

De invloed van het voedingspatroon op het ontstaan van licht slib bij verschillende slibbelastingen

Het komt in de praktijk veelvuldig voor dat actief-slibinstallaties hebben te kampen met een moeilijke bezinking van het actief-slib. Dit verschijnsel duidt men aan met de term licht slib. Een moeilijke scheiding van het slibwatermengsel betekent meestal slibverlies via de overstortrand van de nabezinkruimte en dientengevolge een verlaging van het gehalte aan retourslib. In de aeratietank loopt dan het slibgehalte terug, waardoor het rendement van de zuivering sterk kan verminderen. Ook ondervindt men moeilijkheden bij de indikking van licht slib.



IR. J. H. RENSINK
Vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool
Wageningen

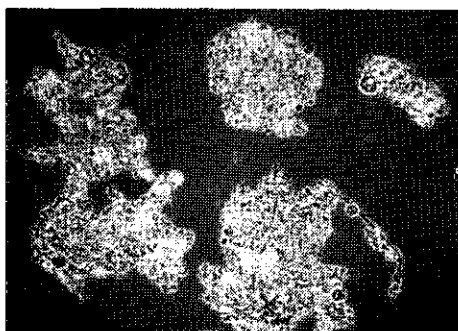
Licht slib

De mate van bezinking van actief-slib wordt weergegeven door de slibindex, berekend volgens Mohlman. Hieronder verstaat men het volume slib dat 1 g actief-slib per liter — als drogestof bepaald — na bezinking van een half uur inneemt. Een slibindex lager dan 150 ml/l noemen we goed bezinkbaar slib. Liggen de waarden van de slibindex tussen 150 en 275 dan hebben we te maken met enigszins licht slib. Bedraagt de slibindex meer dan 275 dan spreken we van licht slib [1]. In Amerika wordt behalve de slibindex ook wel gebruik gemaakt van de slibdichtheid (sludge density index). Deze grootte wordt weergegeven door de volgende formule:

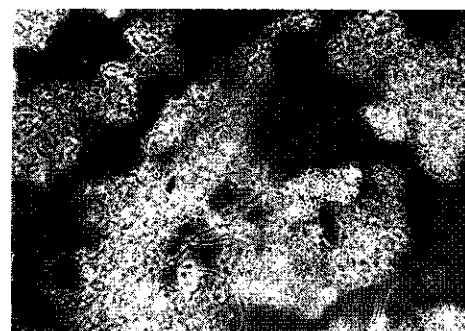
$$SDI = \frac{100}{SVI}$$

Bedraagt bijv. de slibindex 100 dan is de slibdichtheid 1 l/ml.

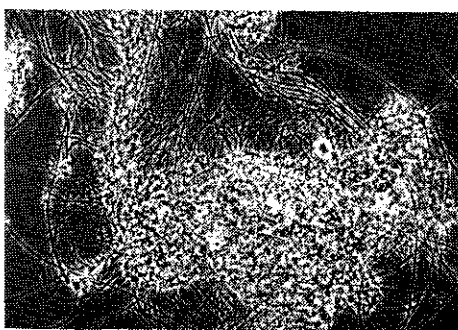
De bezinking van het actief-slib — en dus ook de slibindex — wordt niet alleen bepaald door de slibhoedanigheid, maar ook de concentratie aan slib. Is het slibgehalte te hoog, dan treedt er een gehinderde bezinking op. Om deze gehinderde bezinking uit te sluiten, dient men het actief-slib te verdunnen met effluent [2]. Er zijn tenminste twee typen van licht slib, die men kan onderscheiden door microscopisch onderzoek. Het ene type slib, dat het meest voorkomt, bestaat uit slibvlokken die doorweven en verbonden zijn met draadvormige micro-organismen. Lange tijd heeft men gedacht, dat de bacterie *Sphaerotilus natans* de enige



Afb. 1 - Actief-slib met goede bezinkeigenschappen.



Afb. 3 - Zoogloa-slib met slechte bezinkeigenschappen.



Afb. 2 - Draadrijk slib met slechte bezinkeigenschappen.

water kan bijv. 400 % bedragen van het drogestofgehalte [8]. Zie afb. 1, 2 en 3.

