

Handboek biologische fosfaatverwijdering



2001

15

Handboek biologische fosfaatverwijdering

2001

15

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 90.5773.127.4

INHOUD	BLAD
TEN GELEIDE	1
SAMENVATTING	3
SUMMARY	7
1 INLEIDING	11
1.1 Aanleiding voor een nieuw handboek bio-P	11
1.2 Doelstelling nieuw handboek	11
1.3 Historisch overzicht	11
1.4 Voor- en nadelen van biologische P-verwijdering	14
2 ACHTERGRONDEN BIJ HET BIO-P PROCES	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Kwalitatieve beschrijving van het bio-P proces	17
2.3 Microbiologische achtergronden van fosfaat-accumulerende bacteriën	18
2.4 Biochemie van het bio-P proces	19
2.5 Inbouw van fosfaat in slib	22
2.6 Fosfaatafgifte- en fosfaatopnametesten	23
2.7 Invloedsfactoren op het bio-P proces	27
2.7.1 <i>Temperatuur</i>	27
2.7.2 <i>pH</i>	28
2.7.3 <i>Influentsamenstelling</i>	29
2.7.4 <i>Nitraat/ Zuurstof</i>	30
2.7.5 <i>Slibbelasting/slibleeftijd</i>	31
2.7.6 <i>Anaërobie/ anaërobe contacttijd</i>	32
3 ONTWERPMODELLEN VAN BIO-P SYSTEMEN	33
3.1 Statische methoden	33
3.1.1 <i>Inleiding</i>	33
3.1.2 <i>Empirisch</i>	33
3.1.3 <i>Methode Henze, Scheer, Smolders</i>	33
3.2 Dynamische methoden	36
3.2.1 <i>Inleiding</i>	36
3.2.2 <i>Deelprocessen voor Bio-P in een dynamische model</i>	37
3.2.3 <i>Vergelijking dynamische methoden</i>	39
4 UITVOERINGSVORMEN VAN BIO-P	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Uitvoeringsvormen van bio-P	41
4.2.1 <i>Hoofdstroomproces of deelstroomproces</i>	41
4.2.2 <i>Continue of discontinue anaërobe fase</i>	42
4.2.3 <i>Aanwezigheid van een separate voordennitrificatieruimte</i>	43
4.2.4 <i>UCT-uitvoeringsvorm of Phoredox-uitvoeringsvorm</i>	43
4.2.5 <i>Uitvoeringsvorm van de aëratietank</i>	43
4.3 Bio-P proces en voorverzuring	44
4.3.1 <i>Inleiding</i>	44
4.3.2 <i>Plaats van de slibhydrolyse/verzuring in het zuiveringsproces</i>	44
4.3.3 <i>Productie van lagere vetzuren in relatie tot de procesomstandigheden</i>	45
4.3.4 <i>Overige aspecten van de primairslibverzuring en de relatie met andere processen</i>	46

4.4	Bio-P proces en slibbezinking	48
4.4.1	<i>Inleiding</i>	48
4.4.2	<i>Uitspoeling van zwevende stof</i>	48
4.4.3	<i>Anaërobe omstandigheden in de nabezinktank</i>	49
4.4.4	<i>Relatie met slibbezinkbaarheid</i>	50
4.5	Bio-P proces en slibverwerking	51
4.5.1	<i>Inleiding</i>	51
4.5.2	<i>Fosfaatafgifte bij slibverwerkingsprocessen</i>	52
4.5.3	<i>Nederlandse en buitenlandse ervaringen</i>	54
4.5.4	<i>Maatregelen ter voorkoming van fosfaatterugvoer uit de slibverwerking</i>	55
4.6	Bio-P proces en aanvullende chemische P-verwijdering	56
4.6.1	<i>Inleiding</i>	56
4.6.2	<i>Aanvullende chemische defosfatering en de biochemie van het bio-P proces</i>	57
4.6.3	<i>Plaats van de additionele dosering</i>	57
4.7	Bio-P proces en regelaspecten	58
5	BIO-P ZUIVERINGSSYSTEMEN IN NEDERLAND	61
5.1	Selectie van systemen	61
5.2	Rwzi Amersfoort	65
5.2.1	<i>Procesbeschrijving</i>	65
5.2.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	66
5.2.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	67
5.2.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	68
5.3	Rwzi Katwoude	71
5.3.1	<i>Procesbeschrijving</i>	71
5.3.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	72
5.3.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	73
5.3.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	74
5.4	Rwzi Goor	77
5.4.1	<i>Procesbeschrijving</i>	77
5.4.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	78
5.4.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	79
5.4.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	80
5.5	rwzi Putte	83
5.5.1	<i>Procesbeschrijving</i>	83
5.5.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	83
5.5.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	84
5.5.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	85
5.6	Rwzi Hardenberg	89
5.6.1	<i>Procesbeschrijving</i>	89
5.6.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	90
5.6.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	91
5.6.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	93
5.7	Rwzi Elburg	95
5.7.1	<i>Procesbeschrijving</i>	95
5.7.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	96
5.7.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	97
5.7.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	98
5.8	Rwzi Oud-Beijerland	101
5.8.1	<i>Procesbeschrijving</i>	101
5.8.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	102

5.8.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	102
5.8.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	104
5.9	Rwzi Venlo	107
5.9.1	<i>Procesbeschrijving</i>	107
5.9.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	108
5.9.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	109
5.9.4	<i>Bedrijfsresultaten</i>	110
5.10	Rwzi Waarde	113
5.10.1	<i>Procesbeschrijving</i>	113
5.10.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	113
5.10.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	114
5.10.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	115
5.11	rwzi Zetten	119
5.11.1	<i>Procesbeschrijving</i>	119
5.11.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	120
5.11.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	120
5.11.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	122
5.12	Rwzi Maastricht-Bossherveld	125
5.12.1	<i>Procesbeschrijving</i>	125
5.12.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	125
5.12.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	126
5.12.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	128
5.13	Rwzi Haarlem-Waarderpolder	131
5.13.1	<i>Procesbeschrijving</i>	131
5.13.2	<i>Ontwerp en dimensionering</i>	132
5.13.3	<i>Ontwerpaspecten voor bio-P</i>	132
5.13.4	<i>Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering</i>	134
6	NADERE BESCHOUWING VAN DE 12 BESCHREVEN RWZI'S	137
6.1	Verificatie van het statisch bio-P model met praktijkresultaten	137
6.1.1	<i>Verificatie op basis van gemiddelde bedrijfsresultaten</i>	137
6.1.2	<i>Verificatie bij hogere procestemperaturen en hogere nitraatgehalten</i>	138
6.1.3	<i>Conclusies ten aanzien van de bruikbaarheid van het bio-P model volgens Scheer</i>	140
6.2	Analyse van het P-gehalte in het effluent, het P-rendement en P-stabiliteit	141
6.2.1	<i>P-gehalte in het effluent en P-rendement</i>	141
6.2.2	<i>Stabiliteit van de P-verwijdering</i>	144
6.3	Analyse met betrekking tot slibverwerking, P-gehalte in het slib, slibbezinking, regelaspecten en anoxische fosfaatverwijdering	147
6.3.1	<i>Bio-P en slibverwerking</i>	147
6.3.2	<i>Bio-P en P-gehalte in het slib</i>	148
6.3.3	<i>Bio-P en slibbezinkingseigenschappen</i>	149
6.3.4	<i>Bio-P en regelaspecten</i>	149
6.3.5	<i>Bio-P en anoxische fosfaatverwijdering</i>	150
6.4	Conclusies naar aanleiding van de nadere beschouwing van de 12 rwzi's	151
7	ONTWERP EN OPTIMALISATIE VAN BIO-P ZUIVERINGSSYSTEMEN	153
7.1	Inleiding	153
7.2	Ontwerp van een bio-P proces	153
7.3	Optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering	157
8	REFERENTIES	163

BIJLAGEN

- 1 Voorschrift voor de kleuring van bio-P slib
- 2 Voorschrift voor P-afgifte- en opname-experimenten
- 3 Richtlijnen voor influentkarakterisering (bepaling van snel afbreekbaar CZV)
- 4 Detailinformatie over statische bio-P modellen (inclusief een berekeningsvoorbeeld)
- 5 Detailinformatie over dynamische bio-P modellen
- 6 Beschrijving van bio-P systemen en praktische uitvoeringsvormen
- 7 Resultaten van de nadere beschouwing van de 12 beschreven rwzi's

INDEX

Ten geleide

Circa 10 jaar geleden werd beoogd om met het programma PN 1992 van de STOWA de waterkwaliteitsbeheerders een beproefd instrumentarium aan te bieden om onder meer te kunnen voldoen aan de effluenteis voor fosfaat in 1995. Biologische fosfaatverwijdering was hierin een onderwerp dat ook in het RWZI 2000-programma al ruim aandacht had gekregen. In het kader van PN 1992 verscheen in 1991 de handleiding *biologische fosfaatverwijdering*. Het tijdstip waarop deze verscheen kan worden beschreven als de beginperiode van bio-P in Nederland.

Bij het verschijnen van de handleiding was bio-P op slechts één rwzi in de praktijk geïmplementeerd. Inmiddels zijn meerdere rwzi's in Nederland uitgebreid en aangepast waarbij bio-P deel uit maakt van het ontwerp en de bedrijfsvoering. De ervaring met bio-P is daarmee dus sterk toegenomen. Ook op microbiologisch en fundamenteel gebied hebben zich diverse ontwikkelingen voorgedaan die van belang zijn geweest voor bio-P in de praktijk. Al deze nieuw verworven kennis is beschreven in afzonderlijke STOWA en RWZI-2000 rapporten, wetenschappelijke artikelen en congresbijdragen. Gezien de vele nieuwe ontwikkelingen die zich op het gebied van bio-P hebben voorgedaan en het beschikbaar komen van veel bedrijfservaringen en -resultaten, leek een metamorfose van handleiding naar handboek wenselijk.

Het voor u liggende handboek geeft een compleet overzicht van aspecten die een rol spelen bij bio-P. Naast de functie van naslagwerk, is het handboek vooral een belangrijk instrument bij ontwerp en optimalisatie van rwzi's met bio-P. Voor de ontwerppraktijk zijn eenduidige dimensioneringsregels opgesteld die zijn verwerkt in een statisch bio-P model. Dit model is ook gebruikt in de beoordelingssystematiek voor rwzi's (STOWA-rapport 98-20). De meest recente versie van dit spreadsheetmodel (Excel) is niet als diskette bijgevoegd maar zal via de internetsite <http://www.waterland.net/stowa/> te downloaden zijn.

Het onderzoek werd uitgevoerd door DHV Water B.V. (projectteam bestaande uit ir. P.M.J. Janssen, ir. K. Meinema en ir. H.F. van der Roest). Door de Technische Universiteit Delft (prof. dr. ir. M.C.M. van Loosdrecht) werd een bijdrage geleverd op het gebied van modelleren van bio-P processen en de uitvoering van fosfaatafgifte- en fosfaatopnametesten. Voor de begeleiding van het project zorgde een commissie bestaande uit ir. J. Ebbenhorst (voorzitter), dr. ir. J.J.W. Hulsbeek, ir. A.W.A. de Man, ing. J.P.H. Piron, ir. P.J. Roeleveld en ir. P.C. Stamperius.

Diverse medewerkers van waterkwaliteitsbeheerders hebben hun medewerking verleend bij de totstandkoming van dit handboek door informatie aan te leveren van twaalf geselecteerde rwzi's. De STOWA is deze medewerkers zeer erkentelijk voor hun waardevolle inbreng.

Utrecht, juni 2001

De directeur van de STOWA

ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

Aanleiding tot het vervaardigen van een nieuw handboek over biologische fosfaatverwijdering (bio-P), - de oude handleiding dateert uit 1991 -, was het feit dat vele microbiologische en fundamentele ontwikkelingen, en de sterk toegenomen ontwerp- en praktijkervaring met het bio-P proces in rioolwaterzuiveringsinstallaties tot nieuwe inzichten hebben geleid voor de implementatie van bio-P in de praktijk en de bedrijfsvoering van (communale) bio-P installaties.

Doel van het handboek was dan ook het weergeven van de huidige fundamentele en praktische kennis op het gebied van bio-P en het presenteren van richtlijnen voor ontwerp, dimensionering en optimalisatie van bio-P in praktijkinstallaties. Het handboek bestaat uit 8 hoofdstukken en 7 bijlagen.

In het eerste hoofdstuk is een samenvattend **historisch overzicht** gepresenteerd over de vele ontwikkelingen en ervaringen met bio-P. Het schetst de ontwikkelingen vanaf de eerste waarnemingen en hypothesen in de jaren zestig tot aan de brede toepassing van bio-P in de Nederlandse communale afvalwaterbehandeling in de jaren negentig.

De rol van nitraat en de plaats van de fosfaatbacterie *Acinetobacter* binnen het bio-P proces zijn twee voorbeelden van aspecten die de ontwikkelingen en veranderde inzichten binnen het bio-P proces illustreren.

In dit hoofdstuk wordt ook uitgebreid ingegaan op de **voor- en nadelen van het bio-P proces**. Vrijwel alle voordelen zijn gekoppeld aan de beperkte of geheel afwezige inzet van chemicaliën. Ten opzichte van chemische precipitatie brengt het bio-P proces ook enkele aspecten met zich mee die als nadeel kunnen worden aangemerkt. Aanvullende chemische dosering is daarbij vaak een hulpmiddel om de eventueel aanwezige nadelen weg te nemen dan wel te beperken.

In hoofdstuk 2, - **achtergronden bij het bio-P proces** -, worden allereerst de basisprincipes van het proces beschreven, met als hoofdkenmerken fosfaatafgifte in de anaërobe fase en fosfaatopname in de aërobe of anoxische fase. Vervolgens wordt op de **microbiologische en biochemische achtergronden** ingegaan. De rol van de opslagverbindingen polyfosfaat, glycogeen en poly-hydroxybutyraat (PHB) binnen het metabolisme van fosfaataccumulerende organismen (PAO's) wordt nader toegelicht. Voorbeelden van een directe relatie van de biochemie van PAO's met de bedrijfsvoering van een bio-P installatie in de praktijk zijn bekend. Zo heeft overbeluchting in het actiefslibproces als gevolg van onderbelasting een negatieve invloed op de P-opname. Dit is direct het gevolg van glycogeenafbraak.

