

Moeten de ontwerpnormen voor zuiveringsinrichtingen worden aangepast?

1. Inleiding

De capaciteit van een zuiveringsinrichting wordt bepaald door de kwantiteit en de kwaliteit van het aangevoerde afvalwater. De grootte van de hydraulische capaciteit is afhankelijk van de grootte van de regenafvoer. Ook de hoedanigheid van het aktiefslib, samenhangend met de kwalitatieve samenstelling van het afvalwater, heeft invloed op de te stichten hydraulische capaciteit onder meer van de nabezinktanks. In deze beschouwing zal de klemtoon niet hierop liggen. In het bijzonder wordt inge-



DR. IR. H. J. EGGINK
Gemeenschappelijke Techno-
logische Dienst Oost-Brabant

gaan op de samenstelling van afvalwater in het algemeen, waarmede capaciteitsaanduidingen met betrekking tot de kwaliteit ten nauwste samenhangen. Hierbij valt te denken aan de grootte-aanduiding in inwonerekivalenten, de ontwerpfactoren van het biologisch proces en het slibproducerende vermogen van een afvalwater. Laatstgenoemde faktor is van grote betekenis te achten voor de beschrijving van de grootte van de slibverwerking. Het was tot nu toe gebruikelijk het BZV₅ als belangrijkste ontwerpparameter voor de grootte van een rioolwaterzuiveringsinrichting, alsmede voor het ontwerp van het biologische gedeelte en voor de grootte van de slibproductie te bezigen. De vraag moet worden opgeworpen, of dit bij de huidige kennis van afvalwater en van de parameters, die afvalwater en het zuiveringsproces beschrijven, nog juist te achten is. Hierbij dient opgemerkt te worden, dat afvalwaterzuivering voor een belangrijk deel op ervaring berust en in empirische zin tot stand is gekomen. Het invoeren van nieuwe parameters behoeft niet te betekenen, dat we het zuiveren beter zouden doen. Wellicht betekent het invoeren van nieuwe parameters wel dat bepaalde processen beter worden begrepen en dat om die redenen ombuigingen aangebracht moeten worden.

In de beschrijving van soorten organische stof die in afvalwater voorkomen, is er tot nu toe steeds in belangrijke mate vanuit gegaan, dat deze biologisch afbreekbaar (door bacteriemateriaal als voedingsstoffen direkt opneembaar) zijn, dan wel na aanpassing van de bacteriële flora, eventueel in de loop van de biochemische reactie(s) biologisch afbreekbaar (opneembaar) worden.

Op deze processen heeft vooral de bepaling van het BZV betrekking. Zeer weinig aandacht wordt tot nu toe gegeven aan het in afvalwater voorkomend organisch materiaal, dat bij een lange reaktieduur — ook na aanpassing van de bacterieflora — niet (of heel weinig) aangetast wordt en daarom als 'biologisch inert' materiaal kan worden aangemerkt. Dit materiaal wordt zeer duidelijk met het CZV beschreven, een bepaling die overigens ook het biochemisch afbreekbaar deel in de analyse betreft.

Bij de zuivering van afvalwater dient met deze drie factoren rekening te worden gehouden. Zowel CZV als BZV hebben in de beschrijving een functie: het CZV geeft aan hoeveel organisch materiaal in totaliteit aanwezig is, het BZV geeft indicaties over dat deel, dat langs biochemische weg geoxideerd kan worden. Beide factoren geven in onderlinge relatie aanwijzingen over de samenstelling van afvalwateren van verschillende herkomst en daarmee over 'het gedrag' van deze afvalwateren in de zuiveringsprocessen. Bij aanvaarding van dit uitgangspunt wordt het ook duidelijk, waarom BZV-krommen van afvalwateren van verschillende herkomst geen identiek verloop kunnen hebben. Ook dient het inzicht nogal gewijzigd te worden in de verklaring van de reacties, die in het aktiefslibproces plaatsvinden, zoals adsorptie of bioflokkulatie, biochemische afbraak, enz. De verschillen in specifieke surplusslibproducties van afvalwateren van verschillende herkomst worden hierdoor meer begrijpelijk. Wellicht is aanpassing in de waardering van het begrip slibleeftijd nodig. De ontwerpparameter slibbelasting kan dientengevolge misschien in een ander daglicht worden geplaatst. Ik heb zelfs het gevoel, dat het inzicht in — en de behandeling van — lichtslibvraagstukken hiermede een andere benadering zou kunnen verkrijgen. Tijdens het bewerken voor publikatie van deze beschouwing, die al enige tijd als concept in de lade lag, nam ik kennis van het artikel: 'Dynamic behavior of the activated sludge process' door G. A. Ekama en G. v. R. Marais, van maart 1979 [1]. In dit artikel tref ik een bevestiging aan van de hier aangegeven lijn van denken. Het artikel behandelt een modelstudie van het aktiefslibproces. Enkele kanttekeningen zijn naar mijn mening zeer de moeite waard hier aangehaald te worden.

Inleiding pagina 534:

— 'The pollution strength (or energy) parameter, biochemical oxygen demand (BOD), has inherent deficiencies that

make it an inconsistent parameter for modeling purposes.

