

## Kontaktstabilisatie als uitvoeringsvorm van het actief slibproces\*)

De techniek van de afvalwaterbehandeling met behulp van actief slib kent vele processen [1]. Al deze processen zijn onder te brengen in een van de volgende drie hoofdgroepen:

1. De orthodoxe processen, waarbij het beluchtingsbekken overlans wordt doorstroomd.
2. Het zogenaamde Complete Mixing proces.
3. Systemen met gescheiden beluchtingsruimten.

Deze drie systemen zijn in genoemde volgorde van boven naar beneden schematisch weergegeven in afb. 1.

### ad 1.

Bij het orthodoxe proces wordt het afvalwater (in de afbeelding aangeduid met influent) aan de kop van de beluchtingstank toegevoerd. De activiteit is het grootst bij de kop van de beluchtingsruimte en neemt vandaar af in de richting van de afvoer. In de nabezinking wordt het slib afgescheiden en in ingedikte vorm weer toegevoerd aan de beluchtingsruimte. Om de slibconcentratie op peil te houden moet al of niet continu slib worden geloosd.

De activiteit is in de afbeelding aangegeven met A. Met activiteit wordt hier bedoeld zowel de opnamesnelheid van organische stof als de adembaling van de sliborganismen.

### ad 2.

In het midden is het zogenaamde complete mixing aangegeven. Het afvalwater wordt in de beluchtingsruimte zo goed mogelijk gemengd met het actief slib. In het ideale geval is de activiteit van het slib in de beluchtingsruimte overal gelijk. Na bezinken wordt het retourslib opnieuw gebruikt in de beluchtingstank. Het retourslib wordt naar behoefte gespuid om een bepaalde slibconcentratie in de beluchtingsruimte te handhaven. De zogenaamde step aeration of Gouldse Stufenbelüftung vallen hier buiten. Het is beter deze laatste processen te zien als verbeteringen van de orthodoxe systeem.

### ad 3.

Als laatste is aangegeven het kontaktstabilisatieproces, ook wel bekend als reacterings- of biosorptieproces. Ken-

merkend voor kontaktstabilisatie is, dat in een relatief kleine beluchtingsruimte (de kontaktruimte) het afvalwater in direct contact wordt gebracht met actief slib gedurende een half uur of ook wel langer. Het slib wordt dan afgescheiden in de nabezinking, waarna het in geconcentreerde vorm gedurende langere tijd wordt herbelucht in de stabilisatieruimte. De stabilisatieruimte is meestal ruim twee maal zo groot als de kontaktruimte. Na de zogenaamde reacteringsperiode of stabilisatieperiode wordt het slib weer teruggevoerd naar de kontaktruimte.

Slib spui vindt plaats op de gebruikelijke wijze.

De functie van stabilisatie is hier wezenlijk anders dan bij de aerobe slibstabilisatie, waar mineralisatie van spuislib plaats vindt.

De voornaamste elementen, die een rol spelen bij het kontaktstabilisatie proces zijn [2, 3, 4, 5, 6]:

1. De adsorptie van kolloidale en zwevende stof aan de slibvlokken buiten de bacteriecellen.
2. Absorptie van opgeloste stof of van reeds gehydrolyseerde kolloidale of zwevende stof in de bacteriecellen.

Absorptie van organische stof vindt plaats door middel van elektrische krach-

ten of ook wel door directe binding aan enzymen buiten de cel. Bedoelde enzymen zijn door de bacteriecellen geproduceerde biochemische katalysatoren, die de organische verontreinigingen moeten geschikt maken voor diffusie door de celwand.

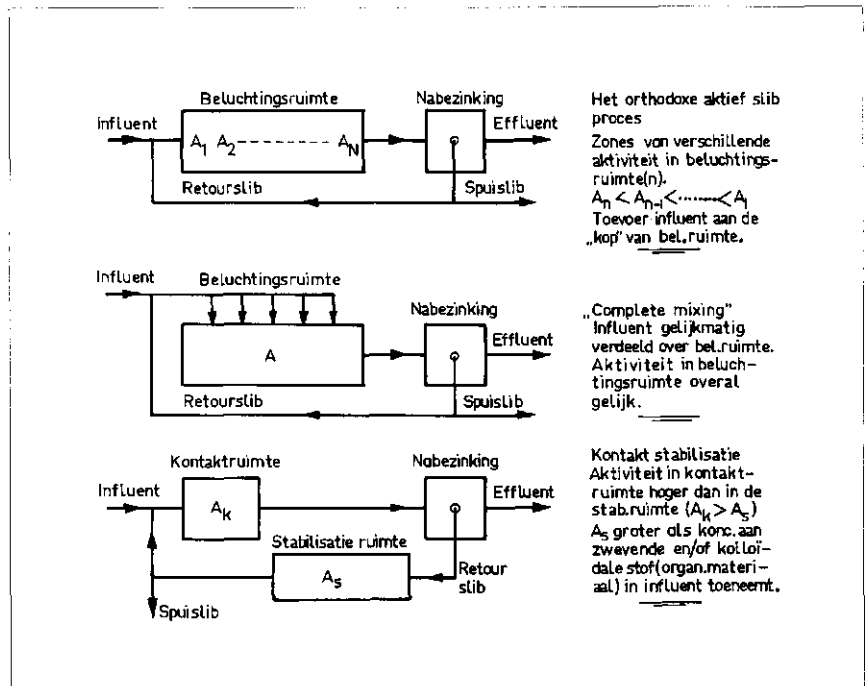
Na de splitsing van grotere moleculen door splitsings- of hydrolyseringsenzymen, kan het hydrolysaat via de zogenaamde transportenzymen (permease-enzymen) door de celwand van de bacteriën heen in de cel zelf worden opgenomen.

