

R 97-07-02

**ONTWIKKELING VAN EEN SLIB-OP-DRAGER
SYSTEEM VOOR DE AEROBE ZUIVERING VAN
STEDELIJK AFVALWATER**

Fase II



TNO

Instituut voor Milieuwetenschappen
Postbus 6011, 2600 JA Delft



Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Directoraat-Generaal Milieubeheer
Postbus 450, 2260 MB Leidschendam

Gist-brocades

Gist-brocades

Postbus 1, 2600 MA Delft



RIZA

Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer
en Afvalwaterbehandeling

Postbus 17, 8200 AA Lelystad

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek
Waterbeheer

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

NU 3103-1, j 2-27/2

atie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000

projectleiding en secretariaat: postbus 17, 8200 AA Lelystad 03200 - 70411



Handwritten notes and stamps, including a date stamp '22 SEP 1993'.

ONTWIKKELING VAN EEN SLIB-OP-DRAGER SYSTEEM VOOR DE AEROBE ZUIVERING VAN STEDELIJK AFVALWATER

**Fase II: Onderzoek naar processtabiliteit en optimalisatie van
 het zuiveringsrendement**

VROM MT 1990/8

auteur(s):

TNO - IMW:

ir. A. Mulder
ir. D.H. Eikelboom
ing. R. Kampf

RWZI 2000 92-07 22 SEP. 1993

Het onderzoek "Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000" is een samenwerkingsverband van de STOWA en Rijkswaterstaat (RIZA).



0000 0686 4595

INHOUD

	pag.
VOORWOORD	5
SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	13
1.1 Algemeen	13
1.2 Bespreking van de resultaten uit fase I	14
1.3 Doelstelling van het onderzoek fase II	17
2 OPZET VAN HET ONDERZOEK	19
2.1 Algemeen	19
2.2 De samenstelling van het stedelijk afvalwater	19
2.3 Verbetering van de stabiliteit bij de biofilmontwikkeling	20
2.3.1 Invloed van concentratie gehechte biomassa	20
2.3.2 Lange-termijn-stabiliteit	22
2.3.3 Invloed van pH en zuurstofgehalte op de biofilmstabiliteit	22
2.4 Zuiveringstechnische aspecten en processtabiliteit	22
2.4.1 Effect van fluctuaties van de reactorbelasting op de zuiveringsprestaties	22
2.4.2 Plaats van de SOD-reactor in een zuiveringssysteem	23
2.5 Technisch-economische evaluatie	23
2.6 Flankerend onderzoek	23
3 EXPERIMENTELE OMSTANDIGHEDEN EN UITVOERING	25
3.1 Proefinstallaties	25
3.2 Afvalwateraanvoer en voorbehandeling	27
3.3 Monstername en analyses	28
4 SAMENSTELLING VAN HET STEDELIJK AFVALWATER	31
5 BIOFILMONTWIKKELING EN GROEI IN SUSPENSIE	37
5.1 Kwantitatieve aspecten van de gehechte biomassa	37
5.1.1 Startperiode	37
5.1.2 Lange-termijn-ontwikkeling	41

INHOUD (vervolg)

	pag.	
5.1.3	Vulvolume en dichtheid van de biofilm	42
5.1.4	Korte-termijn-fluctuaties	42
5.1.5	Dragerbalans	43
5.2	Kwalitatieve aspecten	45
5.2.1	Biofilmen	45
5.2.2	Draadvormende bacteriën	57
5.2.3	Ciliaten	61
5.3	Zwevend stof	61
5.3.1	Microscopisch onderzoek van het zwevend stof in de reactoren	61
5.3.2	Hoeveelheid bezinksel in/uit de reactoren	65
5.3.3	Bepaling van de hoeveelheid zwevend stof in de reactoren	66
5.3.4	Uitgebreid zwevend-stofonderzoek	66
5.4	Evaluatie van de biofilmontwikkeling	69
5.4.1	Cyclisch patroon van de gehechte biomassa	69
5.4.2	De invloed van de volumebelasting	74
5.4.3	Groei in suspensie/zwevend stof/draadvormende organismen	74
5.4.4	Overige aspecten	76
6	ZUIVERINGSPRESTATIES IN DE PERIODEN 1 EN 2	77
6.1	Algemeen	77
6.2	Opstartperiode	78
6.3	CZV-verwijdering	79
6.3.1	Reactor- en slibbelasting	79
6.3.2	CZV-rendement	79
6.4	Nitrificatie	82
7	ZUIVERINGSPRESTATIES IN DE PERIODEN 3, 4 EN 5	97
7.1	Algemeen	97
7.2	Onderzoek van de lange-termijn-stabiliteit	97
7.3	Het effect van een variabel influentdebiet	102
7.4	Het effect van een verlenging van de hydraulische verblijftijd en van piekbelastingen	108
7.5	Combinatie A-trap en driefasen-airliftreactor	110
7.6	Regeling van pH en zuurstofgehalte	112

INHOUD (vervolg)

	pag.
7.7 Slibproductie in de reactoren in de perioden 4 en 5	113
7.8 Technologische aspecten	117
8 EVALUATIE VAN DE RESULTATEN UIT HET EXPERIMENTEEL ONDERZOEK	119
8.1 Biofilmontwikkeling	119
8.2 Zuiveringsprestaties	120
8.3 Mogelijkheden voor verder onderzoek	125
9 TECHNISCH-ECONOMISCHE EVALUATIE	129
10 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	133
11 LITERATUUR	135
BIJLAGEN	
Bijlage 1: Verloop van de temperatuur in de reactoren	145
Bijlage 2: Verloop van de pH in de reactoren	147
Bijlage 3: Verloop van het zuurstofgehalte in de reactoren	149
Bijlage 4: Relatie tussen het nitrietoxydatierendement en de reactor conversie in de reactoren R6 t/m R10	151
Bijlage 5: Relatie tussen het nitrietoxydatierendement en het zuurstofgehalte in de verschillende reactoren	153
Bijlage 6: Relatie tussen de reactorconversie en het zuurstofgehalte in de reactoren	155
Bijlage 7: Schematisch weergave van vijf systeemconfiguraties met een driefasen-airliftreactor	157

VOORWOORD

In het kader van het onderzoekprogramma RWZI 2000 wordt een aantal zuiveringstechnologieën, die aanvankelijk ontwikkeld waren voor de zuivering van industrieel afvalwater getoetst op de eventuele bruikbaarheid voor rioolwater.

Sinds enkele jaren is een driefasen-airliftreactor in gebruik voor de aërobe behandeling van het industrieel afvalwater van Gist-brocades. Het zuiveringsproces is vergelijkbaar met een conventioneel actiefslibstelsysteem, maar onderscheidt zich hiervan doordat de biomassa aan een dragermateriaal is gehecht. Met de toepassing van het dragermateriaal wordt beoogd het gehalte aan biomassa in de reactor aanmerkelijk op te voeren, waardoor bij gelijkblijvende zuiveringsprestaties hogere volumebelastingen toegepast kunnen worden. Naast een mogelijke ruimtebesparing wordt tevens een geringere slibproductie dan bij een conventioneel actiefslibstelsysteem, als een potentieel voordeel van dit slib-op-dragersysteem genoemd. Door TNO-IMW is vanaf 1985 pilot-onderzoek uitgevoerd naar de toepasbaarheid van het driefasen-airliftstelsysteem bij de zuivering van stedelijk afvalwater. De eerste fase van het onderzoek (1985-1986) is beschreven in het rapport "Ontwikkeling van een slib-op-dragersysteem voor de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater; fase I, verkennend onderzoek in een driefasen-airliftreactor". Het voorliggend rapport geeft de resultaten van fase II (1987-1989), waarin met name aandacht is besteed aan de processtabiliteit, het gedrag van zwevend stof in de reactor en het vaststellen van de slibproductie. Tevens is de technisch/economische haalbaarheid van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van stedelijk afvalwater geëvalueerd, zowel voor de inpasbaarheid bij bestaande rwzi's, als voor de toekomstige generatie rwzi's.

Behalve door een bijdrage vanuit RWZI 2000 (projectnr. 3227) is het onderzoek financieel mede ondersteund door TNO, Gist-brocades en de Stimuleringsregeling Milieutechnologie (projectnr. F84/262013). Door de talrijke wisselingen in de tijd hebben de volgende personen deel uitgemaakt van de begeleidingscommissie:

Ir. A.E. van Giffen (voorzitter), Dr. J.G. van Andel, Ir. C. van Beersum, Ir. A.J.M.L. Borghans, wijlen Ir. W.A. Enger, Prof.Dr.Ir. J.J. Heijnen, ing. G.B.J. Rijs, Ir. A. Mulder, Dr. R. Mulder, Dr.Ir. G. Schraa, Ir. P.C. Stamperius, Ir. W. van Starckenburg, Ir. A.J. van der Vlugt en Ir. T.W.M. Wouda.

Lelystad, oktober 1992

Voor de Stuurgroep RWZI 2000

Dr. J. de Jong
(voorzitter)

SAMENVATTING

De mogelijkheden voor de zuivering van stedelijk afvalwater met behulp van de slib-opdrager (SOD)-technologie in driefasen-airliftreactoren zijn vanaf 1985 in twee opeenvolgende fasen onderzocht bij het IMW-TNO. Dit onderzoek is opgezet vanwege de gunstige perspectieven van dit zuiveringssysteem met betrekking tot een aantal aspecten die bij de conventionele zuiveringssystemen als tekortkomingen worden ervaren. De veronderstelde voordelen van de driefasen-airliftreactor zijn de afname van het benodigde reactorvolume en grondoppervlak, de vermindering van de slibproductie, en de relatief eenvoudige mogelijkheden tot afdekking van de installatie.

Het verkennend onderzoek van fase I heeft laten zien dat de gestelde perspectieven in principe kunnen worden gerealiseerd. Bij de zuivering van stedelijk afvalwater in driefasen-airliftreactoren kan de hydraulische verblijftijd met een factor 5-8 worden gereduceerd tot 1-3 uur. Dit is mogelijk dankzij een aanzienlijke verhoging van de biomassa-concentratie tot 15-30 kg o.s./m³. Het zuiveringsproces verliep echter niet altijd stabiel. Dit werd veroorzaakt door schommelingen in de biomassaconcentraties, wat soms gepaard ging met de groei van gehechte draadvormende micro-organismen en/of de vorming van agglomeraten van begroeide deeltjes die vervolgens uitspoelden.

Het onderzoek van fase II, dat is uitgevoerd na de afronding van fase I, was gericht op:

- nagaan van de mogelijkheden tot verbetering van de stabiliteit van de biofilmontwikkeling;
- het verkrijgen van inzicht in het lot van het zwevend stof,
- optimalisatie van het zuiveringsrendement en de configuratie van het zuiveringssysteem;
- vaststellen van de omvang van de slibproductie;
- bepalen van de technisch-economische haalbaarheid van de toepassing van SOD.

Het experimentele onderzoek van fase II, waarvan de resultaten in dit rapport worden besproken, heeft ruim 800 dagen geduurd, van september 1987 tot december 1989. Bij de experimenten is gebruik gemaakt van vijf driefasen-airliftreactoren, elk met een volume van 25 l, die voor het merendeel van de onderzoeksperiode werden gevoed met niet-voorbezonken stedelijk afvalwater. Een van de reactoren werd gedurende een periode van 500 dagen gevoed met het effluent van een hoogbelaste aërobe voorzuivering (A-trap).

Biofilmontwikkeling

In de eerste periode van 300 dagen werden vier van de vijf beschikbare 25 l airliftreactoren gevoed met voorbezonden stedelijk afvalwater zoals in fase I. De resterende reactor werd gevoed met niet voorbezonden afvalwater. Door de toepassing van een langere hydraulische verblijftijd (1,5 uur) bleek dat de hoeveelheid biomassa zich handhaafde op een aanzienlijk constanter niveau vergeleken met de resultaten van fase I. De concentratie van de gehechte biomassa bedroeg in de evenwichtssituatie 30-40 g o.s./l. Periodiek waren in de reactoren wel draadvormige micro-organismen aanwezig, maar niet in die mate dat de systemen onbeheersbaar werden.

In twee van de reactoren werd het gehalte aan biomassa op een waarde beneden het evenwichtsniveau gehandhaafd, door regelmatig begroeide drager af te voeren en te vervangen door nieuw dragermateriaal. Het bleek in principe mogelijk de hoeveelheid biomassa in de reactor te sturen, hoewel deze wijze van regelen kan worden verbeterd.

Uit de beschouwing over de gehele onderzoeksperiode blijkt dat de ontwikkeling van de hoeveelheid gehechte biomassa verloopt volgens een cyclisch patroon. Gedurende de eerste vier maanden na opstart is er sprake van een uniforme ontwikkeling, waarbij concentrische biofilms om praktisch alle dragerdeeltjes worden gevormd. Daarna stagneert de ontwikkeling en worden verschillende fracties waargenomen; dragerdeeltjes met dikke biofilms en onbegroeid dragermateriaal. De hoeveelheid biomassa daalt daarbij geleidelijk tot 5-10 g o.s./l, waarna de volgende cyclus start. Deze cyclische ontwikkeling heeft geen aantoonbare invloed op de zuiveringsrendementen.

Het aantal draadvormende bacteriën is in de gehele onderzoeksperiode nooit buitengewoon groot geweest. Er werd een bevordering van de groei van draadvormende micro-organismen geconstateerd bij een toename van de slibbelasting.

Zwevend-stof onderzoek

Bij afwezigheid van draadvormende organismen spoelt het zwevend stof voor een groot gedeelte rechtstreeks door naar het effluent. Het zwevend stof in het effluent bestaat, grotendeels uit biologisch materiaal zoals losse cellen, slibvlokjes en vergaand door micro-organismen gekoloniseerde amorfe organische deeltjes en vezeltjes. Alleen de vlokjes zijn in de reactor ontstaan, de overige deeltjes zijn uit het influent afkomstig. Dit illustreert dat veel deeltjes uit het influent niet worden verwijderd in een airliftreactor. In perioden waarin er wel sprake was van enige retentie van zwevend stof werd vastgesteld dat de aard van dit materiaal verandert tijdens de passage door de reactor.

CZV-verwijdering

De fractie opgeloste en kolloïdale componenten wordt in de driefasen-airliftreactor effectief verwijderd met een stabiel rendement van $75 \pm 5\%$. Bij voeding met ruw afvalwater bedraagt het zuiveringsrendement betrokken op het CZV-totaal circa 50%. Dit lage rendement wordt veroorzaakt door de geringe omzetting van het zwevend stof dat aanwezig is in het influent. De verschillende CZV-verwijderingsrendementen worden nauwelijks beïnvloed door een variatie van de CZV-volumebelasting van 3-11 kg CZV/m³.dag. De bezinkingseigenschappen van het zwevend stof in het effluent zijn matig tot slecht. Een verbetering van de effluentkwaliteit, zodat deze vergelijkbaar wordt met die van conventionele systemen, kan alleen worden bereikt door de toepassing van aanvullende zuiveringsmaatregelen. Ook de combinatie van SOD met een voorgeschakelde A-trap levert een effluent met een slecht bezinkbare CZV-fractie. Dit komt door het lage verwijderingsrendement van het zwevend stof in de A-trap.

Nitrificatie

Na een opstartperiode van circa 80 dagen had het nitrificatieproces in de gehele onderzoeksperiode een stabiel verloop. De gerealiseerde verwijderingsrendementen op basis van Kj-N-totaal-analyses varieerden bij voeding met ruw afvalwater van 74-78% en in combinatie met een A-trap van 87-89%. Door de verwijdering van het zwevend stof in het effluent kunnen deze rendementen in principe verder worden verbeterd. Deze nitrificatierendementen werden bereikt bij volumebelastingen van 6-10 kg CZV/m³.d.

In verschillende experimentele perioden werden onvolledige nitriet-oxydatierendementen waargenomen die in verband kunnen worden gebracht met zuurstoftekorten in de biofilm. Uit de verkregen resultaten blijkt dat de Kj-N- en nitrietgehalten in het effluent toenemen bij CZV-volumebelastingen >6-8 kg CZV/m³.d. Voor de realisatie van een hoge effluentkwaliteit (Kj-N < 5 mg/l) moet deze reactorbelasting worden gehanteerd als ontwerpcriterium.

De nitrificatiecapaciteit bedroeg in de reactoren gevoed met ruw afvalwater 1 kg N/m³.dag en in de reactor gevoed met effluent van de A-trap 1,5 kg N/m³.d.

Slibproductie

In dit onderzoek wordt met de slibproductie de operationele parameter bedoeld, die is gebaseerd op de som van de hoeveelheid primair slib en de slibgroei of biomassa-yield. De slibproductie in een driefasen-airliftreactor met een voldoende hoog biomassagehalte (≥ 20 g o.s./l) en gevoed met ruw afvalwater bedroeg 0,3-0,4 kg o.s./kg CZV_{verwijderd} bij een slibbelasting van 0,4-0,6 kg CZV/kg o.s.d. Deze slibproductie is vergelijkbaar met die van laagbelaste actief-slibsystemen. De biomassa-yield in de driefasen-airliftreactor bedraagt

0,1-0,3 kg CZV/kg CZV_{omgezet}. De indruk bestaat dat de biomassa-yield van gehecht slib lager is dan die van gesuspendeerd slib bij een vergelijkbare slibbelasting. Dit verschil heeft mogelijk te maken met de compacte structuur van de biofilm, waarin gevormd slib in korte tijd vergaand wordt gemineraliseerd.

Technisch-economische evaluatie

De technische en economische haalbaarheid van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van stedelijk afvalwater werd twee keer onderzocht. Daarbij is gebruik gemaakt van de resultaten van de fasen I en II en gegevens van Gist-brocades. De eerste evaluatie resulteerde in gunstige perspectieven. In de tweede studie is rekening gehouden met de aanscherping van de effluenteisen voor fosfaat en stikstof.

In de laatstgenoemde studie zijn vijf systeemconfiguraties met een driefasen-airliftreactor als een van de opeenvolgende processtappen geselecteerd. Deze zijn vergeleken met een referentie-installatie.

Uit deze kostenberekeningen blijkt dat de investeringskosten voor alle vijf beschreven configuraties 10-20% lager zijn dan bij de referentie-installatie. Dit positieve effect wordt echter volledig tenietgedaan door de hogere bedrijfskosten van de configuraties met een airliftreactor. Deze hogere bedrijfskosten worden hoofdzakelijk veroorzaakt door het relatief hoge energieverbruik van de airliftreactor en de chemicaliën nodig voor defosfatering en denitrificatie. Uit deze economische evaluatie bleek verder dat de invloed van de oorspronkelijk belangrijke aspecten zoals de lagere slibproductie en het geringere ruimtebeslag wordt overschaduwed door de factoren energieverbruik en chemicaliënkosten. Deze eerstgenoemde aspecten kunnen wel doorslaggevend zijn bij de toepassing van SOD voor de uitbreiding van bestaande rwzi's.

Samenvattend kan worden gesteld dat de toepassing van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van stedelijk afvalwater interessante perspectieven blijft bieden. Daarbij kan worden gedacht aan:

- toepassing van de driefasen-airliftreactor volgens het ontwerp dat is onderzocht in fase I en II;
- toepassing van de driefasen-airliftreactor met additionele biologische en technologische mogelijkheden als een op zich zelf staand onderdeel van een integraal zuiverings-systeem.

Aanbevelingen

Op grond van de verkregen resultaten wordt aanbevolen de toepassingsmogelijkheden van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van stedelijk afvalwater verder te verkennen. In een volgende fase moet de aandacht worden gericht op

- toepassing van de driefasen-airliftreactor op semi-technische schaal;
- onderzoeken haalbaarheid en ontwikkeling van een driefasen-airliftreactor met geïntegreerde N- en P-verwijdering;
- verbeteren inzicht in een aantal procestechnische vragen (biomassa-yield, cyclisch patroon biofilmontwikkeling en de interactie van gesuspendeerd en gehecht slib).

1 INLEIDING

1.1 Algemeen

Diverse innovatieve reactorsystemen werden de afgelopen 10-15 jaar ontwikkeld voor de (aërobe) zuivering van afvalwater. Het is niet toevallig dat deze vernieuwingen, die voornamelijk werden gerealiseerd in de industriële sector, vooral plaatsvonden op het gebied van de afvalwaterzuivering [1]. Verschillende verklarende factoren kunnen hierbij worden genoemd. In de eerste plaats het streven naar kostenbeheersing. De gezamenlijke kosten van de reactor en de beluchting vormen, met een aandeel van 20-50%, een aanzienlijk deel van de totale zuiveringskosten [2].

Verder waren van belang het streven naar een vermindering van het benodigde grondoppervlak, eenvoudige mogelijkheden tot afdekking van de installatie en een afname van de surpluslibproductie.

Voorbeelden van de nieuwe systemen zijn: het Deep Shaft proces (ICI), de Bayer-Turm Biologie (Bayer), de Multireactor, het Oxitron-systeem (Dorr-Oliver) en de driefasen-airliftreactor (Gist-brocades) [3, 4].

Van deze systemen bleek de driefasen-airliftreactor de meeste perspectieven te bieden voor de behandeling van stedelijk afvalwater [5].

De slib-op-drager (SOD) technologie in driefasen-airliftreactoren werd bij Gist-brocades door een aanzienlijke onderzoeksinspanning in de periode 1984-1987 ontwikkeld van laboratoriumfase tot en met toepassing op praktijkschaal [3]. In deze reactoren wordt anaëroob voorgezuiverd afvalwater van de lokatie Delft aëroob nagezuiverd. Daarbij gaat het om de verwijdering van restanten organische koolstofverbindingen, sulfiden en ammonium. De resultaten van het onderzoek op semi-technische schaal lieten zien dat in deze reactoren bij 35°C simultaan CZV-omzettingen van 4-5 kg CZV/m³.dag en nitrificatiecapaciteiten van 1,5-2 kg N/m³.dag kunnen worden gerealiseerd [3].

De voorspoedige voortgang van het onderzoek bij Gist-brocades en de gesignaleerde gunstige perspectieven bij gebruik ten behoeve van stedelijk afvalwater vormden de aanzet voor het onderzoek naar de toepassingsmogelijkheden van de driefasen-airliftreactor bij de zuivering van stedelijk afvalwater. De eerste fase van dit onderzoek werd van 1985 tot 1986 uitgevoerd bij TNO in Delft [6]. De resultaten van de hierop volgende fase II (1987-1989) worden besproken in dit rapport.

Voor een goed overzicht zullen hieronder de belangrijkste resultaten van fase I kort worden samengevat (1.2). Daarna zullen de onderzoeksdoelen van fase II worden toegelicht, die voor een belangrijk gedeelte zijn gebaseerd op de resultaten van fase I (1.3).

1.2 Bespreking van de resultaten uit fase I

Het hoofddoel van projectfase I was na te gaan of de driefasen-airliftreactor, zoals die werd ontwikkeld bij Gist-brocades, in beginsel bruikbaar is voor de aërobe behandeling van stedelijk afvalwater. Vanwege deze ruime vraagstelling droeg het hiertoe uitgevoerde onderzoek een verkennend karakter. De belangrijkste aspecten waaraan aandacht werd besteed waren de vorming van stabiele biofilms op het dragermateriaal, de ontwikkeling van de biomassaconcentraties, de gerealiseerde zuiveringsrendementen en het optreden van nitrificatie. Experimenteel werd het effect nagegaan van de variatie van een aantal procesvariabelen zoals type dragermateriaal, hydraulische verblijftijd en de toepassing van meertrapsconfiguraties.

Het experimentele gedeelte werd uitgevoerd in een aantal proefseries, waarin verschillende reactoren parallel werden gevoed met afvalwater met identieke samenstelling. Bij dit onderzoek werd alleen gebruik gemaakt van voorbezonden stedelijk afvalwater. De proefduur van de experimenten bedroeg 2-4 maanden. In deze perioden konden lange-termijneffecten niet worden bestudeerd.

De proeven werden uitgevoerd in reactoren van 2 l en 25 l waarin hydraulische verblijftijden van 0,5-1 uur werden aangehouden. De CZV-belastingen bedroegen 15-30 kg CZV/m³.dag. Op 2 l schaal zijn enkele experimenten uitgevoerd met langere (gesommeerde) hydraulische verblijftijden tot en met 3,5 uur. Tussen sommige series bestonden temperatuurverschillen (10-12°C versus 19-21°C) omdat de experimenten verdeeld over het gehele jaar werden uitgevoerd en de temperatuur in de reactoren niet werd geregeld.

Biofilmvorming

De vorming van stevige biofilms bleek ook met stedelijk afvalwater mogelijk te zijn ondanks de turbulente omstandigheden in de driefasen-airliftreactor. Dit is overeenkomstig de ervaringen met industrieel afvalwater [3]. De aangroeisnelheid van de gehechte biomassa en de duur van de aangroeiperiode (4-8 weken) waren goed reproduceerbaar. De aangroeisnelheid van de biofilms bleek vooral te worden bepaald door de CZV-volumebelasting, die in indirect verband staat met de volumetrische CZV-omzetting. Bij hoge CZV-volumebelastingen (hydraulische verblijftijd 0,4-0,8 uur) verliep de toename volgens een exponentieel patroon, maar bij lagere belastingen (verblijftijd circa 1 uur) verliep deze toename volgens een lineair verband. De hoeveelheid biomassa aan de drager, na de aangroeiperiode, bedroeg bij 0,5-1 uur verblijftijd 10-40 g CZV-biomassa/l. Bij verkennend onderzoek met langere verblijftijden bleef de hoeveelheid biomassa aan de drager beperkt tot 3-5 g CZV-biomassa/l. De dikte van de biolaag bedroeg maximaal 200 µm.

De aangroeperiode werd gevolgd door een periode waarin de biomassaconcentratie aanzienlijk fluctueerde. Hierbij werd soms een massale groei waargenomen van draadvormende micro-organismen, gevolgd door de vorming van agglomeraten van begroeide deeltjes. Na verloop van tijd vond dan een massale uitspoeling plaats van begroeid dragermateriaal. De processtabiliteit liet hierdoor te wensen over.

Een vergelijkbare ontwikkeling van draadvormende organismen werd waargenomen bij de zuivering van fenol-houdend afvalwater in driefasen-airliftreactoren. De massale groei van de draadvormende organismen kwam hier op gang nadat de biofilms een dikte van circa 50 μm hadden bereikt. Dit was het geval ongeveer 60 dagen na de opstart [8]. De verklaring die voor deze plotselinge ontwikkeling werd gegeven, was dat de in eerste instantie gevormde biofilm een gunstige oppervlaktestructuur vormde voor de groei en aanhechting van de draadvormende organismen. Bovendien bezitten de draadvormende organismen op grond van hun kinetische eigenschappen een competitief voordeel bij lage substraatconcentraties.

Daarentegen werden in de reactoren die werden gevoed met anaëroob gezuiverd afvalwater van Gist-brocades géén draadvormende organismen waargenomen [3]. Deze verschillende resultaten kunnen in verband worden gebracht met de volgende aspecten. In de eerste plaats is er een mogelijke samenhang met de afvalwatersamenstelling. Enerzijds met betrekking tot de concentratie, anderzijds wat betreft de aard en het spectrum van de aanwezige componenten. Het CZV van de tijdens de zuivering verwijderde fractie opgeloste stoffen in het afvalwater van Gist-brocades was circa 3 keer hoger dan bij stedelijk afvalwater (respectievelijk 750 mg/l en 250 mg/l [3, 9]). Een tweede, belangrijk ander aspect is de factor temperatuur. De zuiveringsprocessen waarin de draadvormende organismen werden gesignaleerd werden bedreven bij een temperatuurtraject van 10-25°C terwijl het onderzoek waarin geen draadvormers werden waargenomen, werd uitgevoerd bij 30-35°C [3, 6, 8].

Geschiktheid van het dragermateriaal

Bij langzame aangroei van de biofilm werd waargenomen dat de hechting preferent start op beschutte plaatsen. Dit betekent dat dragermaterialen die poreus zijn of over een ruw oppervlak beschikken, in principe beter bruikbaar zijn. De hechting van de biomassa aan poreuze, ruwe dragers is dermate stevig dat de begroeiing zich kan handhaven onder de zeer turbulente condities in de airliftreactor.

Bij een snelle aangroei van de biofilm bleken de micro-organismen zich niet alleen in de poriën, maar ook op de gladde buitenzijde te hechten, waardoor al snel volledig gesloten biofilms ontstonden. In de regel werden concentrische biolagen rondom de korrels gevormd.

Bij lagere aangroei-snelheden en weinig poreus dragermateriaal werd een niet-concentrische, pluukgewijze begroeiing waargenomen. Onder deze omstandigheden wordt slechts een deel van het beschikbare oppervlak effectief benut. Deze vorm van begroeiing is tamelijk kwetsbaar.

Bij het onderzoek naar de geschiktheid van diverse dragermaterialen bedroeg de droogrest van drager + biomassa in de reactoren 100-250 g/l. Het korrelvolume van de onbegroeide dragerdeeltjes was 4-12%. Het specifiek drageroppervlak bedroeg 1000-4000 m²/m³, uitgaande van bolvormige gladde dragerdeeltjes.

Van de onderzochte dragermaterialen zilverzand, zirkoonzand, Biogrog, elektrografiet, puimsteen en lava, alle met korreldiameter 0,1 - 0,3 mm, kwamen het poreuze puimsteen en het oppervlakte-ruwe lava als de meest geschikte naar voren. Daarnaast werden ook goede resultaten bereikt met Biogrog. Daarentegen bleken zilverzand, zirkoonzand en elektrografiet minder geschikt te zijn als dragermateriaal in driefasen-airliftreactoren.

Deze gegevens zijn volledig in overeenstemming met de resultaten van het onderzoek naar het effect van dragermaterialen op de biofilmontwikkeling bij Gist-brocades [3, 10]. Bij de vergelijking van de begroeiingskarakteristieken speelt de afvalwatersamenstelling kennelijk een ondergeschikte rol.

Bij de uiteindelijke keuze van dragermateriaal voor toepassing op praktijkschaal zullen aanvullende selectiecriteria moeten worden gehanteerd zoals terminale valsnelheid, slijtvastheid, kostprijs en verkrijgbaarheid volgens gewenste specificatie [10].

Zuiveringsrendement

De in de biofilm aanwezige micro-organismen zetten hoofdzakelijk opgelost materiaal om. In stedelijk afvalwater bestaat dit opgeloste materiaal uit moleculair en kolloïdaal opgeloste stoffen [11]. De hoeveelheden gesuspendeerd materiaal in effluent en influent waren globaal gelijk (circa 200 mg CZV/l). Het is niet bekend in hoeverre de aard van het gesuspendeerde materiaal in effluent en influent hetzelfde is. Om deze reden werden de zuiveringsrendementen beoordeeld aan de hand van de verwijdering van opgeloste bestanddelen (op basis van gefiltreerde monsters). Bij hydraulische verblijftijden van 0,5 uur, 1 uur en 2,5 uur bedroegen deze zuiveringsrendementen respectievelijk 50, 70 en 80%. De CZV-conversiecapaciteiten bedroegen 7-9 kg CZV/m³.dag. Deze waarden liggen in dezelfde orde van grootte als de conversies die bij Gist-brocades werden gerealiseerd [3].

In de volgende onderzoeksfase zal worden vastgesteld hoe door optimalisatie van de procesvoering verwijderingsrendementen van circa 90% kunnen worden gerealiseerd, op basis van het CZV van de opgeloste fracties in effluent en influent. De verwijdering van

het resterende zwevende stof in het effluent zal door middel van een nabehandeling moeten worden gerealiseerd.

De stikstofverwijdering (op basis van N-Kjeldahl) bedroeg bij hoge belastingen (hydraulische verblijftijd 0,5 uur) slechts 20-25%. Deze omzetting beruiste voornamelijk op vastlegging van stikstof in biomassa en niet op nitrificatie. Bij halvering van de belasting (hydraulische verblijftijd van 1 uur) kwam het nitrificatieproces op gang na circa 80 dagen. Het nitrificatierendement bedroeg onder deze condities 60-80%, en was niet volledig. Bij verblijftijden van 1,5-2,5 uur werd wel een volledige nitrificatie waargenomen en bovendien was de opstartperiode van aanzienlijk kortere duur. De gerealiseerde stikstofomzetting-capaciteiten bedroegen 0,7-1 kg N/m³.dag.

Conclusie fase I

Toepassing van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van (voorbezonden) stedelijk afvalwater biedt in principe gunstige perspectieven. Door de aanzienlijke verhoging van de biomassaconcentraties kunnen de hydraulische verblijftijden in deze reactoren met een factor 5-8 worden teruggedrongen.

Verder onderzoek is nodig om meer informatie te verkrijgen over de processtabiliteit, met name de biofilmontwikkeling, lot van het zwevend stof, de slibproductie en de mogelijkheden voor optimalisatie van het zuiveringsrendement.

1.3 Doelstelling van het onderzoek fase II

De doelstelling van het gehele onderzoeksproject is de ontwikkeling van een SOD-systeem voor de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater. Uitgangspunt daarbij is het systeem zoals dat werd ontwikkeld bij Gist-brocades voor de behandeling van industrieel afvalwater. De resultaten van het onderzoek van fase I laten zien dat deze technologie in principe toepasbaar is maar tevens is duidelijk geworden dat er (nog) enkele probleemgebieden zijn. Het doel van fase II was erop gericht deze kennislacunes op te vullen met name op de volgende punten:

- mogelijkheden voor de verbetering van de stabiliteit van de biofilmontwikkeling. Dit heeft geresulteerd in experimenten waarin de biomassaconcentratie werd geregeld;
- toepassing van ruw afvalwater;
- verkrijgen van inzicht in het lot van het zwevend stof;
- optimalisatie van het zuiveringsrendement en de configuratie van het zuiverings-systeem;

- vaststellen van de omvang van de slibproductie;
- bepalen van de technisch-economische haalbaarheid van de toepassing van SOD op basis van de verkregen resultaten.

2 OPZET VAN HET ONDERZOEK

2.1 Algemeen

Het onderzoek van fase II was oorspronkelijk opgezet voor twee opeenvolgende perioden van een jaar, waarbij de voortzetting van het onderzoek met het tweede jaar afhankelijk was gesteld van de uitkomsten van het eerste jaar. Op grond van de gunstige resultaten werd in 1988 besloten het tweede onderzoeksjaar ook uit te voeren. Nadien werd de onderzoeksperiode verlengd met een halfjaar met het specifieke doel een verklaring te vinden voor de processtoringsen die werden waargenomen in de zomer van 1988. Het experimentele onderzoek van fase II heeft hierdoor uiteindelijk ruim twee jaar geduurd, van september 1987 tot december 1989.

In dit hoofdstuk wordt aan de hand van de onderstaande hoofdthema's een overzicht gegeven van de opzet van het onderzoek in deze gehele periode. De resultaten van het experimentele onderzoek zullen in chronologische volgorde in de hoofdstukken 4 tot en met 7 worden besproken.

2.2 De samenstelling van het stedelijk afvalwater

In het onderzoek is uitvoerig aandacht besteed aan de karakterisering van de samenstelling van het stedelijk afvalwater dat voor de experimenten werd gebruikt. De reden daarvoor is de invloed die de afvalwatersamenstelling heeft op het zuiveringsproces, met name op de in dit onderzoek belangrijke aspecten biofilmstabiliteit en zuiveringsrendement.

Bij het karakteriseren van het gebruikte stedelijk afvalwater werden o.a. de volgende variabelen betrokken:

- Bepaling van de samenstelling van de fractie zwevend stof, in verband met het vaststellen van de mogelijke biologische omzetting van deze fractie.
- Seizoensgebonden temperatuurvariaties van het afvalwater, van belang vanwege de invloed van de temperatuur op de groeisnelheid van bacteriën (o.a. nitrificeerders).
- RWA/DWA-effect op CZV, Kj-N, in verband met verwerkingscapaciteit.
- Aanwezigheid van vluchtige vetzuren en sulfiden, in verband met een mogelijke bevordering van de groei van specifieke draadvormende micro-organismen (*Thiotrix* spp.).

Bij de SOD-experimenten van fase II is gebruik gemaakt van stedelijk afvalwater dat op verschillende manieren werd voorbehandeld:

1. Ruw afvalwater, alleen onderworpen aan een passage via een zeefbocht voor de verwijdering van zeer grove delen, om verstoppingen te voorkomen.
2. Bezonken afvalwater.
3. Effluent van een A-trap.

In fase I werd alleen gebruik gemaakt van bezonken afvalwater.

2.3 Verbetering van de stabiliteit bij de biofilmontwikkeling

Een van de belangrijkste doelstellingen van fase II was de realisatie van een meer stabiele biofilmontwikkeling. Dat houdt in dat gestreefd wordt naar beheersing van de aangroei, samenstelling en structuur van de aan de drager gehechte biomassa.

Om dat te kunnen bereiken is het noodzakelijk inzicht te hebben in de verschillende factoren die een rol spelen in het proces van de biofilmontwikkeling. Daarvoor zijn de hierna beschreven experimenten uitgevoerd waarin het effect van een aantal procesvariabelen op de stabiliteit van de biofilmaangroei werd onderzocht.

In deze proeven werd een hydraulische verblijftijd van 1,5 uur aangehouden omdat uit de resultaten van fase I was gebleken dat lagere CZV-belastingen een gunstig effect hadden op de processtabiliteit.

2.3.1 Invloed van de concentratie gehechte biomassa

Verondersteld werd dat het effectief reactorvolume afneemt door de aanwezigheid van hoge biomassaconcentraties. Daarbij is ervan uitgegaan dat door diffusielimitering alleen de buitenste rand van de biofilm actief is. Dat heeft tot gevolg dat in feite de CZV-volumebelasting toeneemt, hetgeen een ongunstige invloed heeft op de biofilmstabiliteit. Op grond hiervan werd verondersteld dat door een kunstmatige verlaging van het gehechte biomassa-gehalte in de reactoren de stabiliteit van de biofilmontwikkeling zou verbeteren. Daarom werd een experiment uitgevoerd waarin het effect van de gehechte slibconcentratie op de biofilmstabiliteit werd onderzocht.

Andere vragen die bij de regeling van de biomassaconcentratie een rol speelden, betroffen het effect op de zuiveringsprestaties en het effect op het zwevend stof.

Bij de experimenten werd het biomassa-gehalte in twee reactoren (R7 en R8) door de periodieke verwijdering van een fractie begroeide drager gehandhaafd op een niveau van 15-20 g CZV/l. De hoeveelheid drager in de reactoren werd constant gehouden op circa 180 g/l door het toevoegen van nieuwe drager.

Als referentie dienden twee reactoren waarin het biomassagehalte niet werd geregeld. Deze experimenten zijn in duplo uitgevoerd (Reactor 7 t/m 10, zie tabel 2.1). De proefduur bedroeg 300 dagen.

Tabel 2.1 Chronologisch overzicht van de proefomstandigheden in de 25 l driefasen-airlifireactoren.

Onderzochte procesparameter	Reactor	Periode (dagen) ¹⁾				
		1 (1 - 300)	2 (301 - 340 - 480)	3 (481 - 667)	4 (668 - 715 - 779)	5 (780 - 818)
verlaging slibgehalte	R7	x				
	R8	x				
hydraulische verblijftijd (h) ⁴⁾	R6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
	R7	1,5	1,5	0,6-1,5	1,5	1,5
	R8	1,5	1,5	0,6-1,5	1,5	1,5
	R9	1,5	1,5	2	1,5	3
	R10	1,5	1,5 ⁵⁾	1	1	1,5
type afvalwater	R6	ruw	ruw	ruw	ruw	ruw
	R7	bez.	ruw	ruw	ruw	ruw
	R8	bez.	ruw	ruw	ruw	ruw
	R9	bez.	ruw	ruw	ruw	ruw + toev. ³⁾
	R10	bez.	ruw/eff. A ⁵⁾	eff. A	eff. A	eff. A
piekbelastingen	R9			x		
variabel debiet	R7			x		
	R8			x		
regeling pH (7,0-7,2)	R6				x ²⁾	
	R7				x ²⁾	
regeling zuurstofgehalte (mg O ₂ /l)	R7					(1 mg/l)
	R8					(5 mg/l)

1) de perioden zijn aangegeven in dagen vanaf de opstart op 9 september 1987 = dag 1

1 januari 1988 = dagnummer 115, 1 januari 1989 = dagnummer 481

2) periode 715-779

3) toevoeging van vetzuren en ammonium aan het influent

4) gebaseerd op het effectief reactorvolume van 17 l

5) na dag 340 werd reactor 10 gevoed met effluent A-trap, bij een hydraulische verblijftijd van 1 uur

2.3.2 Lange-termijnstabiliteit

In een reactor is de processtabiliteit over een periode van 780 dagen onderzocht (Reactor 6, zie tabel 2.1). Deze reactor werd gedurende deze gehele periode gevoed met ruw afvalwater.

2.3.3 De invloed van pH en zuurstofgehalte op de biofilmstabiliteit

In de interimperiode tussen de beide onderzoeksjaren van fase II (juni-augustus 1988) werd geconstateerd dat de gehechte biomassagehalten verminderden tot globaal de helft van de oorspronkelijke waarden. De indruk bestond dat er samenhang bestond met het optreden van lagere pH-waarden en zuurstofconcentraties. Om de oorzaak van deze processtoring te achterhalen werd de invloed op de biofilmstabiliteit van beide parameters onderzocht. De invloed van de pH werd in de periode 4 van dag 715-779 (tabel 2.1) onderzocht in de reactoren 6 en 7 waarin de zuurgraad werd geregeld op pH=7.

Het effect van het zuurstofgehalte werd in periode 7 (tabel 2.1) onderzocht in de reactoren 7 en 8 waarin de opgeloste-zuurstofconcentratie werd geregeld op respectievelijk 1 mg O₂/l en 5 mg O₂/l. Hierbij werd een luchtscheidingsmembraan (KRI-TNO) gebruikt om zuurstofarme lucht te maken voor de reactor met een laag zuurstofgehalte. Voor de realisatie van 5 mg O₂/l werd gebruikt gemaakt van zuivere zuurstof.

2.4 Zuiveringstechnische aspecten en processtabiliteit

Voor de beoordeling van de toepassingsmogelijkheden van SOD voor de zuivering van stedelijk afvalwater moet een aantal relevante zuiveringstechnische aspecten bekend zijn. Daarbij gaat het erom vast te stellen hoe SOD functioneert onder praktijkomstandigheden waarin debiet en concentratie van het afvalwater aanzienlijk kunnen fluctueren. Een ander aspect is de plaats van SOD in een bepaalde zuiveringsconfiguratie waar de potentiële voordelen maximaal worden benut.

2.4.1 Effect van fluctuaties van de reactorbelasting op de zuiveringsprestaties

De belasting van rwzi's vertoont in de praktijk grote fluctuaties. Dit betreft zowel variaties in hydraulische belasting (RWA/DWA - verhoudingen van 3-5 en dag-nacht ritme van de aanvoer) als variaties in de aangevoerde hoeveelheden CZV en Kj-N.

De effecten van een variabel influentdebiet werden onderzocht in de reactoren 7 en 8 in periode 4 (tabel 2.1). Dit werd bereikt door het invoerdebiet van de reactoren te laten sturen door de aanvoerpomp van het rioolwater in de rioolkelder (dwa-debiet = 11,3 l/h; rwa-debiet = 30,5 l/h). Daarnaast werd in reactor 9 het effect op de zuiveringsprestaties onderzocht van piekbelastingen NH₄-N en CZV (periode 3, zie tabel 2.1).

2.4.2 Plaats van de SOD-reactor in een zuiveringssysteem

De SOD-reactor kan op verschillende plaatsen in een zuiveringsinstallatie worden toegepast. Het effect daarvan op de zuiveringsprestaties van het SOD-systeem werd onderzocht door in de experimenten stedelijk afvalwater te gebruiken dat op verschillende wijze was voorbehandeld (zie tabel 2.1).

- Ruw afvalwater.
- Voorbezonden afvalwater.
- Effluent A-trap.

2.5 Technisch-economische evaluatie

Tijdens het onderzoek werd twee keer een technisch-economische evaluatie uitgevoerd. De resultaten daarvan zijn apart gerapporteerd [32, 33]. In hoofdstuk 9 wordt een samenvatting hiervan worden gegeven.

2.6 Flankerend onderzoek

Naast de hierboven beschreven hoofdlijnen is in het onderzoek aandacht besteed aan een aantal nevenaspecten. De belangrijkste aspecten van dit flankerend onderzoek, dat meestal is uitgevoerd door stagiaires, zijn in het verslag verwerkt.

3 EXPERIMENTELE OMSTANDIGHEDEN EN UITVOERING

3.1 Proefinstallaties

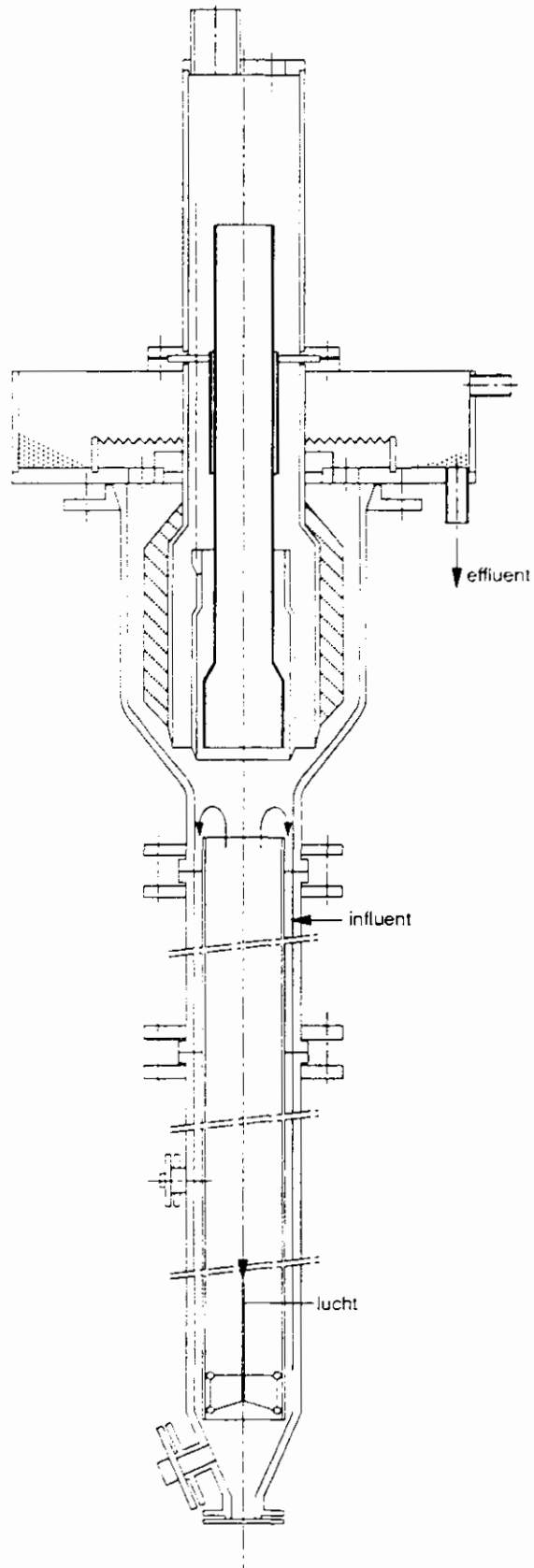
Bij de proeven werden dezelfde airliftreactoren gebruikt als in fase I [6]. Deze reactoren werden op een aantal punten aangepast:

- De horizontale oppervlakte in de bezinkruimte van de reactoren werd gehalveerd door de plaatsing van opvulringen. Doel hiervan was het voorkomen van de bezinking van zwevend stof in de bezinker. In de nieuwe situatie is V_{sup} 1,2 m/h bij een debiet van 11,3 l/h (hydraulische verblijftijd 1,5 h).
- De plaatsing van drageropvangbuizen na de reactoren waarin dragermateriaal werd verzameld dat uitspoelde bij het schoonmaken van de bezinkers en bij doorslag van grote luchtbellens naar de bezinker. In deze buizen met een diameter van 5 cm en een lengte van 90 cm werd door middel van een geringe beluchting een zodanige turbulentie aangebracht dat de dragerdeeltjes bezonken terwijl het aanwezige zwevende stof in suspensie bleef en uitspoelde. Het verzamelde dragermateriaal werd dagelijks teruggebracht in de reactoren.
- De bevestiging van de beluchtingselementen werd gewijzigd. De beluchters werden nu aan een lange roestvrijstalen buis van bovenaf in de reactoren gebracht. Demontage, nodig in geval van verstoppingen, werd hierdoor vereenvoudigd.

Voor dit onderzoek waren vijf 25 l reactoren beschikbaar. De gegevens van de reactoren en procesomstandigheden zijn weergegeven in tabel 3.1 en figuur 3.1.

De beluchtingselementen, die waren geplaatst onderin de downcomer, bestonden uit een ringvormige buis (buisdiameter 6 mm, ring diameter 69 mm), waarin aan de onderzijde 32 gaatjes waren aangebracht met een diameter van 1,5 mm. De luchttoevoer werd geregeld met behulp van rotameters (Rotameter type M40) die waren aangesloten op een persluchtleidingnet met een voordruk van circa 4 bar. De druk na de rotameter bedroeg circa 1,5 bar abs. Het toegevoerde luchtdebiet bedroeg 1100 ± 100 N l/h. Vanwege de aanwezigheid van olie in de perslucht werd in juni 1988 een oliefilter geplaatst in de luchtaanvoerleiding.

Het effectief reactorvolume, dat is het totaal volume van de reactor verminderd met het volume van de bezinker en de volumina van de (onbegroeide) drager en de aanwezige lucht, bedroeg 17 l.



Figuur 3.1 Schematische weergave van de driedfasen-airliftreactor.

Tabel 3.1 Gegevens van de reactoren

Volume ¹⁾	24,1 l
Volume bezinker ¹⁾	3,9 l
Oppervlakte van de bezinksectie ¹⁾	94 cm ²
Effectief reactorvolume ²⁾	17 l
Luchtdebiet	1000-1200 NI/h
Opwaartse lichtsnelheid	3,5-4,2 cm/s
Diameter van de reactor	0,1 m
Oppervlakte van het reactorgedeelte	78,5 cm ²
Hoogte van het reactorgedeelte	2,18 m
Dragermateriaal	lava
Dragergrootte	0,2-0,3 mm
Dragerhoeveelheid	180 g/l
Dragervolume	8% (v/v)

¹⁾ na aanpassing van het bezinkervolume

²⁾ totaalvolume reactor verminderd met volumebezinker, dragervolume en luchtvolume

3.2 Afvalwateraanvoer en voorbehandeling

De reactoren werden evenals in fase I gevoed met stedelijk afvalwater afkomstig uit een woonwijk met een gemengd rioolstelsel van de Gemeente Delft. Het aantal aangesloten inwoners in deze woonwijk bedroeg circa 2000 (825 huishoudens). Het aangevoerde afvalwater werd na passage van een versnijder opgevangen in een geroerde voorraadkelder met een inhoud van 35 m³. De gemiddelde verblijftijd in deze kelder bedroeg 4 h (3-7 h) bij een droogweeraanvoer (DWA) van 200-250 m³/dag. In het eerste onderzoeksjaar (1987-1988) van fase II werd de vloeistofverblijftijd in deze kelder onder DWA-condities verkort tot 1 h door het vloeistofniveau in de voorraadkelder te verlagen met behulp van een dompelpomp. Doel daarvan was te beschikken over afvalwater dat minder ver was gehydrolyseerd en verzuurd.

Het benodigde afvalwater werd vanuit de voorraadkelder over een zeefbocht geleid met een maaswijdte van 0,1 mm. Deze voorbehandeling werd toegepast vanwege de verstoppingsproblemen in slangenpompen die in fase I werden ondervonden. Door deze zeefbocht werd 10-15% van het totale CZV van het afvalwater verwijderd, vooral de grovere deeltjes. Enkele reactoren werden direct gevoed met dit ruwe afvalwater. Daarnaast werden twee verschillende voorbehandelingsmethoden toegepast voor het voedingswater van de airliftreactoren:

- Mechanische voorbezinking in een bezinker met een volume van 230 l. De vloeistofverbleeftijd hierin bedroeg 1,5 h en de oppervlaktebelasting 0,3 m/h.
- Voorzuivering in een hoogbelast actiefslibstelsysteem (A-trap). Dit systeem bestond uit een beluchtingsbak van 75 l en een nageschakelde bezinker met een volume van 230 l. Het invoerdebiet bedroeg 150 l/h, afgestemd op een vloeistofverbleeftijd van 0,5 h. Het debiet van het retourslib bedroeg 150 l/h en de spuislibstroom 8-10 l/h.

Een overzicht van de toegepaste voorbehandelingsmethoden voor de verschillende reactoren is weergegeven in tabel 2.1.

3.3 Monsternamen en analyses

De influenten en effluenten van de verschillende voorzuiveringsstappen (voorbezinking en A-trap) en de reactoren werden één keer per week bemonsterd. De meeste monsters werden genomen als 24-uurs verzamelmonsters. Een uitzondering hierop zijn de monsters van de effluenten van de reactoren in het eerste onderzoeksjaar. Deze werden verkregen door een steekmonster te nemen van een gedurende 1 uur opgevangen hoeveelheid effluent. Bij de continue bemonstering werd gebruik gemaakt van (meerkanals)slangenpompen. In de experimenten met een variabel influentdebiet werd de monsternamerpomp flow-proportioneel gestuurd. Omdat werd waargenomen dat uitzakking van zwevend stof in de monsternameleiding optrad, werd na juni 1989 de stroomsnelheid in de monsternameleiding vergroot tot 2,6 cm/s (slangdiameter 0,3 cm, pompsnelheid 0,7 l/h, pomptijd 15 s/minuut). De monsters werden bij circa 3°C opgevangen in een koelkast voorzien van een min-max thermometer. De monsters werden niet in zuur opgevangen. De monsters ten behoeve van de analyse van vluchtige vetzuren in het effluent werden gescheiden opgevangen omdat deze monsters direct werden geconserveerd met oxaalzuur.

