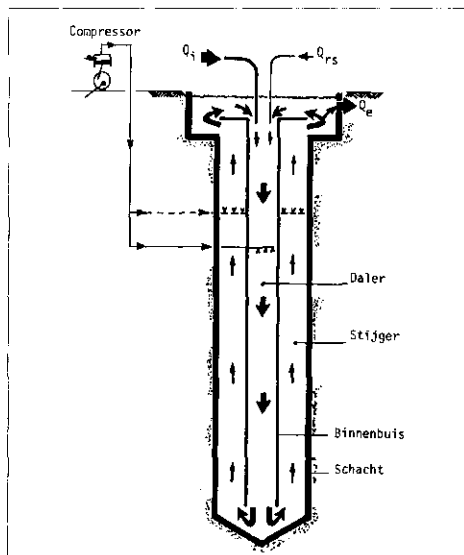


# Simulatie van het Deep Shaft proces

## Inleiding

### 1. Algemene beschrijving

In 1975 werd een nieuwe methode voor de zuivering van afvalwater geïntroduceerd: het Deep Shaft proces. Bij dit proces vindt een continue aërobe biologische zuivering met actiefslib plaats in een onder het maaiveld gelegen verticale schacht met een lengte tussen 100 en 300 m (afb. 1). Door plaatsing van een binnenbuis in de schacht wordt deze in twee compartimenten verdeeld: een met een ronde en een met een ingvormige doorsnede. Zowel boven- als



Afb. 1 - Schematische voorstelling van het Deep Shaft proces.

IR. H. H. SIEBERS

Vakgroep Gezondheidstechniek  
Technische Hogeschool Delft

IR. R. G. VELDKAMP

Vakgroep Gezondheidstechniek  
Technische Hogeschool Delft

onderin de schacht is een open verbinding tussen deze twee compartimenten. In het aldus ontstane systeem circuleert het actiefslib in de door de pijlen aangegeven richting, waarbij de stromingsrichting eveneens de naam van het betreffende compartiment bepaalt: daler resp. stijger. Op zekere diepte in de daler wordt lucht geïnjecteerd. Deze injectie heeft een tweeledig doel:

- het voorzien in de zuurstofbehoefte aan het biologisch zuiveringsproces;
- het in stand houden van de circulatie aan het actiefslib.

In de bedrijfssituatie vindt luchtinjectie slechts op één punt in de daler plaats, bij het op gang brengen moet eerst lucht in de stijger worden ingeblazen (afb. 1).

Tijdens het bedrijf is de watersnelheid 1 tot 2 m · s<sup>-1</sup> veel groter dan de stijgsnelheid van de luchtbellen, zodat de geïnjecteerde lucht met de dalende waterstroom wordt meegevoerd.

Met het oplopen van de hydrostatische druk wordt de oplosbaarheid van gassen in water roter. Door de grotere oplosbaarheid van zuurstof kan met een hoger slibgehalte dan in een conventionele zuiveringsinrichting worden gewerkt. Dit betekent dat een hogere ZV-ruimtebelasting bij gelijkblijvend rendement mogelijk wordt.

Bij de omhoog gerichte stroming in de stijger ontstaan door de afnemende water-

druk weer gasbellen: stikstof, kooldioxide en het niet gebruikte deel van de zuurstof. Boven in de schacht komt het mengsel in een ontgassingsbekken, waar deze bellen kunnen ontsnappen. Op de hier globaal beschreven processen zal in paragraaf 4 nader worden ingegaan.

In het ontgassingsbekken vinden continu een aanvoer van afvalwater ( $Q_i$ ), een afvoer van effluent ( $Q_e$ ) en een toevoer van retourslib ( $Q_{rs}$ ) plaats. De tijd die nodig is om het mengsel eenmaal in de schacht te laten circuleren bedraagt, afhankelijk van de diepte en de watersnelheid, ruim één tot enkele minuten. Het mengsel circuleert bij de toegepaste verblijftijden (1 tot 3 h) vele malen alvorens het wordt afgevoerd.

### 1.2. Vergelijking met een conventionele actiefslibinstallatie

Het Deep Shaft proces wijkt op een aantal punten af van een conventionele actiefslibinstallatie. Hierover kan het volgende worden opgemerkt:

#### Kosten

Bolton et al. [1] concluderen, dat de investeringskosten voor de schacht per volume-eenheid groter zijn dan die van normale beluchtingsbassins. Bovendien zijn de kosten sterk afhankelijk van enerzijds de geologische condities van het terrein en anderzijds de benodigde schachtdiameter. Naar de toe te passen bouwtechnieken en de kosten is uitvoerig onderzoek verricht door Booy en Mostert [3]. Uit hun berekeningen volgt, dat de exploitatiekosten bij het Deep Shaft proces lager zijn dan bij een conventionele installatie.

#### Voorbezinking

Er wordt beweerd, dat bij het Deep Shaft

proces geen voorafgaande verwijdering van bezinkbare zwevende stof nodig is. Dit is in het algemeen een voordeel ten aanzien van bouw- en exploitatiekosten.

#### Slibproductie

Zowel Bolton en Ousby [2] als Hemming et al. [5] geven als resultaat van proefnemingen een slibproductie van het Deep Shaft proces, die ongeveer de helft bedraagt van die in een conventionele zuiveringsinrichting.

#### Benodigd grondoppervlak

Door de ondergrondse aanleg van de verticaal geplaatste schacht is het benodigd grondoppervlak geringer dan bij een conventionele zuiveringsinrichting. Een bijkomend voordeel is, dat eventueel optredende geluidshinder en stankbezwaren goedkoper opgelost kunnen worden.

#### Toegankelijkheid

Door de ondergrondse aanleg zijn de inspectiemogelijkheden bij het Deep Shaft proces geringer dan bij de normaal toegepaste bassins. Vooral bij het optreden van storingen kan dit een groot bezwaar zijn.

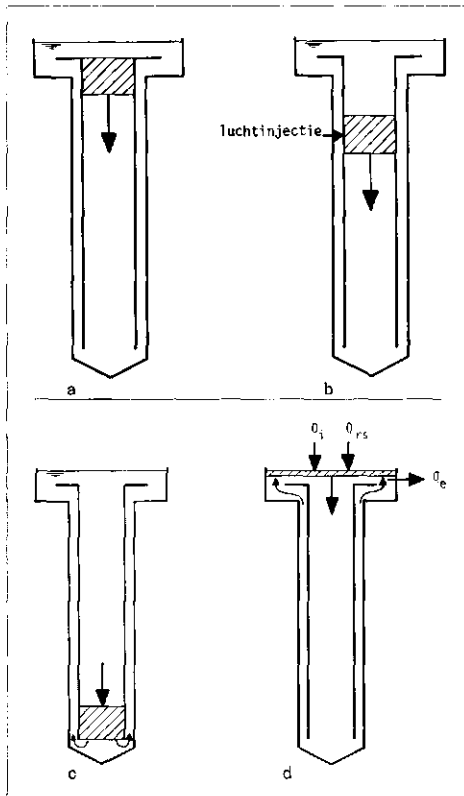
#### Bedrijfservaringen

Door het geringe aantal operationele schachten en de relatief korte tijd, die verstreken is sinds de introductie van het systeem zijn van het proces zeer weinig bedrijfservaringen bekend.