Opgeloste stoffen kunnen vaak direct door de celwand diffunderen of ook via de transportenzymen binnen de cel worden gebracht [3, 4].

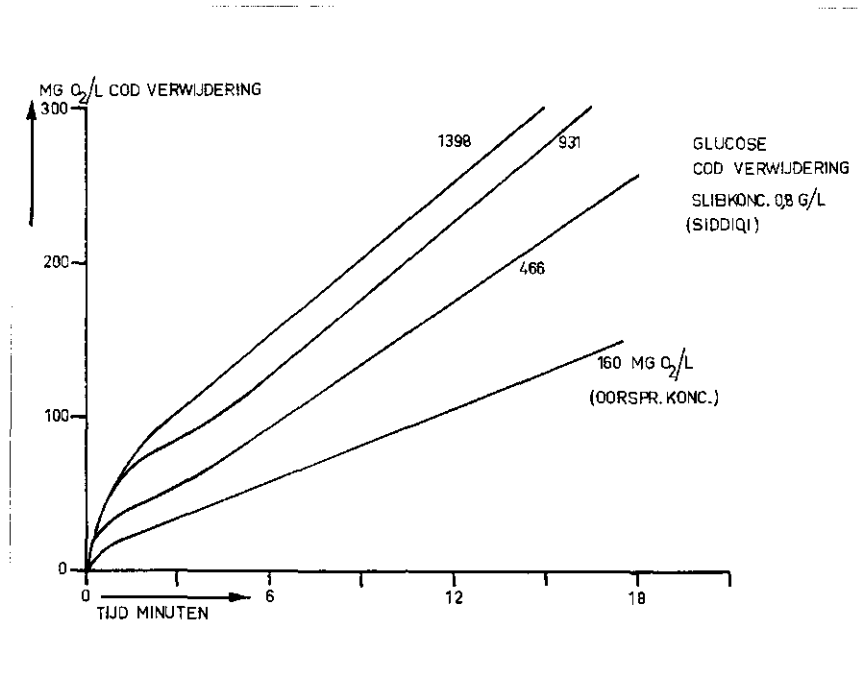
Daar de adsorptieve fase buiten de cellen plaats vindt, kan worden verwacht, dat dit proces relatief snel verloopt. De snelheid is onder andere afhankelijk van de concentratie aan organische stof, de concentratie van de enzymen buiten de cel en van het oppervlak van de celwanden zelf. Het aantal bacteriën is eigenlijk een minder goede maatstaf, daar de aanwezigheid van enzymen (extracellulair) ook afhangt van de toestand van de cellen zelf.

De geschetste processen vinden geheel of ook soms gedeeltelijk plaats in de

Afb. 1 - Drie grondvormen van het actief slib proces.



\*) Voordracht gehouden op het NVA Symposium Onderzoek en zuivering industrieel water op 18-11-'71 te Eindhoven.



Afb. 2 - De verwijdering van Glucose-COD door actief slib [3].

kontaktruimte.

Zowel wat betreft de adsorptie als het enzymatische transport, zijn onderzoeken in de literatuur terug te vinden. Ter illustratie zijn de resultaten van een onderzoek van Siddiqi gegeven in afb. 2 [3].

Siddiqi heeft nagegaan op welke wijze de opname van glucose en enkele andere stoffen door actief slib verloopt en van welke factoren dit verloop afhankelijk is. De glucoseconcentratie is in de afbeelding aangegeven in zuurstofeenheden (COD). De tijd is horizontaal uitgezet. Men ziet gedurende de eerste 5 tot 10 minuten een zeer hoge opnamesnelheid. Deze snelheid neemt later af tot een lagere constante waarde. De getallen bij de diverse lijnen geven de oorspronkelijke glucoseconcentraties, eveneens in COD eenheden.

Zowel in de eerste minuten als ook in het lineaire gebied neemt de opnamesnelheid toe bij toenemende glucoseconcentratie, totdat bij zekere glucoseconcentratie verzadiging wordt bereikt. Dit is te zien aan het evenwijdig lopen van de lijnen. Voor de situatie in kwestie wordt deze verzadiging bereikt tussen 466 en 931 mg COD per liter.

Siddiqi neemt ter verklaring van deze verschijnselen het bestaan aan van een zich binnen de cel bevindend substraat. Dit intracellulaire substraat wordt verkregen door afsplitsing van substraatmoleculen uit de enzyme-substraatverbinding binnen de cel. Het doordringingsenzyme kan daarna opnieuw buiten de cel worden gebruikt.

De inwendige substraatconcentratie bereikt een evenwicht als de processen binnen de cel, zoals celstofopbouw en energieproductie, volledig op gang zijn