— The constitution of the wastewater is different from that implicitly accepted in all the theories.

— Some parameters, such as active, endogenous residue and inert sludge fractions, are illdefined or ignored.'

Pagina 538:

'In the activated sludge process 60 to 70 % of the nutrient in the wastewater is in fine particulate form. Utilisation of particular matter as an energy source by the organisms must be preceded by bioflocculation of the particulate energy onto the organisms followed by enzymatic breakdown of the particles before transfer through the cell wall.'

Pagina 542:

'Morris and Stumm²³ noted that flocculation caused by the tendency to decrease interfacial tension is strictly a physical phenomenon; therefore, migration of colloids in biologically active systems takes place in the same manner as in sterile systems.'

Pagina 547 en 548:

'Marais en Ekama¹⁹ also found that the influent COD can be divided into three fractions — biodegradable (which includes soluble and particulate fractions), unbiodegradable soluble, and unbiodegradable particulate. It was found convenient to express these fractions in terms of the total influent COD'.

'The soluble unbiodegradable passes unchanged through the plant, and the unbiodegradable solid fraction accumulates in the sludge and is discharged via the daily sludge wastewater'.

2. De achtergrond van de bepalingsmethodiek

Bij het toepassen van een bepalingstechniek is steeds de vraag aan de orde, of de methodiek universeel is en een goed antwoord geeft op de vraagstelling. Dit geldt zeker voor biochemische bepalingen, waarin met entingen van aktiefslib wordt gewerkt en adaptie van de flora een belangrijke rol speelt. Het belangrijkste doel van de bepalingen is veelal het meten van het biochemische zuurstofverbruik, de snelheden die in de reactie optreden en de slibproductie die na de biochemische omzettingen resulteert.

Zonder al te zeer op de theoretische achtergronden en de bepalingstechnieken in te gaan is het wellicht voor een goed begrip

juist, het navolgende op te merken.

Tot nu toe is de BZV-bepaling (verdunningsstechniek) de meest gehanteerde standaardstechniek bij het onderzoek van afvalwater. Deze techniek werd in het verleden ontwikkeld, om de gevolgen van lozingen van afvalwater op oppervlaktewater na te gaan. Samenhangend met het verdunningsaspect is de kernvraag bij het onderzoek hoe de zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater reageert op de lozing van afvalwater.

Bij de zuiveringstechniek gaat het echter om een geheel andere vraagstelling. Daar wordt afvalwater als zodanig of na bezinking, met in kwantiteit ongeveer een gelijke stroom actiefslib in een aeratietank samengebracht en belucht. Er is alleen sprake van een beperkte verdunning en het doet in feite wat vreemd aan, dat bij zeer veel onderzoek ten dienste van afvalwaterzuivering nog steeds de verdunningstechniek als standaardstechniek wordt gebruikt om over een maat van biochemisch zuurstofverbruik van afvalwater te beschikken. Naast de vraag over de grootte van biochemische zuurstofonttrekking en de snelheden, waarin dit plaatsvindt, bestaat er een behoefte aan informatie omtrent het slibproducerend vermogen. Bepalingsmethodieken, waarin enting van afvalwater als zodanig met actiefslib plaatsvindt, geven antwoord op reactiesnelheden en biochemisch zuurstofverbruik in de tijd. Wegens enting van relatief grote hoeveelheden actiefslib, is meting van de eigen slibproductie van het afvalwater zeer moeilijk of niet mogelijk.

In dit onderzoek werd een methodiek gebezigd, waarbij in tegenstelling tot de verdunningsmethodiek wordt uitgegaan van onderzoek van het afvalwater als zodanig. Enting van actiefslib werd niet toegepast. De meting van het zuurstofverbruik heeft plaats door metingen van het verloop van het CZV in de tijd. Hieruit is onder meer het biochemisch zuurstofverbruik gemakkelijk af te leiden. Omdat geen enting met actiefslib wordt uitgevoerd zijn de reactiesnelheden in de eerste dagen van de bepaling afwijkend van die in de zuiveringstechniek. Het lijkt aannemelijk, dat het totaal gemeten zuurstofverbruik in dezelfde tijdsperiode wel als maat in de zuiveringstechniek kan worden gebruikt. De mate van slibproductie is in deze bepalingstechniek goed meetbaar. In tegenstelling tot de reactiesnelheden in de eerste dagen van de bepaling zijn de snelheden van afbraak van het slib onder de proefomstandigheden reëel te achten en vergelijkbaar met die, welke voorkomen in de praktijk. De methodiek geeft in belangrijke mate inzicht in de verhouding van CZV en BZV, de daarmee samenhangende slib-