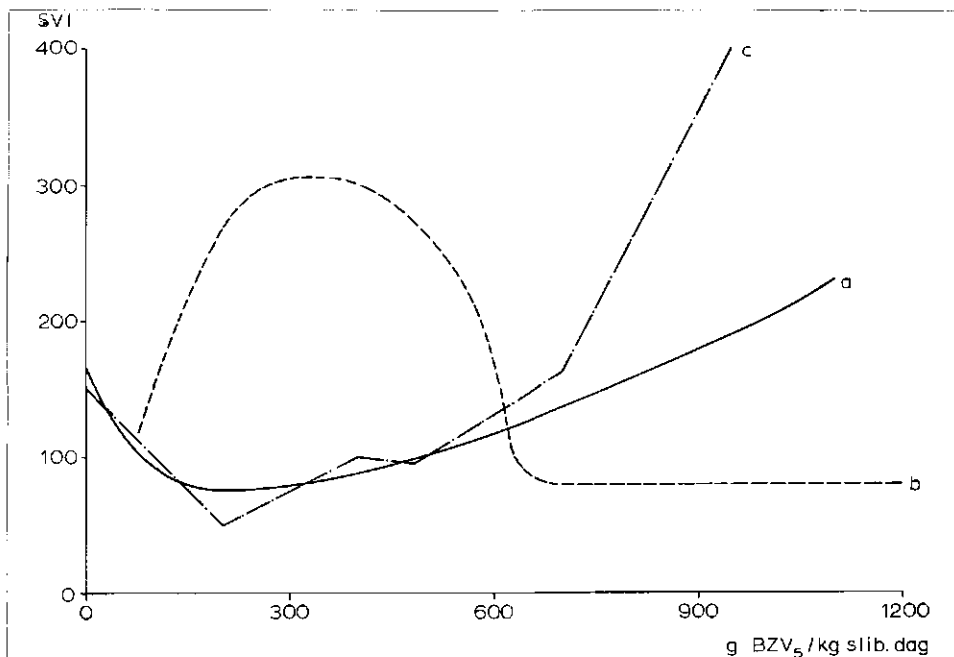
Ontstaan van licht slib

Vele onderzoekers hebben zich bezig gehouden met het onderzoek naar het ontstaan van licht slib. In het bijzonder is aandacht geschonken aan de samenstelling van het afvalwater en de slibbelasting. Wat de samenstelling van het afvalwater betreft, wordt algemeen ervaren dat suikerhoudend afvalwater — dus een hoge BZV₅/N-verhouding — kan leiden tot vorming van licht slib. Hetzelfde geldt voor een hoge BZV₅/P-verhouding [9, 10 en 11].

De invloed van de slibbelasting — gBZV₅/kg slib.dag — is door vele afvalwaterzuiveraars en onderzoekers bestudeerd. Helaas zijn de verkregen resultaten vaak tegenstrijdig [12, 13, 14]. Zie afb. 4. Ook andere factoren zoals zuurstofspanning, concentratie aan actief-slib, verblijf-

draadvormer in actief-slib zou zijn. Inmiddels is aangetoond, dat er talloze andere draadvormige micro-organismen zijn die in licht slib kunnen optreden [1, 3, 4, 5, 6, 7]. Wel is *Sphaerotilus natans* vaak de meest voorkomende in licht slib. Het andere type slib kenmerkt zich door een volumineus slib, dat een grote hoeveelheid gebonden water bevat. De hoeveelheid gebonden

Afb. 4 - a. huishoudelijk afvalwater: Ford and Eckenfelder [13]; b. huishoudelijk afvalwater: Water Pollution Research 1965 [14]; c. brouwerij afvalwater: Ford and Eckenfelder [13].