De watermonsters zijn direct na beëindiging van de monsternamperiodes als volgt voorbehandeld:

- CZV, N-Kj : als zodanig, aangezuurd na monsterneming.
- CZV-b, N-Kj-b : bovenstaand water na 1 uur bezinken in Imhoff-trechter. Na twee minuten drager afgescheiden. Hoeveelheid bezinksel werd na 1 uur afgelezen.
- CZV-c, N-Kj-c : bovenstaand water na 10 min. centrifugeren bij 5000 G, daarna aanzuren.

- NO_2^- , NO_3^- : bovenstaand water na 10 min. centrifugeren bij 5000 G. Bij voorkeur direct analyseren, indien dit niet mogelijk is, conserveren door over een $0,45 \mu\text{m}$ filter te filtreren.
- Sulfide : bovenstaand water na 10 min. centrifugeren bij 5000 G, direct geanalyseerd.
- Vluchtige vetzuren : bovenstaand water na 10 min. centrifugeren bij 5000 G, direct geanalyseerd.

De CZV- en Kj-N-analyses werden uitgevoerd volgens NEN-voorschriften. Een belangrijk gedeelte van de CZV- en Kj-N-analyses werd uitgevoerd bij Gist-brocades.

De bepaling van de nitraat- en nitrietconcentraties werd uitgevoerd met behulp van een autoanalyser [13].

Het begroeide dragermateriaal in de reactoren werd 1-2 keer per week onderworpen aan een aantal analyses (CZV, drogestof en organisch stof) en aan microscopische beoordeling.

Het slibgehalte in de reactoren werd als volgt bepaald. Met behulp van een bemonsteringsapparaat werd een representatief monster uit de reactor getrokken (circa 10 ml). In dit monster werd het drogestofgehalte nauwkeurig bepaald en in periode 1 ook nog het organischestofgehalte, gecorrigeerd voor het gloeiverlies van het dragermateriaal (4%).

Het gedroogde monster werd gehomogeniseerd; hiervan werd circa 100 mg op een analytische balans afgewogen en overgebracht in een rondbodemkolf voor de CZV-analyse. Het gemeten CZV was een maat voor de hoeveelheid biomassa. Met behulp van een omrekeningsfactor die in de eerste periode werd vastgesteld, vond een omrekening plaats naar CZV per gewichtshoeveelheid drager. Om een indruk te krijgen van de hoeveelheid zwevend stof in de reactoren werd deze procedure ook toegepast op monsters die vooraf een aantal keren waren gespoeld.

Het gehalte vluchtige vetzuren werd gaschromatografisch bepaald bij Gist-brocades.

De activiteit van de gehechte biomassa in de reactoren werd periodiek onderzocht in een respirometervaatje met een inhoud van 0,625 l [14]. Hierin werden op basis van de zuurstofverbruiksnelheid de volgende activiteiten bepaald: de actuele respiratiesnelheid, de endogene respiratiesnelheid (na 24 uur beluchten), de nitrificatiesnelheid (dosering van 10 mg NH_4^+ -N/l of 20 mg NO_2^- -N/l) en de heterotrofe activiteit door middel van een aceetaatdosering. Deze metingen werden uitgevoerd bij de temperatuur van de reactor in de betreffende periode.

4 SAMENSTELLING VAN HET STEDELIJK AFVALWATER

Een belangrijk gegeven in dit onderzoek vormde het gebruikte stedelijk afvalwater. In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de karakterisering van de samenstelling daarvan.

Deze gegevens zijn om een aantal redenen van belang.

Het is voor de interpretatie van de resultaten van dit onderzoek relevant dat het gebruikte rioolwater representatief is voor stedelijk afvalwater in Nederland.

Daarnaast hebben samenstelling en verhouding van de fracties opgeloste componenten en zwevend stof een grote invloed op het biologische zuiveringsproces met name op de processtabiliteit en het zuiveringsrendement.

Uit het overzicht van de gemiddelde influentsamenstelling (tabel 4.1) blijkt dat het hier gebruikte afvalwater meer geconcentreerd is dan het Nederlandse gemiddelde. In feite waren de concentraties van het ruwe rioolwater ongeveer 15% hoger, omdat de influentmonsters na de zeebocht werden genomen waar de grove delen werden verwijderd. In het rioleringsgebied dat is aangesloten op de TNO-faciliteiten bedroeg het aangevoerde watervolume in 1988 en in 1989 respectievelijk 156 en 138 l/i.e. dag. Uit het CBS overzicht [15] blijkt dat er binnen Nederland aanzienlijke regionale verschillen bestaan in het geloosde watervolume per vervuilingseenheid: 182-360 l/i.e. dag. Deze variaties worden veroorzaakt door de hoeveelheid aangevoerd regen- en drainagewater, die worden bepaald door plaatselijke omstandigheden (aangesloten verhard oppervlak, ouderdom rioolstelsel, grondwaterniveau). Bij regenval wordt het afvalwater verdund, maar het vuilaanbod blijft min of meer constant (figuren 4.1 en 4.3). Dit aanbod komt goed overeen met de omvang van het rioleringsgebied dat circa 2000 inwoners omvat. De verhouding RWA/DWA bedroeg maximaal circa 3.

De samenstelling van de organische bestanddelen in het afvalwater werd in dit onderzoek globaal gekarakteriseerd door de indeling in drie fracties (tabel 4.2). Deze indeling berust op een onderscheid in afmeting van de verschillende organische bestanddelen. Bij deze classificatie zijn onderscheiden:

- Fractie opgeloste en kolloïdale bestanddelen. Deze fractie omvat de bestanddelen die in oplossing blijven na centrifugeren bij 5000 G. De opgeloste componenten bestaan uit laagmoleculaire verbindingen zoals suikers en vetzuren. De kolloïdale componenten kunnen zijn eiwitten, zetmeel, gelatine.
- Fractie gesuspendeerd materiaal (suprakolloïdaal). Deze fractie wordt verwijderd door centrifugeren bij 5000 G. De globale afmetingen van dit gesuspendeerd materiaal bedragen 1-100 μm [12]; het kan bestaan uit vezelig materiaal, bacteriën.

- Fractie bezinkbaar materiaal. Deze fractie wordt verwijderd door bezinking. Het gaat om grof gesuspendeerd materiaal met een bezinksnelheid groter dan 0,5 m/h.

Tabel 4.1 Gegevens van de influentsamenstelling.

	CZV (mg/l)		N-Kjeldahl (mg/l)			jaartotaal neerslag (mm/j)		
	dit onderzoek	Neder-land ¹⁾	dit onderzoek	Neder-land ¹⁾	Delft ²⁾	Neder-land ²⁾		
1987	646	(14) ³⁾	563	72	(7) ³⁾	49	897	874
1988	583	(39) ³⁾	525	69	(39) ³⁾	46	952	932
1989	639	(43) ³⁾	623	81	(42) ³⁾	54	716	667

¹⁾ Gegevens CBS [15]

²⁾ Neerslagcijfers KNMI

³⁾ Aantal analysemonsters waarop het gemiddelde is gebaseerd

Tabel 4.2 Verdeling van onderzochte parameters over verschillende fracties in stedelijk afvalwater.

	periode I ¹⁾				periode II ²⁾			
	CZV		N-Kjeldahl		CZV		N-Kjeldahl	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
Opgelost en kolloïdaal	220	38	55	86	323	51	67	85
Gesuspendeerd	220	39	5	8	205	33	9	11
Bezinkbaar	130	23	4	6	99	16	3	4
Totaal	570	100	64	100	627	100	79	100

¹⁾ periode I = 0-300 dagnrs.

²⁾ periode II = 301-800 dagnrs.

De verdeling van het CZV over deze fracties in het influent is voor de gehele onderzoeksperiode weergegeven in figuur 4.2. Daarnaast zijn de gemiddelden van deze verdeling berekend waarbij onderscheid is gemaakt tussen twee perioden (tabel 4.2).

In de eerste periode (dagnrs. 0-300) werd de verblijftijd in de ontvangkelder kunstmatig verkort tot 1-2 h bij DWA, in de periode daarna (dag 301-800) bedroeg de verblijftijd in deze kelder 3-4 h bij DWA.

Uit deze gegevens blijkt dat de verdeling van het CZV over de verschillende fracties in beide perioden verschilt. De verlenging van de verblijftijd in de ontvangkelder heeft tot gevolg dat het procentuele aandeel van de fractie oplost en kolloïdaal toeneemt (van 38

naar 51%) ten koste van de fractie gesuspendeerd materiaal die in omvang afneemt van 39 naar 33%.

Hieruit blijkt dat bij een langere verblijftijd van het afvalwater in het rioleringsysteem (inclusief ontvangkelder) gesuspendeerde bestanddelen worden omgezet in kolloïdale en opgeloste componenten. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan cellysis van bacteriën en de hydrolyse van complex materiaal. Deze waarnemingen komen overeen met literatuurgegevens waar werd gevonden dat het aandeel van de fractie opgeloste bestanddelen in vers verzameld rioolwater uit een klein rioolstelsel 30% van de totale organische koolstof fractie bedroeg [9]. Dit aandeel van opgeloste componenten bedroeg in afvalwater afkomstig uit een rioolstelsel met een gemiddelde omvang, 42% op basis van organisch koolstof en 40% op basis van CZV [12]. In deze laatste situatie bedroeg het aandeel van de kolloïdale fractie 10%, zodat de fracties opgeloste en kolloïdale componenten samen 50% van de totale CZV-waarde omvatte [12]. Dit aandeel van de fractie opgeloste kolloïdale componenten komt goed overeen met de resultaten van dit onderzoek in de periode na dag 300 (tabel 4.2), ook na correctie voor de grove bestanddelen die via de zeefbocht werden verwijderd (circa 15%).

Uit de classificatie van het gebruikte afvalwater (tabel 4.2) blijkt verder dat het aandeel van de fractie bezinkbare bestanddelen aanzienlijk lager is dan gewoonlijk wordt gevonden. Dit lage aandeel wordt voor een deel veroorzaakt door de voorbehandeling via een zeefbocht, waar de grove bestanddelen selectief worden verwijderd. Onder normale omstandigheden wordt door bezinking van rioolwater een CZV-reductie bereikt van 30-40% [11, 12]. Vergeleken met deze bijdrage van de bezinkbare fractie werd de fractie bezinkbare bestanddelen door de voorbehandeling via een zeefbocht substantieel met ongeveer 40% verlaagd. Wat betreft deze fractie was het gebruikte afvalwater dus niet volledig representatief voor ruw onbehandeld afvalwater. Deze voorbehandeling was echter noodzakelijk om processtoringen door verstoppingen te vermijden.

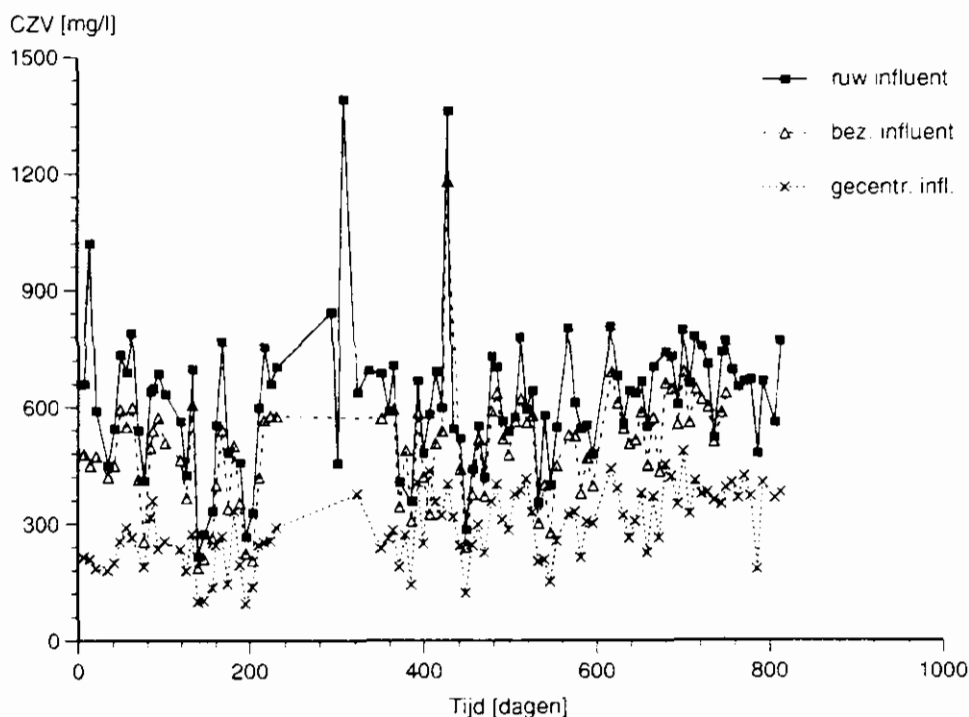
In het influent werden naast CZV (figuur 4.1) en Kjeldahl-N, met een lagere frequentie, de gehalten vluchtige vetzuren (figuur 4.4) en sulfide bepaald.

Het CZV-aandeel van de vluchtige vetzuren betrokken op het CZV-c (figuur 4.5) bedroeg in de winterperioden $15\pm 5\%$ en in de zomerperioden $30\pm 5\%$. De temperatuur heeft dus een grote invloed op de snelheid van het verzuringsproces. Deze invloed van de temperatuur komt ook tot uiting in het verloop van de pH van het influent (bijlage 2). Van de vluchtige vetzuren is azijnzuur de hoofdcomponent.

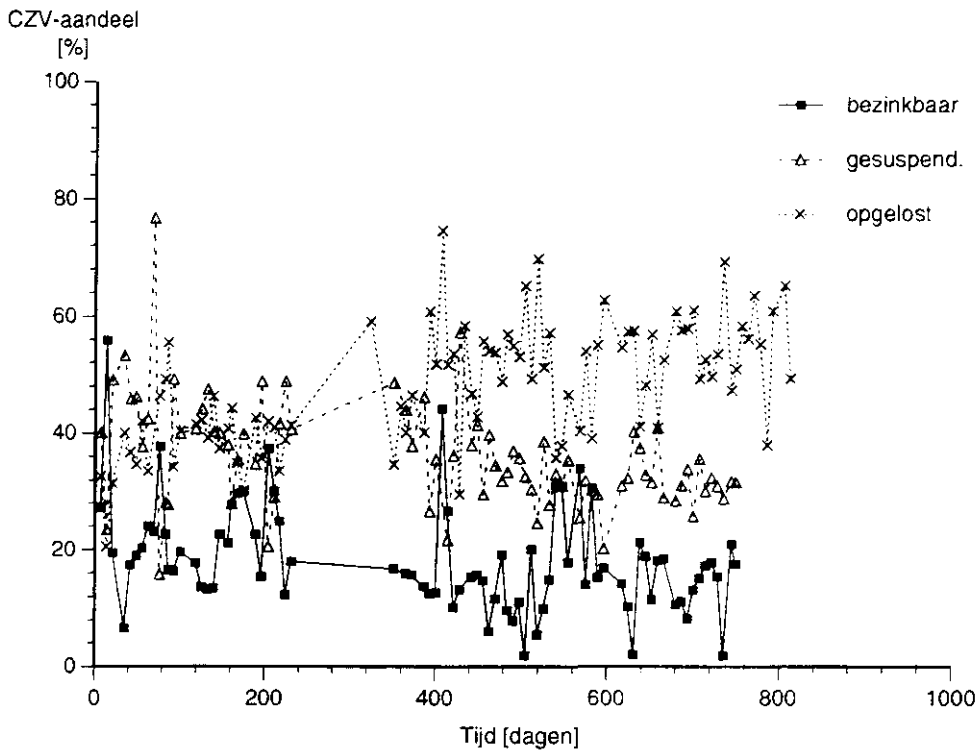
In de literatuur worden vergelijkbare waarden genoemd van het aandeel van de vluchtige vetzuren, variërende van 11-25% [9, 16].

De verblijftijd van het afvalwater in de ontvangkelder blijkt geen aantoonbare invloed te hebben gehad op het aandeel van de vluchtige vetzuren in het CZV van de fractie opgeloste en kolloïdale bestanddelen. Het verzuringsproces verloopt kennelijk sneller dan de eerdergenoemde lysis en hydrolyseprocessen. Het gehalte aan sulfide in het influent varieerde van 0-3 mg/l in de winterperioden en van 4-8 mg/l in de zomerperioden.

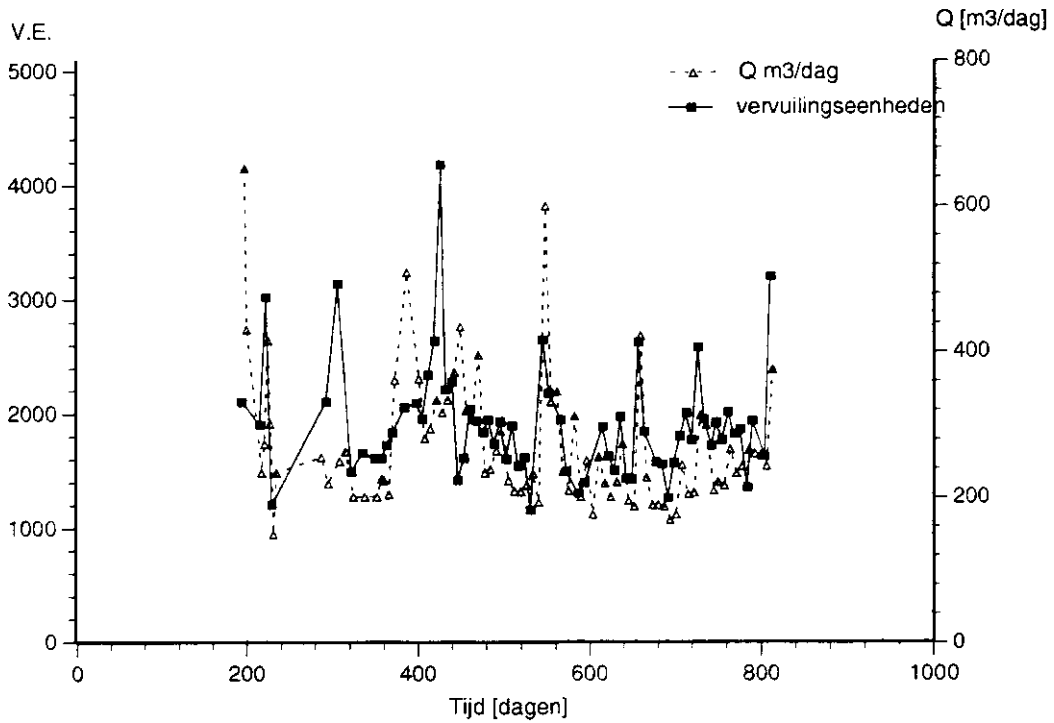
Uit de hierboven beschreven resultaten blijkt dat het gebruikte afvalwater in principe representatief is voor de Nederlandse omstandigheden maar dat de concentratie van het gebruikte rioolwater wat hoger is door een geringere verdunning met regenwater en/of grondwater.



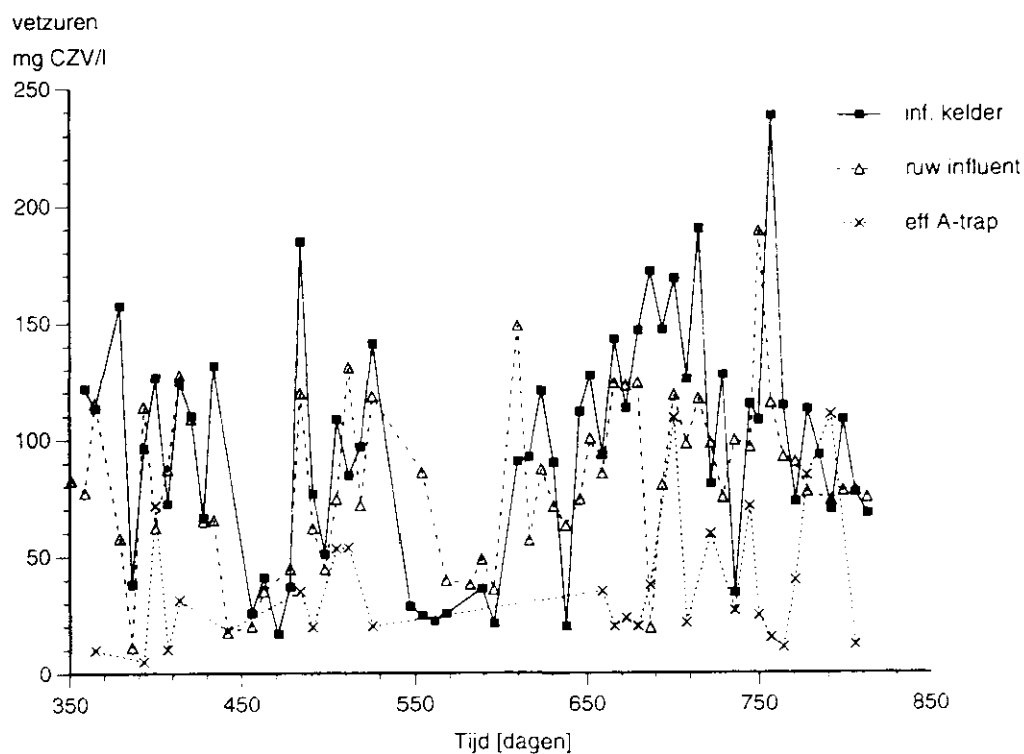
Figuur 4.1 CZV van het influent (mg/l).



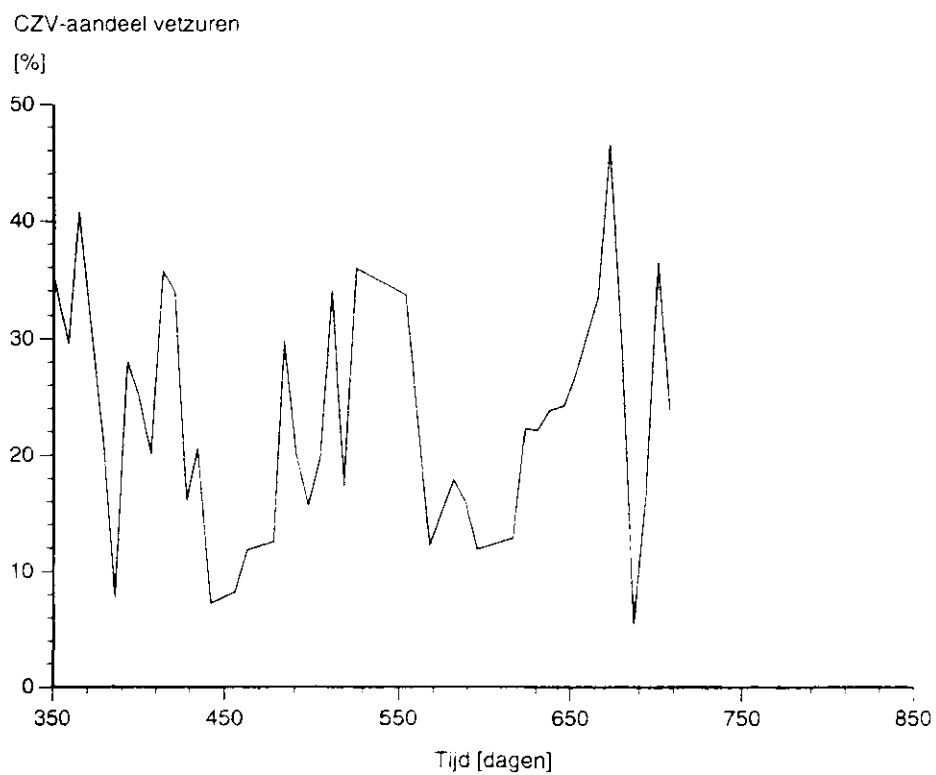
Figuur 4.2 Verdeling van het CZV over de verschillende fracties in stedelijk afvalwater.



Figuur 4.3 Vervuilingseenheden en debiet (in de TNO-ontvangkelder).



Figuur 4.4 Verloop van de concentratie aan lagere vetzuren.



Figuur 4.5 Aandeel van de vetzuren in de CZV-fractie van het opgelost en kolloïdaal materiaal.

5 BIOFILMONTWIKKELING EN GROEI IN SUSPENSIE

Aangezien de biofilmontwikkeling en de zwevend-stofproblematiek duidelijke raakvlakken hebben, worden beide thema's in één hoofdstuk behandeld.

De ontwikkeling van de biofilmen werd kwantitatief gevolgd door analyses van het CZV van het begroeide dragermateriaal. Tot dag 230 werd hiervan tevens het percentage organische stof (o.s.) bepaald, vanaf deze dag werd het organische-stofgehalte via een omrekeningsfactor berekend uit het CZV. Daarnaast werd het bezinkvolume van de begroeide drager bepaald en gebruikt voor de berekening van de dichtheid van de biofilm.

De biofilmontwikkeling werd kwalitatief gevolgd via microscopisch onderzoek. Hierbij werd met name gelet op de vorm en de dikte van de biofilmen en de aanwezigheid van draadvormende organismen, protozoën en vrij gesuspendeerde biomassa (vlokjes e.d.) in de reactoren. Overigens moet worden gesteld dat de dikte van de biofilm en het aantal deeltjes/cellen visueel werden geschat. De vermelde uitkomsten betreffen dus geen exacte meetresultaten. Desondanks zijn de uitkomsten betrouwbaar genoeg voor het signaleren van trends.

De resultaten van het onderzoek van de gehechte biomassa worden in de volgende twee paragrafen samengevat en toegelicht. Het onderzoek naar de aard, herkomst en ontwikkeling van het zwevend stof wordt in paragraaf 5.3 behandeld. In de laatste paragraaf worden de uitkomsten integraal geëvalueerd.

5.1 Kwantitatieve aspecten van de gehechte biomassa

Het verloop van de hoeveelheid gehechte biomassa in de reactoren is weergegeven in de figuren 5.1 t/m 5.5.

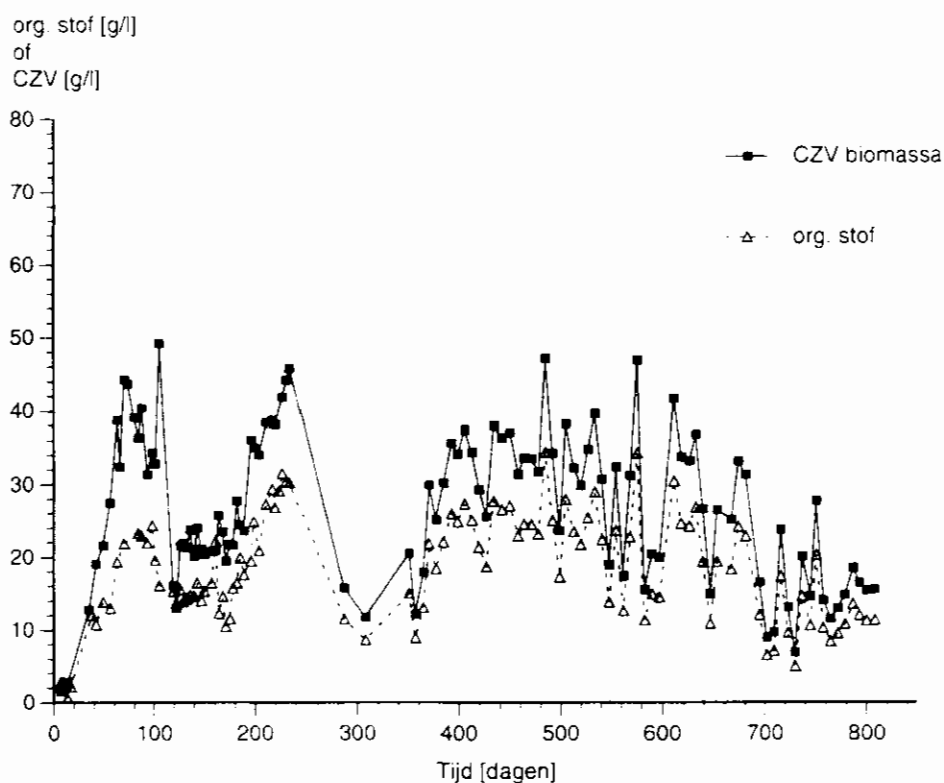
5.1.1 Startperiode

De eerste 50 dagen na de start verliep de biofilmontwikkeling in alle reactoren praktisch identiek. Hieruit blijkt dat deze ontwikkeling verloopt volgens een reproduceerbaar proces.

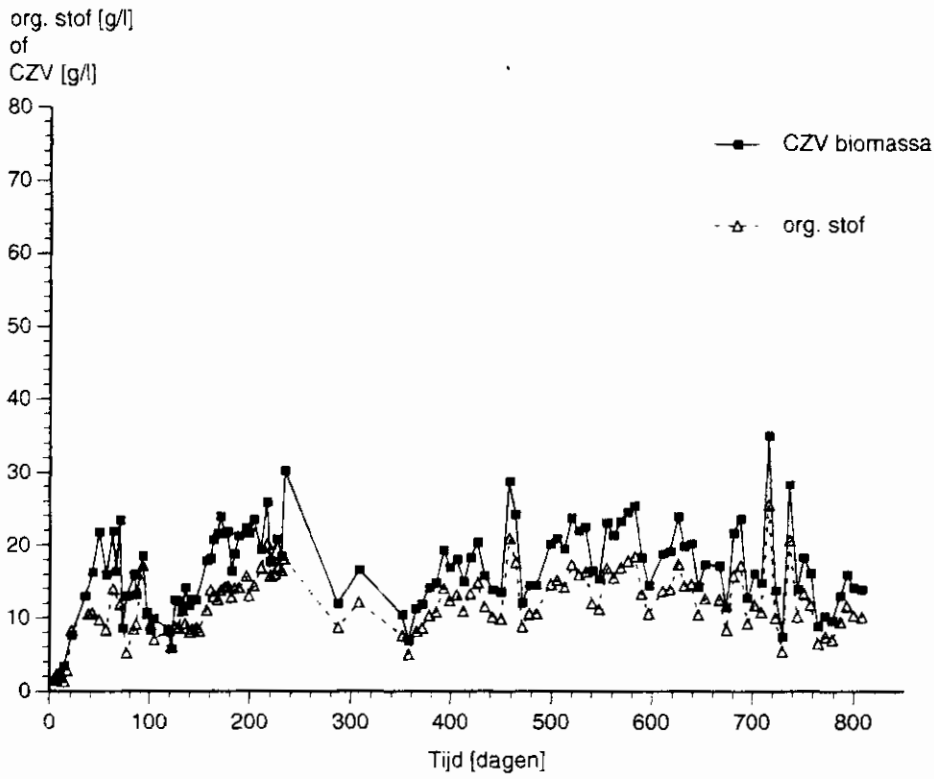
De ontwikkeling van de gehechte biomassaconcentratie vertoonde aanvankelijk een exponentiële toename die echter na twee weken overging in een aangroei met een praktisch lineair verloop.

Tijdens de exponentiële fase bedroeg de verdubbelingstijd van de gehechte biomassa 5-6 dagen ofwel een aangroeisnelheid van $0,005-0,006 \text{ h}^{-1}$. Deze biofilmaangroeisnelheid is van een andere orde van grootte dan de maximale groeisnelheid van heterotrofe bacteriën die bij 10°C en 20°C respectievelijk $0,2 \text{ h}^{-1}$ en $0,3 \text{ h}^{-1}$ bedraagt [17]. Hiervoor zijn verschillende verklaringen mogelijk:

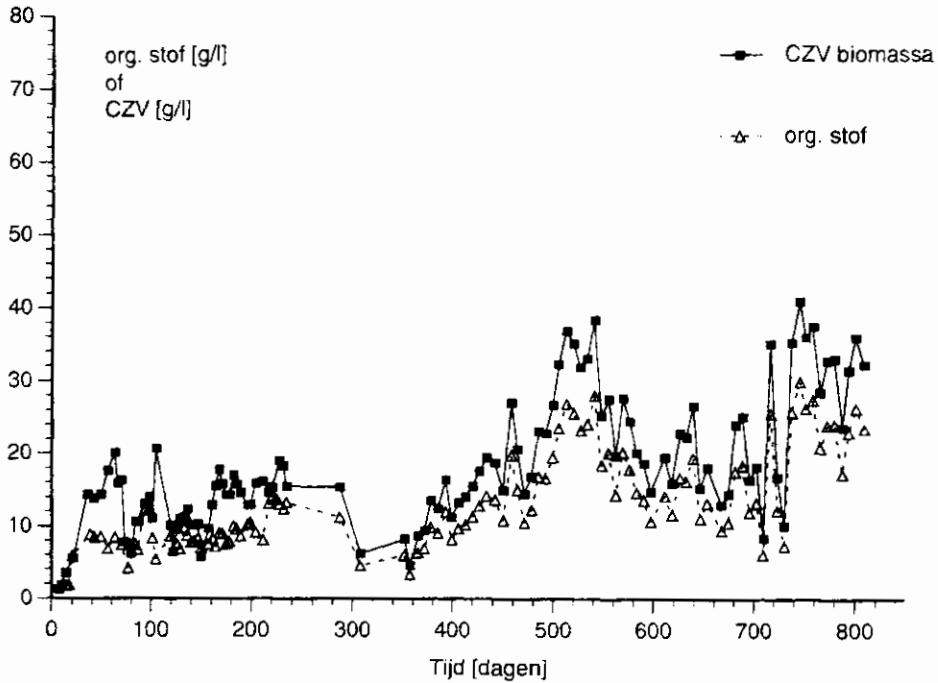
- a) de aangroei verloopt volgens een dynamisch proces en tijdens deze fase vindt ook onthechting plaats [10];
- b) de groeisnelheid van bacteriën in biofilms is feitelijk lager als gevolg van lagere substraatconcentraties.



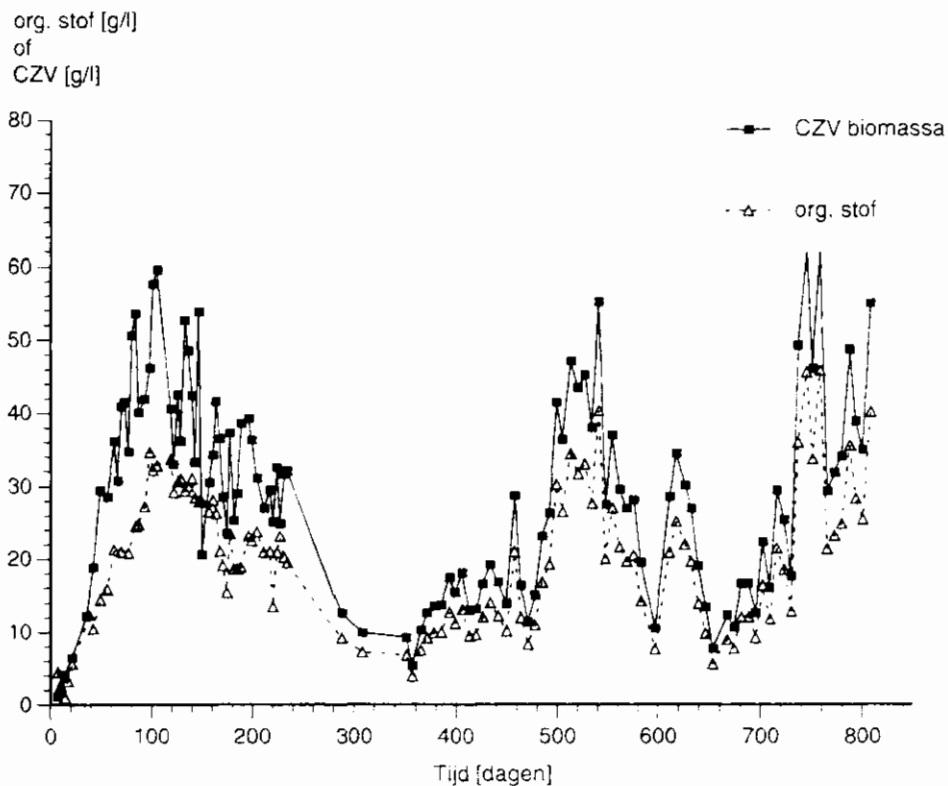
Figuur 5.1 Ontwikkeling van de gehechte biomassa in reactor 6.



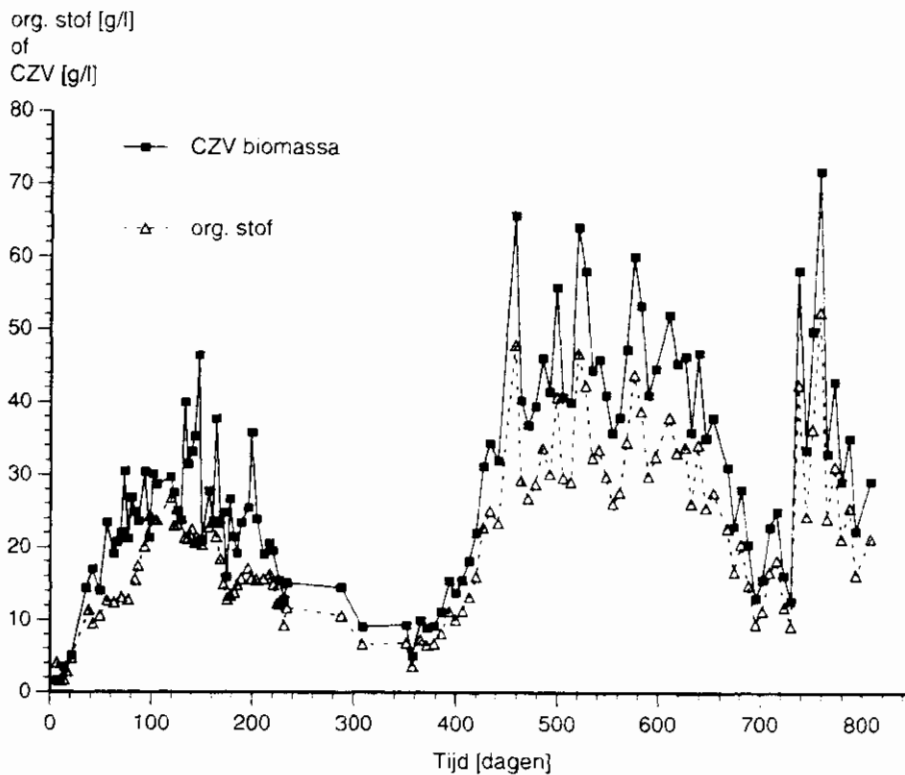
Figuur 5.2 Ontwikkeling van de gehechte biomassa in reactor 7.



Figuur 5.3 Ontwikkeling van de gehechte biomassa in reactor 8.



Figuur 5.4 Ontwikkeling van de gehechte biomassa in reactor 9.



Figuur 5.5 Ontwikkeling van de gehechte biomassa in reactor 10.

De lineaire aangroeisnelheid bedroeg 0,5-0,7 g biomassa CZV/l reactor.dag (0,3-0,44 g o.s./l.dag). De conversie in die periode bedroeg 3-4 kg CZV/m³.dag, zodat de aangroeisnelheid van de biofilm overeenkwam met 10-20% van de CZV-conversie. Hierbij moet worden opgemerkt dat het netto-aangroeisnelheden betreft, waarbij biomassaverliezen door afkalving en loslaten van biofilms en uitspoeling van begroeid dragermateriaal niet zijn inbegrepen.

De overgang van exponentiële groei naar lineaire groei van de biofilm kan worden verklaard door de afname van de groeisnelheid van de aanwezige bacteriën door verlaging van de concentratie van het groeibepalende substraat ten gevolge van biologische omzetting en/of diffusielimitering. Bij de groei van schimmels in compacte klwens, ook wel schimmelpellets genoemd, werd een vergelijkbare ontwikkeling gesignaleerd, waarbij diffusielimitering een belangrijke rol speelde [18, 19].

5.1.2 Lange-termijn-ontwikkeling

De figuren 5.1 t/m 5.5 tonen dat de ontwikkeling van de hoeveelheid gehechte biomassa heel vaak volgens een cyclisch patroon verliep, met een tijdas van circa één jaar. Het gehalte aan biomassa nam hierbij eerst toe tot 35 ± 10 g o.s./l. Het duurde meestal 3-4 maanden voordat dit niveau was bereikt, soms was echter ook sprake van een aanmerkelijk tragere (in R8 en R9 na dag 350) of juist veel snellere (R10 na dag 730) toename. Het biomassagehalte begon vaak direct na het einde van de aangroefase al weer geleidelijk te dalen, in slechts enkele gevallen was sprake van een min of meer stationaire periode tussen de toe- en afnamefase. Het biomassagehalte bleef dalen, tot een niveau van 5-10 g o.s./l was bereikt, waarna de volgende cyclus startte. Na het eerste jaar duurde het overigens aanmerkelijk langer voordat de biomassa weer begon toe te nemen dan na het tweede jaar.

Afwijkingen van dit cyclisch patroon kunnen meestal uit de experimentele condities of anderszins afdoende worden verklaard:

- bij R7 en R8 werd het biomassagehalte tot dag 221 geregeld op 10 à 20 g CZV_{biom}/l. Hiertoe werd regelmatig begroeide drager vervangen door kale korrels. Dit had ook tot gevolg dat de hiervoor genoemde lineaire aangroeisnelheden langdurig gecontinueerd werden;
- de aanwezigheid van draadvormende organismen en/of veel gesuspendeerde biomassa (o.a. in R6 rond dag 103 en na dag 700, en in R7 vanaf dag 350). Hierop wordt in de volgende paragrafen nader ingegaan;
- de extra experimenten met stootbelastingen in R9 tijdens het tweede onderzoekjaar.

5.1.3 Vulvolume en dichtheid van de biofilm

Bij de start van de proeven was 8 vol. % drager aanwezig. Het volume dat door de drager plus de biofilm werd ingenomen, is vanaf dag 98 regelmatig bepaald. Het varieerde van 25 tot circa 75 vol. %. Biomassagehaltes > 15 g o.s./l correspondeerden in R6 t/m R9 met een vulvolume van 50-70%, in R10 gingen vanaf dag 350 biomassagehaltes vergelijkbaar met die in de andere reactoren gepaard met een wat lager vulvolume.

Dit laatste leidt tot verschillen in biofilmdichtheid. In R6 tot en met R9 en in R10 (na dag 350) bedroeg deze, indien uitschieters buiten beschouwing worden gelaten, respectievelijk 60 ± 20 g/l en 80 ± 20 g/l.

5.1.4 Korte-termijn-fluctuaties

Naast het hiervoor genoemde cyclische patroon, was ook sprake van korte-termijn-fluctuaties. Hierbij verdween soms in enkele dagen de helft van de CZV-biomassa.

Het verloop van de hoeveelheid gehechte biomassa uitgedrukt in mg CZV_{biom}/g drager vertoont praktisch dezelfde fluctuaties. Dit betekent dat de korte-termijnveranderingen niet door massale uitspoeling van begroeide drager veroorzaakt werden, maar door afkalven van de biofilm.

De fluctuaties waren in het algemeen sterker naarmate meer biomassa in de reactoren aanwezig was. Dit suggereert een verband met het vulvolume; de korrels begonnen meer over elkaar te schuren naarmate het biomassagehalte toenam.

Als de biomassagehalten uitgedrukt in CZV en organische stof met elkaar worden vergeleken dan blijkt dat, in de periode dat beide parameters werden gemeten, de patronen niet volledige parallel verlopen. Bovendien blijkt de organische-stofconcentratie van de gehechte biomassa een constanter verloop te hebben dan het biomassa-CZV. Dit komt doordat de verhouding CZV/organische stof van de gehechte biomassa in de tijd niet constant was. In de opstartperiode bedroeg deze verhouding in alle reactoren gemiddeld 1,8 om vervolgens af te nemen tot een gemiddelde van circa 1,5. Uitgaande van de empirische cel-formule, bedraagt de verhouding CZV/organische stof van zuiver biologisch materiaal 1,4. Een mogelijke verklaring voor de hier gevonden hogere CZV/o.s.-verhoudingen is de adsorptie in de biofilm van componenten met een hoge CZV/o.s.-verhouding, bijvoorbeeld hogere vetzuren en vetten. Een andere verklaring is de adsorptie van zwevend stof uit het influent. De afname van de temperatuur van 20°C naar 12°C tijdens de opstartperiode en de

slechtere biologische omzetting van vetachtige componenten bij lagere temperaturen speelt hierbij mogelijk ook een rol. De CZV/o.s.-verhouding van dat materiaal is ongeveer 2.

Uit deze waarnemingen kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de biofilm lijkt te kunnen functioneren als adsorbens voor bepaalde organische componenten, met name vetten en vetzuren;
- bij de interpretatie van de biomassaconcentratie op basis van CZV moet rekening worden gehouden met een mogelijke overschatting van de werkelijke biomassaconcentratie met maximaal 20-30%;
- de gehechte biomassaconcentratie is waarschijnlijk stabiel dan uit de CZV-biomassabepalingen blijkt.

5.1.5 Dragerbalans

De hoeveelheid drager werd geregeld op 180 g/l. Over de volledige onderzoeksperiode bezien bedroeg het dragerverlies gemiddeld $0,72 \pm 0,12$ g/l.dag (tabel 5.1). Dit is inclusief een verlies van 0,1 g drager/l.dag door monsternamen voor analyses. Een verlies van 0,72 g/l.dag (= 0,4%/dag) correspondeert met een uitspoeling van 50 g/m².h. De toepassing van dragervangbuizen beperkt dus de verliezen tot een niveau dat ook voor full-scale reactoren acceptabel is [3].

In de periode dag 335-480 (geen draadvormende organismen aanwezig; hoeveelheid gehechte biomassa geleidelijk stijgend tot 20 à 30 g CZV/l; filmdikte < circa 200 µm) waren de dragerverliezen met gemiddeld 0,29 g/l.dag zeer gering. De verliezen namen wat toe (0,5-1,0 g/l.dag) in perioden met hoge biomassagehaltes en/of dikke filmen om de dragerdeeltjes. De laatstgenoemde factor lijkt hierbij wat zwaarder te wegen dan het gehalte aan biomassa. Indien draadvormende organismen aanwezig waren, namen de verliezen toe tot 1 à 5 g/l.dag, met incidenteel uitschieters van 2-5 g/l.dag. Massale dragerverliezen, zoals bij eerdere onderzoeken soms optraden, hebben niet plaatsgevonden.

Een verlies van 0,72 g drager/l.dag leidt tot een dragerleeftijd van 250 dagen. Door de biomassa-regeling in enkele reactoren was de werkelijke dragerleeftijd soms echter aanmerkelijk korter.

Tabel 5.1 Toevoegen/afvoeren van dragermateriaal.

	Periode (dagen)	R6	R7	R8	R9	R10
Toegevoegd (g/l)	1-220	180	716	623	178	96
	221-334	0	78	21	124	145
	335-480	116	20	50	50	34
	481-667	234	80	165	256	266
	668-787	125	150	105	113	150
Afgevoerd (g/l)	1-220	–	469	440	–	–
	221-334	–	–	–	–	–
	335-480	60	–	–	–	–
	481-667	64	11	10	48	183
	668-787	–	–	–	11	33
Netto toegevoegd (g/l)	1-220	180	247	183	178	96
	221-334	0	78	21	124	145
	335-480	56	20	50	50	34
	481-667	170	69	155	208	83
	668-787	125	150	105	102	117
Verlies (g/l.dag)	1-220	0,82	1,13	0,84	0,83	0,44
	221-334	0	0,69	0,19	1,10	1,28
	335-480	0,39	0,14	0,35	0,35	0,24
	481-667	0,91	0,37	0,83	1,12 ¹⁾	0,45
	668-787	1,05	1,26	0,88	0,86	0,98
Gemiddeld verlies (g/l.dag)	1-787	0,68	0,72	0,65	0,84	0,60
Dragerleeftijd (dagen) ²⁾		265	250	277	214	300

¹⁾ ondersteunende metingen ⇒ wat extra verliezen

²⁾ excl. invloed biomassaregeling

5.2 Kwalitatieve aspecten

In de volgende subparagrafen is het verloop van een aantal kenmerken schematisch weergegeven.

5.2.1 Biofilmen

Periode dag 1-225 (9 september 1987-20 april 1988)

Variabelen:

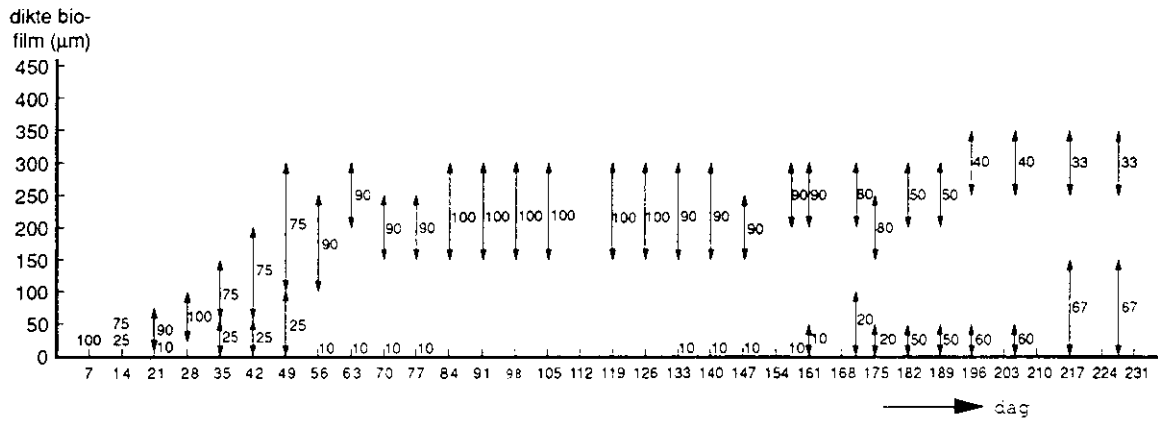
- ruw (R6) en voorbezonken (R7 t/m R10) influent
- biomassa-regeling: R7 en R8

De figuren 5.6 en 5.7 zijn illustratief voor de ontwikkeling van de biofilmen in de reactoren zonder en met regeling van de hoeveelheid gehechte biomassa.

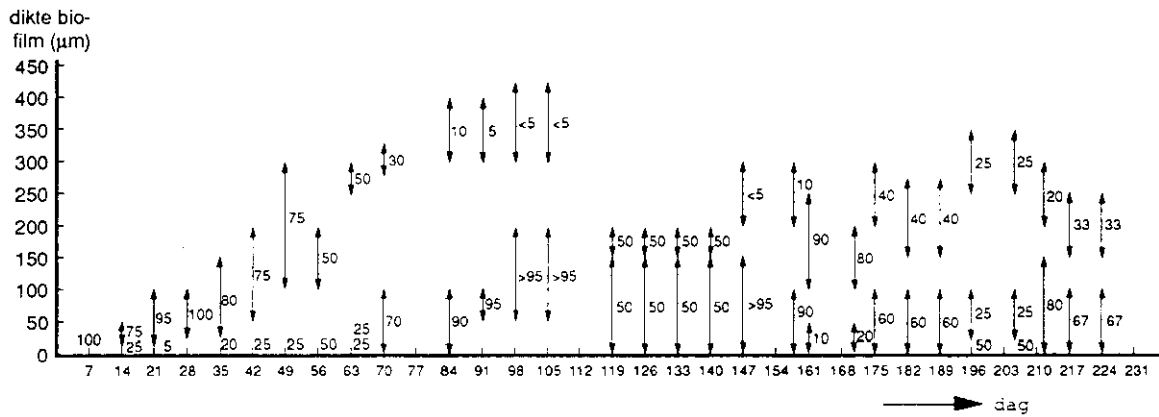
De eerste 6 weken was sprake van een vrijwel identieke biofilmvorming in de vijf reactoren. Na het dichtgroeien van de nissen en gaten (figuur 5.8) werden praktisch alle korrels concentrisch omgeven door biofilmen, die op dag 42 een dikte van 50-200 μm hadden bereikt.

In de reactoren zonder biomassa-regeling nam de filmdikte in de volgende 20-40 dagen verder toe tot 150-300 μm (figuur 5.9). De volgende maanden veranderde, op wat fluctuaties van de filmdikte na, niet veel. Naarmate de tijd voortschreed, begon het percentage korrels met een filmdikte $> 150 \mu\text{m}$ echter langzaam te dalen. Aan het einde van deze periode was in R6 en R9 nog slechts 30% van de dragerdeeltjes omgeven door een forse biofilm. De dikte van deze biofilmen was gestegen tot 350 à 400 μm . In R6 en R9 werd niet waargenomen dat biofilmen massaal van de dragerdeeltjes knapten, zodat het geleidelijk verlies van dikke filmen aan uitspoeling van begroeide dragerdeeltjes toegeschreven moet worden.

