

Flotatieclarificatie na beluchting onder verhoogde druk (slot)

1. Inleiding

Door Multireaktor BV is de afgelopen jaren een nieuw type afvalwaterzuiveringsinstallatie ontwikkeld, gebaseerd op het aërobe actief-slibproces [1, 2].

In dit multireactor-concept bestaat de beluchtingsruimte uit een ondergrondse diepe schacht en vindt de clarificatie (slib/waterscheiding) bovengronds plaats in een flotatie-eenheid (afb. 1).



I.R. S. ENGWIRDA
Multireaktor BV
Ingenieursbureau
Hillegom

Het principe van de werking is als volgt: Afvalwater en retourslib worden boven in de schacht gebracht. In de schacht wordt het neerwaarts stromende slib/watermengsel door middel van een gepatenteerd systeem belucht. Vervolgens stroomt het slib/watermengsel via de binnenpijp omhoog en wordt in de flotatie-eenheid door middel van een specifiek flotatieproces gescheiden in effluent en retourslib.

In de jaren 1983 tot en met 1985 is ten behoeve van de ontwikkeling van het multireactor-concept onderzoek verricht aan een prototype en een full-scale installatie. Deze zijn gebouwd op een terrein van de vakgroep Waterzuivering van de Landbouwhogeschool Wageningen en bestaan uit schachten met een diepte van 20 m. De installaties worden gevoed met voor-bezonken huishoudelijk afvalwater en laag tot zeer laag belast.

De ontwikkeling van het multireactor flotatieproces heeft plaatsgevonden door onderzoek aan het prototype en is eerder beschreven [3].

Onderzoek aan de full-scale installatie heeft de details van dit specifieke flotatieproces opgeleverd. Dit onderzoek is een jaar lang uitgevoerd aan een continu werkende en dagelijks bemonsterde installatie met een capaciteit 600 m³/d en circa 1.500 i.e. De resultaten worden in dit artikel gepresenteerd en waar mogelijk en zinvol vergeleken met andere flotatieprocessen en het bezinkingsproces.

2. Voorafgaand onderzoek

Met het ontwikkelen van het multireactor flotatieproces wordt een systeem beoogd, waarmee een hoge concentratie aan actief slib uit de beluchtingsruimte af te scheiden is [3]. Hiertoe is in eerste instantie gebruik gemaakt van het microflotatieproces, dat bij een chemische afvalwaterzuiveringsinstallatie ontwikkeld is [4].

De belangrijkste parameter van het flotatie-

proces is de aan het slib te hechten hoeveelheid lucht, uitgedrukt als de air-to-solids-ratio in procenten (A/S). Bij microflotatie is de A/S volledig opgebouwd uit (A/S)_r. Hieronder wordt het volgende verstaan: In een reactor wordt het afvalwater onder verhoogde druk belucht. Aangezien de reactor de vorm heeft van een diepe schacht, wordt de verhoogde druk verkregen door de hydrostatische druk. In de flotatie-eenheid treedt de opgeloste lucht vervolgens uit in de vorm van kleine belletjes en hecht zich aan het slib. Dit proces treedt op, omdat de bij hoge druk verzadigde oplossing bij atmosferische druk oververzadigd raakt. De aanhechting van luchtbelletjes aan slib wordt bij microflotatie verondersteld superieur te zijn boven de aanhechting bij andere flotatieprocessen [4].

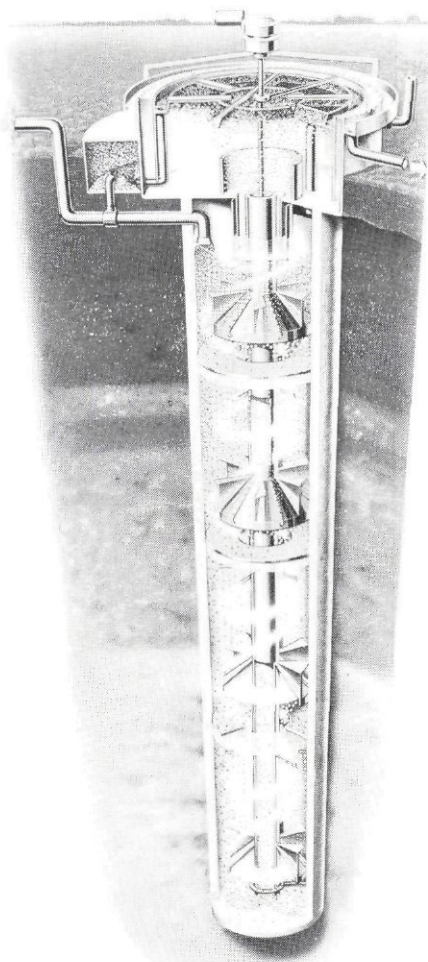
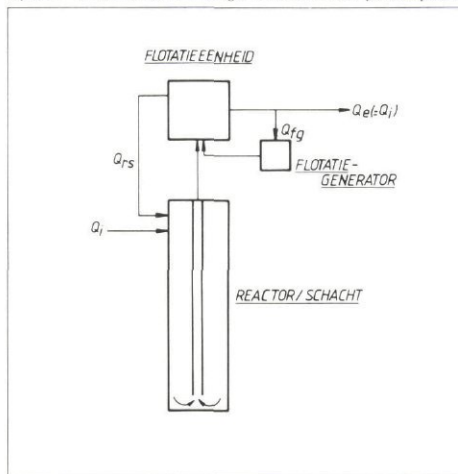
Het is echter gebleken, dat toepassing van microflotatie bij een actief-slibinstallatie ineffectief is [3]. Het oplossen van lucht in het slibwatermengsel treedt slechts op voor 70% van de theoretische verzadigingswaarde bij de maximale hydrostatische druk.

Het uittreden van de lucht uit de oververzadigd geworden oplossing is eveneens onvolledig. Een mogelijk optredende verbetering van de aanhechting kan deze nadelen niet compenseren. Wel blijkt, dat door toevoeging van energie het uittreden van de lucht gegenereerd kan worden.

Het gegenereerde microflotatieproces is een verbetering, doch kent nog twee nadelen:

1. de deeltjesgrootte-verdeling van de uittredende luchtbelletjes is zodanig, dat colloïdaal slib onvoldoende afgevangen wordt;
2. de totale hoeveelheid lucht is te gering om een hoge concentratie actief slib uit de beluchtingsruimte af te kunnen scheiden. Met behulp van een flotatiegenerator wordt de flotatie niet alleen gegenereerd, doch ook gecomplementeerd. Hiertoe wordt een deelstroom effluent in een drukvat onder hoge druk belucht en vervolgens via een nozzle in

Afb. 2 - Schematische weergave multireactor flotatieproces.



Afb. 1 - De Multireactor.

de flotatie-eenheid gevoerd. Op deze wijze wordt een hoeveelheid energie (door drukval over de nozzle) en een hoeveelheid luchtbelletjes met een gunstige deeltjesgrootte-verdeling ingebracht. Voor het aldus ontwikkelde multireactor flotatieproces geldt, dat de voor flotatie benodigde hoeveelheid luchtbelletjes zowel afkomstig is uit de reactor als uit de flotatiegenerator (afb. 2). Voor de air-to-solids-ratio geldt dus:

$$A/S = (A/S)_r + (A/S)_{fg} \quad (1)$$

3. Uitvoering onderzoek

Bij flotatie vormt zich een drijflaag van de afgescheiden deeltjes op het oppervlak en verlaat het gezuiverde medium de flotatie-eenheid via de onderzijde. Behalve deze drijflaag (d1) op het water ontstaat tevens een diffuse laag (d2) onder water. Deze beide lagen lopen geleidelijk in elkaar over (afb. 3).

De verhouding $\alpha = d2/d1$ is een belangrijke factor voor de dimensionering van flotatie-indikers en wordt beïnvloed door de A/S [5]. De grootte van d1 is instelbaar en bedraagt tijdens het onderzoek 3-15 cm. Tengevolge van een beperkt aantal vast opgestelde meetpunten is de grootte van d2

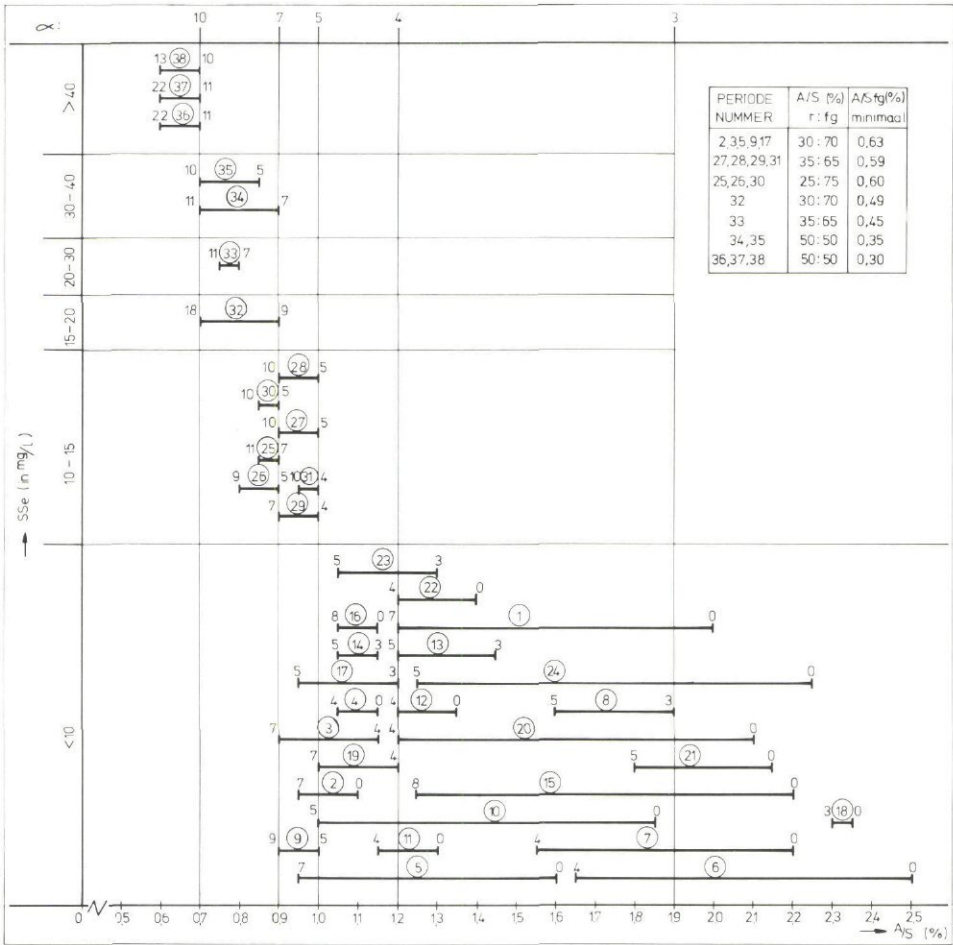
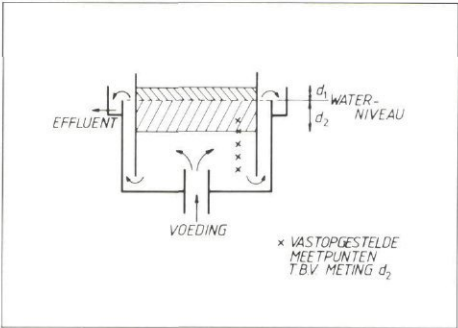
en derhalve ook de waarde van alpha slechts aan te geven met een range.
Bij het onderzoek is de parameter alpha een nuttig hulpmiddel gebleken. Het totale onderzoek is ingedeeld in een 60-tal perioden, variërend van 3 tot 7 meetdagen. Dagen waarop sprake is van een of andere storing zijn niet opgenomen. Een gemeten verandering van d2 (dus verandering van de alpha-range) ligt ten grondslag aan de periode-indeling.
De perioden zijn genummerd in volgorde van beschrijving en zijn dus niet chronologisch gerangschikt.
Op basis van de wet van Henry worden de volgende formules berekend:

$$(A/S)r = Z \times 1,41 \times [(Yr/10.000) \times (Pr + 100) - 1] / [(38 + T) \times SSR]; \quad (2)$$

$$(A/S)fg = [Qfg / (Qi + Qrs)] \times Z \times 1,41 \times [(Yr/10.000) \times Pd - 1] / [(38 + T) \times SSR]; \quad (3)$$

Aangezien in de reactor zowel de opgeloste lucht als de hoeveelheid slib met hetzelfde volume water door de binnenpijp naar de flotatie-eenheid gevoerd wordt, komt in formule (2) geen term met debieten voor. De hoeveelheid lucht wordt hoofdzakelijk bepaald door de diepte van de reactor (uitgedrukt in de hydrostatische druk: Pr), terwijl de hoeveelheid slib bepaald wordt door de concentratie in de reactor (SSr).
Uit eerder onderzoek is gebleken, dat voor het verzadigingspercentage van lucht in de reactor (Yr) een waarde van 70% geldt [3]. De efficiëntie van het uittreden van lucht uit een oververzadigde oplossing na energie-toevoer (Z) is een moeilijk meetbare grootte en wordt op basis van literatuurgegevens gesteld op 90%.
Door een juiste dimensionering en uitvoering van het drukvat (gepakte kolom) is voor het verzadigingspercentage van lucht in het drukvat (Yd) een waarde aan te houden van 100% [6]. Belangrijk zijn vooral de in- en uitlaatconstructies van het drukvat [7].
Tijdens onderhavig onderzoek is gebleken, dat door bacteriële aangroei op de vulling dit percentage in de tijd terugloopt tot een nagenoeg constante waarde van 90%.
De druk in het drukvat (Pd) is, behoudens

Afb. 3 - Principeschets van een ronde flotatie-eenheid.



Afb. 4 - De relatie tussen SSe, alpha en A/S bij gezond slib.

afwijkende proefnemingen, ingesteld op circa 600 kPa.
In dit onderzoek wordt onderscheid gemaakt in gezond en ongezond actief slib. Gezond slib wordt gedefinieerd als actief slib, dat belucht en gevoed wordt bij OC/load > 1. Ongezond slib daarentegen ontstaat, wanneer actief slib belucht en gevoed wordt bij OC/load < 0,7.

4. Relatie tussen A/S en effluentkwaliteit

De resultaten van onderzoek naar de relatie tussen A/S, slibgehalte in het effluent (SSe) en alpha, uitgevoerd aan gezond slib staan weergegeven in afb. 4.
Elk lijnstuk in deze afb. komt overeen met een genummerde periode. De lengte van het lijnstuk wordt bepaald door de minimale en maximale A/S tijdens die periode. Bij de begrenzing van ieder lijnstuk is links de laagste waarde en rechts de hoogste waarde van de alpha-range van die periode aangegeven. De perioden zijn ingedeeld naar de hoeveelheid slib in het effluent (SSe). Voor zover van belang is in een kader voor enkele perioden tevens de samenstelling van A/S, uitgedrukt in (A/S)r:fg, weergegeven. Het blijkt, dat wanneer de installatie

bedreven wordt bij A/St > 1% het effluent van zeer goede kwaliteit is, namelijk SSe < 10 mg/l.
In de literatuur worden lage slibconcentraties in effluent na flotatieclarificatie alleen gevonden bij hoge A/S, namelijk 4% voor laboratoriumproeven en groter dan 4% voor praktijkproeven [8, 9].
Een aanwijzing voor de lage benodigde A/S ratio bij het multireactor flotatieproces wordt gevonden in het gedrag van slib uit de reactor. In een monster, genomen uit een willekeurige plaats, floteert het slib langzaam doch spontaan. Slechts een kleine fractie fijn slib bezinkt.
Een verklaring hiervoor kan zijn, dat de conglomeratvorming van een slibdeeltje en een luchtbelletje via het aandeel micro-flotatie, (A/S)r, bijzonder sterk is. Zo sterk zelfs, dat dit conglomeraat na recirculatie niet gescheiden wordt in de turbulente aëratie-ruimte.
Het gevolg is, dat de normale neerwaarts-gerichte snelheid van een slibdeeltje, die bij het conventionele flotatieproces overwonnen moet worden, bij dit specifieke multireactor flotatieproces juist opwaartsgericht is. Uit afb. 4 blijkt verder, dat bij A/S lager dan

1% ook het aandeel van (A/S)_{fg} in A/S een belangrijke rol gaat spelen. In de range 0,7 < A/S < 0,9 bijvoorbeeld neemt, bij constante A/S en een lager wordend aandeel van (A/S)_{fg} hierin, SSe toe van 10 tot 40 mg/l.

Bij een lage (A/S)_{fg} is de suppletie van uiterst kleine luchtbelletjes onvoldoende om ook het colloïdale slib af te vangen, met als gevolg dat SSe toeneemt. Bij A/S < 0,7% is geen effluent meer te verkrijgen, dat voldoet aan de norm SSe < 30 mg/l.

Hoewel alpha slechts in een range weergegeven kan worden, is uit de situering van de lijnstukken toch de relatie tussen alpha en A/S te herleiden. Aan de bovenzijde van afb. 4 is zo de afgeleide, meest waarschijnlijke, waarde van alpha weergegeven. Wanneer de installatie bijvoorbeeld bedreven wordt bij A/S = 1% en de drijfslaag op 10 cm boven het waterniveau afgeschraapt wordt, heeft de diffuse sliblaag onder water een dikte van 0,5 m.

De relatie tussen A/S en de afgeleide waarde van alpha is grafisch uitgezet in afb. 5.

Deze relatie wordt het best beschreven door:

$$\alpha = 5,5 \times (A/S) \exp(-1,7). \tag{4}$$

Benevens formule (4) zijn in afb. 5 ter vergelijking twee uit de literatuur herleide relaties ingetekend. De vorm van de drie relaties is gelijk, doch de constanten verschillen. Ondanks de gevolgde meetmethode en het verschil in flotatie-proces is het verschil in constanten enerzijds minimaal [10]. Anderzijds is het verschil in constanten veel duidelijker [5]. De oorzaak hiervan moet gevonden worden in het verschil in slibeigenschappen.

5. Invloed slibeigenschappen

De invloed van de slibeigenschappen op het flotatieproces is in de literatuur een omstreden onderwerp [11]. Ten aanzien van het effect van de SVI op het flotatieproces is enig, doch helaas onderling moeilijk vergelijkbaar,

onderzoek verricht. Na bestudering en interpretatie van de desbetreffende literatuur kan de conclusie getrokken worden, dat de slibeigenschappen zeer zeker invloed hebben op conventionele flotatieprocessen. Deze invloed is echter veel geringer dan bij het bezinkingsproces.

Enerzijds kan worden gesteld, dat de door flotatie te overwinnen bezinknelheid van licht slib lager is dan bij normaal goed bezinkbaar slib. Tevens is het aanhechtingsoppervlak veel groter, zodat meer en vooral ook grotere luchtbelletjes kunnen hechten. Anderzijds zal door het meer hydrofiele karakter van licht slib de aanhechting van luchtbelletjes geringer zijn dan bij hydrofoob slib.

Licht slib is goed floteerbaar, doch vereist een hogere A/S dan goed bezinkbaar slib onder gelijkblijvende overige omstandigheden. Het floteren van slib met SVI = 333 ml/g vereist een verhoging van de A/S met 130% ten opzichte van het floteren van slib met SVI van 60 ml/g [10].

Meting van de SVI van een monster uit de multireactor is moeilijk, omdat het slib door de aangehechte lucht niet wil bezinken. Alvorens de SVI bepaling volgens NEN uit te voeren, wordt het conglomeraat gescheiden door intensief roeren en beluchten gedurende 30 minuten. Getalsmatige vergelijking van SVI waarden uit de literatuur met onderhavig onderzoek is derhalve niet geheel correct. Om een indruk te krijgen van de invloed van de slibeigenschappen op het multireactor flotatieproces is al het mogelijke gedaan om de SVI van het slib te beïnvloeden. Waarschijnlijk vanwege het sterke propstroomkarakter van de reactor is het effect van het variëren van de organische belastingen in hoogte en tijd gering. In tabel I zijn de gemiddelde SVI waarden uit de perioden 1 tot en met 38 vermeld.

