

slibproblematiek bij waterleidingbedrijven



keuringsinstituut voor waterleidingartikelen kiwa n.v.

mededeling nr. 98

Mededeling nr. 98

SLIBPROBLEMATIEK BIJ WATERLEIDINGBEDRIJVEN

dr.ir. A. Graveland
ir. H.M.M. Koppers
dr.ir. A.P. Meijers
ir. A.J. van der Veer
dr.mr. D.A. Zeilmaker

KIWA N.V.
Nieuwegein, januari 1987

INHOUD

	<u>Blz.</u>
VOORWOORD	6
INLEIDING (dr.ir. A. Graveland, Gemeentewaterleidingen Amsterdam)	8
REGELGEVING EN BELEID INZAKE BODEMBESCHERMING IN RELATIE TOT AFVALSTOFFEN (dr.mr. D.A. Zeilmaker, Ministerie VROM/ DGMH/BWS)	12
Samenvatting	12
1 Voorgeschiedenis en huidige situatie	12
2 Hoofdpijnen van de regelgeving met be- trekking tot afvalstoffen	16
3 Ontwikkelingen op afvalstoffengebied	22
4 Hoofdpijnen Wet bodembescherming en bodembeschermingsbeleid	24
5 Toekomstige uitvoering van de Wet bodembescherming	29
6 Bodembeschermende maatregelen bij het opslaan en storten van stoffen op de bodem	31
7 Invulling van IBC-criteria bij het op- slaan en storten van stoffen	34
8 Het opslaan of storten van drinkwater- slib	38

	<u>Blz.</u>
BEINVLOEDING VAN DE ONTSTAANSWIJZE VAN SLIB (dr.ir. A.P. Meijers, N.V. Watertransport- maatschappij Rijn-Kennemerland, WRK)	41
Samenvatting	41
1 Inleiding	41
2 Slib en afvalstromen	42
3 Coagulatieprocessen met slibreductie	45
4 Optimalisatie van het soort vlokmiddel	50
5 Optimalisatie van doseringen	51
6 Terugwinning vlokmiddelen	54
7 Slotbeschouwing	56
8 Literatuur	57
BEHANDELING VAN SPOELWATER (ir. H.M.M. Koppers, KIWA N.V.)	59
Samenvatting	59
1 Inleiding	59
2 Huidige aanpak van de spoelwaterbe- handeling	61
3 Behandeling van spoelwater bij grond- waterbedrijven	63

	<u>Blz.</u>
3.1 Bezinking	63
3.2 Toepassing van vlokmiddelen bij de bezinking	65
3.3 Behandeling van spoelwater in compacte installaties	70
3.4 Zuivering van spoelwater tot drinkwater	75
4 Behandeling van spoelwater bij oppervlaktewaterbedrijven	78
4.1 Recirculatie	78
4.2 Gescheiden spoelwaterbehandeling	79
5 Literatuur	81
ONTWATERING EN UITLOGING VAN SLIB (ir. H.M.M. Koppers, KIWA N.V.)	83
Samenvatting	83
1 Inleiding	83
2 Indikking	85
2.1 Indikking onder invloed van de zwaartekracht	85
2.1.1 Procesvariabelen	86
2.2 Flotatie-indikking	88
3 Conditionering	90
3.1 Chemisch	90
3.2 Fysisch	91
4 Ontwatering	93
4.1 Natuurlijke slibontwatering	93
4.1.1 Droogbedden	94

	<u>Blz.</u>
4.1.2 Lagunes	96
4.2 Kunstmatige slibontwatering	96
4.2.1 Filterpersen	97
4.2.2 Zeefbandpersen	99
4.2.3 Vacuümfilters	100
4.2.4 Centrifuges	101
4.3 Vergelijking van ontwateringsmethoden	102
5 Kosten	104
6 Uitloging	106
7 Literatuur	109
DOELMATIGE VERWIJDERING VAN SLIB (ir. A.J. van der Veer, Drinkwaterleiding Rotterdam)	112
Samenvatting	112
1 Inleiding	112
2 Het begrip doelmatige verwijdering	116
3 Doelmatige verwijdering in de praktijk	118
3.1 Hergebruik	119
3.1.1 Terugwinning van vlokmiddel uit coagu- latieslib	119
3.1.2 Terugwinning van kalk uit onthardings- produkten	122
3.2 Andere nuttige toepassingen	122
3.2.1 Zwavelwaterstofbinding in riolerings- systemen en slibgistingstanks	123

Blz.

3.2.2	Fosfaat- en arseenverwijdering in afval- waterbehandeling en mestverwerking	125
3.2.3	Gebruik als kleurvormende toeslag in de grofkeramische industrie	126
3.2.4	Verwerking als toeslag aan ijzerertsen ten behoeve van de staalindustrie	127
3.2.5	Verwerking als vulstof in cementgebonden toepassingen	128
3.2.6	Gebruik als kalktoevoeging in het pluim- veevoedselpakket	128
3.2.7	Toepassing als middel ter ontzuring van zacht grondwater met een lage pH	129
3.2.8	Toeslag aan grondstoffen voor bouwmate- rialen	129
3.3	Storten	129
3.4	Kosten	131
3.4.1	Hergebruik	131
3.4.2	Nuttige toepassingen	131
3.4.3	Storten	131
4	Het afvalvraagstuk bij aanverwante nuts- bedrijven	132
5	Conclusies en aanbevelingen	136
6	Literatuur	137

VOORWOORD

De hoeveelheid vrijkomende afvalstoffen is de laatste decennia belangrijk toegenomen. De verwijdering ervan vormt steeds meer een probleem. In het verleden lag het accent vooral op het storten van de afvalstoffen waarbij de bodem als eindbestemming fungeerde.

Door vergroting van kennis en inzicht in de effecten die een dergelijke handelwijze heeft op de bodem en het grondwater, is het beleid en de maatschappelijke acceptatie ten aanzien van een dergelijke verwijderingsmethode ingrijpend gewijzigd. Dit komt tot uitdrukking in een aantal wetten die tot doel hebben het milieu te beschermen tegen een verdergaande belasting door afvalstoffen.

De huidige milieuwetgeving inzake afvalstoffen en bodem geeft hierin weliswaar een duidelijke richting aan, doch de vertaling hiervan naar de praktijk blijkt veel vragen op te roepen bij de waterleidingbedrijven.

De werkgroep Slibverwerking welke op voorstel van de KIWA-commissie Vlokvorming en Vlokverwijdering is opgericht, heeft gezien de geschetste situatie het initiatief genomen om het slibvraagstuk, zoals dit zich nu aan ons voordoet te belichten en samen te vatten. Hiertoe hebben deskundigen van de waterleidingbedrijven van het KIWA en van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer de verschillende aspecten van deze problematiek bestudeerd en samengevat. Deze mededeling omvat het resultaat van deze activiteiten en bevat informatie en opvattingen over:

- de regelgeving inzake afvalstoffen
- de huidige stand van kennis betreffende de behan-

deling van spoelwater en slib

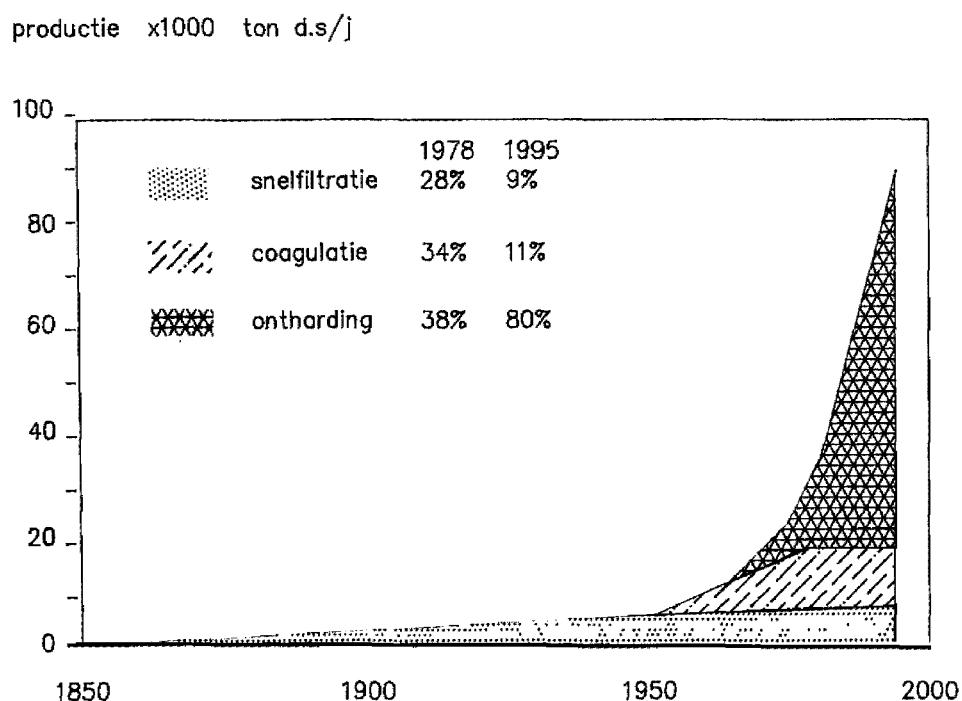
- de potentiële afzet- en bestemmingsmogelijkheden voor het slib
- de mogelijkheden tot beperking van de slibproductie.

De hoofdstukken van deze mededeling zijn door verschillende auteurs geschreven en vormen een afgerond geheel, waardoor deze op zich leesbaar zijn.

INLEIDING

A. Graveland, Gemeentewaterleidingen Amsterdam

De Nederlandse waterleidingbedrijven hebben de laatste decennia een sterk stijgende hoeveelheid afvalstoffen geproduceerd. Deze ontwikkeling zal zich de komende jaren voortzetten, zoals in afbeelding 1 is aangegeven.



Afbeelding 1 - Geraamde produktie van afvalstoffen bij bereiding van drinkwater (op basis van enquête 1978)

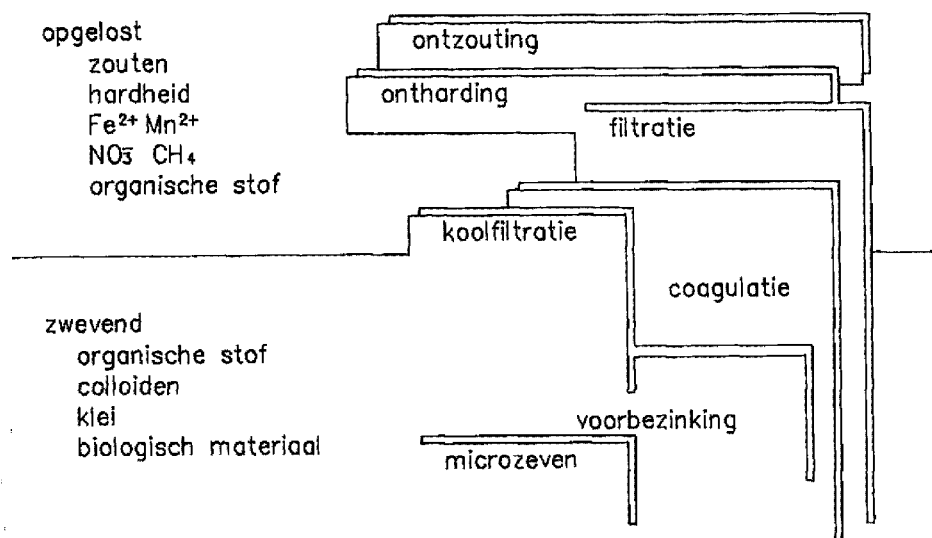
Met name de hoeveelheid vaste stof door de invoering van ontharding zal van 38 % van 30.000 ton/jaar in 1978 naar 80 % van 90.000 ton/jaar in circa

1995 toenemen. Het is bovendien mogelijk dat biologische denitrificatieprocessen in de toekomst aan de slibproductie zullen bijdragen. In de eind zestiger jaren was de toename vooral het gevolg van de invoering van de coagulatie bij de oppervlaktewaterverwerkende bedrijven.

Zowel de hoeveelheid als ook de vorm, waarin deze afvalstoffen vrijkomen, zullen in de aanstaande jaren grote aandacht vragen.

De soorten vaste afvalstoffen vertonen een grote verscheidenheid. Deze wordt bepaald door enerzijds de verontreinigingen die in het ruwe grond- en oppervlaktewater voorkomen en die om verschillende redenen verwijderd dienen te worden.

Anderzijds is genoemde verscheidenheid een gevolg van de verschillende zuiveringsprocessen, zoals in afbeelding 2 is aangeduid.



Afbeelding 2 - Overzicht van groepen te verwijderen stoffen, zuiveringsprocessen en geproduceerde afvalstoffen

Zowel kwantiteit als kwaliteit van de afvalstoffen van de drinkwaterbedrijven zijn onderdeel van de totale maatschappelijke problematiek van afvalstoffen met betrekking tot het milieu, dat hieronder gebukt gaat.

Terecht heeft deze problematiek een brede maatschappelijke en derhalve ook politieke belangstelling gekregen. Dit komt tot uitdrukking door een toenemende regelgeving.

Dit colloquium staat dan ook in het teken van de algemeen geformuleerde vraag hoe wij een brug kunnen slaan tussen enerzijds de bereiding van drinkwater uit steeds meer verontreinigde grondstoffen met de daarmee inherente afvalstromen en anderzijds de bestemmingen voor de afvalstoffen, die uit het oogpunt van een optimaal milieubeheer verantwoord zijn, zoals omschreven in de bestaande en de komende wetgeving.

Hierbij dienen de waterleidingbedrijven, die wat hun grondstof betreft, zeer afhankelijk zijn van een goed milieubeheer, zelf de toets der kritiek van een verantwoorde milieu-ethiek kunnen doorstaan.

Omdat verschillende afvalstoffen, zoals waterplanten, algen etc. en marmerkorrels weinig of geen milieuproblemen oproepen, kan de vraag voor vandaag ook pragmatischer worden geformuleerd:

"Hoe kunnen wij een brug slaan tussen de twee peilers van enerzijds de slibben, vrijkomend bij de drinkwaterbereiding en van anderzijds de wetgeving inzake (tijdelijke) opslag op eigen terrein, hergebruik en de afvoer naar elders voor hergebruik, andere toepassingen of zo nodig storten?".

Dr.mr. D.A. Zeilmaker (VROM/DGMH) zal de laatste peiler plaatsen, onder de titel "Regelgeving en be-

leid inzake bodembescherming in relatie tot afvalstoffen" om het doel aan te geven, waarnaar in de volgende bijdragen dient te worden gestreefd.

Dr.ir. A.P. Meijers (WRK) zal de eerste peiler voor zijn rekening nemen en refereren over het onderwerp "Beïnvloeding van de ontstaanswijze van slib". Hierbij zal worden aangegeven hoe het vrijkomende afval in plaats van een los eind van een gekozen zuiveringssysteem een integraal onderdeel dient te worden van de keuze van een zuiveringssysteem.

De eerder genoemde brug zelf tussen de peilers zal worden aangebracht door de heren ir. H.M.M. Koppers (KIWA) en ir. A.J. van der Veer (DWL Rotterdam).

De heer Koppers zal bespreken hoe slibhoudend spoelwater kan worden geconcentreerd tot een kleiner volume, onder de titel "Behandeling van spoelwater".

Het hierbij en bij andere processen vrijkomende slib zal hij daarna bezien vanuit de invalshoek "Ontwatering en uitloging van slib".

Vervolgens zal de heer Van der Veer nagaan hoe de eerder beschreven slibben, die onder het regiem van verschillende wetten vallen, op verantwoorde wijze kunnen worden hergebruikt of naar elders afgevoerd, onder de titel "Doelmatige verwijdering van slib".

REGELGEVING EN BELEID INZAKE BODEMBESCHERMING IN
RELATIE TOT AFVALSTOFFEN

D.A. Zeilmaker, Ministerie VROM/DGMH; directie Bodem, Water, Stoffen; inspecteur voor de milieuhygiëne in algemene dienst

Samenvatting

In Nederland is sinds ongeveer 10 jaar de afvalstoffenwetgeving (Afvalstoffenwet en Wet chemische afvalstoffen) operationeel.

In die periode is ook de problematiek van verontreiniging, sanering en bescherming van het milieucompartiment bodem zodanig manifest geworden, dat op 1 januari 1987 de Wet bodembescherming goeddeels in werking is getreden.

Ingegaan zal worden op de bestaande regelgeving op het gebied van de afvalverwijdering en de hoofdlijnen van het afvalstoffen- en het bodembeschermingsbeleid op landelijk en provinciaal niveau.

Na een terugblik zal worden ingegaan op de richting van het toekomstige beleid op genoemde gebieden. Naast juridische, bestuurlijke en organisatorische aspecten van de afvalstoffenverwijdering zal met name aandacht geschonken worden aan technische aspecten en criteria waaraan het opslaan of storten van (afval)stoffen op of in de bodem in de toekomst zal dienen te voldoen.

1

Voorgeschiedenis en huidige situatie

Tot de jaren zeventig was de uit 1875 daterende Hinderwet de enige (milieu)wet waarmee gevaar, schade of hinder voor de omgeving ten gevolge van het storten of opslaan van (afval)stoffen kon worden voorkomen of beperkt.

Het achtereenvolgens in de jaren zestig en zeventig onderkennen en de noodzaak tot het op korte termijn aanpakken van milieuproblemen in de diverse milieu-sectoren (water, lucht, bodem, straling, geluid, afval) leidde tot beperkingen in de reikwijdte van de Hinderwet en het ontstaan van sectorale milieu-wetten.

Deze praktische ontwikkeling leidde tot een zekere onoverzichtelijkheid: taken en bevoegdheden op basis van de diverse milieuhygiënische wetten liggen op verschillende bestuursniveau's (gemeente, provincie, rijk, verschillende ministers); soms is onduidelijk welke regeling van toepassing is; vaak zijn meer regelingen van toepassing; er bestaan soms coördinatieproblemen tussen de verschillende overheidsinstanties die bij de uitvoering van de milieuhygiënische wetgeving betrokken zijn.

Het ontbreken van een duidelijke samenhang tussen de sectorale milieuwetten heeft geleid tot de Wet algemene bepalingen milieuhygiëne (WABM) (Stb. 1979) als eerste aanzet tot een meer algemene milieukaderwet waarin enkele belangrijke aspecten van de milieuhygiënische regelgeving zijn en nog worden opgenomen. De WABM maakt het onder andere mogelijk wanneer één inrichting twee of meer milieuvergunningen nodig heeft de aanvragen voor deze vergunningen gecoördineerd (g.s.) voor te bereiden en te behandelen. Tevens heeft deze wet de procedures en termijnen van totstandkoming van beschikkingen, zoals vergunningen, geüniformeerd.

Het eerst zichtbaar werd de toenemende verontreiniging van het milieu door het storten/lozen van afvalstoffen in zee en het (zoete) oppervlaktewater. Reeds in 1958 kwam de Wet olieverontreiniging zee-water tot stand; gevolgd in de jaren zestig en ze-

ventig door de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (WVO) en de Wet verontreiniging zeewater (WVZ). Tevens kwam in deze periode de Wet inzake de luchtverontreiniging (WLV) tot stand.

Minder direct zichtbaar is de verontreiniging van de bodem en het zich daarin bevindende grondwater. Wellicht ligt hierin de verklaring dat de totstandkoming van de Wet bodembescherming een zo lange geschiedenis kent. In 1971 werd reeds een voorontwerp van een Wet inzake de bodemverontreiniging uitgebracht. Dit voorontwerp bevatte in hoofdzaak bepalingen op het gebied van de afvalverwijdering en slechts één bepaling met betrekking tot bodemverontreinigende handelingen. In de commentaren op dit voorontwerp is sterk gepleit voor een afzonderlijke regeling voor de afvalverwijdering met de nadruk op organisatorische en doelmatigheidsaspecten en één voor de bescherming van de bodem, waarbij het vooral gaat om normstelling en maatregelen tegen allerlei activiteiten (dus ook allerlei handelingen met afvalstoffen) die de kwaliteit van de bodem ongunstig kunnen beïnvloeden. Het voorontwerp uit 1971 is verder niet meer in behandeling genomen en uitgesplitst naar een afvalstoffen- en bodembeschermingswetgeving.

In het begin van de zeventiger jaren kwam ook nadrukkelijk de problematiek rond een verantwoorde verwerking van chemische afvalstoffen en afgewerkte olie naar voren. Gelet op de hoge urgentie van dit probleem werd in 1972 besloten een specifieke wet voor genoemde categorieën van afvalstoffen te ontwerpen. Dit heeft geresulteerd in de Wet chemische afvalstoffen (1976). Daarnaast is er echter ook een algemene wet inzake afvalstoffen tot stand gekomen, de Afvalstoffenwet (1977). De beide wetten zijn gefaseerd in werking getreden vanaf 1977 respectie-

velijk 1979.

De totstandkoming van de bodembeschermingswetgeving is veel minder vlot verlopen. Pas in december 1980 is een ontwerp-Wet bodembescherming bij de Tweede Kamer ingediend, nadat in 1979/1980 tal van gevallen van bodemverontreiniging, waarvan vele ernstig, ontdekt waren en in EG-verband een richtlijn ter bescherming van het grondwater was vastgesteld. De behandeling van het wetsontwerp in de Tweede Kamer heeft geduurd tot 25 juni 1985, toen het gewijzigde wetsontwerp met algemene stemmen door de Tweede Kamer werd aanvaard. De behandeling door de Eerste Kamer is op 1 juli 1986 afgesloten. Op 3 juli 1986 is de Wet bodembescherming in het Staatsblad gepubliceerd. Bij besluit van 10 juli 1986 is bepaald dat de wet op 1 januari 1987 grotendeels van kracht is geworden. Met betrekking tot de vele gevallen van bodemverontreiniging, veelal veroorzaakt door het onzorgvuldig op of in de bodem brengen van afvalstoffen, die op korte termijn onderzocht en gesaneerd dienden te worden, is in mei 1981 een ontwerp-Interimwet bodemsanering bij de Tweede Kamer ingediend. De Interimwet bodemsanering (IBS) is per 15 april 1983 geheel van kracht geworden en blijft van kracht tot 1 januari 1989. Uiterlijk op dat moment zal een saneringsregeling in de WBB moeten zijn geïncorporeerd. Een voorstel daartoe is thans in voorbereiding.

Daarmee hebben we nu voor de afvalstoffenverwijdering in relatie met bodembescherming de volgende wettelijke kaders:

- activiteiten met afvalstoffen binnen inrichtingen waarop de Hinderwet (HW) van toepassing is;
- regeling voor afvalstoffen in specifieke wetten, zoals die voor radio-actieve afvalstoffen (KEW) en voor afvalstoffen uit mijnbouwactiviteiten

(Mijnwetgeving);

- de Wet chemische afvalstoffen (WCA) ten aanzien van chemische afvalstoffen en afgewerkte olie;
- de Afvalstoffenwet (AW) voor alle overige afvalstoffen;
- de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (WVO) en de Wet verontreiniging zeewater (WVZ) met betrekking tot lozen en storten van afvalstoffen in oppervlaktewater, respectievelijk zeewater;
- de Wet bodembescherming (WBB) houdende regelen onder meer met betrekking tot het op of in de bodem brengen van afvalstoffen.

Daarnaast zijn nog bijvoorbeeld provinciale en gemeentelijke verordeningen van belang, die in "medebewind" op grond van bovengenoemde wettelijke regelingen of "autonoom" op grond van de Provincie- of Gemeentewet zijn of worden vastgesteld. Hierop zal niet verder worden ingegaan. In het volgende zal met name op de AW, WCA en WBB worden ingegaan. Daarbij zal alleen aandacht worden geschonken aan enkele hoofdpunten die van belang zijn voor de onderhavige problematiek. Een uitgebreide behandeling van de opzet en structuur van genoemde wetten zou in dit kader te ver voeren.

2

Hoofdpijnen van de regelgeving met betrekking tot afvalstoffen

Het afvalstoffenbeleid is gericht op het beheersbaar maken en houden van afvalstromen. Dat kan door het ontstaan van afval te beperken, de nuttige toepassing van afvalstoffen te bevorderen en de ontstane afvalstoffen op doelmatige en verantwoorde wijze te verwijderen.

In deze doelstelling zit het begrip doelmatigheid. Dit begrip is uniek in de milieuhygiënische regel-

geving (voor de WCA en de AW). Het is een belangrijk criterium voor de beoordeling van afvalstoffenplannen en bij de vergunning- en ontheffingverlening. Het omvat elementen als continuïteit, capaciteit en spreiding in afvalverwijdering en verwerkingstechnieken.

De WCA en AW bieden verder het organisatorisch kader voor de doelmatige verwijdering van afvalstoffen. In de WCA is de centrale overheid aangewezen als voornaamste uitvoerder, terwijl de AW een gedecentraliseerde opzet kent met een coördinerende en vergunningverlenende taak voor de provincies en een uitvoerende taak voor de gemeenten. Bovendien bezitten deze laatsten een verordenende bevoegdheid ten aanzien van huishoudelijke afvalstoffen.

De AW kent het systeem van provinciale plannen voor de verwijdering van een aantal met name aangegeven afvalstoffen. Het plan is de toets voor het provinciaal afvalstoffenbeleid. De beoordeling van vergunningverzoeken vindt op basis van dit plan plaats. Sterker nog, een vergunning mag niet strijdig zijn met het plan. Daarnaast verschaft het plan een sturingsmechanisme voor de Rijksoverheid. De plannen behoeven namelijk goedkeuring van de Kroon. Om een handvat te bieden voor de in de provinciale plannen neer te leggen beleidsvisie heeft de minister richtlijnen vastgesteld. Daarnaast zijn er door de minister ook nog een tweetal technische richtlijnen op grond van de AW vastgesteld, namelijk over verbranden van afvalstoffen en gecontroleerd storten.

Tot nu toe zijn de volgende categorieën afvalstoffen aangewezen waarvoor provinciale plannen opgesteld dienen te worden:

1. huishoudelijke afvalstoffen, grof huisvuil en daarmee te verwerken bedrijfsafvalstoffen

- vóór 1 april 1984;
2. bouw- en sloopafval vóór 1 april 1982;
 3. autowrakken vóór 1 juli 1983;
 4. ziekenhuisafval vóór 1 januari 1984;
 5. zuiveringsslib van afvalwaterzuiveringsinstallaties vóór 1 juli 1987.
- Een aantal plannen wordt inmiddels herzien.

Toen duidelijk werd dat de Wet bodembescherming nog geruime tijd op zich zou laten wachten, is in de AW en WCA expliciet het verbod opgenomen afvalstoffen op of in de bodem te brengen, tenzij er een vergunning respectievelijk ontheffing is verleend. Dit geldt onverkort voor het definitief storten van chemische afvalstoffen die onder WCA vallen. De AW kent ook de mogelijkheid van een absoluut verbod voor daartoe aangewezen categorieën afvalstoffen. Er zijn echter tot op heden geen categorieën aangewezen waarvoor zo'n verbod geldt.

In de AW ligt een belangrijk accent op de vergunningverlening - door de provincie - voor het oprichten van verwerkingsinrichtingen voor afvalstoffen (bijvoorbeeld afvalverbrandingsinstallaties en gecontroleerde stortplaatsen). Hierbij wordt naast het doelmatigheidsbegrip als criterium voor de verlening gehanteerd "het belang van de bescherming van het milieu". Dit criterium is ruimer dan gevaar-, schade- en hinderaspecten en omvat ook landschappelijke, ecologische en organisatorische aspecten. Indien een vergunning op grond van de AW is vereist, is geen vergunning meer nodig op grond van de HW, WLW of de Wet geluidhinder (WGH), aangezien in de door GS van de provincie af te geven AW-vergunning de milieubescherming op grond van deze wetten is geïntegreerd (zogenaamde beperkte integrale vergunning). De WVO-vergunningsplicht blijft onver-

let. Terzijde zij opgemerkt dat op het storten van afvalstoffen in oppervlaktewater de AW en WCA niet van toepassing zijn als de WVO van toepassing is. Bedacht moet worden dat het vergunningenhoofdstuk van de AW nog slechts gedeeltelijk in werking is getreden en bijvoorbeeld nog niet geldt voor handelingen als het - al dan niet op eigen terrein - bewaren, opslaan, overladen of anderszins bewerken, verwerken of vernietigen van andere afvalstoffen dan bouw- en sloopafval. Deze handelingen vallen vooralsnog (tot naar verwachting medio 1987) onder de HW. Dit geldt eveneens voor het "in eigen beheer" storten op bijvoorbeeld eigen bedrijfsterrein van "zelfgeproduceerde" afvalstoffen: de AW ziet niet toe op dit soort handelingen op eigen terrein, maar de HW - en te zijner tijd de WBB - dient dan de noodzakelijke maatregelen te treffen.

- Noch de AW noch de WCA bevat een definitie van het begrip afvalstof omdat dit begrip subjectief en wisselend van inhoud is. In de praktijk geeft het ontbreken van een juridische sluitende definitie vaak aanleiding tot discussie.

In de WCA worden onder chemische afvalstoffen die afvalstoffen verstaan die geheel of gedeeltelijk bestaan uit bij AMvB aangewezen chemische stoffen of die ontstaan als gevolg van bij AMvB aangewezen chemische processen. De aanwijzing hiervan vindt men in het Stoffen- en processenbesluit WCA van 26 mei 1977, dat op 1 augustus 1979 in werking is getreden.

Bij dit besluit behoren drie bijlagen in de vorm van lijsten: een lijst van stoffen (in 4 klassen ingedeeld), een lijst van processen en een lijst van uitzonderingen (die niet onder de werking van de wet vallen).

De lijst van uitzonderingen bevat concentratiegrenzen voor de 4 klassen van stoffen, dat wil zeggen een afvalstof valt niet onder de werking van de WCA als de concentratie van de genoemde stoffen beneden de klassegrens valt. De klassegrenzen zijn respectievelijk 50, 5.000, 20.000 en 50.000 mg/kg droge stof voor diverse aangewezen stoffen. Verder zijn in de lijst van uitzonderingen afvalstoffen opgenomen die uit met name genoemde processen afkomstig zijn en afvalstoffen zoals restanten vrijkomend bij installaties voor de verbranding van huishoudelijke afvalstoffen en slib, afkomstig van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Weliswaar kunnen hierin stoffen aanwezig zijn die de gestelde concentratiegrenzen (ver) overschrijden, maar de genoemde afvalstoffen vallen niet onder de werking van de WCA. Het wekt wellicht bevreemding, gelet op de hiergenoemde voorbeelden, dat niet ook slib, afkomstig van installaties voor de bereiding van drinkwater, in de lijst van uitzonderingen is opgenomen.