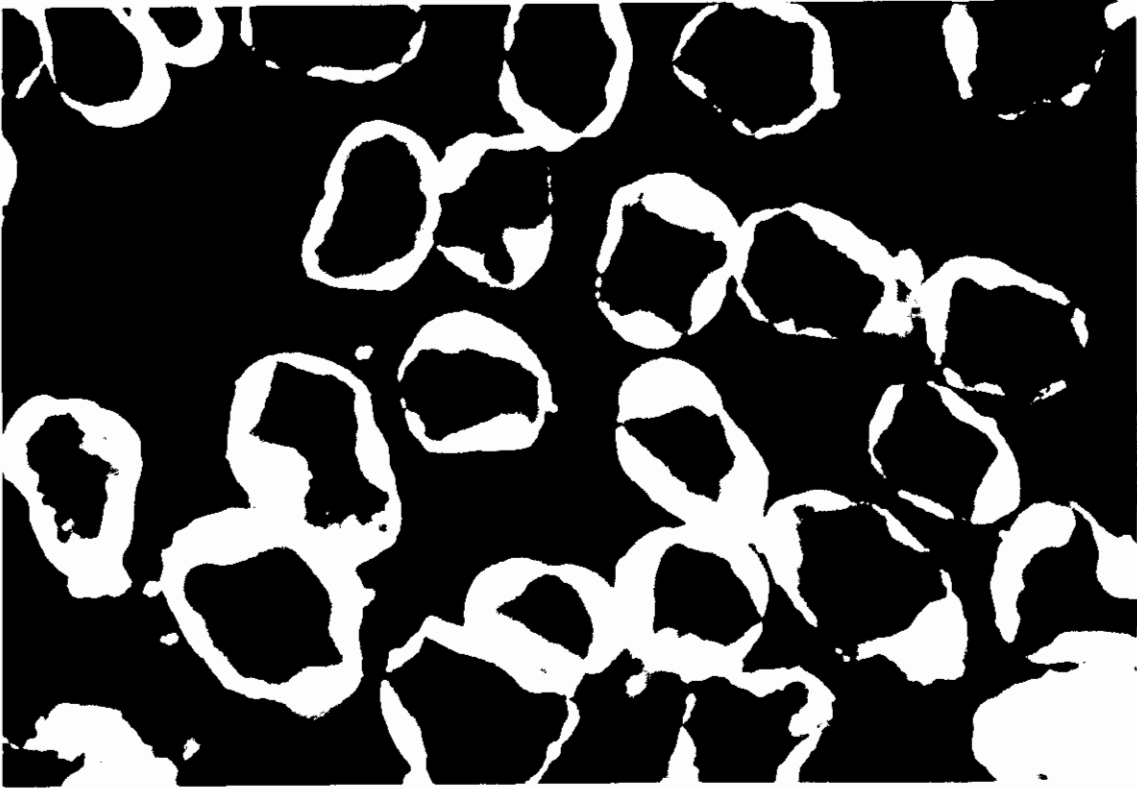
De biofilmvorming op de nieuw toegevoegde dragerdeeltjes – ter compensatie van deze geleidelijke verliezen – verliep veel trager dan bij de start van het experiment. Er was ook niet langer sprake van een concentrische biofilmontwikkeling; op veel nieuwe korrels groeiden alleen plukjes biomassa (niet-concentrische filmvorming, figuur 5.10). Het microscopisch beeld werd steeds heterogener, waardoor de schatting van het percentage korrels met een bepaald stadium van filmvorming de laatste twee maanden steeds lastiger werd.



Figuur 5.6 Ontwikkeling van de biofilm in R9.
Pijlen: variatie in filmdikte.
Getallen: Percentage van het aantal korrels met de betreffende filmdikte.



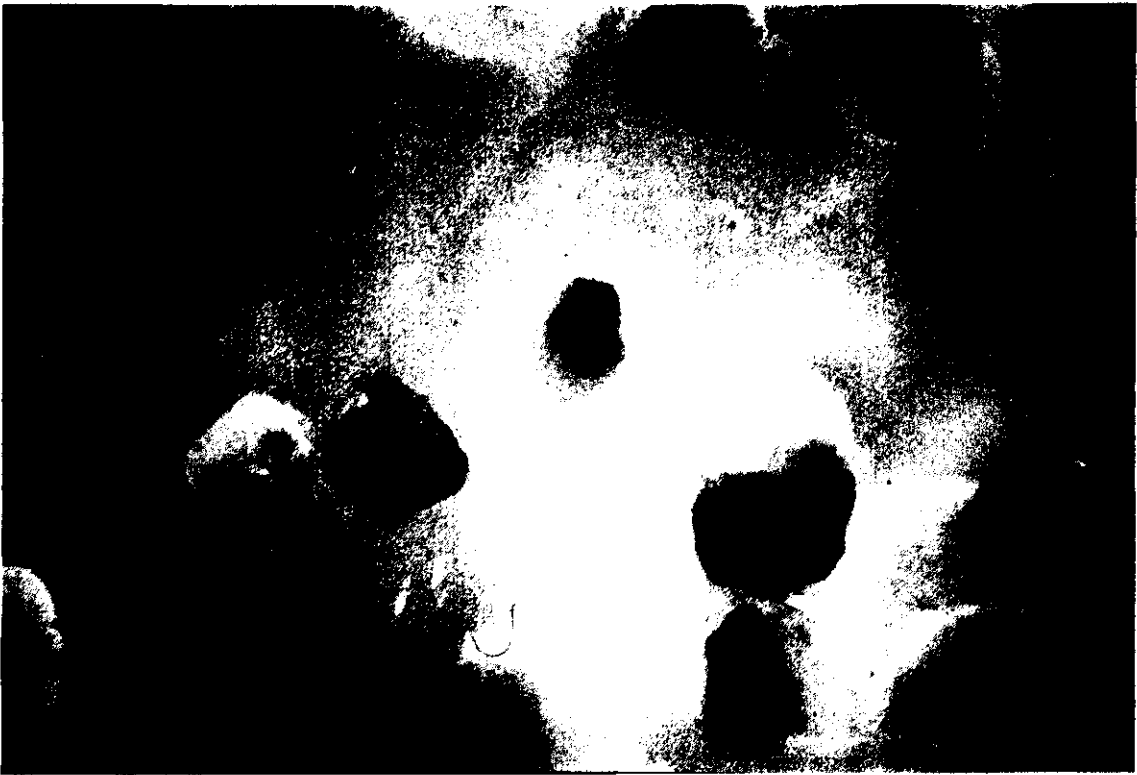
Figuur 5.7 Ontwikkeling van de biofilm in een reactor met biomassaregeling (R7).
Pijlen: variatie in filmdikte.
Getallen: Percentage van het aantal korrels met de betreffende filmdikte.



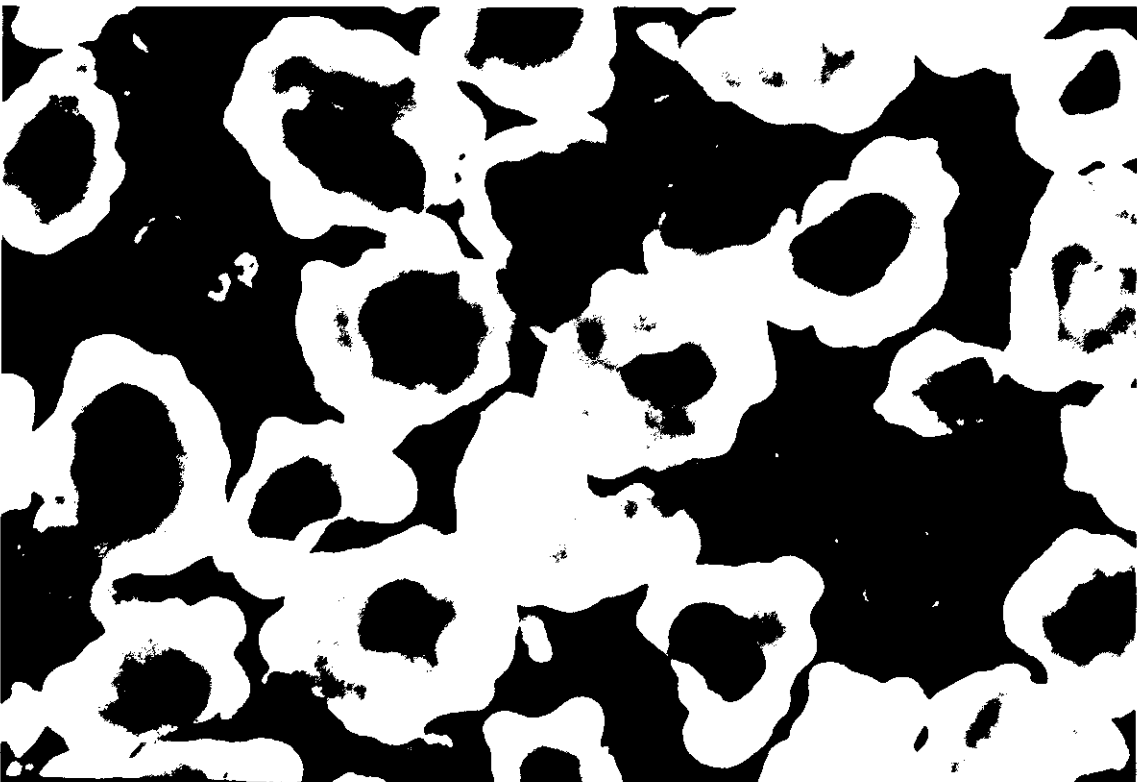
Figuur 5.8 Door het dichtgroeien van alle nissen en gaten zijn afgeronde deeltjes ontstaan.



Figuur 5.9 De dragerdeeltjes zijn concentrisch omgeven door biofilmen met een dikte van 150-300 μm .



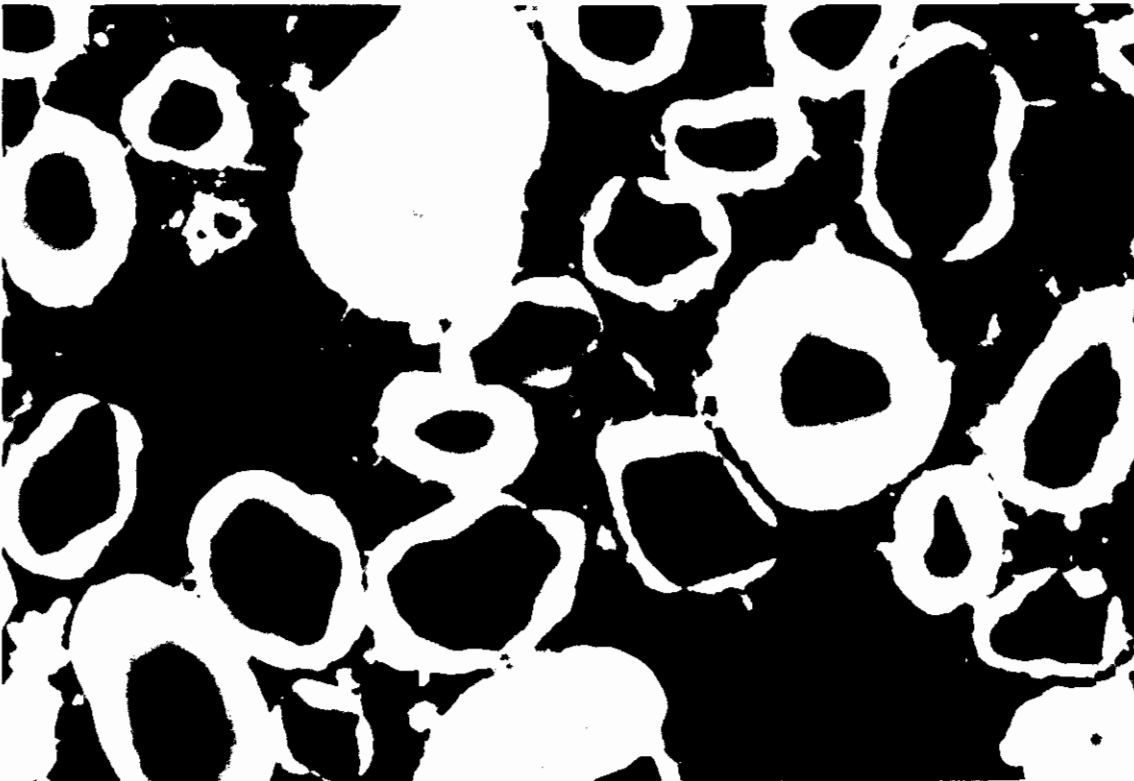
Figuur 5.10 Niet-concentrische begroeiing van dragerdeeltjes.



Figuur 5.11 Bloemkoolstructuur in een vergevorderd stadium. Veel restanten van biofilmen aanwezig.



Figuur 5.12 De biofilm knapt van de drager.



Figuur 5.13 Oude en nieuwe biofilmen in R7.

In R10 werd de afname van het percentage korrels met dikke filmen aanmerkelijk versneld door een ontwikkeling die in dit rapport met de term “bloemkoolstructuur” wordt aangeduid. Dit proces startte rond dag 120. Het oppervlak van de biofilm veranderde hierbij eerst van glad in golvend. Het leek erop of de film uit enigszins bolle, van elkaar gescheiden segmenten bestond. Het geheel deed wel wat aan een bloemkool denken. Deze overeenkomst werd nog versterkt doordat vervolgens scheuren tussen aangrenzende segmenten ontstonden, waarna de film vaak van de drager knapte (figuren 5.11 en 5.12). Dit leidde tot verstopping in de nabezinktank. Via geforceerd spoelen op dag 148 werd het aantal losse filmen drastisch gereduceerd. Hierbij werd circa de helft van de biomassa afgevoerd. Gedurende de laatste maanden van deze periode verdwenen de resterende dikke films, eerst geleidelijk en na dag 203 heel abrupt. De nieuwe filmvorming op de kale korrels verliep, net als in R6 en R9, volgens een heterogeen patroon. Tijdens het verdere verloop van de experimenten werd overigens vastgesteld dat de bloemkoolstructuur lang niet altijd uitmondde in het massaal losknappen van de biofilmen.

Uit de reactoren R7 en R8 werd tussen dag 42 en dag 80 in totaal 300 g drager afgevoerd en corresponderende hoeveelheden schone drager toegevoegd. De nieuwe korrels werden weer concentrisch begroeid (figuur 5.13), waarbij de filmdikte praktisch even snel toenam als tijdens de aangroefase na de start. De resterende oude korrels spoelden uit, hetgeen nog versterkt werd doordat de kolonisering door *S. natans* tot het ontstaan van “pluizebollen” (zie paragraaf 5.2.2) had geleid. Overigens was de dikte van de film om deze oude korrels intussen toegenomen tot circa 350 μm . Tussen dag 90 en dag 135 waren veel draadvormende bacteriën aanwezig en stagneerde de groei van de biomassa; na de laatstgenoemde dag begon de filmdikte om een gedeelte van de korrels weer toe te nemen. Ook in deze reactoren werd de morfologie van de biofilmen de laatste maanden steeds heterogener. Dit werd nog versterkt door de hervatting van de biomassaregeling in de periode dag 175-218. Alleen bij R8 knapten rond dag 180 nogal wat dikke filmen van de drager. Aan het einde van deze periode werden in R8 ook bloemkoolstructuren waargenomen.

Samenvattend kan worden gesteld dat:

- gedurende de eerste vier maanden sprake was van een min of meer uniforme ontwikkeling van de biofilm in alle reactoren, welke zelfs niet wezenlijk beïnvloed werd door de biomassaregeling in R7 en R8. Tijdens deze periode werden steeds concentrische filmen om praktisch alle korrels gevormd;

- de filmvorming vervolgens stagneerde, waarna geleidelijk een situatie ontstond waarbij twee fracties konden worden onderscheiden:
 - a. Een fractie met dikke, concentrische filmen. De grootte van deze fractie daalde geleidelijk met 0,5% à 0,7% per dag. De filmdikte om de resterende korrels steeg tot maximaal 300 à 400 μm .
 - b. Een fractie met geen/weinig filmvorming (veelal niet-concentrisch) op de korrels. Deze fractie werd steeds groter door het compenseren van dragerverliezen (alle reactoren), de biomassa-regeling (R7 en R8) en het losknappen van biofilmen (voornamelijk in R10).
- De filmvorming op deze fracties verliep veel trager dan de biofilmontwikkeling na de start van de proeven;
- voornamelijk uit R10 veel biomassa is verdwenen door het losknappen van de filmen.

Periode dag 226-340 (21 april-13 augustus 1988)

Tijdens de interimperiode tussen het eerste en het tweede onderzoekjaar is slechts incidenteel microscopisch onderzoek uitgevoerd.

In de reactoren 7, 8 en 10 en later ook in R9 stagneerde de normale filmvorming volledig. De stevige, al dan niet concentrische biofilmen verdwenen. In plaats hiervan werden "bio-filmen" gevormd die uit brokjes biomassa bestonden (figuur 5.14). De deeltjes waren niet stevig met elkaar verbonden, het leek erop of stukjes film direct na groei alweer van de drager knapten (\Rightarrow erg veel van zulke deeltjes in de vloeistoffase).

In R6 was de kwaliteit van de filmen duidelijk beter dan in de andere reactoren. De dikkere filmen verdwenen geleidelijk, gelijktijdig groeiden echter nieuwe filmen op de dragerdeeltjes.

Periode dag 341-480 (14 augustus-31 december 1988)

Variabelen:

- R6 t/m R9: Voeding met ruw influent, hydraulische verblijftijd 1,5 uur.
- R10: Voeding met het effluent van een A-trap, hydraulische verblijftijd 1 uur.

Op dag 357 werden alle reactoren geforceerd gespoeld teneinde de hiervoor genoemde stukjes film vergaand te verwijderen.

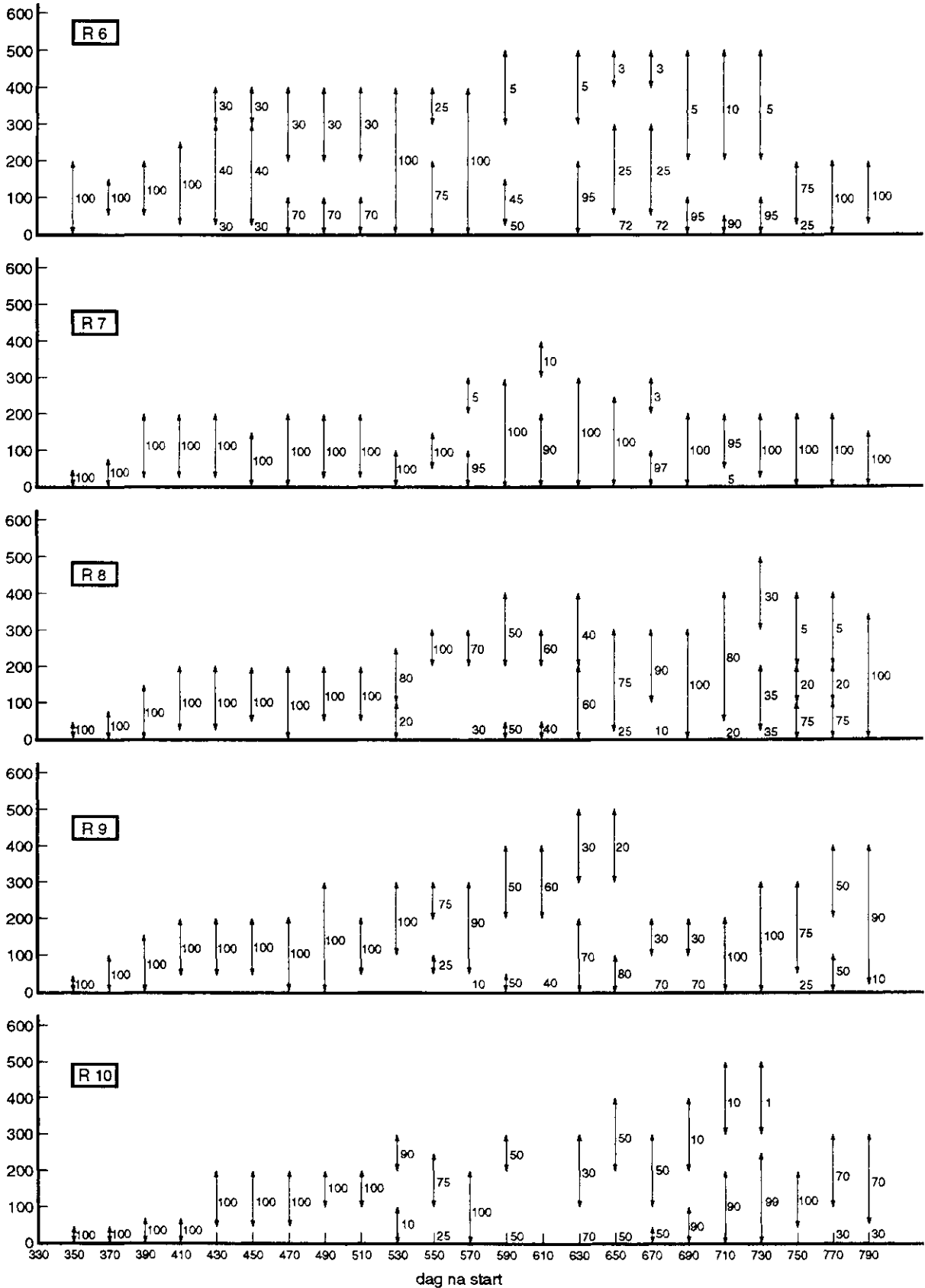


Figuur 5.14 De "biofilmen" bestaan uit brokjes biomassa.



Figuur 5.15 Een kolonie Ciliaten.

Filmdikte (µm)



Figuur 5.16 Biofilmontwikkeling tijdens het tweede onderzoekjaar.

Pijlen: variatie in filmdikte.

Getallen: Percentage van het aantal korrels met de betreffende filmdikte.

De ontwikkeling van de biofilmen is grafisch weergegeven in figuur 5.16.

In R6 groeiden vanaf het begin concentrische filmen om praktisch alle dragerdeeltjes. De dikte van de filmen varieerde na 2 maanden (medio oktober) van 50 μm tot 200 μm . Tijdens de laatste maanden onstonden, net als gedurende het eerste onderzoekjaar, geleidelijk twee fracties die qua filmdikte en begroeiingspatroon (alleen bij de dikke filmen een concentrische begroeiing van de drager) aanmerkelijk van elkaar verschilden.

In R7 t/m R9 bleef het microscopisch beeld tot begin oktober tamelijk chaotisch (stagnerende filmvorming, veel stukjes biofilm los op de drager en in de vloeistoffase). In de reactoren 8 en 9 trad vervolgens een herstel op en groeiden weer concentrische filmen die aan het einde van deze periode maximaal 200 μm dik waren. Ook bij R7 was niet langer sprake van een voortdurend afbrokkelende biofilm, de groeisnelheid van de biofilmen bleef echter duidelijk achter bij die in de andere reactoren.

In R10 ontwikkelden zich, net als in R6, vanaf het begin compacte, concentrische biofilmen. Deze waren duidelijk donkerder getint dan in de andere reactoren en werden, naarmate de tijd voortschreed, ook steeds bruiner.

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat ondanks de identieke belasting van R6 t/m R9 er sprake was van aanmerkelijke verschillen in biofilmvorming in deze reactoren. Deze verschillen kunnen grotendeels uit de in de vorige periode ingezette ontwikkeling worden verklaard.

Periode dag 481-667 (1 januari-6 juli 1989)

Variabelen:

- hydraulische verblijftijd: 1,5 uur in R6, 0,6-1,5 uur in R7/R8, 2 uur in R9 en 1 uur in R10;
- R10 werd gevoed met het effluent van een A-trap, de overige reactoren met ruw influent;
- piekbelastingen (NH_4^+ en CZV) in R9.

Gedurende de gehele periode was steeds sprake van een fors verschil tussen R7 en de overige reactoren.

In reactor 7 stagneerde de biofilmvorming. Dikke, concentrische filmen werden slechts incidenteel waargenomen, op de meeste dragerdeeltjes waren alleen plukjes biomassa aanwezig. Een schatting van het percentage korrels met een bepaald aangroeistadium was daardoor nauwelijks mogelijk.

In de andere reactoren waren wel compacte, concentrische biofilmen aanwezig, die in de loop van de tijd steeds dikker werden, tot maximaal 400 à 500 μm (figuur 5.17). Net als tijdens het eerste jaar daalde het percentage korrels met dikke filmen geleidelijk. Na dag 640 knapten in R9 abrupt alle dikke filmen van de dragerdeeltjes, zonder dat sprake was van een bloemkoolstructuur. Dit laatste proces trad in R6 voortdurend op, maar leidde niet tot het loslaten van de biofilmen. Op de nieuw toegevoegde dragerdeeltjes groeiden zeer geleidelijk weer biofilmen, in eerste instantie voornamelijk niet-concentrisch. In R8 konden beide fracties de laatste maanden niet goed van elkaar onderscheiden worden door de groei van draadvormende organismen.

Aan het einde van deze periode groeiden in R6 en R7 grote, enigszins transparante kolonies (monocultures van bacteriën) langs de rand van de biofilmen (figuur 5.18).

Samenvattend kan worden gesteld dat:

- R7 en R8, ondanks de identieke procescondities aanmerkelijk van elkaar verschilden;
- de ontwikkelingen in de reactoren 6, 8, 9 en 10, ondanks de verschillen in procesomstandigheden, sterke overeenkomsten vertoonden.

Periode dag 668-800 (7 juli-16 november 1989)

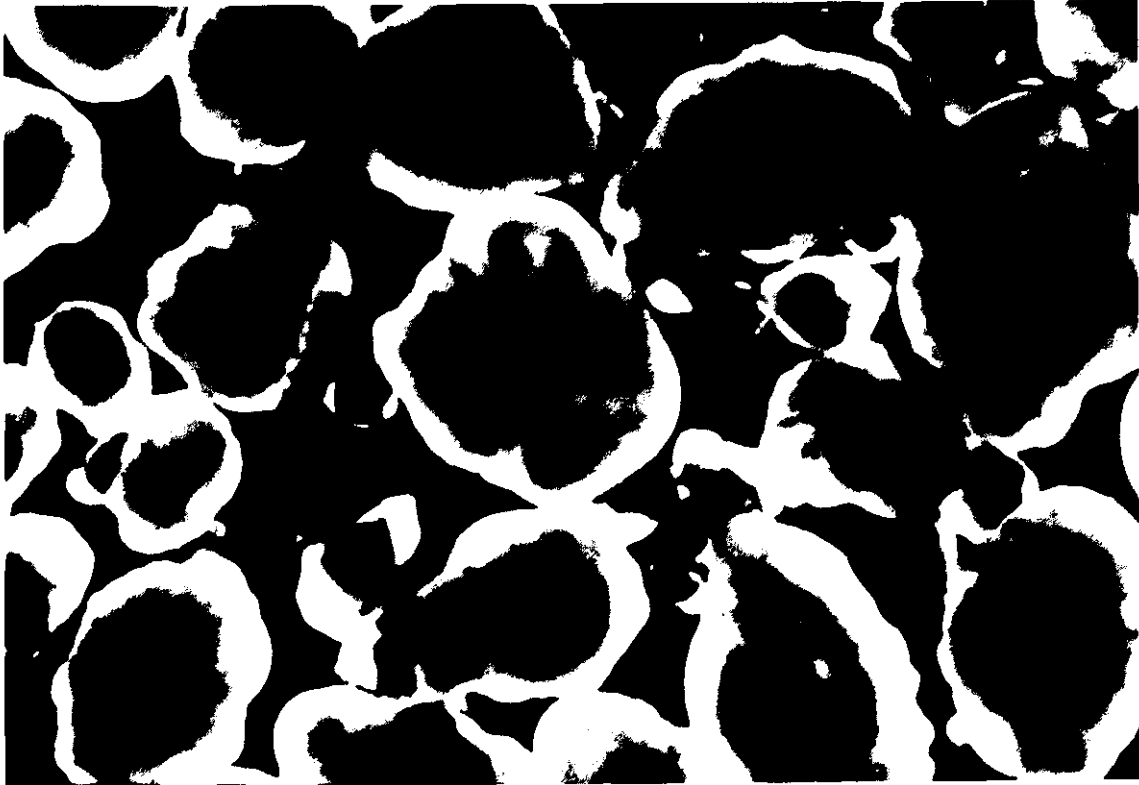
Variabelen:

- hydraulische verblijftijd: 1,5 uur in R6 t/m R8, 1,5 en 3 uur respectievelijk voor en na dag 779 in R9. In R10 werd op dag 779 de waterverblijftijd verlengd van 1 tot 1,5 uur;
- R9: extra CZV (vetzuren) en NH_4^+ vanaf dag 779 om het belastingsverlies door de verlenging van de verblijftijd te compenseren;
- regeling pH (≥ 6) in R6/R7 in de periode dag 715-779;
- O_2 -regeling in R7 en R8 vanaf dag 779 op respectievelijk 1 en 5 mg O_2/l .

De uit de vorige periode daterende dikke filmen verdwenen tijdens de eerste maanden.

In R6 stagneerde de filmvorming vervolgens en werd het microscopisch beeld praktisch identiek aan dat van R7, waarin de biofilmvorming ook in deze periode niet goed op gang kwam. In de overige reactoren groeiden, na een korte periode met een weinig uniforme biofilmontwikkeling, opnieuw concentrische filmen om de meeste dragerdeeltjes. Na dag 750 werden alleen in R10 veel restanten biofilm waargenomen in de vloeistoffase.

Een duidelijk effect van de hiervoor genoemde variabelen op de biofilmontwikkeling kon niet worden vastgesteld.



Figuur 5.17 Twee fracties: "oude" deeltjes met dikke filmen, "nieuwe" deeltjes met nauwelijks filmvorming (R10).



Figuur 5.18 Enigszins transparante kolonies langs de randen van de biofilmen.

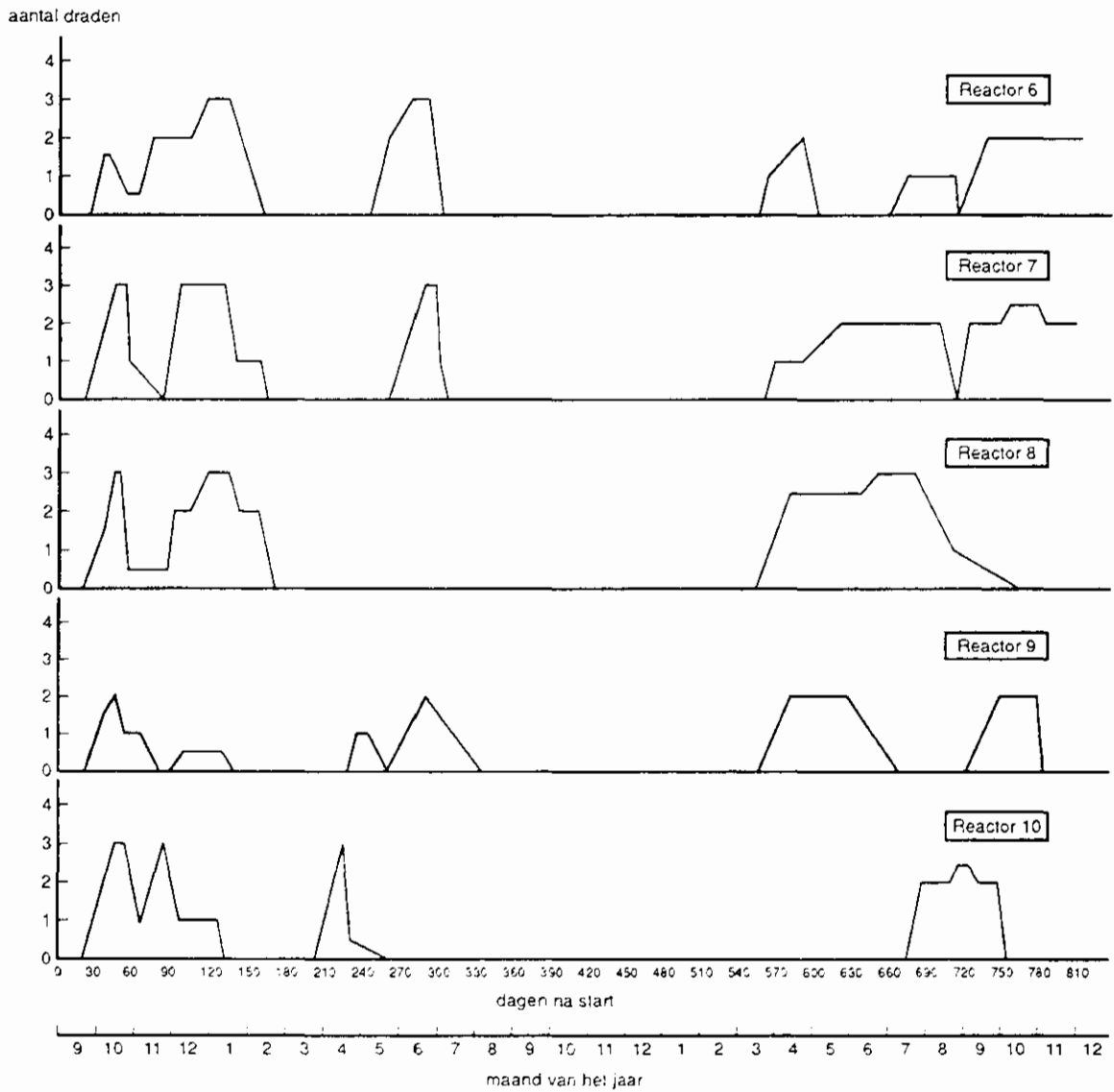
5.2.2 Draadvormende bacteriën

Het verloop van het aantal draadvormende bacteriën is samengevat in figuur 5.19. Tijdens de gehele onderzoeksperiode is het aantal draden nooit buitengewoon groot (schaalindeling > 3) geweest, zoals bij eerdere experimenten wel het geval was [7]. De aanwezige soorten, meestal *Thiothrix spp.* (figuur 5.20) en *S. natans* (figuur 5.21), soms ook de typen 021N, 1701 en 0211, worden in actief-slibinrichtingen voornamelijk bij slibbelastingen $> 0,3$ - $0,5$ kg CZV/kg slib.dag waargenomen [49]. Ook bij het onderhavige onderzoek was sprake van een duidelijk effect van de slibbelasting op de groei van draadvormende micro-organismen (figuur 5.22). Aangezien de volumebelasting, over langere perioden bezien, in de meeste reactoren niet sterk fluctueerde, betekent dit dat de draadvormers voornamelijk groeiden indien relatief weinig gehechte biomassa in de reactoren aanwezig was. Groei van draadvormers op praktisch kale dragerdeeltjes werd echter slechts incidenteel waargenomen; deze organismen hechten kennelijk veel beter indien een (beginnende) biofilm aanwezig is. Ook tijdens de interimperiode tussen het eerste en het tweede jaar, toen de biofilmen voortdurend afbrokkelden, zagen de draadvormers, ondanks de hoge slibbelasting, geen kans de dragerdeeltjes blijvend te koloniseren.

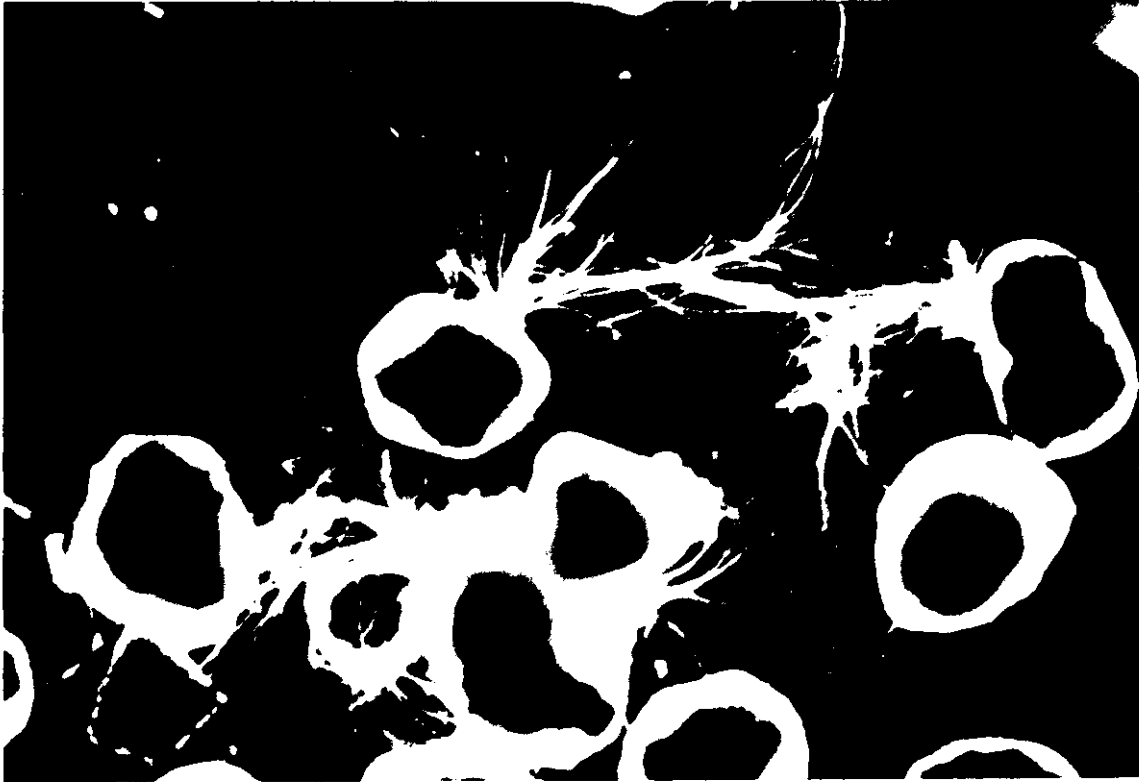
Figuur 5.22 toont dat bij slibbelastingen $>$ circa 1 kg CZV/kg CZV_{biom}.dag het aantal draden weer wat afnam. Dit is niet goed verklaarbaar en ook in tegenspraak met eerdere waarnemingen van extreem veel draden bij hoge belastingen van de airliftractoren [6].

Naast de slibbelasting lijkt ook het seizoen (samenstelling afvalwater en/of activiteit biomassa) de groei van draadvormende bacteriën in de airliftractoren te beïnvloeden. De groei van draadvormers startte in het tweede jaar rond 1 april (R6 t/m R9). In de perioden januari-maart werd nooit groei van draadvormers waargenomen, ook niet indien relatief weinig gehechte biomassa aanwezig was zoals b.v. in R7.

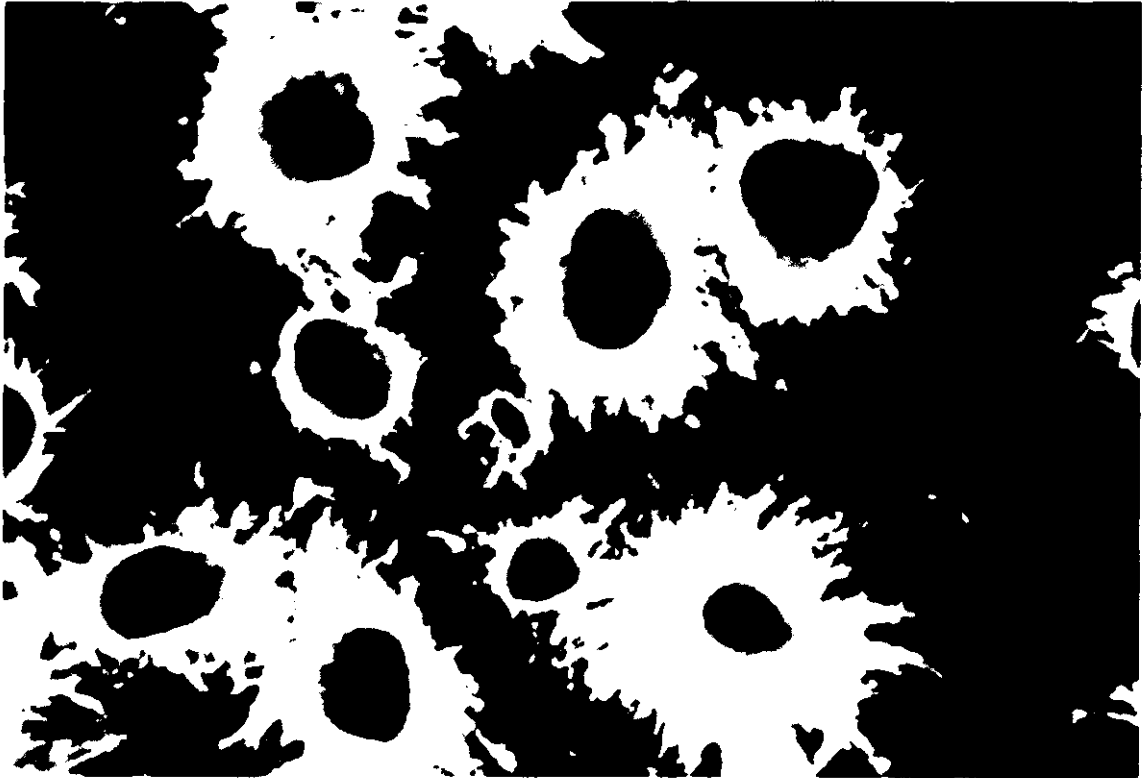
Er waren aanmerkelijke verschillen tussen de reactoren, ook bij ogenschijnlijk identieke procesomstandigheden, voor wat betreft het aantal draden en de tijd dat deze zich konden handhaven. Zo startte b.v. in het eerste jaar de groei van draadvormers in alle reactoren na circa één maand. In R9 zette de groei echter niet door en waren de draden weer snel verdwenen, terwijl zij zich in de "identieke" reactor 10 langdurig konden handhaven. Ook tijdens het verdere verloop werd waargenomen dat de draden soms weer snel verdwenen. Vooruitlopend op paragraaf 5.3 kan gesteld worden dat draadvormende organismen zich alleen langdurig konden handhaven indien gelijktijdig de toename van de hoeveelheid gehechte biomassa stagneerde.



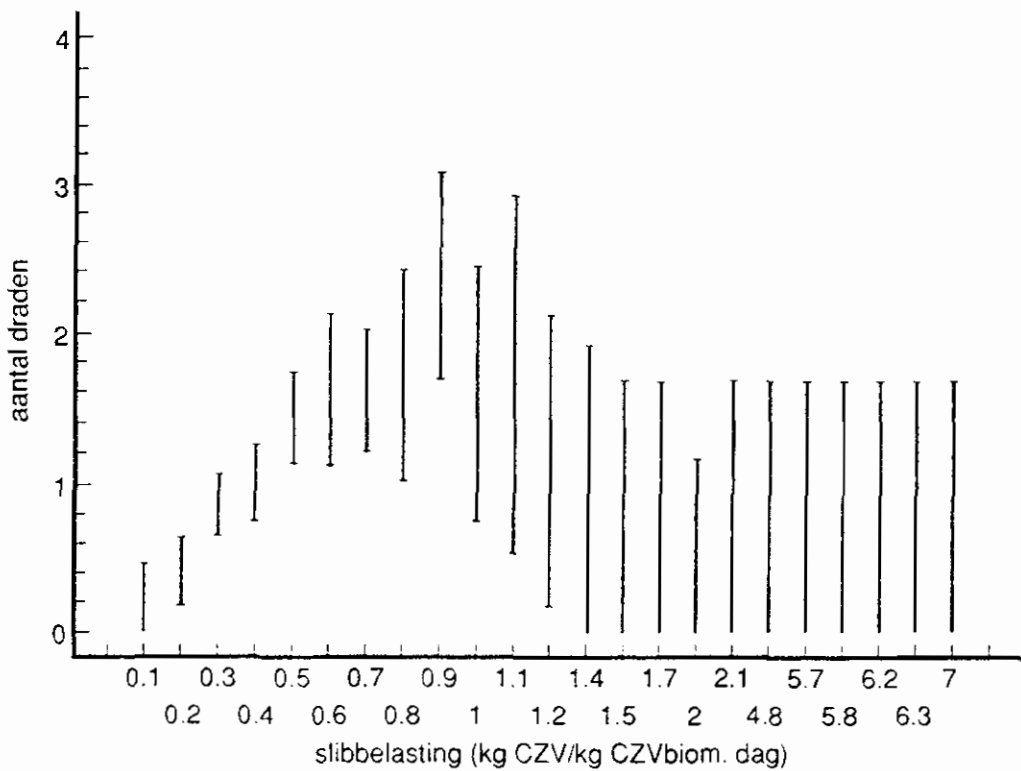
Figuur 5.19 Aantal draadvormende bacteriën in de reactoren; schaal 0-4: geen - zeer veel draden.



Figuur 5.20 Forse Thiothrix-draden op de biofilmen.



Figuur 5.21 Door de groei van *S. natans* en de hechting van biomassa aan de draden zijn "pluizebollen" ontstaan.



Figuur 5.22 De invloed van de slibbelasting op het aantal draadvormende organismen.

Inzake het effect van de proefvariabelen op het aantal draadvormende organismen kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt:

- de biomassaregeling tijdens het eerste jaar had tot gevolg dat de draden tijdelijk grotendeels verdwenen uit de betreffende reactoren (R7/R8);
- in R10 groeiden minder vaak draden nadat overgeschakeld was op voeding met het effluent van een A-trap. Dit is vrijwel zeker een belastingseffect;
- de tijdelijke terugval van het aantal draden in R6/R7 na dag 715 moet toegeschreven worden aan de start van de pH-regeling;
- de verlenging van de hydraulische verblijftijd tot 3 uur in R9 vanaf dag 779 en de toevoeging van vetzuren + NH_4^+ om de volumebelasting op peil te houden, leidden tot het abrupt verdwijnen van de draden;
- de zuurstofregeling en het variabele influentdebiet hadden geen eenduidig effect op de populatie van draadvormende organismen.

5.2.3 Ciliaten

Het verloop van het aantal sessiele (gehechte) ciliaten is samengevat in figuur 5.23; vrijzwemmende ciliaten werden slechts incidenteel in grote aantallen waargenomen (in R7). Overigens moet worden opgemerkt dat ook de sessiele soorten vaak alleen maar aan elkaar gehecht waren. Ze groeiden frequent in de vorm van grote, grijs-witte kolonies (diameter enkele mm's), die niet aan dragerdeeltjes gebonden waren (figuur 5.15).

Figuur 5.23 toont dat de ciliaten tijdens de wintermaanden grotendeels verdwenen uit de reactoren, alleen in R7 konden ze zich tijdens de tweede winter handhaven. In deze reactor waren in het algemeen ook aanmerkelijk meer ciliaten aanwezig dan in de andere reactoren. In R9 was de populatie-omvang veelal het kleinst.

Een consistent verband tussen de aanwezigheid van draadvormende organismen en van ciliaten kon niet worden vastgesteld.

De verlenging van de hydraulische verblijftijd in R9 en R10 op dag 779, had tot gevolg dat het aantal ciliaten abrupt daalde, de overige proefvariabelen leken de populatie-omvang in de diverse reactoren niet duidelijk te beïnvloeden.

5.3 Zwevend stof

Er is via diverse methoden informatie verzameld over de aard, de herkomst en de ontwikkeling van het zwevend stof in de reactoren en in de effluenten. Hierbij zijn ook gegevens over de slibproductie in airliftreactoren verkregen. Dit aspect wordt in de hoofdstukken 7 en 8 behandeld.

5.3.1 Microscopisch onderzoek van het zwevend stof in de reactoren

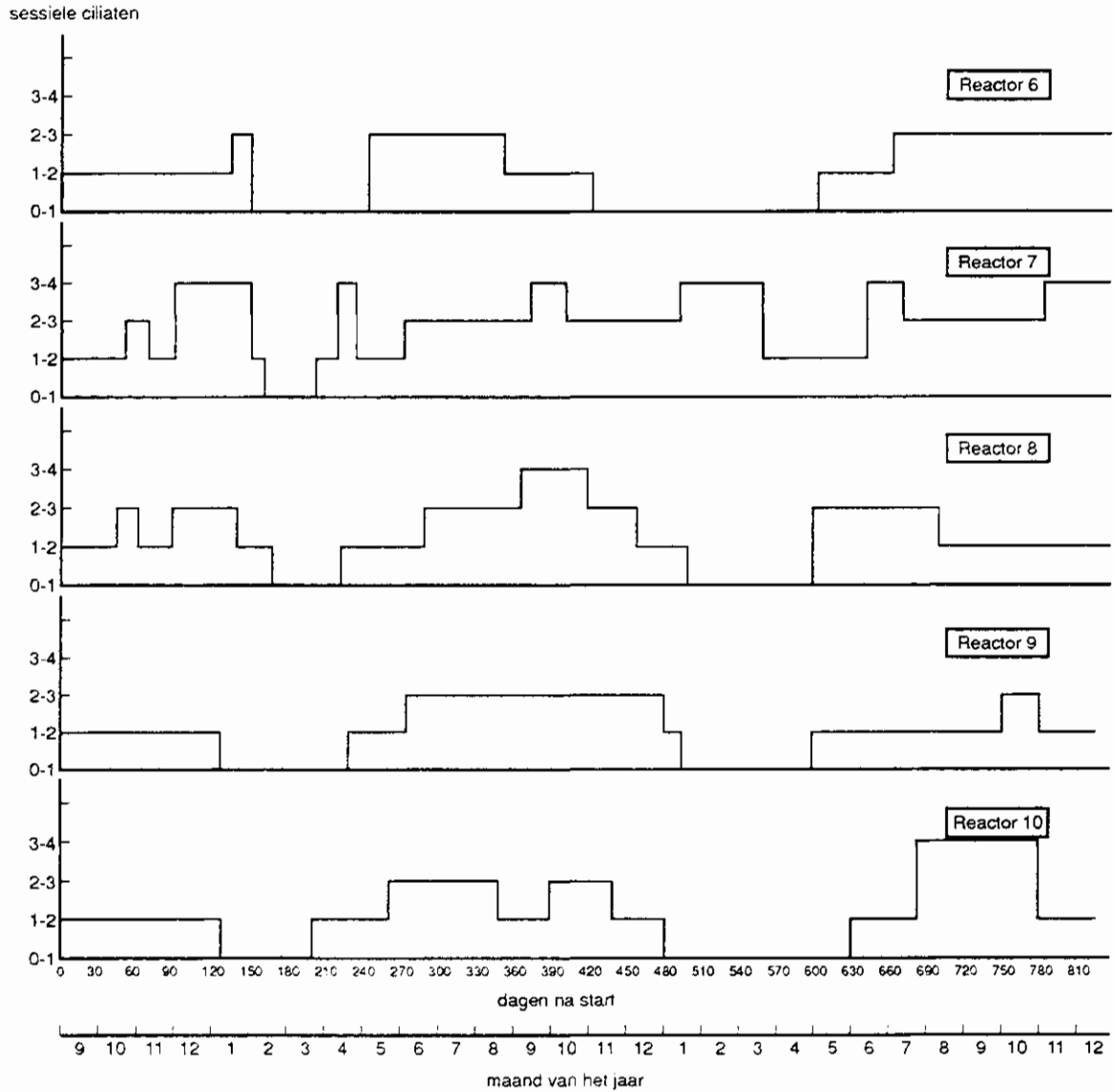
Dit werd uitgevoerd met behulp van stereo-microscopie, hetgeen betekent dat alleen deeltjes groter dan circa 5 μm konden worden waargenomen. De resultaten zijn samengevat in figuur 5.24.

Een schaalindeling van 1 à 2 is kennelijk een soort basaal niveau, lagere gehalten werden alleen waargenomen in R10, nadat deze in serie met een A-trap was geschakeld. Ook tijdens het voeden met voorbezonden influent (eerste jaar, R7 t/m R10) werden dus vlokjes en dergelijke in de reactoren waargenomen.