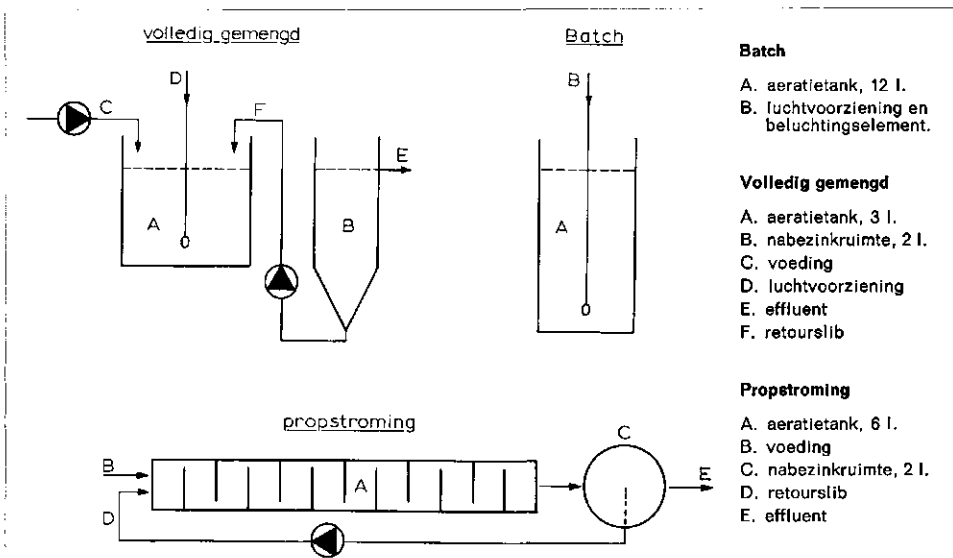
tijd van het afvalwater in aeratietank en nabezinkruimte, pH van het afvalwater enz. zijn veelvuldig bestudeerd, maar ook deze resultaten leiden niet tot duidelijke konklusies [15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23].

Voorkomen en bestrijden van licht slib

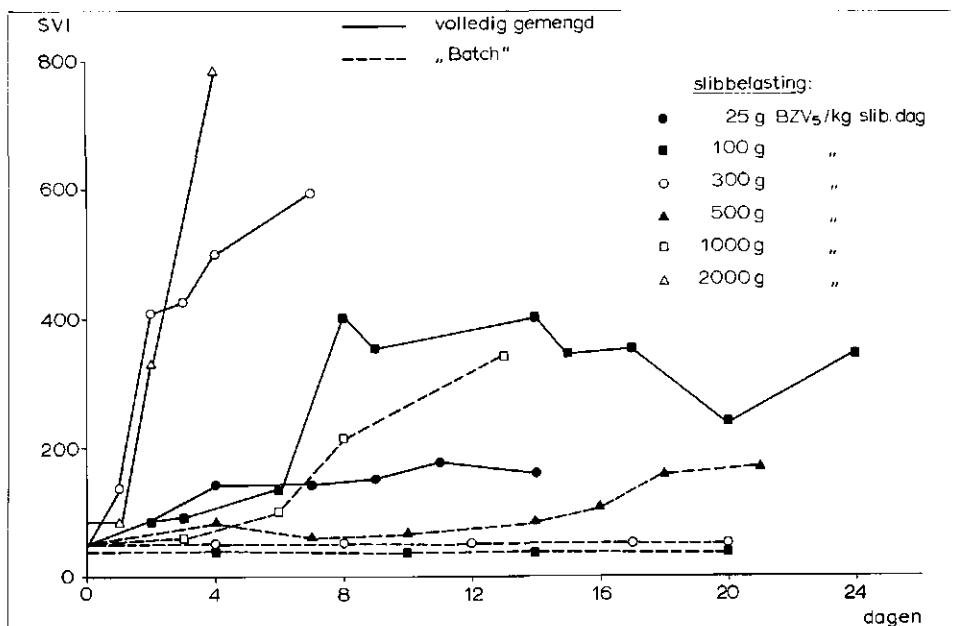
Wanneer een afvalwater een tekort heeft aan bepaalde nutriënten zoals N en P, dan kan men licht slib verwachten. Door voldoende N en/of P toe te voegen, kan men de licht slibvorming voorkomen. Bestrijding van licht slib is een moeilijke zaak. Het is belangrijk de bestrijding in een zo vroeg mogelijk stadium van de vorming van licht slib aan te pakken. Een indicatie dat het slib slechte bezinkeigenschappen zal krijgen, wordt eerder aangetoond door de slibindex te bepalen bij 10 min. dan bij 30 min. Voor het bestrijden van licht slib heeft chloring doorgaans het meeste succes. De dosering kan kontinu [24, 25] dan wel diskontinu [26] plaats hebben. Bij een diskontinue gift — vaak éénmalig — dient men op laboratoriumschaal de gewenste hoeveelheid vast te stellen. Bestrijding van licht slib met vlokkingsmiddelen, zoals ijzersulfaat leidt vaak niet tot positieve resultaten. Bestrijding van licht slib door de actief-slibinstallatie een aantal dagen onbelast te laten draaien, heeft meestal wel succes, ofschoon het veelal niet verantwoord is het afvalwater ongezuiverd naar het ontvangende water af te voeren.

