

SUMMARY**Sludge, types and characteristics.**

The theme of this lecture is the nature of sludge in reference to the component water.

Stabilization of sludge anaerobic or aerobic, followed by dewatering is connected with the physical and physical-chemical properties of the sludge.

The different forces are discussed, which bring about the binding between the water and the sludge particles.

A classification is given in water without binding with the sludge particles (free water); water with a colloidal binding; water with a capillary binding; water bound in the cells of the sludge particles.

There is a connection between the different water bindings and the practice of sludge dewatering.

The evaporation graph of wet sludge is discussed.

The hygienic aspects of digested sludge, before and after drying on sludge drying fields are compared with those of the fresh sludge.

Slib, soorten en eigenschappen *

In deze 2e vacatiecursus in behandeling van afvalwater is als thema gekozen de „slibverwerking”. Het begrip „slib” zal dan ook in de voordrachten van deze cursus primair staan. Met evenveel recht zou men echter in deze cursus het begrip „water” centraal kunnen stellen. Immers, het bestanddeel van slib, dat ons het meest intrigeert is het water. En dit bestanddeel is in zo'n grote hoeveelheid aanwezig en de verwijdering van dit water kost ons zoveel hoofdbrekens, dat er veel voor te zeggen zou zijn, het thema van deze cursus aan te vullen met de titel: waterverwijdering.

In deze voordracht wordt ingegaan op de eigenschappen van slib met betrekking tot het bestanddeel water.

Terwijl het water op deze aarde zelf een kringloop volbrengt via verdamping en neerslag, tussen de gletscher en de zee, maakt het ook deel uit van de kringloop van de stof. Bij de kringloop van de stof vormen de planten met behulp van de zgn. koolzuurassimilatie voedingsstoffen uit de in de lucht aanwezige koolzuur en de in de grond aanwezige zouten. De voedingsstoffen dienen voor het instand houden van het menselijk en dierlijk leven. De afvalstoffen van deze samenleving in zijn ruimste betekenis vormen op hun beurt het voedsel voor de micro-organismen, terwijl de afvalstoffen van de micro-organismen weer door de planten worden opgenomen, waarmee

de kringloop gesloten is. Terwijl water uiteraard een belangrijke schakel is in de verschillende chemische omzettingen van de kringloop van de stof, fungeert zij bovendien als onmisbaar transportmiddel bij de verschillende stadia van deze kringloop.

En in die hoedanigheid introduceert het water zich bij deze voordracht als drager van de afvalstoffen van de menselijke samenleving. Waar in onze samenleving ook afvalstoffen vrij komen, hetzij in de huishouding, hetzij in de industrie, wordt bij voorkeur van water gebruik gemaakt als transportmiddel. Water is hiervoor zó geëigend, dat de moeilijkheden, die vaak achteraf na het gebruik als zodanig ontstaan, op de koop toe worden genomen. Men heeft zelfs de neiging om afvalstoffen, die in droge toestand ter beschikking komen, aan het water toe te vertrouwen. Als voorbeeld hiervan zijn te noemen de gewoonte van grote stadbewoners om de grachten als transportmiddel voor het huisvuil te gebruiken, de invoering van keukenmolens in de huishouding, de natte afvoer van papiermolens voor de vernietiging van spaarbonden e.d.

De afvalstoffen van de menselijke samenleving, die met behulp van water worden afgevoerd, vormen een niet te stuiten stroom van afvalwater.

Om deze afvalstroom te beteugelen komt de techniek van de afvalwaterzuivering moeder natuur te hulp, waarbij dankbaar gebruik wordt gemaakt van de processen die moeder natuur zelve toepast.

Deze techniek omvat o.a. de verwijdering van de niet opgeloste afvalstoffen

uit het transportmiddel water. Hiertoe wordt als eerste fase de hoeveelheid water van de niet opgeloste afvalstoffen verminderd door concentrering van die afvalstoffen middels bezinking. Het nuttig effect van de concentrering bedraagt 99% ten aanzien van de verwijdering van het water. De niet opgeloste afvalstoffen bevinden zich nu derhalve in 1% van het oorspronkelijke volume en deze concentratie wordt aangeduid met de term „slib”. Afhankelijk van de oorsprong van de afvalstoffen spreekt men van huishoudelijk of industrieel slib, waarbij vaak een mengsel van beide zal ontstaan. Ter onderscheiding in de verschillende handelingsstadia van het slib, noemt men het slib van de eerste concentrering (bezinking) vers slib.

Het verse slib bestaat nog grotendeels uit water, nl. voor circa 96%, en kan als zodanig, mede gezien de grote hoeveelheid bij de huidige bevolkingsdichtheid, niet worden afgevoerd voor wederopname in de kringloop van de stof als nuttige meststof. Een verdere verwerking van het slib echter kan tot genoemde doelstelling leiden, hoewel door technische of andere oorzaken een andere wijze van seponeren vaak noodzakelijk zal zijn.

De hoeveelheid afvalstoffen, c.q. slib die de samenleving produceert is enorm. Zo voert bijv. de Rijn jaarlijks een hoeveelheid bezinkbaar materiaal af, die in steekvaste vorm het gebied van een stad als Amsterdam met een laag van vijf meter zou kunnen bedekken.

Iets minder spectaculair lijkt de hoeveelheid slib afkomstig van één in-

*) 2e Vakantie cursus in behandeling van afvalwater, gehouden door de Afdeling der Weg- en Waterbouwkunde van de T.H. Delft, op 30 en 31 maart 1967. Les no. 1.

woner. Hiervoor wordt meestal 54 gram per inwoner per dag aangenomen met een volume van ca 1 liter.

Bij behandeling van het afvalwater op een rioolwaterzuiveringsinstallatie zullen de afvalstoffen, die bij de afscheiding van het slib in de waterfase blijven, in de daaropvolgende biologische zuivering gedeeltelijk overgaan in een secundaire slibfase. Afhankelijk van de aard en de intensivering van de biologische zuivering zal meer of minder secundair slib worden gevormd. Gemiddeld kan men aannemen een hoeveelheid van 25 à 30 gram per inwoner met een volume van circa 1 liter.

Bij volledige zuivering van huishoudelijk afvalwater wordt derhalve aan primair en secundair slib tezamen per inwoner per dag circa 80 gram met een volume van circa 2 liter gevormd. In vergelijking tot de genoemde afvoer van de Rijn bedraagt deze hoeveelheid slib voor een stad als Amsterdam slechts een geringe hoeveelheid, nl. een laagdikte per jaar van ca 1 cm.

In de dagelijkse praktijk van de afvalwaterbehandeling zijn de verkregen hoeveelheden vers slib in m³ gezien echter toch zo groot, dat elke behandeling van dit verse slib mede gebaseerd moet zijn op volume vermindering. Het grote volume van dit slib wordt veroorzaakt door het grote watergehalte, dat in het algemeen zoals gezegd gesteld kan worden op 96%.

De bewerking van dit slib op de rioolwaterzuiveringsinstallaties is noodzakelijk in verband met de volgende eigenschappen van dit slib:

a. het verse slib is zeer infectueus en bevat grote hoeveelheden pathogene darmbacteriën, bovendien worden allerlei worm-eieren door het bezinkingsprocédé in dit slib geconcentreerd;

b. het verse slib heeft een onaangename typerende geur;

c. het verse slib gaat gemakkelijk over in een zgn. zure gisting, waarbij zeer onwelriekende producten ontstaan;

d. het verse slib is moeilijk op natuurlijke wijze te drogen;

e. het verse slib geeft bij opslag aanleiding tot een hinderlijke vliegenvlaag.