Uitgebreid wordt ingegaan op **P-afgifte- en P-opnametesten**. Vier testen zijn te onderscheiden: de anaërobe P-afgiftetest, de aërobe en anoxische P-opnametest en de endogene P-afgiftetest. Hoewel de resultaten van deze testen, waaronder de afgifte- en -opnamesnelheden, geen directe relatie behoeven te hebben met het (bio-P)-rendement, verkrijgt men informatie over de actuele bio-P activiteit van de desbetreffende rwzi. Uitvoering van deze testen op een *regelmatige basis verschaft een indruk van de bio-P activiteit in de tijd*. Ook is een vergelijking met andere bio-P installaties mogelijk.

Als laatste wordt in dit hoofdstuk ingegaan op **factoren die het bio-P proces beïnvloeden**.

- De invloed van de **processtemperatuur** op het bio-P proces is niet altijd eenduidig. Zo kunnen bij een temperatuursverlaging negatieve invloeden op het bio-P proces, zoals lagere omzettingssnelheden bij PAO's, worden gecompenseerd door een hogere opslagcapaciteit voor polyfosfaat als gevolg van een hogere slibproductie (yield) van PAO's. Ook de effecten op processen als (de)nitrificatie, verzuring en precipitatie spelen hierbij een rol.

- De **pH** is naast beïnvloeding van precipitatiereacties in het actief slib met name een vrij cruciale factor tijdens de acetaatopname in de anaërobe fase. Het handhaven van een constante pH-waarde bij uitvoering van de anaërobe P-afgiftetest is dan ook belangrijk.
- Bij de factor **influentensamenstelling** is de aanwezigheid of de te vormen fractie snel afbreekbaar CZV (de S_A -fractie binnen de influentkarakterisering ten behoeve van modellering) van groot belang voor de bio-P potentie van het afvalwater. De waarde van met name het BZV maar ook van het CZV_{totaal} als parameter voor ontwerp en dimensionering van het bio-P proces is relatief gering.
- **Nitraat en zuurstof** zijn zowel een positieve als een negatieve invloedsfactor voor het functioneren van het bio-P proces. Enerzijds zijn zuurstof en nitraat nodig om fosfaat biologisch op te slaan in de aërobe of anoxische zone. Anderzijds zal de aanvoer van nitraat en zuurstof in de anaërobe fase, via influent en/of interne retourstromen, storend werken op het bio-P proces als gevolg van CZV-verbruik door aërobe en anoxische omzettingen in de "anaërobe" tank. Rekenvoorbeelden illustreren het kwantitatieve effect van nitraat en zuurstof bij de P-afgifte en P-opname.

In hoofdstuk 3 is nader ingegaan op de historie en actuele stand van zaken ten aanzien van **ontwerpmodellen voor bio-P systemen**.

In het verleden is vaak op basis van empirie (vuistregels) de benodigde anaërobe contacttijd in een bio-P proces gekozen. De aanwezigheid van veel lagere vetzuren (> 100 mg CZV/l) in het influent en de behandeling van ruw of voorbezonden afvalwater waren daarbij onderscheidende factoren voor de keuze van deze contacttijd.

Inmiddels zijn **statische modellen** voorhanden waarmee een meer toegesneden berekening van de benodigde anaërobe contacttijd mogelijk is. Voorwaarde voor een toegevoegde gebruikswaarde van deze modellen is wel dat gegevens als de fractie snel afbreekbaar CZV (lagere vetzuren), de procestemperatuur, de slibleeftijd dan wel slibproductie en de nitraat- en zuurstofinbreng in de anaërobe tank bekend zijn.

Binnen **dynamische modellering** is ingegaan op twee beschikbare modellen: het IAWQ-model en het TUDelft-model. Naar de verdere ontwikkeling van beide modellen, die bijvoorbeeld ingezet kunnen worden voor het ontwikkelen van regelstrategieën van een bio-P proces, alsmede de integratie van beide modellen, vindt momenteel verder onderzoek plaats.

In hoofdstuk 4 zijn **bio-P uitvoeringsvormen** beschreven. Omdat juist het bio-P proces zich kenmerkt door vele (al dan niet gepatenteerde) uitvoeringsvormen, is in dit handboek gekozen om de vele bekende en 'op de markt zijnde' uitvoeringsvormen terug te brengen tot een indeling die gebaseerd is op kenmerken die specifiek zijn voor het bio-P proces en die gebaseerd zijn op de in Nederland voorkomende uitvoeringsvormen van rwzi's. De indeling is daarmee gebaseerd op de volgende kenmerken:

- de **wijze van P-afvoer**: het hoofdstroomproces versus het deelstroomproces. In het hoofdstroomproces wordt het fosfaat via de surplusslibstroom verwijderd. Bij het deelstroomproces wordt orthofosfaat geconcentreerd in een geringe volumestroom en vervolgens chemisch verwijderd;
- de **aanwezigheid van een continue of discontinue anaërobe fase**. Bij een discontinue anaërobe fase zal als de beluchting actief is, het met het afvalwater aangevoerde CZV niet ten goede komen aan de PAO's;
- de **aanwezigheid van wel of geen separate voordennitrificatiezone**. Een separate anoxische zone, gesitueerd ná de anaërobe zone, stimuleert de fosfaatopname onder anoxische omstandigheden. Dit proces gaat in vergelijking met aërobe fosfaatopname efficiënter om met het beschikbare CZV;
- de **wijze van terugvoer van het retourslib**: volgens het 'UCT' principe waarbij het retourslib naar de anaërobe tank wordt gevoerd via de voordennitrificatietank of het

'Phoredox' principe, waarbij het retourslib rechtstreeks naar de anaërobe tank wordt gevoerd;

- de **karakteristiek van de aëratietank**: omloop, compleet gemengd of propstroom. De uitvoeringsvorm van de aëratietank beïnvloedt de N-totaalverwijdering en is daarmee voorwaardescheppend voor het functioneren van het bio-P proces.

In bijlage 6 zijn de bekende en de 'op de markt zijnde' uitvoeringsvormen, zoals Biedenipho, Unitank, A/O, ISAH, etc. beschreven.

In dit hoofdstuk wordt ook aandacht besteed aan **uitvoeringsaspecten** binnen het bio-P proces die het P-rendement beïnvloeden zoals:

- **wijziging van de influentkarakteristieken** via een voorbehandeling. Diverse aspecten van de biologische hydrolyse en verzuring van primair slib worden beschreven;
- **aspecten bij de slibbezinking**. De relaties van het bio-P proces met uitspoeling van zwevende stof, anaërobe omstandigheden in de nabezinktank en de slibbezinkbaarheid (SVI) worden uitgediept. Compartimentering van de anaërobe tank is één van de maatregelen waarmee de kans op licht slib sterk wordt verkleind. Huidige praktijkervaringen ondersteunen dit en laten zien dat vele bio-P installaties een stabiele SVI hebben lager dan 150 ml/g;
- **aspecten van de slibverwerking** bij bio-P installaties. P-afgifte in één of meerdere slibverwerkingsprocessen kan resulteren in een interne fosfaatbelasting die het (bio)-P rendement van de rwzi negatief kan beïnvloeden. De praktijkervaringen van de netto P-afgifte bij de slibverwerking, met name de vergisting van bio-P slib, zijn verschillend. Directe mechanische indikking en/of ontwatering van bio-P slib geeft de grootste zekerheid ten aanzien van het beperken van een interne fosfaatstroom;
- **aanvullende chemische dosering**. Bij onvoldoende bio-P capaciteit is aanvullende simultane dosering van ijzer- of aluminiumzouten een manier om aan de fosfaateis te voldoen. Plaats van de dosering in het actiefslibproces en het vermijden van overdosering zijn hierbij belangrijke aspecten;
- **regeling van het bio-P proces**. Regeling van de biologische stikstofverwijdering vormt, juist vanwege de interactie van nitraat met het bio-P proces, vaak de basis voor regeling van het bio-P proces. Handhaving van een laag nitraatgehalte in een recirculatiestroom naar de anaërobe tank voorkomt dat snel afbreekbaar CZV verloren gaat voor de PAO's. Ook andere, meer directe regelmogelijkheden voor het bio-P proces zijn voorhanden: regeling van het recirculatiedebiet naar de anaërobe tank en (indien aanwezig) regeling van de aanvullende chemicaliëndosering.

In hoofdstuk 5 zijn **twaalf geselecteerde Nederlandse rwzi's** beschreven die een bedrijfsvoering kennen volgens het bio-P proces. De selectie van deze bio-P zuiveringsinstallaties is gebaseerd op de in hoofdstuk 4 gepresenteerde indeling van bio-P uitvoeringsvormen en op veel in Nederland voorkomende zuiveringssystemen.

Van elke rwzi is een procesbeschrijving weergegeven, waarbij de nadruk ligt op de inrichting van het actiefslibproces en de verwerking van het bio-P spuislib. Naast ontwerp- en dimensioneringsaspecten is ook ingegaan in hoeverre bij het ontwerp en uitvoering van de anaërobe tank, de procesregeling, de slibverwerking en de eventueel aanwezige aanvullende chemicaliëndosering, rekening is gehouden met de keuze voor het bio-P proces. Ook zijn voor elke zuivering de resultaten van een representatieve periode met een ongestoorde bedrijfsvoering gepresenteerd, waaronder de resultaten van P-afgifte -en opnametesten en de grootte van de interne fosfaatbelasting.

In hoofdstuk 6 zijn de 12 in beschouwing genomen rwzi's nader geanalyseerd. De belangrijkste bevindingen zijn de volgende:

- Het statisch bio-P model volgens Scheer biedt voldoende basis om het inzicht te vergroten in het bio-P proces voor wat betreft de gevoeligheden van de afvalwatersamenstelling en procesparameters voor het anaëroob volume en het ortho-P-gehalte in het effluent.
Bij het gebruik van het huidige beschikbare model dient men met enkele aanwijzingen en kanttekeningen rekening te houden.
- Eén van de belangrijkste randvoorwaarden voor een juist en nuttig gebruik van het statisch bio-P model is een goede karakterisering van het influent, met name het influent-CZV. De S_A -fractie is daarbij van groot belang.
- Op grond van de behaalde P-rendementen en P-gehalten in het effluent, alsmede de bepaalde P-afgifte- en P-opnamesnelheden van de 12 in beschouwing genomen rwzi's kan geen uitspraak worden gedaan over de meest geschikte uitvoeringsvorm van het actiefslibproces voor toepassing van het bio-P proces.
- Een stabiele fosfaatverwijdering, d.w.z. een geringe spreiding in de P-effluentgehalten, wordt versterkt door:
 - een vergaande én stabiele nitraatverwijdering;
 - een geregelde dosering van metaalzouten in het geval er aanvullend chemisch wordt gedoseerd.
- De belangrijkste basis voor de regeling van het bio-P proces blijkt de regeling van de totaalstikstofverwijdering te zijn. De redoxpotentiaalmeting bewijst zich bij een drietal rwzi's als goed functionerende regelparameter.
- Directe mechanische indikking en/of ontwatering van niet vergist bio-P surplusslib garandeert het voorkómen van een interne fosfaatbelasting door slibverwerkingsprocessen.
- Bij alle 12 onderzochte rwzi's blijkt een combinatie van biologische P- (en N-) verwijdering en goede slibbezinkingseigenschappen ($SVI < 150$ ml/g) samen te gaan.

In hoofdstuk 7 is op basis van de achtergronden van het bio-P proces en de praktijkervaringen en -analyses van vele bio-P rwzi's een systematische **aanpak voor het ontwerp van een bio-P proces** gepresenteerd. De aanpak, ondersteund door een stappenplan, bestaat uit de volgende zeven stappen:

- karakterisering van het influent en het proces;
- bepaling van de bio-P capaciteit;
- uitvoering van de anaërobe tank;
- stimulering van de anoxische fosfaatopname;
- inpassing van regelingen;
- minimalisatie van de interne fosfaatbelasting;
- inpassing van aanvullende chemische dosering.

In dit hoofdstuk is ook een systematische aanpak gepresenteerd om binnen de bedrijfsvoering van een rwzi, die reeds volgens het bio-P principe het fosfaat verwijderd, te komen tot een optimaal bio-P proces, waarmee een stabiel en voldoende laag totaal-P-gehalte in het effluent kan worden bereikt. Deze **optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering** wordt ondersteund door een beslisdiagram.

Veel (praktische) kennis die in dit handboek is samengebracht, is voortgekomen uit onderzoeken en studies die in opdracht van de STOWA zijn uitgevoerd. Alle **STOWA publicaties over bio-P** staan vermeld in hoofdstuk 8. Dit geldt ook voor de publicaties van onderzoeksprojecten waarin de STOWA heeft geparticipeerd.

SUMMARY

The occasion has arisen to draft a new handbook regarding biological phosphate removal (Bio-P), thus superseding the handbook of 1991. This is in light of numerous micro-biological and fundamental developments, as well as a sharp increase in design and practical experience with the Bio-P process in sewage treatment works (STW), coupled with better understanding into practical and operational aspects of (domestic) Bio-P installations.

The goal of this handbook is to demonstrate the current fundamentals and practical experience involved with Bio-P and present guidelines for design, dimensioning and optimisation based on real Bio-P installations. The handbook contains 8 chapters and 7 appendices.

The first chapter will summarise the **historical background** of Bio-P's many developments and experiences. From the first observations and theories of Bio-P which are rooted in 1960's up to a broad applicability in the Dutch Domestic wastewater treatment occurring in the 1990's.

The role of nitrate and the presence of 'phosphate' bacteria (*Acinetobacter*) within the Bio-P process are two examples which illustrate the development and changes envisaged within the Bio-P process.

This chapter will describe in depth the **advantages and disadvantages of the Bio-P process**. Almost all advantages are coupled to the reduced or total absence of dosing chemicals. In comparison to chemical precipitation the Bio-P process can yield also a number of disadvantages. As a result the use of partial chemical dosing as a helping agent can reduce the possible inherent disadvantages of the process.