Overigens is een evaluatie van het Stoffen- en Processenbesluit en een daarop waarschijnlijk volgende aanpassing van dit besluit door de minister aangekondigd.

- Zoals reeds eerder gezegd is het doel van de WCA het tegengaan van verontreiniging van het milieu door chemisch afval en afgewerkte olie van bedrijven, door middel van een doelmatige verwijdering daarvan. De wet schept hiervoor een organisatorisch kader, waarvan de uitvoering in hoofdzaak berust bij de Minister van VROM.

Van afvalstoffen waarop de WCA van toepassing is, mag men zich alleen ontdoen door hetzij deze met ontheffing van het stortverbod in de bodem te

brenge; hetzij deze af te geven aan een ander;
dit zijn:

- a. degenen die een vergunning ex WCA hebben om deze stoffen te bewaren, bewerken of te vernietigen;
- b. degenen die een ontheffing ex art. 35 WCA van het stortverbod (art. 31 WCA) hebben om de afvalstof definitief op of in de bodem te brengen;
- c. degenen die een ontheffing hebben op grond van de Wet verontreiniging zeewater om de afvalstof te lozen in zee of te verbranden op zee;
- d. degenen in het buitenland met wie is overeengekomen dat deze de stoffen naar dit buitenland zullen afvoeren.

- Ad a: voor het bewaren etc. van chemische afvalstoffen die niet van derden afkomstig zijn op eigen terrein heeft men geen WCA-vergunning nodig, maar valt men binnen een HW-plichtige inrichting onder de werkingssfeer van die wet.

De ontvanger van chemisch afval dient in het bezit te zijn van een WCA-vergunning van de Minister van VROM. Aan een vergunning kunnen voorschriften worden verbonden, die het belang van een doelmatige verwijdering van het chemisch afval dienen.

Voordat hij een vergunning op grond van de WCA krijgt moet hij in het bezit zijn van een vergunning krachtens de Hinderwet, de WVO en/of de WLV, anders kan de vergunning ex WCA niet worden verleend.

Elke afgifte van chemische afvalstoffen moet zowel door de afgever als de ontvanger gespecificeerd aan de Minister van VROM

worden gemeld. Aan houders van vergunningen zijn verder bij AMvB heffingen opgelegd met betrekking tot chemische afvalstoffen.

- Ad b: Deels in afwachting van de Wet bodembescherming is in de WCA een stortverbod (art. 31) voor chemische afvalstoffen opgenomen. Men mag zich niet van deze stoffen ontdoen door deze al dan niet in verpakking, op of in de bodem te brengen. Dit verbod geldt zowel voor een stort op eigen dan wel andermans terrein. Maar voor een tijdelijke berging (opslaan/bewaren) is het verbod van artikel 31 niet van toepassing. Van het stortverbod kan de Minister van VROM onthefing verlenen, mits het noodzakelijk is de stoffen door storten te verwijderen en mits het belang van de bescherming van het milieu zich daartegen niet verzet. Dit laatste criterium vervalt (voor het WCA kader) overigens op het moment dat het betreffende artikel 89, onder A van de Wet bodembescherming van kracht wordt. Het onder Ad a gestelde ten aanzien van meldingen, heffingen en noodzakelijkheid van andere vergunningen is eveneens van toepassing op ontheffingen.

3

Ontwikkelingen op afvalstoffengebied

- Aangekondigd is de integratie van de WCA en de AW. Deze zal niet beperkt blijven tot een louter ineenschuiven van beide wetten en het oplossen van in de praktijk geconstateerde knelpunten, maar zal ook het instrumentarium verschaffen dat nodig is voor het centrale milieuthema "verwijdering van afvalstoffen". Dit thema is een van de

thema's waarin een aantal belangrijke milieuvraagstukken die dringend om een oplossing vragen, zijn samengevat. Voor een uitvoerige behandeling van deze thema's wordt verwezen naar de IMP's-A en -WCA (1985-1989) en de IMP's-M (1985-1989 en 1986-1990).

- In de toekomst zullen alle afvalverwerkende inrichtingen onder de werkingssfeer van het hoofdstuk vergunningen en algemene regels van de WABM vallen. Op korte termijn is een advies van de Raad van State over een voorontwerp van dit hoofdstuk te verwachten.
- Aangekondigd is de uitbouw van de WABM met een hoofdstuk over milieukwaliteitseisen en planning. De inhoud van dit laatste onderdeel komt neer op een integratie van bestaande planstelsels uit de verschillende sectorale wetten, inclusief de provinciale afvalstoffenplannen, tot een milieubeleidsplan en een jaarlijks uitvoeringsprogramma, zowel op rijks- als op provinciaal niveau en facultatief op gemeentelijk niveau.
- Binnenkort zal het "inrichtingenbesluit AW" worden gepubliceerd. Hierdoor worden ook AW-vergunningplichtige inrichtingen bestemd tot het bewaren, overladen, be- en verwerken van afvalstoffen.
- Naast de eerder genoemde aangekondigde evaluatie van het Stoffen- en processenbesluit van de WCA, overweegt de Minister van VROM verscheidene taken op grond van de WCA van rijksoverheids- naar provinciaal niveau over te hevelen, onder meer ten aanzien van de vergunning- en/of ontheffingverlening en decentralisatie van het meldingssysteem.

Hoofddlijnen Wet bodembescherming en bodembeschermingsbeleid

- Zoals gezegd is de WBB op 1 januari 1987 na een zeer lange voorgeschiedenis grotendeels in werking getreden. De WBB verstaat onder het begrip bodem het vaste deel van de aarde met inbegrip van vloeibare en gasvormige componenten en bodemorganismen, dus ook grondwater en bodemlucht.
- De bodem in Nederland vervult een groot aantal functies die een bepaald gebruik van de bodem mogelijk maken. Gedacht kan worden aan de teeltfunctie, waterwinfunctie, dragersfunctie, delfstoffenfunctie en ecologische functie. Bij elk van deze functies behoort een verzameling van bodemeigenschappen die van wezenlijk belang zijn voor een bepaald functioneren van de bodem. Het doel van het bodembeschermingsbeleid is de wezenlijke bodemeigenschappen die voor de vervulling van alle verschillende functies nodig zijn zodanig te beschermen dat de bodem de potentie houdt om op verschillende wijzen gebruikt te worden. Deze doelstelling wordt aangeduid als het behoud van de multifunctionaliteit van de bodem: het concrete en actuele gebruik dat van de bodem wordt gemaakt mag niet voorgoed een ander gebruik uitsluiten. De WBB beoogt daarom regulerend op te treden ten aanzien van die activiteiten die de bodem nadelig beïnvloeden, met name die onomkeerbare of onherstelbare gevolgen voor een of meer bodemfuncties hebben.
- De wet heeft evenals de andere milieuwetten een raamwetkarakter, dat wil zeggen dat de wet zelf geen normen of voorschriften bevat, maar slechts de grondslag hiervoor biedt.
- Bij de bescherming van de bodem wordt onderscheid

gemaakt tussen het algemene en het bijzondere beschermingsniveau. Het algemene beschermingsniveau geldt voor het gehele land en wordt daarom op rijksniveau vastgesteld, niet via een vergunningstelsel, maar via algemene regels voor de in de artikelen 8-13 genoemde activiteiten en bodemkwaliteitseisen op grond van artikel 20 van de wet. Laatstgenoemde eisen richten zich tot alle overheidsorganen die op grond van wettelijke bevoegdheden (bijvoorbeeld AW, HW, WVO) de kwaliteitseisen in acht kunnen nemen. Deze eisen zijn dus te beschouwen als instructienormen. De regels ten aanzien van activiteiten richten zich tot een ieder die deze activiteit verricht.

- Voor gebieden met bijzondere levensgemeenschappen of vormen van gebruik (bijvoorbeeld grondwaterwinning) waarvoor het algemene beschermingsniveau niet toereikend is om deze veilig te stellen, verplicht de WBB voor specifieke gebieden een bijzonder beschermingsniveau vast te stellen. De wet maakt onderscheid tussen bodembeschermingsgebieden en grondwaterbeschermingsgebieden. Deze gebieden worden op provinciaal niveau aangewezen en de verdergaande beschermingsregeling vindt plaats door middel van provinciale verordeningen op grond van de artikelen 36 en 41 van de wet.
- In de WWB is de verhouding tot een aantal andere wetten die (mede) de bescherming van de bodem tot doel hebben, zoals de HW, Mijnwet, Bestrijdingsmiddelenwet, AW, WCA, expliciet in de artikelen 83-90 geregeld. Tussen deze wetten en de WBB kunnen namelijk overlappingen voorkomen. De regeling is in hoofdlijnen de volgende:
 - o bepalingen in andere wetten die expliciet betrekking hebben op de bodembescherming zijn zo aangepast dat de bescherming op grond van de

WBB plaatsvindt: bijvoorbeeld de HW, AW en WCA. Voorschriften op grond van deze wetten treden terug, voor zover voorschriften zijn gesteld op grond van de WBB;

- o voor een aantal wetten is het integrale karakter in stand gebleven. Voor deze wetten is een bepaling in de WBB opgenomen (art. 83) dat de artikelen 8-13 niet van toepassing zijn op gedragingen, voor zover daaromtrent regels gelden die zijn gesteld krachtens de Mijnwet, Bestrijdingsmiddelenwet, Mijnwet continentaal plat, Natuurbeschermingswet, WVO of WVZ. Deze uitzonderingen op de werkingssfeer van de WBB beperken zich dus tot de handelingen van art. 8-13 en niet tot de bodemkwaliteitseisen die gesteld worden op grond van art. 20 WBB of de provinciale verordeningen.
- In artikel 14 van de WBB is bij amendement als novum in de milieuhygiënewetgeving een zorgplicht opgenomen voor een ieder die op of in de bodem handelingen verricht als gevolg waarvan de bodem kan worden verontreinigd of aangetast. Overtreding van dit artikel is strafbaar gesteld. Dit artikel is vooral van belang zolang er (nog) geen regels zijn gesteld op grond van de artikelen 8-13. Vanaf 1 januari 1987 houdt deze plicht in dat een ieder die bodembedreigende handelingen verricht zich naar vermogen op de hoogte dient te stellen van de mogelijk verontreinigende of aantastende effecten hiervan voor de bodem, ten einde deze zo veel mogelijk te voorkomen, dan wel te beperken of ongedaan te maken. Dit is niet alleen van belang met het oog op strafrechtelijke handhaving, maar ook privaatrechtelijk. Bij dege-
ne namelijk die geacht wordt "met kennis van zaken" (bedrijfsmatige) handelingen te verrichten,

kan bij schade voortvloeiend uit bodemverontreiniging, eerder onrechtmatigheid (wegens strijd met artikel 14 WBB) worden aangenomen. De praktijk zal moeten uitwijzen wat de werking van het zorgplichtartikel zal zijn.

- Eveneens nieuw in de wet is een tweetal instrumenten, namelijk financiële zekerheidsstelling (art. 17) en risico-aansprakelijkheid (art. 15). Het eerste artikel biedt de mogelijkheid om de verplichting op te leggen tot het stellen van financiële zekerheid voor:

- o het nakomen van de geldende regels

- o de dekking tegen aansprakelijkheid voor schade.

Men kan zekerheid stellen door het sluiten van een verzekering.

Overwogen wordt financiële zekerheidsstelling op te nemen in (enkele) thans in voorbereiding zijnde AMvB's.

In artikel 15 is de mogelijkheid opgenomen - voortuitlopend op de desbetreffende bepalingen van het Nieuw Burgerlijk Wetboek - een risico-aansprakelijkheid voor aangerichte schade te leggen op degene die bij AMvB aangewezen handelingen op grond van art. 8-13 verricht.

- De algemene regels ten aanzien van de in de artikelen 8-13 genoemde handelingen vormen enkele kernbepalingen van de wet en de basis voor het stellen van brongerichte eisen op rijksniveau aan bodembedreigende handelingen. In de artikelen 70 en 71 van de wet is voorzien in een uitgebreide procedure voor het tot stand komen van deze en andere AMvB's, onder andere met het horen van de Technische Commissie Bodembescherming, de CRMH en vóór-publicatie van het ontwerp in de Staatscourant met de mogelijkheid voor een ieder tot het indienen van wensen en bezwaren.

In de artikelen 15-19 wordt een - overigens niet uitputtende - opsomming gegeven van de inhoud van de te stellen eisen aan de te regelen activiteiten. Naast de hiervoor reeds genoemde nieuwe instrumenten van art. 15 en 17 komt het merendeel hiervan (nadere eisen, type-keuring, onderzoek, metingen etc.) ook in de andere milieuwetten voor. In de artikelen 28 en 29 is een tweetal instrumenten, te weten vrijstelling en ontheffing in de wet opgenomen om een zeker flexibiliteit te brengen bij de toepassing van de AMvB's op grond van de artikelen 8-13. Deze instrumenten mogen alleen worden gebruikt voor zover het belang van de bescherming van de bodem zich daartegen niet verzet.

- In de artikelen 8-13 worden de hiernavolgende 6 categorieën van handelingen onderscheiden, met in de tweede leden van deze artikelen een niet-limitatieve opsomming van activiteiten waarvoor bij AMvB's regels gesteld kunnen worden:

- o artikel 8: handelingen waarbij stoffen op of in de bodem worden gebracht, ten einde deze daar te laten.

Hierbij kan gedacht worden aan het opslaan van stoffen, het brengen van afvalstoffen op de bodem, het lozen van verontreinigd water of slib, het begraven van stoffelijke resten;

- o artikel 9: handelingen waarbij stoffen aan de bodem worden toegevoegd, ten einde de structuur of de kwaliteit van de bodem te beïnvloeden.

Tot deze categorie wordt onder meer gerekend het gebruik van meststoffen of stoffen die de draagkracht van de bodem beïnvloeden;

- o artikel 10: het uitvoeren van werken waarbij ingrepen worden verricht of stoffen worden gebruikt die de bodem kunnen verontreinigen of

aantasten.

Hieronder vallen onder andere grond- en funderingswerken, boringen, de aanleg van (pijp)leidingen, het aanbrengen van spaarbekkens, ontginningen, ontgrondingen, diepe grondbewerking, ontwateringswerken, grondwaterwinning;

- o artikel 11: het transporteren van aan te geven stoffen.

Voorbeelden zijn onder andere transport van stoffen via pijpleidingen, overslaghandelingen;

- o artikel 12: handelingen waarbij als nevengevolg stoffen op of in de bodem geraken.

Voorbeelden in deze categorie zijn het toepassen van strooizout en bestrijdingsmiddelen, het bewerken van voorwerpen waarbij aan te geven stoffen vrijkomen, het behandelen van oppervlaktelagen met aan te geven stoffen;

- o artikel 13: andere handelingen die erosie, verdunding of verzilting van de bodem tot gevolg kunnen hebben.

5

Toekomstige uitvoering van de Wet bodembescherming

- Niet alles kan tegelijkertijd worden geregeld. Er zullen dus prioriteiten moeten worden gesteld. De prioriteitsstelling op rijksniveau van het bron-gerichte beschermingsbeleid op grond van de artikelen 8-13 zal jaarlijks worden aangegeven in het IMP-Milieubeheer. Op dit moment zijn de volgende AmvB's in voorbereiding:

- o het gebruik van dierlijke meststoffen;
- o het gebruik van andere organische meststoffen;
- o het opslaan en storten op en in de bodem van (grond-, hulp- en afval)stoffen;
- o het lozen in de bodem van afvalwater;
- o produkteisen ten aanzien van bouwstoffen en

bouwmaterialen;

o de opslag in tanks van aardolie.

Gestreefd wordt deze AmvB's in de loop van dit en volgend jaar vóór te publiceren in de Staatscourant.

- Ten aanzien van het effectgerichte beschermingsbeleid, waarvoor met name de (bodem)kwaliteits-eisen van belang zijn die bij AMvB op grond van artikel 20 gesteld kunnen worden, kan worden gewezen op de eerste aanzet die hiervoor is gegeven met de publikatie van de discussienotitie bodemkwaliteit (april 1986). In deze discussienotitie is een referentiekader met getalsmatige referentiewaarden voor een aantal stoffen in de vaste en vloeibare fase van de bodem, gegeven. De Minister van VROM heeft aangekondigd een definitieve lijst met voorlopige waarden waarin rekening is gehouden met de binnengekomen commentaren en het inmiddels uitgebrachte advies van de VTCB over de discussienotitie, op te nemen in het volgende IMP-Milieubeheer.

Bij die gelegenheid heeft de minister tevens aangegeven dat de bodemkwaliteitswaarden met name van belang zijn voor bodemkwaliteitsonderzoek en beoordeling van diffuse bronnen van verontreiniging.

- Voor de aanpak van lokale bronnen van verontreiniging wordt een andere benadering gevolgd, waarbij geen (directe) relatie met de referentiewaarden zal worden gelegd.

Deze lokale bronnen, zoals met name opslagplaatsen en stortplaatsen, dienen in de toekomst te voldoen aan de in het kader van de WBB bij of krachtens AMvB te stellen IBC-criteria (Isolatie, Beheersing, Controle).

- Ten aanzien van maatregelen op provinciaal niveau

kan worden opgemerkt dat de bepalingen ten aanzien van bodembeschermingsgebieden (artikelen 33-36) pas in werking treden op 1 januari 1988 ten einde de provincies meer voorbereidingstijd te geven.

De bepalingen ten aanzien van grondwaterbeschermingsgebieden (art. 37-41) zijn per 1 januari 1987 in werking getreden, en het beleid is erop gericht zo spoedig mogelijk tot vaststelling van een provinciaal grondwaterbeschermingsplan en een provinciale verordening grondwaterbeschermingsgebieden te komen. In ieder geval dient bedacht te worden dat de bestaande autonome provinciale verordeningen op het gebied van bodem- en grondwaterbescherming maximaal nog twee jaar na inwerkingtreding van artikel 79 WBB van kracht blijven. Dit houdt in dat de provincies derhalve de verordeningen voor grondwaterbeschermingsgebieden vóór 1 januari 1989, gerealiseerd dienen te hebben.

6

Bodembeschermende maatregelen bij het opslaan en storten van stoffen op de bodem

Gebleken is dat het milieu ernstig wordt belast door het op of in de bodem brengen van stoffen die de bodem verontreinigen. De bodemsaneringsoperatie heeft dat inmiddels duidelijk gemaakt. Deze operatie van ernstige gevallen van bodemverontreiniging wordt nu reeds geschat op circa f 3 miljard, zonder rekening te houden met verontreinigingen op nog in gebruik zijnde bedrijfsterreinen van chemische industriën, galvanische bedrijven etc. Bovendien zijn in genoemd bedrag niet meegenomen de kosten van sanering van verontreinigde onderwaterbodems en de niet als ernstig gekenmerkte gevallen van bodem-

verontreiniging. Uit de bodemsaneringsoperatie blijkt eveneens dat een zeer belangrijk deel van de bodemsaneringslocaties veroorzaakt is door het onzorgvuldig opslaan of storten van verontreinigende vaste of vloeibare stoffen, en dat het daarbij niet alleen gaat om afvalstoffen, maar ook om grond- en hulpstoffen, bestrijdingsmiddelen etc. Hierbij is gebleken dat in het toepassen van reeds bestaande instrumenten ter zake van het opslaan of storten van stoffen tekortkomingen aanwezig zijn. Enerzijds is dit een gevolg van het feit dat de bestuurlijke verantwoordelijkheid op verschillende niveau's ligt, met verschillende inzichten, overzicht en kennis van zaken ten aanzien van specifieke bodembeschermende aspecten. Anderzijds ontbreken essentiële instrumenten en bevoegdheden voor een doeltreffende bodembescherming (nazorg bij storten, financiële zekerheidstelling) en bestaan er in de praktijk aanzienlijke verschillen tussen bodembeschermende voorzieningen ten aanzien van een zelfde type opslag of stort.

Zo komt het regelmatig voor dat een zelfde type (afval)stof in het ene geval of plaats in het geheel zonder preventieve voorzieningen op de bodem is opgeslagen of gestort, terwijl in een ander geval of plaats de in wezen zelfde (afval)stof met meer of minder vergaande (soms zelfs overmatige) bodembeschermende voorschriften is opgeslagen of gestort. Veelal wordt dit veroorzaakt door de functie die aan de stof wordt gegeven (grondstof, hulpstof, meststof, afvalstof, chemisch afval) waardoor deze stof onder verschillende wettelijke regimes met een ander - niet steeds toereikend - instrumentarium valt. Het risico voor de kwaliteit van de bodem is echter niet gekoppeld aan de functie of naam van de stof, maar aan de mate waarin veront-

reinigende stoffen bij of na het op of in de bodem brengen kunnen vrijkomen.

Het moge duidelijk zijn dat aanscherping van de eisen en standaardisatie en harmonisering van de vereiste bodembeschermende voorzieningen nodig is, niet alleen om meer duidelijkheid en rechtszekerheid te scheppen voor de justitiabele, maar ook om handhaving, opsporing, toezicht en controle door de overheid op de (naleving van de) voorschriften mogelijk en gemakkelijker te maken.

Gezien het grote aantal opslag- en storthandelingen is het niet goed mogelijk binnen afzienbare tijd - lees enkele jaren - al deze gevallen via het aanpassen van individuele vergunningen aan de nieuwe bodembeschermingseisen te onderwerpen. De regulering zal mede daarom en ter uitvoering van de EG-grondwaterrichtlijn, via het stelsel van algemene regels op grond van artikel 8 van de Wet bodembescherming - het tijdelijk of permanent brengen van stoffen op of in de bodem (opslaan en storten) - geschieden.

Gelet op de ambtelijke overlegfase waarin de voorbereiding van deze regelgeving verkeert, is het niet mogelijk thans in te gaan op de concrete werkingssfeer, begrenzing van de reikwijdte, structuur van het besluit, overgangsregeling voor bestaande situaties en financiële aspecten van het besluit.

In dit kader zal slechts nader worden ingegaan op de invulling van de zogenaamde IBC-criteria, waarmee de aard van de voorzieningen wordt aangeduid. Locale verontreinigingsbronnen, zoals het opslaan en storten van (potentieel) verontreinigende stoffen, dienen zodanig van de omgeving te worden geïsoleerd dat een beheersbare en gecontroleerde si-

tuatie aanwezig is.

7

Invulling van IBC-criteria bij het opslaan en storten van stoffen

Sinds enkele jaren wordt - naar aanleiding van de constatering van vele bodemverontreinigingsgevallen - gestreefd naar een stringenter beleid ten aanzien van met name het storten van afvalstoffen. In de eerste richtlijn, uitgebracht in 1980 op grond van de Afvalstoffenwet inzake "Gecontroleerd storten", werd een eerste aanzet gegeven om de milieuhygiënische bezwaren van het storten van met name huishoudelijke afvalstoffen tegen te gaan. Na het in bredere kring bekend worden van de problematiek van bodem- en grondwaterverontreiniging werden in het Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1985 de zogenaamde IBC-uitgangspunten voor de aanpak van locale verontreinigingsbronnen geformuleerd. Deze uitgangspunten liggen dan ook ten grondslag aan de herziene versie van de AW-richtlijn gecontroleerd storten die in november 1985 is uitgebracht. Hierin ligt het accent reeds met name op het voorkómen van bodem- en grondwaterverontreiniging en worden technische ontwikkelingen op het gebied van isolatie- en controletechnieken en de opvang en behandeling van percolatiewater uitgewerkt voor - in principe - alle afvalstortplaatsen. Voor de toepassing van bodemafdichtende constructies met behulp van kunststoffolies werden protocollen opgesteld (Reeks Bodembescherming nr. 39, 1984) en in dezelfde Reeks werd een studie gepubliceerd ter zake "opvang en behandeling van percolatiewater van afvalstortterreinen" (Reeks bodembescherming nr. 35, 1984).

De IBC-uitgangspunten kunnen als volgt worden om-

schreven:

- I: er moeten zodanige isolerende voorzieningen zijn getroffen dat verontreiniging van de bodem nu en in de toekomst wordt voorkomen;
- B: met het oog op de beheersbaarheid nu en in de toekomst moeten voorzieningen zijn getroffen of maatregelen kunnen worden genomen zodat onverhoopt optredende bodemverontreiniging kan worden opgeheven; en
- C: de bodembeschermende voorzieningen en de kwaliteit van bodem en grondwater moeten regelmatig worden gecontroleerd.

De nadere invulling van deze criteria houden in beginsel de volgende concrete maatregelen in:

1. het storten of opslaan van stoffen in grondwater is in beginsel niet toegestaan: de onderkant van de opgeslagen of gestorte stoffen moet na zetting van de ondergrond door de opgebrachte stoffen boven het hoogste grondwaterniveau zijn gelegen. Hierbij moet men ook bedenken dat door de opslag- of stortplaats als zodanig zelf de hoogte van de grondwaterspiegel reeds zo beïnvloed kan worden dat de grondwaterspiegel boven het oude maaiveld kan komen te liggen. Een gedegen grondmechanisch en geohydrologisch onderzoek zal ter plaatse moeten worden uitgevoerd, onder andere ter bepaling van de zetting van de ondergrond en de grondwaterstand.
2. Om verontreiniging van de bodem door verspreiding van percolatiewater of mors- of lekvloeistoffen door de opslag of stort tegen te gaan zullen in het algemeen isolerende constructies die aan bepaalde eisen voldoen, onder de opgebrachte stoffen moeten zijn aangebracht. Dit houdt in dat het verontreinigde water boven deze

vloeistofdichte constructie - veelal met behulp van een drainsysteem - moet worden opgevangen. Daarbij moet worden uitgegaan van de noodzaak van een nadere behandeling of zuivering van dit water. Bedacht moet worden dat deze opvang en zuivering van verontreinigd water tot vele tientallen jaren nadat de stoffen op de bodem zijn gebracht, noodzakelijk (kunnen) zijn. Alleen als de stoffen ook aan de bovenzijde door een vloeistofdichte laag worden afgedekt kan het ontstaan van percolatiewater op den duur worden tegengegaan.

Alleen in het geval dat droge stoffen blijvend op de bodem worden gebracht, zou kunnen worden volstaan met het aanbrengen van een vloeistofdichte bovenafdichting over de stoffen.

Het zal duidelijk zijn dat de keuze van het isolatiemateriaal, het ontwerpen, het aanbrengen, het keuren en het zo mogelijk onderhouden van dergelijke afdichtingsconstructies uiterst zorgvuldig dient te geschieden, waarvoor gespecialiseerde kennis en ervaring is vereist.

3. De vereiste beheersbaarheid van de situatie zowel tijdens als na het op de bodem brengen van de stoffen, betekent primair dat het opslag- of stortterrein, inclusief de te treffen voorzieningen, zodanig dient te worden aangelegd dat de beheersbaarheid zo goed mogelijk gegarandeerd is. In de eerste plaats zijn hiervoor de maatregelen genoemd onder 1. en 2. van belang. Daarnaast is het belangrijk dat de opgebrachte stoffen teruggenomen kunnen worden indien dit nodig mocht zijn. Tevens zal rekening moeten worden gehouden dat ondanks de getroffen voorzieningen op kortere of langere tijd toch sprake kan zijn van een bodemverontreiniging die gesaneerd moet

worden. Afgezien van de tijdige signalering van een dergelijke situatie, zoals genoemd onder 4. is hiervoor essentieel dat dergelijke saneringsmaatregelen ook werkelijk getroffen kunnen worden en dat vooraf dergelijke maatregelen ter plaatse zijn onderzocht en voorzien.

4. Regelmatige controle op de situatie en de effectiviteit van de voorzieningen dient tijdens en na de opslag- of stortactiviteiten plaats te vinden. Hiertoe is onder meer bemonstering en analyse van de bodem, met name van het grondwater nodig. Het te treffen controle-systeem zal hierbij afhankelijk zijn van de geohydrologische situaties ter plaatse. Indien mogelijk wordt met name gedacht aan horizontale controledrains in het grondwater onder de vloeistofdichte constructie. De controledrains worden hierbij periodiek in werking gesteld, waarna bemonstering plaatsvindt. Een dergelijk systeem zou mogelijk ook dienst kunnen doen als een beheersinstrument in geval van onverhoopte grondwaterverontreiniging. Indien een horizontaal controlesysteem niet mogelijk is, dient een verticaal systeem bijvoorbeeld grondwaterpeilbuizen of pompputten te worden geïnstalleerd rondom de opslag of stort. In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat bij diepere grondwaterstanden de controle en de beheersbaarheid moeilijker worden. Gezien de hiermee verband houdende risico's dienen opslag- en stortplaatsen op dergelijke locaties voorzien te worden van zwaardere IBC-voorzieningen dan wel op bepaalde locaties niet te worden aangelegd.

Het opslaan of storten van drinkwaterslib

Drinkwaterslib is een afvalstof waarvan de samenstelling meer of minder vergelijkbaar is met die van bijvoorbeeld havenslib, baggerslib en slib afkomstig van de zuivering van verontreinigd oppervlaktewater: alle van nature voorkomende elementen en ook milieuvreemde stoffen komen in hogere of lagere concentraties in het slib voor. Indien deze afvalstof zonder enige beschermende voorziening op of in de bodem wordt gebracht, zullen hieruit vroeg of laat - door chemische en/of biologische processen - stoffen ongecontroleerd en onbeheersbaar in (potentieel) verontreinigende hoeveelheden zich in de bodem verspreiden. Het is daarom noodzakelijk dat deze afvalstof op een milieuhygiënisch verantwoorde wijze op de bodem wordt opgeslagen of gestort. De hiervoor genoemde bodembeschermende IBC-maatregelen dienen hiertoe in alle gevallen getroffen te worden.