De bewerking van het verse slib is tot nu toe hoofdzakelijk gericht geweest op het produceren van een zgn. stabiel eindproduct. Men spreekt in dit verband dan ook wel over stabilisatie van het slib. Hiermede wordt bedoeld het produceren van een product, dat de

bovengenoemde negatieve eigenschappen mist waarbij de nadruk wordt gelegd op het wegnemen van het vermogen tot zure gisting.

De gebruikelijke methode voor slibstabilisatie was tot voor kort het procédé van de anaërobe slibgisting.

Bij dit bacteriologische proces wordt een groot deel van de organische stof van het slib vergist tot zgn. rioolgas. Er zijn maar weinig natuurlijke organische stoffen, die niet vergist kunnen worden. Bij de anaërobe slibgisting kan men twee fasen onderscheiden, nl. de zure en de alkalische fase. In de eerste fase worden organische verbindingen omgezet tot vetzuren en alcoholen en in de tweede fase worden de laatste verder afgebroken tot methaan en koolzuur.

De methaanproductie verloopt bij temperaturen tussen 10 en 37 graden Celsius door middel van zgn. mesofiele methaanbacteriën, terwijl bij ongeveer 30° C de productie maximaal is. Methaanvorming bij hogere temperaturen is ook mogelijk, nl. door middel van zgn. thermofiele bacteriën, met een optimum bij 55° C. Een nadeel van de thermofiele gisting is de productie van onaangenaam riekende stoffen. Voorts is zij veel gevoeliger voor toxische stoffen, zodat een goede gisting bij slib, dat een groot percentage industriële stoffen bevat, vaak niet mogelijk is. Methaanbacteriën kunnen zich goed ontwikkelen in slib met een watergehalte tot ca 90%. Bij een watergehalte van minder dan 70% houdt de gasvorming, ook bij 30° C bijna geheel op.

Hoewel minder dan de thermofiele, zijn ook de mesofiele methaanbacteriën ten aanzien van verschillende metaalzouten gevoelig. Deze metaalzouten komen juist vaak in het slib terecht en kunnen daarin tot hoge concentratie geaccumuleerd worden. Hierbij wordt speciaal gedacht aan de afval van galvanische bedrijven. Door de in het slib geconcentreerde giftige stoffen kan het slibgistingsproces aanzienlijk langzamer gaan verlopen of zelfs geheel stoppen.

Zonder verder op de details van het slibgistingsproces in te gaan kan gesteld worden, dat met een goed verloopende alkalische slibgisting een eindproduct verkregen wordt, dat in tegenstelling tot het uitgangproduct de volgende eigenschappen heeft:

a. het uitgeste slib is aanzienlijk minder infectueus (aan het eind van deze beschouwing wordt hier nog nader op ingegaan);

b. het uitgeste slib heeft geen onaangename reuk, maar ruikt ietwat teerachtig;

c. het uitgeste slib is bacteriologisch gezien al een heel eind uitgewerkt en gaat bij opslag niet meer over in een stinkende zure gisting;

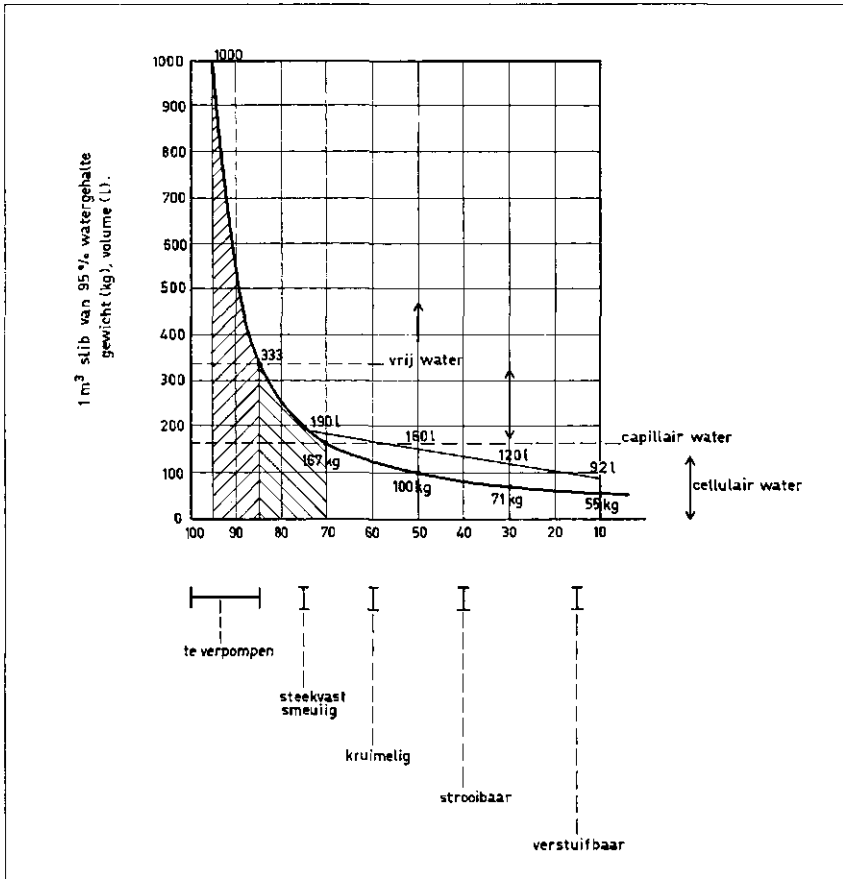
d. het uitgeste slib is qua volume t.a.v. het verse slib tot ongeveer de helft gereduceerd en zal in sommige gevallen beter droogbaar zijn dan het uitgangproduct;

e. het uitgeste slib geeft bij opslag weinig aanleiding tot overlast van vliegen.

Naast de besproken methode van slibstabilisatie door middel van anaërobe slibgisting is de laatste tijd een zgn. aërobe slibstabilisatie ontwikkeld. Bij deze methodiek vindt een afbraak plaats van de organische stof van het slib door middel van micro-organismen, die luchtzuurstof behoeven voor hun levensprocessen. Zowel bij de anaërobe als de aërobe slibstabilisatie worden de in het slib aanwezige organische stoffen door micro-organismen afgebroken, waardoor wordt voorzien in de energiebehoefte van deze micro-organismen en/of waarbij nieuwe celbestanddelen worden opgebouwd. Bij de aërobe processen worden als eindproducten energie-arme minerale stoffen gevormd, zoals water, koolzuur en nitraat. Is geen zuurstof aanwezig, dan ontstaan naast koolzuur nog energiehoudende eindproducten, zoals methaan en waterstof, die als brandbare gassen tenslotte fysisch kunnen worden omgezet in de vuurhaard tot koolzuur en water.

Bij beide bacteriële processen worden dus energierijke organische stoffen overgevoerd in energie-arme anorganische stoffen, zoals water, nitraat en koolzuur.

De opbouw van de bacterie-cel verloopt bij beide processen overeenkomstig, d.w.z. in beide gevallen worden al naar gelang het aanbod van voedsel meer of minder grote hoeveelheden nieuwe celbestanddelen gevormd en reserve stoffen in de cellen opgeslagen. Als het voedselaanbod te gering is, worden deze reservestoffen aangesproken. En tenslotte kan bij voedseltekort de celsubstantie, dus de bacteriën zelf, verademd worden voor energievoorziening van de langst overblijvende. In dit laatste geval gaan de bacteriën in het slib derhalve door voedselgebrek dood, waarbij de celbestanddelen dan gebruikt kunnen worden door de nog levende bacteriën. In deze fase spreekt



Afb. 1 - Gewicht- en volumevermindering van 1 m³ uitgegist slib met 95% watergehalte door afname van het watergehalte.

men dan over de endogene ademhaling.

