

VERWERKING VAN  
COAGULATIESLIB

Inventarisatie van verwerkings-  
technieken van coagulatieslib  
vrijkomend bij de bereiding van  
drinkwater

Mededeling nr. 52 van het KIWA  
Tevens Mededeling nr. 1 van de  
Werkgroep Slibverwerking opgesteld  
door ir. R.H. Dekker, Laboratorium  
voor Gezondheidstechniek  
Afdeling der Civiele Techniek  
Technische Hogeschool Delft

Rijswijk, november 1977

U.D.C. 628.336.3 + 628.165.5

## KADER VAN DE MEDEDELING

Onder de Commissie Vlokvorming en Vlokverwijdering ressorteren enkele werkgroepen, die een aantal deelstudies uitvoeren op het gebied van het coagulatieproces. Een hiervan is de Werkgroep Slibverwerking die als volgt is samengesteld.

### Coördinator:

dr.ir. A. Graveland - Gemeentewaterleidingen  
Amsterdam

### Secretaris:

dr.ir. A.P. Meijers - KIWA N.V.

### Leden:

ir. A.N. van Breemen - Laboratorium voor Gezondheids-  
techniek T.H. Delft

ir. R.H. Dekker - Laboratorium voor Gezondheids-  
techniek T.H. Delft

ir. J. Janssens - Antwerpse Waterwerken N.V.

ir. P. Kamp - Provinciaal Waterleidingbe-  
drijf van Noord-Holland

ir. H.M. Koppers - KIWA N.V.

ir. J. Leentvaar - Landbouwhogeschool Wageningen

ir. E.G. Schwenke - Drinkwaterleiding der Gemeente  
Rotterdam

De doelstellingen van de Werkgroep Slibverwerking luiden als volgt:

1. Het verkrijgen van inzicht in de eigenschappen en het gedrag van slib, dat vrijkomt bij oppervlaktewater- en grondwaterverwerkende bedrijven.
2. Nagaan hoe met dit inzicht processen kunnen worden beïnvloed om het volume van het vrijkomende slib te verkleinen.
3. Inventariseren en ontwikkelen van technieken en apparatuur, die ten behoeve van deze volumeverkleining worden of kunnen worden gebruikt.
4. Nagaan welke bestemmingsmogelijkheden (inclusief hergebruik) aanwezig zijn of gevonden kunnen worden voor het residu, dat na verwerking overblijft.
5. Contact leggen met de afvalwatersector, vanuit een visie, welke gericht is op toepassing van slibverwerking in de drinkwatersector.

In het kader van deze doelstellingen zal de werkgroep een aantal rapporten opstellen, die als KIWA mededelingen het licht zullen zien.

In bijgaande eerste mededeling van de werkgroep wordt een globale inventarisatie gegeven van de in de literatuur omschreven slibverwerkingsmethoden.

Hierop aansluitend zullen de afzonderlijke methoden telkens in aparte mededelingen nader worden uitgewerkt.

INHOUD

blz.

SUMMARY	4
SAMENVATTING	7
1. INLEIDING	10
2. KARAKTERISERING VAN SLIB	13
3. OVERZICHT VAN VERWERKINGSMETHODEN	16
4. INDIKKING	18
4.1 Bezinking	18
4.2 Flotatie	29
5. CONDITIONERING	32
5.1 Chemische conditionering	32
5.2 Fysische conditionering	33
6. ONTWATERING	38
6.1 Slibvijver	38
6.2 Droogbed	40
6.3 Centrifuge	47
6.4 Vacuümfilter	54
6.5 Zeefbandpers.	61
6.6 Filterpers	63
6.7 Andere ontwateringstechnieken	66
7. BESTEMMING VAN HET SLIB	71
7.1 Deponeren op land	71
7.2 Afvoer met huisvuil	71
7.3 Lozing op oppervlaktewater	72
7.4 Lozing op zee	73
7.5 Afvoer naar rioolwaterzuiveringsinstal- latie	73
7.6 Hergebruik	74
8. KOSTENVERGELIJKING	76
SYMBOLENLIJST	80
LITERATUURLIJST	82

## SUMMARY

Handling and disposal of waste from water treatment plants has become an integral part of the treatment process. Discharge into surface water, a method widely applied in the past, is no longer acceptable. This practice is now becoming subject to regulation. To find an acceptable method for the handling and disposal of sludge from a particular water treatment plant requires detailed investigation.

The quantity and quality of the wastes produced are directly related to the water treatment techniques used. Therefore the search for improvements in water treatment technology should be directed towards processes and operations which may reduce the sludge volume. Sludge handling and disposal problems should be considered at the beginning when a new water treatment plant is designed.

Since the most difficult problems present themselves with the sludge from the coagulation process, most attention is paid to this type of sludge.

When considering possible sludge treatment methods it is obvious that gravity sludge thickening will be very attractive as the first step. Thickening or concentrating is a reliable process that provides a considerable reduction of sludge volume at relatively low cost. There is not yet a theoretically established and empirically proved way of predicting thickener performance.

Therefore the design of a gravity thickener should be based upon pilot plant experiments.

A second step in a sludge treatment system might be the sludge freezing process. From a technological point of view this process is attractive. Freezing and thawing of gelatinous coagulation sludges results in a granular product which will drain rapidly. Subsequent dewatering on a vacuum belt filter will be rapid and the costs relatively low.

However the freezing and thawing process is, based upon the present knowledge, economically unattractive because of the high energy and maintenance costs which will remain high until a construction can be developed to withstand the repeated stresses caused by the expansion of the sludge during the freezing cycle.

Natural dewatering on drying beds has the disadvantage that large areas of land are required. When sufficient land is not available this method cannot be applied. The capital costs of drying beds can be very high especially when translucent movable covers are used to protect the beds from rain during the draining stage of dewatering.

The costs of energy and of labour with mechanically cleaned beds are low and the process is technically reliable.

Sludge dewatering by means of filter pressing with conditioners such as lime and sawdust is an established and reliable technique.

The capital costs are high particularly when complete automation is being aimed at.

Since the results of dewatering experiments with vacuumfilters, beltpresses and centrifuges are poor in relation to filterpresses and since the economical and technical uncertainties regarding the freezing process have not yet been solved, at the moment the best method of treating thickened coagulation sludge is by filter pressing.

Drying beds will indeed be economically more attractive but the large areas of land required for this purpose are often not available and the aesthetic aspect of the disfigurement of the landscape will be a further disadvantage.

Final disposal of dewatered sludge is governed by local circumstances in connection with the existence of suitable dumping (landfill) or other discharge facilities, local regulations and transportation costs.

Recovery and reuse of chemicals from sludge is recommendable provided that the process is economically feasible and that build-up of impurities such as heavy metals by repeated recycling can be prevented.

## SAMENVATTING

De verwerking van het slib dat bij de drinkwaterbereiding als afvalprodukt vrijkomt is een inherent onderdeel geworden van het waterzuiveringsproces. De slibverwerking kan in feite niet los gezien worden van de drinkwaterbereiding aangezien de bij de bereiding toegepaste zuiveringstechnieken bepalen welke kwaliteit slib geproduceerd wordt en in welke hoeveelheid. Met het oog op de kosten van slibverwerking is het zinvol om bij het onderzoek naar de technologie van een zuiveringssysteem meer aandacht te schenken aan die techniek en die bedrijfsvoering, die een vermindering van de slibproduktie tot gevolg heeft. Men dient bovendien reeds in de ontwerpfase van een drinkwaterbedrijf rekening te houden met de slibverwerking. In het algemeen zal het slib dat bij het coagulatieproces ontstaat de meeste problemen opleveren.

Ten aanzien van de keuze van behandelingsmethoden waaruit een verwerkingssysteem is opgebouwd kan geconcludeerd worden, dat als eerste fase de indikking in een eenvoudige geroerde indikker aan te bevelen is.

Men verkrijgt aldus met een bedrijfszekere methode een aanzienlijke volumereductie tegen relatief lage kosten. Aangezien de theoretische kennis van het indikproces nog beperkt is, dient men alvorens een indikker te dimensioneren te beschikken over de resultaten van een proefinstallatie van het betreffende water.

Als tweede fase is de conditioneringsmethode door



middel van bevriezen technologisch gezien een interessante methode. De structuurverandering die het slib als gevolg van bevriezing ondergaat maakt dat na ontdooien de ontwaterbaarheid van het slib sterk is toegenomen zodat de opvolgende ontwateringstechniek, bijvoorbeeld een vacuümbandfilter, klein gedimensioneerd kan worden en dus relatief goedkoop is.

Wat betreft de technische realisatie van het vries-dooiproces bestaan een aantal punten van onzekerheid, met name ten aanzien van het stukvriezen van de installatie en ten aanzien van de energiekosten. Indien hierover op een bevredigende wijze zekerheid wordt verkregen kan het vries-dooiproces met de bijbehorende ontwatering volgens de huidige gegevens ook economisch gezien wellicht een aantrekkelijke methode worden. De natuurlijke slibontwatering op droogbedden heeft het nadeel dat een relatief groot oppervlak nodig is. Als dat niet beschikbaar is komen droogbedden niet voor toepassing in aanmerking. De investeringskosten kunnen bovendien zeer hoog zijn, vooral als lichtdoorlatende verplaatsbare overkappingen aangebracht moeten worden om de invloed van neerslag op het drainageproces tegen te gaan. De energiekosten en personeelskosten zijn daarentegen laag. Een ander voordeel is de bedrijfszekerheid van het proces, de kans op storing is gering. De slibverwerking door middel van filterpersen met toevoeging van conditioneringsmiddelen of hulpstoffen bijvoorbeeld in de vorm van kalk of zaagsel is een gevestigde en betrouwbare techniek. De investeringskosten

zijn echter hoog. Volledige automatisering is mogelijk doch kostbaar.

Daar de meeste resultaten van proefnemingen met vacuümfilters, zeefbandpersen en centrifuges achterblijven bij die van filterpersen en de onzekerheden betreffende het vries-dooiproces nog niet zijn weggenomen lijkt slibontwatering met filterpersen voorlopig de meeste voordelen te bieden. Droogbedden zullen economisch gezien waarschijnlijk gunstiger zijn dan filterpersen maar het benodigde oppervlak zal vaak niet beschikbaar zijn terwijl ook landschappelijk gezien deze oplossing weinig aantrekkelijk is. Wat betreft de eindbestemming van het verwerkte slib zijn plaatselijke omstandigheden de bepalende factor met name in verband met de stortings- en lozingsmogelijkheden en de transportkosten. Hergebruik is in het algemeen aan te bevelen mits accumulatie van zware metalen wordt voorkomen en het proces op economisch verantwoorde wijze gevoerd kan worden.

## 1. INLEIDING

Bij de bereiding van drinkwater uit de grondstoffen oppervlaktewater of grondwater worden minder gewenste nevenprodukten gevormd naast het gewenste hoofdprodukt drinkwater. Deze nevenprodukten komen vrij in de vorm van slibhoudend afvalwater kortweg genoemd slib. De hoeveelheid slib en de samenstelling ervan zijn afhankelijk van de kwaliteit van het ruwe water en van de toegepaste zuiveringstechniek.

Aangezien de winbare hoeveelheid grondwater op veel plaatsen beperkt is, moet steeds meer gebruik worden gemaakt van relatief sterk verontreinigd oppervlaktewater. Om uit dit oppervlaktewater toch goed drinkwater te verkrijgen is een gecompliceerde chemisch-fysische zuivering noodzakelijk. De hoeveelheid afvalwater die hierbij ontstaat is zeer groot. Het bevat de stoffen die uit het oppervlaktewater verwijderd zijn en de chemicaliën met hun reactieprodukten die tijdens het zuiveringsproces zijn toegevoegd of ontstaan.

De verwerking van dit slibhoudende afvalwater vormt in veel gevallen een groeiend probleem waarvoor een adequate oplossing dient te worden gevonden. Het probleem wordt in de eerste plaats gevormd door het grote volume van het sterk verdunde slib en in de tweede plaats door de chemische samenstelling.

Directe lozing op het oppervlaktewater is niet meer acceptabel en vaak niet toelaatbaar vanwege de veront-

reinigingsgraad en de lozingskosten. Bovendien zijn drinkwaterbedrijven gebaat bij een goede kwaliteit van het oppervlaktewater en ijveren zij uit dien hoofde voor het beperken van lozingen. Zij dienen dan ook zelf een zelfde gedragslijn te volgen.

Transport van het slib naar een nabijgelegen rioolwaterzuiveringsinrichting kan in bepaalde gevallen een oplossing bieden. Bij afvoer via een bestaand rioelingsnet kunnen zich echter problemen voordoen ten aanzien van de capaciteiten van leidingen en pompen. Extra aandacht moet geschonken worden aan het voorkomen van aantasting van en afzetting in de leidingen. De procesvoering van de rioolwaterzuiveringsinstallatie zal aangepast moeten worden om de extra afvalwaterstroom van in hoofdzaak anorganische samenstelling te kunnen verwerken. Bovendien neemt de totale vaste-stofbelasting toe.

De drinkwaterbedrijven zullen echter in veel gevallen zelf tot een verantwoord verwerken van hun slib dienen over te gaan.

Afvalprodukten van drinkwaterbedrijven kunnen afhankelijk van de toegepaste zuiveringstechnieken op verschillende plaatsen in het produktieproces ontstaan.

Een afzonderlijke behandeling is in principe mogelijk maar het is doorgaans eenvoudiger en economischer de verschillende slibsoorten gezamenlijk te verwerken.

De volgende soorten slib kan men onderscheiden:

- slib van microzeven: voornamelijk algen en grotere deeltjes zwevende stof;

- slib uit de voorbezinking: de bezinkbare stoffen uit het oppervlaktewater;
- spoelwater van filters: kleideeltjes, ijzer- of aluminiumhydroxiden, actieve kool en andere gedoseerde stoffen en materiaal afkomstig van het filterbed zelf;
- coagulatieslib: ijzer- of aluminiumhydroxiden met de afgevangen organische en anorganische verontreinigingen;
- onthardingsslib: voornamelijk calciumcarbonaat.

Een eerste aanzet tot de oplossing van het slibprobleem wordt gevonden in het zoveel mogelijk verkleinen van de diverse slibstromen. Men kan dit bewerkstelligen door bepaalde wijzigingen aan te brengen in de procesvoering. Zo kan bijvoorbeeld het terugvoeren van filterspoelwater naar het coagulatieproces een verkleining geven van het volume slib, dat uiteindelijk verwerkt dient te worden (lit. 1,2).

In het algemeen is het van belang om reeds bij het ontwerpen van een drinkwaterbedrijf rekening te houden met de te verwachten hoeveelheid slib.

In het verdere verloop van deze mededeling zal voornamelijk aandacht worden besteed aan coagulatieslib aangezien de verwerking van deze slibsoort momenteel de meeste problemen oplevert.

## 2. KARAKTERISERING VAN SLIB

Er bestaan diverse technieken voor de verwerking van drinkwaterslib.

Het resultaat dat met een bepaalde verwerkingstechniek bereikt wordt staat echter geenszins vast, het resultaat wordt in hoge mate bepaald door de eigenschappen van het te behandelen slib. Sommige slibsoorten kunnen met een eenvoudige techniek vergaand ontwaterd worden terwijl dezelfde techniek bij een andere slibsoort een slecht resultaat te zien geeft. Het is daarom van groot belang het slib zowel ten aanzien van de verwerking als ook ten aanzien van het vrijkomende water goed te karakteriseren.

Deze karakterisering dient zoveel mogelijk te geschieden aan de hand van gestandaardiseerde bepalingsmethoden opdat gebruik gemaakt kan worden van praktijkgegevens en ervaringen die elders verkregen zijn.

De volgende parameters komen in eerste instantie in aanmerking:

- droge stofgehalte, bepaling volgens NEN 3235 (droogtemperatuur 103 °C);
- slibvolume en slibindex, bepaling volgens NEN 3235;
- gloeirest, bepaling volgens NEN 3235;
- specifieke filtratieweerstand, te bepalen met behulp van een Büchner-trechter of met een Passavant-meetfilter. Bij de Büchner-proef wordt een vacuüm gecreëerd onder het slibmonster en meet men de hoeveelheid filtraat die per tijdseenheid vrijkomt. Het

Passavant-meetfilter werkt met een overdruk waardoor de mogelijkheid aanwezig is om de meting bij uiteenlopende drukken uit te voeren zodat men de gegevens verkrijgt voor het berekenen van de compressibiliteit van het slib.

De specifieke filtratieweerstand wordt uitgedrukt in m/kg met vermelding van de toegepaste overdruk in Pa;

- compressibiliteit (samendrukbaarheid), te bepalen met een Passavant- of een Büchner-meetfilter;
- capillary suction time, geeft de tijdsduur aan waarin een bepaald volume vocht door capillaire krachten wordt opgezogen uit een slibmonster in een bepaald type filtreerpapier. De bepaling werkt zeer snel, maar de reproduceerbaarheid laat nog te wensen over. De mate waarin het slibmonster geroerd is vóór de bepaling heeft een grote invloed op het resultaat evenals het type filtreerpapier, de slibtemperatuur en de oppervlaktespanning van het slib (lit. 3). Er bestaat een verband tussen de cst en het produkt van specifieke filtratieweerstand en droge stofgehalte. Heeft men voor een type slib dit verband bepaald dan kan men door een CST-meting een snelle indicatie krijgen van de specifieke filtratieweerstand;
- centrifugeerbaarheid, is nog niet volgens een goede methode te bepalen.

In lit. 4, p. 138 wordt een suggestie gedaan om de bezinksnelheid van het slib tijdens centrifugeren te meten door de beweging van de centrifuge te "bevriezen" met behulp van stroboscopisch licht.