Eigen onderzoek

Uit toegepast onderzoek bij de RAAD te Arnhem in de beginjaren van 1960 is ons gebleken dat licht slib uit zuiveloxydatiesloten op laboratoriumschaal door batchgewijze voeding weer in goede konditie is te brengen [2]. Deze resultaten deden ons vermoeden dat de wijze van voeden van een actief-slibinstallatie een belangrijke rol zou kunnen spelen bij het al of niet ontstaan van licht slib. Om deze reden zijn we aan de LH in 1968 een onderzoek begonnen naar de invloed van het voedingspatroon op het ontstaan van licht slib bij verschillende slibbelastingen. Het eerste onderzoek werd uitgevoerd met een batchsysteem en een kontinu gevoede en volledig gemengde reaktor. Het tweede onderzoek werd gedaan met dezelfde installaties en nog een propstromingsmodel. Een propstromingsmodel simuleert bij benadering een batchsysteem, omdat het afvalwater en het retour-slib aan het begin van de installatie worden ingevoerd. Zie afb. 5. Als afvalwater werd gebruikt een synthetisch huishoudelijk afvalwater waarvan de samenstelling en karakteristiek is weergegeven in tabel I.



Afb. 5 - De gebruikte laboratoriuminstallaties.



Afb. 6 - Verloop SVI.

TABEL I - Samenstelling en karakteristiek van synthetisch huishoudelijk afvalwater.

toilet papier	4 mg/l
sunlight zeep	3 „
ureum	30 „
gelatine	60 „
zetmeel	300 „
ondermelkpoeder	180 „
NaHCO ₃	150 „
Na ₂ HPO ₄	10 „
MgSO ₄ ·7H ₂ O	3 „
FeCl ₃ ·6H ₂ O	4 „
KCl	4 „
CZV	556 mg O ₂ /l
BZV ₅	350 mg O ₂ /l
P _{totaal}	6 mg/l
N _{totaal} -Kjeldahl	35 mg/l
NO ₂ -N	0
NO ₃ -N	0
pH	7,6
BZV ₅ : N _{totaal}	10 : 1
BZV ₅ : P _{totaal}	58 : 1

De installaties werden gestart met actief-slib dat in het eerste onderzoek was aangekweekt uit grondextract en in het tweede onderzoek uit actief-slib van een huishoudelijke installatie dat lange tijd batchgewijs werd gevoed met het bereide synthetische afvalwater. Het slibgehalte in de installaties werd gehandhaafd op 2 g/l. Overtollig slib werd dagelijks afgevoerd.

Resultaten onderzoek I

De resultaten van het eerste onderzoek zijn samengevat in afb. 6. Deze experimenten tonen duidelijk aan dat de manier van voeden een belangrijke rol speelt bij de bezinking van het slib. Ook de slibbelasting is van belang. Bij de volledig gemengde reaktor treedt bij een slibbelasting van

300 gBZV₅/kg slib.dag of hoger na 1-4 dagen licht slib op. Bij de lagere slibbelastingen was de slibindex laag, maar de scheiding van gezuiverd water en slib in de nabezinkruimte gaf geen moeilijkheden. De slibindex van de batchsystemen was bij een slibbelasting van 300 en lager stabiel en laag. Een slibbelasting van 500 gBZV₅/kg slib.dag en 1000 gBZV₅/kg slib.dag gaf na enkele weken een licht slib te zien. In beide systemen waar licht slib optrad was *Sphaerotilus natans* het dominerende draadvormige micro-organisme. In het volledig gemengde systeem was het zuurstofgehalte nooit lager dan 5 mg/l. In het batchsysteem daalde het zuurstofgehalte direct na voeding tot ca. 1,5 en liep dan op tot 5 à 7 mg O₂/l.

Resultaten onderzoek II

Het tweede onderzoek had betrekking op het batchsysteem, de volledig gemengde reaktor en het propstromingsmodel bij slibbelastingen van 100, 300 en 500 gBZV₅/kg slib.dag. De resultaten zijn vermeld in afb. 7, 8 en 9.