Als men dit proces ongestoord verder laat verlopen zal het pas tot stilstand komen als naast de oorspronkelijk in het verse slib aanwezige minerale en niet afbreekbare stoffen alleen nog de inerte bestanddelen van de bacteriën d.w.z. de celwandbestanddelen aanwezig zijn. Daarbij speelt het geen rol of het stofwisselingsproces met luchtzuurstof, aërobe-stabilisatie, of bij luchtafsluiting, anaërobe gisting, verloopt. Bij de anaërobe-slibgisting laat men het proces echter niet geheel tot het einde toe aflopen, maar breekt het na het bereiken van de zgn. technische grens af, d.w.z. wanneer de eigenschappen van het slib zover veranderd zijn, dat een groot deel van het water verhoudingsgewijze gemakkelijk afgegeven wordt en het relatief gemakkelijk afbreekbare deel van de organische stoffen zover is afgebroken, dat het slib niet meer in stinkende zure gisting overgaat. Op dezelfde wijze zal men de aërobe slibbehandeling niet tot het einde van de grondademhaling laten voortgaan maar het slib dan als ge-

stabiliseerd beschouwen, wanneer alle gemakkelijk afbreekbare organische stoffen van het slib en de in de bacteriën opgeslagen reserve stoffen evenals een deel van de bacteriemassa zèlf in minerale eindproducten omgezet zijn.

Een technische uitwerking van de slibstabilisatie valt buiten het te behandelen onderwerp.

Als resultaat kan bij de aërobe-stabilisatie gewezen worden op bepaalde eigenschappen van het eindproduct en wel in het bijzonder de relatief goede droogbaarheid (filtreerbaarheid). Indien men hiervan gebruik kan maken om het slib „snel” te drogen, dan zullen eventuele anaërobe volgreacties uitblijven en is het slib dus voldoende stabiel.

Het snelle drogen lijkt primair, aangezien experimenteel gebleken is dat het aëroob gemineraliseerde slib van een oxydatie-sloot b.v. nog vrij veel gas levert bij een opvolgende anaërobe gisting.

Het gestabiliseerde slib zal in het algemeen verder ontwaterd moeten worden

voordat het op enigerlei wijze afgevoerd kan worden.

In het geval van anaërobe slibgisting kan men stellen, dat het volume van het uitgegiste eindproduct ongeveer de helft bedraagt van het volume van het verse slib terwijl het drogestofgehalte ongeveer 5% is.

Met uitzondering van het gebruik van nat slib voor bemestingsdoeleinden en de afvoer naar zee, zijn alle andere verwerkingsmethoden er op gericht, de waterballast zo gering mogelijk te maken.

Deze verwerkingsmethoden beogen een verregaande volumevermindering en toestandsverandering van het slib.

Slibben met een watergehalte van 85% en meer kunnen in het algemeen worden verpompt; bij een watergehalte van circa 75-70% zijn ze steekvast (afb. 1). Deze steekvaste massa heeft een brei-achtige, smeerbare consistentie. Bij ongeveer 65-60% watergehalte wordt het slib kruimelig van structuur. Bij een nog verdere vermindering van het watergehalte (40-35%) wordt het slib strooibaar en tenslotte verstuifbaar bij $\leq 15-10\%$ watergehalte.

De mogelijkheden tot wateronttrekking hangen samen met de fysische en fysisch-chemische eigenschappen van het slib. Deze eigenschappen worden bepaald door de wijze waarop het water wordt vastgehouden en hangen voorts af van de aard van de slibsubstantie.

In het algemeen kan gesteld worden, dat het watergehalte van een slib groter is, naarmate de slibdeeltjes fijner zijn en het gehalte aan organische stof hoger.

Om een juist inzicht te verkrijgen in de ontwaterbaarheid van een slib, moet men derhalve op de hoogte zijn van de bindingskrachten, die werkzaam zijn tussen het water en de slibdeeltjes. Men kan hiertoe het water indelen in enkele groepen, nl.:

- I vrij water
- II colloïdaal gebonden water
- III capillair gebonden water
- IV cellulair gebonden water

I. Het vrije water heeft geen directe binding met de vaste stof. Het vult de ruimten op tussen de grotere en kleinere slibdeeltjes. Voor de verwijdering van dit vrije water is derhalve de minste kracht en energie nodig. Voor de scheiding is de natuurlijke zwaartekracht door middel van zgn. indikking voldoende.

Van huishoudelijk uitgegist slib met een watergehalte van 95% maakt het

vrije water ongeveer 70% uit. Dit resulteert na verwijdering van dit vrije water in een slib met een watergehalte van ca 85%.

II. Om het begrip colloïdaal gebonden water te begrijpen, moet eerst enigszins ingegaan worden op de theorie van de colloïden. Wanneer een stof zich in een zeer fijne verdeling te midden van een andere bevindt, spreekt men van een dispers stelsel. De disperse fase is dan gedispergeerd in het dispersiemiddel. Is er sprake van een betrekkelijke grove verdeling, dan heeft men een grof-dispers stelsel. Is de disperse fase daarvan een vaste stof, dan spreekt men van een suspensie, is zij vloeibaar, dan heeft men met een emulsie te doen. Wanneer de dispersiegraad zeer groot, de verdeling dus uiterst fijn is en zelfs gaat tot de grens van het bereikbare, d.i. de verdeling in moleculen, dan heeft men een moleculair dispers stelsel, of wel een gewone oplossing. Alles wat tussen deze beide verdelingsgraden in ligt, wordt colloïd-dispers of colloïd genoemd. Overgangsgebieden tussen genoemde stelsels komen uiteraard voor.

De verschijnselen, die samenhangen met het begrip colloïd zijn nu terug te voeren op hetgeen zich afspeelt in de grenslaag van de disperse fase en het dispersiemiddel. Tussen moleculen onderling bestaat een aantrekkende kracht, die op zeer kleine afstand werkzaam is, de zgn. v. d. Waals-kracht. Stelt men zich een molecuul voor als een rond bolletje, dan zijn deze krachten rondom werkzaam. In een grenslaag worden deze krachten niet geheel gecompenseerd door de aangrenzende eigen moleculen, zodat een resulterende kracht overblijft. Deze kracht kan naar binnen of naar buiten gericht zijn, in afhankelijkheid van de aard van de elkaar grenzende media. Het aanéén groeien van kleine tot grote deeltjes (uitvlokken), wordt hierdoor verklaard.

Het bevochtigen van glas door water — capillaire opstijging — wordt veroorzaakt door deze moleculaire krachten.

Voorts is de zgn adsorptie — hieronder verstaat men elke verandering van een concentratie aan een grensvlak — terug te voeren op de moleculaire krachten in de grenslaag. Adsorptie is dus een verschijnsel, dat des te meer betekenis krijgt, naarmate het oppervlak van een stof groter wordt. En dit gebeurt nu juist, naarmate een stof fijner wordt verdeeld. Door de kleine afmetingen van colloïdale deel-

tjes is het totaal oppervlak van een dergelijk systeem buitengewoon groot en is b.v. de waterhoeveelheid, die door de grenslaag-krachten aan colloïdale deeltjes wordt gebonden dus ook groot.