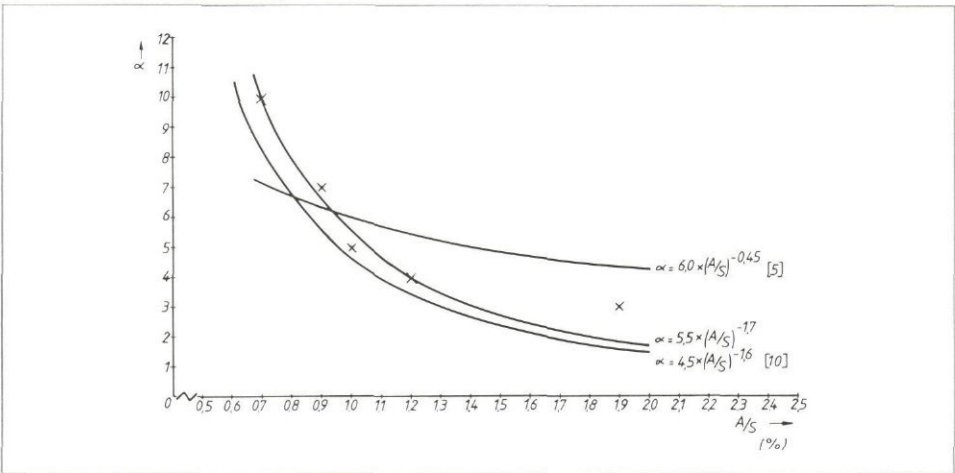
Een drastische en effectieve gebleken methode om de eigenschappen van het slib sterk te beïnvloeden is ingrijpen in het zuurstof-

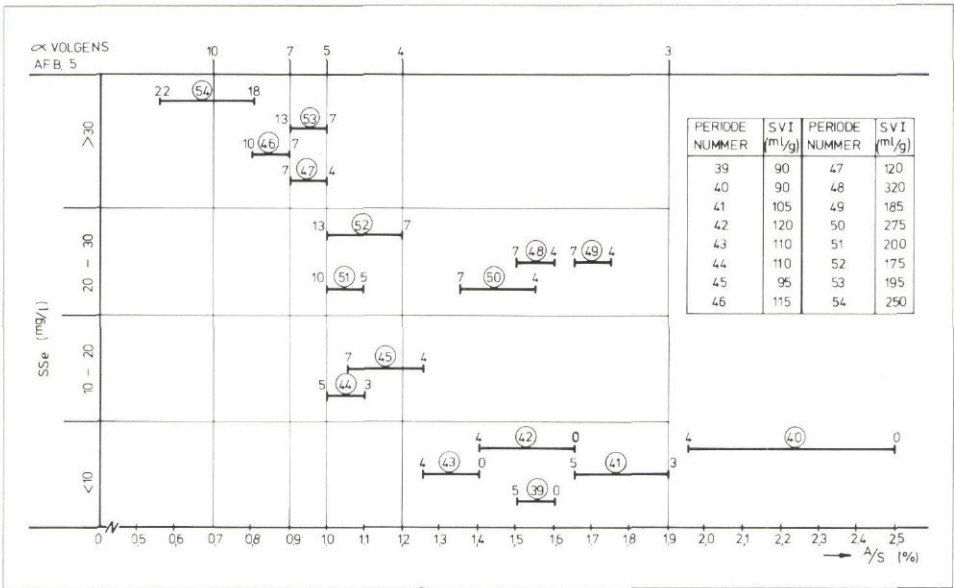
TABEL I – Aanvullende gegevens periode 1 t/m 38.

Periode-nummer	SSr g/l	SVI ml/g	Gem. opp.bel. m/h	Gem. d.s.bel. kg/m ² · h
1	4,0	65	2,1	5
2	7,5	65	1,7	6
3	11,0	75	2,6	28
4	6,5	75	4,0	17
5	4,5	80	1,8	13
6	6,5	85	2,8	13
7	7,0	85	2,7	14
8	7,5	85	2,7	5
9	10,0	90	2,1	19
10	8,0	90	2,7	17
11	7,0	90	3,6	17
12	6,5	90	4,3	27
13	7,5	90	4,2	16
14	6,0	100	4,2	18
15	5,0	100	6,0	20
16	5,0	100	5,8	18
17	6,5	110	3,9	17
18	6,0	110	2,6	7
19	11,5	125	2,5	22
20	12,0	125	2,6	20
21	5,5	125	3,0	9
22	6,0	125	5,8	20
23	12,5	135	5,6	31
24	5,5	135	5,0	17
25	10,0	80	1,9	16
26	11,5	90	2,0	20
27	6,5	100	4,2	19
28	7,0	110	4,0	18
29	7,5	125	4,0	19
30	7,0	125	5,3	25
31	6,0	130	4,3	18
32	10,5	90	2,1	24
33	10,0	80	1,8	18
34	5,0	65	2,1	9
35	9,0	100	4,3	25
36	5,0	65	2,2	12
37	11,0	80	1,6	17
38	8,5	100	4,2	25

regime. De beluchting wordt dan zodanig verminderd, dat de OC/load daalt tot beneden 0,7. Het verzadigingspercentage van lucht in de reactor (Yr) wordt hierdoor niet meetbaar beïnvloed. De resultaten van dit onderzoeksaspect staan vermeld in afb. 6. In deze afbeelding is de relatie tussen alpha en A/S niet herleid, doch ingetekend volgens de relatie van afb. 5. Tevens zijn in een kader de gemiddelde SVI waarden van deze perioden vermeld. Hoge SVI waarden worden gemeten in perioden, die in de tijd vooraf zijn gegaan door meerdere perioden met een lage OC/load. Het blijkt uit afb. 6, dat bij ongezond slib naast de A/S ook de SVI in sommige gevallen invloed heeft op het slibgehalte in het effluent (SSe). Ter verduidelijking staan de resultaten uit afb. 6 samengevat in tabel II. Slib waarbij alpha niet voldoet aan de vergelijking van afb. 5 wordt gekenmerkt door een slechte aanhechting van een luchtbelletje. Een hogere alpha komt immers volgens afb. 5 overeen met een lagere A/S. Bij ongezond slib met SVI > 120 ml/g is dit duidelijk het geval. Bij ongezond slib met SVI < 120 ml/g voldoet alpha wel aan de vergelijking van afb. 5, doch valt SSe bij lage A/S in een

Afb. 5 - De relatie tussen A/S en alpha.





Afb. 6 - De relatie tussen SSe, alpha en A/S bij ongezond slib.

hogere klasse. Kortom, ongezond slib met een lage SVI kent een verhoogde colloïdale fractie, die via een geringe verhoging van A/S eenvoudig af te vangen is. Ongezond slib met een hoge SVI bezit wellicht naast de slechtere aanhechting eveneens een verhoogde colloïdale fractie. Verhoging van de A/S is hierbij duidelijk minder effectief dan bij ongezond slib met alleen een verhoogde colloïdale fractie. In dit onderzoek blijkt het nog juist mogelijk om ongezond slib, met SVI waarden tot 320 ml/g via een verhoging van A/S te floteren tot SSe < 30 mg/l. Deze noodzakelijke verhoging bedraagt evenwel niet meer dan 50%.

TABEL II – Samenvatting afb. 6.

SVI (ml/g)	A/S (%)	Alpha volgens afb. 5?	SSe (mg/l)	Periode-nummer
< 120	> 1,2	ja	< 10	39 t/m 43
	1,0–1,2	ja	10–20	44, 45
	< 1,0	ja	> 30	46, 47
> 120	> 1,2	nee	20–30	48 t/m 50
	1,0–1,2	nee	20–30	51, 52
	< 1,0	nee	> 30	53, 54

6. Belasting flotatie-eenheid

Naast de grootte, alsmede de samenstelling van de parameter A/S en de slibeigenschappen zijn er nog meer mogelijke factoren, die het flotatieclarificatieproces beïnvloeden. De oppervlaktebelasting van de flotatie-eenheid (opp.bel.) is van groot belang [5]. De oppervlaktebelasting moet immers altijd lager zijn dan de opwaartse snelheid van het conglomeraat slibvlok/luchtbel. Een relatie tussen de oppervlaktebelasting en de A/S ligt derhalve voor de hand [5]. Hierbij wordt geen rekening gehouden met de droge-stofbelasting van de flotatie-eenheid (d.s.bel.). De droge-stofbelasting wordt sterk beïnvloed

door het slibgehalte in de reactor (SSr) en is een maat voor het optreden van gehinderde flotatie (vergelijk gehinderde bezinking). De uiteindelijke stijgsnelheid van het conglomeraat wordt tengevolge van gehinderde flotatie kleiner. In dit onderzoek is niet expliciet getracht een relatie te vinden tussen A/S, oppervlakte- en droge-stofbelasting. Wel is getracht de eventuele maxima van deze laatste twee parameters en SSr bij het multireactor flotatieproces te vinden. In tabel I staan de desbetreffende parameters voor de perioden 1 tot en met 38 vermeld.

De hoogst gemeten waarden zijn:

SSr = 12,5 gr/l;
d.s.bel. = 31,0 kg/m² · h;
opp.bel. = 6,0 m/h.

Geen van deze drie parameters is echter limiterend geweest voor de resultaten van afb. 4, zodat de conclusie getrokken moet worden, dat deze hoogst gemeten waarden nog niet de maxima zijn. Beperking van de technische mogelijkheden hebben het verder opvoeren van deze parameters verhinderd.

