

# Bereiding van drinkwater uit stedelijk afvalwater zonder ontzouting

## 1. Inleiding

Een van de doelstellingen van het onderzoek naar het hergebruik van afvalwater in de RID proefinstallatie te Dordrecht is het toetsen van de mogelijkheid om uit biologisch gezuiverd afvalwater water van drinkwaterkwaliteit te bereiden m.b.v. een zuiveringssysteem waarin geen ontzoutings-techniek is opgenomen.

Hierbij kan het relatief dure, veel energie verbruikend systeem met hyperfiltratie, dat in het voorgaande artikel beschreven werd (Schipper, 1979) en dat naar verwachting



IR. J. HRUBEC  
Rijksinstituut voor  
Drinkwatervoorziening  
Voorburg



IR. H. HOFMAN  
Rijksinstituut voor  
Drinkwatervoorziening  
thans werkzaam bij  
IWACO BV, Rotterdam

een hoog zuiveringseffekt oplevert, worden vergeleken met een systeem zonder ontzoutingstrap, dat weliswaar goedkoper is dan de hyperfiltratie, maar waarmee mogelijk water van minder goede kwaliteit verkregen zal worden.

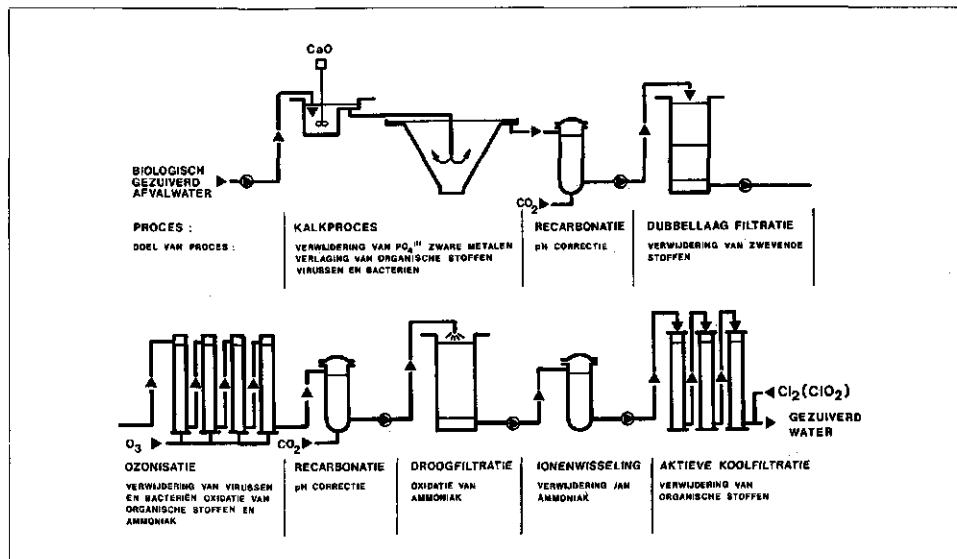
Bij het opstellen van het schema voor het systeem zonder ontzoutingstrap is gebruik gemaakt van bestaande ervaringen met vergaande zuivering van afvalwater en die opgedaan met de bereiding van drinkwater uit vervuild oppervlaktewater. Dergelijke ervaringen wijzen erop dat vergaande verwijdering van vrijwel alle relevante verontreinigingen m.b.v. bekende technieken in principe mogelijk is (Zoeteman, 1979).

Het hoofddoel van het hier beschreven onderzoek is het verkrijgen van inzicht in de zuiveringstechnieken en in de bedrijfszekerheid van het systeem t.a.v. het bereiken van een waterkwaliteit, die aan de eisen voor drinkwater voldoet.

Naar verwachting zal dit onderzoek informatie opleveren die gebruikt kan worden om de mogelijkheden te evalueren van andere potentiële bestemmingen van 'gerenoveerd' water, die minder strenge kwaliteitseisen stellen.

Hierbij wordt gedacht aan kunstmatige aanvulling van grondwatervoorraden, het gebruik van water voor bepaalde recreatie-doelinden, irrigatie in de landbouw en industriële gebruiksdoelinden.

Na een beschrijving van de opzet van het



Afb. 1 - Schema van de proefinstallatie zonder ontzoutingstrap.

zuiveringssysteem worden de voorlopige resultaten die zijn bereikt met het kalkprecipitatieproces besproken.

## 2. Opzet van de zuivering

Op basis van de kwaliteit van het biologisch gezuiverde afvalwater te Dordrecht, dat als grondstof in de proefinstallatie wordt gebruikt, werd een zuiveringsschema gekozen zoals in afb. 1 weergegeven.

Om een zo goed mogelijke verwijdering van in principe alle, voor de kwaliteit van het drinkwater relevante stoffen te waarborgen, werden voornamelijk fysisch-chemische zuiveringstechnieken gebruikt. De eerste fase van de zuivering, bestaande uit het kalkproces, werd begin 1977 in bedrijf gesteld. Het volledige schema zal eind 1978 gereed zijn.