In chapter 2 the background of the Bio-P process is discussed with regard to the basic principles of the process, with emphasis on the phosphate release in the anaerobic phase and the phosphate uptake in the aerobic and anoxic phase. Furthermore, the **micro-biological and biochemical principles** will be discussed. The role of the 'storage components' polyphosphate, glycogen and poly-hydroxybutyrate (PHB) within the metabolism of phosphate accumulating organisms (PAO's) will also be addressed. Examples of the direct relationship of the biochemistry of PAO's with the operational aspects of real Bio-P installations are known. Over-aeration of the activated sludge process as a result of an under-loading situation in the STW has negative effects on the P uptake. This is a direct result of glycogen degradation.

P-release and P-up take tests are also discussed. There are four separate tests: The anaerobic P-release test, the aerobic and anoxic P-uptake test, and lastly the endogenous P-release test. However, the results of these tests, including the release and uptake reaction rates, show little direct relation to the Bio-P process efficiency, but yield information relating to the actual Bio-P activities in the associated STW. If the tests are carried out on a regular basis an indication can be drawn regarding the Bio-P activity in time, also comparisons can be made to other Bio-P operating installations.

The last section in this chapter will go further into the **Influencing Factors on Bio-P**.

- The influence of **process temperature** on the Bio-P process is not always clear. Decreases in temperature should promote negative effects on the Bio-P process, as would lower reaction speeds by PAO's, but are compensated through a higher storage capacity for poly-phosphate through an increase in sludge production (yield) of PAO's. Processes such as de-nitrification, acidification and precipitation also play an important role.
- The **pH** combined with the influences of precipitation reactions in the activated sludge have a crucial effect during the acetate uptake in the anaerobic phase. The maintenance of a constant pH value during the execution of the anaerobic P-release test is of tantamount importance.

- Associated with the factor **influent characteristics** is the presence of or the potential form of easy biodegradable COD (the S_A -fraction within the influent characterisation regarding modelling) which is of great importance for the Bio-P potential of the wastewater. The value BOD, but also the COD total as parameters have little influence on the dimensioning of the Bio-P process.
- **Nitrate and Oxygen** both yield positive and negative influences for the functioning of the Bio-P process. On one hand the Oxygen and Nitrate are necessary to allow phosphate to be biologically stored in the aerobic or anoxic zone. On the other hand, the supply of nitrate and oxygen to the anaerobic phase via influent and/or internal sludge return streams would inhibit the working of the Bio-P process as a result of COD consumption through aerobic and anoxic assimilation in the 'anaerobic' tank. Calculation models illustrate the cumulative effect of nitrate and oxygen by the P-release and P-uptake.

In chapter 3 (see appendices 3 and 4) the history and current status of **design-modelling for Bio-P processes** are described.

In the past the needed anaerobic contact time was established through empirical methods or by 'rules of thumb'. The presence of many lower fatty acids (>100mg COD/l) in the influent stream and the treatment of raw or pre-clarified wastewater were therefore distinctive factors in the choice of contact time.

Meanwhile **static models** have been used where more relevant calculation methods can be applied to ascertain the necessary anaerobic contact time. Certain input conditions must be satisfied for the models such as the easy biodegradable fraction of COD (lower fatty acids), the process temperature, the sludge retention time or sludge production, and the nitrate and oxygen input into the anaerobic zone.

With **dynamic modelling** there are two available models: the IAWQ-model and the TUDelft-model. After further development of both models, the sample input is processed to develop strategic rules of a Bio-P process, furthermore the integration of both models is currently being researched.

In chapter 4 the **realisation of Bio-P** is described. Because the realisation of Bio-P can be so diversified, this handbook has chosen to bring the many known and 'market driven' realisations back to the basic features relevant to the Bio-P process and the Dutch situation regarding sewage treatment works. This section is therefore based on the following features:

- the **method of P-discharge**: The mainstream process versus the side-stream processes. In the mainstream process the phosphate is removed via the surplus sludge stream. In the side-stream processes ortho-phosphate is concentrated into a small volume stream en thereafter chemically removed;
- the **presence of a continuous or discontinuous anaerobic phase**: By a discontinuous phase during aeration, the COD transported with the wastewater, will be not to the good of the PAO's;
- the **presence of or absence of a separate pre-denitrification zone**: A separate anoxic zone, situated after the anaerobic zone stimulates phosphate uptake under anoxic conditions. This process as compared to aerobic phosphate uptake is more efficient with the available COD;
- the **method of return of the return sludge stream**: According to the UCT principle where the return sludge to the anaerobic zone is transported via the pre-denitrification tank, or the Phoredox principle where the return sludge is directly transported to the anaerobic zone;
- the **characteristics of the aeration tank**: Oxidation ditch, completely mixed or plug flow. The realisation of the aeration tank influences the Total N-removal process and therefore creates the conditions for the functioning of the Bio-P process.

In appendix 6 the most well known and the available 'on the market' configurations such as Biotank, Unitank, A/O, ISAH, etc are described.

In this chapter more attention will be directed to realisation aspects of the Bio-P process which have a direct influence on the P-efficiency, such as:

- **changing the influent characteristics** via pre-treatment: Various aspects of biological hydrolysis and acidification of primary sludge are described;
- **aspects of sedimentation**: The relation of the Bio-P process with sludge washout, anaerobic conditions in the secondary clarifier and the sludge index (SVI) are expanded. Compartmentalisation of the anaerobic tank is one of the measures by which the chance of bulking sludge is strongly reduced. Current experience enforces the latter and proof that Bio-P installations can produce a stable sludge with an SVI lower than 150ml/g;
- **aspects of sludge treatment** by Bio-P installations. P-release in one or more sludge processing steps can result in an internal phosphate loading which in turn can negatively effect the P removal efficiency over the whole STW. Practical experience of Bio-P sludge treatment and P-release with regard to digestion is varied. Direct mechanical thickening and/or de-watering of Bio-P sludge yields the greatest certainty with regard to avoiding an internal P stream;
- **additional chemical dosing**. A shortfall in Bio-P capacity can be bridged with additional simultaneous dosing of Iron or Aluminium salts to achieve the phosphate discharge criteria. The position of the dosing and the potential to overdose the chemical are important factors;
- **control of the Bio-P process**. Optimal control of the biological N-removal which yields the nitrate essential for the Bio-P process, is the basis for control of the Bio-P process. Preservation of a low nitrate concentration in the return stream to the anaerobic zone prevents the loss of biodegradable COD to the PAO's. Other, more direct control methods are: control of the re-circulation stream to the anaerobic tank and (if present) control of the additional chemical dosing.

In chapter 5, **twelve selected Dutch STW** are described which have a Bio-P process operation. The selection of these Bio-P treatment works is based on the division criteria set down in chapter 4 and the Dutch situation.

Each treatment works process is described, attention is drawn more to the activated sludge process configuration and the treatment of the Bio-P surplus sludge. As well as the design and dimensioning aspects of the works itself, attention will be moved to the anaerobic tank, the process control, the sludge treatment and eventually the use of additional chemical dosing. In each case the selected Bio-P process is taken into consideration. The operational results for each treatment works over longer periods of time will be represented, as well as the results of P-release and P-uptake tests and the size of the internal phosphate loading.

In chapter 6 the twelve considered treatment works are further analysed. The most important findings are:

- The static Bio-P model according to Scheer offers a reliable insight into the Bio-P process, coupled with sensitivity analyses regarding wastewater characteristics and process parameters for the anaerobic volume and the ortho-P concentration in the final effluent.
Use of the existing model requires attention to the given directives and notations.
- One of the most important conditions for the optimal use of the static Bio-P model is a large characterisation of the influent, especially the nature of influent COD. The S_A -value is of utmost importance.
- On the basis of the achieved P-removal efficiency and P-concentration in the effluent, alongside the calculated P-release and P-uptake rates of the 12 already mentioned STW's,

an inference cannot be drawn to the most optimal Bio-P process configuration or Bio-P realisation.

- A stable phosphate removal process regarding small change in effluent concentrations can be strengthened through:
 - a complete and stable nitrate removal;
 - a controlled dosing of metal salts for the necessity of additional chemical dosing.
- The most important basis for the control of the Bio-P process comes from the control system associated with the Total N-removal. The redox potential measurement was found to be an excellent tool to assist the control process.
- Direct mechanical thickening and/or de-watering of non-digested Bio-P surplus sludge guarantees the absence of an internal phosphate loading via the sludge treatment facility.
- By all twelve researched STW's it came to light that a combination of biological P- (and N-) removal yielded good sludge sedimentation characteristics (SVI < 150ml/g).

In chapter 7 the systematic **approach to design of the Bio-P process** is presented, based on the background of the Bio-P process, much practical experience and analyses on operational Bio-P works. The approach is structured as a step plan, as follows:

- characterisation of the influent and the process;
- calculation of the Bio-P capacity;
- execution/construction of the anaerobic tank;
- stimulation of the anoxic P-up take;
- fine tuning of control;
- minimisation of the internal P load;
- fine tuning with additional chemical dosing.

In this chapter also a systematic approach is presented to tackle the operational aspects of the Bio-P process, and generate an acceptable low P-effluent concentration. This **optimisation of the Bio-P process operation** is strengthened through a decision diagram.

Much practical knowledge, which is bought together in this handbook originates from research and studies carried out under the flag of the STOWA. All STOWA publications over Bio-P are referenced in Chapter 8. This extends to other publications from research projects where the STOWA have also participated.

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding voor een nieuw handboek bio-P

In het kader van het PN 1992-programma is in 1991 de 'Handleiding biologische fosfaatverwijdering' verschenen (Ref. 12). In deze handleiding is beschreven op welke wijze de biologische fosfaatopname (bio-P) in bestaande rwzi's gestimuleerd en/of gemaximaliseerd kan worden. Op basis van de destijds beperkt beschikbare ervaringen met bio-P op praktijk -en pilotschaal zijn in deze handleiding praktische regels en aanwijzingen opgenomen.

Inmiddels is op vele rwzi's bio-P operationeel, waarmee voldaan kan worden aan de nieuwe P-eis van 1 of 2 mg/l. Soms vindt aanvullende chemische precipitatie plaats.

Naast de nodige opstartervaringen beschikken deze rwzi's thans over een grote hoeveelheid bedrijfsgegevens waarmee het functioneren van het bio-P-proces goed kan worden beoordeeld. Ook is een terugkoppeling van de bedrijfsresultaten naar het oorspronkelijk ontwerp mogelijk.

Naast de toegenomen ontwerp- en praktijkervaring met bio-P, hebben zich ook op het microbiologische en fundamentele vlak diverse ontwikkelingen voorgedaan die van belang zijn (geweest) voor de (ontwerp)praktijk.

Te noemen zijn o.a. de vaststelling van biologische P-opname onder denitrificerende omstandigheden en de vaststelling dat vele andere bacteriën dan *Acinetobacter* het vermogen bezitten om biologisch fosfaat op te nemen.

Ook de kennisgebieden van meten en regelen en het statisch en dynamisch modelleren van het bio-P proces waren summier beschreven in de Handleiding van 1991. Inmiddels is op deze gebieden de nodige vooruitgang geboekt.

De ontwikkelingen en de toegenomen praktijkervaring hebben geleid tot nieuwe inzichten in de implementatie van bio-P in de praktijk en de bedrijfsvoering van bio-P installaties. Een grondige herziening en actualisatie van de Handleiding uit 1991 was derhalve wenselijk.

1.2 Doelstelling nieuw handboek

Naast het weergeven van de huidige kennis op het gebied van bio-P, zowel van fundamentele als praktische aard, geeft het nieuwe handboek ook ontwerp- en dimensioneringsrichtlijnen voor introductie en of maximalisatie van bio-P in praktijkinstallaties.

Daarnaast is een twaalftal bio-P-installaties in Nederland uitgebreid beschreven, waarbij de bedrijfsresultaten en -ervaringen zijn getoetst aan de huidige bio-P kennis en richtlijnen. Ook is op een aantal aspecten van het bio-P proces een vergelijking gemaakt tussen de beschreven bio-P installaties.

1.3 Historisch overzicht

Bio-P is één van de meest complexe processen in het actiefslibproces. De complexiteit van zowel de onderliggende microbiologische en biochemische processen, als wel de procesuitvoering in een actiefslibproces (met anaërobe, anoxische en aërobe fasen of compartimenten), maakt het niet eenvoudig om het bio-P proces te doorgronden. Reeds tientallen jaren wordt er uitgebreid fundamenteel en toegepast onderzoek verricht naar het bio-P proces.

Kenmerkend voor het bio-P proces is dat het ontbreken van een juiste microbiologische en biochemische basis en complexiteit, nooit een belemmering zijn geweest voor toepassing in de praktijk van de (huishoudelijke) afvalwaterbehandeling, zowel in Nederland als in het buitenland. Integendeel, voor bio-P kan worden gesteld dat de toepassing in de praktijk, al of niet met succes, juist veel heeft bijgedragen in het vinden van de juiste microbiologische en biochemische basis.

Inmiddels is bio-P een betrouwbaar en goed begrepen proces binnen de afvalwaterbehandeling. De laatste stand van zaken is beschreven in dit handboek. Een samenvattend historisch overzicht verschaft inzicht in de totstandkoming van de juiste microbiologische en biochemische basis van het bio-P proces en de ontwikkeling van bio-P uitvoeringsvormen in de praktijk.

De eerste waarnemingen: 'luxury uptake'

Al in 1959 rapporteerde Srinath over waarnemingen van een verhoogde fosfaatopname in een (Indiase) actiefslibinstallatie. Al snel was duidelijk dat de waarnemingen konden worden toegeschreven aan een verhoogde biologische opname: de zogenaamde 'luxury uptake' van fosfaat. Later volgden meer waarnemingen, met name in actiefslibinstallaties met een propstroomkarakter.

Het eerste gerichte onderzoek naar de bio-P waarnemingen werd uitgevoerd door Levin en Shapiro. Een belangrijke observatie was dat het slib fosfaat afgaf onder niet-beluchte omstandigheden en opnam onder beluchte omstandigheden. Toevoeging van afvalwater verhoogde de fosfaatopname. Via microscopisch onderzoek stelden zij ook vast dat het fosfaat als 'zwarte' korrels in de bacteriecellen was opgeslagen.

Eind jaren zestig en begin jaren zeventig trachtten talloze onderzoekers een verklaring te vinden voor de diverse waarnemingen van een verhoogde biologisch P-opname. Zonder een microbiologische of biochemische basis formuleerde men randvoorwaarden voor bio-P opname. Bedrijfsvoering volgens een propstroomkarakter en het handhaven van een onbeluchte zone in het eerste gedeelte van de actiefslibinstallatie waren daarbij twee belangrijke voorwaarden.