7. Afstelling flotatiegenerator

Ten aanzien van de invloed van de werkdruk in het drukvat (Pd) bij ontspanningsflotatie wordt in de literatuur het volgende gesteld:

1. een hogere Pd resulteert na drukaflaat in kleinere belletjes, waarbij voor Pd > 600 kPa de bellengrootte niet verder afneemt [12];
2. naast het onder 1. genoemde speelt ook het drukaflaatsysteem soms een belangrijke rol [13];
3. de bellengrootte is niet afhankelijk van Pd, maar bij Pd < 300 kPa loopt de efficiëntie van het oplossen van lucht in het

drukvat (Yd) sterk terug [5];

4. bij Pd > 345 kPa is de invloed van Pd op het slibgehalte in het effluent (SSe) niet meetbaar [14].

Teneinde na te gaan wat het effect van verlaging van Pd is op het multireactor flotatieproces, is Pd tijdens het onderzoek bij A/S > 1,0% stapsgewijs verlaagd van 600 naar 500 en 400 kPa. De resultaten van dit onderzoekaspect staan vermeld in tabel III. Het blijkt, dat bij verlaging van Pd een meetbaar effect in SSe optreedt bij Pd = 400 kPa. De parameter alpha is niet gewijzigd, dus A/S is constant gebleven en er treedt geen verandering op in de aanhechting luchtbel/slibvlok. Bij Pd = 400 kPa wordt nog immer Yd = 90% gemeten. Een lage druk in het drukvat van de flotatie-generator (Pd = 400 kPa) resulteert in een verhoogde colloïdale fractie van slib in het effluent. Dit is het gevolg van het afnemen van het aantal kleine luchtbelletjes en niet van een verlaagde efficiëntie van het oplossen van lucht in het drukvat.

TABEL III – Het effect van het verlagen van Pd.

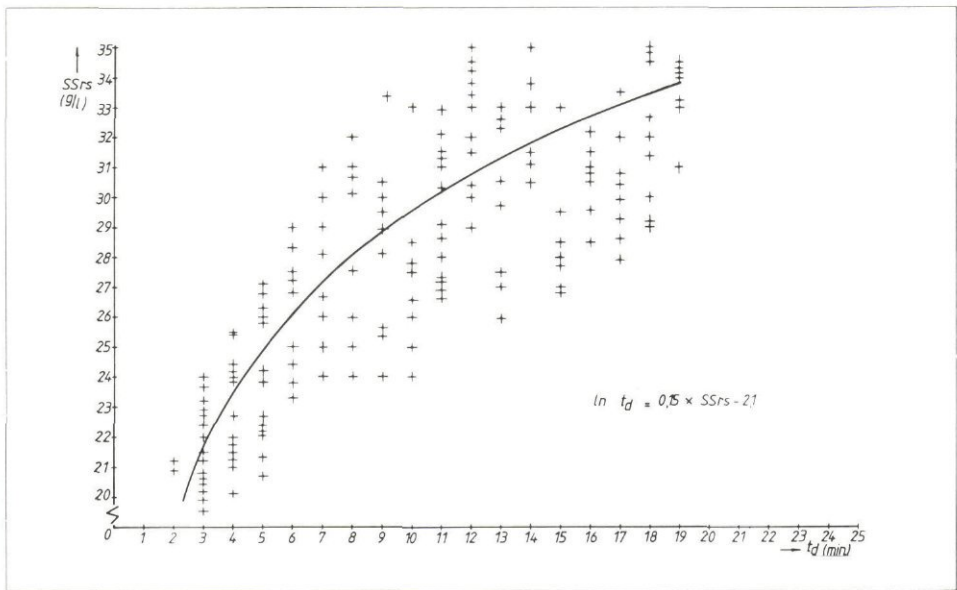
Pd kPa	Alpha volgens afb. 5?	SSe mg/l	Periode-nummer
600	ja	< 10	10 t/m 17
500	ja	< 10	55 t/m 57
400	ja	10–20	58 t/m 60

8. Concentratie retourslib

Om diverse redenen is het gewenst, dat de concentratie van het retourslib (SSrs) van een actief-slibinrichting zo hoog mogelijk is. Bij flotatieclarificatie is dit te meer gewenst, daar het met SSrs omgekeerd evenredig samenhangende retourslibdebiet (Qrs) voorkomt in de parameter A/S (zie formule (3)). Een verlaging van Qrs betekent verlaging van de recirculatiestroom effluent en dus energiewinst. In tegenstelling tot het bezinkingsproces, waarbij SSrs waarden van 10 g/l gebruikelijk zijn, zijn met het flotatieproces vele malen hogere waarden mogelijk. Het afschraapmechanisme van de drijfslaag is hierbij doorgaans de beperkende factor.

Bij het multireactor flotatieproces stroomt de afgeschraapte drijfslaag onder vrij verval naar de recirculatiekelder (afb. 1). Hogere waarden voor SSrs dan 35 g/l leveren problemen op met deze stroming onder vrij verval. Inzicht in de parameters, die SSrs bij het flotatieproces beïnvloeden, is wenselijk. Hiernaar is enig relevant onderzoek verricht [5]. De conclusie is, dat SSrs onafhankelijk is van A/S en alleen afhankelijk van de ingestelde dikte van de sliblaag op het waterniveau (d1) en van de droge-stofbelasting volgens formule 5:

SSrs = 25,8 x (d1)exp(0,2) x (d.s.bel.)exp(–0,5). (5)



Afb. 7 - De overall relatie tussen concentratie retourslib en verblijftijd in de drijfslaag.

Omdat SSrs onafhankelijk is van A/S, zijn de slibeigenschappen niet van belang en moeten de resultaten van onderhavig onderzoek voldoen aan formule 5. Invulling van gemeten parameters op een willekeurige meetdag in formule 5 levert: $SSrs = 25,8 \times 10 \exp(0,2) \times 24,3 \exp(-0,5) = 8,3 \text{ g/l}$. Op die desbetreffende meetdag werd echter gevonden: $SSrs = 27,4 \text{ g/l}$. Vanwege deze discrepantie is bij de verwerking van onderhavige onderzoeksgegevens een andere invalshoek gekozen. Omdat verscheidene publikaties melding maken van een draineerproces in de drijfslaag, ligt een relatie tussen de verblijftijd in de drijfslaag (t_d) en SSrs voor de hand. De indeling in perioden is voor dit onderzoeksaspect verlaten. Meetdagen zijn afzonderlijk in beschouwing genomen. De resultaten staan vermeld in afb. 7. In eerste instantie wordt met inachtneming van een grote spreiding in de gemeten waarden van SSrs de volgende overall vergelijking gevonden:

$\ln t_d = 0,15 \times SSrs - 2,1.$ (6)

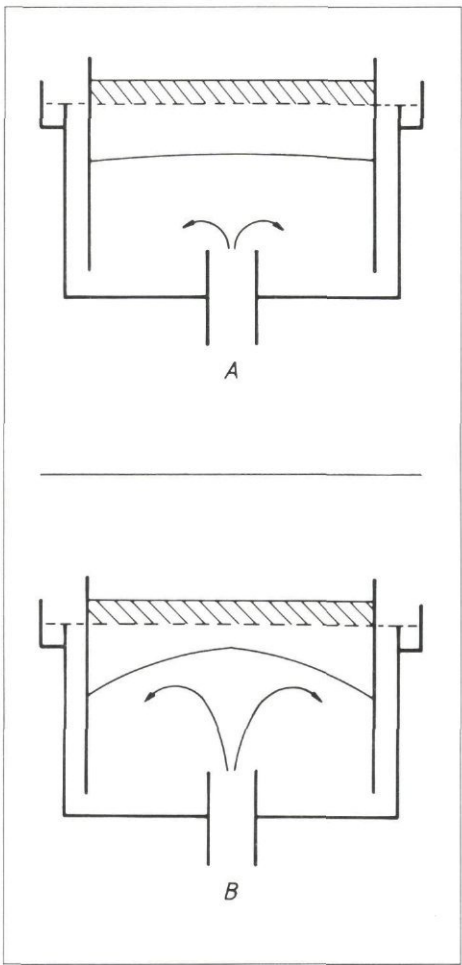
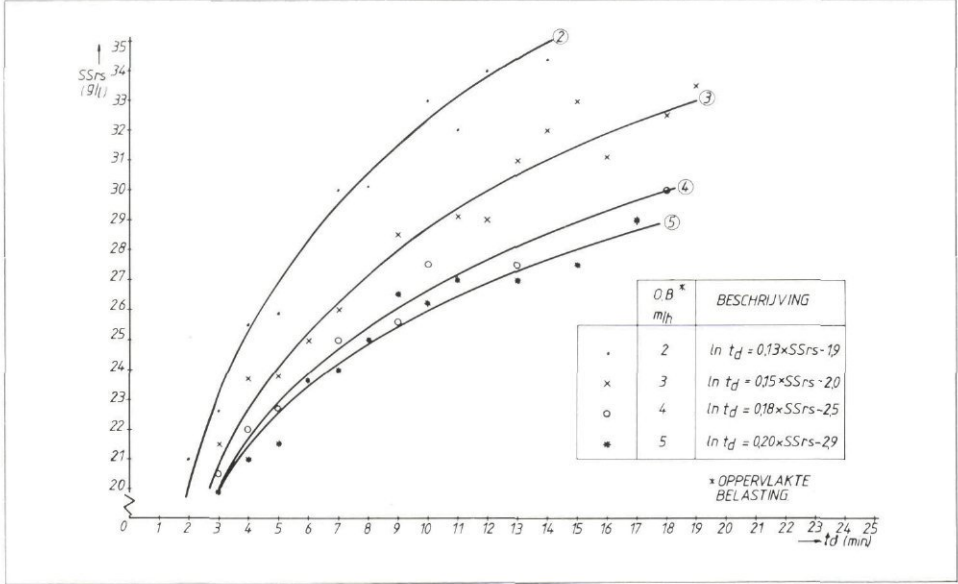
Via de definities van t_d en d.s.bel. is het eenvoudig formule 6 te herschrijven als formule 7:

$dl = 1,22 \times (d.s.bel./SSrs) \times (e)^{\exp(0,15 \times SSrs - 2,1)}.$ (7)

Bij het vergelijken van formule 7 met formule 5 valt direct op, dat in beide formules dezelfde parameters voorkomen. Dat het bij deze constatering moet blijven en nadere overeenkomsten niet gevonden worden, moet verklaard worden door het verschil in schaal van onderzoek. Het gerefereerde onderzoek is uitgevoerd op laboratoriumschaal, een factor 1.000 kleiner dan het onderzoek aan

de multireactor full-scale installatie [5, 8, 14]. Tijdens het uitvoeren van het onderzoek wordt duidelijk, dat SSrs naast bovengenoemde parameters tevens afhankelijk is van de oppervlaktebelasting. Dit vermoeden wordt versterkt door de grote spreiding in de resultaten van afb. 7. Zodoende worden bij een bepaalde verblijftijd in de drijfslaag (t_d) alle gevonden waarden van SSrs, op meetdagen met dezelfde afgeronde oppervlaktebelasting (2, 3, 4 en 5 m/h), gemiddeld. De resultaten staan weergegeven in afb. 8. Dat bij gelijkblijvende verblijftijd van het slib in de drijfslaag, bij hoge oppervlaktebelasting een lagere SSrs gevonden wordt, is te verklaren uit de gemeten vervorming van de diffuse sliblaag onder water (afb. 9). Door een hoge aanstroomsnelheid bij hoge

Afb. 8 - De relatie tussen concentratie retourslib en verblijftijd in de drijfslaag, uitgesplitst naar de oppervlakte-belasting.