Het zich verzetten - zoals in de praktijk wel gebeurt - van waterleidingmaatschappijen tegen het opleggen van bodembeschermende voorzieningen bij het opslaan of storten van deze afvalstof (zelfs binnen grondwaterbeschermingszones?) doet ongeloofwaardig aan als ook van de zijde van deze maatschappijen - terecht - geprotesteerd wordt tegen bijvoorbeeld de aanleg van een "schoon" puinstort of een olietank.

Eveneens dient mijns inziens betwijfeld te worden of het in de ondergrond doen neerslaan van het slib (ondergrondse ontijzering), ter vermindering van een afvalslibproblematiek aan het oppervlak, gemeten aan dezelfde maatstaven (bodembescherming en geloofwaardigheid) een goede ontwikkeling genoemd mag worden.

Het feit dat een arseengehalte van meer dan 50 mg/kg drinkwaterslib onder de werkingssfeer doet vallen van de WCA is meer een bestuurlijk-juridisch probleem dan dat dit feit op zich milieuhygiënische consequenties zou dienen te hebben voor de invulling van de IBC-voorzieningen. Met een ontheffing van het stortverbod op grond van de WCA kan dergelijk drinkwaterslib, evenals rioolwaterzuiveringslib of baggerspecie, worden gestort op milieuhygiënisch verantwoord ingerichte stortplaatsen.

Gelet op de centrale rol die de provincies hebben en in de toekomst nog meer zullen krijgen in de planmatige aanpak inzake afvalstromen en vergunningverlening voor IBC-afvalstortplaatsen is het zaak dat de waterleidingmaatschappijen c.q. de bedrijfstak zich primair wenden tot de provinciale overheden, indien er problemen zijn met de verwerking en verwijdering van hun afvalstof. In dit verband kan met name worden gewezen op het gestelde in de richtlijn met betrekking tot de inhoud van het provinciale plan voor de verwijdering van zuiveringsslib dat vóór 1 juli 1987 door de provincies dient te worden vastgesteld. In deze richtlijn (februari 1986) wordt gesteld dat er: "soorten afval zijn die min of meer vergelijkbaar zijn met zuiveringsslib qua samenstelling, structuur of eigenschappen. Gedacht wordt aan rioolslib, bagger, kolkenafval, slib dat vrijkomt bij de bereiding van drinkwater en dergelijke. (Enkele soorten van de genoemde afvalstoffen kunnen zelfs grotendeels chemisch afval zijn.) Gezien de vaak onvoorspelbare tijdstippen en plaatsen van ontstaan en vrijkomen ervan zijn deze soorten afval niet onder de werkingssfeer van de betreffende AMvB voor zuiveringsslib gebracht. De provincies kunnen uiteraard dit afval wel betrekken in het plan van de verwijdering

van zuiveringsslib, zo zij dit wenselijk achten".

In de aanbiedingsbrief aan de provincies herhaalt de minister deze suggestie c.q. aanbeveling voor het meenemen - om redenen van doelmatigheid - in het onderhavige plan van onder andere drinkwaterslib expliciet.

Gelet op de datum van 1 juli 1987 en de fase van voorbereiding voor deze plannen, is spoed vereist indien de waterleidingmaatschappijen c.q. de bedrijfstaking van deze mogelijkheid gebruik willen maken.

Hierdoor zal de in de praktijk gesignaleerde "dualistische" houding van waterleidingmaatschappijen als afvalproducent en als belanghebbende bij een goede bodembescherming wellicht tot het verleden gaan behoren.

BEINVLOEDING VAN DE ONTSTAANSWIJZE VAN SLIB

A.P. Meijers, N.V. Watertransportmaatschappij Rijn-Kennermerland (WRK)

Samenvatting

Het ontstaan van slib is inherent aan waterzuiveringsprocessen. Immers het merendeel van deze processen berust op scheidingsmethoden: De verontreinigingen worden, al of niet na het toevoegen van chemicaliën, uit het water afgescheiden en blijven als slib achter. Lang vormde dit slib geen probleem. Immers opslag op eigen terrein of lozing op oppervlaktewater was altijd mogelijk.

Deze praktijken uit het verleden zijn echter net als bij iedere afvalproducerende industrie aan zware beperkingen gebonden. Het is derhalve noodzakelijk het slibprobleem in de zuiveringsprocessen te incorporeren en na te gaan hoe slibreductie en milieuvriendelijke opslag kan plaatsvinden. Uit dit oogmerk zullen de diverse bij de drinkwaterbereiding gebruikelijke zuiveringsstappen gezien worden. Voorbeelden van beperkingen in de slibproductie zijn ontharding met behulp van natronloog in een korrelreactor en toepassing van vlokingsfiltratie in plaats van vlokformingsprocessen.

1

Inleiding

In het verleden werd het zuiveringsproces van grond- en oppervlaktewater los gezien van de verwerking en bestemming van het geproduceerde slib. Echter een effectieve strategie voor de behandeling van afvalstromen vereist dat de te kiezen processen tevens beoordeeld moeten worden op het aspect afvalstoffen. Hierbij dient gestreefd te worden naar

een minimale slibproduktie en een optimale slibverwerking. De keuze van bron kan hierbij een rol spelen, namelijk: kies voor water met de geringste troebelheid, kleur en hardheid als dat mogelijk is. Vermijd water in te nemen in de perioden van zeer hoge troebelheid en breng algengroei in reservoirs onder controle.

In deze voordracht zal achtereenvolgens aandacht besteed worden aan de diverse processen waarbij afvalstoffen ontstaan en aan mogelijkheden voor slibreductie. Hierbij zal met name ingegaan worden op de mogelijkheden bij het coagulatieproces. Het zal duidelijk zijn dat een goed geoptimaliseerd coagulatieproces wat betreft de menging, vlokvorming en vlokverwijdering een eerste vereiste is, waardoor ook de geringste vlokmiddeldosis nodig is waarbij derhalve ook de slibproduktie tot een minimum wordt beperkt.

2 Slib en afvalstromen

Bij vrijwel elke toegepaste zuiveringstrap ontstaat slib of afval.

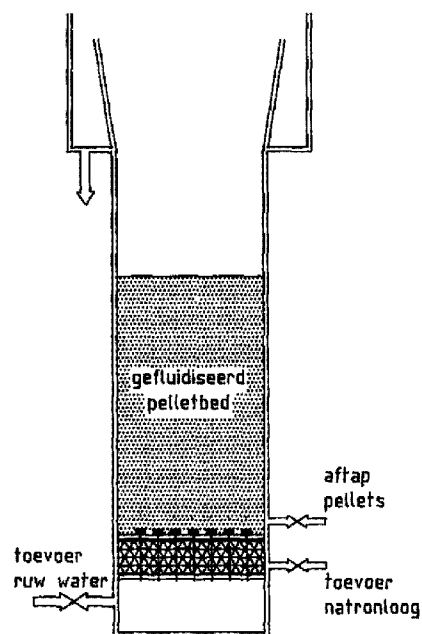
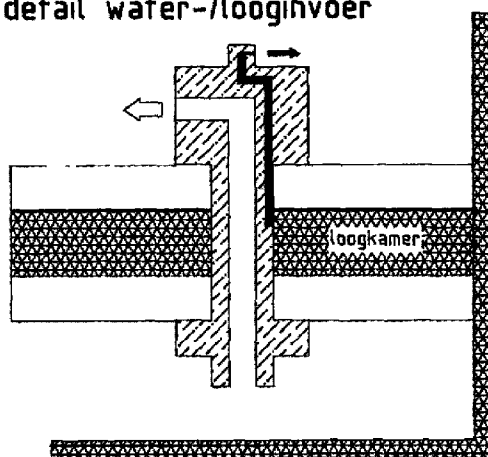
In voorraadbekkens slaan bezinkbare stoffen neer; microzeven houden een deel der algen en grof slib tegen; bij het coagulatieproces ontstaan ijzer- of aluminiumhydroxiden met afgevangen organische en anorganische verontreinigingen; bij snelfiltratie ontstaat spoelwater, bij grondwater voornamelijk bestaande uit ijzer- en mangaanoxiden, bij oppervlaktewater uit restslib van het coagulatieproces. Ontharding levert kalkkorrels en carry-over, bij actieve koolfiltratie blijven koolkorrels als restprodukt over. Bij ionenwisseling en hyperfiltratie komt brijn vrij, hetgeen eigenlijk alleen maar op

zee geloosd kan worden. Bij bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater kan het spoelwaterslib gerecirculeerd worden en te zamen met het coagulatieslib worden verwerkt. Slib van microzeven kan terug gevoerd worden naar het voorraadbekken en indien nodig gezamenlijk verwerkt.

Uiteindelijk resulteren dan ook een beperkt aantal slibstromen, waarvan in het navolgende de mogelijkheden voor slibreductie worden nagegaan. De grootste slibstromen ontstaan bij het onthardingsproces. Hierbij kan toepassing van ontharding volgens het kristallisatieproces in plaats van volgens het vlokvormingsproces een aanvullende slibreductie tot stand brengen. Momenteel wordt jaarlijks 8000 ton onthardingsslib op droge stofbasis in Nederland geproduceerd. De gevormde onthardingspellets zijn bovendien gemakkelijk afzetbaar (afbeelding 1).

reactortype Amsterdam

detail water-/looginvoer



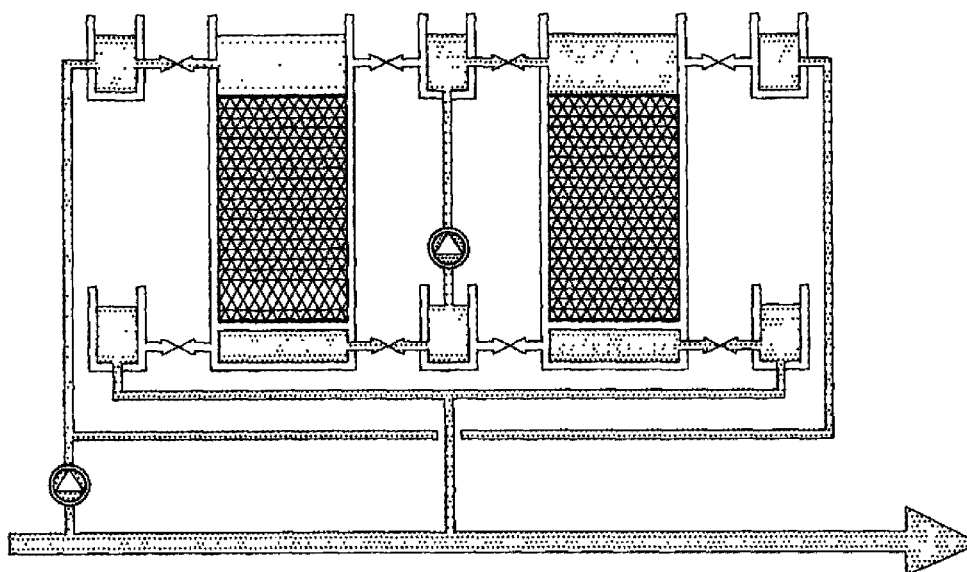
Afbeelding 1 - Schema van een korrelreactor voor ontharding met natronloog

Ook de keuze van het onthardingsmiddel speelt een grote rol. Door kalkmelk ($\text{Ca}(\text{OH}_2)$) wordt tweemaal zoveel droge stof als korrels geproduceerd ten opzichte van toepassing van natronloog (NaOH). Bovendien is de zogenaamde carry-over bij dosering van kalkmelk aanzienlijk groter.

Wanneer alle drinkwater met een hardheid $> 2,0 \text{ mmol/l}$ onthard gaat worden (450 miljoen m^3/jaar) en de helft van de bedrijven loog toepast wordt als carry-over 300 ton als droge stof geproduceerd. Indien de andere helft van de bedrijven kalkmelk toepast ontstaat 8000 ton slib als carry-over. In deze discussie speelt natuurlijk ook de natrium-norm voor drinkwater een rol.

Beter behandelbare afvalstoffen ontstaan ook bij de toepassing van actieve koolfiltratie in plaats van poederkooldosering (afbeelding 2). In het laatste

2-traps installatie PWN Andijk



Afbeelding 2 - Koolfilters in serie

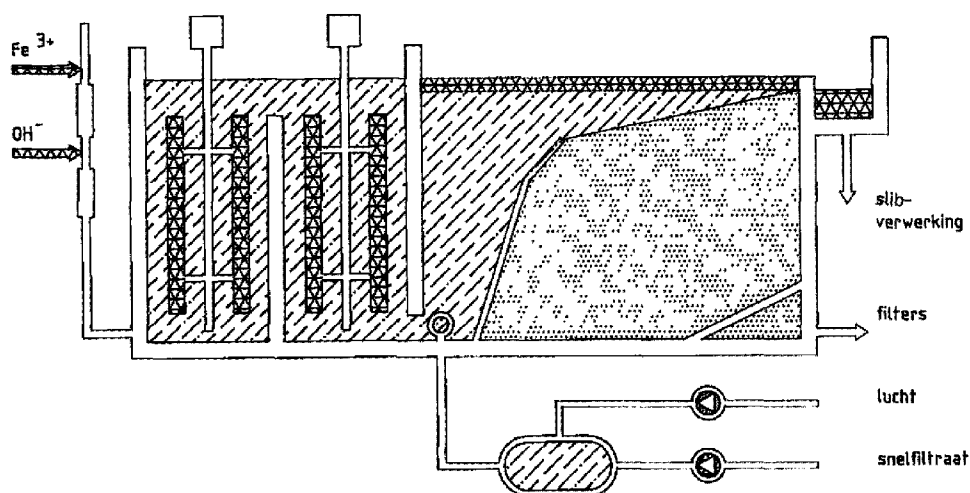
geval ontstaat een vergrote hoeveelheid coagulatie- of spoelwaterslib op drogestofbasis. In Nederland wordt jaarlijks 900 ton poederkool verbruikt.

Bij de behandeling van grondwater met relatief laag ijzergehalte en een hoog humusstofgehalte kan een zeer volumineus slib ontstaan met slechte ontwateringseigenschappen. Uit het oogpunt van slibverwerking is het beter deze bronnen te vermijden.

In het volgende hoofdstuk zullen de mogelijkheden bij het coagulatieproces aangegeven worden.

3 Coagulatieprocessen met slibreductie

Als alternatief van een coagulatieproces met sedimentatie, kan flotatie gezien worden. Het is heel goed mogelijk dat dan volstaan kan worden met een geringere vlokmiddeldosis, terwijl tevens een compact slib afgeleverd wordt (afbeelding 3).

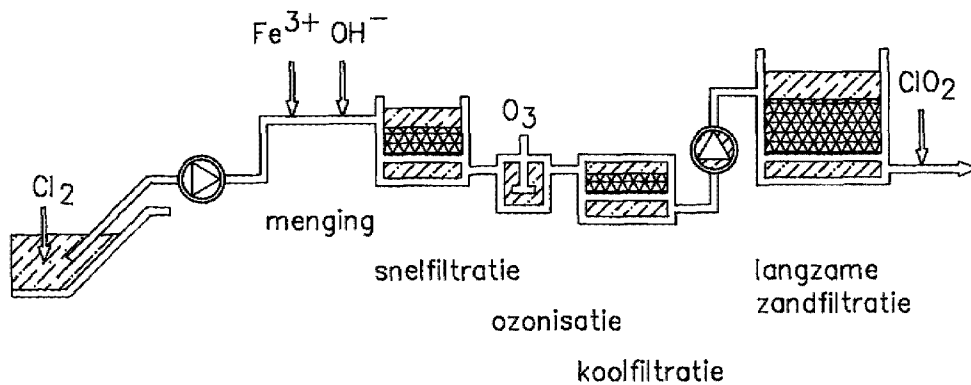


Afbeelding 3 - Principeschema van een flotatie-installatie

Vooral watertypen met relatief lage zwevende stofgehalten en algenontwikkeling komen voor flotatie in aanmerking, omdat de geproduceerde vlok minder goed bezinkbaar is en soms zelfs uit zichzelf flooteert vanwege gasontwikkeling.

Grotere verwachtingen ten aanzien van vlokmiddel-c.q. slibreductie kunnen echter gekoesterd worden van vlokkingsfiltratie (ofwel directe filtratie). Na een intensieve menging van de vlokmiddelen, treedt de vlokvorming voornamelijk op tijdens het filtratieproces.

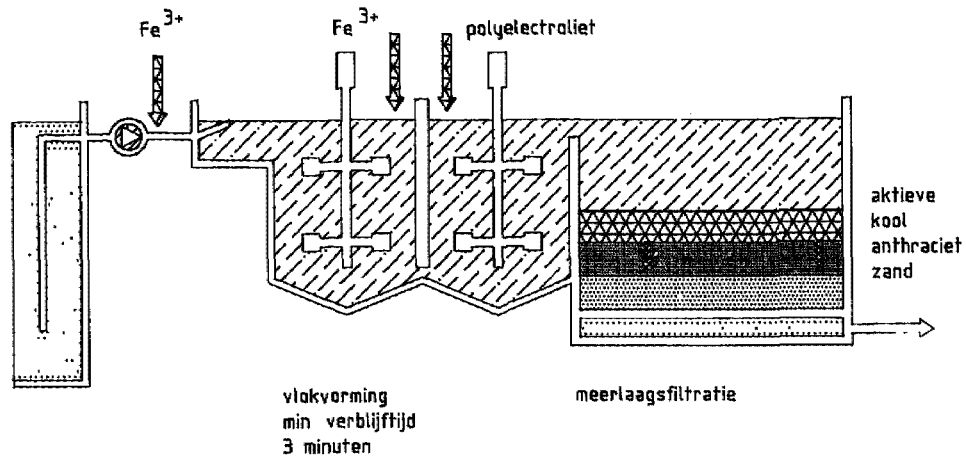
Vlokkingsfiltratie komt in zicht indien water met een relatief gering zwevende stofgehalte ($< 20 \text{ mg/l}$ of $< 25 \text{ FTE}$) behandeld moet worden. De doseringen kunnen dan relatief gering zijn ($\text{Al} < 1,5 \text{ mg/l}$ en $\text{Fe} < 3 \text{ mg/l}$). Een verdere reductie kan plaatsvinden door toepassing van kationische polyelektrolyten, hoewel dan de kleur en organische stofverwijdering veel minder is. Wanneer hoge gehalten aan diatomeën voorkomen, kan ook gemakkelijk filterverstopping optreden. In dat geval dient een grove zandkorrel (1,0-1,5 mm) in een dubbellaagsfilter toegepast te worden en kan overwogen worden tevoren ozon of chloor te doseren [1]. Vlokkingsfiltratie vindt plaats in Zürich bij de Seewasserwerken van Leng en Moos (afbeelding 4).



Afbeelding 4 - Vlokkingsfiltratie bij het See-wasserwerk Leng (Zürich)

Het ingenomen water uit het meer van Zürich wordt voorgeoxideerd met 0,3 tot 0,8 mg/l chloor en vervolgens vindt dosering van 2 mg/l aluminiumsulfaat plaats gevolgd door neerwaartse vlokkingsfiltratie. Bij de zuivering van water uit de "Wahnbachtaalsperre" is defosfatering het hoofddoel. Na oppompen van het water wordt in een intensieve menger 4 tot 10 mg/l Fe gedoseerd.

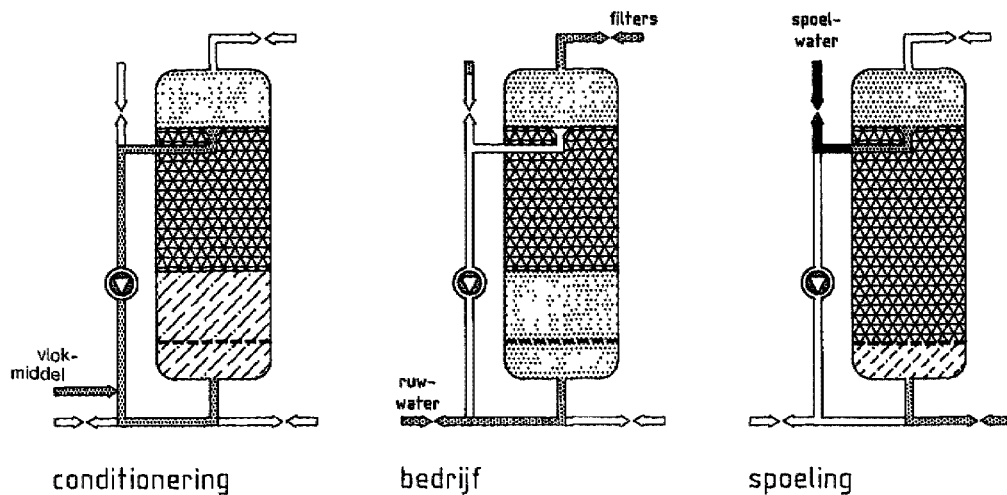
In de vlokformingscompartimenten wordt tevens 0,1-1 mg/l kationisch polyelektrolyet gedoseerd, waarna vlokkenfiltratie plaatsvindt in een meerlaagsfilter (afbeelding 5).



Afbeelding 5 - Vlokkenfiltratie bij de Wahnbach-talsperre

Een gelijk proces vindt plaats bij de zuivering van Ruhrwater in Essen [2]. Daar is evenwel oxidatie vereist met 1,6 mg/l ozon, waarna 0,25 mg/l Al (polyaluminiumchloride) gedoseerd wordt voor de filters. Ozon werkt dan ook nog als vlokhulpmiddel. Door opheffing van de stabiliserende werking van humusstoffen die op de zwevende stof geadsorbeerd zijn, veroorzaakt ozon een microvlokking.

Een zeer geavanceerd proces is het "Refifloc Verfahren" van Stadtwerke Wiesbaden (afbeelding 6).



Afbeelding 6 - Refifloc Verfahren bij de Stadtwerke Wiesbaden

Na de menging van het vlokmiddel wordt het water opwaarts door een fluidebed van styroporkogeltjes geleid en voor een deel gerecirculeerd. Hierdoor worden de mogelijkheden van contact tussen de zwevende stof en de vlokken verhoogd.

Verdere mogelijkheden zijn er in de toepassing van magnetiet (Fe_3O_4) [3]. Hierbij wordt een suspensie van 0,5 tot 2,0 gewichts % positief geladen magnetiet aan het water toegevoegd waarop de negatief geladen deeltjes adsorberen. Hiervoor is een contact van 5 tot 10 minuten in geroerde bassins vereist. Vervolgens wordt 0,1 tot 2 mg/l kationisch polyelektrolyet gedoseerd, gevolgd door een contacttijd van 2 tot 4 minuten. Na magnetisering van de vlok vindt een snelle bezinking in een clarifier

plaats, gevolgd door terugwinning en hergebruik van de magnetiet. Dit laatste geschiedt door omlading bij hogere pH. De waterkwaliteit bij dit in Australië beproefde proces is zo goed dat van snel-filtratie afgezien kan worden.

Magnetiet wordt ook toegepast in het HGMF (High Gradient Magnetic Filter) procede. In de vlok wordt magnetiet ingebouwd, waarna de vlok met behulp van magneten afgescheiden wordt [4]. Ook hier is minder vlokmiddel vereist.

4

Optimalisatie van het soort vlokmiddel

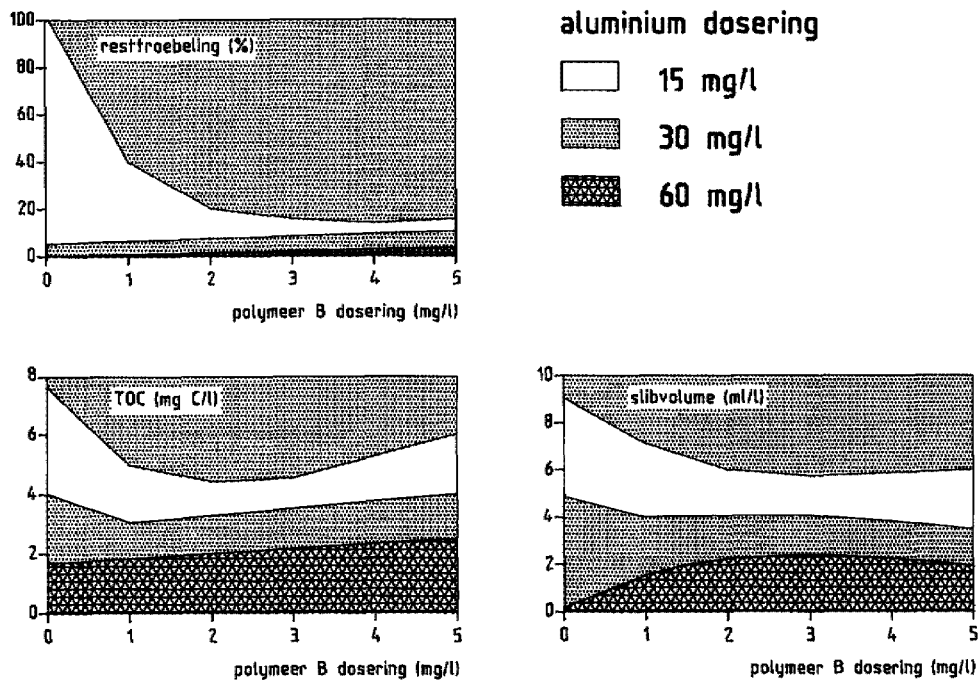
Door toepassing van een vlokmiddel op aluminiumbasis in plaats van op ijzerbasis vermindert de productie van metaalhydroxide met 25 %, indien equimolaire dosering plaatsvindt.

Hierbij dient wel gelet te worden op de eisen voor rest-aluminium in het reine water.

Voorts kan gezocht worden naar alternatieve vlokmiddelen die naar verhouding minder bijdragen aan de slibproductie.

James en O'Melia [5] onderzochten een tweetal kationische polymeren, één met een laag moleculairgewicht en een hoge ladingsdichtheid (polymeer A) en één met de tegenovergestelde kwalificaties (polymeer B).

Voor beide middelen was de slibproductie laag, werd de troebelheid redelijk laag, doch nam de TOC weinig af. Optimaal bleek een combinatie van aluminiumsulfaat en polymeer B te zijn met minder slib en lagere kosten (afbeelding 7).



Afbeelding 7 - Effecten van aluminium/polymeer-combinaties op de verwijdering van TOC en troebelheid en de slibproductie

5

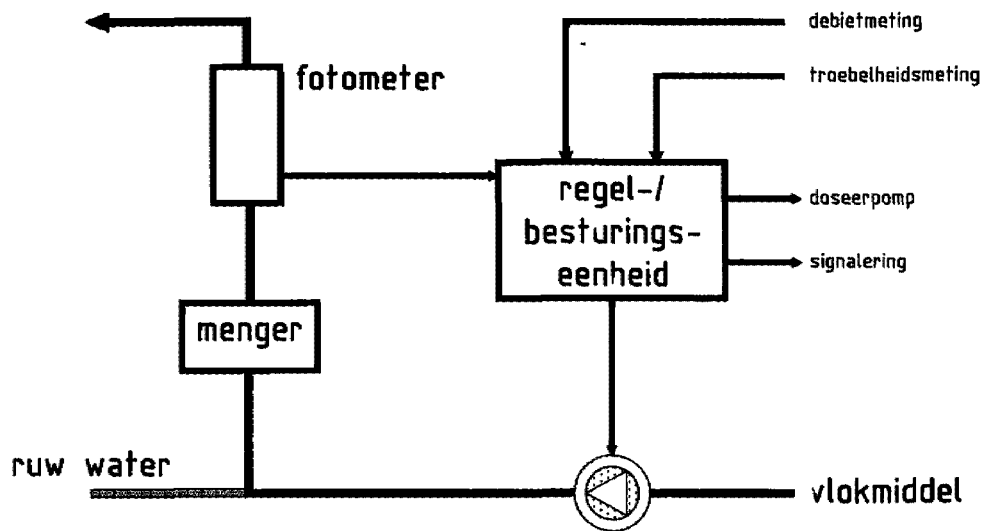
Optimalisatie van doseringen

De optimale dosis van vlokmiddelen wordt traditioneel met behulp van een bekglasproefapparaat bepaald. Daar deze proef tijdrovend is ligt de frequentie veelal niet hoger dan eenmaal per week. Bij de meeste bedrijven wordt zelfs inmiddels een vaste dosis genomen, waar alleen onder bijzondere omstandigheden van wordt afgeweken.

Dit betekent natuurlijk wel, dat afwijkingen ten opzichte van de optimale dosis kunnen ontstaan. De vraag naar adequate regelapparatuur blijft derhalve aanwezig. Dit heeft ook geleid tot enkele min of meer operationele apparaten.

Zo is door Overath [6] apparatuur ontwikkeld waar-

bij de optimale dosis wordt bepaald aan de hand van meting van de troebelheid, pal na de opmenging van het vlokmiddel. De dosis zou optimaal zijn op het punt waarbij de hoogste troebelheid gemeten wordt (afbeelding 8).

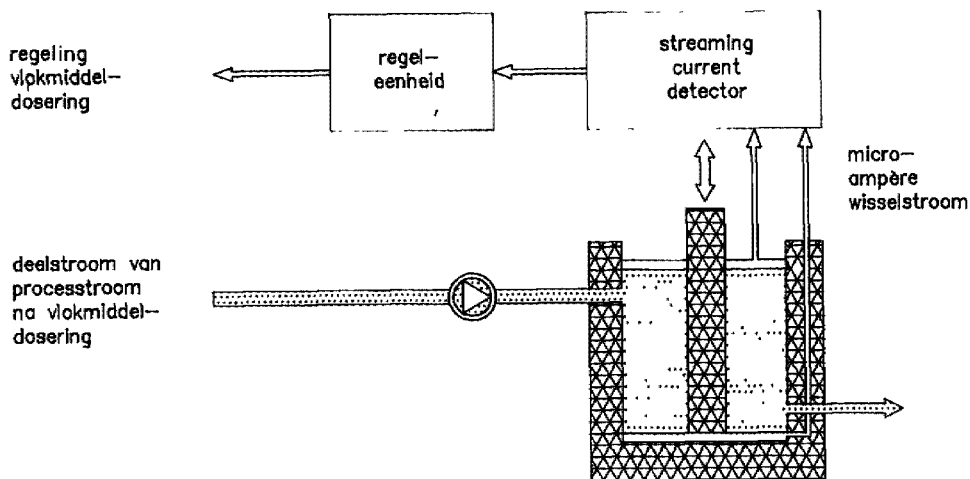


Afbeelding 8 - Autoflocapparaat voor de sturing van de vlokmiddeldosering

Beproeving bij het KIWA heeft evenwel niet de gewenste resultaten opgeleverd. Meer succes had deze apparatuur bij de coagulatie van water uit de Ruhr in "Witten" (BRD).