In het algemeen is de laboratoriumcentrifuge niet geschikt voor een betrouwbare vertaling naar de praktijk en zijn experimenten op grotere schaal nodig om een indruk te verkrijgen van de ontwaterbaarheid van slib door centrifugeren;

- $\text{Fe}^{3+}$  - c.q.  $\text{Al}^{3+}$  - gehalte, complexometrisch te bepalen.
- Daarenboven dienen de volgende parameters van de ruwwaterkwaliteit gemeten te worden: slib, gedroogd bij  $110\text{ }^{\circ}\text{C}$ ; TOC en DOC.



### 3. OVERZICHT VAN VERWERKINGSMETHODEN

De verwerkingsmethoden hebben alle tot doel het droge stofgehalte van het slib te vergroten waardoor het slibvolume verkleind wordt. Het is technisch of economisch veelal niet mogelijk om met behulp van één enkele techniek een hoog droge stofgehalte te bereiken. Men is daarom gehouden de verwerking in een aantal fasen uit te voeren, zodat een systeem ontstaat van verschillende op elkaar afgestemde verwerkingstechnieken.

Bij het bepalen van het gewenste slibverwerkingssysteem dient men rekening te houden met de uiteindelijke bestemming van het verwerkte slib en met de wijze van transport.

Een slibverwerkingssysteem is doorgaans opgebouwd uit: een indikkingsfase, eventueel een conditioneringsfase, de eigenlijke ontwateringsfase en het transport van verwerkt slib naar de eindbestemming.

Onderstaand schema geeft een samenvatting van de verwerkingsmethoden.

## Overzicht slibverwerkingsmethoden

indikking*		bezinking flotatie
conditionering	chemisch	organische hulpstoffen anorganische hulpstoffen
	fysisch	warmtebehandeling vries-dooiproces
ontwatering	natuurlijk	slibvijver droogbed
	kunstmatig	centrifuge vacuümfilter zeefbandpers filterpers
eindbestemming		deponeren op land afvoer met huisvuil lozing op zee afvoer naar rioolwater- zuivering hergebruik

\* eventueel met toevoeging van conditioneringsmiddelen

#### 4. INDIKKING

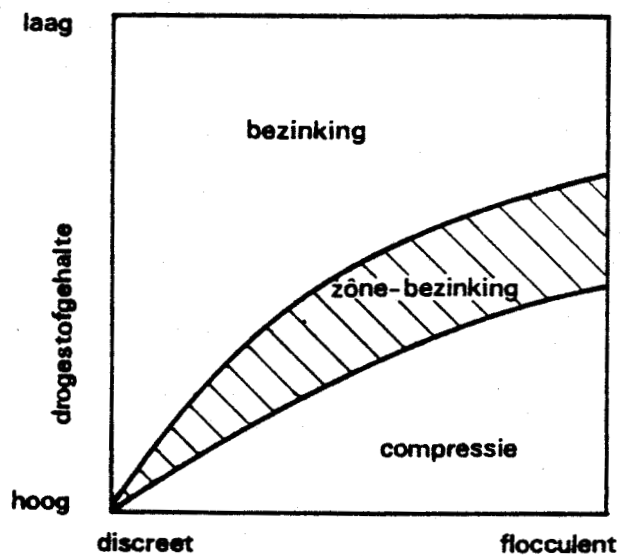
Na de vlokverwijdering bij het coagulatieproces is indikking van het slib als eerste fase van het slibverwerkingssysteem een aantrekkelijke techniek.

Hierdoor neemt het drogestofgehalte in het slib toe en wordt tevens een geringer slibvolume verkregen, hetgeen de kosten van de verdere slibverwerkingstechnieken verlaagt. De bedrijfsvoering van een goed gedimensioneerde indikker is eenvoudig. De volumevermindering van het slib kan groot zijn terwijl het energieverbruik en de kosten laag zijn. Gemiddeld bereikt men droge stofgehaltenes van 1 tot 4% met maxima van circa 7% (lit. 5). Het indikproces kan in veel gevallen verbeterd worden door chemicaliën toe te voegen bijvoorbeeld in de vorm van polyelektrolieten. Ook langzaam roeren in de bezinkende slibmassa heeft meestal een positief effect. Het indikken kan teweeg gebracht worden door de werking van de zwaartekracht, men spreekt dan van bezinking, maar het is ook mogelijk om het slib in te dikken door middel van flotatie.

##### 4.1 Bezinking

De toename van het droge stofgehalte van de slibsuspen-sie wordt bij bezinking veroorzaakt door de werking van de zwaartekracht. Afhankelijk van de concentratie vaste stof in het slib en de flocculente eigenschappen van de

deeltjes kan bezinking op vier verschillende wijzen plaatsvinden: discrete bezinking, flocculente bezinking, zônebezinking en compressie. Zie onderstaande figuur (lit. 6).



Figuur 1: De wijze van bezinking als funktie van het droge stofgehalte en het voorkomen van de vaste stofdeeltjes.

Een ijzer- of aluminiumhydroxidesuspensie zal in meer of mindere mate flocculente bezinking vertonen. Wanneer de concentratie vaste stof in de suspensie zover toeneemt dat de flocculente deeltjes een vaste positie ten opzichte van elkaar innemen is er sprake van zônebezinking, de deeltjesmassa bezinkt als een geheel. Compressie treedt op als de concentratie nog hoger wordt en de deeltjes met elkaar in contact komen.

Het gewicht van de deeltjes wordt gedragen door de structuur gevormd door de onderliggende samengedrukte vlokken.

In eerste instantie ontstaat er een metastabiele stapeling van slibdeeltjes. Afhankelijk van het soort slib en van het feit of het slib al dan niet langzaam geroerd wordt kan er een meer stabiele stapeling ontstaan.

Het is nog niet goed mogelijk om aan de hand van de theorie een betrouwbare beschrijving te geven van de processen die zich afspelen tijdens het indikken van een slibsuspensie. Er bestaan diverse theoriën die uitgaande van verschillende hypothesen een inzicht geven in wat zich bij indikking voordoet, maar er blijken in de praktijk altijd gevallen voor te komen van indikkers die zich anders gedragen dan volgens een bepaalde theorie mogelijk is.

De nu volgende samenvatting van indikkingstheoriën is samengesteld aan de hand van een literatuuroverzicht van Fitch (lit. 7, 8 en 9).

De klassieke theorie is die van Coe en Clevenger (1916). Zij leidden voor een continu werkend niet geroerd indikproces de volgende formule af:

$$G = \frac{v_i}{\frac{1}{C_i} - \frac{1}{C_u}}$$

$G$  = vaste stof-flux ( $\text{kg}/\text{m}^2\text{s}$ ) = vaste stoftransport per oppervlakteenheid

$v_i$  = bezinksnelheid bij concentratie  $C_i$  (m/s)

$C_i$  = vaste stofconcentratie ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$C_u$  = vaste stofconcentratie aftap ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Coe en Clevenger veronderstellen dat de bezinksnelheid  $v_i$  slechts een functie is van de plaatselijke concentratie  $C_i$ . In een batchproef zal deze bezinksnelheid dezelfde waarde hebben als in het continu-proces (bij gelijke concentratie en onder dezelfde procesomstandigheden).

Men kan in een serie batchproeven de bezinksnelheden bepalen behorende bij verschillende concentraties.

Na substitutie van beide variabelen in bovenstaande vergelijking vindt men voor een bepaalde gewenste waarde van  $C_u$  verschillende waarden voor de vaste stofflux  $G$  behorende bij elk van de concentraties  $C_i$ .

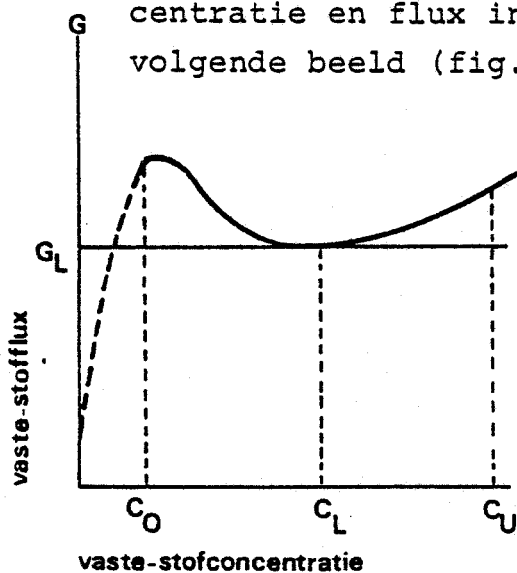
Het benodigde indikkeroppervlak  $A$  kan vervolgens bepaald worden met

$$G = \frac{Q_o C_o}{A}$$

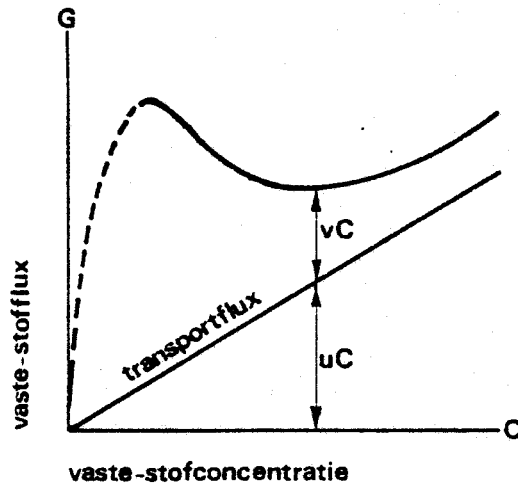
$Q_o$  = toevoerdebiet ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

$C_o$  = vaste stofconcentratie toevoer ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Het grootste berekende oppervlak wordt aangehouden als minimum waarde voor het ontwerp. Vaste stofconcentratie en flux in grafiek uitgezet levert het volgende beeld (fig. 2).



Figuur 2: Vaste stofflux versus stofconcentratie bij indikking volgens Coe en Clevenger.



Figuur 3: Bijdrage van de bezinkflux aan de totale stofflux bij continue indikking volgens Yoshioka.

Uit deze grafiek blijkt dat er een minimum flux  $G_L$  voorkomt bij een kritieke concentratie  $C_L$ . Is, wat meestal het geval is, de toevoerconcentratie  $C_0$  kleiner dan  $C_L$  en de aftapconcentratie  $C_u$  groter, dan is de maximale flux van vaste stof naar de aftap gelijk aan  $G_L$ . Is bij een bepaald indikkeroppervlak de vaste stoftoevoer groter dan overeenkomt met een flux  $G_L$ , dan kan niet alle vaste stof afgevoerd worden en vormt zich een kritieke zône met concentratie  $C_L$ , die aangroeit tot de gehele indikker ge-

vuld is en vaste stof overstort. Men moet het indikeroppervlak dus zo groot kiezen dat de vaste stofflux niet groter wordt dan  $G_L$ .

De neerwaartse snelheid van deeltjes in een continu werkende indikker is in feite de som van twee snelheden: de bezinksnelheid  $v_i$  van het deeltje zelf en de transportsnelheid  $u$  van de suspensie als geheel ten gevolge van het aftappen (Yoshioka, 1957).

De totale flux bestaat daarom uit een bezinkflux

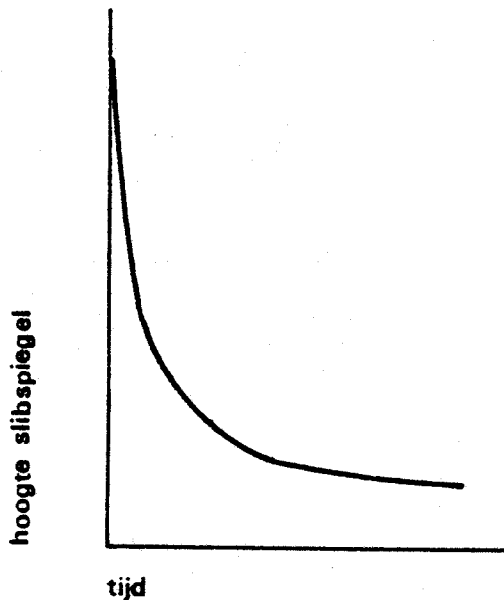
$$G_v = v_i \cdot C_i \text{ en een transportflux } G_u = u \cdot C_i.$$

In vorenstaande figuur 3 kan de transportflux voorgesteld worden door een rechte lijn door de oorsprong. De kromme lijn is de bezinkflux die erop is gesuperponeerd.

De theorie van Coe en Clevenger, met de aanvulling van Yoshioka heeft alleen betrekking op de zônebezinking in continu werkende indikkers.

Bij bezinking van een suspensie in een batchproef blijken zich ook andere bezinkvormen voor te doen. Het volgen van de slibspiegel in de tijd levert het volgende beeld op (fig. 4).





Figuur 4: Bezinkkromme van een ladingsgewijze bezinkproef.

Er ontstaat een bezinkkromme die meestal is opgebouwd uit drie verschillende delen. In het eerste deel is er sprake van een constante bezinksnelheid, in het tweede deel neemt de bezinksnelheid af als overgang naar het derde deel met nog meer afgenomen bezinksnelheid, het compressiegebied.

Volgens Kynch (1952) bewegen in het overgangsgebied meer geconcentreerde lagen met eenparige snelheid omhoog. Deze lagen zijn op het tijdstip  $t = 0$  op de bodem ontstaan. Op een gegeven moment bereikt een bepaalde laag de slibspiegel, waardoor de bezinksnelheid van de slibspiegel afneemt tot een waarde die overeenkomt met de concentratie van de laag.

Met behulp van de theorie van Kynch blijkt het mogelijk uit één bezinkcurve de volledige fluxcurve te construeren (methode van Talmage en Fitch, 1955). Uit de fluxcurve is dan weer het benodigde minimum oppervlak te bepalen op basis van de kritieke zônebezinking. De vertaling die hier plaatsvindt van een batchproef naar een continu praktijkproces is op een aantal punten onzuiver aangezien de theorie van Kynch uitgaat van een ideale suspensie, die aan een aantal voorwaarden voldoet. De deeltjes zijn even groot, hebben dezelfde vorm, zijn niet flocculent, niet comprimeerbaar, zijn gelijkmatig verdeeld in het horizontale vlak en de bezinksnelheid van de deeltjes is alleen een functie van de plaatselijke concentratie.

In het derde deel van de bezinkcurve, het compressiegebied doen zich andere verschijnselen voor. De deeltjes zijn hier zo ver bezonken dat ze direct op elkaar rusten. Een verdere toename van de concentratie vindt plaats door het uittreden van water. Volgens Roberts (1949) is de snelheid waarmee water uittreedt evenredig met de nog aanwezige hoeveelheid water. Hieruit leidt hij af dat:

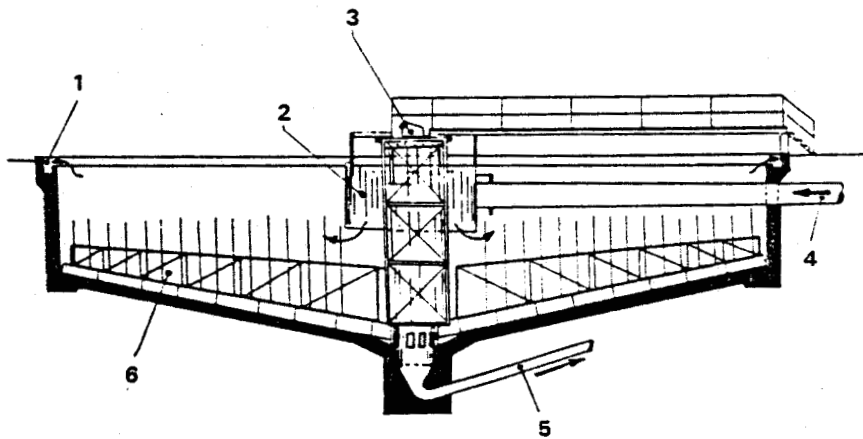
$$\ln (H - H_{\infty}) = -k (t - t_0)$$

$H_{\infty}$  = slibhoogte na oneindig lange tijd (volledige samenpersing).

Michaels en Bolger (1962) veronderstellen dat in het compressiegebied de deeltjes een drie-dimensionaal netwerk vormen met een bepaalde bezwijkweerstand welke een functie van de concentratie is. De doorlatendheid  $K$  van het netwerk is eveneens een functie van de concentratie, maar neemt toe door kanaalvorming. In de bovenste laag van de deeltjesmassa is de druk van bovenliggende deeltjes nog gering zodat de spanning kleiner is dan de bezwijkweerstand. Er treedt hier geen samendrukking op zodat de concentratie gelijk blijft aan de beginconcentratie. Michaels en Bolger beschouwen dit gebied voor het afleiden van hun vergelijking voor de slibspiegeldaling in een batchproef. Volgens hun theorie is  $v_0 = v_\infty (1 - y/H_0)$ .

Deze theorie is door Fitch (1966) uitgebreid voor toepassing in het compressiegebied en voor continue indikking. Ook deze theorie vertoont een aantal onvolkomenheden. Kos (1974) bepaalde experimenteel het verloop van deeltjesspanning en concentratie in een continue indikproef van drinkwaterslib. Hij vond hetzelfde resultaat als Michaels en Bolger behalve dat bleek dat de doorlatendheid niet een functie is van de concentratie alleen. Toepassing van zijn model op de batchproef van Michaels en Bolger levert:  $v = v_\infty (1 - y/H_0)^u$ . Hierin is  $u$  een functie van de concentratie.

Alle theoriën veronderstellen dat de bezinksnelheid van deeltjes in het compressiegebied toeneemt indien kanaalvorming optreedt. Deze kanalen ontstaan als het water dat bij compressie vrijkomt zich een weg zoekt uit het compressiegebied naar boven. Voor de verklaring van deze kanaalvorming bestaat een aantal theoriën waar niet verder op ingegaan wordt. Volgens Javaheri en Dick (1969) is niet kanaalvorming de oorzaak van de bezinksnelheidstoename maar het slinken en uiteenvallen van discrete agglomeraten tijdens de compressie.



