

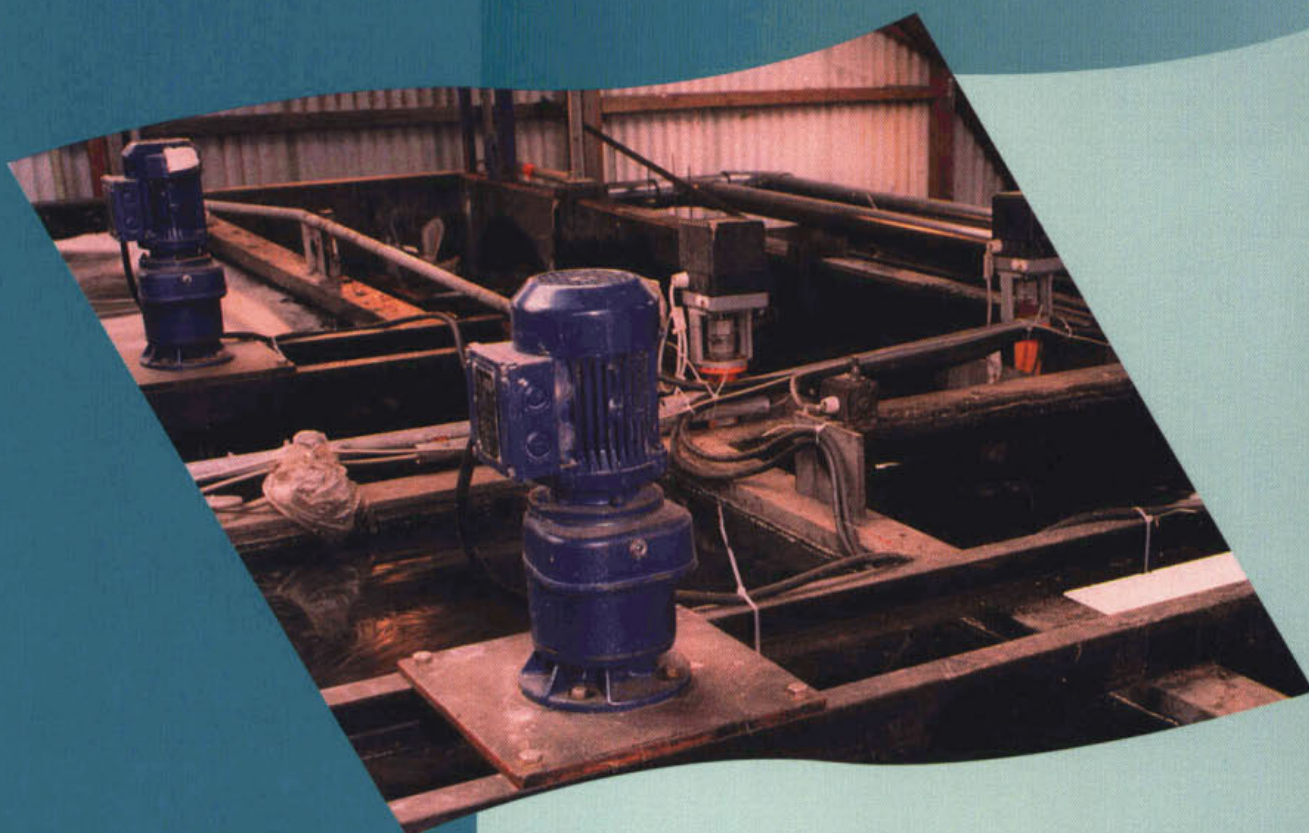
2001-W01_stedelijk-afvalwater-twee-slibsoortensysteem

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Behandeling van stedelijk afvalwater met een twee-slibsoortensysteem

Een studie flankerend aan het Drie-slibsoortensysteem



2001 w01

**Behandeling van stedelijk afvalwater
met een twee-slibsoortensysteem**

Een studie flankerend aan het Drie-slibsoortensysteem

2001

w01

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 90.5773.153.3

Inhoud

Ten Geleide	1
Samenvatting	2
1 Inleiding	5
1.1 Aanleiding	5
1.2 Twee-slibsoortensystemen	5
1.3 Doelstelling en onderzoeksvragen	7
2 Materiaal en methode	9
2.1 Proefinstallatie en afvalwater	9
2.2 Bedrijfsvoering	10
2.3 Regeling redoxpotentiaal	11
2.4 Monsternamen en analyses	12
3 Resultaten	13
3.1 Regeling redoxpotentiaal	13
3.2 Fosfaatverwijdering	14
3.3 Stikstofverwijdering	20
3.4 CZV-verwijdering	24
3.5 Slibproductie en slibbezinking	26
4 Evaluatie	28
4.1 Voordelen van het twee-slibsoortensysteem	28
4.2 Nadelen van het twee-slibsoortensysteem	29
5 Conclusies en aanbevelingen	32
5.1 Conclusies	32
5.2 Aanbevelingen	32
6 Referenties	34
<u>Bijlage</u> - Voorschrift fosfaat-afgifte en opname-proeven	36

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. In STOWA-rapport 2001-01 wordt verslag gedaan van onderzoek op beperkte praktijkschaal met het Drie-slibsoortensysteem.

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 dit werkrapport.

Voordelen van het onderzochte twee-slibsoortensysteem in vergelijking met het Drie-slibsoortensysteem zijn geen of minder behoefte aan een externe koolstofbron voor de denitrificatie en een besparing op de beluchtingsenergie van de defosfaterende reactor. Nadeel is de benodigdheid van een grotere capaciteit van de tussenbezinker vanwege een externe recirculatiestroom. Omdat de recirculatiestroom niet oneindig kan worden opgevoerd, is het waarschijnlijk niet mogelijk om effluentconcentraties nitraat ≤ 5 mg N/l te bereiken.

Het onderzoek naar de mogelijkheid van een twee-slibsoortensysteem had een verkennend karakter. Dit betekent dat voor een gedegen evaluatie van de praktische toepasbaarheid eerst nog een aantal onderzoeksvragen zou moeten worden beantwoord.

Het onderzoek werd uitgevoerd door de Wageningen Universiteit (ir. H. Temmink, dr. ir. A. Klapwijk en prof. dr. ir. W.H. Rulkens). 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. E.H. Marsman, ir. J.L.P.M. van der Pluijm, ir. P.J. Roeleveld, ing. A.A.J.C. Schellen en ir. P.C. Stamperius.

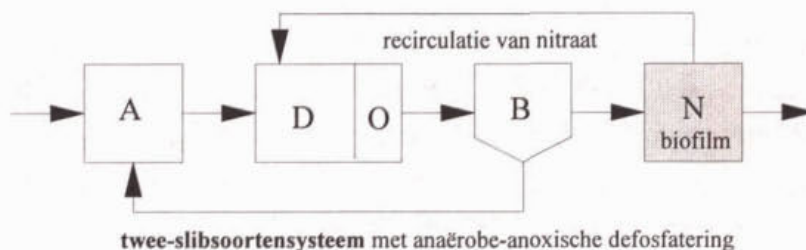
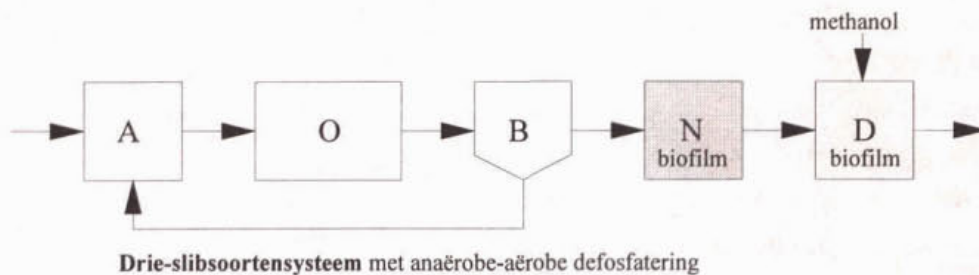
Utrecht, december 2001

De directeur van de STOWA

ir. J.M.J. Leenen

Samenvatting

Inleiding - In het zogenaamde drie-slibsoortensysteem (zie onderstaande figuur) vindt biologische defosfatering plaats onder afwisselend anaërobe-aërobe condities. Echter, de laatste jaren is aangetoond dat biologische defosfatering ook onder afwisselende anaërobe-anoxische condities kan plaatsvinden. Dit zou een aantal voordelen kunnen opleveren. In de eerste plaats wordt op deze manier het afvalwater-CZV beter benut zodat geen behoefte is aan een externe koolstofbron (methanol) en ook bij lagere CZV/N/P-verhoudingen van het afvalwater nog biologische nutriëntenverwijdering mogelijk is. Tevens kan op de beluchting van de defosfaterende reactor bespaard worden 'en geen aparte, nageschakelde denitrificatiereactor nodig is. Tevens zijn er aanwijzingen dat onder anoxische condities een lagere slibproductie optreedt.



Drie- en twee-slibsoortensysteem (A=anaëroob, O=aëroob, B=bezinker, N=nitrificatie, D=denitrificatie).

Bovenstaande potentiële voordelen werden nader onderzocht door een 0.5 m³ proefinstallatie van het drie-slibsoortensysteem (STOWA, 1994) om te bouwen tot een twee-slibsoortensysteem. Hierbij werd genitrificeerd effluent volgens bovenstaande figuur naar de defosfaterende reactor gerecirculeerd om zo de aërobe condities (grotendeels) door anoxische condities te vervangen. Uiteraard brengt dit ook een aantal nadelen met zich mee. Er moet een externe recirculatiestroom worden geïnstalleerd en daardoor is een grotere bezinkcapaciteit nodig. Tevens is het onmogelijk om extreem lage effluentconcentraties nitraat ($\leq 5 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) te bereiken omdat de vracht nitraat die gedenitrificeerd kan worden afhankelijk is van de grootte van de recirculatiestroom die niet oneindig kan worden opgevoerd.

Methode - Om anoxische omstandigheden in de defosfaterende reactor te creëren werd in eerste instantie een externe nitraatbron toegevoegd en werd in een later stadium genitrificeerd effluent

gerecicleerd. In beide gevallen werd de vracht nitraat naar de defosfaterende reactor aangestuurd door de redoxpotentiaal aan het einde van de anoxische zone constant te houden. Op deze manier werd voorkomen dat een overmaat nitraat met het retourslib naar de anaërobe zone werd gerecicleerd en bij een ondermaat nitraat aan het einde van de defosfaterende reactor secundaire fosfaat-afgifte optrad.

Resultaten - Tijdens de periode dat een externe nitraatbron werd toegediend bleek dat ingroei van anoxische defosfateerders optrad nadat de slibleeftijd (op basis van het gehele volume) van de defosfaterende reactor was verhoogd van 3 naar 10 dagen. Dit betekent dat de anoxische defosfateerders blijkbaar langzamer groeien dan (strikt) aërobe defosfateerders. Onder stabiele condities bleek ook zonder een externe koolstofbron een goede biologische defosfatering en denitrificatie mogelijk te zijn. Ongeveer 90% van de fosfaatopname vond plaats onder anoxische condities. De overige 10% van de fosfaatopname vond plaats in de nabeluchting die was geïnstalleerd om stikstofgas te strippen en eventueel resterend CZV om te zetten. Opvallend waren de hoge nitraatvracht (ongeveer 0.19 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ per mg afvalwater-CZV) die in vergelijking met 'normale' denitrificatie (minder dan 0.13 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ per mg afvalwater-CZV) kon worden gedenitrificeerd en de extreem lage SVI (40-50 $\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$).

Nadat was overgeschakeld van een externe nitraatbron naar de recirculatie van genitrificeerd effluent ontstonden gemiddeld lagere nitraatconcentraties in de anoxische zone van de defosfaterende reactor. Hierdoor werkte de denitrificatie nitraat-gelimiteerd, werd (door de regeling automatisch) minder nitraat gerecicleerd en was de effluentconcentratie nitraat met 12.6 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ hoger dan de streefwaarde van 10 mg $\text{NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Tevens bestond het vermoeden dat door de lage nitraatconcentraties een verschuiving was opgetreden van anoxische defosfateerders naar 'normale' defosfateerders. Een tweede probleem was dat er secundaire fosfaat-afgifte optrad in de tussenbezinker hetgeen gepaard ging met een verhoging van de gemiddelde effluentconcentratie fosfaat van 0.6 naar 1.3 mg $\text{PO}_4\text{-P}\cdot\text{l}^{-1}$. Tenslotte bleek dat het effluent een troebel karakter had, vermoedelijk doordat er slibdeeltjes en colloïdaal materiaal uitspoelden. Dit ging gepaard met een daling van de CZV-verwijdering.

Evaluatie en conclusies - De resultaten bevestigden grotendeels de reeds genoemde voor- en nadelen van het onderzochte twee-slibsoortensysteem. Hoewel niet aan de verwachte stikstofverwijdering werd voldaan, is dat naar alle waarschijnlijkheid wel mogelijk door de regeling op basis van de redoxpotentiaal te vervangen door een nauwkeuriger regeling op basis van een on-line nitraatmeting. Tenzij zeer lage effluentconcentraties stikstof (≤ 5 mg $\text{N}\cdot\text{l}^{-1}$) bewerkstelligd moeten worden betekent dit dat er in tegenstelling tot het drie-slibsoortensysteem geen behoefte is aan een nageschakelde denitrificatiereactor. Door het (grotendeels) vervangen van aërobe door anoxische defosfatering kon 70% op de beluchting van de defosfaterende trap worden bespaard. Echter, door wat meer nabeluchting te installeren kan misschien voorkomen worden dat in de tussenbezinker secundaire fosfaat-afgifte optreedt en slib- en colloïdale deeltje uitspoelen. Waarschijnlijk speelt ook de extreem lage SVI van 40-50 $\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$ een belangrijke rol en moet hiermee bij het ontwerp van de tussenbezinker terdege rekening worden gehouden. In het onderzochte twee-slibsoortensysteem was de slibproductie 30-40% lager dan in het drie-slibsoortensysteem. Hoewel

het vermoeden bestaat dat het vervangen van aërobe door anoxische condities hier sterk aan bijgedragen heeft, moest om anoxische defosfatering te verkrijgen de slibleeftijd verhoogd worden en de hydraulische belasting verlaagd worden. Dit maakt een goede vergelijking van de slibproductie in beide systemen onbetrouwbaar.

Aanbevelingen - Hoewel de potentie van het onderzochte twee-slibsoortensysteem duidelijk is aangetoond, is een betrouwbare evaluatie van de praktische toepasbaarheid van het systeem nog niet mogelijk. Eerst dienen in verder onderzoek op proefinstallatie-niveau de volgende vragen beantwoord worden:

- Hoever kan de slibbelasting worden opgevoerd zonder dat er sprake is van een overbelasting?
- Wat is de optimale slibleeftijd van de defosfaterende reactor: kan deze van 10 d worden teruggebracht tot 5-8 d?
- Hoeveel nabeluchting moet toegepast worden zodat de CZV-verwijdering kan worden geoptimaliseerd en ongewenste slibuitspoeling en secundaire fosfaat-afgifte kunnen worden voorkomen?
- Wat is het effect van een hogere instelling van de nitraatconcentratie aan het einde van de anoxische zone op de verdeling tussen anoxische defosfateerders en 'normale' denitrificeerders en welk effect heeft dit op de denitrificatiecapaciteit van het systeem?
- Hoe stabiel gedraagt het systeem zich bij DWA-RWA?

Pas nadat deze vragen zijn beantwoord kan een gedegen evaluatie van de praktische toepasbaarheid plaatsvinden. Het lijkt zinvol om hierbij ook het A_2N - of Dephanox-systeem dat eveneens op anoxische defosfatering is gebaseerd te betrekken.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Voorafgaande aan dit onderzoek met het twee-slibsoortensysteem hebben het ingenieursbureau Tauw bv en de sectie Milieutechnologie van de Wageningen Universiteit in opdracht van de STOWA onderzoek gedaan naar de toepasbaarheid van het drie-slibsoortensysteem voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Dit onderzoek werd uitgevoerd in een 0.5 m³ proefinstallatie in de proefhal van de sectie Milieutechnologie (STOWA, 1994) en later ook in een 500 i.e. semi-praktijkinstallatie, gesitueerd bij de rwzi Oijen van Waterschap de Maaskant (STOWA, 2000a).