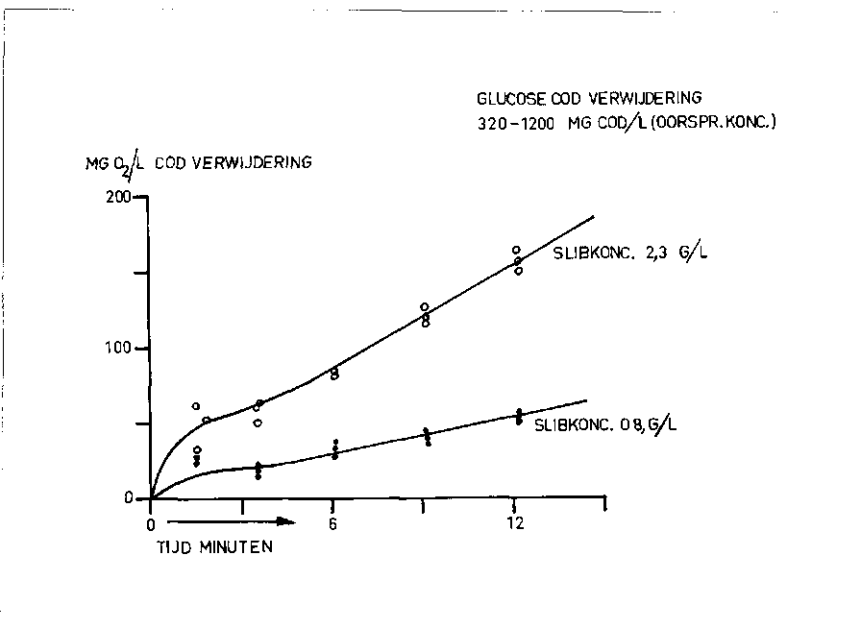
gekomen. Duidelijk is nu, dat de opnamesnelheid van het substraat (of organische verontreinigingen) niet alleen wordt bepaald door concentraties buiten de cel, maar ook door de inwendige substraatconcentratie.

De lagere opnamesnelheid in de lineaire fase wordt gecontroleerd door de langzaamste trap in de reeks biologische processen binnen de cel.

Resumerende, is de opnamesnelheid van organische stof, vooral in de eerste minuten afhankelijk van:

1. De uitwendige substraatconcentratie.
2. De uitwendige enzymenconcentratie.

Afb. 3 - De verwijdering van Glucose-COD door actief slib [7].



3. De adsorptieve eigenschappen van de slibvlokken.
4. De berging van omgezet substraat binnen de cel.
5. De processen binnen de cel.
6. De celconcentratie zelf.
7. Verdere factoren binnen en buiten de cel, zoals pH, temperatuur, invloed van voedingszouten, de samenstelling van de microbenpopulatie enz.

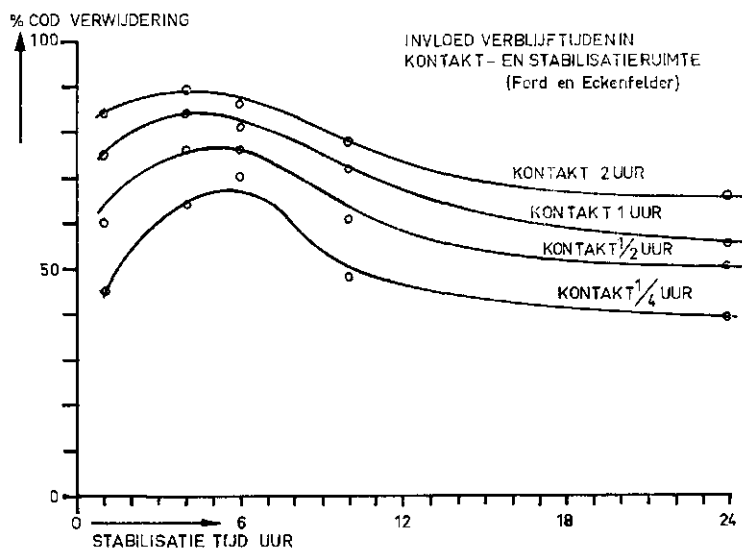
Ter vergelijking zijn de resultaten van een eigen onderzoek weergegeven in afb. 3. De tendenzen van afb. 2 zijn duidelijk te herkennen: snelle opname gedurende de eerste minuten, gevolgd door een minder heftige lineaire fase [7]. De onderste lijn geeft de resultaten van een serie waarnemingen bij dezelfde slibconcentratie als gebruikt in het voorbeeld van Siddiqi. De opnamesnelheden zijn echter aanzienlijk lager als in het genoemde voorbeeld.

De activiteit van het eigen slib is kennelijk lager dan het slib van Siddiqi. Dit kan te wijten zijn aan de invloed, die uitgaat van de verschillende wijze waarop het slib is gevoed, de dagelijkse substraatdosis, de temperatuur en andere factoren.

Belangrijk is ook de tijd, dat het slib tussen twee voedingen in onbelast is geweest: de zogenaamde stabilisatietijd.

In verband hiermee is in afb. 4 een voorbeeld gegeven van een onderzoek van Ford en Eckenfelder [8]. Hieruit blijkt duidelijk de invloed zowel van de stabilisatietijd alsook van de contacttijd op de totale procentuele COD verwijdering.

De metingen zijn verricht aan het afvalwater van een brouwerij. Een te lange verblijftijd in de stabilisatieruimte heeft een ongunstige invloed op de COD ver-



Afb. 4 - De invloed van kontakt- en stabilisatietijd op de COD verwijdering [8].

wijdering. Een te korte verblijftijd geeft hetzelfde beeld te zien.

Alhoewel de optimale stabilisatietijd ook enigszins afhangt van de contacttijd, kan gevoelig worden aangenomen, dat stabilisatietijden van 3 tot 6 uur hier een optimaal resultaat geven.

Een te kleine stabilisatietijd geeft overbelasting van het slib, waardoor het rendement sterk daalt. Overstabilisatie is de oorzaak van vernietiging van onder andere de zo belangrijke extracellulaire enzymen. Bij terugvoeren van overgestabiliseerd slib in de kontaktruimte, zijn deze enzymen niet meer terstond beschikbaar. In een dergelijk geval is een hoger zuiveringseffect alleen te verkrijgen door een aanzienlijke verlenging van de contactperiode.