In deze jaren werd ook steeds meer duidelijk dat chemische hypothesen, waarbij de verhoogde opname van fosfaat in zijn geheel aan chemische precipitatie-acties werd toegeschreven, niet door experimenten konden worden bevestigd.

Microbiologisch onderzoek: Het geslacht *Acinetobacter*

In de tweede helft van de jaren zeventig nam het onderzoek naar de microbiologische aspecten van bio-P toe. De eerste reïnculturen van bio-P organismen werden geïsoleerd uit defosfaterend actief slib. Het geslacht *Acinetobacter* werd een belangrijke rol toebedeeld. Deze organismen waren in staat om naast polyfosfaat, ook koolstofverbindingen in de vorm van polyhydroxybutyraat (PHB) tijdens de beluchte periode op te slaan.

Fuhs en Chen stelden dat een anaërobe fase nodig was om lagere vetzuren te produceren die vervolgens in de beluchte periode als substraat voor de *Acinetobacter* dienden. De toentertijd opgestelde hypothese luidde dan ook dat *Acinetobacter* de lagere vetzuren in de beluchte periode nodig had voor groei en fosfaatopname. De relatie tussen anaërobie en bio-P werd echter niet gemaakt. Opmerkelijk was ook dat de geïsoleerde reïnculturen géén fosfaatafgifte vertoonden in de anaërobe fase, terwijl alle eerder gedane praktijkwaarnemingen aan defosfaterend actief slib dit wél vertoonden.

Omdat de isolatiemethoden in de jaren daarna gebaseerd werden op de methode van Fuhs en Chen stonden micro-organismen van het type *Acinetobacter* steeds centraal in het bio-P onderzoek. Pas in de midden jaren negentig is vastgesteld dat de toentertijd geïsoleerde fosfaatbacteriën in feite niet bij het bio-P proces betrokken zijn. Toch heeft het destijds

uitgevoerde microbiologische onderzoek een belangrijke basis gelegd voor de huidige hypothese van het bio-P-metabolisme.

Barnard en Zuid-Afrika: eerste uitvoeringsvormen in de praktijk

Belangrijk kenmerk van de bio-P ontwikkeling binnen de afvalwaterbehandeling is dat, ondanks de afwezigheid van een solide microbiologische en biochemische basis, de vele en goede waarnemingen bij lab-, pilot- en praktijkonderzoek geleid hebben tot de ontwikkeling van diverse bio-P processen. Aan de basis van deze ontwikkeling stond het werk van Barnard en Nicholls. Zij ontdekten ondermeer dat een belangrijke randvoorwaarde voor een bio-P proces de aanwezigheid van een 'echte' anaërobe fase was, d.w.z. zonder de aanwezigheid van nitraat, waar retourslib en afvalwater werden gemengd.

Uitgaande van deze randvoorwaarde zijn, met name vanuit Zuid-Afrika, diverse uitvoeringsvormen van het bio-P proces voorgesteld en gerealiseerd (Bardenpho, Phoredox, UCT, JHB).

Rensink: Verband tussen P-afgifte en P-opname

In het begin van de jaren tachtig stelde Rensink als eerste dat de aërobe bio-P micro-organismen (PAO's) (toentertijd *Acinetobacter* dus) tijdens de anaërobe periode substraat in de vorm van PHB in de cel vastlegden. De benodigde energie daarvoor was afkomstig van het splitsen van polyfosfaat, resulterend in een afgifte van orthofosfaat in de anaërobe periode. Het verband tussen P-afgifte en P-opname was daarmee gelegd. De anaërobe fase had daarmee een tweeledige functie gekregen: productie van lagere vetzuren voor PAO's en het verschaffen van een concurrentievoordeel van PAO's ten opzichte van andere heterotrofe bacteriën, die niet in staat zijn om fosfaat af te geven in de anaërobe fase en substraat in de vorm van een reservestof vast te leggen.

Ontwikkeling van een biochemisch model

Vanuit de basishypothese van Rensink is door diverse personen (Comeau, Wentzel, Smolders, Maurer, Mino) het biochemisch model van het bio-P proces verder ontwikkeld. Deze verdere ontwikkeling, veelal ondersteund door experimenten met PAO's verrijkte actiefslibculturen, vorderde langzaam. Dit was het gevolg van de afwezigheid van reïncultures van PAO's die naast fosfaatopname ook fosfaatafgifte vertoonden.

Naast vaststelling van de werkzame enzymsystemen en de transportsystemen voor fosfaat en lagere vetzuren (acetaat) over het celmembraan van PAO's, is de rol van de opslagpolymeren als polyfosfaat, glycogeen en PHB verder verduidelijkt. Daarnaast is vastgesteld dat de pH een belangrijke invloed heeft op de acetaatopname en P-afgifte. De rol van de pH in een P-afgifte- en P-opnametest - een vaak uitgevoerd batchexperiment met actief slib ter vaststelling van de biologische defosfateringscapaciteit - werd daarmee ook aangetoond.

Rol van nitraat: meer of minder ongunstig

In de jaren zeventig en tachtig werd de aanwezigheid van nitraat in het actiefslibproces gezien als een belangrijke remmende factor voor het bio-P proces. Enerzijds speelde daarbij de competitie om CZV-substraat tussen denitrificatie en fosfaatafgifte een rol, anderzijds de noodzaak van het creëren van procescondities zonder nitraat (anaërobie) ten behoeve van de selectie van PAO's. Bij de ontwikkeling van bio-P uitvoeringsvormen heeft deze negatieve invloed van nitraat geleid tot het UCT-proces waarin de remmende invloed van nitraat zoveel mogelijk wordt opgeheven.

In de jaren negentig is vast komen te staan dat nitraat ook een positieve invloed kan hebben. Bij een juiste procesvoering of uitvoeringsvorm van het bio-P proces, blijkt dat onder anoxische condities een vergelijkbare fosfaatopnamecapaciteit als onder aërobe condities kan worden bereikt. De daarbij actieve denitrificerende PAO's benutten het (beperkt) aanwezige CZV

efficiënter dan de aërobe PAO's. De randvoorwaarde van zo weinig mogelijk nitraat terugvoeren in de anaërobe fase blijft echter van kracht.

Modellering: stap voor stap verder

Zoals reeds aangegeven is het bio-P proces een gecompliceerd microbiologisch en biochemisch proces. Er bestaat ook een grote interactie met de biologische stikstof- en CZV-verwijdering. De vele koppelingen tussen al deze biologische omzettingen en de bijbehorende vormen van substraten en opslagstoffen in de verschillende fasen van het actiefslibproces, maakten het derhalve moeilijk om hanteerbare statische en dynamische modellen te ontwikkelen.

Een belangrijke ontwikkeling in de aanpassing en uitbreiding van de statische en dynamische modellering betrof de nadere karakterisering van het afvalwater waarbij met name de CZV-fractionering van belang was. Met de opsplitsing in bijvoorbeeld de fracties "snel afbreekbaar" en "langzaam afbreekbaar" CZV kon de praktijk beter worden beschreven.

Inmiddels zijn statische modellen beschikbaar waarmee een meer toegesneden ontwerp en dimensionering van het bio-P proces mogelijk is. Binnen deze statische modellen wordt rekening gehouden met o.a. de influentsamenstelling, de procestemperatuur en de nitraat- en zuurstofbalans.

De twee belangrijkste richtingen binnen de dynamische modellering zijn het IAWQ-model en het TUDelft-model. De ontwikkeling van beide modellen gaat nog steeds door. Ook met de integratie van beide modellen is inmiddels een start gemaakt.

Bio-P in Nederland: een brede toepassing

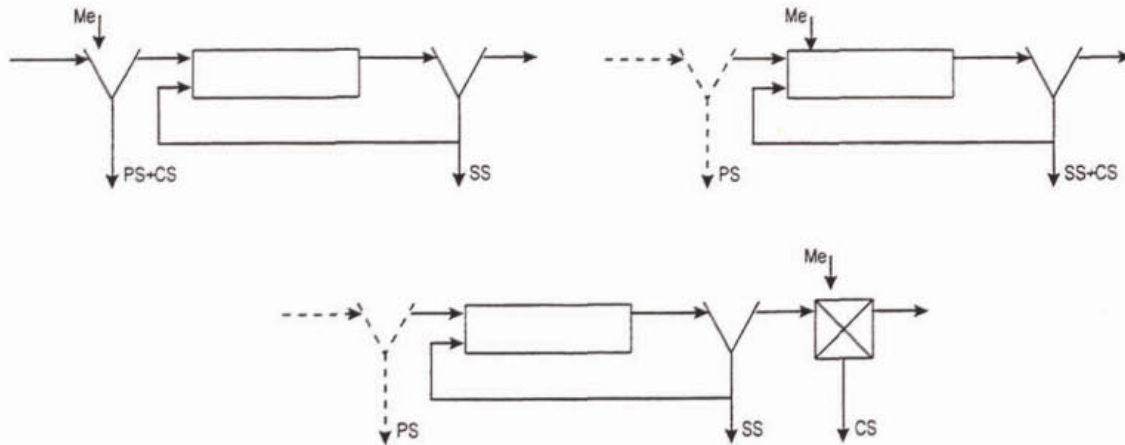
Als gevolg van de in begin jaren negentig van kracht geworden stikstof- en fosfaat-AMVB is in Nederland een tweetal uitgebreide onderzoeksprogramma's uitgevoerd: RWZI-2000 en PN-1992. In beide programma's zijn in de jaren negentig diverse projecten op het gebied van het bio-P proces uitgevoerd.

Via het verzamelen van bestaande informatie uit onderzoek en praktijk, aangevuld door studies en proefnemingen over een zeer breed front (lab-, pilot-, en praktijkschaal), is het inzicht in de mogelijkheden van het bio-P proces in Nederland sterk verbeterd. Veel informatie is verkregen over de werking van diverse uitvoeringsvormen (naast hoofdstroom ook het deelstroomproces), de mogelijkheden om te voldoen aan de gestelde effluenteisen en de daartoe benodigde dimensionering en bedrijfsvoering. Tevens is inzicht verkregen in de nevenaspecten, zoals invloed op de slibindex, regelparameters van het bio-P-proces en de relatie met de slibverwerking.

Mede door deze onderzoeksprogramma's heeft het bio-P proces een brede toepassing gevonden in de Nederlandse praktijk van de behandeling van communaal afvalwater. Overigens heeft de in de eind jaren tachtig ingezette daling van het fosfaatgehalte in het huishoudelijk afvalwater hiertoe bijgedragen.

1.4 Voor- en nadelen van biologische P-verwijdering

Naast de biologische fosfaatverwijdering bestaat de (traditionele) chemische fosfaatverwijdering. De meest toegepaste vormen binnen de chemische fosfaatverwijdering zijn vóór(pre-)precipitatie en simultane precipitatie. Bij deze technieken (afbeelding 1) worden aluminium- of ijzertzouten, al of niet gecombineerd met poly-elektrolieten, gedoseerd aan het ruwe afvalwater of het actiefslibproces. Ná- of postprecipitatie, waarbij de metaalzouten aan het effluent van het actiefslibproces worden gedoseerd, vindt (in Nederland) nauwelijks toepassing en wordt meer gezien als een polijstingstechniek voor effluent waarbij een P-gehalte ver onder 1 mg P-totaal per liter wordt nagestreefd.



Afbeelding 1

Chemische fosfaatverwijderingsmethoden: voorprecipitatie (linksboven), simultane precipitatie (rechtsboven) en naprecipitatie (onder). Me = metaalzout; PS = primair slib; SS = secundair slib; CS = chemisch (P) slib

Voor verdere informatie betreffende chemische fosfaatverwijdering wordt verwezen naar Ref. 40.

Voordelen bio-P proces

Een voordeel van het bio-P proces is de beperkte of geheel afwezige inzet van chemicaliën. Voordelen die daaraan gekoppeld zijn, zijn:

- **Geen chemische slibproductie.** Chemische P-verwijdering leidt tot chemisch slib, resulterend in:
 - *Verhoging van de totale slibproductie.* Dit leidt tot hogere kosten voor de slibverwerking, de slibafzet en de eindverwerking van slib.
 - *Invloed op de stikstofverwijdering.* Omdat de hoogte van het slibgehalte in een actiefslibproces vaak gelimiteerd is door het nabezinkproces, resulteert een verhoging van de totale (biologische + chemische) slibhoeveelheid in grotere actiefslibtanks om dezelfde hoeveelheid biologisch slib in het proces te kunnen handhaven. Dit nadeel is overigens alleen van toepassing bij simultane precipitatie. Een kanttekening wordt gemaakt bij de simultane dosering van een aluminiumzout. Dit gaat vaak gepaard met een significante verlaging van de SVI, waardoor een vergroting van het actiefslibvolume en/of nabezinkingsoppervlak vaak beperkt kan blijven.
- **Geen verslechtering van de ontwaterbaarheid van het surplus-slib.** Bij chemische methoden wordt het fosfaat opgeslagen in de vorm van een metaalfosfaat met een 'aanhangende' waterfractie. Dit opslagproduct is daarmee in principe minder goed ontwaterbaar. De verslechtering van de ontwaterbaarheid hangt overigens af van het type chemicalie en de hoogte van de dosering. Bij het bio-P proces daarentegen wordt fosfaat opgeslagen als kalium of magnesiumfosfaat (polyfosfaat) zonder 'aanhangende' waterfractie, resulterend in een product dat in principe goed ontwaterbaar is. Overigens speelt bij de ontwaterbaarheid ook de slibvolume-index een rol.
- **Geen verzouting van het effluent.** Bij chemische precipitatie blijft het negatieve ion (chloride of sulfaat) achter in de waterfase, resulterend in een verhoging van de zoutbelasting van het ontvangende oppervlaktewater.
- **Verminderde remming van het nitrificatieproces.** Bij dosering van zure metaalzouten treedt, afhankelijk van de buffercapaciteit, een alkaliteitsdaling op. Bij een te sterke pH-daling (bijv. < 6,5) treedt remming op van de nitrificatie.
- **Minder negatieve gevolgen voor de N-totaalverwijdering.** Bij voorprecipitatie wordt een groter deel van het CZV afgevoerd met het primaire slib. Het CZV in de afloop van

de voorbezinking kan daarmee limiterend worden voor de denitrificatie in het actiefslibproces.

