Milieu-aspecten bij slibverbranding: het project voor oostelijk Noord-Brabant

Samenvatting
De waterschappen De Aa, De Dommel en De Maaskant hebben een gezamenlijke slibverbrandingsinstallatie met een capaciteit van circa 40.000 t d.s. per jaar in voorbereiding. Een van de uitganspunten daarbij is, dat na realisering van het project in 1992 voldaan moet kunnen worden aan de dan geldende emissie-normen. Omdat rekening gehouden wordt met een aanzienlijke aanscherping van deze normen, wordt de rookgasreiniging naar de stand van de techniek uitgevoerd. In het MER zijn de consequenties van de voorgenomen slib-verbranding op het milieu beschreven. Dit artikel gaat uitgebreid in op de opzet en werking van de diverse emissiebeperkende voorzieningen. De emissies en de daaruit berekende immissies worden in beeld gebracht.

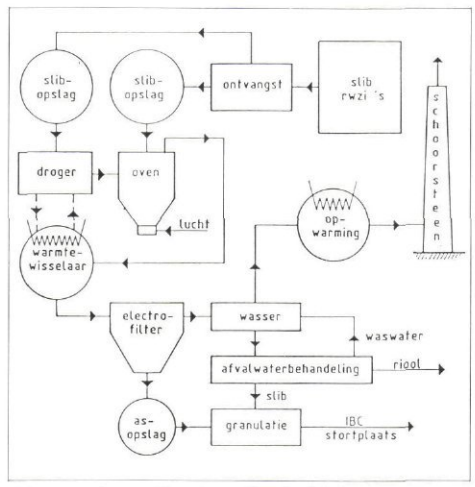
Inleiding

De afzet van zuiveringsslib in oostelijk Noord-Brabant is in de laatste jaren problematisch geworden. Mede door de overproduktie aan dierlijke meststoffen is de afzet van slib in de landbouw gestadig afgenomen en alternatieve oplossingen als storten op regionale stortplaatsen of de verwerking tot zwarte grond bieden slechts beperkte mogelijkheden of stuiten op maatschappelijke weerstand.

M. MARSKAMP
Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant

In het provinciale zuiveringsslibplan is onder meer aangegeven, dat voor de tweede planperiode vanaf 1992 het op grote schaal afvoeren van slib naar regionale stortplaatsen niet wordt toegestaan en dat voor een dergelijke oplossing vooraf een vergaande volumereductie dient plaats te vinden.
Om dit probleem voor deze regio definitief op te lossen, is voor de beheersgebieden van de waterschappen De Aa, De Dommel en De Maaskant een centrale slibverbranding met een capaciteit van circa 40.000 ton d.s. per jaar in voorbereiding genomen. De bestuurlijke besluitvorming verkeert in een afrondende fase.
De haalbaarheid van een dergelijk grootschalig project hangt voornamelijk af van het niveau van de specifieke exploitatiekosten.
Deze worden in sterke mate beïnvloed door het verbrandingssysteem, de schaalgrootte, de reservestelling, slibopslagvoorzieningen en de omvang en complexiteit van de emissiebeperkende maatregelen. Wat het laatste betreft moet voor de nabije toekomst rekening worden gehouden met een verscherpte normstelling ten aanzien van de uitworp naar de lucht. Het ontwerp van de slibverbranding voor Oost-Brabant speelt daar reeds op in.

In dit artikel wordt ingegaan op de milieuaspecten van slibverbranding en de emissiebeperkende maatregelen zoals die voor dit project zijn gepland. Deze zijn eveneens in het milieu-effectenrapport (MER) verwerkt, dat door TAUW-Infra Consult is opgesteld. Na de opdrachtverlening zal in een afzonderlijke publikatie op diverse technische en organisatorische aspecten van het project worden ingegaan.



Afb. 1 - Schema slibverbrandingsinrichting.

Opzet van de verbrandingsinstallatie

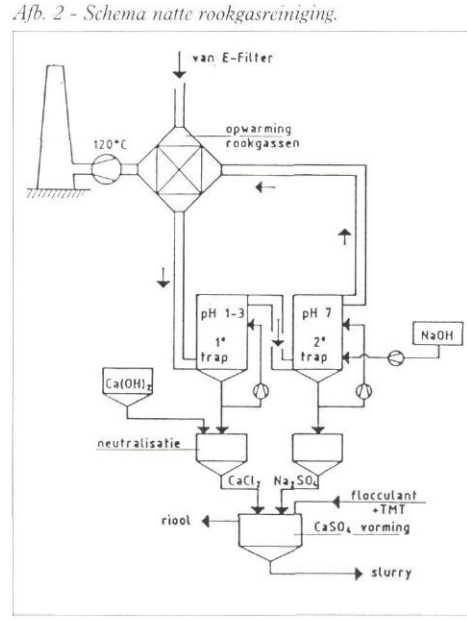
De methodiek en uitvoeringsnorm van een slibverbranding bepalen in sterke mate de emissies naar de milieucompartimenten lucht, bodem en water en de effecten, die daaruit voortvloeien. Tegen deze achtergrond wordt in het kort ingegaan op de opzet van de verbrandingsinstallatie, zoals die in afb. 1 schematisch is weergegeven.

Het slib wordt op een aantal grotere rwzi's in de regio mechanisch ontwaterd met zeefhandpersen of kamerfilterpersen en zal daarna per container naar de verbrandingsinrichting worden gebracht. Afhankelijk van de stookwaarde, consistentie en kalkgehalte wordt het slib opgeslagen in een silo met een rechtstreekse voeding naar de wervelbedoven of in een silo met een voeding naar een droogsysteem. In de droger wordt hoofdzakelijk waterdamp geproduceerd, de in een condensor weer wordt afgescheiden. Het condensaat wordt geloosd op het riool. De oven is van het type wervelbed. De thermische energie uit de rookgassen wordt grotendeels teruggewonnen in een warmtewisselaar voor stoomproduktie ten behoeve van de slibdroger en voorverwarming van de verbrandingslucht. De rookgassen worden gereinigd met een droog elektrofilter en een tweetraps zure en licht-alkalische wassing. Het schema van de natte reiniging is opgenomen in afb. 2.
De 'koude' rookgassen worden opgewarmd tot circa 120 °C en daarna via de schoorsteen in de atmosfeer gebracht. Het waswater wordt na neutralisatie en nareiniging met behulp van vlok- en bindmiddelen op het riool geloosd. Het sediment van de nareiniging wordt met de droge as vermengd. De as wordt gegranuleerd en per container naar een IBC stortplaats afgevoerd.