In het drie-slibsoortensysteem vindt de biologische defosfatering plaats onder afwisselende anaërobe en aërobe condities. De nitrificatie en denitrificatie worden in aparte, nageschakelde biofilmreactoren uitgevoerd. Echter, onderzoek van de laatste jaren heeft laten zien dat biologische defosfatering ook onder afwisselend anaërobe en anoxische omstandigheden uitgevoerd kan worden, dus met nitraat in plaats van zuurstof als electronen-acceptor (o.a. Vlekke *et al.*, 1988; Kernn-Jespersen en Henze, 1993; Kuba *et al.*, 1996). De micro-organismen die verantwoordelijk zijn voor dit proces komen voor in het Biotenopho-proces (Isaacs en Temmink, 1996), in UCT-processen (Kuba *et al.*, 1997) en in het Dephanox-proces (Bortone *et al.*, 1996). Dit laatste proces werd ontwikkeld om zo efficiënt mogelijk gebruik te kunnen maken van de voordelen van anoxische defosfatering:

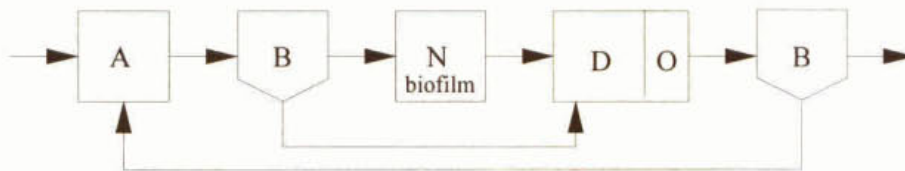
- 1) Het CZV in het afvalwater kan efficiënter worden gebruikt zodat er minder of zelfs geen behoefte is aan een externe koolstofbron (methanol) en ook bij lagere CZV/N/P-verhoudingen van het afvalwater nog biologische nutriëntenverwijdering mogelijk is.
- 2) Omdat de biologisch defosfaterende micro-organismen nitraat in plaats van zuurstof als electronen-acceptor gebruiken kan op de beluchting van de defosfaterende reactor worden bespaard en is geen behoefte aan een aparte, nageschakelde denitrificatiereactor.
- 3) Er zijn aanwijzingen dat onder anoxische condities minder slib wordt geproduceerd dan onder aërobe condities (Copp en Dold, 1998).

Combinatie van denitrificatie en biologische defosfatering zou voor het drie-slibsoortensysteem kunnen betekenen dat slechts met twee slibsoorten volstaan kan worden en niet langer een nageschakelde denitrificatiereactor met methanoldosering noodzakelijk is. Gezien deze potentiële voordelen werd besloten om in de 0.5 m³ proefinstallatie (STOWA, 1994) de mogelijkheden van anoxische defosfatering verder te onderzoeken.

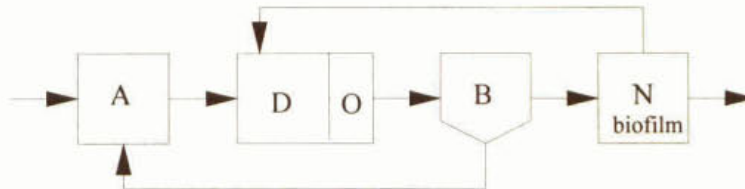
1.2 Twee-slibsoortensystemen

In continue systemen kan anoxische defosfatering op twee verschillende manieren bereikt worden:

- in het A₂N- of Dephanox-proces (figuur 1A) of
- in een twee-slibsoortensysteem met recirculatie van genitrificeerd effluent (figuur 1B).



A) twee-slibsoortensysteem met nageschakelde denitrificatie (A₂N of Dephanox)



B) twee-slibsoortensysteem met voorgeschakelde denitrificatie

Fig. 1 Twee-slibsoortensystemen met anoxische defosfatering (A=anaëroob, O=aëroob, B=bezinker, N=nitrificatie, D=denitrificatie).

In het A₂N- of Dephanox-proces (figuur 1A) wordt slib dat in een anaëroobe reactor CZV uit het afvalwater heeft opgenomen via de onderloop van een tussenbezinker naar een nageschakelde denitrificatiereactor getransporteerd (Bortone *et al.*, 1996; Haskoning, 1996). Hier wordt het slib opnieuw in contact gebracht met het afvalwater dat intussen in een biofilmreactor is genitrificeerd. In de denitrificatiereactor treden tegelijkertijd opname van fosfaat en denitrificatie op. De denitrificatiereactor wordt gevolgd door een (kleine) beluchtingsruimte waarin eventueel resterend CZV wordt omgezet en stikstofgas uit het slib/water-mengsel wordt gestript. De economische haalbaarheid van het Dephanox-proces is in een bureaustudie onderzocht door het te vergelijken met een actiefslibinstallatie die is gebaseerd op het UCT-proces en een actiefslibinstallatie die gebruik maakt van chemische fosfaatverwijdering (HasKoning en TU-Delft, 1996). De belangrijkste conclusie van deze studie was dat de toepassing van het Dephanox-proces in de praktijk nauwelijks haalbaar is omdat zowel de stichtings- als de exploitatiekosten hoger uitvielen dan voor de andere twee systemen. Echter, de bureaustudie was gebaseerd op een aantal essentiële aannames die niet door experimenten met echt afvalwater waren geverifieerd. Inmiddels is het Dephanox-proces ook met praktijkafvalwater onderzocht en zijn veelbelovende resultaten verkregen (o.a. Bortone *et al.*, 1996; Sorm *et al.*, 1998 en Hu *et al.*, 2000). Een nieuwe economische evaluatie op basis van deze resultaten heeft nog niet plaatsgevonden.

In de studie die in dit rapport wordt beschreven werd een ander twee-slibsoortensysteem onderzocht dat ook gebruik maakt van anoxische defosfatering, maar waarin nitraat dat in een nageschakelde nitrificatiereactor is geproduceerd naar de denitrificatiereactor wordt gerecirculeerd (figuur 1B). Naast de reeds genoemde voordelen die anoxische defosfatering biedt, heeft dit systeem ook een aantal duidelijke nadelen:

- 1) Om aan de effluenteis voor stikstof te voldoen moet voldoende nitraat worden gerecirculeerd en dit betekent dat de tussenbezinker een hoge drogestofbelasting moet kunnen behandelen. In dit systeem zal dus een grotere bezinker moeten worden toegepast dan in het drie-slibsoortensysteem.
- 2) Het nitraatprofiel in de anoxische zone van de defosfaterende reactor moet in de hand worden gehouden (profiel 3 in figuur 2). Immers, indien een overmaat nitraat wordt gerecirculeerd (profiel 1 in figuur 2) komt een deel hiervan in de anaërobe reactor terecht en zal de biologische defosfatering negatief beïnvloed worden. Aan de andere kant, indien een ondermaat nitraat wordt gerecirculeerd (profiel 2 in figuur 2) ontstaat aan het einde van de defosfaterende trap een anaërobe zone en kan secundaire fosfaatafgifte de effluentconcentratie aan fosfaat verhogen.

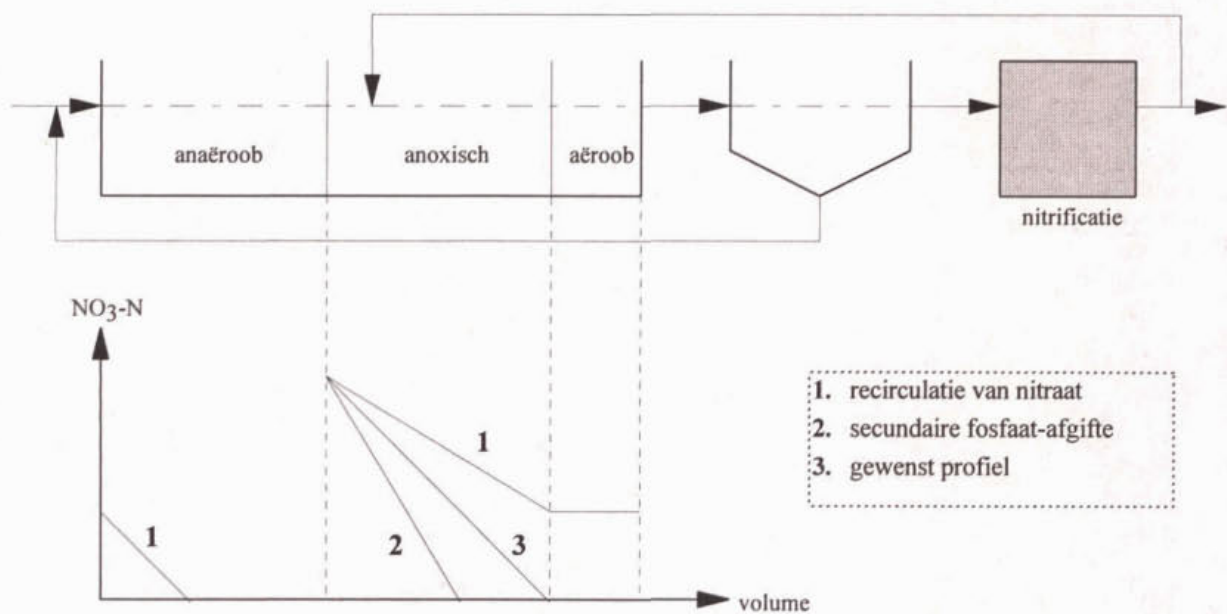


Fig. 2 Mogelijke nitraatprofielen in de anoxische zone van een twee-slibsoortensysteem met recirculatie van genitrificeerd effluent.

1.3 Doelstelling en onderzoeksvragen

Het voornaamste doel van deze studie is geweest om de technische haalbaarheid van het hierboven geschetste twee-slibsoortensysteem met recirculatie van genitrificeerd effluent te onderzoeken. Hiertoe moesten de volgende onderzoeksvragen beantwoord worden:

- 1) Is anoxische defosfatering mogelijk onder dezelfde operationele condities (slibleeftijd, slibbelasting) als aërobe defosfatering?
- 2) Wat zijn de maximale denitrificatie- en defosfateringscapaciteit?
- 3) Wat is het effect van de anoxische defosfatering op slibproductie en slibbezinkbaarheid?
- 4) Kan het gewenste nitraatprofiel in de defosfaterende trap met een regeling op basis van de redoxpotentiaal bewerkstelligd worden?

Bovenstaande onderzoeksvragen werden beantwoord door een externe nitraatdosering te gebruiken zodat de resultaten niet afhankelijk zouden zijn van het functioneren van de nitrificatiereactor en de hydraulische condities ten opzichte van het drie-slibsoortensysteem zoveel mogelijk ongewijzigd konden blijven. Vervolgens werd overgeschakeld op de recirculatie van genitrificeerd effluent om ook de volgende onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden:

- 5) Hoe verloopt de wisselwerking tussen de nitrificatie en de defosfatering?
- 6) Wat zijn eventuele knelpunten van het proces?

2 Materiaal en methoden

2.1 Proefinstallatie en afvalwater

De proefinstallatie werd gevoed met ruw huishoudelijk afvalwater uit de plaats Bennekom waarvan de gemiddelde samenstelling in tabel 1 wordt weergegeven. De temperatuur van het afvalwater varieerde van 14 tot 20 °C.

Tabel 1 - Gemiddelde samenstelling van het gebruikte afvalwater, berekend uit 48-uurs monsters over een periode van 500 d.

parameter	waarde (\pm std. dev.)
CZV totaal ($\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$)	466 ± 167
CZV papier gefiltreerd ($\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$)	290 ± 98
vluchtige vetzuren-CZV ($\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$)	49 ± 26
N_{kj} ($\text{mg N} \cdot \text{l}^{-1}$)*	65 ± 18
NH_4 ($\text{mg N} \cdot \text{l}^{-1}$)	46 ± 15
PO_4 ($\text{mg P} \cdot \text{l}^{-1}$)	5.6 ± 2.1
P_{tot} ($\text{mg P} \cdot \text{l}^{-1}$)*	9.1 ± 2.7
CZV:N:P-verhouding	51:7:1

* beperkt aantal waarnemingen

De eerste trap van de proefinstallatie (figuur 3) bestond uit een hoogbelaste actiefslibreator van 180 l die was onderverdeeld in 12 geroerde compartimenten van elk 15 l. De eerste vijf anaërobe compartimenten (75 l) werden gevolgd door zeven compartimenten (115 l) die anoxisch of aëroob werden bedreven (zie paragraaf 2.2). De aërobe compartimenten werden belucht met ronde bellenbeluchters (\varnothing 7.5 cm). Uit het laatste compartiment van de defosfatering werd met een vast debiet slib gespuid. Het retourslib werd met een instelbare pomp uit een (bestaande) tussenbezinker (150 l, oppervlak 0.38 m^2) naar het eerste (anaërobe) compartiment van de defosfaterende trap teruggevoerd. De overloop van de tussenbezinker stroomde naar een filtratie-eenheid ($\sim 20 \text{ l}$) die was gevuld met polyurethaan (PUR)-filtermateriaal. Deze filtratiestap was noodzakelijk gebleken om het nitrificatieproces tegen de aanvoer van zwevende stof te beschermen (STOWA, 1994). Het filtermateriaal werd in eerste instantie minimaal eens per week gewassen en later minimaal eens per twee dagen. De nitrificatiereactor (180 l) werd belucht en was eveneens gevuld met PUR-materiaal (specifiek oppervlak van $480 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$). De pH in de nitrificatietank werd gehandhaafd tussen 7.0 en 7.5 met behulp van een automatische loogdosering. De zuurstofconcentratie (bovenin de reactor) was altijd hoger dan $4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. In de defosfaterende trap werden continu de temperatuur en de redoxpotentiaal (Pt-Ag/AgCl) gemeten. Samen met de pH en de zuurstofconcentratie in de nitrificatietank en het debiet van de nitraatdosering werden deze gegevens op een computer geregistreerd.

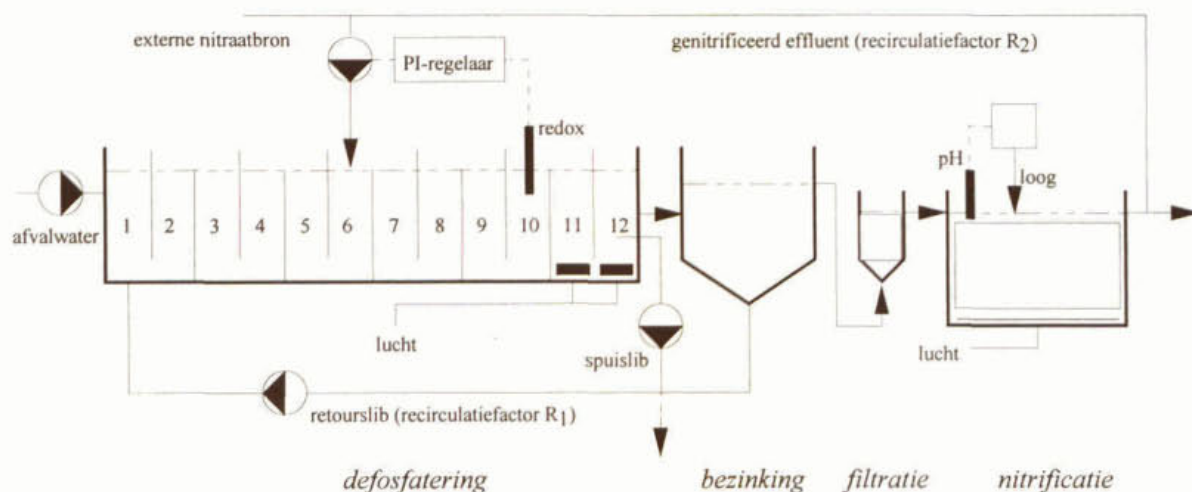


Fig. 3 Proefinstallatie voor het twee-slibsoortensysteem.

2.2 Bedrijfsvoering

In de bedrijfsvoering kunnen vier verschillende perioden worden onderscheiden die in tabel 2 zijn weergegeven.