1. afvoer slibwater
2. cilinder
3. aandrijving
4. aanvoer
5. afvoer ingedikt slib
6. slibruimer met staven

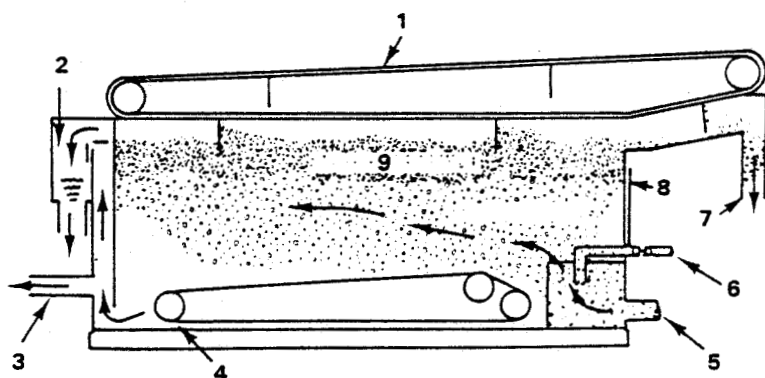
Figuur 5: Slibindikker

Het dimensioneren van slibindikers (zie figuur 5) geschiedt aan de hand van een batchproef of door continu modelonderzoek. Continu modelonderzoek in een indikker met kleine diameter maar met dezelfde diepte als de praktijkuitvoering is de meest betrouwbare methode.

Door in de indikker een roerwerk aan te brengen kan men een inzicht krijgen in het proces van geroerde bezinking. De theorie over geroerde bezinking is nog zeer beperkt zodat men af moet gaan op prijktijkgegevens als men betrouwbare voorspellingen wil doen. Continu modelonderzoek is echter een dure methode aangezien er veel tijd, speciale apparatuur en veel slib voor nodig is. De benodigde hoeveelheid slib is voor een batchproef veel geringer terwijl men kan volstaan met normale laboratoriumapparatuur. Voor de vertaling naar de praktijk dient men nu wel te beschikken over een betrouwbare indiktheorie. Gewoonlijk wordt de theorie van Coe en Clevenger aangehouden. Eerst wordt in een compressieproef vastgesteld welke aftapconcentratie bereikt kan worden bij welke verblijftijd. Vervolgens wordt met behulp van een bezinkproef de maximale flux bepaald op basis van de kritieke zônebezinking. Tenslotte wordt de vereiste slibdiepte voor compressie geschat op grond van de vaste stofverblijftijd (lit. 9).

## 4.2 Flotatie

Indikking kan behalve door bezinking ook door flotatie worden verkregen. Flotatie is een proces waarbij de slibdeeltjes door de hechting van microscopisch kleine gasbelletjes gaan drijven en op de waterspiegel een drijflaag gaan vormen. Deze drijflaag kan afhankelijk van de verblijftijd en de ontwateringseigenschappen meer of minder hoge droge stofgehalten opleveren en na een zekere verblijftijd afgeschuimd worden (fig. 6).



- |                         |                          |
|-------------------------|--------------------------|
| 1. slibruimer           | 5. slibaanvoer           |
| 2. effluent             | 6. retour stroom + lucht |
| 3. recirculatiestroom   | 7. afvoer slib           |
| 4. afvang bezonken slib | 8. chemicaliën toevoer   |
|                         | 9. slibdeken             |

Figuur 6: Flotatieinstallatie

De gasbelletjes worden meestal verkregen door onder druk lucht in water op te lossen en dit water in het te floteren slib te laten ontspannen via bijvoorbeeld naaldventielen. Dit wordt "dissolved-air flotation" genoemd (lit. 6).

Minder toegepaste technieken van flotatie zijn "dispersed-air flotation", waarbij de luchtbellen direct worden ingebracht en "electroflotation", waarbij de bellen door electrolyse van water gevormd worden. Variabelen in het flotatie-proces zijn behalve de aard en hoeveelheid van de te floteren slibdeeltjes en de conditionering van het slib, de hoeveelheid toegevoegde gasbelletjes uitgedrukt in een percentage water van de hoofdstroom dat gerecirculeerd en onder druk moet worden gebracht, de diepte en de lengte van de flotatie-eenheid, de dikte van de drijfslaag, de plaatsing van de schotten en de wijze van afschuimen van de drijfslaag. De mate van indikking wordt vooral door de dikte van de drijfslaag of met andere woorden de verblijftijd van de drijfslaag bepaald. In tegenstelling tot de indikking door bezinking vindt een deel van de ontwatering door verdamping plaats.

Op tientallen plaatsen in de Verenigde Staten wordt flotatie in de praktijk gebruikt als indikkingstechniek voor actief slib afkomstig van afvalwaterzuiveringsinstallaties (lit. 45, 46, 47, 48). Ook in Europa zijn diverse installaties in gebruik, vooral in de Scandinavische landen. Er is geen voorbeeld van een praktijkinstallatie voor de indikking van drinkwaterslib bekend.

Onderzoek verricht door de WRC en de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (lit. 49, 50) in proefinstallaties heeft echter aangetoond dat indikking van ijzerhydroxide- en aluminiumhydroxide slib tot 10% droge stofgehalte goed mogelijk is. Hierbij is flotatie als vlokverwijderingstechniek toegepast en wordt gelijktijdig onder handhaving van een drijfslaag in dezelfde flotatie-eenheid de indikking verkregen. Het is duidelijk, dat deze combinatie van vlokverwijdering en indikking een voordeel van het flotatie-proces is.



## 5. CONDITIONERING

### 5.1 Chemische conditionering

Conditioneren van slib wordt toegepast ter verbetering van de ontwaterbaarheid bij de verwerking. Het verwerkingsproces kan hierdoor kleiner gedimensioneerd worden of levert een produkt met een hoger droge stofgehalte. De conditionering kan chemisch zijn: het toevoegen van hulpstoffen zoals kalk en polyelektrolieten, of fysisch, door het slib een bepaalde temperatuursbehandeling te geven. Een belangrijke groep van chemische conditioneringsmiddelen wordt gevormd door de poly-elektrolieten. Dit zijn in water oplosbare polymeren met zeer grote molecuulgewichten. Op een aantal plaatsen in hun structuur komen ion-groepen voor. Zij zijn kationisch of anionisch. Onder non-ionische poly-elektrolieten verstaat men polymeren die opgelost in water ongeladen zijn. Men kan de poly-elektrolieten nader indelen in organische en anorganische, en naar hun oorsprong in van nature voorkomende, gemodificeerde en geheel synthetische poly-elektrolieten. Een anorganisch poly-elektroliet is bijvoorbeeld geactiveerd kiezelzuur.

De diverse zetmeelderivaten behoren tot de gemodificeerde organische poly-elektrolieten. Het aantal in de handel verkrijgbare poly-elektrolieten is zeer groot. Dit scheidt een keuzeprobleem, te meer

daar de werking van een bepaald produkt niet is te voorspellen. Men moet dus een groot aantal vergelijkende proeven doen met verschillende produkten en concentraties om tot een verantwoorde keuze te komen. Indien het vrijkomende water van de slibverwerking opnieuw gebruikt wordt voor de drinkwaterbereiding, mogen op grond van hun toxiciteit bepaalde polyelektrolieten niet gebruikt worden. Voor andere polyelektrolieten kan een maximale dosering vastgesteld zijn.

## 5.2 Fysische conditionering

Men kan slib op fysische wijze conditioneren door verwarmen en door bevriezen. Over de hittebehandeling van drinkwaterslib is weinig bekend. Proeven van Palin (1954) hebben aangetoond dat de ontwaterbaarheid van aluminiumslib aanzienlijk verbeterd kan worden bij temperaturen en drukken die lager zijn dan die welke gewoonlijk in het Porteous-proces (180-200 °C, 10-16 ato) worden toegepast.

Bevriezen van drinkwaterslib heeft een spectaculaire verbetering van de ontwaterbaarheid tot gevolg. Deze methode wordt algemeen aangeduid met het vries-dooi-proces.

Gebleken is dat bevriezen van slib een zodanige structuurverandering van het slib tot gevolg heeft dat na ontdooien een groot percentage water op eenvoudige wijze te scheiden is van de vaste stof. Door bezinking van het ontdooide slib kan na korte tijd een fijnkorrelig bezinksel ontstaan met een hoog droge stofge-

halte. Welk mechanisme ten grondslag ligt aan deze opmerkelijke verandering van slibeigenschappen is niet precies bekend. In principe kan het water, dat zich in het netwerk van slibdeeltjes bevindt, op twee verschillende manieren uitvriezen.

Er kan diffusie plaatsvinden van water naar een reeds gevormd ijsoppervlak. Het water diffundeert door het slib naar het ijsoppervlak en laat gedehydrateerd slib achter. Het is ook mogelijk dat de kristallisatie van water tot ijs plaatsvindt vanuit vrieskernen, die gevormd worden in de poriën tussen de slibdeeltjes. De snelheid van bevriezen vanuit vrieskernen is groter dan die bij bevrizing volgens het diffusiemechanisme. Waarschijnlijk treden beide bevrizingsmechnismen tegelijkertijd op. Hun afzonderlijke bijdrage is dan afhankelijk van de mobiliteit van het water, de afmetingen van de poriën en de vriessnelheid (lit. 10).

Uit proeven met zuiver  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  leidt men af dat door de aanwezigheid van fijne poriën de vorming van vrieskernen minder waarschijnlijk is. Het water in de poriën raakt onderkoeld en uitvriezen vindt hoofdzakelijk plaats als gevolg van diffusie (lit. 10). Het is voorts bekend dat langzaam vriezen grotere slibdeeltjes doet ontstaan na ontdooien, dan snel vriezen.

Dit wordt verklaard door aan te nemen dat bij een lage vriessnelheid de gehydrateerde deeltjes met elkaar in contact gebracht worden door de langzaam

aangroeiende ijskristallen van het vriesfront. Bij snel bevriezen blijven de deeltjes fijn verdeeld en van elkaar gescheiden door het tussenliggende ijs. Volgens Messerschmidt (lit. 11) heeft het vriezen met een gemiddelde vriessnelheid groter dan 17 cm/h geen invloed op de structuurverandering van ijzerhydroxide slib. De conditionering van het slib dient dus te geschieden met een relatief lage vriessnelheid. Daarnaast is het van belang dat het slib geheel bevroren wordt.

Indien een klein deeltje niet bevriest blijkt dit een onevenredig groot negatief effect te hebben op de ontwateringsresultaten na ontdooien (lit. 12). De vriessnelheid wordt berekend met de formule van Plank (lit. 13):

$$w = \frac{\Theta}{l \cdot \rho} \cdot \frac{l}{\frac{1}{\alpha} + \frac{\delta}{\lambda}}$$

w = vriessnelheid (m/h)

$\Theta$  = temperatuurverschil ( $^{\circ}\text{C}$ )

l = latente warmte (kcal/kg)

$\rho$  = dichtheid ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$\alpha$  = warmteoverdrachtscoëfficiënt ( $\text{kcal}/\text{m}^2\text{h}^{\circ}\text{C}$ )

$\delta$  = dikte van de bevroren laag (m)

$\lambda$  = warmtegeleidingscoëfficiënt bevroren materiaal  
( $\text{kcal}/\text{mh}^{\circ}\text{C}$ )

Voor water geldt : l = 79,6 kcal/kg

Voor ijs van  $0^{\circ}\text{C}$ :  $\lambda = 1,92 \text{ kcal}/\text{mh}^{\circ}\text{C}$ .

Reeds in 1948 werd door de London County Council onderzoek verricht naar de technische toepassing van het vries-dooiproces voor afvalwaterslib (lit. 12). Later onderzoek in 1958 door de Fylde Water Board wees uit dat het proces zelfs nog betere resultaten gaf voor aluminiumhydroxide slib, reden waarom besloten werd een complete installatie te ontwerpen voor het bedrijf te Stocks. Deze was in 1961 gereed en had een capaciteit van 20 m<sup>3</sup> slib per dag, later uitgebreid tot 50 m<sup>3</sup> (lit. 14). Het behandelde slib heeft na korte tijd drogen aan de lucht een droge stofgehalte van 70 à 75 %. Voor een beschrijving en afbeelding van de installatie wordt verwezen naar de literatuur (lit. 14). In Fishmoor werd in 1964 een tweede installatie in bedrijf genomen met een capaciteit van 30 m<sup>3</sup> per dag.

De Daer (nu Lanarkshire) Water Board in Schotland heeft in 1968 een vriesinstallatie in gebruik genomen ook voor aluminiumhydroxideslib met een capaciteit van 30 m<sup>3</sup> per dag (lit. 15).

Andere bedrijven die het vries-dooiproces in gebruik hebben bevinden zich in Tokyo (Japan) en Lippstad (W. Duitsland) (lit. 16).

In het beginstadium deden zich bij de installaties in Engeland diverse problemen voor, voornamelijk van mechanische aard. De ontworpen constructies bleken niet voldoende bestand tegen het herhaald optreden van de krachten als gevolg van het uitzetten van de bevrorende slibmassa.

Het is dus noodzakelijk om voldoende zwaar te construeren of om maatregelen te nemen om de uitzettingen op te vangen bijvoorbeeld door samendrukbare rubber zakken aan te brengen in de vriestank.

Door deze extra maatregelen kunnen de kosten vrij hoog worden. Ook de kosten van het energieverbruik liggen vrij hoog. De benodigde energie voor de installatie in Stocks bedraagt 40 à 50 kWh/m<sup>3</sup> slib. Voor die in Fishmoor 25 à 30 kWh/m<sup>3</sup> (lit. 16).

## 6. ONTWATERING

### 6.1 Slibvijver

Slibvijvers (lagoons) worden vooral in de Verenigde Staten en in Engeland veel toegepast voor de ontwatering van drinkwaterslib. In de V.S. vindt het slib ook vaak zijn definitieve bestemming in een slibvijver (lit. 17).

Een slibvijver is een uitgegraven of met een dijk omgeven stuk land, waaraan continu of met tussenpozen slib wordt toegevoerd. Er zijn geen speciale drainagevoorzieningen aangebracht. Wel vindt men vaak een eenvoudige voorziening om bovenstaand water weg te laten lopen. Aangeraden worden een minimum diepte van 1,20 à 1,50 m aan te houden (10 State Standards, lit. 18). De totale capaciteit moet groot genoeg zijn om het slib 3 tot 5 jaar te kunnen opslaan. Het beschikbare oppervlak kan verdeeld worden in een aantal vijvers zodat bepaalde vijvers gevuld worden terwijl andere kunnen drogen. Als een vijver geheel met slib gevuld is, wordt hij uit bedrijf genomen. Na droging van het slib tot een aanvaardbaar droge stofgehalte wordt de vijver leeggeschept waarna hij weer geschikt is voor verder gebruik. Het gedroogde slib moet worden afgevoerd en kan eventueel gebruikt worden voor landaanvulling. Het ontwateringsproces in slibvijvers is zeer inefficiënt en de bereikte droge stofgehalten zijn dientengevolge niet hoog. Zelfs na verloop van

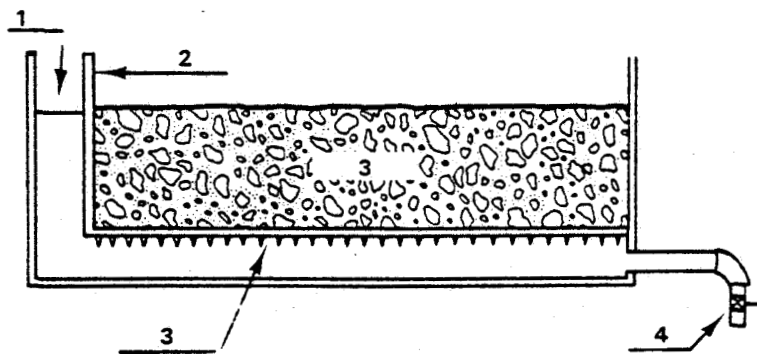
verscheidene jaren komt het niet boven de 10 à 15 % (lit. 19). De ontwatering vindt voornamelijk plaats door verdamping. Drainage treedt op voor zover de bodemgesteldheid dit toelaat. Bij sterk doorlatende bodem moet men rekening houden met mogelijke verontreiniging van het grondwater. De bovenste laag van het slib kan na verdamping van het water veranderen in een harde korst die voor het oog begaabaar lijkt. Dit kan een gevaarlijke situatie vormen omdat de onderliggende visceuze slibmassa geen enkel draagvermogen heeft. Extra aandacht moet dan ook gegeven worden aan afrastering van het terrein. De kosten van slibvijvers zijn laag maar het benodigde terreinoppervlak is groot. In verstedelijkte gebieden zal deze methode daarom meestal niet in aanmerking komen. Voor kleine afgelegen bedrijven zijn slibvijvers aantrekkelijker.

In gebieden waar 's winters de temperaturen zo laag zijn dat de gehele vijverinhoud bevroest kan men na ontdooien hogere droge stofgehaltenes verwachten (20 à 35 %). Deze situatie doet zich voor bij de Søndersø-installatie van de stad Kopenhagen. Van het slib, dat in een laag van 50 cm (tot 1 meter) wordt aangebracht, resteert na 2 jaar een laag van 4 cm dik. Het overtollige water wordt afgevoerd via een drainagesysteem. Proeven in de Shoremont-installatie te Rochester (N.Y.) wezen uit dat een 0,3 %-slib door natuurlijk vriezen in een slibvijver ontwaterd kon worden tot 35 %. Na een week drogen aan de lucht bij een temperatuur van circa 27 °C was het droge stofgehalte gestegen tot ongeveer 50 % (lit. 20).



## 6.2 Droogbed

De ontwatering van slib op droogbedden is het gevolg van twee verschillende processen, drainage en verdamping. De factoren die van invloed zijn op de ontwatering kunnen eveneens in twee categorieën ingedeeld worden. Ten eerste de slibeigenschappen, die vooral de drainage beïnvloeden, zoals droge stofgehalte, specifieke filtratieweerstand en samendrukbaarheid. Ten tweede de klimatologische omstandigheden die in hoofdzaak bepalend zijn voor de verdamping: temperatuur, relatieve vochtigheid, straling van de zon, windsnelheid en neerslag.