In het volgende wordt eerst een beschrijving van de afzonderlijke zuiveringstechnieken gegeven en vervolgens meer in detail van het kalkproces.

### 2.1. Kalkproces bij hoge pH

Voor de verwijdering van fosfaten, zwevende en colloïdale stoffen en voor de verlaging van het gehalte aan organische stoffen wordt bij de chemische zuivering van afvalwater vaak gebruik gemaakt van coagulatie en precipitatie m.b.v. kalk, ijzer- en aluminiumzouten gebruikt.

De keuze tussen deze chemicaliën is afhankelijk van de bedrijfsomstandigheden. De meest belangrijke keuze-factoren zijn de kwaliteit van het te zuiveren water, de plaatsing van de coagulatie in het zuiveringsschema, de kosten en de problematiek van de afvoer of verwerking van het precipitaatlib.

Voor het experimentele zuiveringsschema van de proefinstallatie te Dordrecht werd

het kalkproces bij  $pH > 11$  gekozen.

De voorkeur voor het kalkproces boven de andere chemische processen is voornamelijk gebaseerd op de volgende overwegingen:

— De dosering van kalk veroorzaakt geen verhoging van ongewenste anionen in het water (chloride, sulfaat) zoals het geval is bij toepassing van ijzer- of aluminiumzouten.

— De coagulatie bij een hoge pH heeft tevens een hoge graad van verwijdering van pathogene organismen tot gevolg.

— Bij de hoge pH kan aanzienlijke verhoging van het effect van toepassing van ozon t.a.v. de verwijdering van organische stoffen worden bereikt. Verder kan bij hoge pH ammoniak m.b.v. ozon worden geoxideerd.

— Door verhoging van de pH zou het eventueel mogelijk zijn in de volgende zuiveringstrap ammoniak m.b.v. stripping te verwijderen, waardoor de kosten die met ammoniakverwijdering samenhangen relatief gunstig komen te liggen.

— Bij hoge pH kan een effectievere verwijdering van zware metalen worden bereikt.

— Bij het proces treedt een verlaging van het Ca- en Mg-gehalte op.

— Het kalkslib heeft, in tegenstelling tot het ijzer- en aluminiumslib nog een mestwaarde.

— Het kalkslib kan gecalceïneerd worden en het ontsane calciumoxide en koolzuurgas kunnen bij de zuivering opnieuw worden gebruikt.

Nadelen van het kalkproces bij hoge pH zijn de relatief hoge kosten en de relatief moeilijke bedrijfsvoering.

Dit kan bij een praktijkkeuze van doorslaggevend belang blijken te zijn.

## 2.2. pH-correctie met CO<sub>2</sub>

Bij de keuze van een methode voor verlaging van de hoge pH na het kalkproces werd om de introductie van ongewenste anionen in het water te voorkomen de voorkeur gegeven aan koolzuurgas boven minerale zuren. Verder biedt de CO<sub>2</sub>-dosering de mogelijkheid om een te hoog gehalte aan calcium bij een eventuele overdosering aan kalk tot het gewenste niveau terug te brengen.

## 2.3. Ozonisatie

De primaire reden voor toepassing van ozonisatie is de desinfecterende werking. Verder wordt verwacht dat de ozonisatie een belangrijke bijdrage kan leveren aan de verbetering van de smaak en reuk van het water en een verlaging van het gehalte aan organische stoffen.

Daarnaast kunnen enkele microverontreinigingen zoals fenolen, detergenten, pesticiden enz. door ozon worden geoxideerd.

## 2.4. Droogfiltratie en selectieve ionenwisseling m.b.v. een zeoliet

Een vergaande verwijdering van stikstofverbindingen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en organische stikstof) brengt bij de bereiding van drinkwater uit afvalwater, dat tientallen mg/l aan stikstofverbindingen bevat, aanzienlijke problemen met zich mee. Met name de verwijdering van ammoniak tot concentraties in de orde van tienden van mg/l is moeilijk te bereiken sinds de breekpuntchloring, wegens het gevaar van het ontstaan van haloformen, als een ongeschikte methode voor de verwijdering van restconcentraties aan ammoniak wordt beschouwd. Zo blijkt uit een overzicht van Engelande (1977), dat bij negen demonstratie-installaties voor het hergebruik van water in de USA de limiet van 0,5 mg NH<sub>3</sub>/l tenminste incidenteel werd overschreden bij acht installaties.

Ammoniak kan verwijderd worden met biologische methoden.

De realisatie van een volledig biologisch systeem bleek echter onder de omstandigheden van de proefinstallatie onaantrekkelijk, gezien de hoge investeringskosten welke dit systeem met zich brengt.

Daarom werd een combinatie van droogfiltratie en selectieve ionenwisseling m.b.v. zeoliet toegepast. Naar verwachting zal het met deze combinatie mogelijk zijn om het ammoniak volledig te verwijderen en tegelijkertijd het ontstaan van hoge nitraatconcentraties te voorkomen.