Tabel 2 - Procesvoering van de proefinstallatie.

parameter	anaëroob/aëroob	externe nitraatdosering		recirculatie effluent nitrificatie
	periode A dag -150 - 0	periode B dag 0 - 103	periode C dag 103 - 260	periode D dag 260 - 500
influentdebiet (l·h ⁻¹)	50	50	30	30
interne recirculatiefactor R ₁	1	1	1	1
externe recirculatiefactor R ₂	0	0	0	3.2 ± 0.8 **
slibleeftijd (d)	3	3	10	10
anaëroob volume defosfatering (%)	42	42	42	42
anoxisch volume defosfatering (%)	0	0 → 42	42	42
aëroob volume defosfatering (%)	58	58 → 16	16	16
slibbelasting (kgCZV·kg ⁻¹ ds·d ⁻¹)*	0.61	0.85	0.35	0.38

* op basis van de gemiddelde influentconcentratie CZV en de slibconcentratie

** bepaald door de regeling van de redoxpotentiaal (zie paragraaf 2.3)

Periode A - Gedurende deze periode werd de defosfaterende trap van de proefinstallatie anaëroob-aëroob bedreven volgens de richtlijnen die in eerder onderzoek waren vastgesteld (STOWA, 1994). Een verschil met het vooronderzoek was dat de slibconcentratie niet werd geregeld door een sturing van het spuidebiet, maar dat een vaste slibleeftijd van 3 dagen werd ingesteld (gebaseerd op het totale volume van de defosfaterende trap).

Periode B - In periode B werd het aantal anoxische compartimenten geleidelijk verhoogd volgens een methode die in figuur 4 is weergegeven. Op basis van een regeling van de redoxpotentiaal in het

laatste anoxische compartiment (zie paragraaf 2.3), werd continu een nitraatoplossing (NaNO_3 , technische kwaliteit) toegevoegd. Het anoxische volume werd telkens met één compartiment uitgebreid tot een maximum van 5 compartimenten (42% van het volume). De laatste twee compartimenten (16% van het volume) bleven tijdens het gehele onderzoek belucht.

Periode C - De resultaten van periode B lieten zien dat de fosfaatverwijdering afnam met een toename van het anoxische volume. Hierop werd besloten de slibleeftijd te verhogen van 3 naar 10 dagen en het influent- en retourlibdebiet te verlagen van 50 naar $30 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$.

Periode D - Aan het begin van deze periode werd de externe nitraatbron vervangen door recirculatie van genitrificeerd effluent.

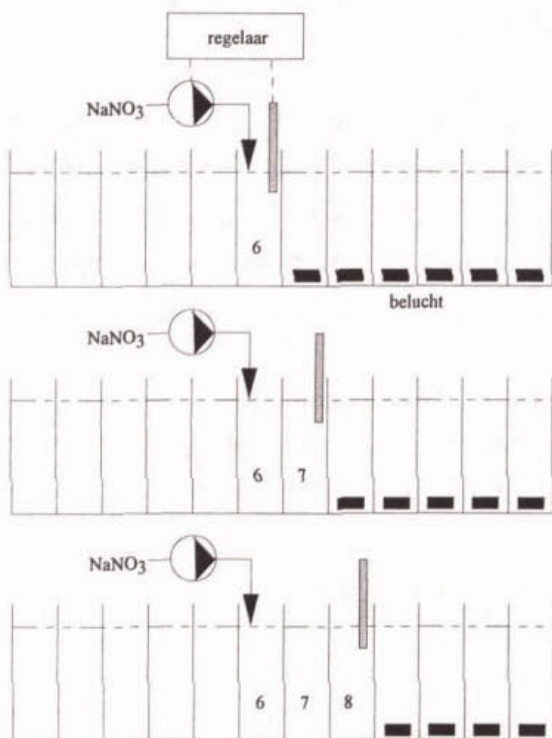


Fig. 4 Geleidelijke introductie van anoxische defosfatering in periode B.

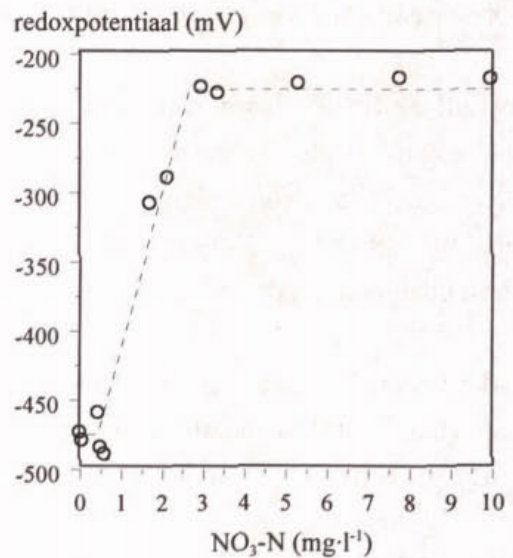


Fig. 5 Redoxpotentiaal als functie van de concentratie nitraat.

2.3 Regeling redoxpotentiaal

Figuur 5 toont de (gemeten) relatie tussen de som van de nitraatconcentratie en de redoxpotentiaal. Bij een concentratie lager dan $0.5\text{-}1 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ was de redoxpotentiaal ongeveer -475 mV . Bij hogere nitraatconcentraties vindt een steile overgang plaats naar een redoxpotentiaal van -225 mV voor concentraties groter dan $2\text{-}2.5 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$. Op basis van deze relatie werd een PID-regelaar geïmplementeerd die er middels een sturing van de nitraatdosering voor moest zorgen dat de redoxpotentiaal op een waarde van -400 mV gehandhaafd bleef. In een later stadium werd de instelling voor de redoxpotentiaal verhoogd naar -250 mV .

2.4 Monsternamen en analyses

Standaardanalyses - Gedurende de gehele experimentele periode werden tweemaal per week 48-uurs monster genomen van het ruwe afvalwater, het effluent van de tussenbezinker en het effluent van de nitrificatietank. Deze monsters werden geanalyseerd op totaal CZV, papiergefiltreerd CZV, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ en vluchtige vetzuren. Incidenteel werden ook de concentraties $\text{P}_{\text{tot}}\text{-P}$ en $\text{N}_{\text{kj}}\text{-N}$ bepaald. Tweemaal per week werden steekmonsters genomen van het slib uit het laatste compartiment van de defosfaterende reactor voor bepaling van het gehalte droge- en organische stof, de slibvolumeindex (SVI) en het fosfaatgehalte van het spuislib. Alle analyses werden volgens NEN-voorschriften uitgevoerd.

Profielmetingen - Incidenteel werden profielmetingen uitgevoerd in de defosfaterende reactor. Hiertoe werd van het influent, het retourslib en elk compartiment van de defosfaterende reactor een monster genomen voor bepaling van de concentraties $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ en $\text{NO}_2\text{-N}$.

Fosfaatgifte en fosfaatopname - Minimaal eens per twee weken werden drie verschillende batchgewijze testen uitgevoerd met het slib uit de proefinstallatie. Hierbij werd het schema van tabel 3 gevolgd. Tijdens deze experimenten werden elke 15-30 minuten monsters genomen voor de bepaling van $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ en vluchtige vetzuren. Uit de resultaten werden de volgende grootheden berekend:

- de verhouding tussen de (anaërobe) fosfaatgifte en de (anaërobe) acetaatopname;
- de (maximale) fosfaatgiftesnelheid en aërobe en anoxische fosfaatopnamesnelheden;
- de hoeveelheid CZV in het afvalwater dat geschikt is voor biologische defosfatering.

Bijlage A bevat een voorschrift voor deze testen en de bijbehorende berekeningen.

Tabel 3 - Fosfaatgifte- en opname-experimenten

experiment	slib	dosering	condities
1	4 l compartiment 12	60-180 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ acetaat-CZV	2 uur anaëroob+2 uur aëroob
2	4 l compartiment 12	60-180 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ acetaat-CZV	2 uur anaëroob+2 uur anoxisch
3	2 l retourslib	2 l afvalwater	2 uur anaëroob+2 uur anoxisch

3 Resultaten

3.1 Regeling redoxpotentiaal

De belangrijkste doelstelling van de regeling van de redoxpotentiaal was te voorkomen dat nitraat naar de anaërobe zone zou worden gerecirculeerd (zie ook profiel 1 in figuur 2). Uit figuur 18 kan worden afgeleid dat aan deze doelstelling werd voldaan. Meer dan 70% van de monsters die van het effluent van de tussenbezinker zijn genomen bevatte een nitraatconcentratie lager dan $1 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ en geen enkel monster bevatte een nitraatconcentratie hoger dan $2 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. De tweede doelstelling van de regeling was om te voorkomen dat er aan het einde van de anoxische zone anaërobe condities zouden ontstaan en secundaire fosfaatafgifte zou optreden (zie ook profiel 2 in figuur 2). Profielmetingen die regelmatig in de defosfaterende reactor zijn uitgevoerd lieten zien dat ook aan deze doelstelling werd voldaan.

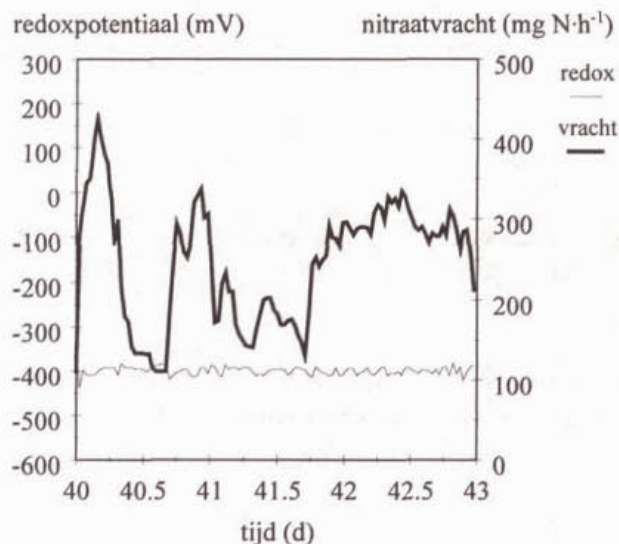


Fig. 6 Redoxpotentiaal in het laatste anoxische compartiment en de bijbehorende nitraatvracht bij toevoeging van een externe nitraatbron.

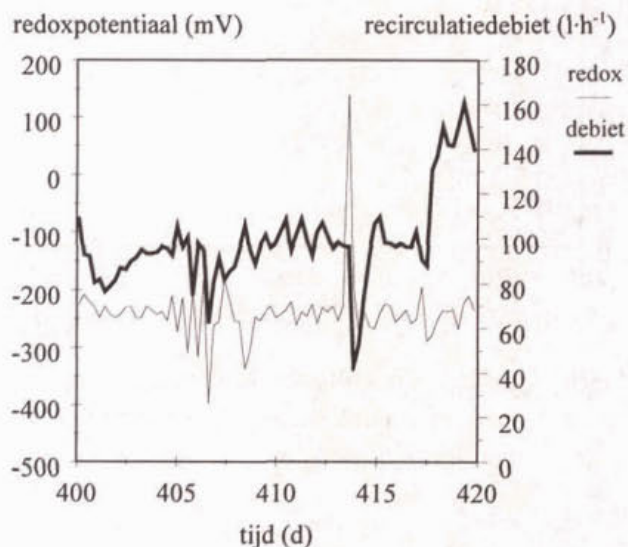


Fig. 7 Redoxpotentiaal in het laatste anoxische compartiment en het bijbehorende recirculatie-debiet van genitrificeerd effluent.

Figuren 6 en 7 geven voorbeelden van het functioneren van de regeling. Figuur 6 heeft betrekking op periode B waarin een externe nitraatbron werd toegevoegd en laat zien dat de ingestelde redoxpotentiaal van -400 mV goed kon worden gehandhaafd. De door de regelaar aangestuurde nitraatvracht hangt sterk af van de CZV-vracht die met het afvalwater wordt aangevoerd en varieert in het voorbeeld tussen 100 en $400 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{h}^{-1}$. Figuur 7 heeft betrekking op periode D waarin genitrificeerd effluent wordt gerecirculeerd. Op een enkele uitschieter na is de (op -250 mV ingestelde) redoxpotentiaal redelijk stabiel. Het recirculatie-debiet is niet alleen afhankelijk van de CZV-vracht maar ook van de vracht (nitrificeerbare) stikstof.

3.2 Fosfaatverwijdering

Algemeen beeld - Het functioneren van de biologische defosfatering wordt het beste geïllustreerd aan de hand van figuren 8 en 9 die achtereenvolgens de concentraties ortho-fosfaat en het fosfaatgehalte van het spuislib van de defosfaterende reactor weergeven. Tijdens stabiele anaërobe-aërobe defosfatering aan het einde van periode A was de gemiddelde effluentconcentratie ortho-fosfaat van de tussenbezinker 0.7 ± 0.7 mg $\text{PO}_4\text{-P}\cdot\text{l}^{-1}$ en was het fosfaatgehalte van het spuislib 39 ± 4 mg $\text{P}\cdot\text{g}^{-1}$ organische stof (os). Beide waarnemingen duiden op een goed functionerende biologische defosfatering.

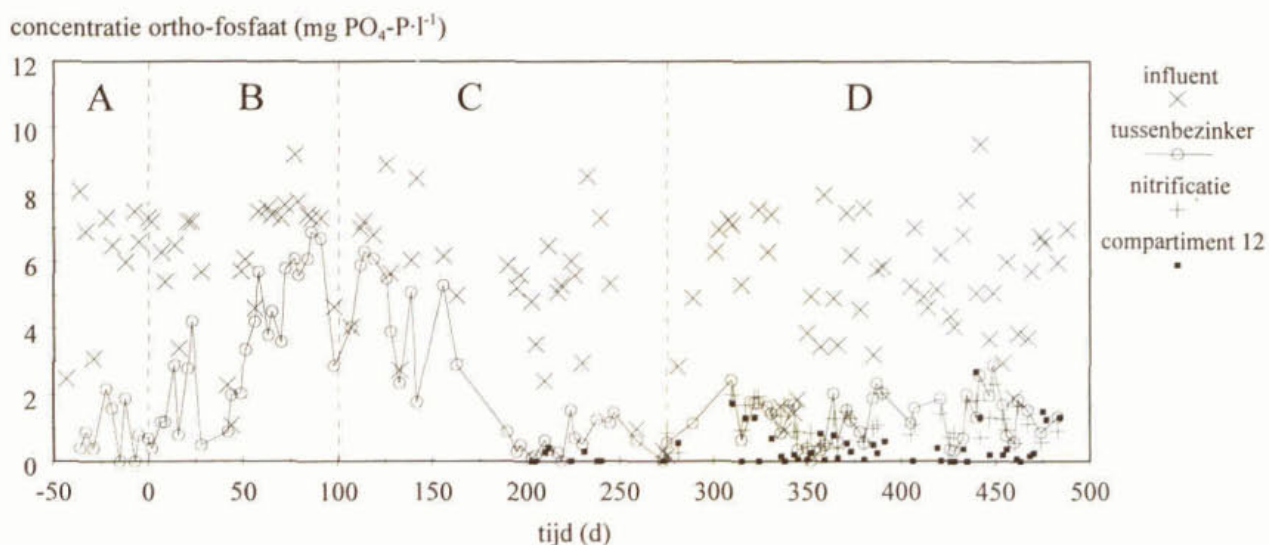


Fig. 8 Concentraties ortho-fosfaat in 48-uurs monsters van het influent, van het effluent van de tussenbezinker en van de nitrificatietank en in steekmonsters van het laatste compartiment van de defosfaterende reactor.