Uit de afbeelding blijkt tevens, dat verhoging van het rendement door een verlenging van de contacttijd de voorkeur verdient boven het nauwkeurig uitbalanceren van de stabilisatietijd. De stabilisatietijd wordt kritischer, naarmate de contacttijd korter wordt. De bedrijfsvoering zal dus bij kortere contacttijden aanzienlijk meer aandacht vereisen, vooral als de hydraulische belasting en dus de verblijftijden in de beluchtingsruimten sterk variëren.

Kontaktijden van 1 uur of langer geven doorgaans het beste resultaat.

Het moge duidelijk zijn, dat de bevindingen van Ford en Eckenfelder niet letterlijk kunnen worden overgedragen op de behandeling van afvalwater met een andere samenstelling.

Kontaktstabilisatie wordt vooral in Amerika, maar ook wel elders toegepast in de textiel-, zuivel- en conservenindustrie zowel als bij grotere als kleinere gemeenten. De meeste literatuurgegevens

komen dan ook uit de Verenigde Staten [9].

Alhoewel vaak wordt aangenomen, dat het afvalwater colloïdaal dient te zijn, is het toch goed mogelijk ook de opgeloste verontreiniging (van organische oorsprong) te verwijderen door middel van deze kontaktstabilisatie.

Ook wordt wel gesteld, dat voor de toepassing van kontaktstabilisatie de  $BOD_5$  van het afvalwater niet hoger mag zijn dan 500 [10].

Elders wordt weer gevonden, dat juist van een zo geconcentreerd mogelijk afvalwater moet worden uitgegaan.

De beweringen betreffende opgeloste stoffen en geconcentreerd afvalwater

zijn wel aannemelijk, gezien de resultaten van Siddiqi en de voorlopige resultaten van ons eigen onderzoek betreffende stootsgewijze belastingen met onder andere natriumacetaat, fenol, natriumlactaat en natriumsalicylaat.

Om meer eenduidige informatie betreffende kontaktstabilisatie te verkrijgen, wordt in het laboratorium voor Gezondheidstechniek van de Technische Hogeschool Delft, een uitgebreid onderzoek verricht, inhoudende een vergelijking van kontaktstabilisatie met complete mixing in zijn eenvoudigste uitvoering. Daarnaast wordt een meer fundamenteel onderzoek voorbereid, in het bijzonder gezien in het licht van kontaktstabilisatie.

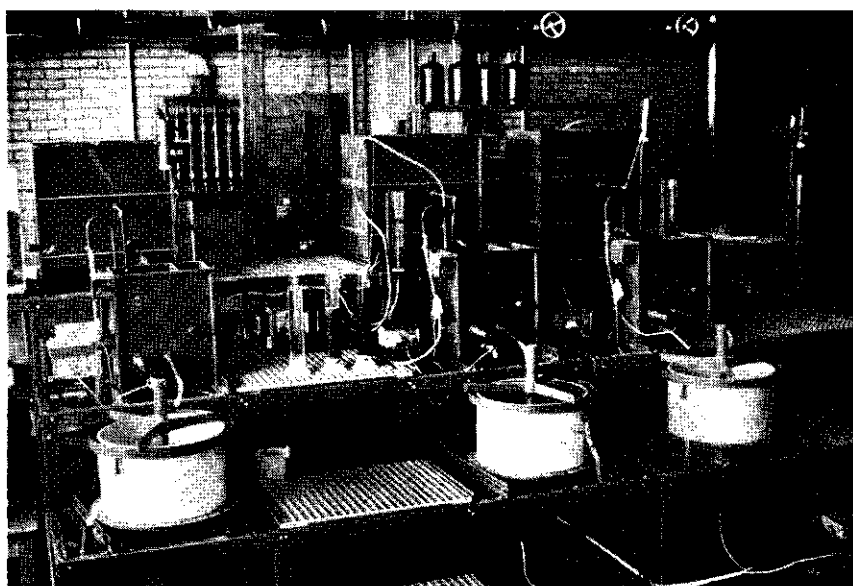
Het vergelijkingsonderzoek wordt uitgevoerd met behulp van drie kontaktstabilisatie-installaties en een complete mixing-installatie op laboratoriumschaal. Een overzicht van deze proefinstallaties is gegeven in afb. 5. De installaties zijn zodanig uitgevoerd, dat gemakkelijk de inhoud van de beluchtingsruimten kunnen worden gewijzigd. Een eerste onderzoek wordt verricht met een eenvoudig modelafvalwater, bevattende natriumacetaat en enkele voedingszouten. In principe is het mogelijk de installaties te belasten met afvalwater van een andere samenstelling.

Gebruik is gemaakt van ronde nabezink-tanks met slibruimers om moeilijkheden met de nabezinking te voorkomen.

In het onderzoekprogramma zijn opgenomen de invloeden van stikstofdosering, fosfaatdosering, slibbelasting, hydraulische belasting, ammoniakverwijdering, contacttijd en stabilisatietijd.

In een later stadium worden de installaties ook belast met huishoudelijk afvalwater. Het onderzoek is echter nog niet lang geleden goed op gang gekomen, zodat voorshands nog niet op de resultaten kan worden ingegaan.

Afb. 5 - De proefinstallaties in het lab. voor Gezondheidstechniek, TH Delft.



De lezer vraagt zich nu wellicht af, wat dan wel de zin is van contactstabilisatie en of het niet beter is, zich te houden aan de welbekende actiefslib processen. Vastgesteld dient daarom te worden, dat in de literatuur relatief weinig aandacht is besteed aan contactstabilisatie.