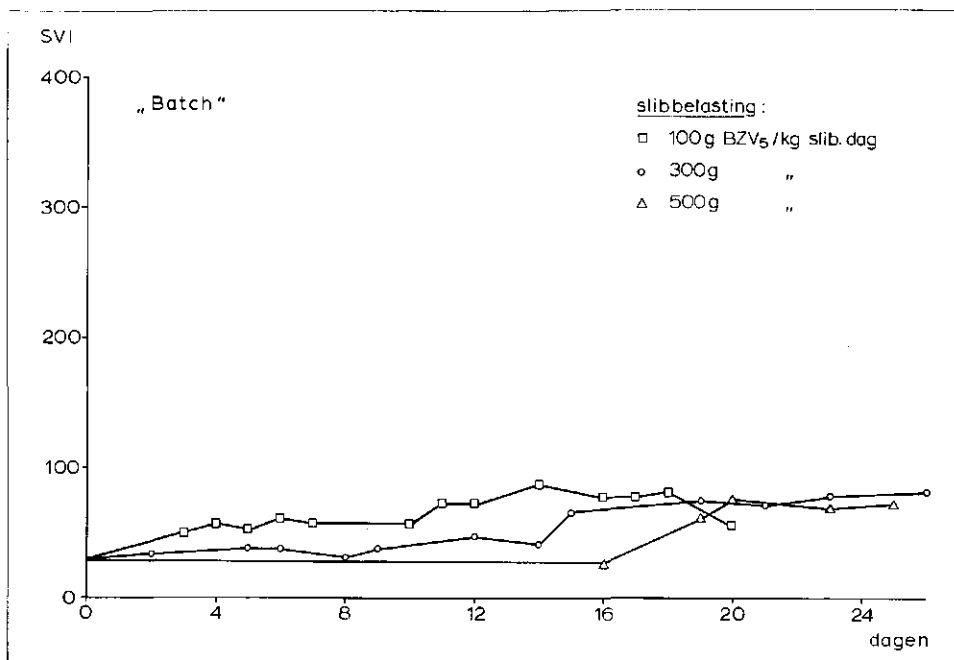
De resultaten van het batch- en volledig gemengde systeem zijn identiek aan die van onderzoek I. Het propstromingsmodel laat zien dat dit systeem is te vergelijken met het batchsysteem. Beide systemen hebben bij een slibbelasting van 300 en 100 gBZV₅/kg slib.dag een lage slibindex. De draadvormige micro-organismen die in het licht slib optraden, was niet alleen *Sphaerotilus natans* maar ook *Flexibacter*, *Flavobacter* en *Haliscomenobacter*. Dit verschil in draden tussen onderzoek I en II is toe te schrijven aan het uitgangsslib. Het zuurstofgehalte in het propstromingsmodel bedroeg altijd meer dan 5 mg O₂/l.

Konklusie onderzoek

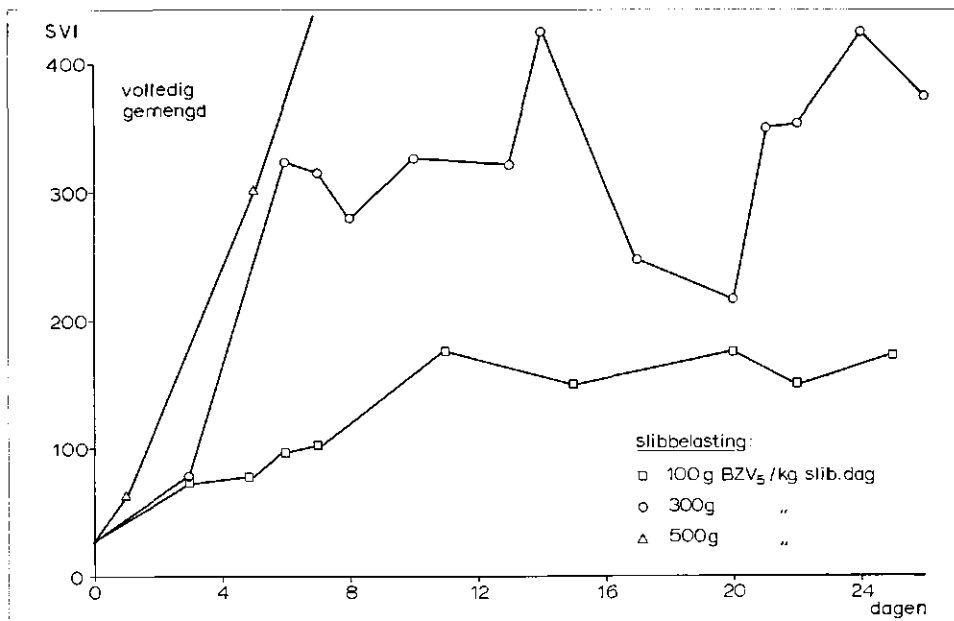
Het onderzoek leidde tot de volgende konklusies: De slibindex van het slib van het batchsysteem en het propstromingsmodel was bij een slibbelasting van 300 gBZV₅/kg slib.dag en lager stabiel en laag, terwijl de slibindex van het gemengde systeem bij deze slibbelastingen sterk fluctueerde en steeg bij toenemende belasting. Bij een slibbelasting van 500 gBZV₅/kg slib.dag en hoger trad bij alle drie systemen licht slib op waarbij het slib van de gemengde reaktor binnen enkele dagen licht werd en bij de andere systemen na enkele weken. De draadvormige micro-organismen die licht slib induceren en dominant zijn, worden mede bepaald door het aanvangsslib.