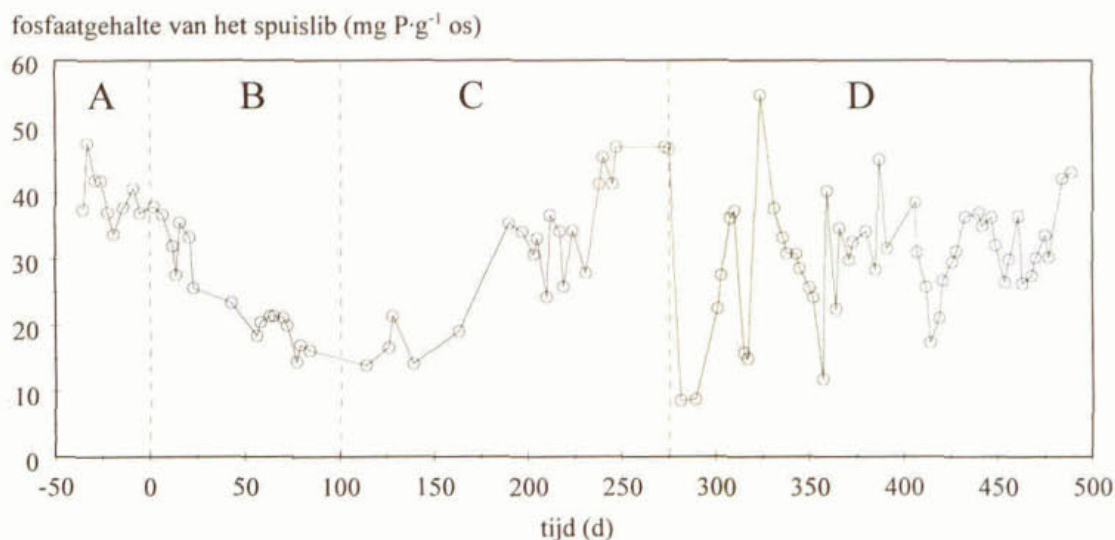


Fig. 9 Fosfaatgehalte van het spuislib uit de defosfaterende reactor.

Door in periode B continu een externe nitraatbron aan compartiment 6 te doseren en de meting van de redoxpotentiaal ongeveer elke 10 tot 20 dagen één compartiment naar achteren te verplaatsen, werd het aantal anoxische compartimenten geleidelijk van 0 naar 5 compartimenten verhoogd (42% van het totale volume van de defosfaterende reactor). De stijgende effluentconcentratie ortho-fosfaat (figuur 8) en het dalende fosfaatgehalte van het spuislib (figuur 9) laten duidelijk zien dat de (strikt) aërobe defosfatering hierdoor geleidelijk uit het systeem verdween en niet door anoxische defosfatering werd vervangen. Blijkbaar groeien de anoxische defosfateerders (onder denitrificerende omstandigheden) langzamer dan aërobe defosfateerders zodat de toegepaste slibleeftijd van 3 d (op basis van het hele volume van de defosfaterende reactor) te kort was om ingroei van de anoxische defosfateerders mogelijk te maken.

Aan het begin van periode C werd de slibleeftijd van de defosfaterende trap drastisch verhoogd van 3 naar 10 dagen. Om te voorkomen dat hierdoor een te hoge slibconcentratie zou ontstaan werden tegelijkertijd het influent- en retourslibdebiet verlaagd van 50 naar 30 l·h⁻¹. In de figuren 8 en 9 is te zien dat door deze maatregelen langzaam een verbetering van de biologische defosfatering is opgetreden. De gemiddelde concentratie ortho-fosfaat in de tussenbezinker daalde geleidelijk van 6 tot 7 mg PO₄-P·l⁻¹ naar 0.7 ± 0.5 mg PO₄-P·l⁻¹ aan het einde van periode C (dag 200-250) en het fosfaatgehalte van het spuislib steeg van 16 naar 35 ± 7 mg P·g⁻¹os. Deze waarden komen ongeveer overeen met de oorspronkelijke situatie in periode A bij volledig anaërobe-aërobe procesvoering. Er kan dus vastgesteld worden dat biologische defosfatering onder anoxische condities in principe even goed werkt als onder aërobe condities, mits een langere slibleeftijd wordt toegepast.

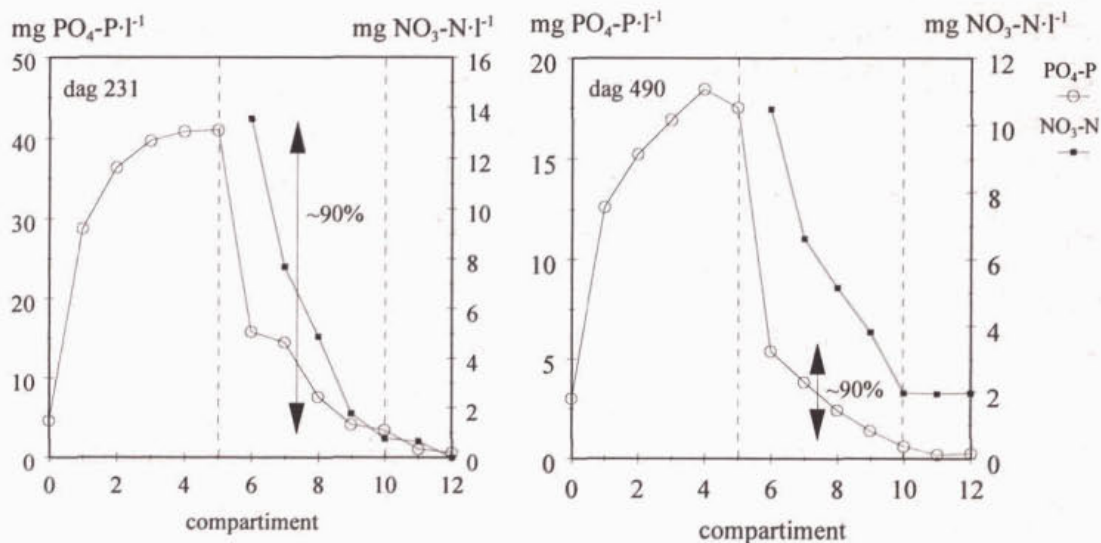


Fig. 10 Profiel van de concentraties ortho-fosfaat en nitraat aan het einde van periode C met een externe nitraatbron (links) en aan het einde van periode D met recirculatie van genitificeerd effluent (rechts).

Figuur 10 toont een typisch voorbeeld van een profiel van de concentraties ortho-fosfaat en nitraat in de defosfaterende trap aan het einde van periode C. Hieruit blijkt dat meer dan 90% van de totale fosfaatopname (30-40 mg PO₄-P·l⁻¹) reeds in de anoxische compartimenten plaats optrad en nog maar 10% in de laatste twee aërobe compartimenten. Dit geeft aan dat anoxische defosfatering

dominant was. Verder kan worden berekend dat onder anoxische condities ongeveer 1 mg PO₄-P werd opgenomen per mg gedenitrificeerde NO₃-N. Dit is minder dan door Kuba (1994) is gevonden in een systeem waarin vrijwel de volledige biomassa uit anoxische defosfateerders bestond (2.1 mg PO₄-P per mg NO₃-N) en komt doordat naast anoxische defosfateerders ook 'normale' denitrificeerders aanwezig waren.

Aan het begin van periode D werd de externe nitraatbron vervangen door recirculatie van genitrificeerd effluent. De gemiddelde concentratie ortho-fosfaat in het effluent van de tussenbezinker steeg hierdoor van 0.7 naar 1.3 ± 0.7 mg PO₄-P·l⁻¹ (figuur 8) en het fosfaatgehalte van het spuislib daalde van 35 mg P·g⁻¹os naar 31 ± 9 mg P·g⁻¹os (figuur 9). Dit uitte zich in een daling van het verwijderingsrendement voor ortho-fosfaat van 86 naar 75%. Uit profielmetingen tijdens periode D (figuur 10) blijkt dat, net als aan het einde van periode C, nog steeds meer dan 90% van de fosfaatopname in de anoxische compartimenten plaatsvond. Echter, de hoeveelheid ortho-fosfaat die is opgenomen per mg gedenitrificeerde nitraat, daalde van 1 naar 0.6 mg PO₄-P·mg⁻¹ NO₃-N. Dit zou kunnen betekenen dat er als gevolg van de recirculatie van genitrificeerd effluent een verschuiving heeft plaatsgevonden van anoxische defosfateerders naar 'normale' denitrificeerders (zie ook verderop).

Steekmonsters die tijdens periode D regelmatig van het slib uit het laatste, beluchte compartiment van de reactor zijn genomen vertoonden een veel lagere concentratie ortho-fosfaat (0.6 ± 0.8 mg PO₄-P·l⁻¹) dan de 48-uurs monsters die van het effluent van de tussenbezinker zijn genomen (1.3 ± 0.7 mg PO₄-P·l⁻¹, figuur 8). Dit is een indicatie voor het optreden van secundaire fosfaatafgifte in de tussenbezinker. In aparte, batchgewijze testen met slib uit het laatste compartiment van de defosfatering is vastgesteld dat het gaat om een afgiftesnelheid van 0.5 mg PO₄-P·g⁻¹os·h⁻¹. In het PUR-filter dat vóór de nitrificatiereactor was geplaatst en in de nitrificatiereactor zelf werd slechts 0.1 mg PO₄-P·l⁻¹ verwijderd zodat het effluent van de nitrificatiereactor gemiddeld 1.2 ± 0.7 mg PO₄-P·l⁻¹ bevatte.

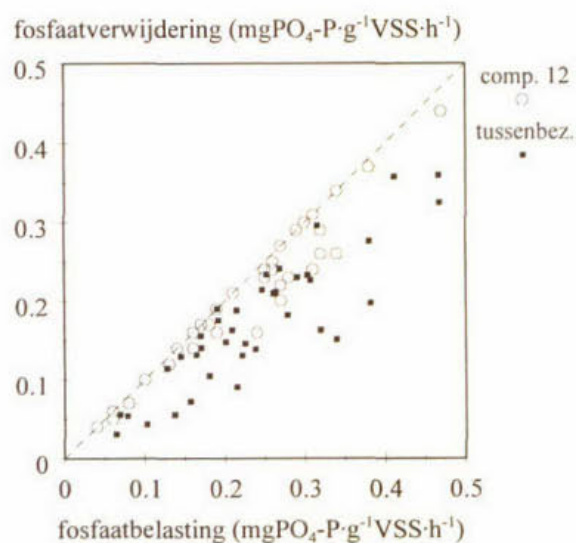


Fig. 11 Fosfaatverwijdering in de defosfaterende trap als functie van de fosfaatbelasting tijdens periode D met recirculatie van genitrificeerd effluent.

Figuur 11 toont de relatie tussen de belasting van de defosfaterende reactor met ortho-fosfaat en de verwijderingssnelheid van ortho-fosfaat gedurende periode D. De verwijderingssnelheid is zowel berekend op basis van de concentratie ortho-fosfaat in de tussenbezinker als op basis van de concentratie ortho-fosfaat in het laatste compartiment van de defosfaterende reactor. Zoals reeds vermeld, werd het verschil vermoedelijk veroorzaakt door het optreden van secundaire fosfaatafgifte in de tussenbezinker. Uit figuur 11 blijkt dat een belasting tot $0.5 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{g}^{-1} \text{ os}\cdot\text{h}^{-1}$ toegepast kon worden zonder dat er sprake was van een overbelasting van het systeem. Dit betekent dat de biologische defosfatering in periode D noch door de aanvoer van CZV noch door de aanvoer van stikstof werd gelimiteerd.

Totaal-fosfaat - De concentraties totaal-fosfaat in het influent en effluent zijn slechts incidenteel gemeten. Uit deze metingen wordt geschat dat de $\text{PO}_4\text{-P}/\text{P}_{\text{tot}}\text{-P}$ verhouding in het influent en in het effluent van de tussenbezinker 0.6 was en in het effluent van de nitrificatietank 0.8. Het verschil werd waarschijnlijk veroorzaakt door de verwijdering van zwevende stof met daaraan gebonden fosfaat in het PUR-filter. Uit bovenstaande verhoudingen ortho-fosfaat/totaal fosfaat wordt geschat dat het effluent van de nitrificatiereactor 0.9 in periode C en $1.5 \text{ mg P}_{\text{tot}}\text{-P}\cdot\text{l}^{-1}$ in periode D bevatte. Met een gemiddelde influentconcentratie van $9.1 \text{ mg P}_{\text{tot}}\text{-P}\cdot\text{l}^{-1}$ (Tabel 1) komt dit overeen met een rendement op basis van $\text{P}_{\text{tot}}\text{-P}$ van 91% in periode C en 84% in periode D.

Fosfaatafgiftesnelheid en fosfaatopnamesnelheid - Figuur 12 toont het verloop van de maximale fosfaatafgiftesnelheid en de maximale aërobe en anoxische fosfaatopnamesnelheden zoals die in de batchtesten zijn gemeten. Alle genoemde (maximale) snelheden reflecteren het hierboven beschreven verloop van de biologische defosfatering met een afname in periode B (introductie van anoxische compartimenten), een geleidelijke toename in periode C (slibleeftijd gewijzigd van 3 naar 10 d) en een afname in periode D (recirculatie van genitrificeerd effluent).

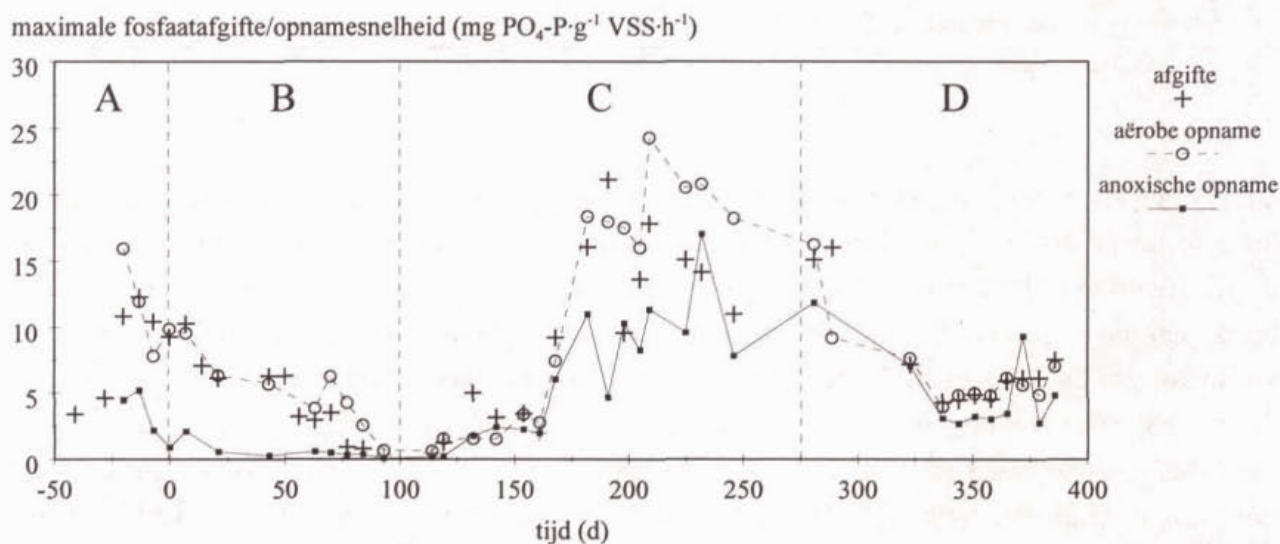


Fig. 12 Maximale fosfaatafgiftesnelheid en maximale aërobe en anoxische fosfaatopnamesnelheden.

De gemiddelde snelheden per periode zijn opgenomen in tabel 4 en kunnen worden vergeleken met snelheden die gemeten zijn met zogenaamde 'enhanced' culturen waarvan vrijwel de volledige biomassa uit biologische defosfateerders bestaat. Indien wordt verondersteld dat:

- 1) er twee groepen defosfateerders zijn, te weten strikt aërobe defosfateerders en (facultatieve) defosfateerders die zowel onder anoxische als aërobe condities fosfaat op kunnen nemen (Meinhold *et al.*, 1999);
- 2) en laatstgenoemde groep onder anoxische omstandigheden net zo snel fosfaat kan opnemen als onder aërobe omstandigheden,

kan een ruwe schatting worden gemaakt van de totale fractie defosfateerders in de biomassa en van de fractie anoxische defosfateerders (tabel 4). Door het gemeten fosfaatgehalte van het spuislib te corrigeren met een fosfaatgehalte van 16 mg P·g⁻¹os voor niet-defosfaterende biomassa (vastgesteld rond dag 100 in periode B, figuur 9), kan ook het fosfaatgehalte van de defosfaterende biomassa berekend worden (tabel 4).