1. Opening voor ventilatie
2. Slib
3. Metaalgaasrooster
4. Afsluiter voor regeling van drainagesnelheid

Fig. 7: Wedge wire droogbed

Als drainagemedium kan men gebruik maken van een zandlaag bestaande uit grof scherp zand in een laagdikte van 20-25 cm of van metaalgaasroosters (wedge-wire) (fig. 7). Het zand mag niet te fijn zijn omdat het anders door capillaire werking het water te lang vasthoudt waardoor het slib langer vochtig blijft. De roosters hebben gewoonlijk openingen van 0,125-0,25 mm. Het drainewater moet afgevoerd worden via leidingen met een voldoende grote diameter om verstopping te voorkomen.

De bedden kunnen voorzien worden van lichtdoorlatende verplaatsbare overkappingen. Het voordeel hiervan is dat er geen neerslag op het droogbed terecht komt zodat de droogtijd niet onnodig verlengd wordt.

De ruiming van gedroogd slib kan geschieden met handkracht of met mechanische hulpmiddelen.

Uit onderzoekingen in Engeland met slib van 2 % is gebleken dat voor de verdampingsfase meer tijd nodig is dan voor de drainagefase (lit. 21). De hoeveelheid water die door verdamping uit het slib verdwijnt is enkele malen kleiner dan de hoeveelheid drainagewater. Alleen gedurende de zomermaanden kan de verdamping gelijke tred houden met de drainage.

Het drainageproces vindt plaats in twee stappen. Eerst verdwijnt een hoeveelheid water door bezinking en compressie van het slib, vervolgens stroomt het water weg door kanaaltjes die in de sliblaag gevormd worden (lit. 4).

Het is van belang dat de initiële drainagesnelheid niet te groot is, aangezien bij een grote snelheid het slib in het drainagemedium dringt en verstopping veroorzaakt. Het drainageproces kan men op gelijke wijze theoretisch benaderen als het filtratieproces (zie hoofdstuk 6.4). Er vindt een stroming plaats van vloeistof door een doorlatend medium, waarvoor de wet van Darcy geldt (lit. 22):

$$q = -k \cdot d\psi/dz \quad (1)$$

$q$  = specifiek debiet (m/s)

$k$  = permeabiliteit (m/s)

$\psi$  = drukhoogte (m)

$z$  = laagdikte (m)

$k$  is een constante die afhankelijk is van het medium en van de viscositeit van de vloeistof. Bij constante druk  $\Delta\psi$  over een laag met dikte  $L$  en met  $k = Kg/\nu$ ,  $\nu = \eta/\rho$  en  $R = 1/K$ , volgt:

$$q = \frac{\rho g \Delta\psi}{\eta R L} \quad (2)$$

$K$  = intrinsieke permeabiliteit (m<sup>2</sup>)

$\nu$  = kinematische viscositeit (m<sup>2</sup>/s)

$\eta$  = dynamische viscositeit (Ns/m<sup>2</sup>)

$\rho$  = dichtheid vloeistof (kg/m<sup>3</sup>)

$R$  = weerstand (m<sup>-2</sup>)

Aangezien  $q = dV/Adt = -dH/dt$  geldt (lit. 23):

$$\frac{dH}{dt} = - \frac{\rho g \Delta \psi}{\eta R L} \quad (3)$$

$V$  = filtraatvolume ( $m^3$ )

$A$  = filtratieoppervlak ( $m^2$ )

$H$  = vloeistofhoogte (m)

Bij verwaarloosbare weerstand van het filtermedium is de drukval  $\Delta \psi$  over de slibkoek gelijk aan  $H$ . Na een bepaalde tijd is de vloeistofspeigel gedaald van  $H_0$  naar  $H$  en is er een slibkoek ontstaan met een dikte  $L$  en een volume  $LA$ . De slibkoek is gevormd door de vaste stof uit het filtraat dat in dezelfde tijd is afgefiltreerd. Het volume vaste stof per volume-eenheid filtraat wordt aangeduid met  $v$ , zodat  $LA = vV$ ,  $L = vV/A = v(H_0 - H)$ . Voor  $R_v$  kan men schrijven  $rC$ .

$r$  = specifieke filtratieweerstand (m/kg)

$C$  = droge stofgewicht filterkoek per volume-eenheid filtraat ( $kg/m^3$ )

$$\frac{dH}{dt} = - \frac{\rho g H}{\eta r C (H_0 - H)} \quad (4)$$

De specifieke filtratieweerstand kan men bepalen met een Büchner-proef. De bij de proef toegepaste druk  $H_B$  hoeft niet gelijk te zijn aan de druk  $H$  tijdens het draineerproces. Omrekening van de specifieke filtratieweerstand  $r_B$  bepaald bij een druk  $H_B$  naar de gevraagde  $r$  vindt plaats middels:

$$r = r_B (H/H_B)^s \quad (5)$$

s = samendrukbaarheid (compressibiliteit)

Na substitutie van (5) en (4) en na integratie over de vloeistofhoogte wordt de drainagetijd t verkregen (lit. 23):

$$t = \frac{\eta r_B C}{\rho g H_B^s} \left\{ H_0^s + 1 + s H^s + 1 - (s + 1) H_0 H^s \right\} \times \frac{1}{s(s+1)} \quad (6)$$

t = drainagetijd (s)

H = vloeistofhoogte = drukhoogte (m)

H<sub>0</sub> = hoogte op t = 0 (m)

H<sub>B</sub> = drukhoogte Büchner-proef (m)

r<sub>B</sub> = specifieke filtratieweerstand (m/kg)

De hoogte H wordt gemeten ten opzichte van een referentievlak waar de vloeistofdruk nul is, bijvoorbeeld de onderzijde van de zandlaag. In bovenstaande vergelijking moet nog het verschil in filtratie-eigenschappen van het filtermedium in rekening gebracht worden. Bij de Büchner-proef wordt filtreerpapier gebruikt terwijl het droogbed uit een veel poreuzer zandoppervlak bestaat. In de relatie tussen r<sub>B</sub> en r moet een mediumfactor ingevoerd worden. De factor is groter voor fijn zand en kleiner voor grof zand.

De vergelijking (6) geeft de benodigde tijd aan voor ontwatering van een hoogte H<sub>0</sub> naar een hoogte H op tijdstip t. Ook kan de bedbelasting bepaald worden en het uiteindelijke droge stofgehalte.

Drainage alleen levert meestal geen slib met een voldoende hoog droge stofgehalte (tot 10 à 20 %). De verdamping moet er voor zorgen dat het gehalte hoger wordt (tot 30 à 40 %) (lit. 24).

Volgens een Engels onderzoek op kleine schaal is de verdampingssnelheid van drinkwaterslib ongeveer gelijk aan die van een open wateroppervlak (lit. 21). Volgens andere onderzoeken vindt verdamping plaats in twee fasen (lit. 24). Gedurende de eerste fase is de verdampingssnelheid laag, terwijl in de tweede fase een hoge snelheid wordt bereikt. Deze hoge snelheid is ongeveer gelijk aan de verdampings-snelheid van een vrij wateroppervlak. Het totale volume water dat in de eerste fase verdampt is ongeveer even groot als het verdampte volume uit de tweede fase. Er wordt in de literatuur geen poging gedaan de maximale verdampingssnelheid nader te kwantificeren. Toch lijkt dit zinvol aangezien de totale droogtijd van het slib in hoge mate bepaald wordt door de tijd nodig voor verdamping. De maximale verdampingssnelheid, die op een bepaalde plaats te verwachten is, gedefiniëerd als de verdampingssnelheid van een open wateroppervlak, levert een grondslag voor de dimensionering van droogbedden. De berekening vindt plaats op grond van hetgeen bekend is uit de hydrologie. De verdamping van een open wateroppervlak wordt berekend met de formule van Penman (lit. 25):

$$E_o = \frac{\Delta H_r / 0,1 L_o + \gamma E_\alpha}{\Delta + \gamma} \quad (7)$$

$E_o$  = verdampingssnelheid van open water (mm/dag)

$\Delta$  = gradient van de dampspanningskromme,  $de_s/dT$   
(mmHg/ $^{\circ}$ C)

$H_r$  = beschikbare stralingsenergie (cal/cm<sup>2</sup>/dag)

$L_o$  = verdampingswarmte van water (cal/cm<sup>3</sup>)

$\gamma$  = psychrometerconstante = 0,49 (mm Hg/ $^{\circ}$ C)

$E_\alpha$  = verdampingssnelheid bij gelijke temperatuur  
van lucht en water (mm/dag)

$$E_\alpha = 0,35 (0,5 + 0,54 u_2) (e_s - e) \quad (8)$$

$u_2$  = windsnelheid op 2 m hoogte

$e_s - e$  = verzadigingsdeficiet

$e_s$  = verzadigde dampspanning

De berekening kan uitgevoerd worden met behulp van tabellen of met nomogrammen (lit. 25). De volgende meteorologische gegevens dient men hierin in te voeren:

$R_A$  = kortgolvlige straling aan de buitenzijde van  
de atmosfeer (cal/cm<sup>2</sup> dag)

$n/N$  = relatieve zonneshijn

$T$  = temperatuur van de lucht ( $^{\circ}$ C)

$h$  = relatieve vochtigheid

Deze gegevens kan men ontleen aan het "Maandelijks Overzicht der Weersgesteldheid" van het KNMI te De Bilt. In Nederland bedraagt de verdamping berekend met de formule van Penman gemiddeld 702 mm per jaar (periode 1931-1960). In de vier zomermaanden mei t/m augustus vindt 65 % van de jaarlijkse verdamping plaats, van april t/m september 84 % en in de vier wintermaanden november t/m februari slechts 5 %. Plaatselijke omstandigheden kunnen uiteraard de verdamping beïnvloeden. Zo is de gemiddelde verdamping in Naaldwijk 750 mm per jaar, terwijl in Dedemsvaart niet meer dan 656 mm per jaar verdampt.

Voor open droogbedden moet rekening gehouden worden met neerslag. Deze bedraagt in Nederland gemiddeld 750 mm per jaar. Indien het slib reeds zover is dat scheuren zijn gevormd zal regenwater snel weg kunnen zakken en geen verlenging van de droogtijd veroorzaken.

Regen die vóór dit stadium vlat zal echter de ontwatering vertragen (lit. 21). Afdekken van het droogbed kan dit voorkomen.

### 6.3 Centrifuge

Centrifuges vinden een uitgebreide toepassing bij de ontwatering van onthardingsslib. Voor coagulatieslib zijn de resultaten minder goed. De ontwatering berust in principe op bezinking, waarbij de drijvende



kracht vergroot is door de centrifugale kracht. Er worden drie typen centrifuges toegepast: de dekanteercentrifuge, de schotelcentrifuge en de trommelcentrifuge.

De dekanteercentrifuge bestaat uit een gesloten mantel en een transportschroef die roteren om dezelfde horizontale as zij het met enigszins verschillende snelheden (circa 3000 omw/min). Het slib wordt centraal toegevoerd en bezinkt tegen de wand waarna de schroef het bezinksel via een conisch uiteinde van de mantel naar buiten transporteert (fig. 8).

Deze centrifuge is speciaal geschikt voor grote hoeveelheden vaste stof. De capaciteit bedraagt meestal niet meer dan  $0,75 \text{ m}^3/\text{min}$  (lit. 26).

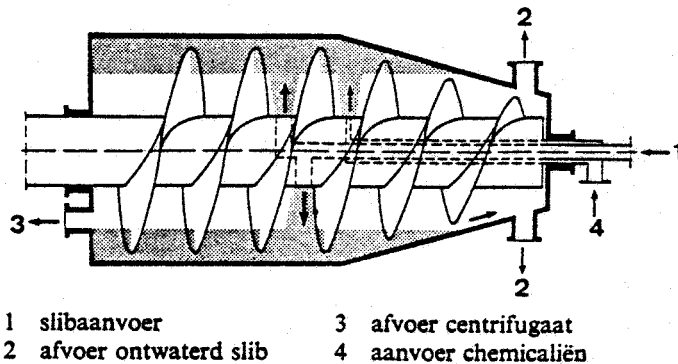
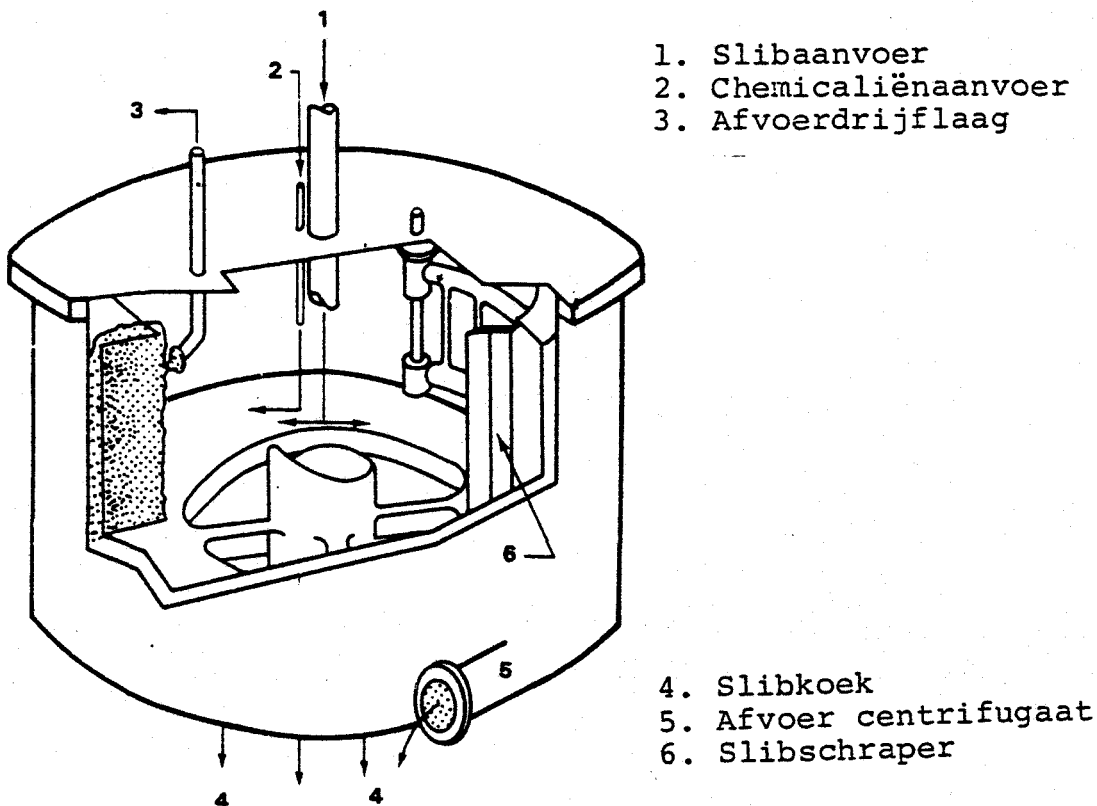


Fig. 8: Dekanteercentrifuge

De trommel- en basketcentrifuge bestaat uit een gesloten trommel die roteert om een verticale as met een snelheid van ongeveer 1500 omw/min. Het slibmengsel wordt van onderaf toegevoerd, vaste stof zet zich af tegen de wand terwijl het water aan de bovenkant van de trommel overstroomt. Als de laag sediment een bepaalde dikte heeft bereikt wordt het centrifugaat troebel en moet het proces onderbroken worden om de vaste stof te verwijderen (fig. 9). De capaciteit bedraagt ongeveer  $0,2 \text{ m}^3/\text{min}$ .

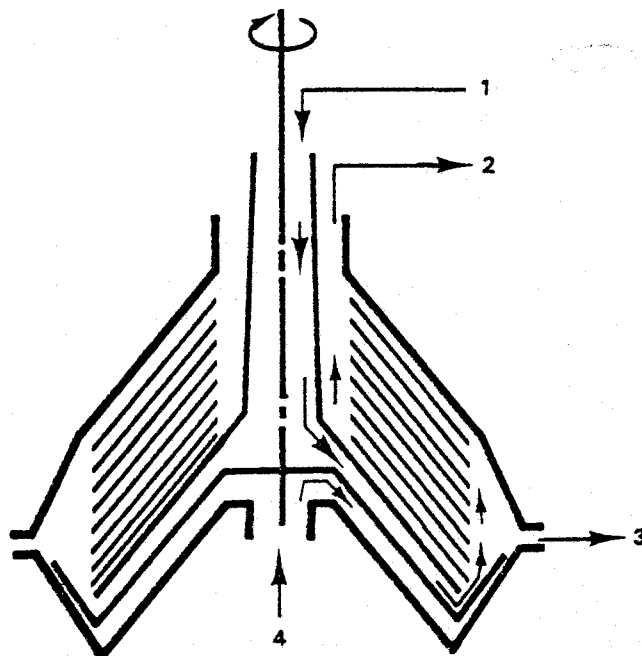


- 1. Slibaanvoer
- 2. Chemicaliënaanvoer
- 3. Afvoerdrijfslag
- 4. Slibkoek
- 5. Afvoer centrifugaat
- 6. Slibschraper

Fig. 9: Trommel of Basketcentrifuge

De schotelcentrifuge bevat een conisch lamellenpakket waardoor het bezinkoppervlak aanzienlijk wordt vergroot. Rotatie vindt plaats op een verticale as met snelheden van 3000 tot 10.000 omw/min. Vaste stof kan continu worden afgevoerd door openingen in de wand (fig. 10).

Dit type centrifuge is vooral geschikt voor grote vloeistofdebieten met relatief lage concentratie vaste stof. Het scheidingsvermogen is groot maar het te bereiken droge stofgehalte gering. De capaciteit bedraagt circa  $1 \text{ m}^3/\text{min}$  (lit. 26).