Milieu-aspecten

De slibkoek bestaat uit de hoofdcomponenten water (circa 78%), organische stof (crica 15%) en niet-brandbaar anorganische stof (circa 7%).
De organische stof is opgebouwd uit de macro-elementen koolstof, waterstof, zuurstof, stikstof en zwavel.
Bij het verbrandingsproces treedt eerst verdamping op van het water, gevolgd door vergassing en oxydatieve omzetting van de organische stof. De macro-

Afb. 2 - Schema natte rookgasreiniging.



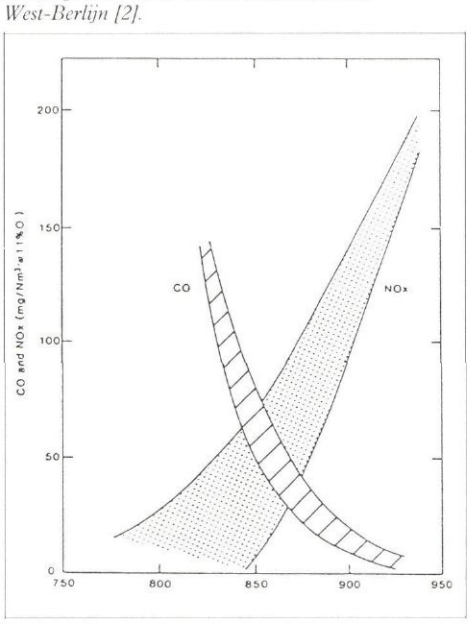
elementen gaan daarbij over in CO/CO_2, H_2O, NO_x en SO_2/SO_3. De verbranding is niet volledig, zodat in de rookgassen ook onverbrande organische verbindingen aanwezig zijn. De anorganische stof resteert na de verbranding als as.
Bij verbranding van slib van communale rioolwaterzuiveringsinrichtingen zijn de volgende (potentiële) emissies te onderscheiden:
- verbrandingsprodukten in de rookgassen (stof, CO/CO_2, SO_2/SO_3, NO_x, HF, HCl, PAK, PCB, PCDD, PCDF, C_xH_y en zware metalen);
- as;
- afvalwater;
- geurcomponenten.

Deze categorieën zullen nader worden belicht in relatie tot de methodiek van verbranding en rookgasreiniging.

Verbrandingsprodukten

De slibverbranding vindt plaats in een statisch wervelbed van zanddeeltjes bij een temperatuur van 800-900 °C. In de oven is circa 10.000 kg zand aanwezig. De warmte-inhoud daarvan bedraagt tussen 800 en 850 °C circa 0,4 GJ wat overeenkomt met een verdampingscapaciteit van circa 100 kg water. Dat impliceert, dat bij een toevoer van circa 3 kg slibkoek per seconde het verbrandingsproces momentaan stabiel is ongeacht de samenstelling ervan, indien de temperatuur van de oven maar binnen het ingestelde regelgebied wordt gehouden. Het wervelbed zorgt voor een snelle desintegratie van de toegevoerde slibkoek en de directe warmteoverdracht bevordert daarna een bijna volledige verbranding van de fijne slibdeeltjes.

Afb. 3 - Koolmonoxyde en stikstofoxyde concentraties in de rookgassen van de twee wervelbedovens in West-Berlijn [2].



C_xH_y

Vanwege de goede verbrandingseigenschappen van het wervelbed is de fractie onverbrande koolwaterstoffen C_xH_y gering. Metingen aan het wervelbed in Oijen resulteerden in een nauwelijks meetbare waarde van 1,5 mg/Nm³ [1].

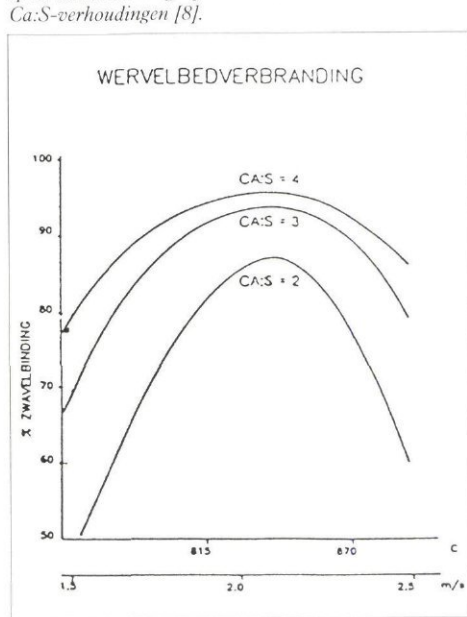
NO_x

Een wervelbedverbranding wordt bedreven met een luchtovermaatfactor van 1,2 tot 1,4. Onder deze condities en in samenhang met de relatief lage temperatuur wordt de vorming van NO_x beperkt. In Oijen wordt een niveau van 25 mg/Nm³ bereikt. Deze uitkomst is in overeenstemming met de praktijkgegevens van de slibverbrandingsinstallaties in West-Berlijn [2].
In afb. 3 is de NO_x-afhankelijkheid van de temperatuur weergegeven [2]. Hieruit kan worden afgeleid, dat de voorgenomen wijze van verbranding de NO_x-produktie beperkt houdt. Rekening houdende met een mogelijk negatief effect van slib met wisselende samenstelling, wordt voor de emissieberekeningen uitgegaan van een maximum waarde van 100 mg/Nm³. NO_x is gasvormig en passeert als zodanig het rookgasreinigingssysteem.

CO

Door de gunstige verbrandingscondities blijft de vorming van CO beperkt tot een niveau van 40-70 mg/Nm³ [1, 3].
Uit afb. 3 blijkt, dat bij een temperatuur van lager dan 800 °C overschrijding van de norm van 100 mg/Nm³ dreigt. Omdat in de naverbrandingsruimte boven het wervelbed de temperatuur feitelijk tussen 800 en 900 °C ligt, zal normoverschrijding slechts incidenteel voorkomen. De rookgasreiniging heeft geen invloed op de CO-waarde.

Afb. 4 - De invloed van de temperatuur op de zwavelbinding bij verschillende Ca:S-verhoudingen [8].