De meeste gegevens stammen ook uit de praktijk, waar minder rekening wordt gehouden met de achtergronden van het proces zelf. Het is evenwel zinvol zich te beraden op de mogelijke voordelen, die contactstabilisatie zou kunnen opleveren:

1. De kontaktruimte kan van vrij beperkte omvang zijn, daar de opname-snelheid hier hoog is. Rekening moet echter wel worden gehouden met een hoog zuurstofverbruik. Een hoge OC-waarde is hier evenwel vrij eenvoudig te realiseren, vanwege de betrekkelijk kleine inhoud van de kontaktruimte.

2. In de stabilisatieruimte kan worden volstaan met een vrij laag zuurstof-toevoervermogen per volume-eenheid, vooral als het afvalwater wordt aangeboden in opgeloste vorm.

Speelt echter adsorptie van colloïdale stof in de kontaktruimte een belangrijke rol, dan kan het zuurstofverbruik in de stabilisatieruimte aanzienlijk hoger zijn. In het laatste geval is het te overwegen om tenminste een voorbezinking eventueel in combinatie met een chemische coagulatie toe te passen, ofwel de contacttijd drastisch te verhogen.

3. In de praktijk blijkt men vaak over te gaan op contactstabilisatie, als de bestaande installaties overbelast zijn geworden. Vaak wordt zelfs gesproken van een verdubbeling van de capaciteit [11, 12].

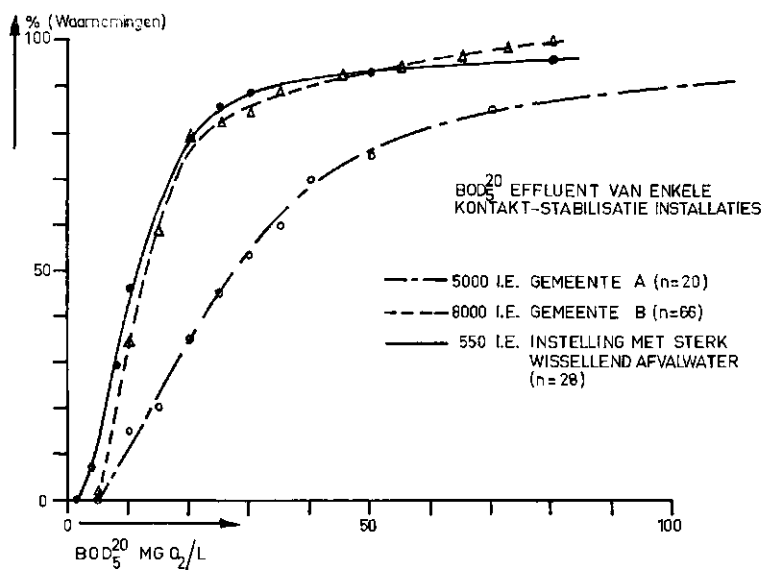
4. Het is mogelijk, dat contactstabilisatie minder gevoelig is voor stootbelastingen dan andere systemen [13, 14, 15]. Het is bij een goede bedrijfsvoering in ieder geval mogelijk binnen korte tijd veel meer slib toe te laten in de kontaktruimte, als de belasting plotseling toeneemt. Vooropgesteld dient te worden, dat daartoe een gepaste controle op de installatie wordt uitgevoerd.

Bij een voor het slib giftige stootbelasting is het in principe mogelijk, het slib uit de kontaktruimte te verwijderen en nieuw slib te putten uit de aanzienlijke slibvoorraad in de stabilisatieruimte.

Om te kunnen beoordelen in hoeverre deze beweringen steekhoudend zijn, is nagegaan of iets van deze tendenzen ook tot uiting komt in de zuiveringsresultaten van de weinige contactstabilisaties in Nederland.

In afb. 6 zijn hiertoe frekwentiekrommen opgesteld van de effluent  $BOD_5$  van een drietal kleinere contactstabilisatie installaties [15].

Vertikaal is hier uitgezet het percentage waarnemingen kleiner dan de bijbehorende  $BOD_5$ , welke laatste is uitgezet op de horizontale as. Hoe steiler het verloop van deze frekwentiekromme,



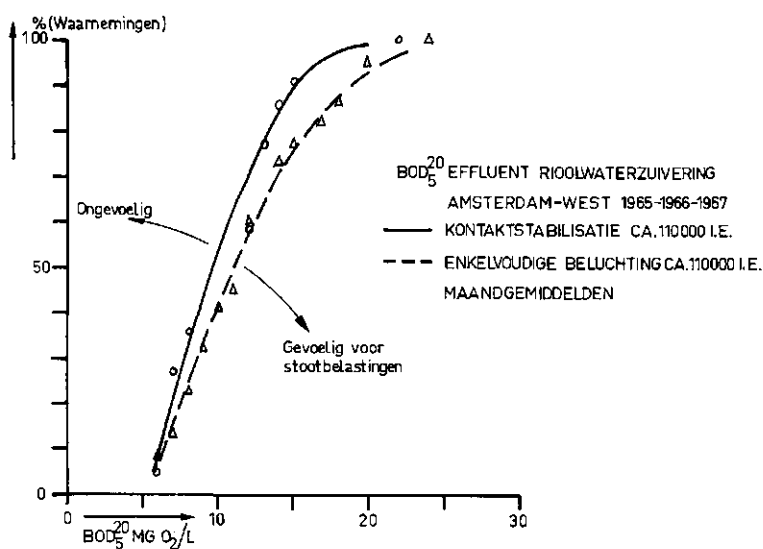
Afb. 6 - Frekwentiekrommen van de  $BOD_5$  van het effluent van enkele kleinere contactstabilisatie installaties.

hoe gelijkmatiger effluent de betrokken installatie levert.