## 2. Doelstelling

Omdat de investeringskosten per volume-eenheid bij de Deep Shaft hoger zijn dan bij normale beluchtingsbassins lijkt het systeem meer geschikt voor de behandeling van afvalwater waarbij met een korte beluchtingstijd toch een goede zuivering wordt verkregen, zoals sterk geconcentreerd afvalwater dat veel gemakkelijk afbreekbaar materiaal bevat. Veelal zal dit water van industriële oorsprong zijn.

Voor industrieën met een dergelijk type afvalwater kan het Deep Shaft proces een aantrekkelijk alternatief zijn. Ook voor bedrijven met onvoldoende terreinoppervlak voor de bouw van een conventionele zuiveringsinrichting is toepassing van een diepe schacht een mogelijke oplossing. De onbekendheid van het Deep Shaft proces, gecombineerd met de summere bedrijfsgegevens die bekend zijn van bestaande toepassingen, maakt dat men niet snel zijn keuze op een dergelijk systeem zal laten vallen. De wens om de mogelijkheden te onderzoeken op semi-technische schaal in een vooronderzoek ligt voor de hand. Daarmee stuit men echter op het grote bezwaar, dat een zuivere nabootsing van de



Afb. 2 - Beweging van het beschouwde deelvolume in de schacht.

procesomstandigheden slechts kan plaatsvinden in een diepe schacht, bij voorkeur even diep als de werkelijk te bouwen schacht. Het maken van een dergelijke proefopstelling komt nauwelijks in aanmerking vanwege de onevenredig hoge kosten. De doelstelling van dit onderzoek was het ontwikkelen en testen van een proefopstelling waarmee het Deep Shaft proces zo goed mogelijk gesimuleerd kon worden [13].

### 3. Simulatiemodel

Het belangrijkste aspect van het Deep Shaft proces is de hoge druk onderin de schacht, waarbij de in het actiefslib aanwezige luchtbelletjes volledig worden opgelost. Dit aspect kan worden nagebootst door een mengsel van actiefslib en lucht in een drukvat te brengen, waarin de druk varieert van atmosferische druk tot de hoogste druk zoals deze onderin de schacht optreedt. Het is zelfs mogelijk om een continuproces op deze wijze te simuleren door een afzonderlijk deelvolume van de inhoud van de schacht te beschouwen in zijn op- en neergaande beweging door de schacht. Een dergelijk volume beweegt zich vanaf het wateroppervlak in de daler naar beneden (afb. 2a). Op een bepaalde diepte wordt er lucht geïnjecteerd (afb. 2b). Onderin de schacht is de druk maximaal en is de geïnjecteerde lucht volledig opgelost (afb. 2c). In de stijger neemt de druk geleidelijk af

en ontstaan er gasbellen ( $N_2$ ,  $CO_2$  en de resterende  $O_2$ ). Bovenin de stijger vindt er ontgassing plaats en worden het ruwe afvalwater en het retourslib toegevoegd (afb. 2d).

Deze procesgang is in het drukvat te simuleren door de inhoud met een bepaalde snelheid op de maximale druk te brengen. Deze snelheid moet zodanig worden gekozen dat de hiervoor benodigde tijd gelijk is aan de tijdsduur voor de neergaande beweging van het beschouwde volume tot het laagste punt in de schacht. Tijdens de drukopbouw wordt een eenmalig in te stellen hoeveelheid lucht in het drukvat geperst. Na het bereiken van de maximale druk wordt met dezelfde snelheid de druk vermindert tot de atmosferische, waarna, na ontgassing, een bepaald volume wordt afgetapt en eenzelfde volume afvalwater plus retourslib wordt toegevoegd. De afgetapte hoeveelheid dient ook voor monstername. Een exacte beschrijving van de proefinstallatie wordt gegeven in paragraaf 5.

## 4. Theorie

### 4.1. De luchtinjectie

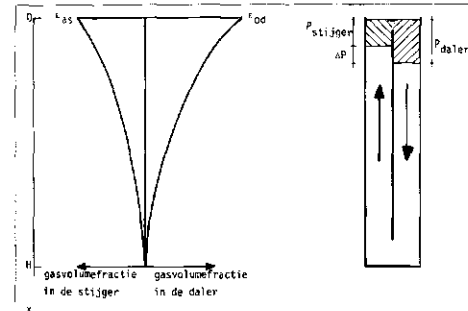
De luchtinjectie bij een in bedrijf zijnde Deep Shaft geschiedt in de daler, op een zekere diepte  $F$ . Deze luchtinjectie heeft een tweeledig doel:

- het zorgen voor de zuurstofvoorziening, nodig voor het aërobe biologische proces;
- het gaande houden van de circulatie van het actiefslib in de schacht.

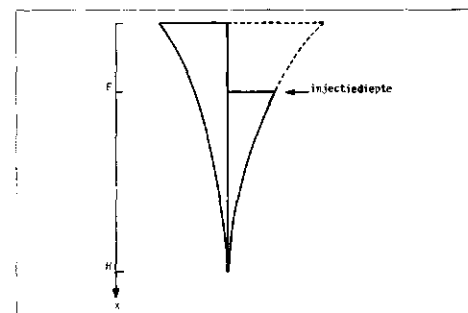
De injectiediepte wordt bepaald door de geometrie van de schacht en dient zó gekozen te worden dat het drukhoogteverschil ten gevolge van de aanwezige luchtbelletjes en de wrijvingsweerstand van de circulerende vloeistof wordt overwonnen. Dit wordt nader toegelicht in de volgende paragraaf. In de praktijk ligt de injectiediepte tussen 20 en 50 m.

### 4.2. De vloeistofstroming in de schacht

De circulatie van het actiefslib in de schacht wordt in stand gehouden door het air-lift principe. In een in bedrijf zijnde installatie wordt de lucht op enkele tientallen meters diepte in de daler geïnjecteerd. De lucht wordt in de vorm van belletjes door de neerwaartse waterstroom meegenomen. Van belang is de gasvolumefractie  $\varepsilon$  van het lucht-watermengsel. Voor een goede procesgang mag  $\varepsilon$  maximaal 0,2 bedragen. De waarde voor  $\varepsilon$  is het hoogst bovenin de stijger en wordt naar beneden, door het in oplossing gaan van de gassen, aanzienlijk lager. Dit betekent dat de vloeistofvolumefractie  $(1-\varepsilon)$  bijna 1 is. Gemakshalve wordt deze constant ver-



Afb. 3 - Gasvolumefracties en bijbehorende drukverlies.



Afb. 4 - Gasvolumefracties in een werkende schacht.

ondersteld, zodat de vloeistofsnelheid in de schacht eveneens constant is.