SO_2, HCl en HF

Het organisch gebonden zwavel – circa 1% van het organische stofgehalte – gaat kwantitatief over in SO_2. Het aanwezige chloride en fluoride komt als HCl en HF vrij. Het concentratieniveau van HCl wordt hoofdzakelijk bepaald door de hoeveelheid ferrichloride, die bij de ontwatering met filterpersen wordt gebruikt. Deze componenten en ook SO_2/SO_3 kunnen in de oven reeds gedeeltelijk reageren met kalk tot vastvormig $CaSO_4$, $CaCl_2$ en CaF_2, indien kalk aan het slib wordt toegevoegd (filterpersen) of separaat in de oven wordt gebracht (kalksteen). Het slib van de ontwateringsinstallaties in Mierlo en Helmond bevat een overmaat aan kalk. De vastvormige reactieprodukten worden tegelijk met de verbrandingsgas en het restant kalk bijna volledig in het elektrofilter afgescheiden. Uit experimenten met droge-rookgasreiniging met kalk bij afvalverbranding en praktijktoepassing van kalk bij slibverbrandingsinstallaties in West-Duitsland (Düren, Ulm) blijkt, dat 50-80% van de SO_2 kan worden gebonden [4, 5]. Literatuurgegevens, die met name in relatie tot afvalverbranding zijn gepubliceerd wijzen in dezelfde richting [6, 7]. Het afscheidingsrendement in relatie tot de overmaat aan kalk kan 10-20% variëren [7]. De invloed van de temperatuur op de zwavelbinding bij verschillende molaire Ca-S verhoudingen kan aanzienlijk zijn (afb. 4) [8]. Andere beïnvloedende factoren zijn de vorm, waarin de kalk beschikbaar komt en de activiteit ervan, bijvoorbeeld kalk uit filterperskoek, kalksteen of hoogactieve kalkhydraat, en de wijze van afscheiding van de gevormde vaste-stofdeeltjes (elektrofilter, doekenfilter).
Het bovenstaande impliceert, dat geen nauwkeurige inschatting is te maken van de SO_2-binding in het verbrandingssysteem. In aanmerking nemende de grote overmaat aan kalk wordt een directe binding van 65% reëel geacht. Recentelijk uitgevoerde experimenten met filterperskoek in Oyen (maart 1989) hebben uitgewezen dat het rendement meer dan 80% is. De zuren HCl en HF worden eveneens partieel gebonden. In gunstige omstandigheden is een binding van 80-90% haalbaar [7]. Bij de emissieberekeningen is uitgegaan van een voorzichtige prognose van 60%. Het bindend vermogen voor fluor is groter, zodat voor deze stof een hoger rendement verwacht zou mogen worden.

Invloed van de natte reiniging op de emissie van HCl, HF en SO_2
In de eerste fase van de natte reinigingstrap zullen met name HCl en HF, die zeer goed oplosbaar zijn in water, door het intensieve contact met de wasvloeistof gemakkelijk de oplossing kunnen gaan. Het verwijderingsrendement over de twee wastrappen is minimaal 90%. Bij de berekeningen is uitgegaan van 90%. Het totaal rendement komt uit op minimaal 96%.
Door de opname van deze zuren in met name het eerste deel van de wasser neemt de zuurgraad van het waswater sterk toe. Het voornaamste bestanddeel is HCl. De pH wordt op een niveau van 1-3 gehouden om het kwik op te nemen. Bij deze lage pH is het bindend vermogen voor SO_2 gering. In het tweede deel van de wasser wordt natronloog toegevoegd om de pH op een neutraal of licht-alkalisch niveau te houden.
Onder deze omstandigheden kan SO_2 worden gebonden. Afhankelijk van de pH kan het rendement 75-90% bedragen. Voorshands wordt voor het project Oost-Brabant uitgegaan van een licht-alkalische wassing met een SO_2-verwijderingsrendement van 75%. Het totaal rendement komt daarbij uit op minimaal 91%.

Stof
De niet-verbrande slibdeeltjes verlaten als asstof de oven en worden in het elektrofilter (E-filter) voor meer dan 99,9% afgevangen. Het rendement van een E-filter is bij een goede dimensionering voldoende om aan de gestelde normen te voldoen. De aansluitende natte-reinigingstrap zorgt nog voor een verdere stofverwijdering. Bij de emissieberekeningen is uitgegaan van een stofuitworp van 30 mg/Nm³. Een waarde van 15 mg/Nm³ lijkt met de gekozen werkwijzen echter haalbaar.
Tegelijkertijd worden uit de rookgassen ook die gasvormige componenten verwijderd, die gemakkelijk aan vaste stof adsorberen. Bij de desbetreffende categorieën is dat vermeld.

Metalen
De in het slib aanwezige metalen 'verdampen' gedeeltelijk bij de beoogde verbrandingstemperatuur van circa 850 °C en sublimeren/adsorberen daarna weer aan het actieve adsorbens in de vorm van de fijne asdeeltjes bij afkoeling in de warmtewisselaars. Uit literatuurgegevens en uit metingen in Oijen [1] blijkt, dat bij een verregaande afkoeling van de rookgassen het verwijderingspercentage in de rookgasreinigingstrap bepaald wordt door het afscheidingsrendement voor de as. De temperatuur van de rookgassen wordt direct na de oven zo ver mogelijk verlaagd en deze bereikt in het E-filter een waarde van circa 180 °C. Omdat de as in het E-filter bijna volledig wordt afgescheiden, geldt dat bij deze temperatuur ook voor de zware metalen. Vanwege het vluchtige karakter en de lage concentratie geldt dat echter niet voor kwik. Voor deze component zal het rendement beperkt zijn. Hoewel een combinatie van semi-droge rookgasreiniging met een elektrofilter kan resulteren in een afscheidingsrendement van circa 50% [9], wordt voor het Oost-Brabantse project, dat daarmee vergelijkbaar is, uitgegaan van een voorzichtige schatting van 25%.
Uit het voorgaande blijkt, dat behoudens voor de natte reinigingstrap het afvangstrendement voor metalen nauwelijks meer kan toenemen. De zure wastrap met voornamelijk HCl maakt het mogelijk, dat voor een groot deel van het kwik in oplossing gaat. Omdat een alkalische wassing op kwik nauwelijks effect heeft, is uitsluitend voor deze component een zure wassing geïntroduceerd. Uit metingen in Frankfurt is gebleken, dat kwik op deze wijze bijna *volledig* uit de rookgassen verwijderd kan worden [10]. Bij de emissie- en immissieberekeningen is voor kwik voorzichtigheidshalve uitgegaan van een totaalrendement van 76%.

PAK, PCB, PCDD en PCDF
In de rookgassen komt een aantal milieuvreemde stoffen voor, die afhankelijk van de vluchtigheid in meer of mindere mate in de rookgasreiniginsinstallatie afgevangen zullen worden. Tot deze categorie behoren de polycyclische aromatische verbindingen (PAK's), polychloorbifenylen (PCB's) en mogelijk de polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en -furanen (PCDF's). Over het algemeen komen deze stoffen slechts in geringe hoeveelheden in slib voor.