- **Verbeterde kwaliteit van slib als grondstof voor bemesting en/of fosfaatindustrie.** Hoewel minder interessant voor de Nederlandse situatie, gezien de eindverwerking van rwzi-slib, is als gevolg van het hogere P-gehalte biologisch defosfaterend surplusslib een potentieel interessante grondstof voor bemesting. Daarnaast is vastgesteld dat het biologisch opgeslagen fosfaat zich als een zogenaamde 'slow fertilizer' gedraagt. Het relatief langzaam vrijkomen van fosfaat verhoogt de bemestingswaarde voor plantengroei.

Bio-P surplusslib, afkomstig van een eindverwerking, bijv. een slibdrooginstallatie of een verbrandingsinstallatie, heeft een voor de fosfaatindustrie potentieel aantrekkelijker vorm van fosfaatvastlegging dan chemisch gebonden ijzerfosfaat. Daarnaast bevat bio-P slib als residu van de eindverwerking een hoger P-gehalte in vergelijking met chemisch slib.

Nadelen van het bio-P proces

Ten opzichte van chemische precipitatie heeft het bio-P proces ook enkele aspecten die als nadeel kunnen worden aangemerkt:

- **Afhankelijkheid van afvalwatersamenstelling.** Het vermogen van het actief slib om PAO's te accumuleren is mede afhankelijk van de beschikbare hoeveelheid en hoedanigheid van organisch gebonden koolstof (CZV). De samenstelling van het te behandelen afvalwater, uitgedrukt in bijvoorbeeld de verhouding CZV:P of BZV:P, kan dus ongunstig zijn voor toepassing van het bio-P proces.
- **Lagere stabiliteit en flexibiliteit.** Ondanks de toegenomen regelmogelijkheden is het P-totaal-effluentgehalte onder sterk of snel wisselende procesomstandigheden, zoals bijvoorbeeld RWA, bij het bio-P proces minder stabiel dan bij chemische methoden. De flexibiliteit binnen het bio-P proces om een onstabiele effluentkwaliteit te verbeteren is ook geringer. Het nadeel van een lagere stabiliteit speelt met name als de P-eis < 1 mg/l bedraagt.
Ter verhoging van de stabiliteit of bij een ongunstige afvalwatersamenstelling kan het bio-P proces worden gecombineerd met aanvullende chemische dosering (4.6).
- **Invloed op de slibvolume-index (SVI).** Er zijn ervaringen bekend dat de introductie van het bio-P proces gepaard ging met een verhoging van de SVI. De verhoging hield daarbij ook mogelijk verband met andere gewijzigde procesomstandigheden (bijv. introductie van interne recirculatiestromen voor de biologische stikstofverwijdering). Inmiddels zijn er redelijk veel praktijkervaringen bekend waarbij via compartimentering van de anaërobe en/of anoxische zone, de SVI gelijk bleef of zelfs lager werd na de introductie van het bio-P proces.
Simultane precipitatie leidt vaak tot een verlaging van de SVI.
- **P-afgifte in de sliblijn.** In procesonderdelen van de sliblijn bestaat de kans dat (een deel van) het opgeslagen fosfaat in het bio-P-surplusslib weer in oplossing gaat als gevolg van anaërobe omstandigheden, bijvoorbeeld in de slibgisting. Indikking of ontwatering van het bio-P slib resulteert dan in een terugvoer van orthofosfaat naar de waterlijn en kan het bio-P rendement negatief beïnvloeden (4.5). Ter voorkoming van de negatieve beïnvloeding is dosering van chemicaliën in de sliblijn één van de mogelijkheden.

2 ACHTERGRONDEN BIJ HET BIO-P PROCES

2.1 Inleiding

Biologisch defosfaterend slib blijft, ondanks het verhoogde aandeel van fosfaatbacteriën met specifieke microbiologische kenmerken, een mengcultuur van allerlei soorten bacteriën. Naast de processen die verbonden zijn aan het bio-P proces, zoals fosfaatafgifte en fosfaatopname, vinden in die mengcultuur allerlei andere microbiologische processen plaats zoals hydrolyse, verzuring, nitrificatie en denitrificatie. Deze andere processen hebben een duidelijke invloed op de kenmerken en het gedrag van de fosfaatbacteriën en daarmee op het bio-P proces.

Deze interacties met andere bacteriën en processen en de specifieke biochemische processen die zich afspelen in de fosfaatbacteriën maken dat het bio-P proces een complex proces is binnen het actiefslibproces.

In 2.2 wordt een eenvoudige uiteenzetting van het bio-P proces gegeven. In 2.3 wordt ingegaan op de microbiologische achtergronden, d.w.z. de micro-organismen die een rol spelen bij het bio-P proces. Meer gedetailleerde en uitgebreide achtergronden bij het metabolisme van het bio-P proces worden beschreven in 2.4. Overige achtergronden, zoals de inbouw van P in slib, de P-afgifte- en P-opnametesten en de diverse invloedsfactoren op het bio-P proces komen aan de orde in 2.5 t/m 2.7.

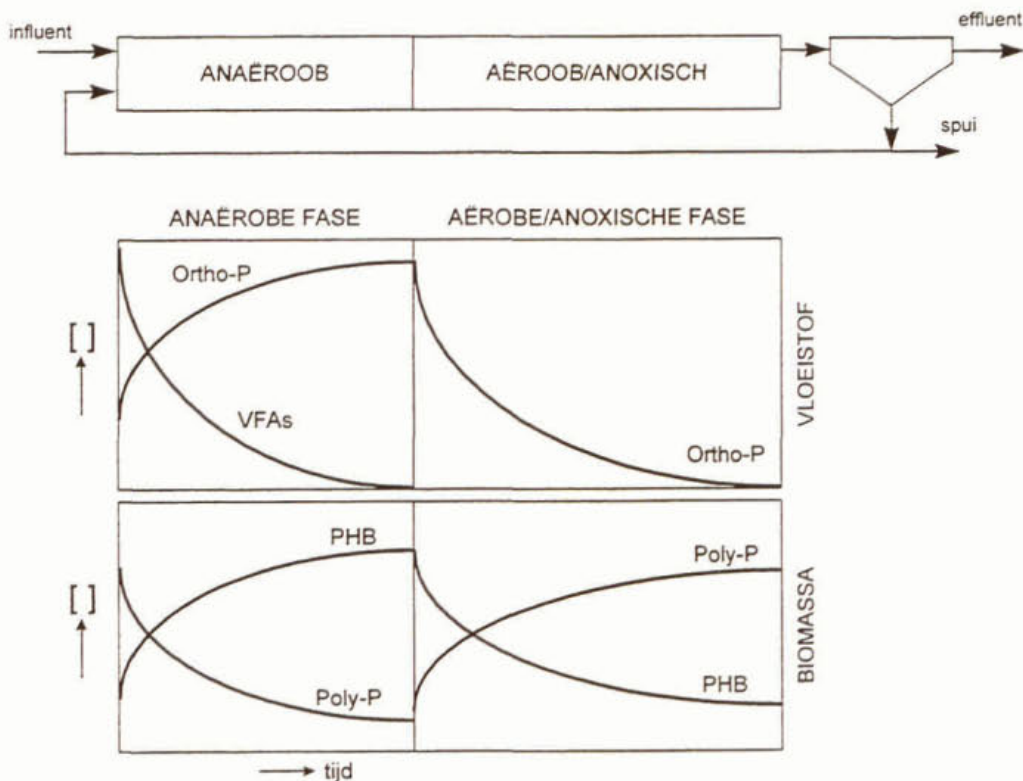
2.2 Kwalitatieve beschrijving van het bio-P proces

Het bio-P proces berust op het principe dat bepaalde bacteriën in staat zijn om grote hoeveelheden opgelost (ortho-)fosfaat als onopgelost polyfosfaat in hun cel op te slaan. Dit betekent dat het rendement van het bio-P proces direct gekoppeld is aan het aandeel van deze bio-P-bacteriën (PAO's) in het actiefslibproces of aan het vermogen om het aandeel van deze PAO's in het slib te verhogen. Het opgeslagen polyfosfaat moet worden gezien als een fosfaat- of energiereserve die de PAO's onder bepaalde procesomstandigheden in het actiefslibproces een groeivoordeel geeft ten opzichte van de in het slib aanwezige niet-PAO's.

Een belangrijke procesconditie voor het bio-P proces is het mengen van het influent met het actief slib in een strikt anaërobe zone (tank of fase) waarin geen nitraat en/of zuurstof aanwezig is. Onder deze anaërobe omstandigheden nemen de PAO's substraat op in de vorm van acetaat of andere lagere vetzuren en zetten dit om in een koolstofreserve, bijvoorbeeld PHB (polyhydroxybutyraat). Het acetaat of de lagere vetzuren zijn aanwezig in het afvalwater of worden gevormd door hydrolyse- en verzuringsprocessen in de anaërobe fase. De energie benodigd voor de substraatopname en -conversie komt vrij bij de splitsing van het opgeslagen polyfosfaat. Deze splitsing resulteert in een fosfaatafgifte in de vloeistoffase in de vorm van orthofosfaat (afbeelding 2).

Onder aërobe of anoxische omstandigheden wordt de koolstofreserve, aanwezig in de vorm van PHB, met behulp van (nitraat)zuurstof verbrand. Met de vrijkomende energie nemen de PAO's het orthofosfaat uit de vloeistoffase op, slaan het in de cel op als polyfosfaat en er vindt groei van PAO's plaats. Als gevolg van de netto groei van PAO's wordt het met het afvalwater binnenkomende fosfaat verwijderd. Tijdens de aërobe of anoxische fase hebben niet-PAO's geen (of minder) beschikking over substraat (acetaat of lagere vetzuren) voor groei.

Door het constant houden van de slibhoeveelheid in het actiefslibproces via het afvoeren van surplusslib en daarmee PAO's wordt fosfaat in opgeslagen vorm uit het zuiveringssysteem verwijderd.



Afbeelding 2
Principe bio-P proces

2.3 Microbiologische achtergronden van fosfaat-accumulerende bacteriën

De bacteriën betrokken bij het bio-P proces hebben een complexe fysiologie, waarbinnen de vorming en afbraak van polymeren als polyfosfaat en koolstofverbindingen als glycogeen en poly-hydroxyalkanoaten (o.a. poly-hydroxybutyraat) een belangrijke rol spelen (2.4).

In het historisch overzicht is reeds geschetst dat de destijds geïsoleerde bio-P bacteriën met als belangrijkste vertegenwoordiger het type *Acinetobacter*, in feite niet representatief waren voor de verschijnselen die optreden in een bio-P proces. De reïnculturen van *Acinetobacter* vertonen geen fosfaatafgifte en acetaatopname onder anaërobe condities; de bacteriën slaan alleen fosfaat op als polyfosfaat onder aërobe condities.

Naar de huidige stand van zaken is vast komen te staan dat er meer bacteriesoorten/groepen in staat zijn fosfaat in verhoogde mate op te nemen. Te onderscheiden zijn twee groepen van fosfaatbacteriën:

- 1) Poly-P-organismen. Deze organismen slaan fosfaat op in de vorm van poly-P voor 'maintenance' doeleinden. Voorbeelden hiervan zijn bijv. *Acinetobacter* en *Microthrix parvicella*.
- 2) Fosfaat-accumulerende organismen (PAO's). Dit zijn organismen die onder invloed van substraatopname in de anaërobe fase fosfaat in de vorm van polyfosfaat opslaan in de anoxische en/of aërobe fase. Dit zijn in feite de "echte" fosfaatbacteriën.

Beide groepen kunnen een anaërobe periode overleven omdat ze een polyfosfaatreserve bezitten, de PAO's hebben echter profijt van de anaërobe periode omdat ze met de energie uit

het polyfosfaat substraat (lagere vetzuren) kunnen opnemen met als resultaat dat ze dominant worden ten opzichte van andere bacteriën, ook ten opzichte van de poly-P-organismen.

Defosfaterend slib en microscopie

Microscopisch zijn fosfaatbacteriën in actief slib te herkennen. Het fosfaat dat zich in korrelstructuren in de cellen bevindt kan via een kleuring zichtbaar worden gemaakt. In een microscopisch preparaat kleurt het polyfosfaat donkerblauw tot zwart. Een voorschrift voor kleuring van defosfaterend slib is opgenomen in bijlage 1. In een kleuring van defosfaterend slib worden overigens beiden groepen van fosfaatbacteriën zichtbaar gemaakt.

Ontwikkeling FISH-analyse

FISH staat voor *fluorescentie in situ hybridisatie*. De techniek is gebaseerd op de inbouw (labeling) van fluorescerende moleculen in het RNA-materiaal van specifieke bacteriën, in dit geval van PAO's. Met behulp van een fluorescentiemicroscop en licht van een bepaalde golflengte kunnen in een actiefslibmonster de gelabelde PAO's zichtbaar worden gemaakt. Via deze techniek zou een directe, snelle en accurate detectie van PAO's in actief slib mogelijk zijn en daarmee direct informatie kunnen verschaffen over de actuele of potentiële opslagcapaciteit voor fosfaat van het bio-P proces.

De ontwikkeling van de FISH-analyse voor PAO's verkeert nu in een ontwikkelingsstadium. Voor detectie van draadvormende bacteriën, in het kader van lichtslibbestrijding, is de techniek reeds ver ontwikkeld en toepasbaar in de praktijk.

