek 11, 23 (1985).
- Holtshulte, H. en M.R. Schock, in "Internal corrosion of water distribution systems", (Ed. AWWA/DVGW), 1985, blz. 417.

Hoven, Th.J.J. van den, H<sub>2</sub>O 17, 603 (1984).

Hoven, Th.J.J. van den, KIWA-mededeling 96 (1986).

Hoven, Th.J.J., P.K. Baggelaar en G.H. Ekkers, KIWA-mededeling (in voorbereiding).

Hulsmann, A.D., KIWA-mededeling 92 (1985).

Ives, D.J.G. en A.E. Rawson, J. Electrochem. Soc., 109, 447 (1962).

Jangsawang, S., M.Sc-rapport, IHE Delft (1987).

Jong, J.W. de, B.J.A. Haring, K.J. Hoogsteen en A.W. van Nes, H<sub>2</sub>O 17, 556 (1984).

KIWA, KIWA-mededeling 54 (1978).

Kleyn, H.F.W., H<sub>2</sub>O 19, 309 (1986).

Kostense, A., KIWA-mededeling 102 (1988).

Kristiansen, H., Werkst. u. Korros. 28, 743 (1977).

Kristiansen, H., Vatten, 38, 181 (1982).

Kuch, A., H. Sontheimer en I. Wagner, Werkst. u. Korros. 34, 107 (1983).

Kuch, A. en I. Wagner, Water Res. 17, 1303 (1983).

Ladeburg, H., Metall, 20, 33 (1966).

Larson, T.E. en R.V. Skold, JAWWA 49, 1294 (1957).

Lucey, V.F., Brit. Non-Ferrous Res. Ass., Res. Report A1838 (1972).

- Lucey, V.F., Proc. Brit. Non-Ferrous Metals Res. Ass., Kopenhagen, 1973.
- Meyer, E., Schr.-Reihe Verein WaBoLu 52, 9 (1981).
- Meyer, E., Gas- und Wasserfach 123, 2 (1982).
- Nill, W.E., DVGW-Schriftenreihe, Wasser 39, 51 (1984).
- Nissing, W., Gas- und Wasserfach 117, 267 (1976).
- Nissing, W., DVGW-Schriftenreihe, Wasser 39, 63 (1984).
- Oliphant, R. J., Proc. IWSA-symp., Zürich (1982).
- Orlebeke, J.F., L.J.P. van Doornen, Intermediair 20, 4 (1984).
- Overath, H., GWF-wasser/abwasser 127 (1986), 533.
- Plummer, L.N. en E. Busenberg, Geochem. Cosm. Acta 46, 1011 (1982).
- Richards, W. N. en M.R. Moore, JAWWA 76, 60 (1984).
- Romben, L., Proc. Contr. Qu. Str. Beton (RILEM Symp.), 1979.
- Schock, M. R., JAWWA. 72, 695 (1980).
- Schock, M.R. en R.W. Buelow, JAWWA 73, 609 (1981).
- Schock, M. R. en Gardels, M. C., JAWWA 75, 87 (1983).
- Sheiham, I. en P.J.J. Jackson, J. Inst. Water Engrs. 35, 491 (1981).
- Singley, J.E., H. Sontheimer, A. Kuch, W. Kölle en A. Ahmadi, in "Internal Corrosion of Water Distribution Systems", (Ed. AWWA/DVGW), 1985, blz. 33.

Sontheimer, H., W. Kölle en V.L. Snoeyink, JAWWA 73, 572 (1981).

Sontheimer, H., P. Spindler en U. Rohmann, Wasserchemie für Ingenieure, Karlsruhe (E.B.I.) 1980.

Stumm, W. , JAWWA 48, 300 (1956).

Tanaka, R. en M. Nishio, gerefereerd door Yamauchi, S., K. Nagata, en S. Sato, Proc. Int. Symp. on corrosion of copper and copper alloys in building, Tokyo (1982).

Turner, M.E.D., Proc. Soc. Wat, Treatm. Exam. 10, 1962 (1961).

Unie van waterschappen, Jaaroverzicht 1984 van de Begeleidingscie. Richtlijn Zuiveringslib.

Vewin, "Advies voor de aanpak van het probleem lood in drinkwater" (1987).

Vik, E.A., Aqua 4, 198 (1986).

Wagner, I. en A. Kuch, Water Supply 2, 3/4, SS 11-1 (1984).