Nabeschouwing

Dit onderzoek heeft ons geleerd dat de wijze van voeden van een actief-slib-



Afb. 7 - Verloop SVI.



Afb. 8 - Verloop SVI.

installatie een belangrijke rol speelt bij de vorming van licht slib. Om na te gaan welke factoren hierdoor worden beïnvloed en licht slib induceren, hebben we getracht te analyseren in welk opzicht de batch en de volledig gemengde reaktor in werking van elkaar verschillen. Aan een batch-reaktor wordt éénmaal per etmaal een hoeveelheid substraat van hoge concentratie toegevoegd. De concentratie van het substraat is aanvankelijk in het slibwatermengsel hoog — bijv. opgeloste COD: 1000 mg/l — neemt daarna snel af en bereikt na verloop van tijd een min of meer konstante minimumwaarde die gelijk

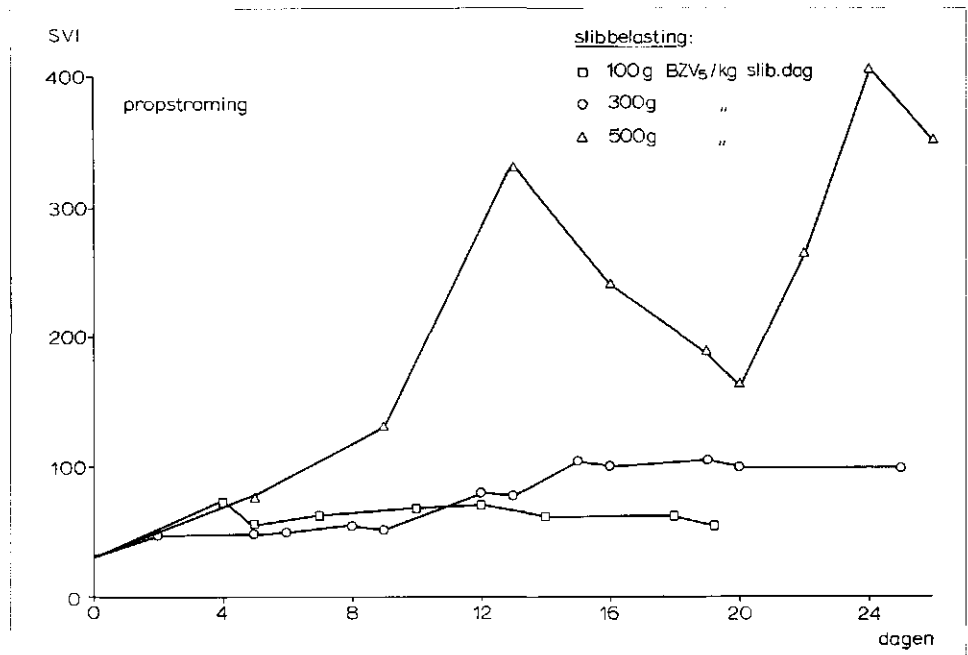
is aan de opgeloste COD van het effluent, bijv. COD: 30 mg O₂/l.