Het concentratieniveau van de in het slib voorkomende PAK's bedraagt getotaliseerd circa 10 mg/kg d.s. Een zeer groot deel daarvan zal in de oven verbranden. Het is bekend, dat bij verbranding van organisch materiaal ook PAK's gevormd kunnen worden. In aanmerking nemende, dat een groot deel van de organische stof in het slib van biologische aard is en de verbrandingscondities gunstig zijn, is niet te verwachten, dat in het proces PAK's van enige betekenis gevormd zullen worden. Metingen in Oijen hebben uitgewezen, dat het netto verbrandingsrendement voor PAK's meer dan 99,9% is. [1]. Het emissieniveau was circa 0,5 μg/Nm³. Gezien het vluchtige karakter van de meeste PAK's en het lage concentratieniveau in de rookgassen is het afscheidingsrendement in de natte reingingstrap waarschijnlijk gering. Literatuurgegevens zijn hierover niet beschikbaar. Bij de emisieberekeningen is uitgegaan van een totaal netto-rendement van 99,9%.

PCB's en pesticiden komen in het zuiveringsslib voor in een beperkte hoeveelheid van 0,2 mg/kg d.s. Deze zullen bij de heersende temperatuur van 850 °C niet volledig verbranden. Door gebrek aan 'grondstoffen' en door gunstige procesomstandigheden is vorming van deze componenten in het verbrandingsproces uit te sluiten. Vanwege de geringe vluchtigheid zullen deze stoffen in de natte reiniging voor een deel uitgewassen kunnen worden. Ten opzichte van PAK's zou een iets lager rendement verwacht mogen worden. Literatuurgegevens zijn niet beschikbaar. Bij de emissieberekeningen is uitgegaan van een totaal verwijderingsrendement van 80%. In Oijen worden metingen uitgevoerd om het percentage nader te bepalen.

PCDD en PCDF komen in nauwelijks meetbare hoeveelheden in zuiveringsslib voor [11, 12]. Hoewel in het onderzoek van DBW/RIZA een enkele keer een zeer geringe hoeveelheid van het zeer toxische 2, 3, 7, 8-PCDD is aangetroffen, is daar op basis van een vergelijking met de andere gegevens en rekening houdende met de verblijftijdspreiding in het zuiveringsproces voor rioolwater een vraagteken bij te plaatsen [11]. In het West-Duitse onderzoek is in geen van de slibmonsters deze stof in meetbare hoeveelheden aangetroffen [12]. Volgens het DBW/RIZA-onderzoek zou rekening gehouden moeten worden met een totaalconcentratie niveau van 15-30 ng TCDD-equivalenten/kg d.s. De belangrijkste groepen zijn de 'minder' toxische hexa- en hepta-CDD/CDF, die in veel monsters voorkwamen. Het onderzoek van Hagemaier wijst in dezelfde richting [12]. Over de vorming van dioxinen bestaan nogal uiteenlopende opvattingen. Wel is duidelijk, dat deze samenhangt met de aanwezigheid van specifieke gechloreerde verbindingen bijvoorbeeld pentachloorfenol, en de toegepaste verbrandingstechnologie [13].
Naast een beperkte beschikbaarheid van 'grondstoffen' in het zuiveringsslib zal met name een hoge mate van turbulentie en voldoende verblijftijd in de verbrandingsoven een gunstige uitwerking hebben op

TABEL I - *Verwijderingsrendementen en emissiestreefwaarden van de geplande rookgasreinigingsinstallatie voor Oost-Brabant.*

Component	Verwijderingspercentage (%) betrokken op rookgassen uit de oven			Emissie rookgassen		Emissie-streefwaarden	
	Oven + E-filter A	Wasser B	Totaal C	% t.o.v. input D	mg/Nm³ 6% O_2 E	mg/Nm³ 11% O_2 F	mg/Nm³ 6% O_2 G
stof	> 99,9	-	> 99,9	< 0,1	30	30	45
SO_2	< 65	26	> 91	< 9	< 250	100	150
HCl	60	36	96	4	10	50	75
HF	60	36	96	4	< 0,5	2	3
NO_x	-	-	-	-	< 100	-	-
CO	-	-	-	-	65	100	150
lood	> 99,9	-	> 99,9	< 0,1	0,03	5*	7,5
zink	> 99,9	-	> 99,9	< 0,1	0,13	-	-
cadmium	> 99,9	-	> 99,9	< 0,1	$0,6 \times 10^{-3}$	0,1	0,15
kwik	20	56	76	24	0,09	0,1	0,15
PAK	70		> 70	< 30	$< 0,4 \times 10^{-3}$	-	-
PCB/pest.	-	-	80	20	$< 6,5 \times 10^{-3}$	-	-
PCDD	-	-	-	-	50×10^{-9}	-	-
PCDF	-	-	-	-	30×10^{-9}	-	-

* Streefwaarden voor lood en zink samen 5 mg/m³.

de beperking van de vorming van dioxinen [14]. Een wervelbedverbranding met een naverbrandingstijd van twee seconden voldoet aan die voorwaarden. PCDD en PCDF zijn niet vluchtig en worden bij afkoeling van de rookgassen aan de asdeeltjes gebonden. De emissie wordt in feite bepaald door het afscheidingsrendement voor de as. In 1987 is de as van de rwzi Oijen geanalyseerd op deze componenten. De gehaltes aan PCDD en PCDF lagen op een niveau van 0,1-0,2 μg/kg as. Uit bovenvermelde gegevens en emissiegegevens van verbrandingsinstallaties in Duitsland mag worden afgeleid, dat PCDD en PCDF slechts in zeer geringe hoeveelheden in rookgassen voorkomen. Bij de emissieberekening is uitgegaan van de meetgegevens in Oijen en een stofuitworp van 30 mg/Nm³.

Emissies en normstelling

De voor de verschillende verbrandingsprodukten gepresenteerde afscheidingsrendementen in de verschillende fasen van de getrapte rookgasreiniging zijn samengevat in tabel I. Daarin zijn ook opgenomen voor de verbrandingsinstallatie Oost-Brabant aangehouden emissiestreefwaarden. De in de tabel in kolom F vermelde gegevens zijn ontleend aan landelijke richtlijnen dienaangaande volgens de 'Richtlijn Verbranden' voor afvalverbrandingsinrichtingen voor huishoudelijk afvalstoffen, aangevuld met de normwaarden uit de in West-Duitsland vigerende TA-Luft 1986. Laatste heeft eveneens betrekking op verbranding van huishoudelijke afvalstoffen. De meest stringente waarden van beide regelingen zijn gehanteerd om tijdig in te spelen op wijzigingen in de landelijke regelgeving. Dat is met name van belang voor een voorziening als de onderhavige, waarvan de voorbereidingstijd minimaal zes jaren bedraagt.