## 2.5. Aktieve koolfiltratie

De aktieve koolfiltratie is hoofdzakelijk bedoeld om restanten aan organische stoffen te verwijderen.

Het ziet er naar uit dat de verwijdering van organische stoffen het knelpunt van de zuivering bij het hergebruik voor consumptiedoeleinden zal vormen.

Met het gebruik van een combinatie van biologische en chemische oxidatieprocessen gevolgd door coagulatie en adsorptie aan aktieve kool lijkt het echter mogelijk een vergaande verwijdering van organische stoffen (uitgedrukt in somparameters als BOD, COD en TOC) te bereiken. Wat betreft organische microverontreinigingen bestaan relatief weinig gegevens op grond waarvan de graad van verwijdering onder deze omstandigheden kan worden voorspeld.

## 2.6. Desinfektie

Om de verwijdering van pathogene micro-organismen onder alle omstandigheden te garanderen, is de toepassing van een zgn. 'multiple safety barrier' bij de opzet van het zuiveringssysteem vereist. In het zuiveringschema te Dordrecht wordt deze gerealiseerd door het gecombineerde gebruik van kalkproces bij hoge pH, door ozonisatie en door veiligheidsdesinfektie van het produktwater.

## 3. Kalkproces

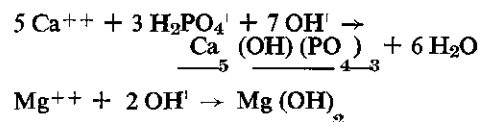
### 3.1. Procesreacties

Na toevoeging van kalk in het water verlopen er diverse reacties, waarbij de precipitatie van calcium, magnesium, en fosfaatverbindingen, coagulatie van zwevende en colloïdale stoffen en precipitatie resp. adsorptie van zware metalen de belangrijkste zijn.

Afhankelijk van de pH worden doorgaans twee processen onderscheiden, te weten het zgn. 'low lime process' en het 'high lime process'.

De pH bij het 'low lime process' ligt gewoonlijk onder 10,5. De verwijdering van het fosfaat is hier geringer dan bij het 'high lime process', evenals de verwijdering van zwevende en colloïdale bestanddelen en organische stoffen. Dit kan verklaard worden door de afwezigheid van magnesiumhydroxide, dat als een coagulant fungeert en dat pas bij hogere pH's precipiteert. Het voordeel van dit proces is het lagere kalkverbruik, waardoor de kosten aanzienlijk lager liggen dan bij het 'high lime process'.

Bij het 'high lime process' wordt de pH meestal boven een waarde van 11 gehouden. De voornaamste precipitatie reacties bij de hoge pH zijn:



De oplosbaarheid van de gevormde precipitaten is zeer gering, maar door de aanwezigheid in het afvalwater van organische stoffen, polyfosfaten en door het optreden van kristalvergiftiging (Benjamin et al., 1976) (Ferguson et al., 1973) liggen de concentraties van de bovengenoemde componenten in het afvalwater altijd hoger dan uit de waarden van oplosbaarheidsproducten is te voorspellen. De te bereiken waarden dienen dan ook experimenteel te worden bepaald.

Naast het hoge zuiveringseffekt voor fosfaten en organische stoffen is, zoals eerder vermeld, het additionele voordeel van het 'high lime process' de effectieve desinfecterende werking. Tevens kan door de verhoging van de pH van het water ammoniak m.b.v. stripping resp. d.m.v. ozonisatie worden verwijderd.

Een nadeel is het hoge verbruik aan kalk en de grote hoeveelheid geproduceerd slib.

### 3.2. Laboratoriumproeven

In het kader van de voorbereiding van het onderzoek werden proeven op laboratoriumschaal uitgevoerd.

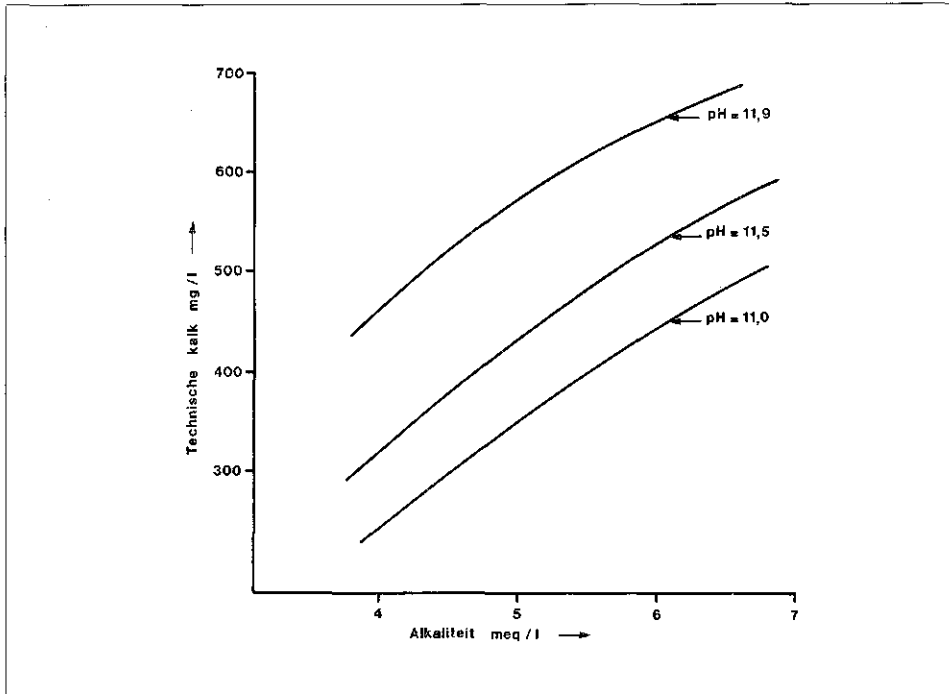
Deze proeven hebben bevestigd, dat het verbruik aan kalk, dat met name door de alkaliteit van het water wordt bepaald, voor een 'high lime process' relatief hoog ligt. Afb. 2 vermeldt het verbruik aan kalk om een bepaalde pH te bereiken bij diverse alkaliteiten van het te behandelen water. De laboratoriumproeven hebben verder aangetoond, dat een effectieve verwijdering van fosfaat alleen bij hoge pH mogelijk is (afb. 3).