Van luchtbelletjes is bekend dat de stijgsnelheid in water onafhankelijk is van de diameter, wanneer deze ligt tussen 2 en 20 mm. De in de schacht voorkomende luchtbelletjes liggen binnen deze grenzen. De stijgsnelheid  $v_b$  is dan ongeveer  $0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . Indien het doorstroomde oppervlak van de daler en stijger gelijk is, is de vloeistofsnelheid  $v_w$  ook hetzelfde.

De snelheid van de luchtbelletjes is:

$$\text{in de daler} \quad v_d = v_w - v_b \quad (1)$$

$$\text{in de stijger} \quad v_s = v_w + v_b \quad (2)$$

Uit de continuïteitsvergelijkingen voor lucht volgt:

$$\varepsilon_d \cdot v_d = \varepsilon_s \cdot v_s \quad (3)$$

Dan is de verhouding tussen de gasvolumefracties van stijger en daler:

$$\Psi = \frac{\varepsilon_s}{\varepsilon_d} = \frac{v_d}{v_s} = \frac{v_w - v_b}{v_w + v_b} \quad (4)$$

In de daler zijn meer luchtbelletjes aanwezig door de opwaartse beweging van de belletjes ten opzichte van het water. Hierdoor is  $\Psi < 1$ .

De gasvolumefracties in de daler en de stijger nemen af bij toenemende hydrostatische druk.

Ter vereenvoudiging wordt voor het bepaalde de druk de gasvolumefractie verwaarloosd, zodat de hydrostatische druk  $p$  als

neters vloeistofkolom wordt uitgedrukt:

$$P = A + \rho g x \quad (5)$$

vaarin:

- A = de atmosferische druk;
- $\rho$  = de dichtheid van water;
- g = de versnelling van de zwaartekracht;
- x = de waterdiepte.

De gasvolumefractie op een diepte x is dan

$$\epsilon_x = \frac{\epsilon_0}{1 + \frac{\rho g x}{A}} \quad (6)$$

waarbij  $\epsilon_0$  = de fictieve gasvolumefractie aan het oppervlak.

Het verloop van  $\epsilon_x$  in daler en stijger is weergegeven in afb. 3.

De integraal over de totale diepte H van de schacht geeft de drukhoogte van de gasvolumefractie in één compartiment.

$$P_{\text{daler}} = \int_0^H \frac{\epsilon_{od}}{1 + \frac{\rho g x}{A}} dx \text{ en}$$

$$P_{\text{stijger}} = \int_0^H \frac{\epsilon_{os}}{1 + \frac{\rho g x}{A}} dx$$

Uit vgl. 4 volgt dat  $\epsilon_d > \epsilon_s$ , zodat er een drukverschil bestaat gelijk aan:

$$P = \int_0^H \frac{\epsilon_{od}}{1 + \frac{\rho g x}{A}} dx - \int_0^H \frac{\epsilon_{os}}{1 + \frac{\rho g x}{A}} dx = \frac{A}{\rho g} (\epsilon_{od} - \epsilon_{os}) \ln \left( 1 + \frac{\rho g H}{A} \right) \quad (7)$$

Voor  $x = 0$  is uit vgl. 4 af te leiden:

$$\epsilon_d - \epsilon_{os} = \epsilon_{od} (1 - \Psi), \text{ dus}$$

$$P = \frac{A}{\rho g} \epsilon_{od} (1 - \Psi) \ln \left( 1 + \frac{\rho g H}{A} \right) \quad (8)$$

P kan worden voorgesteld als een kolom water in de stijger, zoals afgebeeld in afb. 3. Om de circulatie in de schacht mogelijk te maken moet dit drukverschil, samen met de wrijvingsverliezen W, worden overwonnen.

Dit is te bereiken door de lucht op een bepaalde diepte onder het wateroppervlak te injecteren, waarbij het diagram van de gasvolumefracties wordt zoals in afb. 4. De gasvolumefractie wordt lager in de daler.

De injectiediepte F kan gevonden worden uit:

$$P + W = \frac{A}{\rho g} \epsilon_{od} \ln \left( 1 + \frac{F \rho g}{A} \right)$$

$$F = \frac{A}{\rho g} \left[ \exp \left\{ \frac{(\Delta P + W) \rho g}{A \cdot \epsilon_{od}} \right\} - 1 \right] \quad (9)$$

Berekeningsvoorbeeld

- Stel
- $\epsilon_{od} = 0,05$
- H = 200 m
- W = 0,20 mwk

- Voorts is
- A = 10<sup>5</sup> Pa
- $\rho = 1.000 \text{ kg.m}^{-3}$
- g = 10 m.s<sup>-2</sup>

Stel de watersnelheid  $v_w = 1,5 \text{ m.s}^{-1}$  en de stijgsnelheid van de bellen in water 0,3 m.s<sup>-1</sup>.

$$\Psi = \frac{1,5 - 0,3}{1,5 + 0,3} = 0,67$$

$$\Delta P = 10 \times 0,05 \times 0,33 \ln \left( 1 + \frac{200}{10} \right) = 0,51 \text{ mwk}$$

$$F = 10 \left[ \exp \left( \frac{0,71}{10 \times 0,05} \right) - 1 \right] = 31,4 \text{ m}$$

#### 4.3. Het starten

In het voorgaande gedeelte is steeds uitgegaan van een schacht waarin de vloeistof circuleert. Om deze circulatie op gang te krijgen dient er eerst lucht geïnjecteerd te worden op een bepaalde diepte in de stijger. De waterkolom in de stijger wordt door de aanwezigheid van luchtbellen lichter dan die in de daler, waarna de circulatie op gang komt.

Wanneer de vloeistof de gewenste snelheid heeft bereikt, dient de luchtinjectie geleidelijk overgebracht te worden op de daler.

De vloeistofsnelheid is zo hoog dat de in de daler geïnjecteerde lucht in belvorm meegenomen wordt door het actiefslib. Het omschakelen dient zeer voorzichtig te gebeuren omdat gedurende een aantal minuten de weerstand in de daler wordt vergroot, totdat er luchtbellen in de stijger ontstaan die meehelpen bij het in stand houden van de circulatie.

#### 4.4. De zuurstofoverdracht

Eén van de grootste principiële verschillen tussen de Deep Shaft en een conventionele actiefslibinstallatie is de hoge druk waarbij het proces plaatsvindt. Een schacht kan maximaal 300 m diep zijn, hetgeen betekent dat de druk onderin de schacht ca. 3.000 kPa kan bedragen.

De oplosbaarheid van gassen in water wordt beschreven met de wet van Henry:

$$c_s = k_H \times P_{\text{par}}$$

waarin:

- $c_s$  = de verzadigingswaarde;
- $k_H$  = constante van Henry;
- $P_{\text{par}}$  = de partiële druk.

Voor een schacht van 200 m diep is de verzadigingswaarde van zuurstof bij 20 °C bijv. 197 mg.l<sup>-1</sup>. De snelheid van zuurstofoverdracht wordt in het algemeen uitgedrukt als de oxygenation capacity, afgekort als O.C.