Voor PAK's PCB's, dioxines en dibenzofuranen zijn geen streefwaarden opgenomen, omdat daarvoor zowel landelijk als internationaal nog geen voorstellen zijn uitgewerkt. Gezien de verwachte (zeer) lage emissieniveaus zal naar het zich laat aanzien zonder aanvullende voorzieningen aan de te stellen eisen voldaan kunnen worden. Opgemerkt zij, dat de emissiestreefwaarden van toepassing zijn bij een zuurstofgehalte van 11% in de rookgassen. Deze overmaat zuurstof is met name van belang voor verbranding van vaste afvalstoffen in vuilverbrandingsinrichtingen, waarvoor ook de normen zijn opgesteld. Omdat de verbrandingscondities voor zuiveringsslib in een werverbedoven verhoudingsgewijs gunstig zijn, kan een lagere zuurstofovermaat (min. 6%) gehanteerd worden en zal het volume rookgassen aanzienlijk geringer zijn. De in tabel I in kolom E vermelde verwachte emissiewaarden hebben betrekking op een zuurstofgehalte van 6% en kunnen derhalve worden vergeleken met de emissiestreefwaarden vermeld in kolom G. Ten aanzien van NO_x is nog geen normwaarde gesteld.

TABEL II - *Verwachte metaalconcentraties in de as*

Metaal (in verbindingen	Concentratie in de as (mg/kg)	Grenswaarde chemische afvalstof (mg/kg)
koper	1.600	5.000
chroom (III)	450	5.000
zink	4.200	20.000
lood	1.000	5.000
cadmium	19	50
nikkel	300	5.000
kwik	< 3	50
arseen	15	50

Vanwege de gunstige verbrandingsomstandigheden wordt 'weinig' NO_x geproduceerd. In samenhang daarmee wordt verwacht, dat het emissieniveau aan de toekomstige normstelling kan voldoen. Overigens verkeert de technologie voor reductie van NO_x nog niet in een operationele fase.

As

De asresten, die voornamelijk in het elektrofilter worden afgescheiden, bestaan voor het grootste deel uit oxyden van aluminium, calcium, ijzer, fosfor, silicium en zwavel. Deze stoffen komen voor in kristalstructuren, bestaande uit calciumaluminiumsilicaten, calcium-ijzerfosfaten, ijzermagnesiumoxyden, calciumoxyde, afkomstig van de filterperskoek, en calciumsulfaat.

Met uitzondering van kwik blijft het grootste deel van de metalen in de as achter. Omdat de gloeirest circa 1/3 bedraagt van het droge-stofgehalte van het slib, zal het gehalte aan zware metalen in de as het drievoudige zijn van de concentraties in het verwerkte slib. Voor de beeldvorming van het verontreinigingsniveau zijn in tabel II de verwachte concentraties aan zware metalen in de as voor Oost-Brabant in vergelijking met de grenswaarden voor de kwalificatie van chemische afvalstof aangegeven. Bij benadering zal dit beeld in het algemeen ook voor communaal slib van elders gelden.

Uit tabel II blijkt, dat op grond van de metaalgehalten de as niet als chemische afvalstof is aan te merken.

In de berekening van de metaalgehalten in de as is nog geen rekening gehouden met het verlagend effect door de binding van SO_2 met kalk tot gips en de overmaat CaO, die eveneens in het elektrofilter wordt afgescheiden. Door deze toename aan droge-stofhoeveelheden zullen naar verwachting de werkelijke waarden circa 30% lager uitkomen. Door de overmaat aan CaO ten opzichte van de hoeveelheid te binden SO_2 blijft een groot deel daarvan als zodanig in de as achter. Bij ongewijzigde bedrijfsvoering van de filterpersen bedraagt de concentratie aan CaO meer dan 50.000 mg/kg d.s. waardoor deze op grond van de huidige normstelling onder het regiem van de Wet chemische afvalstoffen zou vallen. Aangezien deze stof geen milieuhygiënische bezwaarlijke kenmerken heeft, ligt het in de bedoeling van de Rijksoverheid om deze stof uit de Stoffenlijst van de Wet chemische afvalstoffen te schrappen. Naar verwachting zal dat in 1989 geëffectueerd worden.

Gezien de te verwachten zeer lage

gehalten aan PAK's, PCB's, pesticiden, dioxines en dibenzofuranen in de asresten zullen deze stoffen de kwaliteit van de as en de bestemming daarvan niet beïnvloeden.
Op grond van deze gegevens bestaat wat de samenstelling betreft geen bezwaar tegen het afvoeren van de asresten naar een IBC-stortplaats. Omdat de as als fijne stof vrijkomt, moet deze eerst door een aangepaste bevochtigingsmethodiek 'verstevigd' worden. $CaSO_4$ en CaO zorgen voor de bindende werking.
Voor het gedrag in de stortplaats is het van belang de ter plaatse heersende procesomstandigheden en het uitloog-gedrag van de as te kennen. Na het storten van organische-stofhoudend afval ontstaat in de eerste fase van de anaërobe afbraak een verzuringsproces. De pH van het percolatiewater daalt daarbij tot circa 5,7. Een lagere waarde komt zelden voor. Afhankelijk van het gestorte materiaal zal na verloop van enkele jaren de zure fase overgaan in een methanogene fase, waarbij de pH tot boven 7 stijgt. Experimenten met de filterperskoek van Mierlo hebben aangetoond, dat bij voldoende bufferende werking de zure fase zeer kort kan worden gehouden of zelfs kan worden voorkomen [15]. Onder de condities van de zure en methanogene fase zijn met de as van de slibverbranding in Oijen uitloog-experimenten uitgevoerd, waarvan de resultaten overdraagbaar zijn naar de as van de geprojecteerde slibverbranding. Door het inkapseleffect door gips is het werkelijke beeld zelfs gunstiger. In tabel III zijn de resultaten van deze proeven samengevat.

Uit dit onderzoek en praktijkervaring is gebleken, dat bij een pH-waarde van circa 6 en hoger slechts in zeer geringe mate uitloging van metalen plaatsvindt. Bij de uitgevoerde percolatie-experimenten is ook gebleken, dat de pH van het percolatiewater bij het percoleren van de as van zuiveringsslib sterk oploopt. Afhankelijk van de begin pH (5 à 7) loopt de pH van een niet gebufferde oplossing op tot pH = 10. In een langdurige percolatieproef (simulatie van tien jaar regen) is de pH van het eluaat gemeten. Zelfs bij een uitgangs-pH van circa 3 blijft de pH van het percolaat van een dunne aslaag van 20 cm boven de waarde 10. In aanmerking nemende de overmaat aan CaO in de as van de slibverbranding voor Oost-Brabant zal de praktijkwaarde nog hoger zijn.
Uit het bovenstaande mag de verwachting worden gebaseerd, dat verwerking van kalkrijke as in een stortplaats bij een gecombineerde verwerking met huisvuil een duidelijke pH-verhogend effect heeft met daaraan gerelateerd een beperking van het ongewenste zure percolatiewater en een bespoediging van de methanogene fase.