De substraateliminatie vindt resp. plaats door adsorptie/absorptie, substraat- en endogene ademhaling. De snelheid van substraateliminatie is bij de adsorptie/absorptie groter dan bij de substraatademhaling en de substraatademhaling verloopt weer sneller dan de endogene ademhaling. Om deze reden ontstaat er een substraatgradiënt in het slibwatermengsel. In tegenstelling tot een batchreaktor ontvangt een kontinu gevoede en volledig gemengde reaktor een veel lagere concentratie aan substraat. De substraatconcent-

tratie in het slibwatermengsel is op elk moment en overall in de reaktor gelijk aan de opgeloste COD van het effluent, bijv. 20 mg O₂/l. In het slibwatermengsel treedt geen substraatgradiënt op en de processen van adsorptie/absorptie en substraat- en endogene ademhaling verlopen gelijktijdig. Uit dit verschil van substraatgradiënt zouden we kunnen afleiden, dat een voedingsgradiënt in het slibwatermengsel een belangrijke faktor is om lichtslibvorming te voorkomen. Deze zienswijze wordt ook gedeeld door een onlangs verschenen artikel van Chuboda uit Praag [27], waarover dr. Pasveer aanstonds meer zal vertellen. Ofschoon het artikel van Chuboda getuigt van een uitstekend onderzoek, is in eerste instantie het onderzoek slechts verricht bij een slibbelasting van 300 gBZV₅/kg slib.dag en iets hoger. Uit ons onderzoek bij hoge slibbelastingen is nl. gebleken dat de substraatgradiënt niet de enige bepalende faktor kan zijn, omdat juist bij hoge slibbelastingen ook in het batchsysteem dradengroei optreedt.

Vandaar dat wij gezocht hebben naar andere verschillen in de werking van beide systemen, met name de aanwezigheid van begin-, tussen- en eindprodukten. Bij een normale slibbelasting wordt in een batchsysteem het substraat afgebroken in de volgorde van begin-, tussen- en eindprodukten. In een kontinu gevoede reaktor zijn de begin-, tussen- en eindprodukten gelijktijdig aanwezig, waardoor onder deze omstandigheden licht slib ontstaat. Bij een hoge slibbelasting in een batchsysteem zal het slib niet in staat zijn het substraat in één keer te verwerken, maar slechts een deel van het substraat. Dit impliceert dat er een mengsel van begin-, tussen- en eindprodukten ontstaat, waardoor een situatie optreedt die overeenkomt met de kontinu gevoede reaktor.

Zeër recentelijk hebben we ook nog nader stilgestaan bij de duur van de endogene ademhaling. Uit ons eigen onderzoek en dat van Heukelekian [8] blijkt dat zoogloea-slib of dradenrijk slib weer in goede konditie is te brengen door het slibwatermengsel een aantal dagen te beluchten zonder te voeden. Opvallend is dat beide typen slib dan veranderen in normaal bezinkend slib, waarbij de zoogloea- en dradenvorm is verdwenen. Dit zou er op kunnen wijzen dat een lange endogene ademhalingsperiode een essentiële voorwaarde is om licht slib te bestrijden. Er zou dus een periode moeten zijn waar geen substraatademhaling plaatsvindt, maar alleen endogene ademhaling. Deze situatie doet zich ook voor bij de batch- en propstromingsreactoren. Immers eerst treedt adsorptie/absorptie op, dan de substraat-



Afb. 9 - Verloop SVI.

ademhaling gevolgd door een relatief lange endogene ademhalingsperiode. Het blijkt dat voor bestrijding van licht slib een aantal dagen van endogene ademhaling noodzakelijk is en dat verwacht mag worden dat ter voorkoming van het ontstaan van licht slib een kortere endogene ademhalingsperiode voldoende is. Is de slibbelasting te hoog dan is onder de gegeven omstandigheden de endogene ademhalingsperiode te kort, omdat de substraatademhaling te veel tijd opeist en derhalve de beide processen zoals bij het gemengde systeem het geval is overwegend gelijktijdig verlopen en dus licht slib geeft. Mocht deze hypothese juist zijn, dan zou ook verklaard kunnen worden waarom lichtslibvorming kan optreden in een oxydatiesloot. De eerste proefnemingen aangaande deze hypothese wijzen er op dat scheiding van ademhalingsprocessen een essentieel punt is, wil men lichtslibvorming voorkomen. Het onderzoek wordt op het ogenblik in deze richting voortgezet.

Uit ons onderzoek en ook uit de praktijk blijkt, dat conventionele actief-slibsystemen met propstroming in mindere mate aanleiding geven tot licht slibvorming dan systemen met volledig gemengde aeratie-tanks. Men zou zich derhalve af kunnen vragen of de bouw van actief-slibinstallaties met volledige menging wel moet worden gecontinueerd.

Literatuur

1. Pipes, W. O.; 1969. *Types of activated sludge which separate poorly*. J. W. P. C. F. 41, 714.
2. Rapport Rijks Agrarische Afvalwater Dienst

1966. *Verslag proefoxydatiesloten over de periode 1963-1966*. Arnhem.