2.4 Biochemie van het bio-P proces

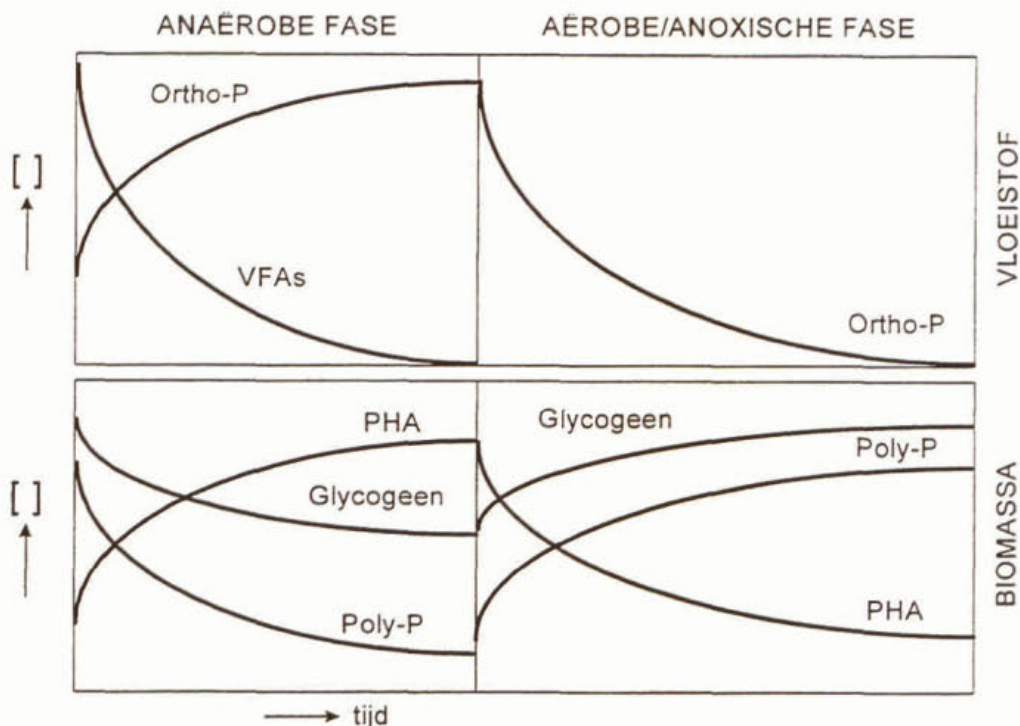
In deze paragraaf wordt het bio-P proces meer in detail beschreven. afbeelding 3 en 4 geven de biochemische processen schematisch weer.

Een belangrijke rol in het metabolisme van het bio-P proces spelen de drie opslagverbindingen: polyfosfaat, glycogeen en poly-hydroxybutyraat (PHB). Deze laatste verbinding behoort tot de groep van poly-hydroxyalkanoaten (PHA). Naast PHB wordt ook poly-hydroxyvaleriaat (PHV) gevormd.

Onder anaërobe condities wordt acetaat opgenomen en omgezet naar en opgeslagen in de vorm van PHB. Aangezien PHB een meer gereduceerde polymere verbinding is dan acetaat, is voor deze omzetting reducerend vermogen nodig in de vorm van NADH_2 . Deze verbinding wordt in de cel van de PAO gevormd door de opslagstof glycogeen om te zetten in PHB. De hiervoor benodigde energie (in de vorm van ATP) wordt verkregen uit de hydrolyse van polyfosfaat. Dit laatste resulteert in een stijging van de ortho-fosfaatconcentratie in het actief slib. De maximale P-afgifte kan daardoor behalve door een limitatie aan acetaat ook worden bepaald door een limitatie in de hoeveelheid glycogeen en polyfosfaat in de cellen van de PAO's. Bij de limitatie door glycogeen moet eigenlijk worden gesproken van een maximale acetaatopname in plaats van een maximale P-afgifte.

Een glycogeenlimitatie zal in de praktijk niet snel optreden. Alleen onder extreme condities, d.w.z. hoge acetaatgehalten in het influent of in P-afgiftetesten met acetaatdosering kan glycogeenlimitatie optreden.

Ook polyfosfaat kan limiterend zijn. Onder normale omstandigheden zal deze energiebron echter niet limiterend zijn. Mogelijk dat bij extreme pH-waarden, waarbij het transport van acetaat door de celmembraan naar de cel veel energie vraagt, polyfosfaat limiterend kan zijn.



Afbeelding 3
Metabolisme van het bio-P proces inclusief de glycogeen en PHA-cycli

Onder aërobe of anoxische condities wordt het PHB geoxideerd tot CO_2 waarbij NADH_2 vrijkomt. NADH_2 wordt omgezet in ATP. De energie van ATP gebruikt de PAO om te groeien, orthofosfaat als polyfosfaat in de cel op te slaan en glycogeen te vormen.

De vorming of herstel van de glycogeenvoorraad is hier weer essentieel omdat dit de bron is voor reducerend vermogen dat weer noodzakelijk is voor de omzetting van acetaat in PHB tijdens de anaërobe fase.

Het grote verschil tussen aërobe en anoxische fosfaatopname is dat bij ATP-vorming onder aërobe omstandigheden zuurstof wordt gebruikt en onder anoxische omstandigheden nitraat. De rest van het metabolisme van PAO's onder aërobe en anoxische omstandigheden is nagenoeg identiek. Onder anoxische omstandigheden wordt er echter circa 40% minder ATP gevormd per hoeveelheid NADH_2 dan onder aërobe omstandigheden. Deze lagere ATP/ NADH_2 -verhouding resulteert uiteindelijk ook in een lagere biomassa-productie onder anoxische omstandigheden.

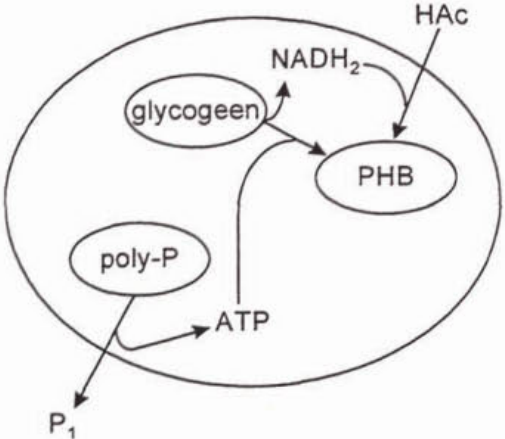
Het is een misvatting om te concluderen dat deze lagere biomassa-productie direct tot uiting komt in een lagere totale slibproductie van een bio-P installatie. De lagere biomassa-productie betreft de productie ofwel de groei van PAO's. Het aandeel PAO's in een actiefslibpopulatie en daarmee in de slibproductie, is echter relatief laag (2.5 onder polyfosfaat).

Een bijzondere situatie ontstaat indien aan het einde van de anaërobe periode nog substraat in de vorm van acetaat beschikbaar is en het slib vervolgens onder aërobe of anoxische omstandigheden komt. De PAO's zullen dan geen PHB verbranden maar het acetaat opnemen en opslaan als PHB. Het reducerend vermogen wordt nu geleverd via de 'normale' citroenzuurcyclus in de vorm van NADH_2 en FADH_2 en niet via de afbraak van glycogeen. De energie (ATP) die nodig is voor acetaatopname, de omzetting naar PHB en de regeneratie van het reducerend vermogen komt vrij door de splitsing van polyfosfaat. Dit betekent dat onder deze omstandigheden, in tegenstelling tot de situatie waarbij geen acetaat aan het einde van de anaërobe periode aanwezig is, fosfaatafgifte

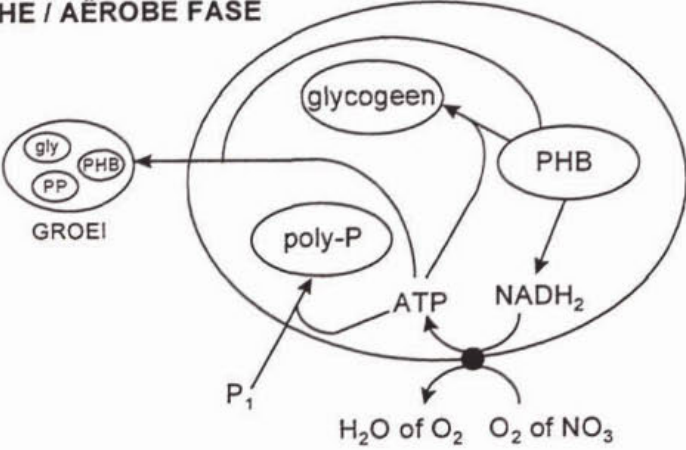
optreedt. In de praktijk zal deze situatie zich echter niet vaak voordoen omdat de beschikbaarheid aan acetaat vaak de limiterende factor is.

Een ander fenomeen op metabolisme-niveau dat ook een directe relatie heeft met de praktijk is glycogeenafbraak tijdens een periode van zogenaamde 'overbeluchting'. Wanneer er teveel of te langdurig wordt belucht, bijvoorbeeld na langdurige RWA-omstandigheden of tijdens een periode van onderbelasting in het weekend, zullen de PAO's na een snelle afbraak van het PHB ook het glycogeen gaan oxideren. Dit leidt weer tot een verminderd vermogen om substraat op te nemen onder anaërobe condities, waardoor daarna de aërobe P-opname negatief wordt beïnvloed.

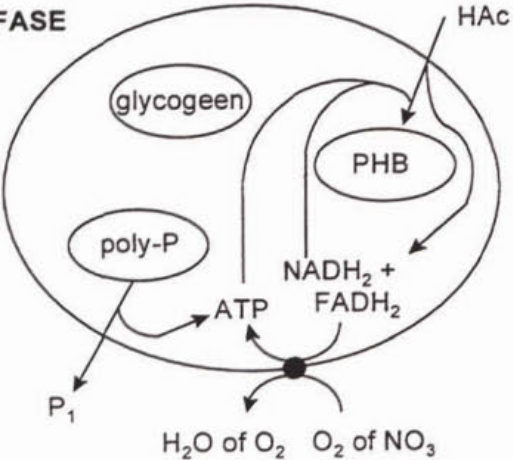
ANAËROBE FASE



ANOXISCHE / AËROBE FASE



ANOXISCHE / AËROBE FASE MET ACETAAT



Afbeelding 4
Biochemische processen bij het bio-P metabolisme

Het metabolisme van PAO's kenmerkt zich dus door een cyclische opslag en verbruik van glycogeen en polyfosfaat. Naast energie voor groei is er ook extra energie benodigd voor het uitvoeren en in stand houden van deze cycli. Het metabolisme van PAO's kost daarmee meer energie dan andere heterotrofe micro-organismen (niet PAO's). In een aëroob actiefslibproces zouden PAO's zich daarmee niet kunnen handhaven ten opzichte van de overige heterotrofe micro-organismen. Een anaërobe fase en een snelle opname van substraat in die anaërobe fase is daarmee de sleutelfactor voor het handhaven van PAO's in een bio-P proces. Een voorwaarde voor die snelle opname zijn de glycogeen en polyfosfaat cycli. In de aërobe/anoxische fase heeft het herstel van glycogeen en polyfosfaat voor PAO's daarmee waarschijnlijk meer prioriteit dan groei.

2.5 Inbouw van fosfaat in slib

Fosfaat kan in het actief slib in drie vormen voorkomen.

1. organisch gebonden fosfaat, dat nodig is voor de groei en het metabolisme van micro-organismen zoals celwanden, enzymen, DNA, RNA;
2. polyfosfaat, dat door PAO's wordt gevormd dan wel opgeslagen;
3. fysisch-chemisch gebonden fosfaat, dat is geprecipiteerd of aan metaalcomplexen is gebonden.

Er zijn analysemethoden bekend waarmee enerzijds het aandeel biologisch gebonden fosfaat (fractie 1 en 2) en anderzijds het aandeel fysisch-chemisch gebonden fosfaat kan worden bepaald. Een precieze bepaling van het polyfosfaat is echter niet mogelijk (Ref. 23).

Tevens bestaat er een NEN-voorschrift (6662) waarmee het totaal-fosfaatgehalte, d.w.z. de som van de drie bovengenoemde fracties, in het actief slib kan worden bepaald.

Organisch gebonden fosfaat

Het organisch gebonden fosfaat, de 'normale' hoeveelheid fosfaat, in actief slib bedraagt circa 1 à 2% van de droge stof. Bij een zuiveringsinstallatie met voorbezinking zal het aandeel organisch gebonden fosfaat in het secundair slib circa 2% bedragen. Het P-gehalte in primair slib bedraagt circa 1 à 1,5%. Bij actiefslibsystemen zonder voorbezinking, waar dus primair slib nog deel uitmaakt van het actief slib, zal het aandeel organisch gebonden fosfaat in het algemeen lager zijn dan 2%.

Polyfosfaat

Een PAO kan maximaal circa 50% aan polyfosfaat bevatten. Dit correspondeert met een P-gehalte aan polyfosfaat van 10-15% op basis van het drooggewicht (= 100-150 mg/g d.s.).

Aangezien een actiefslibpopulatie slechts voor een deel uit PAO's zal bestaan, zal het gehalte aan polyfosfaat in het actief slib lager zijn.

Actiefslibculturen die verrijkt zijn met PAO's, d.w.z. met enkel acetaat als koolstofbron en een overmaat aan fosfaat, kunnen een totaal-P-gehalte in het slib bereiken van 10 tot 15%. Dit percentage komt overeen met gerapporteerde verzadigingswaarden van P in PAO's van 0,15 tot 0,2 g P/g CZV-PAO.

In de praktijk van de huishoudelijke afvalwaterbehandeling zal het totaal P-gehalte in het slib (inclusief het organisch gebonden fosfaat) in het algemeen 3 tot 5% bedragen. Dit relatief lage gehalte vindt zijn oorzaak in het feit dat:

- het influent-CZV slechts voor een beperkt deel uit lagere vetzuren bestaat;
- in het actiefslibproces andere processen als nitrificatie plaatsvinden;
- het afvalwater gesuspendeerd inert materiaal bevat;
- het fosfaatgehalte in het influent relatief gering is.

De opname van fosfaat als polyfosfaat gaat gepaard met opname van tegenionen zoals kalium en magnesium en in afwezigheid van magnesium ook calcium. Bij afbraak van polyfosfaat komen deze tegenionen weer vrij. Het afgegeven orthofosfaat kan in principe weer in aanwezigheid van magnesium en calcium als fysisch-chemisch gebonden fosfaat worden vastgelegd.

Fysisch-chemisch gebonden fosfaat

Bij het fysisch-chemisch gebonden fosfaat spelen vooral ijzer, aluminium, calcium en magnesium een rol bij de vorming van fosfaatneerslagen. Deze metalen zijn aanwezig in het influent en/of worden bewust gedoseerd aan het actief slib (Fe, Al).