Zowel de installatie B, als de zeer kleine installatie van een instelling in het Oosten des lands, geven een dergelijk steil verloop te zien. Ondanks, dat de kleinere installatie aan zeer sterk wisselende belastingen onderhevig is, valt de fre-

kwentiekromme vrijwel samen met die van de veel grotere installatie. Dit laatste kan een aanwijzing betekenen voor een zekere mate van ongevoeligheid voor stootbelastingen. De streep-punt lijn geeft de resultaten van een soortgelijke installatie. Het beeld is hier aanmerkelijk ongunstiger, daar de installatie licht

Afb. 7 - Frekwentiekrommen van de  $BOD_5$  van het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallaties Amsterdam-West [16].



overbelast is en bovendien naar mijn mening de bedrijfsvoering niet geheel juist is doorgevoerd. Iets meer zekerheid geven de op dezelfde wijze bewerkte gegevens van proeven, die in de jaren 1965 tot 1967 op de rioolwaterzuiveringsinrichting Amsterdam West zijn uitgevoerd [16].

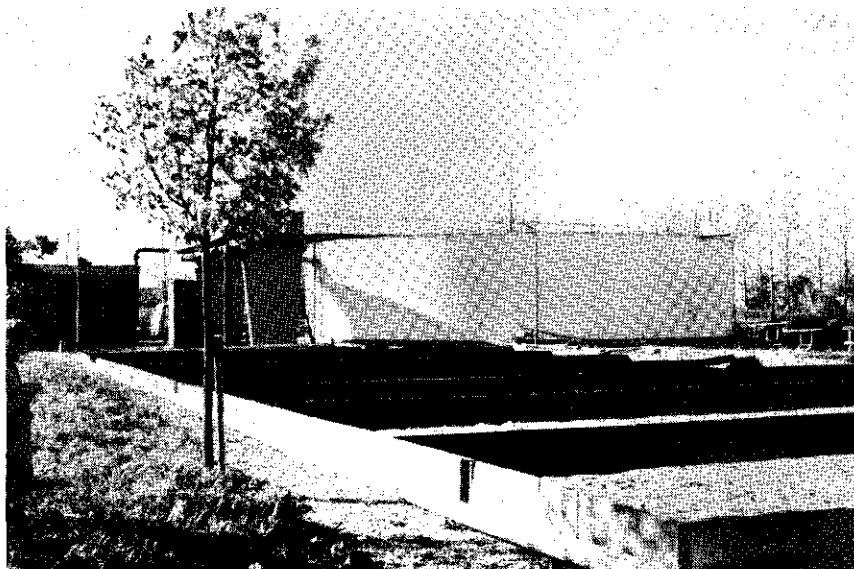
Op deze installatie is contactstabilisatie vergeleken met een orthodox systeem. Beide systemen werden volkomen identiek belast met afvalwater van 110.000 inwonerekwivalenten. Op grond van het feit, dat hier „zwaar wegende” maandgemiddelden zijn genomen van samengestelde dagmonsters, kan op zijn minst de tendens worden vastgesteld van een gelijkmatiger effluent van de contactstabilisatie-eenheid.

In ieder geval is het effluent van zeker zo goede kwaliteit, zo niet beter als het effluent van de orthodoxe installatie. Opgemerkt dient te worden, dat de nitrificatie in de zomer gelijk is en in de winter zelfs verder gaat, dan in de orthodoxe installatie. Dit kan echter alleen bij contacttijden langer dan 3 à 4 uur.

De slibproductie lijkt voor beide installaties gelijk te zijn. De spuislibhoeveelheden zijn in ieder geval ruim binnen de meetfout aan elkaar gelijk.

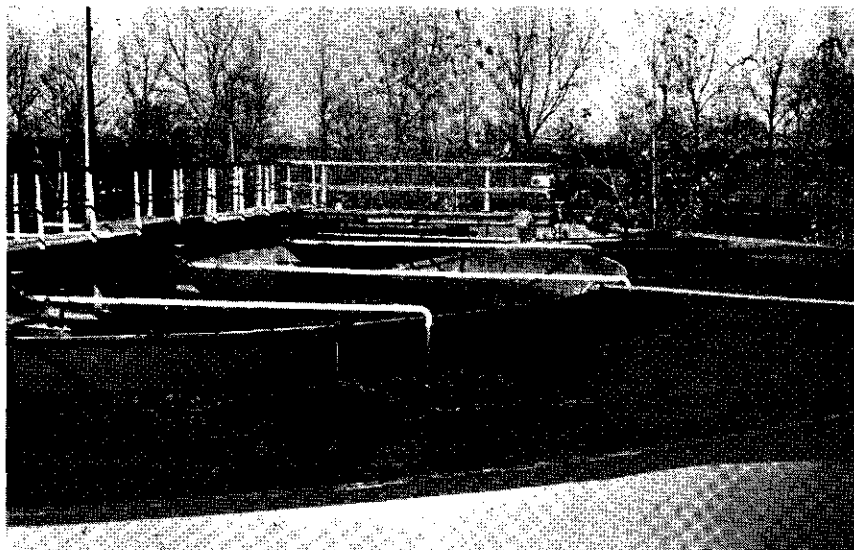
In Amsterdam verkreeg men een iets betere nabezinking in de contactstabilisatie-eenheid. Dit laatste in tegenstelling tot sommige literatuuropgaven [17, 15].