TABEL III - *Resultaten percolatie-experimenten bij verschillende pH-waarden.*

Parameter		As slibverbranding te Oijen		
pH (gebufferd)		7,0-7,5 *	6,0	5,0
cadmium	μg/l	< 10	< 10	150
chroom	μg/l	540	360	< 10
koper	μg/l	30	70	11.600
lood	μg/l	< 10	< 10	80
arseen	μg/l	-	-	-
nikkel	μg/l	< 10	20	680
zink	μg/l	40	580	34.000
hoogte aslaag **		± 1,7 m	± 2,4 m	± 1,7 m

* Oplopend tijdens het experiment.
** Deze hoogte is in het laboratorium nagebootst door het percolatiewater telkens opnieuw over de kolom te gieten. De gehalten zware metalen zijn dan vrijwel constant en nemen niet meer toe als een dikkere aslaag wordt doorstroomd.

Overigens zij opgemerkt, dat in de stortplaats anaërobe omstandigheden heersen. Het daarin geproduceerde sulfide zal in contact met het metaalhoudende percolatiewater slecht oplosbare sulfiden vormen zoals cadmiumsulfide en kwiksulfide. Deze stoffen worden in de stortmassa teruggehouden. Dit is in overeenstemming met de doorgaans lage gehalten aan cadmium en kwik in 'zuur' percolatiewater van stortplaatsen. (Voor kwik enkele μg per liter!).

Afvalwater

Het geproduceerde afvalwater is voornamelijk afkomstig van het condensaat van de slibvoordrooginstallatie, het waswater van de natte reinigingstrap en eventueel het gebruikte koelwater. Het afvalwaterdebiet van een verbrandingsinstallatie kan dus sterk variëren.
Wanneer de installatie niet op het terrein van een rwzi maar bijvoorbeeld op een industrieterrein is gelocaliseerd, zal het afvalwaterdebiet gelimiteerd zijn. Door de kwaliteitsbeheerder van het oppervlaktewater zullen met name eisen gesteld worden aan pH, temperatuur, zoutvracht (sulfaat en chloride) en zware metalen. Voor deze laatste geldt de zogenaamde emissie-aanpak op grond waarvan deze zoveel mogelijk teruggehouden moeten worden. Omdat algemeen de verbrandingsinstallaties tot nu toe gekoppeld zijn aan grotere rwzi's en als zodanig daarvan onderdeel zijn geweest, hebben deze aspecten doorgaans een ondergeschikte rol gespeeld. Bij de opzet van grotere verbrandingsinstallaties met een meer regionale functie zou het afvalwater een duidelijke invloed kunnen hebben op de kwaliteit van het effluent van de ontvangende rwzi en dientengevolge ook op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. In dat geval moet voor beide locatiemogelijkheden het ontwerp van de verbranding daarop worden afgestemd.
De verbrandingsinstallatie voor Oost-Brabant is gepland op een industrieterrein. Het afvalwaterdebiet is beperkt tot maximaal 50 m^3/h voor de gehele inrichting en moet qua samenstelling aan de volgende eisen voldoen:
- $6,5 < pH < 10$;
- T_{max} 35 °C;
- $SO_4 < 300$ mg/l;
- $Cl < 1.000$ mg/l.

De eisen ten aanzien van pH, temperatuur en sulfaat beogen primair de bescherming van het gemeentelijk rioolstelsel. De chloride-eis heeft ten doel de belasting van het oppervlaktewater te beperken. Voor zware metalen geldt de hiervoor aangegeven voorwaarde van emissie-aanpak.
Het condensaat van de slibdrooginstallatie bedraagt circa 7 m^3/h. De samenstelling ervan wordt bepaald door de meegevoerde vluchtige organische stoffen zoals de vluchtige vetzuren en ammoniak. Bij voordroging van filtersperskoek met een pH van circa 12 wordt een groot gedeelte van het aanwezige ammonium als ammoniak uitgedreven en zal het bij condensatie van de droogdampen een aanzienlijke belasting voor de ontvangende rwzi betekenen. Bij die procesvoering zouden de droogdampen door de oven geleid moeten worden om op die wijze onschadelijk te worden gemaakt.
Het is bekend, dat de complexe omzettingsprocessen voor stikstofverbindingen in de vuurhaard kunnen resulteren in de vorming van gasvormig stikstof. Het lage NO_x-gehalte en het ontbreken van ammoniak in de rookgassen lijken dat te bevestigen. Omdat het natte rookgasdebiet bij die methodiek sterk toeneemt en daardoor ook de kosten van de rookgasreiniging, is voor Oost-Brabant van deze werkwijze afgezien.
Bij voordroging van met poly-elektrolyten geconditioneerd en ontwaterd slib zal, zo is uit metingen aan een soortgelijke installatie in Amsterdam gebleken, slechts een geringe hoeveelheid van het aanwezige ammonium als gasvormig ammoniak ontwijken en in het condensaat worden opgenomen [16].
Naar verwachting zal de vervuilingswaarde van het condensaat het vijf- tot tienvoudige van een gelijke hoeveelheid huishoudelijk afvalwater bedragen. In aanmerking genomen de geringe hoeveelheid condensaat vormt deze vervuiling geen