Bij de reactie van ijzer en aluminium met fosfaat worden precipitaten zoals FePO_4 en AlPO_4 en gevormd. Daarnaast wordt fosfaat gebonden aan metaalhydroxyde-complexen die neerslaan en deel uit maken van het actief slib. Calcium en magnesium vormen respectievelijk calciumhydroxyapatiet ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$) en magnesium(ammonium)fosfaat (MgHPO_4 en MgNH_4PO_4). Deze verbindingen worden gevormd bij een pH hoger dan 7,5.

Daarnaast kan fosfaat worden gebonden aan aluminiumsilicaten (zeolieten) die als bestanddeel van wasmiddelen in het actiefslibproces terecht kunnen komen.

Het aandeel van het fysisch-chemisch gebonden fosfaat in actief slib zal naast de aanwezige concentratie van de diverse metalen ook afhankelijk zijn van de heersende pH in het actief slib.

Voor aanvullende chemische dosering in het bio-P proces wordt verwezen naar 4.6.

2.6 Fosfaatafgifte- en fosfaatopnametesten

Om meer duidelijkheid te verkrijgen over de activiteit in een bio-P proces kunnen P-afgifte- en P-opnametesten worden uitgevoerd. Deze karakteristieke bio-P testen geven:

- informatie of in een actiefslibproces fosfaat via het bio-P proces wordt verwijderd;
- informatie omtrent de activiteit van PAO's;
- informatie over het voorkomen van P-opname onder anoxische omstandigheden en daarmee informatie over de aanwezigheid van denitrificerende PAO's ten opzichte van aërobe PAO's;
- informatie over de afgifte van fosfaat in slibverwerkingsprocessen.

Een uitgebreide beschrijving van de uitvoering van deze testen is weergegeven in bijlage 2.

Een typisch profiel van een P-afgifte- en P-opnametest is weergegeven in afbeelding 5.

Anaërobe P-afgiftetest

Om de maximale P-afgifte te bepalen moet acetaat in overmaat worden toegediend aan het slib. Aangezien acetaat bij de maximaal test geen limiterende factor mag zijn, moet aan het einde van de anaërobe periode van 3 à 4 uur acetaat nog in oplossing aanwezig zijn. Zuurstofinslag tijdens de test en de aanwezigheid van nitraat bij aanvang van de test moeten worden voorkomen.

Uit de afgiftecurve kan de hoeveelheid opgeslagen polyfosfaat en de maximale P-afgiftesnelheid (k_{afgifte}) per gram (organisch) slib worden berekend.

Aërobe P-opnametest

Alvorens de P-opname onder aërobe condities bepaald kan worden, moet het slib onder anaërobe condities zijn gebracht, onder aanwezigheid van acetaat. Hiermee wordt de polyfosfaatopslag in de cel verminderd en het PHB niveau verhoogd. De opslagstof PHB limiteert hiermee niet de P-opname. Nadat het acetaat volledig is geconsumeerd moet het slib onder aërobe condities worden gebracht waarbij de zuurstoftoevoer niet limiterend mag zijn.

Uit de opnamecurve kan de maximale P-opnamesnelheid ($k_{\text{aëroob}}$) per gram (organisch) slib worden berekend.

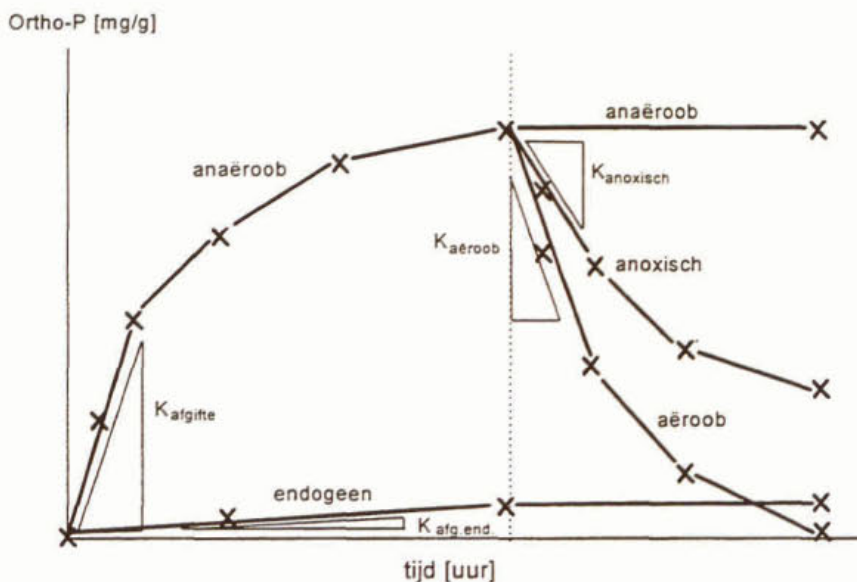
Deze test geeft de potentiële P-opnamecapaciteit aan van het slib onder aërobe omstandigheden. In de test is met een overmaat zuurstof belucht. In de praktijk kan de werkelijke snelheid lager liggen als gevolg van een limiterende hoeveelheid zuurstof.

Anoxische P-opnametest

Ook voor deze test geldt dat allereerst het slib onder anaërobe condities moet zijn gebracht, onder aanwezigheid van acetaat. Nadat het acetaat volledig is geconsumeerd moet het slib onder anoxische condities worden gebracht. Dit vindt plaats door nitraat aan het slib te doseren. De nitraatdosering mag niet limiterend zijn en zuurstofinslag moet tijdens deze test worden voorkomen.

Uit de opnamecurve kan de maximale P-opnamesnelheid (k_{anoxisch}) per gram (organisch) slib worden berekend.

Deze test geeft de potentiële P-opnamecapaciteit aan van het slib onder anoxische omstandigheden. In de test is een overmaat aan nitraat gedoseerd. In de praktijk kan de werkelijke snelheid lager liggen als gevolg van een limiterende hoeveelheid nitraat. Indien nitraat limiterend is zal het fosfaat in een nageschakelde aërobe fase kunnen worden opgenomen.



Afbeelding 5

Typisch verloop van orthofosfaat bij P-afgifte- en P-opnametesten

Complicatie bij de aërobe en anoxische P-opnametest

Een complicerende factor bij de aërobe en anoxische P-opnametest komt naar voren indien, na uitvoering van de anaërobe P-afgiftest, nog vrij acetaat in ruime mate in het slib/watermengsel aan het einde van de anaërobe periode aanwezig is. Als dit namelijk het geval is zal de P-opname door de PAO's negatief worden beïnvloed. In plaats van de opslagstof PHB te verbranden zal acetaat worden gebruikt en worden opgeslagen als PHB (2.4). In plaats van P-opname kan zelfs P-afgifte optreden totdat het acetaat volledig is verbruikt. Dit leidt tot een onjuiste berekening van de opnamesnelheden.

Om de P-opnamecapaciteit of -snelheid correct te bepalen moeten de P-afgifte- en P-opnametesten afzonderlijk worden uitgevoerd. Allereerst wordt de maximale P-afgifte van het slib bepaald met een overmaat aan acetaat. Vervolgens wordt de anaërobe P-

afgiftetest herhaald met een aangepaste hoeveelheid acetaat. Deze hoeveelheid kan worden afgeleid uit de maximaal afgegeven hoeveelheid P per gram slib en de P-afgifte/acetaatopname-verhouding (circa 0,3-0,4 mg P/mg Ac-CZV). Door de aangepaste dosering zal er aan het einde van de anaërobe periode geen of slechts een zeer geringe hoeveelheid acetaat overblijven. Vervolgens kan de anoxische en aërobe P-opnametest worden uitgevoerd.

Bepaling van de fractie denitrificerende PAO's

Voor de bepaling van de fractie denitrificerende PAO's en aërobe PAO's moeten de resultaten van de aërobe en anoxische P-opnametesten worden gebruikt. Het aandeel van de denitrificerende PAO's kan berekend worden uit de verhouding tussen de berekende opnamesnelheden ($k_{\text{anoxisch}} / k_{\text{aëroob}}$). Het aandeel geeft daarmee uitsluitel of een significant deel van het fosfaat in de anoxische zone van de installatie kan worden opgenomen. Als gevolg van nitraatlimitatie in de anoxische zone kan de verhouding in de praktijk anders zijn.

P-opnametesten zijn geschikt

Uit onderzoek is gebleken dat beide groepen PAO's onder anaërobe condities met ongeveer dezelfde snelheid fosfaat afgeven en acetaat opnemen. De anaërobe P-afgiftetest is derhalve niet geschikt om uitsluitel te geven over de fractie denitrificerende PAO's. Onder aërobe condities zullen beide groepen fosfaat opnemen. Onderzoek heeft laten zien dat er geen verschil is tussen de fosfaatopnamesnelheid tussen beide groepen. Ook is bekend dat vrijwel alle denitrificerende bacteriën ook onder aërobe condities actief zijn. Onder anoxische condities, zonder extern substraat (zie hierboven onder 'complicerende factor') zullen alleen denitrificerende PAO's fosfaat opnemen met globaal dezelfde snelheid als onder aërobe condities. Fosfaatopnametesten zijn dus in principe geschikt om onderscheid te maken tussen PAO's en denitrificerende PAO's en het aandeel van denitrificerende PAO's in de fosfaatopname te kwantificeren.

Interpretatie van de P-opname- en afgiftesnelheden

Een kwalificering van het bio-P slib gerelateerd aan de hoogte van de afgifte- of opnamesnelheid met substraat is in tabel 1 gegeven.

Tabel 1
Kwalificatie bio-P slib gerelateerd aan de P-afgifte/opnamesnelheid

afgifte/opnamesnelheid (mg P/g o.s. uur)	kwalificatie
< 3	matig
3 - 7	goed
> 7	zeer goed

Een geringe bio-P activiteit kan het gevolg zijn van een gering aandeel PAO's in het slib resulterend in een matige afgifte- en opnamesnelheid. Het aandeel PAO's is afhankelijk van de beschikbaarheid van snel afbreekbaar CZV in de anaërobe fase. Daarnaast kan de aantal PAO's gering zijn als gevolg van een lage slibproductie.

Overigens zal het fosfaat dat via aanvullende dosering van ijzer- of aluminiumzouten chemisch is vastgelegd niet in de P-afgifte- en P-opnametesten als ortho-P "zichtbaar" zijn.

De bio-P verwijdering kan (tijdelijk) gering zijn als gevolg van periode van een 'overbeluchting'. Wanneer er teveel of te langdurig wordt belucht, bijvoorbeeld na langdurige RWA-omstandigheden of tijdens een periode van onderbelasting in het weekend, zullen de PAO's na een snelle afbraak van het PHB ook het glycogeen gaan oxideren. Dit leidt weer tot een verminderd vermogen om substraat op te nemen onder anaërobe condities, waardoor daarna de P-

opname negatief wordt beïnvloed. Overbeluchting resulteert daarmee in bio-P slib met lage afgifte- en opnamesnelheden.

Een goede tot zeer goede bio-P activiteit behoeft overigens nog niet te betekenen dat het bio-P rendement van de desbetreffende installatie hoog is. Dit wordt mede bepaald door de afvalwaterkarakteristiek (CZV:P-verhouding), de mate waarin het CZV in de anaërobe fase aan de PAO's ten goede komt en de grootte van de interne fosfaatbelasting.

Verloop van de bio-P activiteit in de tijd.

De periodieke bepaling van de P-afgifte- en -opnamesnelheid van een bepaald slib geeft informatie over het verloop van de bio-P activiteit van het desbetreffende slib. Zo kan bijvoorbeeld de bio-P activiteit per seizoen, d.w.z. bij verschillende procestemperaturen, worden gevolgd. Bij een toename van de afgifte/opnamesnelheid neemt het aandeel van PAO's in het slib toe en zal, mits de CZV:P-verhouding van het afvalwater en de slibproductie niet significant wijzigt, het bio-P rendement toenemen, resulterend in een lager P-gehalte in het effluent. Maar indien bijvoorbeeld de slibproductie in de zomer significant lager is, zal ook de "normale" P-afvoer via organische gebonden fosfaat (2.5) en de productie van PAO's potentieel lager zijn. Hogere snelheden resulteren daarmee niet automatisch in een hoger bio-P rendement. Door het herhaaldelijk uitvoeren van P-afgifte en -opnametesten kan bijvoorbeeld ook de invloed van een aanvullende chemische dosering op het bio-P proces worden waargenomen.

Vergelijking met andere bio-P installaties.

De P-afgifte/opnamesnelheid van een bepaald slib kan met de activiteit van slib van andere bio-P installaties worden vergeleken. Gelijke afgifte/opnamesnelheden behoeven niet in een gelijk bio-P rendement te resulteren. Dit is weer afhankelijk de CZV:P-verhouding van het afvalwater, de 'normale' P-afvoer en de interne fosfaatbelasting.

Schatting van de fractie PAO's ten behoeve van calibratie van een dynamische model.

De specifieke P-afgiftesnelheid van PAO's is vrij constant en redelijk onafhankelijk van grootheden als slibleeftijd etc. Uit de afgiftesnelheid van de anaërobe afgiftetest, uitgedrukt per gram organische stof, kan derhalve de fractie PAO's in het desbetreffende slib worden geschat.

Endogene P-afgiftetest

Naast bovengenoemde testen kan ook de P-afgifte van bio-P slib zónder aanwezigheid van substraat worden bepaald. Deze endogene afgifte geeft informatie over hoe snel fosfaat vrijkomt bij het nabezinkproces en bij de slibverwerking.

Deze P-afgifte wordt conform de anaërobe P-afgiftetest ook onder anaërobe condities bepaald maar dan zonder de dosering van acetaat of ander extern organisch substraat. Uit de afgifte curve kan de endogene P-afgifte ($k_{\text{afgifte, endogeen}}$) per gram (organisch) slib worden berekend.

Voor de bepaling van de vrijkomende hoeveelheid fosfaat bij een procesonderdeel van de slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, moet de duur van de endogene P-afgiftetest overeenkomstig de verblijftijd van het slib in het procesonderdeel worden gekozen, bijv 0,5 tot 1 dag. Bij een endogene test voor bepaling van de afgifte in een nabezinkproces behoeft de duur van de testperiode slechts enkele uren te bedragen.