Amsterdam is overgegaan op contactstabilisatie, daar de bestaande installatie gemakkelijk langere tijd kan worden bedreven zonder enige uitbreiding, ondanks zekere overbelasting. Wel wordt nog het vermoeden uitgesproken, dat contactstabilisatie met een hoger luchtverbruik gepaard gaat. Dit is wel aannemelijk, gezien de vergaande nitrificatie, vooral in de wintermaanden.



Afb. 9 - Kompakt-installatie volgens het contactstabilisatieprincipe van een gemeente. Capaciteit 8000 IE.

Afb. 10 - Ronde vormen van de installatie van afb. 9.



Afb. 8 - Gegevens van enkele contactstabilisatie installaties.

	Instelling	Inst. A	Inst. B	A'dam	Proefinst.
I.E. volgens ontwerp	550	5000	8000	—	—
I.E. volgens opgave	>550	6500	6000	2 x 110 000	ca. 6
Slibbelasting Kg $BOD_5^{20}$ / Kg slib. Dag	0,13	0,18	0,05	0,4	0,4
Effluent $BOD_5^{20}$ G/M <sup>3</sup>	11	29	14	8-13	—
Rendement ( $BOD_5^{20}$ ) %	87	89	98	98	80-95
Slibprod. in biologisch gedeelte Kg/Inw. Dag	—	—	—	0,02	0,01-0,02
Kontijd Uur	0,5-1	1,5	2-4	totaal 8,5 K.S.	1
Stabilisatietijd Uur	1-2	3	3-6	totaal 14 E.B.	3
Man-Uur Dag	1	3?	2	—	—
Energieverbruik KWH Inw. Dag	0,19	0,12	0,09	—	—
Afvalwater M <sup>3</sup> /Dag	300	750	500	2 x 11000	0,48

Dat contactstabilisatie een gelijkmatig en zeker zo goed effluent levert, wordt ook bevestigd door vrij recente proeven van Boon, van het Water Pollution Research Laboratory in Stevenage Engeland [18].

Ongevoeligheid, speciaal voor industriële stootbelastingen wordt bovendien vermeld door Zablazky in een artikel betreffende de resultaten van een vrij grote contactstabilisatie-installatie van Bergen County, New Jersey [19].

Afb. 8 geeft de voornaamste resultaten van de reeds genoemde kleinere installaties, Amsterdam West en vrij sumier de voorlopige resultaten van onze eigen proefinstallatie. Het energieverbruik in de beluchting bedraagt ongeveer 1 KWH per 5 tot 16 inwonerekwivalenten. Hoe groter de installatie, hoe gunstiger dit getal wordt.

Voor het bedrijf van de installatie rekent men ongeveer met een man-uur per 1500 à 2000 inwonerekwivalenten.

Door vergaande automatisering kan hierop nog belangrijk worden bespaard. Een goede kennis van de kinetiek van het proces is hier echter voorwaarde. Daarom is ook een meer fundamenteel onderzoek naar de kinetiek in ons programma opgenomen.

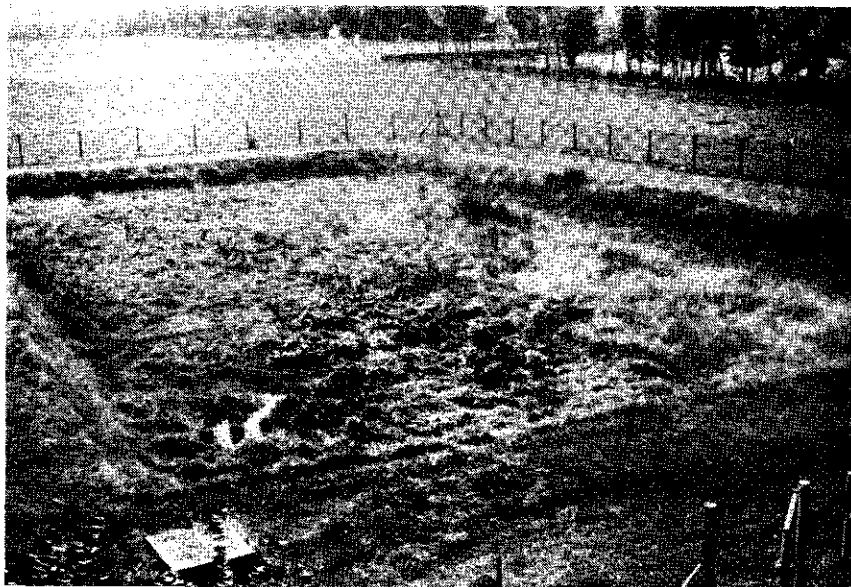
De automatisering van de afvalwaterbehandeling begint in Europa de laatste jaren pas goed op gang te komen. Verwacht kan worden, dat binnen afzienbare tijd op de markt meer apparatuur voor automatisering wordt gebracht, hetgeen een verlagende invloed zal hebben op de kostprijs.

Door de toepassing van compacte seriebouw [20, 21, 22, 23, 24] zijn de kosten, zelfs voor de kleinere installaties niet hoger dan ongeveer 125 gulden per inwonerekwivalent.

De slijbelastingen variëren van 0,05 tot 0,4 kg BOD<sub>5</sub> per kg actief slib per dag. Interessant zijn echter ook veel hogere belastingen, in het bijzonder als er sprake is van geconcentreerd afvalwater van de industrie. In ons eigen onderzoek is daarom voorzien in slijbelastingen tot rond 3 kg BOD<sub>5</sub> per kg slib per etmaal. Deze belasting kan dan nog continu of stootsgewijs worden toegevoerd.