Recentelijk wordt door L'eau Claire een zogenaamde Streaming Current Detector (SCD) aangeboden die meer succesvol lijkt te zijn. Bij de WRK te Enkhuizen heeft dit apparaat, dat eveneens direct na menging van het vlokmiddel geplaatst wordt, tot besparingen geleid in de vlokmiddeldosering. Het meetprincipe berust op een meting van de totale la-

ding van de gesuspendeerde en colloïdale deeltjes (afbeelding 9).



Afbeelding 9 - Streaming Current Detector voor de sturing van de vlokmiddeldosering

Documentatie is bij de firma en de auteur van deze publikatie te verkrijgen.

Hetzelfde principe wordt toegepast door Schell en Bernhardt [7] die titraties uitvoeren ter bepaling van de elektrostatische lading van water uit de Wahnachtalsperre met periodiek verhoogde algenconcentraties. Bij de coagulatie wordt onder meer een kationisch polyelektroliet gebruikt.

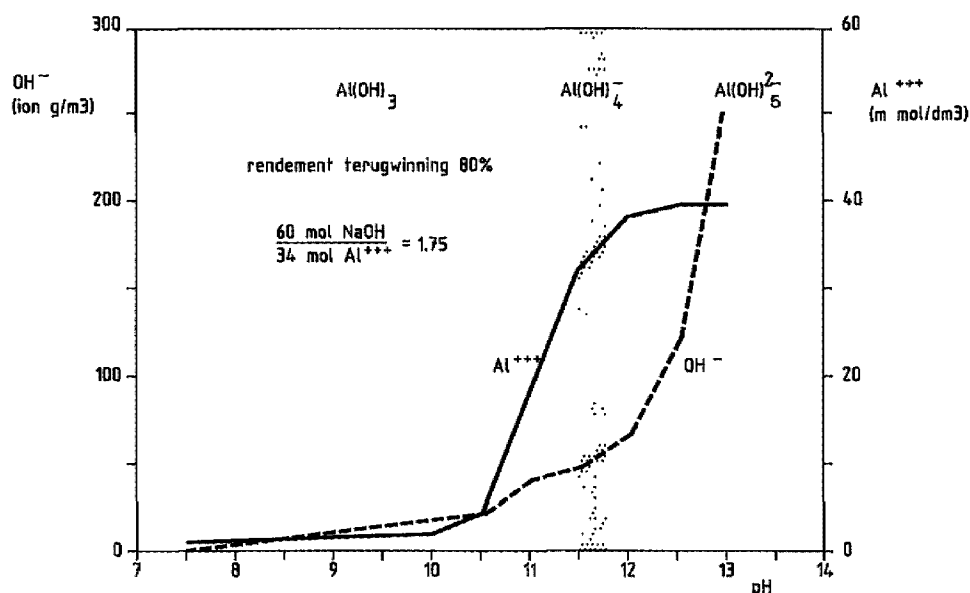
Ook vindt sturing van de dosering plaats met behulp van computermodellen waarin de waterkwaliteit verwerkt wordt [8]. Duidelijk is wel dat optimalisatie van de dosering gewoonlijk leidt tot beperking van de slibproductie.

Terugwinning vlokmiddelen

Door terugwinning van de vlokmiddelen op ijzer- en aluminiumbasis uit het slib kan een bepaalde reductie van het slib verkregen worden. Bovendien ontstaan besparingen op het vlokmiddelverbruik.

Door Motamedi [9] is de terugwinning van ijzer uit coagulatieslib met behulp van zoutzuur beschreven. Door het toevoegen van zoutzuur krimpt de structuur van het slib in en ontstaat een snel bezinkend slib met een fractie van het originele volume, dat goed gefiltreerd kan worden; 66 % van het ijzer kan teruggewonnen worden. Er dient gewaakt te worden voor een overdosis zuur daar dan de filtreerbaarheid afneemt. Door Masschelein [10] is de terugwinning van aluminium uit coagulatieslib beschreven ofwel met een zuur ofwel met base. Er kan op drogestofbasis 18 % reductie in slib optreden.

De zure terugwinning geschiedt met zwavelzuur bij een pH tussen 3 en 3,4 en een verbruik van 3,2 mol H^+ per mol Al. Er kan 80 % Al teruggewonnen worden. Echter ook de zware metalen gaan enigermate in oplossing, alsmede fosfaat, silicaat en organische stof. De oplossing geeft een concentratie van 120-150 mg/l CZV. Deze laatste problemen zijn aanmerkelijk geringer bij een alkalische terugwinning met NaOH. Bij een pH van 11,4 tot 11,8 ontstaat $NaAl(OH)_4$ (afbeelding 10) met 80 % rendement. De oplossing bevat circa 1 g/l natrium. De minste verontreiniging van zware metalen ontstaat bij de terugwinning met behulp van kalkmelk bij een pH van 11,2-11,6. Het rendement is evenwel lager: 25 % en de oplossing bevat 3 g/l calcium. Het te behandelen slib dient niet te ver ingedikt te worden: 15-20 g/l droge stof is optimaal voor terugwinning van aluminium uit het slib van Tailfer.



Afbeelding 10 - Invloed van de pH op de produkten bij de terugwinning van het vlok-middel aluminium uit slib

Het met loog teruggewonnen vlokmiddel werkt goed. Toch dient het aandeel van teruggewonnen vlokmiddel op het totaal van de vlokmiddeldosis niet meer dan 25 tot 50 % te bedragen daar anders het gecoaguleerde en bezonken water te hoge rest-aluminium- en zwevende stofgehalten bevat. Er behoeft evenwel geen pH-correctie toegepast te worden.

Het resterende slib na zure terugwinning van aluminium is redelijk filtreerbaar. Door toevoeging van kalk is dit sterk te verbeteren. Het restprodukt na alkalische terugwinning filtreert even goed als het momenteel geproduceerde slib.

De alkalische terugwinning heeft de voorkeur. Er treden weliswaar verhogingen van CZV, SiO₂ en zware metalen op, doch deze leveren geen problemen op. De

door Masschelein onderzochte terugwinning van aluminium uit slib levert een besparing op aan vlok-middel van 20-50 %. Het totale chemicaliënverbruik kan worden gereduceerd met 10-20 %.

7

Slotbeschouwing

Het blijkt mogelijk te zijn de omvang van slibstromen te beïnvloeden. Soms kan dat door relatief eenvoudige maatregelen zoals keuze van een vlok-middel of onthardingsmiddel. Hierbij dienen vooral de mogelijkheden van kationische polyelektrolieten niet over het hoofd gezien te worden.

Veelal zijn echter rigoreuze stappen vereist zoals afzien van het conventionele coagulatieproces, introductie van vlokingsfiltratie, of flotatie. Wanneer toepassing van actieve kool vereist is dient dit bij voorkeur via koolfilters te geschieden.

Verder komen futuristisch uitziende technieken als het "Refifloc Verfahren", toepassing van magnetiet ten behoeve van adsorptie van geladen deeltjes of als middel voor vlokverwijdering in aanmerking.

In dit kader dient ook vlok-middel-terugwinning genoemd te worden.

Een slibarm proces van oppervlaktewater zou kunnen bestaan uit vooroxidatie met chloor of ozon, vlokingsfiltratie gevolgd door koolfiltratie en/of langzame zandfiltratie en nadesinfectie.

Varianten van deze procesgang worden op diverse plaatsen toegepast.

In de grondwatersector zijn de mogelijkheden van slibminimalisatie beperkt. Wel dient voor zover mogelijk afgezien te worden van bronnen met humusrijk en ijzerarm grondwater, daar de geproduceerde slibsoort moeilijk te ontwateren is.

Indien ontharding toegepast moet worden gaat de sterke voorkeur uit naar een korrelreactor met natronloogdosering.

8

Literatuur

- [1] Woodward, R.L.: Reducing waterplant sludge by direct filtration and oxidation. AWWA Seminar May 13, 1973 Las Vegas, Nevada.
- [2] Lienhard, H.S.: Untersuchungen zur Ozon-Flockenfiltration bei den Stadtwerken Essen, Vom Wasser 55 (1980), 149-158.
- [3] Anderson, N.J. c.s.: Water Treatment with reusable magnetite particles. Symposium Water Filtration. Antwerp, Belgium, 21-23 April 1982.
Editors: Weiler, R.A., Janssens, J.G.
- [4] Köhler G.K.: Reiniging von Oberflächenwasser. Wasser, Luft und Betrieb, Zeitschrift für Umwelttechnik, Ausgabe 11/81.
- [5] James, C.R., O'Melia, C.R.: Considering sludge production in the selection of coagulants. JAWWA, March 1982, 148-151.
- [6] Overath, H., Lang, H.: Ein neues Verfahren zur Steuerung der Flockungsmittel bei der Oberflächenwasseraufbereitung. gwf-Wasser/Abwasser 121 (1980) 6, 277-282.
- [7] Schell, H., Bernhardt, H.: Bestimmung der Ladungskonzentration als Steuergrösse des Flockungsmittelzusatzes. Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung 19/1986, 51-65.

- [8] Ahrens, K., Gundelach, V.G.: Überwachung der Flockung bei der Wasseraufbereitung mit Hilfe einer rechnergesteuerten physikalischen Modells. gwf-Wasser/Abwasser 123 (1982), 131-138.

- [9] Motamedi, M.: Dewatering of Ferric Chloride Coagulation Sludge. Water Research 9 (1975) 861-864.

- [10] Masschelein, W.J.: Rückgewinnung von Flockungsmitteln. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 50. Behandlung und Beseitigung von Wasserwerksschlämmen, Workshop Essen. Bearbeitung. H.M.M. Koppers, R. Liessfeld, 1986, 109-131.

BEHANDELING VAN SPOELWATER

H.M.M. Koppers, KIWA N.V., Hoofdafdeling Speurwerk,
Nieuwegein

Samenvatting

Het water dat gebruikt is voor het spoelen van de filters wordt in de meeste gevallen na bezinking geloosd op het oppervlaktewater. Voor een goede verwijdering van de zwevende en gesuspendeerde deeltjes zijn vaak lange bezinktijden noodzakelijk. Dit gaat gepaard met een groot ruimtebeslag.

Het bezonken sterk waterhoudende slib wordt meestal pas na vele jaren uit de bezinkvijver verwijderd hetgeen een adequate verwerking van het slib sterk bemoeilijkt.

Door het gebruik van vlokmiddelen kan de bezinktijd drastisch worden verminderd, zonder dat het rendement van de bezinking daalt. Dientengevolge kan volstaan worden met een kleiner oppervlak voor de bezinking. Dit biedt de mogelijkheid om spoelwater te behandelen in compacte installaties in combinatie met slibindikking. Het ingedikte slib kan vervolgens op natuurlijke wijze worden ontwaterd op een droogbed van beperkte afmetingen.

Ook kunstmatige slibontwatering met behulp van stationaire of mobiele apparatuur behoort dan tot de mogelijkheden.

Het behandelde spoelwater kan indien gewenst verder worden gezuiverd tot drinkwater.

1

Inleiding

Bij de openbare drinkwatervoorziening worden snel-filters toegepast bijvoorbeeld als zuiveringstrap bij de ontijzering en ontmanganing van grondwater

of als polishingtechniek na een voorbehandeling van oppervlaktewater door chemische coagulatie.

Tijdens de filtratie zetten de zwevende en gesuspendeerde stoffen van het ruwe water zich af in de poriën van het filterbed. Na het bereiken van een maximaal toelaatbare filterweerstand wordt het filter door terugspoelen met water schoongemaakt.

Hierbij worden de in het filterbed geaccumuleerde verontreinigingen verwijderd waarbij de weerstand van het bed tot de aanvangswaarde daalt.

De hoeveelheid spoelwater hangt af van de gevolgde spoelprocedure en de frequentie waarmee het filterbed wordt gespoeld. Het volume aan spoelwater kan oplopen tot circa 10 % van de hoofdstroom doch draagt doorgaans niet meer dan 1 tot 3 %. Het gehalte aan zwevende en gesuspendeerde stoffen in spoelwater varieert van enkele 10-tallen milligrammen tot waarden van 3000 mg/l of meer [1].

Na het spoelen wordt in sommige gevallen het eerste filtraat afgevangen, totdat het gehalte aan bepaalde verontreinigingen tot een zekere restwaarde is gedaald. Hiervoor zijn slechts geringe hoeveelheden water nodig in vergelijking met het spoelproces.

Het waterverbruik ten behoeve van het terugspoelen van de snelfilters bedraagt in Nederland naar schatting $20 \cdot 10^6$ m³ per jaar.

Als bestemmingsmogelijkheden voor spoelwater komen in aanmerking:

- lozing op oppervlaktewater. Bij het verstrekken van lozingsvergunningen krachtens de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren wordt ervan uitgegaan dat anorganisch slib niet in het oppervlaktewater mag worden gebracht. Het moet worden gescheiden van het te lozen water en op adequate wijze worden verwerkt;
- infiltratie naar de ondergrond. Bij infiltratie

- van spoelwater in de bodem is, afhankelijk van het doel, grondwateraanvulling dan wel lozing, hetzij de Grondwaterwet hetzij de Wet bodembescherming van toepassing. Er kunnen eisen worden gesteld aan de maximaal toelaatbare hoeveelheid van een bepaalde stof in het te infiltreren water in beschermde gebieden (waterwingebieden);
- terugwinning van spoelwater en zuivering tot drinkwater. Hierbij geldt vanzelfsprekend als voorwaarde dat hergebruik geen nadelige invloed mag hebben op de kwaliteit van het geproduceerde drinkwater;
 - lozing op de gemeentelijke riolering. Hierop zijn van toepassing de voorwaarden zoals opgenomen in de Lozingsverordening riolering.

Uit het overzicht moge blijken dat het spoelwater veelal een behandeling dient te ondergaan, welke zich onder meer richt op de afscheiding van de in het spoelwater aanwezige zwevende en gesuspendeerde stoffen. Het aldus verkregen spoelwaterslib dient, zoals reeds gememoreerd, verder te worden verwerkt en afgevoerd.

Slechts in het geval van lozing op de riolering kan het spoelwater meestal onbehandeld worden afgevoerd.

2

Huidige aanpak van de spoelwaterbehandeling

De meeste waterleidingbedrijven bezitten een of meerdere spoelwatervijvers ter verwijdering van de bezinkbare stoffen in spoelwater. Voor een goede verwijdering van de deeltjes zijn vaak lange bezinktijden noodzakelijk, wat gepaard gaat met grote oppervlakten voor de bezinking. Dergelijke inrichtingen bezitten veelal geen voorzieningen ten be-

hoeve van de slibruiming. De spoelwatervijver wordt eerst buiten bedrijf gesteld dan wel geruimd als deze nagenoeg geheel met slib is gevuld.

Als nadelen van deze aanpak kunnen, naast het grote ruimtebeslag, worden genoemd:

- grote slibbuffering hetgeen een adequate verwerking van het slib sterk bemoeilijkt;
- moeilijke verwijdering van het slib uit de vijvers;
- storing van de bezinking door windinvloeden en kortsluitstromen waardoor de deeltjes in onvoldoende mate bezinken;
- verslechtering van de waterkwaliteit in biologisch/bacteriologisch opzicht, hetgeen terugwinning van de waterfase althans voor grondwaterbedrijven onaantrekkelijk maakt;
- visuele overlast.

Daarenboven neemt de druk van de overheid op de bedrijfstak toe om de afvalstof slib te scheiden van de bodem. In concreto betekent dit dat via een onderafdichting van de spoelwatervijver voorkomen moet worden dat percolatiewater in contact treedt met bodem en grondwater. Op dit punt worden regels geformuleerd ingevolge de Wet bodembescherming.

Het KIWA heeft in de periode 1978-1985 in nauwe samenwerking met de bedrijfstak onderzoek verricht naar diverse facetten van de spoelwaterbehandeling. Zo is onder meer aandacht besteed aan:

- de bezinkingseigenschappen van de in het spoelwater aanwezige deeltjes;
- de invloed van vlokmiddelen op de bezinkings-eigenschappen van de deeltjes;
- de technologische aspecten van het bezinkingsproces;

- het hergebruik van spoelwater bij grondwaterbedrijven;
- de verwerking van het spoelwaterslib.

Op een aantal zaken zal in de komende hoofdstukken nader worden ingegaan.

3 Behandeling van spoelwater bij grondwaterbedrijven

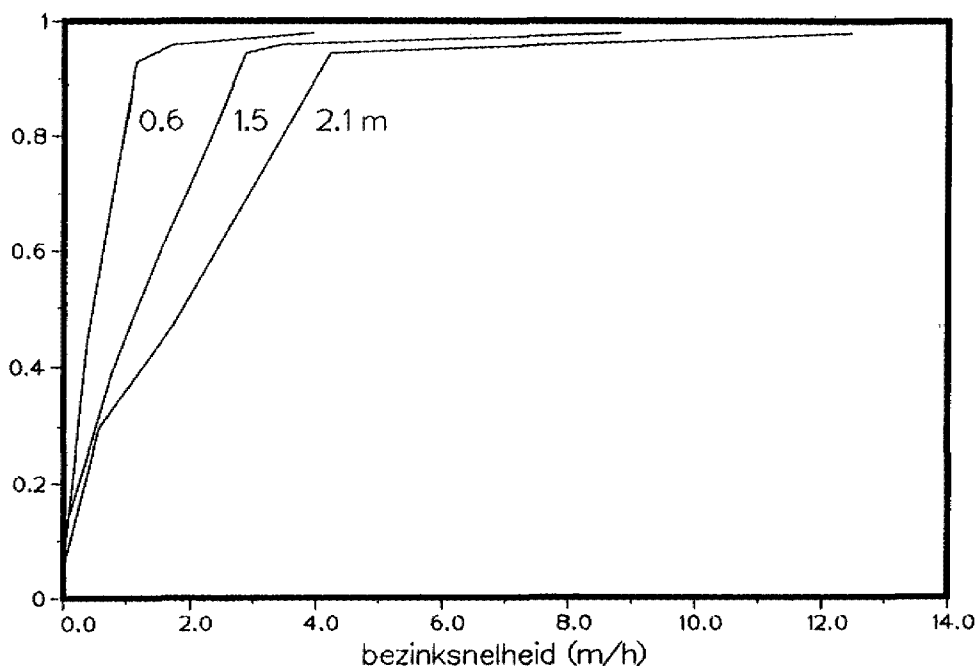
3.1 Bezinking

Het gehalte aan affiltreerbare stoffen in het spoelwater van ontijzerings- en ontmanganingsfilters ligt veelal lager dan 0,5 gr/l.

De wijze van bezinking van de deeltjes kan worden omschreven als vrije bezinking. Er is nauwelijks sprake van een wederzijdse beïnvloeding tijdens het bezinkingsproces. De vorm, dichtheid en afmeting van de deeltjes zijn zeer verschillend.

Hierdoor treden bezinkingssnelheden op die binnen zeer wijde grenzen variëren. Daarenboven hebben de deeltjes de neiging tot flocculatie waardoor zowel de grootte als de bezinkingssnelheid veranderen. Dit is geïllustreerd in afbeelding 1.

relatieve ijzerconcentratie C/C_0



Afbeelding 1 - Frequentieverdeling voor de bezinkingsnelheid van ijzerdeeltjes op verschillende diepten in een sedimentatiekolom [2]

Een deel van de ijzerpartikels heeft colloïdale afmetingen waardoor deze moeilijk bezinkbaar zijn. De bulk van de mangaandeeltjes bezit afmetingen tussen 10 en 100 μm en zijn bijgevolg gemakkelijker af te scheiden van het spoelwater [3]. Tabel 1 geeft een beeld van de samenstelling van spoelwater vóór en na ladingsgewijze bezinking in een sedimentatiekolom.

Tabel 1 - Effect van bezinking op de samenstelling van spoelwater van grondwaterbedrijven [4]

parameter	spoelwater	na 24 uur bezinking
pH (-)	7,3 - 7,9	7,3 - 7,9
Fe (mg/l)	50 - 1000	2 - 60
Mn (mg/l)	1 - 30	0,1 - 0,5
CZV (mg/10 ₂)	40 - 300	10 - 40
gloeiverlies* (%)	10 - 30	-
bezinkselvolume (ml/l)	1 - 100	< 0,1
Kjeldahl-N (mg/l)	2 - 4	0,2 - 0,8

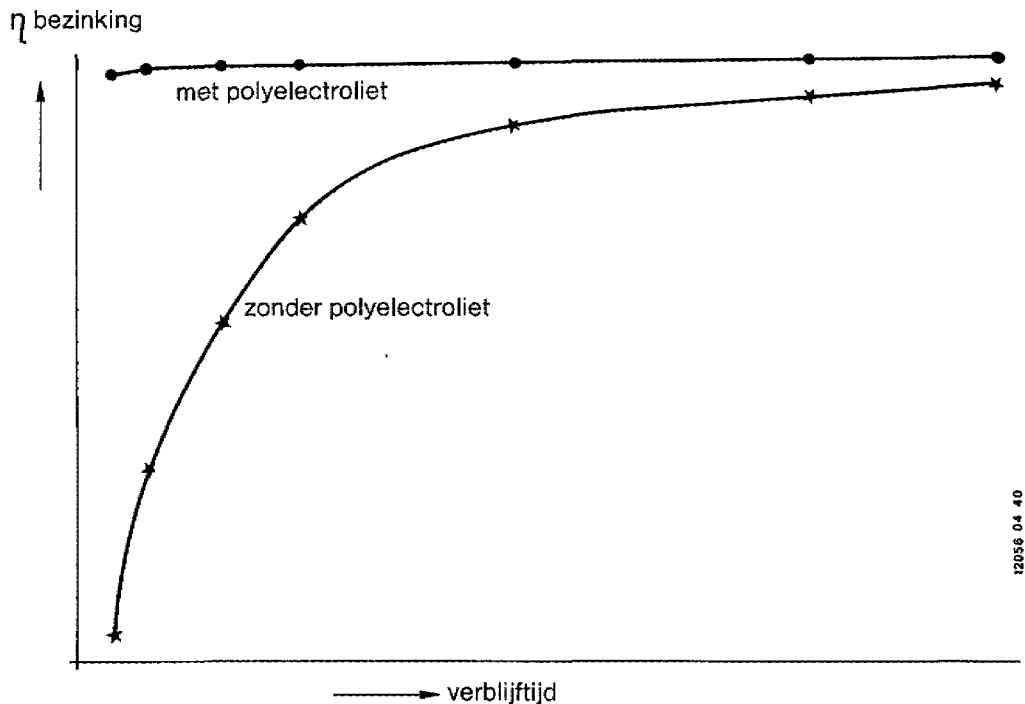
* van de bezinkbare stoffen

De tabel toont aan dat het spoelwater zelfs na 24 uur bezinktijd nog hoge restijzergehalten kan bevatten. De richtlijn/lozingseis voor het element ijzer bedraagt veelal ten hoogste 5 mg/l Fe, zodat in veel gevallen een verlenging van de bezinktijd noodzakelijk is. In de praktijk van de spoelwaterbehandeling bedraagt de gemiddelde verblijftijd van het spoelwater in de vijvers circa 5 dagen [1]. Aan de lozingseisen/richtlijnen met betrekking tot de overige parameters wordt veelal binnen 24 uur voldaan.

3.2 Toepassing van vlokmiddelen bij de bezinking

Het bezinkproces kan aanzienlijk versneld worden door de toevoeging van vlokmiddelen aan het spoelwater. In afbeelding 2 is het effect weergegeven van de dosering van een synthetisch polyelektrolyet

op het bezinkingsrendement voor ijzerdeeltjes.



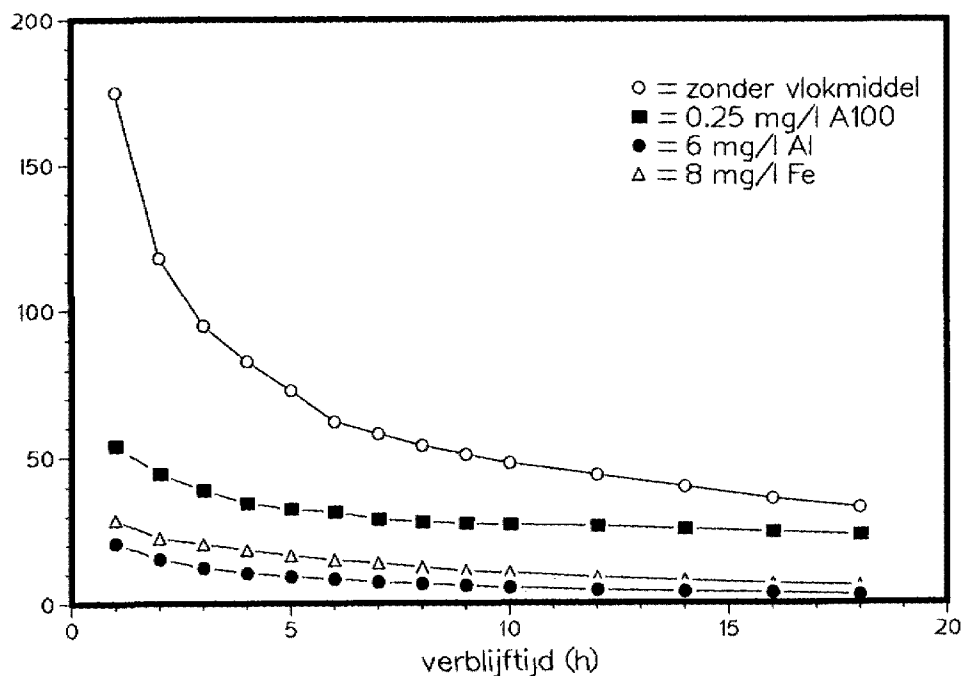
Afbeelding 2 - Rendement van de bezinking als functie van de verblijftijd

Binnen 30 minuten bedraagt het bezinkingsrendement voor de ijzerdeeltjes 85-90 %, terwijl zonder toevoeging van polyelektroliet verwijderingspercentages haalbaar zijn van 50-70 % bij een bezinktijd van 1-2 uur [2]. Het meest werkzaam zijn anionische polyelektrolieten in doseringen tot circa 1 mg/l. Dosering van ijzer- en aluminiumzouten heeft eveneens een effectieve uitvlokkings van de deeltjes tot gevolg. De waterkwaliteit na bezinking is echter beter in vergelijking met de toevoeging van polyelektrolieten. De sterk hydrolyserende metaalzouten zijn beter in staat om deeltjes met colloïdale afmetingen te verwijderen.

Afbeelding 3 illustreert het verloop van het bezin-

kingsproces in een sedimentatietank bij dosering van drie verschillende soorten vlokmiddel aan het spoelwater.

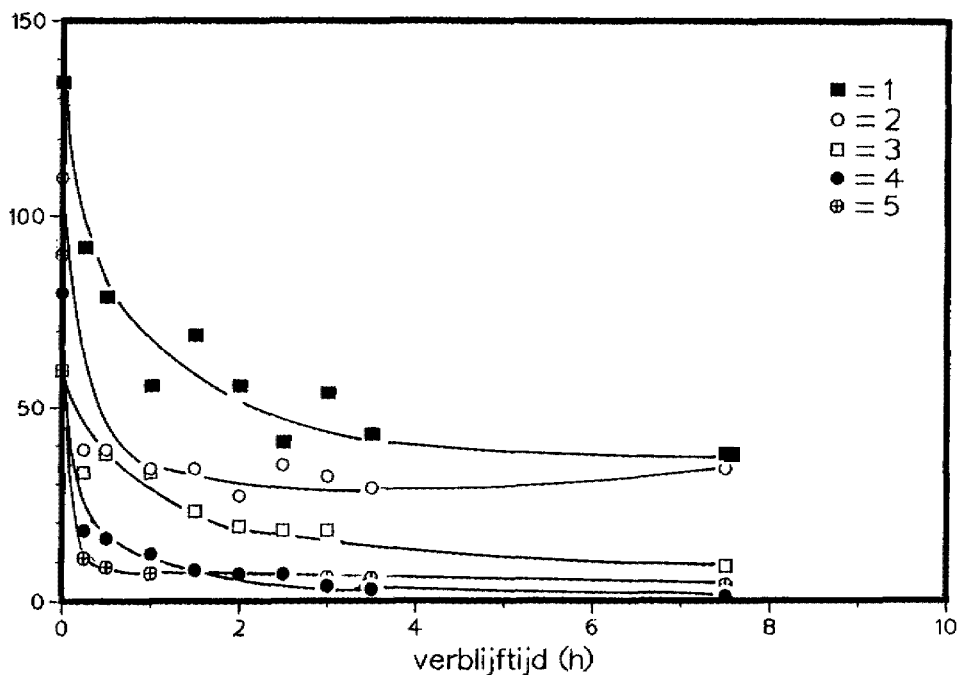
troebelheid (FTE)



Afbeelding 3 - Verloop van het ijzergehalte tijdens bezinking bij dosering van ferri-chloride, polyaluminiumchloride en anionisch polyelektroliet op acrylamide-basis aan het spoelwater van pompstation Borteldonk [5]

De invloed van vlokmiddelen op de waterkwaliteit na vlokvorming en bezinking wordt niet slechts bepaald door de dosis vlokmiddel. Ook van belang zijn de pH, de vlokvormingstijd, de mengenergie tijdens vlokvorming en de mengcondities tijdens de toevoeging van vlokmiddel aan het spoelwater. Afbeelding 4 toont de invloed van de wijze en plaats van dosering van het vlokmiddel op het verloop van het ijzergehalte tijdens bezinking.

ijzerconcentratie mg/l Fe



Afbeelding 4 - IJzergehalte van spoelwater van pompstation Groenekan als functie van de bezinktijd bij verschillende wijzen en plaatsen van dosering van het vlokmiddel [6]

1. zonder vlokmiddel
2. continu dosering van 0,5-0,6 mg/l Flocgel in de spoelwaterafvoerleiding in het 2e filtergebouw
3. stootdosering van Flocgel op basis van 0,5-0,6 mg/l bij het instroompunt van spoelwater in het bezinkbassin
4. continu dosering van 8 mg/l Fe (FeCl_3) bij het instroompunt van spoelwater in het bezinkbassin
5. continu dosering van 8 mg/l Fe (FeCl_3) in de spoelwaterafvoerleiding in het 2e filtergebouw

Tabel 2 demonstreert tenslotte dat vlokmiddelen zowel de bezinking als de kwaliteit van het afgescheiden spoelwaterslib beïnvloeden. De metaalzou-

ten bewerkstelligen een effectieve uitvlokking van de zich in het spoelwater bevindende gesuspendeerde en colloïdale deeltjes. Zij hebben daarentegen een

Tabel 2 - Invloed van vlokmiddelen op de bezinking en op de kwaliteit van het spoelwaterslib

aard vlokmiddel	dosis vlok- middel mg/l	verhoging van de bezinkings- snelheid	verbete- ring van de kwa- liteit waterfase	verhoging van het droge stofge- halte van slib	verbete- ring van de ontwa- terbaar- heid van slib
polyelek- troliet	0,1-1	+	-	+	+-
ijzerzout	10-15*	+	++	+	-
aluminium- zout	4-8*	+	++	+	-

* als metaalion

negatieve invloed op de ontwaterbaarheid van het bezonken slib. De toepassing van natuurlijke poly-elektrolieten op zetmeelbasis resulteert in een toename van het gehalte aan biologisch gemakkelijk afbreekbare verbindingen in het slib.