### 3.3. Beschrijving van de opstelling

Het schema staat in afb. 4. De kalk wordt opgeslagen in een silo (inhoud 22 m<sup>3</sup>) van waaruit het wordt getransporteerd naar het kalkmelkvat, waar het gemengd wordt met water uit de vlokkendekentank tot een concentratie van 2,5 gewichtsprocent. De kalkmelk wordt gedoseerd in een snelmengvat waarin tevens het biologisch gezuiverde afvalwater wordt gepompt.

De pH van 11,2 wordt konstant gehouden m.b.v. automatische meet- en regelapparatuur. De dosering varieert afhankelijk van de alkaliteit van het water van ca. 250 tot 600 mg Ca(OH)<sub>2</sub>/l.

In het mengvat, dat een verblijftijd van 2,5 min. heeft bij een gemiddelde capaciteit van 7 m<sup>3</sup>/uur, worden water en kalkmelk gemengd bij een roersnelheid van 350 rpm.



Afb. 2 - Invloed alkaliteit van water op kalkdosering.

De vlokvorming vindt plaats in de flokkulatietank met een verblijftijd van 23 minuten. De vlokverwijdering geschiedt in een vlokkenkentang met een inhoud van 3,5 m<sup>3</sup>. De opwaartse snelheid van het water, gemeten 1 m onder het wateroppervlak, is ca. 1 mm/sec. De sliblozing wordt d.m.v. een tijdsklok automatisch gestuurd.

#### 4. Voorlopige resultaten met het kalkproces

##### 4.1. Algemene aspecten

De proeven zijn in februari 1977 gestart. Het doel van de proeven was het bestuderen van het zuiveringseffect van het proces t.a.v. de verwijdering van organische stoffen, zware metalen, pathogene organismen en fosfaat.

Naast deze experimenten werden in juni 1977 oriënterende proeven gedaan naar het effect van de additionele ijzerdosering.

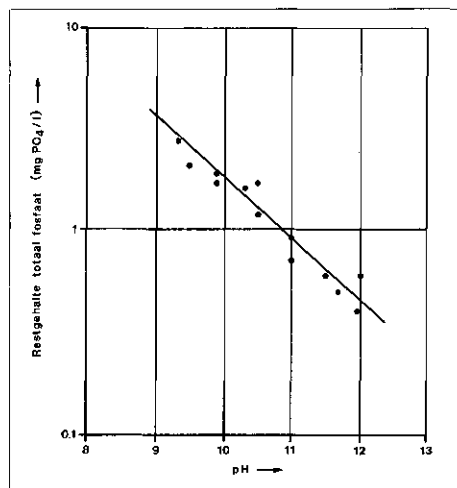
##### 4.2. Fosfaatverwijdering

Het verloop van de fosfaatconcentraties in het toe- en afvoerwater van de installatie is weergegeven in afb. 5.

Hieruit blijkt dat een goede verwijdering werd verkregen.

Het gemiddelde ortho-fosfaatgehalte van het effluent bedroeg in het voorjaar van 1977 0,03 mg P/l. Bij de dosering van kalk en 5 mg Fe<sup>3+</sup>/l tijdens de zomer en het najaar van 1977 werden de resultaten nog beter.

De gemiddelde concentratie aan ortho-fosfaat bedroeg 0,007 mg P/l en de afname bedroeg 99,8 %.



Afb. 3 - Restgehalte t-PO<sub>4</sub> bij het kalkproces als functie van de pH (Laboratoriumproeven).

Tevens werd een duidelijke verlaging van het magnesium en kiezelzuurgehalte bereikt (zie tabel I).