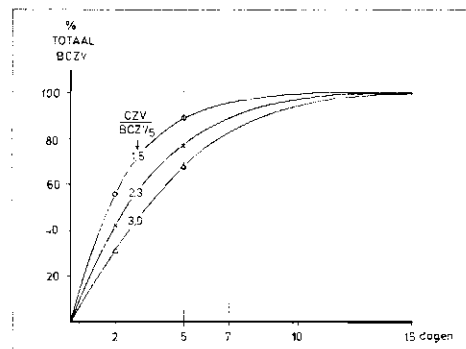
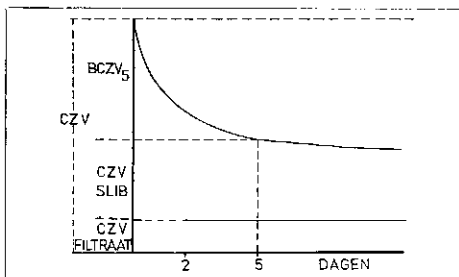
productie en de mate waarin verwacht mag worden, dat het gezuiverde effluent nog met niet afbreekbare opgeloste organische (CZV) is belast. Tenslotte zij opgemerkt, dat in tegenstelling tot andere meetmethodieken, zoals bijv. de verdunningsmethodiek, voor de bepalingstechniek een hoge mate van reproduceerbaarheid werd gevonden. De methodiek werd beschreven in de publikatie onder de titel 'Relatie CZV - BZV₅' [2].

Voor een goed inzicht wordt hier in het kort de omschrijving van de bepalingstechniek herhaald.

Het onderzoek werd, om het niet te compliceren, uitgevoerd met afvalwater dat van primair te bezinken delen werd ontdaan. Literflessen werden met afvalwater voor ca. 1/3 deel gevuld. Vervolgens werd zolang zuivere zuurstof in de fles geleid, dat aangenomen mag worden dat het beschikbare volume voor het grootste deel door zuivere zuurstof werd ingenomen. Bij een konstante temperatuur van 20 °C werd de inhoud op een schudmachine gemengd. Op vastgestelde tijdstippen werd vervolgens uit de fles een analysemonster genomen en onderzocht op CZV als zodanig en het concentraat op CZV na centrifugering.

Grondslag voor het onderzoek is zoals vermeld een verdeling van het CZV in drie samenstellende componenten (afb. 1). De eerste component is het biochemisch afbreekbaar deel, in het vervolg aangeduid met BCZV. Deze aanduiding werd gekozen om een onderscheid aan te geven met de verdunningstechniek, — en dit is wellicht van meer betekenis — om vast te leggen, dat het biochemisch afbreekbaar deel een integraal deel van het CZV is. De tweede component is het aandeel 'slib-CZV', welk deel gezien tegen de reactieduur een maat is voor de geproduceerde slibfractie. De derde component is het aandeel opgeloste CZV, dat onder meer na filtratie van het afvalwatermonster in behandeling in het filtraat wordt gemeten en dat ook in het effluent van een rwzi wordt afgevoerd. In verdere beschouwingen is de verhouding CZV - BCZV₅ (dus de totale organische

Afb. 1 - Onderverdeling CZV afvalwater in BCZV₅, CZV-slib en CZV-filtraat.



Afb. 2 - Benaderd verloop van een aantal BCZV-krommen met verschillende CZV-BCZV₅ verhoudingen.

stof tegenover het biochemisch afbreekbaar deel) centraal gesteld.

3. De betekenis van BCZV₅¹

De bruikbaarheid van het BZV₅ in de zuiveringstechniek is al zeer veel in discussie geweest. In deze discussie zijn eigenlijk twee elementen aan de orde, namelijk de vraag of nog wel van een biochemische parameter gebruik moet worden gemaakt en zo ja, op welke wijze. Het antwoord op de eerste vraag wordt nog met een volmondig ja beantwoord.

Bij het ontbreken van andere parameters blijft het BCZV nodig om bijv. de grootte van de beluchtingscapaciteit te bepalen en in de context van deze beschouwing om een aantal factoren meer, die aan de orde worden gesteld. Daarbij is het nodig onderzoek naar de achtergronden van het biochemisch aantastbaar deel te blijven verrichten.

Bij bepaling van BZV-krommes van verschillende soorten afvalwater is al vele malen gevonden, dat deze een verschillend verloop hebben, vooral bepaald door de snelheden in de eerste dagen van de reactie. Uiteraard is hier de factor enting belangrijk. Naar de mening dezerzijds is deze verklaring niet voldoende. Een tweede factor, te weten de soorten organische stof die als substraat in het afvalwater worden aangeboden, is minstens even belangrijk voor het verloop van het gebeuren. In afb. 2 zijn als gemiddelde benaderingen van een aantal bepalingen een drietal krommen opgenomen van afvalwateren van de volgende herkomst: — biologische origine (melk, bier, gesa-

¹ Het BZV wordt als integraal onderdeel van het CZV gezien. Om deze reden en mede om duidelijk aan te geven, dat het gaat om een andere techniek dan de verdunningsstechniek, is de term BCZV ingevoerd; het biochemisch deel van het CZV. Op enkele plaatsen wordt relatie gelegd met ervaringen in het verleden. Hoewel enigszins verwarrend, werd daar de term BZV gebruikt.

— huishoudelijk afvalwater (CZV/BCZV = ca. 2,3);

— papierafvalwater (CZV/BCZV = ca. 3) en vergelijkbare.