Dit kan tot zuurstofloze condities leiden en bijgevolg reductieprocessen op gang brengen die de migratie van verontreinigende stoffen uit slib bevorderen. Daarenboven treedt een verhoging op van het gehalte aan organische stoffen in de waterfase hetgeen uit oogpunt van hergebruik van spoelwater minder gewenst is.

Het drogestofgehalte van ijzer-/mangaanhoudend spoelwaterslib bedraagt in de regel na 24 uur bezinking tussen 1 en 3 gew. %. Bij de zuivering van methaanhoudend of humusrijk grondwater ontstaat slib waarvan het drogestofgehalte veelal lager is dan 1 gew. %.

3.3 Behandeling van spoelwater in compacte installaties

Uit het voorgaande hoofdstuk is gebleken dat de toepassing van vlokmiddelen de mogelijkheid biedt om spoelwater te behandelen in compacte installaties in combinatie met slibindikking.

Het benodigde bezinkingsoppervlak kan ten opzichte van de conventionele aanpak met een factor 10-20 worden verkleind.

Nog grotere besparingen aan bezinkingsoppervlak kunnen worden gerealiseerd door toepassing van lamellenbezinkers.

Een groot pluspunt van voornoemde aanpak is ook dat een meer continue slibbehandeling mogelijk is, hetgeen uit oogpunt van ontwatering voordelen biedt. Daarenboven wordt de stap naar hergebruik van de waterfase vergemakkelijkt.

Het bezinkingsproces kan continu of discontinu plaatsvinden. Bij een discontinue behandeling wordt het spoelwater naar een ronde of rechthoekige tank geleid. De inhoud van de tank is doorgaans berekend op de hele of halve dagproduktie aan spoelwater.

Het geklaarde water wordt na enige uren afgelaten, terwijl het bezonken slib periodiek meestal met behulp van een slibschuiver naar een put of slibruimte wordt geleid. De methode van discontinue bezinking is in het bijzonder geschikt voor pompstations met een niet te grote dagproduktie aan spoelwater (< 500 m³ per etmaal).

Bij spoelwatervolumina van meer dan 1000 m³ per dag verdient een continue bezinking de voorkeur. Bij deze aanpak verpompt men het spoelwater vanuit een bufferreservoir continu naar een bezinkingstank of lamellenseparator. De dimensionering van het bufferreservoir geschiedt aan de hand van de spoelfrequentie van de filters, het volume aan spoelwater per filterspoeling en de verwerkingscapaciteit van de bezinker. Voor het ontwerp van de bezinker zijn naast de hydraulische belasting ook de bezinkings-eigenschappen van de gesuspendeerde deeltjes en het vereiste/gewenste scheidingsrendement van belang. Als uitgangspunt voor elk ontwerp geldt dat een optimalisatie van het spoelproces heeft plaatsgevonden.

Ter illustratie van de spoelwaterbehandeling in compacte installaties moge volgende voorbeelden dienen.

- Spoelwaterbehandeling bij pompstation Borteldonk (GEW Roosendaal en Nispen)

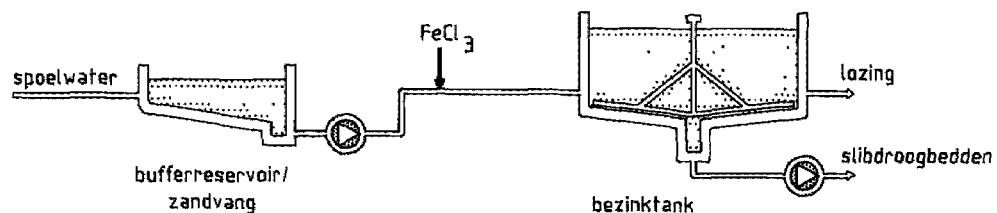
Het zuiveringsschema is weergegeven in afbeelding 5.

Het ontwerp is gebaseerd op een dagelijks spoelwateraanbod van maximaal 450 m³ verdeeld over 8 spoelingen. Het spoelwater van de voor- en nafil-ters wordt via een bufferreservoir met een effectieve inhoud van 33 m³ verpompt naar een ronde stalen tank met een nuttige inhoud van 460 m³ (Ø = 13,5 m; H = 3,84 m).

Het vlokmiddel FeCl₃ wordt te zamen met verdun-ningswater geïnjecteerd in de toevoerleiding naar de tank. Het spoelwater bevat na 6-8 uur bezink-tijd nog een restijzergehalte van 2 mg/l Fe en voldoet daarmee aan de gestelde kwaliteitseis voor de lozing op oppervlaktewater.

Het bezonken slib wordt met behulp van een schil-
druimer naar het midden van de tank getranspor-
teerd en vervolgens verpompt naar een tweetal
droogbedden. Dit geschiedt eenmaal per week. Het
drogestofgehalte van het slib in de tank is dan
gestegen tot 5-8 gew. %.

De kosten van spoelwaterbehandeling inclusief
slibontwatering op droogbedden belopen circa 2,3
ct per m³ geproduceerd drinkwater (prijspeil
1985) [5].



Afbeelding 5 - Zuiveringsschema spoelwaterbehandeling bij pompstation Borteldonk

- Spoelwaterbehandeling bij pompstation Leiduin
(GW Amsterdam)

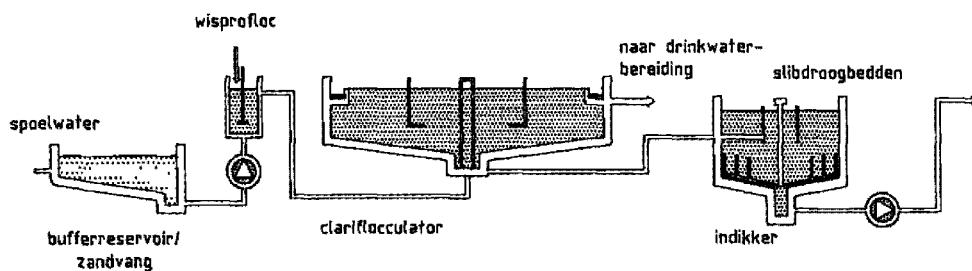
Het zuiveringsschema voor de behandeling van
maximaal 830.000 m³ spoelwater per jaar bij pomp-

station Leiduin is weergegeven in afbeelding 6. Om een zo gelijkmatig mogelijke belasting van de clariflocculator te verkrijgen is een bufferreservoir voorgeschakeld. De stroomsnelheid van het spoelwater in het reservoir is door de plaatsing van geleideschotten zo groot, dat zich geen slib in deze ruimte afzet.

In een mengkamer met snelle menger wordt 5 mg/l wisprofloc aan het spoelwater gedoseerd.

De verblijftijd van het spoelwater in de clariflocculator bedraagt bij een aanvoerdebiet van $350 \text{ m}^3/\text{u}$ circa 2 uur. De oppervlaktebelasting is dan $1,4 \text{ m}/\text{u}$.

Het geklaarde spoelwater met een gemiddeld gehalte aan affiltreerbare bestanddelen van $50 \text{ mg}/\text{l}$ wordt teruggevoerd naar het proces van de drinkwaterbereiding.



Afbeelding 6 - Zuiveringsschema spoelwaterbehandeling bij pompstation Leiduin

Het bezonken slib wordt via een slibschuiver naar een verzamelgoot geleid en vervolgens naar een indikker verpompt. De ontwatering van het ingedikte slib, met een drogestofgehalte van 7 gew. % vindt plaats via droogbedden. De kosten van de spoelwaterbehandeling (exclusief slibontwatering) bedragen omgeslagen over de m³ drinkwater 0,17 ct (prijspeil 1968) [7].

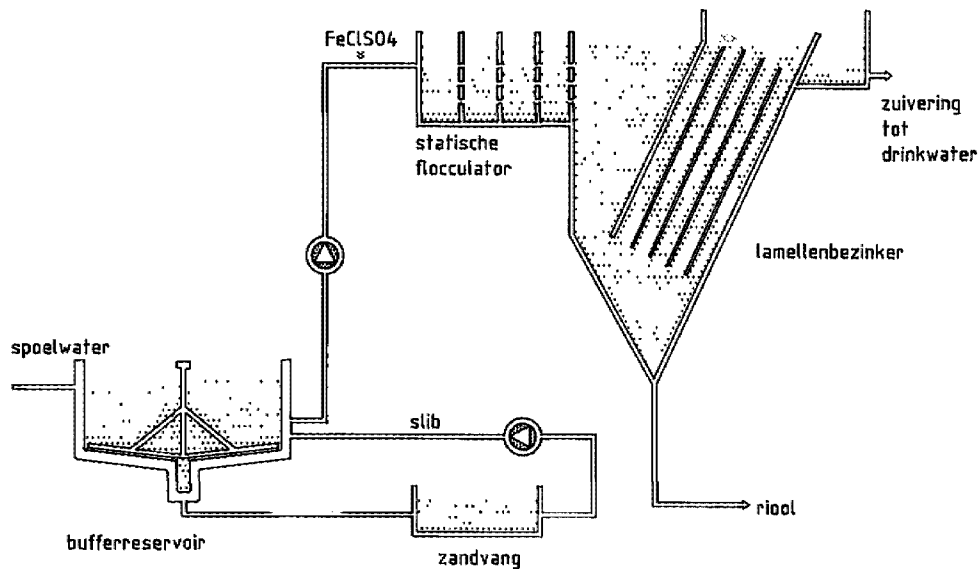
- Spoelwaterbehandeling bij pompstation Aalsterweg (Nutsbedrijven Eindhoven)

Bij het pompstation Aalsterweg wordt op jaarbasis 400.000 m³ spoelwater van voor- en nafilts teruggewonnen en gezuiverd tot drinkwater. Dit is geïllustreerd in afbeelding 7.

Een stalen tank (I = 2.200 m³), die voorzien is van een slibruimer, dient als bufferreservoir. Het bezonken slib wordt via een zandvang ontdaan van het filterzand, waarna de slibstroom retour gaat naar het bufferreservoir.

In de toevoerleiding naar een 12-compartiments statische flocculator doseert men via een statische menger FeClSO₄ als vlokmiddel. De gevormde vlokken worden in een tweetal lamellenbezinkers afgescheiden en na bezinking/indikking afgevoerd naar de riolering. Het aldus gezuiverde spoelwater, met een restijzergehalte van 3-5 mg/l Fe ondergaat na chloring een filtratie over een enkellaagsfilter (v = 4-10 m/u). Het filtraat wordt naar de reinwaterkelder geleid.

De kosten van spoelwaterzuivering inclusief slibafvoer bedragen 0,72 ct per m³ drinkwater (prijspeil 1978). De kosten zonder slibafvoer belopen 0,60 ct per m³ drinkwater [8].



Afbeelding 7 - Zuiveringsschema spoelwaterbehandeling bij pompstation Aalsterweg

3.4 Zuivering van spoelwater tot drinkwater

In 1978 is via een enquête vastgesteld dat circa 18 procent van het totale volume aan spoelwater van snelfilters van Nederlandse waterleidingbedrijven werd teruggewonnen en gezuiverd tot drinkwater [1]. Een dergelijke werkwijze wordt in hoofdzaak toegepast door oppervlaktewaterbedrijven.

De terughoudendheid van waterleidingbedrijven om hergebruik toe te passen berust op het feit dat:

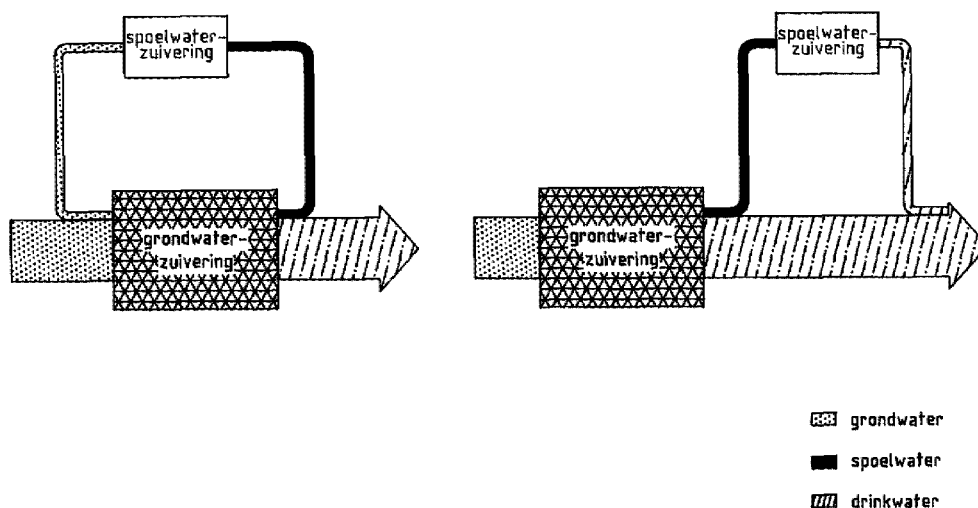
- eenmaal afgescheiden processtromen waarin de ongewenste, schadelijke en/of verontreinigende stoffen zijn geconcentreerd, niet opnieuw als grondstof behoren te worden gebruikt;
- de grondstof veelal in voldoende mate en van voldoende kwaliteit voorhanden is.

Onder bepaalde omstandigheden kan echter hergebruik van de waterfase zinvol zijn, namelijk indien sprake is van:

- waterschaarste gekoppeld aan een grotere vraag naar drinkwater;
- een limitering van de grondwateronttrekking van overheidswege;
- grote waterverliezen ontstaan door het frequent spoelen van de snelfilters;
- strenge eisen ten aanzien van de kwaliteit van het te lozen water op oppervlaktewater;
- een hoge heffing bij lozing van slibhoudend water op de riolering;
- een hoge kostprijs voor de grondstof door voorzuivering elders en/of door transport.

Hergebruik van spoelwater vereist een aanpak waarbij met name de bacteriologische/biologische beïnvloeding van het spoelwater tot een minimum moet kunnen worden beperkt. De veelal gangbare aarden spoelwatervijvers zijn derhalve in dit opzicht niet geschikt als onderdeel van een zuivering.

Hergebruik van spoelwater bij grondwaterbedrijven kan in principe op twee verschillende wijzen plaatsvinden zoals afbeelding 8 laat zien.



Afbeelding 8 - Hergebruik van spoelwater bij grondwaterbedrijven

Het spoelwater kan buiten het eigenlijke zuiveringsproces om worden behandeld tot drinkwater. De hiervoor in aanmerking komende processen zijn bezinking, enkel- of dubbellaagsfiltratie en aanvullende desinfectie met chloor of UV-straling [6, 8]. Het gezuiverde spoelwater wordt in de reinwaterkelder bijgemengd met het filtraat van de ontijzerings-/ontmanganingsfilters.

Een andere mogelijkheid is de overdekte bezinking en aanvullende desinfectie van het spoelwater.

Hierna vindt recirculatie plaats naar de beluchtingstrap van de grondwaterzuivering [9, 10, 11].

Uit een case-studie naar de mogelijkheden van spoelwaterhergebruik bij pompstation Groenekan van het Waterleidingbedrijf Midden-Nederland is gebleken, dat recirculatie van spoelwater, na overdekte

bezinking en desinfectie door middel van UV-straling, naar de bedrijfsfilters de goedkoopste oplossing is.

De kosten gebaseerd op de terugwinning van 110.000 m³ spoelwater per jaar bedroegen 0,3 ct per m³ drinkwater (prijspeil 1985). De kosten voor directe zuivering van spoelwater tot drinkwater buiten de eigenlijke grondwaterzuivering om beliepen circa 0,7 ct per m³ drinkwater [6].

4 Behandeling van spoelwater bij oppervlaktewaterbedrijven

4.1 Recirculatie

De meest doelmatige behandeling van spoelwater bij oppervlaktewaterbedrijven is recirculatie van spoelwater, met de zich daarin bevindende stoffen, naar het begin van de zuivering. Het spoelwateraandeel bedraagt op volumebasis 1-3 % van de hoofdstroom, terwijl de gerecirculeerde drogestofvracht 10-20 % uitmaakt van de totale drogestofproduktie aan slib. Het spoelwater wordt vanuit een bufferreservoir gelijkmatig aan de hoofdstroom gesuppleerd. De in het spoelwater aanwezige stoffen scheiden zich tijdens het coagulatieproces te zamen met het coagulatieslib af. Op die manier blijft slechts één afvalstroom over.

Deze werkwijze wordt onder meer toegepast bij het produktiebedrijf Kralingen van de Drinkwaterleiding Rotterdam en bij het produktiebedrijf Weesperkarspel van de Gemeentewaterleidingen Amsterdam. Het coagulatie- en spoelwaterslib wordt in een geïntegreerde lamellenbezinker/indikker geconcentreerd tot 5 à 10 gew. % droge stof en vervolgens verder ontwaterd op droogbedden.

Indien een dergelijke aanpak uit bedrijfstechnische of zuiveringstechnische overwegingen niet mogelijk/wenselijk is, dient het spoelwater in een aparte zuiveringsinstallatie te worden behandeld.

4.2

Gescheiden spoelwaterbehandeling

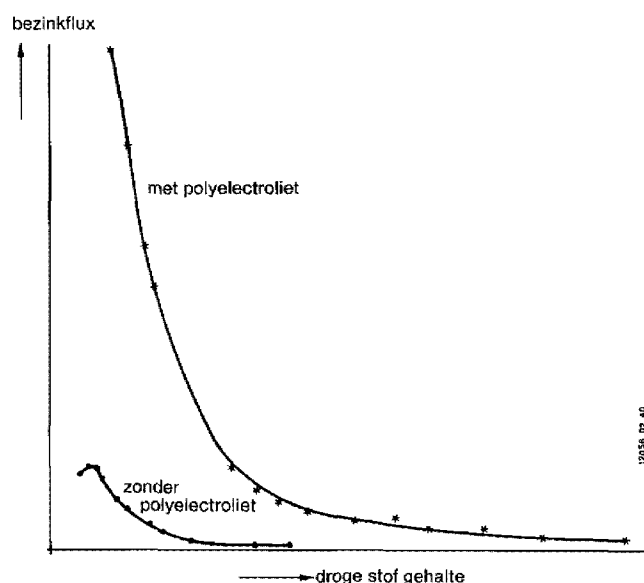
Bij deze werkwijze kunnen meerdere afvalstromen te zamen worden behandeld. Te denken valt hierbij aan een gecombineerde verwerking van spoelwater met spuislib van vlokkendekeninstallaties, spoelwater van microzeven en spoelwater van actieve koolfilters. De gesuspendeerde en zwevende deeltjes worden door middel van bezinking of flotatie van de waterfase gescheiden.

Door het amorfe karakter van de in het spoelwater en spuislib aanwezige ijzerhydroxide- of aluminiumhydroxideverbindingen treedt vrijwel altijd gehinderde- of zone-bezinking op. Dit type bezinking wordt gekenmerkt door de vorming van een grensvlak tussen het bezinkende slib en het bovenstaande water. De deeltjes juist beneden het water/slib scheidingsvlak hebben alle dezelfde bezinksnelheid. De neerwaartse snelheid van de slibspiegel is aanvankelijk constant doch wordt na enige tijd vertraagd doordat de laag van de reeds bezonken deeltjes de slibspiegel heeft bereikt. De neerwaartse snelheid van de slibspiegel is een functie van de deeltjesconcentratie evenals van de aard en samenstelling van de deeltjes.

In de regel treden daalsnelheden op van het slibfront variërend van 0,5-2 m/u [2, 12].

Doorgaans hanteert men bezinktijden van 6-24 uur ten einde een goede kwaliteit van de waterfase te waarborgen en een verhoging van het drogestofgehalte van de slib suspensie te bewerkstelligen.

De daalsnelheid van het slibfront kan evenwel door dosering van geringe hoeveelheden, meestal anionisch polyelektroliet, met een factor 2-10 verhoogd worden. In afbeelding 9 is het effect weergegeven van polyelektrolietdosering op de bezinkbaarheid van actieve koolhoudende deeltjes in spuislib van een vlokkendekeninstallatie [12].



Afbeelding 9 - Invloed van polyelektroliet op de bezinking

Dosering van polyelektroliet leidt derhalve tot kortere bezinktijden ergo tot hogere oppervlaktebelastingen van bezinkers.

Daarenboven treedt een verbetering op van de kwaliteit van het afgescheiden water.

Het drogestofgehalte na bezinking dat wil zeggen na beëindiging van de zone-bezinking bedraagt voor ijzer- of aluminiumhoudende slibsoorten doorgaans

0,5-1,5 gew. %. In de regel geldt dat de sedimentatiegraad lager is naarmate het gehalte aan ijzer- of aluminiumverbindingen in de vlok toeneemt.

De behandeling van spoelwater en andere sterk-verdunde processtromen kan intermitterend geschieden doch door tussenschakeling van een bufferreservoir continu worden uitgevoerd.

Bezinking alleen kan reeds voldoende zijn om navolgende slibontwateringstechnieken technisch gesproken goed te laten functioneren. Een verdere concentrering van de slibstoffen leidt echter steeds tot een vermindering van de investeringskosten voor ontwateringstechnieken.

5

Literatuur

- [1] Koppers, H.M.M.: Produktie, verwerking en bestemming van drinkwaterslib. KIWA-mededeling nr. 67, Rijswijk 1982.
- [2] Koppers, H.M.M. en Bennekom, C.A. van: Bezinking van gesupendeerde stoffen in filterspoelwater van grond- en oppervlaktewaterbedrijven. KIWA-speurwerkrapport SWE-274, Rijswijk 1981.
- [3] Jansen, C.M.: Karakterisering grondwaterslib in de richting van verwerking. Afstudeerverslag TU Delft, 1985.
- [4] Koppers, H.M.M.: Wasserwerksschlamm - ein zusätzliches Problem für die Versorgungsunternehmen in den Niederlanden. gwf-Wasser/Abwasser, 126 (1985) nr. 10, blz. 513-518.

- [5] Koppers, H.M.M., J.M. Hofman, P. van Kaam: Spoelwaterbehandeling bij het pompstation Borteldonk. H₂O (in voorbereiding).
- [6] Jansen, C.M. e.a.: Onderzoek naar de mogelijkheden van spoelwaterhergebruik bij de pompstations Groenekan (WMN) en Seppe (NWB). KIWA-speurwerkrapport SWI 85-113, Nieuwegein 1985.
- [7] Duyve, J.: De spoelwaterverwerking van Leiduin II. H₂O 2 (1969) 20, blz. 466-468.
- [8] Roefs, W.A.J.: Spoelwaterzuivering II. H₂O 8 (1975) 13, blz. 259-262.
- [9] Hünérberg, von K.: Die neuen Aufbereitungsanlagen im Wasserwerk Tiefwerder der Berliner Wasserwerke. Wasser/Abwasser 1962 blz. 330-334.
- [10] Hünérberg von K.: Das neue Wasserwerk Spandau der Berliner Wasserwerke. Wasser/Abwasser 1961 blz. 546-553.
- [11] Hartwig, von W., R. Hech: Das Wasserwerk Berkhof der Landeshauptstadt Hannover. Wasser/Abwasser 1968 blz. 525-531.
- [12] Koppers, H.M.M., J.M. Hofman, C.A. van Bennekom: Indikking van slib van waterleidingbedrijven. H₂O 17 (1984) 24 blz. 561-568.

ONTWATERING EN UITLOGING VAN SLIB

H.M.M. Koppers, KIWA N.V., Hoofdafdeling Speurwerk,
Nieuwegein

Samenvatting

Indien voor het slib van waterleidingbedrijven geen zinvol hergebruik of nuttige toepassing kan worden gevonden, is storten het enige alternatief.

Hierbij geldt als eis dat het slib in steekvaste vorm aan stortplaatsen moet worden aangeboden. Het droge stofgehalte, waarbij aan voornoemde eis wordt voldaan, bedraagt waarschijnlijk ten minste 35 gewichtsprocenten. Door de wateronttrekking aan het slib treedt eveneens een aanzienlijke volumereductie op, waardoor minder transport- en stortingskosten verschuldigd zijn.

De Nederlandse waterleidingbedrijven ontwateren momenteel hun slib uitsluitend op natuurlijke wijze via droogbedden of lagunes. Strengere milieuvorwaarden ten aanzien van de inrichting van droogbedden/lagunes evenals strengere eisen ten aanzien van de ontwateringsgraad van het slib bevorderen evenwel de toepassing van kunstmatige slibontwatering. Hierbij valt te denken aan filterpersen, zeefbandpersen en centrifuges, die hetzij stationair hetzij mobiel kunnen worden ingezet.

1

Inleiding

Een belangrijke verwijderingsmethode voor slib is het storten eventueel in combinatie met huishoudelijke en daarmee gelijkgestelde afvalstoffen. Om het storten technisch mogelijk en uit milieuhygiënisch oogpunt aanvaardbaar te maken dient het slib in ontwaterde vorm, meestal als een steekvast mate-

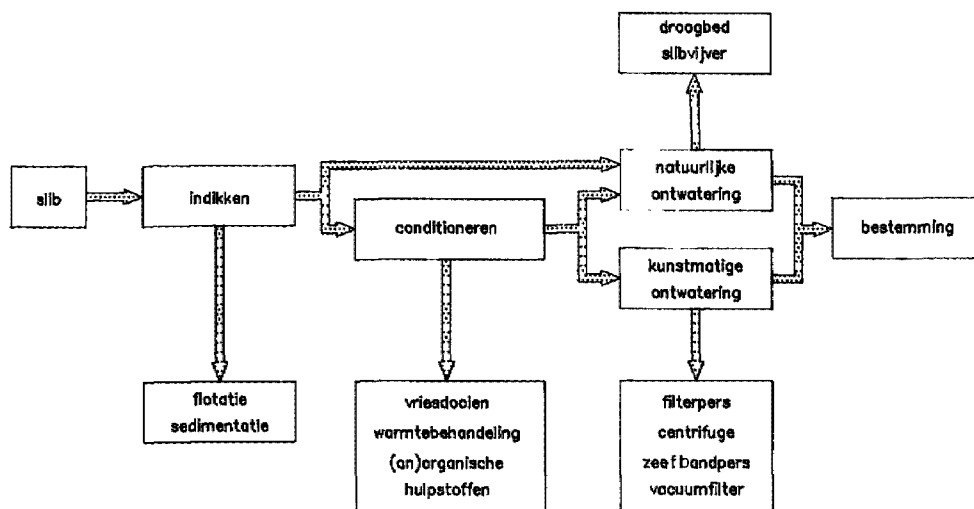
riaal, te worden aangeboden. Ook kan ontwatering voor andere bestemmingsmogelijkheden een belangrijke voorwaarde zijn. Daarenboven treedt bij ontwatering een verkleining van het slibvolume op waardoor minder transportkosten zijn vereist.

Het vereiste drogestofgehalte voor het verkrijgen van een steekvast of stortklaar produkt hangt af van de aard en eigenschappen van het slib.

Voor slibsoorten met slechte ontwateringseigenschappen zoals coagulatieslib is een minder vergaande ontwatering vereist dan voor slibsoorten met goede ontwateringseigenschappen zoals onthardingslib. Naar alle waarschijnlijkheid dient het drogestofgehalte van de meeste slibsoorten ten minste 35 gew. % te bedragen ten einde aan de eis tot steekvastheid te kunnen voldoen.

Bij de ontwatering moet niet alleen gelet worden op de te bereiken ontwateringsgraad. Ook de kwaliteit van het afgescheiden water is van belang. De waterfase moet immers zonder bezwaar kunnen worden afgevoerd dan wel worden teruggevoerd naar het proces van de drinkwaterbereiding.

Verlaging van het watergehalte van slib geschiedt altijd in meerdere stappen. Energetisch gezien is de gunstigste volgorde bezinken/indikken, vervolgens natuurlijke of kunstmatige ontwatering en tenslotte thermisch drogen. Bij kunstmatige ontwatering is veelal een voorafgaande conditionering van het slib noodzakelijk. Afbeelding 1 geeft een overzicht van de technieken welke in een slibverwerkingssysteem kunnen worden toegepast.



Afbeelding 1 - Overzicht slibverwerkingstechnieken

2

Indikking

Indikking wordt vaak als eerste stap toegepast in een slibverwerkingssysteem. Hierbij wordt de concentratie van de deeltjes in het slib verhoogd hetzij door bezinking hetzij door flotatie.

2.1

Indikking onder invloed van de zwaartekracht

Bezinking alleen kan reeds voldoende zijn om navolgende slibontwateringstechnieken technisch gesproken goed te laten functioneren. Een verdere concentrering door middel van indikking leidt echter steeds tot een vermindering van de investeringskosten voor ontwateringstechnieken.