Tabel 4 - Maximale fosfaatafgifte- en opname-snelheden en de fracties defosfateerders met hun fosfaatgehalte die hieruit zijn berekend.

	enhanced*	periode		
		A	C	D
maximale afgifte (mg P·g ⁻¹ os·h ⁻¹)	60	10.7 ± 1.3	14.5 ± 2.2	5.7 ± 1.2
maximale aërobe opname (mg P·g ⁻¹ os·h ⁻¹)	40	11.4 ± 3.5	19.3 ± 3.2	5.6 ± 1.2
maximale anoxische opname (mg P·g ⁻¹ os·h ⁻¹)		4.0 ± 1.6	11.0 ± 3.4	4.4 ± 2.3
fractie defosfateerders (% van os)	> 99	29	48	14
fractie anoxische defosfateerders (% os)		10	28	11
aandeel anoxische defosfateerders (%)		35	57	79
fosfaatgehalte spuislib (mg P·g ⁻¹ os)		39 ± 4	35 ± 7	31 ± 9
fosfaatgehalte defosfateerders (mg P·g ⁻¹ os)		98	52	130

* uit Kuba *et al.* (1994)

Uit periode A, bij volledig anaërobe-aërobe procesvoering, wordt geschat dat 29% van de biomassa uit defosfateerders bestond. Dit is meer dan alleen op basis van de concentratie vluchtige vetzuren in het afvalwater (10% van het totale influent-CZV, tabel 1) verwacht zou mogen worden en zou betekenen dat ongeveer 20% van het substraat dat door de defosfateerders kan worden opgeslagen via hydrolyse en fermentatie in de anaërobe zone is geproduceerd. Opvallend is dat, ondanks de afwezigheid van een anoxische zone in periode A, toch 35% van de defosfaterende biomassa in staat was om ook onder anoxische condities fosfaat op te nemen. Een soortgelijk fenomeen wordt ook door Wachtmeister *et al.* (1997) gerapporteerd maar vooralsnog is een duidelijke verklaring niet voorhanden.

Aan het einde van periode C, met een externe nitraatbron en bij een slibleeftijd van 10 d, is de totale fractie defosfateerders gestegen tot 48%. Ten opzichte van periode A waren het influent- en

retourslibdebietdebiet in periode C verlaagd waardoor de anaërobe contacttijd werd verlengd van 45 naar 75 minuten. Waarschijnlijk heeft dit geresulteerd in een vermeerderde hydrolyse en fermentatie van het CZV in het afvalwater waardoor een verschuiving heeft plaatsgevonden van 'normale' heterotrofe biomassa naar defosfaterende biomassa. Dit wordt ook ondersteund door figuur 13 waarin de fosfaatafgifte wordt weergegeven in een batchexperiment met retourslib en afvalwater. Een verlenging van de anaërobe contacttijd van 45 naar 75 minuten resulteerde in een verhoogde fosfaatafgifte en dus is het ook waarschijnlijk dat bij een contacttijd van 75 minuten meer organisch substraat door de defosfateerders kon worden opgeslagen. Dat in periode C de fractie defosfateerders die kan denitrificeren (57%) veel hoger was dan in periode A (35%), kan uiteraard verklaard worden door de toename van de anoxische volumefractie.

De fractie defosfateerders nam tijdens periode D met genitriciseerd effluent sterk af van 48 tot 14%. Een drastische daling van het rendement van de defosfatering bleef echter achterwege, vermoedelijk omdat de overgebleven defosfateerders meer (poly-)fosfaat konden opslaan (130 mg P·g⁻¹ os in periode D ten opzichte van 52 mg P·g⁻¹ os in periode C, tabel 4).

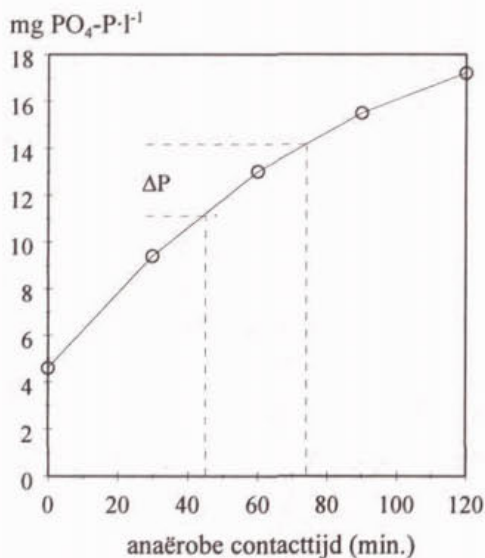


Fig. 13 Fosfaat-afgifte in een batchexperiment met retourslib en afvalwater.

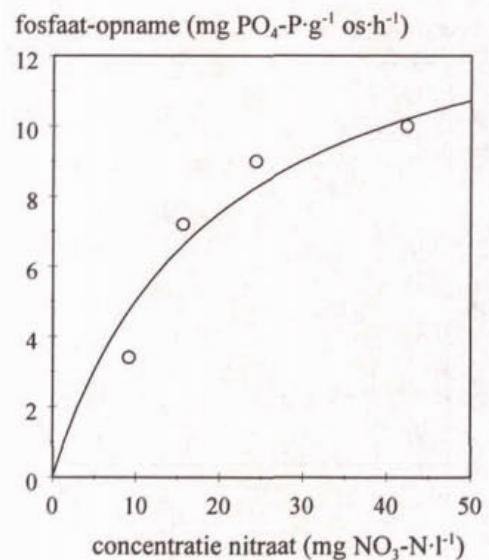


Fig. 14 Effect van de beginconcentratie nitraat op de anoxische fosfaat-opnamesnelheid.

De reden voor deze sterke daling van de fractie defosfateerders is niet duidelijk. Door de recirculatie is de gemiddelde nitraatconcentratie in de anoxische compartimenten veel lager geworden. Indien anoxische defosfateerders een veel lagere affiniteit voor nitraat hebben dan 'normale' denitrificeerders, kon hierdoor mogelijk een verschuiving optreden naar 'normale' denitrificerende biomassa. Dit laatste wordt enigszins ondersteund door de eerder genoemde afname van de PO₄-P/NO₃-N verhouding van 1.0 naar 0.6 mg P·mg⁻¹ N maar ook door figuur 14 waarin het effect van concentratie nitraat op de (maximale) anoxische fosfaatopnamesnelheid is weergegeven. Dit effect is vastgesteld in batchtesten met slib waaraan onder anaërobe omstandigheden (gelijke hoeveelheden) acetaat is toegediend en waaraan vervolgens verschillende hoeveelheden nitraat zijn

gedoseerd. De geschatte halfwaardeconcentratie voor nitraat (K_{NO_3}) voor de opname van fosfaat is met $20 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ erg hoog. Indien niet alleen de opname van fosfaat maar ook de groei van de anoxische defosfateerders een dergelijke lage affiniteit heeft voor nitraat, zou dit de waargenomen afname van de fractie defosfateerder kunnen verklaren.

3.3 Stikstofverwijdering

Nitrificatie - Figuur 15 toont het verloop van de concentraties ammonium in het influent en in het effluent van de tussenbezinker en nitrificatiereactor. De gemiddelde influentconcentratie ammonium gedurende periode A-C was $49 \pm 13 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Hiervan verbruikte de heterotrofe biomassa in de defosfaterende reactor ongeveer 12% voor assimilatie zodat er $43 \pm 11 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ overbleef om te nitrificeren. In periode D was door verdunning met genitrificeerd effluent de concentratie ammonium in het effluent van de defosfaterende trap veel lager ($13.2 \pm 9.5 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$) maar de vracht te nitrificeren stikstof bleef uiteraard gelijk.

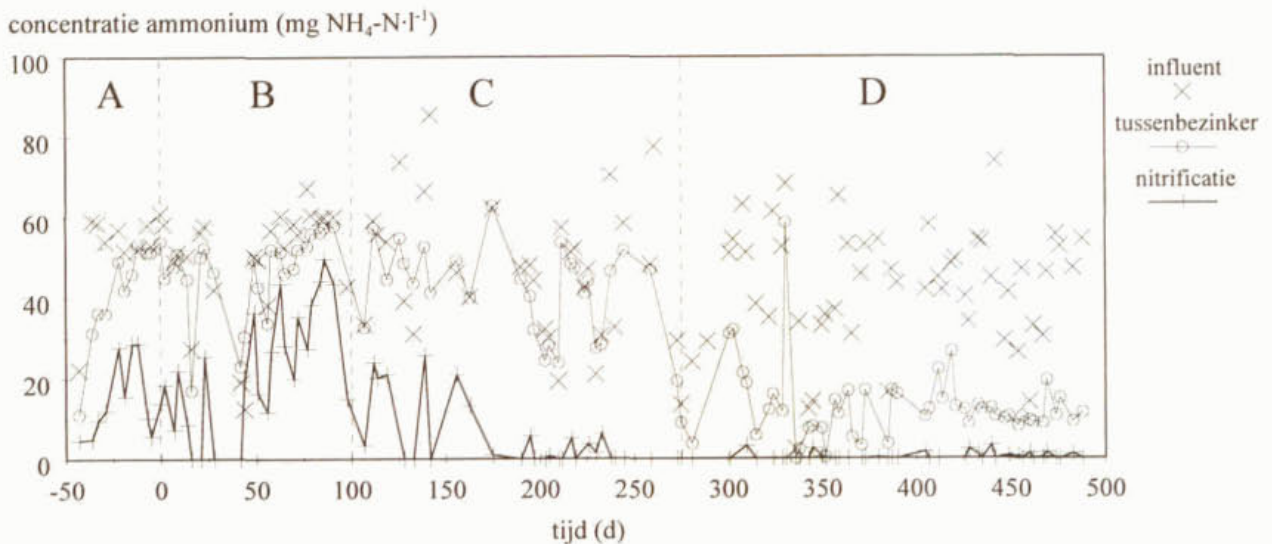


Fig. 15 Concentraties ammonium in het influent en in het effluent van de tussenbezinker en de nitrificatiereactor.

Omdat in periode C een externe nitraatbron werd toegediend aan de defosfaterende reactor werd in die periode de nitrificatie in de biofilmreactor niet zo belangrijk geacht en werd het PUR-filter dat voor de nitrificatiereactor was geplaatst tot dag 175 maar met een lage frequentie gereinigd (eens per week). Het gevolg was dat de nitrificatiereactor tot dag 175 regelmatig met hoge concentraties zwevende stof werd belast en regelmatig hoge pieken in de effluentconcentratie ammonium geconstateerd werden (figuur 15). Nadat besloten was om vanaf dag 175 het PUR-filter minimaal elke 2 dagen te reinigen, nam de stabiliteit van het nitrificatieproces sterk toe met een gemiddelde effluentconcentratie ammonium van $0.6 \pm 1.1 \text{ mg NH}_4\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Dit komt overeen met een nitrificatierendement van meer dan 98%.

De relatie tussen de ammoniumbelasting en de verwijderingssnelheid van ammonium (figuur 16) was vrijwel identiek aan de relatie die in eerder onderzoek was vastgesteld (STOWA, 1994). Er kon een belasting tot $0.5 \text{ kg NH}_4\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ toegepast worden zonder dat er sprake was van overbelasting.

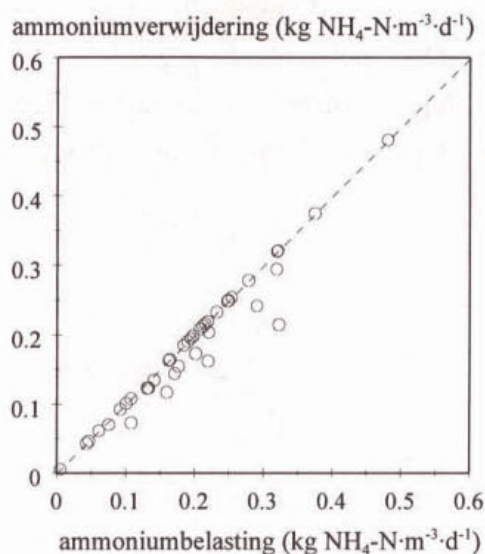


Fig. 16 Ammoniumverwijdering als functie van de ammoniumbelasting van de nitrificatiereactor.

Denitrificatie - Tijdens periode B werd het anoxisch volume geleidelijk vergroot van 0 tot 5 compartimenten (42% van het volume van de defosfaterende trap). Hierdoor was een steeds grotere fractie van het slib in staat om te denitrificeren en kon een steeds grotere (externe) nitraatvrucht toegevoegd worden (figuur 17).

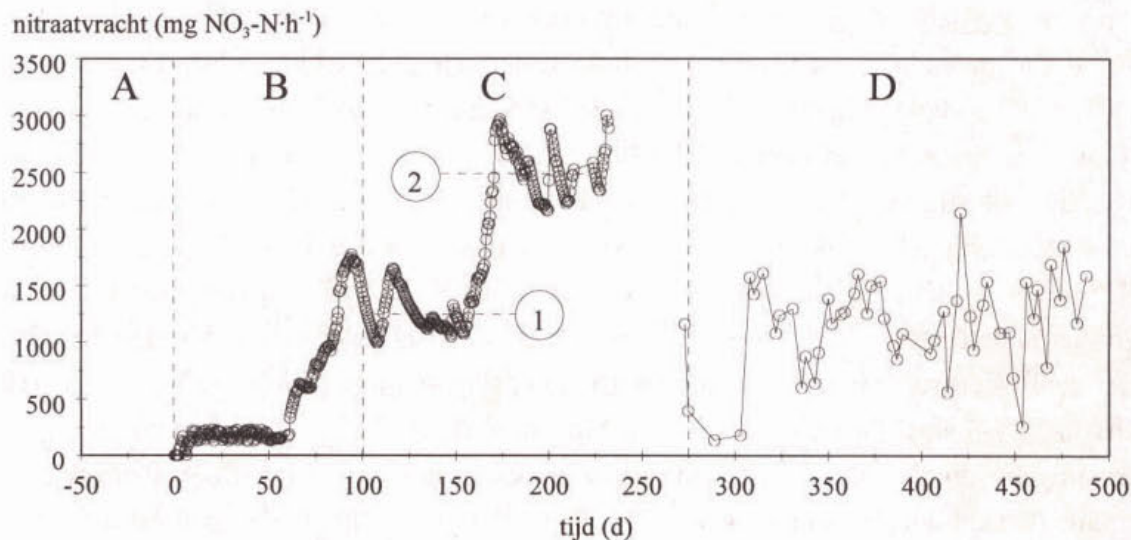


Fig. 17 Nitraatvrucht naar de anoxische zone in de defosfaterende trap.

Aan het einde van periode B en aan het begin van periode C (niveau 1 in figuur 17) was de gemiddelde nitraatvracht gelijk aan $1250 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{h}^{-1}$. Omdat de nitraatconcentratie in het effluent van de defosfaterende trap verwaarloosbaar klein was (figuur 18), kwam deze vracht ongeveer gelijk aan de gedenitrificeerde vracht. Aangezien er ten tijde van niveau 1 nog geen anoxische defosfateerders waren ingegroeid, kwam deze vracht volledig op het conto van 'normale' denitrificeerders. Een vergelijking met de CZV-vracht die tijdens deze periode werd verwijderd leert dat er per mg gedenitrificeerde $\text{NO}_3\text{-N}$ ongeveer 8.1 mg CZV werd verbruikt. Dit is wat hoger dan een theoretische verhouding $(2.86/[1-Y])$ met Y de biomassa-opbrengst $\approx 0.4\text{-}0.6$) van $5\text{-}7 \text{ mg CZV}\cdot\text{mg}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$, naar alle waarschijnlijkheid omdat een deel van het CZV in de aërobe compartimenten 11 en 12 werd omgezet.