1. Slibaanvoer
2. Afvoer centrifugaat
3. Afvoer ontwaterend slib
4. Retourstroom

Fig. 10: Schotelcentrifuge

Voor laminaire bezinking van een deeltje onder invloed van de zwaartekracht geldt de wet van Stokes:

$$v = \frac{g(\rho_s - \rho)D^2}{18 \nu \rho} \quad (1)$$

$v$  = bezinksnelheid (m/s)

$g$  = zwaartekrachtsversnelling ( $\text{m/s}^2$ )

$\rho_s$  = dichtheid deeltje ( $\text{kg/m}^3$ )

$\rho$  = dichtheid vloeistof ( $\text{kg/m}^3$ )

$D$  = diameter deeltje (m)

$\nu$  = kinem. viscositeit vloeistof ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

In een centrifuge is de zwaartekrachtsversnelling vervangen door de centrifugale versnelling. Aannemende dat ook nu de bezinking laminair is, gaat de vergelijking van Stokes over in:

$$v = \frac{\omega^2 \cdot r_c (\rho_s - \rho) D^2}{18 \eta} \quad (2)$$

$\omega$  = hoeksnelheid centrifuge (rad/s)

$r_c$  = straal centrifuge (m)

$\eta$  = dyn. viscositeit vloeistof (kg/ms)

Aangezien  $v = dr_c/dt$  volgt de tijd die nodig is om een deeltje met diameter  $D_k$  nog juist tot bezinking te brengen uit:

$$t = \frac{18 \eta}{\omega^2 (\rho_s - \rho) D_k^2} \ln \frac{r_{c2}}{r_{c1}} \quad (3)$$

$r_{c1}$  = afstand vloeistofoppervlak - as centrifuge (m)

$r_{c2}$  = afstand trommelwand - as centrifuge (m)

Het debiet behorend bij deze tijd  $t$ , aannemende dat er een constante stroming optreedt over de gehele doorsnede, bedraagt  $Q = V/t$ .

$V =$  volume vloeistof.

$$Q = \frac{\omega^2 (\rho_s - \rho) D_k^2}{18 \eta \ln r_{c2}/r_{c1}} \pi L (r_{c2}^2 - r_{c1}^2) \quad (4)$$

$L =$  lengte trommel (m)

Uit een aantal onderzoeken is gebleken dat er geen constante stroming optreedt maar dat aan de oppervlakte van de vloeistof een grenslaag aanwezig is waarin vloeistof snel stroomt over onderliggende minder beweeglijke vloeistof (lit. 27). Voor dit stromingsbeeld leidt men af:

$$Q = \frac{\omega^2 (\rho_s - \rho) D_k^2}{18 \eta} 2\pi r_h^2 L \quad (5)$$

$r_h =$  inwendige straal uitstroomoverlaat (m)

Men dient rekening te houden met het feit dat de bezinkingsnelheid van een deeltje afneemt bij toenemende concentratie van de vaste stof als gevolg van wat men noemt gehinderde bezinking.

Deze vermindering kan tot uitdrukking gebracht worden met behulp van een factor  $\phi$ :

$$\phi = (1 - C)^2 \exp. \left( - \frac{4,1 C}{1,64 - C} \right) \quad (6) \quad (\text{lit. 28})$$

Deze factor geldt voor waarden van het Reynoldsgetal

$Re: \quad 0,001 < Re < 58$  en voor concentraties  $c:$

$0 < C < 42 \%$ .

Voorts dient rekening gehouden te worden met het verschijnsel dat de hoeksnelheden van centrifuge en vloeistof verschillen. Het snelheidsverschil is het kleinst aan de trommelwand en neemt toe in de richting van het vrije vloeistofoppervlak. Experimenteel is de volgende formule bepaald (lit. 29):

$$\omega = \frac{\omega_0}{1 - k_0^{-2}} \left[ a + x^{-2}(1 - a) - k_0^{-2} \right] \quad (7)$$

$$a = 1 - 2,6 \cdot 10^{-4} \operatorname{Re} \left( \frac{v}{v_0} \right)^{0,5}$$

$\omega_0$  = hoeksnelheid wand (rad/s)

$x$  =  $r/r_{c2}$

$k_0$  = vullingsgraad =  $r_{c1}/r_{c2}$

$r_{c1}$  = straal vloeistofoppervlak (m)

$r_{c2}$  = straal trommelwand (m)

$\operatorname{Re}$  =  $Q/vr_{c1}$

$v_0$  = kinem. viscositeit van water ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

$v$  = kinem. viscositeit van filtraat ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

Centrifuges worden met succes toegepast voor ont-hardingslib. In de V.S. op uitgebreide schaal en in Engeland bij 3 bedrijven (lit. 17). Gemiddeld verkrijgt men uitgaande van een 15 %-slib een produkt met een droge stofgehalte van 65 %. Voor coagulatieslib is de toepasbaarheid zeer beperkt.

Bij Amerikaanse onderzoeken met 1 % aluminiumhydroxide slib bereikte men droge stofgehaltenes van 6-12 % (lit. 19). Bij een ander onderzoek kwam men niet verder dan 5-9 % uitgaande van circa 3 %. Een droge stofgehalte van 12 % was slechts te bereiken ten koste van een sterke daling van het rendement (lit. 30). Met een dekanteercentrifuge kon men na chemicaliëndosering aluminiumhydroxideslib van 1,5-3 % ontwateren tot 16-25 %. Een ijzerhoudende slibsoort van 4,5 % werd ontwaterd tot 40 % (lit. 30).

#### 6.4 Vacuümfilter

Vacuümfilters worden voor de ontwatering van drinkwaterslib op zeer beperkte schaal toegepast. Met aluminiumhydroxideslib worden slechts lage droge stofgehaltenes bereikt tenzij dure "precoats" worden aangebracht, waarmee gehaltenes van 25-30 % worden bereikt (lit. 31).

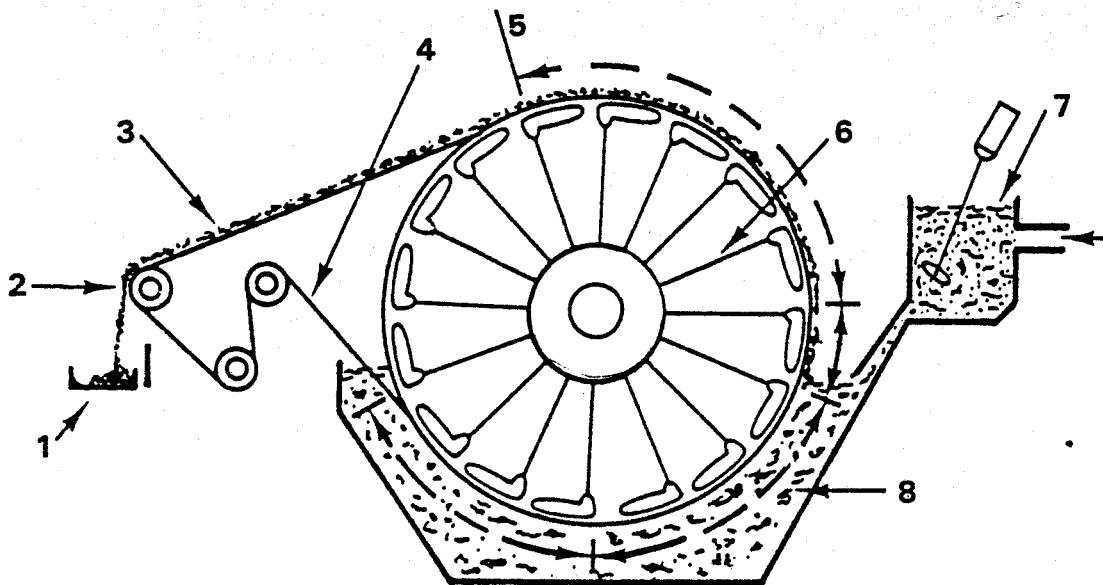
Vacuümfilters zijn meer geschikt voor het ontwateren van onthardingsslib.

Droge stofgehalte van 45 tot 60 % kunnen bereikt worden en indien het slib eerst ingedikt wordt zelfs van 70 % (lit. 17).

De drijvende kracht wordt gevormd door een vacuüm en is derhalve beperkt tot een maximum waarde van één atmosfeer. Meestal bedraagt het drukverschil circa 0,6 atmosfeer. Het slib wordt aangezogen uit een bak en vormt een laag op het filterdoek (fig. 11).

Het doek kan gemaakt zijn van metaalgaas, staaldraden, katoen of synthetisch materiaal.

Het is gespannen over een trommel of over verticale schijven en kan ook toegepast worden in een horizontaal bandfilter. Een precoat, bijvoorbeeld van diatomeënaarde, wordt soms aangebracht om dichtslaan van het filter te voorkomen.



- |                  |                        |
|------------------|------------------------|
| 1. Transportband | 5. Vacuüm              |
| 2. Schraper      | 6. Filtraat            |
| 3. Slibkoek      | 7. Toevoer chemicaliën |
| 4. Filterdoek    | 8. Slib                |

Fig. 11: Vacuümfilter

Wanneer men slib filtreert over een bepaald filtermedium wordt de filtratiesnelheid aanvankelijk bepaald door de weerstand van het medium.



Er vormt zich echter een sliblaag die in toenemende mate het filtratieverloop gaat bepalen. Er is sprake van een stroming van vloeistof door een doorlatende (slib)laag. Volgens de wet van Darcy geldt hiervoor:

$$q = -k \cdot d\psi/dz \quad (1)$$

$q$  = specifiek debiet (m/s)

$k$  = permeabiliteit (m/s)

$\psi$  = drukhoogte (m)

$z$  = laagdikte (m)

De drukhoogte (in meters vloeistofkolom) kan ook geschreven worden als  $\psi = P/\rho g$ , terwijl voor de permeabiliteit geldt:  $k = Kg/\nu$ .

$P$  = filtratiedruk ( $N/m^2$ )

$\rho$  = dichtheid van vloeistof ( $kg/m^3$ )

$g$  = zwaartekrachtsversnelling ( $m/s^2$ )

$K$  = intrinsieke permeabiliteit ( $m^2$ )

$\nu$  = kinematische viscositeit ( $m^2/s$ ) ( $\nu = \eta/\rho$ )

$\eta$  = dynamische viscositeit ( $kg/ms$ ) ( $Ns/m^2$ )

De intrinsieke permeabiliteit kan uitgedrukt worden in de effectieve poriediameter,  $d$  en de porositeit,  $\epsilon$  (Karman, Kozeny):

$$K = c d^2 \frac{\epsilon^2}{(1 - \epsilon)^2}$$

$c$  = geometrische constante

K-waarde van enkele grondsoorten: klei  $< 10^{-17} \text{ m}^2$ ,  
zeer fijn zand  $10^{-13} - 10^{-12} \text{ m}^2$ , grind  $> 10^{-9} \text{ m}^2$   
(lit. 22).

K-waarde van aluminiumhydroxideslib 5 % droge stof:  
 $3 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$ , hetzelfde slib samengedrukt tot 19 %:  
 $3 \cdot 10^{-17} \text{ m}^2$  (lit. 32).

De wet van Darcy wordt:

$$q = - \frac{K}{\eta} \cdot \frac{dP}{ds} \quad (2)$$

Bij constant drukverloop over de filterlaag geldt:

$$q = \frac{K}{\eta} \cdot \frac{P}{L} \quad (3)$$

L = laagdikte (m)

Aangezien  $q = dV/A dt$  volgt hieruit:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{KPA}{\eta L} \quad (4)$$

V = volume filtraat ( $\text{m}^3$ )

A = filtratieoppervlak ( $\text{m}^2$ )

Invoering van de weerstand R in plaats van permeabiliteit K,  $R = 1/K$  levert:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{P A}{\eta L R} \quad (5)$$

De weerstand van het filtermedium  $R_f$  moet in feite toegevoegd worden aan de filterkoekweerstand, zodat:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{P A}{\eta (LR + R_f)} \quad (6)$$

Het volume filterkoek,  $L A$ , dat door filtratie ontstaat, kan uitgedrukt worden in het volume filtraat dat diervoor afgefiltreerd moet worden, met behulp van een factor  $m$ ,  $m =$  volume koek per volume-eenheid filtraat, dus  $m.V = L A$ .

$$\frac{dV}{dt} = \frac{P A^2}{\eta (R_m V + R_f A)} \quad (7)$$

Als de hoeveelheid filterkoek uitgedrukt wordt in droog gewicht per volume-eenheid en de filterkoekweerstand in weerstand per gewichtseenheid, dus  $r_m = rC$ , dan is:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{P A^2}{\eta (rC V + R_f A)} \quad (8)$$

$C =$  droge stofgewicht filterkoek per volume-eenheid filtraat ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$r =$  specifieke filtratieweerstand ( $\text{m}/\text{kg}$ )

Indien de filtratiedruk constant is gedurende de tijd en de filterkoek onsamendrukbaar, geldt na integratie:

$$t = \frac{nrC}{2 P A^2} V^2 + \frac{\eta R_f}{P A} V \quad (9)$$

De weerstand van het filtermedium,  $R_f$ , kan meestal verwaarloosd worden, zodat de laatste term wegvalt.

De droge stofproduktie  $G_f$  na een filtratietijd  $t_f$  bedraagt:

$$G_f = VC/A = \sqrt{\frac{2PC}{\eta r}} t_f \quad (\text{kg}/\text{m}^2) \quad (10)$$

Per tijdseenheid bedraagt de produktie:

$$G = \sqrt{\frac{2PC}{\eta r t_f}} \quad (\text{kg/m}^2\text{s}) \quad (11)$$

De specifieke filtratieweerstand  $r$  wordt bepaald door middel van een filtratieproef (Büchner-trechter of Passavant-meetfilter) uit:

$$r = \frac{2PA^2}{\eta C} \frac{t}{V^2} \quad (12)$$

De grootte van  $C$  (= droge stofgewicht van de filterkoek per volume-eenheid filtraat) is moeilijk te bepalen. Meestal bepaalt men  $C_1$  = het droge stofgehalte van het oorspronkelijke slib ( $\text{kg/m}^3$ ). Hiermede verkrijgt men een schijnbare specifieke filtratieweerstand:  $r_1$  (lit. 33, 34).

$$C = \frac{w_s \rho_f}{1 - (w_s / \bar{w}_k)} \quad (13)$$

$$C_1 = \frac{w_s \rho_s}{1 - w_s} \quad (14)$$

$w_s$  = gewichtsfractie vaste stof in slib (kg/kg)

$\bar{w}_k$  = gemiddeld gewichtsfractie vaste stof in filterkoek (kg/kg)

$\rho_f$  = dichtheid filtraat ( $\text{kg/m}^3$ )

$\rho_s$  = dichtheid slib ( $\text{kg/m}^3$ )

Het verband tussen schijnbare en werkelijke specifieke filtratieweerstand volgt uit de volgende vergelijking. Hierin is het verschil in dichtheid tussen slib en filtraat verwaarloosd.

$$r = r_1 \cdot \frac{1 - (w_s/\bar{w}_k)}{1 - w_s} \quad (15)$$

Er moet op gewezen worden dat de specifieke filtratieweerstand afhankelijk is van de druk waarbij deze bepaald is. De druk dient dan ook steeds vermeld te worden. Voor het verband tussen specifieke filtratieweerstand en filtratiedruk heeft men een aantal functies afgeleid (lit. 35).

$$r = r_0 P^s \quad (\text{Sperry, Webber, Hershey})$$

$$r = r_0 (1 + P)^s \quad (\text{Ruth})$$

$$r = r_0 (1 + \beta P) \quad (\text{Van Gilse, Donald, Hunneman})$$

s = samendrukbaarheid, compressibiliteit

$r_0, \beta$  = constanten

De eerste vergelijking sluit het beste aan bij experimentele gegevens, en wordt het meeste toegepast.

De vaste-stofproduktie G van een vacuümfILTER draagt:

$$G = \left( \frac{2PC_1}{\eta r_1 t_f} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot \frac{1 - w_s}{1 - (w_s/\bar{w}_k)} \quad (16)$$

In een proefinstallatie te Albany (New York) heeft men aluminiumhydroxideslib ontwaterd met een pre-coat-vacuümfilter van 0,7 tot 25 à 30 % droge stof (lit. 31). Het proces leek zowel technisch als economisch een aantrekkelijke oplossing.

### 6.5 Zeefbandpers

Een zeefbandpers bestaat uit twee bewegende banden, de persband en de zeefband, waartussen het slib wordt samengedrukt. Het filtraat wordt door de zeefband geperst en het ontwaterde slib blijft op en gedeeltelijk ook in de zeefband achter. Door schrapen en afsputten wordt het slib van de band verwijderd. Vóór het persgedeelte bevindt zich een gedeelte waar het slib alleen door de werking van de zwaartekracht ontwaterd, de zogenaamde vóórontwateringszone (zie fig. 12).

De druk, die via drukrollen en persband op het slib wordt uitgeoefend, is niet precies te bepalen. Men spreekt van relatief hoge en relatief lage persdruk afhankelijk van de instelling van de drukrollen. Het ontwateringsmechanisme van de zeefbandpers is in principe gelijk aan dat van het vacuümfilter en de filterpers. Dezelfde filtratietheorie is dus van toepassing (zie hoofdstuk 6.4).