Gekonstateerd moet worden, dat het aandeel BCZV₅ ten opzichte van de totale BCZV varieert. Deze bedraagt in % resp. ca. 89, 77 en 68. Tot nu toe werd bij het vinden van dergelijke verschillen steeds aan de proeftechniek, met name aan de BZV-reactie, getwijfeld. Als deze afvalwateren echter op hun drie soorten van groepen organische stof worden beoordeeld, dan moet worden gekonstateerd, dat afvalwateren van biologische herkomst in relatieve zin een zeer groot aandeel biochemisch afbreekbaar materiaal bevatten, (waarschijnlijk) weinig of relatief minder materiaal dat enige vorm van biologische voorbereiding nodig heeft en waarschijnlijk zeer weinig 'inerte' organische stof.

Het huishoudelijk afvalwater — denk aan het ontstaan — bevat relatief minder direkt biochemisch aantastbaar substraat, maar waarschijnlijk meer 'indirekt' biochemisch aantastbaar en zeker meer 'inert' organisch materiaal. Bij het papierafvalwater verschuiven deze hoeveelhedenverhoudingen nog meer naar 'rechts'. Deze samenstelling moet in de gemeten krommen tot uitdrukking komen. Veel biochemisch afbreekbare organische stof geeft een steil verloop van de kromme. Is het aandeel direkt biochemisch opneembaar substraat daarentegen kleiner en het deel 'indirekt' opneembaar en ook de 'inerte' fraktie groter, dan ontstaat een meer gebufferde kromme. De konklusie moet daarom luiden, dat de BZV-krommen van afvalwateren van verschillende herkomst niet gelijk kunnen zijn. Het verloop van de curves wordt zeer duidelijk mede bepaald door de soort verbindingen die het gehalte aan organische stof bepalen. Deze gedachte vindt zijn volledige ondersteuning in het in de inleiding aangehaalde artikel.

Het liefst zou een BCZV-totaal bepaald worden. Dit zou dan geplaatst kunnen worden tegenover het CZV. Voor het praktijkonderzoek is dit echter niet doelmatig.

Bij een verdere uitwerking werd nog vastgehouden aan het BCZV bepaald in 5 dagen. Er bestaat echter om twee redenen voorkeur het BCZV in 7 dagen te analyseren. Na 7 dagen blijkt bij verschillende afvalwateren een belangrijk deel van de 'slibafbraak' te hebben plaatsgevonden (lit. [2], afb. 2 en 3). De gehanteerde parameter is dan wat meer gedegen. Bovendien past de 7 dagen beter in de organisatie van het laboratoriumonderzoek.

In het aangehaalde artikel (1) wordt het begrip bioflokkulatie in relatie tot het zuurstofverbruik is discussie gesteld.

Hoewel de hier gebezigde techniek niet op bioflokkulatie is ingesteld, heb ik desalniettemin het gevoel, dat door de informatie van direkt biochemisch zuurstofverbruik en zuurstofverbruik van de slibfraktie, welke na verschillende dagen beluchting is te meten, juist wat meer gezegd kan worden over de biochemische reactie als geheel. Ik meen dan ook bij de konklusie te moeten blijven, dat het BCZV₇ in de zuiveringstechniek niet gemist kan worden. De hier behandelde techniek geeft voor de zuiveringstechniek meer informatie, dan andere meettechnieken.

4. De verhouding CZV - BCZV₅

In het denkmodel geeft de verhouding de relatie weer tussen de totale hoeveelheid organische stof en het biochemisch aantastbare deel ervan. In feite blijkt de verhouding een maat te zijn voor het slibproducerende vermogen van een afvalwater. (Uiteraard geldt hetzelfde als het totale BCZV kan worden vergeleken met het CZV. Een dergelijke vergelijking zou zelfs de voorkeur verdienen).

Dit is als volgt zichtbaar te maken.

Uit afb. 1 is af te leiden:

$$CZV = BCZV_5 + CZV_{\text{slib}} + CZV_{\text{filtraat}} \quad (1)$$

Stel CZV/BCZV₅ = p, dan is

$$CZV = p \times BCZV_5 \quad (2)$$

Gesubstitueerd in (1):

$$p \times BCZV_5 = BCZV_5 + CZV_{\text{slib}} + CZV_{\text{filtraat}}$$

wordt vervolgens ter vereenvoudiging het CZV_{filtraat} wegens het kleine variabele aandeel gesteld op 0,1 CZV, dan ontstaat:

$$(0,9 p - 1) \times BCZV_5 = CZV_{\text{slib}}$$

Op dezelfde wijze is af te leiden:

$$0,9 p - 1 \\ \frac{\quad}{p} \times CZV = CZV_{\text{slib}}$$

De slibproductie, uitgedrukt als CZV_{slib}, blijkt een afhankelijke van de verhouding CZV - BCZV₅ te zijn.

