

2001-01 _stedelijk-afvalwater-drie-slibsoortensysteem-
praktijkschaal

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

**Behandeling van stedelijk afvalwater
met het Drie-slibsoortensysteem**
Onderzoek op beperkte praktijkschaal



2001 01

**Behandeling van stedelijk afvalwater
met het Drie-slibsoortensysteem**
Onderzoek op beperkte praktijkschaal

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66
E-mail stowa@stowa.nl
<http://www.stowa.nl>

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment
Postbus 1110
3330 CC Zwijndrecht
tel. 078 - 629 33 32
fax 078 - 610 42 87
e-mail: hff@wxs.nl
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.5773.154.1

2001 01

Inhoudsopgave

Ten geleide	1
Samenvatting	2
1 Inleiding	5
1.1 Achtergrond	5
1.2 Doelstelling	6
1.3 Leeswijzer	6
2 Proefinstallatie	7
2.1 Uitgangspunten	7
2.2 Ontwerp	8
2.3 Bedrijfsvoering	9
3 Experimenteel	12
3.1 Monsternamen en analyses	12
3.2 RWA-simulatie	13
4 Resultaten en discussie	15
4.1 Operationele activiteiten	15
4.2 Afvalwatersamenstelling en belasting	16
4.3 Fosfaatverwijdering	18
4.4 CZV-verwijdering	20
4.5 Stikstofverwijdering	22
4.5.1 Defosfaterende trap	22
4.5.2 Nitrificatie	23
4.5.3 Denitrificatie	24
4.6 Slibconcentratie, SVI en slibproductie	26
4.7 RWA-simulatie	28
5 Evaluatie van de onderzoeksresultaten	31
5.1 Zuiveringsprestaties	31
5.2 Slibproductie en slibbezinking	32
5.3 CZV-verwijdering	32
5.4 Biologische defosfatering	32

5.5	Effect van zwevende stof op de nitrificatie	35
5.6	Denitrificatie en verdergaande zwevendestofverwijdering	35
5.7	Stabiliteit en dynamisch gedrag	36
6	Betekenis van het onderzoek voor de praktijk	38
7	Conclusies	41
8	Referenties	43
Bijlagen		
A	Werking van het denitrificerend continu zandfilter	45
B	Vergelijking van de kosten en bedrijfsvoering voor het Drie-slibsoortensysteem en laagbelast actief-slibstelsysteem	46

Ten geleide

Door het ingenieursbureau Tauw bv is in samenwerking met de sectie Milieutechnologie van de Wageningen Universiteit het zogenaamde Drie-slibsoortensysteem ontwikkeld. Dit systeem bestaat uit drie opeenvolgende compacte bioreactoren: een actiefslibinstallatie voor biologische defosfatering, een biofilmreactor voor nitrificatie en een biofilmreactor voor denitrificatie.

Uit een eerste haalbaarheidsonderzoek met een proefinstallatie bleek dat in de drie afzonderlijke bioreactoren hoge omzettingssnelheden mogelijk waren. In het kader van het RWZI-2000 programma werd vervolgens gedurende een tweearig project aangetoond dat met het Drie-slibsoortensysteem dezelfde effluentkwaliteit mogelijk is als met de huidige generatie actiefslibinstallaties. Tevens werd voorspeld dat met het Drie-slibsoortensysteem 50 tot 60% ruimte kan worden bespaard en dat de stichtingskosten ongeveer gelijk zijn aan die van de huidige generatie rwzi's.

De positieve resultaten van de genoemde onderzoeken waren aanleiding om op beperkte praktijkschaal (500 i.e.) een project te starten met als belangrijkste doelstelling het verkrijgen van de parameters die noodzakelijk zijn voor de opschaling naar de praktijk en de procesvoering in de praktijk. Dit project leverde een bevestiging op ten aanzien van haalbare effluentkwaliteit, ruimtebeslag en stichtingskosten. Tijdens het onderzoek werd duidelijk dat de bedrijfsvoering complexer zal zijn, en daarmee minder robuust, dan de huidige generatie rwzi's. Daarmee werd geconcludeerd dat thans het Drie-slibsoortensysteem niet zonder meer in de praktijk kan worden toegepast. In de gevallen waar de beschikbare grond gering of duur is, kan het concept van het Drie-slibsoortensysteem bij de systeemkeuze in beschouwing worden genomen.

Het onderzoek werd uitgevoerd door Tauw bv (ir. E.H. Marsman en ir. P.J. Tessel), Wageningen Universiteit (ir. H. Temmink, dr. ir. A. Klapwijk en prof. dr. ir. W.H. Rulkens), Landustrie Sneek b.v. (ing. P. de Hoop en ing. F.J. Kwant) en Astraco Water Engineering b.v. (ir. J.W. Wouters). Voor de begeleiding van het project zorgde een commissie bestaande uit ing. P.P. Weesendorp (voorzitter), ir. D.M.E. Anink, ing. H.J. Ellenbroek, ir. J.L.P.M. van der Pluijm, ir. P.J. Roeleveld, ing. A.A.J.C. Schellen en ir. P.C. Stamperius.

De STOWA is het Waterschap De Maaskant zeer erkentelijk voor de geboden onderzoeksmogelijkheid op de rwzi Oijen. Dank gaat uit naar de medewerkers van de zuivering voor de geboden gastvrijheid.

Naast onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem werd flankerend onderzoek uitgevoerd om de mogelijkheid na te gaan voor de recirculatie van nitraat uit de nitrificatiereactor naar de defosfaterende trap. Door deze introductie van anoxische defosfatering ontstaat uit het Drie-slibsoortensysteem een twee-slibsoortensysteem. Het flankerend onderzoek is afzonderlijk gerapporteerd in STOWA-rapport 2001-W01.

Utrecht, december 2001

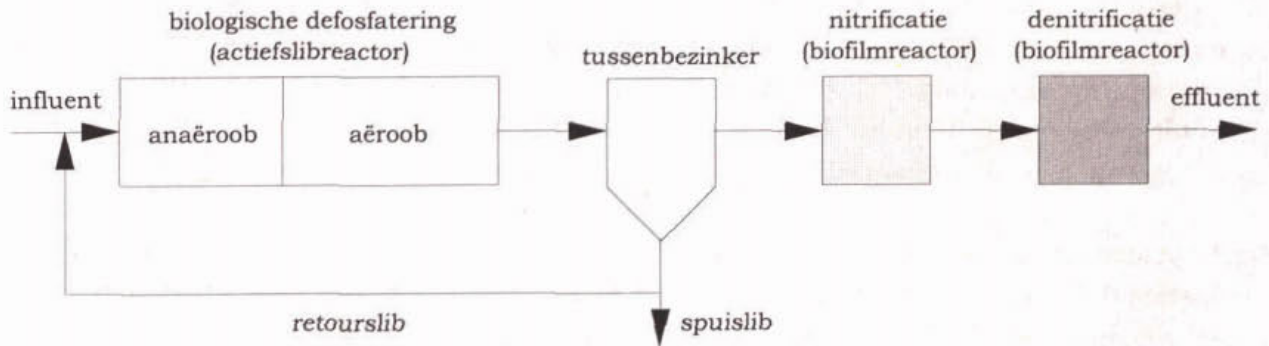
De directeur van de STOWA

ir. J.M.J. Leenen

Samenvatting

1 Aanleiding voor het onderzoek

Het Drie-slibsoortensysteem (zie onderstaande figuur) bestaat uit drie opeenvolgende compacte bioreactoren: een actiefslibinstallatie voor biologische defosfatering, een biofilmreactor voor nitrificatie en een biofilmreactor voor denitrificatie.



Schematische weergave van het Drie-slibsoortensysteem.

Uit vooronderzoek met een 2-3 i.e. proefinstallatie was gebleken dat het Drie-slibsoortensysteem een goede concurrentiepositie zou kunnen hebben ten opzichte van conventionele actiefslibinstallaties, in het bijzonder voor de verwijderingsrendementen voor CZV, P en N en het ruimtebeslag. Deze positieve resultaten waren aanleiding om het Drie-slibsoortensysteem ook op beperkte praktijkschaal te testen. Op basis van de resultaten van het vooronderzoek werd een 500 i.e. installatie ontworpen om deze vervolgens gedurende ruim een jaar te testen bij de rwzi Oijen van Waterschap de Maaskant. Een belangrijk verschil ten opzichte van de 2-3 i.e. proefinstallatie was dat in plaats van een geroerde reactor met polyethyleen dragermateriaal een continu zandfilter als nageschakelde denitrificatietrap werd toegepast.

2 Onderzoekresultaten

Zuiveringsprestaties - De resultaten van het onderzoek lieten zien dat met de 500 i.e. praktijkinstallatie in principe soortgelijke resultaten mogelijk zijn als met de 2-3 i.e. proefinstallatie met gemiddelde effluentconcentraties $CZV \leq 60 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, $P_{\text{tot}} \approx 1 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$, $N_{\text{tot}} \leq 8 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ en zwevende stof $\leq 4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Er werd ongeveer 1,4 g droge stof per gram aangevoerd BZV₅ aan spuislib geproduceerd en 81% van het spuislib bestond uit organische stof. De bezinkbaarheid van het slib in de defosfaterende trap was goed met een gemiddelde SVI $\leq 90 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ en een maximale SVI van $120 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$.

Als gevolg van verstoppingen in de nitrificerende en denitrificerende reactor kon de installatie tot maximaal tweemaal het DWA-debiet worden getest, terwijl het systeem was ontworpen om maximaal driemaal het DWA-debiet te behandelen. De CZV:N- en CZV:P-verhoudingen van het afvalwater waren 15-20% hoger dan het landelijk gemiddelde.

Defosfaterende trap - De gemiddelde CZV-belasting van de defosfaterende trap was 15-20% lager dan de ontwerpbelasting van $0,8 \text{ kg CZV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ d.s} \cdot \text{d}^{-1}$. Piekbelastingen tot $1,2 \text{ kg CZV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ d.s} \cdot \text{d}^{-1}$ konden goed verwerkt worden zonder dat dit resulteerde in een stijging van de effluentconcentratie CZV.

Door combinatie van een hoge CZV:P-verhouding in het afvalwater ($\approx 82:1$) en een korte slibleeftijd (1,9 dagen op basis van het aërobe volume van de defosfaterende trap) werd de fosfaatverwijdering voornamelijk door assimilatie bepaald en niet door biologische defosfatering. Nadat door toevoeging van extra fosfaat de CZV:P-verhouding van het afvalwater was verlaagd naar $37:1$ trad ingroei op van biologische defosfateerders.

Door de aanhoudend hoge temperatuur ($> 20 \text{ }^\circ\text{C}$) trad ongewenste nitrificatie op in de defosfaterende trap. Het retourslib bevatte hierdoor hoge nitraatconcentraties ($15\text{-}20 \text{ mg NO}_3\text{-N} \cdot \text{l}^{-1}$) waardoor de biologische defosfatering werd geremd.

Nitrificatiereactor - Met het polyurethaan dragermateriaal waren in principe zeer hoge nitrificatiesnelheden mogelijk ($\geq 1,2 \text{ kg NH}_4\text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). De ruim gedimensioneerde tussenbezinking kon niet verhinderen dat de nitrificatie regelmatig kortstondig werd geremd door de (discontinue) aanvoer van zwevende stof. Daarnaast trad ondanks het frequente wassen van het dragermateriaal ophoping op van biomassa. Op lange termijn resulteerde dit in een verhoogde hydraulische weerstand en moest een deel van het dragermateriaal uit de reactor verwijderd worden.

Denitrificerend zandfilter - Met het denitrificerend continu zandfilter kon een denitrificatiesnelheid van minimaal $1,5 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ bereikt worden. Een bijkomend voordeel van het zandfilter was een verdergaande verwijdering van zwevende stof met gemiddelde effluentconcentraties $\leq 4 \text{ mg d.s.} \cdot \text{l}^{-1}$.

Abrupte verhogingen naar driemaal het DWA-debiet resulteerden in verstoppingen. Dit is eenvoudig oplosbaar door een betere dimensionering van het filter en door sturing van de zandrecirculatiesnelheid op basis van de bedweerstand.

Stabiliteit - De stabiliteit van het Drie-slibsoortensysteem werd beoordeeld door het DWA-RWA ritme (tot maximaal tweemaal het DWA-debiet) van de rwzi Oijen in de tijd te volgen. Hierbij werden geen significante afwijkingen in het gedrag van het systeem ontdekt ten opzichte van een constant influentdebiet.

Gedurende een halve dag is een RWA-gebeurtenis nagebootst. Hierbij trad een lichte daling op van de effluentconcentraties CZV en stikstof. Gedurende een dag na het herstel van DWA werd een sterk verhoogde effluentconcentratie fosfaat waargenomen die opliep tot $10 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$. Dit fenomeen treedt niet alleen in het Drie-slibsoortensysteem op maar zal waarschijnlijk in alle biologisch defosfaterende systemen optreden.

3 Betekenis voor de praktijk

Nitrificatie in de defosfaterende reactor - De resultaten hebben laten zien dat ondanks de lage slibleeftijd in de zomermaanden nitrificatie optrad in de defosfaterende trap en hierdoor de biologische defosfatering werd geremd. Dit probleem kan worden opgelost door de defosfaterende trap tijdelijk volgens het UCT (University of Capetown)-concept te bedrijven. Hiertoe moet het Drie-slibsoortensysteem uitgebreid worden met

een wisseltank die in de zomermaanden als denitrificatiereactor fungeert en in de wintermaanden als anaëroob compartiment. Daarnaast is een extra (interne) recirculatiestroom nodig.

Remming van de nitrificatie door de aanvoer van zwevende stof - Het nitrificatieproces in de biofilmreactor verliep instabiel door de aanvoer van zwevende stof en na verloop van tijd traden hierdoor verstoppingen op. Er is een aantal varianten doorgerekend waarmee deze problemen voorkomen kunnen worden. Van deze varianten lijkt een zand- of lavafilter dat periodiek wordt teruggespoeld (Biofor-N van Dégrémont) het meest aantrekkelijke te zijn.

Kosten en bedrijfsvoering - Het effect van bovenstaande aanpassingen op de kosten en de bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem is geëvalueerd en het aangepaste systeem is vergeleken met een conventioneel laagbelast actiefslibstelsysteem. Uit de kostenraming is gebleken dat de stichtingskosten voor deze systemen vergelijkbaar zijn. De geschatte jaarlijkse kosten voor het Drie-slibsoortensysteem zijn ongeveer 5% lager. Het ruimtebeslag is ca. 60% van een laagbelast actief-slibstelsysteem.

De bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem is een punt van aandacht. Bij hogere temperaturen vindt er in de eerste trap nitrificatie plaats en krijgt de tweede trap (nitrificerende bioreactor) te weinig ammonium waardoor de nitrificerende biopopulatie kan afnemen. In de winterperiode stopt bij lagere temperaturen de nitrificatie in de biologische defosfatering en moet de nitrificatie weer plaatsvinden in de tweede trap. Het is mogelijk dat door het gebrek aan nitrificeerders in de tweede trap de nitrificatie dan vertraagd op gang komt en er hogere ammonium-gehalten in het effluent kunnen voorkomen. In de lente en de herfst vindt er dus een verandering plaats van het aanbod aan ammonium voor de tweede, nitrificerende trap. Dit fenomeen vergt een complexere bedrijfsvoering en extra mankracht en kan als nadeel voor het Drie-slibsoortensysteem worden beschouwd.

Marktintroductie

Het Drie-slibsoortensysteem kan thans niet zonder meer in de praktijk worden toegepast. Enerzijds heeft dit te maken met de afvalwaterkarakteristiek die van belang is om in te kunnen schatten of de hoog-belaste biologische defosfatering haalbaar is. Anderzijds heeft dit te maken met de complexe bedrijfsvoering die wordt veroorzaakt door de sturing van een wisseltank voor pre-denitrificatie in de defosfaterende trap. Door de complexere bedrijfsvoering is het Drie-slibsoortensysteem minder robuust dan bestaande systemen. In de meeste gevallen van nieuwbouw of aanpassing van bestaande rwzi's zal daarom eerder een conventioneel systeem worden gekozen. In de gevallen waar de beschikbare grond gering of duur is, dient het concept van het Drie-slibsoortensysteem bij de systeemkeuze wel in beschouwing te worden genomen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Naast de verwijdering van organische stoffen is het belangrijkste doel van rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) om een verdergaande eliminatie van stikstof en fosfaat te bewerkstelligen. Alhoewel de huidige generatie rwzi's in principe in staat is effluent te leveren dat aan de gestelde eisen van $10 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$ en $1 \text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$ voldoet, is daar relatief veel ruimte voor nodig en zijn er hoge kosten mee gemoeid.

Sinds 1990 ontwikkelt het ingenieursbureau Tauw bv samen met de sectie Milieutechnologie van de Wageningen Universiteit (WU-MT) het zogenaamde Drie-slibsoortensysteem (figuur 1). Dit systeem bestaat uit drie opeenvolgende, compacte bioreactoren: een actiefslibinstallatie voor biologische defosfatering, een biofilmreactor voor nitrificatie en een biofilmreactor voor denitrificatie.

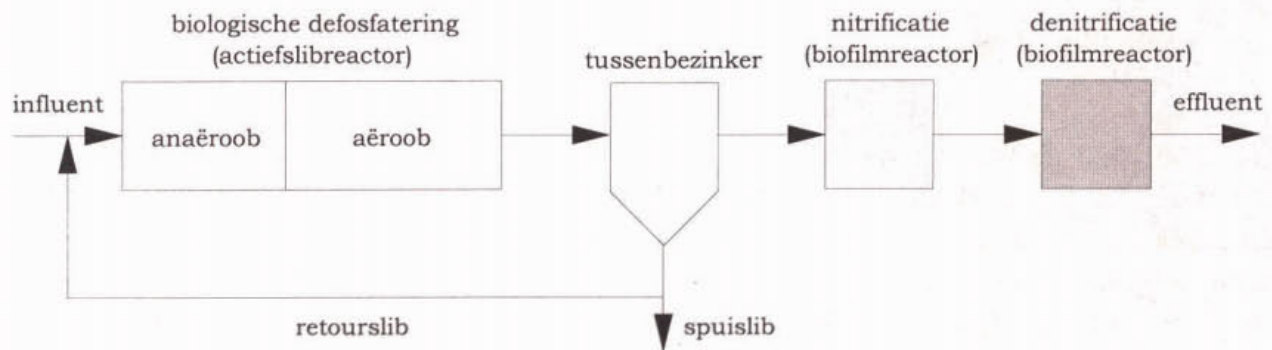


Fig. 1 Schematische weergave van het Drie-slibsoortensysteem.

In eerste instantie werd met eigen middelen onderzoek verricht naar de werking van een 2 á 3 i.e. Drie-slibsoortensysteem (totale volume ca. $0,5 \text{ m}^3$). Uit dit onderzoek bleek dat in de drie afzonderlijke bioreactoren hoge verwijderingsrendementen en hoge omzettingssnelheden mogelijk waren.

Vervolgens werd met financiële ondersteuning van de STOWA, Novem en het RIZA met dezelfde proefinstallatie een tweejarig onderzoek uitgevoerd. De resultaten van dit onderzoek zijn gepubliceerd [1, 2, 3, 4] en laten zien dat met het Drie-slibsoortensysteem dezelfde effluentkwaliteit mogelijk is als met ultralaagbelaste actiefslibinstallaties, te weten N-totaal $< 10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-totaal $< 1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en zwevende stof $< 12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Een bijkomend voordeel van de hoge belasting van het Drie-slibsoortensysteem zou kunnen zijn dat niet-gestabiliseerd, energierijk slib wordt geproduceerd.