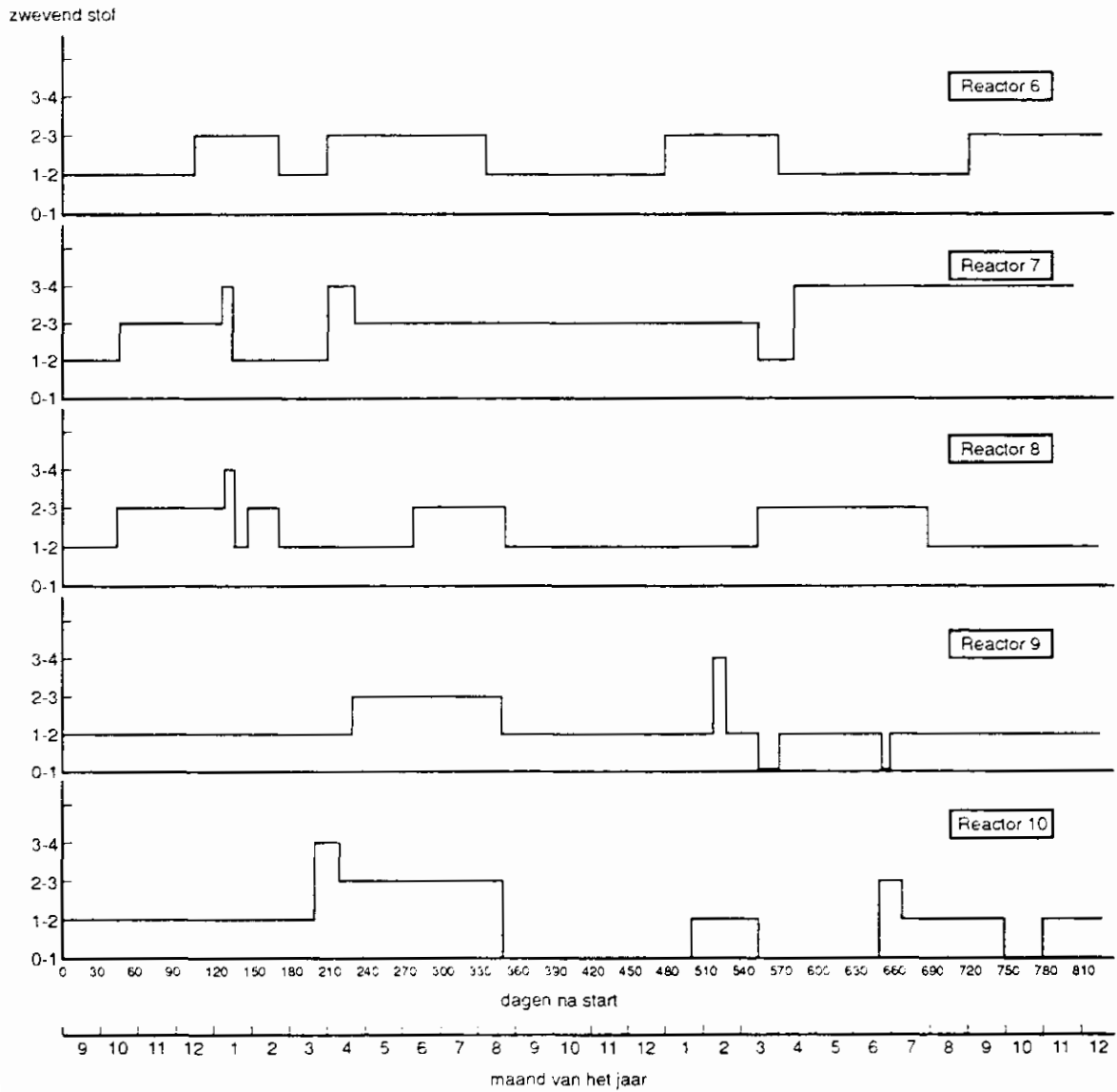
De aanwezigheid van draadvormende organismen ging heel vaak gepaard met een toename van de hoeveelheid zwevend stof (figuur 5.25). Op deze regel zijn slechts enkele uitzonderingen, o.a. in R10 tijdens de eerste maanden van het onderzoek.

Ook na het eerste onderzoekjaar, toen de filmvorming langdurig stagneerde, was het zwevend-stofgehalte duidelijk verhoogd. De abrupte daling in R8 t/m R10 na dag 357 is het gevolg van het geforceerd spoelen van de reactoren ten einde zwevend stof en brokjes film vergaand te verwijderen.

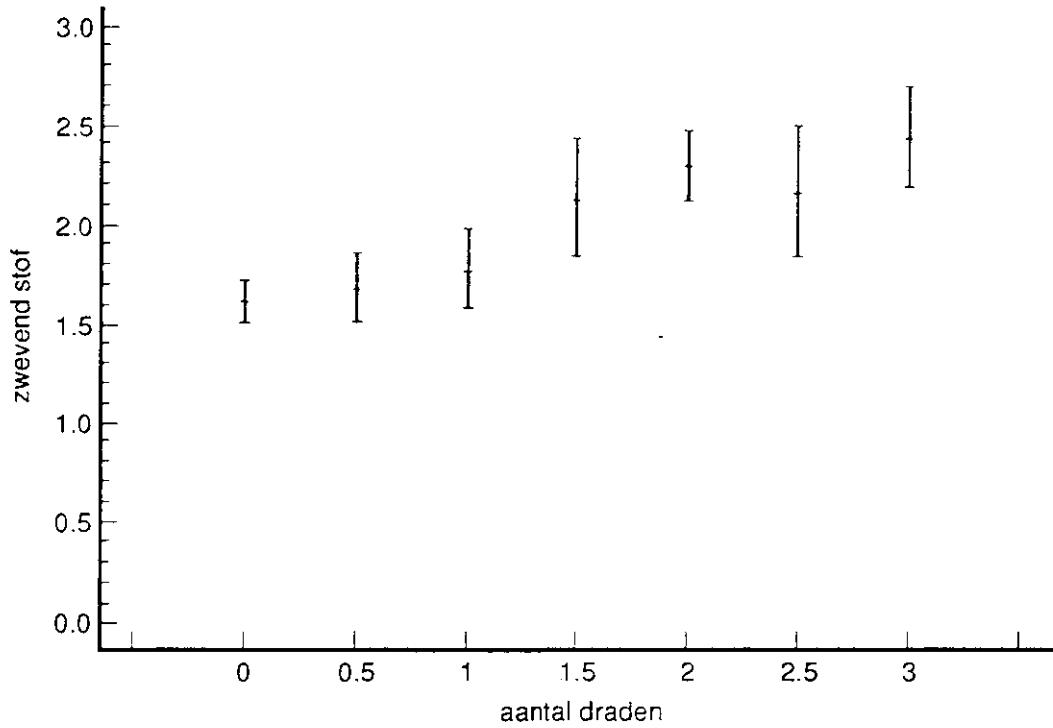
Het verloop van het zwevend-stofgehalte in de meeste reactoren kan afdoende uit het voorafgaande worden verklaard. Het spoelen had echter geen effect op het zwevend-stofgehalte in R7, in deze reactor was na het eerste jaar vrijwel permanent veel meer zwevend stof (met soms talrijke actief-slibvlokken) aanwezig dan in de andere reactoren. Ook bij het hier niet opgenomen onderzoek naar retentie van vezels in de reactoren, scoorde R7 permanent het hoogst.



Figuur 5.23 Aantal sessiele ciliaten in de reactoren.
Schaal 0 - 4: geen - zeer veel ciliaten



Figuur 5.24 Hoeveelheid zwevend stof (microscopisch/visueel) in de reactoren.
Schaal 0 - 4: geen - zeer veel zwevend stof.



Figuur 5.25 De invloed van het aantal draden op de hoeveelheid zwevend stof (visueel) in de reactoren.

5.3.2 Hoeveelheid bezinksel in/uit de reactoren

Dit werd in de perioden dag 1-231 (alleen effluenten) en dag 365-750 (in- en effluenten) één maal per week bepaald (steekmonsters). De resultaten zijn samengevat in tabel 5.2. De hoeveelheid bezinkbaar materiaal in het ruwe influent fluctueerde nauwelijks en bedroeg gemiddeld 5,3 ml/l.

Tabel 5.2 Verschil van de hoeveelheid bezinksel (mg/l) in/uit de reactoren, + = toename; - = afname.

Influent	Draden aanwezig	Verschil in/uit
Voorbezonken	niet	+ 1,1 ml/l
"	wel	+ 7,4 ml/l
ruw	niet	- 1,0 ml/l
"	wel	+ 8,9 ml/l
effluent A-trap	niet	+ 0,8 ml/l
"	wel	+ 13,5 ml/l

Uit de resultaten kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- indien draadvormende bacteriën ontbraken en de reactoren gevoed werden met afvalwater zonder bezinkbaar materiaal, was in de effluenten gemiddeld 1,1 ml/l bezinkbaar materiaal aanwezig. Onder deze omstandigheden werd dus een geringe hoeveelheid bezinkbaar materiaal geproduceerd;
- in perioden zonder draden en met ruw afvalwater als influent, daalde de hoeveelheid bezinkbaar materiaal daarentegen meestal met 20% tijdens de passage van de reactoren. Mede gelet op het voorafgaande, lijkt dus een gedeelte (circa 30%) van het bezinkbaar materiaal uit het influent omgezet te worden in de reactor;
- in perioden met draadvormende bacteriën in de reactoren, werd een aanzienlijke hoeveelheid bezinkbaar materiaal gevormd (toename: frequent 5-20 ml/l, met name in R7 vaak nog veel meer).

5.3.3 Bepaling van de hoeveelheid zwevend stof in de reactoren

De hoeveelheid zwevend stof in de reactoren werd in de periode dag 350-750 regelmatig bepaald door de analyse (CZV-CZV_c) van monsters waaruit de drager eerst via bezinken was verwijderd. Bij de verwerking van de resultaten werd vastgesteld dat de aldus bepaalde zwevend-stofgehalten steeds het laagst waren in perioden met (veel) draden in de reactoren. Aangezien dit in tegenspraak is met de voorafgaande waarnemingen, is kennelijk sprake van een filtratie-effect tijdens het bezinken van de dragerdeeltjes. Hierdoor zijn de uitkomsten vanaf dag 560 in elk geval niet betrouwbaar.

In de periode zonder draden (dag 350-560) varieerde het gemiddeld zwevend-stofgehalte van 0,23 g CZV/l (R10) tot 0,40 g CZV/l (R7). Er kan echter niet worden aangegeven of, en zo ja in welke mate, deze uitkomsten ook beïnvloed zijn door het gelijktijdig met de drager bezinken van vlokjes.

5.3.4 Uitgebreid zwevend-stofonderzoek

In het eerste jaar is veel aandacht geschonken aan het karakteriseren van het zwevend stof in/uit de reactoren. Gezien de omvang van het meetprogramma, wordt dit deelonderzoek apart gerapporteerd [50]. In de onderhavige rapportage wordt volstaan met de belangrijkste uitkomsten.

Het zwevend stof werd gefractioneerd via bezinken (60 min.), centrifugeren (5000 G, 10 min.) en filtreren (0,2 µm). Op deze wijze werden vier fracties onderscheiden:

- B = bezinkbaar : deeltjes > 25 à 50 µm
- C = centrifugeerbaar : 1 µm < deeltjes < 25 à 50 µm
- F = filtreerbaar : 0,2 µm < deeltjes < 1 µm
- O = opgelost + deeltjes < 0,2 µm

De meeste experimenten zijn uitgevoerd met voorbezonden afvalwater. Dit influent was, qua verdeling van het CZV over de fracties C, F en O, heel constant van samenstelling. Bij het centrifugeren werd gemiddeld 38% van het CZV afgescheiden. Er werd echter vastgesteld dat deze C-fractie ook gesorbeerde componenten bevatte. Deze behoren in feite tot de fracties F en O en zullen in een airlifreactor zeker in oplossing gaan. Wanneer hiervoor werd gecorrigeerd, bedroeg de bijdrage van de fracties C, F en O aan het CZV van voorbezonden influent gemiddeld respectievelijk 30%, 20% en 50%. In- en exclusief de gesorbeerde componenten was de CZV/Nkj-verhouding van de C-fractie respectievelijk circa 30 en 23. Dit betekent dat het gesorbeerde materiaal vooral uit (poly)sacchariden en vetten bestaat. De C-fractie in het effluent bevatte slechts weinig gesorbeerde componenten.

Bij microscopisch onderzoek werd vastgesteld dat de C-fractie in het influent uit een divers mengsel van losse bacteriecellen, vaak door micro-organismen gekoloniseerde (amorfe) organische deeltjes en anorganische deeltjes bestond.

De CZV/Nkj-verhouding van de B-fractie bedroeg gemiddeld 25.

In de airlifreactoren werden de F- en O-fracties vergaand verwijderd. Bij de metingen in R6 t/m R10 in december '87 en januari '88, toen veel gehechte biomassa aanwezig was, waren de verschillen tussen de reactoren gering en bedroegen de rendementen van de fracties F en O gemiddeld respectievelijk 80% en 76%. Over een wat langere periode bezien, waren deze rendementen in R10 circa 10% lager.

Tabel 5.3: Afname van de C-fractie en de toename van de B-fractie bij de verschillende deelonderzoeken.

	C-fractie		B-fractie
	Afname (mg CZV/l)	Rendement (%)	toename (mg CZV/l)
metingen in R10 ¹⁾	9	6	54
alle reactoren ²⁾			
R6	27	17	46
R7	37	23	70
R8	24	15	56
R9	6	4	19
R10	8	5	51

1) periode dag 1-133

2) gemiddelde uitkomsten van metingen op de dagen 84, 87, 93, 126, 129, 133, 218 en 224

De reductie van de C-fractie was in het algemeen gering (tabel 5.3), in absolute zin bedroeg de afname maximaal enkele tientallen milligrammen CZV/l. De reductie was het kleinst in de reactoren met de minste Protozoa (R9 en R10). Er zijn enkele verkennende metingen uitgevoerd naar de bijdrage van losse bacteriecellen aan het totaal-CZV van het influent en het "lotgeval" van losse bacteriecellen tijdens de passage van een airliftreactor. Hierbij werd vastgesteld dat:

- het kiemgetal van het water niet daalde indien slechts weinig Protozoa aanwezig waren (schaalindeling 1 à 2);
- een grote populatie aan Protozoa (schaalindeling 4; schatting aantal: 10^4 cellen/ml) gepaard ging met een reductie van het kiemgetal met 50-90%;
- de bijdrage van de losse bacteriecellen aan het CZV van in-/effluent maximaal 20 à 30 mg CZV/l bedroeg. Dit komt overeen met circa 5% van het totaal-CZV van voorbezonden influent, een orde van grootte die ook in de literatuur wordt genoemd.

Hieruit wordt geconcludeerd dat het verwijderingsrendement van de C-fractie voornamelijk bepaald wordt door de mate waarin losse bacteriecellen door Protozoa geconsumeerd worden.

Exclusief de bijdrage van de losse cellen aan de C-fractie in in-/effluent, veranderde de grootte van deze fractie dus nauwelijks tijdens de passage van de reactoren. Dit suggereert dat deeltjes uit het influent linea recta weer met het effluent worden afgevoerd. In R10 veranderde de kwaliteit van de C-fractie echter wel tijdens passage van de reactor: de CZV/Nkj-verhouding daalde van 23 tot 17 à 19, het N-gehalte steeg circa 1% en het ATP-gehalte (een maat voor de grootte/activiteit van de biomassa) werd globaal verdubbeld (tabel 5.4). Dit duidt op een stijging van de bijdrage van bacterieel celmateriaal aan de totale hoeveelheid zwevend stof. Er is dus een kwaliteitsverschil tussen het zwevend stof in/uit deze reactor. Dit werd ook bij het microscopisch onderzoek vastgesteld; de deeltjes in het effluent waren vergaander door bacteriën gekoloniseerd, daarnaast waren ook vlokjes aanwezig. Bovendien werd in de reactor bezinkbaar materiaal geproduceerd (tabel 5.3), dat met de hiervoor genoemde methoden niet van de C-fractie kon worden onderscheiden. Ook in de andere reactoren nam de hoeveelheid zwevend stof toe, het minst in de reactor zonder draadvormende bacteriën (R9).

Tabel 5.4 Analyseresultaten van het zwevend stof in/uit reactor 10 (dag 13-232).

	In ¹⁾	Uit
B-fractie		
CZV/Nkj-verhouding		17
% N		8,0
ng ATP/mg d.s.		93
mg CZV/mg d.s.		1,4
C-fractie		
CZV/Nkj-verhouding	23	19
% N	6,5	7,6
ng ATP/mg d.s.	34	69
mg CZV/mg d.s.	1,5	1,4

1) voorbezonken afvalwater

5.4 Evaluatie van de biofilmontwikkeling

Vooruitlopend op een aantal nog te bespreken aspecten, wordt opgemerkt dat R9 gedurende het eerste jaar als model voor een praktisch ongestoorde biofilmontwikkeling kan fungeren. De ontwikkeling van de gehechte biomassa is nauwelijks beïnvloed door groei van draadvormende organismen en/of de ophoping van zwevend stof; ook werd in deze periode het gehalte aan biomassa niet bewust geregeld. Het verloop in R7 vormt daarentegen het andere uiterste; in deze reactor stagneerde de filmvorming voortdurend, eerst door biomassa-afvoer, later door andere oorzaken.

5.4.1 Cyclisch patroon van de gehechte biomassa

De ontwikkeling van de hoeveelheid gehechte biomassa (g CZV/l) vertoont vaak een cyclisch patroon, met een tijdas van circa één jaar. Aangezien de proeven in september zijn gestart, betekent dit dat de biomassa steeds toenam tijdens de herst/begin van de winter (tot 40 à 60 g CZV/l). Na het bereiken van het hoogste niveau begon de hoeveelheid biomassa weer (geleidelijk) te dalen, tijdens de zomermaanden werd het laagste niveau bereikt (5-15 g CZV/l). Dit suggereert heel sterk een seizoenseffect, een grote invloed van de temperatuur op de ontwikkeling van de gehechte biomassa. Er zijn echter enkele argumenten die met dit, ogenschijnlijk duidelijke verband in tegenspraak zijn:

- op enkele uitzonderingen na (R6 na dag 180 en R9 na dag 600) groeide de biomassa niet tijdens het voorjaar waarin de temperatuur op hetzelfde niveau ligt als in het najaar;

- het is opvallend dat de biomassa in het 2e/3e jaar niet bij de hoogste temperaturen (juli/augustus) begon te groeien, maar pas in september. Dit kan niet altijd uit de aanwezigheid van veel zwevend stof en andere gesuspendeerde deeltjes gedurende de zomermaanden worden verklaard;
- uit eerder uitgevoerde experimenten [6] werd geconcludeerd dat de biofilmvorming juist sneller verloopt bij wat hogere temperaturen ($> 15^{\circ}\text{C}$).

De dragerverliezen bedroegen gemiddeld $0,72 \text{ g/l.dag}$. Dit leidt tot een dragerleeftijd van 250 dagen. Indien weinig biomassa aanwezig was en draadvormende organismen ontbraken, waren de verliezen kleiner en de dragerleeftijd overeenkomstig langer. Er is dus nog een tweede proces met een tijdsduur van circa één jaar.

Figuur 5.26 toont dat een uniforme biofilmontwikkeling (om alle dragerdeeltjes filmen van gelijke dikte; filmdikte geleidelijk toenemend) gepaard ging met een stijging van de hoeveelheid gehechte biomassa. Perioden waarin de hoeveelheid biomassa daalde, worden daarentegen gekenmerkt door de aanwezigheid van de in paragraaf 5.2.1 reeds genoemde twee fracties:

- A. Een fractie met dikke, concentrische filmen. De grootte van deze fractie daalde met $0,4\text{-}0,8\%/dag$, de filmdikte om de resterende korrels nam verder toe met $1 \text{ à } 1,5 \mu\text{m/dag}$.
- B. Een fractie met geen/weinig filmvorming op de korrels. Deze fractie werd steeds groter door het compenseren van dragerverliezen. Het duurde vaak erg lang voordat de filmvorming op deze nieuw toegevoegde dragerdeeltjes op gang kwam; de tijdelijke groei in R6 na dag 450 vormt hierop één van de uitzonderingen.

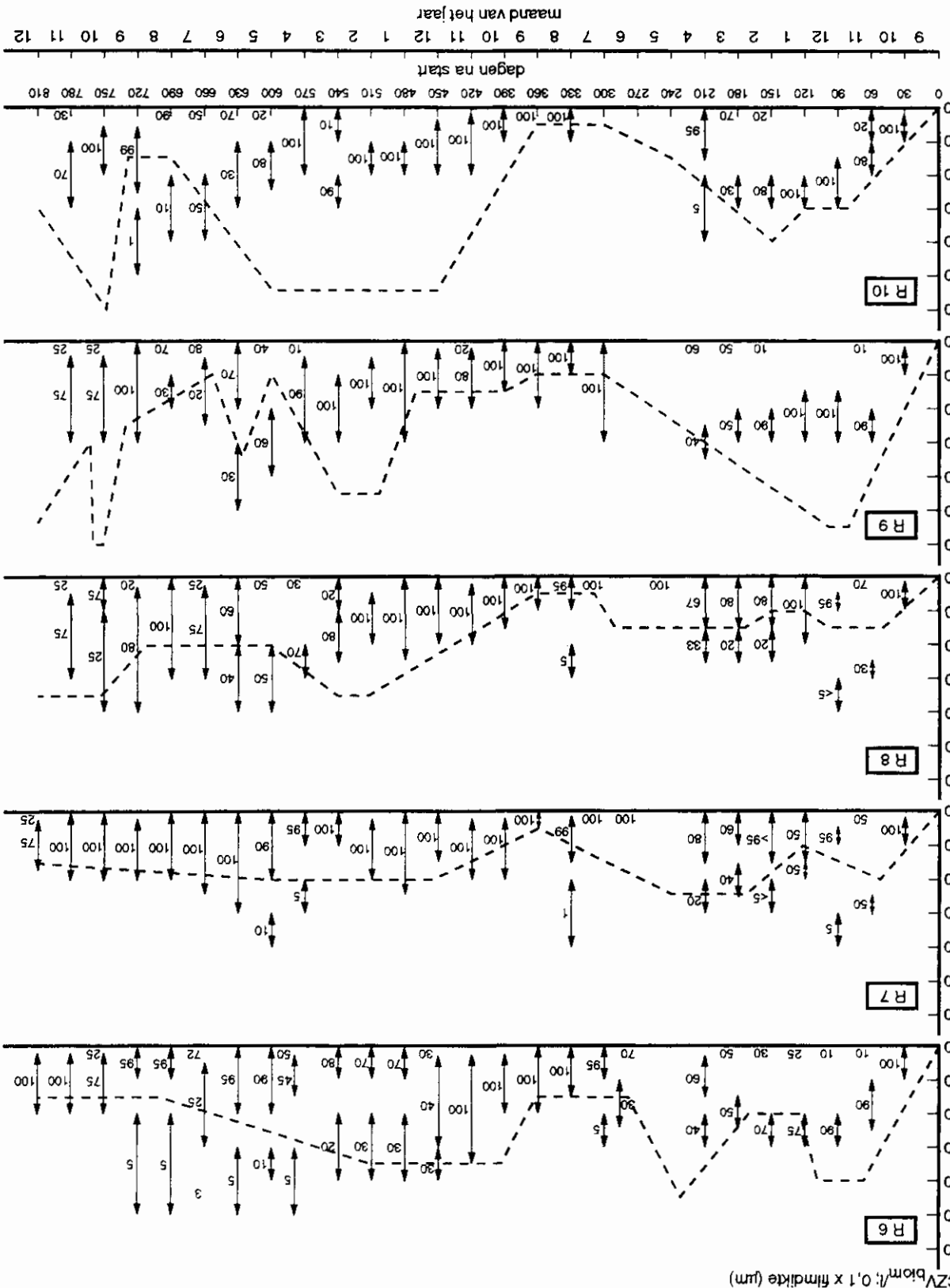
Uitgaande van een hoeveelheid gehechte biomassa van $200 \text{ mg CZV}_{\text{biom.}}/\text{g drager}$ kan op basis van de afname van het percentage korrels met dikke filmen het verlies in $\text{g CZV}_{\text{biom.}}/\text{l reactor.dag}$ worden berekend. Dit berekende en het gemeten verlies stemmen in het algemeen goed met elkaar overeen, zoals met het volgend voorbeeld kan worden geïllustreerd:

R9, dag 100-225

- verlies aan deeltjes met dikke filmen:
 $67\% \Rightarrow 0,54\%/dag \Rightarrow 0,97 \text{ g drager/l.dag}$;
- berekend verlies aan biomassa: $0,97 \times 0,2 = 0,19 \text{ g CZV/l.dag}$;
- gemeten verlies aan biomassa: $25 : 125 = 0,20 \text{ g CZV/l.dag}$.

Het totale verlies aan drager bedroeg in deze periode $1,08 \text{ g/l.dag}$, hetgeen betekent dat voornamelijk dragerdeeltjes met dikke filmen uitspoelen (zie tabel 7.10). De zeer geringe verliezen aan drager in de eerste drie maanden na dag 350 passen ook in dit beeld.

Figuur 5.26 Ontwikkeling van de biofilmen (microscopisch onderzoek) en van de hoeveelheid gehechte bio-



De hoeveelheid gehechte biomassa begon pas weer toe te nemen nadat alle dikke filmen waren verdwenen. Door de groei van draadvormende organismen is deze overgang na het tweede jaar niet altijd even duidelijk waarneembaar. De hernieuwde filmvorming stagneerde overigens volledig indien de draadvormers zich langdurig konden handhaven (R6, R7).

Er zijn dus minstens twee verklaringen mogelijk voor het waargenomen, cyclisch patroon. De bezwaren tegen de temperatuurhypothese zijn hiervoor al genoemd. Het probleem met de tweede hypothese is dat een eenduidige verklaring voor de overheersende invloed van deeltjes met dikke filmen op de totale biomassa-ontwikkeling ontbreekt. Gelet op de slibbelastingen in perioden met weinig gehechte biomassa (orde van grootte: 0,5-1,0 kg CZV/kg CZV_{biom.}.dag) zou groei van de biofilmen op alle korrels verwacht mogen worden. Dat dit toch niet gebeurde, zou het gevolg kunnen zijn van een te lage oppervlaktebelasting en/of een te hoog vulvolume (tabellen 5.5 en 5.6).

Tabel 5.5 Voorbeeld 1: Uniforme biofilmontwikkeling op alle dragerdeeltjes.
Uitgangspunten:

- diameter van de dragerdeeltjes : 250 μm
- vulvolume bij de start : 8 vol. %
- volumebelasting : 10 kg CZV/m³.dag.

Filmdikte (μm)	Oppervlak (m ² /m ³)	Vulvolume (%)	Oppervlaktebelasting (g CZV/m ² .dag)
0	2000	8	5
25	2800	14	3,6
50	3900	22	2,6
100	6400	48	1,6
150	9500	87	1,05
200	13300	144	0,75

Tabel 5.6 Voorbeeld II: Situatie met 80% kale deeltjes en 20% deeltjes met dikke biofilmen.
Uitgangspunten:

- vulvolume excl. biofilmen : 8 vol.%
- volumebelasting : 10 kg CZV/m³.dag.

Filmen (µm) 80%/20%	Oppervlak (m ² /m ³)	Vulvolume (%)	Oppervlaktebelasting (g CZV/m ² .dag)
0/200	4260	35	2,3
0/250	5140	51	2,0
0/300	6140	71	1,6
0/400	8520	129	1,2

Bij de toelichting op de biofilmontwikkeling gedurende de eerste maanden van de proeven is gesteld dat de toename van de hoeveelheid gehechte biomassa, gelet op de normale groeisnelheid van heterotrofe bacteriën, uiterst traag verliep. In deze periode was de oppervlaktebelasting circa 5 g CZV/m².dag. Dit is op zich geen extreem lage waarde. Bij andere experimenten werd echter wel vastgesteld dat hogere oppervlaktebelastingen gepaard gingen met een snellere, maar tevens ongecontroleerbare groei van de biofilmen [51]. In een situatie met praktisch alle biomassa op een relatief klein percentage dragerdeeltjes (tabel 5.6) is de oppervlaktebelasting slechts 1-2 g CZV/m².dag. Dit zou het niet goed op gang komen van de initiële hechting op de nieuw toegevoegde dragerdeeltjes kunnen verklaren.

Door het grote volume van de dikke filmen is in zo'n situatie de reactor ook voor een groot gedeelte gevuld, voornamelijk door de begroeide dragerdeeltjes. De stroomsnelheid rond de deeltjes zal daardoor groter zijn dan bij lagere vulvolumina. Ook dit zou de filmvorming op kale deeltjes negatief kunnen beïnvloeden. Voor beide opties geldt echter dat definitieve bewijzen ontbreken.

Overigens tonen deze tabellen tevens dat de filmdikte waarschijnlijk systematisch wordt overschat bij het microscopisch onderzoek. Een situatie met bijvoorbeeld filmen van 250 µm om alle dragerdeeltjes (zie figuur 5.26) leidt tot een vulvolume >> 100%, tenzij de biofilm zeer goed "samendrukbaar" is.

5.4.2 De invloed van de volumebelasting

In tabel 5.7 zijn voor enkele perioden de gemiddelde volumebelasting (= substraatvoorziening), het niveau waarop de hoeveelheid gehechte biomassa na de aangroefase “stabiliseerde” en het daarbij behorende vulvolume van de reactor vermeld.

Tabel 5.7 Gemiddelde volumebelasting, het maximale gehalte aan biomassa en het daarbij behorende bezinkvolume in enkele perioden.
A = volumebelasting in kg CZV/m³.dag
B = biomassagehalte in kg CZV_{biom}/m³
C = bezinkvolume (globaal) van de drager in %

Reactor	dag 80-230			dag 350-650			dag 670-780		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
6	8,4	45	60	ca. 10	35	70	11,2	15	40
7	6,7	15	-	ca. 10	20	40	11,2	17	40
8	6,7	15	-	ca 10	35	60	11,2	35	50
9	6,7	55	70	9,7/7,3 ²⁾	45	65	11,2	60	70
10	6,7	40	70	7,7	45	60	8,5	60	50

- 1) biomassaregeling op circa 15 kg CZV_{biom}/m³
- 2) de belasting werd rond dag 500 verlaagd

Het is opvallend dat een verband tussen de volumebelasting en de maximale hoeveelheid biomassa ontbreekt. In R9 en R10 (na dag 350) was het biomassagehalte het hoogst, ondanks de vaak wat lagere volumebelasting in deze reactoren. Op de lage biomassagehaltes in R6 (3e periode) en R7 wordt in de volgende subparagraaf ingegaan. Hoge biomassagehaltes gaan gepaard met vulvolumina van 60-70%. Dit betekent dat de reactoren in zulke perioden praktisch vol waren. Hierop duiden ook de forse korte-termijnfluctuaties van het gehalte aan biomassa (par. 5.1); de korrels beginnen over elkaar te schuren en een iets hogere turbulentie kan het afkalven sterk doen toenemen.

5.4.3 Groei in suspensie/zwevend stof/draadvormende organismen

De vergelijking van de figuren 5.24 en 5.26 toont dat:

- de hoogste gehalten aan gehechte biomassa bereikt werden in de reactoren met het minste zwevend stof (R9 gedurende de gehele periode en R10 na dag 360);

- de voortdurend stagnerende filmvorming in R7 vanaf het tweede jaar gepaard ging met een duidelijk hoger zwevend-stofgehalte dan in de andere reactoren. Ook het aantal protozoën en vezels was in deze reactor vrijwel permanent het hoogst. Het leek vaak alsof gesuspendeerd materiaal de reactor niet vrij kon verlaten;
- tijdens de interimperiode tussen het eerste en het tweede jaar, toen de biofilmen voortdurend afbrokkelden, het zwevend-stofgehalte in alle reactoren verhoogd was. Het geforceerd spoelen van de reactoren op dag 357 werd direct gevolgd door het weer op gang komen van de biofilmvorming, het snelst in de reactor met het minste zwevend stof in het influent (R10).

Deze feiten illustreren dat de aanwezigheid van veel zwevend stof in de reactor de biofilmvorming negatief beïnvloedt en vaak zelfs volledig verhindert.

Het zwevend stof in het influent bestaat voor een groot gedeelte uit organische deeltjes die al vergaand door bacteriën gekoloniseerd zijn. Deze organismen zullen als startmateriaal van een soort actief-slibstelsel in de reactor gaan fungeren, indien gesuspendeerde deeltjes de reactor niet vrij kunnen verlaten. Ook deeltjes biofilm kunnen als ent fungeren. Er ontstaat dan een competitie tussen de gesuspendeerde biomassa en de organismen in de biofilmen om het beschikbare substraat. De bacteriën in de filmen verliezen deze concurrentieslag, hetgeen heel duidelijk blijkt uit het functioneren van R7. In deze reactor stagneerde de biofilmvorming vanaf het tweede onderzoekjaar en nam de hoeveelheid bezinkbaar materiaal tijdens de passage van de reactor toe met gemiddeld 143 mg CZV/l (periode dag 600-800). Bij microscopisch onderzoek van het zwevend stof in het effluent van R7 werd vastgesteld dat dit voor een groot gedeelte uit actief-slibvlokken bestond.

De hoeveelheid gesuspendeerde biomassa in de reactoren neemt toe wanneer draadvormende bacteriën aanwezig zijn. Deze conclusie is gebaseerd op de resultaten van het microscopisch onderzoek (fig 5.25) en de forse stijging van de hoeveelheid bezinksel in de effluënten in perioden met draadvormende bacteriën (tabel 5.2). In het nabezinkgedeelte vormt het netwerk van draden een soort filter, waardoor gesuspendeerde deeltjes teruggehouden worden. Bovendien fungeren de draden van sommige soorten bacteriën als hechtingsoppervlak voor actief-sliborganismen, waardoor de al eerder genoemde pluizebollen ontstaan. De vrije toevoer van substraat naar de biofilm wordt hierdoor verhindert. De aanwezigheid van draden ging dan ook vaak gepaard met een stagnerende biofilmontwikkeling. De groei van draadvormers moet dus niet alleen uit het oogpunt van processtabiliteit, maar ook vanwege dit negatieve effect op de biofilmvorming volledig worden voorkomen. Het permanent op een voldoende laag niveau handhaven van de slibbelasting is echter niet mogelijk zo lang de biomassa-ontwikkeling het geschetste, cyclische patroon

blijft vertonen. Overigens kan nog worden opgemerkt dat juist in de reactor met de geringste hoeveelheid zwevend stof (R9) de draadvormers zich nooit langdurig konden handhaven. Dit betekent dat de draadvormende bacteriën de concurrentieslag snel lijken te verliezen, indien retentie van zwevend stof kan worden voorkomen.

Retentie van zwevend stof in de reactor ging niet altijd gepaard met de aanwezigheid van draadvormende organismen. Kennelijk kon gesuspendeerd materiaal het nabezinkgedeelte van de reactor toch ook niet altijd vrij verlaten indien draden ontbraken. Mogelijk speelt de mate waarin het bezinkgedeelte gevuld is met begroeide drager hierbij een rol.

Bij het zwevend-stofonderzoek werd vastgesteld dat de aard van dit materiaal verandert tijdens de passage van de reactoren. Het zwevend stof in het effluent bestaat, gelet op de CZV/Nkj-verhouding, het gehalte aan N en ATP en het microscopisch beeld grotendeels uit biologisch materiaal zoals losse cellen, slibvlokjes en vergaand door micro-organismen gekoloniseerde amorfe organische deeltjes en vezeltjes. Alleen de vlokjes zijn in de reactor ontstaan, de overige deeltjes zijn uit het influent afkomstig. Dit illustreert al dat veel deeltjes uit het influent niet worden verwijderd in een airliftreactor. De conclusie dat de kwaliteit van zwevend stof verandert tijdens de passage van de reactor is hoofdzakelijk gebaseerd op onderzoek in perioden waarin sprake was van retentie/productie van zwevend stof in de reactoren. Uit de zuiveringsresultaten gedurende het eerste onderzoeksjaar in R9 (geen zwevend-stofretentie) kan worden afgeleid dat de CZV/Nkj-verhouding van het zwevend stof niet veranderde tijdens de passage van deze reactor. Mede gelet op de in het algemeen zeer geringe reductie van de C-fractie, wordt daarom geconcludeerd dat het zwevend stof uit het influent voor een groot gedeelte linea recta doorspoelt indien draadvormende organismen ontbreken.

5.4.4 Overige aspecten

Na het eerste onderzoeksjaar stagneerde de biofilmvorming langdurig doordat de biomassa voortdurend van de drager afbrokkelde. Een duidelijke verklaring voor dit verschijnsel ontbreekt (veranderde oppervlakte-eigenschappen van de drager door adsorptie van oppervlakte-actieve stoffen, vetten enz.). Een mogelijk pH-effect moet, gelet op de pH tijdens de tweede zomer, uitgesloten worden geacht.

Uit R10 is tijdens het eerste onderzoeksjaar veel gehechte biomassa verdwenen door het losknappen van volledige biofilmen. Dit ging gepaard met een bloemkoolstructuur van de biofilmen. Ook dit verschijnsel kan niet worden verklaard. De dikte van de biofilm speelt in elk geval geen doorslaggevende rol bij het ontstaan van deze bloemkoolstructuur.

6 ZUIVERINGSPRESTATIES IN DE PERIODEN 1 EN 2

6.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de zuiveringsprestaties besproken van de uitgevoerde experimenten in de perioden 1 en 2 (tabel 2.1). De onderzoeksaspecten die hierin aan de orde kwamen betroffen de invloed van de concentratie gehechte biomassa en de influentsamenstelling op de algemene processtabiliteit en in het bijzonder op de biofilmontwikkeling. De meer specifieke proceseigenschappen zullen in de volgende paragrafen worden toegelicht.

Ten behoeve van de interpretatie van de resultaten is een aantal algemene procesparameters en fysische factoren samengevat (tabel 6.1 t/m 6.4):

- CZV-ruimtebelasting en CZV-conversie ($\text{kg CZV/m}^3\cdot\text{d}$). Deze parameters worden bepaald door de hydraulische verblijftijd, in dit onderzoek meestal 1,5 h, en de afvalwaterconcentratie. De gerealiseerde CZV-ruimtebelasting in de reactoren R7 t/m R10 varieerde van 5-9 $\text{kg CZV/m}^3\cdot\text{d}$, ten gevolge van de wisselingen in CZV in het influent. De belasting van R6 was circa 20% hoger.
- De slibbelastingen die in dit onderzoek worden gehanteerd, zijn gebaseerd op CZV-totaal, CZV omgezet (= BCZV) of Kj-N en de biomassaconcentratie in de reactoren. In de reactoren vindt géén slibafscheiding plaats en daarom kan worden gesteld dat de gemeten CZV-omzetting in de reactoren in feite identiek is aan het begrip BCZV, dat kan worden gedefinieerd als het biologisch aantastbare deel van het CZV [20]. De slibbelasting die hierop is gebaseerd wordt uitgedrukt in kg BCZV/kg o.s.d en wordt berekend door de gerealiseerde BCZV conversie in de reactoren te betrekken op de aanwezige hoeveelheid gehecht slib. De hiermee berekende slibbelasting komt in principe overeen met de slibbelasting uitgedrukt in kg BZV/kg o.s.d. , een ontwerp-parameter die (nog) algemeen gebruikt wordt bij de dimensionering van zuiveringsinrichtingen.
- Fysische parameters: a) temperatuur, afhankelijk van de seizoensgebonden fluctuaties van de buitenluchttemperatuur (bijlage 1); b) pH (bijlage 2) afhankelijk van afvalwatersamenstelling en zuiveringsproces (nitrificatie-denitrificatie); c) zuurstofconcentratie (bijlage 3).

De zuiveringsprestaties van de reactoren worden beoordeeld en onderling vergeleken op basis van de verwerkingscapaciteit, processtabiliteit en rendement van de CZV-verwijdering en nitrificatie. Hierbij worden twee representatieve perioden in beschouwing genomen waarin de reactoren stabiel functioneerden; periode 1, dag 80-230 en periode 2, dag 300-

500. De opstartperiode is hier buiten gelaten omdat daarin in feite geen sprake is van een evenwichtssituatie.

6.2 Opstartperiode

De opstartperiode heeft circa 80 dagen geduurd. Als maatstaf voor het einde van de opstartperiode werden de onderstaande criteria aangehouden:

- stabilisatie van de biomassaconcentratie in de reactoren zonder biomassa-afvoer (R6, 9 en 10, figuur 5.1 t/m 5.5);
- bereiken van een volledige nitrificatie (figuur 6.8 t/m 6.12);
- stabilisatie van het verwijderingsrendement van opgeloste en kolloïdale verbindingen (figuur 6.1 en 6.2).

De lengte van de opstartperiode wordt bepaald door een aantal factoren waarvan de belangrijkste zijn: de aangroeiensnelheid van de biofilm en de samenstelling van het afvalwater. In huishoudelijk afvalwater is een breed spectrum van organische verbindingen aanwezig [9]. Een aantal hiervan kan alleen door specifieke micro-organismen worden omgezet. De groeisnelheden van deze bacteriën zijn vaak gering, zodat deze populaties zich slechts kunnen handhaven bij lagere slibbelastingen. Dit is vergelijkbaar met de ontwikkeling van het nitrificatieproces. Het verloop van het zuiveringsrendement van opgeloste en kolloïdale stoffen laat zien dat pas in de periode na 40 dagen dit rendement tot waarden van 60-70% is opgelopen (figuur 6.1). De slibbelasting in de reactoren was na ongeveer 40 dagen gedaald tot circa 0,3-0,4 kg BCZV/kg o.s.d., maar een verdere afname tot 0,2-0,3 kg BCZV/kg o.s.d. was kennelijk noodzakelijk voor de ontwikkeling van de juiste populaties van gehechte micro-organismen.

Effect van de afvoer van biomassa en de afvalwatersamenstelling

In de reactoren 6, 7 en 8 was slibbelasting in de opstartperiode hoger dan in de referentie-reactoren 9 en 10, door respectievelijk de voeding met ruw afvalwater (R6) en verlaging van het biomassagehalte (R7 en R8). Als voor de verschillende reactoren het CZV-rendement en de nitrificatie met elkaar worden vergeleken, blijkt dat de genoemde procescondities géén invloed hebben op de lengte van de opstartperiode (figuren 6.1 en 6.8).

6.3 CZV-verwijdering

6.3.1 Reactor- en slibbelasting

In de reactoren gevoed met voorbezonden afvalwater (R7 t/m 10) werd in de periode tot dag 230 een gemiddelde CZV-omzetting bereikt van 3 kg CZV/m³.d bij een belasting van circa 7 kg CZV/m³.d (tabel 6.1). In reactor 6, die werd gevoed met ruw afvalwater, bedroegen de gemiddelde CZV-omzetting en -belasting respectievelijk 4 en 8 kg CZV/m³.d. (tabel 6.1). In perioden met langdurige regenval daalde de influentconcentratie met 50 à 60%. Onder die omstandigheden werden de omzetting en belasting van de reactoren gehalveerd omdat de hydraulische belasting van de reactoren constant werd gehouden.

Gezien de gunstige resultaten die in reactor 6 met ruw afvalwater werden bereikt, werden vanaf dag 300 de reactoren R6 t/m 9 gevoed met ruw afvalwater. De gemiddelde reactorbelasting en omzetting zijn vermeld in tabel 6.3. Reactor 10 werd vanaf dag 340 gevoed met effluent van een voorgeschakelde hoogbelaste actiefslibinstallatie (A-trap), de resultaten zullen in hoofdstuk 7 worden beschreven.

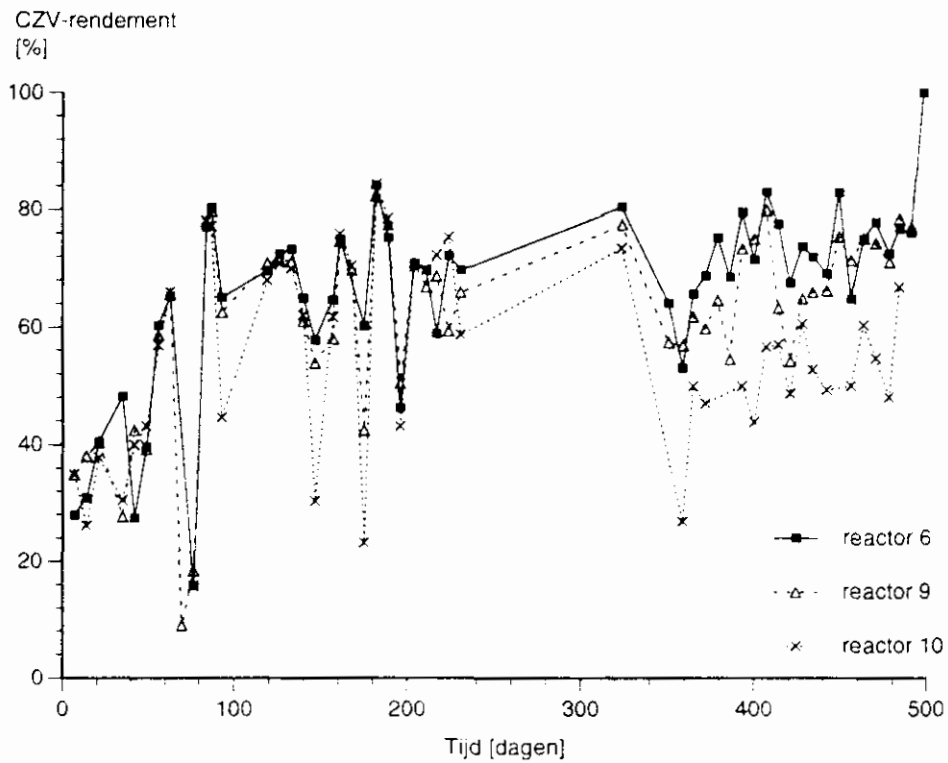
Een andere karakteristieke maatstaf die het functioneren van een zuiveringsproces bepaalt, is de slibbelasting.

De BCZV-slibbelasting varieerde in de verschillende reactoren van 0,1-0,3 kg BCZV/kg o.s.d in de periode dag 80-300. In de periode dag 300-500 was deze slibbelasting verdubbeld door de hogere concentratie van het afvalwater en de lagere slibconcentratie.

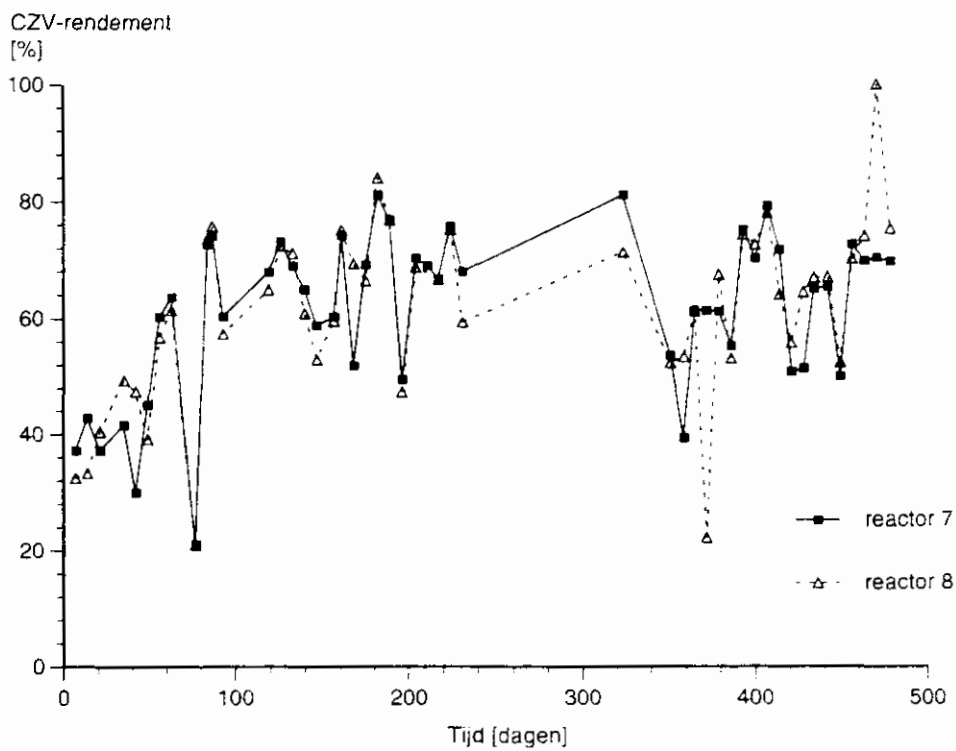
Deze slibbelastingen zijn lager dan de gemeten respiratiecapaciteiten van het gehechte slib (tabel 7.8). Daaruit kan worden afgeleid dat de reactoren wat betreft het CZV aanbod niet maximaal zijn last.

6.3.2 CZV-rendement

De gemiddelde zuiveringsrendementen gebaseerd op de analyse van CZV-totaal die in de twee perioden (dag 80-230 en dag 300-500) werden gerealiseerd, varieerden van 41-58% (tabellen 6.2 en 6.4). Dit betekent dat globaal 50% van de aangeboden hoeveelheid CZV volledig wordt geoxydeerd, omdat in de reactoren geen slibafscheiding plaatsvond. Om een beter gedetailleerd inzicht te verkrijgen in het functioneren van het CZV-verwijderingsproces in de airliftreactoren werd de omzetting van de verschillende CZV-fracties apart onderzocht. De verwijdering van opgeloste en kolloïdale verbindingen nam vanaf het begin van het experiment geleidelijk toe van circa 40%, tot een tamelijk stabiel verwijderingsrendement van 70±5% werd bereikt in de periode van dag 80 tot 300 (figuur 6.1, 6.2). In



Figuur 6.1 Verwijderingsrendement van de CZV-fractie opgeloste en kolloïdale componenten in reactor 6, 9 en 10.



Figuur 6.2 Verwijderingsrendement van de CZV-fractie opgeloste en kolloïdale componenten in reactor 7 en 8.

de periode van dag 300-500 was het rendement nog iets hoger, circa 75%. Deze toename heeft waarschijnlijk te maken met de gewijzigde CZV-fractieverdeling in het influent door een wijziging van de afvalwaterverblijftijd in de ontvangkelder (zie hoofdstuk 4). Daardoor was de concentratie opgeloste en kolloïdale verbindingen hoger dan in de periode daarvoor. Deze resultaten zijn volledig vergelijkbaar met literatuurgegevens die voor actief-slibsystemen verwijderingsrendementen voor de fractie opgeloste en kolloïdale verbindingen vermelden van 77% [12].

De zuiveringsrendementen van de opgeloste en kolloïdale verbindingen in de vijf verschillende reactoren blijken een parallel verloop te hebben (figuur 6.1 en 6.2). Dit betekent dat de toepassing van voeding met niet-voorbezonden afvalwater en verlaging van de biomassaconcentratie geen waarneembaar effect hebben op dit zuiveringsrendement.

Verder vertoont het zuiveringsrendement van de opgeloste en kolloïdale verbindingen globaal gezien een redelijk stabiel verloop. Enkele keren is kortstondig een aanzienlijke terugval van het rendement waargenomen. Een viertal oorzaken kan worden genoemd voor deze storingen:

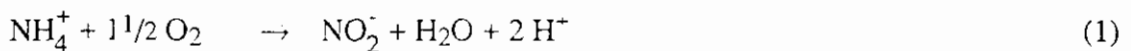
- Afname van de afvalwaterconcentratie tengevolge van regenval. De terugval van het rendement rond dag 70 ging gepaard met een forse daling van het influent-CZV. De effluentconcentratie werd niet evenredig verlaagd hetgeen veroorzaakt kan zijn door het vrijkomen vanuit de biofilm van opgeloste stofwisselingsproducten [12]. De concentratie van de vrijgekomen verbindingen zal evenredig zijn met de aanwezige hoeveelheid slib. De grotere teruggang van het zuiveringsrendement in de reactoren met de hoogste slibconcentratie (R6, 9, 10) kan dit bevestigen.
- Effect van de aanwezigheid van nitriet op de CZV-analyse. In de loop van het onderzoek is gebleken dat het CZV-rendement ongunstig wordt beïnvloed indien veel nitriet in het effluent aanwezig is. Dit komt doordat nitriet in de CZV-analyse wordt geoxydeerd, waarbij 1 mg $\text{NO}_2\text{-N}$ theoretisch overeenkomt met 1,1 mg CZV. Deze waarde werd experimenteel geverifieerd zodat het in principe mogelijk is de CZV-analyses te corrigeren, met het doel een indruk te krijgen van de CZV-waarden afkomstig van organische verbindingen (tabel 6.4). Daarnaast bleek dat nitriet langs chemische weg verdween tijdens bewaring van monsters die volgens voorschrift voor de CZV-analyses met zwavelzuur waren geconserveerd (tabel 6.5). In het onderzoek konden de CZV-analyses niet altijd direct worden uitgevoerd, waardoor monsters soms pas na enkele dagen werden geanalyseerd. De resultaten van CZV-analyses van het effluent in de periode waarin veel nitriet aanwezig was, moeten daarom met enige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. Het zal duidelijk zijn dat dit zowel geldt voor de gecorrigeerde als voor de niet gecorrigeerde waarden. Om een indruk te geven van het effect op het

zuiveringsrendement van de verhoging van de CZV-waarden onder invloed van de aanwezigheid van nitriet zijn in tabel 6.4 ook de nitriet-gecorrigeerde CZV-rendementen opgenomen. Er zijn perioden waarin tamelijk frequent nitriet aanwezig was: - tijdens de opstart tussen dag 40 en 80 en na dag 300. Het zuiveringsrendement werd hierdoor aanzienlijk beïnvloed (tabel 6.4).

- Technische storingen. In de reactoren hebben zich incidenteel technische storingen voorgedaan (verstopping van de luchtblazer, schuimvorming). In reactor R6 trad rond dag 168 schuimvorming op, ter bestrijding waarvan antischuim werd gedoseerd. Waarschijnlijk heeft een overdosering plaatsgevonden waardoor de effluent CZV-waarde op dag 168 aanzienlijk werd verhoogd (effluentconcentratie was hoger dan influentconcentratie). De melkachtige troebeling die in het effluent werd waargenomen wijst ook in deze richting. Het feit dat deze rendementsafname op dag 168 alleen in R6 en in mindere mate in R7 optrad bevestigt dat de oorzaak niet de samenstelling van het influent betrof.
- Onvolkomenheden in de monsternamen. In de periode tot dag 300 liepen de bemonsteringstijden van influent en effluent niet volledig synchroon. Vooral tijdens regenperioden kan dit effect hebben gehad.

6.4 Nitrificatie

Het nitrificatieproces, de omzetting van ammonium in nitraat, verloopt in twee stappen. Het aanwezige ammonium wordt eerst geoxydeerd tot nitriet (nitritificatie) en het gevormde nitriet wordt vervolgens geoxydeerd tot nitraat (nitrificatie). Het klassieke beeld gaat ervan uit dat deze omzettingen worden uitgevoerd door twee soorten autotrofe bacteriën *Nitrosomonas sp.* (nitritificatie) en *Nitrobacter sp.* (nitrificatie). Microbiologisch onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat het aantal omzettingmogelijkheden van ammonium naar nitraat groter is dan hier aangegeven, hoewel de werkelijke bijdrage van deze andere omzettingen nog niet duidelijk is [22, 23]. Daarom zal in onderstaande beschouwing vooralsnog worden uitgegaan van het hierboven beschreven klassieke beeld.