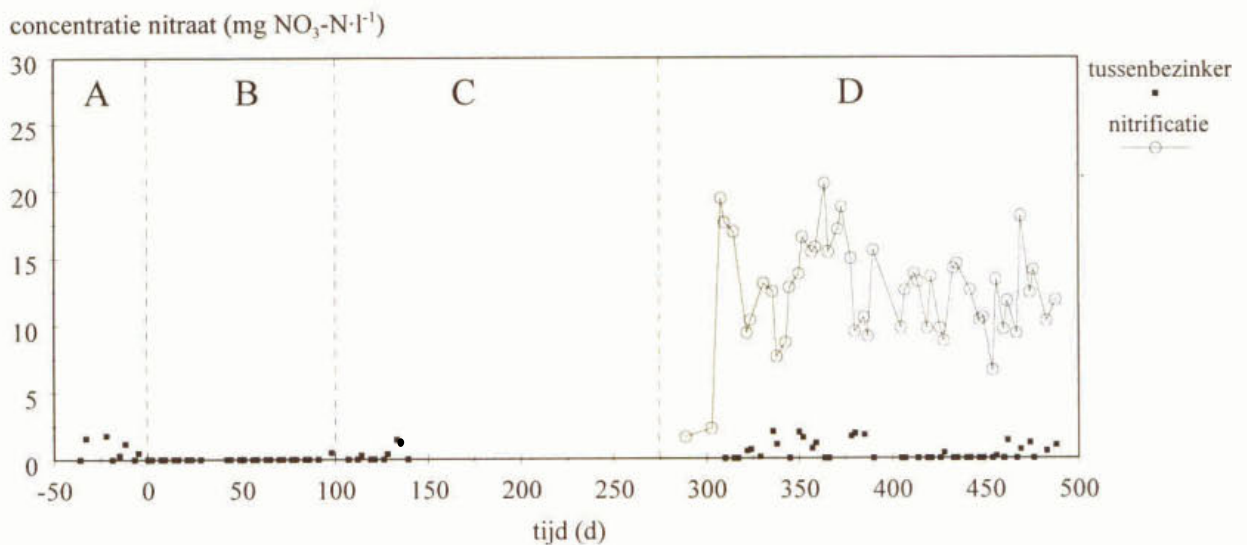


Fig. 18 Concentraties nitraat in het effluent van de tussenbezinker en nitrificatietank.

Aan het begin van periode C werd de slibleeftijd verhoogd van 3 naar 10 d (op basis van het totale volume van de defosfaterende trap) en werden het influent- en retourslibdebiet verlaagd van 50 naar $30 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$ met als resultaat dat geleidelijk (anoxische) defosfateerders ingroeiden (paragraaf 3.2). Ten tijde van niveau 2 in figuur 17 werd een stabiele situatie bereikt met betrekking tot de biologische defosfatering (zie ook figuren 8 en 9). Opvallend is dat de gedenitrificeerde vracht hierbij verdubbelde tot $2500 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{h}^{-1}$ en het CZV-verbruik met 36% daalde tot $5.2 \text{ mg CZV}\cdot\text{mg}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$. De hogere denitrificatiecapaciteit en het lagere CZV-verbruik kunnen waarschijnlijk verklaard worden door de extra hoeveelheid energie die de anoxische defosfateerders ten opzichte van 'normale' denitrificeerders moeten spenderen aan de opslag van interne koolstofbronnen (PHB en glycogeen) en poly-fosfaat (Mino *et al.*, 1995 en Maurer *et al.*, 1997).

Door het vervangen van de externe nitraatbron door recirculatie van genitrificeerd effluent in periode D daalde de gemiddelde nitraatvracht tot $1155 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{h}^{-1}$ (figuur 17) en steeg het CZV-verbruik weer tot meer dan $8 \text{ mg CZV}\cdot\text{mg}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$. Net als de afname van de (maximale) fosfaatopnamesnelheid, kan dit mogelijk worden verklaard door een verschuiving van anoxische

defosfateerders naar 'normale' denitrificeerders. Hoewel de nitraatconcentratie in het effluent van de defosfaterende trap dankzij de goed werkende regeling van de redoxpotentiaal laag bleef ($0.5 \pm 0.7 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, figuur 18), was de concentratie nitraat in het effluent van de nitrificatiereactor met $12.6 \pm 3.7 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ hoger dan de gewenste effluentconcentratie van $10 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$.

De externe recirculatiefactor R_2 (verhouding tussen het externe recirculatie-debiet en het influent-debiet) varieerde tussen 1 en 5 met een gemiddelde van 3.2 ± 0.8 (figuur 19). Hieruit is een theoretisch gemiddeld verwijderingsrendement voor stikstof van $100 \cdot R_2 / (1 + R_2) = 76\%$ berekend hetgeen het gemeten rendement van $70 \pm 11\%$ redelijk goed benadert. Hierbij is geen rekening gehouden met de aanvoer van organisch gebonden (nitrificeerbare) stikstof, maar het is de verwachting dat het verwaarlozen hiervan grotendeels wordt gecompenseerd door de assimilatie van stikstof in de defosfaterende reactor.

In periode C is duidelijk gebleken dat de CZV:N verhouding van het afvalwater in principe ruim voldoende was om in principe alle met het afvalwater aangevoerde stikstof te kunnen denitrificeren. Dat er desondanks in periode D te weinig nitraat werd gedenitrificeerd komt dan ook niet door een gebrek aan CZV, maar kan verklaard worden door de gemiddeld lagere nitraatconcentraties in de anoxische compartimenten ten opzichte van periode C. Zoals het (gesimuleerde) voorbeeld van figuur 20 laat zien trad hierdoor in een groot deel van het anoxische volume nitraatlimitatie op (figuur 20). Dit resulteerde in een gemiddeld lagere denitrificatiesnelheid, een (te) laag recirculatie-debiet en een (te) hoge effluentconcentratie nitraat.

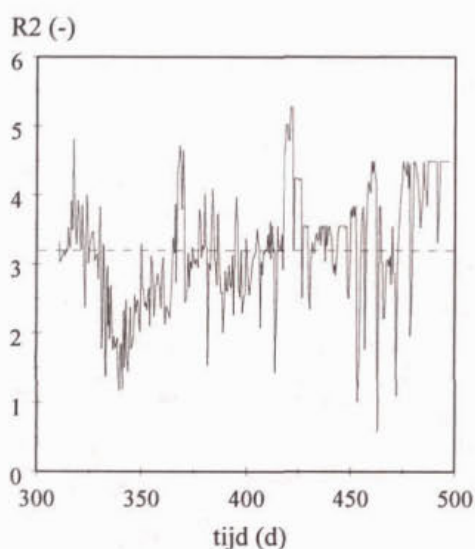


Fig. 19 Recirculatiefactor R_2 (stippellijn geeft gemiddelde weer).

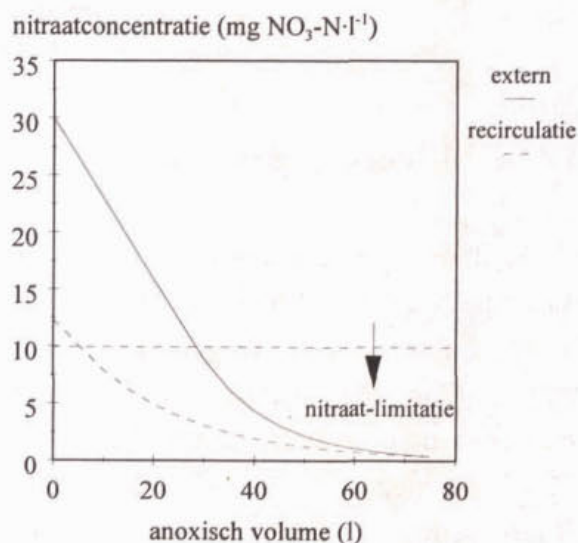


Fig. 20 Gesimuleerd nitraatprofiel in geval van een externe nitraatbron en in geval van recirculatie van genitrificeerd effluent.

Figuur 21 toont de (specifieke) denitrificatiesnelheid als functie van de nitraatbelasting, zowel tijdens periode C met een externe nitraatbron als tijdens periode D met recirculatie van genitrificeerd effluent. Zowel de belasting als de snelheid zijn betrokken op het anoxische volume (75 l). Het denitrificatierendement was erg hoog (gemiddeld 94%) en er werd op geen enkel

moment een overbelasting geconstateerd. Dit laatste geeft aan dat de denitrificatie niet door de aanvoer van CZV werd beperkt. De maximaal waargenomen snelheid was ongeveer $12 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{g}^{-1}\text{os}\cdot\text{h}^{-1}$ en dat is zeer hoog in vergelijking met de snelheid in andere denitrificerende actiefslibsystemen waarin, afhankelijk van de afvalwatersamenstelling en de procesomstandigheden, de snelheid varieerde van 0.5 tot $7.3 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{g}^{-1}\text{os}\cdot\text{h}^{-1}$ (Kujawa-Roeleveld, 2000).

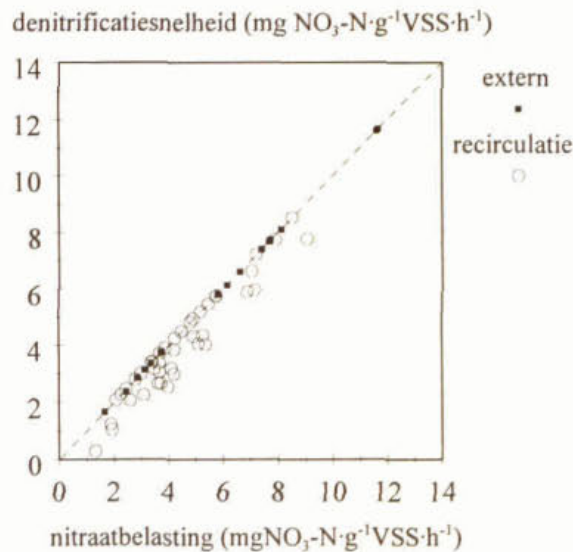


Fig. 21 Denitrificatiesnelheid als functie van de nitraatbelasting (betrokken op het anoxische volume).

3.4 CZV-verwijdering

Figuur 22 laat zien dat door de geleidelijke vervanging van aëroob door anoxisch volume in periode B de concentratie CZV in het effluent van de defosfaterende trap toenam.

Nadat aan het begin van periode C de slibleeftijd en het influent- en retourslibdebiet waren aangepast, daalde de concentratie CZV weer. Toch was aan het einde van periode C, tijdens stabiele anoxische defosfatering, de concentratie CZV in het effluent ($122 \pm 33 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$) nog steeds significant hoger dan in periode A ($93 \pm 27 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$) tijdens volledig anaërobe-aërobe procesvoering. Uit het verschil in de (papier)gefilterde fractie van het effluent-CZV in periode A (85%) en periode C (68%) kan worden afgeleid dat deze toename vooral werd veroorzaakt door een verhoogde uitspoeling van (slib)deeltjes. Ook had het effluent duidelijk een troebeler karakter dan in periode A. Dit is opvallend omdat de SVI in de periode C juist heel erg laag was (paragraaf 3.5 en figuur 24).

Tot dag 140 werd ook het CZV van het effluent van de nitrificatiereactor gemeten en die was met $55 \pm 16 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ veel lager dan de concentratie CZV in het effluent van de defosfaterende trap. Blijkbaar werd door filtratie en biologische omzetting in het PUR-filter en de nitrificatiereactor een aanzienlijke hoeveelheid extra CZV verwijderd.

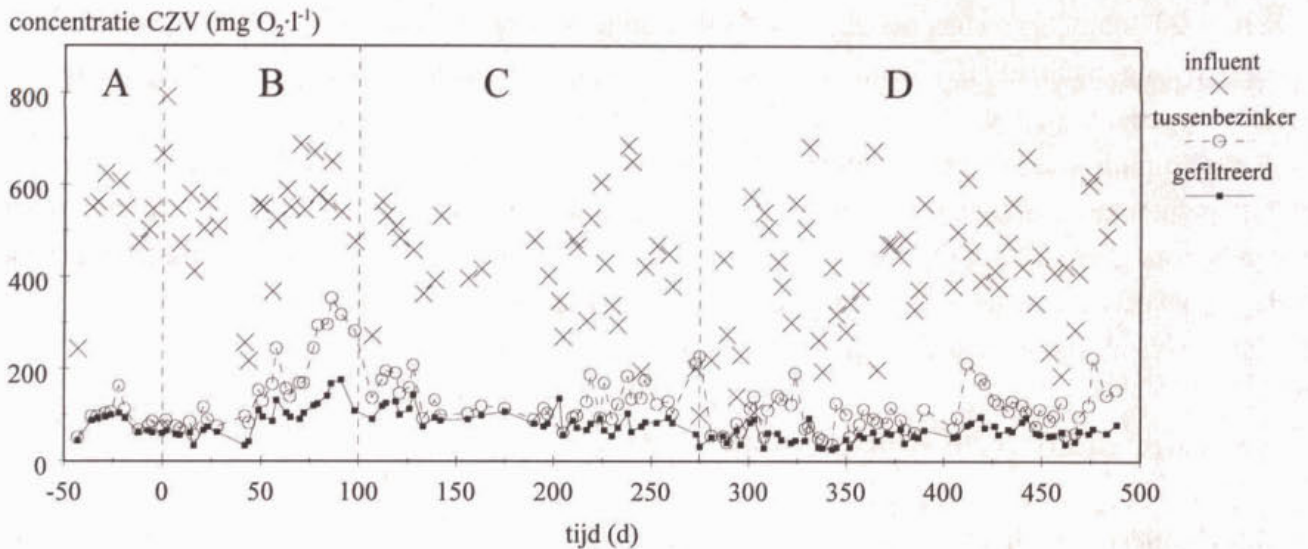


Fig. 22 Concentraties CZV in het influent, en in ongefiltreerde en gefiltreerde effluent van de tussenbezinker.

Met betrekking tot de CZV-verwijdering veranderde in periode D door de recirculatie van genitrificeerd effluent niet veel ten opzichte van periode C. Het verwijderingsrendement over de defosfaterende reactor was 75% en het effluent van de tussenbezinker bevatte gemiddeld nog $108 \pm 42 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. De (papier)gefiltreerde fractie van het CZV (55%) was ten opzichte van periode C (68%) nog verder gedaald, waarschijnlijk door een verdere toename van de hoeveelheid slibdeeltjes in het effluent van de tussenbezinker. Het is niet duidelijk of dit werd veroorzaakt door de veranderde samenstelling van het slib of door een te hoge en wisselende belasting van de tussenbezinker.

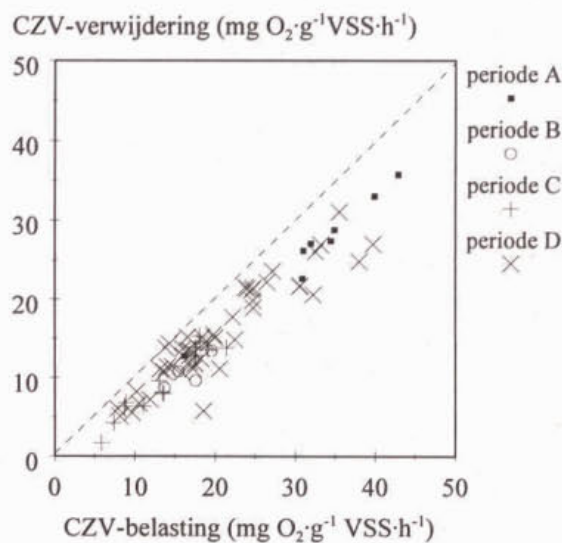


Fig. 23 Relatie tussen de CZV-belasting van de defosfaterende reactor en de CZV-verwijdering.

Figuur 23 toont de relatie tussen de CZV-belasting van de defosfaterende reactor en de CZV-verwijderingssnelheid. Het gemiddelde CZV-verwijderingsrendement over de vier meetperioden bedroeg 75%. In periode D leek de CZV-verwijdering wat minder stabiel te zijn dan in periode A-C. Waarschijnlijk was dit het gevolg van de fluctuatie van het externe recirculatie-debiet waardoor (onregelmatige) uitspoeling van slibdeeltjes is opgetreden. Verder blijkt uit figuur 23 dat minimaal een belasting van $40 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{os} \cdot \text{h}^{-1}$ oftewel $0.8 \text{ kg CZV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ds} \cdot \text{d}^{-1}$ kan worden toegepast zonder dat de defosfaterende reactor wordt overbelast. Dit is lager dan een maximale belasting van $1 \text{ kg CZV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ds} \cdot \text{d}^{-1}$ die in eerder onderzoek was vastgesteld (STOWA, 1994).