Afb. 9 - Sterk geschematiseerde vervorming van de diffuse sliblaag bij lage (A) en hoge (B) oppervlakte-belasting.

oppervlaktebelasting is de slibverblijftijd in de drijfslaag aan de periferie langer dan in het centrum van het oppervlak. De drijfslaag stroomt namelijk in het centrum veel sneller door met een lage SSrs als resultaat.

Herstel van het Veluwemeer, recente ontwikkelingen

1. Inleiding

De waterkwaliteit van het Veluwemeer en het Drontermeer is de laatste jaren aanmerkelijk verbeterd. Diverse maatregelen gericht op bestrijding van de eutrofiëring hebben geleid tot een geleidelijke vermindering van de algengroei en een toename van de helderheid van het water. Sinds het eind van de jaren zestig werd de waterkwaliteit sterk bepaald door het massale voorkomen van de blauwalg *Oscillatoria agardhii*. In 1985 verdween deze alg vrijwel volledig en bestond het fytoplankton voor



S. H. HOSPER
Dienst Binnenwateren/RIZA,
Lelystad



M. L. MEIJER
Dienst Binnenwateren/RIZA,
Lelystad



J. R. EULEN
Dienst Binnenwateren/RIZA,
Lelystad

het eerst na meer dan 15 jaar weer uit vele soorten groenalgen en kiezelalgen. Deze verandering van soortensamenstelling is een keerpunt in het herstel van deze meren. In 1979 nam de fosfaatbelasting van het Veluwemeer aanzienlijk af door de invoering van fosfaatverwijdering op de rioolwaterzuiveringsinstallatie van Harderwijk. Vanaf 1979/1980 worden de meren tevens iedere winterperiode doorgespoeld met fosfaatarm, kalkrijk water uit Flevoland. Een rapport over de eutrofiëeringsbestrijding van het Veluwemeer-Drontermeer verscheint in de loop van dit jaar [RWS-RIJP 1986; in druk].

Dit artikel belicht enkele hoofdpunten uit het rapport; de nadruk ligt op de doelstellingen voor de waterkwaliteit, de effecten van de genomen maatregelen en de mogelijkheden voor verder herstel van de meren. Voor een uitgebreide beschrijving van het gebied en de getroffen maatregelen wordt verwezen naar het genoemde rapport en naar een eerder artikel in dit tijdschrift [Hosper, 1983].

2. Helderheid maatstaf voor herstel

De belangrijkste functies van de Veluwerandmeren die eisen stellen aan de waterkwaliteit zijn de recreatie- en de sport- en beroepsvisserij en de natuurfunctie. De waterkwaliteitseisen voortvloeiend uit



Het Veluwemeer (rechts) en het Wolderwijd (links); op de voorgrond de zuiveringsinstallatie Harderwijk (foto Aerocamera-Bart Hofmeester).

deze functies hangen sterk met elkaar samen. In het kader van de eutrofiëeringsbestrijding vormt de helderheid van het water hierbij de belangrijkste maatstaf. Een grotere helderheid is een absolute voorwaarde voor de ontwikkeling van een rijkere planten- en dierenleven.

Voor het herstel van de waterkwaliteit is het in de eerste plaats van belang dat de vrijwel permanente bloei van de blauwalg *Oscillatoria agardhii* definitief wordt doorbroken. De *Oscillatoria*-bloei kan zich handhaven dankzij de grote troebelheid die mede door deze alg zelf in stand wordt gehouden. Terugdringen van de fosfaatbelasting leidt in principe tot vermindering van de algenbiomassa en toename van het doorzicht. Bij overschrijding van een bepaald kritisch doorzicht zullen groenalgen in een gunstiger concurrentiepositie komen te verkeren en *Oscillatoria* verdringen [Mur e.a., 1978]. Ook kiezelalgen krijgen dan betere kansen. Voor het Veluwemeer werd verwacht dat bij een doorzicht van 0,4-0,6 m de verschuiving naar groenalgen zal optreden. Deze verschuiving in soortensamenstelling leidt tot een evenwichtiger opbouw van de voedselketen in het water omdat groenalgen en kiezelalgen in het algemeen beter worden opgenomen door het dierlijke plankton.

Bovenstaande redenering heeft geleid tot een doelstelling voor het doorzicht voor de korte termijn van 0,5 m. Deze doelstelling komt overeen met de algemeen geldende norm van de basiskwaliteit [IMP-Water, 1985-1989]. Voor de langere termijn is een grotere

helderheid gewenst opdat ook water- en oeverplanten voldoende kansen krijgen. Plantenrijke oeverzones vormen een wezenlijk onderdeel van het ecosysteem van ondiepe matig eutrofe meren en plassen. Dergelijke gebieden fungeren als kraamkamer voor diverse vissoorten en herbergen een rijke macrofauna van onder meer slakken en insectenlarven. Het voortbestaan van de snoek, Nederlands belangrijkste inheemse roofvis, is direct afhankelijk van de schuilgelegenheid geboden door ondergedoken waterplanten, biez- en rietstengels. Een goed ontwikkelde roofvisstand werkt er aan mee dat het water helder blijft via de voedselrelaties met witvis, zoöplankton en algen. De predatie op de zoöplankton-etende witvis leidt tot grotere aantallen watervlooien en dus tot een versterkte graas van het fytoplankton. Plantenrijke oeverzones zijn verder van groot belang als voedsel-, rust- en broedgebied voor diverse soorten watervogels. De Veluwerandmeren vervullen nog steeds een belangrijke functie voor de Kleine Zwaan die in de wintermaanden fourageert op de wortelknollen van de fonteinkruiden.

Een haalbaar lijkende doelstelling voor het doorzicht met het oog op de natuurfunctie kan worden afgeleid uit de situatie in het Veluwemeer van rond 1965. In die periode was sprake van een rijke flora en fauna en in het overgrote deel van het meer was de bodem zichtbaar bij waterdiepten van 0,5-1,5 m. Op grond hiervan is de doelstelling voor het doorzicht voor de langere termijn gesteld op 1,0 m.

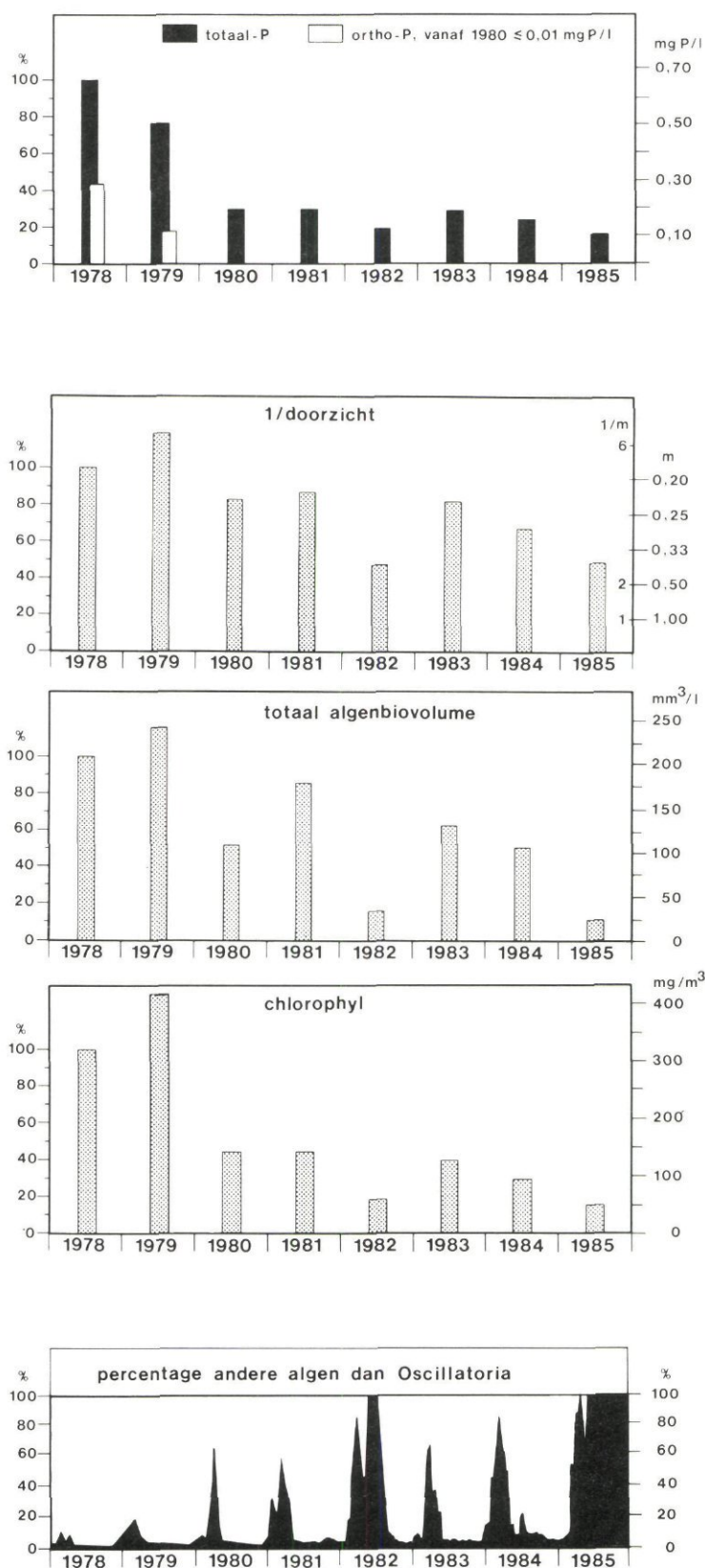
Voor de recreatie gaat het behalve om inrichtingsaspecten en bevaarbaarheid ook vooral om de helderheid van het water. Gericht op de functie zwemwater is, overeenkomstig de AMvB-Kwaliteitsdoelstellingen en Metingen Oppervlaktewateren, een norm voor de doorzicht-diepte gesteld van eveneens 1,0 m. Zwemmers en windsurfers hebben weliswaar graag helder water maar liefst zo weinig mogelijk waterplanten.