Tabel 6.1 Gemiddelde waarden van een aantal procesparameters in de periode 1 (dag 80-230).

Reactor	Ruimtebelasting		Con-versie kg/m ³ .d	Slibcon- centratie org. stof kg/m ³	Slibbelasting			pH	Tem- pera- tuur °C
	CZV kg/m ³ .d	Kj-N kg/m ³ .d			CZV kg/kg o.s.d.	BCZV kg/kg o.s.d.	N kg/kg o.s.d.		
6	8,4	0,9	3,7	19,0	0,44	0,20	0,05	6,9	12,3
7	6,7	0,9	3,1	12,1	0,55	0,26	0,07	6,8	12,3
8	6,7	0,9	2,8	9,1	0,73	0,30	0,10	6,8	12,3
9	6,7	0,9	3,2	25,4	0,26	0,13	0,04	6,9	12,5
10	6,7	0,9	3,1	18,9	0,35	0,18	0,05	6,8	12,4

Tabel 6.2 Gemiddelde zuiveringsresultaten van de reactoren in de periode 1 (dag 80-230).

Parameter (mg/l)	Reactor				
	6	7	8	9	10
<i>Influent:</i>					
CZV totaal	526		417		
CZV bezonken	417		417		
CZV gecentrifugeerd	218		218		
CZV fractie zwevend stof	199		199		
CZV fractie bezinkbaar	109		0		
Kj-N totaal	63,3		59,8		
Kj-N gecentrifugeerd	53,7		53,7		
<i>Effluent:</i>					
CZV totaal	293	229	248	222	233
CZV gec.	63	68	67	67	71
Kj-N totaal	11,5	14,6	14,6	8,08	8,95
Kj-N gecentrifugeerd	3,4	7,5	6,3	3,2	3,2
NO ₂ -N	1,45	1,27	2,02	2,68	6,96
NO ₃ -N	42,3	36,3	36,3	38,3	34,7
Verwijderingsrendementen (%)					
CZV totaal	44	45	41	47	44
CZV gecentrifugeerd → totaal	89	84	84	84	83
CZV gecentrifugeerd	71	69	70	69	68
Kj-N totaal	82	76	76	86	85
Kj-N gecentrifugeerd	94	86	88	94	94
N-totaal	13	13	12	18	15

Tabel 6.3 Gemiddelde waarden van een aantal procesparameters in de periode 2 (dag 300-500).

Reactor	Ruimtebelasting		Con- versie	Slibcon- centratie	Slibbelasting			pH	Tem- pera- tuur °C
	CZV kg/m ³ .d	Kj-N kg/m ³ .d			CZV kg/m ³ .d	org. stof kg/m ³	CZV kg/kg o.s.d.		
6	10,0	1,0	5,8	22,0	0,45	0,26	0,05	6,8	16,7
7	10,0	1,0	6,0	11,7	0,85	0,51	0,09	6,5	16,8
8	10,0	1,0	5,7	11,3	0,88	0,50	0,10	6,5	16,8
9	9,7	1,0	5,4	12,1	0,80	0,44	0,09	6,5	16,6
10	7,8	1,3	3,8	18,9	0,41	0,20	0,09	6,5	16,7

Tabel 6.4 Gemiddelde zuiveringsresultaten van de reactoren in de periode 2 (dag 300-500).

Parameter (mg/l)	Reactor				
	6	7	8	9	10
<i>Influent:</i>					
CZV totaal	624	627	627	624	368
CZV bezonken	501	501	501	501	249
CZV gecentrifugeerd	293	287	287	293	174
CZV fractie zwevend stof	208	214	214	208	75
CZV fractie bezinkbaar	123	126	126	123	119
Kj-N totaal	74,8	74,5	74,5	74,8	58,1
Kj-N gecentrifugeerd	62,9	62,8	62,8	62,9	55,4
<i>Effluent:</i>					
CZV totaal	278	264	293	292	200
CZV bezonken	171	181	185	186	126
CZV gecentrifugeerd	79	99	99	91	82
CZV fractie zwevend stof	92	82	86	95	44
CZV fractie bezinkbaar	107	83	108	106	74
Kj-N totaal	14,5	10,1	10,1	12,6	8,48
Kj-N gecentrifugeerd	6,5	4,3	4,4	4,2	3,8
NO ₂ -N	12,1	34,5	25,8	25,4	8,3
NO ₃ -N	15,9	7,0	17,4	15,3	36,5
<i>Verwijderingsrendementen %</i>					
CZV totaal	55	58	53	53	46
CZV bezonken → totaal	73	71	70	70	80
CZV gecentrifugeerd → totaal	87	84	84	85	78 (87) ²
CZV gecentrifugeerd	73 (77) ¹	66 (78) ¹	66 (75) ¹	69(78) ¹	72 ¹ (75) ^{1,2}
CZV fractie zwevend stof	56	62	60	54	41
CZV fractie bezinkbaar	13	34	14	14	38
Kj-N totaal	81	86	86	83	89 ² /85
Kj-N gecentrifugeerd	90	93	93	93	93
N-totaal	43	31	28	29	29 ² /8

1) na correctie voor nitriet in effluent

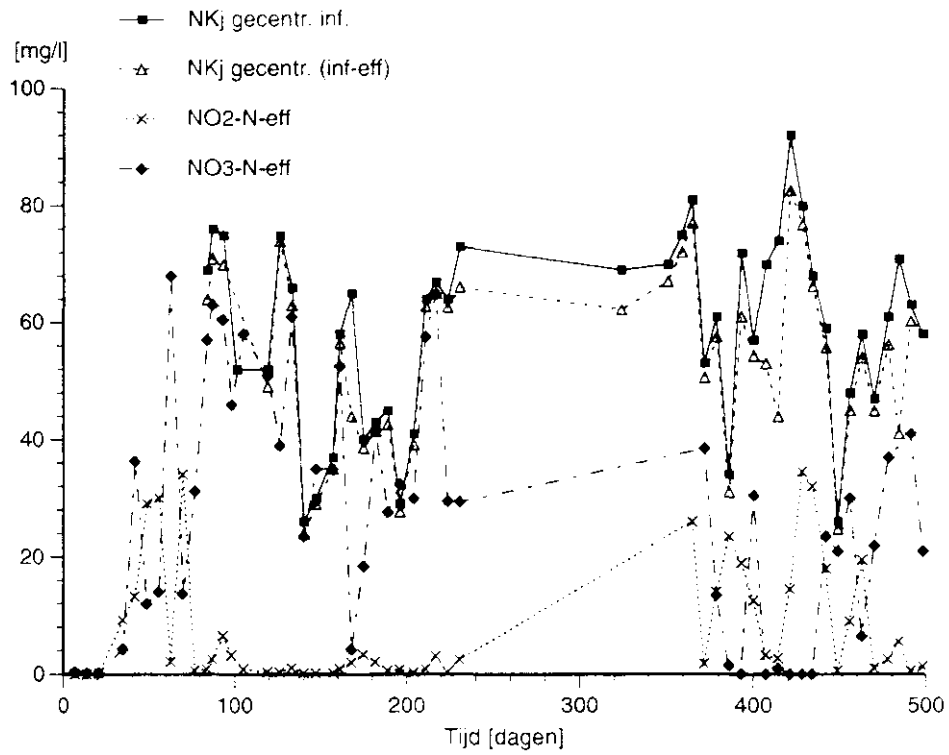
2) betrokken op CZV resp. Kj-N gehalte influent A-trap

Tabel 6.5 Invloed van nitriet op het CZV van gecentrifugeerde effluentmonsters.

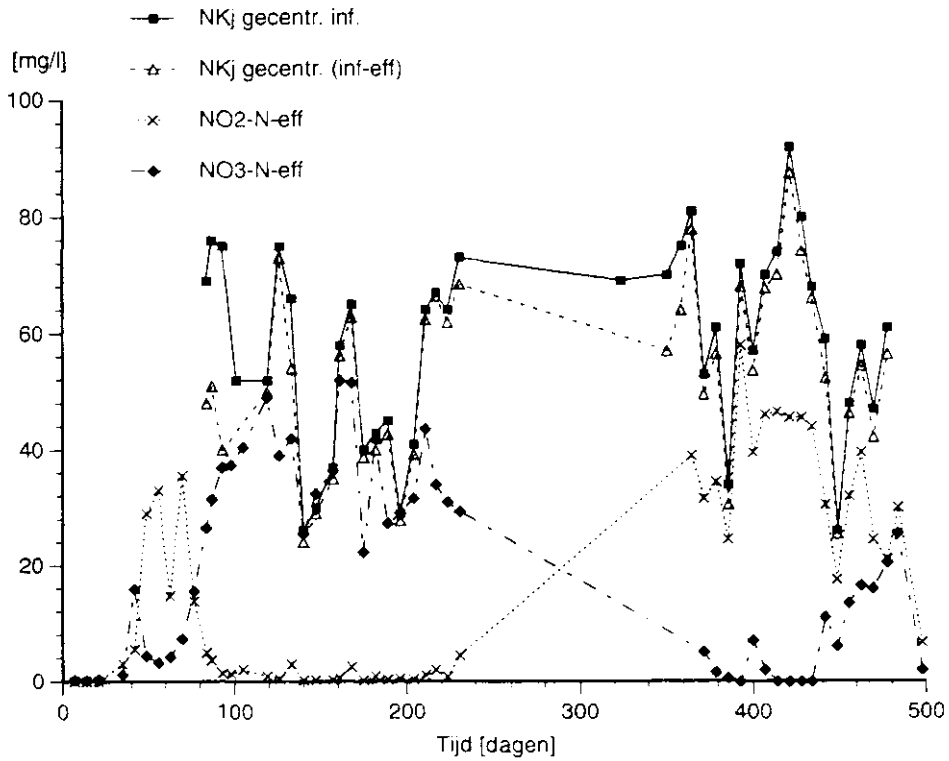
	CZV in mg/l		NO ₂ ⁻ -N in mg/l ⁽³⁾	
	t ₀ ¹⁾	t 48 h	t ₀	t 48 h
Effl. R7 ⁴⁾	55 59 } 55 ²⁾ 53	61 58 } 58 ²⁾ 55	0,8	0,6
Effl. R7 ⁴⁾ + 20 mg NO ₂ ⁻ -N/l	77 77 } 77 ²⁾ 77	67 64 } 66 ²⁾ 66	8,6	2,4
Effl. R7 ⁴⁾ + 40 mg NO ₂ ⁻ -N/l	94 99 } 97 ²⁾ 98	75 81 } 76 ²⁾ 71	13,3	6,3

	CZV mg/l				
	t ₀ ¹⁾	t ₃ dag	t ₆ dag	t ₉ dag	t ₂₅ dag
Effl. R7 ⁵⁾	107	103	105	97	106
Effl. R7 ⁵⁾ + 20 mg NO ₂ ⁻ -N/l	127	111	105	99	107
Effl. R7 ⁵⁾ + 20 mg NO ₂ ⁻ -N/l	142	115	-	99	105

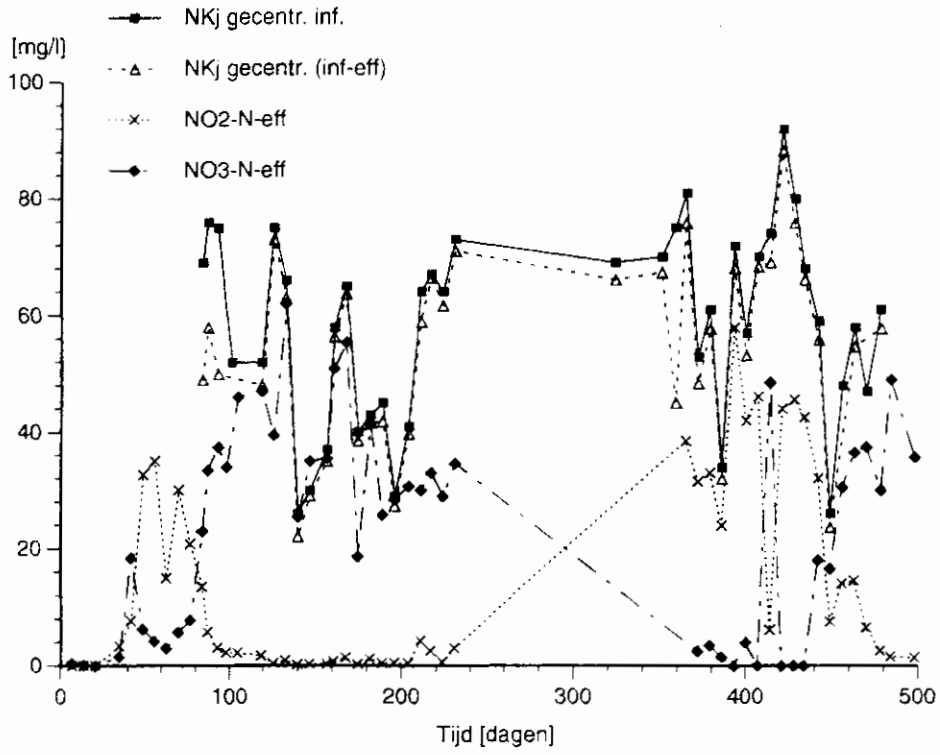
- 1) t = tijdsverloop tussen toevoeging van nitriet en uitvoering van de analyse
- 2) gemiddelde waarde
- 3) de monsters voor de nitrietbepaling werden op het aangegeven tijdstip geneutraliseerd en geconserveerd met chloroform; de verschillende nitrietmonsters werden op een later tijdstip tegelijkertijd geanalyseerd
- 4) effluent monster van 22-2-1990
- 5) effluent monster van 13-3-1990



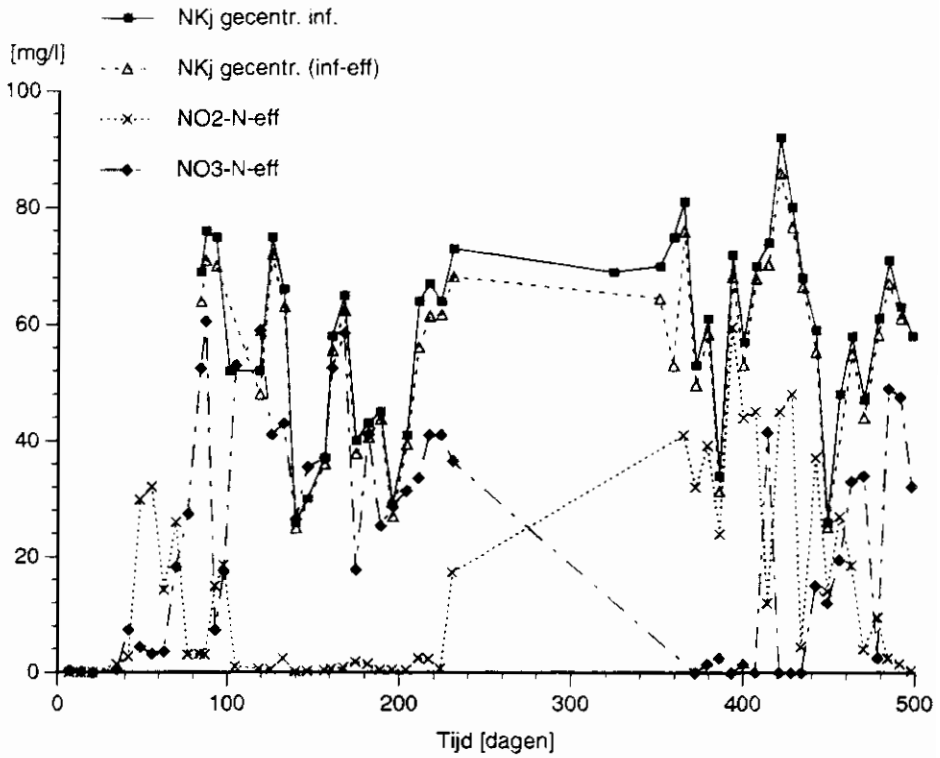
Figuur 6.3 Verloop van het nitrificatieproces in Reactor 6.



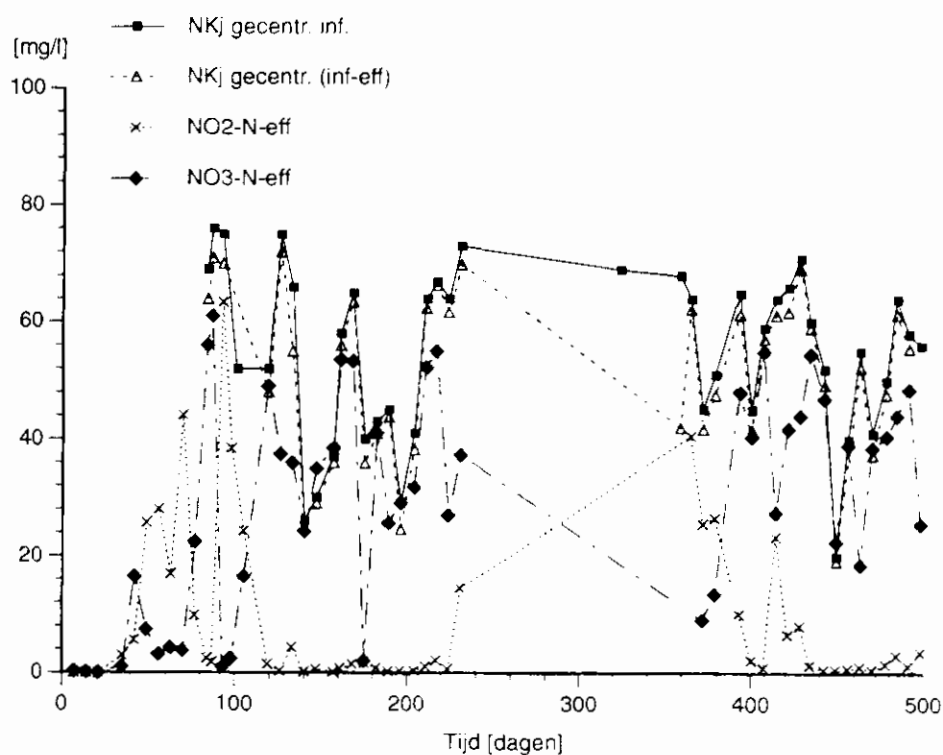
Figuur 6.4 Verloop van het nitrificatieproces in Reactor 7.



Figuur 6.5 Verloop van het nitrificatieproces in Reactor 8.



Figuur 6.6 Verloop van het nitrificatieproces in Reactor 9.



Figuur 6.7 Verloop van het nitrificatieproces in Reactor 10.

Periode dag 0-230

In de reactoren kwam het nitrificatieproces circa 40 dagen na de opstart op gang, terwijl de omzetting van ammonium in nitraat volledig was na circa 80 dagen (figuur 6.3 t/m 6.12).

Deze sequentiële ontwikkeling in de biofilm van heterotrofe bacteriën, nitritificeerders en nitratificeerders komt overeen met de resultaten die met industrieel afvalwater bij Gist-brocades werden bereikt. Het enige verschil is dat bij de toepassing van het industriële afvalwater de termijnen waarin de afzonderlijke omzettingen tot ontwikkeling kwamen korter waren. De relatief lange duur van de periode voorafgaand aan het opgang komen van het nitrificatieproces kan voor een deel worden verklaard door het verschil in temperatuur (30°C versus 15-20°C). Daarnaast kan het een aanwijzing zijn voor het dynamisch verloop van het aangroeiproces van de biofilms van heterotrofe bacteriën in de reactoren gevoed met huishoudelijk afvalwater.

Verondersteld wordt dat de biofilmaangroei verloopt via verschillende fasen waarin nieuw aangegroeide gedeelten continu blootstaan aan een proces van afkalving [10 en 27]. Een gedeelte van de pas gevormde en snel groeiende biofilm gaat hierbij verloren, wat onder andere tot gevolg heeft dat de heterotrofe activiteit van het zwevend stof in het effluent toeneemt. De resultaten van activiteitsmetingen laten zien dat de heterotrofe activiteit van

het zwevend stof in het effluent hoger is dan de activiteit van het zwevend stof in het influent (tabel 7.9).

Deze activiteitstoename kan echter ook worden verklaard door de groei van slib in suspensie en/of bacteriën die zijn gehecht aan zwevend stof (zie hoofdstuk 5.3.4). Waarschijnlijk vinden deze processen allebei plaats. In beide gevallen zal de levensduur van de centraal gelegen gedeelten van de biofilm langer zijn dan die van de buitenrand. De nitrificeerders kunnen zich alleen ontwikkelen in de meer naar binnen gelegen gedeelten van de biofilm waar de groeisnelheden van *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* in evenwicht zijn met de "lokale" slibleeftijd [14, 21 en 26]. De ontwikkeling van de gevormde hoeveelheid nitriet in de reactoren is evenredig met de toename van de omvang van de populatie *Nitrosomonas spp.* Daarom kan hieruit de groeisnelheid van de gehechte nitrificeerders worden berekend. De toename van de gevormde hoeveelheid nitriet (inclusief het nitriet dat werd omgezet in nitraat) verliep aanvankelijk exponentieel (figuur 6.3 t/m 6.7). De hieruit berekende groeisnelheden varieerden in de verschillende reactoren van 0,005-0,007 h⁻¹ (overeenkomend met verdubbelingstijden van 4-5 dagen), bij een temperatuur van 15-16°C.

De nitrificeerders kunnen zich dus alleen handhaven in de biofilms als de slibleeftijd van de biofilm hoger is dan 6-8 dagen, de reciproke van de gevonden groeisnelheden. Op basis van een slibgehalte van circa 10 g o.s./l reactor (R7, 8, 9 periode 2) en de biofilmaangroeisnelheid van circa 0,35 g o.s./l reactor.d, die tijdens de opstart werd gevonden, kan de gemiddelde slibleeftijd van circa 30 dagen worden berekend. Daarmee wordt bevestigd dat onder deze omstandigheden, op grond van de populatiedynamiek van heterotrofe- en nitrificerende bacteriën in de biofilm, volledige nitrificatie mogelijk moet zijn.

De hierboven berekende groeisnelheden van *Nitrosomonas spp.* kunnen worden vergeleken met literatuurgegevens van nitrificeerders in gesuspendeerde cultures. Daarin worden groeisnelheden van *Nitrosomonas spp.* genoemd die, onder vergelijkbare omstandigheden wat betreft temperatuur (15-16°C), een gemiddelde waarde hebben van 0,02 h⁻¹, terwijl er ook lagere waarden zijn gevonden van 0,008 h⁻¹ [17]. Uit het feit dat de groeisnelheden van de reincultures van *Nitrosomonas* slechts gering hoger zijn (3-4 keer) dan de waargenomen groeisnelheden in de biofilm blijkt dat de *Nitrosomonas* bacteriën zich kennelijk zonder ernstige belemmeringen kunnen ontwikkelen in de op dat moment reeds gevormde biofilm, bestaande uit voornamelijk heterotrofe bacteriën. Bij deze belemmeringen kan worden gedacht aan diffusielimitering, ruimtelijke hindering en/of biomassa-verlies door afkalving en uitspoeling van de biofilms.

De geringe invloed van de factor biomassa-verlies wordt bevestigd door de resultaten van de activiteitsmetingen van het zwevend stof in het effluent van de reactoren, waaruit blijkt dat uitspoeling van nitrificerende biofilms slechts incidenteel wordt waargenomen (tabel 7.9).

De nitraatvorming kwam aanvankelijk gelijktijdig op gang met de nitrietvorming, maar ondervond vertraging doordat de afvalwaterconcentratie weer toenam na een periode met verdund afvalwater (figuur 6.3 t/m 6.7). Opvallend is dat de nitraatvorming in reactor 6, die werd gevoed met ruw afvalwater, sneller op gang kwam dan in de overige reactoren, met name vergeleken met R9 en R10 waarin een vergelijkbare hoeveelheid biomassa aanwezig was. Een mogelijke verklaring zou de aanwezigheid kunnen zijn van nitrificerend entmateriaal in de fractie bezinkbaar materiaal in het ruwe afvalwater, waarbij kan worden gedacht aan straatvuil.

Vanaf dag 80 is het nitrificatieproces nagenoeg volledig. Reactor 7 en 8 vertonen een lichte achterstand die werd veroorzaakt door de verlaagde biomassaconcentratie, maar uiteindelijk wordt ook hier een volledige omzetting gerealiseerd, met een verwijderingsrendement van 95-97% van Kj-N in gecentrifugeerde monsters (figuur 6.9 en 6.10).

Het gerealiseerde verwijderingsrendement op basis van Kj-N-totaal-analyses in R6-9-10 was in de periode dag 80-230 gemiddeld 82-86% (tabel 6.2). Deze resultaten zijn vergelijkbaar of beter dan de nitrificatieprestaties van laagbelaste actief-slibsystemen die een N-Kjeldahl rendement bezitten van 81-85% [15].

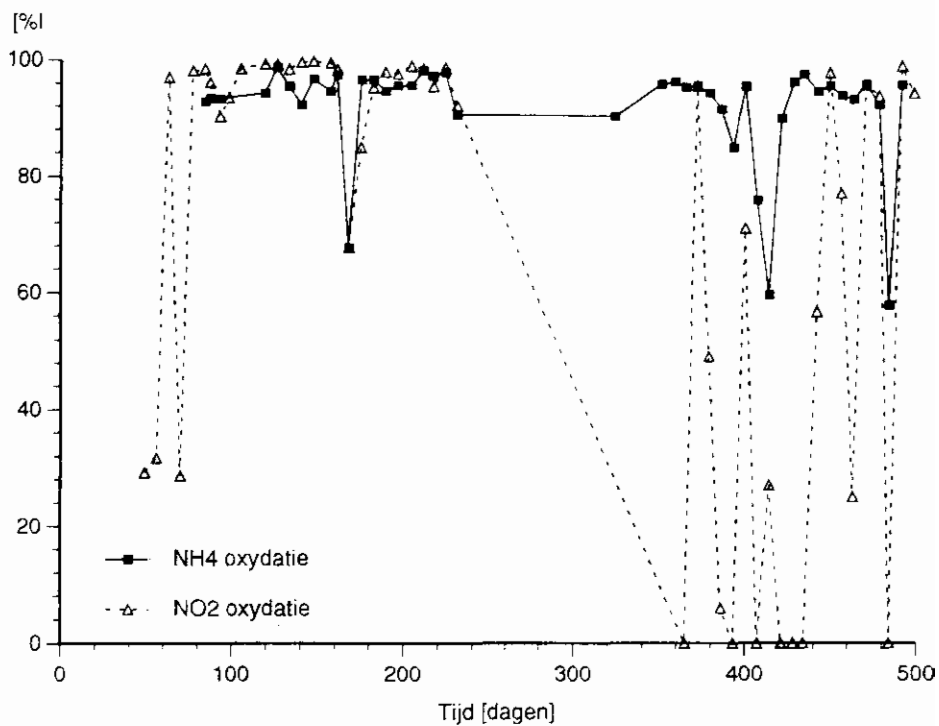
Het gerealiseerde N-totaal-verwijderingsrendement was laag, circa 15%. Deze afname wordt waarschijnlijk in hoofdzaak veroorzaakt door de groei van biomassa en denitrificatie.

Het nitrificatieproces verliep in de periode dag 80-230 zeer stabiel (figuur 6.8 t/m 6.12). Twee keer werd een kortstondige rendementsverlaging waargenomen; op dag 90 in R9 en R10 en rond dag 170 in R6, 9 en 10. De storing in de nitrietoxydatie in R9/10 werd misschien veroorzaakt door een storing in de vloeistofcirculatie in de airliftreactor door de hoge biomassaconcentraties. De storing rond dag 170 kan in verband worden gebracht met schuimvorming en een overdosering van antischuimmiddel.

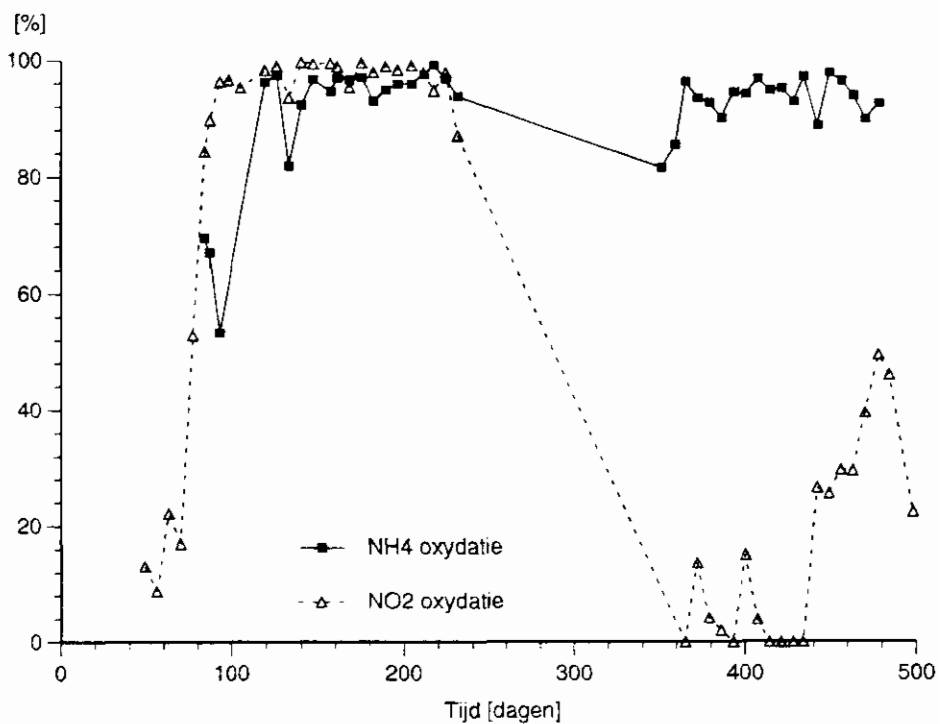
Periode dag 300-500

In de periode dag 300-500 verliep de oxydatie van ammonium naar nitriet vrijwel ongestoord met een gemiddeld rendement van 90-93%. In de reactoren R6 en R9 waren deze rendementen enkele procenten lager dan in de voorafgaande periode (tabel 6.4). De nitrietoxydatie was daarentegen ernstig gestoord met name in de periode dag 360-440, daarna trad herstel op (figuur 6.8 t/m 6.12).

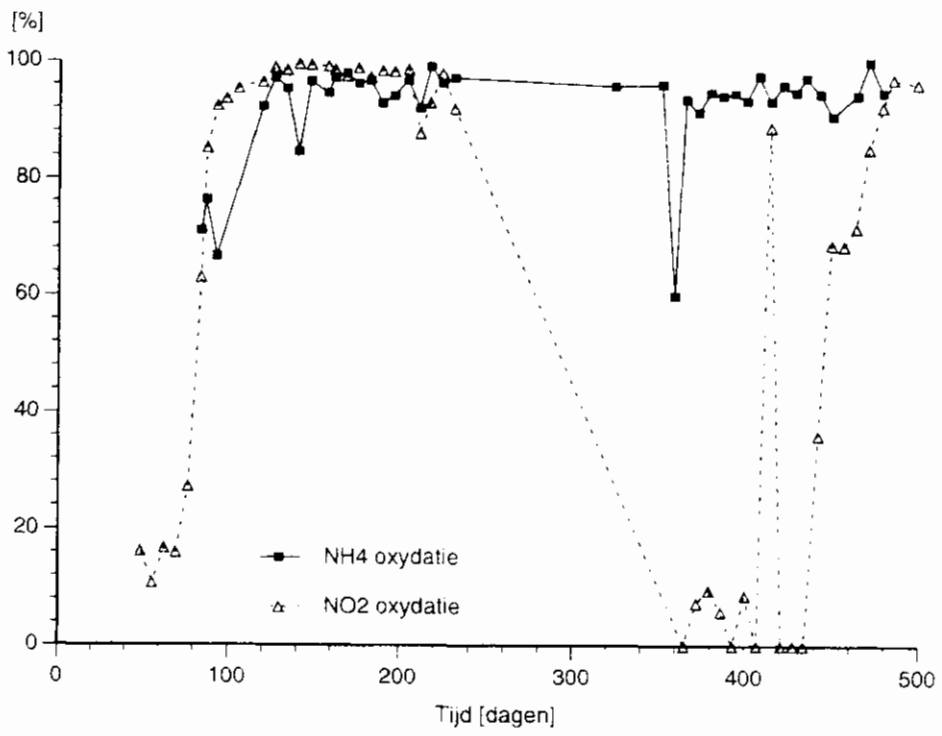
De factoren, waarmee deze verstoring van het nitrificatieproces in verband kan worden gebracht, zullen hieronder worden toegelicht.



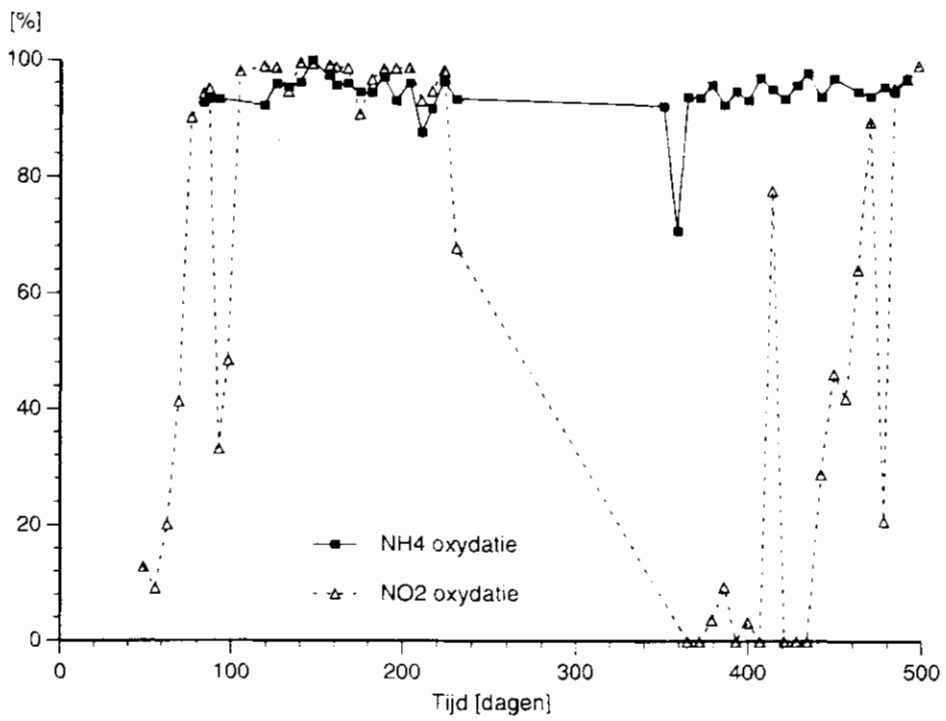
Figuur 6.8 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 6.



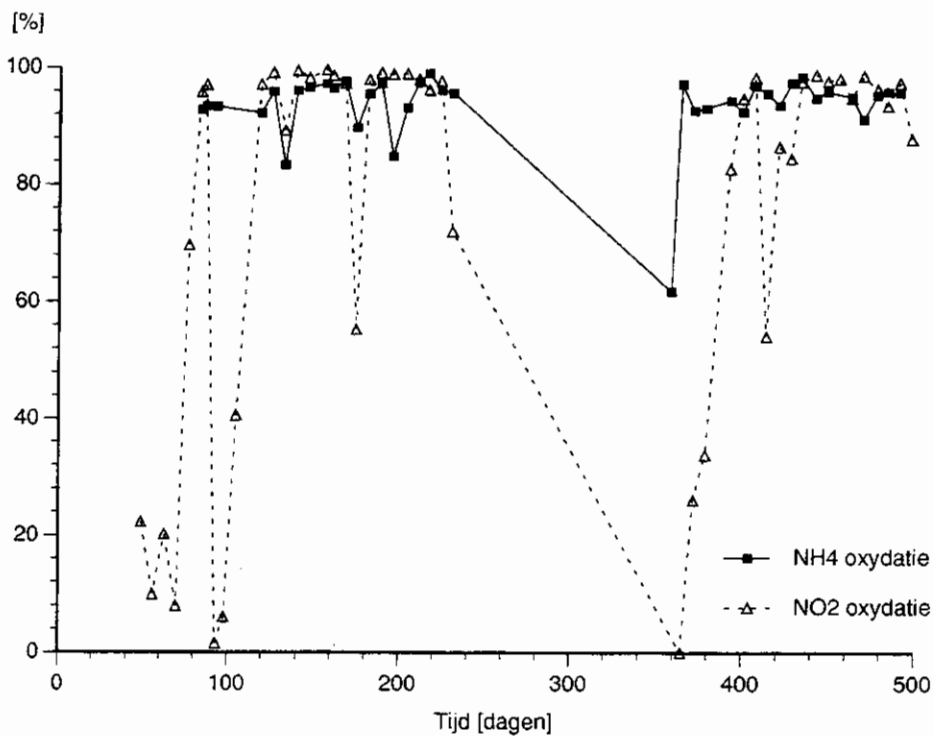
Figuur 6.9 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 7.



Figuur 6.10 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 8.



Figuur 6.11 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 9.



Figuur 6.12 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 10.

In de eerste plaats waren er enkele wijzigingen van de influentsamenstelling. Na dag 300 werden de reactoren R7 t/m 10 ook gevoed met niet voorbezonden afvalwater zoals R6. Bovendien werd de verblijftijd van het afvalwater in de ontvangkelder weer teruggebracht naar de normale situatie, waardoor het procentuele aandeel van de fractie opgeloste en kolloïdale verbindingen in het influent toenam van 38% naar 51%. Er zijn echter geen duidelijke redenen om aan te nemen dat de genoemde veranderingen een nadelige invloed hebben gehad op het nitrificatieproces omdat het slechter functioneren van de nitriet-oxydatie in reactor 6 en in de andere reactoren een parallel verloop vertoont. Een tweede factor, die waarschijnlijk van doorslaggevend belang was, is de stagnatie in de biofilmontwikkeling tussen dag 250-360 (figuur 5.1 t/m 5.5). Enkele mogelijke verklaringen hiervoor zijn reeds besproken in hoofdstuk 5.

De afname van het slibgehalte in de reactoren R7, 8 en 9 en de hogere afvalwaterconcentratie hadden tot gevolg dat de slibbelasting toenam tot 0,4-0,5 kg BCZV/kg o.s.d. (tabel 6.3). Het blijkt dat onder deze omstandigheden de omzetting van ammonium in nitriet niet of nauwelijks nadelig wordt beïnvloed. De slibleeftijd in de biofilm kwam kennelijk niet

beneden de kritieke waarde van 6-8 dagen, waarbij de populatie van *Nitrosomonas spp.* bacteriën in de biofilm zou zijn verdrongen door heterotrofe bacteriën.

Vervolgens moet de vraag worden beantwoord waarom de nitrietoxydatie in de reactoren R7, 8 en 9 tijdelijk volledig achterwege bleef, terwijl de ammoniumoxydatie nauwelijks werd beïnvloed. Op grond van literatuurgegevens kunnen twee oorzaken worden genoemd, die beide te maken hebben met zuurstoftekorten in de biofilm. De aanwezigheid van zones met lage zuurstofconcentraties kan als volgt worden beredeneerd. Als de slibbelasting hoger wordt, zal de zuurstofverbruiksnelheid in de biofilm toenemen. Berekend kan worden dat bij een zuurstofgehalte van circa 2 mg/l aan de buitenzijde van de biofilm en een zuurstofverbruiksnelheid van circa 1 kg O₂/kg o.s.d. de aërobe zone in de biofilm maximaal een dikte bezit van circa 70 μ. De biofilmdikte in de reactor varieerde van 20-200 μ, zodat de aanwezigheid van zones met lage zuurstofgehalten heel aannemelijk is.

1. Het is gebleken dat de celopbrengstfactor van *Nitrosomonas* bacteriën verdubbelt bij lage zuurstofconcentraties [29].

In situaties waarin de biofilmontwikkeling stagneert zal de ammoniumoxydatie zich hierdoor beter kunnen handhaven dan de nitrietoxydatie. Dit wordt bevestigd door de resultaten van een vergelijkend onderzoek met verschillende dragermaterialen, waaruit bleek dat bij toepassing van dragermateriaal met slechte hechtingseigenschappen de nitrietoxydatie nauwelijks op gang kwam [10].

2. De nitrietoxydatie door *Nitrobacter* bacteriën blijkt trager te verlopen bij lage zuurstofconcentraties doordat de K_s-waarden voor zuurstof relatief hoog zijn 1-2 mg O₂/l, vergeleken met deze waarden voor *Nitrosomonas* [28, 30].

In de periode dag 360-440 namen de biomassagehalten in de reactoren weer toe (figuur 5.2 t/m 5.4). Vervolgens kwam in de periode na dag 440 de nitrietoxydatie weer op gang tegelijk met een tijdelijke afname van de CZV-volumebelasting, van 10 kg CZV/m³.d naar 7 kg CZV/m³.d, door een daling van het CZV van het infuent.

De situatie in reactor 6 was anders omdat hier wel voldoende biomassa aanwezig was. De onvolledige nitrietoxydatie die hier werd waargenomen werd veroorzaakt door het lage zuurstofgehalte in de reactor in de periode dag 360-440 (bijlage 3). Zelfs de ammoniumoxydatie werd hierdoor nadelig beïnvloed. In deze periode trad ook een aanzienlijk tekort op in de N-balans, hetgeen wijst op het plaatsvinden van reductie van het gevormde nitriet. De verhoogde pH in deze periode (7,5 in plaats van 6,5) bevestigt dit vermoeden, want bij het denitrificatieproces worden waterstofionen weggenomen (vergelijking 3 en bijlage 2).

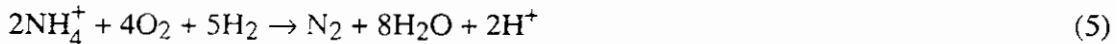


Het is ook mogelijk dat in plaats van denitrificatie een onvolledige nitrificatie heeft plaatsgevonden waarbij N_2O werd gevormd (vergelijking 4).



Als N_2O -vorming is opgetreden, is het zelfs mogelijk dat het werkelijke zuurstofgehalte nog lager was omdat N_2O de zuurstofmeting beïnvloedt [24]. Onder normale procescondities kan de gevormde hoeveelheid N_2O in actief-slibsystemen worden geschat op maximaal 1% van het N-aanbod, maar deze hoeveelheid kan een factor 10 toenemen bij processtoringen [31]

Uit de gesignaleerde verhoging van de zuurgraad kan geen conclusie worden getrokken voor het optreden van denitrificatie dan wel onvolledige nitrificatie, omdat de waterstofionenbalans van beide processen identiek is (vergelijking 4 en 5).



In reactor 6 trad na dag 440 ook rendementsherstel op mede door de lagere slibbelasting; in dit geval kan echter een slechtere zuurstofoverdracht door een verstopte luchtverdeler niet geheel uitgesloten worden.

Reactor 10 werd vanaf dag 340 gevoed met effluent van een voorgeschakelde A-trap waarin een belangrijk gedeelte van het CZV werd verwijderd. De CZV-belasting van R10 was daardoor aanzienlijk lager en mede hierdoor kwam de nitrietoxydatie in deze reactor rond dag 390 weer op gang.

7 ZUIVERINGSPRESTATIES IN DE PERIODEN 3, 4 EN 5

7.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de resultaten besproken van de experimenten die zijn uitgevoerd in de periode van dag 481-818 (periode 3, 4 en 5 zie tabel 2.1). Voor een deel betreft het een vervolg van lopende lange-termijnexperimenten (R6 en R10). In de andere reactoren (R7 t/m R9) werden nieuwe proefomstandigheden aangebracht bij een ongewijzigde reactorinhoud. In dit hoofdstuk worden per experiment de verschillende zuiveringsaspecten behandeld.

In de perioden 2, 3 en 4 werden ook CZV-analyses uitgevoerd in afvalwatermonsters na bezinking. Daarmee werd het mogelijk het CZV van de fractie bezinkbaar materiaal te bepalen. Uit de verkregen resultaten van de reactoren in de perioden 2 en 3 blijkt een soms aanzienlijke verwijdering van de fractie bezinkbaar materiaal (tabel 6.4 en 7.2). Het bleek dat deze afname werd veroorzaakt door een te geringe stroomsnelheid in de monsternameslangetjes, waardoor bezinking plaats vond. (N.B. de fracties zwevend stof en opgeloste stof werden door deze monsterneming niet nadelig beïnvloed.) Na wijziging van de monsternamemethode blijkt uit de resultaten van periode 4 dat de fractie bezinkbaar materiaal juist toenam. De herkomst van deze toename kan uitgevlokt materiaal, afkomstig van de fractie zwevend stof zijn, welke fractie consequent afneemt met een rendement van 40-60%, en/of slib dat wordt gevormd bij de omzetting van de fracties 'opgelost', 'kolloïdaal,' en 'zwevend stof'. Op basis van deze resultaten zal in dit hoofdstuk ook aandacht worden besteed aan de slibproductie.

7.2 Onderzoek van de lange-termijn-stabiliteit

CZV-verwijdering

De processtabiliteit van het slib-op-dragersysteem op lange termijn werd onderzocht in reactor R6. Deze reactor werd in de gehele onderzoeksperiode (dag 0-818) gevoed met ruw huishoudelijk afvalwater, met een verblijftijd van 1,5 h. De enige verandering die werd aangebracht was dat in de periode dag 715-770 de pH werd geregeld op een waarde van 7,0-7,2. De reactorbelasting varieerde van 6-12 kg CZV/m³.d. Door de afname van het slibgehalte in periode 4 nam de slibbelasting toe van 0,26 naar 0,45 kg BCVZ/kg o.s.d (tabel 7.1-7.4). De CZV-verwijdering van de fractie opgeloste en kolloïdale componenten werd hierdoor niet beïnvloed en vertoont een zeer stabiel verloop met een rendement van

75 ± 5%. Een aantal keren werd kortstondig een lager rendement (60-65%) waargenomen bij een snelle afname van de reactorbelasting door de aanvoer van verdund afvalwater (figuur 7.1). Een mogelijke verklaring is het vertraagd vrijkomen van opgeloste componenten uit de biofilms.

De verwijdering van de CZV-fracties zwevend stof en bezinkbaar materiaal verliep minder stabiel zoals blijkt uit de resultaten in de verschillende perioden en vergeleken met de andere reactoren. In de eerste plaats blijkt dat tijdens bezinking van het effluent een aanzienlijk gedeelte van het zwevend stof niet wordt verwijderd. Dit is vergelijkbaar met de slechte bezinkingseigenschappen van het slib in het effluent van hoogbelaste oxydatiebedden [42]. Verder valt op dat de slibproductie in R6 in de perioden 4 en 5 hoger is dan in R8 en R9 (tabel 7.4 en 7.6). Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door de verhoogde slibbelasting in R6 in die periode. Hieruit blijkt dat de biofilmontwikkeling (zie hoofdstuk 5) invloed heeft op de verwijdering van zwevend stof. Niet aangegeven kan worden in hoeverre dit veroorzaakt wordt door een verhoogde slib-groei of door afname van het verwijderingsrendement van zwevend stof in de reactor (zie ook hoofdstuk 7.7).

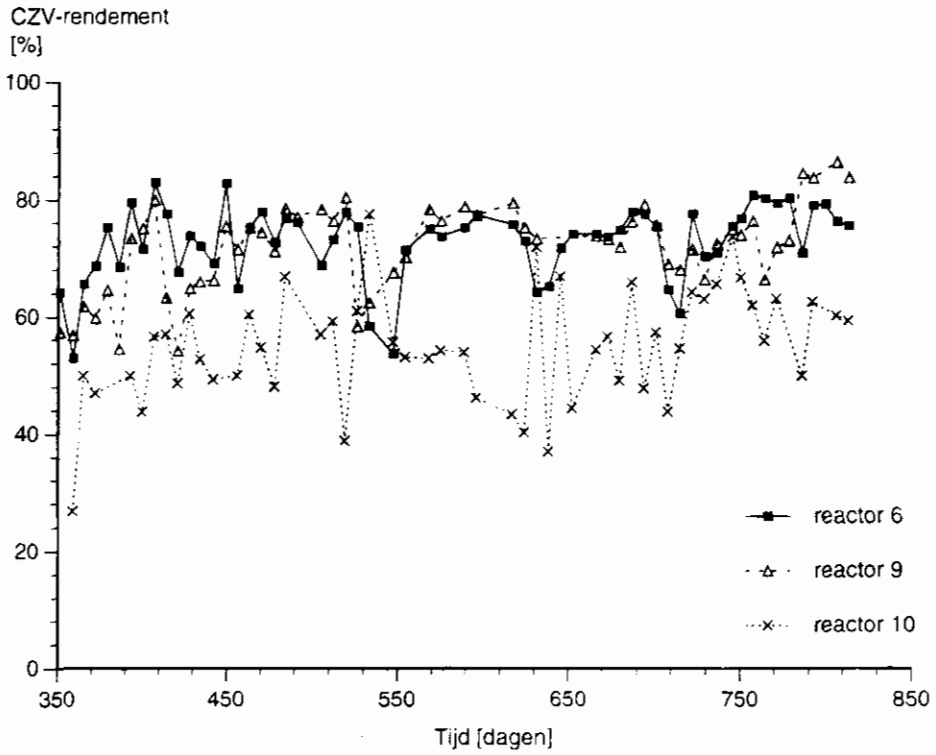
Nitrificatie

De oxydatie van ammonium in R6 verliep zeer stabiel met een rendement van 90-97%. Er waren enkele perioden met lager rendement van ongeveer 70% die verband houden met een laag zuurstofgehalte in de reactor. De omzetting van het bij de nitrificatie gevormde nitriet in nitraat was niet altijd volledig.

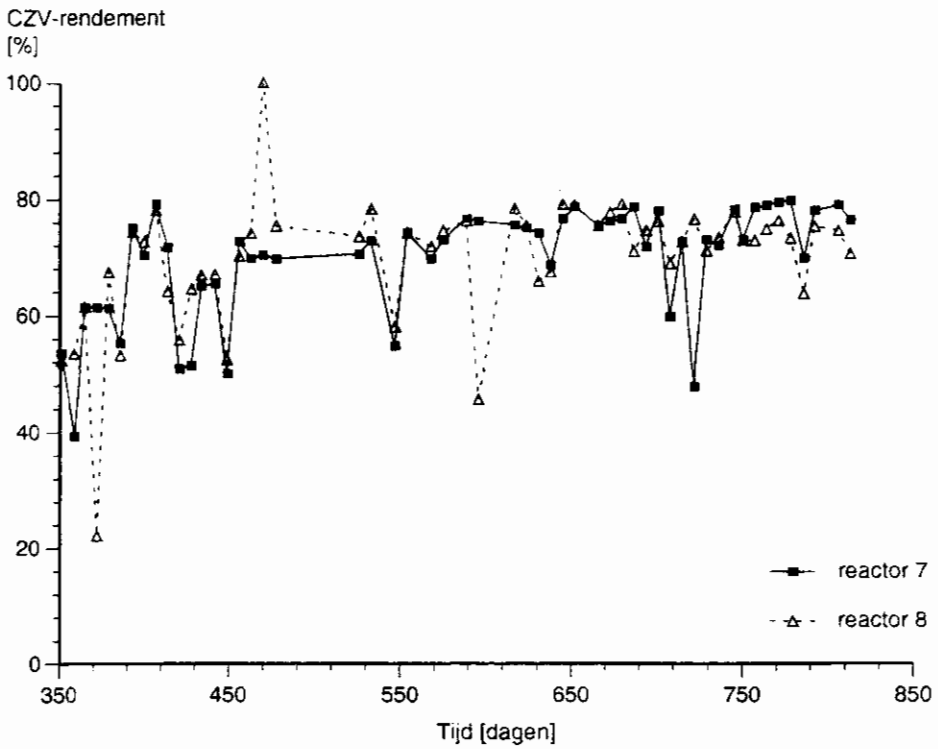
De storingen in het nitrietoxydatierendement die werden waargenomen rond dag 510-520 en 610-630 kunnen in verband worden gebracht met de eerder genoemde lage zuurstofconcentraties, waardoor denitrificatie en/of onvolledige nitrificatie plaatsvonden. De toename van de pH in beide perioden bevestigt deze veronderstelling, die eerder werd besproken in hoofdstuk 6. De indruk bestaat dat in bepaalde perioden de zuurstofconcentraties in reactor 6 lager waren dan in de andere reactoren. Dit kan zijn veroorzaakt door verstoppingen van de beluchtingsring waardoor bij de beluchting grote bellen werden gevormd (dag 487).

Na dag 750 verliep de nitrificatie nagenoeg volledig naar nitraat en met een zeer hoog rendement bij zuurstofgehalten van 3-5 mg O₂/l.

Uit de verkregen resultaten kan worden geconcludeerd dat de nitrificatie en CZV-verwijdering op lange termijn een stabiel verloop hebben, mits de zuurstofvoorziening voldoende is.



Figuur 7.1 Verwijderingsrendement van de CZV-fractie opgeloste en kolloïdale componenten in reactor 6, 9 en 10.



Figuur 7.2 Verwijderingsrendement van de CZV-fractie opgeloste en kolloïdale componenten in reactor 7 en 8.