3.5 Slibproductie en slibbezinking

Slibproductie - Figuur 24 toont het verloop van de concentratie droge stof van het spuislib uit de defosfaterende trap en van de SVI van dat slib. Tabel 5 geeft per periode de gemiddelde eigenschappen van het spuislib. In periode C was de slibproductie (0.41 gram per gram verwijderde CZV) ongeveer 30% lager was dan in periode A (0.60 gram per gram verwijderde CZV). Hier kunnen drie mogelijke oorzaken voor aangewezen worden.

- 1) Dankzij de langere slibleeftijd in periode C (10 d) ten opzichte van periode A (3 d) heeft meer mineralisatie van het slib plaatsgevonden.
- 2) In periode C spoelde vermoedelijk meer slib met het effluent uit dan in periode A en hier is bij de berekening van de slibproductie geen rekening mee gehouden;
- 3) Onder de anoxische omstandigheden in periode C was de biomassa-opbrengst veel lager dan onder de strikt aërobe omstandigheden in periode A. Volgens Copp en Dold (1998) kan de reductie in slibproductie onder anoxische condities oplopen tot 38% ten opzichte van strikt aërobe condities.

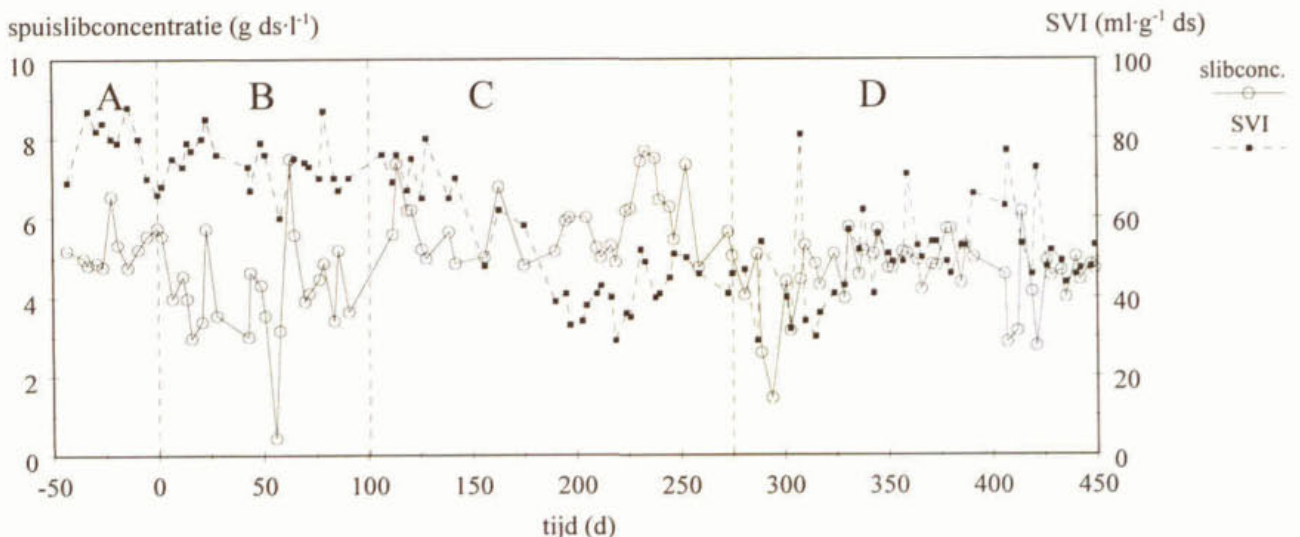


Fig. 24 Spuislibconcentratie en SVI van het slib in de defosfaterende trap.

In periode D daalde de slibproductie nog verder naar 0.34 gram slib per gram verwijderde CZV. Echter, deze waarde is onbetrouwbaar omdat de fractie gesuspendeerd CZV in het effluent van de tussenbezinker hoog was (zie paragraaf 3.3) en waarschijnlijk meer slib is uitgespoeld dan in periode C. De werkelijke slibproductie zal dan ook hoger zijn geweest.

Tabel 5 - Gemiddelde eigenschappen van het slib in de defosfaterende trap.

parameter	periode		
	A (dag -150 - 0)	C (dag 200-250)	D (vanaf dag 300)
slibconcentratie (g·l ⁻¹)	5.3 ± 0.5	6.0 ± 0.9	4.5 ± 0.9
organische stof (%)	0.84	0.82	0.83
slibproductie (g ds·g ⁻¹ CZV verwijderd)	0.60	0.41	0.34*
SVI (ml·g ⁻¹ ds)	78 ± 8	43 ± 8	52 ± 13

* onbetrouwbare waarde

Slibbezinking - Door de introductie van de anoxische compartimenten trad ook een sterke daling op van de SVI van het slib van 78 ml·g⁻¹ds in periode A naar 43 ml·g⁻¹ds in periode C. Het is bekend dat door biologische defosfatering de slibbezinking verbetert (o.a. Schuler *et al.*, 2000). Omdat in periode C de fractie defosfateerders hoger was dan in periode A (zie ook tabel 3 in paragraaf 3.2), was ook de SVI aanzienlijk lager. Echter, in periode D tijdens recirculatie van genitrificeerd effluent steeg de SVI weer naar 52 ml·g⁻¹ds. Hoewel de fractie defosfateerders veel lager was dan in periode A, was de SVI in periode A nog steeds 30% lager. Ook Hu *et al.* (2000) vonden een veel lagere SVI onder anoxische condities dan onder aërobe condities.

4 Evaluatie

In hoofdstuk 1 werden een aantal potentiële voor- en nadelen van het onderzochte twee-slibsoortensysteem genoemd. Deze voor- en nadelen worden in dit hoofdstuk geëvalueerd. Verder worden een aantal knelpunten van het systeem gegeven en daar waar mogelijk oplossingen voor deze knelpunten aangedragen.

4.1 Voordelen van het twee-slibsoortensysteem

1) Efficiënte benutting van het CZV in het afvalwater - Omdat de biologische defosfatering en de denitrificatie tegelijkertijd door één groep micro-organismen worden uitgevoerd was het de verwachting dat het CZV in het afvalwater efficiënter zou kunnen worden benut zodat ook bij lagere CZV/N/P-verhoudingen van het afvalwater nog biologische nutriëntenverwijdering mogelijk is. Tijdens de experimenten met een externe nitraatbron kon per mg afvalwater-CZV naast een fosfaatverwijdering van 0.02 mg PO₄-P nog 0.19 mg NO₃-N gedenitrificeerd worden. In het feitelijke twee-slibsoortensysteem, met recirculatie van genitrificeerd effluent, trad wat minder simultane denitrificatie op (ongeveer 0.13 mg NO₃-N per mg afvalwater-CZV), vermoedelijk omdat er een verschuiving was opgetreden van anoxische defosfateerders naar 'normale' denitrificeerders die een wat hoger CZV-verbruik hebben. Echter, uit de CZV/N/P-verhouding van het gebruikte afvalwater (51/7/1) kan worden afgeleid dat ook onder deze condities in principe voldoende CZV beschikbaar was om zowel aan de behoefte van de biologische defosfatering als aan de behoefte van de denitrificatie te voldoen (zie ook onder voordeel 2). Nederlands (huishoudelijk) afvalwater heeft een nog wat gunstiger 'gemiddelde' CZV/N/P-verhouding van 69/6/1 (CSB, 1996) dan het afvalwater dat in dit onderzoek is gebruikt en dus geldt deze conclusie waarschijnlijk ook voor de meeste andere locaties in Nederland.

2) Besparing op de beluchting en geen aparte, nageschakelde denitrificatieractor - Door de aërobe defosfatering grotendeels door anoxische defosfatering te vervangen kon ten opzichte van het drie-slibsoortensysteem in principe 70% op de beluchting van de defosfaterende reactor worden bespaard. De overige 30% van de defosfaterende reactor werd nog steeds belucht om stikstofgas te strippen en eventueel resterende CZV af te breken. Echter, er waren duidelijke aanwijzingen dat het vervangen van aërobe door anoxische condities resulteerde in een verhoogde uitspoeling van deeltjes en ten koste ging van de helderheid van het effluent en van de CZV-verwijdering (zie ook verderop). Het zou dan ook verstandig kunnen zijn om wat meer nabeluchting toe te passen dan in dit onderzoek het geval is geweest.

De vracht nitraat die tijdens het toevoegen van een externe nitraatbron gedenitrificeerd kon worden was veel groter dan de vracht stikstof die met het afvalwater werd aangevoerd en er werden zeer hoge denitrificatiesnelheden gemeten (tot 12 mg NO₃-N·g⁻¹os·h⁻¹). Echter, tijdens de recirculatie van genitrificeerd effluent ontstond nitraatlimitatie en kon niet aan de effluenteis voor stikstof worden voldaan. De verwachting is dat dit probleem relatief eenvoudig kan worden opgelost door de regeling op basis van de redoxpotentiaal te vervangen door een regeling op basis van een on-line

nitraatmeting. Een lichte verhoging van de (geregelde) nitraatconcentratie in het laatste anoxische compartiment, bijvoorbeeld van $0.5 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ naar 1 tot $2 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, zal al in een sterke verhoging van de recirculatiestroom resulteren zonder dat daarbij het risico ontstaat dat er met het retourslib (teveel) nitraat naar de anaërobe zone wordt gerecirculeerd. De verwachting is dat op deze manier wel aan de effluenteis voor stikstof kan worden voldaan.

3) Lage slibproductie - In het onderzochte twee-slibsoortensysteem werd 30-40% minder spuislib geproduceerd dan in het drie-slibsoortensysteem. Het vervangen van aërobe door anoxische condities heeft hier vermoedelijk sterk aan bijgedragen. Echter, het effect van een langere slibleeftijd en een verhoogde uitspoeling van slibdeeltjes hebben waarschijnlijk ook een rol gespeeld zodat geen definitieve uitspraak over de slibproductie kan worden gedaan.

Naast bovenstaande voordelen kunnen ook nog genoemd worden:

4) Lage SVI - De SVI van het slib in het twee-slibsoortensysteem was extreem laag ($40\text{-}50 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$) in vergelijking met conventionele laagbelaste systemen ($100\text{-}120 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$), maar ook in vergelijking met het drie-slibsoortensysteem ($70\text{-}80 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$). Er waren echter aanwijzingen dat de lage SVI gepaard ging met een verhoogde uitspoeling van slibdeeltjes en/of colloïdaal materiaal. Een mogelijke verklaring hiervoor kan zijn dat door de lagere SVI een compactere slibdeken in de bezinker ontstond die een verminderde filterende werking had. Daarnaast zijn er aanwijzingen in de literatuur dat in de bioreactor zelf onder anoxische condities minder colloïdaal materiaal door de slibvlokken kan worden ingevangen en/of meer colloïdaal materiaal wordt geproduceerd dat minder goed kan bezinken (o.a. Wilén en Balmér, 1998).

5) Geen ongewenste nitrificatie in de defosfaterende reactor - In het drie-slibsoortensysteem zijn er kostbare maatregelen nodig om te voorkomen dat er in de zomermaanden nitrificatie optreedt in de defosfaterende reactor en zo de biologische defosfatering negatief wordt beïnvloed (STOWA, 2000a). Door het vervangen van aërobe door anoxische condities is dit gevaar in het twee-slibsoortensysteem niet aanwezig.

4.2 Nadelen van het twee-slibsoortensysteem

1) Grotere bezinkcapaciteit - Alhoewel dit in de experimenten niet duidelijk kon worden aangetoond, is het de verwachting dat door de externe recirculatie voor het twee-slibsoortensysteem waarschijnlijk een grotere bezinkcapaciteit nodig dan voor het drie-slibsoortensysteem. Waarden voor de verschillende parameters worden voor beide systemen weergegeven in tabel 6 waarbij is aangenomen dat:

- het te behandelen RWA-debiet maximaal driemaal zo groot is als het DWA-debiet Q_{DWA} ;
- tijdens RWA de interne recirculatiefactor R_1 niet aangepast hoeft te worden;
- tijdens DWA een externe recirculatiefactor R_2 van 4 ruim voldoende is om voldoende stikstofverwijdering te bewerkstelligen;

- tijdens RWA veel lagere stikstofconcentraties (ongeveer 30% van de concentratie bij DWA) worden aangevoerd en R_2 daarom tot 0.75 gereduceerd kan worden.

Tabel 6 - Hydraulische belasting van de tussenbezinker in het drie- en het twee-slibsoortensysteem (Q_{DWA} = influentdebiet bij DWA).

	3-slibsoortensysteem		2-slibsoortensysteem	
	DWA	RWA	DWA	RWA
afvalwaterdebiet	Q_{DWA}	$3 \times Q_{DWA}$	Q_{DWA}	$3 \times Q_{DWA}$
interne recirculatie	Q_{DWA}	Q_{DWA}	Q_{DWA}	Q_{DWA}
externe recirculatie	0	0	$\leq 4 \times Q_{DWA}$	$\leq 0.75 \times 3 \times Q_{DWA}$
hydraulische belasting tussenbezinker	$2 \times Q_{DWA}$	$4 \times Q_{DWA}$	$\leq 6 \times Q_{DWA}$	$\leq 6.25 \times Q_{DWA}$

Uit tabel 6 kan worden afgeleid dat de tussenbezinker voor het twee-slibsoortensysteem voor een debiet moet worden ontworpen dat ongeveer een factor $1\frac{1}{2}$ groter is dan het debiet dat de tussenbezinker van het drie-slibsoortensysteem moet passeren. Hierbij is geen rekening gehouden met de SVI van het slib die in het twee-slibsoortensysteem significant lager was dan in het drie-slibsoortensysteem (zie voordeel 4 in paragraaf 4.1). Theoretisch kan deze lagere SVI (ongeveer 50 t.o.v. $80 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$) een verlaging van het benodigde oppervlak van 25% opleveren (Stichting Wateropleidingen, 1998). Echter, de relaties waarop deze berekening is gebaseerd zijn bij dergelijke lage waarden van de SVI waarschijnlijk niet erg betrouwbaar.

2) Regelstrategie - De resultaten lieten zien dat aan de doelstelling van de regelstrategie werd beantwoord, d.w.z. er werd geen nitraat gerecirculeerd naar de anaërobe compartimenten en er trad geen secundaire fosfaatafgifte op in de defosfaterende reactor. Gezien de eenvoud van de gebruikte regeling kan deze uitbreiding ten opzichte van het drie-slibsoortensysteem niet als een nadeel worden beschouwd.

Echter, zoals reeds werd aangegeven moet de meting van de redoxpotentiaal worden vervangen door een on-line meting van de nitraatconcentratie omdat dit een hogere instelling voor de nitraatconcentratie in het laatste anoxische compartiment mogelijk maakt en op deze manier de stikstofverwijdering sterk kan worden verbeterd. Om te voorkomen dat de regeling tijdens perioden met lage influent stikstofconcentraties (nodeloos) hoge recirculatie debieten aanstuurt die niet goed door de bezinker kunnen worden verwerkt, mag het recirculatie debiet een zeker maximum (bijvoorbeeld $R_2 \leq 4$) niet overschrijden.

3) Secundaire fosfaatafgifte - Tijdens de periode waarin genitrificeerd effluent werd gerecirculeerd trad wel secundaire fosfaatafgifte op in de tussenbezinker. Hierdoor steeg de concentratie ortho-fosfaat in het effluent met ongeveer $0.5 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{l}^{-1}$.

4) Minder CZV-verwijdering - Door de introductie van anoxische defosfatering trad een stijging op van de concentratie CZV in het effluent van de defosfaterende trap en liep het rendement van de CZV-verwijdering in de defosfaterende trap terug van 80 naar 75%. Dit werd voornamelijk

veroorzaakt door de uitspoeling van slibdeeltjes. Een bijkomend nadeel was dat het PUR-filter dat de nitrificatie moest beschermen vaker moest worden schoongemaakt.

Nadelen 3 en 4 kunnen beide misschien worden voorkomen door meer (na)beluchting toe te passen in de defosfaterende reactor en de bezinker beter te ontwerpen.