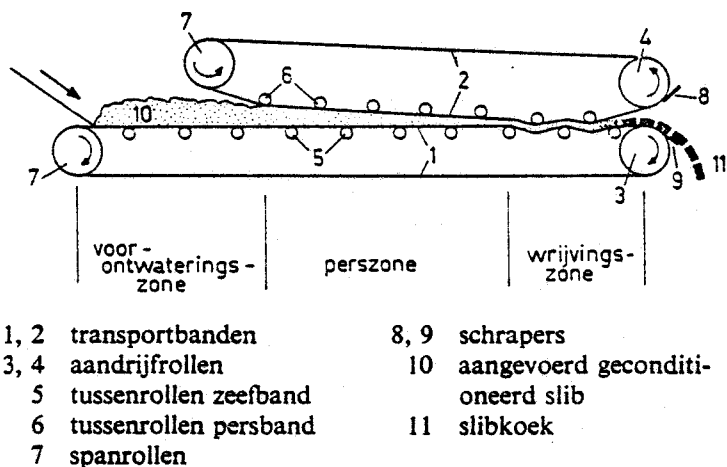


Fig. 12: Zeefbandpers

De capaciteit van een zeefbandpers wordt bepaald door het per tijdseenheid beschikbare filtrerend oppervlak, en is dus een functie van lengte, breedte en snelheid van de band. Meestal kan men de bandsnelheid en daarmee de capaciteit variëren. Een hoge bandsnelheid heeft als gevolg dat de vóór-

ontwateringstijd korter wordt. Het slib komt hierdoor wateriger in de perszone aan en de kans bestaat dat het zijdelings tussen de banden uit wordt geperst.

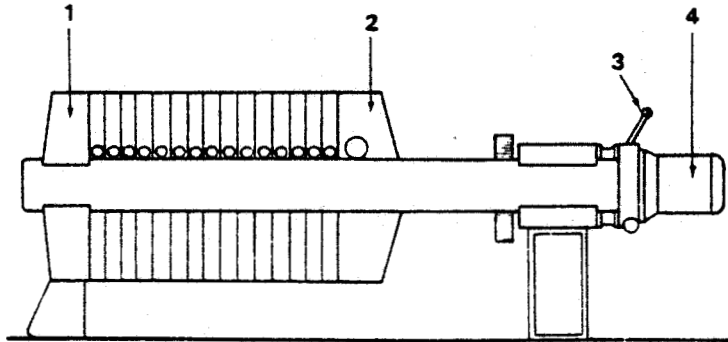
Bij relatief hoge persdrukken zal dit verschijnsel zich nog eerder voordoen. In het algemeen is het te bereiken droge stofgehalte bij toepassing op drinkwaterslib niet hoog. In de V.S. werd Al-hydroxideslib van 2,5 % na polyelektrolietdosering ontwaterd tot 12 % droge stof (lit. 36).

### 6.6 Filterpers

Een filterpers is opgebouwd uit een groot aantal filterkamers, die worden gevormd door stalen, gietijzeren of kunststof platen. De gegroefde opgenopte platen zijn bedekt met filterdoek en worden hydraulisch tegen elkaar aan gedrukt (fig. 13 en 14). Het slib wordt met een druk van 6-15 atmosfeer in de kamers tussen het filterdoek geperst. Het filtraat komt tussen het doek en de plaat terecht en wordt daar opgevangen. Het ontwaterde slib blijft als een koek op het doek achter.

Wanneer de filterkamer geheel met slibkoek gevuld is, wordt het proces onderbroken en de koek verwijderd. Na een aantal keer persen worden de doeken schoongespoten, van tijd tot tijd moeten ze gewassen worden.

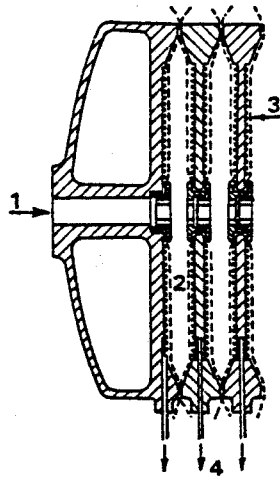




1. Vast uiteinde
2. Verplaatsbaar uiteinde
3. Bedieningshandel
4. Elektrisch sluitmechanisme

Fig. 13: Filterpers

Om bij het ontwateren van coagulatieslib aanvaardbare perstijden te verkrijgen moet het slib eerst ingedikt worden tot een droge stofgehalte bereikt is van minimaal 2-3 % (lit. 17). De filtreerbaarheid van het slib kan verbeterd worden door het toevoegen van polyelektrolieten of kalk.



- |               |                   |
|---------------|-------------------|
| 1 sliبانvoer  | 3 filterdoek      |
| 2 filterkamer | 4 afvoer filtraat |

Fig. 14: Doorsnede van een filterpers

Het filtratieproces kan op dezelfde wijze theoretisch worden beschreven als bij vacuümfiltratie (zie hoofdstuk 6.4) (lit. 37).

$$t = \frac{\eta r_0 C}{2P(1-s)A^2} V^2$$

t = tijd (s)

$\eta$  = dynamische viscositeit (Ns/m<sup>2</sup>)

$r_0$  = specifieke filtratieweerstand bij  $P = 1 \text{ N/m}^2$   
(m/kg)

P = druk (N/m<sup>2</sup>)

s = samendrukbaarheid (compressibiliteit)

A = filtratieoppervlak (m<sup>2</sup>)

V = filtraatvolume (m<sup>3</sup>)

De weerstand van het filtermedium is hierbij verwaarloosd.

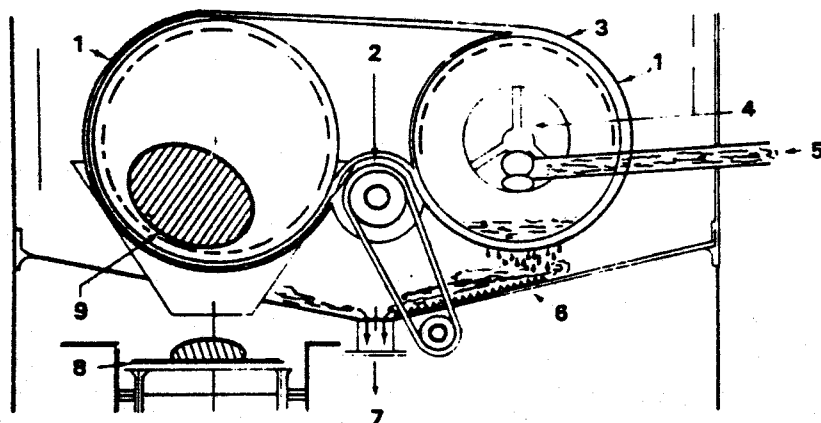
Filterpersen worden in Engeland op ruime schaal toegepast, zowel voor onthardingsslib als voor coagulatieslib. In de V.S. worden ze minder vaak toegepast. Als bezwaar werd gevoeld het gebrek aan automatisering van het proces en de grote slijtage van het filterdoek (lit. 38). Tegenwoordig is volledige automatisering mogelijk en gaan de filterdoeken door toepassing van synthetische weefsels 1 à 1½ jaar mee. In een Amerikaanse proefinstallatie werd aluminiumhydroxideslib van 4 % droge stof ontwaterd tot 40 % in 140 minuten. Het filterdoek was van nylon en voorzien van een precoat terwijl aan het slib 16 % kalk was toegevoegd (lit. 36). In een andere installatie die zonder precoat werd bedreven verkreeg men een droge stofgehalte van 35 % uitgaande van 3 % (lit. 36). Een Engels bedrijf verwerkt 1,8 % ijzerhydroxideslib met een filterpers tot een produkt met 20 à 25 % droge stof (lit. 17). Het bedrijf in Stocks behandelt aluminiumhydroxideslib van 5 % met polyelektroliet en filterpersen tot 22 à 25 % (lit. 17). Het Antwerpse waterbedrijf ontwaterd in een filterpers met behulp van kalk aluminiumhydroxideslib van 8 à 12 % tot 40 % droge stof.

#### 6.7 Andere ontwateringstechnieken

De Dual-cell gravity concentrator bestaat uit twee cilindervormige ruimtes van filterdoek dat gespannen is over rollen (fig. 15). In de eerste ruimte vindt drainage van het slib plaats onder invloed

van de zwaartekracht. Het gedeeltelijk ontwaterde slib wordt door het bewegende filterdoek getransporteerd naar de tweede ruimte waar koekvorming plaatsvindt.

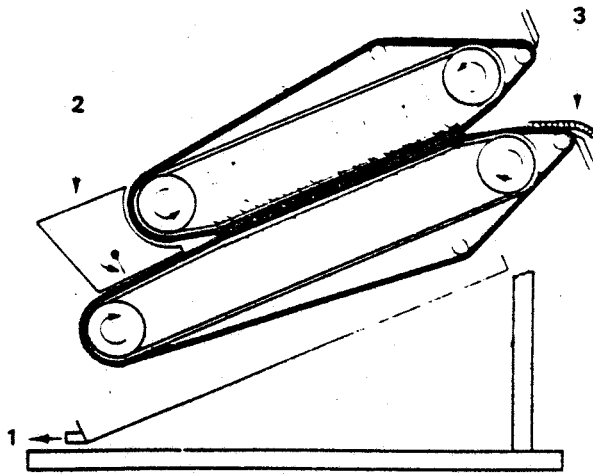
In de V.S. wordt dit systeem op een aantal plaatsen toegepast speciaal voor afvalwaterslib (lit. 39), maar het is ook te gebruiken voor drinkwaterslib. IJzerhydroxideslib met een droge stofgehalte van 2,4 % is ontwaterd tot 16 % (lit. 40). De installatie is goedkoper dan een vacuümfilter of filterpers.



- |                       |                       |
|-----------------------|-----------------------|
| 1. Geleiderol         | 6. Filtraatbak        |
| 2. Aandrijving        | 7. Afvoer filtraat    |
| 3. Nylon filterdoek   | 8. Transportband      |
| 4. Ontwateringsruimte | 9. Koekvormingsruimte |
| 5. Toevoer slib       |                       |

Fig. 15: Dual Cell Gravity Concentrator

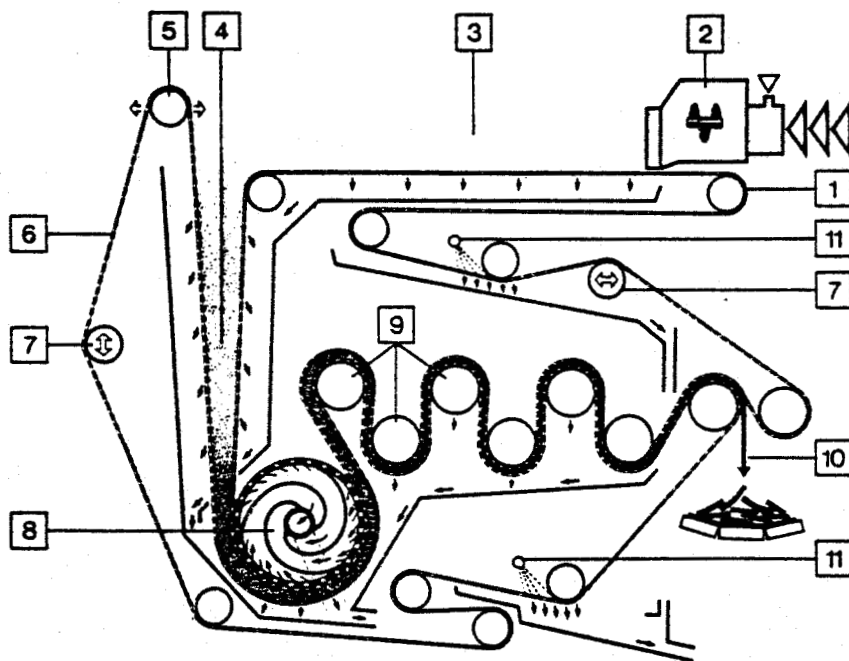
De Multi Roll Press wordt vaak samen met een DCG-eenheid gebruikt als hogere droge stofgehaltenes ge-eist worden. Het slib wordt tussen de twee eindloze banden van de pers gebracht en ontwaterd door de druk van een groot aantal rollen (fig. 16). IJzer-hydroxideslib van 16 % wordt verder ontwaterd tot 28 % droge stof (lit. 40).



1. Effluent
2. Aanvoer slib
3. Afvoer slibkoek

Fig. 16: Multi Roll Press

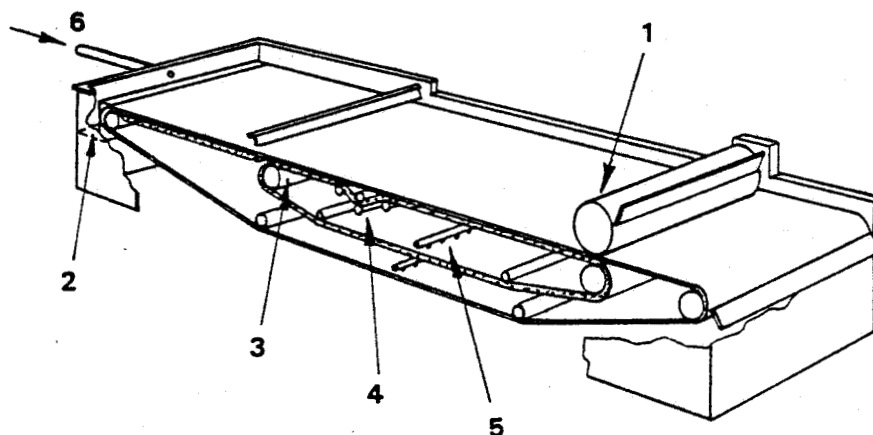
De Winklepress is een zeefbandpers waarvan de band een speciaal hoekvormig traject aflegt. Hierdoor worden extra schuifkrachten op het slib uitgeoefend en is het benodigde oppervlak kleiner. De vóórontwering bestaat uit een horizontaal en een verticaal gedeelte (fig. 17).



- |   |                                  |
|---|----------------------------------|
| 1. Transportband                                      | 7. Spanrol                       |
| 2. Menginrichting voor aangevoerd slib en chemicaliën | 8. Perszone met drainage-trommel |
| 3. Voorontweringzone, afvoer vrij water               | 9. Persrollen                    |
| 4. Gravitatie-indikking                               | 10. Slibkoek                     |
| 5. Verstelbare transportrol                           | 11. Bandwassing                  |
| 6. Transportband                                      |                                  |

Fig. 17: Winkle-Press

De squeegee capillaire slibontwateringseenheid is een nieuw type horizontaal bandfilter. De ontwatering vindt plaats door capillaire zuiging van een speciale sponsachtige band (fig. 18). Het filter wordt met succes toegepast voor diverse soorten organisch slib (lit. 39).



- |                           |                            |
|---------------------------|----------------------------|
| 1. Compressie-zone        | 4. Ontwatering van de band |
| 2. Afvoer vrij water      | 5. Bandwassing             |
| 3. Capillaire ontwatering | 6. Slibaanvoer             |

Fig. 18: Squeegee capillaire slibontwateringseenheid

## 7. BESTEMMING VAN HET SLIB

In het voorgaande is besproken in hoeverre met behulp van verschillende slibverwerkingstechnieken afhankelijk van de slibkwaliteit bepaalde droge stofgehalten bereikt kunnen worden.

Het uiteindelijk gewenste droge stofgehalte hangt echter af van de eindbestemming van het slib.

### 7.1 Deponeren op het land

Afvoer van het ontwaterde slib naar een eindbestemming op het land is een verwerkingsmethode die veel wordt toegepast, vooral in Engeland waar in 1971 tweederde van ongeveer 90 drinkwaterbedrijven het slib op deze manier kwijtraakte (lit. 17). Het slib wordt gestort op een braakliggend terrein, in een verlaten afgraving of zandwinput of op een speciaal voor dit doel aangekocht stuk land. Het slib kan ook gebruikt worden voor terreinophoging en grondverbetering. In een dunne laag uitspreiden over het land is ook een oplossing maar de kans is groot dat de vegetatie verstikt doordat het slib de bodem verstoppt. Aandacht moet geschonken worden aan verontreiniging van de ondergrond en aan aantasting van het landschappelijk schoon. Indien men beschikt over een geschikt terrein wordt de kostenfactor alleen gevormd door transportkosten van het slib.

### 7.2 Afvoer met huisvuil

Het slib kan tezamen met het huisvuil gestort worden



op een stortplaats. Door de beheerder van de stortplaats kunnen bepaalde eisen gesteld worden aan de samenstelling van het slib. De kosten bestaan uit transportkosten en eventueel verschuldigde stortingsrechten.

### 7.3 Lozing op oppervlaktewater

De meest eenvoudige manier om van het slib af te komen is lozing op het oppervlaktewater. In 1953 werd door meer dan 96% van 1530 drinkwaterbedrijven in de V.S. deze wijze van slibafvoer gebruikt (lit. 41). Ook in Nederland was dit tot voor enkele jaren nog gebruikelijk.

In 1968 maakte nog 60% van 72 onderzochte bedrijven van deze methode gebruik (lit. 38). Een onderzoek in 1971 onder Engelse drinkwaterbedrijven wees uit dat ongeveer eenderde van hen het slib loosde op oppervlaktewater (lit. 17).

De toenemende beperkingen opgelegd door wettelijke regelingen en de druk van de publieke opinie maken dat deze methode van slibafvoer steeds meer verdwijnt. Aan de lozing van slib op oppervlaktewater zijn esthetische bezwaren verbonden vanwege de hoge concentratie vaste stoffen welke tevens schade kunnen toebrengen aan het aquatisch milieu. Door bezinking van het slib kunnen er slibbanken gevormd worden en bestaat er kans op verstikking van de bodemvegetatie.

De kosten van lozing worden gevormd door eventuele transportkosten en de kosten van heffingen opgelegd

door de waterbeheerder.

#### 7.4 Lozing op zee

Aan lozing op zee zijn dezelfde bezwaren van esthetische en biologische aard verbonden als aan lozing op binnenwater, hoewel de opnamecapaciteit van de zee groter is. Transport van het slib kan plaatsvinden via een persleiding of per schip.

#### 7.5 Afvoer naar rioolwaterzuiveringsinstallatie

Transport van het slib naar een rioolwaterzuiveringsinstallatie kan in bepaalde gevallen een goede oplossing bieden voor het slibprobleem. Vooral als het drinkwaterbedrijf en de rioolwaterzuivering niet ver van elkaar gesitueerd zijn en de hoeveelheid drinkwaterslib klein is vergeleken met de hoeveelheid rioolwater. Bij afvoer van het drinkwaterslib via een bestaand rioleringsysteem moet extra aandacht geschonken worden aan stroomsnelheid, verstopping, aantasting van leidingen, capaciteit van pompen en leidingen.