Per kg BCZV₅ bedraagt deze 0,9 p - 1

$$\text{en per kg CZV } \frac{0,9 p - 1}{p}$$

Bij p = 1,6 resp. 2,3; wordt per kg CZV een slibproductie van resp. 0,28 en 0,46 kg slib-CZV berekend. Uit afb. 5 (appendix), waarin de proefresultaten van een 40-tal soorten afvalwater zijn verwerkt, wordt afgelezen resp. ca. 0,25 en 0,39. Vermeld zij, dat bij de proeven alleen afvalwateren na bezinking waren betrokken. Gevonden werd bovendien, dat het CZV-filtraat onder de proefomstandigheden toeneemt bij stijgende CZV-BCZV verhouding. Ter vereenvoudiging werd deze in de formulering konstant verondersteld (= 0,1 CZV).

Wordt voor de verhouding CZV/BCZV₅ = 2,3 uitgegaan van een filtraat-CZV = 0,2 x CZV (zie afb. 6, lit. 3). dan wordt een slibproductie van 0,37 kg per kg BCZV₅ berekend. Deze waarden laten zien, dat gebaseerd op de BCZV₅, dus een slibleeftijd van ca. 3½ dag², de gegeven formulering voor verschillende soorten afvalwateren een meer redelijke benadering van de slibproductie toestaat dan tot nu kon worden gegeven. Deze benadering zal voor de praktijkomstandigheden nog wat gunstiger worden, als niet van een BCZV₅ maar van BCZV₇ wordt uitgegaan. Dan is er sprake van een slibleeftijd van ca. 5½ dag.

Tenslotte dient nog opgemerkt te worden, dat naast de proeven met afvalwater na bezinking, ook metingen aan afvalwater als zodanig (dus incl. de primaire slibstoffen) werden verricht. Deze primaire slibstoffen zijn bij het onderzoek veelal aanleiding tot een moeilijkheidsfactor, waarbij de variatie van de resultaten aanmerkelijk groter wordt. Naar de thans verkregen informatie — en dit is ook door redenering op te bouwen — gelden de aangegeven verbanden ook in grotere lijnen voor de 'ruwe' afvalwateren.

5. De betekenis van de trendmatige relatie voor de zuiveringstechniek

Het onderzoek van afvalwateren met hun zeer uiteenlopende samenstelling is geen eenvoudige zaak. De gevonden trendmatige relatie is echter zo evident, dat er grote behoefte bestaat deze door nader aanvullend onderzoek te verstevigen en te bevestigen. Dat neemt niet weg, dat reeds nu een aantal lijnen zijn aan te geven, die van vrij grote invloed zijn bij het ontwerpen van zuiveringsinrichtingen. Voor zover dan hier een aantal bespiegelingen wordt gegeven, kan dit niet bedoeld zijn om direkte wijzigingen in de ontwerpnormen aan te geven. Veeleer moet dit gedeelte gelezen worden in het licht van een beschouwing om een discussie over een eventuele aanpassing van ontwerpnormen op gang te brengen.

6. De grootte van de zuiveringsinrichting in inwonerekwivalenten

Het is tot nu toe steeds gebruikelijk geweest het BZV₅ (verdunningstechniek) als maatstaf af te nemen om de grootte van een zuiveringsinrichting aan te geven. In feite

² De overgang van substraat naar slib heeft in de BCZV-bepaling plaats, na ongeveer 1½ dag beluchten (plateau van Busch). De BCZV₅ komt dan overeen met een slibleeftijd van ca. 3½ dag. Vermeld moet worden, dat in de batchproef de slibleeftijd een andere betekenis heeft dan die gebruikt in het aktiefslibproces.

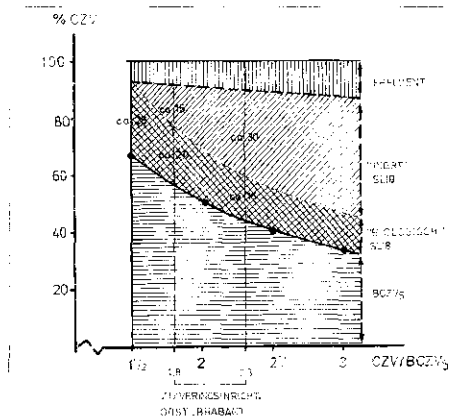
wordt met deze parameter echter alleen maar een indruk gegeven van de grootte van de noodzakelijke beluchtingscapaciteit (beluchtend vermogen). Er is geen directe relatie met de grootte van de te installeren capaciteit van slibverwerking. De effectiviteit van een eventueel geïnstalleerde voorbezinktank komt met het BZV_5 -rendement niet tot uitdrukking, omdat de BZV_5 alleen de reductie van biochemisch aantastbaar materiaal (binnen het bestek van 5 dagen) aangeeft en terzijde laat reducties in bijv. 'inerte' organische stof. Het opnemen van het CZV in het basisontwerp zal reeds in belangrijke mate sanerend werken op deze tekortkomingen. Met name geeft het CZV-rendement van een voorbezinktank (in combinatie met de gloeirest) een veel betere en goed meetbare indicatie over de 'primaire slibproductie'. Het lijkt zelfs mogelijk bij zuiveringsinrichtingen met een continue stroom aan surplusslib (via het gemaal en de voorbezinkinrichting) de totale slibproductie met behulp van het CZV (en de gloeirest) te controleren en vast te leggen.