Behalve de adsorptie door moleculaire aantrekkende onderscheidt men ook die door elektrische aantrekkende. Een vaste wand adsorbeert b.v. ionen uit een waterige oplossing volgens het principe der moleculaire aantrekkende. Maar bovendien gaat de eventuele eigen lading van de wand of het partikel een rol spelen. Bij de colloïden worden bij voorkeur de eigen ionen uit de waterige fase aangetrokken. IJzerhydroxyde zal b.v. door de positieve lading van het ijzer negatief geladen OH^- -ionen sterk aantrekken en positief geladen H^+ -ionen afstoten. Dit geeft in de grenslaag een hogere concentratie aan OH^- -ionen dan in het water zelf. Deze grenslaagconcentratie neemt naar de waterzijde geleidelijk af. De grenslaag is elektrisch gezien dus een elektrische dubbellaag. De colloïdale deeltjes krijgen door de ionenadsorptie derhalve een bepaalde lading, waardoor zij elkaar wederzijds afstoten. Terwijl de kleine partikeltjes zich onder invloed van de moleculaire krachten zouden willen verenigen, stoten zij elkaar af door de gelijknamige lading van de elektrische dubbellaag. Samenvloeking treedt pas op als deze dubbellaag wordt verstoord. Dit kan gebeuren door aan de colloïdale oplossing tegengesteld geladen ionen toe te voegen, waarbij de werking effectiever zal zijn bij meerwaardige tegengesteld geladen ionen. Deze tegengesteld geladen ionen zullen de afstotende elektrische kracht voldoende onderdrukken, om de moleculaire aantrekkende kracht te doen overheersen. Naarmate de botsingskansen van de colloïdale deeltjes groter worden, b.v. door zacht roeren, zullen de deeltjes sneller samengroeien. Door toevoeging van een overmaat van het uitvlokkend ion, kan dit op zijn beurt worden geadsorbeerd, waardoor de colloïdale deeltjes niet samengroeien, maar als zodanig blijven bestaan door de nu gewijzigde elektrische lading.

Op grond van hun eigenschappen worden de colloïden onderscheiden in hydrophobe en hydrophiele colloïden (waterafstotend en wateraantrekkend). Speciaal de hydrophiele colloïden komen veel voor als afvalstoffen in huishoudelijk afvalwater. Allerlei organische stoffen zijn er onder te rangschikken. Een kenmerk van de hydrophiele colloïden is, dat de deeltjes veel

groter zijn dan op grond van hun chemische formulering te verwachten zou zijn. Dit wordt veroorzaakt door een relatief grote geadsorbeerde waterlaag. De viscositeit van een dergelijk stelsel is veel groter dan die van het medium. Een dergelijke hoog visceuse hydrophiele colloïdale oplossing wordt aangeduid met de naam: gel. Door de watermantel zijn de colloïden extra stabiel. Uitvlokken met electrolyten is dan ook minder effectief. Onder de hydrophiele colloïden komen zgn. amfotere deeltjes voor. Deze zijn gekenmerkt door het vóórkomen van zowel een zuur-reagerende als alkalisch reagerende groep in het organische molecuul (COOH en NH_2). In water zijn deze groepen geïoniseerd, waardoor het molecuul zowel een positieve als een negatieve elektrische lading heeft. Welke lading overweegt wordt bepaald door de zuurgraad van het milieu. Bij de pH, waarbij beide ladingen gelijk zijn, het iso-electrische punt, gedraagt het molecuul zich neutraal. Vele amfotere colloïden vlokken uit bij hun iso-electrisch punt. Zowel de elektrische lading als de watermantel zijn bij dit iso-electrische punt minimaal. Door het verschil in dissociatiegraad van de zure en de alkalische groep in het molecuul zal het iso-electrische punt in het algemeen liggen bij een pH-waarde kleiner dan 7.

Het iso-electrische punt van colloïden in afvalwater, dat door een grote verdunning met gedestilleerd water een laag gehalte had aan zouten, lag bij een bepaald onderzoek bij pH 4,6. Door toevoeging van keukenzout liep deze waarde op tot 8,3. In gewoon huishoudelijk afvalwater met een electrolyt-gehalte overeenkomend met een 0,17% keukenzoutoplossing, ligt het iso-electrische punt bij een pH van ongeveer 6,5.

De afvalwatercolloïden zijn bij de normaal voorkomende pH-waarde van 7-7,2 dus negatief geladen.

De relatief grote watermantel bij de hydrophiele colloïden wordt ook verklaard door een samenspel van elektrische krachten. Op het oppervlak van deze colloïden bevinden zich in grote getale dipolen. Hiermede bedoelt men twee gelijke en tegengestelde ladingen op zeer korte afstand van elkaar. Deze dipolen worden gevormd door de zure en alkalische groepen in de moleculen. Deze reageren met elkaar onder afsplitsing van water, waardoor zij het karakter krijgen van een dipool. Ook het watermolecuul zelf vormt een dipool. De electronen in het water-

molecuul vertoeven meer in de nabijheid van de zuurstofkern dan van de waterstofkernen. Het gevolg is, dat er in het molecuul twee positieve ladingspunten en één negatief ladingspunt vallen te onderscheiden. In het watermolecuul zijn er dus twee zulke dipolen. Komt dit molecuul in de nabijheid van een geladen deeltje, dan zal het zich, naar gelang dit deeltje positief of negatief is, met zijn negatieve ladingspunt dan wel met één der positieve punten naar het deeltje richten en daardoor worden aangetrokken. Op dergelijke wijze binden ook de deeltjes in de hydrophiele colloïden water.

De watermantel van de hydrophiele colloïden wordt ook aangetast door het toevoegen van electrolyten. Deze binden immers zelf door hun dipoolkarakter de watermoleculen en treden als zodanig in strijd met de hydrophiele colloïden om het waterbezit. Als deze strijd in het nadeel van de colloïden wordt beslist, vlokken zij uit omdat er niet meer voldoende water is om het colloïd in oplossing te houden. Colloïden kunnen behalve door zouten ook worden uitgevlokt door colloïden met tegengestelde lading.

Voorts kunnen hydrophiele colloïden andere colloïden tegen uitvlokken beschermen (schutcolloïd).

Uitvlokking (coagulatie) is tevens mogelijk door temperatuurverandering. De thermische uitvlokking kan zowel door een verhoging van de temperatuur (uitkoken) als door een verlaging van de temperatuur (uitvriezen) worden bewerkstelligd. Uitvlokking door bevriezing kan wellicht verklaard worden door een toename van de electrolyten in de disperse fase en door het samendrukken van de deeltjes door de zich vormende ijskristallen.

De afstotende krachten van de colloïden laten zich tot op zekere hoogte ook door mechanische krachten overwinnen, b.v. door het drukverschil bij vacuum filters of persen. Coagulatie door de inwerking van elektrische stroom ontstaat bij de electrolyse van een colloïdale oplossing hetzij door inwerking van de electrolyseproducten. Alle coagulatie methoden zijn derhalve terug te voeren op de afscheiding van het colloïdaal gebonden water door toevoer van energie.

Met deze uiteenzetting van het begrip colloïd in samenhang met het gebonden water is een poging gedaan een summier inzicht te geven in de achtergrond van de moeilijke ontwaterbaarheid van slib ten gevolge van het grote

gehalte aan colloïdale organische stoffen.