De invloed van drinkwaterslib op de werking van oxydatiebedden en actief-slibinstallaties is niet groot, terwijl zelfs een extra fosfaatverwijdering verkregen kan worden als het slib nog restactiviteit bezit (lit. 42 en 43). De slibgisting kan wel verslechteren aangezien het inerte karakter van drinkwaterslib een verlaging geeft van de gasproductie.

Door drinkwaterslib te lozen op de riolering tijdens periodes van lage rioolwatertoevoer kan men een uitvlakking bewerkstelligen van de hydraulische belasting van de rioolwaterzuiveringsinstallaties.

De totale vaste stofbelasting van de installatie neemt uiteraard toe. De verwerking van het slib is op deze wijze een onderdeel geworden van de slibverwerking bij de rioolwaterzuivering.

### 7.6 Hergebruik

Terugwinning van aluminiumsulfaat uit aluminiumhydroxideslib en van ijzerchloride uit ijzerhydroxideslib kan een grote reductie geven van de resterende hoeveelheid slib. Bovendien kan het overblijvende slib beter ontwaterd worden. Of de terugwinning economisch aantrekkelijk is, is sterk afhankelijk van de geldende chemicaliënprijzen. Aluminium- en ijzerhydroxide zijn oplosbaar in zuur. Afhankelijk van temperatuur, pH en zuurhoeveelheid ontstaat er een evenwicht dat bepaalt hoeveel aluminium of ijzer in oplossing gaat (lit. 44). Aluminium kan voor 80 % teruggewonnen worden bij een pH van 2 en zwavelzuurtoevoeging van 1,2 maal de stoichiometrische hoeveelheid (lit. 20). Een bezwaar is dat ijzer, mangaan en andere in zuur oplosbare verontreinigingen, zoals organische kleurstoffen, met het aluminium worden teruggewonnen en daardoor toenemen in concentratie. Om deze concentraties binnen aanvaardbare

grenzen te houden kan het noodzakelijk zijn van tijd tot tijd een gedeelte van het teruggewonnen aluminium af te voeren en te vervangen door zuiver aluminiumsulfaat.

IJzer kan in de vorm van ferrichloride teruggewonnen worden door het ijzerhydroxide op te lossen in zoutzuur.

IJzerhydroxideslib kan door de Hoogovens gebruikt worden voor terugwinning van het ijzer. Om tezamen met het ijzererts verwerkt te kunnen worden moet het slib een hoog droge stofgehalte hebben, 70 à 80%. Het ijzergehalte dient 50% of meer te bedragen.

## 8. KOSTENVERGELIJKING

Het toepassen van slibverwerkingstechnieken bij de drinkwaterbereiding brengt een extra kostenfactor (overhead) met zich mee, welke wellicht gereduceerd kan worden, indien de vlokmiddelen uit het slib teruggewonnen worden.

De kosten van slibontwatering uitgedrukt in  $m^3$  geproduceerd drinkwater bedragen globaal 0,5-1 cent/ $m^3$  (prijspeil 1976).

Per  $m^3$  te ontwateren slib liggen de kosten in de grootte-orde van f 10,- tot f 15,-. Voor kosten van de gehele slibverwerking moet men hier nog bijtellen de kosten van indikking en de kosten van afvoer van het verwerkte slib.

De exploitatiekosten worden behalve door technische en technologische gegevens bepaald door de bedrijfsvoering, die men wenst toe te passen (continubedrijf, 8-urig bedrijf) en door de eisen die gesteld worden aan de bedrijfszekerheid van het proces.

Een installatie die continu in bedrijf is kan met een lagere capaciteit volstaan dan een installatie die maar 8 uur per dag werkt. De investeringskosten zullen bij continubedrijf lager zijn, al zullen de kosten niet in evenredigheid met de verwerkingscapaciteit afnemen. Tegenover lagere investeringskosten staan echter hogere personeelskosten. Deze kunnen bij continubedrijf 5x zo groot zijn als bij

een 40-urige bedrijfsweek, waarbij rekening wordt gehouden met extra toeslag voor nacht- en weekenddienst.

De verhouding tussen de kostenfactoren investering en personeel bepaalt welke bedrijfsvoering economisch gezien aantrekkelijk is.

De meeste slibontwateringstechnieken kunnen in hoge mate geautomatiseerd worden, zodat de functie van het personeel in hoofdzaak een toezichthoudende is en de personeelskosten laag zijn. Indien toezichthoudende taken gecombineerd kunnen worden zullen de personeelskosten die ten laste komen van de slibverwerking nog verder afnemen.

De eisen die men stelt aan de bedrijfszekerheid kunnen tot gevolg hebben dat men een complete installatie in reserve houdt om te allen tijde het aangevoerde slib te kunnen verwerken. Dit brengt uiteraard aanzienlijke extra kosten met zich mee. De reden van een dergelijke eis kan bijvoorbeeld gelegen zijn in de omstandigheid dat ter plaatse van het drinkwaterbedrijf geen ruimte aanwezig is om het slib bij uitvallen van de installatie tijdelijk op te slaan of te dumpen. Indien wel voldoende ruimte aanwezig is valt te overwegen om een tijdelijke opslag te creëren in de vorm van een buffertank. Een andere mogelijkheid is de aanleg van een klein droogbed als alternatieve verwerkingsmethode. Bij een niet-continue bedrijfsvoering dient in ieder geval een voorziening getroffen te worden om het slib op te slaan.

Bij een 40-urige bedrijfsweek moet deze opslag minimaal de hoeveelheid slib kunnen bevatten die in 64 uur geproduceerd wordt tijdens het weekeinde. Het slib dat bij uitvallen van de installatie tijdelijk opgeslagen wordt dient later weer verwerkt te worden. Hiervoor moet dus extra capaciteit aanwezig zijn. Bij een installatie die ontworpen is voor niet-continubedrijf kan deze extra capaciteit gevonden worden in verlenging van de bedrijfstijd, een installatie voor continubedrijf heeft deze mogelijkheid niet zodat eerder gedacht moet worden aan een reserve-installatie of een alternatieve verwerkingsmethode zoals een droogbed.

De slibontwatering op droogbedden is op zich reeds een zeer bedrijfszekere methode, de kans op storing is zeer gering. De verwerkingscapaciteit kan echter grote fluctuaties vertonen als gevolg van klimatologische omstandigheden, reden waarom een opslagmogelijkheid ook hier wenselijk is.

De exploitatiekosten van een slibontwateringstechniek bestaan naast de kosten voor rente en afschrijving van de investering en de personeelskosten uit de kosten voor onderhoud, energie en chemicaliën.

De onderhoudskosten bedragen meestal enkele procenten van de investeringskosten. Bij het vries-dooiproces bestaat de kans dat de onderhoudskosten hoog oplopen als blijkt dat de constructie op de lange duur niet bestand is tegen de optredende vrieskrachten en regelmatig onderdelen vervangen moeten worden.

Het energieverbruik van de diverse ontwateringstechnieken loopt nogal uiteen. Voor droogbedden rekent men met 0,2-0,7 kWh/m<sup>3</sup> slib, centrifuge + 1,5 kWh/m<sup>3</sup>, filterpersen 2,5-3,5 kWh/m<sup>3</sup>, vries-dooiproces 10-30 kWh/m<sup>3</sup>. De energiekosten van het vries-dooiproces zijn hoog. Er moet nog in de praktijk bewezen worden dat een relatief laag verbruik van 10 kWh/m<sup>3</sup> slib haalbaar is. Aan chemicaliën heeft men bij het vries-dooiproces echter geen extra kosten, in tegenstelling tot bijvoorbeeld filterpersen waar men meestal hulpstoffen moet toevoegen zoals kalk of zaagsel à f 1,- - f 2,50 per m<sup>3</sup> slib.

De waterleidingbedrijven van Amsterdam en Rotterdam hebben kostenramingen opgesteld voor de slibontwatering ten behoeve van nieuwbouw respectievelijke te Weesperkarspel en Kralingen. Een vergelijking van de exploitatiekosten van drie technieken te weten: droogbedden met mechanische ruiming, filterpersen en vries-dooi-installatie leidt bij Amsterdam tot de conclusie dat droogbedden de goedkoopste oplossing bieden. Volgens Rotterdam is een vries-dooi-installatie de meest economische oplossing mits een energieverbruik van 10 kWh/m<sup>3</sup> haalbaar is en er geen stukvriezen van de installatie optreedt.

Praktijkgegevens zijn in Nederland nog niet beschikbaar. Gegevens uit Engeland van bedrijven die op praktijkschaal slibverwerking toepassen wijzen uit dat de exploitatiekosten van filterpersen lager zijn dan die van droogbedden en vries-dooi-installaties. De kostenverhouding bedraagt 1:2,4:1,3 (filterpers: droogbedden:vries-dooiproces) (lit. 17).



## SYMBOLENLIJST

- A = oppervlak ( $m^2$ )  
C = concentratie vaste stof ( $kg/m^3$ )  
D = diameter deeltje (m)  
d = effectieve poriediameter (m)  
 $E_o$  = verdampingssnelheid open water (mm/dag)  
 $E_\alpha$  = idem, bij gelijke temperatuur van lucht en water (mm/dag)  
e = dampspanning (mmHg)  
 $e_s$  = verzadigde dampspanning (mmHg)  
G = vaste stofflux ( $kg/m^2s$ )  
g = zwaartekrachtsversnelling ( $m/s^2$ )  
H = hoogte (m)  
 $H_r$  = stralingsenergie ( $cal/cm^2dag$ )  
h = relatieve vochtigheid  
K = intrinsieke permeabiliteit ( $m^2$ )  
k = permeabiliteit (m/s)  
 $k_o$  = vullingsgraad centrifuge  
L = lengte; laagdikte (m)  
 $L_o$  = verdampingswarmte ( $cal/cm^3$ )  
l = latente warmte (kcal/kg)  
N = max. mogelijk aantal uren zonneschijn per dag  
n = werkelijk aantal uren zonneschijn per dag  
P = druk ( $n/m^2$ )  
Q = debiet ( $m^3/s$ )  
q = specifiek debiet (m/s)  
R = weerstand ( $m^{-2}$ )  
Re = getal van Reynolds

$R_A$  = kortgolvlige straling buitenzijde atmosfeer  
 (cal/cm<sup>2</sup>dag)

$r$  = specifieke filterweerstand (m/kg)

$r_1$  = schijnbare specifieke filterweerstand (m/kg)

$r_0$  = specifieke filterweerstand bij  $P = 1 \text{ N/m}^2$  (m/kg)

$r_c$  = straal (m)

$s$  = samendrukbaarheid = compressibiliteit

$t$  = tijd (s)

$T$  = temperatuur (°C)

$u$  = transportsnelheid (m/s)

$u_2$  = windsnelheid op 2 m hoogte (m/s)

$V$  = volume (m<sup>3</sup>)

$v$  = bezinksnelheid (m/s)

$w$  = vriessnelheid (m/h)

$w_s$  = gewichtsfractie vaste stof in slib (kg/kg)

$w_k$  = gewichtsfractie vaste stof in koek (kg/kg)

$y$  = bezwijkhoogte Michaels en Bolger (m)

$z$  = laagdikte (m)

$\alpha$  = warmteoverdrachtscoëfficiënt (kcal/m<sup>2</sup>h°C)

$\gamma$  = psychrometerconstante (mmHg/°C)

$\Delta$  = gradient dampspanningskromme (mmHg/°C)

$\delta$  = dikte (m)

$\epsilon$  = porositeit

$\eta$  = dynamische viscositeit (Ns/m<sup>2</sup>)

$\theta$  = temperatuurverschil (°C)

$\lambda$  = warmtegeleidingscoëfficiënt (kcal/mh°C)

$\nu$  = kinematische viscositeit (m<sup>2</sup>/s)

$\rho$  = dichtheid (kg/m<sup>3</sup>)

$\psi$  = drukhoogte (m)

$\omega$  = hoeksnelheid (rad/s)

## LITERATUURLIJST

1. AWWA Research Foundation Disposal of Wastes from Water treatment Plants. Part 1 - 4  
J.Am.Water Wks.Ass. 61, 1969, p. 619-638
2. AWWA Research Foundation J.Am.Water Wks.Ass. 61, 1969 p. 681-708
3. Baskerville, R.C. and Gale, R.S. A simple Automatic Instrument for Determining the Filterability of Sewage Sludges  
Wat.Pollut.Control 67, 1968 p. 233-241
4. Vesilind, P.A. Treatment and Disposal of Wastewater Sludges  
Ann Arbor Science Publishers Inc., Michigan, 1974
5. Werner, G. Beseitigung von Schlämmen der Trinkwasseraufbereitung, DVGW Brochüre Wasserfachliche Aussprachetagung, Wiesbaden 1971
6. Rich, L.R. Unit Operations of Sanitary Engineering  
J.Wiley & Sons Inc., New York-London, 1961

7. Fitch, B. Current Theory and Thickener Design Part I Filtrn. & Separn. 12, 1975 p.355-359
8. Fitch, B. Part II Compression Theory p. 480-488
9. Fitch, B. Part III Design Procedures p. 636-638
10. Vol'khin, V.V., Ponomarev, E.I. and Zolotavin, V.L. Effect of Freezing on the Properties of Metal Hydroxide Coagulates, Effect of the Freezing Mechanism of Water Coll.Journ.USSR 35, 1973, p. 123-126
11. Messerschmidt, Ph. Einfluss der Gefriergeschwindigkeit auf die Veränderung des Gefüges in Eisenhydroxidschlamm Luft- und Kältetechn. 2, 1972, p. 82-85
12. Clements, G.S., Stephenson, R.J. and Regan, C.J. Sludge Dewatering by Freezing with Added Chemicals J.Proc.Inst.Sew.Purif. 49, 1950, p. 318-337
13. Plank, R. Handbuch der Kältetechnik Springer Verlag, Berlin Göttingen Heidelberg, 1962

14. Doe, P.W., Benn, D. and Bays, L.R. The Disposal of Wash-water Sludge by Freezing  
J. Inst. Water Engrs. 19, 1965, p. 251-291
15. Young, E.F. Water Treatment Plant Sludge Disposal Practices in the United Kingdom  
J. Am. Water Wks. Ass. 60, 1968, p. 717-732
16. Benn, D. and Doe, P.W. The Disposal of Sludge by the Freezing and Thawing Process  
Filtrn. & Separn. 6, 1966, p. 383-389
17. Burley, M.J. and Chappell, T.J.W. A Review of Sludge Treatment and Disposal Practice in the Water Industry  
Water Research Ass., private mededeling
18. Culp, G.L. and Culp, R.L. New Concepts in Water Purification Van Nostrand Reinhold Company, New York, 1974
19. Neubauer, W.K. Waste Alum Sludge Treatment  
J. Am. Water Wks. Ass., 60, 1968, p. 819-826

20. Fulton, G.P. Disposal of Wastewater  
from Water Filtration  
Plants  
J.Am.Water Wks.Ass., 61,  
1969, p. 322-326
21. Gauntlett, R.B. and  
Packham, R.F. The Dewatering of a  
Clarification Sludge on  
Drying Beds  
J.Inst.Water Engrs. 26,  
1972, p. 185-200
22. Verruijt, A. Theory of Groundwater  
Flow  
MacMillan and Co. Ltd.  
London-Basingstoke, 1970
23. Nebiker, J.H.,  
Sanders, T.G. and  
Adrian, D.D. An Investigation of  
Sludge Dewatering Rates  
J.Wat.Pollut.Contr.Fed.  
41, 1969, nr. 8 p. R. 255
24. Novak, J.T. and  
Montgomery, G.E. Chemical Sludge Dewatering  
on Sand Bed  
J.Env.Eng.Div. febr. 1975,  
p. 1-14
25. Van Dam, J.C. Waterhuishouding I.  
Hydrologische grondslagen,  
nov. 1976  
Collegedictaat T.H. Delft,  
Afd.Civ.Techn.