TABEL I - Verwijdering van enkele macroparameters door het kalkproces te Dordrecht.

| Parameters<br>(mg/l in<br>gefiltreerde monsters) | pH 11,2<br>(voorjaar 1977) |        |                             | pH 11,2<br>(zomer en najaar 1977) |        |                           | pH 11,2 + 5 mg Fe <sup>3+</sup> /l |        |                             |
|--|----------------------------|--------|-----------------------------|-----------------------------------|--------|---------------------------|------------------------------------|--------|-----------------------------|
|  | toevoer                    | afvoer | ver-<br>wijdering<br>in % * | toevoer                           | afvoer | ver-<br>wijdering<br>in % | toevoer                            | afvoer | ver-<br>wijdering<br>in % * |
| COD  | 37                         | 29     | 25                          | 34                                | 23     | 26                        | 51**                               | 35**   | 35                          |
| Kleur  | 79                         | 60     | 33                          | 77                                | 37     | 50                        | 79                                 | 21     | 72                          |
| ortho PO <sub>4</sub> <sup>III</sup> (als P)     | 4,25                       | 0,03   | 99                          | 6,8                               | 0,007  | 99,8                      | 8,7                                | 0,007  | 99,9                        |
| IJzer  | 0,25                       | 0,03   | 84                          | 0,20                              | 0,07   | 48                        | 0,22                               | 0,25   | + 14                        |
| Calcium  | 95                         | 79     | 21                          | 85                                | 130    | + 53                      | —                                  | —      | —                           |
| Magnesium  | 23                         | 8      | 58                          | 24                                | 7      | 70                        | —                                  | —      | —                           |
| SiO <sub>2</sub>                                 | 9,9                        | 7,7    | 26                          | 10,5                              | 6,5    | 37                        | —                                  | —      | —                           |

\* paarsgewijze berekening \*\* in ongefiltreerd monster

Het ijzer nam alleen af bij de proeven zonder ijzerdosering.

De verhoging van het gemiddelde calciumgehalte bij de proeven in de zomer en het najaar 1977 is te wijten aan enkele uitschieters, die werden veroorzaakt door het oplopen van de pH boven een waarde van 11,2 tijdens enkele proeven.

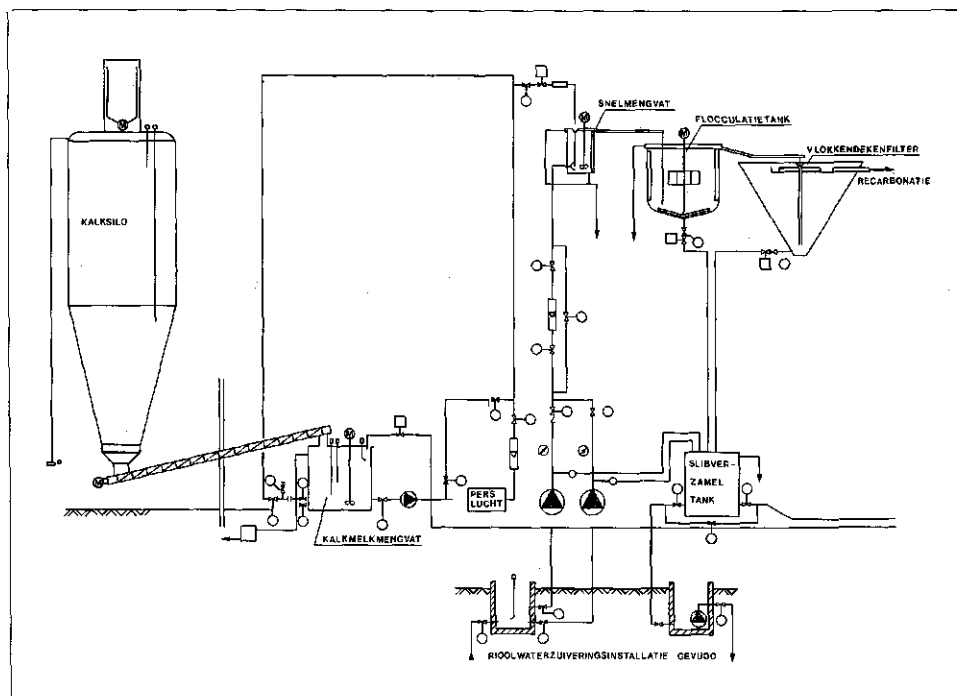
##### 4.3. Verwijdering van organische stoffen

Van de som-parameters, die een beeld van het gehalte aan organische stoffen geven, zijn alleen gegevens over de COD voorhanden. De COD (gefiltreerd) werd van gemiddeld 30 - 40 mg O<sub>2</sub>/l in het toevoerwater verlaagd tot ca. 20 - 30 mg O<sub>2</sub>/l, hetgeen een afname van ca. 25 % betekent (tabel II).