In zuiver water is

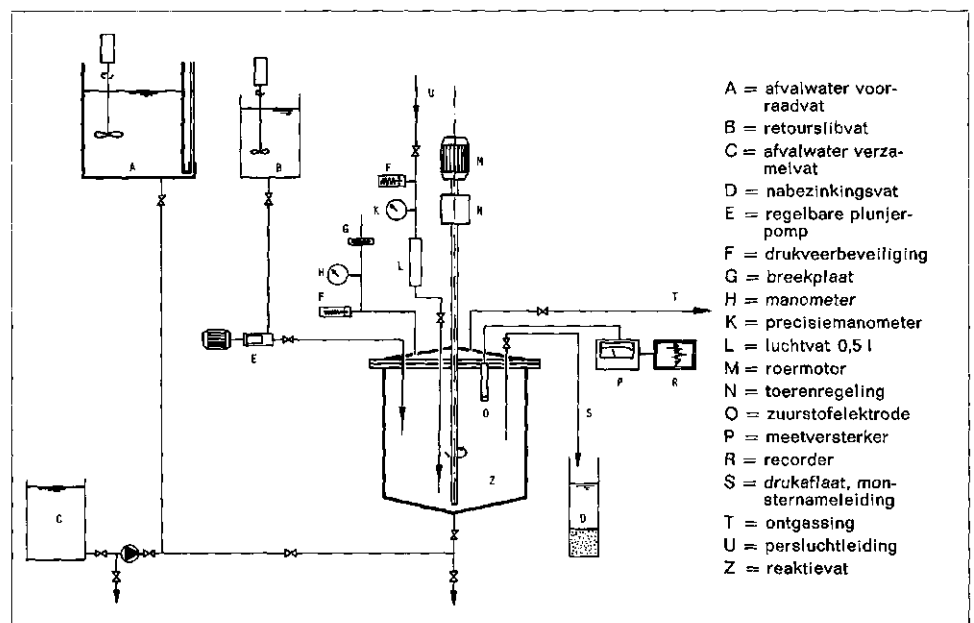
$$O.C. = k_L \times c_s$$

waarin:

- $k_L$  = de zuurstofoverdrachtsconstante.

De O.C. is gedefinieerd bij een standaardtemperatuur van 10 °C en een standaarddruk van 101,3 kPa. Omdat bij het Deep

Afb. 5 - Schematische voorstelling van het proefmodel.



Shaft proces zeer hoge drukken voorkomen, wordt de O.C. niet alleen bepaald door zuurstofoverdracht van gasfase naar vloeistoffase, maar daarnaast door het geheel of gedeeltelijk oplossen van de luchtbelletjes. Een vergelijking met normale meetmethodes ter bepaling van een O.C. is derhalve niet mogelijk.

Volgens [6] is onder optimale omstandigheden voor het Deep Shaft proces: de zuurstofinbreng  $3 \text{ kg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ; het overdrachtspercentage 90 %; het rendement  $1,7 \text{ kg O}_2 \cdot \text{MJ}^{-1}$ .

In [1] worden weer andere getallen genoemd:

zuurstofinbreng 2 tot  $3 \text{ kg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ; rendement 1,1 tot  $1,4 \text{ kg O}_2 \cdot \text{MJ}^{-1}$ .

Deze cijfers zijn echter zeer optimistisch.

In [14] worden voor huishoudelijk afvalwater, behandeld in een 100 m diepe schacht, de volgende waarden vermeld: gemiddeld  $0,26 \text{ kg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ; maximaal  $0,58 \text{ kg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ; overdrachtspercentage 85 %; rendement  $0,8 \text{ kg O}_2 \cdot \text{MJ}^{-1}$ .

Deze getallen lijken reëler. Vergeleken met een normaal beluchtingsbassin ligt de zuurstofinbreng een factor 3 hoger, het rendement is het dubbele, terwijl het overdrachtspercentage uiteraard zeer hoog ligt.

## 5. De proefopstelling

De gebruikte proefopstelling is schematisch weergegeven in afb. 5. Als reaktievat (Z) is gebruikt een drukketel met een inhoud  $V = 20 \text{ l}$ . In het vat waren een aantal roerwerken gemonteerd die zorgden voor een goede menging van het actiefslib met de geïnjecteerde lucht. De juiste plaatsing van deze roerwerken is visueel beoordeeld door Booy en Mostert in een perspex model [3].

In het vat werd een hoeveelheid actiefslib met afvalwater aan dezelfde procesomstandigheden onderworpen als een deelvolume in een echte schacht, zoals beschreven in paragraaf 3. De beweging van het deelvolume in de daler werd gesimuleerd door drukopbouw in het vat. Deze drukopbouw werd verkregen door met plunjerpomp E retourslib in het vat te persen. De hiervoor benodigde tijd was afhankelijk van de gekozen watersnelheid  $v_w$  in de schacht:

$$t = \frac{H}{v_w}$$

Na het bereiken van het maximum werd de druk afgelaten met behulp van de regelkraan in leiding S zodanig dat de gebruikte tijd voor drukopbouw en -aflaat even lang was. De totale cyclustijd  $t_c$ , zijnde de som

van de proces tijden in daler en stijger, is dan:

$$t_c = \frac{2H}{v_w} \quad (10)$$

Vlak voordat de inhoud weer onder atmosferische druk kwam, werd de roerder stopgezet en de ontluchting T (afb. 5) geopend. Bij een gemiddelde verblijftijd van een waterdeeltje in het beschouwde volume van  $t$  uur, werd na elke cyclus de volgende hoeveelheid actiefslib afgevoerd:

$$\frac{t_c}{3.600 \cdot t} \times V$$

Dezelfde hoeveelheid afvalwater werd toegevoegd, waarna het vat weer werd gesloten en de cyclus opnieuw begon. De recirculatiefactor was derhalve:

$$R = 1 - \frac{t_c}{3.600 \cdot t} \quad (11)$$

Tijdens het opbouwen van de druk werd in het begin een hoeveelheid lucht geïnjecteerd. Deze werd afgetapt uit een persluchtfles. De hoeveelheid geïnjecteerde lucht is bepaald uit de daling van een precisie manometer K, gemonteerd op een luchtvat L met bekende inhoud.

Het drogestofgehalte in het reaktievat is op peil gehouden met het inpompen van het retourslib. De hieruit voortvloeiende retourslibfactor RS is achteraf berekend en bedraagt:

$$RS = \frac{Q_{rs}}{Q_i} \quad (12)$$

Monsternamen geschiedde in de afvoer S, steeds aan het eind van de 1e, 25e, 50e en 75e cyclus. Deze monsters werden genomen van de volledig gemengde vatinhoud.

## 6. Werkwijze

### 6.1. Materialen en meetmethoden

Voor de proefnemingen is gebruik gemaakt van een geconcentreerd industrieel afvalwater van de Koninklijke Nederlandse Gist- en Spiritusfabriek Gist-Brocades NV.