Het CZV is een uitstekende maat voor de slibproductie. Op zichzelf is dit een belangwekkende konstatering, omdat hiermede reeds een belangrijk deel van de kosten van zuivering wordt verantwoord. Het CZV zou daarnaast zeer goed gebruikt kunnen worden als parameter om de grootte van de inrichting aan te geven. Dit kan met het volgende voorbeeld worden toegelicht. Een oxidatiesloot voor huishoudelijk afvalwater van bijv. 10.000 inwoners krijgt thans op papier dezelfde grootte-aanduiding als een oxidatiesloot voor 10.000 i.e. afvalwater van biologische herkomst (slacht, bier, etc.). Toch wordt het volume van de laatste wegens de hoger gekozen slibbelasting (lees lagere specifieke slibproductie) op de helft geprojecteerd. Zou het CZV als basis voor het ontwerp worden gekozen, dan zou de industriële inrichting wegens de $CZV/BCZV_5$ van ca. 1,6 niet voor 10.000 i.e. (BZV_5), maar voor ca. 6.400 i.e. (CZV) te boek staan. Een dergelijke ekwivalentie-aanduiding geeft beter de verhoudingen weer van de grootte van de slibproductie en van de grootte van het beluchtingscircuit.

Dit voorbeeld zou met andere aan te vullen zijn. Het ziet er naar uit, dat het CZV (wellicht in combinatie met het $BCZV_5$) tot een betere beschrijving van de grootte van de te ontwerpen zuiveringsinrichting leidt.

7. Slibproductie en ontwerpnormen

Het behoeft geen nadere uitleg, welke betekenis met name de slibproductie heeft op het gehele ontwerp en het functioneren



Afb. 3 - Verhouding CZV-effluent, 'inert' slib, 'biologisch' slib en $BCZV_5$ verhoudingen.

van een zuiveringsinrichting. Op welke wijze is nu de hier ontwikkelde gedachte over slibproducties in relatie tot de verhouding $CZV/BCZV_5$ van invloed op de kennis van parameters als slibbelasting en slibleeftijd (zie hiervoor ook bijlage afb. 5, lit. 2).

De slibproductie wordt bepaald door slib afkomstig van het $BCZV_5$, daarnaast van niet direct biochemisch opneembaar materiaal (niet binnen het bestek van 5 dagen) en van 'inerte' organische stof. Als wordt uitgegaan van de gedachte, dat de slibproductie bij afvalwateren van biologische herkomst ($CZV/BCZV_5 \cong 1,5$) geheel bestaat uit bakteriemateriaal (wat zeker niet het geval zal zijn), dan is voor de samenstelling van actief-slibsoorten met een hogere $CZV/BCZV_5$ voor de gedachtevorming een afbeelding samen te stellen die grafisch is weergegeven in afb. 3. In deze afbeelding is voor de verschillende $CZV/BCZV_5$ -verhoudingen aangegeven het effluent-CZV, het CZV-slib, onderverdeeld in slib van biologische herkomst en het 'inert' aandeel en daarnaast het aandeel $BCZV_5$.

Voor een zuiveringsinrichting belast met afvalwater van biologische herkomst zou het slib voor het grootste deel uit bakteriemateriaal bestaan (aannamen). Een zuiveringsinrichting belast met huishoudelijk afvalwater ($CZV/BCZV_5 = 2,3$) produceert daarentegen een actiefslib, dat op grond van deze veronderstelling voor ca. 1/3 deel is samengesteld uit 'biologisch slib' en voor 2/3 deel uit 'inert' materiaal. Zoals reeds eerder werd opgemerkt, is het nodig het basismateriaal voor deze beschouwingen te verbeteren. Om deze reden moet de verdeling in 1/3 en 2/3 ook als gedachtebepaling worden gezien. Het attenderen op de aanwezigheid van inert materiaal daarbij is niet nieuw. Dat het zo'n belangrijk aandeel kan zijn, was echter niet bekend. De consequenties hiervan voor het zuive-

ringstechnisch denken zijn naar mijn mening niet onaanzienlijk. In de volgende paragrafen wordt hierop ingegaan. Dit onderdeel 'ware' weer als aanzet tot een discussie te lezen.

8. Slibbelasting en slibproductie

Een laagbelaste actiefslibinrichting wordt tot nu toe tennaastebij onafhankelijk van het soort afvalwater ontworpen op een slibbelasting van bijv. 0,2. Bij het ontwerpen van oxidatiesloten werd sinds ongeveer 1970 (3) al verschil gemaakt. Voor het afvalwater van biologische herkomst werd niet meer ontworpen op een slibbelasting van 0,05, maar op 0,1. De keuze van 0,1 was gebaseerd op kennis van slibproductie. De wetenschappelijke onderbouwing was niet zo sterk. De gedachte dat voor deze gevallen wellicht goed gewerkt zou kunnen worden met een slibbelasting van 0,15, is althans naar mijn weten in de literatuur niet in discussie geweest.