Ook de exploitatiekosten, in het bijzonder van slibvriezen, kunnen drastisch worden beperkt indien

slibindikking tot een maximaal haalbaar drogestofgehalte heeft plaatsgevonden.

Het indikproces vindt in de regel gescheiden plaats van het sedimentatieproces. Het bezonken slib wordt continu of discontinu verpompt naar een tank met een cirkelvormige plattegrond. De indikking vindt plaats onder voortdurend langzaam roeren veelal met behulp van een hekwerkroerder.

Naast een indikfunctie bezit de indikker in veel gevallen ook een bufferfunctie in verband met de discontinuïteit in de bedrijfsvoering van navolgende slibverwerkingstechnieken.

Ook wordt de indikker wel benut als reactieruimte in geval van chemische conditionering van slib met kalk. Indikking van slib kan ook plaatsvinden in slibbuffertanks of in bezinkbassins. De bereikbare drogestofgehalten zijn in de regel minder hoog dan bij geroerde indikkers.

2.1.1 Procesvariabelen

Dosering van polyelektrolieten is veelal noodzakelijk ten einde het doorgaans traagverlopende indikproces te versnellen. Een uitzondering hierop vormt onthardingsslib dat zeer goede indikeigenschappen bezit.

Het meest effectief werken polyelektrolieten met een hoog moleculair gewicht (anionische) in doseringen variërend van 1-3 kg per ton droge stof. Eventueel kunnen ter verbetering van de kwaliteit van het afgescheiden water tegelijkertijd polyelektrolieten worden toegevoegd met een lager molecuulgewicht echter met gelijkgestelde lading.

Dosering van polyelektroliet heeft tevens tot gevolg dat de bestendigheid van de slibvlok tegen

mechanische afbraak toeneemt. Hierdoor kunnen de vlokken, als gevolg van de actie van de roerder in de indikker worden verplaatst zonder dat deze breken. Zonder polyelektroliet is de werking van een indikker slechter. In de regel dient het benodigde indikkeroppervlak met een factor 4-5 te worden vergroot, terwijl het bereikbare drogestofgehalte een factor 2-5 lager ligt [1,2].

De dimensionering van slibindikers geschiedt aan de hand van de belasting aan droge stof in kg per m² oppervlak per dag. Hiermee kan, bij een gegeven drogestofaanvoer per etmaal, het oppervlak van een indikker worden berekend.

De toelaatbare drogestofbelasting wordt bepaald door de indikeigenschappen van het slib en het gebruik van polyelektrolieten.

Goed indikbaar coagulatieslib kan bij dosering van polyelektroliet worden ingedikt bij een drogestofbelasting van 3-5 kg/m².u. Voor slecht indikbaar coagulatieslib dient de belasting te worden gereduceerd tot 1-3 kg/m².u.

Indikking van onthardingsslib met een hoog gehalte aan CaCO₃ kan geschieden bij drogestofbelastingen van circa 10 kg/m².u.

Omtrent toelaatbare belastingen voor de indikking van spoelwaterslib van grondwaterbedrijven zijn onvoldoende gegevens bekend.

De drogestofbelasting van geroerde indikers welke gecombineerd zijn met een lamellenbezinker bedraagt doorgaans 0,1-0,2 kg/m².u. Bij deze uitvoeringsvorm wordt geen polyelektroliet gedoseerd omwille van het indikproces.

De indikbaarheid van slib wordt in sterke mate bepaald door de kwaliteit van de grondstof en het toegepaste zuiveringsproces.

Coagulatieslib afkomstig van oppervlaktewater met een hoge troebelheid, een laag organisch colloïd-gehalte en een lage verhouding tussen dosis vlok-middel en troebelheid van de grondstof is zeer gemakkelijk indikbaar tot 15-20 gew. % droge stof. Slib dat ontstaat bij de coagulatie van oppervlaktewater met een lage troebelheid, een hoog organisch colloïd-gehalte en een relatief hoge vlok-middeldosis is daarentegen zeer moeilijk in te dikken. De bereikbare drogestofgehalten zijn laag en bedragen in de regel tot maximaal 4 gew. %.

Spoelwaterslib afkomstig van grondwaterbedrijven is doorgaans goed indikbaar tot 5-10 gew. % droge stof. Hoge gehalten aan humusstoffen leiden tot een verlaging van de indikingsgraad tot circa 2 gew. %. Onthardingsslibben zijn zeer goed indikbaar tot drogestofgehalten van 15-25 gew. %. De aanwezigheid van $Mg(OH)_2$ verslechtert de indikbaarheid van dit slib.

2.2 Flotatie-indikking

Bij deze vorm van indikking gaan de vaste deeltjes opdrijven door hechting aan luchtbellen, en vormen een drijfslaag op de waterspiegel. De drijfslaag, waarvan de dikte kan oplopen tot circa 1 m, wordt door middel van een ruimerinstallatie van het wateroppervlak verwijderd.

Indikking vindt plaats door drainage alsmede door verdamping van water uit de drijfslaag. De methode van flotatie-indikking is bijzonder goed geschikt voor moeilijk indikbare slibsoorten in het bijzonder voor suspensies met een hoog gehalte aan me-

taalhydroxide zoals coagulatieslib. Dergelijke slibsoorten kunnen, bij drogestofbelastingen van 3-8 kg/m².u en hydraulische belastingen van 3-5 m/u, worden ingedikt tot 3-5 gew. % droge stof. Een noodzakelijke voorwaarde hierbij is dat dosering van polyelektrolieten plaats heeft [3].

De flotatie-indikking heeft ten opzichte van gravitatie-indikking het voordeel dat volstaan kan worden met een geringer oppervlak en geringer volume van de indikker. Een groot nadeel van flotatie-indikking is dat de indikker niet mede als slibbuffer kan dienen hetgeen bij gravitatie-indikkers wel mogelijk is.

In tabel 1 zijn beide indikmethoden met elkaar vergeleken [4].

Tabel 1 - Vergelijking tussen flotatie- en gravitatie-indikking

	toepassing g-indikking slib Me(OH), > 40 %	toepassing g-indikking slib Me(OH), < 20 %	gevoeligheid variatie in toevoerdebiet	gevoeligheid variatie in aanvangsdroge- stofgehalte	werking polyelek- troliet	buffer- functie
gravitatie- indikking	- indien p.e +	++	+	+-	++	++
flotatie- indikking	++	+	++	++	++	-

3 Conditionering

Het doel van conditionering is om met name de kunstmatige slibontwatering zowel praktisch als economisch goed te laten functioneren.

Door conditionering worden de variaties in slibeigenschappen opgevangen terwijl bepaalde ontwateringskenmerken zodanig worden beïnvloed dat het slib zich gemakkelijker laat ontwateren. Er kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- chemische conditionering;
- fysische conditionering.

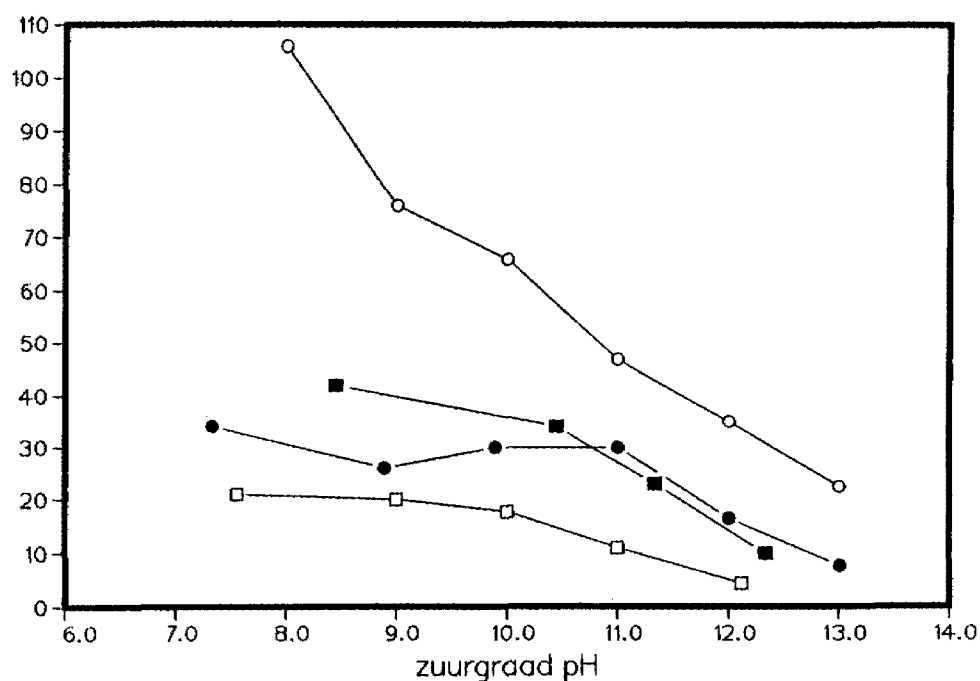
3.1 Chemisch

Bij chemische conditionering worden chemicaliën of andere hulpstoffen aan het slib toegevoegd. Veel gebruikte chemicaliën zijn gebluste kalk en polyelektrolieten. Voor het vaststellen van de aard en benodigde dosis chemicaliën wordt gebruik gemaakt van slibtesten. In afbeelding 2 is de specifieke filtratieweerstand weergegeven als functie van de pH voor een 4-tal slibsoorten [5]. Hieruit blijkt dat met stijgende pH (grotere kalkdosis) de filtratieweerstand daalt waardoor een verbetering optreedt in de ontwaterbaarheid van het slib. Om goede filtratie-eigenschappen te verkrijgen dient de filtratieweerstand bepaald bij 7 bar kleiner te zijn dan $10^{1.3}$ m/kg. De hiervoor benodigde kalkdosis bedraagt doorgaans 100-500 kg per ton droge stof. De dosis polyelektroliet varieert veelal tussen 2-6 kg per ton droge stof.

Bij de selectie van polyelektrolieten moet rekening worden gehouden met de mechanische sterkte van de geconditioneerde slibvlok. Het effect van de conditionering kan als gevolg van hoge afschuifkrachten

tijdens het transport naar de ontwateringsapparatuur teniet worden gedaan. Ter bepaling van de mechanische sterkte van de geconditioneerde vlok wordt gebruik gemaakt van de geroerde CST-test (zie 3.2).

spec. filtratieweerstand r_7 (Tm/kg)



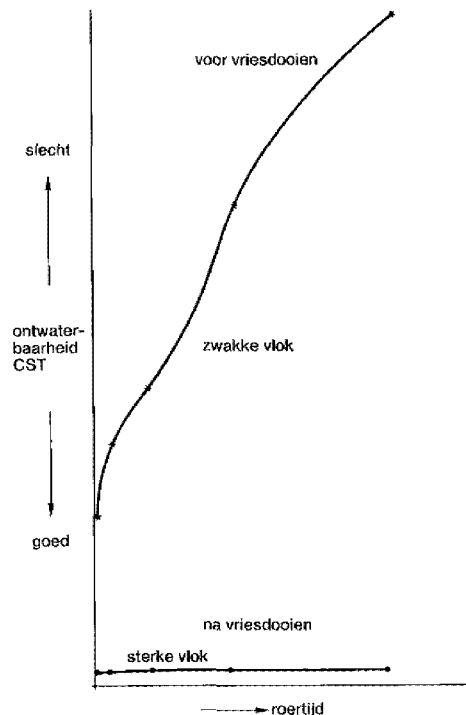
Afbeelding 2 - Invloed van conditionering met kalk op de specifieke filtratieweerstand van enkele slibsoorten

3.2

Fysisch

Bij fysische conditionering ondergaat het slib een koude- of hittebehandeling. De meeste ervaring is opgedaan met vriesconditionering. Door bevriezing krijgt het slib een grofkorrelige structuur waardoor de ontwateringseigenschappen sterk verbeteren. In afbeelding 3 is het effect van vriesconditionering op de ontwaterbaarheid van slib, gemeten als

capillaire zuigtijd (CST), weergegeven. Hierin is tevens het verband aangegeven tussen de ontwaterbaarheid van het slib en de tijd gedurende welke het slibmonster is geroerd (geroerde CST-test). Door de structuurverandering van de vlok neemt de



Afbeelding 3 - Effect van vriesdooien op de ontwaterbaarheid van coagulateslib

bestendigheid tegen mechanische afbraak toe, waardoor intensief roeren of verpompen geen nadelige invloed hebben op de ontwaterbaarheid [6].

Uit oogpunt van energiebesparing wordt het bevriezen en ontdooien tegelijkertijd uitgevoerd in een tweetal containers die dienst doen als warmtewisselaars. Om vriesconditionering economisch aantrekkelijk te maken zijn drogestofgehaltes vereist van ten minste 10 gew. % [6,7].

Vriesconditionering treedt ook op als natuurlijk

proces op droogbedden tijdens winterse omstandigheden. Hierdoor neemt de verwerkingscapaciteit van droogbedden aanzienlijk toe.

Belangrijke voordelen van het slibvriesproces zijn:

- zeer snelle en eenvoudige slibontwatering;
- hoge ontwateringsgraad van het slib;
- geen extra toevoeging van chemicaliën en andere hulpstoffen

4

Ontwatering

Uit economische overwegingen wordt bij bedrijven met een geringe slibproduktie vaak natuurlijke slibontwatering toegepast. De toepassing van kunstmatige slibontwatering wordt bevorderd door:

- gebrek aan opslagcapaciteit op het terrein;
- steeds hogere eisen aan het drogestofgehalte;
- strenger wordende eisen ten aanzien van de slibontwatering door middel van droogbedden en lagunes (bodem- en grondwaterverontreiniging);
- problemen met betrekking tot de slecht of traag verlopende ontwatering;
- groot ruimtebeslag voor de natuurlijke ontwatering.

4.1

Natuurlijke slibontwatering

De wateronttrekking bij natuurlijke slibontwatering vindt plaats onder invloed van de zwaartekracht, de verdamping en de inwerking van koude.

Op grond van de uitvoeringsvorm en bedrijfsvoering kan onderscheid worden gemaakt tussen droogbedden en lagunes.

4.1.1 Droogbedden

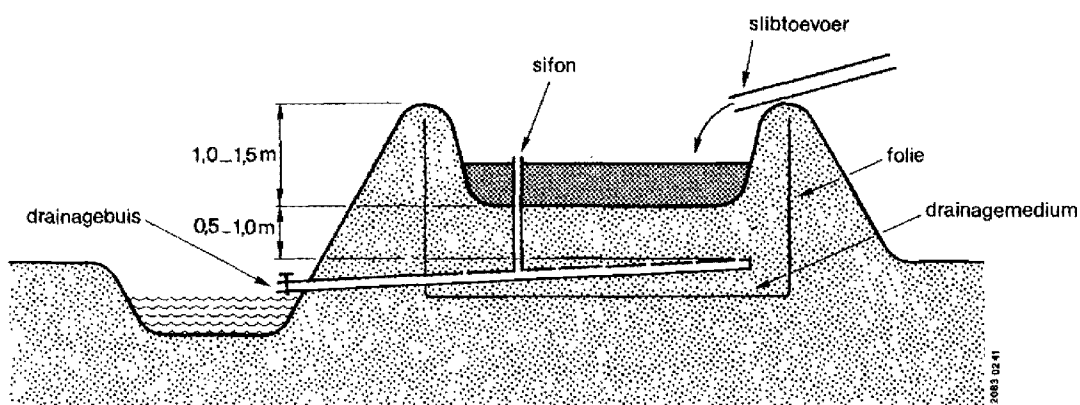
Hierbij wordt ingedikt slib met bepaalde tijdsintervallen op een goed doorlatende ondergrond gebracht (afbeelding 4). In het begin wordt het slib in hoofdzaak onder invloed van de zwaartekracht ontwaterd. Dit gebeurt enerzijds door drainage, anderzijds door bezinking en verdichting van de slibdeeltjes. Hierdoor wordt in korte tijd een groot gedeelte van het vrije water uit het slib afgescheiden.

Het resterende water moet door middel van verdamping worden verwijderd.

Bij kleine vulhoogten van het bed ontstaat een tot op het drainagemedium reikend scheurenpatroon. Hierdoor komt een groter oppervlak beschikbaar voor verdamping.

De neerslag wordt via de scheuren snel afgevoerd, zodat deze geen negatieve invloed heeft op de ontwatering.

Onder winterse omstandigheden kan de ontwaterbaarheid van het slib door bevriezen en ontdooien verbeterd worden. Deze invloed is vooral van belang indien bevriezing optreedt over de gehele vulhoogte



Afbeelding 4 - Droogbedconstructie voor de ontwatering van slib

van het bed. De bodemconstructie van een droogbed bestaat uit een laag scherp zand met een korreldiameter variërend van 0,2-1,0 mm, boven een bed van grof zand of grind waarin drainage buizen liggen op een onderlinge afstand van maximaal 10 m. Een af dichtende laag (bijvoorbeeld kunststoffolie) aan de onderzijde van het droogbed voorkomt dat eventueel verontreinigd percolatiewater in de ondergrond terecht komt.

Verontreinigd percolaat moet worden behandeld alvorens lozing dan wel infiltratie kan plaatsvinden. Dimensionering van droogbedden geschiedt aan de hand van de bruto-bedbelasting, uitgedrukt in kg droge stof per m² bedoppervlak per jaar. Tabel 2 geeft een overzicht van de bruto-bedbelasting voor drie slibsoorten en het daaruit voortvloeiende gemiddelde ruimtebeslag van droogbedden onder Nederlandse omstandigheden [8].

Tabel 2 - Bruto-bedbelasting voor onthardings-, spoelwater- en coagulatieslib en het benodigde droogbedareaal per 10⁶ m³ behandeld water

	onthardings- slib	spoelwater- slib	coagula- tieslib
bruto-bedbelas- ting kg/m ² /jaar	500-700	100-200	50-100
droogbedareaal m ² /10 ⁶ m ³	100-300	40-80	300-600

Het benodigde droogbedoppervlak is zoals uit tabel 2 blijkt zeer verschillend. Dit is terug te voeren zowel op de uiteenlopende ontwateringseigenschappen van de drie slibsoorten, tot uitdrukking komend in de bruto-bedbelasting, als op de ongelijkheid in drogestofproduktie bij ontharding, filtratie en coagulatie.

4.1.2 Lagunes

De lagune bestaat uit een uitgegraven of omdijkt stuk land waarin continu of periodiek slib wordt gebracht. In de lagune zijn meestal geen drainagevoorzieningen aangebracht. Voor de afvoer van het bovenstaande water worden lozingskisten of drijvende constructies toegepast. Bij grote vulhoogte van de lagune vindt ten gevolge van verdamping onvoldoende ontwatering plaats. De lagune heeft dan ook vaak slechts een indikfunctie of wordt gebruikt als stand-by-oplossing voor de slibontwatering.

Door uitdroging van de bovenste sliblaag lijkt de lagune ogenschijnlijk begaanbaar. De onderliggende massa heeft echter weinig draagvermogen zodat extra aandacht is vereist voor de afscherming van het terrein.

Bij de inrichting van lagunes wordt als eis gesteld dat door middel van een bodemafdichting het uittreden van percolaat moet worden tegengegaan.

4.2 Kunstmatige slibontwatering

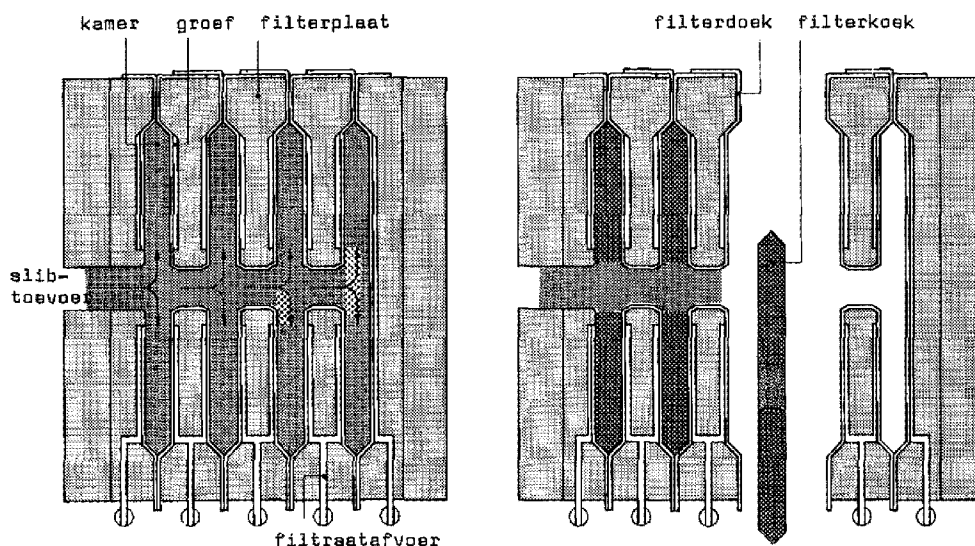
Bij kunstmatige slibontwatering wordt het water met behulp van apparatuur via mechanische krachten uit het slib verwijderd. De scheiding van water en vaste stof kan plaatsvinden volgens twee verschillende principes namelijk door middel van:

- filtratie (filterpersen, zeefbandpersen en vacuümfilters);
- sedimentatie (centrifuges).

4.2.1 Filterpersen

Van de vele typen filterpersen, wordt de kamerfilterpers het meest gebruikt voor de ontwatering van slib. De pers is opgebouwd uit een groot aantal naast elkaar geplaatste ontwateringsruimtes (de kamers).

Op de wand van de kamers bevindt zich een filterdoek (afbeelding 5). Om na beëindiging van de ontwatering de koek te kunnen verwijderen is een kamer in werkelijkheid opgebouwd uit twee filterplaten met eventueel daartussen een open frame. De filterplaten worden bij aanvang van het proces hydraulisch/elektrisch tegen elkaar geklemd, waarna het



Afbeelding 5 - Doorsnede van een kamerfilterpers

slib onder druk in de kamers wordt gebracht. Het filtraat verdwijnt tussen het filterdoek en het filtratie-oppervlak naar een afvoerkanaal. Het ontwaterde slib blijft als een koek op het filterdoek achter. De ontwatering in een filterpers is een discontinu proces. Het sluiten, openen en lossen van de koek kan volledig geautomatiseerd worden hetgeen bij zeer grote installaties veelvuldig wordt toegepast. De filterpers is een bedrijfszeker apparaat met een laag energieverbruik ($1-2 \text{ kWh/m}^3$), lage onderhoudskosten en een lange levensduur.

De investeringskosten daarentegen zijn aanzienlijk zodat een hoge benuttingsgraad van het apparaat vereist is. Om dit te bereiken wordt gebruik gemaakt van slibopslag tanks c.q. ruim gedimensioneerde indikkers. Het resultaat van de ontwatering hangt af van een aantal factoren zoals: persdruk, koekdikte, aard der conditionering en slibsoort. Om aanvaardbare perstijden ($1-2$ uur) te verkrijgen is voorafgaande slibindikking en conditionering noodzakelijk.

De chemische conditionering wordt veelal uitgevoerd met kalk en in mindere mate met polyelektrolyet.

De plaats van conditionering dient zorgvuldig te worden gekozen in verband met vlokafbraak tijdens transport.

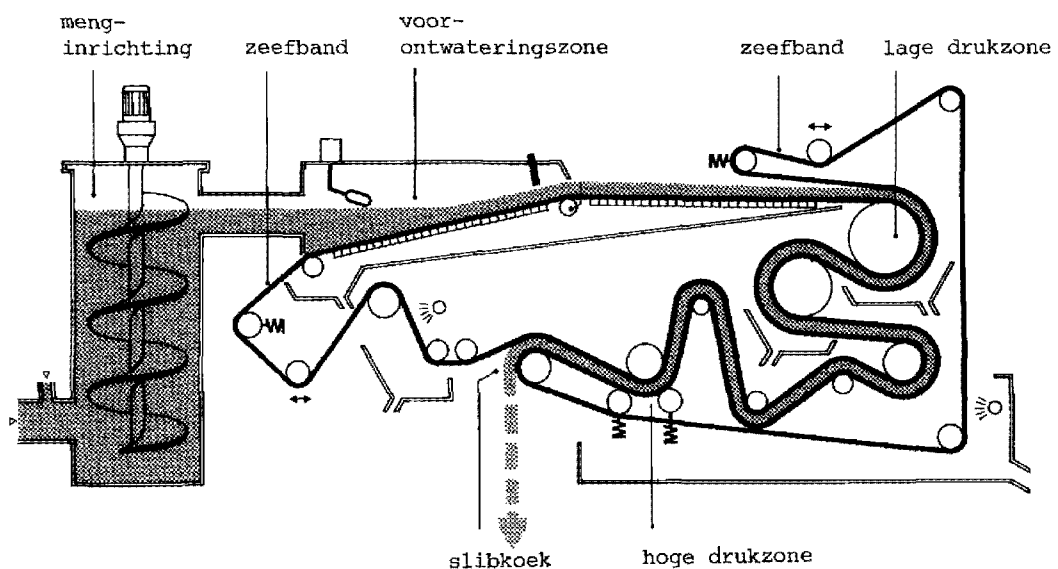
Het filtraat heeft een zeer laag gehalte aan zwevende stoffen, doch bezit bij conditionering met kalk een hoge pH (> 11). Andere nadelen van het gebruik van kalk zijn:

- hoge vervuilingswaarde van het filtraat indien het slib veel organische stof bevat;
- hoog gehalte aan aluminium in het filtraat bij aluminiumhoudend slib;
- toename van de hoeveelheid droge stof;
- hoge pH van de slibkoek.

4.2.2 Zeefbandpersen

De zeefbandpers bestaat uit twee eindeloze banden die over een serie van drukrollen lopen. Het slib wordt na toevoeging van chemicaliën, meestal poly-elektrolieten, via een menginrichting op een zeefband gebracht. In de voor-ontwateringszone wordt een groot gedeelte van het water door middel van drainage verwijderd. Na drainage wordt het slib kielvormig tussen twee banden gebracht. Dit kunnen een zeefband en een persband of twee zeefbanden zijn, zodat een naar beide zijden optredende water-onttrekking kan plaatsvinden. Het bandentransport kan horizontaal en/of verticaal verlopen.

De meest toegepaste typen zijn de zeefbandpers met horizontaal bandtransport, en de zeefbandpers met



Afbeelding 6 - Zeefbandpers met verticale samenvoeging van beide zeefbanden en meandervormig bandtransport

verticale samenvoeging van de beide zeefbanden en meandervormig bandtransport (s-type) (afbeelding 6).

Bij het eerste wat verouderde type, vindt de slibontwatering plaats bij lage druk en korte verblijftijd van het slib in het apparaat. Het tweede type bezit een hogere persdruk (7 bar) terwijl door het meandervormig bandtransport een langere verblijftijd van het slib in het apparaat wordt gecreëerd. Hierdoor worden betere ontwateringsprestaties verkregen. Het energieverbruik van dit type zeefbandpers ligt in dezelfde orde van grootte als van een kamerfilterpers.

Het filtraat bevat vaak nog (veel) zwevende stoffen zodat bij lozing een nabehandeling bijvoorbeeld door middel van bezinking, is vereist.

4.2.3 Vacuümfilters

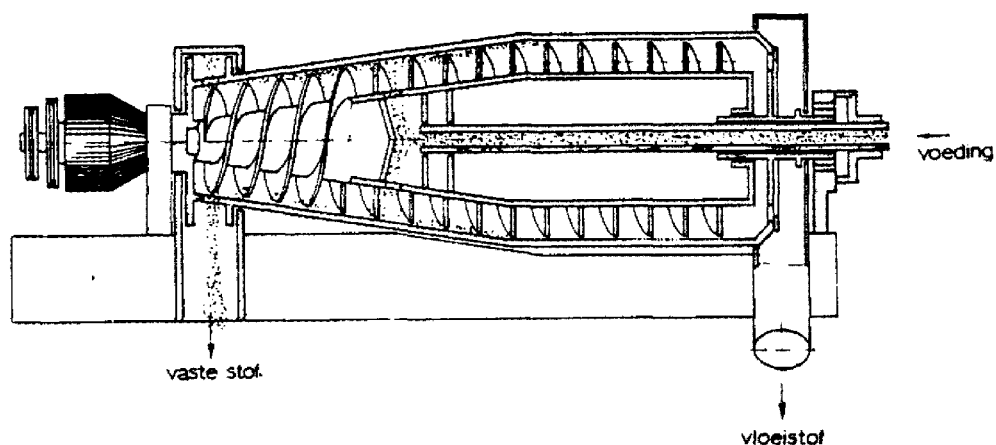
Een vacuümfilter bestaat uit een trommel die gedeeltelijk ondergedompeld is in een vat met slib. De trommel is opgedeeld in een aantal secties waarin een onderdruk (meestal 0,6 bar) kan worden aangebracht. Over de trommel is een filtermedium uit katoen, metaaldraad, metaalgaas of synthetisch materiaal gespannen. Door de onderdruk in de trommel wordt het slib aangezogen en blijft als een koek op het filtermedium achter.

De filtratietijd hangt af van de rotatiefrequentie van de trommel. Doorgaans moet voor hydroxide slibsoorten een te lage rotatiefrequentie worden aangehouden om een goed lossende en enigszins droge koek te verkrijgen. De ontwateringsprestaties van vacuümfilters voor hydroxide slibsoorten zijn, zonder toepassing van een meestal dure precoat, slecht te noemen. Vanuit economisch oogpunt bezien is het

proces slechts toepasbaar voor goed ontwaterbare slibsoorten zoals onthardingsslib. Het energieverbruik van vacuümfilters is, in vergelijking met andere systemen, hoog en bedraagt 6-12 kWh per m³ slib.

4.2.4 Centrifuges

De centrifuge werkt volgens het principe van de sedimentatie waarbij de bezinkingssnelheid van de deeltjes wordt vergroot door de grote middelpuntvliedende kracht. Voor de ontwatering van slib van waterleidingbedrijven wordt in hoofdzaak gebruik gemaakt van de decanteercentrifuge (afbeelding 7). Deze centrifuge bestaat uit een roterende mantel en een roterende transportschroef die beide om dezelfde as draaien echter met verschillende snelheden.