III. Als derde groep van gebonden water is te noemen het capillair gebonden water. Hieronder verstaat men in het algemeen het water, dat de tussen de vaste stofdeeltjes aanwezige capillaire kanalen opvult. Dit water wordt door capillaire krachten gebonden. Het verschijnsel is terug te voeren op de capillaire stijghoogte. Wordt b.v. een schone glasbuis van geringe doorsnede gedeeltelijk in water gedompeld, dan zal het water in deze buis opstijgen. Het glas wordt bevochtigd, door de moleculaire aantrekking en het wateroppervlak wordt door de oppervlaktespanning zo klein mogelijk. Hierdoor stijgt het water in de glasbuis omhoog, waarbij de meniscus een holle vorm aanneemt. De naar boven gerichte kracht wordt tegengewerkt door het gewicht van de vloeistofkolom. In de evenwichtstoestand is de capillaire stijghoogte omgekeerd evenredig met de doorsnede van de capillair.

In de grenslaag vaste stof-vloeistof kan men 2 krachtenvelden onderscheiden, nl. de door de vaste stof (glaswand) op de vloeistof uitgeoefende kracht, de adhaesie, en de door de vloeistofmoleculen op de wand uitgeoefende kracht, de cohaesie. Al naar gelang één van beide overheerst, zal de vloeistofspiegel onder een verschillende hoek staan op de glaswand.

Het volgende staatje geeft dit verband weer:

Randhoek ϑ	Verhouding van de adhaesie en cohaesie krachten	Vloeistofspiegel gezien van de luchtzijde
0°	alleen adhaesie	sterk concaaf
$0^\circ < \vartheta < 90^\circ$	adhaesie > cohaesie	concaaf
90°	adhaesie = cohaesie	geen kromming
$90^\circ < \vartheta < 180^\circ$	adhaesie < cohaesie	convex
180°	alleen cohaesie	sterk convex

De moleculaire krachten, die tot uiting komen in de beschouwde randhoek ϑ kunnen worden opgeheven door een druk uit te oefenen loodrecht op het vloeistofoppervlak. Deze druk wordt de capillaire druk genoemd en is volgens Laplace evenredig met de statische oppervlaktespanning van de vloeistoffen en met de som van de reciproke waarden van de stralen van de vloeistofoppervlakken in de capillair.

$$p = \sigma \left(\frac{1}{R_1} + \frac{1}{R_2} \right)$$

Een vlakke vloeistofspiegel ($\vartheta = 90^\circ$) heeft derhalve geen capillaire druk, $\vartheta > 90^\circ$ geeft een overdruk en $\vartheta < 90^\circ$ een onderdruk.

Voor een vloeistofstroming door een capillaire buis geldt de formule van Hagen - Poisseuille:

$$Q_k = \frac{\pi r_k^4 \cdot \Delta p \cdot t}{8 \cdot \eta \cdot l_k} = q_k \cdot t$$

- r_k = radius van de capillair (cm)
 Δp = werkzaam drukverschil (dyne/cm²)
 η = viscositeit van de vloeistof in poise (dync s/cm² = g/cm s)
 l_k = lengte van de capillair (cm)
 t = tijdsduur
 q_k = doorstroomhoeveelheid per tijdseenheid (cm³/s)

Voor de ontwateringsfase geldt de vergelijking van Laplace voor de capillaire stijghoogte:

$$h_s = \frac{2 \cdot \sigma_{FL} \cdot \cos \vartheta}{Y_F \cdot g \cdot r_k}$$

- h_s = capillaire stijghoogte (cm)
 σ_{FL} = oppervlakte spanning van de vloeistof (dyn/cm = g/sec²)
 ϑ = randhoek van de bevochtiging ($^\circ$)
 Y_F = s.g. van de vloeistof (g/cm³)
 g = de versnelling van de zwaartekracht (cm/s²)
 r_k = radius (cm)

Om de vloeistof uit een capillair te

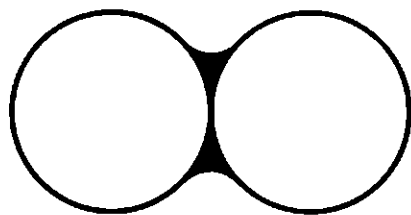
drukken ($h'_s = 0$) heeft men een drukverschil nodig van:

$$\Delta p = \frac{2 \sigma_{FL} \cdot \cos \vartheta}{980.665 \cdot r_k} \text{ (at)}$$

(1 at = 980.665 dyn/cm²)

Behalve voor de vloeistof in de capillaire kanalen is de theorie van de capillaire drukken ook toepasbaar op de vloeistof, die zich bevindt in de aanrakingsvlakken van de vaste stof, waar deze een hoek vormen. Een voor-

beeld hiervan is b.v. de ruimtelijke hoek, die gevormd wordt als 2 bolvormige deeltjes tegen elkaar liggen. Ook hierbij ontstaat in de vloeistof een capillaire druk (afb. 2).



Afb. 2 - Capillaire vloeistof in de ruimtelijke hoeken tussen bolvormige deeltjes.

Mathematisch is af te leiden, dat deze capillaire druk verband houdt met de korrelgrootte. Het mathematisch verband is bevestigd door Batel met het ontwateren van steenkoolgruis met uniforme korrelgrootte door middel van centrifugale werking. Hierbij bleek in overeenstemming met de theorie dat, om tot eenzelfde vochtigheidsgehalte te kunnen ontwateren, bij verschillende korrelgrootte een centrifugale veldsterkte nodig was met een zodanige grootte, dat het product van de veldsterkte en het kwadraat van de diameter van de korrels constant was ($z d^2 = \text{constant}$).

Verband tussen de capillaire kracht en de korrelgrootte volgens Batel:

korrelgrootte d (mm)	centrifugale versnelling z	eindvochtigheid %	factor z.d ²
1,50	110	5,0	247
1,20	170	5,2	244
0,90	300	5,1	243
0,75	440	4,9	246
0,50	1000	5,2	250
0,35	2020	5,1	248
0,25	4000	5,3	250

Brengt men deze resultaten over op afvalwaterslib met een korrelgrootte van 0,05 mm, dan zou voor de ontwatering tot 5% een centrifugale versnelling van 100.000 nodig zijn.

De theorie van de capillaire drukken is voorts toepasbaar op het zgn. adsorptiewater. Hieronder verstaat men het water dat door de moleculaire oppervlakte krachten wordt vastgehouden. De laagdikte van het adsorptiewater bedraagt ongeveer 0,1-1 mu. Qua hoeveelheid is het adsorptie water niet zo belangrijk.

Volgens Batel heeft een kogelvormige opeenstapeling met het specifieke gewicht 1 bij een adsorptieve vloeistof-

laag van 1 mu het volgende watergehalte:

d	water % v. d. droge stof
0,001 mm	0,6
0,0001 mm	6,0

Afvalwaterslib bevat slechts geringe hoeveelheden van deeltjes met een $d < 1$ mu.

Met de adsorptie laag is het krachtenveld van de aan het oppervlak gelegen moleculen nog niet geheel verzadigd. Het overblijvende krachtenveld zal met toenemende afstand echter nog slechts zwak zijn. Het door dit krachtenveld vastgehouden water noemt men het adhaesiewater.

Poreuse stoffen en stoffen met een ruw oppervlak zullen door hun grotere specifiek oppervlak meer adhaesie water binden dan stoffen met een compacte structuur.