Als de slibproducties die werden gemeten in het onderzoek (zie appendix) voor de verdere beschouwingen als uitgangspunt worden gekozen, dan dient vermeld te worden, dat deze wegens de lage slibleeftijd van $3\frac{1}{2}$ dag aan de hoge kant zijn. In de praktijk worden thans in actiefslibinrichtingen (1 traps) slibleeftijden van 10 dagen en hoger nagestreefd. De slibleeftijden in de oxidatiesloot bedragen in de orde van grootte van 30 dagen. Op grond van het aandeel 'inerte' fraktie mag daarbij worden aangenomen, dat afname van de actiefslibhoeveelheden bij langere belichtingsduur voor de verschillende soorten actiefslib niet volgens identieke krommen zal verlopen. Zoals reeds werd aangegeven is op dit gebied meer fundamenteel onderzoek vereist. Voor de gedachtenvorming wordt dit aspect even terzijde gesteld. Het is interessant enkele situaties betrekking hebbend op afvalwateren van verschillende herkomst te vergelijken, voor welke tot nu toe van ongeveer gelijke ontwerpnormen en specifieke slibproducties werd uitgegaan.

Vergeleken wordt een actiefslibtank en een oxidatiesloot, belast met twee soorten afvalwateren n.l. met een $CZV/BCZV_5$ van resp. 1,5 en 2,3. In de berekeningen werd uitgegaan van de gemiddelde slibproductie per kg $BCZV_5$ of CZV, welke werden aangegeven in lit. 2, tabel II. De berekende slibproducties en slibleeftijden hebben alleen een indicatieve functie. Daarbij bestaat de zekerheid, dat de berekende slibleeftijden nog oplopen, omdat de relatieve slibproducties met de duur van de beluchting nog wel wat zullen afnemen. (Zie tabel I.)

TABEL I - Berekende sibleeftijden in een aktiefslibinrichting en een oxidatiesloot bij slibproducties overeenkomstig tabel II [2]. Aanname 1 g organische stof = 1,4 g CZV; gloeirest = 20 %.

	aktiefslibinrichting		oxidatiesloot	
	1,5	2,3	1,5	2,3
CZV/BCZV ₅				
huidige benadering:				
slibbelasting kg BZV ₅ /kg slib/dag *	0,2	0,2	0,1	0,05
slibproductie kg dr.st./kg BCZV ₅ (lit. [2], tabel II)	0,305	0,735	0,305	0,735
slibproductie per m ³ tankinhoud; zwevende stof 4 kg/m ³	0,24	0,57	0,12	0,14
sibleeftijd dagen	17	7	34	29
toekomstig ontwerp?				
sibleeftijd dagen	10	10	20	20
slibbelasting kg BCZV ₅ /kg slib/dag	0,34	0,14	0,17	0,07

* Hier werd de term BZV₅ en niet BCZV₅ gebruikt, omdat de relatie met BCZV₅ niet voldoende bekend is.

De kalkulaties laten zien, dat de gekozen slibbelastingen in een huidig ontwerp aanleiding zijn tot vrij sterk uiteenlopende sibleeftijden. Dit overdenkend komt de vraag naar voren, welke parameter van meer fundamentele betekenis is, de slibbelasting of de sibleeftijd. Tot nu toe werd slibbelasting nog steeds gezien als belasting van een hoeveelheid 'bakterieslib' met een hoeveelheid biochemisch afbreekbaar materiaal. In het licht van dit onderzoek is het nodig dergelijke uitgangspunten opnieuw ter discussie te stellen.

9. Vlokbelading en bestrijding van lichtslib

In een aantal gevallen kan lichtslib worden bestreden door afvalwater en retourslib in bepaalde verhoudingen in een mengtank samen te brengen, alvorens dit mengsel in de aeratietank wordt toegelaten. Bij de mengverhouding van afvalwater en aktiefslib wordt gesproken van vlokbelading (4). Het komt mij voor, dat het nuttig kan zijn de resultaten, verkregen bij deze methodiek van bestrijding, nog eens tegen de achtergrond van de hier behandelde onderzoekresultaten te bezien. Het zou wel eens kunnen blijken, dat afvalwateren met een hogere CZV/BCZV₅-verhouding zich met betrekking tot de voor-flokkulatie positief gedragen, terwijl de vereiste adsorptie van CZV bij afvalwateren met een lage CZV/BCZV₅ onvoldoende is. Dit zou in feite betekenen, wat uit de praktijk van het onderzoek al bekend is, dat de flokkulatiemethodiek voor een gedeelte van de te behandelen afvalwateren opgaat.

10. Samenvattende beschouwing

In de in deze nota gegeven discussie is de aanwezigheid van een 'inerte' fraktie organische stof, voorkomend in elk afvalwater, centraal gesteld. Hoewel in de literatuur dit gegeven bekend is, wordt er tot nu toe bij de ontwerpnormen van een zuiveringsinrichting nog weinig of geen rekening mee gehouden. Basis voor deze discussie was het

onderzoek naar de relatie CZV/BCZV₅ (2). Ingegaan werd op een gewijzigde methodiek van de BZV-bepaling. In afwijking van de verdunningsmethodiek wordt deze bepaling in het afvalwater als zodanig uitgevoerd. Het CZV wordt hierbij onderverdeeld in een BCZV₅ (biochemisch afbreekbaar deel van het CZV), een slib-CZV en een CZV-filtraat.