Afbeelding 7 - Decanteercentrifuge met tegenstroom-principe

De g-waarde bedraagt doorgaans 1000-2000. .

De aanvoer van het slib in de centrifuge vindt centraal plaats waarbij het slib door de middelpuntvliedende kracht tegen de mantel wordt geslingerd. Het gesedimenteerde slib wordt door middel van de transportschroef continu uit de centrifuge verwijderd.

Om een goed scheidingsrendement tussen vaste stof en vloeistof te bereiken wordt polyelektroliet toegevoegd. De plaats van dosering is van invloed op het scheidingsrendement en de ontwateringsprestatie van de centrifuge. Meestal wordt het polyelektroliet gedoseerd juist vóór of in de centrifuge.

Het resultaat van de ontwatering wordt sterk beïnvloed door schommelingen in de concentratie en kwaliteit van het slib. De nadelige invloed hiervan kan worden ondervangen door een goede conditionering en door een homogenisatie van het slib in bijvoorbeeld buffertanks.

Andere factoren die het ontwateringsresultaat beïnvloeden zijn: het toerental, het verschil in toerental tussen mantel en transportschroef, en het toevoerdebiet.

Het afgescheiden water (centrifugaat) bevat vaak nog enkele tienden van grammen droge stof zodat bij lozing een nabehandeling door middel van bezinking noodzakelijk is. Het energieverbruik van centrifuges bedraagt circa 3-4 kWh per m³ slib.

4.3 Vergelijking van ontwateringsmethoden

In de voorafgaande hoofdstukken is een kort overzicht gegeven van de belangrijkste ontwateringstechnieken voor slib van waterleidingbedrijven. De voor- en nadelen van deze methoden zijn weergegeven in tabel 3. Bij elke methode is tevens het door-

Tabel 3 - Vergelijking van ontwateringsmethoden

Proces	Voordelen	Nadelen	Ontwateringsresultaat gew. % droge stof
Droogbedden	Lage bouw- en bedrijfskosten; lage onderhoudskosten	Ontwatering afhankelijk van weersgesteldheid; gevaar voor stankoverlast; groot ruimtebeslag en vaak lange ontwateringstijden; gevaar voor uitspoeling van verontreinigingen	15-40
Lagunes	Zie droogbedden	Zie droogbedden	< 20
Kamerfilterpersen	Laag energieverbruik; hoog einddrogestofgehalte; breed toepassingsgebied; zeer hoog scheidingsrendement; grote bedrijfszekerheid	Hoge investeringskosten; hoge kosten voor conditionering; discontinu proces; opslag- en buffertanks vereist; pH > 11 van filtraat en slibkoek	30-50
Zeefbandpersen	Lage aanschaffingskosten; continu proces; laag energieverbruik	Veel beweegbare delen, relatief veel onderhoud	15-30
Vacuümfilters	Continu proces; lage onderhoudskosten	Laag ontwateringsrendement bij hydroxide slibsoorten; hoge bedrijfskosten door toepassing van precoat en hoog energieverbruik	10-25
Decantereentrifuges	Continu proces; klein ruimtebeslag; werkzaam in breed concentratiegebied; lage onderhoudskosten; flexibel in bedrijfsvoering	Gevoelig voor schommelingen in slibkwaliteit en slibconcentratie; minder hoog scheidingsrendement; snellere vernieuwing van onderdelen bij discontinu bedrijf	15-30

gaans bereikbare drogestofgehalte aangegeven.

De genoemde getallen gelden voor matig tot slecht ontwaterbare slibsoorten zoals spoelwaterslib en coagulatieslib. Onthardingsslib kan met behulp van voornoemde technieken niet zelden tot drogestofgehalten van 60-70 gew. % worden ontwaterd.

De verschillen in prestaties van de individuele technieken zijn terug te voeren op de aard en wijze van conditionering, de slibkwaliteit en de bedrijfsvoering van de betreffende techniek.

De volgende factoren spelen een belangrijke rol bij de keuze van een bepaalde ontwateringstechniek:

- slibproduktie en ontwateringseigenschappen van het slib;
- gewenste c.q. vereiste ontwateringsgraad;
- mogelijkheden van natuurlijke slibontwatering en slibopslag;
- ruimtebeslag;
- kwaliteitseisen aan filtraat, centrifugaat;
- aard en hoeveelheid van de chemicaliën;
- personeelsinzet;
- energieverbruik;
- investerings- en bedrijfskosten.

5

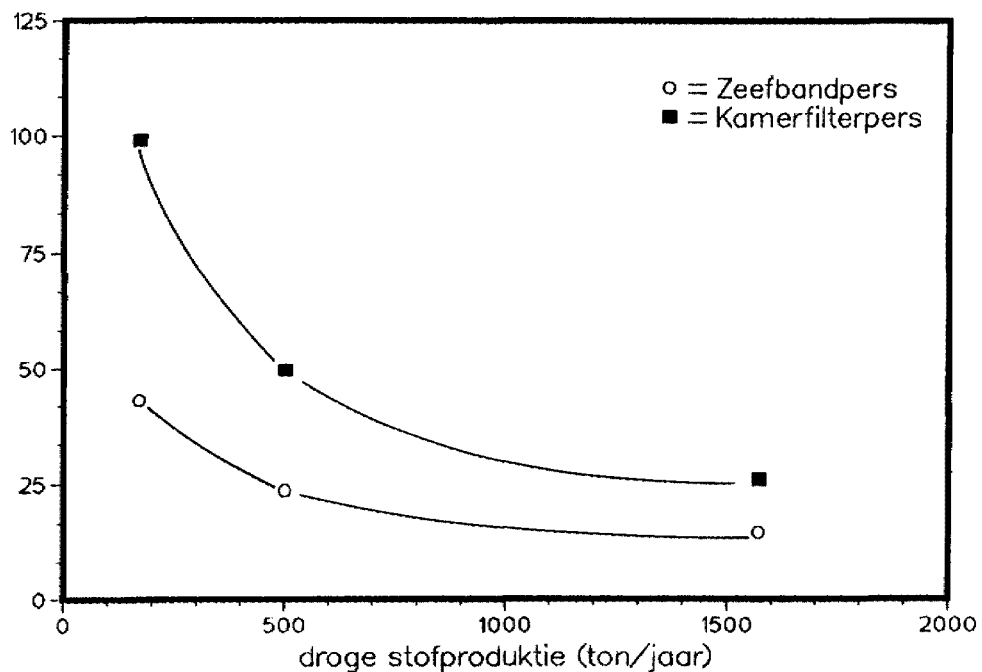
Kosten

De inzet van stationaire ontwateringsapparatuur is economisch gezien veelal eerst aantrekkelijk bij een slibproduktie van meer dan 1 ton droge stof per dag. Dit is geïllustreerd in afbeelding 8. Hierin zijn de kosten weergegeven voor de ontwatering van slib met zeefbandpersen en filterpersen in relatie tot de jaarlijkse drogestofproduktie [9].

De meeste zuiveringsbedrijven in het bijzonder grondwaterbedrijven produceren minder dan 100 ton

droge stof per jaar [10]. Voor deze groep is, indien voldoende terreinoppervlak ter beschikking staat, natuurlijke slibontwatering op droogbedden veelal de goedkoopste oplossing.

kosten fl/m³ slib



Afbeelding 8 - Kosten voor slibontwatering als functie van de jaarlijkse drogestofproductie. De kosten hebben betrekking op een m³ slib met een drogestofgehalte van 7,5 gew. %

Een mogelijk alternatief is de kunstmatige slibontwatering door mobiele installaties. De apparatuur met toebehoren kan in eigen beheer worden aangeschaft dan wel op afroep door derden worden ingezet. Eerstgenoemde aanpak is bedoeld voor waterleidingbedrijven die over meerdere produktielocaties beschikken [11].

De kosten voor slibontwatering op droogbedden belopen circa f 50,- - f 250,- per ton droge stof. De kosten uitgedrukt per m³ drinkwater bedragen 0,5-1

cent. Voor kunstmatige slibontwatering inclusief indikking en conditionering rekent men in de regel f 300,- - f 700,- per ton droge stof. Dit is omgerekend naar de m³ drinkwater 2-5 cent.

6

Uitloging

Bij de natte of droge (tijdelijke) opslag van slib in depots, spoelwatervijvers of droogbedden op de bedrijfsterreinen worden meestal geen speciale voorzieningen getroffen om het slib van de bodem te scheiden. De overheid kwalificeert deze handelwijze als een bodembedreigende activiteit. Immers de in het slib aanwezige schadelijke en/of verontreinigende stoffen kunnen door uitloging ongehinderd in bodem of grondwater terecht komen.

De Hinderwet, alsmede de Wet bodembescherming schrijven voor dat, indien gevaar bestaat voor bodem- en/of grondwaterverontreiniging, maatregelen dienen te worden getroffen overeenkomstig de IBC-criteria (Isoleren van de activiteit ten opzichte van de omgeving, Beheersen en Controleren van de situatie of locatie). Te denken valt hierbij aan het toepassen van een onderafdichting, bijvoorbeeld door middel van een kunststoffolie, evenals opvang, controle en eventuele nabehandeling van het percolaat. Dit betekent dat, bij stringente toepassing van maatregelen in de IBC-sfeer, de huidige wijze van slib en spoelwaterbehandeling een herstructurering dient te ondergaan.

De noodzaak tot het treffen van dergelijke maatregelen is voor het slib van waterleidingbedrijven niet aangetoond en dient naar de mening van de bedrijfstak nader te worden onderzocht.

De overheid stelt op haar beurt dat de bedrijfstak bij de opslag van haar slib, alleen al uit hoofde

van hun voorbeeldfunctie, zeer omzichtig te werk dient te gaan.

De VEWIN heeft het KIWA, in het kader van haar Speurwerkprogramma, opgedragen om in nauwe samenwerking met de bedrijfstak onderzoek te verrichten naar de uitloging van slib. De resultaten van het onderzoek moeten leiden tot een nadere invulling van de IBC-criteria voor de opslag van slib van waterleidingbedrijven.

Het slib van waterleidingbedrijven bevat naast de hoofdcomponenten ijzer, mangaan, calcium, aluminium, klei, poederkool en organische stoffen ook anorganische en organische microverontreinigingen [12]. De uitgangscondities waaronder de stoffen tijdens het zuiveringsproces in de vaste stofmatrix zijn gefixeerd, kunnen gedurende de opslag van slib veranderen. Hierdoor kunnen eenmaal vastgelegde stoffen in oplossing gaan en met het intrinsieke water (vrij- en gebonden water in de slibmassa) eventueel vermengd met neerslagwater uit het slib verdwijnen. Voor de remobilisatie zijn fysische, chemische of biologische processen verantwoordelijk. De volgende factoren spelen een belangrijke rol bij het remobiliseren van metalen en metalloïden uit slib:

- zuurgraad (pH). Bij een pH-daling kunnen elementen uit hun bindingsvorm worden vrijgemaakt. De oplosbaarheid van de elementen wordt sterk bepaald door de wijze waarop deze gebonden zijn in het slib. Het element nikkel bijvoorbeeld is voor een deel als carbonaat gefixeerd. Bij een pH-daling wordt dit element dan ook gemakkelijk uit zijn labiele bindingsvorm vrijgemaakt [13]. Een zelfde pH-gevoeligheid is ook aangetoond voor cadmium en zink [14].

Het element arseen daarentegen is zeer sterk aan de ijzermatrix gebonden en is slechts bij extreem lage pH-waarden ($< 2,5$) uit zijn binding met ijzer los te maken [15].

Het slib van waterleidingbedrijven bevat doorgaans 5-10 gew. % CaCO_3 . Een pH-daling ten gevolge van zure neerslag of door afbraak van organische stof (CO_2 -vorming) zal derhalve niet snel optreden. Een acute remobilisatie van metalen en metalloïden is dan ook niet waarschijnlijk.

- Redoxpotentiaal (Eh). De in het slib aanwezige organische stof kan onder invloed van microbiële processen worden afgebroken. Bij de oxidatiereactie vindt tegelijkertijd een reductie plaats van andere (geoxideerde) verbindingen.

De daling van de redoxpotentiaal heeft met name gevolgen voor de stabiliteit van de verschillende bindingsvormen van ijzer- en mangaan(hydr)oxiden met andere metalen en metalloïden. Het element arseen kan uit zijn ijzerbinding worden vrijgemaakt bij de omzetting van 3-waardig naar 2-waardig ijzer. Het effect van redoxprocessen op de remobilisatie van elementen wordt nog versterkt door een daling van de pH.

De afbraakprodukten van organische stof kunnen met sommige elementen organo-metaalcomplexen vormen, hetgeen de mobiliteit van de betreffende elementen verhoogd. Omgekeerd kunnen bij de sulfaatreductie metalen worden vastgelegd in de vorm van slecht oplosbare sulfiden.

De afbraak van organische stof resulteert ook in een verontreiniging van het intrinsieke water met ammonium en andere afbraakprodukten zoals organische zuren.

De in het slib aanwezige organische stof kan van verschillende oorsprong zijn. Deze kan afkomstig

zijn van de grondstof, zoals algen en detritus, dan wel tijdens de zuivering worden gevormd, bijvoorbeeld bij de methaanomzetting in grondwaterfilters, of tijdens de zuivering van grondstof of spoelwater worden toegevoegd, zoals zetmeelderivaten.

Het KIWA is in 1985 van start gegaan met een onderzoek naar de uitloging van slib van waterleidingbedrijven. Voor dit doel zijn een zevental voor de bedrijfstak representatieve slibsoorten geselecteerd. Deze zijn afkomstig van drie grondwater-, en drie oppervlaktewaterbedrijven en een duininfiltratiebedrijf. De in studie genomen slibsoorten vallen op grond van het arseengehalte onder de Wet chemische afvalstoffen. Het onderzoek richt zich op de samenstelling van het in het slib aanwezige intrinsieke water. Dit water wordt met behulp van een drukfiltratiemethode uit de slibmassa verwijderd en vervolgens geanalyseerd op diverse elementen en stoffen.

Hieraan parallel loopt een onderzoek naar de samenstelling van percolaat afkomstig van volgens de IBC-criteria ingerichte (proef)droogbedden. Dit onderzoek wordt uitgevoerd door de bedrijfstak.

7

Literatuur

- [1] Koppers, H.M.M., J.M. Hofman, C.A. van Bennekom: Indikking van slib van waterleidingbedrijven. H₂O 17 (1984) 24, blz. 561-568.
- [2] Warden, J.H.: Sludge treatment plant for waterworks. TR 189, WRC 1983.

- [3] Haubry, A., C. Fayoux: La flottation des boues: un avenir assuré. L'eau, L'industrie, les nuisances 1983, no. 79, blz. 20-24.
- [4] La deshydratation des boues des usines de traitement d'eau potable. Agence de Bassin Loire-Bretagne. December 1980.
- [5] Heide, J. van der: Slibverwerking met behulp van filterpersen. KIWA-mededeling nr. 55, Rijswijk 1978.
- [6] Koppers, H.M.M.: Gefrierkonditionierung. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band 50, 1986, blz. 151-157.
- [7] Tambo, N., M. Kobayashi: Sludge treatment and disposal. IWSA Congres Zürich, 1982.
- [8] Graveland, A., J.M. Hofman: Natürliche Entwässerung. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band 50, 1986, blz. 163-180.
- [9] Liessfeld, R., H.M.M. Koppers: Die Entsorgung von Wasserwerksschlämmen: Probleme und Lösungsmöglichkeiten. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band 50, 1986, blz. 217-230.
- [10] Koppers, H.M.M.: Produktie, verwerking en bestemming van drinkwaterslib. KIWA-mededeling nr. 67, Rijswijk 1982.
- [11] Duyvenbode, J.D. van: Slibontwatering bij grondwaterpompstations met behulp van een decanteercentrifuge. KIWA-Speurwerkrapport SWI-85.122, Nieuwegein 1985.

- [12] Koppers, H.M.M.: Gehalten aan anorganische stoffen in het slib van Nederlandse waterleidingbedrijven. KIWA-Speurwerkrapport SWE-85.004, Nieuwegein 1985.

- [13] Eckhardt, H., K. Haberer: Freisetzung von Spurenelementen aus Wasserwerksschlämmen unter besonderer Berücksichtigung des pH-Wertes. Vom Wasser, 66. Band 1986, blz. 197-210.

- [14] Such, W.: Verwertung und Ablagerung. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band 50, 1986, blz. 95-108.

- [15] Wijk, H.R. van: Arseenverbindingen in drinkwaterslib. Afstudeerverslag Civiele Gezondheidstechniek, TH Delft 1984.

DOELMATIGE VERWIJDERING VAN SLIB

A.J. van der Veer, Drinkwaterleiding Rotterdam

Samenvatting

Dankzij aanpassingen van procestechnische aard in de zuiveringsprocessen moet het haalbaar geacht worden om in de toekomst de slibproduktie ten gevolge van coagulatie en ontijzering/ontmanganing niet verder te laten toenemen. Dit slib ressorteert onder de Afvalstoffenwet, deels zelfs onder de Wet chemische afvalstoffen; het laatste voornamelijk door overschrijding van de in deze wet gehanteerde norm voor arseen van 50 mg/kg. Hierdoor blijken de mogelijkheden voor doelmatige verwijdering sterk beperkt te worden. Voor de categorie WCA-slib betekent dit momenteel:

- opslag op eigen terrein (slechts tijdelijk)
- afvoer naar het buitenland.

Ook in het geval van vrijkomen van AW-slib is slechts op kleine schaal doelmatige verwijdering te realiseren.

Het begrip doelmatige verwijdering wordt toegelicht aan de hand van toegestane werkwijzen bij vrijkomen en verwijdering van afvalstoffen bij in maatschappelijke zin aanverwante bedrijven zoals de energievoorziening en rioolwaterzuiveringen.

Het is noodzakelijk de mogelijkheden ten aanzien van doelmatige verwijdering te verruimen, de bedrijfstak zal daar, deels als geheel, deels als individueel bedrijf initiatieven toe moeten nemen.

1

Inleiding

Waterleidingbedrijven worden geacht de bepalingen zoals vermeld in de Waterleidingwet na te leven.

De hoofddoelstelling van de bedrijfstak is de produktie en distributie van drinkwater in zodanige hoeveelheid en druk als het belang der volksgezondheid vereist. De waterkwaliteitseisen zowel voor onbehandeld als gezuiverd water zijn in genoemde Wet uitvoerig beschreven. Deze eisen zijn vooral bedoeld als minimumeisen.

Het bovenstaande impliceert, dat bij het drinkwaterbereidingsproces een aantal stoffen, al dan niet van natuurlijke aard, aan het water onttrokken dienen te worden.

Deze stoffen komen al dan niet gebonden aan eventueel toegepaste hulpstoffen als afvalstof vrij bij de drinkwaterbereiding.

Deze direct uit genoemde hoofddoelstelling voortvloeiende vorming van een afvalprodukt wordt als volgt vermeld onder aanbevelingen behorend bij de Waterleidingwet: (c.6.4.): "Uit milieu-overwegingen behoort wat betreft de zuiveringstechniek en de bedrijfsvoering, te worden gestreefd naar een minimale slibproduktie. Het slib, dat bij de drinkwaterbereiding als afvalprodukt vrijkomt behoort op economisch en milieuhygiënisch aanvaardbare wijze te worden verwerkt. In die gevallen, waarin uit het slib schadelijke stoffen kunnen vrijkomen, behoort het slib te worden verwijderd."

Voorts wordt in de toelichting gewezen op de beide wetten AW en WCA. In deze wetten is sprake van doelmatige verwijdering van afvalstoffen.

De beschreven afvalproduktie vindt binnen de bedrijfstak plaats op zeer veel locaties in het gehele land en in sterk uiteenlopende hoeveelheden per locatie (zie tabel 1) [1].

Tabel 1 - Omvang van de drogestofproductie in 1982 per provincie, onderverdeeld naar slibkwaliteit op basis van de afvalstoffenwetgeving

provincie	drogestofproductie ton/jaar		zuiveringsbedrijven	
	AW*	WCA**	AW	WCA
Groningen	415	-	5	-
Friesland	370	110	7	1
Drenthe	755	40	11	3
Overijssel	300	295	14	15
Gelderland	100	240	13	26
Utrecht	550	3530	11	13
Noord-Holland	1625	1505	6	10
Zuid-Holland	810	4725	11	15
Zeeland	125	30	1	3
Noord-Brabant	9425	565	19	15
Limburg	225	195	16	12
IJsselmeerpolders	5	40	1	1
Totaal	14705	11275	115	114

* Afvalstoffenwet

** Wet chemische afvalstoffen (dat wil zeggen arseen ≥ 50 mg/kg d.s.)

De totale hoeveelheid is gering ten opzichte van vele andere categorieën afval (zie tabel 2).

Dit bemoeilijkt een centrale aanpak en verwerking. Momenteel zijn slechts in incidentele gevallen mogelijkheden aanwezig voor doelmatige verwijdering. In het geval, dat sprake is van overschrijding van een concentratiegrenswaarde voor afzonderlijke

stoffen, zoals genoemd in de WCA is geen doelmatige verwijdering mogelijk, anders dan afvoer naar het buitenland. Overigens wordt in de praktijk in alle gevallen slechts de norm voor arseen (50 mg As/kg d.s.) overschreden [1].

Dit laatste geldt voor 114 van 229 zuiveringsbedrijven, ofwel voor ruim 11.000 ton van de totaal 26.000 ton jaarlijks geproduceerde hoeveelheid slib (zie tabel 1).

Afvoer naar het buitenland betreft geenszins een economisch en milieuhygiënisch aanvaardbare werkwijze. Dit resterend alternatief wordt door de bedrijfstak terecht als overtrokken ervaren, vooral gezien het feit dat arseen een hechte binding met ijzer heeft, waardoor het niet gemakkelijk uitlooft.

In dit opzicht is het interessant de bedrijfstak te vergelijken met aanverwante organisaties, dat wil zeggen met vergelijkbare maatschappelijke functies zoals de energievoorziening (vliegass), de rioolwaterzuivering en de huishoudelijke afvalverwerking (zie tabel 2 voor hoeveelheden). Aan deze categorieën wordt in de onderhavige wetgeving bijzondere aandacht geschonken, bijvoorbeeld door vermelding in de lijst van uitzonderingen op de wetgeving of door uitvoerige beschrijving van toepassing/hergebruik. Hierdoor wordt het ruimtecreërend aspect van de wet benadrukt.

Tabel 2 - Soorten en hoeveelheden vaste afvalstoffen in 1982 en toepassing/hergebruik ervan

soort afval	produktie 10 ⁶ ton	toepassing/ hergebruik %
havenslib	48	-
bouw-, sloopafval	6,0	33
huishoudelijk afval	4,1	39
industrieel afval		
(ex. hoogoven-/staalslak)	2,0	-
agrarisch afval	1,3	62
hoogovenslak	1,3	100
vliegask	0,6	33
staalslak	0,3	100
zuiveringsslib (rwzi)	0,25	69
fosforzuurgips	2,0	-
slib van waterleiding- bedrijven [1]	0,03*	4

* exclusief onthardingskorrels

Het vorenstaande vormt de aanleiding om de mogelijkheden van huidige en toekomstige doelmatige verwijdering nader te inventariseren en kritisch te bezien.

2

Het begrip doelmatige verwijdering

Het woord doelmatig betekent letterlijk: in overeenstemming met; geschikt voor het doel waartoe het gemaakt is. Doelmatige verwijdering moet dus worden uitgelegd als verwijdering in overeenstemming met

het daaraan gestelde doel.

De Wet spreekt ook wel van een doeltreffend beleid inzake verantwoorde verwijdering van afvalstoffen. De doelstelling is dus gevat in het belang van de bescherming van het milieu.

Degene, die het afval produceert is volgens de WCA en AW zelf verantwoordelijk voor dit afval en dient zelf zorg te dragen voor een verantwoorde verwijdering en verwerking en moet de daarmee gepaard gaande kosten ook zelf dragen. Inzake WCA-stoffen heeft de Rijksoverheid een centrale rol ter uitvoering van deze Wet.

Bij AW-stoffen zijn vele taken opgedragen aan de provinciale besturen (zie D.A. Zeilmaker: Regelgeving en beleid inzake bodembescherming in relatie tot afvalstoffen).

In het commentaar bij de Afvalstoffenwet wordt voorts vermeld: "Het onttrekken van grondstoffen brengt verandering aan in het bestaande evenwicht. Ten einde ook deze belasting van het milieu zoveel mogelijk tegen te gaan, is het zaak het ontstaan van afval te voorkomen, te beperken en hergebruik te bevorderen."

Met andere woorden preventie van afvalstoffen speelt een belangrijke rol. Bij de drinkwaterbereiding is het echter zoals reeds aangegeven onvermijdelijk dat deze stoffen aan het water onttrokken worden. Hergebruik, bijvoorbeeld terugwinning van vlokmiddel uit slib, leidt uiteindelijk tot een zuiveringsresidu met een hogere verontreinigingsgraad. Hierdoor worden de afzetmogelijkheden kleiner, terwijl daarenboven het slib onder het strengere regiem van de WCA kan komen te vallen. Het is zeer de vraag of dit doelmatig is!

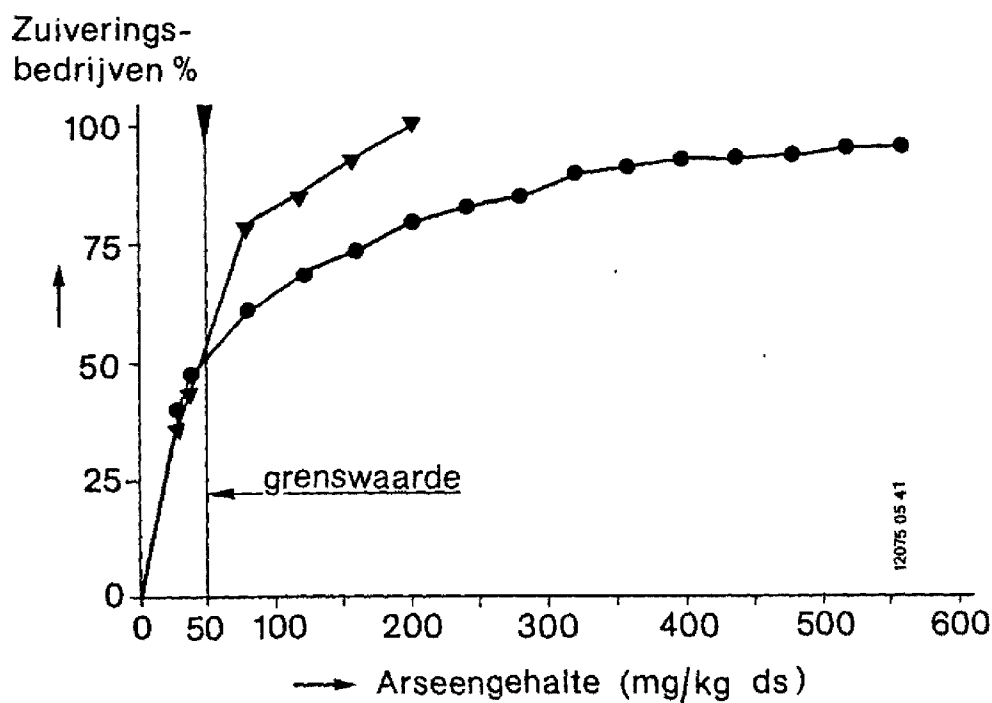
Het begrip doelmatig kent nooit een eenzijdige benadering. Het behelst niet een uitputtend opnemen

van alle denkbare maatregelen en voorzieningen. Doelmatig heeft ook betekenis in de zin van: niet meer dan het doel vereist, zonder franje, ergo economisch verantwoord. Dit werd, zoals reeds geconstateerd, ook verwoord in de Toelichting op de Waterleidingwet.

3 Doelmatige verwijdering in de praktijk

De mogelijkheden om de slibproduktie te beperken of om vorming van (WCA)-afval gedeeltelijk te voorkomen zijn reeds beschreven door A.P. Meijers.

Als het in de praktijk haalbaar zal blijken een groot deel van de genoemde mogelijkheden aldus te realiseren dan zal toch in de toekomst met een afvalproduktie van ten minste 25.000 à 30.000 ton op



Afbeelding 1 - Cumulatieve verdeling van arseen in het slib van Nederlandse waterleidingbedrijven

jaarbasis rekening moeten worden gehouden. Ruim een derde deel hiervan valt op grond van het arseengehalte binnen de categorie chemische afvalstoffen ingevolge de Wet chemische afvalstoffen (afbeelding 1). Voor geen van de andere genoemde stoffen vindt overschrijding van de respectieve grenswaarden plaats [1].

Dit afval dient te worden verwijderd.

Hiervoor staan in theorie de volgende mogelijkheden, deels beperkt door onder de WCA aangegeven voorwaarden, open:

- Hergebruik;
- Andere nuttige toepassingen;
- Storten.

3.1 Hergebruik

Het begrip hergebruik behelst het gebruik in dezelfde processtap(pen), als waarin de afvalstof ontstond. Alle toepassingen van de afvalstoffen buiten dit gebruik vallen onder het begrip "andere nuttige toepassingen".

In principe zijn met de afvalstoffen van de drinkwaterbereiding twee werkwijzen van hergebruik mogelijk:

- Het opwerken van coagulatieslib tot toepasbaar coagulatiemiddel;
- Het opwerken middels "branden" van het als kalk neergeslagen onthardingsprodukt.

3.1.1 Terugwinning van vlokmiddel uit coagulatieslib

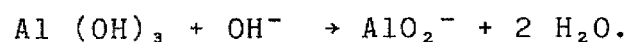
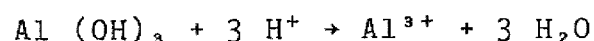
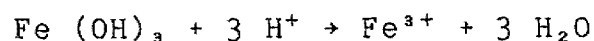
Aan deze techniek, waarbij coagulatieslib hetzij met zuur of met loog grotendeels wordt opgelost is op laboratorium- en semitechnische schaal veel onderzoek verricht [2,3,4,5]. Deze vorm van herge-

bruik is uiteraard slechts mogelijk bij zuiveringsprocessen met coagulatiefase, dus in het algemeen bij oppervlaktewaterbedrijven. Bij toepassing van een ferrizout in het coagulatieproces is het aldus mogelijk het gevormde ferrihydroxide op te lossen in een sterk zuur dat wil zeggen zoutzuur of zwavelzuur.