Op basis van de resultaten werd ook een economische evaluatie uitgevoerd waarin het Drie-slibsoortensysteem (100.000 i.e.) werd vergeleken met een conventioneel laagbelast actiefslibstelsel. Deze evaluatie voorspelde dat:

- met het Drie-slibsoortensysteem 50 tot 60% ruimte kan worden bespaard;
- de stichtingskosten van het Drie-slibsoortensysteem ongeveer gelijk zijn aan die van een conventioneel laagbelast systeem;

- boven een grondprijs van f 300 per m² de jaarlijkse kosten van het Drie-slibsoortensysteem lager zijn.

1.2 Doelstelling

De positieve resultaten van bovenstaande onderzoeken waren aanleiding om het Drie-slibsoortensysteem ook op beperkte praktijkschaal (500 i.e.) te gaan onderzoeken met als belangrijkste doelstelling het verkrijgen van de parameters die noodzakelijk zijn voor de opschaling naar de praktijk en de procesvoering in de praktijk. Hierbij werden de volgende aandachtspunten geformuleerd:

- het zuiveringsrendement onder praktijkcondities;
- de slibproductie- en slibbezinking;
- het functioneren van de afzonderlijke processtappen;
- het effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit;
- de verdergaande verwijdering van zwevende stof in de (nageschakelde) denitrificatiereactor;
- de stabiliteit van het systeem en het dynamisch gedrag bij hydraulische piekbelastingen.

Naast Tauw en de WU-MT werd Landustrie Sneek b.v. bij het onderzoek betrokken voor de bouw van de proefinstallatie. Astraco Water Engineering b.v. leverde een continu zandfilter dat als nageschakelde denitrificatiereactor werd ingezet.

Naast het onderzoek op beperkte praktijkschaal werd tegelijkertijd flankerend onderzoek uitgevoerd met de reeds genoemde 2-3 i.e. proefinstallatie. Hierbij werd de mogelijkheid onderzocht om nitraat vanuit de nitrificatiereactor naar de defosfaterende trap te recirculeren en zo gebruik te maken van de voordelen van anoxische defosfatering. De resultaten van dit onderdeel zullen afzonderlijk door Stowa gerapporteerd worden.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 van dit rapport worden de uitgangspunten beschreven die bij het ontwerp van de 500 i.e. proefinstallatie zijn gehanteerd. Tevens worden de proefinstallatie en de bedrijfsvoering uitvoerig beschreven. Het experimentele deel wordt in hoofdstuk 3 behandeld, waaronder de wijze van monsternamen en de analyses die zijn uitgevoerd. Tevens wordt in hoofdstuk 3 een experiment beschreven waarmee een RWA-gebeurtenis is nagebootst om meer inzicht te verkrijgen in het dynamische gedrag van het Drie-slibsoortensysteem. Nadat in hoofdstuk 4 de resultaten van het onderzoek zijn beschreven en bediscussieerd, worden deze in hoofdstuk 5 geëvalueerd. Tenslotte geeft hoofdstuk 6 de belangrijkste conclusies en wordt een aantal aanbevelingen gedaan.

2 Proefinstallatie

2.1 Uitgangspunten

Bij het ontwerp van de proefinstallatie werden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

1. Gebruik van een bestaande proefinstallatie - Als basis voor de 500 i.e. proefinstallatie diende een installatie die door de Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant (GTD) reeds voor eerder onderzoek was gebruikt. Op basis van een technologisch ontwerp van Tauw [17] werd deze installatie vervolgens door Landustrie b.v. omgebouwd tot het Drie-slibsoortensysteem. Los van de bestaande installatie waren twee Dortmund tanks beschikbaar die als tussenbezinkers voor het Drie-slibsoortensysteem konden worden ingezet.

2. Gebruik van een denitrificerend continu zandfilter - In het vooronderzoek [1] werd een volledig gemengde tank die was gevuld met een polyethyleen dragermateriaal als denitrificatiereactor gebruikt. Echter, ten tijde van het ontwerp van de 500 i.e. proefinstallatie was inmiddels veel ervaring opgedaan met een denitrificerend continu zandfilter [5, 6, 7]. Op basis van de goede resultaten met dit filter werd besloten het ook in de proefinstallatie toe passen. Hiertoe werd niet specifiek ten behoeve van het Drie-slibsoortensysteem een filter gebouwd maar gebruik gemaakt van een filter dat ook al in eerder onderzoek was gebruikt.

3. Locatie rwzi Oijen - Het onderzoek werd op verzoek van de GTD uitgevoerd bij de rwzi Oijen van het Waterschap de Maaskant. De rwzi Oijen ontvangt afvalwater uit Oss, Rosmalen en een aantal dorpen in de omgeving. De verblijftijd van het afvalwater in de persleidingen varieert van 10 uur tot 1 dag. Naast huishoudelijk afvalwater ontvangt de rwzi tevens het (voorgezuiverde) afvalwater van twee grote bedrijven in Oss. In totaal heeft ongeveer 45% van de totale vuilvracht een industriële herkomst.

Uit een vergelijking van de gemiddelde samenstelling van het afvalwater van de rwzi Oijen over het jaar 1996 met de gemiddelde samenstelling van communaal afvalwater in Nederland in datzelfde jaar (tabel 1) blijkt dat het te behandelen afvalwater ongeveer 20% minder fosfaat en stikstof bevat.

Tabel 1 - Gemiddelde samenstelling van het afvalwater van Oijen en de gemiddelde samenstelling van Nederlands afvalwater in het loopjaar 1996 [13].

parameter	Nederland	rwzi Oijen
CZV (mg O ₂ ·l ⁻¹)	603	591
BZV (mg O ₂ ·l ⁻¹)	230	256
N _{ij} (mg N·l ⁻¹)	55,4	44,7
P-totaal (mg P·l ⁻¹)	8,8	7,2
CZV:N	11	13
CZV:P	69	82

2.2 Ontwerp

Hieronder volgt een samenvatting van het ontwerp van de installatie. De rwzi Oijen behandelt een gemiddelde vuillast van 300.000 i.e. De vuilvracht voor de 500 i.e. proefinstallatie is dus een factor $300.000/500=600$ kleiner dan de vuilvracht die de rwzi ontvangt. Als uitgangspunt voor de dimensionering werden de gemiddelde CZV-, BZV-, N_{kj} - en P-vrachten van de rwzi over de periode 1991-1996 gebruikt, welke in tabel 2 worden vermeld. De overige dimensioneringsgrondslagen van de proefinstallatie zijn in tabel 3 opgenomen.

Tabel 2 - Gemiddelde vuillast en afvalwaterhoeveelheid van de rwzi Oijen en die van de proefinstallatie.

parameter	rwzi Oijen	proefinstallatie
vuillast (i.e.)	300.000	500
vracht CZV (kg $O_2 \cdot d^{-1}$)	31.320	52,2
vracht BZV (kg $O_2 \cdot d^{-1}$)	14.100	23,5
vracht N_{kj} (kg $N \cdot d^{-1}$)	2.250	3,75
vracht P (kg $P \cdot d^{-1}$)	360	0,60
debiet per vijzel/pomp ($m^3 \cdot h^{-1}$)		
DWA	2.750	4,5
2xDWA	5.500	9,0
3xDWA	8.250	13,5
vijzeluren/pompuren per etmaal	17,3	17,3
gemiddeld etmaaldebiet ($m^3 \cdot d^{-1}$)	47600	78

Tabel 3 - Dimensioneringsgrondslagen voor de 500 i.e. proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem.

Parameter	waarde	bron
defosfaterende reactor		
minimale anaërobe contacttijd (bij RWA)* (min)	30	[1]
slibgehalte ($g \cdot l^{-1}$)	4,0	[1]
tussenbezinker		
maximale oppervlaktebelasting ($m \cdot h^{-1}$)	1,5	
slibvolumeindex ($ml \cdot g^{-1}$)	120	[1]
nitrificatiereactor		
specifiek oppervlak dragermateriaal** ($m^2 \cdot m^{-3}$)	450	[1]
capaciteit ($kgN \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)	0,5	[1]
denitrificatiereactor		
capaciteit ($kgN \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)	2,0	[5]
maximale hydraulische belasting ($m \cdot h^{-1}$)	15	[5]

• gebaseerd op de som van het afvalwater- en retourslibdebiet.

** polyurethaan (PUR)

Op basis van de dimensioneringsgrondslagen in de tabellen 2 en 3 werd de proefinstallatie opnieuw ingericht, wat resulteerde in een technologisch ontwerp dat is samengevat in tabel 4 en schematisch is weergegeven in figuur 2.

Tabel 4 - Ontwerpparameters voor de 500 i.e. proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem.

Parameter	waarde
defosfaterende reactor	
inhoud anaërobe zone (m ³)	8,5
inhoud aërobe zone (m ³)	7,3
CZV-belasting (kg O ₂ ·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	0,83
hydraulische verblijftijd bij DWA* (h)	3,5
luchtdebiet (Nm ³ ·h ⁻¹)	50
tussenbezinkers	
oppervlaktebelasting bij RWA (m·h ⁻¹)	1,3
retourslibgehalte (g·l ⁻¹)	10
retourslibdebiet bij DWA en RWA (m ³ ·h ⁻¹)	3,5
nitrificatiereactor	
stikstofvracht (kg N·d ⁻¹)	3,3
inhoud (m ³)	6,7
hydraulische verblijftijd bij DWA* (h)	1,5
luchtdebiet (Nm ³ ·h ⁻¹)	54
denitrificatiereactor	
stikstofvracht (kg N·d ⁻¹)	3,3
hydraulische belasting (m·h ⁻¹)	16
hoogte zandbed (m)	2,0
oppervlakte zandbed (m ²)	0,7
gemiddelde korrelgrootte van het zand (mm)	1,6

* hydraulische verblijftijden zijn gebaseerd op het afvalwaterdebiet.

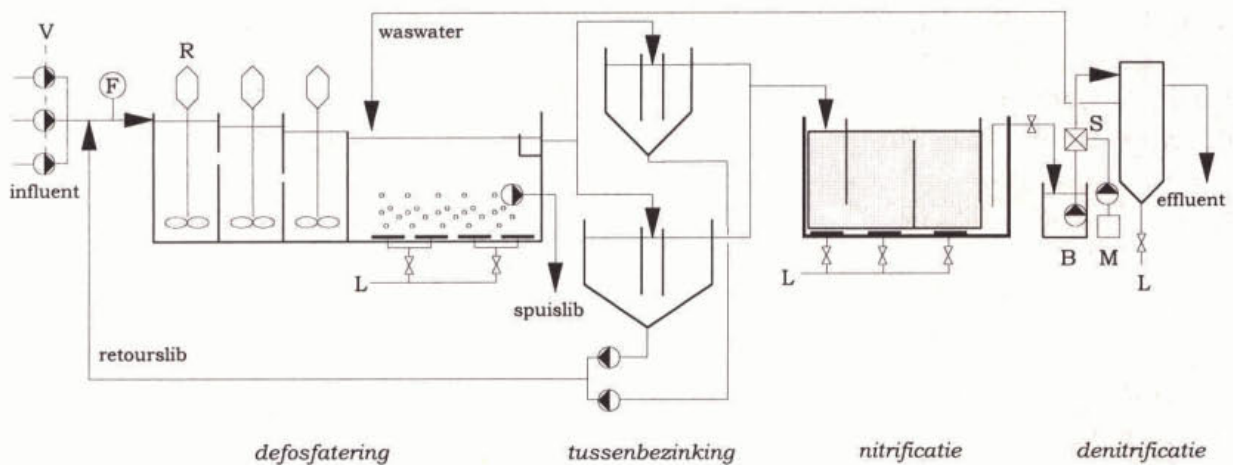


Fig. 2 Vereenvoudigd processchema van de 500 i.e. proefinstallatie voor het Drie-slibsoortensysteem (B buffertank, F flowmeter, L lucht, M methanol, R roerder, S statische menger, V vitzelvolgsysteem).

2.3 Bedrijfsvoering

Influent - De proefinstallatie was voorzien van drie influentpompen die het afvalwater aan het begin van de zandvang van de rwzi Oijen onttrokken. Om verstoppingen te voorkomen waren de influentslangen aan de zuigzijde voorzien van een korf met mazen van 1 cm doorsnede. De pompen stonden ingesteld op een maximaal debiet van 4,5

$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$; met een vijzelvolgsysteem kon automatisch het vijzelpatroon van de rwzi gevolgd worden.

Defosfaterende trap - De eerste trap van de proefinstallatie bestond uit een drietal geroerde, anaërobe tanks met een totaal volume van $8,5 \text{ m}^3$, gevolgd door een beluchte tank met een volume van $7,3 \text{ m}^3$. De beluchting vond plaats met een blower (lage druk) die de lucht onderin de tank blies via twee groepen van elk 6 membraanelementen. Met een dompelpomp en een instelbare puls-pauze klok werd elk uur een vaste hoeveelheid slib uit de aëratietank gespuid om een slibleeftijd van ongeveer 4 dagen te realiseren, gebaseerd op het totale volume van de defosfaterende trap. Beneden een slibconcentratie van $3 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ en boven een slibconcentratie van $6 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ werd het spuidebiet aangepast. Ten behoeve van analyses kon het spuislib in een buffervat worden opgevangen.

Tussenbezinking - Het actiefslib uit de defosfatering werd via een overstort verdeeld over twee Dortmund bezinkers die een oppervlakte hadden van $5,9 \text{ m}^2$ en $4,4 \text{ m}^2$. De overstort was voorzien van een tussenschot zodat de verdeling van het slibdebiet over de twee bezinkers evenredig was met hun oppervlaktes. De hoogte van de tussenbezinkers was $2,35 \text{ m}$ en de hoek tussen het cilindrische en conische deel 60° . Beide bezinkers waren voorzien van een invoertrommel maar niet van een drijfslag- of slibruimer. Het bezonken (retour)slib werd met twee pompen naar het eerste anaërobe compartiment van de defosfatering gerecirculeerd. Het retourslibdebiet werd niet aangepast aan het influentdebiet en was altijd $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Het effluent van de tussenbezinkers stroomde via een overstort onder vrij verval naar de nitrificatiereactor.

Nitrificatiereactor - De nitrificatiereactor bestond uit drie opeenvolgende compartimenten (figuur 3) met een gezamenlijk volume van $6,7 \text{ m}^3$. De compartimenten waren gevuld met verticaal geplaatste polyurethaan (PUR) matten die een specifiek oppervlak hadden van $450 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ en op een metalen rooster stonden waaronder beluchtingselementen waren geplaatst: 2 pakketten van 2 membraanelementen in het eerste compartiment en 2 pakketten van 4 membraanelementen zowel in het tweede als in het derde compartiment.

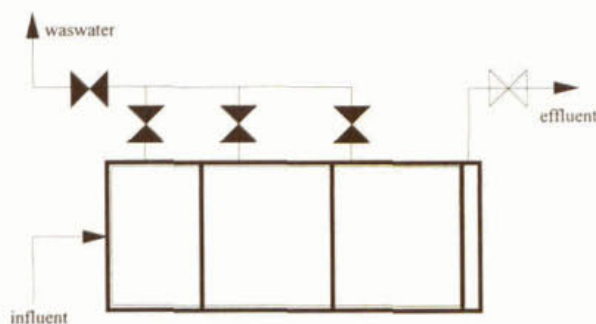


Fig. 3 Bovenaanzicht nitrificatiereactor.

Om te voorkomen dat er ophoping van zwevende stof zou plaatsvinden werd de reactor tweemaal per dag gewassen. Hiertoe werd een klep in de effluentleiding (figuur 3) geknepen zodat het waterniveau in de reactor kon stijgen. Door de beluchting vervolgens

tijdelijk op een maximaal niveau te zetten werden de matten van zwevende stof ontdaan. Door een aantal kleppen die ongeveer 50 cm onder het vloeistofoppervlak waren geplaatst te openen, kon het met zwevende stof verontreinigde water naar een buffervat worden afgevoerd. Per wasbeurt werd op deze manier ongeveer 300 l water uit het systeem gespuid.

Denitrificatiereactor - Het effluent van de nitrificatiereactor liep in een buffertank. Met een niveaugestuurde dompelpomp werd het water vervolgens naar een denitrificerend zandfilter gepompt. Bijlage A geeft een uitgebreide beschrijving van de werking van dit zandfilter. In de toevoerleiding naar het filter was een statische menger geplaatst waarin met behulp van een doseerpomp een vaste hoeveelheid methanol ($660 \text{ ml}\cdot\text{h}^{-1}$) aan het afvalwater werd toegevoegd. Hoewel in de praktijk de hoeveelheid methanol wordt aangestuurd op basis van een on-line nitraatmeting in het influent, werd uit praktische overwegingen besloten deze sturing in dit onderzoek achterwege te laten en van een overmaat methanol uit te gaan. Enerzijds was met de genoemde sturing reeds voldoende praktijkervaring opgedaan [5, 7], anderzijds lag de nadruk in dit onderzoek niet op een optimalisatie van de methanoldosering maar op de potentiële stikstofverwijdering en verdergaande verwijdering van zwevende stof. Om te voorkomen dat naast het spuislib van de defosfaterende reactor een tweede (verdunde) stroom uit het systeem werd gespuid, werd het waswater ($400 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$) van het filter via een buffervat naar de aëratietank van de defosfaterende trap teruggevoerd. Mogelijk kan het waswater in de praktijk ook naar de tussenbezinkers geleid worden.

3 Experimenteel

3.1 Bemonstering en analyses

Wateranalyses - Tabel 5 geeft een overzicht van de waterstromen die zijn bemonsterd en van de analyses die hierop zijn uitgevoerd. Om de slibproductie vast te kunnen stellen, werd ook tweemaal per week het gehalte zwevende stof bepaald in steekmonsters van het waswater dat door de nitrificatie- en denitrificatiereactor werd geproduceerd.

Tabel 5 - Overzicht van de uitgevoerde wateranalyses.

parameter	effluent		effluent	effluent	waswater	waswater
	influent	defosfatering	nitrificatie	denitrificatie	nitrificatie	denitrificatie
CZV	x	x	x			
CZV-gefiltreerd		x	x			
NH ₄ -N	x	x	x	x		
NO ₃ -N			x	x		
NO ₂ -N			x	x		
N _{kj} -N	x		x	x		
PO ₄ -P	x	x	x	x		
P _{tot} -P	x	x	x	x		
zwevende stof	x	x	x	x	x	x

In eerste instantie werden voor het influent de analysegegevens gebruikt die door het personeel van de rwzi beschikbaar werden gesteld. Echter, een aantal essentiële afvalwaterparameters zoals NH₄-N en PO₄-P ontbraken of werden niet frequent genoeg gemeten. Daarom werd uiteindelijk besloten om zelf het influent te gaan bemonsteren. Hiertoe werd elke dag een 24-uurs volumeproportioneel monster genomen dat in de koelkast werd bewaard. Van deze 24-uurs monsters werden vervolgens drie- en vierdaagse mengmonsters gemaakt.

Van het effluent van de tussenbezinkers, de nitrificatiereactor en de denitrificatiereactor werden in eerste instantie tweemaal per week steekmonsters genomen. Later werden met behulp van een monsterpomp, die werd aangestuurd door een flowmeter, drie- en vierdaagse volumeproportionele monsters genomen.

Alle analyses die in tabel 5 worden vermeld zijn door de WU-MT volgens NEN-methoden bepaald. Ter controle zijn van een aantal monsters van het effluent van de nitrificatietank de analyses ook door het ster-laboratorium van Tauw uitgevoerd. Hierbij werden geen significante verschillen aangetoond.