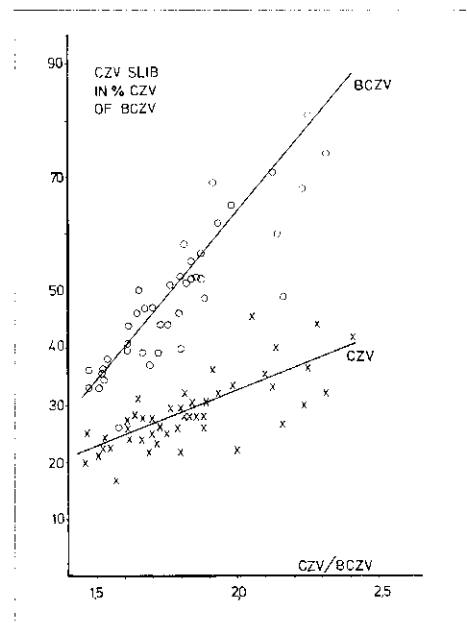
De CZV/BCZV₅-verhouding blijkt een belangrijke parameter voor het slibproducerend vermogen van een afvalwater te zijn. Bij een stijgende verhouding neemt de slibproductie ongeveer rechtevenredig toe. In feite geeft deze verhouding het verband weer tussen een bio-oxidabel deel en een niet biochemisch afbreekbaar deel. Het volgende wordt gekonkludeerd:

- De grootte van een zuiveringsinrichting wordt beter met het CZV dan met het BZV₅ beschreven. Dit geldt met name voor de slibhuishouding.
- De verhouding CZV-BCZV₅ geeft belangwekkende informatie over de samenstelling van het afvalwater en daarmee over zuiveringstechnische aspecten die ermee samenhangen.
- Een aantal parameters, zoals slibbelasting en sibleeftijd vereisen wat betreft hun betekenis, nader onderzoek.
- Het is niet onmogelijk, dat bezien tegen de achtergrond van dit artikel, in het lichtslibvraagstuk meer inzicht wordt verkregen.

APPENDIX

Uit: H₂O (10) 1977, no. 15, pag. 338-340.

5. Relatie CZV/BCZV en slibproductie. Uit afb. 5 blijkt dat de slibproductie (gemeten als CZV) van een afvalwater van biologische herkomst, (CZV/BCZV₅ = 1,5) ruim 30 % van het BCZV₅ of ruim 20 % van het CZV bedraagt. Voor een huishoudelijk afvalwater, CZV/BCZV₅ = 2,2 zijn deze cijfers respectievelijk ca. 80 en ruim 35 %. In de grafiek is de slib-CZV uitgezet als functie van het BCZV₅ én van het CZV; voor de berekening van gewichtshoeveelheden slib per eenheid BCZV₅ of CZV moeten gegevens over het CZV per gram organische en over het gehalte aan anorganische materiaal bekend zijn.



Afb. 5 - Relatie slib-CZV tot BCZV₅ en CZV in afhankelijkheid van CZV/BCZV₅.

Literatuur

- Ekama, G. A. and Marais, G. v. R. *Dynamic behaviour of the activated sludge process*. Journal WPCF Vol. 51 no. 3, March 1979, pag. 534.
- Verwijzingen:
- Monod, J., 'Technique of Continuous Culture — Theory and Application'. Ann. Inst. Pasteur, (Translation from French), 79, 167 (1950).
- Marais, G. v. R., and Ekama, G. A., 'The Activated Sludge Process Part I — Steady State Behaviour'. Water, 2, 163 (1976).
- Morris, J. C., and Stumm, W., 'Colloidal Aspects of Waste Treatment'. Proc. Rudolphs Research Conf., Rutgers Univ., New Brunswick, N. J., June 1960.
- Ford, D. L., and Eckenfelder, W. W. Jr., 'The Role of Enzymes in the Contact Stabilization Process — Discussion'. Advances in Water Pollution Research, 2, Article by Siddigi, R. H., Engelbrecht, R. S. and Speece, R. E., Wat. Poll. Cont. Fed., Washington (1967).
- Wilson, D. E., and Marais, G. v. R., 'Adsorption Phase in Biological Denitrification'. Res. Rept. No. W.11, Dept. of Civil Eng., Univ. of Cape Town, South Africa.
- Porges, N., et al. 'Principles of Biological Oxidation'. In 'Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 1.', B. J. McCabe and W. W. Eckenfelder [Eds.], Rheinhold Publ. Co., N. Y., 35 (1956).
- Eggink, H. J., *Relatie CZV-BZV₅*, H₂O 10, 1977 no. 12, pag. 282-285.
- Eggink, H. J., *De oxidatiesloot; toepassing in de lederindustrie*, H₂O (4) 1971, no. 22, pag. 511-516.
- Rensink e.a., *De invloed van de substraat gradient op de vorming van lichtslib*. H₂O (10) 1977, no. 15, pag. 338-340.