Een deel van de meegecoaguleerde verontreinigingen zal daarbij eveneens in oplossing gaan. In het geval, waarbij een aluminiumzout als coagulatiemiddel wordt toegepast is er naast de zure opwerking ook een opwerking met gebruik van loog of kalkmelk denkbaar.

Deze mogelijkheid hangt direct samen met het amfotere karakter van aluminium, waardoor ook het aluminataation (AlO_2^-) ten behoeve van coagulatie kan worden ingezet.

Ter verduidelijking volgen de (vereenvoudigde) reactievergelijkingen:



Alle onderzoekers vermelden de coagulatie-eigenschappen van het teruggewonnen vlokmiddel, waarbij doorgaans een (gering) verlies aan kwaliteit wordt geconstateerd.

Volledige overzichten van het effect op de waterkwaliteit worden slechts incidenteel vermeld. Masschelein [5] besteedt hieraan meer aandacht. Risicovol is vooral de herintroductie van organische stoffen zoals humuszuren en organische microverontreinigingen.

In de praktijk zijn geen toepassingen met gerecirculeerd ferri op produktieschaal bekend. Slechts in Japan en Amerika zijn enkele gevallen bekend waarbij aluminium via de basische methode wordt terug-

gewonnen voor hernieuwd gebruik. Hierbij blijkt het medeoplossen van zware metalen nog het best beheersbaar te zijn. In Nederland worden voornamelijk ferrizouten als coagulatiemiddel gebruikt. Deze zure produkten zijn op zich al afvalprodukten van het beitsen van bepaalde soorten plaatstaal. De toepassing als coagulatiemiddel is dus een voorbeeld van een nuttige toepassing en dus doelmatig in de zin van de Afvalstoffenwet. Vanzelfsprekend is deze toepassing gebonden aan een strenge kwaliteitscontrole onder andere middels KIWA-atteest. Herhaald gebruik komt de kwaliteit van het coagulatiemiddel, met name het gehalte aan ongewenste stoffen niet ten goede. In feite is dit hergebruik niet in overeenstemming met de aanbevelingen bij de Waterleidingwet, waarbij naar optimale kwaliteit van produkten gestreefd dient te worden. Tenslotte dient te worden vermeld, dat hergebruik zal leiden tot een verlaging van de hoeveelheid afvalstof, doch tevens tot een verhoging van de concentraties van de verontreinigende stoffen. Hierdoor kan een afvalstof in de zin van de AW in de categorie chemisch afval terechtkomen of ook van "licht" chemisch afval naar zwaar chemisch afval overgaan. Hierdoor produceert het betrokken bedrijf plotse-ling een afvalstof waarvoor momenteel in Nederland geen doelmatige verwijdering mogelijk is. De voordelen van dergelijk hergebruik zijn dus zeer betrekkelijk; de toepassing ervan is binnen de drinkwaterbereiding een minder gewenste dubieuze activiteit. Nuttige toepassing bijvoorbeeld bij de afvalwaterbehandeling lijkt aanzienlijk reëeler (zie 3.2.2).

3.1.2 Terugwinning van kalk uit onthardingsprodukten

In principe is het mogelijk kalkkorrels (CaCO_3) zoals gevormd in een pelletreactor ten behoeve van ontharding opnieuw te "branden" tot ongebluste kalk. Dit is een bedrijfsvreemde activiteit en zal dus slechts uitgevoerd kunnen worden door ter zake kundige, speciaal hiervoor ingerichte kalkbrande-rijen. Het is zeer de vraag of het aangeboden korrelmateriaal qua granulometrie en structuur te verwerken is en zo ja tegen welke kosten. Nuttige andere toepassingen liggen meer voor de hand voor het uit ronde bolletjes bestaande "afvalprodukt" van een pelletreactor (zie ook 3.2).

3.2 Andere nuttige toepassingen

In Nederland zijn voor zover het AW-afvalstoffen betreft diverse nuttige toepassingen bekend. Nuttige toepassingen genieten momenteel een groeiende belangstelling en het aantal praktische realiseringen neemt gestadig toe, alhoewel het qua omvang nog steeds een klein gedeelte van de jaarproductie AW-slib betreft.

Nuttige toepassingen (kunnen) zijn:

A. Met betrekking tot ijzerhoudend coagulatie- en grondwaterslib:

- zwavelwaterstofbinding in rioleringssystemen en slibgistingstanks;
- fosfaat- en arseenverwijdering in de afvalwaterbehandeling en mestverwerking;
- gebruik als kleurvormende toeslag in de grofkeramische industrie;
- verwerking als toeslag aan ijzerertsen ten behoeve van staalindustrie;

- verwerking als vulstof in cementgebonden toepassingen.

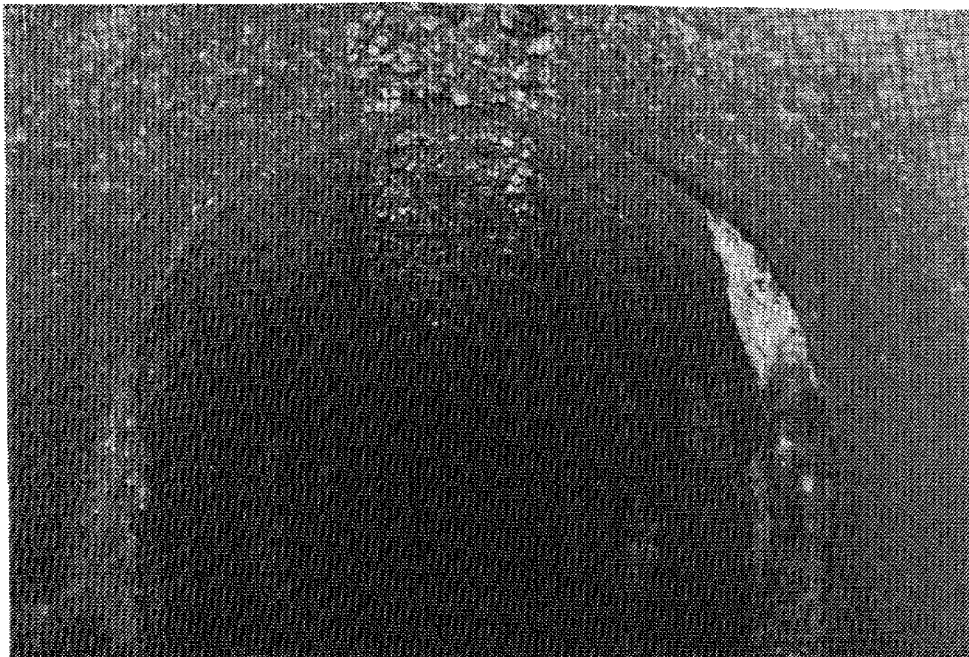
B. Met betrekking tot kalkkorrels uit de pelletont-harder:

- gebruik als kalktoevoeging in het pluimveevoedselpakket;
- toepassing als middel ter ontzuring van zacht grondwater met lage pH
- toeslag aan grondstoffen voor bouwmaterialen etc.

3.2.1 Zwavelwaterstofbinding in rioleringsystemen en slibgistingstanks

Deze toepassing berust op het vermogen van ferrihydroxide om zwavelwaterstof (H_2S) te binden door vorming van onoplosbare sulfiden. Verwijdering van zwavelwaterstof uit rioolssystemen en (anaerobe) slibgistingssystemen is van belang uit een oogmerk van stankbestrijding, krooncorrosie en ontzwaveling van methaangas.

Krooncorrosie treedt op als aantasting van betonnen rioleringsystemen boven het waterniveau, waar door oxidatie met lucht-zuurstof het waterstofsulfide overgaat in agressief zwavelzuur (zie afbeelding 2). Deze vorm van aantasting is zonder binding van het bij de rotting van afvalwater ontstane H_2S niet te voorkomen. Door genoemde aantasting verzwakt de bovenzijde van de rioleringsbuis dermate, dat de buis onder de gronddruk en verkeersbelasting op een gegeven ogenblik bezwijkt. Momenteel vindt onderzoek plaats naar omvang en financiële consequenties van deze wijze van verzwakking van rioleringsystemen. Met name stelsels die een hogere vullingsgraad en daardoor langere verblijftijd kennen, lijden aan



Afbeelding 2 - Aantasting van beton door krooncorrosie

anaerobie en krooncorrosie. Ook kan het ijzerhoudende slib worden toegepast bij de H_2S -binding in methaangas afkomstig van slibgistingstanks. Hiertoe wordt het slib in een verpompbare vorm dat wil zeggen met een drogestofgehalte van 10-15 gew. % geïnjecteerd in een gistingstank.

Genoemde toepassingen van het ijzerhoudende afvalprodukt resulteren in een besparing van bijvoorbeeld ferrichloride, zuurstof of waterstofperoxide. In totaal hebben reeds een zestal waterleidingbedrijven regelingen getroffen met een zuiveringschap/rwzi c.q. beheerder van een systeem aangaande deze nuttige toepassing van hun afvalprodukt. Het betreft hierbij in alle gevallen AW-slibben. Toepassingen van WCA-slibben met een As-gehalte van 50 à 100 mg/kg ds levert in de praktijk waarschijnlijk

geen beperking op voor de verdere bestemmingsmogelijkheden van het desbetreffende rwzi-slib. Toch wordt deze werkwijze, die in principe doelmatig genoemd kan worden belemmerd. De mogelijkheden zijn technisch veelbelovend.

3.2.2 Fosfaat- en arseenverwijdering in afvalwaterbehandeling en mestverwerking

Door oplossen van het slib in hetzij zuur of loog (Al-houdend slib) (zie 3.1.1) wordt de activiteit van het ijzer of aluminium verhoogd om fosfaat, arseniet en arsenaat te verwijderen.

Op deze wijze wordt bijvoorbeeld aluminiumhoudend afvalwater ingezet ten behoeve van fosfaatverwijdering van de rwzi te Harderwijk [6]. Het resulterend fosfaathoudend slib wordt middels de uit de drinkwaterbereiding bekende technieken door bezinking afgescheiden.

Hierdoor houdt deze wijze van hergebruik in feite een verplaatsen van het afvalprobleem in.

Overigens is met deze werkwijze ook een nagenoeg volledig arseniet- en arsenaatverwijdering mogelijk uit afvalwater [7].

Uit de praktijk van de drinkwaterbereiding is bekend, dat zelfs met een verouderd coagulatieslib in contact met laag arseenhoudend water (5 à 6 µg/l) een aanzienlijke verlaging van het arseen te bereiken is.

In dit verband is het interessant verder onderzoek te verrichten naar het fosfaat- en arseenverwijderend vermogen van niet-geactiveerd dat wil zeggen onbehandeld ferrihydroxide-slib.

Het is niet onwaarschijnlijk, dat met een aeroob doorstroomd bed van korrelvormig slib een goede arseniet- en arsenaatreductie mogelijk is.

Een andere nuttige toepassing kan mogelijk worden gevonden in het kader van de natuurlijke meststoffenverwerking. Zoals bekend heeft Nederland een meststoffenoverschot.

In de nabije toekomst zullen ook de eisen ten aanzien van de fosfaatbelasting per hectare cultuurgrond worden verscherpt. Het is daarom niet onwaarschijnlijk dat dierlijke mest in de toekomst zal moeten worden verwerkt waarbij het immobiliseren van de aanwezige fosfaten een voor de hand liggende techniek zal zijn [8, 9]. Ook hierbij kan het ijzerhoudend slib mogelijk nuttig worden ingezet.

Het kostenaspect van bovenbeschreven nuttige toepassingen zal sterk samenhangen met de resterende afvalstoffenproblematiek, met name of al dan niet sprake is/wordt van een chemische afvalstof.

3.2.3 Gebruik als kleurvormende toeslag in de grofkeramische industrie

De baksteen- en dakpannenindustrie gebruiken ijzerhoudende grondstoffen om de bekende bruinrode kleur te verkrijgen. Proeven met ijzerhoudend drinkwaterslib hebben uitgewezen dat slib met voldoende hoog ijzergehalte, niet teveel fijne kleideeltjes en voldoende hoog drogestofgehalte (30-35 gew. %) hierbij uitstekend toepasbaar is.

Dit onderzoek bij een steenfabriek werd vanuit de KIWA-werkgroep Slibverwerking geïnitieerd en gecoördineerd.

De praktische omvang van deze toepassing wordt sterk bepaald door de situatie op de grofkeramische markt zowel kwantitatief als kwalitatief (voorkeur voor rood of geel). De huidige lage produktie en voorkeur voor gele steen maken toepassing onrendabel voor de desbetreffende industrie.

Desondanks blijft het een interessante veelbelovende toepassing, waarbij centrale verwerking tot een produkt met constante eigenschappen en gehalten mogelijk de acceptatie bij de industrie doet stijgen. Het kostenaspect zal in sterke mate samenhangen met de transport- en eventuele verwerkingskosten.

3.2.4 Verwerking als toeslag aan ijzerertsen ten behoeve van de staalindustrie

Dit is in feite de meest doelmatige nuttige toepassing, daar nuttig gebruik gemaakt wordt van het aanwezige ijzer terwijl de bezwaarlijke stof arseen goed past bij de bij de Hoogovens toegepaste reinigings- en opwerkingstechniek. De DWL Rotterdam heeft bij de Hoogovens geïnformeerd naar de praktische mogelijkheden van een dergelijke toepassing. Men stelde daarbij in de eerste plaats eisen aan het drogestofgehalte (droog produkt) en het ijzergehalte. Een hoog arseengehalte vond men wenselijk, met als argument de huidige vraag naar hoogwaardige staalsoorten. Hoogstwaarschijnlijk ziet men meer problemen om (licht) chemisch afval te accepteren daar ijzer en arseen overal in de aardkorst gezamenlijk worden gevonden waardoor elk ijzererts arseen bevat dus zelfs veelal op grond van het gehalte tot chemisch afval gerekend zou moeten worden. Men wil dus niet in de publiciteit komen als afvalverwerkend bedrijf.

Mogelijk biedt ook hier een centrale verwerking, waarbij een constant produkt gegarandeerd kan worden, met een grove granulometrie (bijvoorbeeld pellets of noedels) betere perspectieven voor onderhandeling. Als dit haalbaar is kan een groot deel van het aanbod binnen Nederland worden verwerkt.

3.2.5 Verwerking als vulstof in cementgebonden toepassingen

Deze werkwijze zou kunnen plaatsvinden naar analogie van het toepassen van vliegias als vulstof in bepaalde mortels. Dit betreft een in de Wet beschreven doelmatige verwijdering. Daar het ijzergebonden arseen in "waterborn" waterleidingslib aanzienlijk minder uitloogbaar is dan het arseen in het "airborn" vliegias zal het hier zeker een doelmatige verwijdering kunnen betreffen. Naast een directe toepassing is ook een gezamenlijke opwerking met ander afval (havenslib?) van minerale aard mogelijk.

Het is niet ondenkbaar dat het ijzerhoudend slib gunstig werkt op de binding van een aantal zware metalen. Het eindprodukt van een dergelijk procédé zouden knikkers met inerte chemische en gunstige fysische eigenschappen kunnen zijn.

Research op dit gebied wordt sterk aanbevolen. Op semitechnische schaal zijn enkele onderzoeken opgestart met havenslib.

Over het kostenaspect valt vooralsnog weinig te zeggen.

3.2.6 Gebruik als kalktoevoeging in het pluimveevoedselpakket

De uit het pelletreactorproces verkregen kalkkorrels schijnen door pluimvee te worden geconsumeerd als kalkbijdrage, maar ook als vermalend medium bij de spijsvertering. Mogelijk kan voor dit produkt een geringe vergoeding worden gevraagd.

3.2.7 Toepassing als middel ter ontzuring van zacht grondwater met lage pH

De toepassing van dolomiet voor dit doel is bekend. Het is denkbaar, als de chemische samenstelling zich daartoe leent, dat ook de korrelvormige kalk (CaCO_3) van de pelletreactor inzetbaar is [12].

3.2.8 Toeslag aan grondstoffen voor bouwmaterialen etc.

De vrij zuivere kalk uit het pelletreactorproces zal zich ongetwijfeld hetzij als bolletjes hetzij gemalen lenen voor diverse toepassingen waarbij normaal geologische kalksoorten worden ingezet. De mogelijkheden zullen onder andere samenhangen met het uiteindelijke aanbod aan kalkkorrels; uiteraard is dit klein ten opzichte van de totale landelijke verwerking aan kalk.

3.3 Storten

De voorwaarden, waaraan het storten (deponie) van afvalstoffen moet voldoen zijn reeds behandeld door D.A. Zeilmaker. In de "Notitie inzake de beoordeling van alternatieven voor het storten van niet-verwerkbaar chemisch afval" (VROM 19.200 hoofdstuk XI) wordt gesteld, dat het WCA-slib van de drinkwaterbereiding ook op de langere termijn zal moeten worden gestort! In het algemeen kan worden gesteld dat storten ten opzichte van hergebruik en nuttige toepassingen, uiteraard indien hier mogelijkheden voor zijn, de laagste prioriteit bezit. Bewaring is in beginsel niet doelmatig.

Zoals reeds beschreven in hoofdstuk 2 is WCA-afval onderhavig aan een meldings- en vergunningenprocedure waarbij de ontvangende partij een belangrijke

rol speelt. Deze zal initiatieven moeten nemen. Hierdoor en door de maatschappelijke en politieke beleving van WCA-stoffen, zonder enige overweging van de ernst daarvan blijkt het een en ander aanzienlijk moeilijker te realiseren dan voor "gewone" afvalstoffen in de AW-categorie. Ook op het storten, waarbij aan alle voorwaarden is voldaan werkt dit zodanig door, dat in Nederland momenteel geen WCA-stortplaatsen met vergunning voor drinkwaterslib operationeel zijn.

Vooralsnog resteert als enige mogelijkheid afvoer naar het buitenland met de daaraan verbonden extreem hoge kosten. Verbetering van de Nederlandse situatie en met name een uniform beleid lijkt op korte termijn niet haalbaar. Mocht een beheerder van een stort al bereid zijn vergunning of ontheffing voor WCA-afval aan te vragen, dan is er bij de beoordeling daarvan geen sprake van een uniform beleid op provinciaal niveau: met name de gehanteerde concentratiegrenswaarden, zoals genoemd in WCA en Leidraad bodemsanering worden verschillend uitgelegd. Aldus hanteert Zeeland de WCA-norm voor indeling per categorie (50 mg As/kg ds).

Noord-Holland hanteert $\frac{B + C}{2}$ uit de Leidraad bodemsanering ergo (40 mg As/kg ds) en Zuid-Holland hanteert de B-norm voor de vaste fase (30 mg As/kg ds). Daarenboven hanteert men bij overschrijding van deze B-norm de B-norm voor de vloeistoffase ten aanzien van de maximale uitloogbaarheid bij pH 4 in een standaarduitloogtest. Deze benadering lijkt deels overtrokken en draagt niet bij aan een toekomstige doelmatige verwijdering van coagulatie- en grondwaterslib. Het alternatief, opslag op eigen terrein, is veelal een ongewenste activiteit als deze een duurzaam karakter krijgt. Momenteel is dit het alternatief dat het meest voorkomt.

3.4 Kosten

3.4.1 Hergebruik

De kosten van hergebruik van ijzerhoudend slib zullen afhangen van de benodigde opwerkingsstappen. De prijs van het teruggewonnen Fe^{3+} zal (aanzienlijk) hoger liggen dan van het vers ingekochte produkt. Daar tegenover staat dat de hoeveelheid afvalstoffen wordt gereduceerd, hetgeen tot een besparing leidt van verwerkings-, transport- en stortingskosten.

3.4.2 Nuttige toepassingen

De kosten zijn opgebouwd uit de volgende posten:

- Transport etc.:

ontgraven en opladen	f 16,--/m ³
transport per vrachtwagen en tankauto (25 ton)	
0-10 km	f 8,--/ton
> 60 km	f 0,28/ton km
per schip kleine afstand	f 5,50/ton
≈ 100 km	f 0,07/ton km

- Vergoeding/bijbetaling voor nuttige toepassing

Deze is afhankelijk van de grootte van het nut en het eventueel resterende afvalprobleem.

- Eventuele WCA-heffingen.

3.4.3 Storten

- Zie ook 3.4.2 voor transportkosten.

- AW-afval: Deponie op regionale stort f 10-f 75/ton.

- WCA-afval: Afvoer naar bijvoorbeeld Oost-Duitsland of Frankrijk f 150-f 250/ton (inclusief transport) en WCA-heffing

- Afvoer naar West-Duitsland f 200,-/ton (inclusief transport en WCA-heffing).

De nog in te richten deponie van Troost-Grontmij op de Maasvlakte geeft een richtprijs van f 80,-/ton exclusief transport en WCA-heffing.

De WCA-heffing bedraagt f 35,-/ton.

4

Het afvalvraagstuk bij aanverwante nutsbedrijven

De beide Wetten AW en WCA besteden aan een aantal afvalstoffen bijzondere aandacht, onder andere aan de stoffen van in maatschappelijk opzicht vergelijkbare bedrijfstakken namelijk:

- huishoudelijk afval;
- slib van rwzi's (huishoudelijk afvalwater);
- vliegias en bodemas van elektriteitscentrales en AVI's (afvalverbrandingsinstallaties).

Het betreft hier de zogenaamde bulkafvalstoffen, waarvoor nuttige toepassingen sterk worden gestimuleerd en de ruimte daartoe is beschreven.

De beide eerste afvalstoffen kunnen aldus worden verwerkt bij energie-opwekking en ten behoeve van compostering.

Voor compost en zuiveringsslib zijn normen opgesteld ten aanzien van gehalten aan metalen en doseringen per hectare voor landbouwdoeleinden. Deze normen zullen in de toekomst mede worden afgeleid vanuit het principe multifunctionele bodemkwaliteit.

Aldus wordt ruimte gecreëerd om deze stoffen economisch verantwoord nuttig toe te kunnen (blijven) passen. Normen kunnen opgevuld worden binnen dit beleid, waardoor voorwaarden ontstaan voor doelmatige verwijdering (zie tabel 3).

Tabel 3 - Enkele veel gehanteerde milieuriichtlijnen voor slibsoorten (mg/kg droge stof)

	Nat zuiverings- slib in landbouw - Unie van Water- schappen 1984	Zuiveringsslib in landbouw - EG 1982	Leidraad bodemsanering 1983			Wet chemische afvalstoffen 1977
			A-referentie- waarde	B-toetsings- waarde t.b.v. (nader) onderzoek	C-toetsings- waarde t.b.v. sanering(son- derzoek)	
zink	2000	2500	200	500	3000	20000
koper	600	1000	50	100	500	5000
lood	500	750	50	150	600	5000
chromium III	500	750	100	250	800	5000
nikkel	100	300	50	100	500	5000
arsen	10	-	20	30	50	50
cadmium	5	20	1	5	20	50
kwik	5	16	0,5	2	10	50
min. olie	-	-	100	1000	5000	-
EOCl (extraheerbare organische chloor- verbindingen)	-	-	0,1	8	80	5000
opmerkingen:	dosering: bouwland 1t ds grasland 2t ds per ha per jaar	dosering: per element, bv. cadmium 0,1 kg per ha per jaar	-	-	-	gehalten gel- den ook voor de verbindin- gen van de elementen

Dezelfde benadering wordt in feite gevonden voor de vlieggas- en bodemasproblematiek van elektriciteitscentrales en AVI's. Ook aan deze stoffen is zeer veel onderzoek verricht om tot doelmatige verwijdering, veelal nuttige toepassing te komen (zie tabel 4) [10]. Het is interessant om na te gaan hoe de doelmatigheid daarbij wordt aangetoond. Ten aanzien van vlieggas wordt onder de Richtlijn Verbranden beschreven:

Tabel 4 - Maximale uitloging van AVI-slakken ($\mu\text{g/l}$)
(Ministerie van VROM)

As	arseen	50
Ba	barium	20.000
Cd	cadmium	50
Co	cobalt	5.000
Cr	chroom	5.000
Cu	koper	5.000
Hg	kwik	50
Mo	molybdeen	5.000
Ni	nikkel	5.000
Pb	lood	5.000
Sn	tin	5.000
Zn	zink	20.000

"Vliegias bevat bestanddelen, zoals zware metalen, die in sterke mate uitloogbaar zijn (vliegias is een "airborn" afval; auteur). Vliegias kan daarom alleen gebonden worden toegepast. Dit houdt in, dat toepassing slechts kan geschieden door vliegias te mengen met een bindmiddel met een zodanige fysische of chemische structuur, dat uitloging door hemel- en grondwater vrijwel niet plaatsvindt. Wanneer deze mogelijkheden zich niet voordoen dan moeten deze afvalstoffen worden gestort op een gecontroleerde stortplaats voor bedrijfsafvalstoffen zonder vermenging met andere afvalstoffen met inachtneming van IBC-criteria". (einde citaat). Bij nuttige toepassing van vliegias in gebakken stenen vindt beoordeling plaats op basis van uitloogproeven en de hoeveelheid arseen, die maximaal aan het milieu kan worden afgegeven.

De doelmatigheid wordt bepaald door praktijkproeven

en op basis van een berekening van concentratietoenames in de ondergrond [11]. Dit ondanks relatief hoge concentraties arseen in het percolaat, hetgeen overigens ook bij standaardklinkers optreedt. Opge-merkt wordt dat dit nooit aanleiding zal geven tot het ontstaan van een saneringssituatie, omdat zelfs de A-waarde uit de Leidraad Bodemsanering niet wordt overschreden.



Afbeelding 3 - Een standaard straatklinker bevat 10 à 15 mg arseen per kilogram droge stof waarvan 20 à 30 % uitlooft ...

Het betreft hier een in de Wet aanbevolen vorm van doelmatige verwijdering, namelijk een gebonden toepassing van vlieg-as. Ongebonden kunnen slakken en vlieg-as worden toegepast als contact met regen en

grondwater wordt vermeden, bijvoorbeeld onder afsluitend asfalt en boven het grondwater. Verwerking van vliegias in cement leidt niet tot milieuproblemen [11]. Vliegias in opslag dient plaats te vinden volgens IBC-criteria. Het arseen in vliegias is niet gebonden en voor het overgrote deel uitloogbaar in tegenstelling tot arseen in ijzerslib.

Met betrekking tot drinkwaterslib wordt reeds veel aandacht besteed aan de karakterisering van het slib zelf, middels uitloogonderzoek op laboratorium- en praktijkschaal.

Het is zeer gewenst dat ook met dit drinkwaterslib meer onderzoek zal moeten worden verricht naar nuttige toepassingen en de doelmatigheid daarvan in economisch en milieuhygiënisch opzicht.

5. Conclusies en aanbevelingen

- Momenteel is sprake van een beperkt nuttig gebruik van AW-slibben. WCA-slib is niet doelmatig te verwijderen.
- Hergebruik van drinkwaterslib in Nederland lijkt moeilijk haalbaar doch is nog onvoldoende onderzocht. De doelmatigheid ervan dient hierbij mede in beschouwing te worden genomen.
- Veelbelovende nuttige toepassingen voor coagulatie- en grondwaterslib zijn, respectievelijk kunnen worden:
 - a. verwerking met hoogovenerts
 - b. toevoeging aan rioolssystemen en slibgistingstanks bij rwzi's ter voorkoming van krooncorrosie, stankoverlast en H_2S -verwijdering uit methaangas
 - c. verwerking bij grofkeramische industrie en in cementgebonden toepassingen.
- Naar het voorbeeld van aanverwante nutsbedrijven

dient meer aandacht te worden besteed aan nuttige toepassingen en het onderbouwen van de doelmatigheid daarvan.

- Het lijkt zinvol onderzoek te doen aan de adsorberende kwaliteiten van onbehandeld ferrihydroxydeslib.
- Oriëntatie op mogelijkheden van regionale/centrale verwerking ten einde qua samenstelling en continuïteit een grotere acceptatie te verkrijgen.
- Het verwerken en verwijderen van slib kan een kostbare zaak zijn. Het is goed hiervoor financiële middelen te reserveren.
- De aard en hoeveelheid van het per bedrijf vrijgekomen slib dient op provinciaal niveau gemeld te worden, zodat het slib deel kan gaan uitmaken van het provinciaal afvalstoffenplan.

6

Literatuur

- [1] Koppers, H.M.M. e.a.: Gehalten aan anorganische stoffen in het slib van Nederlandse drinkwaterleidingbedrijven. KIWA-Speurwerkrapport, SWE-85.004, Nieuwegein 1985.
- [2] Chen, B.H.H. et al: Alum recovery from representative water-treatment-plant sludges, JAWWA, april 1976, blz. 204-207.
- [3] Susan, J.A., Cornwell, D.A.: Characteristics of acid-treated alum sludges, JAWWA 71 (1979) 10, blz. 604-608.
- [4] Ligeon, P.E. et al: Recovery and reuse of iron coagulants in water treatment, JAWWA, july 1978, blz. 397-403.

- [5] Masschelein, W.J.: Rückgewinnung von Flockungsmitteln, DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band nr. 50, 1986, blz. 109-131.
- [6] Publikatie in Energiebeheer & Afvalbeheer, 9/'86, blz. 43.
- [7] Coccagna and Benak, J.: Arsenic removal by direct filtration. Filtration & Separation, July/Aug. 1986, blz. 227-230.
- [8] Publikatie in Energiebeheer & Afvalbeheer, 11/'86, blz. 9.
- [9] Willet, J.R.: Nuttig gebruik van slibsoorten. Heidemij-tijdschrift 1985-4, blz. 104-108.
- [10] Van der Thoorn: Hergebruik van afvalverbrandingsslakken. Energiebeheer & Afvalbeheer 9/'86, blz. 56-57.
- [11] Bolt, N. en Snel, A.: Milieuaspecten van vliegastoepassingen. Energiespectrum, november 1985, blz. 226-238.
- [12] Reijnen, G.K., J.A.M. van Paassen: Ontzuring van onthardingspellets biedt perspectief. H₂O 18 (1985) 2, blz. 34-37.