Tabel 7.1 Gemiddelde waarden van een aantal procesparameters in de periode 3 (dag 500 - 667).

Reactor	Ruimtebelasting		Conversie CZV kg/m ³ .d	Slibconcentratie org. stof kg/m ³	Slibbelasting			pH	Temperatuur °C
	CZV kg/m ³ .d	Kj-N kg/m ³ .d			CZV kg/kg o.s.d.	BCZV kg/kg o.s.d.	N kg/kg o.s.d.		
6	9,7	1,1	5,5	21,5	0,45	0,26	0,05	7,0	16,0
7	>9,7	>1,1	>5,5	14,7	>0,66	>0,37	0,07	6,8	15,9
8	>9,7	>1,1	>5,5	17,9	>0,54	>0,31	0,06	6,8	15,9
9	7,3	0,8	4,3	21,5	0,34	0,20	0,04	6,7	16,0
10	7,6	1,5	3,7	32,5	0,23	0,12	0,05	6,7	16,0

Tabel 7.2 Gemiddelde zuiveringsresultaten van de reactoren in de periode 3 (dag 500 - 667).

Parameter	Reactor				
	6	7	8	9	10
<i>Influent (mg/l):</i>					
CZV totaal			604		315
CZV bezonken			501		274
CZV gecentrifugeerd			309		179
CZV fractie zwevend stof			192		95
CZV fractie bezinkbaar			103		41
Kj-N totaal			79,1		60,6
Kj-N gecentrifugeerd			66,9		60,6
<i>Effluent (mg/l):</i>					
CZV totaal	259	301	258	249	159
CZV bezonken	213	175	166	154	140
CZV gecentrifugeerd	96,9	90,4	91,2	86,5	86,7
CZV fractie zwevend stof	116	85	75	68	53
CZV fractie bezinkbaar	46	126	92	95	19
Kj-N totaal	17,6	17,8	18,8	12,7	10,1
Kj-N gecentrifugeerd	8,7	7,03	6,59	3,62	5,03
NO ₂ -N	8,96	12,1	9,62	6,65	3,83
NO ₃ -N	29	23,7	27,3	34,9	36,9
<i>Verwijderingsrendementen (%):</i>					
CZV totaal	57	50	57	59	50
CZV bezonken → totaal	65	71	73	75	77 ²
CZV gecentrifugeerd → totaal	84	85	85	86	72 (86) ²
CZV gecentrifugeerd	69 (72) ¹	71 (75) ¹	70 (74) ¹	72 (74) ¹	52 (72) ²
CZV fractie zwevend stof	40	56	61	78	44
CZV fractie bezinkbaar	55	-22	11	8	54
Kj-N totaal	78	78	76	84	83 (87) ²
Kj-N gecentrifugeerd	87	89	92	95	92
N-totaal	30	32	30	31	16 (36) ²

¹ na correctie voor nitriet in het effluent

² betrokken op CZV respectievelijk Kj-N gehalte van het influent van de A-trap

Tabel 7.3 Gemiddelde waarden van een aantal procesparameters in de periode 4 (dag 668 - 779).

Reactor	Ruimtebelasting		Conversie CZV kg/m ³ .d	Slibconcentratie org. stof kg/m ³	Slibbelasting			pH	Temperatuur °C
	CZV kg/m ³ .d	Kj-N kg/m ³ .d			CZV kg/kg o.s.d.	BCZV kg/kg o.s.d.	N kg/kg o.s.d.		
6	11,2	1,2	4,5	12,7	0,88	0,45	0,12	6,8	20,1
7	11,2	1,2	4,4	12,0	0,93	0,44	0,12	7,0	20,2
8	11,2	1,2	5,4	18,9	0,60	0,35	0,08	6,4	20,2
9	11,2	1,2	5,5	22,1	0,51	0,32	0,07	6,5	20,2
10	8,5	1,6	3,7	22,6	0,38	0,20	0,09	6,3	20,1

Tabel 7.4 Gemiddelde zuiveringsresultaten van de reactoren in de periode 4 (dag 668 - 779).

Parameter	Reactor				
	6	7	8	9	10
<i>Influent (mg/l):</i>					
CZV totaal	699	699	699	699	355
CZV bezonken	595	595	595	595	345
CZV gecentrifugeerd	383	383	383	383	230
CZV fractie zwevend stof	212	212	212	212	115
CZV fractie bezinkbaar	104	104	104	104	10
Kj-N totaal	87,9	87,9	87,9	87,9	67,3
Kj-N gecentrifugeerd	75,4	75,4	75,4	75,4	67,3
<i>Effluent (mg/l):</i>					
CZV totaal	417	424	363	361	201
CZV bezonken	237	168	173	197	154
CZV gecentrifugeerd	96	101	98	105	91
CZV fractie zwevend stof	141	67	75	92	63
CZV fractie bezinkbaar	180	256	190	164	47
Kj-N totaal	18,5	22,8	16,3	19,1	9,97
Kj-N gecentrifugeerd	4,41	7,69	4,06	7,79	4,81
NO ₂ ⁻ -N	15,9	12,7	8,57	17,7	3,52
NO ₃ ⁻ -N	34,1	31,3	40,7	23,6	49,7
<i>Verwijderingsrendementen (%):</i>					
CZV totaal	40	39	48	48	43
CZV bezonken → CZV totaal	66	76	75	72	78 ²
CZV gecentrifugeerd → CZV totaal	86	86	86	85	74 (87) ²
CZV gecentrifugeerd	75 (79) ¹	74 (77) ¹	74 (77) ¹	73 (77) ¹	60 (76) ²
CZV fractie zwevend stof	33	68	65	57	45
CZV fractie bezinkbaar	-73	-146	-83	-58	-470
Kj-N totaal	79	74	81	78	85 (89) ²
Kj-N gecentrifugeerd	94	90	95	90	93
N-totaal	22	24	25	31	6 (28) ²
<i>Slibproductie:</i>					
kg o.s./kg CZV verwijderd ³	0,38	0,38	0,31	0,30	0,29
<i>Biomassa-yield:</i>					
kg CZV/kg CZV omgezet ³	0,20	0,35	0,20	0,14	0,19

¹ gecorrigeerd voor aanwezigheid van nitriet

² betrokken op influent van de A-trap

³ zie voor de berekening hoofdstuk 7.7

Tabel 7.5 Gemiddelde waarden van een aantal procesparameters in de periode 5 (dag 780 - 813).

Reactor	Ruimtebelasting		Conversie CZV kg/m ³ .d	Slibconcentratie org. stof kg/m ³	Slibbelasting			pH	Temperatuur °C
	CZV kg/m ³ .d	Kj-N kg/m ³ .d			CZV kg/kg o.s.d.	BCZV kg/kg o.s.d.	N kg/kg o.s.d.		
6	9,9	1,0	5,0	12,1	0,82	0,4	0,08	6,5	14,4
7	9,9	1,0	3,2	10,5	0,94	0,28	0,09	7,5	14,4
8	9,9	1,0	4,6	22,5	0,44	0,20	0,04	6,1	14,4
9	7,0	1,0	4,5	32,4	0,21	0,12	0,03	6,2	14,5
10	4,4	0,9	1,6	21,1	0,21	0,07	0,05	6,1	14,3

Tabel 7.6 Gemiddelde zuiveringsresultaten van de reactoren in de periode 5 (dag 780 - 813).

Parameter	Reactor				
	6 ²	7	8	9	10 ²
<i>Influent (mg/l):</i>					
CZV totaal	677	619	619	869	379
CZV gecentrifugeerd	377	333	333	583	199
Kj-N totaal	75,6	71	71	134	67
Kj-N gecentrifugeerd	66,3	62,5	62,5	125,5	59,2
<i>Effluent (mg/l):</i>					
CZV totaal	408	413	317	306	235
CZV gecentrifugeerd	90	76,6	95	91	85
Kj-N totaal	17,8	45,6	11,8	27,8	7,81
Kj-N gecentrifugeerd	4,31	27,1	2,36	14,7	1,41
NO ₂ -N	3,27	4,92	1,1	3,35	0,51
NO ₃ -N	45,4	17,6	49,2	67,8	55,3
<i>Verwijderingsrendementen (%):</i>					
CZV totaal	38	33	49	65	36
CZV gecentrifugeerd → totaal	86	88	85	85	75 (87) ¹
CZV gecentrifugeerd	76	77	72	84	56 (77) ¹
Kj-N totaal	76	36	83	79	88 (91) ¹
Kj-N gecentrifugeerd	94	57	96	88	98
N-totaal	11	4	13	26	4 (17) ¹
<i>Slibproductie:</i> kg o.s./kg CZV verwijderd ³	0,39	0,45	0,32	0,31	0,36

¹ betrokken op het influent van de A-trap.

² gemiddelde resultaten voor periode dag 780-818 (16 monsterdagen).

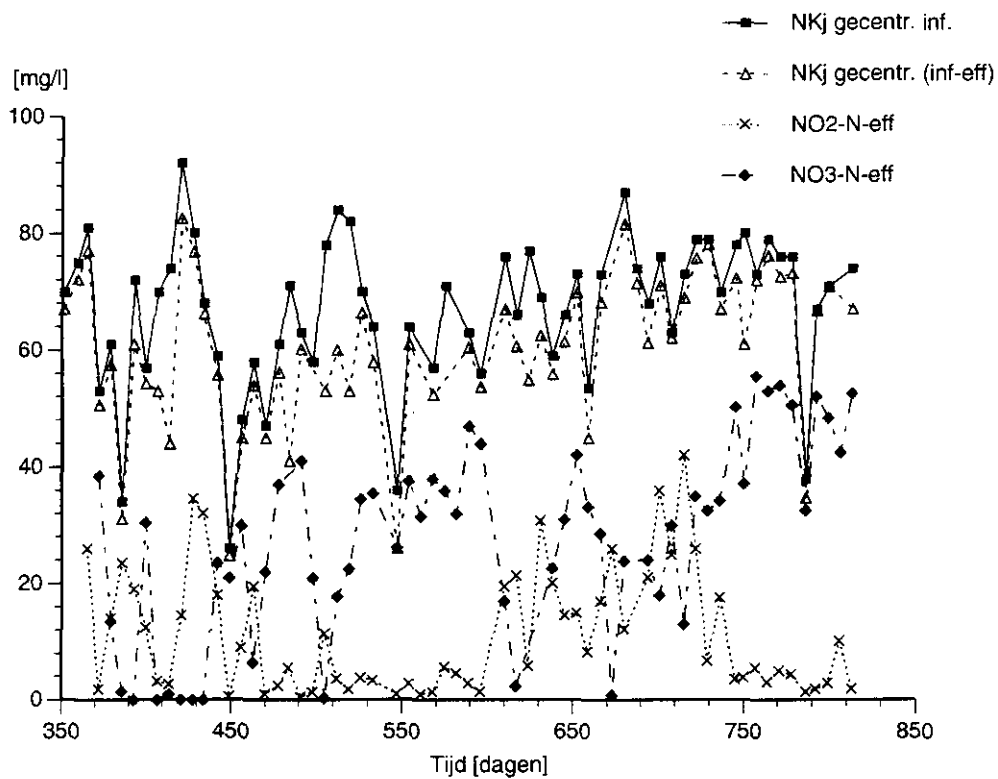
³ zie voor berekening hoofdstuk 7.7.

7.3 Het effect van een variabel influentdebiet

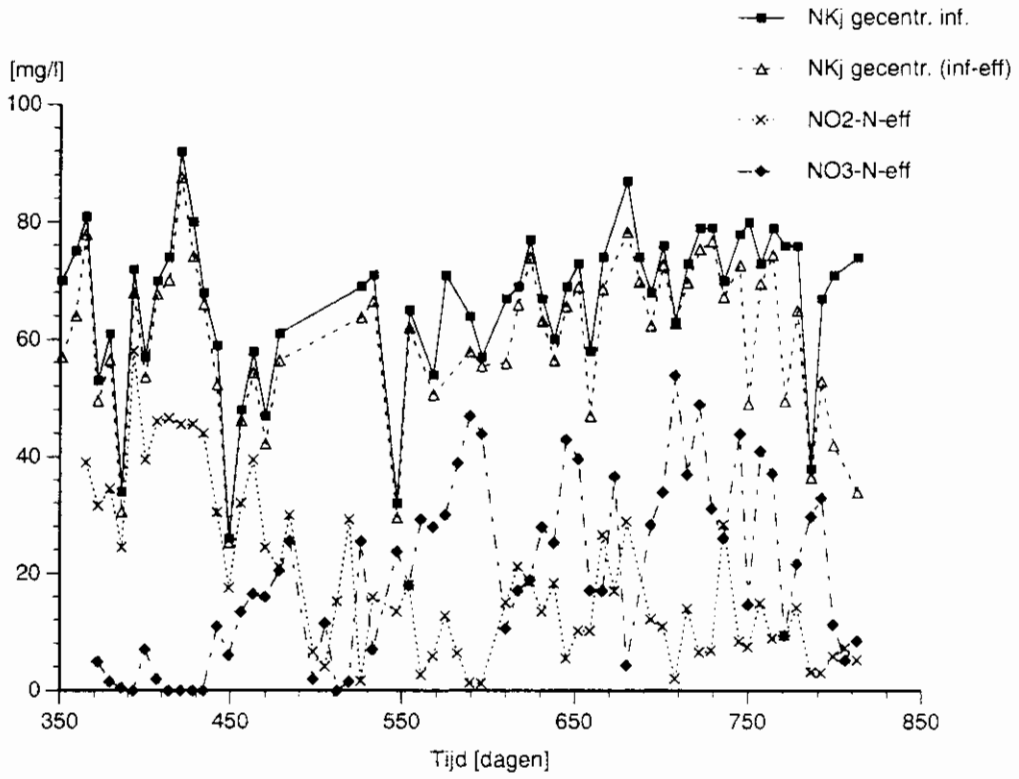
In de periode 3 (dag 481-667) werden de reactoren R7 en R8 hydraulisch zwaarder belast bij regenweeraanvoer (RWA). De toegepaste RWA/DWA verhouding bedroeg 2,7. De hydraulische verblijftijd in de reactor was bij DWA 1,5 h en dit nam af tot 0,55 h bij RWA. Voor de beoordeling van het effect hiervan moeten de resultaten worden vergeleken met die van R6. De ontwikkeling van de gehechte biomassaconcentratie in R6 t/m R8 verliep niet parallel: in reactor R7 was de slibconcentratie gemiddeld 12 g o.s./l en in R8 18 g o.s./l

(tabel 7.3). Dit resulteerde in ongelijke reactorbelastingen, maar de zuiveringsprestaties vertoonden onderling, en vergeleken met R6, geen wezenlijke verschillen (tabel 7.4). In R7 en R8 traden rond dag 510 en dag 670 storingen op in de nitrietoxydatie, die evenals in reactor R6 in verband kunnen worden gebracht met lage zuurstofconcentraties (figuur 7.4, 7.5, 7.9, 7.10 en bijlage 3).

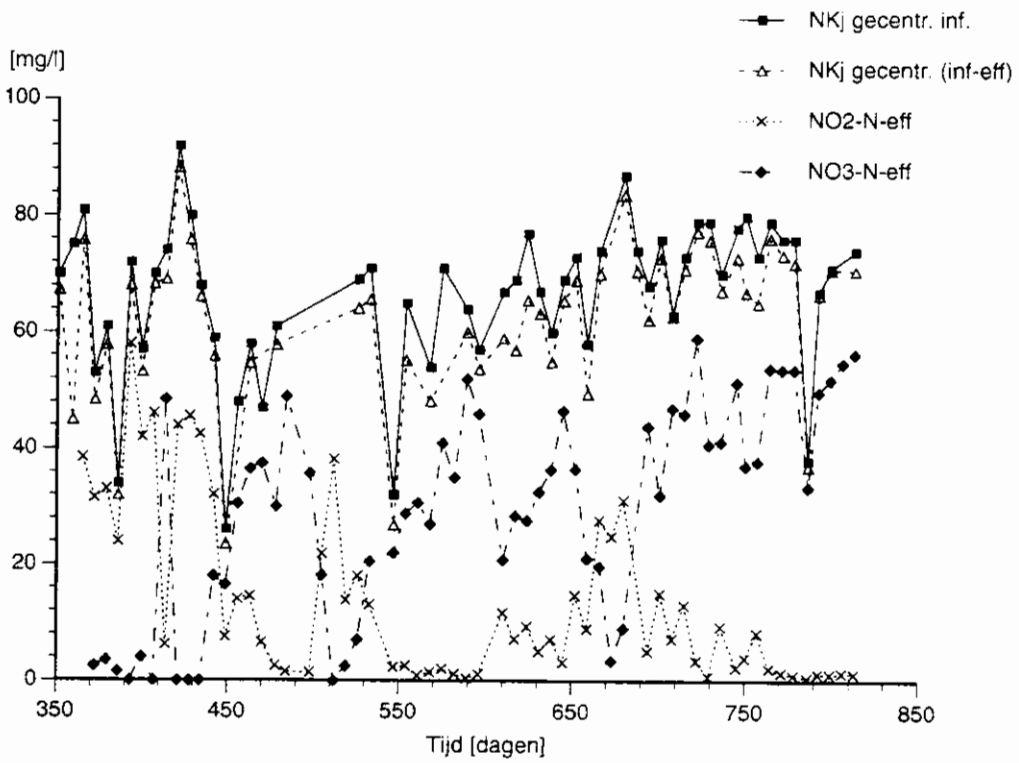
Op basis van de verkregen resultaten kan worden geconcludeerd dat de toepassing van een variabel influent debiet met een RWA/DWA verhouding van 2,7 geen nadelig effect heeft op het zuiveringsproces.



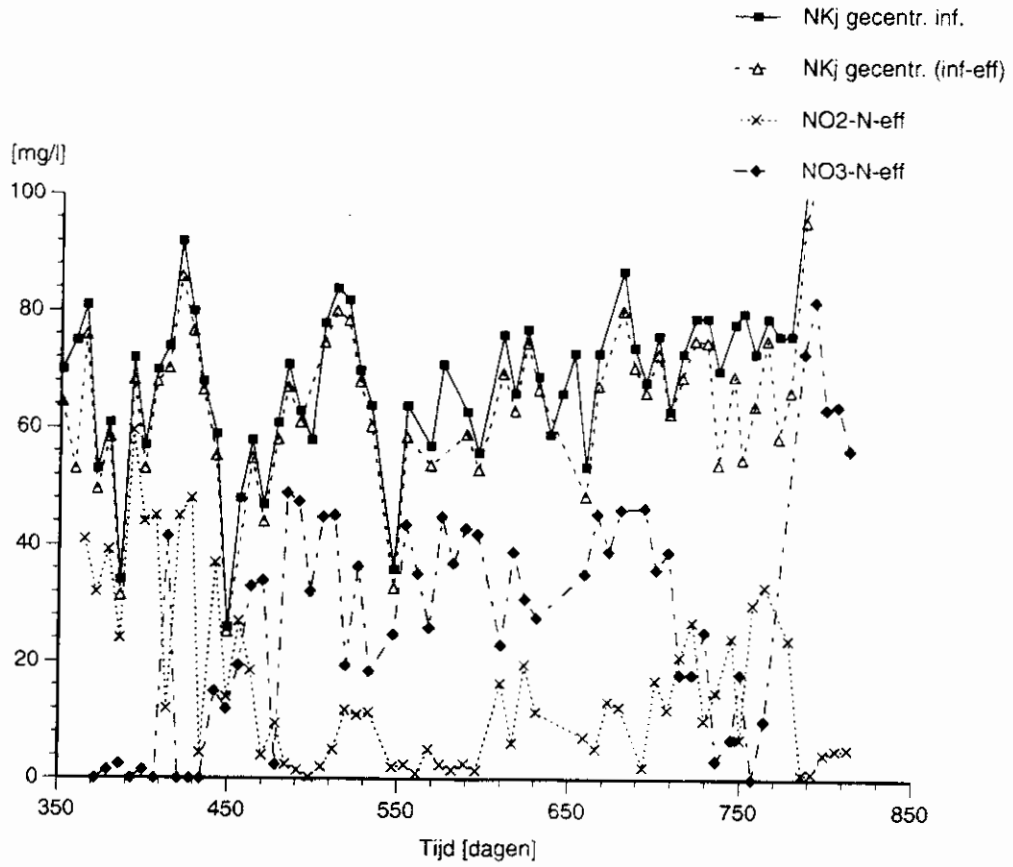
Figuur 7.3 Verloop van het nitrificatieproces in reactor 6.



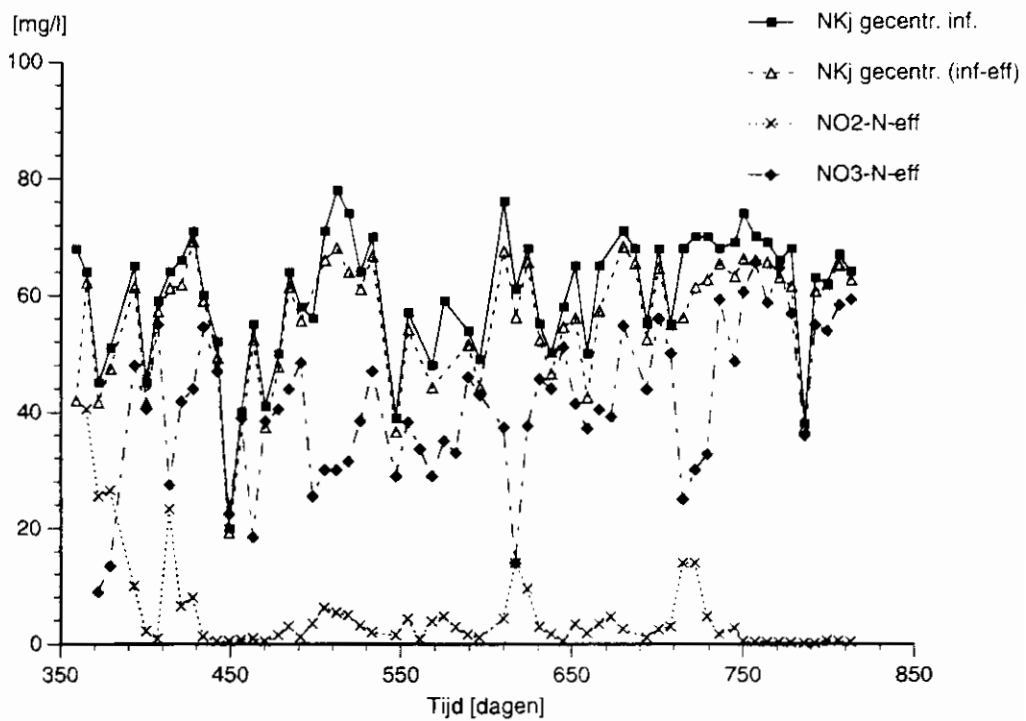
Figuur 7.4 Verloop van het nitrificatieproces in reactor 7.



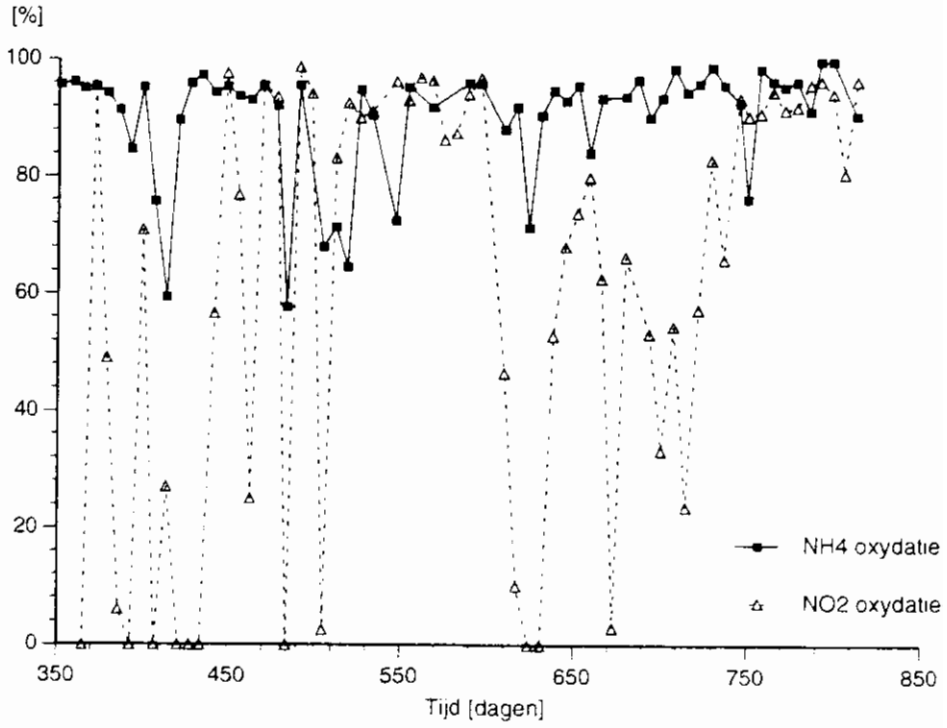
Figuur 7.5 Verloop van het nitrificatieproces in reactor 8.



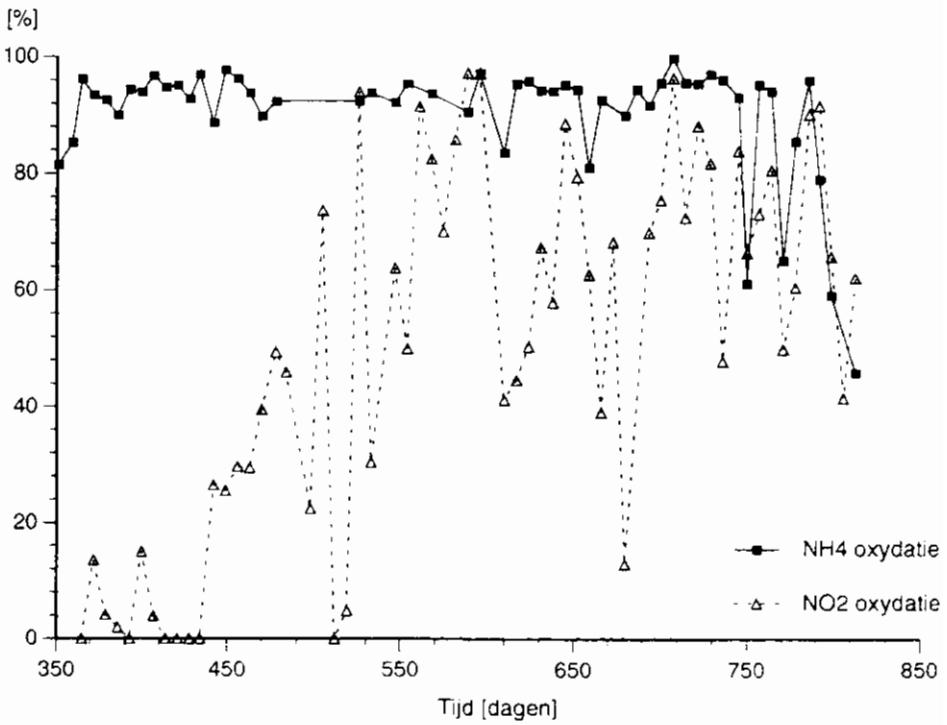
Figuur 7.6 Verloop van het nitrificatieproces in reactor 9.



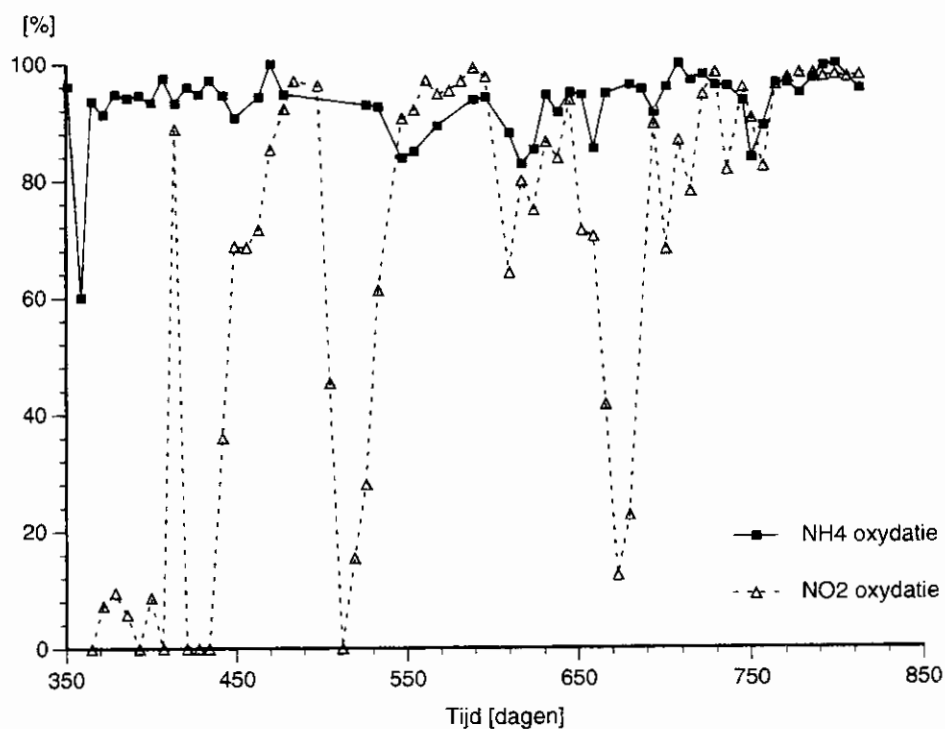
Figuur 7.7 Verloop van het nitrificatieproces in reactor 10.



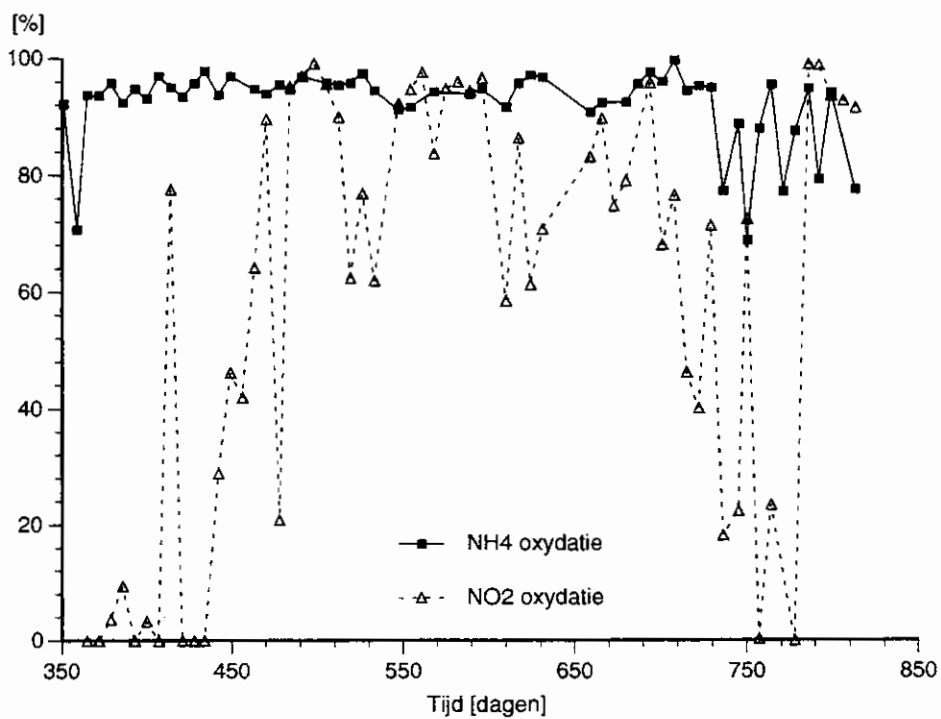
Figuur 7.8 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 6.



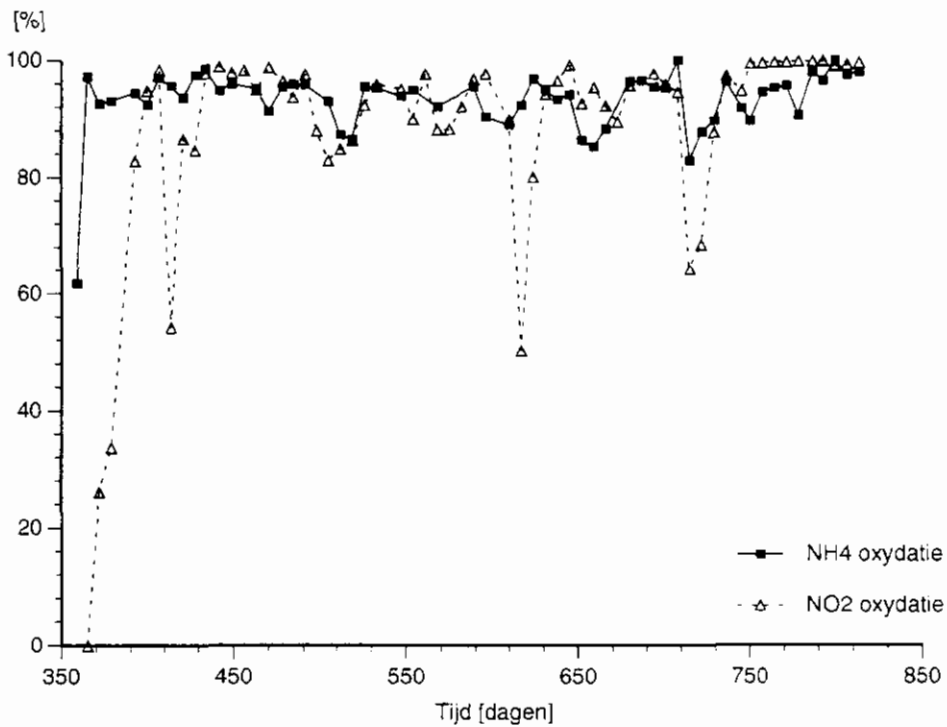
Figuur 7.9 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 7.



Figuur 7.10 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 8.



Figuur 7.11 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 9.



Figuur 7.12 Verloop van het nitrificatierendement in reactor 10.

7.4 Het effect van een verlenging van de hydraulische verblijftijd en van piekbelastingen

In reactor 9 werd in periode 3 de hydraulische verblijftijd verlengd tot 2 h en in periode 5 tot 3 h. In de laatste periode werd de reactorbelasting door de dosering van extra CZV (vetzuren) en NH_4^+ gelijk gehouden aan de belasting in de voorafgaande periode.

De verlenging van de verblijftijd tot 2 h had een gunstig effect op de nitrificatie, vooral de oxydatie van nitriet naar nitraat verloopt stabielier vergeleken met de reactoren R6,7,8 (tabel 7.2). Na verhoging van de belasting in periode 4 (door terug te gaan naar de hydraulische verblijftijd van 1,5 h) verloopt de nitrificatie weer onvolledig, mogelijk door een laag slibgehalte en lage O_2 concentraties.

In periode 3 zijn in reactor 9 experimenten met piekbelastingen uitgevoerd. Het doel van de piekbelastingen was het bepalen van het vermogen van de driefasen-airlifreactor om een wisselend aanbod van CZV en N te verwerken. Deze experimenten zijn elders uitvoerig gerapporteerd en daarom wordt hier volstaan met een samenvatting van de belangrijkste resultaten [35].

De volgende aspecten werden onderzocht:

- *Het effect van een verhoogde stikstofbelasting*

In vier experimenten werd reactor 9 bij gelijkblijvende hydraulische belasting zwaarder belast met ammoniumstikstof.

- a. In twee experimenten werd de stikstofvolumebelasting gedurende 29 h verhoogd door de dosering van 80 mg NH_4^+ -N/l (dag 576-577) en 40 mg NH_4^+ -N/l (dag 589-590). Ondanks deze aanzienlijke verhogingen bleef de omzetting van ammonium nagenoeg volledig (circa 90%). De zuurstofconcentraties daalden echter tot waarden beneden 1 mg/l. De oxydatie van het gevormde nitriet was zeer onvolledig tijdens deze hoge belastingen, waarschijnlijk veroorzaakt door de lage zuurstofconcentraties. Binnen enkele uren na beëindiging van de piekbelasting vond herstel plaats van de nitrietoxydatie. In beide experimenten traden pH-schommelingen op van 6,4-7,5. De omzetting van ammonium, die pH gevoelig is, werd hierdoor echter nauwelijks nadelig beïnvloed. De aanwezigheid van hoge concentraties nitriet in het effluent (70-90 mg NO_2^- -N/l) had tot gevolg dat het CZV van het effluent toenam.
- b. In een derde experiment werd gedurende 48 h de stikstofvolumebelasting verhoogd door de dosering van 80 mg NH_4^+ -N/l (dag 637-641), terwijl de beluchtingslucht werd verrijkt met zuivere zuurstof. Het aanwezige ammonium in het influent (130 mg NH_4^+ -N/l) werd onder deze omstandigheden voor 90% omgezet in nitraat met een geringe verhoging van de nitriet- en ammoniumconcentraties. De zuurstofconcentratie in de reactor bedroeg nu ongeveer 3 mg/l. Daarmee is aannemelijk gemaakt dat de waargenomen onvolledige nitrificatie (naar nitriet) voor een belangrijk gedeelte wordt veroorzaakt door een onvoldoende zuurstofvoorziening. De nitrificatiecapaciteit die onder deze omstandigheden werd bereikt bedroeg 1,4 kg N/m³.d.
- c. In een vierde experiment werd gedurende 48 h de stikstofvolumebelasting verhoogd door de dosering van 40 mg NH_4^+ -N/l (dag 645-648). Op de tweede dag werd het influent niet meer gebufferd waardoor de pH daalde tot circa 6,1. In dit experiment werd het aanwezige ammonium in het influent (100 mg NH_4^+ -N/l) met een zeer hoog rendement van 98% omgezet in nitraat (0,01 mg NH_4^+ -N/l en 2 mg NO_2^- -N/l in het effluent). De pH-daling bleek geen enkel nadelig effect te hebben op het zuiveringsrendement. De gerealiseerde nitrificatiecapaciteit bedroeg 1,2 kg N/m³.dag.

- *Het effect van een verdubbeling van zowel de CZV als de stikstofbelasting.*

In reactor 9 werd gedurende 24 h de verblijftijd verkort van 2 h naar 1 h. De CZV-belasting werd daardoor verdubbeld tot 16,8 kg CZV/m³.d en de N-belasting nam toe van 1,0 naar 2,0 kg N/m³.d. Het CZV-rendement voor de fractie opgeloste componenten werd nauwe-

lijks beïnvloed. De fractie gesuspendeerd slib nam wel toe (uitspoeling?). Het nitrificatierendement nam af doordat de belasting hoger werd dan de aanwezige omzettingcapaciteit. Het omzettingsrendement van ammonium bedroeg 80%, terwijl een aanzienlijke nitrietophoping plaatsvond. Het is opmerkelijk dat de gemeten zuurstofconcentraties relatief hoog waren, circa 5 mg/l. Dit kan niet goed worden verklaard bij zo'n hoge reactorbelasting.

De conclusie die uit de experimenten kan worden getrokken, is dat het zuiveringsproces bij een hydraulische verblijftijd van circa 2 h zeer stabiel verloopt en dat tijdelijke belastingverhogingen met circa 50% goed kunnen worden verwerkt. Een verdubbeling van de CZV- en N-belasting leidt tot onvolledige nitrificatie door zuurstofgebrek in de biofilm.

7.5 Combinatie A-trap en driefasen-airliftreactor

In de periode dag 340-818 werd reactor R10 gevoed met effluent van een voorgeschakelde A-trap. Het slibgehalte in de A-trap bedroeg gemiddeld 2 g d.s./l met een bezonken slibvolume van 140-180 ml/l; het zuurstofgehalte werd ingesteld op 1-2 mg O₂/l. De gerealiseerde slibbelasting was met 14-17 kg CZV/kg d.s.d relatief hoog vergeleken met de ontwerpgrondslag van het AB-proces, dat is gebaseerd op een minimale slibbelasting van 2-3 kg BZV/kg d.s.d [38]. De gemiddelde CZV-zuiveringsrendementen in de verschillende perioden zijn in tabel 7.7 samengevat. Daaruit blijkt dat de in de A-trap gerealiseerde CZV-reductie varieerde van 50-60%. Dit is iets lager dan wordt gevonden bij de A-trapinstallaties die in Nederland op praktijkschaal in gebruik zijn: 60-64% [38]. Dit kan worden verklaard door de hogere slibbelasting en de lagere fractie bezinkbaar materiaal in dit onderzoek. Uit de verkregen resultaten blijkt dat het zuiveringsproces in de A-trap goed heeft gefunctioneerd, behalve in periode 2 waarin de verwijdering van de fractie bezinkbaar materiaal niet goed verliep doordat de afvoer van het spuislib niet goed beheersbaar was (tabel 7.7). Dit werd opgelost door een wijziging van de afvoer van het spuislib.

Het is opmerkelijk te zien dat in de A-trap het verwijderingsrendement van zwevend stof en bezinkbaar materiaal hoog is vergeleken met dat van de fractie opgeloste en kolloïdale verbindingen. Voor de driefasen-airliftreactor is het precies andersom en in dat opzicht vullen beide systemen elkaar goed aan. Van de fractie opgelost en kolloïdaal materiaal worden in de A-trap met name de vetzuren nagenoeg volledig verwijderd. Uit de afname van het opgeloste-stikstofgehalte in de A-trap kan worden afgeleid dat er slib werd geproduceerd, omdat nitrificatie onder deze omstandigheden zeer onwaarschijnlijk is. Op grond van de afname van het opgeloste-stikstofgehalte kan een slibproductie worden berekend van 120-130 mg o.s./l.

Tabel 7.7 CZV-verwijderingsrendementen in de A-trap.

	CZV verwijderingsrendementen per periode (%)			
	2	3	4	5
CZV totaal	41	48	49	56
CZV fractie opgelost + kolloïdaal	40	42	39	48
CZV fractie zwevend stof	64	51	46	-
CZV fractie bezinkbaar	3	60	90	-

Zuiveringsprestaties in reactor 10

CZV-verwijdering

Door de voorschakeling van de A-trap bij R10 werd de influentsamenstelling van deze reactor gewijzigd. De CZV/N-verhouding daalde van 9 naar 5. Het aanwezige CZV in het influent van R10 bestond hoofdzakelijk uit opgelost en kolloïdaal materiaal (60-65%) en zwevend stof (30%).

Na de voorschakeling van de A-trap werd de vloeistofverblijftijd in R10 verkort tot 1 uur. Het netto resultaat hiervan was een verlaging van het niveau van de CZV-belasting met circa 25% ten opzichte van de voorafgaande periode. Door de toename van de belasting werd de totale zuurstofvraag ten behoeve van CZV-oxydatie en nitrificatie in de reactor ongeveer op hetzelfde niveau gehandhaafd.

Het CZV-verwijderingsrendement van de fractie opgelost en kolloïdaal materiaal in R10 bedroeg 40-50%. In combinatie met de A-trap lag dit verwijderingsrendement op hetzelfde niveau als in de andere reactoren (tabel 7.2-7.4). De verlenging van de vloeistofverblijftijd van 1 naar 1,5 uur in periode 5 had géén effect op dit zuiveringsrendement. De verwijdering van zwevend stof in het effluent van R10 bij bezinking was vergeleken met de andere reactoren beter. Het gemiddelde van 53-63 mg CZV/l overeenkomend met 40-45 mg o.s./l ligt echter boven de hiervoor gestelde norm van 30 mg/l. In dit geval moet dus ook aandacht worden besteed aan een effectieve nabehandeling van het effluent.

Nitrificatie

Door de afname van de CZV/N-verhouding in het influent van R10 kwam de nadruk meer op het nitrificatieproces te liggen. Het aandeel van de nitrificeerders in de biofilm nam hierdoor toe, hetgeen blijkt uit de toename van de nitrificatie-activiteit van het gehechte slib (tabel 7.8). Deze verandering van de biofilmsamenstelling bleek ook uit de toename

van de dichtheid van de biofilm in R10, van circa 50 (R6 t/m 9) tot circa 80 g.o.s./l en de verandering van de kleur van het gehechte slib.

De eerste stap van het nitrificatieproces, de omzetting van ammonium in nitriet, verliep stabiel met een hoog omzettingsrendement van 92-93% (tabel 7.1 en 7.2 en figuur 7.12). In een aantal perioden werd nitrietopeenhoping waargenomen meestal bij reactorbelastingen hoger dan 1,5 kg N/m³.d., waardoor zuurstoflimitatie optrad.

De verlenging van de vloeistofverblijftijd in de reactor van 1 naar 1,5 uur in periode 5 had een gunstig effect op de stabiliteit van het nitrificatieproces: een laag nitrietgehalte (0,5 mg NO₂⁻-N/l) en nitrificatierendement van 98% (tabel 7.6).

De tekorten op de N-balans in reactor R10 zijn lager dan in de andere reactoren. Hiervoor kunnen twee mogelijke oorzaken worden genoemd 1) géén N-verbruik ten behoeve van slibgroei; 2) de lagere CZV-belasting, waardoor minder of geen denitrificatie plaatsvindt.

De maximum stikstofomzettingcapaciteit bedraagt 1-1,5 kg N/m³.d.

Geconcludeerd kan worden dat de combinatie van een A-trap met een driefasen-airliftreactor een zeer stabiel functionerend systeem oplevert.

7.6 Regeling van pH en zuurstofgehalte

In de reactoren R6 en R7 werd in de periode dag 715-779 de pH geregeld op waarden van 7,0-7,2. In deze periode verbeterde de stabiliteit van de nitrietoxydatie in R6, terwijl in R7 de nitrietoxydatie tamelijk wisselvallig bleef verlopen. Dit wijst erop dat de pH-regeling geen duidelijke invloed heeft op de biofilmontwikkeling en de nitrificatie.

Het zuurstofgehalte heeft daarentegen een direct waarneembaar effect. De verlaging van het zuurstofgehalte in R7 naar 1 mg/l heeft een zeer nadelige invloed op het nitrificatierendement (figuren 7.9 en 7.10). Dit geldt zowel voor de oxydatie van ammonium als voor de nitrietoxydatie.

In reactor R8 waarin het zuurstofgehalte werd geregeld op 5 mg/l verliep het nitrificatieproces reeds stabiel naar nitraat in de periode voorafgaand aan dag 780. Het is wel opvallend dat de nitrietconcentratie in deze periode met een gemiddelde van 1,1 mg NO₂⁻-N/l zeer laag is. Hiermee wordt bevestigd dat de stabiliteit van het nitrificatieproces en dan vooral het oxydatierendement van nitriet naar nitraat wordt bepaald door het zuurstofgehalte.

7.7 Slibproductie in de reactoren in de perioden 4 en 5

Op basis van de resultaten van de perioden 4 en 5 zijn de slibproducties berekend. Hierbij zijn twee verschillende berekeningsmethoden gehanteerd:

- De som van de fracties bezinkbaar en zwevend stof in het effluent omgerekend naar organisch stof, gedeeld door de verwijderde hoeveelheid CZV (= CZV influent ruw - CZV effluent gecentrifugeerd). Deze operationele parameter is gebaseerd op de som van de hoeveelheid primair slib en de slibgroei of biomassa-yield. Deze slibproductieparameter wordt in de praktijk veel gehanteerd en is daardoor relevant bij de vergelijking van de in dit onderzoek verkregen resultaten met de gegevens van conventionele actief-slibsystemen. Het enige verschil is, dat in dit onderzoek, de verwijderde hoeveelheid CZV is gebaseerd op het CZV van gecentrifugeerde effluentmonsters. Hiervoor is gekozen vanwege de slechte bezinking van het zwevend stof in het effluent van de driefasen-airliftreactor. Deze parameter wordt in dit onderzoek aangeduid met slibproductie en wordt uitgedrukt in kg o.s./kg CZV_{verwijderd} (tabel 7.4 en 7.6).
- De toename van de fractie bezinkbaar materiaal betrokken op de som van de omzetting in de fracties opgelost + kolloïdaal en zwevend stof. Deze parameter wordt de biomassa-yield genoemd en hiermee wordt de door groei gevormde hoeveelheid biomassa gekwantificeerd (yield = celopbrengstcoëfficiënt). De biomassa-yield wordt uitgedrukt in kg CZV/kg CZV_{omgezet} (tabel 7.4).

De slibproductie in de reactoren varieert van 0,3-0,45 g o.s./g CZV_{verwijderd}. Het valt op dat de hoogste slibproductie wordt gevonden in de reactoren met de hoogste slibbelasting, R6 en R7. Als de beschikbare gegevens van de periode 4 en 5 per reactor worden bekeken, blijkt echter dat er géén duidelijk verband bestaat tussen de slibproductie en de slibbelasting (figuur 7.13 en 7.14). Het is niet onwaarschijnlijk dat een dergelijk verband pas zichtbaar wordt als de slibbelasting constant is over een langere periode. Er zijn twee aspecten die een verband tussen het slibgehalte en de slibproductie aannemelijk maken.

- Effect van de endogene respiratiesnelheid. In de reactoren, waarin het slibgehalte 10 g/l hoger is, R8-10, zal bij een endogene respiratiesnelheid van 0,1-0,2 g CZV/g o.s.d (zie tabel 7.8 en figuur 7.15), 1-2 g CZV/l reactor.dag extra worden gemineraliseerd. Dat komt overeen met 60-120 mg CZV/l afvalwater en daarmee kunnen de gevonden verschillen worden verklaard;
- Effect van de invang van zwevend stof. In de reactoren met een hoger slibgehalte is meer oppervlakte van biofilms aanwezig, waaraan zwevend stof kan worden geabsorbeerd en gemineraliseerd (lysis, "cryptic"-growth).

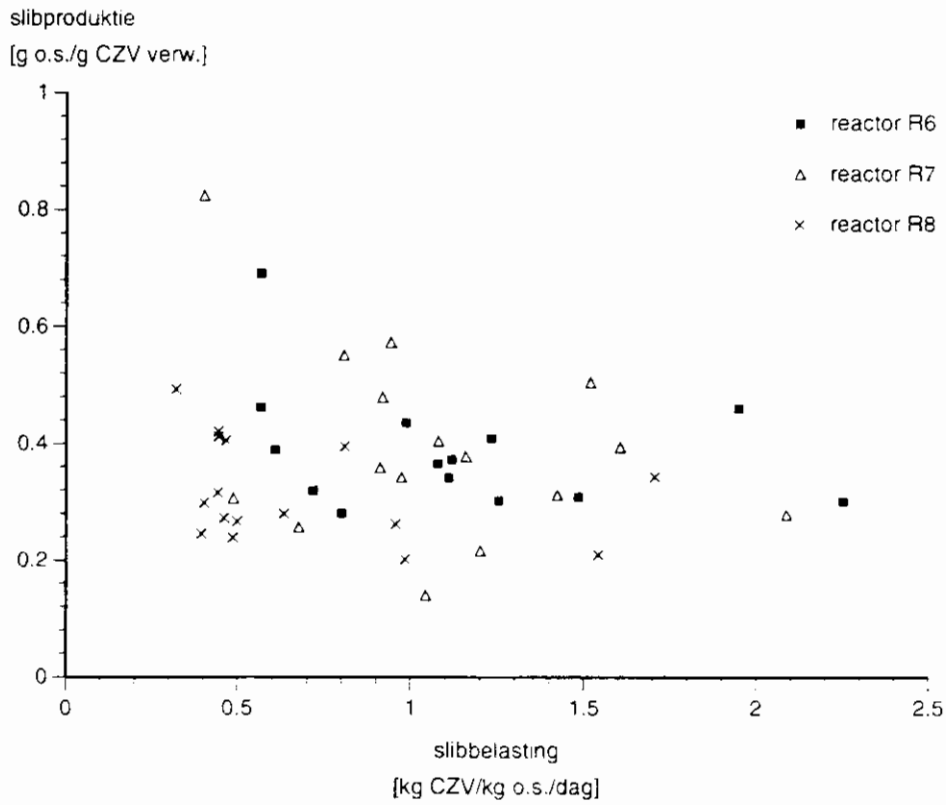


Fig. 7.13 Relatie tussen slibbelasting en slibproductie in R6, R7 en R8 (periode dag 688-800).

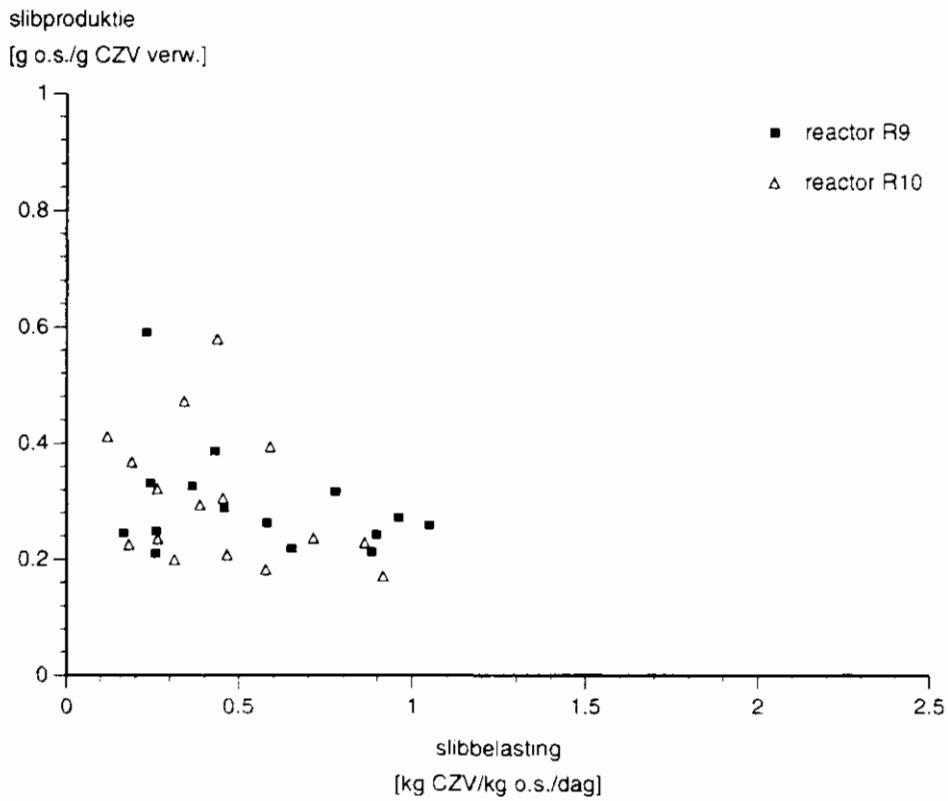


Fig. 7.14 Relatie tussen slibbelasting en slibproductie in R9 en R10 (periode dag 688-800).