26. Keith, F.W. and Moll, R.T. Matching a Dewatering Centrifuge to Waste Sludge  
Chem.Engng.Prog. 67, 1971,  
nr.9, p. 55-59
27. Hilditch, R.H. and Rushton, A. Theory and Practice in Solid Bowl Centrifuges  
Filtrn. & Separn. 11,  
1974, p. 245-248
28. Schnittger, J.R. Integrated Theory of Separation for Bulk Centrifuges  
Ind.Eng.Chem. 9, 1970,  
nr. 3, p. 407-413
29. Golovko, Ya.D. and Zubkov, V.A. Liquid Lag in Tubular Centrifuge Rotors  
Chem.Petr.Eng.USSR. 1969,  
p. 447-449
30. Albertson, D.E. and Vaughn, D.R. Handling of Solid Wastes  
Chem.Engng.Prog. 67, 1971,  
nr. 9, p. 49-54
31. Mahoney, P.F. and Duensing, W.J. Precoat Vacuum Filtration and Natural Freeze Dewatering of Alum Sludge  
J.Am.Water Wks.Ass., 64,  
1972, p. 665-669
32. Kos, P. and Adrian, D.D. Transport Phenomena Applied to Sludge Dewatering  
J.Env.Engng.Div. 1975,  
p. 947-965

33. Gale, R.S. The Calculation of Theoretical Yields of Rotary Vacuum Filters  
Wat.Pollut.Control 70, 1971, p. 114-118
34. Gale, R.S. and Baskerville, R.C. Studies on the Vacuum Filtration of Sewage Sludges  
Wat.Pollut.Control 69, 1970, p. 514-539  
Discussion
35. De Leeuw den Bouter, J.A. en De Nie, L.H. Fysisch-Technische Scheidingsmethoden Naar de colleges van Heertjes, P.M.  
Delftsche Uitgevers Mij. N.V., Delft 1967
36. Westerhoff, G.P. and Daly, M.P. Water Treatment Plant Wastes Disposal Part 1, 2, 3.  
J.Am.Water Wks.Ass. 66, 1974, p. 319-324, p. 379-384, p. 441-444
37. Hilson, M.A. Sludge Conditioning by Polyelectrolytes  
J.Inst.Water Engrs. 25, 1971, p. 402-415



38. Krasauskas, J.W. Review of Sludge Disposal Practices  
J.Am.Water Wks.Ass. 61,  
1969, p. 225-230
39. U.S. Environmental Protection Agency Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal, 1974
40. Gale, R.S. The Calculation of Theoretical Yields of Rotary Vacuum Filters  
Wat.Pollut.Control 70,  
1971, p. 114-118
41. AWWA Research Foundation Disposal of Wastes from Water Treatment Plants, Part 1 - 4  
J.Am.Water Wks.Ass. 61,  
1969 p. 541-566
42. Albrecht, A.E. Disposal of Alum Sludges  
J.Am.Water Wks.Ass. 64,  
1972, p. 46-52
43. Salotto, B.V., Farrell, J.B. and Dean, R.B. The Effect of Water-Utility Sludge on the Activated Sludge Process  
J.Am.Water Wks.Ass. 65,  
1973, p. 428-43
44. Chojnacki, A. Treatment and Use of Sludge. Special Subject nr. II, Int. Water Supply Congress Barcelona, 1966  
p. Q11-Q16

45. Hilmer, A. Sludge Thickening by Flotation. Process Biochemistry, mei 1973.
46. Maddock, J.E.L. Research experience in the thickening of activated sludge by dissolved air flotation. Flotation for Water and Waste Treatment, WRC Conference 1976.
47. Ashman, P.S. Operational experiences of activated sludge thickening by dissolved air flotation at the Aycliffe Sewage Treatment Works. Flotation for Water and Waste Treatment, WRC Conference 1976.
48. Komline, T.R. Sludge thickening by dissolved air flotation in the U.S.A. Flotation for Water and Waste Treatment, WRC Conference 1976.

49. Zabel, T.F. and  
Rees, A.J.

The WRC flotation  
working groups 2300  
m<sup>3</sup>/day pilot plants.  
Flotation for Water and  
Waste Treatment, WRC  
Conference 1976.

50. Stock, P.F.

The flotation process:  
investigations and  
results obtained by  
treating river and well  
water for potable  
supply.  
Flotation for Water and  
Waste Treatment, WRC  
Conference 1976.

Overige literatuurplaatsen

1. Amos, K.L. and Thomas, C.M. Sludge Dewatering by Filter Presses  
A Modern Process Technology  
Filtrn. & Separn. 12,  
1975, p. 39-50
2. Ashman, P.S. and Roberts, P.F. Operating Experiences with Vacuum Filtration at St. Helens: A Solution of the Problem  
Wat.Poll.Control, 69,  
1970, p. 638-648
3. AWWA Research Foundation J.Am.Water Wks.Ass. 62,  
1970, p. 63-71
4. Barlow, J.H. Sludge Handling and Disposal  
J.Am.Water Wks.Ass. 65,  
1973, p. 395-399
5. Baskerville, R.C. Freezing and Thawing as a Technique for Improving the Dewaterability of Aquous Suspensions  
Filtrn. & Separn. 8,  
1971, p. 141-144

6. Baskerville, R.C., Komorek, J.A. and Gale, R.S. Effect of Operating Variables on Filter Press Performance  
Wat.Pollut.Control 70, 1971, p. 400-418
7. Benn, D. and Bridge, L. Sludge Disposal by Pressing  
J.Inst.Water Engrs. 25, 1971, p. 417-435
8. Bugg, H.M., King, P.H. and Randall, C.W. Polyelectrolyte Conditioning of Alum Sludges  
J.Am.Water Wks.Ass. 62, 1970, p. 792-795
9. Chen, B.H.H., King, P.H. and Randall, C.W. Alum Recovery from Representative Water Treatment Plant Sludges  
J.Am.Water Wks.Ass. 68, 1976, p. 204-207
10. Cheng, C.Y., Updegraff, D.M. and Ross, L.W. Sludge Dewatering by High-Rate Freezing at Small Temperature Differences  
Env.Sci.Techn. 4, 1970, p. 1145-1147  
J.Proc.Inst.Sew.Purif. 49, 1950, p. 318-337

11. Coackley, P. and  
Jones, B.R.S. Vacuum Sludge Filtration I, Interpretation of Results by the Concept of Specific Resistance  
Sewage Ind.Wastes 28,  
1956, p. 963-976
12. Commissie voor Hydro-  
logisch Onderzoek TNO Verdampingssymposium  
Agrohydrologisch  
Colloquium C.O.L.N. en  
Rapport Inzake de  
Lysimeters in Nederland  
II  
Versl.Meded. nr. 4,  
Den Haag, 1960
13. Committee Report Disposal of Water  
Treatment Plant Wastes  
J.Am.Water Wks.Ass. 64,  
1972, p. 814-820
14. Van der Cruyce, G. Traitement des Boues.  
Sujet Spécial 2  
Congress Int.Water  
Supply Assoc., Amsterdam  
1976
15. Dick, R.I. Gravity Thickening of  
Waste Sludge Filtrn &  
Separn. 9, 1972,  
p. 177-183

16. Van Duyn Jr., C. Inleiding tot de Mikroskopische Techniek  
N.V. Kluwer, Deventer,  
1950
17. Faber, H.A. and Nardoizzi, A.D. Water Treatment Plant  
Waste Disposal-Action  
Now  
J.Am.Water Wks.Ass. 64,  
1972, p. 674-680
18. Faber, H.A. and Taras, M.J. Water Treatment Plant  
Sludge  
J.Am.Water Wks.Ass. 65,  
1973, p. 381-382
19. Farrell, J.B., Smith Jr., J.E.,  
Dean, R.B., Grossman E. and  
Grant, O:L. Natural Freezing for  
Dewatering of Aluminium  
Hydroxide Sludges  
J.Am.Water Wks.Ass. 62,  
1970, p. 787-791
20. Farrell, J.B. A Status Report on the  
Utilisation of Freezing  
in Dewatering of Sludges
21. Farrell, J.B. Correspondence on Sludge  
Dewatering by High-Rate  
Freezing at Small Temperature  
Differences  
Env.Sci.Techn. 5, 1971,  
p. 716

22. Final Report Research Panel nr. 14 Disposal of Waterworks Sludge  
J.Inst.Water Engrs. 27, 1973, p. 339-408
23. Fitch, B. When Should You Use Separation Techniques Other Than Filtration  
Filtrn. & Separn. 12, 1975, p. 149-154
24. Van Fleet, G.L., Barr, J.R. and Harris, A.J. Treatment and Disposal of Chemical Phosphate Sludge in Ontario  
J.Wat.Pollut.Contr.Fed. 46, 1974, p. 582-587
25. Gale, R.S. Recent Research on Sludge Dewatering  
Filtrn. & Separn. 8, 1971, p. 531-538
26. Gale, R.S. Research in Filtration of Sewage Sludges  
Filtrn. & Separn. 9, 1972, p. 431-436
27. Gale, R.S. Control of Sludge Filter Operation  
Filtrn. & Separn. 12, 1975, p. 75-83



28. Gale, R.S. and Baskerville, R.C. Polyelectrolytes in the Filtration of Sewage Sludges  
Wat.Pollut.Control 69, 1970, p. 660-674  
Wat.Pollut.Control 70, 1971, p. 71-73
29. Gates, C.D. and McDermott, R.F. Characterization and Conditioning of Water Treatment Plant Sludge  
J.Am.Water Wks.Ass. 60, 1968, p. 331-344
30. Van der Giessen, A.A., Rensen, J.G. and Wieringen, J.S. A Study of the Constitution and Freezing Behaviour of Iron Oxide Hydrate Gels by Means of the Mössbauer Effect  
J.Inorg.Nucl.Chem. 30, 1968, p. 1739-1744
31. Glenn, R.W., Judkins Jr., J.F. and Morgan, J.M. Filtrability of Water Treatment Plant Sludge  
J.Am.Water Wks.Ass. 65, 1973, p. 414-417
32. Halde, R. Sewage Sludge Freezing  
Department of Chemical Engineering Chalmers University of Technology  
Gothenburg, 1976

33. Halff, A.H. An Investigation of the Rotary Vacuum Filter Cycle as Applied to Sewage Sludges  
Sewage Ind.Wastes 24, 1952, p. 962-984
34. Hawkins, F.C., Judkins Jr., J.F. and Morgan, J.M. Water Treatment Sludge Filtration Studies  
J.Am.Water Wks.Ass. 66, 1974, p. 653-658
35. Heyn, J.P. en Brouwer, W.A.H. Constructie van slib-droogbedden ten behoeve van mechanische ruiming  
H<sub>2</sub>O 5, 1972, p. 86-93
36. Imhoff, K.R. Sludge Dewatering Tests with a Belt Press  
Water Research 6, 1972, p. 515-516
37. Jones, B.R.S. Vacuum Sludge Filtration II, Prediction of Filterperformance  
Sewage Ind.Wastes 28, 1956, p. 1103-1115
38. Karper, R., Van Melick, L. en Van Zanten, G.D. Slibontwatering met een vacuümbandfilter  
H<sub>2</sub>O 5, 1972, p. 31-33
39. Karper, R., Van Melick, L. en Van Zanten, G.D. Slibontwatering door centrifugeren  
H<sub>2</sub>O 3, 1970, p. 22-27

40. Karper, R.,  
Van Melick, L. en  
Van Zanten, G.D. Slibontwating met een  
zeefbandpers  
H<sub>2</sub>O 3, 1970, p. 492-496
41. Karper, R.,  
Van Melick, L. en  
Van Zanten, G.D. Slibontwating door  
centrifugeren bij ver-  
laagd toerental  
H<sub>2</sub>O 3, 1970, p. 612-613
42. Katz, W.J. and  
Mason, D.G. Freezing Methods Used to  
Condition Activated  
Sludge  
Water Sew.Wks. 117,  
1970, p. 110-114
43. Lawson, D. Photomicrography  
Academic Press, London-  
New York, 1972
44. Logsdon, G.S. The Mechanism of Water  
Plant Sludge  
Dewatering by Freezing  
(Abstract)  
Washington University,  
1971
45. Logsdon, G.S. and  
Edgerley, E. Sludge Dewatering by  
Freezing  
J.Am.Water Wks.Ass. 63,  
1971, p. 734-740

46. Leary, R.D.,  
Ernest, L.A.,  
Douglas, G.R.,  
Geinopolus, A. and  
Mason, D.G. Top-Feed Vacuum Filtra-  
tion of Activated Sludge  
J.Wat.Pollut.Contr.Fed.  
46, 1974, p. 1761-1768
47. De Man, A. en  
Pepping, R. Ontwatering van aerob  
gemineraliseerd slib met  
behulp van de zeefband-  
pers  
H<sub>2</sub>O 4, 1971, p. 328-330
48. Messerschmidt, Ph. Einrichtung zur Gefrier-  
behandlung von Suspensi-  
onen  
Luft- und Kältetechnik  
5, 1973, p. 261-264
49. Motamedi, M. Dewatering of Ferric  
Chloride Coagulation  
Sludge  
Water Research 9, 1975,  
p. 861-864
50. Nakamura, A. and  
Okada, R. The coagulation of  
particles in suspension  
by Freezingthawing  
Part I and II  
Colloid & Polymer Sci.,  
254, 1976, p. 718-725,  
p. 497-506

51. Nielsen, H.L.,  
Carns, K.E. and  
DeBoice, J.N. Alum Sludge Thickening  
and Disposal  
J.Am.Water Wks.Ass. 65,  
1973, p. 385-394
52. Niemitz, W. Behandlung und Beseiti-  
gung von Schlammen aus  
Wasseraufbereitungsan-  
lagen  
Gas u.Wass.fach(Was.-  
Abwas.)  
1970, III, H 1, p. 2-6
53. Notebaert, F.F.,  
Wilms, D.A. and  
Van Haute, A.A. A new Deduction with a  
Larger Application of  
the Specific Resistance  
to Filtration of Sludges  
Water Research 9, 1975,  
p. 667-673
54. Onstwedder, H.,  
Pepping, R. en  
De Man, A. Toepassingsmogelijkheden  
van centrifuges voor het  
ontwateren van aeroob  
gemineraliseerd slib  
H<sub>2</sub>O 3, 1970, p. 460-466
55. Parker, D.S.,  
Niles, D.G. and  
Zadick, F.J. Processing of Combined  
Physical-Chemical- Bio-  
logical Sludges  
J.Wat.Pollut.Contr.Fed.  
46, 1974, p. 2281-2300

56. Parkhurst, J.D.,  
Miele, R.P.,  
Hayashi, S.T. and  
Rodrique, R.F. Dewatering Digested  
Primary Sludge  
J.Wat.Poll.Contr.Fed.  
46, 1974, p. 468-484
57. Peters, H. Ontwatering van slib met  
vacuümfilters  
H<sub>2</sub>O 1, 1968, p. 126-131
58. Penman, A. and  
Van Es, D.W. Winnipeg Freezes Sludge,  
Slashes Disposal Costs  
10 Fold  
Civil Eng., ASCE 43,  
1973, nov. p. 65-67
59. Randall, C.W.,  
Ali Khan, M.Z. and  
Stephens, N.T. Waste Activated Sludge  
Conditioning by Direct  
Slurry Freezing  
Water Research 9, 1975,  
p. 917-925
60. Rees, E.C.,  
Preston, F.T. and  
Neil, K.J. Rotary Vacuum Filtration  
of Sewage Sludge  
Performance, Reliability  
and Economics  
Filtrn. & Separn. 11,  
1974, p. 491-496
61. Rushton, A. and  
Spear, M. Centrifugal Filtration  
and Permeation  
Filtrn. & Separn. 12,  
1975, p. 254-256

62. Sankey, K.A. The Problem of Sludge Disposal at the Arnfield Treatment Plant  
J.Inst.Water Engrs. 21, 1967, p. 367-368
63. Schepman, B.A. and Cornell, C.F. Fundamental Operating Variables in Sewage Sludge Filtration  
Sewage Ind.Wastes 28, 1956, p. 1443-1460
64. Shelton, S.P. and Burdick, J.C. A new Concept in Sludge Filtration Theory for Industrial Application  
Filtrn. & Separn. 12, 1975, p. 233-237
65. Shoemaker, W. The Spectrum of Filter Media  
Filtrn. & Separn. 12, 1975, p. 62-68
66. Simatos, D. and Turc, J.M. Fundamentals of Freezing in Biological Systems
67. Sjenitzer, F. Contribution to the Theory of Filtration  
Trans.Inst. Chem.Engrs. 33, 1955, p. 289-302

68. Sleeth, R.E. An Assesment of Poly-electrolytes for Sludge Conditioning at Worthing Wat.Pollut.Contr. 69, 1970, p. 31-39
69. Sutherland, E.R. Treatment Plant Waste Disposal in Virginia J.Am.Water Wks.Ass. 61, 1969, p. 186-189
70. Swanwick. J.D., Lussignea, F.W. and White, K.J. The Measurement of Specific Filtration and Its Application in Studies of Sludge Dewatering J.Proc.Inst.Sew.Purif. 60, 1961, p. 487-500
71. Tebbutt, T.H.Y. A Note on the Units of Specific Resistance to Filtration Wat.Poll.Control. 69, 1970, p. 694-695
72. Tenney, N.W., Eckelberger, W.F. and McAloon, T.S. Chemical Conditioning of Biological Sludge for Vacuum Filtration J.Wat.Pollut.Contr.Fed. 42, 1970, 2, part 2 p. R1-R20





78. Vol'khin, V.V. and Zolotavin, V.L. 2. Effect of Electrolytes on Changes of the Volume of Ferric Hydroxide as a Result of Freezing  
Coll.Journ.USSR 23, 1961, p. 113-117
79. Vol'khin, V.V. and Zolotavin, V.L. 3. The Effect of Electrolytes on the Change in Particle Size of Iron Hydroxide and on the Rate of Filtration  
Coll.Journ.USSR 23, 1961, p. 233-236
80. Vol'khin, V.V., Zolotavin, V.L. and Tipikin, S.A. 4. Manganese Dioxide Coagulate  
Coll.Journ.USSR 23, 1961, p. 339-341
81. Vol'khin, V.V. and Ponomarev, E.I. 5. Mechanism of the Process  
Coll.Journ.USSR 27, 1965, p. 10-13

82. Webster, J.A. Operational and Experimental Experience at Daer Water Treatment Works, With Special Reference to the Use of Activated Silica and the Recovery of Alum from Sludge  
J.Inst.Water Engrs. 20, 1966, p. 167-198
83. Wertz. C.F. Removal and Discharge of Sludge. Special Subject nr. 9, Int. Water Supply Congress Stockholm, 1964, p. P1-P14
84. Wismeijer, A.A. Slib, soorten en eigenschappen  
H<sub>2</sub>O 1, 1968, p. 42-50
85. Woolcock, R.J. The Adaptation of the Centrifuge to the Processing of Industrial Effluents  
Filtrn. & Separn. 12, 1975, p. 174-180

86. Young, E.F. Disposal of Sludges from Sedimentation Plants with Special Reference to Alum Sludge  
Special Subject nr. 2, Ninth Congress Int. Water Supply Ass. New York, 1972, p. B1-B6
87. Zeper, J. and Pepping, R. Handling of Aerobic Mineralized Sludges by Centrifuges and Belt-Press Filters  
Water Research 6, 1972, p. 507-513
88. Zolotavin, V.L. and Vol'khin, V.V. Effect of Cooling Rate During Freezing on the Properties of Hydrated Metal Oxides  
J.Appl.Chem.USSR 33, 1960, p. 2110-2111