Slibanalyses - Minimaal tweemaal per week werden de slibvolumeindex (SVI) en de droogrest gemeten van het slib in het aërobe compartiment van de defosfatering. Incidenteel werd ook het asgehalte van dit slib bepaald.

Temperatuur, pH en zuurstofconcentratie - Dagelijks werden de temperatuur, pH en zuurstofconcentratie gemeten in alle compartimenten van de defosfaterende trap en van de nitrificatiereactor.

Fosfaatafgifte- en opnamecapaciteit - Om een indruk te krijgen van de (biologisch) defosfaterende capaciteit van het slib, werd minimaal eens per twee weken een fosfaatafgifte- en opnameexperiment uitgevoerd [18]. Hierbij werd 2 l slib, dat aan het einde van het aërobe compartiment van de defosfatering was bemonsterd, onder anaërobe condities gebracht door het in een erlenmeyer met stikstofgas te doorstromen. Vervolgens werd 100 mg CZV·l⁻¹ aan acetaat gedoseerd. De fosfaatafgifte werd in de tijd gevolgd door elke 15 minuten een monster te nemen en hiervan het gehalte PO₄-P te bepalen. Vervolgens werd op soortgelijke wijze de fosfaatopname gemeten onder beluchte omstandigheden.

3.2 RWA-simulatie

Om een indruk te krijgen van de prestaties van het Drie-slibsoortensysteem onder dynamische condities werd een experiment uitgevoerd waarbij een RWA gebeurtenis van een halve dag is nagebootst. Er werd gekozen voor een simulatie omdat het begin en het einde van een echte RWA gebeurtenis zich moeilijk laten voorspellen.

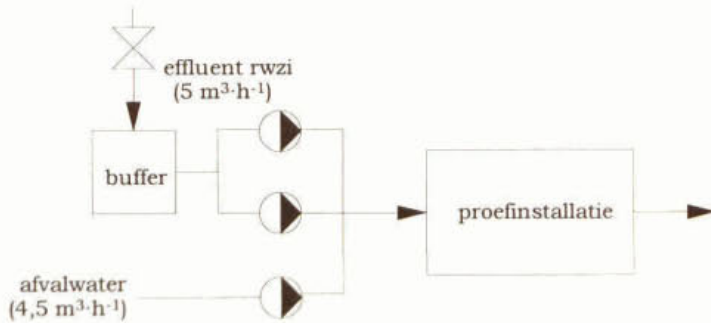


Fig. 4 Experimentele opzet voor de RWA-simulatie.

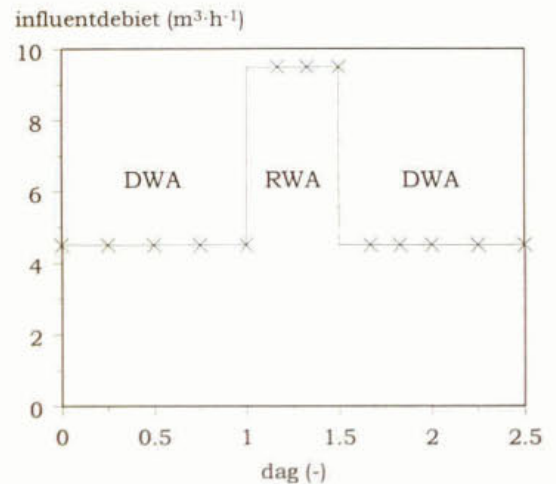


Fig. 5 Debiet en monsternamen gedurende de RWA-simulatie.

De experimentele opzet voor het experiment wordt weergegeven in de figuren 4 en 5. Een RWA-gebeurtenis werd gesimuleerd door tijdelijk het influentdebiet van 4,5 m³·h⁻¹ te verhogen tot een debiet van 9,5 m³·h⁻¹. Hiertoe werd het afvalwater verdund met effluent van de rwzi Oijen. Een verhoging naar driemaal het DWA-debiet ofwel 13,5 m³·h⁻¹ bleek helaas niet mogelijk omdat onvoldoende effluent kon worden aangevoerd. Verder werd de denitrificatiereactor niet in de experimenten betrokken omdat bij debieten groter dan 10 m³·h⁻¹ er kans op verstopping ontstond (zie paragraaf 4.1). Het experiment nam in totaal 2,5 dagen in beslag waarbij:

- van dag 0 tot 1 de DWA-toestand werd vastgelegd,
- van dag 1 tot 1,5 de RWA-gebeurtenis werd gesimuleerd en
- van dag 1,5 tot 2,5 het herstel na RWA werd gevolgd.

Tijdens het experiment werden elke 4 of 6 uur steekmonsters genomen van alle relevante stromen; van deze monsters werden alle parameters bepaald die ook in tabel 5 zijn vermeld.

4 Resultaten

De resultaten die in dit hoofdstuk worden beschreven hebben betrekking op een experimentele periode van 414 dagen. Dag 0 in die periode komt overeen met 23 juli 1998, de dag waarop de defosfaterende trap van de proefinstallatie werd geënt met slib uit de rwzi Oijen. Dag 414 komt overeen met 10 september 1999.

4.1 Operationele activiteiten

Figuur 6 geeft een overzicht van een aantal activiteiten gedurende de experimentele periode die allemaal een belangrijk effect gehad hebben op de uiteindelijke resultaten. Deze activiteiten worden hieronder verder beschreven.

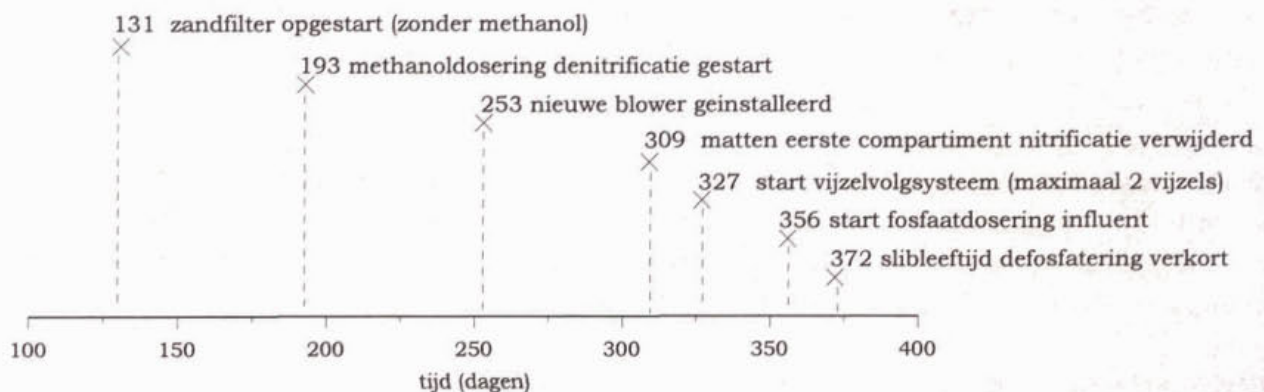


Fig. 6 Overzicht van belangrijke gebeurtenissen tijdens de experimentele periode.

Het opstarten van de denitrificatiereactor - Op dag 131, toen er sprake was van volledige nitrificatie, werd het zandfilter opgestart. Omdat door omstandigheden de voorzieningen hiervoor op zich lieten wachten, kon pas vanaf dag 193 methanol gedoseerd worden.

Beluchting defosfaterende reactor - De eerste 253 dagen was de luchtinbreng onvoldoende om in alle gevallen aan een minimale zuurstofconcentratie van $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ te kunnen voldoen. Het was in deze periode dan ook regelmatig noodzakelijk het influentdebiet op de heersende zuurstofconcentratie aan te passen (zie ook figuur 7). Uit een reeks uitgebreide metingen van het luchtdebiet bleek uiteindelijk dat de in juni 1998 geleverde blower slechts de helft van het opgegeven luchtdebiet kon leveren. Op dag 253 werd daarom een nieuwe blower geïnstalleerd, waardoor het zuurstofgehalte in de defosfatering aanzienlijk hoger werd. Incidenteel kwamen ook hierna nog lage zuurstofconcentraties voor die werden veroorzaakt door (1) een verhoogd zuurstofverbruik als gevolg van nitrificatie (paragraaf 4.5.2) en (2) instelling van een lager luchtdebiet bij een extreme schuimvorming die eens in de twee weken in de loop van vrijdag optrad.

Verstoppen - Bij een aantal hydraulische testen die rond dag 300 werden uitgevoerd, bleek dat de nitrificatiereactor niet langer het maximale debiet van $13,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ kon verwerken terwijl dit bij diverse testen die de eerste 250 dagen waren uitgevoerd nog wel het geval was. Een nadere inspectie liet zien dat de PUR matten in het eerste compartiment verstopt waren met een dikke slijmlaag van Vorticella's en met zwevende stof die uit de tussenbezinking was aangevoerd. Nadat met een aantal metingen van het stikstofprofiel was vastgesteld dat de nitrificatie zich niet in het eerste, maar voornamelijk in het tweede compartiment afspeelde, werden op dag 309 de PUR matten uit het eerste compartiment verwijderd.

Hierna kon op dag 327 het vijzelvolgsysteem in gebruik genomen worden. Echter, er werd een maximum debiet van $9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ toegepast in plaats van het gedimensioneerde maximale debiet van $13,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ omdat bij debieten groter dan $9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ de denitrificatiereactor verstopt raakte (paragraaf 4.5.3).

Toevoeging van extra fosfaat - Het afvalwater van de rwzi Oijen bevatte relatief lage (ortho-) fosfaatconcentraties ($\leq 3,1 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$) hetgeen waarschijnlijk een gevolg was van de dosering van ijzerchloride bij een van de gemalen en/of van de relatief hoge industriële bijdrage aan het afvalwater. Hoewel bij aanvang van het project was besloten de afvalwatersamenstelling niet te beïnvloeden, werd vanaf dag 356 extra ortho-fosfaat aan het influent toegediend in de vorm van een $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ oplossing. De reden hiervoor was het vermoeden dat door de lage concentraties ortho-fosfaat slechts een geringe biologische defosfatering kon optreden (paragraaf 4.3).

Nitrificatie in de defosfaterende reactor - Zoals hierboven reeds werd vermeld, trad vanaf dag 360 nitrificatie op in de defosfaterende trap. Hierbij werden nitraatconcentraties geproduceerd die opliepen tot $15 \text{ mg NO}_3\text{-N} \cdot \text{l}^{-1}$. Dit nitraat kwam via het retourslib in de anaërobe reactor terecht en kon zo de biologische defosfatering negatief beïnvloeden. Om de nitrificeerders uit te spoelen werd op dag 372 de slibleeftijd (gebaseerd op het totale volume van de defosfaterende trap) verkort van 4 naar 2 dagen. Als gevolg hiervan liep de slibconcentratie binnen korte tijd zeer sterk terug en was het weer noodzakelijk de slibleeftijd weer te verhogen tot 3 dagen om verdere uitspoeling van slib tegen te gaan.

4.2 Afvalwatersamenstelling en belasting

Influentdebiet - Tot dag 253, de dag waarop de nieuwe blower werd geïnstalleerd, moest het influentdebiet regelmatig worden aangepast (figuur 7) om zuurstoflimitatie in de defosfaterende trap zoveel mogelijk te voorkomen. Desondanks was het gemiddelde debiet van $3,9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ aanzienlijk hoger dan het gedimensioneerde etmaaldebiet van $78 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ hetgeen overeenkomt met $3,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. De belangrijkste reden hiervoor was dat in eerste instantie één van de influentpompen van de proefinstallatie continu in bedrijf was. Ook nadat het vijzelvolgsysteem op dag 327 werd ingeschakeld, was het gemiddelde debiet van $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ nog steeds hoger dan het gedimensioneerde debiet van $3,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

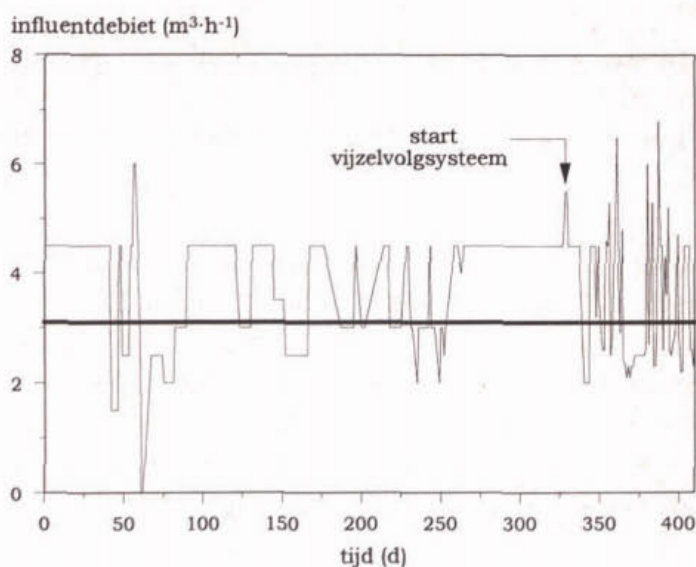


Fig. 7 Verloop van het influentdebiet (dikke lijn toont het gedimensioneerde gemiddelde influentdebiet van $3,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

Concentraties - Tabel 6 toont een aantal gegevens van het behandelde afvalwater. Over het algemeen waren de gemiddelde concentraties 15-20% lager dan de concentraties die bij het ontwerp van de proefinstallatie waren aangehouden (tabel 1).

Tabel 6 - Gemiddelde afvalwatergegevens (waarde achter \pm is de standaarddeviatie).

Parameter	waarde
debiet ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)	
• zonder vijzelvolgsysteem	$3,9 \pm 1,0$
• met vijzelvolgsysteem*	$3,5 \pm 1,4$
CZV ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	476 ± 185
CZV:BZV ₅ **	3,0
$P_{\text{tot}}\text{-P}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	
• zonder fosfaatdosering	$6,2 \pm 2,6$
• met fosfaatdosering	$12,9 \pm 3,5$
$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)***	
• zonder fosfaatdosering	$3,1 \pm 0,9$
• met fosfaatdosering	$9,3 \pm 3,0$
$\text{N}_{\text{kj}}\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	$37,2 \pm 15,3$
$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)***	$21,2 \pm 7,3$
zwevende stof ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	129 ± 105
temperatuur ($^{\circ}\text{C}$)	$16,0 \pm 3,4$
CZV:N	13
CZV:P	
• zonder fosfaatdosering	77
• met fosfaatdosering	37

* maximaal 2 pompen in bedrijf

** op basis van meetgegevens rwzi Oijen van dag 164 tot dag 453

*** gemeten vanaf dag 217

Tabel 7 - Gemiddelde belasting van de proefinstallatie.

belasting	waarde
defosfatering ($\text{kg CZV} \cdot \text{kg d} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	
• ontwerp	0,83
• zonder vijzelvolgsysteem	0,66
• met vijzelvolgsysteem	0,57
defosfatering ($\text{kg P} \cdot \text{kg d} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	
• ontwerp	0,010
• zonder fosfaatdosering	0,009
• met fosfaatdosering	0,014
nitrificatie ($\text{kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	
• ontwerp	0,50
• zonder vijzelvolgsysteem	0,50
• met vijzelvolgsysteem	0,45
denitrificatie ($\text{kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	
• ontwerp	2,0
• zonder vijzelvolgsysteem	1,9
• met vijzelvolgsysteem	1,8

De fractie ammonium-stikstof was met 57% van het gehalte N_{kj} -N relatief laag; hetzelfde geldt voor de fractie ortho-fosfaat die slechts 50% van P_{tot} -P was. Door het toevoegen van extra ortho-fosfaat aan het afvalwater nam laatstgenoemde fractie vanaf dag 356 toe tot 72%.

Vuilvrachten en belasting - De combinatie van lage influentconcentraties en een hoog etmaaldebiet resulteerde in stikstof- en fosfaatvrachten die ongeveer gelijk waren aan de vrachten die bij het ontwerp van de proefinstallatie waren gebruikt. De CZV-vracht was ongeveer 15% lager dan de ontwerp-vracht. Ook de stikstofbelastingen van de nitrificatie- en denitrificatiereactor kwamen redelijk overeen met de ontwerpbelastingen (tabel 7). Echter, de CZV-belasting en de P-belasting van de defosfaterende trap waren respectievelijk 20 en 15% lager dan de ontwerpbelasting.

4.3 Fosfaatverwijdering

Figuur 8 toont de gemiddelde concentraties totaal-fosfaat (P_{tot}) en ortho-fosfaat (PO_4) in het influent van de proefinstallatie en in het effluent van de verschillende processtappen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de periodes zonder en met toevoeging van extra fosfaat (vanaf dag 356). Figuren 9 en 10 tonen het verloop van genoemde concentraties gedurende de gehele experimentele periode.

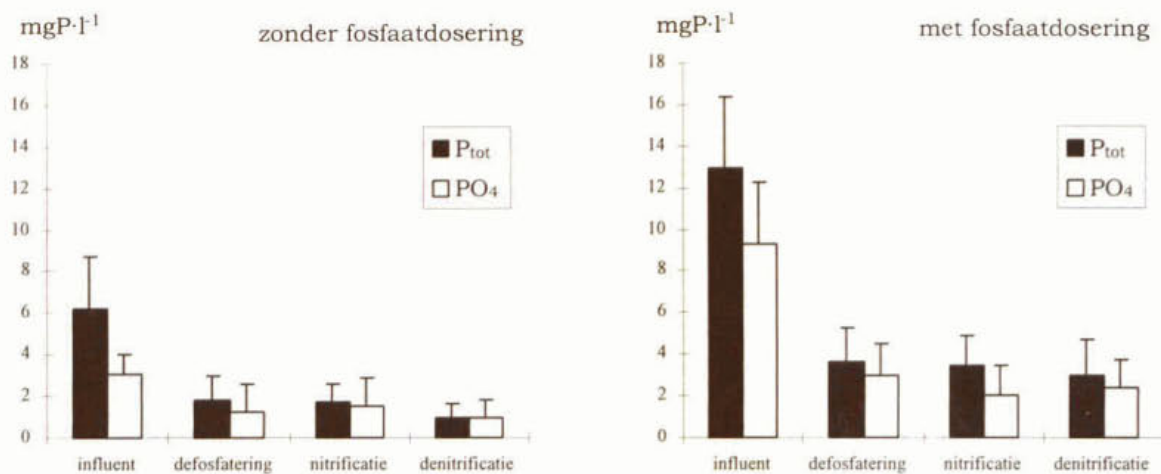


Fig. 8 Gemiddelde concentraties totaal- en ortho-fosfaat in het influent van de proefinstallatie en in het effluent van de verschillende processtappen (foutenbalken geven de standaarddeviatie aan).

Periode zonder toevoeging van extra fosfaat - De gemiddelde concentratie totaal-fosfaat (figuur 8) nam af van 6,2 mg P·l⁻¹ in het influent tot 1,0 mg P·l⁻¹ in het effluent zodat net aan de effluenteis voor fosfaat kon worden voldaan. Echter, figuren 9 en 10 laten zien dat de fosfaatverwijdering instabiel was en er regelmatig pieken in het effluent voorkwamen die konden oplopen tot 4 mg P·l⁻¹.

Opvallend is dat in de nitrificatiereactor een lichte stijging optrad van het gehalte ortho-fosfaat van 1,3 naar 1,6 mg P·l⁻¹. Waarschijnlijk werd dit veroorzaakt door organisch

gebonden fosfaat dat samen met zwevende stof in de nitrificatiereactor terecht kwam en hier gedeeltelijk in ortho-fosfaat werd omgezet.