Tabel 7.8 Gegevens van de respiratiesnelheden van gehecht slib.

Parameter		Reactor	
		R6 t/m R9	R10
actuele respiratiesnelheid	(mg O ₂ /g o.s.d)	150 - 600	100 - 200
endogene-respiratiesnelheid ¹⁾	(mg O ₂ /g o.s.d)	50 - 200	50 - 100
azijnzuur-oxydatiecapaciteit	(mg O ₂ /g o.s.d)	200 - 500	50 - 100
nitrificatiecapaciteit	(mg N/g o.s.d)	50 - 100	100 - 200

¹⁾ na 24 uur beluchten zonder substraat.

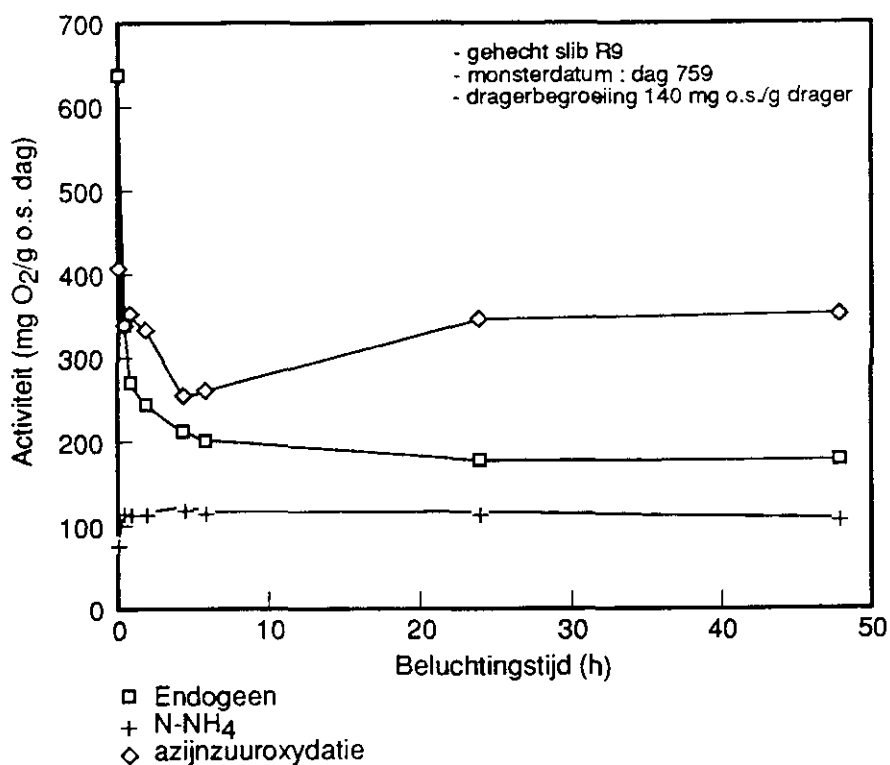


Fig 7.15 Verloop van de respiratiesnelheden van gehecht slib na het stopzetten van de substraattoevoer.

Bij vergelijking van de verkregen slibproductiecijfers met literatuurgegevens van conventionele actief-slibsystemen moet worden bedacht dat de CZV-fractie bezinkbare bestanddelen in het gebruikte ruw afvalwater werd verlaagd met circa 40% door de voorbehandeling met een zeefbocht. Als hiervoor wordt gecorrigeerd door aan te nemen dat de bezinkbare fractie onveranderd de reactor passeert, neemt de slibproductie van 0,30 toe tot 0,36 g o.s./g CZV_{verwijderd} en 0,38 neemt toe tot 0,42 g o.s./g CZV_{verwijderd}.

De slibproductie van laagbelaste conventionele systemen, gevoed met ruw afvalwater, bedraagt 0,4-0,5 kg d.s./kg CZV_{verwijderd} [15], dat komt overeen met 0,3-0,4 kg o.s./kg CZV_{verwijderd} na omrekening naar organische stof, uitgaande van een organisch stofgehalte van het slib van 80% [12, 20 en 44]. Wanneer de slibproductie van een driefasen-airliftreactor met een voldoende hoog slibgehalte (≥ 20 g o.s./l) hiermee wordt vergeleken, blijkt dat de slibproductie in beide systemen in dezelfde orde van grootte liggen. De slibbelasting in de driefasen-airliftreactor is onder de genoemde condities met 0,4-0,6 kg CZV/kg o.s.d. echter aanzienlijk hoger dan de waarde van 0,2 kg CZV/kg o.s.d. die representatief is voor laagbelaste actief-slibsystemen.

In hoogbelaste actief-slibsystemen gevoed met voorbezonden afvalwater worden slibproducties gevonden van 0,4-0,5 kg d.s./kg CZV_{verwijderd} bij slibbelastingen van 0,3-0,5 kg CZV/kg d.s.dag [44,45 en 46], omgerekend naar organisch stof respectievelijk 0,3-0,4 kg o.s./kg CZV_{verwijderd} en 0,4-0,6 kg CZV/kg o.s.d. Laatstgenoemde waarden zijn vergelijkbaar met de slibproductie en slibbelasting in de driefasen-airliftreactor, die werden bereikt bij voeding met ruw afvalwater in plaats van voorbezonden afvalwater.

Uit deze resultaten kan worden geconcludeerd dat in de driefasen-airliftreactor met een voldoende hoog slibgehalte (≥ 20 g o.s./l) de CZV-omzettingen in de biofilm efficiënt verlopen, omdat ondanks de hoge reactorbelasting de af te voeren hoeveelheid slib vergelijkbaar is met die van conventionele systemen.

De berekende operationele slibproductiecijfers geven géén beeld van de gevormde hoeveelheid biomassa bij de CZV-omzettingen in de reactor, daarom wordt hieronder nader ingegaan op de berekening van de biomassa-yield.

Door de aanwezigheid van zwevend stof in het afvalwater is het moeilijk om een betrouwbaar beeld te krijgen van de biomassa-yield. De biomassa-yield die kan worden berekend uit de verkregen resultaten wordt namelijk sterk beïnvloed door de mineralisatiegraad van het zwevend stof.

De mineralisatie van gesuspendeerd materiaal in de driefasen-airliftreactor is van beperkte omvang door de korte hydraulische verblijftijd, zoals eerder werd gesignaleerd (Hoofdstuk 5). Dit wordt ondersteund door de resultaten van de metingen van de respiratiesnelheden van het zwevend stof (tabel 7.9). Op grond daarvan kan worden berekend dat gedurende twee uur maximaal 5-10% wordt gemineraliseerd. Hierbij is geen rekening gehouden met adsorptie van zwevend materiaal aan de biofilm waardoor de mineralisatie mogelijk twee keer zo groot is.

Tabel 7.9 Gegevens van de respiratiesnelheden van zwevend stof.

Parameter	Influent	Reactor	Effluent
actuele respiratiesnelheid (mg O ₂ /g o.s.d)	240 - 500	500	300 - 500
azijnzuur-oxydatiecapaciteit (mg O ₂ /g o.s.d)	0 - 100	170	100 - 500
nitrificatiecapaciteit (mg N/g o.s.d)	0	0	0 ¹⁾

1) Op een totaal van 13 metingen werd drie keer een nitrificatie-activiteit gemeten van 8-40 mg N/g o.s.d. door de aanwezigheid van biofilms.

Uit de zwevend-stofbalans blijkt dat de hoeveelheden zwevend stof in in- en uitvoer ongeveer even groot zijn (tabel 7.4). Als wordt verondersteld dat de mineralisatiegraad van zwevend stof nul is, zou dit betekenen dat de biomassa-yield bijzonder laag is.

Op grond van het bovenstaande wordt echter verwacht dat de mineralisatiegraad van zwevend stof kan variëren van 10-30%. De biomassa-yield wordt daardoor sterk beïnvloed en de waarde ervan wordt geraamd op 0,1-0,3 kg CZV/kg CZV_{omgezet}, afhankelijk van de omzetting van het zwevend stof van respectievelijk 10-30%. De waarden van de biomassa-yield die werden berekend op basis van de toename van de hoeveelheid bezinkbaar materiaal betrokken op de omgezette hoeveelheid CZV liggen binnen deze grenzen (tabel 7.4).

7.8 Technologische aspecten

Zuurstofoverdracht

De zuurstof-overdrachtscoëfficiënt (K_{La}) werd berekend uit de zuurstofgehalten (bijlage 3) en de zuurstofverbruiksnelheden die werden afgeleid uit de gerealiseerde omzetting in de reactoren.

De zuurstof-overdrachtscoëfficiënt (K_{La}) in de reactoren varieerde van 30-100 h⁻¹. Niet duidelijk is of deze grote variatie werd veroorzaakt door de afvalwatersamenstelling en/of technische oorzaken zoals verstopte luchtverdelers.

Vanwege de grote invloed van het zuurstofgehalte op onder andere de nitrietoxydatie is het van belang dat het beluchtingssysteem optimaal functioneert.

Bezinkingssnelheid van begroeid en onbegroeid dragermateriaal

De bezinkingssnelheid van begroeid dragermateriaal uit de reactoren en het uitgangsmateriaal werd op dag 79 bepaald met behulp van een sedimentatiebalans [48]. Uit de verkregen resultaten blijkt dat bij een dragerbegroeiing van 100-150 mg o.s./g drager de gemiddelde bezinkingssnelheid afneemt met circa 30% (tabel 7.10). Deze afname heeft geen consequenties voor het functioneren van de bezinker omdat daarmee rekening is gehouden bij het ontwerp van de bezinker [53]. Verder blijkt dat de valsnelheidsverdeling van begroeid en niet begroeid dragermateriaal redelijk parallel verloopt. Dat wijst op een homogene begroeiing van het dragermateriaal en dat komt overeen met de microscopische waarnemingen in die periode (hoofdstuk 5). De goed begroeide deeltjes in de fractie met een bezinkingssnelheid ≤ 35 m/h hebben een verhoogde kans op uitspoelen.

Tabel 7.10 Gegevens van de bezinkingssnelheden van begroeid en onbegroeid dragermateriaal.

Monster	drager onbegroeid ²⁾	R6	R7	R8	R9	R10
Dragerbegroeiing (mg o.s./ g drager)	-	145	75	36	150	105
Bezinkingssnelheden per gewichtsfractie (m/h) ¹⁾						
10%	$\leq 65-77$	≤ 35	≤ 60	≤ 62	≤ 49	≤ 46
50%	100-105	64	96	96	84	76
90%	$\leq 138-141$	≤ 105	≤ 137	≤ 137	≤ 127	≤ 116

- 1) de metingen zijn uitgevoerd bij een temperatuur van 18-19°C
- 2) Lava uitgangsmateriaal

8 EVALUATIE VAN DE RESULTATEN UIT HET EXPERIMENTEEL ONDERZOEK

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het experimenteel onderzoek geëvalueerd.

8.1 Biofilmontwikkeling

Bij de beschouwing van de biofilmontwikkeling over de gehele onderzoeksperiode valt op dat sprake is van een cyclisch patroon, dat niet wezenlijk beïnvloed werd door de verschillen in procesomstandigheden in de vijf reactoren. De gehechte biomassa groeit tot een niveau van 30 à 40 g o.s./l. Vervolgens daalt de hoeveelheid biomassa geleidelijk tot 5-10 g o.s./l, waarna de volgende cyclus start. Het geheel heeft een tijdsduur van circa één jaar. Een eenduidige verklaring voor dit cyclisch patroon kan nog niet worden gegeven. Deze cyclische ontwikkeling van het gehechte slib heeft geen aantoonbare invloed op de zuiveringsrendementen voor CZV en Nkj.

Retentie van zwevend stof in een airliftreactor heeft tot gevolg dat hierin een soort actief-slibproces ontstaat. Hierdoor stagneert de biofilmontwikkeling en stijgt de hoeveelheid bezinkbaar materiaal in het effluent. Ook de slibproductie neemt onder deze omstandigheden toe. De aanwezigheid van draadvormende organismen gaat zeer vaak gepaard met retentie van zwevend stof. De groei van deze organismen moet dus niet alleen uit oogpunt van processtabiliteit, maar ook vanwege het negatieve effect op de effluentkwaliteit en de slibproductie voorkomen worden.

Onder normale omstandigheden spoelt aanwezig zwevend stof door de driefasen-airliftreactor en heeft daardoor in principe geen invloed op de gehechte biomassa. Dit vormt een wezenlijk verschil met gesuspendeerd actief-slibsystemen waar het aangevoerde zwevend stof volledig wordt geïncorporeerd in de slibvlokken. Dat heeft een belangrijke invloed op de slibleeftijd. Aard en samenstelling van beide slibsoorten zullen daardoor aanzienlijk van elkaar afwijken. In het slib-op-dragersysteem zal de biomassa-leeftijd in de biofilm bij vergelijkbare slibbelastingen hoger zijn, zodat een verdergaande mineralisatie van de gevormde biomassa kan plaatsvinden. Dit heeft gunstige gevolgen voor de zuiveringsprestaties, vooral voor de nitrificatie en de slibproductie. Dit wordt hieronder nader geëvalueerd (hoofdstuk 8.2).

8.2 Zuiveringsprestaties

CZV-verwijdering

Bij de beoordeling van de CZV-verwijderingsprestaties moet onderscheid worden gemaakt tussen de verschillende aanwezige fracties:

- opgeloste en kolloïdale componenten
- zwevend stof
- bezinkbare bestanddelen

De fractie opgeloste en kolloïdale componenten wordt effectief verwijderd met een rendement van $75 \pm 5\%$. Bij deze omzetting wordt biomassa gevormd die voor een deel als zwevend stof in het effluent terecht komt. Deze hoeveelheid kan op grond van de verkregen resultaten niet exact worden gekwantificeerd, waardoor de vastgestelde waarde voor de biomassa-yield een grote spreiding vertoont (0,1-0,3 g CZV/g CZV_{omgezet}). De fractie zwevend stof uit het influent wordt voor maximaal 20% omgezet, terwijl de fractie bezinkbare bestanddelen de reactor bijna ongewijzigd passeert (omzetting maximaal 10%). Dit heeft tot gevolg dat bij voeding met ruw afvalwater het zuiveringsrendement betrokken op het CZV-totaal circa 50% bedraagt. De verschillende CZV-verwijderingsrendementen worden nauwelijks beïnvloed door een variatie van de CZV-volumebelasting van 3-11 kg CZV/m³.dag.

De bezinkingseigenschappen van het zwevend stof in het effluent zijn matig tot slecht. Een verbetering van de effluentkwaliteit zodat deze vergelijkbaar wordt met die van conventionele systemen (tabel 8.1) kan alleen worden bereikt door de toepassing van aanvullende zuiveringsmaatregelen. Daarbij moet worden gedacht aan nageschakelde systemen zoals zandfilters, fysisch/chemische zuivering of slib-op-sponsjes (SOS). Ook de combinatie van SOD met een voorgeschakelde A-trap levert een effluent met een slecht bezinkbare CZV-fractie. Dit komt door het lage verwijderingsrendement van het zwevend stof, circa 50%, in de A-trap. De toepassing van chemische voor-precipitatie, waarmee dit rendement kan worden verbeterd zou hierin mogelijk een verbetering kunnen brengen.

Nitrificatie

De omzetting van ammonium naar nitriet bleek in de gehele onderzoeksperiode in alle reactoren een zeer stabiel verlopend proces te zijn met een hoog rendement (verwijderingsrendement Kj-N- gecentrifugeerd 87-95%). De omzetting van het gevormde nitriet naar nitraat bleek veel kwetsbaarder dan de vorming van nitriet uit ammonium.

De gerealiseerde verwijderingsrendementen op basis van Kj-N-totaal-analyses varieerden in de perioden 3 en 4 in de reactoren R6-7-8-9 van 74-78% en in R10 (combinatie met A-trap) van 87-89% (tabel 8.1). Hierbij moet worden benadrukt dat deze rendementen zijn

gebaseerd op analyses in effluentmonsters waarin zwevend stof aanwezig was. Door toepassing van een nabezinkingsstap zouden deze rendementen absoluut gezien 5-10% hoger zijn.

Tabel 8.1 *Vergelijking van procesparameters van actief-slib installaties en de driefasen-airliftreactor.*

Zuiveringssysteem	Procesparameter				
	Slibbelasting (kg/kg o.s.d.)		Ruimtebelasting (kg CZV/m ³ .d)	Rendementen (%)	
	CZV	BZV		CZV	Kj-N
Aeratie tanks ¹	0,5	0,2	1,5	84	59
Carroussels ¹	0,2	0,06	0,5	87	81-85
Driefasen-airliftreactor ² periode 3	0,4-0,6	0,2-0,3 ⁵	7-10	65-75 ³ 77 ^{3,4}	78-84 87 ⁴
Driefasen-airliftreactor ² periode 4	0,4-0,9	0,2-0,4 ⁵	11	66-76 ³ 78 ^{3,4}	74-81 89 ⁴

¹ gegevens CBS [15]

² dit onderzoek

³ inclusief nabezinking

⁴ combinatie A-trap + SOD

⁵ slibbelasting uitgedrukt in BCZV

Uit deze resultaten blijkt dat de nitrificatieprestaties van de driefasen-airliftreactor vergelijkbaar of beter zijn dan de prestaties van laag belaste actief-slibsystemen, die een N-Kjeldahl-rendement bezitten van 81-85% [15]. De volumebelastingen in de driefasen-airliftreactoren zijn, met 6-10 kg CZV/m³.d, echter aanzienlijk hoger dan in laagbelaste actief-slibsystemen (0,4-0,6 kg CZV/m³.d).

In actief-slibsystemen wordt, bij een procestemperatuur van circa 12°C, een slibbelastingscriterium van 0,2 kg BZV/kg d.s.d aangehouden, beneden welke waarde nitrificatie op grond van kinetiekgegevens theoretisch mogelijk is [11].

Bij de zuivering van stedelijk afvalwater in slib-op-dragersystemen kan een volledige nitrificatie worden gerealiseerd bij slibbelastingen die hoger zijn dan de waarden waarbij nitrificatie mogelijk is in actief-slibsystemen. De reden hiervan is dat in systemen met gehecht slib het zwevend stof uit het influent door de reactor spoelt en daardoor in principe geen invloed heeft op de sibleeftijd van de gehechte biomassa (zie hoofdstuk 8.1).

Dit wordt bevestigd door de nitrificatie prestaties van R6 en R7 in de perioden 4 en 5 toen een volledige nitrificatie plaatsvond bij slibbelastingen van 0,3-0,45 kg BCZV/kg o.s.d.

Het onderscheid in kwaliteit tussen gehecht en gesuspendeerd slib dat wordt gevoed met stedelijk afvalwater blijkt ook uit de nitrificatiecapaciteiten van beide slibsoorten gemeten bij een temperatuur van 15-20°C. Het gehechte slib uit de driefasen-airliftreactor heeft een nitrificatiecapaciteit van 50-100 mg N/g o.s.d. (tabel 7.8), terwijl het slib uit een zeer laag belast actief-slibstelsel en nitrificatiecapaciteit bezit van 40 mg N/g o.s.d. [47]. Dit laat zien dat de fractie nitrificeerders in gesuspendeerd actief-slib lager is dan in gehecht slib, bij een vergelijkbare CZV/Kj-N verhouding in het influent van 8-10.

De onvolledige nitriet-oxydatierendementen, die in de verschillende experimentele perioden van dit onderzoek werden waargenomen, kunnen met de volgende twee procesparameters in verband worden gebracht:

- Reactorbelastingen ≥ 11 kg CZV/m³.d, waarbij de grenzen van de beluchttingscapaciteit van circa 12 kg O₂/m³.d worden bereikt. Dit veroorzaakt een daling van de zuurstofconcentratie in de vloeistoffase tot 2-3 mg O₂/l (zie bijlagen 3, 4, 5 en 6). In combinatie met de onder deze omstandigheden verhoogde slibbelastingen ontstaan zuurstoftekorten in de biofilm, die de nitrietoxydatie nadelig beïnvloeden.
- Hoge slibbelastingen (0,45-0,5 kg BCZV/kg o.s.d. en 0,8-0,9 kg CZV/kg o.s.d.) ten gevolge van relatief lage biomassagehalten van circa 10 g/l, bij reactorbelastingen van 8-10 kg CZV/m³.d. De lage biomassagehalten kunnen worden toegeschreven aan de eerder gesignaleerde onvolledige biofilmontwikkeling (hoofdstuk 5). Bij deze slibbelastingen ontstaan, bij relatief hoge zuurstofgehalten in de vloeistoffase, zuurstoftekorten in de biofilm waardoor het rendement van de nitrietoxydatie afneemt. Deze situatie heeft zich met name voorgedaan in periode 2 (dag 350-440) in de reactoren R7, 8 en 9.

De nitrificatiemogelijkheden worden in beide situaties begrensd door de zuurstoftransportcapaciteit in de biofilms. Dit wordt bevestigd door de verbetering van het nitriet-oxydatierendement in de periode waarin het zuurstofgehalte in de reactor werd geregeld op 5 mg O₂/l (R8 in periode 5, zie hoofdstuk 7.6).

Uit de resultaten van het nitrificatieproces over de gehele onderzoeksperiode blijkt dat de Kj-N- en nitrietgehalten in het effluent toenemen bij CZV-volumebelastingen $>6-8$ kg CZV/m³.d (figuur 8.1 en 8.2). Dit belastingsniveau ligt lager dan de waarden die hierboven werden genoemd. Dit verschil kan worden verklaard door een proceskinetisch mechanisme dat is gebaseerd op een dubbele-substraatlimitering, voor ammonium én zuurstof [28].

De gewenste hoge effluentkwaliteit in de toekomst voor stikstof van N _{totaal} maximaal 10 mg/l, heeft tot gevolg dat de Kj-N-concentratie in het effluent lager moet zijn dan circa 5 mg/l. De reactorbelasting van 6-8 kg CZV/m³.d moet dan als ontwerpcriterium worden gehanteerd opdat deze effluentkwaliteit kan worden gerealiseerd. Dat betekent dat de

vloeistofverblijftijd in reactoren gevoed met ruw afvalwater moet worden verlengd van 1,5 naar 2 h. In de zuiveringsconfiguratie met de voorgeschakelde A-trap zou de verblijftijd 1,5 uur moeten zijn. In periode 5 werd in R10 hieraan voldaan en werden zeer hoge nitrificatierendementen bereikt.

De omvang van de hierboven gesignaleerde zuurstoftekorten in de biofilms wordt, behalve door de genoemde procesparameters die de zuurstofvraag bepalen, mede beïnvloed door een aantal specifieke kenmerken van de biofilm. Daarbij kunnen worden genoemd: de dikte, de dichtheid, de activiteit van de biomassa en de verdeling van de verschillende aanwezige populaties van microorganismen over de biofilm (bijvoorbeeld bij een niet-homogene verdeling zijn de nitrificeerders voornamelijk te vinden aan de binnenzijde van de biofilm; zie hoofdstuk 6.4 en [21, 26 en 30]). De invloed die de dikte van de biofilm kan hebben op de nitrificatieprestaties blijkt uit onderzoek dat bij de TUD werd uitgevoerd in een driefasen-airliftreactor met een inhoud van 0,2 m³, die werd gevoed met voorbezonden stedelijk afvalwater.

In deze experimenten werden, bij reactorbelastingen van 8-9 kg CZV/m³.d, Kj-N-verwijderingsrendementen gerealiseerd van maximaal 40-50% [43]. De bereikte biomassagehalten bedroegen 8-14 kg o.s./m³ en de slibbelasting varieerde van 0,6-0,7 kg CZV/kg o.s.d. De reactorbelasting en de gerealiseerde biomassagehalten zijn vergelijkbaar met de omstandigheden in de reactoren R6 en R7 in de periode 4 dag 668-779 waar echter een volledige nitrificatie werd bereikt (tabel 7.3). De toegepaste dragerconcentratie (basalt) was met 50 kg/m³ aanzienlijk lager dan de 180 kg/m³ in de reactoren R6 t/m 10. Het gevolg daarvan is dat de drager-begroeiing met 150-300 mg o.s./g drager twee tot drie keer hoger was dan in de reactoren R6 t/m 10 (60-150 g o.s./g drager). In de dikkere biofilms (150 μ) zal bij de toegepaste, relatief hoge belastingen een competitie om de beschikbare zuurstof ontstaan tussen het heterotrofe bacteriën en de ammonium-oxyderende bacteriën. Het waargenomen verschil tussen de nitrificatieprestaties van de 0,2 m³ reactor en de reactoren R7 t/m 9 kan hiermee worden verklaard. Hieruit blijkt het belang van biofilms met een beperkte dikte, <150 μ. Een verlaging van de gemiddelde biofilmdikte kan worden bereikt door de aanwezigheid van voldoende dragermateriaal (100-180 kg/m³).

Uit de N-balans blijkt dat de N_{totaal}-verwijdering maximaal 10% bedroeg (tabel 6.2, 6.4 en 6.6). Uit oriënterende experimenten bleek dat het gehechte slib, onder anoxische condities en na toevoeging van acetaat, een aanzienlijke denitrificatiecapaciteit bezit van 120-240 mg NO₃-N/g o.s.d. [14]. Het is daarom interessant te onderzoeken in hoeverre een volledige N-verwijdering kan worden gerealiseerd in de driefasen-airliftreactor door bepaalde aanpassingen in het reactorontwerp.

Slibproductie

Het verkrijgen van meer inzicht in de omvang van de slibproductie vormde een van de centrale vragen in dit onderzoek.

Op grond van de verkregen resultaten in de perioden 4 en 5, die representatief zijn wat betreft de bemonstering van bezinkbaar materiaal, is vastgesteld dat de slibproductie in een driefasen-airliftreactor met een voldoende hoog biomassagehalte (≥ 20 g o.s./l) een waarde heeft van 0,3-0,4 kg o.s./kg CZV_{verwijderd}. De slibproductie is hierbij uitgedrukt in een operationele eenheid die in de praktijk veel wordt toegepast (zie hoofdstuk 7.7). De slibproducties in laag belaste conventionele systemen liggen in dezelfde orde van grootte. Daarbij moet worden opgemerkt dat de slibbelasting in de driefasen-airliftreactor 2-3 keer hoger is dan in laatstgenoemde systemen (bijvoorbeeld caroussels, zie tabel 8.1). Dit is een gunstig resultaat, maar er zijn daarnaast nog andere factoren die hier van belang zijn. In kwalitatief opzicht zijn er wezenlijke verschillen tussen de slibsoorten die in beide systemen worden geproduceerd, waarvan de belangrijkste zijn: de slibstabilisatie en de slibbezinkingseigenschappen. De stabilisatie van het gesuspendeerde slib in de driefasen-airliftreactor is nihil omdat de slibverblijftijd in het systeem praktisch gelijk is aan de vloeistofverblijftijd. De slibverblijftijd in laag belaste actief-slibsystemen is daarentegen identiek aan de slibleeftijd, zodat een volledige slibstabilisatie wordt bereikt. Het verschil in slibstabilisatie tussen beide slibsoorten wordt duidelijk bij vergelijking van de actuele respiratiesnelheden van het zwevend stof in het effluent van de driefasen-airliftreactor met die van het slib uit een laagbelast actief-slibstelsel. De respiratiesnelheid van slib uit laatstgenoemd systeem is met 50-60 mg O₂/g o.s.d. [47], 6-8 keer lager dan de gemeten waarden voor zwevend stof in het effluent van de driefasen-airliftreactor (tabel 7.9).

De geringe mineralisatiegraad van het in het influent aanwezige slib in de driefasen-airliftreactor gaat gepaard met matige bezinkingseigenschappen van ditzelfde materiaal in het effluent, na passage van de reactor (zie hoofdstuk 7.2).

Voor een goed inzicht in de slibhuishouding in de driefasen-airliftreactor is het van belang om, naast de operationele slibproductieparameter, de biomassa-yield te kennen. Op grond van de verkregen resultaten is vastgesteld dat de biomassa-yield in de driefasen-airliftreactor 0,1-0,3 kg CZV/kg CZV_{omgezet} bedraagt. De relatief grote spreiding van deze waarde wordt veroorzaakt door aanwezigheid van het zwevend stof in het afvalwater (zie hoofdstuk 7.7).

In een gesuspendeerd actief-slibstelsel, dat werd gevoed met synthetisch afvalwater bestaande uit opgelost zetmeel, werd, bij een slibbelasting van 0,1 g CZV/g o.s.d. een biomassa-yield gevonden van 0,2 g_{biomassa}/g_{glucose}, wat overeenkomt met 0,3 g CZV/g

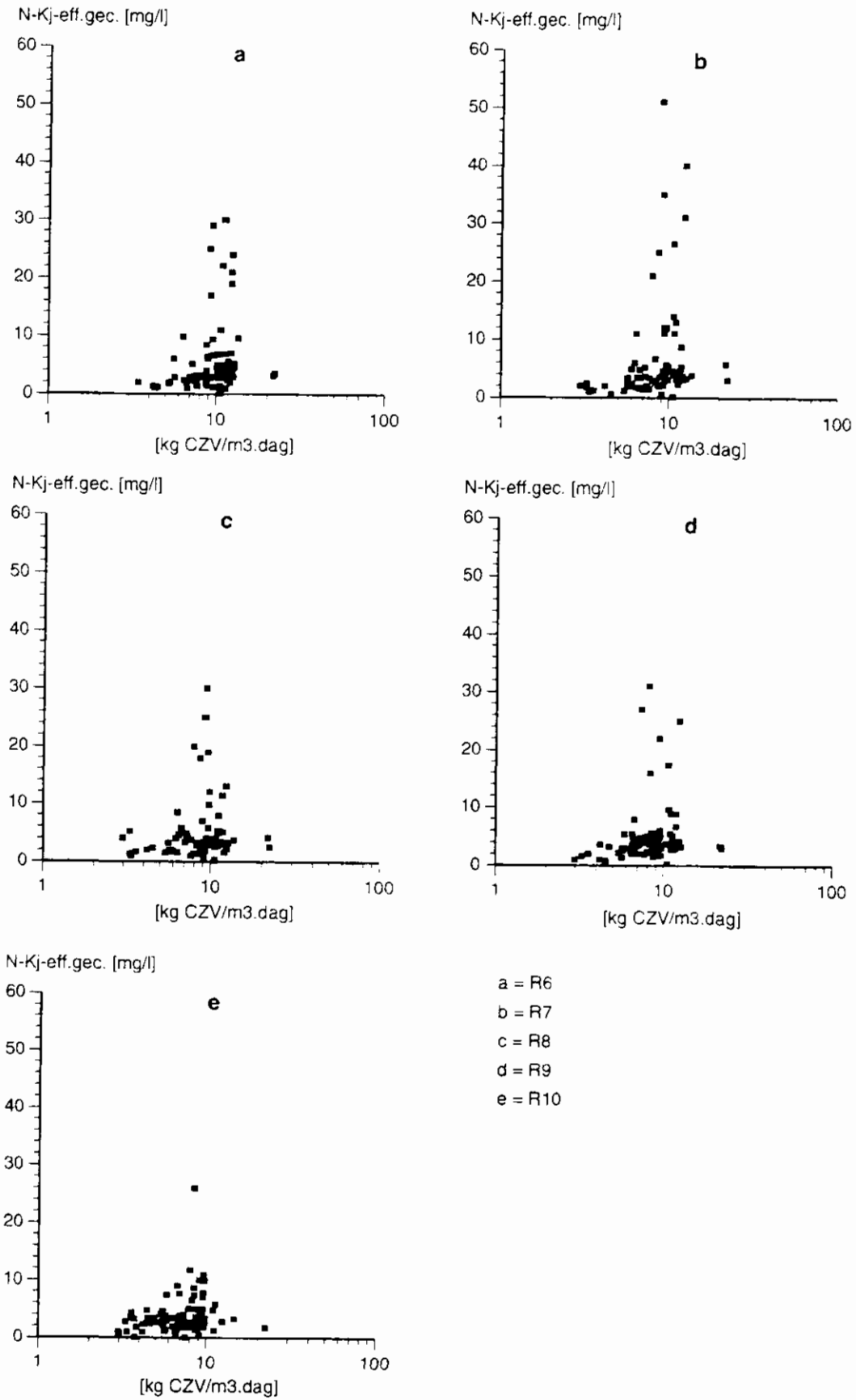
CZV_{omgezet} [52]. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de biomassa-yield van gehecht slib lager is dan is gevonden voor gesuspendeerd actiefslib bij een vergelijkbare slib-belasting. Dit verschil heeft mogelijk te maken met de compacte structuur van de biofilm waarin een vergaande biomassamineralisatie in korte tijd kan worden gerealiseerd. Het is van belang dat in toekomstig onderzoek dit verschil tussen gehecht en gesuspendeerd slib beter wordt gekwantificeerd en dat wordt nagegaan welke processen (lysis, decay, "cryptic"-growth) hierbij een rol spelen.

De relatief lage biomassa-yield in de driefasen-airliftreactor komt niet expliciet tot uiting in een verlaagde operationele slibproductie bij vergelijking met de gegevens van gesuspendeerd actief-slibsystemen. Dit effect wordt namelijk gecompenseerd door de geringe mineralisatie van het aangevoerd primair slib in de driefasen-airliftreactor, in tegenstelling tot de volledige slibstabilisatie die wordt bereikt in laag belaste actief-slibsystemen.

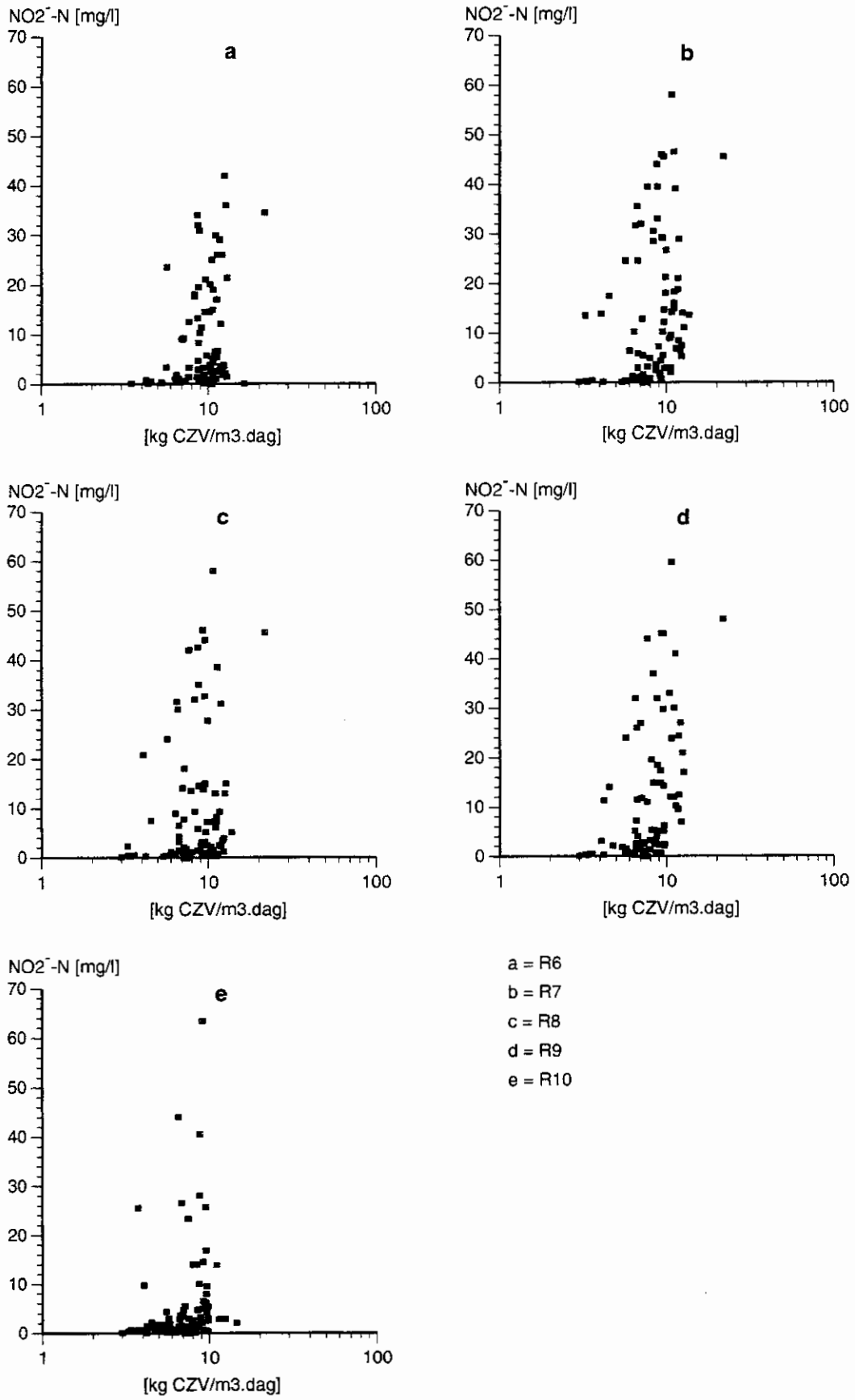
8.3 Mogelijkheden voor verder onderzoek

Op grond van de verkregen resultaten kan worden gesteld dat in vervolgonderzoek o.a. aandacht besteed moet worden aan:

- optimalisatie van de zuurstofoverdracht;
- optimalisatie van dragerconcentratie en dragertype;
- mogelijkheden voor de verwijdering van gehechte biomassa;
- integratie van de N-verwijdering;
- verbeteren van het inzicht in de biomassa-yield en biofilmstabiliteit.



Figuur 8.1 N-Kj in gecentrifugeerd effluent van de reactoren als functie van de CZV-volumebelasting.

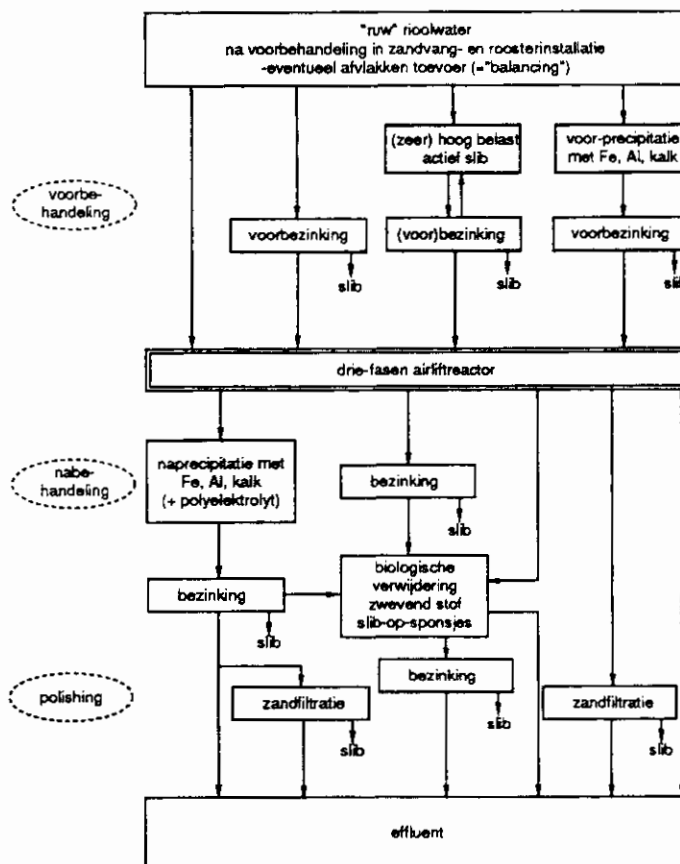


Figuur 8.2 Nitriet in het effluent van de reactoren als functie van de CZV-volumebelasting.

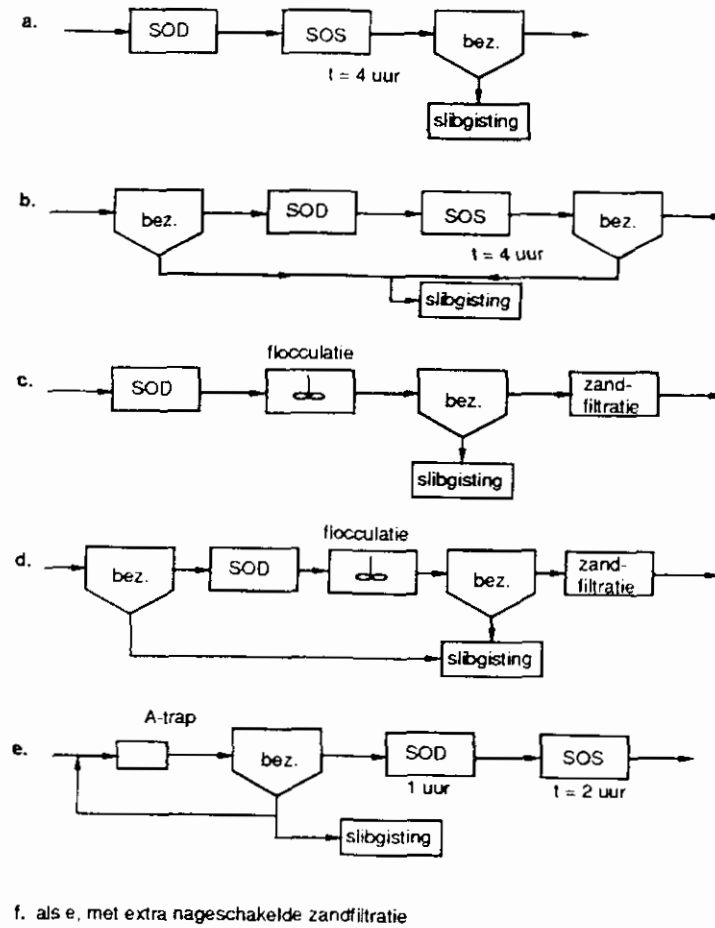
9 TECHNISCH-ECONOMISCHE EVALUATIE

De technische en economische haalbaarheid van de driefasen-airliftreactor voor de zuivering van stedelijk afvalwater werd twee keer onderzocht. Daarbij is gebruik gemaakt van de resultaten van project fase I en II en gegevens van Gist-brocades.

Het aantal mogelijke systeemconfiguraties met een driefasen-airliftreactor als een van de opeenvolgende processtappen, is in principe groot (figuur 9.1). In de eerste technisch-economische evaluatie [32] werden zes systeemconfiguraties geselecteerd, waarin de potentiële voordelen van de driefasen-airliftreactor optimaal worden benut (figuur 9.2). Een zwak aspect, zoals het vrijwel onaangetast doorlaten van het bezinkbare en gesuspendeerde materiaal zal daarom zoveel mogelijk door andere unit-operations moeten worden gecompenseerd. De uitgevoerde evaluatie resulteerde in gunstige perspectieven voor de systeemconfiguratie met voorgeschakelde A-trap (figuur 9.2).



Figuur 9.1 Mogelijkheden van inpassing van een drie-fasen airliftreactor in rwzi van 100.000 i.e.



Figuur 9.2 *Systeemconfiguratie van rwzi's ten behoeve van de eerste technisch-economische evaluatie.*

In de tweede studie is rekening gehouden met de aanscherping van de effluenteisen voor fosfaat en stikstof [33].

Uitgegaan is van de volgende effluenteisen: BZV kleiner dan 10 mg/l, totaal stikstof kleiner dan 10 mg N/l en totaal fosfaat kleiner dan 1 mg P/l. Om deze effluenteisen te kunnen verwezenlijken, moesten de in beschouwing genomen zuiveringssystemen worden aangepast. Dit had onder andere tot gevolg dat de referentie-installatie, dat is een installatie gebouwd volgens de conventionele technologie, afwijkt van de referentie in de voorafgaande evaluatie. De referentie-installatie uit de laatste studie bestaat uit een laagbelast oxydatie-circuit met een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg d.s.d. en een capaciteit van 100.000 i.e. Vijf systeemconfiguraties, met een driefasen-airliftreactor als een van de opeenvolgende processtappen, werden vergeleken met de bovengenoemde referentie-installatie (zie bijlage 7).

Configuratie 1	A-trap + TBT + SOD + denitrificatiefilter + chemisch defosfateren
Configuratie 2	VBT + denitrificatiekolom + SOD + chemisch defosfateren
Configuratie 3	SOD + denitrificatietank + NBT + chemisch defosfateren
Configuratie 3a	SOD + denitrificatiekolom + NBT + chemisch defosfateren
Configuratie 4	denitrificatiekolom + SOD + NBT + biologisch defosfateren
Configuratie 5	denitrificatiekolom + SOD + NBT + chemisch defosfateren
VBT =	voorbezinktank
TBT =	tussenbezinktank
NBT =	nabezinktank

Uit deze kostenberekeningen blijkt dat de investeringskosten voor alle vijf beschreven configuraties 10-20% lager zijn dan bij de referentie-installatie. Dit positieve effect wordt echter volledig tenietgedaan door de hogere bedrijfskosten van de configuraties met een airliftreactor. Deze hogere bedrijfskosten worden hoofdzakelijk veroorzaakt door het relatief hoge energieverbruik van de airliftreactor en de chemicaliën nodig voor defosfatering en denitrificatie. Het totaalcijfer voor de economische haalbaarheid van een systeemconfiguratie met SOD is hierdoor neutraal tot marginaal negatief [33].

Het is daarom van wezenlijk belang te weten in hoeverre de exploitatiekosten kunnen worden gereduceerd. Met name bij het geraamde energieverbruik van SOD voor stedelijk afvalwater kan een aantal kanttekeningen worden geplaatst. In de eerste evaluatie [32] is uitgegaan van een energieverbruik gelijk aan dat van een actief-slibstelsel (2,5 kg O₂/kWh), maar op grond van praktijkervaringen bij Gist-brocades is in de laatste evaluatie uitgegaan van 1,8 kg O₂/kWh. Het energieverbruik van de installatie van Gist-brocades die wordt gevoed met industrieel afvalwater is niet noodzakelijk maatgevend voor stedelijk afvalwater, aangezien de temperatuur en samenstelling aanzienlijk verschillen. Daarnaast heeft de deeltjesconcentratie in de reactor invloed op het beluchttingsrendement. De grote invloed die het energieverbruik heeft op de exploitatiekosten bleek uit een gevoeligheidsanalyse waarin het energieverbruik met 30% was verlaagd. Een aantal systeemconfiguraties bleek nu economisch gunstiger te zijn dan de referentie-installatie [33].

Dit demonstreert dat het van groot belang is om het beluchttingsrendement van SOD voor stedelijk afvalwater onder praktijkomstandigheden te onderzoeken.

De tweede belangrijke kostenpost in de exploitatiesfeer betreft de chemicaliënkosten voor denitrificatie en defosfateren. De systeemconfiguraties waarin deze kosten laag worden gehouden door gebruik te maken van afvalwater voor denitrificatie en van biologisch defosfateren, worden hierdoor economisch gezien aantrekkelijk. Met name de variant waarin de driefasen-airliftreactor is geïntegreerd met denitrificatie en (biologisch) de-

fosfateren biedt gunstige perspectieven. De technische haalbaarheid van zo'n variant moet onder praktijkomstandigheden nog worden bewezen.

Uit deze economische evaluatie bleek verder dat de invloed van de oorspronkelijk belangrijke aspecten zoals de lagere slibproductie en het geringere ruimtebeslag wordt overschaduwd door de beide bovengenoemde factoren energieverbruik en chemicaliënkosten. Deze eerstgenoemde aspecten kunnen wel doorslaggevend zijn bij de toepassing van SOD voor de uitbreiding van bestaande rwzi's.

Samenvattend kan worden gesteld dat er interessante perspectieven zijn voor de zuivering van stedelijk afvalwater met behulp van de driefasen-airliftreactor.

Een aantal aspecten moet echter nader worden onderzocht:

- optimalisatie van het beluchtingsrendement;
- de technische haalbaarheid van SOD met geïntegreerde denitrificatie;
- de technische haalbaarheid van SOD met geïntegreerde biologische defosfatering.

10 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op grond van de verkregen resultaten kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De driefasen-airliftreactor is bij de zuivering van al dan niet voorbezonden stedelijk afvalwater zeer effectief in de verwijdering van opgelost en kolloïdaal materiaal. Hierbij worden verwijderingsrendementen van $75 \pm 5\%$ gerealiseerd, die niet worden beïnvloed door CZV-volumebelastingen met een maximum van circa $11 \text{ kg CZV/m}^3\text{.d}$. In het afvalwater aanwezig zwevend stof werd nauwelijks verwijderd. Het verwijderingsrendement, maximaal 20%, was afhankelijk van de aanwezigheid van Protozoa en/of draadvormende organismen. De aanwezigheid van draadvormende organismen veroorzaakt een retentie van zwevend stof, gevolgd door groei in suspensie. Bezinkbaar materiaal wordt niet verwijderd. Dit betekent dat bij voeding met ruw afvalwater het zuiveringsrendement gebaseerd op totaal CZV-monsters ongeveer 50% bedraagt. De bezinkingseigenschappen van het zwevend stof in het effluent zijn matig tot slecht.
- Het nitrificatieproces in de driefasen-airliftreactor verloopt stabiel met een zeer hoog rendement ($1\text{-}5 \text{ mg Kj-N/l}$ in het effluent), bij CZV-volumebelastingen met een maximum van $6\text{-}8 \text{ kg CZV/m}^3\text{.d}$. Onder deze condities bedroeg de N-omzettingcapaciteit in de SOD-reactor $1 \text{ kg N/m}^3\text{.d}$. In de reactor met voorgeschakelde A-trap werd een omzettingcapaciteit van $1,5 \text{ kg N/m}^3\text{.d}$ bereikt.
- De slibproductie in een driefasen-airliftreactor met een voldoende hoog biomassa-gehalte ($\geq 20 \text{ g o.s./l}$) en gevoed met ruw afvalwater bedroeg $0,3\text{-}0,4 \text{ kg o.s./kg CZV}_{\text{verwijderd}}$, bij een slibbelasting van $0,4\text{-}0,6 \text{ kg CZV/kg o.s.d}$. De biomassa-yield in de driefasen-airliftreactor wordt geschat op $0,1\text{-}0,3 \text{ kg CZV/kg CZV}_{\text{verwijderd}}$. Een meer nauwkeurige kwantificering van de biomassa-productie en zwevend stof omzetting is gewenst.
- De biofilmontwikkeling in de reactoren wordt gekenmerkt door een cyclisch patroon met een cyclus duur van circa één jaar, zonder aantoonbaar effect op het zuiveringsrendement, wel op de slibproductie. Dit patroon werd niet wezenlijk beïnvloed door de procesomstandigheden in de reactoren. De gehechte biomassa-gehalten varieerden van $10\text{-}40 \text{ g o.s./l}$.

- Uit kostenberekeningen van vijf verschillende systeemconfiguraties, waarin de driefasen-airliftreactor als één van de processtappen is opgenomen, blijkt dat de investeringskosten hiervan 10-20% lager zijn, in vergelijking met de (conventionele) referentieinstallatie. Dit positieve effect wordt echter volledig teniet gedaan door de hogere bedrijfskosten van de configuraties met een airliftreactor, veroorzaakt door het relatief hoge energiegebruik en de chemicaliën nodig voor defosfatering en denitrificatie.
- Toepassing van de driefasen-airliftreactor bij bestaande overbelaste zuiveringsinrichtingen met ruimtegebrek biedt interessante perspectieven.

Op grond van de verkregen resultaten wordt aanbevolen in een volgende projectfase de toepassingsmogelijkheden van de driefasen-airliftreactor verder te verkennen.

Hierbij wordt gedacht aan:

- Toepassing van de driefasen-airliftreactor volgens het ontwerp dat is gebruikt in dit onderzoek en uitgaande van de daarbij vastgestelde belastingscriteria. Er zijn, bij de zuivering van stedelijk afvalwater enkele toepassingen waar een schaalvergroting naar semi-technische schaal zinvol is.
In de eerste plaats de uitbreiding van bestaande (overbelaste) zuiveringsinrichtingen waar weinig ruimte beschikbaar is. Daarnaast kan worden genoemd de toepassing van SOD bij de nitrificatie van slibwater uit slibgistingstanks.
- Toepassing van de driefasen-airliftreactor met additionele biologische en technologische mogelijkheden als op zichzelf staand onderdeel van een integraal zuiveringsstelsel. Ten behoeve daarvan zal een aantal aspecten nader moeten worden onderzocht:
 - haalbaarheid van integratie van denitrificatie in de airliftreactor
 - haalbaarheid van integratie van biologische defosfatering
 - toepassing van hogere hydraulische belastingen in geval van recirculatie ten behoeve van denitrificatie
 - optimalisatie van het beluchttingsrendement
 - verbeteren van het inzicht biomassa-yield en biofilmstabiliteit
 - nagaan van de invloed van de interacties tussen gesuspendeerd en gehecht slib.