3. Pipes, W. O.; 1967. *Bulking of activated sludge*. Adv. Appl. Microbiology 9, 185.
4. Hünerberg, K., Sarfert, F. und Funzel, H. J.; 1970. *Ein Beitrag zum Problem „Blähschlamm“*. Gas- und Wasserfach 111, 7.
5. Fahrquar, G. J. and Boyle, W. C.; 1971. *Occurrence of filamentous micro-organisms in activated sludge*. J. W. P. C. F. 43, 779.
6. Van Veen, W. L., 1973. *The bacteriology of activated sludge, in particular the filamentous bacteria*. Antonie van Leeuwenhoek 39, 189.
7. Van Veen, W. L., Van der Kooy, D., Geuze, E. C. W. A. and Van der Vlies, A. W.; 1973. *Investigations on the sheathed bacterium Haliscomenobacter hydrosis gen. n. sp. n. isolated from activated sludge*. Antonie van Leeuwenhoek 39, 207.
8. Heukelekian, H. and Wiesberg, E.; 1956. *Bound water and activated sludge bulking*. Sewage Ind. Wastes 28, 558.
9. Lackey, J. B. and Wattie, E.; 1940. *The biology of sphaerotilus natans kutzing in relation to bulking of activated sludge*. Sewage Research 12, 669.
10. Hattingh, W. H. J.; 1963. *The Nitrogen and Phosphorus Requirements of the Micro-organisms*. Water and Waste Treatment, 380.
11. Greenberg, A. E., Kelin, G. and Kaufman, W. J.; 1955. *Effects of Phosphorus on the activated sludge process*. J. W. P. C. F. 27, 227.
12. Orfort, H. E., Heukelekian, H. and Eisenberg, E.; 1963. *Effect of sludge loading and dissolved oxygen on the performance of the activated sludge process*. Air and Water Pollution 2/4, 251.
13. Ford, D. L. and Eckenfelder Jr., W. W.; 1967. *Effects of process variables on sludge floc formation and settling characteristics*. J. W. P. C. F. 39, 1850.
14. Water Pollution Research Laboratory 1965. *Aerobic biological treatment*. Report 1965 W. P. R. L. Stevenage, England, 1965.
15. Ganczarzyk, J.; 1970. *Varation in the activated sludge volume index*. Water Research 4, 69.
16. Bhatla, M. N.; 1967. *Relationship of activated sludge bulking to oxygen tension*. J. W. C. P. F. 39, 1978.

17. Phaup, J. D. ; 1964. *The biology of sphaerotilus species*. Water Research 2, 597.
18. Ruckhoft, C. C. and Kachmar, J. F. ; 1941. *The role of sphaerotilus natans in activated sludge bulking*. Sewage works journal 13, 3.
19. Ingols, R. S. and Heukelekian, H. ; 1940. *Studies in activated sludge bulking III. Bulking of sludge fed with pure substances and supplied with different amounts of oxygen*. Sewage works journal 12, 849.
20. Heukelekian, H. and Ingols, R. S. ; 1940. *Studies in activated sludge bulking II. Bulking induced by domestic sewage*. Sewage works 12, 703.
21. Kollatsch, D. ; 1968. *Das „anaerob-aerob“ Verfahren in der biologischen Abwasserreinigung*. Wasser, Luft und Betrieb 12, 236.
22. Koefer, C. E. ; 1962. *Relationship of sludge density index to the activated sludge process*. J. W. C. P. F. 34, 1166.
23. Genetello, E. J. and Heukelekian, H. ; 1964. *Components of the sludge loading ratio and their effect on the bulking of activated sludge*. Ind. Waste conf. Purdue University, 19, 456.
24. Smith, R. S. and Purdy, W. C. ; 1936. *Studies of sewage purification IV. The use of chlorine for the correction of sludge bulking in the activated sludge process*. Publ. Health Repts. 51, 617.
25. Hulzebos, W. ; 1966. *Bestrijding van zwelslib*. Water 50, 35.
26. Rensink, J. H. ; 1966. *De bestrijding van Sphaerotilus natans in actief-slib door chloring*. Water 50, 1.
27. Chuboda, J., Grau, P. and Ottavá, V. ; 1973. *Control of activated sludge filamentous Bulking II. Selections of micro-organisms by means of a selector*. Water Research 7, 1389-1406.