Het totale verwijderingsrendement voor totaal-fosfaat was 84% waarvan 72% in de defosfaterende trap werd verwijderd. De overige 13% werd in de denitrificatiereactor verwijderd, vermoedelijk door afvang van aan zwevende stof gebonden fosfaat en door assimilatie van de denitrificerende biomassa.

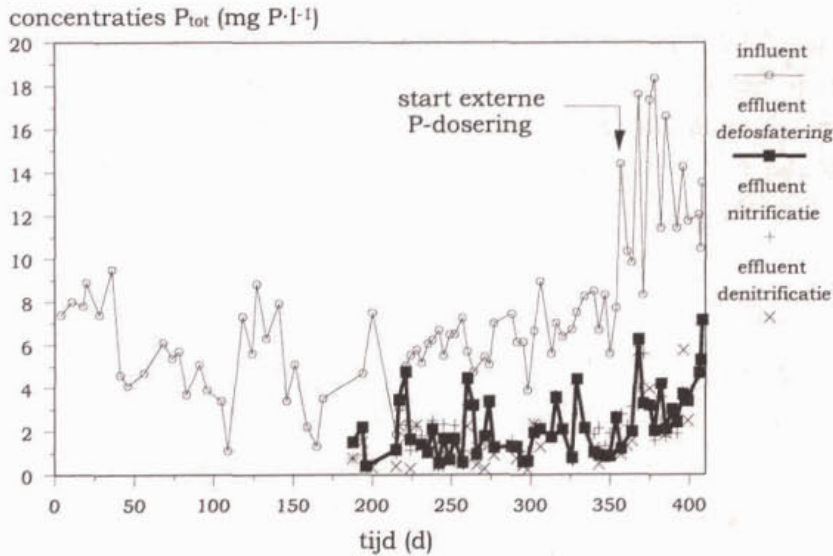


Fig. 9 Verloop van de concentraties totaal-fosfaat (concentratie in het effluent van de verschillende processtappen gemeten vanaf dag 188).

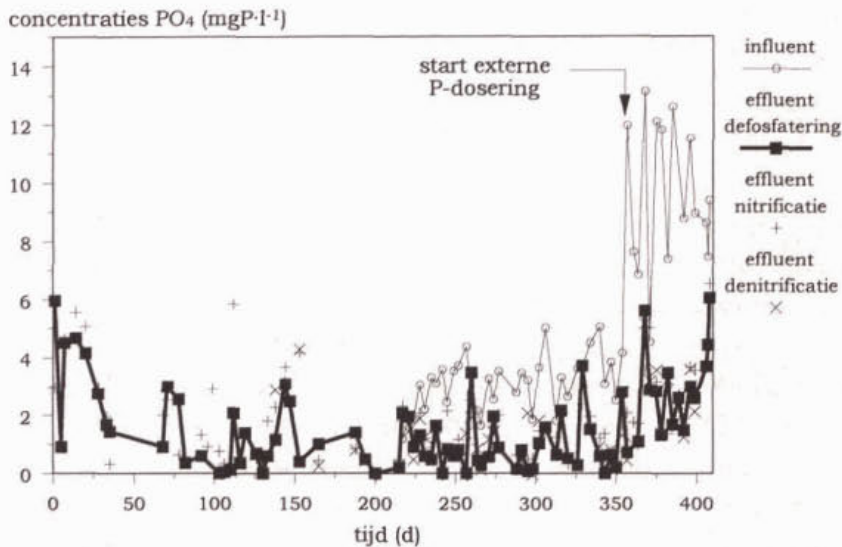


Fig. 10 Verloop van de concentraties ortho-fosfaat (concentratie in het influent gemeten vanaf dag 217).

Periode met toevoeging van extra fosfaat - Door de toevoeging van extra fosfaat aan het afvalwater stegen de gemiddelde influentconcentraties totaal- en ortho-fosfaat respectievelijk tot 12,9 en 9,3 mg P·l⁻¹. In tegenstelling tot de periode zonder toevoeging

van fosfaat werd er geen significante hoeveelheid fosfaat in de denitrificatiereactor verwijderd. Hier kan geen duidelijke oorzaak voor worden aangewezen.

Het totale rendement van de fosfaatverwijdering was met 77% wat lager dan het rendement in de voorafgaande periode zonder toevoeging van extra fosfaat. Echter, absoluut werd meer fosfaat verwijderd in de defosfaterende trap omdat (1) de CZV-belasting hoger was en omdat (2) er ingroei van defosfateerders optrad (zie verderop). De gemiddelde effluentconcentraties totaal- en ortho-fosfaat namen respectievelijk toe tot 3,0 en 2,4 mg P·l⁻¹. Er werd dus niet langer aan de effluenteis van 1 mg P·l⁻¹ voldaan.

Fosfaatgehalte van het slib - Voordat met de toevoeging van extra fosfaat werd begonnen, varieerde het fosfaatgehalte van het (aërobie) slib tussen 15 en 21 mg P·g⁻¹ d.s (figuur 11). Deze waarden komen redelijk overeen met 'normale' fosfaatgehalten van heterotrofe biomassa en duiden erop dat er geen significante biologische defosfatering optrad.

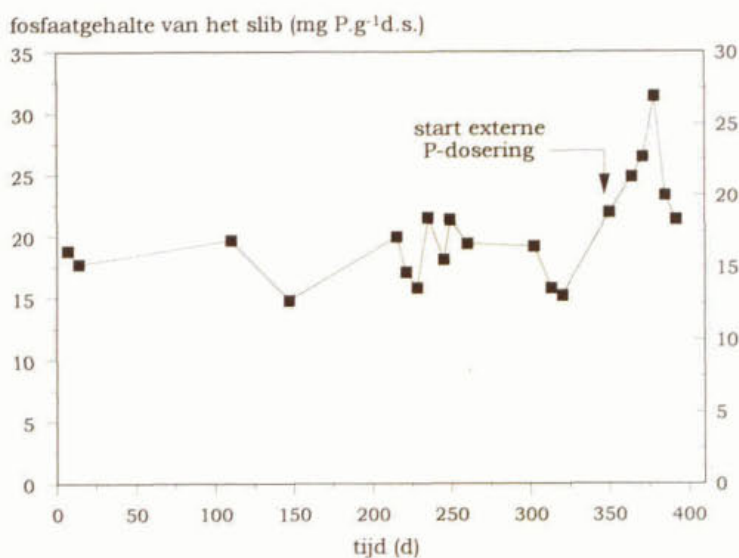


Fig. 11 Fosfaatgehalte van het slib in de defosfaterende trap.

Vanaf het moment dat op dag 356 extra fosfaat werd gedoseerd, kon tijdelijk een stijging van het fosfaatgehalte waargenomen worden tot meer dan 30 mg P·g⁻¹ d.s. Waarschijnlijk werd deze stijging veroorzaakt door de ingroei van biologisch defosfateerders. Later verdween deze biologisch defosfaterende activiteit gedeeltelijk, hetgeen samenviel met het optreden van nitrificatie in de defosfaterende trap (paragraaf 4.5.1).

De fosfaatafgifte in de batchexperimenten (resultaten niet getoond) varieerde tussen 0 en 2,6 mg P·g⁻¹ d.s. hetgeen erg laag is ten opzichte van afgiftes van 10 tot 20 mg P·g⁻¹ d.s. die in het vooronderzoek konden worden waargenomen [1]. Net als het lage fosfaatgehalte van het slib (figuur 11) duidt dit op een gebrekkige biologische defosfatering.

4.4 CZV-verwijdering

Figuur 12 toont het verloop het CZV in het influent van de proefinstallatie en in het effluent van de defosfaterende trap en de nitrificatiereactor.

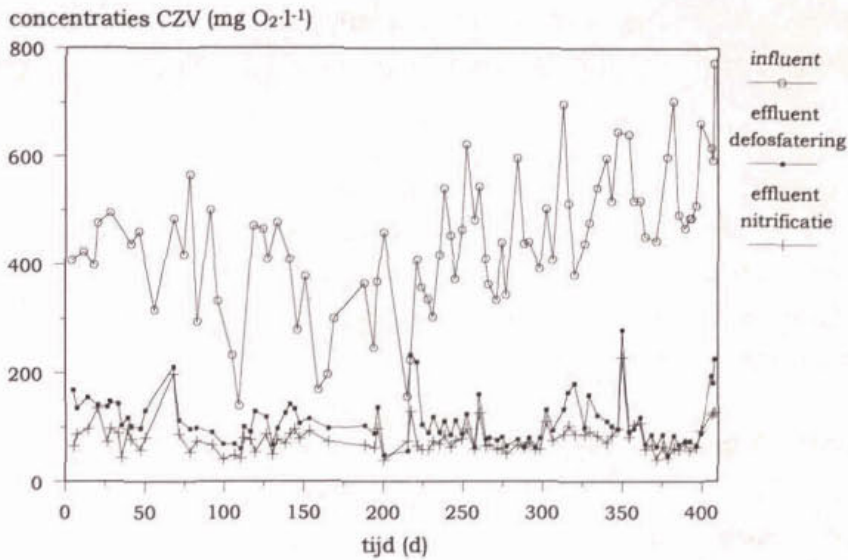


Fig. 12 Verloop van de concentraties CZV in het influent en in het effluent van de defosfatering en nitrificatie.

Defosfaterende trap - Het gemiddelde verwijderingsrendement voor CZV over de defosfaterende trap was 76%, waarbij het effluent 114 ± 54 mg O₂·l⁻¹ bevatte. Soortgelijke prestaties waren ook in het vooronderzoek waargenomen [1]. Incidentele pieken in het effluent-CZV, die konden oplopen tot 200 mg O₂·l⁻¹, vielen altijd samen met een (ongewenste) uitspoeling van zwevende stof.

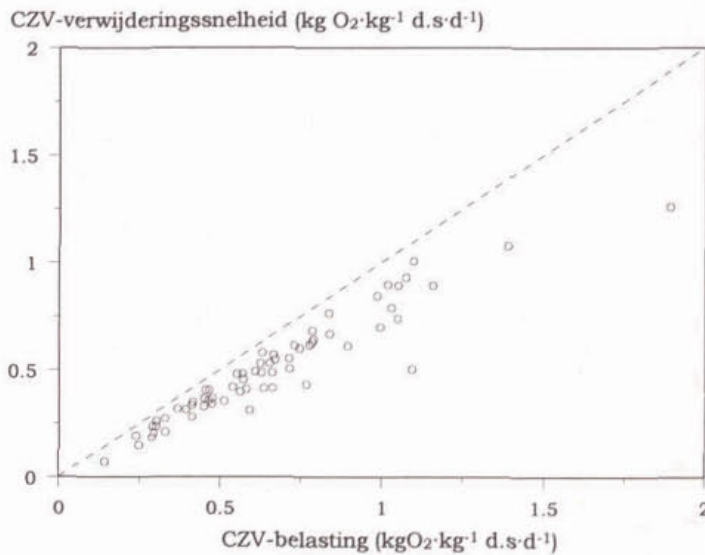


Fig. 13 CZV-verwijderingssnelheid in de defosfatering als functie van de CZV-belasting.

De CZV-verwijderingssnelheid nam lineair toe met de CZV-belasting tot een belasting van 1,2 kg O₂·kg⁻¹d·s·d⁻¹ (figuur 13). Of hogere belastingen mogelijk zijn zonder dat dit ten koste gaat van het CZV-verwijderingsrendement is onduidelijk omdat er in dit gebied te weinig meetpunten beschikbaar zijn.

Nitrificatiereactor - Door de filtrerende werking van het dragermateriaal en door biologische omzetting werd het CZV in de nitrificatiereactor verder gereduceerd van 114 tot $82 \pm 34 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$.

Denitrificatiereactor - Gedurende de periode van dag 131 tot dag 193 waarin de denitrificatiereactor in bedrijf was, maar nog geen methanol werd toegediend, was het CZV in het effluent van de denitrificatiereactor $60 \pm 21 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Deze verdere daling in CZV kan voornamelijk worden toegeschreven aan de afvang van zwevende stof in de denitrificatiereactor (zie ook paragraaf 4.6).

4.5 Stikstofverwijdering

4.5.1 Defosfaterende trap

Figuur 14 toont het verloop van het gehalte N_{kj} -N in het influent en in het effluent van de defosfaterende trap. Gedurende de periode van dag 200 tot dag 340 nam de gemiddelde concentratie N_{kj} -N af van $30,3 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ in het influent tot $21,0 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ in het effluent. In de defosfaterende reactor werd dus 31% van de aangevoerde stikstof door het slib opgenomen en met het spuislib afgevoerd. Uit de massabalans voor stikstof over de defosfaterende trap kan vervolgens een stikstofgehalte berekend worden in het spuislib van $60 \text{ mg N} \cdot \text{g}^{-1} \text{d.s.}$ Dit is vergelijkbaar met het gemiddelde stikstofgehalte in het spuislib van Nederlandse rwzi's [13].

De gemiddelde verhouding $\text{NH}_4\text{-N}/N_{kj}\text{-N}$ in het influent was met 0,56 aan de lage kant maar nam in het effluent toe tot 0,90. Blijkbaar werd vrijwel alle organisch gebonden stikstof in het influent door het actiefslib ingevangen en/of omgezet in ammoniumstikstof.

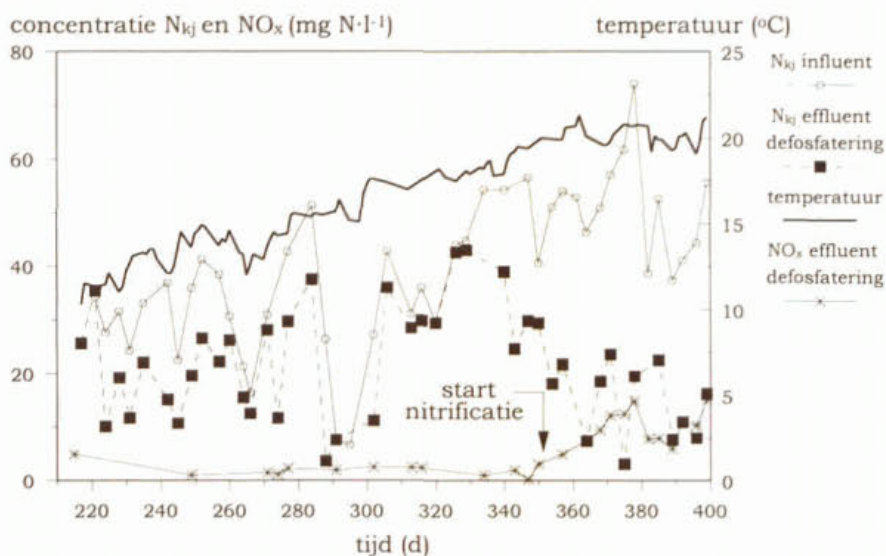


Fig. 14 Verloop van het gehalte N_{kj} -N in het influent en effluent van de defosfaterende trap, het gehalte NO_x -N in het effluent en de temperatuur van het afvalwater.

Vanaf dag 340-360 kon een duidelijke ingroei van nitrificeerders waargenomen worden waarbij de effluentconcentratie $N_{kj}\text{-N}$ daalde en de $NO_x\text{-N}$ concentratie steeg tot 15-20 $\text{mg N}\cdot\text{l}^{-1}$ (figuur 14). Dat ondanks de korte sibleeftijd van 4,1 d nitrificatie kon optreden was waarschijnlijk het gevolg van de aanhoudend hoge temperatuur ($> 20\text{ }^\circ\text{C}$) van het afvalwater (figuur 14). In een poging de nitrificeerders uit te spoelen, werd op dag 372 de sibleeftijd verlaagd tot 2,0 dagen. Echter, de slibconcentratie daalde hierdoor binnen korte tijd zo snel dat de sibleeftijd weer verhoogd moest worden tot 3 dagen. Zoals aan de concentraties $NO_x\text{-N}$ in figuur 14 is te zien heeft deze maatregel niet in de gewenste uitspoeling van nitrificeerders geresulteerd.

4.5.2 Nitrificatie

Figuur 15 toont het verloop van de ammoniumconcentraties in het influent en effluent van de nitrificatiereactor.

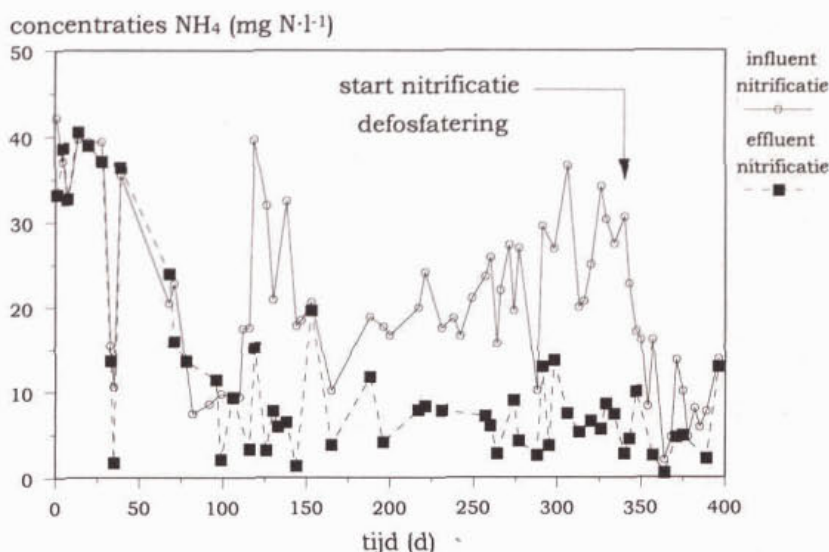


Fig. 15 Verloop van de ammoniumconcentraties in het influent en het effluent van de nitrificatiereactor.

Hoewel de nitrificatiereactor regelmatig met slib uit de rwzi Oijen werd geënt, duurde het meer dan 100 dagen voordat er sprake was van significante nitrificatie. De gemiddelde effluentconcentratie ammonium was $4,4\text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ (tabel 8) en er kwamen pieken voor die konden oplopen tot 10 - 15 $\text{mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Waarschijnlijk zijn deze pieken het gevolg van de (discontinue) aanvoer van zwevende stof uit de tussenbezinkers.

Tabel 8 - Gemiddelde influent- en effluentconcentraties stikstof van de nitrificatiereactor (periode dag 100-340).

	$N_{kj}\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{NO}_x\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
influent	$21,7 \pm 11,9$	$21,3 \pm 8,4$	$1,1 \pm 0,9$
effluent	$< 5^*$	$4,4 \pm 5,3$	$17,8 \pm 8,9$
rendement (%)	> 77	79	-

- onnauwkeurige bepaling bij concentraties $< 5\text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

Het gemiddelde nitrificatierendement was slechts 79% (tabel 8). Daarmee presteerde de nitrificatiereactor slechter dan de nitrificatiereactor die in het vooronderzoek was gebruikt en waarmee vrijwel volledige nitrificatie bereikt kon worden. Door het optreden van nitrificatie in de defosfaterende reactor (paragraaf 4.5.1) trad vanaf dag 340-360 een sterke daling van de influentconcentratie ammonium op.

De nitrificatiesnelheid nam lineair toe met de ammoniumbelasting (figuur 16). De maximale gemeten belasting was 0,5-0,6 kg N·m⁻³·d⁻¹ hetgeen overeenkwam met de ontwerpbelasting (tabel 7) maar aanzienlijk lager was dan de maximale belasting van 1,0 kg N·m⁻³·d⁻¹ die in het vooronderzoek was toegepast [1]. Echter, zoals reeds eerder in paragraaf 4.1 werd vermeld, was op basis van een aantal profielmetingen vastgesteld dat alleen het tweede compartiment van de nitrificatiereactor actief was. Indien de belasting alleen op dit compartiment wordt betrokken, is de werkelijke toegepaste belasting een factor 2½ hoger dan in figuur 16 wordt weergegeven.