De beroepvisserij in het gebied heeft het alleenrecht op de vangst van aal; de sportvisserij is gericht op schubvis zoals brasem, blankvoorn en snoekbaars. De huidige visstand in het Veluwemeer wordt, evenals in vele andere geeutrofeerde Nederlandse meren, als gevolg van de sterke algengroei, gedomineerd door brasem. De bovengenoemde AMvB stelt voor de functie viswater, voor wat de eutrofiëringsproblematiek betreft, geen verdergaande eisen dan de algemeen geldende normen van de basiskwaliteit. De sportvisser zal echter in het algemeen gebaat zijn bij een grotere helderheid van het water en de hiermee gepaard gaande grotere diversiteit in vissoorten. Voor de beroepvisserij is de aalstand van belang. Door verminderde algenproductie zou het voedselaanbod (bijvoorbeeld muggenlarven) kunnen afnemen en daarmee ook de aalstand. Het is echter ook mogelijk dat de stand aan aal toeneemt door het teruglopen van de brasemstand, een belangrijke voedselconcurrent voor de aal.

In paragraaf 5 en 6 zullen op basis van het uitgevoerde onderzoek de doelstellingen voor de helderheid van het water worden vertaald in doelstellingen voor het fosfaatgehalte en de fosfaatbelasting.

3. Getroffen maatregelen

De fosfaatbelasting van het Veluwemeer-Drontermeer is in 1979 teruggebracht van ongeveer 3 tot 1 g P/m² per jaar, door toepassing van defosfatering op de rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi) Harderwijk. Defosfatering op de rwzi-Elburg vindt al plaats sinds 1972. Zelfs na het treffen van de zuiveringstechnische maatregelen, waarbij het fosfaatgehalte in het effluent wordt teruggebracht tot 1,0 à 1,5 mg P/l, is het aandeel van de beide installaties in de totale belasting van de meren nog aanzienlijk, namelijk 40%. Het aandeel van de beken en van de gemalen op het oude land bedraagt beide ongeveer 20%; de rest is afkomstig van gemaal Lovink, de neerslag en de kwel. Doorspoeling van de meren in de winterperiode met polderwater uit Flevoland, wordt uitgevoerd sinds de winter van 1979/1980. De hoeveelheid doorspoelwater, die in een periode van ongeveer 4 maanden wordt toegevoerd, met behulp van het gemaal



Afb. 1 - Gemiddelde waarden voor totaal-fosfaat, ortho-fosfaat, reciproke doorzicht, totaal algenbiovolume en chlorophyl over de maanden juni t/m augustus voor 1978 t/m 1985. Relatieve voorkomen van andere algen dan *Oscillatoria agardhii* in % van het totaal algenbiovolume voor 1978 t/m 1985.

Lovink, bedraagt 2 tot 3 keer de inhoud van het Veluwemeer. Met deze winter-doorspoelingen wordt beoogd de permanente *Oscillatoria*-bloei te doorbreken en het fosfaatgehalte in het meer te verlagen. Het lage fosfaatgehalte van het polderwater (0,09 mg P/l) zorgt voor een directe verdunning van het meerwater en het hoge gehalte aan calciumbicarbonaat (235 mg HCO_3^-/l) leidt tot een versterkte binding van het fosfaat aan het bodemslib [zie ook Brinkman en Van Raaphorst, 1986]. In juli 1985 is gestart met de zogenaamde zomerdoorspoeling met als doel een verhoging van het fosfaatgehalte door het 'indikeffect' als gevolg van verdamping en wegzijging tegen te gaan (zie paragraaf 6). Naast defosfateringsmaatregelen en doorspoeling wordt, door een aangepast peilbeheer van de meren, zoveel mogelijk voorkomen dat nutriëntenrijk water uit aangrenzende meren wordt ingelaten.

4. Effecten op de waterkwaliteit

De getroffen maatregelen hebben belangrijke effecten gehad op de waterkwaliteit (afb. 1). De beschrijving beperkt zich hier tot het Veluwemeer, verreweg het grootste deel van het totale gebied. In het Drontmeer is de kwaliteit ook verbeterd maar in iets mindere mate.

Het totaal-fosfaatgehalte, gemiddeld over de maanden juni t/m augustus, nam af met ongeveer een factor 3 en er is nu duidelijk sprake van een door fosfaat gelimiteerde algengroei. Het gemiddelde gehalte aan direct voor algen beschikbaar ortho-fosfaat is sterk gedaald en bedraagt de laatste jaren voortdurend minder dan 0,01 mg P/l.

Het doorzicht verdubbelde ongeveer van circa 0,2 tot 0,4 m en voldoet dus bijna aan de doelstelling voor de korte termijn.

De diversiteit in de algensoortensamenstelling nam toe. Voor 1980 bestond het voorjaarsplankton uit grote hoeveelheden blauwalgen (*Oscillatoria agardhii*) en een kleine bloei van kiezelalgen in februari-maart van vooral *Stephanodiscus hantzschii*.

De rest van het jaar bestond de populatie vrijwel volledig uit *Oscillatoria agardhii*. Na 1980 is de omvang van de jaarlijkse kiezelalgenbloei groter geworden, waarschijnlijk door de toegenomen helderheid van het water vlak na de doorspoeling. De bloei treedt op in maart-april en bestaat vooral uit *Nitzschia acicularis* (in 1980, 1982 en 1985) of *Diatoma elongatum* (1981, 1983 en 1984).

Stephanodiscus hantzschii, een soort die al vroeg in het voorjaar kan opbloeien, maar een hoog fosfaatgehalte nodig heeft [Van Donk, 1983], verdween volledig. In de jaren 1980 en 1981 treedt al snel na het voorjaar weer dominantie op van *Oscillatoria agardhii*. Deze dominantie wordt door-

broken in de zomer van 1982. Voor de eerste keer sinds 1970 bestaat het zomerplankton weer voor het grootste deel uit groenalgen (*Scenedesmus spp.*, *Pediastrum spp. enz.*).

In augustus nam geleidelijk het aantal blauwalgen weer toe en in september waren deze algen weer dominant. In de zomers van 1983 en 1984 was *Oscillatoria agardhii* voortdurend de dominante soort. 1985 was een bijzonder jaar. Met het instorten van de kiezelalgenbloei (*Nitzschia acicularis*) in de tweede helft van mei verdween ook de aanwezige *Oscillatoria*-populatie.

Het doorzicht in deze maand varieerde van 0,4-0,6 m. De zomerperiode, maar ook de rest van het jaar, werd gekenmerkt door vele soorten groenalgen en kiezelalgen; daarnaast kwamen kleine aantallen van de blauwalg *Oscillatoria redekei* voor. *Oscillatoria agardhii* is tot op dit moment, mei 1986, nog niet teruggekeerd. De verwachting, uitgesproken in paragraaf 2, dat bij een doorzicht van het water van 0,4-0,6 m een verschuiving naar groenalgen zal optreden lijkt hiermee bevestigd. Of hier sprake is van een permanente verschuiving van *Oscillatoria agardhii* naar groenalgen en kiezelalgen zal de komende jaren blijken.

In afb. 1 is het reciproke doorzicht (1/doorzicht) aangegeven. Deze parameter is een maat voor de troebelheid en is recht-evenredig met de hoeveelheid lichtuitdovend materiaal in het water [CUWVO, 1980]. Het algenbiovolume, ook opgenomen in afb. 1 is het totale volume van de levende algen verkregen door telling en meting van de diverse algensoorten. Uit een vergelijking van het verloop van het reciproke doorzicht, het algenbiovolume en het chlorophylgehalte over de periode 1978-1985 blijkt het volgende. De daling van het chlorophylgehalte en algenbiovolume, beide maten voor de hoeveelheid algen in het water, verloopt niet in dezelfde mate. In de *Oscillatoria*-zomers (1980, 1981, 1983 en 1984) is het gehalte aan chlorophyl veel sterker afgenomen dan het algenbiovolume. Het chlorophylgehalte van de *Oscillatoria*-draden, waarvan de afmetingen overigens niet zijn veranderd, blijkt met ongeveer 40% te zijn verminderd ten opzichte van de jaren voor 1980. De afname van de troebelheid vertoont nog de meeste overeenkomst met het verloop van het algenbiovolume. Uit het feit dat de troebelheid nog het minst sterk afneemt, blijkt overigens dat de helderheid niet alleen wordt bepaald door de hoeveelheid levende algen maar ook door opgewoeld slib en dode algen (de zogenaamde achtergrond-extinctie).