IV. Als laatste indeling van waterbinding is het cellulair gebonden water te noemen. Hieronder verstaat men de celvloeistof zelve, maar ook het door de celwanden ingesloten water, dat niet in vrije verbinding staat met de andere tussenruimten. Voor een verwijdering van dit water is een verstoring van de celwand nodig. Dit is langs mechanische weg praktisch niet mogelijk. Wel thermisch door verhitten of bevriezen of biologisch door aërobe of anaërobe afbraak.

Op grond van de behandelde waterbindingen kan nu een indeling worden gegeven in volgorde van toenemende bindingsenergie.

Aard en binding van het slibwater	hoeveelheid water in uitgestijpt huishoudelijk slib met 95% watergehalte
vrij water	70%
adhaesie en capillair water	22%
adsorptie en cellulair water	8%

Om het slibwater af te scheiden, moeten de bindingskrachten worden overwonnen. Het ontwateringsprobleem is dus een energieprobleem.

Thermische krachten, b.v. drogen door verwarmen, zijn altijd in staat, het slibwater te verwijderen. Dit gaat echter met hoge kosten gepaard. De minste kracht en energie is nodig voor de verwijdering van het vrije water, daar geen binding met de vaste stof bestaat (indikking). Voor de afscheiding van het capillaire en adhaesie water zijn hogewaardige mechanische krachten nodig, zoals b.v. met vacuumfilters of centrifuges.

Praktisch zijn er derhalve drie mogelijkheden te onderscheiden om het slib te ontwateren, nl. indikken onder invloed van de natuurlijke zwaartekracht; ontwateren met behulp van hogewaardige mechanische krachten en drogen met gebruikmaking van thermische energie.

Om een op de praktijk gericht inzicht te verkrijgen in de verschillende waterbindingen en in de procentuele waterhoeveelheden bij de verschillende waterbindingen, kan men b.v. slib ontwateren door verdamping aan de lucht. De daarbij geproduceerde verdampingscurve geeft het gevraagde inzicht. Alvorens op deze verdampingscurve in te gaan, eerst iets over de verdamping zelf.

Onder verdamping verstaat men de stofwisseling door dispersie van een vloeistof in een gas. Ieder lichaam is samengesteld uit een groot aantal moleculen, die door de snelheid van hun beweging de lichaamstemperatuur bepalen. De moleculen trekken elkaar aan met een kracht, die omgekeerd evenredig is met het kwadraat van de afstand en recht evenredig met het product van de massagewichten. Daarom werkt op de moleculen, die zich direct aan het wateroppervlak bevinden een aantrekkingskracht naar beneden, waar de dichtheid van de moleculen veel groter is dan in de lucht. Om in de lucht te kunnen geraken moeten de moleculen de naar beneden gerichte krachten overwinnen. Alleen moleculen met een grotere energie d.w.z. een hogere temperatuur kunnen het water

verlaten. Daardoor is de verdamping een afkoelingsproces, omdat door verlies van moleculen met de grootste energie de gemiddelde temperatuur van het water lager wordt. De stof- en warmte-uitwisseling volgt ook in de richting lucht-water. Het netto-verschil is de verdamping. De verdampingsintensiteit is alleen van het wateroppervlak in de grenslaag afhankelijk. De grootte van deze grenslaag, waarin zich het mengsel damp-lucht bevindt hangt af van de luchtbeweging. Als maatstaf voor de luchtverzadiging wordt de relatieve luchtvochtigheid gebruikt, die een functie is van de baro-

meterdruk, de luchttemperatuur en de dampconcentratie. Wanneer de relatieve luchtvochtigheid in een isothermale grenslaag 100% is geworden is geen verdamping meer mogelijk. Het moleculaire gewicht van lucht bedraagt 29, dat van water 18 d.w.z. vochtige lucht is lichter dan gedroogde lucht. Daarom is boven een verdampingsoppervlak altijd vrije confectie aanwezig. Naast de dampbeweging, die door een concentratieverschil van de moleculen wordt veroorzaakt de zgn. concentratie-diffusie is er op overeenkomstige wijze een dampbeweging onder de invloed van een temperatuurverschil of een temperatuurgradiënt in de luchtgrenslaag.

De temperatuurgradiënt veroorzaakt de zgn. moleculaire beweging of thermodiffusie in de richting van de warmtestroom van een warme naar een koude plaats. Bij een luchtdampmengsel beweegt het zware gas (de lucht) zich in de richting van de warmtestroom. De damp daarentegen tegengesteld. Wanneer de temperatuur van de lucht hoger is dan die van het water, zal de thermodiffusie de concentratie-diffusie versterken. Bij een omgekeerde temperatuurverhouding wordt de concentratie-diffusie vermindert.

Voor de verdampingsintensiteit geldt de formule van Dalton, nl.

$$I_w = K(P_w - P_d),$$

waarin P_w de verzadigingsdampdruk bij de oppervlaktetemperatuur van het water en P_d de partiële druk van de damp in de omgevende lucht.

In de praktijk zal men echter ook te maken hebben met verdamping door warmtetoever door straling bijvoorbeeld, waarbij de kleur van de vloeistof en de spiegeling van invloed zijn. Verder is van invloed de barometerdruk. Onder natuurlijke omstandigheden is het moeilijk alle verschillende factoren in één formule voor de verdampingsintensiteit samen te vatten. Men zal daarom altijd gedwongen zijn de verdamping onder natuurlijke omstandigheden te bepalen, waarbij de gebruikte apparatuur gestandaardiseerd moet zijn.

Op grond van de talrijke wisselende factoren, die bij de verdamping van invloed zijn, is het wellicht begrijpelijk, dat sommige experimenten over de verdamping van het in slib aanwezige water andere uitkomsten gaven dan de overeenkomstige experimenten van andere onderzoekers. Zo heeft Lundsgaard in 1951 gepoogd een betrekking te vinden tussen de gewichtsafname van slib door verdamping en de ver-

damping aan een vrij wateroppervlak. Hij vond, dat de verdampingsintensiteit van het water in slib bij bepaalde windsnelheden 30% van de verdampingsintensiteit van zuiver water zou bedragen.

Vater vergeleek in 1956 de droging van slib door verdamping met de verdamping van leidingwater met behulp van petriscalen. Hij trok de conclusie, dat in dezelfde tijd dezelfde waterhoeveelheden verdampen.

In 1961 maakte Swanwick overeenkomstige resultaten als Vater vond, bekend. Swanwick vond voorts, dat de drogingsintensiteit van vers- en uitgedist slib langzaam afneemt en wel in dezelfde mate, waarin zich het karakter van het sliboppervlak wijzigt van vloeibaar naar vast. Aanvankelijk dus vergelijkbaar met het oppervlak van water.