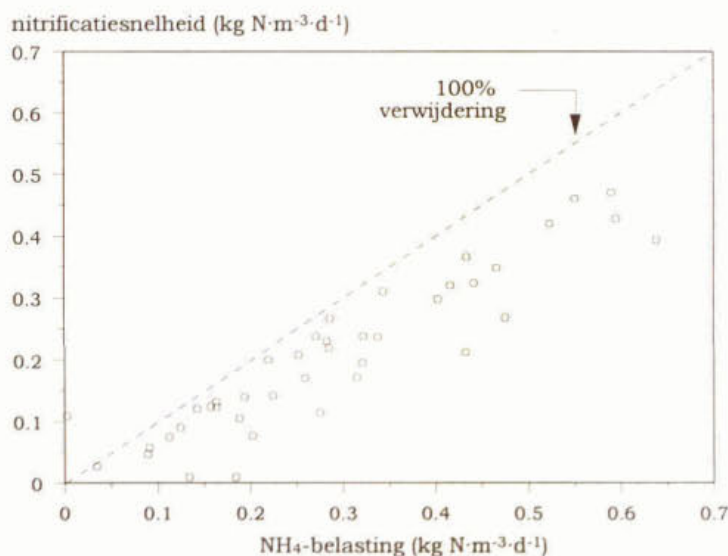


Fig. 16 Nitrificatiesnelheid als functie van de belasting.

4.5.3 Denitrificatie

De concentratie NO_x-N in het effluent van de denitrificatiereactor (figuur 17) was, op een aantal verklaarbare pieken na, altijd lager dan 4 mg N·l⁻¹. De pieken konden worden toegeschreven aan storingen in de methanoldosering en verstoppingen in de reactor. Deze verstoppingen traden voornamelijk op na het uitvoeren van hydraulische testen bij het maximale debiet van 13,5 m³·h⁻¹. Hoewel de reactor meestal eenvoudig ontstopt kon worden, werd deze vanaf dag 306 voor langere tijd buiten bedrijf gesteld. Op dag 322, na een grondige reiniging en het instellen van een nieuwe zandrecirculatiesnelheid, werd de reactor opnieuw opgestart. Echter, debieten van maximaal tweemaal het DWA-debiet (9 m³·h⁻¹) bleken nog steeds technische problemen te veroorzaken. Zoals reeds eerder werd vermeld heeft dit waarschijnlijk te maken met het niet optimaal afgesteld zijn van het zandfilter op de rest van de proefinstallatie.

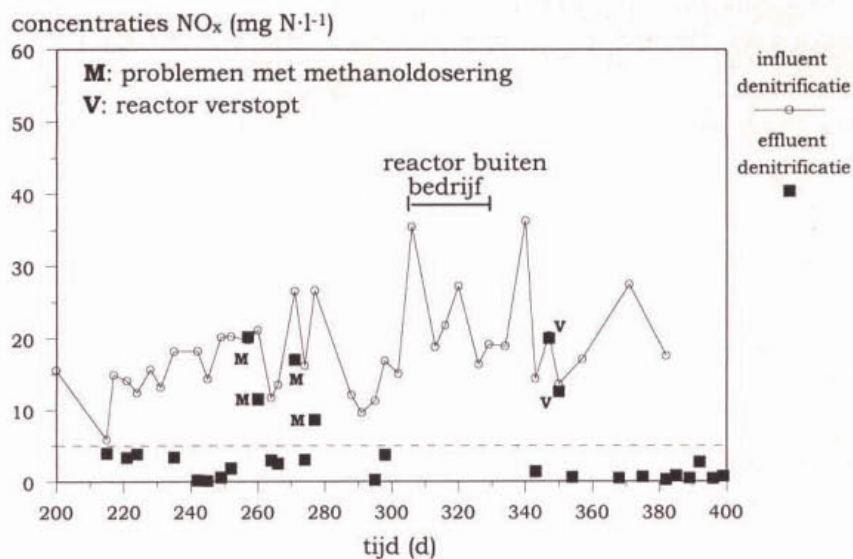


Fig. 17 Verloop van de concentraties $\text{NO}_x\text{-N}$ in het influent en effluent van de denitrificatiereactor.

Tabel 9 toont de gemiddelde stikstofconcentraties in het influent en in het effluent van de denitrificatiereactor. De stringen buiten beschouwing gelaten nam de gemiddelde concentratie $\text{NO}_x\text{-N}$ af van 15,8 naar 2,1 $\text{mg N}\cdot\text{l}^{-1}$ hetgeen overeenkomt met een verwijderingsrendement van 87%. Soortgelijke prestaties met denitrificerende zandfilters worden ook elders gerapporteerd [5, 7, 10]. Naast denitrificatie werd ook een fractie nitrificeerbare stikstof verwijderd, vermoedelijk door assimilatie van de denitrificeerders.

Tabel 9 - Gemiddelde influent- en effluentconcentraties stikstof van de denitrificatiereactor (periode dag 200-400, exclusief periodes van storingen met het filter).

	$\text{N}_{\text{kj}}\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{NO}_x\text{-N}$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
influent	< 5*	$6,1 \pm 3,3$	$15,8 \pm 8,9$
effluent	< 5*	$3,6 \pm 2,9$	$2,1 \pm 1,5$
rendement (%)	-	41	87

* onnauwkeurige bepaling bij concentraties < 5 $\text{mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

De denitrificatiesnelheid nam lineair toe met de $\text{NO}_x\text{-N}$ belasting (figuur 18). Alhoewel het rendement boven een belasting van $2 \text{ kg N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ wat leek af te nemen, waren er onvoldoende meetgegevens beschikbaar in dit gebied om dit met zekerheid vast te kunnen stellen. De maximaal toegepaste volumetrische belasting was meer dan een factor $3\frac{1}{2}$ hoger dan de maximale belasting die in het vooronderzoek was toegepast voor een volledig gemengde reactor met polyethyleen dragermateriaal [1].

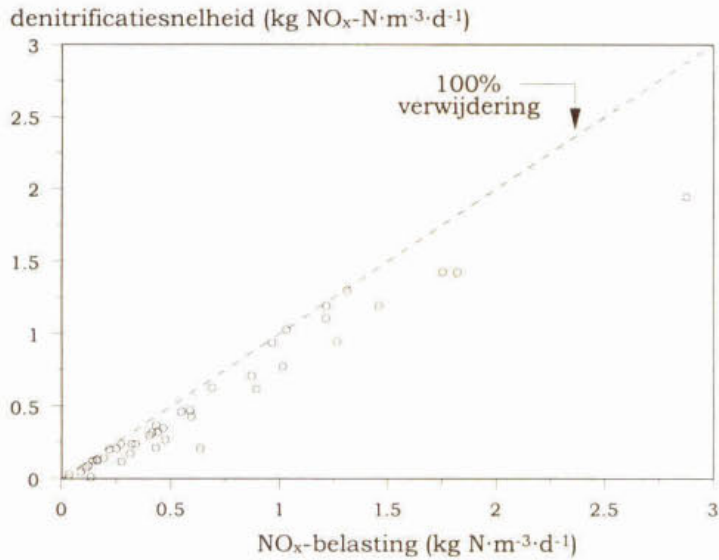


Fig. 18 Denitrificatiesnelheid als functie van de NO_x -N belasting.

4.6 Slibconcentraties, SVI en slibproductie

Slibconcentratie - Figuur 19 toont het verloop van de slibconcentratie in de defosfaterende reactor. De gemiddelde slibconcentratie was $4,3 \pm 1,3 \text{ g d.s}\cdot\text{l}^{-1}$ waarvan ongeveer 81 % uit organische stof bestond. De sterke daling in concentratie die rond dag 210 optrad werd veroorzaakt door een hevelende spuijpomp. De sterke dalingen in de periode van dag 300 tot 400 werden veroorzaakt door hevige schuimvorming waarbij een groot deel van het slib uit de installatie stroomde. De schuimvorming trad altijd op in de loop van vrijdag op en hangt waarschijnlijk samen met industriële activiteiten.

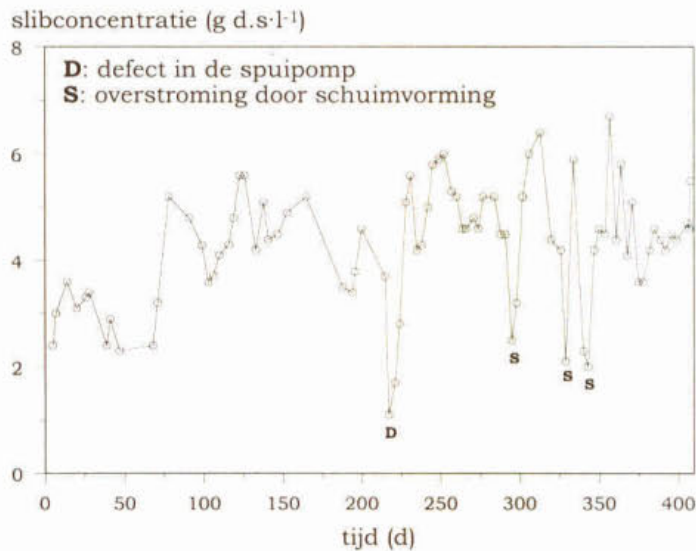


Fig. 19 Verloop van de slibconcentratie in de defosfaterende reactor.

Slibbezinking - In de loop van het onderzoek vertoonde de SVI van het slib in de defosfaterende trap (figuur 20) een duidelijke daling.

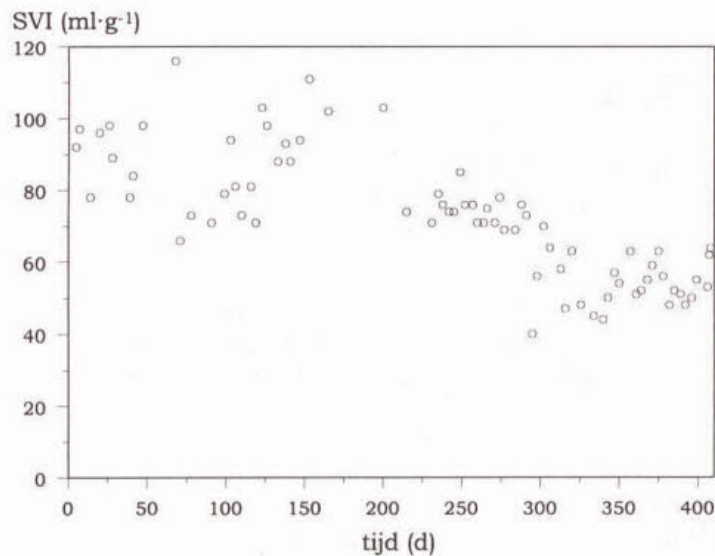


Fig. 20 Verloop van de SVI van het slib in de defosfaterende reactor.

Aan het begin van het onderzoek (tot dag 200) was de gemiddelde SVI $89 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ hetgeen redelijk overeenkomt met de gemiddelde SVI die in het vooronderzoek was waargenomen [1]. Hoewel de SVI in deze periode behoorlijk varieerde werden, in tegenstelling tot het vooronderzoek, geen extreme uitschieters geconstateerd. De variatie in de SVI, die later verdween, werd mogelijk veroorzaakt door de zuurstoflimitatie die in deze periode regelmatig voorkwam. Aan het einde van het onderzoek was de gemiddelde SVI tot $57 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ gedaald (vanaf dag 300). Misschien bestaat er een relatie met de temperatuur en CZV-belasting die beide in de loop van het onderzoek toenamen.

Zwevende stof - Figuur 21 toont de afname van het gemiddelde gehalte zwevende stof over de verschillende processtappen. In de defosfaterende trap werd dit gehalte teruggebracht van 129 naar $29 \text{ mg d.s}\cdot\text{l}^{-1}$, in de nitrificatiereactor naar $17 \text{ mg d.s}\cdot\text{l}^{-1}$ en in de denitrificatiereactor vond nog een verdere reductie plaats tot een gehalte van $4 \text{ mg d.s}\cdot\text{l}^{-1}$ in het effluent. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de variatie in deze gehalten erg groot was.

Slibproductie - Figuur 22 geeft een overzicht van de gemiddelde slibvrachten (uitgedrukt in $\text{g d.s}\cdot\text{h}^{-1}$) in de proefinstallatie. Zowel in volume als in vracht was de slibstroom die bij het wassen van de PUR-matten werd geproduceerd verwaarloosbaar klein ten opzichte van de spuistroom die in de defosfatering werd geproduceerd. Verder valt op dat de reeds eerder genoemde slibophoping in de nitrificatiereactor ook in de slibbalans tot uiting komt.

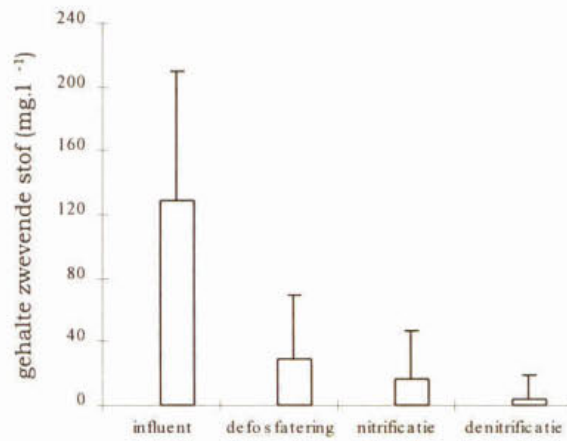


Fig. 21 Verloop van de gemiddelde gehalten aan zwevende stof over de verschillende reactoren (foutenbalken geven de standaarddeviatie aan).

Omgerekend werd per gram aangevoerd CZV in totaal 0,47 gram droge stof geproduceerd hetgeen goed overeenkomt met de slibproductie die in het vooronderzoek was waargenomen [1]. Het betreft hier de totale slibproductie, dus inclusief de spuisroom uit de defosfatering en de nitrificatie maar exclusief de waswaterstroom uit de denitrificatie omdat deze naar de defosfatering werd teruggevoerd. Uitgaande van een CZV:BZV₅ verhouding in het afvalwater van 3,0 (tabel 6), kan de slibproductie ook uitgedrukt worden als 1,41 gram droge stof per gram aangevoerd BZV₅. Een dergelijk hoge waarde wordt ook voor andere hoogbelaste systemen genoemd [22].

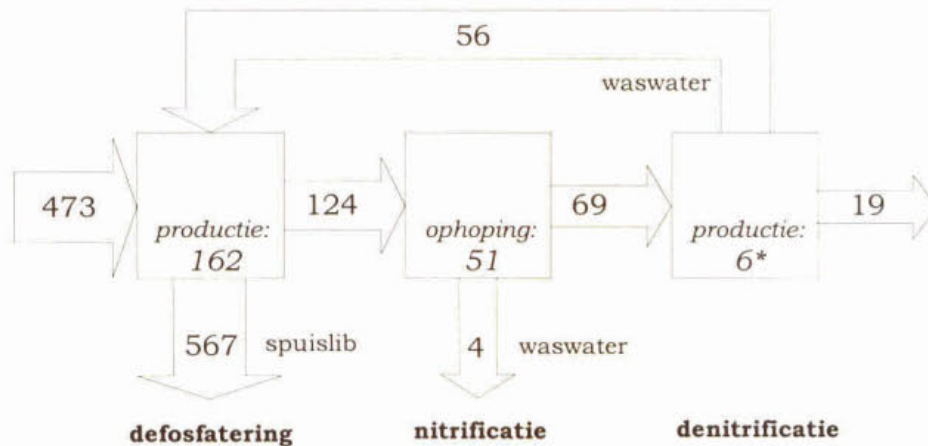


Fig. 22 Gemiddelde slibstromen in de proefinstallatie in g d.s.h⁻¹ (schuingedrukte waarden zijn berekend, overige stromen zijn gemeten; * = onnauwkeurig).

4.7 RWA-simulatie

Aan het einde van de experimentele periode was er geen sprake van biologische defosfatering en de denitrificatiereactor was niet in gebruik. Hoewel de betekenis voor de praktijk hierdoor sterk werd beperkt, werd toch een RWA-simulatie uitgevoerd. Hiertoe

werd gedurende 3 dagen overgeschakeld van een gemiddeld debiet van $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ naar een vast debiet van $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Vervolgens werd gedurende een halve dag een RWA-gebeurtenis nagebootst door het influent van de proefinstallatie te verdunnen met $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ effluent van de rwzi Oijen. Figuur 23 toont het verloop van het influentdebiet en de influent- en effluentconcentraties CZV, $\text{NH}_4\text{-N}$ en P_{tot} tijdens de RWA-simulatie.

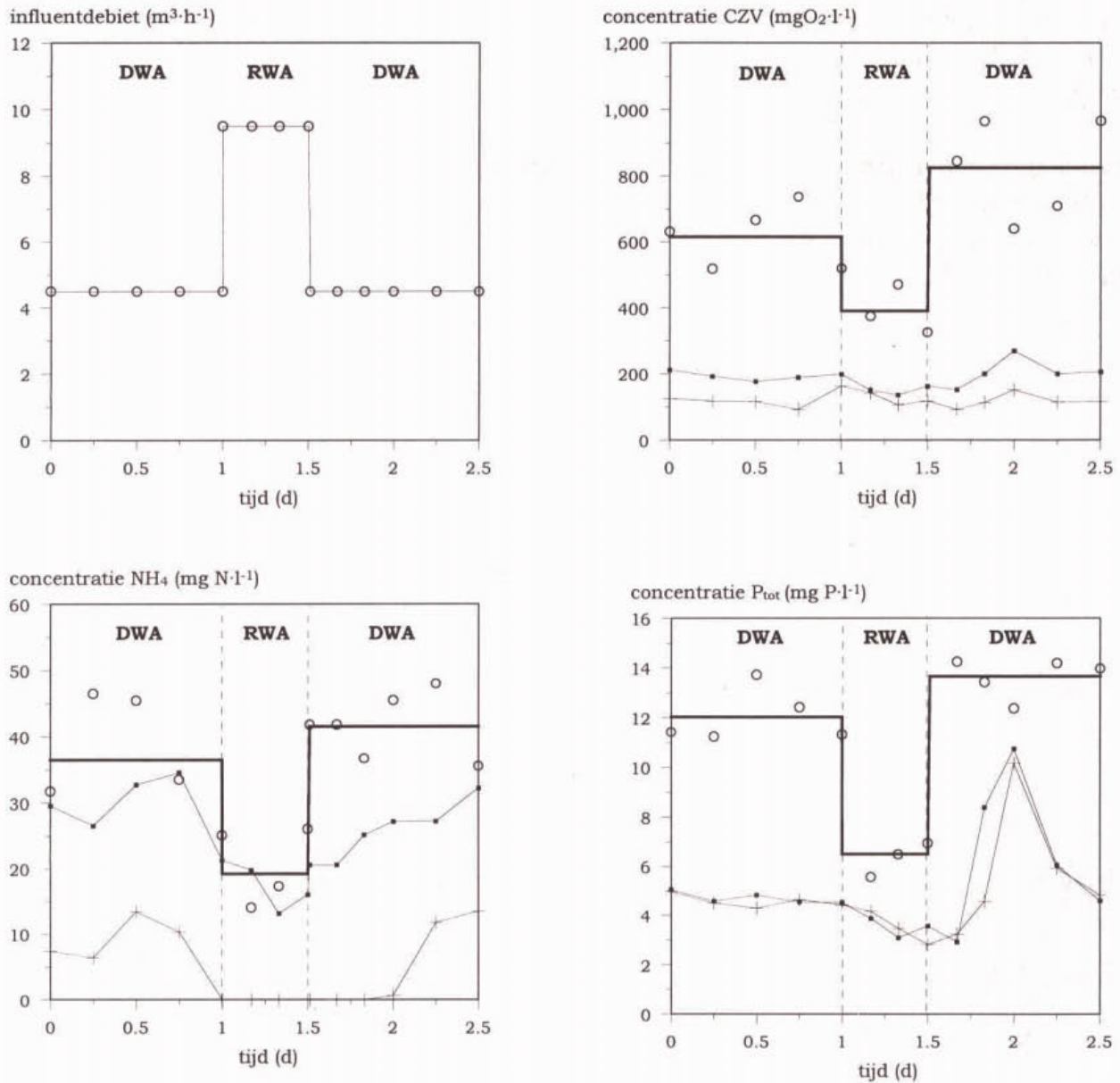


Fig. 23 Verloop van het influentdebiet en de influent- en effluentconcentraties CZV, $\text{NH}_4\text{-N}$ en P_{tot} tijdens een RWA-simulatie (o = influent, - = gemiddelde influent, ■ = effluent defosfatering, + = effluent nitrificatie).