In de zomers met groenalgen-dominantie (1982 en 1985) is het gemiddelde chlorophylgehalte en het algenbiovolume aanzienlijk lager dan in de andere zomer-

perioden. Het totaal-fosfaat gehalte in 1982 en 1985 is overigens ook bijzonder laag zonder dat sprake is van een lagere externe belasting in deze jaren. (zie ook paragraaf 6). De toename van het doorzicht blijft hierbij vergeleken beperkt, waarschijnlijk als gevolg van een relatief grote invloed van de bovengenoemde factoren zoals opgewoeld slib, dode algen e.d. In de winderige zomer van 1985 was in vergelijking met de andere jaren sprake van een opvallend hoog gehalte aan minerale zwevende stof. De achtergrond-extinctie wordt indirect ook beïnvloed door de algengroei. Verwacht mag worden dat bij afnemende algengroei op den duur ook de achtergrondextinctie zal verminderen en dus het doorzicht geleidelijk sterker zal toenemen.

Uit het bovenstaande blijkt wel dat het niet eenvoudig is om precies te voorspellen bij welke algenhoeveelheden een doorzicht van bijvoorbeeld 1,0 m wordt bereikt en of een dergelijke doelstelling eigenlijk wel praktisch haalbaar is. In de volgende paragraaf wordt hierop verder ingegaan.

5. Doelstellingen voor het fosfaatgehalte

De waterkwaliteitsdoelstelling voor de korte termijn, een doorzicht van 0,5 m en het verdringen van de permanente blauwalgenbloei, lijkt te worden bereikt. Hoe stabiel de gunstige situatie van 1985 is moet echter nog blijken. Het doorzicht was ook in 1985 nog regelmatig minder dan de kritische waarde van 0,4 m waarbij *Oscillatoria agardhii* betere groeikansen heeft dan de groenalgen. De uiteindelijke doelstelling is een doorzicht van circa 1,0 m. De gewenste waarden voor het doorzicht moeten worden vertaald in doelstellingen voor het fosfaatgehalte en de fosfaatbelasting.

De eerste stap is het analyseren van de relatie doorzicht-totaal-fosfaat. Fosfaat komt voor in alle voor de lichtuitdoving belangrijke zwevende stof in het water (levende en dode algen, opgewoeld fijn slib) en sinds 1980 vrijwel niet meer als opgelost ortho-fosfaat. De parameter totaal-fosfaat zal dus naar verwachting een lineaire correlatie vertonen met de hoeveelheid zwevende stof en dus ook met het reciproke doorzicht. Dit betekent ook dat een lineaire relatie verwacht mag worden tussen de logaritme van het doorzicht (log S) en de logaritme van totaal-fosfaat (log totaal-P).

Een regressie-analyse van maandgemiddelde waarden in perioden met overwegend *Oscillatoria agardhii* over de jaren 1980-1984 levert het volgende verband op:

$$\log(S) = 1,11 \log(\text{totaal-P}) - 0,44$$

($r = 0,85$, $n = 46$, S in dm, totaal-P in mg/l)

Bij de gewenste doorzichtwaarden van 0,5 respectievelijk 1,0 m blijken dan de volgende totaal-fosfaat gehalten te horen: 0,09 (0,08-

0,12) respectievelijk 0,05 (0,04-0,06) mg P/l. De waarden tussen haakjes geven het 80% betrouwbaarheidsinterval aan.

De te verwachten radicale verandering in algensoortensamenstelling kan deze relatie mogelijk beïnvloeden. Groenalgen en kiezelalgen zouden in het algemeen een geringere lichtuitdoving per eenheid van biomassa veroorzaken dan *Oscillatoria*-soorten [Kirk, 1983]. Een verschuiving naar groenalgen en kiezelalgen zou dus tot een extra toename van het doorzicht moeten leiden.

De resultaten in de zomer van 1985 hebben deze verwachting echter niet bevestigd.

6. Doelstellingen voor de fosfaatbelasting

De volgende stap is de relatie tussen het gewenste fosfaatgehalte en de hierbij horende externe fosfaatbelasting.

Deze relatie wordt beschreven door een eenvoudig model gebaseerd op de massabalans voor fosfaat:

$$\frac{dP}{dt} = I_e - q \cdot P - w - k \cdot P + I_i$$

waarin:

P : totaal-P in het meer ($g \cdot m^{-3}$)

I_e : externe P-belasting ($g \cdot m^{-3} \cdot t^{-1}$) per m³ meervolume

q : via het oppervlak uitstromend debiet per m³ meervolume (t^{-1})

w : afvoer van fosfaat door wegzijging per m³ meervolume ($g \cdot m^{-3} \cdot t^{-1}$)

k : sedimentatiecoëfficiënt (t^{-1})

I_i : interne P-belasting door het bodemslib per m³ meervolume ($g \cdot m^{-3} \cdot t^{-1}$)

Deze modelformulering gaat uit van volledige menging. De sedimentatie van fosfaat wordt beschreven als een eerste orde reactie (sedimentatie = $k \cdot P$) en de interne belasting wordt constant verondersteld gedurende de simulatieperiode (zomerhalfjaar).

In de gepresenteerde differentiaalvergelijking is de afvoer van fosfaat door wegzijging apart opgenomen. Dit transport is namelijk niet evenredig met het gehalte aan totaal-fosfaat zoals bij de uitstroming via de sluizen; bij wegzijging wordt alleen opgelost fosfaat afgevoerd. In maanden waarin de wegzijging en ook de verdamping, waarbij alleen water wordt afgevoerd en helemaal geen fosfaat, belangrijke onttrekkingsposten vormen, kan het fosfaatgehalte geleidelijk oplopen als gevolg van dit 'indik-effect'. Door extra doorspoelen in de zomermaanden met fosfaatarm water kan dit effect worden tegengegaan.

Het probleem is nu een goede schatting te maken van de sedimentatiecoëfficiënt k en de interne belasting I_i . Na oplossing van de differentiaalvergelijking kan vervolgens het totaal-P gehalte worden berekend bijvoor-

beeld voor verschillende waarden voor de externe belasting I_e of bij extra doorspoelen van het meer (vergroting q).

Voor het schatten van de sedimentatiecoëfficiënt en de interne belasting is gebruik gemaakt van de maandelijkse fosfaatbalansen van het Veluwemeer voor de zomerhalfjaren 1978 t/m 1983.

De sluitpost in de fosfaatbalans vormt in principe het netto resultaat van de processen sedimentatie en interne belasting vanuit het bodemslib, dus:

$$\text{sluitpost} = k \cdot P \cdot V - I_i \cdot V$$

waarin: V = volume van het meer (m³)
(constant verondersteld)

Door middel van regressie-analyse van de sluitpost tegen de fosfaatvoorraad (P.V) kunnen de constanten k en I_i worden bepaald. Het bleek niet mogelijk om alleen op basis van de gegevens uit de periode na het begin van de maatregelen een significante correlatie te vinden. De sedimentatiecoëfficiënt werd aldus berekend op een waarde van $0,108 \pm 0,07$ maand⁻¹. De berekende interne belasting is $67 \pm 1,108$ kg $\cdot$ maand⁻¹ en wijkt, bezien over de hele periode 1978 t/m 1983 (zomerhalfjaren), dus niet significant af van nul. De aangegeven spreiding geldt bij een betrouwbaarheidsinterval van 80%.

Het opgestelde model kan in principe worden gebruikt voor het uitvoeren van simulatieberekeningen. Er zijn echter, naast genoemde onzekerheden in k en I_i , enkele belangrijke beperkingen van het model die bij toepassing niet mogen worden vergeten. In de eerste plaats was het niet mogelijk een modelverificatie uit te voeren over een periode die niet is gebruikt voor ijkking van de constanten. Over de betrouwbaarheid van de uitkomsten onder gewijzigde omstandigheden valt daarom weinig of niets te zeggen. Een ander belangrijk punt is dat de periode waarop het model is geijkt wordt gekarakteriseerd door *Oscillatoria*-dominantie. De verwachting is echter dat bij een volledig andere soortensamenstelling de sedimentatiecoëfficiënt aanzienlijk kan veranderen. Groenalgen en kiezelalgen zullen in het algemeen sneller bezinken en de mineralisatie van deze algen waarbij nutriënten vrijkomen, verloopt vaak minder snel [Gunnison & Alexander, 1975, Rodgers & de Pinto, 1983]. Bij de overgang van *Oscillatoria agardhii* naar groenalgen en kiezelalgen, die wordt verwacht bij een totaal-P gehalte van 0,08-0,12 mg/l, wordt tegelijkertijd een extra daling van het fosfaatgehalte verwacht. Het hier gepresenteerde model geeft dus voor fosfaatgehalten die lager zijn dan de genoemde waarden een te pessimistisch beeld. Het model is daarom alleen te gebruiken voor de eerste fase van de restauratie: het realiseren van een doorzicht van 0,5 m.

Het bovenstaande wordt bevestigd door de meetresultaten van 1985: de blauwalgen-dominantie was doorbroken en het fosfaatgehalte was extra laag. Ook de rond 1970 opgetreden overgang van groenalgen naar blauwalgen in het Veluwemeer ging gepaard met een gelijktijdige verhoging van de nutriëntengehalten [Berger 1975, 1983].

De berekeningen met het model geven aan dat voor realisatie van de doelstelling voor de korte termijn (totaal-P 0,08-0,12 mg/l) het fosfaatgehalte in het effluent van de zuiveringsinstallatie Harderwijk zou moeten worden verlaagd van 1,0-1,5 mg P/l tot minder dan 0,75 mg P/l.

Daarnaast is het van belang om in de zomermaanden extra door te spoelen met polderwater (circa 10 mln. m³/mnd.) om het eerder genoemde 'indik-effect' als gevolg van wegzijging en verdamping op te heffen.

De fosfaatbelasting van het Veluwemeer neemt als gevolg van deze verdergaande defosfatering af van circa 0,8 tot 0,6 g P/m² per jaar (gemiddeld in het zomerhalfjaar). Het fosfaatgehalte in de zomer van 1985 lag in feite al op het gewenste niveau voor de korte termijn en ook de dominantie van blauwalgen was doorbroken. Het is echter, zoals al eerder gesteld, nog de vraag of *Oscillatoria agardhii* nu definitief het veld heeft geruimd of dat sprake was van een gunstige uitzonderingstoestand. De waterkwaliteit zal mede zijn verbeterd door de zomerdoorspoelingen die in juli zijn gestart. De defosfatering in deze periode vond plaats op de gebruikelijke wijze tot effluentgehalten van 1,0-1,5 mg P/l. Een verdergaande defosfatering tot effluentgehalten van minder dan 0,75 mg P/l zal, gezien de ervaringen in 1985, wellicht al meer effect op de waterkwaliteit hebben dan blijkt uit de voorgaande modelberekeningen.