Coackley onderzocht in 1962 de drogingsintensiteit van slib bij afnemend watergehalte. Hij droogde 1 cm dikke slibmonsters in schalen bij constante luchtverhoudingen in een droogkamer. Hij vond daarbij, dat de drogingsintensiteit constant blijft tot een bepaald watergehalte. Na het bereiken van dit zgn. eerste kritische punt (afb. 3) vermindert de drogingsintensiteit plotseling en neemt dan lineair af tot het zgn. tweede kritische punt. Daarna gaat de lijn over in een curve die convex is ten opzichte van de ordinaat. De verdamping houdt tenslotte op voordat al het water is verdwenen. Het eerste kritische watergehalte lag tussen 63,5 en 77% en het tweede tussen 37,5 en 55,5%. Coackley vond voorts, dat de droging van slib met

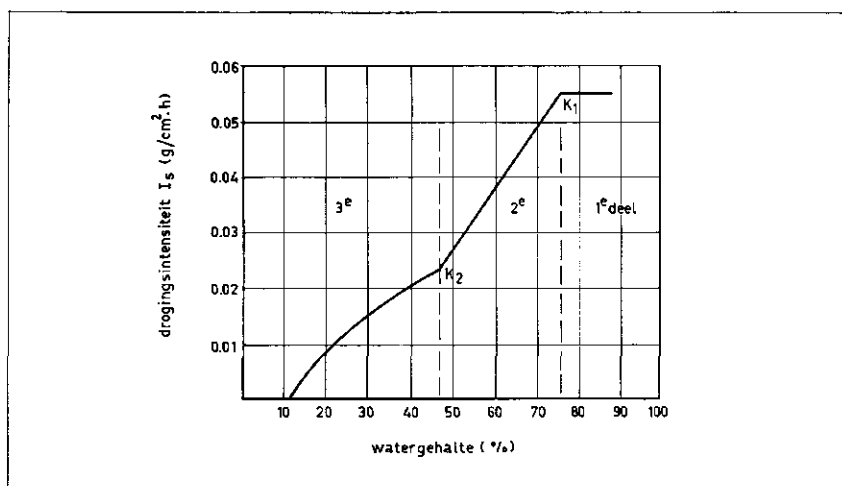
grotere vlokken sneller verliep dan bij kleinere vlokken. De onderlinge verschillen waren echter gering.

Het verloop van de verdampingscurve is te verklaren met de verschillende waterbindingen in de verschillende verdampingsfasen. In het eerste horizontale deel van de curve verdampt water, dat geen bijzondere binding heeft. De dampdruk is derhalve constant. In de volgende fasen wordt het water op verschillende wijzen gebonden, hetgeen resulteert in een dampdrukverlaging. Voor het onttrekken van water aan slib, zal het water zich in en door het slib moeten voortbewegen. Dit geschiedt door een aantal oorzaken, nl. capillaire opzuiging, verplaatsing onder invloed van een dampdrukgradiënt in een capillair, osmose door een concentratieverschil.

Waterbeweging door capillaire opzuiging heeft plaats in een capillair met 2 verschillende doorsneden. In de kleinste doorsnede is de capillaire druk groter dan in de grotere doorsnede. Dit verschil heeft tot resultaat, dat het water in de kleinere capillairen een grotere binding heeft dan in de grotere. Bij ontwateren zal dan het water in de grotere capillairen het eerst aan bod komen en zal vervolgens waterverplaatsing moeten optreden van de kleine naar de grote capillairen.

Bij een concaaf oppervlak is de kracht, die de moleculen aan het oppervlak wil vasthouden, groter dan bij een vlak oppervlak, met andere woorden de dampdruk is boven de meniscus in een capillair kleiner dan boven een vrij oppervlak. Dit drukverschil wordt eerst bemerkbaar bij zeer fijne capillairen

Afb. 3 - Verdampingscurve van slij.



met een diameter van 10^{-5} cm, de zgn. microcapillairen.

Bij verdamping zal eerst het water met vrij oppervlak aan de beurt komen, vervolgens het water in de grotere capillairen en tenslotte het water in de microcapillairen.

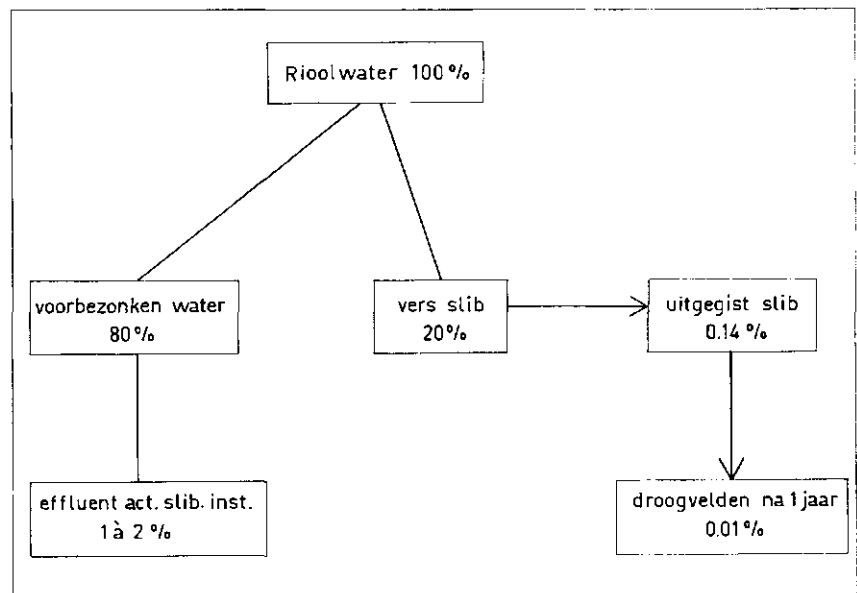
Terwijl aanvankelijk de waterbeweging in het slib uitsluitend betrekking zal hebben op de verplaatsing van vloeibaar water naar het oppervlak, zal deze waterbeweging op zeker moment aan inwendige verdamping moeten worden toegeschreven, onder invloed van de dampdrukverschillen in de capillairen.

Behalve de waterbeweging onder invloed van de verschillen tengevolge van de moleculaire bindingskrachten, heeft ook waterbeweging resp. verdamping plaats door een temperatuurgradiënt. Deze beweging geschiedt in dezelfde richting als de eerder genoemde. Bij de droging van slib door verdamping zal het eerste deel van de verdampingscurve, evenals dit het geval is bij de verdamping aan een vrij wateroppervlak, alleen afhankelijk zijn van de vochtgradiënt in de grenslaag lucht-water. Een zekere afhankelijkheid in dit stadium van het slib zelf is te verwachten, voorzover het werkzame oppervlak door opdrijvend slib wordt gereduceerd.

Nadat het vrije water is verdampt, zal de verdampingscurve nog zijn oorspronkelijk verloop houden, doordat het oppervlak vochtig blijft door wateraanvoer uit de grotere capillairen. Zodra deze wateraanvoer kleiner wordt dan de verdampingsintensiteit aan een vrij oppervlak, zal de verdampingscurve gaan knikken bij het eerste kritische punt. Het tweede deel van de verdampingscurve vangt dus aan op het moment, dat de moleculaire waterbindingen moeten worden overwonnen. De snelheid van drogen zal in het tweede deel van de verdampingscurve steeds minder worden, naarmate de grotere capillairen uitdrogen en het aandeel van de micro-capillairen groter wordt.

De vloeistof, resp. de meniskussen in de capillairen, trekt zich steeds verder terug in het slib en de vloeistof moet door inwendige verdamping worden verwijderd via de met lucht gevulde poriën. De verklaring van het derde deel van de verdampingscurve is momenteel nog onduidelijk.

In het voorafgaande is gepoogd, een inzicht te geven in de verschillende soorten waterbindingen in slib en werd op grond van deze waterbindingen een



Afb. 4 - *E. coli* in procenten t.o.v. het ruwe rioolwater.

verklaring gegeven van het verloop van de verdampingscurve.

De technische uitvoeringen van het indikken, ontwateren en drogen van slib zijn in hun theoretische grondslagen terug te voeren op het behandelde.

Een aantal van deze processen zullen door de andere docenten worden besproken.