Influentconcentraties - Tijdens RWA werd $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ influent verdund met $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ effluent van de rwzi Oijen dat ongeveer $50 \text{ mg CZV} \cdot \text{l}^{-1}$, $6 \text{ mg N}_{\text{kj-N}} \cdot \text{l}^{-1}$ en $1 \text{ mg P}_{\text{tot}} \cdot \text{l}^{-1}$ bevatte. Door deze verdunding daalden de (gemiddelde) influentconcentraties CZV, $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{P}_{\text{tot}}\text{-P}$ volgens de verwachting met 40 tot 45%. Door de combinatie van lagere

influentconcentraties en een hoger debiet steeg de gemiddelde vracht CZV met 34%, de vracht $\text{NH}_4\text{-N}$ met 11% en de vracht $\text{P}_{\text{tot-P}}$ met 14%.

Effluentconcentraties tijdens RWA - Nadat op RWA was overgeschakeld, daalden de concentraties CZV, $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{P}_{\text{tot-P}}$ in het effluent van de defosfaterende reactor en van de nitrificatiereactor met een vertraging die ongeveer overeenkomt met hetgeen op basis van de hydraulische verblijftijden in deze reactoren verwacht kan worden. Na een halve dag waren de concentraties CZV en $\text{P}_{\text{tot-P}}$ in het effluent van de nitrificatiereactor met meer dan 30% gedaald ten opzichte van de concentraties bij DWA. Ammonium werd tijdens RWA zelfs volledig verwijderd.

Effluentconcentraties tijdens herstel van RWA - Meteen nadat het normale DWA-debiet was hersteld, stegen de effluentconcentraties CZV en $\text{NH}_4\text{-N}$ min of meer volgens de verwachting. Echter, de effluentconcentratie $\text{P}_{\text{tot-P}}$ vertoonde een piek die ongeveer een dag aanhield en waarbij de concentratie $\text{P}_{\text{tot-P}}$ opliep van 3 naar $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

5 Evaluatie van de onderzoeksresultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van hoofdstuk 4 bediscussieerd en geëvalueerd in samenhang met de onderzoeksvragen zoals die in hoofdstuk 1 werden geformuleerd.

5.1 Zuiveringsprestaties

De gemiddelde concentraties in het influent en het effluent van de proefinstallatie en de bijbehorende zuiveringsrendementen zijn opgenomen in tabel 10. Tevens worden in deze tabel de effluentconcentraties en rendementen vergeleken met die van het vooronderzoek met de 2-3 i.e. proefinstallatie die met afvalwater uit Bennekom werd bedreven.

Tabel 10 - Zuiveringsprestaties van de 500 i.e. installatie van het Drie-slibsoortensysteem en de prestatie van de 2-3 i.e. proefinstallatie die in het vooronderzoek is gebruikt [1].

component	Concentratie (mg·l ⁻¹)			rendement (%)	
	influent 500 i.e.	effluent		500 i.e.	2-3 i.e.
		500 i.e.	2-3 i.e.		
CZV	476	60*	57	> 89	89
zwevende stof	129	4	5	97	96
P _{tot} -P zonder externe dosering	6,2	1,0	0,8	84	84
met externe dosering	12,9	3,0	-	77	-
N _{kj} -N	37,2	< 5	5	>86	92
NO _x -N	-	2,1	2,6	-	-
N _{tot} -N	37,2	< 7,1	7,8	>81	88

- bij een goede methanol-sturing van het denitrificerende filter.

In het algemeen kan gesteld worden dat tijdens de periode zonder toevoeging van extra fosfaat werd voldaan aan de gestelde effluenteisen voor N-totaal ≤ 10 mg·l⁻¹, P-totaal ≤ 1 mg·l⁻¹ en zwevende stof ≤ 12 mg·l⁻¹. De gemiddelde concentraties in het effluent en de zuiveringsrendementen kwamen ongeveer overeen met die van het vooronderzoek [1] en voldeden daarmee aan de verwachting. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat:

- het gemiddelde etmaaldebiet 25% hoger was dan het gedimensioneerde etmaaldebiet;
- een maximaal debiet van tweemaal het DWA-debiet werd toegepast in plaats van driemaal het DWA-debiet;
- de gemiddelde fosfaat- en CZV-belasting respectievelijk 15 en 20% lager waren dan de ontwerpbelastingen;
- het influent relatief lage concentraties P_{tot} bevatte (~ 6,2 mg P·l⁻¹);
- het effluent regelmatig pieken in de fosfaatconcentratie vertoonde die konden oplopen tot 4 mg P·l⁻¹.

In een later stadium werd extra fosfaat aan het influent toegevoegd waardoor de gemiddelde concentratie werd verhoogd tot 12,9 mg P·l⁻¹. Door de geringe biologisch defosfaterende activiteit kon vervolgens niet meer aan de effluenteis voor fosfaat worden voldaan.

5.2 Slibproductie en slibbezinking

De totale hoeveelheid slib die uit het systeem werd gespuid was gelijk aan 0,47 gram droge stof per gram aangevoerd CZV hetgeen voor het behandelde afvalwater overeenkwam met 1,41 g droge stof per gram aangevoerd BZV₅. Deze hoge specifieke slibproductie is kenmerkend voor hoogbelaste actiefslibinstallaties. Omdat het slib tevens een hoge fractie organisch materiaal bevatte (81%) zou het een aantrekkelijke grondstof voor de productie van biogas kunnen zijn.

De bezinkbaarheid van het slib in de defosfaterende reactor was goed tot uitstekend met gemiddelde waarden tussen 50 en 90 ml·g⁻¹ en maximale waarden van 120 ml·g⁻¹. Incidentele uitschieters tot 200 ml·g⁻¹ zoals die in het vooronderzoek waren waargenomen, kwamen niet voor. Hoge CZV-belastingen en hoge temperaturen leken een positief effect te hebben op de bezinkbaarheid van het slib.

5.3 CZV-verwijdering

Het totale rendement van de CZV-verwijdering was 87% en in principe waren effluentconcentraties CZV van 60 mg O₂·l⁻¹ mogelijk. Ondanks de hoge CZV-belasting van het Drie-slibsoortensysteem (0,57-0,66 kg O₂·kg⁻¹ d.s·d⁻¹) verhouden deze prestaties zich goed tot andere (veel lager belaste) zuiveringssystemen [13]. Wel moet worden opgemerkt dat:

- de rwzi Oijen, die hetzelfde afvalwater behandelde, in staat was om gedurende dezelfde periode lagere effluentconcentraties CZV van 43 ± 10 mg O₂·l⁻¹ te leveren;
- ongeveer 11% van de CZV-verwijdering niet in de (defosfaterende) actiefslibreactor plaatsvond maar in de daaropvolgende nitrificatie- en denitrificatiereactor via verdergaande oxidatie van opgeloste stof en afvang van zwevende stof;
- het effluent-CZV van 60 mg O₂·l⁻¹ beschouwd moet worden als de best haalbare effluentconcentratie indien een ideale sturing van de toediening van methanol verwezenlijkt kan worden en uitspoeling van denitrificerend slib vermeden kan worden.

De resultaten lieten ook zien dat de CZV-verwijdering redelijk stabiel was. Incidenteel kwamen pieken voor in het effluent van de nitrificatiereactor die konden oplopen tot 200 mg CZV·l⁻¹ en welke werden veroorzaakt door uitspoeling van zwevende stof. Echter, deze pieken kwamen niet in het uiteindelijke effluent terecht maar werden door het denitrificerende zandfilter afgevangen en samen met het waswater naar de defosfaterende trap teruggevoerd.

5.4 Biologische defosfatering

Het ontbreken van biologische defosfatering - In de periode voordat extra fosfaat aan het influent werd toegevoegd speelde biologische defosfatering geen rol van betekenis. Dat desondanks net aan de effluenteis voor fosfaat kon worden voldaan hangt waarschijnlijk nauw samen met de hoge CZV:P-verhouding van het afvalwater (82:1) waardoor een groot deel van de fosfaatvracht door normale heterotrofe assimilatie verwijderd kon worden. Zoals figuur 24 laat zien bestaat er dan ook een duidelijke relatie tussen de verwijderingssnelheden van CZV en fosfaat. Zodra door een lage CZV-

aanvoer de groei van biomassa stagneert is minder fosfaat nodig voor celinbouw en zal de effluentconcentratie $P_{\text{tot}}\text{-P}$ stijgen. Dit laatste zou ook een verklaring kunnen zijn voor het instabiele karakter van de fosfaatverwijdering.

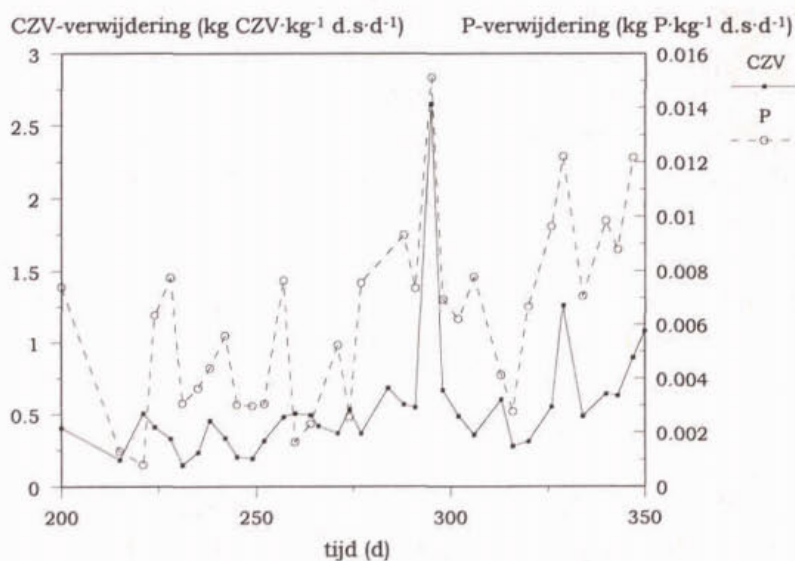


Fig. 24 Verloop van de CZV- en P-verwijderingssnelheid in de defosfaterende trap.

Bij het achterwege blijven van biologische defosfatering kunnen verschillende aspecten een rol hebben gespeeld:

1. Lage zuurstofconcentraties

Door de lage capaciteit van de blower was de zuurstofconcentratie gedurende de eerste 253 dagen vaak lager dan $1 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ en mogelijk heeft dit een negatief effect gehad op de biologische defosfatering. Toch is dit waarschijnlijk niet de belangrijkste oorzaak voor de matige biologische defosfatering omdat (1) er geen duidelijke correlatie tussen de zuurstofconcentratie en de fosfaatverwijdering kon worden waargenomen en (2) omdat ook na het installeren van een nieuwe blower geen verbetering in de biologische defosfatering optrad.

2. Lage fosfaatconcentraties

De matige biologische defosfatering in de proefinstallatie zou ook verband kunnen houden met de relatief hoge CZV:P-verhouding in het afvalwater (gemiddeld 82:1). Er bestaan aanwijzingen in de literatuur dat bij hoge CZV:P-verhoudingen geen ingroei optreedt van biologisch defosfaterende micro-organismen [14, 15]. Hun plaats wordt dan ingenomen door micro-organismen die, net als de defosfateerders, wel in staat zijn om onder anaërobe condities organisch substraat op te slaan, maar dit niet koppelen aan een poly-fosfaatmetabolisme. Nadat door het toevoegen van extra fosfaat aan het afvalwater de CZV:P verhouding van het afvalwater was verlaagd, bleek inderdaad ingroei van defosfateerders op te treden.

3. Een lage slibleeftijd

De hoge CZV:P-verhouding van het afvalwater kan niet de enige oorzaak zijn van de gebrekkige biologische defosfatering. Immers, in de rwzi Oijen, die hetzelfde afvalwater behandelde, trad wel biologische defosfatering op, getuige een incidentele bepaling van de fosfaatafgifte van het slib uit de rwzi (resultaten niet getoond) en effluentconcentraties $P_{\text{tot}}\text{-P}$ die over het algemeen veel lager waren dan $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [23]. Volgens [14] speelt bij hoge CZV:P-verhoudingen ook de slibleeftijd een belangrijke rol en deze was in de rwzi veel hoger (ongeveer 20 d) dan in de proefinstallatie (4,1 d gebaseerd op het totale volume van de defosfaterende trap en slechts 1,9 d gebaseerd op het aërobe volume). In de literatuur wordt ook wel een (aërobe) slibleeftijd van 2-3 dagen genoemd die kritisch zou zijn voor een stabiele biologische defosfatering [19]. Echter, een duidelijke uitspraak over een minimaal vereiste slibleeftijd is niet mogelijk omdat deze niet alleen afhankelijk is van de groeisnelheid van betreffende micro-organismen maar ook van de samenstelling van het te behandelen afvalwater. Ten behoeve van het ontwerp van hoogbelaste biologisch defosfaterende systemen verdient het dan ook aanbeveling om deze afhankelijkheid nader te onderzoeken.

Remming van de biologische defosfatering door nitrificatie - Vanaf het moment dat begonnen werd met het toevoegen van extra fosfaat, nam de fosfaatverwijdering toe en steeg het fosfaatgehalte van het slib. Beide duiden op de ingroei van biologische defosfateerders. Echter, ondanks een (aërobe) slibleeftijd van slechts 1,9 d, konden door de aanhoudend hoge temperatuur ($> 20 \text{ }^\circ\text{C}$) nitrificeerders ingroeien. Het nitraat dat hierbij werd geproduceerd ($15\text{-}20 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$) werd deels met het retourslib naar de anaërobe compartimenten gerecirculeerd waardoor de biologische defosfatering werd geremd. Ook in het vooronderzoek was in de zomermaanden nitrificatie waargenomen in de defosfaterende reactor [1]. Echter, de nitraatconcentraties in het retourslib waren veel lager ($\sim 2 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$) en hadden geen negatief effect op de biologische defosfatering.

Belang van de slibleeftijd - Uit het bovenstaande blijkt dat de slibleeftijd in de defosfaterende trap een belangrijker rol speelt dan voor aanvang van het onderzoek werd aangenomen. In de eerste plaats moet worden voldaan aan een maximum slibleeftijd om te voorkomen dat nitrificeerders ingroeien. Tegelijkertijd bestaat het vermoeden dat om biologische defosfatering te verkrijgen ook een bepaalde minimum slibleeftijd is vereist die afhankelijk is van de CZV:P-verhouding van het afvalwater. De resultaten hebben laten zien dat deze twee eisen voor de slibleeftijd onder ongunstige omstandigheden (hoge temperaturen en hoge CZV:P-verhouding) met elkaar kunnen botsen.

In principe zou bij een hoge CZV:P-verhouding ook bij zeer lage slibleeftijden nog aan de effluenteis voor fosfaat kunnen worden voldaan omdat een groot deel van de fosfaatvrucht dan door assimilatie wordt verwijderd. Echter, de fosfaatverwijdering onder deze condities is instabiel en effluentconcentraties lager dan $1 \text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$ lijken niet haalbaar. Het ligt dan ook meer voor de hand om de defosfaterende reactor te ontwerpen op basis van de minimale slibleeftijd die voor biologische defosfatering is vereist en te accepteren dat in de zomermaanden nitrificatie kan optreden. Het negatieve effect van de nitrificatie op de biologische defosfatering kan dan misschien tegengegaan worden door (tijdelijk) een deel van het slib dat de defosfatering verlaat naar het laatste anaërobe compartiment te recirculeren. Hier kan het geproduceerde nitraat vervolgens door denitrificatie verwijderd worden.

5.5 Effect van zwevende stof op de nitrificatie

Het gemiddelde nitrificatierendement van de nitrificatiereactor van 79% was in vergelijking met het vooronderzoek aan de lage kant. Bovendien kwamen in het effluent regelmatig pieken voor die konden oplopen tot 15-20 mg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Waarschijnlijk werden deze pieken veroorzaakt door de discontinue aanvoer van zwevende stof, ondanks de ruim gedimensioneerde tussenbezinkers. Het is bekend dat nitrificerende biofilmsystemen zeer gevoelig zijn voor de aanwezigheid van zwevende stof en de nitrificatie hierdoor bij influentconcentraties van 30-50 mg d.s. $\cdot\text{l}^{-1}$ reeds sterk geremd kan worden [1, 8]. De reactor presteerde dan ook minder goed dan de nitrificatiereactor die in het vooronderzoek was gebruikt, omdat deze door een voorgeschakelde filtratiestap wel goed tegen de aanvoer van zwevende stof was beschermd.

Met het PUR dragermateriaal waren in principe nitrificatiesnelheden mogelijk (1,2 kg $\text{NH}_4\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) die relatief hoog zijn t.o.v. van andere nitrificerende biofilmsystemen [20]. Een nadeel was dat, ondanks het wassen van de PUR-matten, zich zwevende stof kon ophopen in het eerste compartiment. Waarschijnlijk door de combinatie van zwevende stof en hoge zuurstofconcentraties trad bovendien een sterke groei op van Vorticella's die een dikke slijmlaag op de PUR-matten vormden. Op den duur had dit zelfs verstoppingen tot gevolg. Hoewel beide problemen een minder grote rol spelen indien de aanvoer van zwevende stof vanuit de tussenbezinking beperkt kan worden (zie boven), lijkt het zinvol om een ander type dragermateriaal te overwegen. Hierbij kan gedacht worden aan dragermateriaal met een grovere structuur of dragermateriaal dat vrij in de reactor kan rondzweven.

Dat ondanks het lage gemiddelde nitrificatierendement toch aan de effluenteis voor stikstof kon worden voldaan, kan enerzijds verklaard worden door de lage influentconcentraties stikstof (~ 37 mg $\text{N}\cdot\text{l}^{-1}$) en anderzijds door de relatief hoge CZV:N-verhouding van het afvalwater (13:1). Dit laatste zorgde ervoor dat door assimilatie reeds in de defosfaterende trap 30% van de stikstofvracht werd verwijderd.