11 LITERATUUR

- [1] Suydam, J.C. van
Trends in bioreactor research.
Proc. 4th European Congress on Biotechnology 1987, Vol. 4, p. 149-156.
- [2] Heide, B.A. en J.H.J.M. van der Graaf
Behandeling van stedelijk afvalwater in de toekomst.
Onderzoekprogramma rwzi 2000 RIZA/STORA 1988.
- [3] Heijnen, J.J.
Biologische anaëroob-aërobe afvalwaterzuivering bij Gist-brocades.
Eindrapport 1977-1986 Publikatiereeks milieubeheer Ministerie van Volkshuis-
vesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1988).
- [4] Heijnen, J.J.
Large scale anaerobic-aerobic treatment of complex industrial wastewater using
immobilized biomass in fluid bed and airlift suspension reactors.
Congress Baden Baden (1988).
- [5] Voorneburg, F. van en B.A. Heide
Mogelijkheden van slib-op-dragersystemen voor de aërobe biologische zuivering
van stedelijk afvalwater (literatuurstudie).
Uitgegeven door STORA, 's-Gravenhage, 1986.
- [6] Kampf, R., D.H. Eikelboom en J.F. de Kreuk
Ontwikkeling van een slib-op-dragersysteem voor de aërobe zuivering van stedelijk
afvalwater. Fase I: Verkennend onderzoek in een driefasen-airliftreactor.
Uitgegeven door STORA, 's-Gravenhage, 1987.
- [7] Eikelboom, D.H., R. Kampf en F. van Voorneburg
Biofilmvorming in een airliftreactor bij de zuivering van stedelijk afvalwater.
H₂O, 20-, 388-392 (1987).

- [8] Fan, L.-S., K. Fujie, T.-R. Long and W.-T. Tang
Characteristics of draft tube gas-liquid-solid fluidized bed bioreactor with immobilized living cells for phenol degradation.
Biotechnol. and bioeng. XXX, 498-504 (1987).
- [9] Painter, H.A.
Metabolism and physiology of aerobic bacteria and fungi.
In: Ecological aspects of used-water treatment. C.R. Cards and H.A. Hawkes Ed.
Academic Press London (1985).
- [10] Mulder, A. and J.J. Heijnen
The effect of carrier characteristics on the biofilm development in airlift suspension reactors.
Proc. 2nd Neth. Biotechnol. Congress Breteler, H. et al. Ed. Amsterdam, 102-110 (1988).
- [11] Koot, A.C.J.
Behandeling van afvalwater.
Waltman Delft.
- [12] Rickert, D.A. and J.V. Hunter
General nature of soluble and particulate organics in sewage and secondary effluent.
Wat. Res. 5, 421-436 (1971).
- [13] Technicon. Autoanalyzer II. Industrial method.
Nitriet: voorschrift no. 102-70 W/C (december 1977).
Nitraat: voorschrift no. 100-70 W/B (januari 1988).
- [14]* Jong, C. de
Kinetiek van nitrificatie en denitrificatie in biofilms uit een driefasen-airliftreactor.
Doctoraal verslag RUL/TNO 1990.
- [15] CBS Milieustatistieken
Waterkwaliteitsbeheer Deel b: zuivering van afvalwater, 1989.

- [16]* Last, A.R.M. van der
Anaërobe behandeling van voorbezonden rioolwater met het geëxpandeerde korrel-
slibbed (EGSB) en fluidised bed (FB)-proces.
Landbouwwuniversiteit Wageningen (1991).
- [17] Wiesmann, U.
Kinetik der aeroben Abwasserreinigung durch Abbau von organischen
Verbindungen und durch Nitrifikation.
Chem. Ing. -Techn. 58, 464-474 (1986).
- [18] Pirt, S.J.
A theory of the mode of growth of fungi in the form of pellets in submerged culture.
Proc. Roy. Soc. B 166, 369-373 (1966).
- [19] Trinci, A.P.J.
Kinetics of the growth of mycelial pellets of *Aspergillus nidulans*.
Arch. Mikrobiol. 73, 353-367 (1970).
- [20] Eggink, H.J.
Relatie CZV-BZV?
H₂O, 10, 282-287 (1977).
- [21]* Borgman, J.
Invloed van biofilmdikte op de activiteit van geïmmobiliseerde biomassa uit een
driefasen-airliftreactor.
Afstudeeropdracht TNO rapport D91/005 (1991).
- [22] Robertson, L.A. and J.G. Kuenen
Combined heterotrophic nitrification and aerobic denitrification in *Thiosphaera*
pantotropha and other bacteria.
Antonie van Leeuwenhoek 57, 137-152 (1990).
- [23] Niel, E.W.J. van
Nitrification by heterotrophic denitrifiers and its relationship to autotrophic nitri-
fication Diss. TUD (1991).

- [24] Zimmer, W. et al.
Amperometric method for determining nitrous oxide in denitrification and in nitro-
genase-catalyzed nitrous oxide reduction.
Current Microbiol. 12, 341-346 (1985).
- [25] Ritchie, G.A.F. and D.J.D. Nicholas
Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive
processes in *Nitrosomonas europaea*.
Biochem. J. 126, 1181-1191 (1972).
- [26] Harremoës, P.
Criteria for nitrification in fixed film reactors.
Wat. Sci. Techn. 14, 167-187 (1982).
- [27] Tjihuis, L., J.J. Heijnen, M.C.M. van Loosdrecht, L.P.M. van der Pluym
Early stages in the formation of biofilms on suspended particles in an airlift-reactor.
Discussion note Workshop Miyazaki University Japan (1990).
- [28] Stenstrom, M.K. and R.A. Poduska
The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification.
Wat. Res. 14, 643-649 (1980).
- [29] Hanaki, K., C. Wantawin and S. Ohgaki
Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a
suspended-growth reactor.
Wat. Res. 24, 297-302 (1990).
- [30] Tanaka, H. and I.J. Dunn
Kinetics of biofilm nitrification.
Biotechnol. and Bioeng XXIV, 669-689 (1982).
- [31] Wappler, D.
Abluftkomponenten als Parameter zur Erfassung der Tagesschwankungen des
Belebungsprozesses.
Korrespondenz Abwasser 34, 1176-1184 (1987).

- [32]* Kampf, R., T.P. de Graaf en A. Mulder
Eerste technisch-economische evaluatie van de toepassing van de driefasen-airlift-reactor bij de zuivering van stedelijk afvalwater.
MT-TNO Rapport R 90/241 (1990).
- [33]* Witteveen & Bos/TNO
Toepassing van de driefasen-airliftreactor bij de zuivering van stedelijk afvalwater.
Technisch-economische evaluatie (1990).
- [34] Diekmann, R., M. Naujoks, M. Gerdes-Kuhn and D. Hempel
Effects of suboptimal environmental conditions on immobilized bacteria growing in continuous state.
Bioprocess Engineering, 5, 13-17 (1990).
- [35]* Janssen, G.H.
Conversiesnelheden in een driefasen-airliftreactor.
Eindexamenopdracht Alg. Hogeschool Amsterdam (1989).
- [36] Levine, A.D., G. Tchobanoglous and T. Asano
Size distributions of particulate contaminants in waste water and their impact on treatability.
Wat. Res. 25, 911-922 (1991).
- [37] Smith, B.C. and D.R. Skidmore
Mass transfer phenomena in an airlift reactor: effects of solids loading and temperature.
Biotechnol. and Bioeng. 35, 483-491 (1990).
- [38] Salomé, A.A.
AB-systemen. Een inventarisatie.
RWZI 2000, 90-02 (1990).
- [39] Cooper, C.F. and D.H.V. Wheeldon
Complete treatment of sewage in a two sludge fluidized-bed system part I.
Wat. Pollut. Control 81, 447-464 (1982).

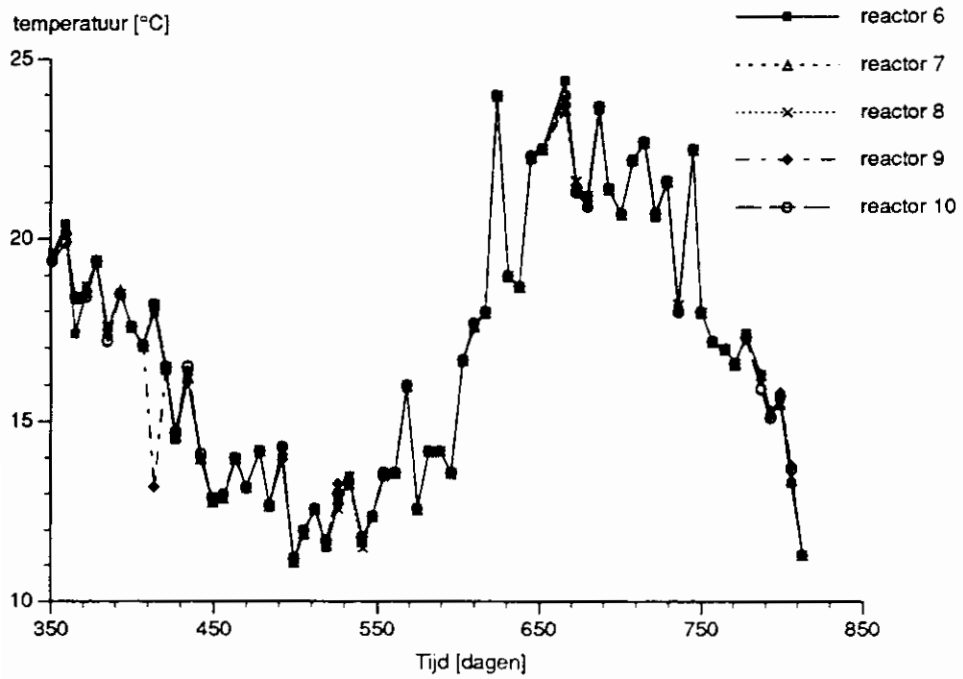
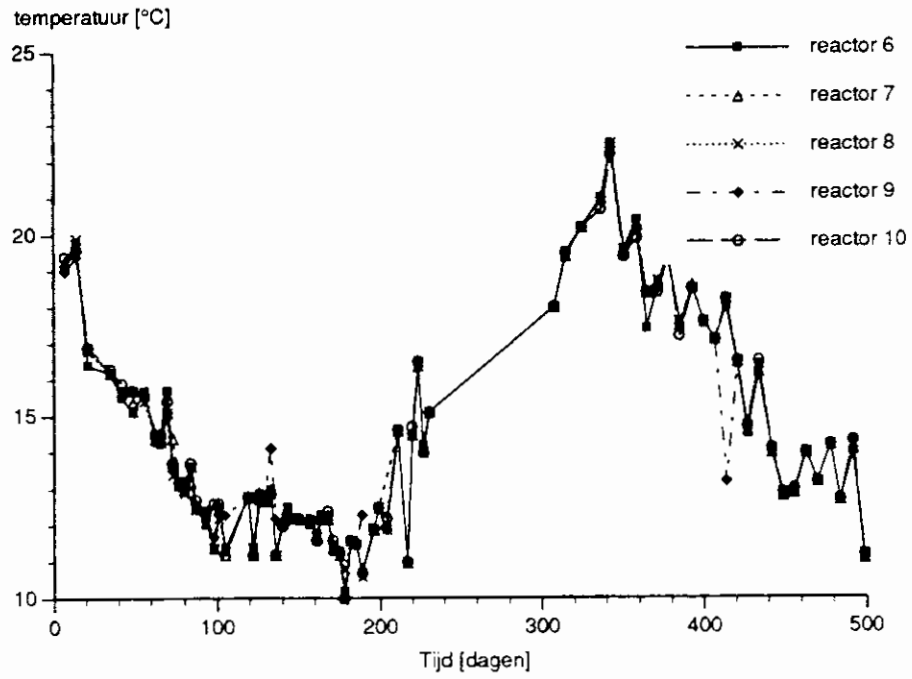
- [40] Derde Nota waterhuishouding
Rijkswaterstaat/Dienst Binnenwateren RIZA (1989).
- [41] Groenewold, C.J. et al.
Comparison of BOD relationships for typical edible and petroleum oils.
Journal WPCF vol. 54, 4, 398 (1982)
- [42] Särner, E.
Removal of particulate and dissolved organisms in aerobic fixed-film biological processes
J. Wat. Pollut. Control Fed. 58, 165-172 (1986).
- [43] Qian, Y. and Th. J. Nieuwstad
Treatment of municipal wastewater in a pilot-scale airlift-loop reactor.
ISBN 0169-6246 TU Delft (1989).
- [44] De Vries, H.P., M. van Loosdrecht and J.H. Rensink
Nieuwste ontwikkelingen met betrekking tot biologisch defosfateren.
H₂O 18, 358-362 (1985).
- [45] Gujer, W.
The effect of particulate organic material on activated sludge yield and oxygen requirement.
Prog. Wat. Tech. 12, 79-95 (1985).
- [46] Eikelboom, D.H. en E.A.M.A. Bral
Linpor-sponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater.
Serie RW20 2000, nr. 1990-7.
- [47] Heide, B.A.
Biologische denitrificatie in zeer laag belaste actief-slibsystemen.
H₂O 10, 62-69 (1977).
- [48] Slot, R.E.
An improved settling tube system, Report no. 7-83.
Laboratory of Fluid Mechanics, Department of Civil Engineering.
Delft University of Technology.

- [48] Eikelboom, D.H.
Handboek voorkomen en bestrijden van licht slib.
STORA, Den Haag, 1988.
- [50]* Eikelboom, D.H.
SOD-fase II: Werkrapport deelonderzoeken zwevend stof.
TNO-rapport R 92/176.
- [51] Bovendeur, J.
Fixed-biofilm reactors applied to waste water treatment and aquacultural water recirculating systems.
Proefschrift Landbouw Universiteit, 1989.
- [52] Janssen, J.M.A.
Ecological and kinetic aspects of amylolysis and proteolysis in activated sludge.
Proefschrift Landbouw Hogeschool Wageningen, 1979.
- [53] Mulder, A. en J.J. Heijnen
Toepassing van fluidbed-reactoren bij de zuivering van industrieel afvalwater.
H₂O, 20, 396-399 (1987)

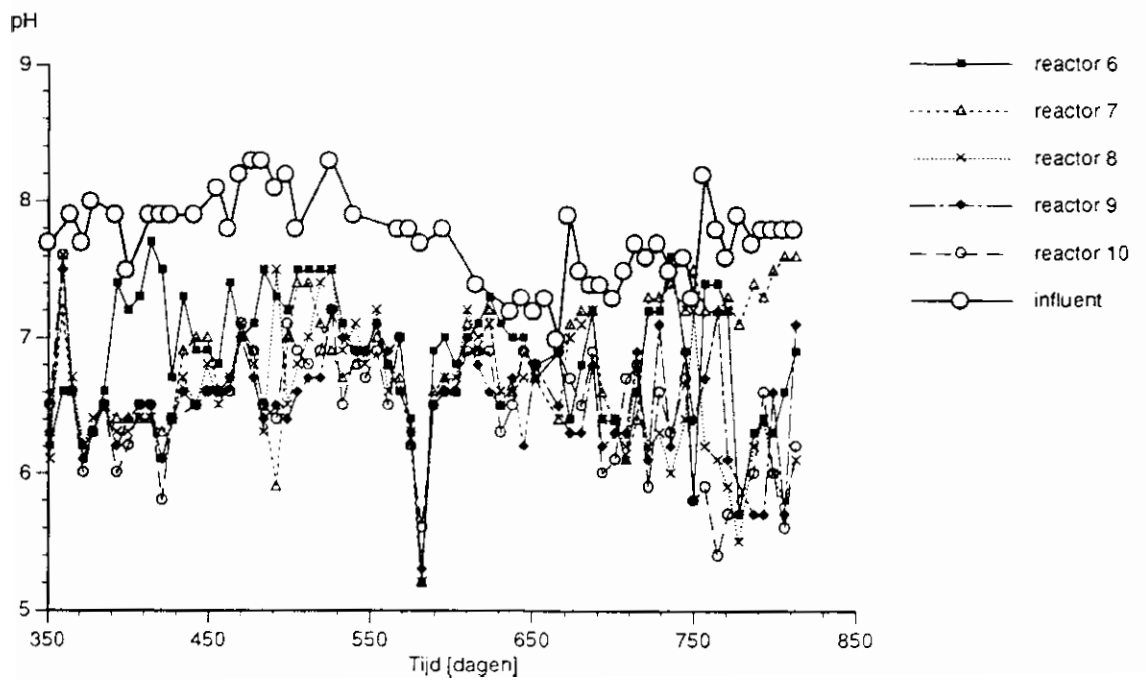
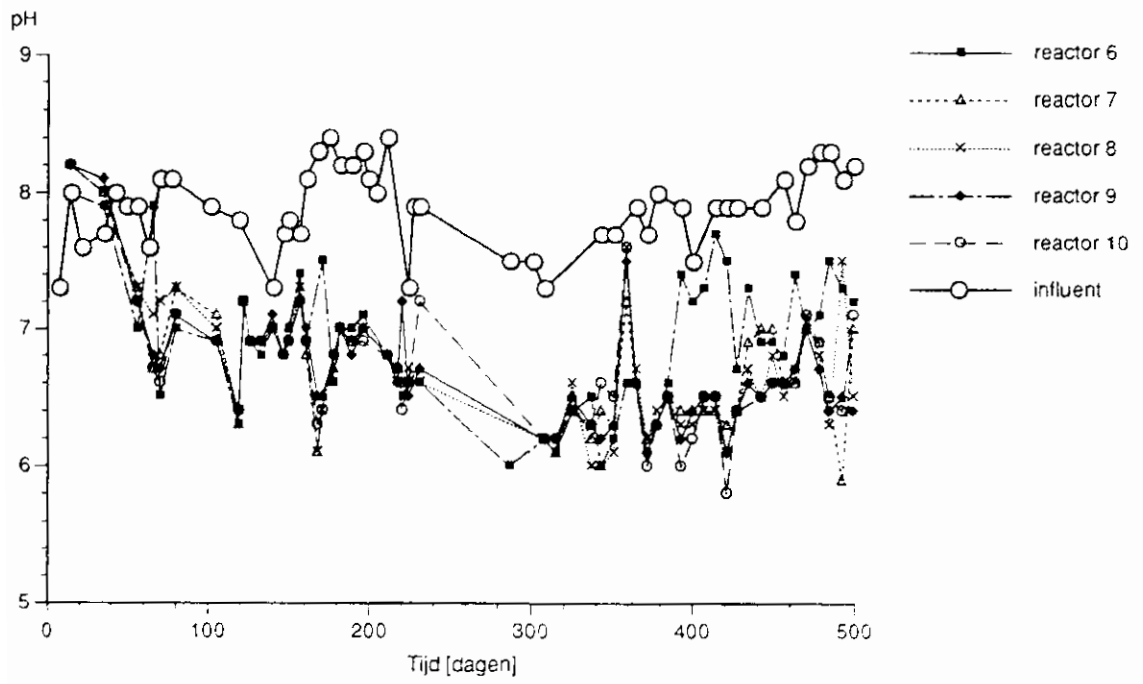
* Deze literatuur is ter inzage bij IMW-TNO

BIJLAGEN

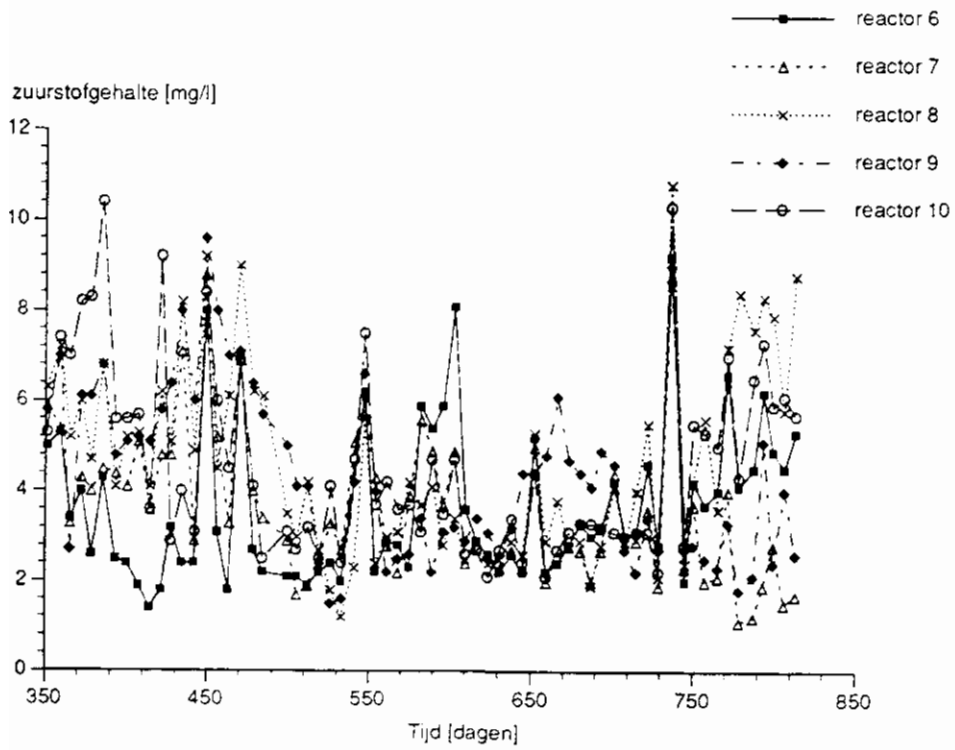
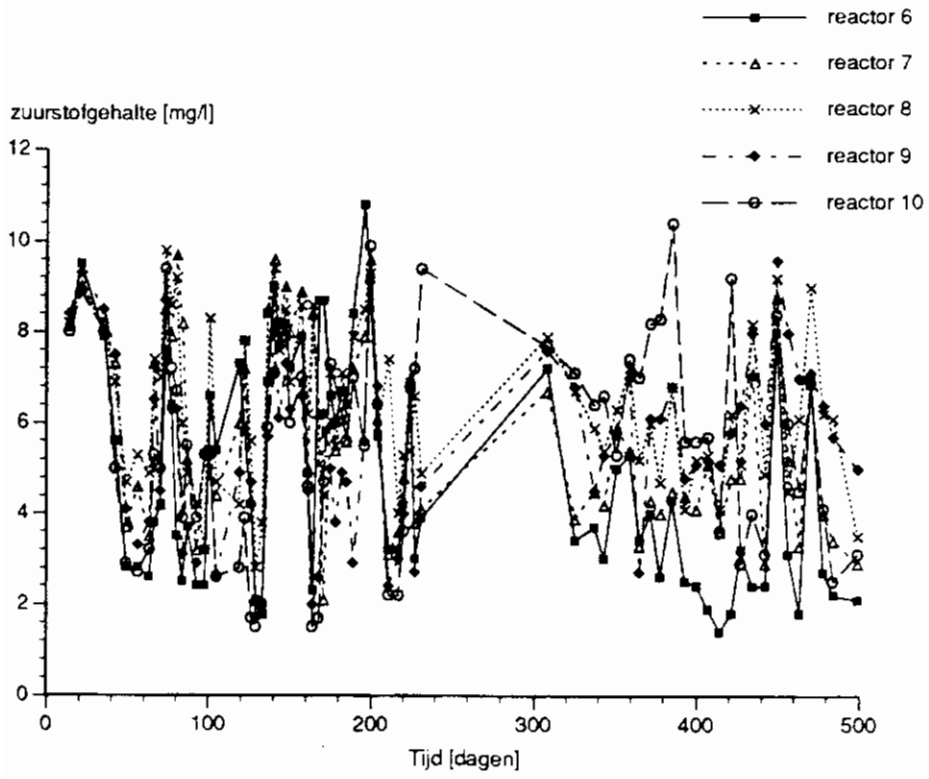
Bijlage 1: Verloop van de temperatuur in de reactoren



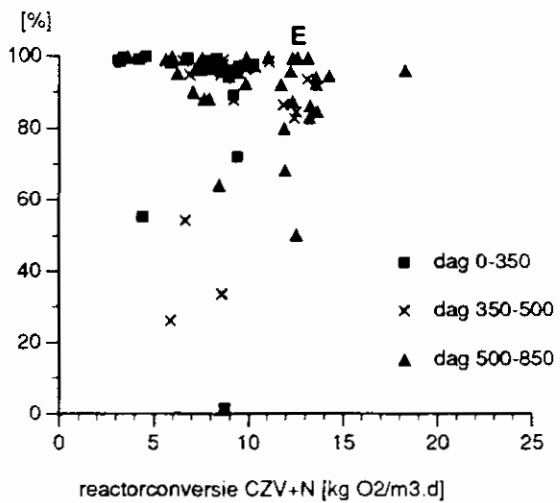
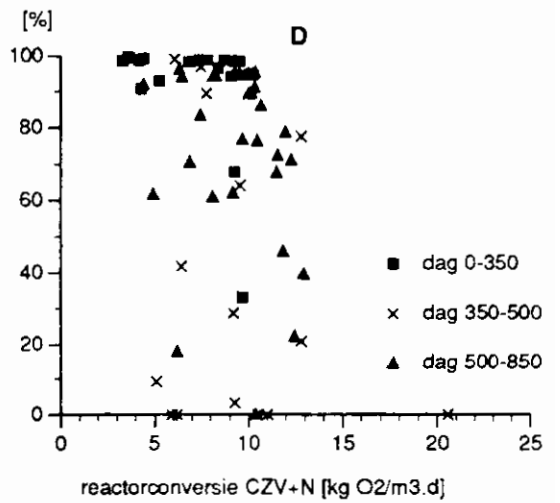
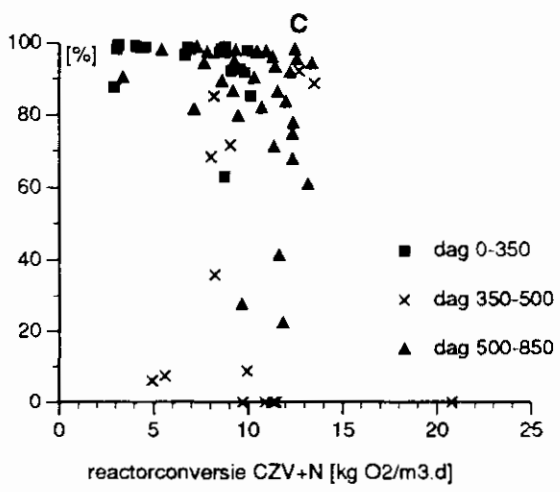
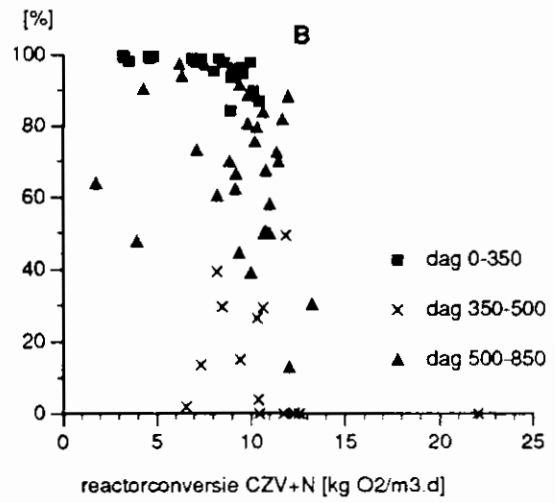
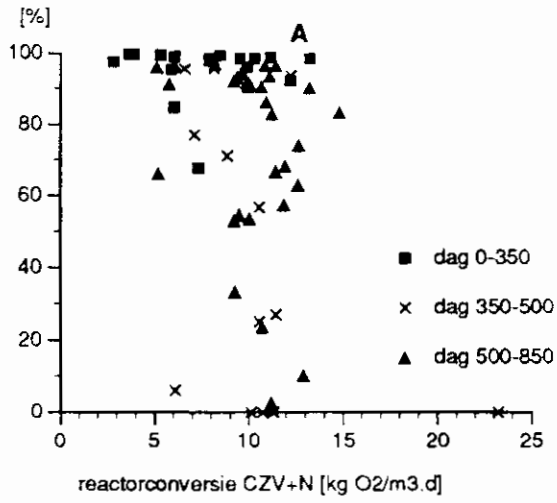
Bijlage 2: Verloop van de pH in de reactoren



Bijlage 3: Verloop van het zuurstofgehalte in de reactoren

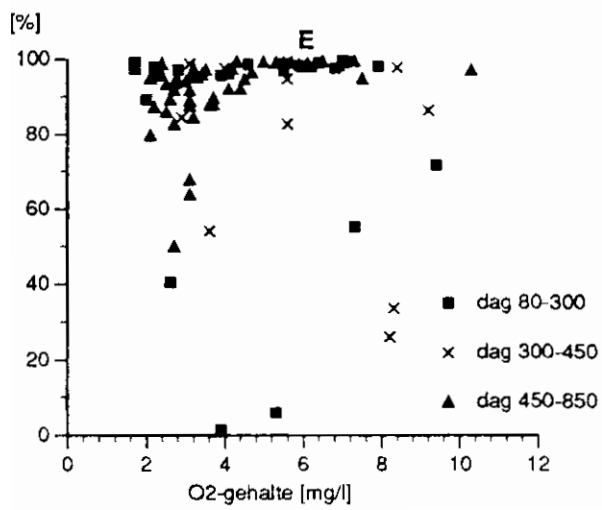
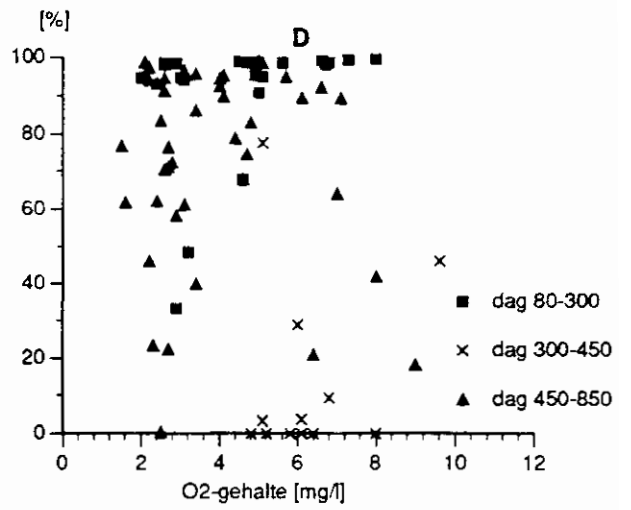
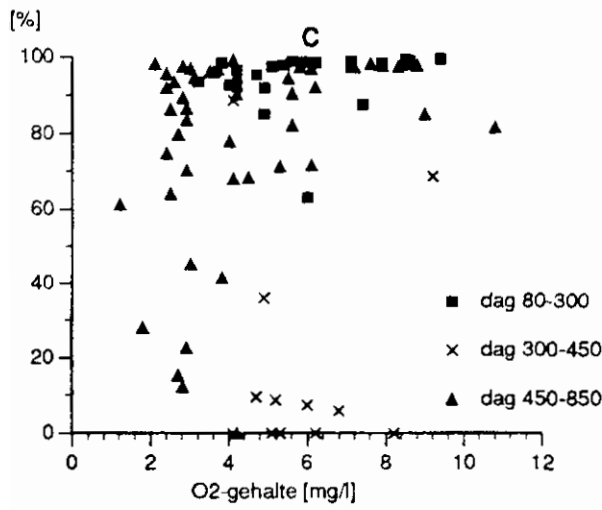
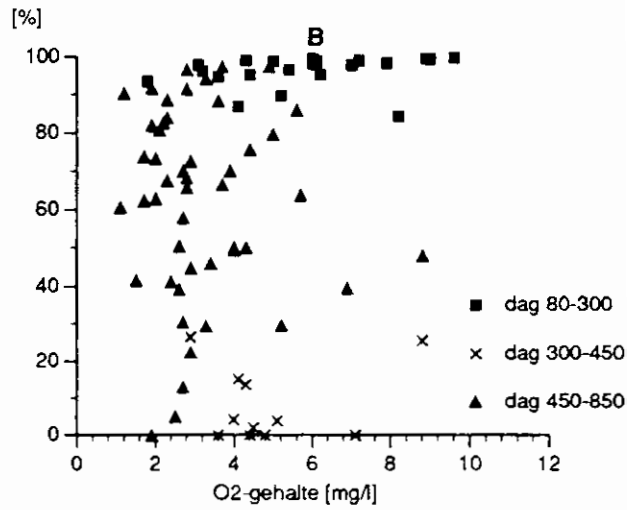
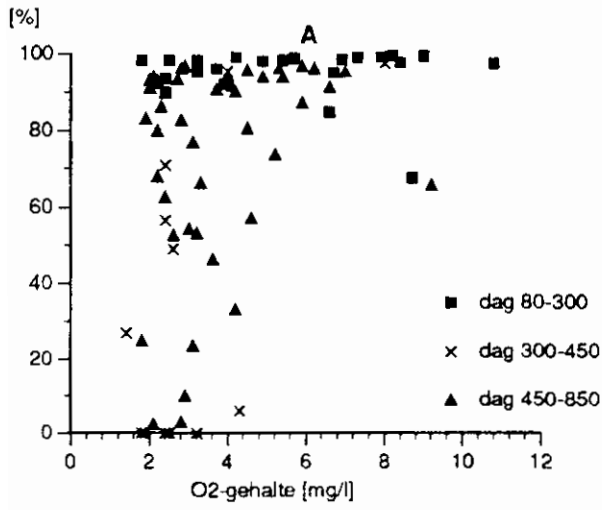


Bijlage 4: Relatie tussen het nitrietoxydatierendement en de reactor-conversie in de reactoren R6 t/m R10



A = R6
B = R7
C = R8
D = R9
E = R10

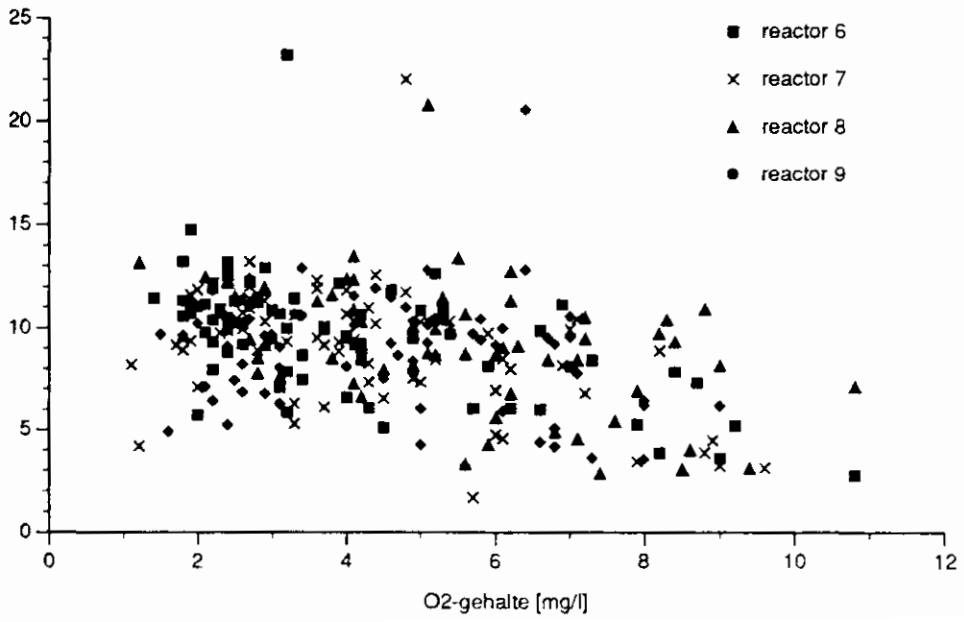
Bijlage 5: Relatie tussen het nitrietoxydatierendement en het zuurstofgehalte in de verschillende reactoren



A = R6
B = R7
C = R8
D = R9
E = R10

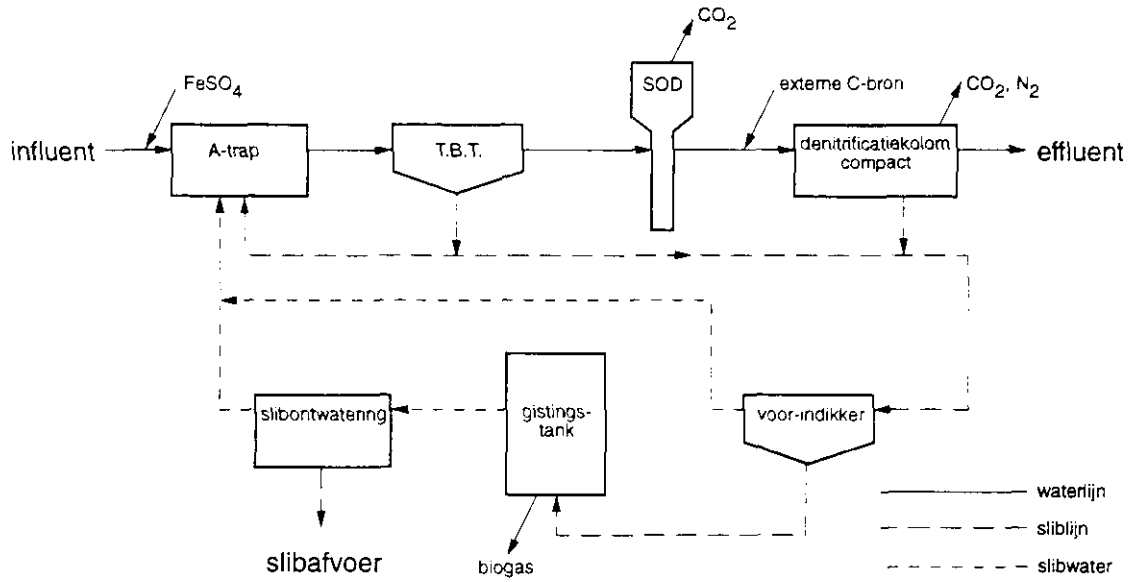
Bijlage 6: Relatie tussen de reactorconversie en het zuurstofgehalte in de reactoren

reactorconversie CZV+N
[kg O2/m3 dag]

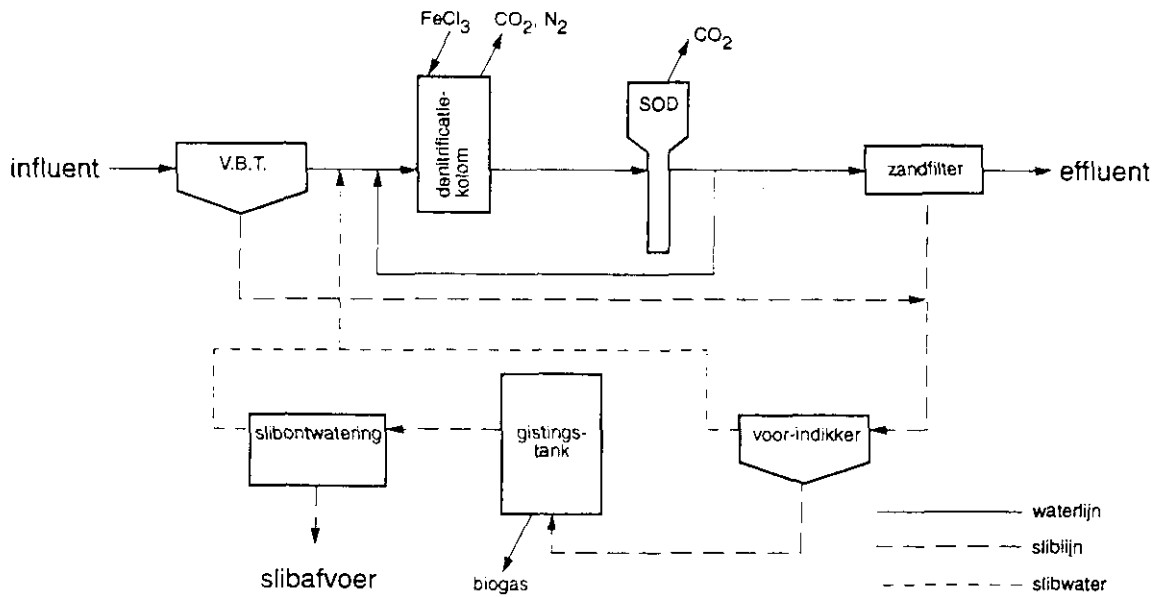


Bijlage 7: Schematisch weergave van vijf systeemconfiguraties met een driefasen-airliftreactor

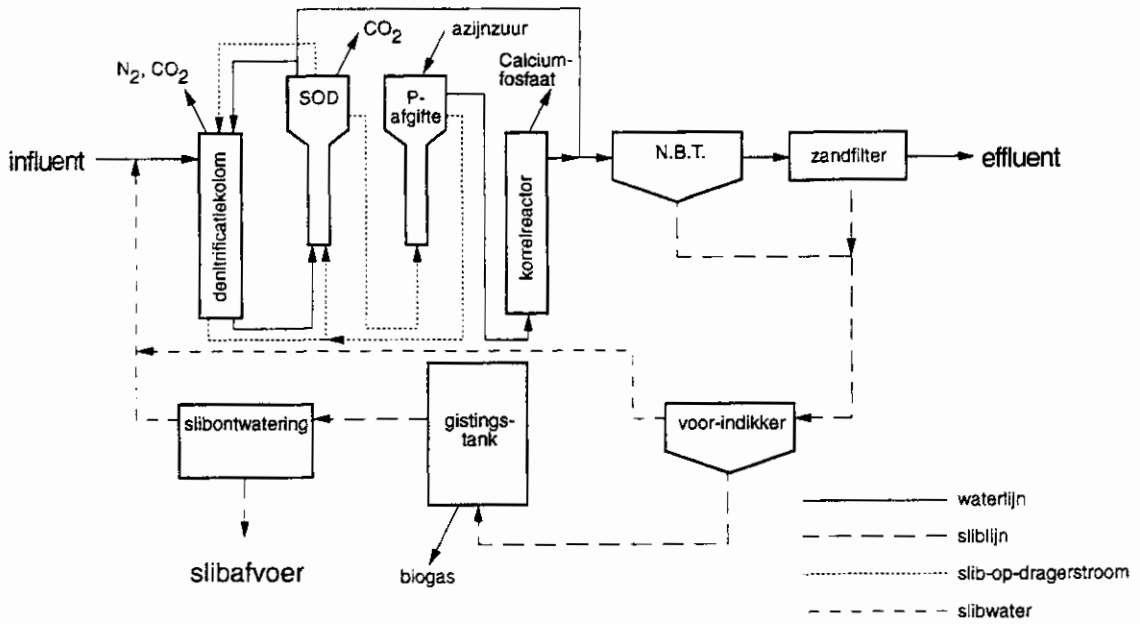
Configuratie 1



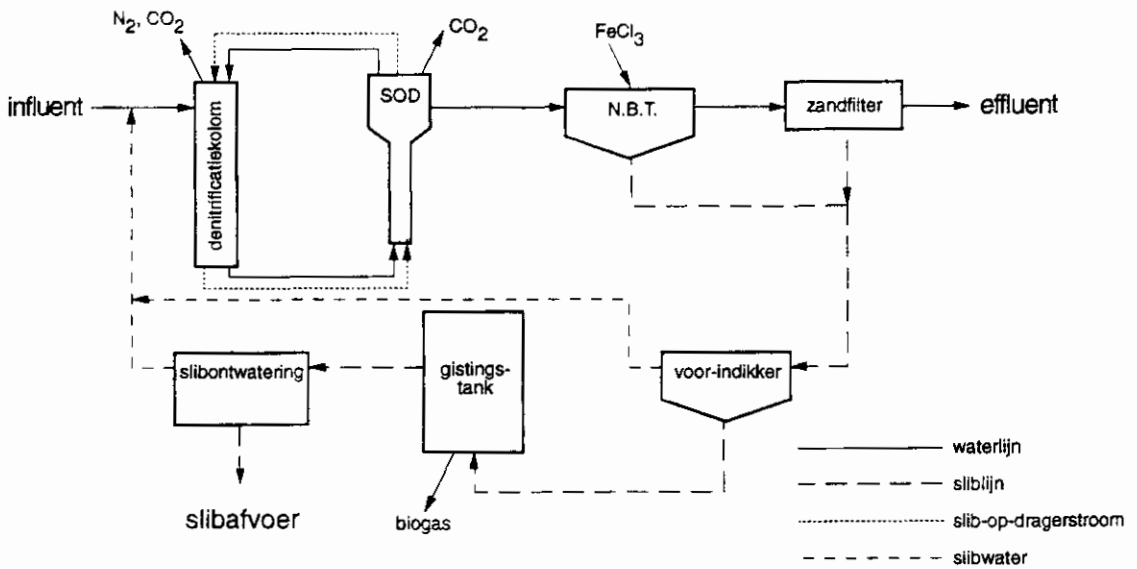
Configuratie 2



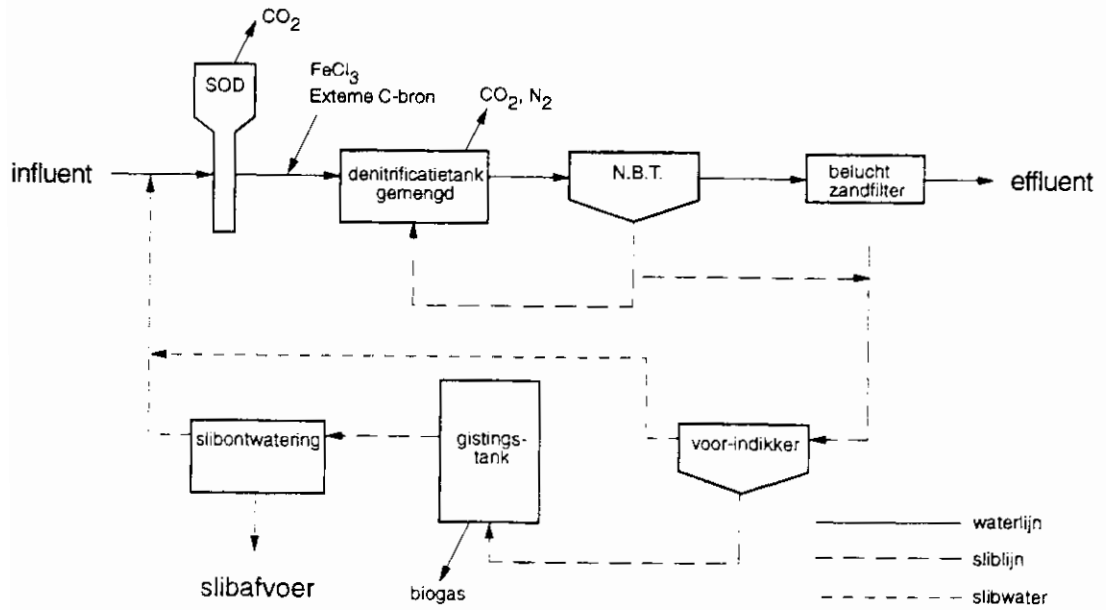
Configuratie 4



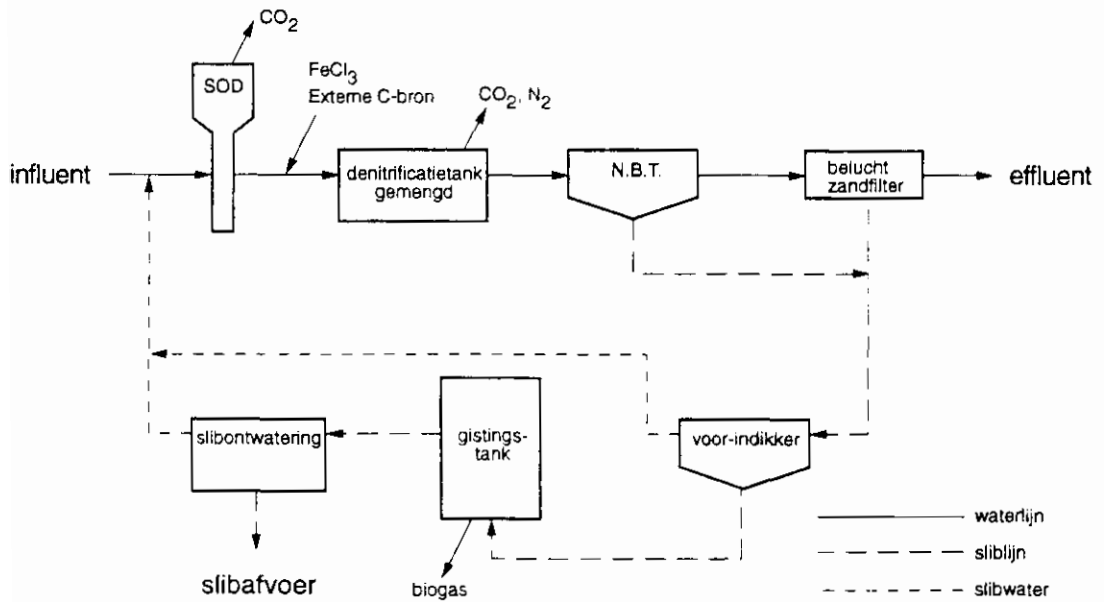
Configuratie 5



Configuratie 3



Configuratie 3a



**PUBLIKATIREEKS "TOEKOMSTIGE GENERATIE
RIOOLWATERZUIVERINGSINRICHTINGEN RWZI 2000" ¹**

- 1 "Behandeling van stedelijk afvalwater in de toekomst"
Een haalbaarheidsonderzoek. I. Eindrapport II. Werkrapport
RIZA, TNO-Maatschappelijke Technologie en Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
Juli 1986
- 2 "Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen; RWZI 2000"
Onderzoekplan
RIZA, STORA
Januari 1988
- 3 "Jaarverslag 1988"
RIZA, STORA
Maart 1989
- 4 "Slibontwatering; een voorstudie"
TU-Delft, TU-Eindhoven
RWZI 2000 89-01
Januari 1989
- 5 "Knelpunten bij de invoering van defosfatering"
Witteveen & Bos Raadgevende ingenieurs
RWZI 2000 89-02
April 1989
- 6 "Selectieve verwijdering van zware metalen uit ruw rioolwater met behulp van
een magneetsysteem"
Smit-Nymegen, TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-03
Oktober 1989
- 7 "Verwijdering van zware metalen uit zuiveringsslib door elektrolyse"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-04
Oktober 1989

¹ Te bestellen bij:
STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
tel. 030-321199

- 8 "Hydrolyse van zuiveringsslib in combinatie met anaërobe vergisting"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-05
Oktober 1989
- 9 "Het drogen van zuiveringsslib met het Carver-Greenfieldproces"
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
RWZI 2000 89-06
December 1989
- 10 "Natte oxydatie van zuiveringsslib met het Vertech-systeem"
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
RWZI 2000 89-07
December 1989
- 11 "Symposium "RWZI 2000" d.d. 5 oktober 1989"
RIZA, STORA
RWZI 2000 89-08
December 1989
- 12 "Jaarverslag 1989"
RIZA, STORA
RWZI 2000 90-01
Maart 1990
- 13 "AB-Systemen; een inventarisatie"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-02
September 1990
- 14 "Vergisting van aëroob gestabiliseerd slib"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-03
Augustus 1990
- 15 "Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-04
December 1990
- 16 "Automatische regeling van het slibgehalte in beluchtingstanks"
Adviebureau BKH
RWZI 2000 90-05
September 1990

- 17 "Verkenning Bio-Denitro/Bio-Denipho"
Witteveen & Bos Raadgevende ingenieurs
RWZI 2000 90-06
Juni 1990
- 18 "Linpor-sponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 90-07
Oktober 1990
- 19 "Jaarverslag 1990"
RIZA, STORA
RWZI 2000 91-01
Maart 1991
- 20 "Deep Shaft-systemen; een inventarisatie"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 91-02
Maart 1991
- 21 "Perspectives for the utilization of membrane-assisted sludge retention in
municipal waste water treatment plants"
A feasibility study
RU-Groningen
RWZI 200 91-03
Juni 1991
- 22 "Jaarverslag 1991"
RIZA, STOWA
RWZI 2000 92-01
Maart 1992
- 23 "Vergisten van zuiveringsslib; een vergelijking tussen thermofiele en mesofiele
slibgisting"
Haskoning B.V., RIZA, LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-02
Maart 1992
- 24 "First Dutch-Japanese workshop on the treatment of municipal waste water;
8-11 april 1991, Heelsum, The Netherlands. Part I and part II.
RIZA, STOWA, TU-Delft
RWZI 2000 92-03
Maart 1992

- 25 "Biologische fosfaatverwijdering in combinatie met een korrelreactor"
LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-04
Augustus 1992
- 26 "Anaërobe behandeling van stedelijk afvalwater in Nederland"
Covernota van het uitgevoerde onderzoek 1976 - 1991
LU-Wageningen, Haskoning B.V.
RWZI 2000 92-05
Mei 1992
- 27 "Vergaande nutriëntenverwijdering op een zeer laagbelaste aktiefslibinstallatie"
Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Grontmij N.V.
RWZI 2000 92-06
Oktober 1992
- 28 "Ontwikkeling van een slib-op-drager systeem voor de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater"
Fase II: Onderzoek naar de processtabiliteit en optimalisatie van het zuiveringsrendement.
TNO-IMW
RWZI 2000 92-07
Oktober 1992