5) Minder stikstofverwijdering - Met de nageschakelde denitrificatiereactor in het drie-slibsoortensysteem kunnen in principe zeer lage nitraatconcentraties worden verkregen ($\leq 5 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$). In het onderzochte twee-slibsoortensysteem zijn dergelijke lage effluentconcentraties nitraat theoretisch niet haalbaar omdat de stikstofverwijdering sterk afhankelijk is van het recirculatie-debiet welke aan een bepaald maximum is gebonden.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Onderzoek op proefinstallatieniveau heeft laten zien dat een twee-slibsoortensysteem waarin gebruik wordt gemaakt van anoxische defosfatering de volgende voordelen kan bieden ten opzichte van een drie-slibsoortensysteem dat is gebaseerd op volledig aërobe biologische defosfatering:

- het afvalwater-CZV wordt efficiënter benut zodat een externe koolstofbron (methanol) niet langer nodig is en het systeem ook bij lagere CZV/N/P-verhoudingen kan worden toegepast;
- er is geen behoefte aan een nageschakelde denitrificatiereactor;
- een besparing van 70% op de beluchting van de defosfaterende trap is mogelijk;
- een lagere SVI wordt verkregen ($40-50 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ t.o.v. $70-80 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$), maar het is vooralsnog onduidelijk of dit een positief of negatief effect heeft op de dimensies van de tussenbezinker.

Hoewel het vermoeden bestaat dat door de introductie van anoxische defosfatering ook een lagere slibproductie kan worden bereikt, kon dat in dit onderzoek niet duidelijk worden aangetoond. Duidelijke nadelen van het twee-slibsoortensysteem ten opzichte van het drie-slibsoortensysteem zijn dat:

- een extra recirculatiestroom moet worden geïnstalleerd;
- de hydraulische capaciteit van de tussenbezinker ongeveer $1\frac{1}{2}$ maal groter moet zijn dan de capaciteit van de bezinker in het drie-slibsoortensysteem;
- lage stikstofconcentraties in het effluent ($\leq 5 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) niet mogelijk zijn;

5.2 Aanbevelingen

Alvorens een zinvolle evaluatie van de praktische toepasbaarheid van het onderzochte twee-slibsoortensysteem kan worden uitgevoerd moeten een aantal zaken verder worden onderzocht.

1) Belasting en slibleeftijd - In vergelijking met het drie-slibsoortensysteem werd het twee-slibsoortensysteem bij een langere slibleeftijd (10 t.o.v. 3 dagen) en lagere hydraulische belasting (30 t.o.v. $50 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$) bedreven omdat anders geen anoxische defosfatering optrad. De nieuwe instellingen werden echter min of meer willekeurig gekozen en het is niet bekend of de hydraulische belasting kan worden opgevoerd en de slibleeftijd kan worden gereduceerd. Beide aspecten dienen nader onderzocht te worden omdat ze grote consequenties hebben voor het ruimtebeslag en de slibproductie.

2) Nabeluchting - Door aan het einde van de defosfaterende reactor een groter aëroob volume toe te passen kan misschien worden voorkomen dat secundaire fosfaatafgifte in de tussenbezinker optreedt, spoelen misschien wat minder slibdeeltjes uit en kan de CZV-verwijdering in de

defosfaterende reactor verbeterd worden. De optimale grootte van de nabeluchting moet proefondervindelijk worden vastgesteld.

3) Regeling - Het effect van een regeling op basis van een on-line meting van de nitraatconcentratie in plaats van de redoxpotentiaal moet nader worden onderzocht. In het bijzonder van belang zijn het effect van de ingestelde nitraatconcentratie aan het einde van de anoxische zone op de effluentconcentratie nitraat en op de verdeling tussen anoxische defosfateerders en 'normale' denitrificeerders. Hierbij speelt het effect van de nitraatconcentratie op de groei en fosfaat-opname van de anoxische defosfateerders een zeer belangrijke rol.

4) Stabiliteit - In tegenstelling tot het drie-slibsoortensysteem is de stabiliteit van het tweeslibsoortensysteem bij DWA-RWA nog niet onderzocht.

5) Dephanox-systeem - Pas als op bovenstaande onderzoeksvragen een antwoord is verkregen kan een betrouwbare evaluatie van de praktische toepasbaarheid uitgevoerd worden. Het ligt voor de hand om hier ook het A₂N- of Dephanox-systeem bij te betrekken (hoofdstuk 1). Hoewel dit systeem op basis van een aantal kentallen al een keer eerder is doorgerekend (Haskoning en TU-Delft, 1996), is inmiddels meer praktijkinformatie beschikbaar en kan een nauwkeuriger evaluatie uitgevoerd worden. Zo zijn de SVI, de denitrificatiesnelheid en de anoxische fosfaatopnamesnelheid die in dit onderzoek werden waargenomen allen veel gunstiger dan bij de evaluatie van het Dephanox-proces werd aangenomen (Tabel 7).

Tabel 7 - Vergelijking van een aantal parameters die gebruikt zijn bij de evaluatie van het A₂N-proces (HasKoning en TU-Delft, 1996) en die in dit onderzoek zijn gevonden.

parameter	evaluatie	
	A ₂ N-proces	dit onderzoek
SVI (ml·g ⁻¹)	130	40 - 60
denitrificatiesnelheid (mg NO ₃ -N·g ⁻¹ os·h ⁻¹)	2	≤ 12
anoxische fosfaatopnamesnelheid (mg NO ₃ -N·g ⁻¹ os·h ⁻¹)	4	≤ 11

6 Referenties

- Bortone, G., Saltarelli, R., Alonso, V., Sorm, R., Wanner, J., Tilche, A. (1996). Biological anoxic phosphate removal - the Dephanox process. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 34, No. 1-2, pp. 119-128
- Centraal Bureau voor de Statistiek (1996), *Waterkwaliteitsbeheer, Deel B, Zuivering van afvalwater*, 1996.
- Copp, J.B., Dold, P.L. (1998). Comparing sludge production under aerobic and anoxic conditions. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 38, No. 1, pp. 285-294
- Haskoning en TU-Delft (1996), *Biologische waterzuivering met een twee-slibsoortensysteem - Haalbaarheidsstudie naar het A₂/N-proces, NOVEM rapport programma Milieutechnologie*.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G. v. R (1995). *Activated Sludge Model No.2.*, IAWQ, Londen.
- Hu, Z-R., Wentzel, M.C., Ekama, G.A. (2000). External nitrification in biological nutrient removal activated sludge systems, *Proc. 1st IWA Conf.*, July 3-6, Paris.
- Isaacs, S., Temmink, H. (1996), Experiences with automatic N and P measurements of an activated sludge process in a research environment, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 33, No. 1, pp. 165-173
- Kernn-Jespersen, J.P., Henze, M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.*, 27, 617-624
- Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1994), Biological phosphate removal under denitrifying conditions, *TU-Delft, RWZI 2000 94-12*
- Kuba, T., Loosdrecht, M.C.M., van, Heijnen, J.J. (1996). Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system. *Wat. Res.*, Vol. 30, No. 7, pp. 1702-1710
- Kuna, T., van Loosdrecht, M.C.M., Brandse, F.A., Heijnen, J.J. (1997), Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants, *Wat. Res.*, Vol 31, No. 4, pp. 777-786.
- Kujawa-Roeleveld, K. (2000), Estimation of denitrification potential with respiration based techniques, *Proefschrift, Sectie Milieutechnologie, Wageningen Universiteit*
- Maurer, M., Gujer, W., Hany, R., Bachmann, S. (1997). Intracellular carbon flow in phosphorus accumulating organisms from activated sludge systems. *Wat. Res.*, Vol. 31, No. 4, pp. 907-917
- Meinhold, J., Pedersen, H., Arnold, E., Isaacs, S., Henze, M. (1998). Effect of continuous addition of an organic substrate to the anoxic phase on biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 38, No. 1, pp. 97-105.
- Mino, T., Liu, W., Kurisu, F., Matsuo, T. (1995). Modelling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes. *Wat. Sci. technol.*, *Water Science and Technology* 31(2): 25-34
- Schuler, A.J., Jenkins, D., Ronen, P. (2000), Microbial storage products, biomass density, and settling properties of enhanced biological phosphorus removal activated sludge. *Proc. 1st IWA Conf.*, July 3-6, Paris.
- Sorm, R., Bortone, G., Wanner, J., Tilche, A. (1998), Behaviour of activated sludge from a system with anoxic phosphate uptake. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 37, No. 4-5, pp. 563-566.

- STOWA (1994). Behandeling van stedelijk afvalwater met het drie-slibsoortensysteem. RWZI 2000, 94-11, toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen.
- STOWA (2001a). Behandeling van stedelijk afvalwater met het drie-slibsoortensysteem. STOWA rapport 2001-01.
- Vlekke, G.J.F.M., Comeau, Y., Oldham, W.K. (1988). Biological phosphate removal from wastewater with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors. *Environmental Technology Letters*, Vol. 9, pp. 791-796
- Wachtmeister, A., Kuba, T., Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1997) A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge, *Wat. Res.*, Vol. 31, No. 3, pp. 471-478
- Wilén, B-M., Balmér, P. (1998), Short term effects of dissolved oxygen concentration on the turbidity of the supernatant of activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 38, No. 3, 25-33

Bijlage - Voorschrift fosfaatafgifte en fosfaatopname proeven

Meetopstelling - De meetopstelling bestond uit drie identieke batchvaten A, B en C van elk 5 l (figuur A.1). De vaten waren voorzien van een roerder en een aquariumsteentje voor de dosering van lucht of stikstofgas.

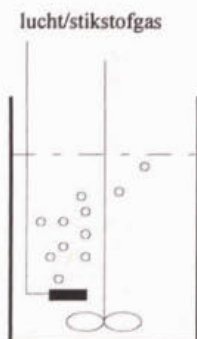


Fig A.1 Meetopstelling voor batchproeven.

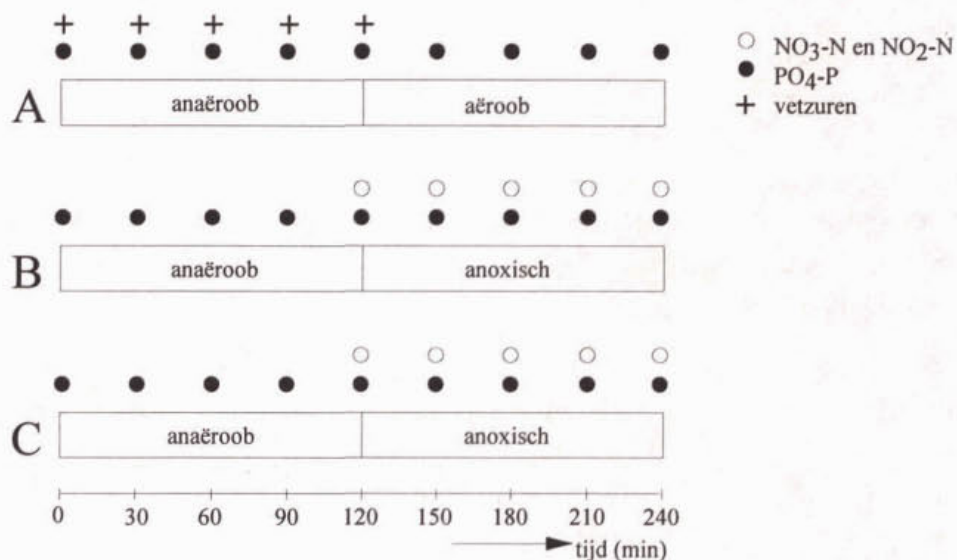


Fig A.2 Bemonsteringsschema.

Methode - Uit het laatste compartiment van de defosfaterende trap (compartiment 12) werd 8 l slib bemonsterd en overgebracht naar vaten A en B. Daarnaast werd 2 l retourslib bemonsterd dat werd overgebracht naar vat C. De monsters werden gedurende 1 uur belucht. Intussen werd 3 l ruw afvalwater bemonsterd voor bepaling van totaal en opgeloste CZV, vluchtige vetzuren en PO₄-P. Vervolgens werd aan alle vaten stikstofgas gedoseerd om anaërobe condities te verkrijgen waarna aan vaten A en B 10-30 ml van een acetaatoplossing (30.81 gCH₃COO.Na·l⁻¹, Merck >99%) werd toegevoegd (beginconcentratie van 60-180 mg·l⁻¹ op CZV basis) en aan vat C 2 l van het ruwe afvalwater. Op tijdstippen 0, 30, 60 en 90 en 120 minuten werd vervolgens een monster genomen van alle vaten voor bepaling van PO₄-P, NO₃-N en NO₂-N en voor VVZ in vat A (zie ook figuur A.2). Tevens werden aan het begin en aan het einde van de anaërobe periode de pH, temperatuur en zuurstofconcentratie gemeten. Aan het einde van de anaërobe periode, na 120 minuten, werd aan vaten B en C 8 ml van een nitraatoplossing (144.79 gKNO₃·l⁻¹, Merck, >99%) toegevoegd voor een beginconcentratie van 40 mg NO₃-N·l⁻¹. Aan vat A werd geen nitraat gedoseerd maar werd het stikstofgas vervangen door beluchting. Vervolgens werden van elk vat op tijdstippen 120, 150, 180, 210 en 240 minuten monsters genomen voor bepaling van PO₄-P en voor NO₃-N en NO₂-N in vaten B en C. Aan het einde van de testen werd van elk vat de concentratie droge en organische stof bepaald. Tevens werden de pH, temperatuur en zuurstofconcentratie gemeten.

Berekeningen - Uit de resultaten van vat A (en eventueel B) kan uit de fosfaat-afgifte met acetaat ($\Delta P_{\text{afg,A}}$) berekend worden hoeveel ortho-fosfaat wordt afgegeven per hoeveelheid CZV. We noemen deze verhouding Y_{po4} (mg P·mg CZV⁻¹):

$$Y_{PO_4} = \frac{\Delta P_{afg,A}}{CZV_0} \quad (A.1)$$

Vervolgens kan uit de P-afgifte in vat C ($\Delta P_{afg,C}$) geschat worden hoeveel CZV er uit het afvalwater is opgenomen door de defosfateerders (CZV_p):

$$CZV_p = \frac{\Delta P_{afg,C}}{Y_{PO_4}} \quad (A.2)$$

Voor een schatting van de fracties anoxische en strikt aërobe defosfateerders worden de resultaten van vaten A en B gebruikt. Figuur A.3 geeft een voorbeeld van het verloop van de concentraties ortho-fosfaat in deze vaten.

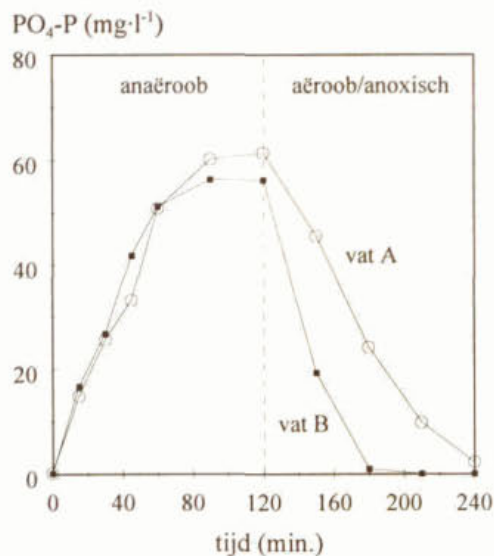


Fig A.3 Verloop van de concentraties ortho-fosfaat in batchvaten A en B.

De maximale fosfaat-opnamesnelheid onder anoxische en aërobe condities ($q_{P,B}$ en $q_{P,A}$) wordt berekend als de initiële afnamesnelheden van ortho-fosfaat. De aërobe P-opname wordt veroorzaakt door alle defosfateerders terwijl de anoxische P-opname exclusief wordt veroorzaakt door de anoxische defosfateerders. Hieruit volgt:

$$f_{den} = \frac{q_{P,B}}{q_{P,A}} \quad (A.3)$$

$$f_{O_2} = 1 - f_{den} \quad (A.4)$$

met f_{den} en f_{O_2} de fracties anoxische en (strikt) aerobe defosfateerders.