5.6 Denitrificatie en verdergaande zwevendestofverwijdering

In het vooronderzoek werd een volledig gemengde denitrificatiereactor gebruikt met polyethyleen dragermateriaal. In de 500 i.e. proefinstallatie werd deze reactor vervangen door een denitrificerend continu zandfilter. Met een gemiddelde effluentconcentratie van 2,1 mg $\text{NO}_x\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ en een denitrificatiesnelheid van minimaal 1,5 kg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ voldeed dit filter aan de verwachtingen. Uit eerder onderzoek is ook gebleken dat in principe nog lagere concentraties (< 2 mg $\text{NO}_x\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$) mogelijk moeten zijn [7]. Tevens werd vastgesteld dat bij debieten groter dan tweemaal het DWA-debiet (9,0 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$) het gebruikte filter regelmatig verstopt raakte. Naar verwachting kunnen beide aspecten verbeterd worden indien, net als in eerder onderzoek [7]:

- de methanoldosering wordt aangestuurd op basis van een on-line meting van het nitraatgehalte en het debiet;
- een automatische sturing van de zandrecirculatiesnelheid op basis van een on-line meting van de drukval over de reactor wordt geïmplementeerd;
- een minimale zandrecirculatiesnelheid van 25 $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$ in plaats van 15 $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$ wordt ingesteld;
- de maximale hydraulische belasting van 15 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ niet wordt overschreden (bij driemaal het DWA-debiet was de hydraulische belasting 19 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$).

Een groot bijkomend voordeel van het zandfilter was dat er een verdergaande verwijdering van zwevende stof mee gerealiseerd kon worden, met een gemiddeld gehalte zwevende stof in het effluent van $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Pieken in het gehalte zwevende stof werden goed afgevangen en samen met het waswater naar de defosfaterende trap teruggevoerd.

5.7 Stabiliteit en dynamisch gedrag

Het DWA-RWA-patroon van de rwzi Oijen werd gedurende een periode van ongeveer 75 dagen in de tijd gevolgd. Hierbij was door hydraulische problemen met de nitrificatie- en denitrificatiereactor (zie paragrafen 5.5 en 5.6) het maximaal toegepaste debiet gelijk aan tweemaal in plaats van driemaal het DWA-debiet ($9,0$ i.p.v. $13,5 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$). Er kon geen significant effect van het DWA-RWA-patroon op de effluentconcentraties van de proefinstallatie ontdekt worden. Hierbij moet wel vermeld worden dat tijdens deze periode geen sprake was van een goede biologische defosfatering zodat over de stabiliteit van dit proces tijdens DWA-RWA fluctuaties geen uitspraak kan worden gedaan.

Tevens werd een RWA-gebeurtenis van een halve dag gesimuleerd. Ook hier geldt dat er tijdens dit experiment geen goede biologische defosfatering optrad. Bovendien was de denitrificatiereactor tijdens het experiment buiten bedrijf. Hoewel de nagebootste RWA-gebeurtenis zelf geen nadelige gevolgen had voor de effluentkwaliteit, traden gedurende een dag nadat de normale aanvoer was hersteld, sterk verhoogde effluentconcentraties $P_{\text{tot}}\text{-P}$ op (figuur 25).

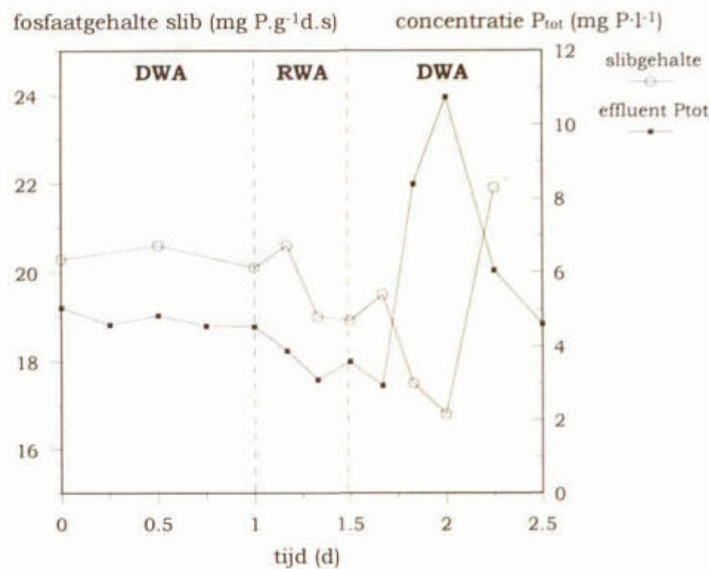


Fig. 25 Relatie tussen de concentratie P_{tot} in het effluent van de defosfaterende trap en het fosfaatgehalte van het slib.

Waarschijnlijk is dit fenomeen niet kenmerkend voor het Drie-slibsoortensysteem, maar kan het in elk biologisch defosfaterend systeem optreden. Dergelijke pieken na een periode van lage influentconcentraties zijn ook eerder waargenomen in (goed) biologisch defosfaterende systemen en worden verklaard door een tijdelijke onbalans tussen de (anaërobe) fosfaatafgifte en (aërobe) fosfaatopname [11, 12]. Hoewel in de proefinstallatie ten tijde van het RWA-experiment de biologische defosfatering ernstig werd geremd door

de aanwezigheid van nitrificatie, was er blijkbaar toch voldoende biologisch defosfaterende activiteit aanwezig om een soortgelijk fenomeen te veroorzaken. Dit blijkt ook uit figuur 25 waarin te zien is dat direct na het herstel van DWA het fosfaatgehalte van het slib tijdelijk met ongeveer $2,5 \text{ mg P} \cdot \text{g}^{-1} \text{ d.s}$ daalde. Deze daling kan de tijdelijke stijging in de effluentconcentratie P_{tot} van 3 naar $10 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ goed verklaren.

6 Betekenis van het onderzoek voor de praktijk

De doelstelling van het onderzoek was het verkrijgen van parameters die noodzakelijk zijn voor de opschaling naar de praktijk en de procesvoering in de praktijk. Het onderzoek heeft aangetoond dat het Drie-slibsoortensysteem nog niet in de praktijk kan worden toegepast. Vergeleken met het pilotplant onderzoek in de proefhal Bennekom zijn er in de praktijkinstallatie te Oijen nieuwe inzichten verkregen in hoofdzakelijk de biologisch defosfaterende trap die marktintroductie in de weg staan, zie hieronder.

Het praktijkonderzoek te Oijen heeft wel aangetoond dat het concept van het Drie-slibsoortensysteem stabiel is en hydraulische piekbelastingen kan weerstaan. Hoge zuiveringsrendementen zijn gerealiseerd en het effluent voldeed aan de gestelde lozingsseisen uit het Lozingsbesluit WVO Stedelijk afvalwater.

Biologische defosfatering - De biologische defosfatering vond slechts in beperkte mate plaats hetgeen waarschijnlijk werd veroorzaakt door:

1. De afvalwatersamenstelling

De CZV:P-verhouding was (te) hoog waardoor bij de gekozen slibbelasting er vooral opname van P door celgroei plaatsvond en er onvoldoende de P beschikbaar was om de groei van P-ophopende bacteriën te stimuleren.

2. Het optreden van nitrificatie

Hoewel de slibbelasting relatief hoog was, trad bij hogere temperaturen toch nitrificatie op waardoor de P-afgifte werd verstoord. In het pilotplant-onderzoek te Bennekom trad deze verstoring echter niet op ondanks dat daar gedurende enkele maanden een temperatuur van meer dan 18° was opgetreden en ook een lichte mate van nitrificatie was waargenomen.

Voor het eerste aspect is nieuw en lijkt structureel. De onzekerheid over de afvalwatersamenstelling en vooral de CZV:P-verhouding heeft tot gevolg dat het Drie-slibsoortensysteem niet zonder meer op elke lokatie kan worden toegepast en dat eerst op praktijkschaal de haalbaarheid van de hoogbelaste biologische defosfatering moet worden onderzocht.

Het tweede aspect van de nitrificatie kan technologisch worden opgelost door een wisseltank te introduceren en de biologische defosfatering volgens het UCT (University of Capetown) concept te bedrijven, zie bijlage B. De wisseltank kan bij hogere temperaturen als pre-denitrificatie worden bedreven. Via een interne recirculatie wordt het retourslib in de wisseltank gedenitrificeerd en vervolgens teruggevoerd naar de anaerobe zone. Bij lagere temperaturen wordt de wisseltank een extra aërobe zone.

Nitrificerende biofilmreactor - Het onderzoek op praktijkschaal heeft aangetoond dat hoge nitrificatierendementen en -capaciteiten kunnen worden gerealiseerd in een gecompartmenteerde, vast bed reactor met poly-urethaan als dragermateriaal. Doordat het effluent van de tussenbezinkers relatief veel zwevende stof bevatte en door de goede

filtrerende werking van het poly-urethaan werd de nitrificerende biofilm ingesloten met niet-actief organisch materiaal. Het terugspoelmechanisme van de nitrificerende bioreactor werkte onvoldoende om het ingevangen materiaal van de matten weer te verwijderen.

De betekenis voor toepassing in de praktijk is dat na tussenbezinktanks geen vast-bed reactor met poly-urethaan als dragermateriaal kunnen worden toegepast tenzij de zwevende stof door middel van filtratie uit het effluent wordt verwijderd. Een andere optie voor de praktijk is het toepassen van biofilmreactoren met (klei)-korrels als dragermateriaal (o.a. Biofor). Het bed kan door middel spoelen met water en lucht worden schoongespoeld. Een nadeel van deze systemen is de introductie van schoonwaterbuffers die ruimte vergen.

Denitrificerend zandfilter - Het denitrificerende zandfilter had zich reeds in de praktijk bewezen en het praktijkonderzoek te Oijen heeft aangetoond dat het systeem kan worden toegepast in het concept van het Drie-slibsoortensysteem.

Kosten, ruimtebeslag en bedrijfsvoering - Op basis van de gegevens die thans beschikbaar zijn is een aangepast ontwerp van het Drie-slibsoortengemaakt gemaakt en vergeleken met een laagbelaste actiefslibinstallatie (bijlage B). Uit de kostenraming blijkt dat de investeringskosten voor beide systemen vergelijkbaar zijn. De geschatte jaarlijkse kosten voor het Drie-slibsoortensysteem zijn ca. 5% lager dan voor het laagbelaste actief slibstelsysteem. Het ruimtebeslag is ca. 60% van een laagbelast actief-slibstelsysteem.

De bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem is een punt van aandacht. Bij hogere temperaturen vindt er in de eerste trap nitrificatie plaats en krijgt de tweede trap (nitrificerende bioreactor) te weinig ammonium waardoor de nitrificerende biopopulatie kan afnemen. In de winterperiode stopt bij lagere temperaturen de nitrificatie in de biologische defosfatering en moet de nitrificatie weer plaatsvinden in de tweede trap. Het is mogelijk dat door het gebrek aan nitrificeerders in de tweede trap de nitrificatie dan vertraagd op gang komt en er hogere ammonium-gehalten in het effluent kunnen voorkomen. In de lente en de herfst vindt er dus een verandering plaats van het aanbod aan ammonium voor de tweede, nitrificerende trap. Dit fenomeen vergt een complexere bedrijfsvoering en extra mankracht en kan als nadeel voor het Drie-slibsoortensysteem worden beschouwd.

Marktintroductie - Het Drie-slibsoortensysteem kan thans niet zonder meer in de praktijk worden toegepast. Vooral de afvalwaterkarakteristiek is van belang om in te kunnen schatten of de hoog-belaste biologische defosfatering haalbaar is. Door het inbouwen van een wisseltank voor pre-denitrificatie conform het UCT-proces kan het probleem van nitrificatie in de biologische defosfatering worden opgelost. Het optreden van nitrificatie in de biologisch defosfaterende trap heeft tot gevolg dat bij hogere temperaturen de ammonium-belasting van de tweede, nitrificerende trap laag zal zijn en nauwkeurig moet worden gemeten. Vooral in de lente en in de herfst zal de bedrijfsvoering complexer worden om de nitrificerende biopopulatie in stand te houden. Door de complexere bedrijfsvoering is het Drie-slibsoortensysteem minder robuust dan bestaande systemen. In de meeste gevallen zal daarom eerder een conventioneel systeem worden gekozen. In de gevallen waar de beschikbare grond gering of duur is, dient het

concept van het Drie-slibsoortensysteem bij de systeemkeuze wel in beschouwing te worden genomen.

7 Conclusies

Zuiveringsprestaties - Onderzoek met het Drie-slibsoortensysteem op beperkte praktijkschaal (500 i.e.) heeft aangetoond dat in principe de volgende effluentconcentraties mogelijk zijn: $CZV \leq 60 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, $N_{\text{tot}} \leq 8 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$, $P_{\text{tot}} \approx 1 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ en zwevende stof $\leq 4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. De totale slibproductie was 1,41 gram droge stof per gram aangevoerd BZV_5 hetgeen typerend is voor hoogbelaste actiefslibsystemen. Deze hoge slibproductie, samen met het hoge organische gehalte van het slib (81%) maken het slib een aantrekkelijke grondstof voor de productie van biogas. De bezinkbaarheid van het slib was goed tot uitstekend met een gemiddelde SVI beneden $90 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ en een maximum SVI beneden $120 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$.

Knelpunten - De hoge CZV:P-verhouding van het afvalwater ($\approx 82:1$) en de lage aërobe slibleeftijd van de defosfaterende trap (1,9 d) zorgden ervoor dat de fosfaatverwijdering volledig werd bepaald door assimilatie en er geen biologische defosfatering optrad. Onder deze omstandigheden kon maar net aan de effluenteis van $1,0 \text{ mg P}_{\text{tot}} \cdot \text{P} \cdot \text{l}^{-1}$ worden voldaan. Nadat door toevoeging van extra fosfaat aan het afvalwater de CZV:P verhouding was verlaagd tot ongeveer (37:1) trad ingroei van biologische defosfateerders op. In de zomermaanden werd de biologische defosfatering bij aanhoudend hoge temperaturen ($> 20 \text{ }^\circ\text{C}$) geremd door de ingroei van nitrificeerders in de defosfaterende trap.

In de nitrificerende biofilmreactor met het polyurethaan dragermateriaal waren in principe zeer hoge nitrificatiesnelheden mogelijk. De nitrificatie was instabiel door de (discontinue) aanvoer van zwevende stof uit de tussenbezinkers. Daarnaast resulteerde dit op de lange termijn in ophoping van zwevende stof hetgeen met verstoppingen gepaard ging.

Consequenties voor de praktijk - Om bovenstaande knelpunten in de praktijk te voorkomen wordt een aantal wijzigingen in het oorspronkelijke ontwerp voorgesteld. De nitrificatie die in de zomermaanden in de defosfaterende trap kan optreden, wordt geaccepteerd maar door het systeem tijdelijk volgens het UCT-concept te bedrijven wordt het geproduceerde nitraat door denitrificatie verwijderd. Hiertoe moet het Drie-slibsoortensysteem worden uitgebreid met een zogenaamde wisseltank die in de zomermaanden als denitrificatiereactor fungeert en in de wintermaanden als anaëroob compartiment. Daarnaast is in de zomermaanden een extra interne recirculatiestroom nodig.

Om de problemen met de nitrificatiereactor te ondervangen die samenhangen met de aanvoer van zwevende stof, is een aantal alternatieven met elkaar vergeleken. Het meest aantrekkelijke alternatief was een zand- of lavafilter dat periodiek wordt teruggespoeld (Biofor-N van Degrémont).

Kosten en bedrijfsvoering - Het effect van bovenstaande aanpassingen op de kosten en de bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem is geëvalueerd en het aangepaste systeem is vergeleken met een conventioneel laagbelast actiefslibstelsysteem. Uit een kostenraming is gebleken de stichtingskosten van beide systemen vergelijkbaar zijn. De geschatte jaarlijkse kosten voor het Drie-slibsoortensysteem zijn 5% lager. Een

belangrijk nadeel van het Drie-slibsoortensysteem is de complexere bedrijfsvoering die is ontstaan door de implementatie van de wisseltank.

Marktintroductie - Het Drie-slibsoortensysteem moet bij de systeemkeuze bij nieuwbouw en uitbreiding van rwzi's worden meegenomen in situaties waar de ruimte voor de rwzi beperkt is.

9 Referenties

- [1] Roeleveld, P.J. (1994), Behandeling van stedelijk afvalwater met het Drie-slibsoortensysteem, RWZI-2000 94-11.
- [2] Roeleveld, P.J., Rensink, J.H., Marsman, E.H. (1994), The three-sludge sewage treatment system, a compact concept for high nutrient removal, gepresenteerd op de Asian Water Technology '94 Conference, Integrated water and wastewater management, 22-24 november, Singapore.
- [3] Marsman, E.H. (1996), recente ontwikkelingen voor de zuivering van communaal afvalwater en verontreinigd grondwater, Bulletin voor Milieubiotechnologie, nr. 7
- [4] Marsman, E.H., Roeleveld, P.J., Rensink, J.H. (1996), High nutrient removal in the three sludge sewage treatment system: results and economic evaluation, Wat. Sci. Tech. 35(10): 129-136
- [5] Muller, Th, Anink, D.M.E., Wouters, J.W. (1996), Uitbreiding van de afvalwaterzuiveringsinrichting 'De Groote Lucht' te Vlaardingen met nageschakelde biologische denitrificatie door een DynaSand filter, H₂O (x), nr. 3
- [6] Aanink, D., Wouters, H. (1997), Dynamic denitrification, Water Quality International, April.
- [7] Kramer, J.P., Anink, D.M.E., Wouters, J.W., Kuij, R.J. van der (1997), Biologische denitrificatie: proefresultaten met continue zandfiltratie, H₂O (30), nr. 13.
- [8] STOWA (1999), De haalbaarheid van het BIOFIX-proces voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater, STOWA rapport nr 99-22.
- [10] Wouters, J.W., van Meenen, P. Van, Eijk, L. Van, Formesyn, M., Verstrate, W. (1995), Biologische denitrificatie door middel van een continu zandfilter, Water nr. 84, p. 2110-215.
- [11] Temmink, H., Petersen, B., Isaacs, S., Henze, M. (1996), Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading, Wat. Sci. Tech., No. 1-2, pp. 1-8.
- [12] Teichfischer, T. (1995), Möglichkeiten zur Stabilisierung des Bio-P Prozesses, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 92, Hannover.
- [13] Centraal Bureau voor de Statistiek (1996), Waterkwaliteitsbeheer, Deel B, Zuivering van afvalwater, 1996.
- [14] Liu, W-T., Nakamura, K., Matsuo, T., Mino, T. (1997), Internal energy-based competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors - Effect of P/C feeding ration, Wat. Res., Vol. 31, No. 6, pp. 1430-1438.
- [15] Copp, J.B., Dold, P.L. (1999), Influence of phosphorus concentration on an excess biological phosphorus removal sequencing batch reactor, part III - biochemical explanation, ingediend.
- [16] Water Environment Federation (1998), Biological and chemical systems for nutrient removal, WEF, Alexandria, USA.
- [17] Tauw (1997), Definitief ontwerp proefinstallatie Oijen Drie-slibsoortensysteem.
- [18] STORA (1991), Handleiding biologisch defosfateren, Programma PN-1992.
- [19] Randall, W., Barnard, J.L. en Stensel, H.D. (1992), Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal, water Quality management Library, Vol. 5, Technomic Inc., Lancaster.

- [20] Lazarova, V., Manem, J. (1994), Advances in aerobic reactors ensuring effective activity control, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, nr. 10-11, p. 319-327.
- [21] Tauw (1999), Lagere slibvolume-indices bij biologisch defosfaterende rioolwaterzuiveringsinstallaties, rapport in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Noordzee.
- [22] Stichting Wateropleidingen (1998), Uitgebreide techniek afvalwaterzuivering, Utrecht.
- [23] Mondelinge mededeling. P. van't Hof van de rwzi Oijen, november 1999.

A: Werking van het denitrificerend continu zandfilter

Het afvalwater wordt via een toevoerbuis en een aantal verdeelarmen in het zandbed geleid. Het zand heeft een gemiddelde korrelgrootte van 1,6 mm. Het water doorstroomt het zandbed in opwaartse richting en het gereinigde water verlaat het filter aan de bovenzijde. Het zandbed beweegt in tegenstroom met het te reinigen water. Het meest vervuilde zand wordt onderuit het zandbed gehaald en gewassen, waarna het weer schoon op het zandbed valt.