Een andere eigenschap van slib, die de laatste tijd sterk in de belangstelling komt, is de hygiënische betrouwbaarheid. Vers huishoudelijk slib is door zijn faecale oorsprong te beschouwen als een concentraat van tal van ziekteverwekkende organismen zoals typhus en paratyphus bacteriën, tuberkelbacillen, vira van geelzucht en kinder-verlamming, en wormeieren.

Door de stabilisatie van dit slib, zowel anaëroob als aëroob, ontstaat een product, waarin de ziekteverwekkende organismen sterk gereduceerd zijn. Tal van onderzoekers hebben zich geworpen op het aantonen van het al dan niet betrouwbaar zijn van het gestabiliseerde slib. De resultaten zijn vaak niet geheel met elkaar in overeenstemming. In het algemeen kan worden gesteld, dat gestabiliseerd slib nog infectueus is. Bij het onderzoek naar de bacteriologische kwaliteit wordt algemeen het coli-gehalte als indicator gebruikt. De coli-bacteriën komen in aanzienlijke hoeveelheden in afvalwater voor, hetgeen een kwantitatieve bepaling vergemakkelijkt. Bovendien is hiervoor een praktische, genormaliseerde bepaling ontwikkeld.

Het bezwaar van de coli als indicatorbacterie is de omstandigheid, dat de afsterving van coli's en van pathogene darmbacteriën op verschillende wijze wordt beïnvloed door de chemische samenstelling van het water. Ook de fysische omstandigheden van het milieu kunnen een verschillende invloed hebben. Bepaalde reducties ten aanzien van het coli-gehalte zijn dus niet zonder meer over te brengen op de reductie van de pathogene organismen.

Bij een onlangs ingesteld onderzoek naar het coli-gehalte (bij 37°C) van water en slib op de rioolwaterzuiveringsinstallatie-west van Amsterdam werd globaal gevonden, dat de coli-bacteriën in het aankomend rioolwater voor ruim 20% met het verse slib werden afgescheiden (afb. 4). Het effluent van de actief-slibinstallatie bevatte nog ca 2% van de coli-bacteriën uit het aankomende rioolwater. Van de hoeveelheid coli's in het verse slib werd 0,7% met het uitgeste slib op de droogvelden afgeleten.

Op de droogvelden reduceert het coli-gehalte verder met de droogduur. Terwijl het verse riolslib ongeveer $5 \cdot 10^6$ coli's/ml bevatte, had het uitgeste slib, dat op de droogvelden werd afgeleten, een aantal van 65.000/ml. Na 5 maanden was dit aantal gereduceerd tot ca 2700/ml, terwijl na 8-12 maanden de hoeveelheid coli's nog 150/ml bedroeg. Houdt men rekening met een volume-reductie door het verblijf op de droogvelden van 3 op 1, dan is het

aantal coli's in b.v. 3 ml slib (3×65.000) na één jaar verblijftijd gereduceerd tot 150 in 1 ml slib, d.w.z. een reductie tot minder dan 0,1%.

Het probleem van wormeieren is door Liebmann de laatste tijd sterk in de belangstelling gekomen.

Volgens Liebmann komen onder Europese omstandigheden in het afvalwater van een stad met een miljoen inwoners een hoeveelheid wormeieren voor van rond 1 miljard per dag. Per inwoner omgerekend is dit 1000 stuks, op één liter afvalwater 10 stuks. In vergelijking tot b.v. de coli-bacteriën met 5 miljard per liter is het aantal wormeieren zeer gering. Toch kan dit tot hygiënische problemen aanleiding geven, daar door hun hoge soortelijk gewicht de eieren van spoelwormen, aarsmaden en lintwormen vrijwel kwantitatief in het slib terecht komen. Het grootste deel van de wormeieren in het afvalwater is afkomstig van huisdieren. Circa 10% is van menselijke oorsprong. De wormeieren komen met het verse slib in de gistingstanks terecht. Volgens Liebmann zou een methaangisting in een verwarmde tank gedurende twee maanden en in een onverwarmde tank gedurende 3 maanden

voldoende zijn om wormeieren te doden. Afdoende zekerheid hieromtrent is volgens andere onderzoekers hiermede niet bereikt. Voortgezette anaërobe omstandigheden in het slib op slibdroogvelden zal zeker bijdragen tot een verdere, zo niet gehele vernietiging van de wormeieren. Bij goed drogend slib op slibdroogvelden heeft het droogeffect ook een vernietigende uitwerking op de wormeieren.

Het afsterven van coli-bacteriën en anderen in de slibgistingstank wordt veroorzaakt door de methaanbacteriën. Deze bezitten namelijk een zgn. antibiotische werking, waardoor alle andere micro-organismen, waaronder ook de pathogene, sterk in hun levensvatbaarheid worden beïnvloed.

Deze toxische werking hebben alleen de anaërobe methaanbacteriën, terwijl de aërobe bacteriën en de facultatief anaërobe bacteriën van de zure gisting dit vermogen niet bezitten. De slibgisting heeft ook tot gevolg, dat de in het slib aanwezige plantenzaden niet meer kunnen kiemen, met als uitzondering tomatenzaden en grotere dikwandige zaden. Onkruidzaden zijn derhalve in uitgegist slib niet of nauwelijks meer aanwezig.

Literatuur

1. Liebmann, H., *Die naturwissenschaftlichen Grundlagen der Schlammausfäulung und der Methanproduktion*, Münchner Beiträge, 13 (1966) p. 131.
2. Liebmann, H., *Die Bedeutung des Klärschlammes für die Humusgewinnung*, Münchner Beiträge, 13 (1966) p. 11.
3. Liebmann, H., *Die Verwertung und Beseitigung von häuslichen und industriellen Abwasserschlämmen*, Münchner Beiträge, 13 (1966) p. 327.
4. Mudrack, R., *Die aerobe Schlammstabilisierung*, Münchner Beiträge, 13 (1966) p. 290.
5. Eyer, H., *Hygienische Probleme bei der Klärschlamm- und Müllverwertung*, Münchner Beiträge, 13 (1966) p. 25.
6. Pöpel, F., Vater, W., Jäger, B., *Die Verfahren zur Aufbereitung von Städtischem Klärschlamm*, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 2, München 1958.
7. Möller, M., *Theoretische Grundlagen der Entwässerung von Klärschlamm*, Haus der Technik E.V. Essen. Vortragsveröffentlichungen, Klärschlamm und Müll, Heft 46, Tagung 19 März 1965.
8. Buchner, E. H., *De leer der kolloïden*.
9. Nebiker, J. H., *Die Trocknung des Klärschlammes durch Verdunstung*, Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, vol. 27, no. 2, 1965 pp. 273-367.
10. Lundesgaard, T. F., *Evaporation from digested sludge*, Diss. (Univ. of Iowa 1951).
11. Vater, W., *Die Entwässerung, Trocknung und Beseitigung von Städtischem Klärschlamm*, Diss. (T.H. Hannover 1956).
12. Swanwick, J. D., Lussigne, F. W., Baskerville, R. C., *Recent work on the treatment and dewatering of sewage sludge*, Proceedings of the First International Conference, vol. 2, London 1964, S. 387.
13. Coackley, P., *The Theory and practice of sludge dewatering*, J. Institution of Public Health Engineers (1965), S. 34.
14. Klapwijk, A., *De afsterving van de darmbacteriën in de rioolwaterzuiveringsinstallatie Amsterdam-west*, Intern rapport.
15. Quon, J. E., Tamblyn, T. A., *Intensity of radiation and rate of sludge drying*, J. Sanit. Eng. Div., Proceedings of the Am. Soc. of Civil Engineers, April 1965, SA 2, 17-31.