Afb. 9 geeft een voorbeeld van een compactinstallatie met een capaciteit van 8000 inwonerekwivalenten. Dit soort installaties zijn betrekkelijk laag gebouwd. In afb. 10 is de ronde bouwvorm duidelijk zichtbaar. De afbeelding toont een gedeelte van de mineralisatie-ruimte. Een bijzonderheid van dit type installatie is de aanwezigheid van een aparte beluchtingsruimte, waarin het spuislib gedurende 1 tot 2 weken wordt gemineraliseerd, alvorens te worden geloosd op de slijdroogbedden of zonder veel problemen verder kan worden afgevoerd. In de buitenste ring bevinden zich ook de contact- en de stabilisatieluimten. De nabezinking is in het midden geplaatst.

De hoeveelheden BOD<sub>5</sub> en zwevende stof in het effluent zijn doorgaans zo laag, dat infiltratie in de bodem (waar voorkomend) geen moeilijkheden oplevert. Ter illustratie hiervan is in afb. 11 een voorbeeld gegeven van het vloeiveld behorende bij de installatie van het instituut (550 inwonerekwivalenten, effluenthoeveelheid 100 tot 250 m<sup>3</sup> per dag). Het vloeiveld van deze installatie staat praktisch droog, hetgeen een bevestiging kan zijn van een doorgaans lage hoeveelheid zwevende stof in het effluent.



Afb. 11 - Het vloeiveld bij een contactstabilisatie installatie van een instituut in het Oosten des lands.

#### Literatuur

1. Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band II, 1969, Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn, Berlin-München, herausg. A.T.V., Bonn.
2. McKinney, R. E. „The activated sludge process today”. Water and Waste Treatment, Sept./Oct. 1962.
3. Siddiqi, R. H., Engelbrecht, R. S. and Speece, R. E. „The role of enzymes in the contact stabilisation process”. Adv. in Water Poll. Res., Proc. 3th. Int. Conf. on Water Poll. Res., Munich, Sept. 1966, Port City Press, Inc., Baltimore, Md. USA, vol 2, 1967.
4. Tench, H. B. and Morton, A. Y. „The application of enzyme kinetics to activated sludge research”. Inst. Sewage Purif. J. Proc. 1962, Pt 5.
5. Takahashi, S., Fujita, T., Kato, M., Saiki, T. and Maeda, M., „Metabolism of suspended matter in activated sludge treatment”. Proc. 4th Conf. Water Poll. Res., Prague, 1969.
6. Reimann, K. „Adsorption und echter Abbau bei Belebtschlamm”. Bayer. Biologische Versuchsanstalt, München, Wasser- und Abwasserforschung 2 (1969), nr. 6.
7. Corstjens, G. H. „Onderzoek naar de kinetiek van de reiniging van afvalwater met behulp van de actief slijbmethode”. Interim rapport, okt. 1970. Lab. voor gezondheidstechniek, afd. W en W, TH Delft.
8. Ford, D. L. and Eckenfelder, W. W. Jr. Formal Discussions (zie litt. verw. 3).
9. Hasseltine, T. R. „Sludge re-aeration in the activated sludge process—a survey”. JWPCF, Sept. 1961.
10. „Design and operational Criteria for the Extended Aeration and Contact Stabilisation Processes”. Passavant Nederl. NV.
11. Proc. of the 43rd and 44th Texas water and sewage works short schools, 1961, 1962.
12. Wright, C. D. „Stabilisation of an activated-sludge plant”. Wat. Wastes Engng, 1969, 6, No. 6, 34 - 36.
13. Hatfield, W. D. „Modify plant processes to handle shock loadings”. Wastes Engng, 1959, 30, 612 - 613 and 644 - 645.
14. Michell, T. „Value of re-aeration in an activated-sludge plant when dealing with a toxic discharge”. Water Poll. Control, Lond., 1970, 69, 60 - 61.
15. Mondelinge informaties: Hoogheemraadschap Rijnland, Werkspoor-Water, Passavant Nederland NV.
16. Invloed van een reactivering van actief slib op het zuiveringsresultaat. Lab. r.i. Amsterdam-West. rapport 1967-8.
17. Esvelt, L. A. and Hart, H. H. „Treatment of fruitprocessing waste by aeration”. JWPCF, 1970, 42, 1305-1326.
18. Bruce, A. M. and Boon, A. G. „Aspects of High-Rate Biological Treatment of Domestic and Industrial Waste Waters”. Publ. Works and Mun. Serv. Congress, 19 Nov. 1970.
19. Zablatzky, H. R., Cornish, M. S. and Adams, J. K. „Application of the principles of biological engineering to activated sludge treatment”. Sewage and Ind. Wastes, 31, 1281-7 (1959).
20. Morris, J. G. „County sewerage demands are met by compact plants”. Publ. Wks., NY, 1969, 100, No. 4, 91 - 92.
21. Hinshaw, C. S. „Contact-stabilisation plants for suburban areas”. Wat. and Sewage Wks., 1969, 116, 16 - 19.
22. Baker Jr., R. H. „Package aeration plants in Florida”. J. of the San. Eng. Div., SA 6, Proc. ASCE, Nov. 1962.
23. Borrough, P. C. „Improved activated sludge processes”. Chem. and Ind., 1967, 1507-1513.
24. Biff., W. „Belastung, Betrieb und Kläreffekt der Kläranlage Neudörfel an der Leitha”. Oesterreichische Wasserwirtschaft 20, Heft 3/4, 1968.