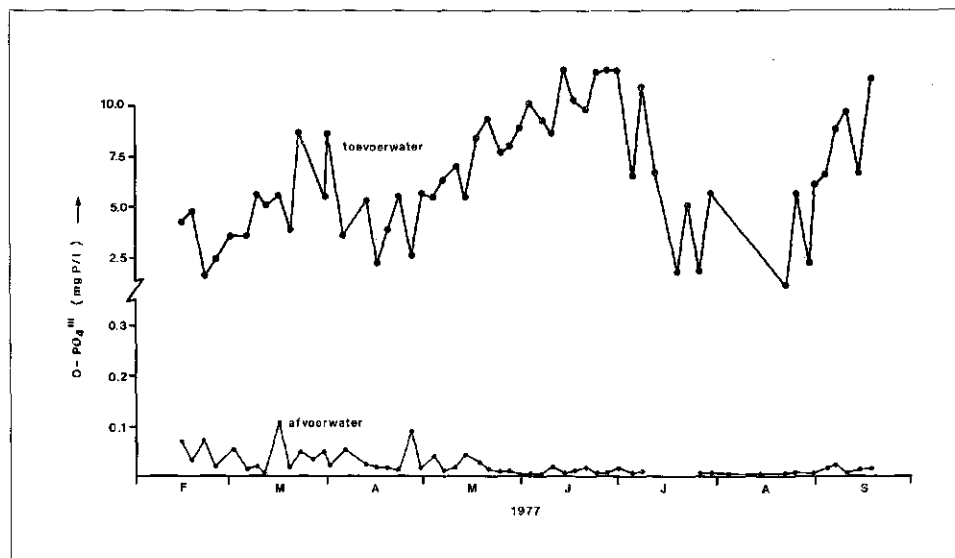
Om na te gaan of er een verband bestaat tussen de concentratie van het slib bij het kalkproces en de afname van COD, werden laboratoriumproeven met een zgn. jar-opstelling uitgevoerd, waarbij de slibconcentraties varieerden van 2 - 30 g/l. Er werd gevonden dat bij hogere slibconcentraties de verwijdering van COD ongunstiger was dan bij lagere slibconcentraties. Door simultane ijzerdosering werd geen additionele COD-afname bereikt. Alleen wat de kleur betreft valt bij de ijzerdosering een aanzienlijke verbetering te bespeuren.

In tabel II zijn tevens de gegevens vermeld over het zuiveringseffect van enkele proefinstallaties voor hergebruik van afvalwater die zijn gebaseerd op het 'high lime process' met het doel biologisch gezuiverd afvalwater te defosfateren. Uit de tabel is te zien dat de kalkprecipitatie in Dordrecht wat de defosfatering betreft goed uit de bus komt, terwijl de COD-afname duidelijk minder gunstig is.

Aan de andere kant laten de resultaten van de proefinstallaties te Dovyhulme (Engeland) zien dat door de kalkprecipitatie bij pH 11,5 de COD van het afvoerwater van een actief slibinstallatie alleen tijdens een slechte kwaliteit van het biologisch effluent zelfs een verslechtering bij de kalkprecipitatie optrad (Best en Banks,



Afb. 4 - Opstelling van de kalkprocesinstallatie.



Afb. 5 - O-fosfaatgehalte in het toe- en afvoerwater van het kalkproces.

TABEL II - Verwijdering van fosfaat en COD bij kalkproces in enkele proefinstallaties voor hergebruik van afvalwater (vlg. Englands et al, 1977, O'Farrell en Bishop, 1972).

| Plaats        | Dosering   | pH   | Gehalte fosfaat in afvoerwater (mg/l) | Verwijdering in % | COD in afvoerwater (mg/l) | Verwijdering in % |
|---------------|--|------|---------------------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|
| Lake Tahoe    | 300-400 CaO/l  | 11   | 0,2-0,6 (tot P)                       | 95                | —                         | —                 |
| Dallas        | 230 mg CaO/l +<br>15 mg Fe/l                           | 10,9 | 0,44 (tot P)                          | 93                | 20                        | 60                |
| Orange County | 425-540 mg CaO mg/l<br>+ 0,25 mg/l poly-<br>electrolyt | 11   | 0,12 (ortho P)                        | 98                | 52                        | 50                |
| Washington    | 390-460 mg CaO/l                                       | 11,5 | 0,11-0,16 (ortho P)                   | 98                | 18                        | 62                |

1977). Waarschijnlijk is het effect van het kalkproces sterk afhankelijk van de aard van aanwezige organische stoffen. Het is te verwachten dat bij een hoger gehalte aan bijv. lagere organische zuren, de COD door

de coagulatie niet wordt verlaagd. Daarom lijkt het niet mogelijk t.a.v. het effect van het kalkproces op de verwijdering van organische stoffen generaliserende conclusies te trekken.

Twee keer is in 1977 in het toe- en afvoerwater het gehalte aan vluchtige en semi-vluchtige stoffen en aan extraheerbaar organische chloor (EOCI) bepaald. Opvallend waren de lage concentraties die in biologisch gezuiverd water aan chloorverbindingen werden gevonden. Het gehalte individuele gechlloreerde stoffen lag namelijk in alle gevallen onder 1  $\mu\text{g/l}$ . Het EOCl gehalte was 4 resp. 1  $\mu\text{g/l}$ . Deze gehalten zijn substantieel lager dan de concentraties van deze stoffen in Rijnwater. Er werd, zoals verwacht, geen afname tijdens het kalkproces waargenomen.