noemenswaardige belasting voor de ontvangende rwzi.
De kwaliteit van het waswater hangt af van de hoeveelheid en de eigenschappen van de opgenomen componenten. In tabel I is dat onder de kolom wasser procentueel ingevuld.
Zwaveldioxyde (SO_2) wordt voor circa 26% opgenomen in het waswater. Dit komt voor Oost-Brabant overeen met circa 45 kg/h aan sulfaat. Neutralisatie van het waswater met natriumhydroxyde resulteert in een sulfaatconcentratie van circa 1.000 mg/l in het afvalwater van de gehele verbrandingsinrichting. Omdat in dat geval de lozingseis van 300 mg/l aanzienlijk overschreden wordt, komt deze methodiek niet in aanmerking. Neutralisatie met kalk bindt het zwaveldioxyde tot gips ($CaSO_4$), dat als een slurry afgescheiden kan worden. In afb. 2 is deze methodiek schematisch aangegeven. Het chloride wordt voor circa 36% in het waswater opgenomen, wat overeenkomt met circa 3,5 kg/h. Het blijft in opgeloste toestand aanwezig en wordt uiteindelijk met het afvalwater geloosd. De lozingseis van 1.000 mg/l zal niet worden overschreven.
Het fluoridegehalte van het slib ligt doorgaans op een niveau van minder dan 0,5 mg/kg en is voor het gehele systeem inclusief het afvalwater van geen betekenis.
De opname van stof (asdeeltjes) in het waswater zal niet meer bedragen dan 0,1% of circa 25 kg/h. Omdat de niet-vluchtige metalen aan de asdeeltjes gebonden zijn, worden ook deze nog slechts in geringe hoeveelheden in het waswater en de slurry opgenomen.
Kwik wordt voor circa 56% in het waswater opgenomen en komt overeen met circa 8 g/h. Door toevoeging van vlokmiddelen en een specifiek zwavelhoudend bindmiddel (TMT) bij de behandeling van het waswater wordt minimaal 5 g kwik per uur gebonden en in de slurry opgenomen.
De slurryproduktie zal minimaal 100 kg/h bedragen. In de praktijk wordt deze hoeveelheid voornamelijk bepaald door de binding van zwaveldioxyde met kalk in de oven. Deze slurry zal gebruikt worden voor bevochtiging en granulatie van de droge as (minimaal 2.000 kg/h), omdat behoudens voor kwik de samenstelling nauwelijks afwijkt van die van de as zelf. Het kwikgehalte van de slurry benadert weliswaar de kwalificatie van chemische afvalstof (50 mg/kg d.s.), maar is door de beperkte hoeveelheid absoluut gezien van geen betekenis. In milieuhygiënisch opzicht is een gecombineerde verwerking dan ook niet bezwaarlijk te achten.

TABEL IV - *Emissiegegevens welke zijn gebruikt in de LTFD-berekeningen ('worst case' situatie), de haalbaar geachte niveaus en enkele waarden van het autoverkeer.*

Component	Rookgas-concentratie mg/Nm³ (6% O_2)	Vracht 'Worst case' kg/h	Vracht Verwacht kg/h	Emissie 10 auto's kg/h
stof	30	1,2	0,6	
C_xH_y			0,1	1,2
SO_2	< 250	< 10	6,0	
HCl	10	0,4	0,2	
HF	< 0,5	< 0,02	< 0,02	
NO_x	< 100	< 4,0	1,0	0,6
CO	65	2,6	2,6	4,6
lood	0,03	$1,2 \times 10^{-3}$	$0,6 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2}$
zink	0,13	$5,2 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-3}$	
cadmium	$0,6 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-5}$	$< 2,4 \times 10^{-5}$	
kwik	0,09	$3,6 \times 10^{-3}$	$< 3,6 \times 10^{-3}$	
PAK	$< 0,4 \times 10^{-3}$	$< 1,6 \times 10^{-5}$	$< 1,6 \times 10^{-5}$	
PCB/pest.	$6,5 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-4}$	$< 2,6 \times 10^{-4}$	
PCDD	50×10^{-9}	$2,0 \times 10^{-9}$	$< 2,0 \times 10^{-9}$	
PCDF	30×10^{-9}	$1,2 \times 10^{-9}$	$< 1,2 \times 10^{-9}$	

Geurcomponenten

Verwerking van slib van diverse rwzi's in een regionale verbrandingsinstallatie, die continu wordt bedreven, impliceert dat ontwaterd slib per container aangevoerd moet worden en dat voldoende buffercapaciteit beschikbaar moet zijn om de weekeinden en plotseling optredende storingen te kunnen overbruggen. Omdat slib voor een groot deel een 'organisch natuurprodukt' is, zal het afhankelijk van de voorbehandeling in meer of mindere mate een geurend karakter hebben. Het is derhalve van belang om zodanige voorzieningen te treffen, dat de emissie van geurcomponenten naar de omgeving en interne ruimten ten behoeve van het creëren van goede arbeidsomstandigheden zoveel mogelijk wordt beperkt. Dat houdt in, dat het lossen van de containers in een omsloten ruimte moet plaatsvinden. Het interne transport en de opslag van het slib dient in feite gesloten en omsloten te worden uitgevoerd om de hoeveelheid te behandelen ventilatielucht zo beperkt mogelijk te houden. Door transportsystemen en de slibvoordrooginstallatie op een lichte onderdruk te houden kan lekkage van penetrante geuren (bijvoorbeeld droogdampen) naar de werkruimten voorkomen worden. Op deze wijze is het mogelijk de ventilatielicht van diverse onderdelen geheel als verbrandingslucht te gebruiken waardoor de naar buiten afgevoerde luchtstroom geurvrij is. Geurverspreiding in de omgeving zal dan niet optreden.
De slibverbranding voor oostelijk Noord-Brabant wordt op deze wijze uitgevoerd.

TABEL V - *Immissiegegevens op circa 750 meter van de verbrandingsinstallatie voor 'worst case' situatie.*

Component	Bijdrage verbranding µg/m³	Eind niveau µg/m³
stof	$1,2 \times 10^{-1}$	79
SO_2	1,0	22
NO_x	$4,0 \times 10^{-1}$	40
HCl	$4,0 \times 10^{-2}$	6×10^{-2}
HF	$2,0 \times 10^{-3}$	6×10^{-2}
lood	$1,2 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-1}$
zink	$5,1 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-1}$
cadmium	$2,4 \times 10^{-6}$	$< 3 \times 10^{-3}$ *
kwik	$3,6 \times 10^{-4}$	$< 10^{-3}$ *
PAK	$1,6 \times 10^{-6}$	n.b.
PCB/Pest.	$2,6 \times 10^{-5}$	n.b.
PCDD	$2,0 \times 10^{-10}$	n.b.
PCDF	$1,2 \times 10^{-10}$	n.b.

* Detectiegrens

Beïnvloeding van de luchtkwaliteit door de slibverbranding

Voor de slibverbranding van oostelijk Noord-Brabant is de beïnvloeding van de luchtkwaliteit in de nabijheid van de installatie nagegaan.
Verspreidingsberekeningen voor de geëmitteerde componenten zijn uitgevoerd met behulp van het Lange Termijn Distributiemodel (LTFD-model) uit 1984. Daarvoor zijn gebruikt de 'worst-case' jaargemiddelde emissie-waarden, die gebaseerd zijn op de resultaten van tabel I en verwerking van 5,6 ton d.s./h in twee verbrandingsovens met een rookgasdebiet van 40.000 Nm³/h. De emissiewaarden zijn opgenomen in tabel IV. Tevens zijn de haalbaar geachte emissies opgenomen, die gebaseerd zijn op de ervaringen in Oijen en de van de leverancier gevraagde garanties. Ter vergelijking zijn in de laatste kolom enkele emissiegegevens opgenomen van het personenverkeer volgens de nieuwe normstelling.