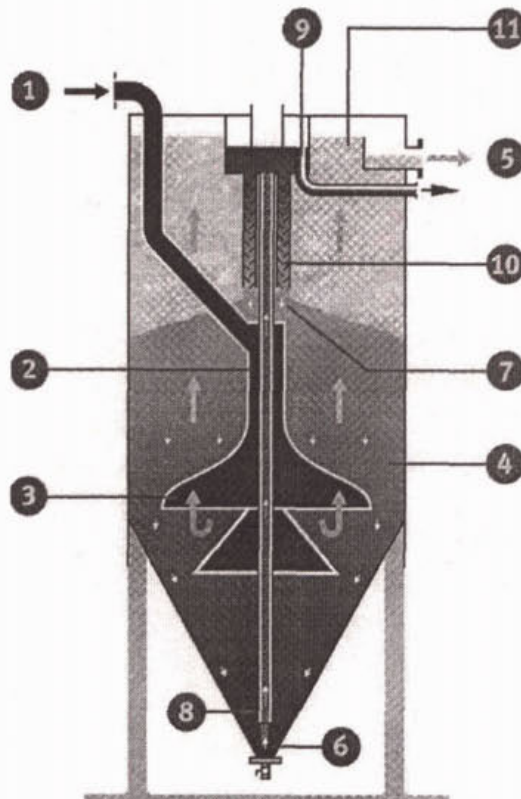


Fig. 26 Astraco zandfilter voor denitrificatie (1 voedingsleiding, 2 toevoerbuis, 3 verdeelarmen, 4 zandbed, 5 effluent, 6 vervuild zand, 7 terugvoer van zand, 8 stijgbuis, 9 spoelwaterafvoer, 10 zandwasser, 11 filtraat).

De zandrecirculatie wordt bewerkstelligd volgens het mammoet-principe: onderin een centraal gelegen stijgbuis wordt perslucht ingebracht die samen met het vervuilde zand-watermengsel opstijgt. Door de heftige beweging die hierbij in het mengsel ontstaat, wordt het vuil los gemaakt van het zand. Bovenin de stijgbuis aangekomen ontwijkt de lucht naar de atmosfeer, stroomt het water over naar de spoelwaterafvoer en valt het zand in de zandwasser. De zandwasser bestaat uit een centraal geplaatste cilinder waarin een labyrint is geplaatst. Het zand valt omlaag door het labyrint, waarbij het gewassen wordt met een geringe hoeveelheid schoon filtraat dat door de zandwasser omhoog stroomt. Deze stroming komt tot stand door een niveauverschil tussen filtraat en spoelwater.

B: Vergelijking van de kosten en bedrijfsvoering voor het Drie-slibsoortensysteem en een laagbelast actiefslibstelsysteem

In deze bijlage wordt een ontwerp van het Drie-slibsoortensysteem (3S) en een laagbelast actief-slibstelsysteem (LBAS) beschreven. Zowel de bouwkosten als de jaarlijkse kosten worden geraamd en met elkaar vergeleken. Daarnaast wordt specifiek aandacht besteed aan verschillen in de bedrijfsvoering. Het werkdocument 'Vergelijking kosten en bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem en een laagbelast actief-slibstelsysteem, R001-3556905-D01-D, Tauw, behandelt tot in detail het ontwerp en de kostenramingen. Er is gekozen voor een RWZI met een ontwerpcapaciteit van 100.000 i.e. (136 g O₂).

B1 Vaststellen van de vuilvracht

De uitgangspunten voor het ontwerpen van een RWZI met een capaciteit van 100.000 i.e. zijn weergegeven in tabel B1.

Tabel B1 - Uitgangspunten voor het ontwerpen van een RWZI met een capaciteit van 100.000 i.e.

Parameter	eenheid	waarde
Vuillast	i.e.(136 g O ₂)	100000
Gemiddeld debiet	m ³ ·d ⁻¹	17800
DWA-dagdebiet	m ³ ·d ⁻¹	13380
DWA-uurdebiet	m ³ ·h ⁻¹	1115
RWA-debiet	m ³ ·h ⁻¹	3350
CZV-vracht	kg·d ⁻¹	9500
BZV-vracht	kg·d ⁻¹	3700
Zwevend stof-vracht	kg·d ⁻¹	3700
N-Kj-vracht	kg·d ⁻¹	890
P-tot-vracht	kg·d ⁻¹	141

Er is tevens uitgegaan van een minimale en maximale ontwerptemperatuur van 8°C, respectievelijk 20°C. Het effluent van de RWZI voldoet aan het Lozingenbesluit WVO Stedelijk Afvalwater. Het effluent wordt gepolijst om aanvullend zwevend stof te verwijderen tot een gehalte van ≤ 5 mg/l.

B2 Ontwerp van het Drie-slibsoortensysteem

Een RWZI volgens het Drie-slibsoortensysteem zal bestaan uit de volgende hoofdonderdelen:

- ontvangwerk met roostergoedverwijdering;
- hoogbelaste actief-slibinstallatie met zandvang (eerste trap);
- tussenbezinktanks;
- retourslibgemaal;
- biofilm nitrificatiereactor (tweede trap), configuratie BIOFOR van de firma Degrémont of belucht zandfilter van de firma Astraco;
- biofilm denitrificatiereactor (derde trap), configuratie denitrificerend continu zandfilter van de firma Astraco;
- slibgisting, gashouder en WK installatie;
- slibverwerkingsgebouw met slibdecanter, ontwateringscentrifuge, sliboverlaadstation en blowers;
- bedrijfsgebouw.

Er wordt vanuit gegaan dat de gehele installatie onder vrij verval kan worden bedreven. Er is gekozen voor één straat met drie tussenbezinktanks.

Eerste trap: hoogbelast actief slib met zandvang

Bij het praktijkonderzoek van het Drie-slibsoortensysteem in Oijen is gebleken dat bij hogere temperaturen regelmatig nitrificatie optreedt, waardoor via het retourslib te veel nitraat wordt teruggevoerd naar de anaërobe zone. Hierdoor is het moeilijk een stabiele biologische defosfatering te realiseren. Bij de ontwerpmethodede is dan ook rekening gehouden met de minimale aërobe slibleeftijd die nodig is om uitspoeling van de bio-P bacteriën te voorkomen en met de temperatuur waarbij de aërobe slibleeftijd voor nitrificeerders zo lang is dat nitrificatie ontstaat. Voor de minimale aërobe slibleeftijd (in d) van de biologische defosfateerders geldt volgens Brdjanovic (1999) de volgende temperatuurrelatie (T in °C), figuur B1.

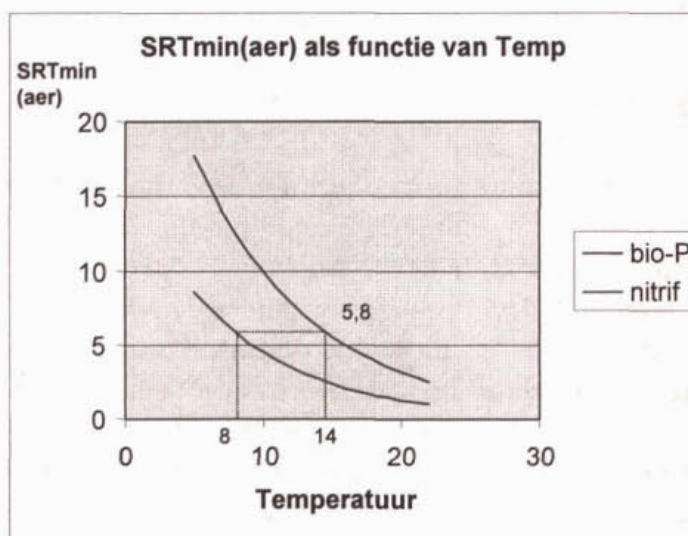


Fig. B1 Temperatuurrelaties van bio-P bacteriën en nitrificerende bacteriën.

Hieruit is te bepalen dat bij de minimale ontwerptemperatuur van 8°C voor de bio-P bacteriën een minimale aërobe slibleeftijd nodig is van 5,8 d. Verder begint bij 14°C de slibleeftijd nitrificatie een rol te spelen. Boven deze temperatuur moeten er dus

maatregelen worden getroffen om te voorkomen dat nitraat in de anaërobe zone terecht komt. Bij 14 °C bedraagt de minimale aërobe slijbleeftijd voor de bio-P bacteriën 2,7 d.

Nitrificatie kan worden beperkt door het slijbgehalte in de zomer te verlagen. Het is echter de vraag of het mogelijk is nitrificatie volledig te voorkomen. De eerste trap wordt daarom geconstrueerd als een reactor volgens het University of Cape Town (UCT)-proces. Bij het UCT-proces kan alle bij hogere temperaturen gevormde nitraat dat met het retourslib wordt teruggevoerd, worden gedenitrificeerd.

In figuur B2 is weergegeven hoe het UCT-proces in de eerste trap is geïntegreerd. Het UCT-proces bestaat uit een anaërobe tank voor de biologische defosfatering, vervolgens een anoxische tank voor het denitrificeren van het nitraat uit het retourslib en een (in dit geval) obligaat aërobe tank voor bioP-opname en CZV-afbraak. Het retourslib wordt eerst in de anoxische reactor gevoerd, waarna het wordt gerecirculeerd naar de anaërobe tank. De anoxische wisseltank wordt zo bedreven dat de recirculatie vrijwel geen nitraat meer bevat. De anaërobe tank is daardoor strikt anaëroob, waardoor de reeds beschikbare en/of gevormde vetzuren volledig ter beschikking komen van de biologische defosfatering.

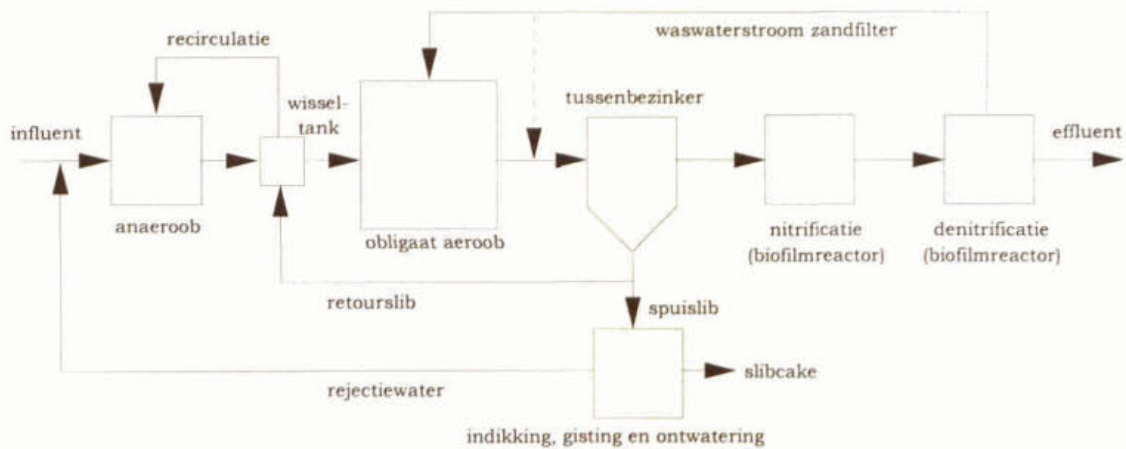


Fig. B2 Schematische weergave van het UCT-proces in de eerste trap.

Bij het UCT-proces vindt doorgaans recirculatie (anders dan met retourslib) van nitraat van de aërobe reactor naar de anoxische reactor plaats. In dit geval gebeurt dit niet omdat het nitraat wordt omgezet in de derde trap.

De anoxische tank van het UCT-proces is alleen nodig in de zomerperiode bij temperaturen hoger dan circa 14°C. Er wordt derhalve uitgegaan van een zogenaamde wisseltank, die bij temperaturen lager dan 14°C volledig aëroob is en bij hogere temperaturen, deels anoxisch, deels aëroob. De beluchting in deze wisselreactor zal gestuurd worden door een gecombineerde redox- en zuurstofmeting.

In figuur B2 is tevens aangegeven dat het ontwerp van de eerste trap nog wordt beïnvloed door het waswater van het denitrificerend zandfilter en het rejectiewater van de slijbverwerking. Deze aspecten worden bij de dimensionering in de beschouwing meegenomen.

B3 Laagbelaste actief-slibinstallatie

Er wordt uitgegaan van een bio-P inrichting met voordennitrificatie zonder voorbezinking.

De laagbelaste RWZI bestaat uit de volgende hoofdonderdelen:

- ontvangwerk met roostergoedverwijdering;
- anaërobe tank met zandvang;
- aanvullende (periodieke) aluminiumchloridedosering;
- laagbelaste actief-slibsystemen;
- nabezinktanks;
- retourslibgemaal;
- slibverwerkingsgebouw met slibdecanter, ontwateringscentrifuges, overlaadstation en blowers;
- bedrijfsgebouw.

Er wordt vanuit gegaan dat de gehele installatie onder vrij verval kan worden doorlopen. Er is gekozen voor twee identieke straten bestaande uit één ontvangwerk en anaërobe tank met twee actief-slibinstallaties en vier nabezinktanks.

B4 Vergelijking van de jaarlijkse kosten

Voor de kostenraming is uitgegaan van een fundatie op staal. Eerst zijn de bouwkosten berekend, inclusief staartkosten (kosten aannemer, engineering e.d.). Op basis hiervan zijn de stichtingskosten vastgesteld (inclusief BTW, advies, verzekering, bouwrente, vergunningen, etc) en daarna de afschrijvings-, exploitatie- en overige jaarlijkse kosten. Tenzij anders vermeld wordt voor de kostenraming uitgegaan van een nauwkeurigheid van $\pm 20\%$.

Het oppervlak van 3S is circa 60% van dat voor het laagbelaste actiefslibstelsysteem. Bij hoge grondkosten heeft dit een kostenbesparend effect. Toch zijn de grondkosten verder buiten beschouwing gelaten, omdat in Nederland dit vrijwel nooit doorslaggevend in de keuze is. In de meeste gevallen is er voldoende ruimte beschikbaar. Een totaal overzicht van de jaarlijkse kosten is weergegeven in tabel B2.

Tabel B2 - Totaal overzicht van de jaarlijkse kosten van het Drie-slibsoortensysteem en van het LBAS (* NLG 1.000).

	Drie-slibsoortensysteem	LBAS
Afschrijvingen volgens annuïteit	2805	2570
Onderhoudskosten	390	350
Personeel	360	320
Chemicaliën	155	115
Energie	940	725
Slibafzet	754	1340
Restheffing	340	340
Totale jaarlijkse kosten	5744	5670

De kosten per m³ gezuiverd afvalwater bedragen voor het Drie-slibsoortensysteem op basis van deze berekeningen NLG 0,88 en voor het LBAS eveneens NLG 0,88.

B5 Vergelijking bedrijfsvoering

De bedrijfsvoering van het Drie-slibsoortensysteem heeft een aantal knelpunten, die niet bij het laagbelaste actiefslibstelsysteem worden verwacht. Daardoor vergt de bediening voor het Drie-slibsoortensysteem 0,5 dag meer dan van het LBAS. Het extra personeel is vooral nodig bij de opstartfase van het Drie-slibsoortensysteem en bij het omslagpunt rond 14°C.

In Oijen is gebleken dat het opstarten van de nitrificatie in de toegepaste biofilmreactor drie maanden in beslag nam hetgeen een relatief lange periode is. Er zal een protocol moeten worden ontwikkeld, bijvoorbeeld voor het kweken van een nitrificerende populatie voordat de installatie wordt belast met afvalwater, om belasting van het oppervlaktewater met ammonium-bevattend water tijdens de opstartfase tegen te gaan.

De bedrijfsvoering rond het omslagpunt van 14°C vergt veel aandacht. In Nederland zijn geen praktijkervaringen met de toepassing van een wisseltank in het hoogbelaste actiefslibstelsysteem. Bij een stijgende temperatuur dient de retourstroom naar de wisseltank (anoxisch) te worden gestart. De start van de retourstroom is afhankelijk van onder andere het nitraatgehalte in de actief-slibtank en het fosfaatophopend vermogen van het actief-slib. Om de nitrificerende biopopulatie in de zomermaanden in stand te houden zal aan de nitrificerende biofilmreactor een stroom ammoniumrijk water, bijvoorbeeld rejectiewater, moeten worden gedoseerd. Bij een dalende temperatuur kan de retourstroom naar de wisseltank worden stopgezet, de wisseltank wordt dan weer belucht. De kritische bioreactor zal in deze fase de nitrificatie zijn aangezien de nitrificerende reactor gedurende de zomermaanden nauwelijks met ammonium wordt belast.

Een protocol 'hoe om te gaan met de wisseltank' dient te worden ontwikkeld en te worden getest alvorens het Drie-slibsoortensysteem in de praktijk kan worden toegepast.

B6 Conclusies

Uit de kostenraming blijkt dat het Drie-slibsoortensysteem qua stichtingskosten en qua jaarlijkse kosten vergelijkbaar zijn met een laagbelast actiefslibstelsysteem. Bij het achterwege laten van de effluentpolishing bij LBAS zijn de jaarlijkse kosten hoger. De hogere kapitaalslasten bij het Drie-slibsoortensysteem worden gecompenseerd door de lagere exploitatiekosten.

Op basis van de beperkte nauwkeurigheid ($\pm 20\%$) van de kostenraming en de geringe kostenverschillen is Tauw van mening dat qua kosten beide systemen gelijkwaardig zijn. Dit is in overeenstemming met eerdere kostencomputaties, waarbij wel iets andere uitgangspunten zijn gehanteerd, maar waar de kostenverschillen in dezelfde orde van grootte lagen.

Het aspect van het geringe ruimtebeslag werkt in het voordeel voor 3S als de grondprijs hoog is, er veel gefundeerd en bemalen moet worden. Op dat moment zal het kostenvoordeel hoger worden.

Het chemicaliënverbruik is voor beide systemen laag. De hoeveelheid methanol die moet worden toegevoegd is gering. Bovendien zijn in de markt zeer lage bulkprijzen voor methanol gangbaar.

Op basis van de verkregen resultaten en de gevolgen daarvan op het ontwerp blijkt dat het Drie-slibsoortensysteem technisch in staat is een zeer goed effluent te produceren. Ook het kostenniveau is zodanig dat het concurrerend kan zijn met alternatieve

systemen zoals LBAS. Door het toepassen van een slibgisting en een goede ontwatering wordt wel zorgvuldig omgesprongen met energie en de slibafzet. Ook de compactheid kan als een voordeel qua duurzaamheid worden beschouwd.

Het grootste nadeel van het Drie-slibsoortensysteem is de relatief complexe bedrijfsvoering in voornamelijk de lente en de herfstperiode, veroorzaakt door de nitrificatie in de defosfaterende trap. Hiermee is in Nederland nog geen praktijkervaring opgedaan. Aangezien er steeds meer een trend is de RWZI met zo weinig mogelijk mankracht te laten functioneren door een goed ontwerp en een zorgvuldige, adequate sturing is het Drie-slibsoortensysteem door de complexere bedrijfsvoering minder robuust dan bestaande systemen. In de meeste gevallen zal daarom eerder een conventioneel systeem worden gekozen dan het Drie-slibsoortensysteem. In de gevallen waar de beschikbare grond gering of duur is, dient het concept van het Drie-slibsoortensysteem bij de systeemkeuze zeker in beschouwing te worden genomen.