#### 4.4. Verwijdering van zware metalen

Van de zware metalen werden As, Cr, Cd, Cu, Pb en Zn geanalyseerd. In tabel III staan de resultaten vermeld van de analyses. Ook zijn gegevens vermeld ten aanzien van de verwijdering van zware metalen bij het 'high lime process' in twee andere demonstratie installaties in de USA.

Het meest opvallende resultaat t.a.v. het gedrag van zware metalen in de proefinstallatie te Dordrecht is de toename van het chroomgehalte na het kalkproces. De oorzaak hiervan was de hoge chroomconcentratie in de kalkmelk.

De afname van het arseengehalte ligt in Dordrecht aan de lage kant, maar gezien de lage concentraties in het toevoerwater heeft dit geen nadelige gevolgen voor de kwaliteit van het gezuiverde water. Uit de vergelijking blijkt dat de resultaten van de in tabel III genoemde installatie t.a.v. het zuiveringseffect voor enkele metalen sterk uiteenlopen. Gezien de diversiteit van factoren die het gedrag van zware metalen bij de zuivering beïnvloeden, zoals de valentie van het metaal, de ionsterkte van het afvalwater, de aard van eventuele metaalchelaten e.d., zijn deze uiteenlopende resultaten niet zo verwonderlijk.

#### 4.5. Verwijdering van micro-organismen

Gedurende drie maanden werd in 1977 de invloed van het kalkproces op de verwijdering van bacteriën en colifagen bestudeerd. De gegevens over de resultaten zijn in tabel IV samengevat.

Bij de proeven werd nagegaan of de slibconcentraties en de verblijftijd in het systeem invloed hadden op de verwijdering. Bij variaties van de slibconcentratie in de flocculatietank van 200 - 1200 mg/l en van de verblijftijd van 30 - 90 minuten werd vrijwel geen invloed op het verwijderingspercentage geconstateerd.

Naast de bacteriologische bepalingen werd in 10 monsters water, vóór en na het kalkproces het gehalte aan enterovirussen bepaald.

Hierbij werd in 4 monsters van het toevoer-

TABEL III - Verwijdering van zware metalen bij kalkprecipitatieproces te Dordrecht, Orange County en Dallas (vlg. Englande et al., 1977).

| Metaal | Dordrecht       |                |      | Orange County   |                |      | Dallas          |                |      |
|--------|-----------------|----------------|------|-----------------|----------------|------|-----------------|----------------|------|
|        | toevoer<br>µg/l | afvoer<br>µg/l | %    | toevoer<br>µg/l | afvoer<br>µg/l | %    | toevoer<br>µg/l | afvoer<br>µg/l | %    |
| As     | 2,3             | 1,9            | - 17 | 2               | 1,1            | - 45 | 17              | 4              | - 76 |
| Cd     | 1,1             | 0,4            | - 64 | 6,8             | 2,2            | - 68 | 9               | 4              | - 55 |
| Cr     | 1,6             | 2,8            | + 43 | 235             | 122            | - 48 | 26              | 10             | - 61 |
| Cu     | 7,5             | 2,6            | - 65 | 305             | 105            | - 65 | 30              | 86             | +185 |
| Pb     | 7,0             | 1,8            | - 74 | 26              | 11             | - 60 | 33              | 42             | + 27 |
| Zn     | 110             | 10             | - 91 | 292             | 36             | - 88 | 67              | 63             | - 7  |

TABEL IV - Verwijdering van micro-organismen bij kalkprecipitatieproces te Dordrecht.

| Organisme               | Toevoer-<br>water<br>(10 <sup>5</sup> kol/ml) | Afvoer-<br>water<br>(10 <sup>5</sup> kol/ml) | Verwij-<br>dering |
|-------------------------|---|--|-------------------|
| Colifagen *             | 0,198   | 0,0036                                       | 98                |
| Coliformen              | 758   | 15,5   | 98                |
| E.coli                  | 98  | 1,0  | 99                |
| Ps.aeruginosa           | 101   | 6,6  | 93                |
| Clostridia              | 0,9   | 0,02   | 98                |
| Faecale<br>Streptococci | 13,5  | 0,24   | 98                |

\* PFU

water virus aangetoond, met een maximum concentratie van 560 PFU per liter.

Het verwijderingspercentage varieerde van 35 tot 100 %. Gezien het kleine aantal bepalingen in het toevoerwater zijn er over het zuiveringseffect nog geen definitieve conclusies te trekken.

#### 4.6. Ervaringen met de bedrijfsvoering

Aan de hand van de ervaringen met de bedrijfsvoering blijkt, dat het vrij moeilijk is om onder alle omstandigheden een stabiele vlokkendeken te verkrijgen. Tijdens schommelingen in de kwaliteit van het toevoerwater ten gevolge van regenval varieert de dosering van kalk en daarmee de produktie van slib zo snel, dat het onmogelijk is met de toegepaste regulatie van de sliblozing m.b.v. een tijdsklok een constant niveau van de vlokkendeken te handhaven. Verder lieten de bezinkings-eigenschappen van de gevormde vlokken te wensen over.