Uit de berekening is gebleken, dat de maximale imissie-concentraties worden bereikt op 750 m ten noordoosten van de verbrandingsinstallatie. De maximale bijdrage van de installatie en de maximale immissie-concentraties na ingebruikneming van de verbranding op deze afstand is weergegeven in tabel V.

Uit een vergelijking van beide kolommen blijkt, dat de bijdrage van de slibverbranding, waarin de totale slibproduktie van Oost-Brabant wordt verwerkt, gering is. Relatief levert HCl de grootste bijdrage, omdat de achtergrondwaarde in het gebied laag is. De jaargemiddelde immissie-concentratie voor HCl komt na de ingebruikstelling van de verbrandingsinstallatie uit op 0,06 $\mu g/m^3$. Deze is echter aanzienlijk lager dan de in West-Duitsland gehanteerde richtwaarde van 100 $\mu g/m^3$. In Nederland is voor deze stof geen norm gesteld. Voor uitgebreidere gegevens over percentielwaarden en depositie wordt verwezen naar het MER [17].

Conclusies

Uit de beschrijving van de in voorbereiding genomen slibverbrandingsinstallatie voor oostelijk Noord-Brabant kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

- Bij toepassing van wervelbedverbranding en een naar de stand van de techniek uitgevoerde rookgasreiniging bestaande uit een combinatie van een droge en een tweevoudig natte (zuur/alkalisch) methodiek kan communaal zuiveringsslib op een milieuhygiënisch verantwoorde wijze worden verbrand, waarbij aan een toekomstige verscherpte normstelling voor de rookgassen kan worden voldaan.
- De in het slib voorkomende en in het verbrandingsproces gevormde organische microcomponenten (PAK, PCB en dioxines) komen slechts in zeer geringe hoeveelheden in de geëmitteerde rookgassen voor, die volgens de verspreidingsberekeningen op 750 m van de installatie een *niet meetbare* immissie van minder dan 10^{-5} $\mu g/Nm^3$ oplevert en die slechts van theoretische betekenis zijn.
- Behoudens kwik blijven de zware metalen nagenoeg volledig in de as achter. Het kwik kan voor minimaal 75% in de rookgasreinigingsinstallatie worden teruggehouden en uiteindelijk als zwavelverbinding in de as worden opgenomen. Het lage gehalte van kwik in het slib en de hoge afscheidingsrendementen voor de overige metalen resulteren eveneens in een niet meetbare immissie.
- Bij een gecombineerde verwerking van as met huisvuil op een IBC-stortplaats zal door de sterk bufferende werking de uitloging van de gegranuleerde as beperkt blijven, ook al bevindt het fermentatieproces zich in de zure fase.
- Na zuivering van het waswater van de rookgasreiniging met vlokmiddelen en een specifiek bindmiddel voor kwik kan worden voldaan aan de thans geldende lozingsvoorwaarden.

Literatuur

1. TNO (1985). *Onderzoek emissies slibverbrandingsinstallatie te Oijen.*
Frost, R. C. (1988). *Developments in Sewage Sludge Incineration.* Journal of IWEM vol 2, nr. 5 pag. 465-475.
3. SVA Ulm (1987). *TUHH Messungen an der Schlammverbrennungsanlage des Klärwerkes Steinhäaule.* (Neu Ulm).
4. Schlammverbrennungsanlage Düren. *Mondelinge informatie.*
SVA Ulm. *Ter beschikking gestelde meetgegevens.*
6. Portegrijs, P. C. (1988). *Congres in overtreffende trap.* PT/Procestechniek 43, nr. 8, pag 15-20.
7. Schroeff, J. A. van der e.a. (1988). *Droge reiniging van rookgassen bij afvalverbranding.* PT/Energie en Afvalbeheer 43, pag. 48-51.
8. Heek, P. H. G. van. (1988). *Wervelbedverbranding deel II, realisatie wervelbedketel K10, Hengelo.* PT/Procestechniek 43, nr. 10, pag. 31-35.
9. Nota DBW/RIZA. *Vuilverbranding en milieu.* Nr. 88.077.
10. Stadt Frankfurt am Main (1987). *Ter beschikking gestelde gegevens van de slibverbrandingsinstallatie.*
11. Ir. Pols, H. B. *Het voorkomen van gechloreerde dioxines en dibenzofuranen op rioolwaterzuiveringsinstallaties.* DBW/RIZA nota nr. 88.004.
12. Hagemaier, H. c.s. (1986). *PCDF en PCDD's in sewage sludge, river and lake sediments from South West Germany.* Chemosphere pag. 1421-1428.
13. VROM-nota. *Luchtverontreiniging door afvalverbranding praktijk en voorstellen voor een te voeren beleid.* Publicatiereeks nr. 38.
14. Hagemaier, H. (1986). *Voordracht tijdens een VDI-Seminar op 23 april 1986 in Essen.*
15. Onderzoeksproject RIVM. *Nog te publiceren.*
16. *Gegevens verstrekt door de Dienst Riolering en Waterbeheersing Amsterdam.* WTB 88.008 (1988).
17. TAUW Infra Consu

● ● ●

Dynamisch rekenmodel

• *Slot van pagina 373.*

tijden' met de bijbehorende trajecten van stromingen en statistische verwerking is in een dusdanig vergevorderd ontwikkelingsstadium dat dit naar verwachting binnen afzienbare tijd kan worden opgenomen in het totale softwarepakket.

Literatuur

1. Konijnenberg, Tangena, Nooyen. (1988). *'Statische en dynamische netwerkmodellen voor drinkwatersystemen'.* H_2O (21) 1988 nr. 2.
2. Kwast. *Onderzoek KIWA rapportage december 1988.* Uitgevoerd te Amsterdam periode 1980-1984.
3. LSODI Livermore Solvers Ordinary Differential equations Impliciet.
Authors painter and Windmarsh
Mathematics and statistics Division
Lawrence Livermore National Laboratory
4. Graupe, D. (1976). *'Identification of systems'.* Krieger Pub Co Huntington NY.

● ● ●

Ing. B. J. Hofhuis nam afscheid van WZHO

Met een afscheidsbijeenkomst en een drukbezochte receptie nam ing. B. J. Hofhuis op 18 mei jl. afscheid als directeur van de NV Watermaatschappij Zuid-Holland Oost (WZHO) te Gouda. VEWIN-voorzitter mr. S. Patijn sprak bij die gelegenheid lovende woorden, onder meer over de actieve rol van Hofhuis in de realisering van het reorganisatieplan van de provincie.

(Foto Goudsche Courant/Martin Droog)