Elke dag werd ca. 60 l afvalwater opgehaald en naar het hooggelegen voorraadvat A (afb. 5) gepompt. Hiermee werd één gehele meetdag gewerkt. Het na de proefnemingen resterende afvalwater werd in het riool geloosd.

Uit een hogedruk luchtfles werd per cyclus een bekende hoeveelheid lucht toegevoegd. De samenstelling van de geïnjecteerde lucht was gelijk aan die van atmosferische lucht. De per cyclus toe te voegen hoeveelheid lucht werd bepaald door ervoor te zorgen, dat het minimum zuurstofgehalte in het proefvat, iedere cyclus, een waarde van

$0,5 \text{ tot } 1,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$  niet zou onderschrijden.

Als actiefslib is slib gebruikt, dat afkomstig was uit een conventionele actiefslibinstallatie (de proefinstallatie voor de zuivering van afvalwater van de Vakgroep Gezondheidstechniek, Afdeling der Civiele Techniek, TH Delft). Dit actiefslib was eerst geadapteerd aan het fabrieksafvalwater. Elke dag zijn van het afvalwater de TOD, CZV, BZV, TOC, totaal-fosfaat, Kjeldahl-stikstof, drogestofgehalte, zuurgraad en temperatuur bepaald.

De TOD-meting geschiedde met een Ionics TOD-analyzer model 225. De CZV-BZV- en drogestofbepaling werden uitgevoerd volgens NEN 3235 [11].

De TOC-meting geschiedde met een TOCSIN-I apparaat.

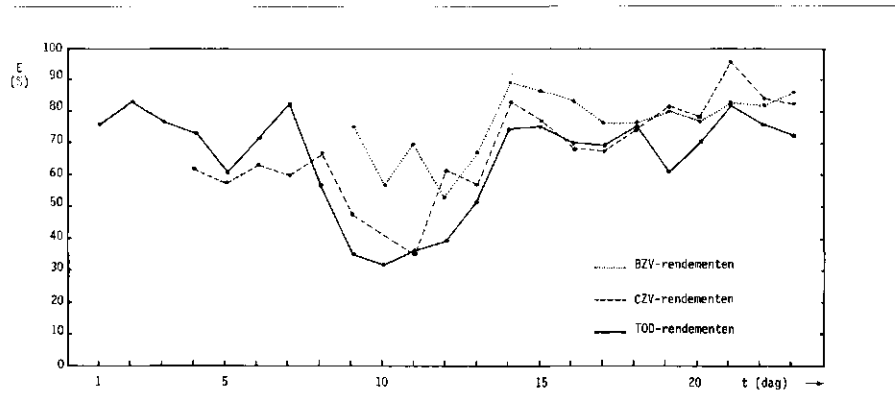
De bepaling van Kjeldahl-N werd uitgevoerd volgens Scheiner [12]. De totaal-fosfaatanalyses werden uitgevoerd volgens een vereenvoudigde NEN 3235 methode [5].

Van het monster zijn de pH en de temperatuur gemeten en is het drogestofgehalte bepaald. Van het effluent van het bezonken monster zijn TOD, CZV en BZV bepaald. Het zuurstofgehalte van het actiefslib is tijdens de proefnemingen continu gemeten. De slibindex is aan het begin en eind van elke meetdag bepaald volgens NEN 3235. Elke dag werd gestart met een geheel met slib gevuld proefvat, waarvan het drogestofgehalte werd bepaald. Per meetdag zijn hiërarchisch opvolgend 75 cycli (beschreven in paragraaf 5) gesimuleerd. Om niet te kwantificeren verschillen in drogestofgehalten van het slib te voorkomen, werd het in de nabezinktank van het effluent afgescheiden slib die meetdag niet meer als retourslib gebruikt.

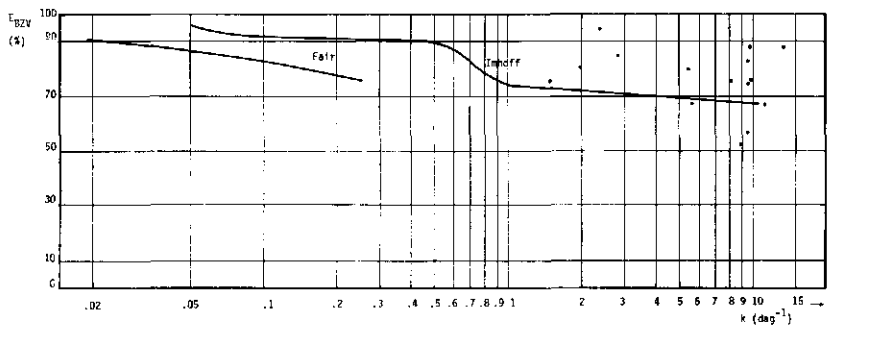
Steeds is aan het eind van de 1e, de 25e, de 50e en de 75e cyclus de activiteit van het slib in het proefvat gemeten. Door middel van volumeregistratie en drogestofmeting is dagelijks een slibbalans opgesteld waar de slibgroei is berekend. Alle metingen, met uitzondering van de TOC-, totaal-fosfaat en Kjeldahl-N, zijn ter controle in tweevoud uitgevoerd.

### 6.2. Procesvariabelen

Na enkele testdagen met een variërende gemiddelde verblijftijd gewerkt te hebben (1, 2 en 3 uur) is besloten deze constant op 2 uur te houden, teneinde resultaten te verkrijgen waarbij zo weinig mogelijk invoerparameters varieerden. Door de eveneens vaste keuze van de schacht lengte (100 m) en watersnelheid ( $1,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) werden de cyclustijd  $t_c$  en de recirculatiefactor R van het afvalwater met de formules (10) (11) resp. 133 s en 0,982. Per cyclus werd daarmee een hoeveelheid afvalwater toe-



fb. 6 - Tijdsreeks van BZV-, CZV- en TOD-rendementen.



fb. 7 - Verband tussen BZV-rendement en slibbelasting.

ged van 0,018 V = 0,36 l. De slibretour-actor werd hiermee 1,67.

**Meetresultaten en conclusies**

**1. Afvalwateranalyse**

De gemiddeld gemeten TOD-, CZV- en ZV-concentraties van het afvalwater droegen 10.300 g . m<sup>-3</sup>, 7.544 g . m<sup>-3</sup> en 968 g . m<sup>-3</sup>. De gemiddelde TOD/BZV-, CZV/BZV-verhoudingen waren resp. 0,6 en 1,55.

aanvankelijk was de BZV/P-verhouding 10 tot 130, later daalde deze maar 30 tot 40. De N/P-verhouding bleef gemiddeld 10 tot 15, zodat tijdens het onderzoek de BZV van het afvalwater is afgenomen ten opzichte van de hoeveelheden nutriënten N en P. Het gebruik nemen van een indampstallatie bij Gist-Brocades is daar de oorzaak van.

Van Geyer en Okun [4] geven voor de optimale N/P-verhouding waarden van 150 : 5 : 1 (minimum nutriëntbehoefte) tot 90 : 5 : 1 (maximum nutriëntbehoefte). De TOC/P-verhouding lag in de eerste maand van het onderzoek met waarden tot meer dan 200 keer boven de in de literatuur [10] opgegeven waarde van 40. Later werd deze waarde lager benaderd; de TOC/P-verhouding lag nu in het gebied van 20 tot 60.