Om hier verbetering in te krijgen, zullen proeven met dosering van coagulatie-hulpstoffen (Mg, polyelectrolyt) worden uitgevoerd en zal voortaan de lozing van het slib aan de hand van detectie van het niveau van de vlokkendeken worden gestuurd.

Moeilijkheden met de handhaving van een stabiele vlokkendeken bij veranderingen in de fysische en chemische samenstelling van het water en bij schommelingen in de hydraulische belasting zijn ook elders waargenomen (Culp et al., 1971).

#### 5. Slotbeschouwing

Aan de hand van de tot nu toe verkregen

ervaringen met het kalkprecipitatieproces valt te concluderen dat m.b.v. dit proces een vergaande verlaging van fosfaatconcentraties tot een gehalte aan ortho-fosfaat van minder dan 0,03 mg P/l kan worden bereikt, hetgeen een afname van meer dan 99 % betekent. Verder werd een substantiële afname van micro-organismen (meer dan 93 %), van enkele zware metalen zoals cadmium, koper, lood en zink en van kiezelzuur bereikt.

De verlaging van de COD (25 %) en van arseen (17 %) waren geringer dan verwacht. Tegenover de behoorlijke zuiveringseffecten van het proces staan de tamelijk hoge kosten die voornamelijk te wijten zijn aan het hoge verbruik aan kalk. Bij een gemiddelde dosering van 500 mg kalk per liter bedragen de chemicaliënkosten ca. 8 ct/m<sup>3</sup>. Wanneer eind 1978 het gehele zuiverings-schema geïnstalleerd zal zijn, zullen in de loop van 1979 vergelijkende studies voor de met en zonder ontzouting verkregen eindprodukten worden gestart. Hierbij zal uitvoerig chemisch analytisch onderzoek naar schommelingen in de waterkwaliteit en toxicologisch onderzoek naar het voorkomen van stoffen met mutagene eigenschappen plaatsvinden. De voor- en nadelen van beide processen en onderdelen ervan zullen op grond van de kosten en de technologische karakteristieken worden geëvalueerd in het kader van diverse mogelijke bestemmingen voor 'gerenoveerd' afvalwater in de nationale waterhuishouding.

#### Literatuur

1. Benjamin, L., Loewenthal, R. E., Marais, G. R. (1976). *Calcium carbonate precipitation kinetics*, Part 2, Effect of Magnesium, Water SA, Vol. 3, p. 155-165.
2. Best, R. and Banks, N. (1977). *Advanced waste water treatment in United Kingdom*. The Doc Project, IAWPR Conference, Johannesburg.
3. Culp, R. S., and Culp, G. L. (1971). *Advanced waste water treatment*, N.Y. van Nostrand, Reinhold Company.
4. Englande, A. J., Smith, J. K., English, J. N. (1977). *Potable water quality of advanced water treatment plant effluent*, IAWPR Conference, Johannesburg.
5. English, J. N., Benneth, E. R., Linstedt, K. D. (1977). *Research required to establish confidence in the potable reuse of waste water*. JAWWA, 69, p. 131-136.

6. Ferguson, J. F. et al. (1973). *Calcium phosphate precipitation at slightly alkaline pH values*. JWPCF, 45, 620-631.

7. Hofman, H. en Pol, R. M. van de (1976). *Behandeling van afvalwater met een jartest opstelling*. RID rapport 76-2.

8. Hofman, H., Brakel, W. J. van, Marsman, P., Pol, R. M. van de (1976). *Chemische zuivering van afvalwater; laboratoriumproeven met kalk in een doorstroommodel*. RID rapport 76-13.

9. O'Farrell, T. P., and Bishop, D. F. (1972). *Lime precipitation in raw, primary and secondary waste water*, AICHE Symposium Serie, Vol. 68, No. 124, p. 43-55.

10. Schippers, J. C. en Hofman, J. M. (1979). *Bereiding van drinkwater uit stedelijk afvalwater met hyperfiltratie*. H<sub>2</sub>O (12) 1979, blz. 241-245.

11. Zoeteman, B. C. J. (1979). *Hergebruik van afvalwater in Nederland?* H<sub>2</sub>O (12) 1979, blz. 236-240.



#### OQSI

*In een jaarverslag lezen wij over een bacteriegetal na een cultuur bij 22° C. Het SI kent voor de temperatuur de grondeenheid kelvin met als symbool de hoofdletter K (dus niet 'graad kelvin' maar gewoon 'kelvin'). Toegelaten blijft de celsiuschaal. Het symbool voor de eenheid 'Graad Celsius' is: °C (dus het nulletje direkt links boven van de hoofdletter C). In het jaarverslag had dus moeten staan: 22 °C.*