Het realiseren van de langere-termijndoelstelling (totaal-P 0,04-0,06 mg/l) zal aanzienlijk moeilijker zijn. Hiervoor lijkt het noodzakelijk dat het effluentgehalte van de zuiveringsinstallaties tot zeer lage waarden wordt teruggebracht en dat ook de vrachten van de beken en de gemalen op het oude land sterk worden gereduceerd.

De toelaatbare fosfaatbelasting, behorende bij een doorzicht van 1,0 m, kan pas nader worden aangegeven als een fosfaatmodel beschikbaar is dat is geijkt en geverifieerd op de gewijzigde situatie, dus met dominantie van groenalgen en kiezelalgen.

7. Verder onderzoek

In paragraaf 6 is geconcludeerd, dat voor het bereiken van de kwaliteitsdoelstellingen voor de langere termijn vergaande maatregelen nodig zullen zijn. Defosfatering op de zuiveringsinstallaties tot de gebruikelijke effluentgehalten van 1,0-1,5 mg P/l in combinatie met intensief doorspoelen van de

meren met polderwater is hiervoor niet voldoende. Met het oog op de noodzakelijke aanvullende maatregelen en de te verwachten ontwikkelingen in de meren met betrekking tot flora en fauna wordt aanbevolen onderzoek uit te voeren naar:

- mogelijkheden van defosfatering op zuiveringsinstallaties tot zeer lage effluentgehalten (circa 0,25 mg P/l);
- mogelijkheden om de fosfaatbelasting door de beken en de gemalen op het oude land terug te dringen;
- mogelijkheden om de binding van fosfaat aan het bodemslib te vergroten bijvoorbeeld door optimalisatie van de doorspoeling met polderwater of het creëren van luwteplaatsen om de sedimentatie te bevorderen; het gericht verwijderen van fosfaatrijk bodemslib;
- te verwachten ontwikkeling van water- en oeverplanten bij toenemende helderheid van het water en de mogelijkheden voor stimulering respectievelijk beheersing van de groei van planten;
- verbeteren van de mogelijkheden voor watervogels en voor gewenste vissoorten als snoek en aal;
- mogelijkheden van 'actief biologisch beheer' gericht op verlaging van de algenbio-massa door bijvoorbeeld het uitzetten van roofvis en het afvissen van zoöplankton-etende vis;
- de effecten van beperkte verdieping van grote delen van het meer ten behoeve van de recreatievaart en de bestrijding van overmatige groei van algen en waterplanten;
- mogelijkheden voor natuurbeheer in het stroomgebied van de beken gericht op 'vershraling' bijvoorbeeld door extensieve begrazing en sterk beperkte bemesting of bosbouw in plaats van intensieve landbouw. Een aantal van de hier voorgestelde studies zijn al verder uitgewerkt in het Plan van Aanpak Bestrijding Overmatige Algenbloei in de Veluwerandmeren [ZZW, 1986]. Enkele onderzoeken zijn inmiddels ook al gestart.

8. Samenvatting

De waterkwaliteit van het Veluwemeer-Drontermeer is sinds 1979 aanmerkelijk verbeterd als gevolg van defosfatering op de rwzi-Harderwijk en doorspoeling van de meren met polderwater uit Flevoland. Als waterkwaliteitsdoelstelling geldt voor de korte termijn een doorzicht van 0,5 m en een totaal-P gehalte van 0,10 mg P/l. Onder deze omstandigheden wordt verwacht dat de permanente bloei van blauwalgen wordt verdrongen door een meer gevarieerd fytoplankton. De uiteindelijke doelstelling is een doorzicht van 1,0 m en een totaal-P gehalte van circa 0,05 mg/l. De doelstelling voor de korte termijn lijkt al bijna gerealiseerd; in de zomer van 1985 verdween de blauwalg *Oscillatoria agardhii* voor het

eerst sinds vele jaren. Voor consolidatie van deze relatief gunstige toestand wordt het nodig geacht dat de defosfatering op de rwzi's Harderwijk en Elburg wordt verbeterd tot effluentgehalten van minder dan 0,75 mg/l. Voor de langere termijn lijken nog ingrijpendere maatregelen nodig: verdergaande defosfatering tot effluentgehalten van mogelijk circa 0,25 mg/l en een aanzienlijke vermindering van de belasting door de beken en de gemalen op het oude land.

Nader onderzoek is nodig naar de effectiviteit en de kosten van mogelijk aanvullende maatregelen zoals vergaande defosfatering, aanpak diffuse nutriëntenbronnen, actief biologisch beheer (bijvoorbeeld visstands-beheer) en morfologische ingrepen.

Literatuur

- Berger, C. (1975). *De eutrofiëring en het voorkomen van Oscillatoria agardhii Gom. in de randmeren van Flevoland*. H₂O (17), p. 340-350.
- Berger, C. (1982). *Een benadering van de habitat van Oscillatoria agardhii Gom.* Flevovericht nr. 205, RIJP.
- Brinkman, A. G. en Raaphorst, W. van (1986). *De fosfaat-huishouding in het Veluwemeer*. Proefschrift TH-Twente, CUWVO (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof*. Resultaten van de tweede eutrofiëringsonquête.
- Donk, E. van (1983). *Factors influencing Phytoplankton Growth and succession in lake Maarsseveen (I)*. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Gunnison, D. and Alexander, M. (1975). *Resistance and susceptibility of algae to decomposition by natural microbial communities*. Limnol. Oceanogr. 20, p. 64-70.
- Hosper, S. H. (1983). *Herstel van het Veluwemeer en het Drontermeer door aanpak van de fosfaatbelasting en doorspoeling met polderwater*. H₂O (16), p. 172-177.
- Indicatief Meerjarenprogramma Water (IMP-W) 1985-1989: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Kirk, J. T. O. (1983). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press.
- Mur, L. R., Gons, J. G. and Lieke, L. van (1978). *Competition of the green alga Scenedesmus and the blue green alga Oscillatoria*. Mitt. Int. Verein. Limnol. 21, p. 473-479.
- Rodgers, P. W. and Pinto, J. de (1983). *Estimation of phytoplankton decomposition rates using two-stage continuous flow-studies*. Water research, 17, p. 761-769.
- RWS-RIJP (1986). *Bestrijding van de eutrofiëring van het Veluwemeer-Drontermeer*. Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek Randmeren (in druk).
- ZZW (1986). *Plan van Aanpak Bestrijding Overmatige Algenbloei in de Veluwerandmeren*. Directie Zuiderzeewerken, Rijkswaterstaat.

● ● ●

Flotatieclarificatie

- Slot van pagina 415

weer de benodigde totale hoogte van de flotatie-eenheid.

- f. Het spuislib dikt in een eenvoudige opslagtank zonder verdere voorzieningen onder invloed van de zwaartekracht verder in.

Literatuurlijst

1. Engwirda, S. (1985). *Afvalwaterzuivering en het multireactor-concept*. De Ingenieur, 3.
2. Engwirda, S. (1985). *Advanced subterranean waste water treatment*. European Water and Sewage.
3. Engwirda, S. (1985). *Flotatieclarificatie na beluchting onder verhoogde druk* (1). H₂O (18) 20.
4. Hemming, M. L. and Cottrell, W. R. T. (1977). *Experiences in the treatment of domestic sewage by the microflotation process*. Paper and proceedings of the Water Research Centre Conference on Flotation for Water and Waste treatment, paper 2.
5. Bratby, J. and Marais, G. v. R. (1975). *Dissolved-air (pressure) flotation, an evaluation of inter-relationships between process variables and their optimisation for design*. Water SA, 1, 2.
6. Rees, A. J., Rodman, D. J. and Zabel, T. F. (1980). *Evaluation of dissolved air flotation saturator performance*. Water Research Centre-TR 143.
7. Vosloo, P. B. V., Williams, P. G. and Rademan, R. G. (1986). *Pilot and full-scale investigations on the use of combined dissolved-air flotation and filtration (DAFF) for water treatment*. Water Pollution Control.
8. Bratby, J. and Marais, G. v. R. (1977). *Flotation*. In: Solid/Liquid Separation Equipment – Scale Up. Derrick B. Purchas (Ed.), Uplands Press Ltd., Croydon, England.
9. Maddock, J. E. L. and Tomlinson, E. J. (1980). *The clarification of effluent from an activated-sludge plant using dissolved-air flotation*. Water Pollution Control.
10. Langenegger, O. and Viviers, J. M. P. (1978). *Thickening of waste activated sludge with a dissolved air flotation unit*. Water Pollution Control.
11. Koopman, R. A. B. (1985). *Literatuuronderzoek naar het mechanisme van en de invloeden op het luchtbel/vaste stof attachment bij flotatie*. Stageverslag Multireaktor bv/ HTS-Hengelo.
12. Kohler, R. (1975). *Technologie und Anwendung der Entspannungs-Flotation in der Abwasser-reinigung*. Wasser, Luft und Betrieb, 19, 2.
13. Meijers, A. P. en Bennekom, C. A. v. (1980). *De invloed van verschillende nozzletypen op het flotatieproces*. H₂O (13), 12.
14. Bratby, J. R. (1982). *Treatment of raw waste water overflows by dissolved-air flotation*. Journal WPCF, 54.
15. Gochin, R. J. and Solari, J. (1983). *The role of hydrophobicity in dissolved air flotation*. Water Research, 17.
16. Maddock, J. E. L. (1977). *Research experience in the thickening of activated sludge by dissolved-air flotation*. Paper and proceedings of the water Research Centre Conference on Flotation for Water and Waste treatment, paper 5.

● ● ●