**7.2. Rendement**

Een tijdsreeks van de rendementen wordt gegeven in afb. 6. Gemiddeld over de gehele proefperiode waren de BZV-, CZV- en TOD-rendementen resp. 76,0, 66,5 en 64,7 %. Opvallend zijn de zeer lage rendementen tussen de 9e en 12e dag. Een goede verklaring hiervoor is niet gevonden. Wel had het slib juist in die periode een hoge CZV en een hoge slibindex. Wellicht werkte de CZV-ophoping toxisch op de biologische activiteit van het slib. De hoge slibindex kan het gevolg zijn van de aanwezigheid van draadvormers in het actiefslib (o.a. N-Limicola III en M. Parvicella). Het verband tussen gevonden rendementen en de slibbelasting alsmede een vergelijking daarvan met literatuurwaarden (huishoudelijk afvalwater), wordt weergegeven in afb. 7. Hieruit blijkt, dat het rendement bij de toegepaste hoge slibbelasting zo'n 10 % hoger ligt dan bij conventionele installaties.

**7.3. Slibbelasting en slibproductie**

De gemiddelde slibbelasting per meetdag varieerde bij dit onderzoek van 1,5 tot 13,5, en lag meestal in de buurt van 9 kg BZV . kg ds<sup>-1</sup> . d<sup>-1</sup>. Voor conventionele actiefslibinstallaties is een vuistregel voor de slibproductie bij vergaande zuivering 0,9 tot 1,0 kg ds per kg verwijderde

BZV. Bij het Deep Shaft proces zou volgens eerdere onderzoeken [2, 5] deze slibproductie teruggebracht worden tot ca. 0,5 kg ds per kg verwijderde BZV. De slibgroei kan worden berekend met formule (8)

$$\frac{G_{sa}}{B'} = \frac{a \cdot 10^4}{(E_{BZV})^2} - b \cdot \frac{G_a}{B'}$$

Betrokken op 1 m<sup>3</sup> beluchtingsruimte is G<sub>sa</sub> de slibgroei in kg . d<sup>-1</sup>, G<sub>a</sub> het drogestofgehalte in kg, B' de verwijderde BZV in kg . d<sup>-1</sup> en E<sub>BZV</sub> het BZV-rendement in procenten.

In de literatuur worden voor de slibproductie bij hoge slibbelastingen limietwaarden gegeven van ca. 0,7 [8] tot 1,1 [7] kg ds per kg verwijderde BZV.

Opvallend is, dat de proefresultaten uit dit onderzoek aanzienlijk beneden deze waarden liggen. De gemiddelde slibproductie bedroeg 0,3 kg ds per kg verwijderde BZV.

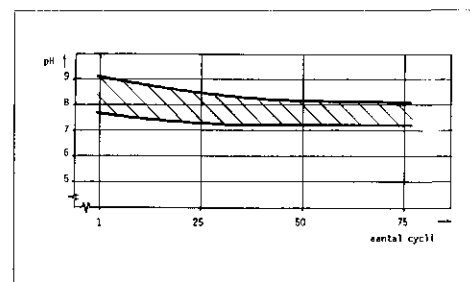
**7.4. Zuurgraad**

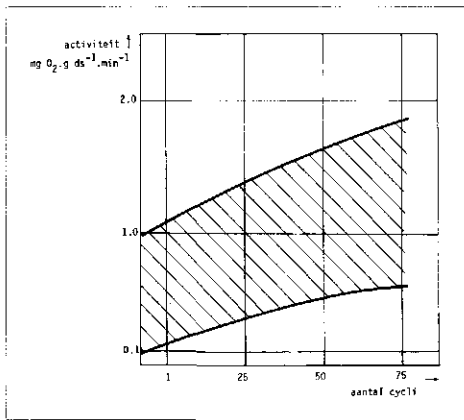
De pH van het te behandelen afvalwater varieerde van 6,2 tot 7,7. De pH van het slib aan het begin van de meetdag varieerde van 7,8 tot 9,1, na 75 cycli van 7,2 tot 8,6. Gemiddeld bedroeg de pH van het effluent 7,6. Deze waarden liggen wat hoger dan de waarden gemeten in een proefschacht in Engeland (7 tot 8). Voor goedlopende biologische processen worden pH-waarden opgegeven variërend van 6,5 tot 8 [7]. De maximaal opgetreden pH-daling over een meetdag van 75 cycli bedroeg 1,1 eenheid (afb. 8). (Gemiddelde daling 0,43 eenheid per meetdag). Deze daling bereikte op alle meetdagen snel een limietwaarde en lijkt dan ook meer het gevolg van de toevoer van het afvalwater, dan van oorzaken die in het proces liggen. De relatieve verandering ten gevolge van de afvalwatertoevoeging is nl. in de eerste cyclus het grootst en is reeds na 25 cycli tot minder dan enkele procenten gedaald.

**7.5. Activiteit**

De activiteit van het slib is in dit onderzoek gemeten als de zuurstofconsumptie van de bacteriën na 1, 25, 50 en 75 cycli bij de maximaal optredende druk.

Afb. 8 - Verloop van de zuurgraad per dag.





Afb. 9 - Verloop van de activiteit per dag.

De condities waren dus niet geheel dezelfde als bij de gebruikelijke activiteitsmetingen, waar geen herbeluchting meer optreedt; er kunnen nog luchtbellens in het systeem aanwezig zijn. Een andere meetmethode was zonder dure ingrepen echter niet mogelijk. Bovendien zal de na de cyclus resterende hoeveelheid niet opgeloste zuurstof (de maximale druk bedroeg ca. 1100 kPa) gering zijn.

Wanneer het slib zich nog in mineraliserende toestand bevond, in de eerste cyclus, varieerde de activiteit van 6 tot 60 g O<sub>2</sub> · kg ds<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>. Dit is een hoge waarde, vergeleken met de in de literatuur gegeven waarden voor endogene ademhaling van 4 g O<sub>2</sub> · kg ds<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>.

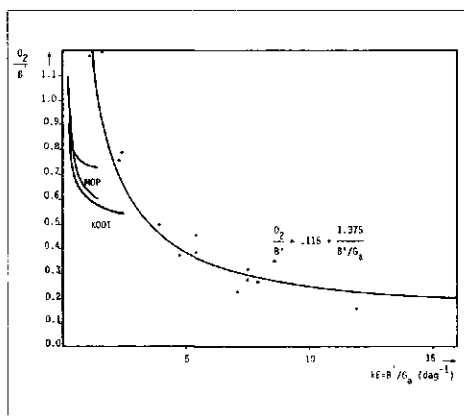
In de 75e cyclus varieerde de activiteit van 20 tot 120 g O<sub>2</sub> · kg ds<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>. Ook deze waarden liggen beduidend hoger dan de waarden die in conventionele zuiveringsinrichtingen gemeten worden (30 tot 60 g O<sub>2</sub> · kg ds<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>).

De toename van de activiteit over de meetdag wordt in afb. 9 gegeven.

### 7.6. Zuurstofverbruik

Bij de proefnemingen is bij elke cyclus een bepaalde hoeveelheid lucht ingebracht vol-

Afb. 10 - Verband tussen zuurstofverbruik en slibbelasting.



gens de procedure, beschreven in paragraaf 5. De verbruikte zuurstof is berekend uit de ingebrachte zuurstofhoeveelheid en het gemiddeld per cyclus resterende gehalte O<sub>2</sub>. Het verband tussen het zuurstofverbruik per eenheid verwijderde BZV en de slibbelasting wordt weergegeven in afb. 10.

Het bekende verschijnsel, dat bij toenemende slibbelasting de zuurstofbehoefte relatief afneemt [7, 8] is ook in dit onderzoek gemeten. Dit is van groot belang, wanneer een systeem piekbelastingen te verwerken krijgt. Het zuurstofverbruik uit dit onderzoek kan beschreven worden met de vergelijking

$$\frac{O_s + O_e}{B'} = 0,115 + \frac{1,375}{B'/G_s} \quad (r = 0,95)$$

De limietwaarde van 0,115 kg O<sub>2</sub> per kg verwijderde BZV wordt pas bij zeer hoge slibbelastingen bereikt.

De lijn van Koot (afb. 10) voldoet aan dezelfde vergelijking waarbij de hier gevonden constanten 0,115 en 1,375 resp. 0,5 en 0,1 bedragen.

### 8. Opmerkingen

Een van de beweerdte voordelen van het Deep Shaft proces is het achterwege kunnen blijven van een voorbezinkingsproces. Dit houdt in, dat alle verontreinigingen, die in het afvalwater aanwezig zijn de schacht mee ingevoerd zullen worden. In een proefinstallatie (Billingham, UK) en in een praktijkinstallatie (Ermlichheim BRD) is niets gebleken van ophoping van zwaar, inert materiaal onderin de schacht. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de hoge watersnelheid. Om te onderzoeken, welke reducties een voorbezinkingsproces kan geven op de BZV-, CZV- en TOD-gehalten van het Gist-afvalwater zijn ged-

### Symbolenlijst

a	constante	—
A	atmosferische druk	M.L <sup>-1</sup> · T <sup>-2</sup>
b	constante	T <sup>-1</sup>
B'	verwijderde BZV per m <sup>3</sup> beluchtingsruimte per dag	M.L <sup>-3</sup> · T <sup>-1</sup>
BZV	biochemisch zuurstofverbruik	M.L <sup>-3</sup>
c <sub>s</sub>	verzadigingsconcentratie van zuurstof in water	M.L <sup>-3</sup>
CZV	chemisch zuurstofverbruik	M.L <sup>-3</sup>
E	zuiveringsrendement	—
F	injectiediepte voor de lucht	L
g	zwaartekrachtsversnelling	L · T <sup>-2</sup>
G <sub>a</sub>	slibgehalte	M.L <sup>-3</sup>
G <sub>sa</sub>	slibproductie per m <sup>3</sup> beluchtingsruimte per dag	M.L <sup>-3</sup> · T <sup>-1</sup>
H	lengte van de schacht	L
k	slibbelasting	T <sup>-1</sup>
k <sub>H</sub>	constante van Henry	L <sup>-2</sup> · T <sup>2</sup>
k <sub>L</sub>	zuurstofoverdrachtsconstante	T <sup>-1</sup>
O <sub>e</sub>	zuurstofbehoefte t.g.v. endogene ademing	M.L <sup>-3</sup> · T <sup>-1</sup>
O <sub>s</sub>	zuurstofbehoefte t.g.v. substraatademing	M.L <sup>-3</sup> · T <sup>-1</sup>
O.C.	zuurstofinbrengend vermogen	M.L <sup>-3</sup> · T <sup>-1</sup>
p	hydrostatische druk	M.L <sup>-1</sup> · T <sup>-2</sup>
P	drukhoogte gasvolumefractie	M.L <sup>-1</sup> · T <sup>-2</sup>
P <sub>par</sub>	partiële gasdruk	M.L <sup>-1</sup> · T <sup>-2</sup>
Q <sub>e</sub>	effluentdebiet	L <sup>3</sup> · T <sup>-1</sup>
Q <sub>i</sub>	aanvoerdebiet	L <sup>3</sup> · T <sup>-1</sup>
Q <sub>rs</sub>	retourslibdebiet	L <sup>3</sup> · T <sup>-1</sup>
R	recirculatiefactor afvalwater	—
RS	recirculatiefactor retourslib Q <sub>rs</sub> /Q <sub>i</sub>	—
t	tijd	T
t <sub>c</sub>	cyclustijd	T
TOC	totaal organisch koolstofgehalte	M.L <sup>-3</sup>
TOD	totaal zuurstofverbruik	M.L <sup>-3</sup>
v <sub>b</sub>	stijgsnelheid van luchtbellens in water	L · T <sup>-1</sup>
v <sub>d</sub>	snelheid van luchtbellens in de daler	L · T <sup>-1</sup>
v <sub>s</sub>	snelheid van luchtbellens in de stijger	L · T <sup>-1</sup>
v <sub>w</sub>	vloeistofsnelheid in de schacht	L · T <sup>-1</sup>
V	inhoud reactievat c.q. schacht	L <sup>3</sup>
x	waterdiepte	L
ε	gasvolumefractie	—
ε <sub>d</sub>	gasvolumefractie in de daler	—
ε <sub>o</sub>	fictieve gasvolumefractie bovenin de daler	—
ε <sub>s</sub>	gasvolumefractie in de stijger	—
ρ	dichtheid water	M.L <sup>-3</sup>
Ψ	verhouding ε <sub>s</sub> /ε <sub>d</sub>	—

ende tien opeenvolgende dagen steeds drie monsters afvalwater getrokken, die (a) niet zonken, (b) twee minuten bezonken en (c) dertig minuten bezonken werden. Met (b) werd een zandvangster gesimuleerd, met (c) een voorbezinktank met een gemiddelde verblijftijd van dertig minuten. De BZV-, CZV- en TOD-reducties voor het afvalwater, dat gedurende twee minuten zonken is, bedroegen resp. 21,2 %, 1,6 % en 8,6 %. Bezinking gedurende dertig minuten reduceerde de BZV, CZV en TOD met achtereenvolgens 32,1 %, 12,0 % en 2,0 %. Uit deze cijfers blijkt, dat dit afvalwater vrij veel, snel bezinkbaar, biologisch afbreekbaar materiaal bevatte. Bij toepassing van dit proces kan het derhalve nuttig zijn niet a priori uit te gaan van een installatie zonder voorbezinktank. De kenmerken aan vaak specifieke soorten (industriële) afvalwater spelen hierbij een grote rol. Wel moet bij toepassing van een vorm van voorbehandeling met de verwerking van het slib rekening worden gehouden.

De actiefslibafscheiding, voor het uiteindelijk rendement even belangrijk als de zuiveringstrap(pen) op zich, is afhankelijk van de omstandigheden, waaronder het slib in de beluchtingsruimte verduert. Volgens [5] bevat het effluent van de Deep Shaft zowel deeltjes, die floateren, bezinken als blijven zweven. Ook Bolton et al. [1] stellen dat slib afkomstig uit een Deep Shaft, snel geïndigeerd is tot floateren. Uit het slibwatermengsel, dat bij dit onderzoek naar de afbezinker gevoerd werd, flooteerde het slib spontaan: van 17 monsters, genomen in het eind van de laatste cyclus, kwam slechts in 4 gevallen naast flotatie ook bezinking voor. Flotatie kan als alternatief voor de combinatie ontgassing/bezinking worden beschouwd. Tijdens dit onderzoek werden elders proeven genomen, waarbij flotatie als enige afscheiding toegepast werd. Resultaten hiervan konden niet worden achterhaald.

Uit de nitraatbepalingen na de 1e, 3e en 10e cyclus kon geen nitrificatie worden aangeelnd. Wellicht is de slibbelasting te hoog nitrificatie mogelijk te maken.

**Literatuur**

Bolton, D. H., Bouchard, J. P., Hines, D. A.: *The application of the ICI Deep Shaft process to industrial effluents*, 31st Annual Purdue Industrial Waste Conference, 1976, Lafayette, Indiana, USA.  
 Bolton, D. H., Ousby, J. C.: *The ICI Deep Shaft Effluent Treatment Process and its potential for large sewage works*, Workshop on Large Wastewater Treatment Plants, Wenen 1975.  
 Booy, A. J., Mostert, M.: *Een algemeen onderzoek naar ICI's Deep Shaft systeem voor de behandeling van afvalwater*, Laboratorium voor Zondheidstechniek, TH-Delft, rapportnr. 77-30.

4. Fair, G. M., Geyer, J. C., Okun, D. A.: *Elements of Water Supply and Wastewater Disposal*, John Wiley & Sons Inc., New York, sec. ed., 1958.  
 5. Hemming, M. L., Ousby, J. C., Plowright, D. R., Walker, J.: *'Deep Shaft' - Latest Position*, Journal Water Poll. Contr. Fed., 1977, p. 441.  
 6. Hines, D. A., Bailey, M., Ousby, J. C., Roesler, F. C.: *The Application of Chemical Engineering to the treatment of sewage and industrial liquid effluents*, Conference Institution of Chemical Engineers, York, 1975.  
 7. Koot, A. C. J.: *Behandeling van Afvalwater*, Waltman, Delft, 1975.  
 8. *Manual of Practice 8, Water Pollution Control Federation*, 1977.  
 9. Meer, A. G. A. v. d.: *Vereenvoudiging van de fosfaatanalyse*, Laboratorium voor Gezondheidstechniek, TH-Delft, rapportnr. 77-21.  
 10. Metcalf, L., Eddy, H. P., Inc.: *Wastewater Engineering, Collection, treatment, disposal*, McGraw-Hill Book Comp., New York, 1972.  
 11. *Nederlandse norm NEN 3235, Analysevoorschriften voor afvalwater*.  
 12. Scheiner, D.: *Determination of Ammonia and Kj-N by indophenol method*, Water Research 20, 1976, pp. 31-36.  
 13. Siebers, H. H.: *Laboratoriumonderzoek Deep Shaft*, Laboratorium voor Gezondheidstechniek, TH Delft, rapportnr. 78-19.  
 14. Walker, J. Ousby, J. C.: *Treatment of domestic and industrial waste using the ICI Deep Shaft process*, Paper presented to Institution of Chemical Engineers, North Western Branch, 19-1-1977.



**Commissie Biologische Problemen Koelwater**

In de jaren 1968 - 1979 is het hydrobiologisch onderzoek, dat werd uitgevoerd door de NV Kema, begeleid en intensief besproken door de 'Commissie ter bestudering van de Biologische Problemen betreffende Koelwater'. De laatste jaren echter werd de taakstelling van deze commissie als te beperkt ervaren, vooral omdat thans verscheidene instituten onderzoek uitvoeren, dat relevant is voor de koelwaterproblematiek. Op haar 33e vergadering d.d. 31 augustus 1979 heeft de commissie zich opgeheven om de weg vrij te maken voor een nieuwe commissie met een bredere taakstelling. Deze nieuwe commissie kwam op 25 maart 1980 in eerste vergadering bijeen en stelde haar naam, taakstelling en werkwijze vast.

De naam is: Commissie Biologische Problemen Koelwater.

De taak van de commissie is:  
 — het kritisch bespreken en wetenschappelijk evalueren van onderzoek naar biologische problemen betreffende koelwater;  
 — het aangeven van leemten in het Nederlandse onderzoek naar de biologische problemen betreffende koelwater en het doen van aanbevelingen voor onderzoek.

Het geven van gevraagd en ongevraagd advies bijvoorbeeld over de wetenschappelijke fundering van koelwaternormen is geen expliciete taak van de commissie, maar is zeker niet uitgesloten. De genoemde taken vervult de commissie mede ten bate van derden, zoals de 'Commissie Koelwater Normen' en de in oprichting zijnde 'Sektorraad Milieu en Natuur'. De commissie bestaat uit leden die zich vanuit wetenschappelijke betrokkenheid interesseren voor de voornoemde koelwaterproblematiek. Zij zijn hierbij geen vertegenwoordigers van instanties, maar hebben zitting à titre personnel. De leden beslissen over wijzigingen in de samenstelling van de commissie.

De commissie bestaat uit een kerngroep waarin opgenomen de voorzitter en de secretaris. Tevens is er een groep van specialisten.

Als voorzitter treedt op Dr. S. Parma, Limnologisch Instituut, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis en als secretaris Drs. H. E. Sweers, NV Kema, Postbus 9035, 6800 ET Arnhem.

De kerngroep stelt de vergaderprogramma's op en bereidt zo nodig discussienota's voor. De leden ervan dienen in principe op alle vergaderingen aanwezig te zijn. De leden van de groep van specialisten kunnen zo zij dat wensen hun aanwezigheid beperken tot die vergaderingen waarin onderwerpen ter sprake komen die verband houden met hun specialisme.

De commissie kan voor de vergaderingen bezoekers uitnodigen, die, afhankelijk van het onderwerp of onderzoek, een of meerdere vergaderingen bijwonen. Belangstellenden kunnen contact opnemen met de voorzitter of de secretaris (zie eerder voor de adressen).

De commissie komt naar behoefte, maar minimaal 2 maal per jaar, bijeen. Ter bespreking komen de resultaten van dat wetenschappelijk onderzoek dat naar de mening van de commissie past in haar taakstelling. Onderzoek kan aan de commissie ter bespreking worden aangeboden óf kan op uitnodiging ter bespreking worden ingebracht.

Dr. S. Parma  
 voorzitter CBPK