De endogene afgiftetest geeft een indruk van de potentiële afgifte in het nabezinkproces en de potentiële interne fosfaatbelasting uit een gravitair indikkingsproces. De afgegeven hoeveelheid fosfaat hoeft niet direct in het effluent of in het overloopwater terecht te komen omdat de uitwisseling tussen slibdeken en waterlaag limiterend kan zijn (4.4.3 en 4.5.2).

Endogene P-afgifte bij aanvang van de anaërobe afgiftetest

Uit praktische overwegingen (bijvoorbeeld transport van slib) of om de nitraatconcentratie bij aanvang van de anaërobe P-afgiftetest zo laag mogelijk te laten zijn, kan het voorkomen dat het te onderzoeken slib een bepaalde tijd, zonder de aanwezigheid van substraat, moet worden bewaard. Tijdens deze bewaarfase, variërend van enkele uren tot een nacht, kan opgeslagen fosfaat vrijkomen als orthofosfaat. Ondanks het beluchten van het slib voor aanvang van de test is het mogelijk dat dit endogeen afgegeven fosfaat niet geheel is opgenomen voordat het acetaat wordt gedoseerd. Mits de hoeveelheid opgeslagen fosfaat in de PAO's niet limiterend is, en er dus minimaal drie meetpunten zijn waar een redelijke lineaire afgiftesnelheid uit kan worden berekend, is het hoge startniveau aan orthofosfaat geen probleem voor een juiste uitvoering en interpretatie van de afgiftetest.

2.7 Invloedsfactoren op het bio-P proces

2.7.1 Temperatuur

De temperatuur is een complexe factor in het bio-P proces. Het effect van een verlaging of verhoging van de procestemperatuur is niet altijd eenduidig omdat deze factor op verschillende niveaus in het actiefslibproces werkzaam is. Zo werkt een temperatuursverandering op:

- het niveau van het organisme, bijvoorbeeld op de activiteit van PAO's;
- de slibpopulatie, bijvoorbeeld op het aandeel PAO's in het slib en het aandeel nitrificatie en verzuring;
- eventuele optredende fysisch/chemische processen, zoals precipitatie.

Tabel 2 geeft een overzicht van de verschillende effecten op het bio-P rendement van een verlaging van de procestemperatuur.

Tabel 2
Effecten van een verlaging van de procestemperatuur op het bio-P proces

niveau	beïnvloeding	resultaat	effect op bio-P
organisme	<ul style="list-style-type: none">• lagere omzettingssnelheden• lagere afsterving resulterend in hogere slibproductie (yield)	<ul style="list-style-type: none">• beperking P-afgifte- en P-opname• opslagcapaciteit voor poly-P¹ neemt toe	- +
populatie	<ul style="list-style-type: none">• wijziging van de fractie PAO's in het slib• minder nitrificatie, minder nitraat²• minder fermentatie, minder lagere vetzuren	<ul style="list-style-type: none">• wijziging van P-afgifte en opname kinetiek• meer substraat beschikbaar voor PAO's; opslagcapaciteit voor poly-P¹ neemt toe• minder substraat beschikbaar voor PAO's; opslagcapaciteit voor poly-P¹ neemt af	+/- + -
fysisch-chemisch	<ul style="list-style-type: none">• precipitatie	<ul style="list-style-type: none">• indien oplosbaarheidsproduct is overschreden neemt precipitatiesnelheid toe	+

¹ Met de opslagcapaciteit van polyfosfaat wordt bedoeld het product van de opslagcapaciteit per PAO-organisme en het aantal PAO's.

² Dit geldt alleen bij hoge slibbelastingen. Gezien de huidige totaal-stikstofeisen zal in veel gevallen de slibbelasting zo laag zijn dat de nitrificatie ook bij lage procestemperaturen volledig zal zijn.

Hieruit blijkt dat het netto effect van de temperatuursverandering positief of negatief kan uitpakken voor het bio-P proces en bio-P rendement.

De grootte van het positieve of negatieve effect zal daarnaast mede afhankelijk zijn van andere procesomstandigheden in het bio-P proces. Zo zal bij een ultra-laagbelast actiefslibproces, dat onder alle omstandigheden volledig nitrificeert, het effect van een temperatuursverlaging op de nitrificatie en daarmee op het bio-P rendement veel minder positief zijn dan bij een hoogbelast proces dat als gevolg van de temperatuursverlaging niet meer nitrificeert.

In het algemeen kan gesteld worden dat de P-afgifte- en P-opnamesnelheden van PAO's toenemen met een stijgende procestemperatuur. Bij stijgende temperatuur nemen ook de omzettingssnelheden van het nitrificatie, denitrificatie en verzuringsproces toe.

Omdat temperatuurseffecten met name de actieve biomassa beïnvloeden (op het niveau van organisme en populatie) is het van belang dat bij een vergelijking van de werking van het bio-P proces onder verschillende procestemperaturen de P-afgifte- en P-opnamesnelheden worden uitgedrukt per gram organische stof.

2.7.2 pH

Het bio-P proces wordt beïnvloed door de pH van het actief slib. Het is met name een vrij cruciale factor tijdens de anaërobe fase. Het transport van acetaat in de cel wordt door de heersende pH beïnvloed. Een lage pH geeft een lage P-afgifte/acetaatopname-verhouding. Dit betekent dat bij een lage pH meer acetaat benodigd is per hoeveelheid afgegeven fosfaat. De energie van het polyfosfaat komt dan niet ten goede aan de conversie van acetaat in een opslagpolymeer als PHB, maar is nodig voor het transport van acetaat over het celmembraan.

Hiermee is meteen ook de betekenis van het meten en het constant houden van de pH tijdens een P-afgiftetest aangegeven. In het (recente) verleden gaven veel P-afgiftetesten als gevolg van het niet constant houden van de pH tijdens de test, een onjuist beeld van de actuele bio-P activiteit van het actief slib. Ook de interpretatie van bio-P afgiftetesten uitgevoerd in de tijd, om daarmee het verloop van de bio-P activiteit van het slib te volgen in de tijd, was daardoor mogelijk niet geheel correct.

Naast de invloed op de biologische afgifte en opname van fosfaat heeft de pH natuurlijk ook invloed op de fysisch-chemische vastlegging van fosfaat in het actief slib. Bij de hogere pH-waarden ($\text{pH} > 7,5$) zal het oplosbaarheidsproduct van één of meerdere metaal-fosfaatverbindingen worden overschreden, resulterend in een neerslag van de desbetreffende metaalfosfaten. In een bio-P proces, zonder aanvullende dosering van chemicaliën zullen (spontane) precipitatieprocessen daarmee een bijdrage leveren aan de totale fosfaatverwijdering. De grootte van die bijdrage hangt af van de concentratie aan kationen in het afvalwater en de heersende pH-condities. Het bio-P proces kan zelfs deze spontane precipitatie stimuleren als gevolg van de hogere kation- en ortho-fosfaatconcentraties in de anaërobe fase. Een relatief hoge pH-waarde ($\text{pH} > 7,5$) in het actiefslibproces kan daarmee in feite op twee manieren bijdragen aan een hoger P-rendement; enerzijds via een verhoogde polyfosfaat opname, anderzijds via een verhoogde chemische precipitatie.

Bij uitvoering van de P-afgiftetest wordt aanbevolen om de test bij de heersende pH-waarde in het actiefslibproces uit te voeren, en is van belang deze pH-waarde tijdens de test constant te houden (bijlage 2).

2.7.3 *Influentsamenstelling*

De samenstelling van het influent dat in een bio-P proces moet worden behandeld is van invloed op de werking en het rendement van het bio-P proces.

Per mg P die via het bio-P proces moet worden verwijderd is globaal 20 mg CZV vereist, d.w.z. het biologisch afbreekbare of biologisch reeds afgebroken deel van het CZV. Dit betreft met name de fracties snel en langzaam afbreekbare CZV. Dit zijn de S_s - en X_s -fractie binnen de CZV-fractionering van afvalwater (bijlage 3).

Snel afbreekbaar CZV, lagere vetzuren

Het substraat voor PAO's zijn lagere vetzuren; acetaat, propionaat, butyraat en valeriaat. Dit is de fractie S_A binnen de CZV-fractionering van afvalwater (bijlage 3). Voor een deel zullen deze lagere vetzuren zijn gevormd in het aanvoerstelsel, met name als persleidingen daar deel van uit maken. De fractie lagere vetzuren kan worden verhoogd door:

- fermentatie (hydrolyse en verzuring) van de fracties 'snel afbreekbaar CZV' en eventueel een deel van de fractie 'langzaam afbreekbaar CZV' in de anaërobe zone (3.1.3);
- fermentatie van primair slib (4.3).

Het fermentatieproces heeft betrekking op de fracties S_F en X_S binnen de CZV-fractionering van afvalwater.

In (Nederlands) huishoudelijk afvalwater is acetaat veruit de meest voorkomende component. Naast de lagere vetzuren is echter ook bekend dat een groot aantal andere componenten in het afvalwater, zoals suikers en alcoholen kunnen worden aangewend door PAO's in de anaërobe fase. Voor een deel zullen deze componenten worden gefermenteerd tot lagere vetzuren en op deze wijze dienen als substraat voor de PAO's. De betekenis van deze andere componenten voor PAO's, wanneer ze niet tot lagere vetzuren zijn gefermenteerd, is nog niet geheel duidelijk.

Bij afvoer van regenwater of indringing van grond- of kwelwater in de riolering kan zuurstof of nitraat in het afvalwater worden ingebracht. Onder deze aanvoersomstandigheden neemt het aandeel snel afbreekbaar CZV (fractie S_A) af of zal de vorming van lagere vetzuren als gevolg van een relatief hogere redox-omstandigheden worden geremd (2.7.4).

Effect van voorbezinking

Met voorbezinking wordt, afhankelijk van het type en de lengte van het aanvoerstelsel, een deel van het CZV uit het afvalwater verwijderd. Aangezien een groot deel van het snel afbreekbare CZV, het substraat voor de PAO's, als oplosbare fractie in het influent voorkomt, zal voorbezinking het bio-P proces niet direct beïnvloeden.

Vastgesteld is dat het zwevende stof-CZV dat wordt verwijderd in de voorbezinking niet of nauwelijks bijdraagt aan een verhoging van de fractie lagere vetzuren bij invoer in de anaërobe zone. Separate fermentatie van dit primaire slib is noodzakelijk. In 4.3 zijn verschillende mogelijkheden en uitvoeringsvormen beschreven om de fractie lagere vetzuren gevormd uit primair slib te verhogen.

Voorbezinking heeft tot gevolg dat de normale ingroei van fosfaat in het actief slib - het organisch gebonden fosfaat - minder zal zijn als gevolg van de verwijdering van (primair) slib.

BZV:P- en BZV:N-verhouding

In de statische en dynamische modellering van zowel de stikstofverwijdering als het bio-P proces (3.1 en 3.2) wordt uitgegaan van CZV-fracties en -vrachten. De BZV:P- en BZV:N-verhouding van een bepaald influent verschaft ook informatie over de mogelijkheden voor het toepassen van biologische stikstof- en fosfaatverwijdering. Hoe hoger de waarde van beide verhoudingen, hoe eenvoudiger het is om het fosfaat (en nitraat) biologisch te verwijderen

De BZV:P-verhouding zal in systemen waarbij (vrijwel) geen nitraat wordt teruggevoerd in de anaërobe fase minimaal 15 à 20 moeten zijn om het fosfaat biologisch te kunnen verwijderen. Voor een goed functionerende biologische P- en N-totaalverwijdering in een actiefslibproces dient de BZV:N-verhouding minimaal 4 à 5 te zijn.

Gezien de afwezigheid van een relatie met het substraat voor PAO's - lagere vetzuren - moet de waarde van het BZV als parameter voor ontwerp en dimensionering van het bio-P proces sterk worden genuanceerd.

Overige karakteristieken (K-, Ca- en Mg-ionen)

Metaalionen die een rol spelen bij de polyfosfaatopname zijn kalium en magnesium. Zij fungeren als tegenion voor het negatief geladen fosfaation. De opname van fosfaat gaat dus gepaard met een opname van kalium (0,33 mg K/mg P) en magnesium (0,26 mg Mg/mg P). Lage concentraties van kalium en magnesium in het influent kunnen daarmee limiterend zijn voor het goed functioneren van het bio-P proces. Onder normale omstandigheden zijn deze ionen echter in voldoende mate aanwezig in (Nederlands) huishoudelijk afvalwater. Mocht magnesium limiterend zijn dan kan calcium de rol van magnesium overnemen.

2.7.4 Nitraat/ Zuurstof

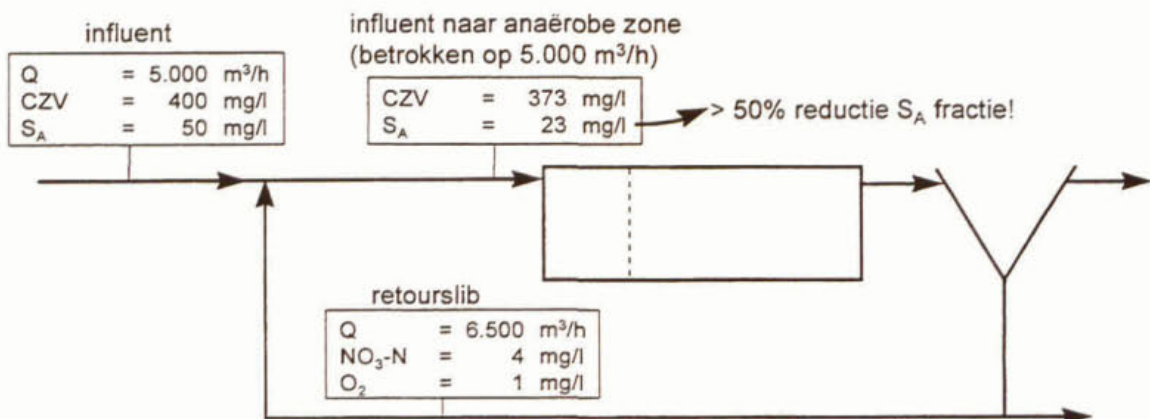
Nitraat en zuurstof beïnvloeden het bio-P proces op twee manieren: positief en negatief. Enerzijds zijn zuurstof en nitraat nodig om fosfaat biologisch op te slaan in de aërobe of anoxische periode dan wel zone binnen het actiefslibproces. Anderzijds zal de aanvoer van nitraat en zuurstof in de anaërobe fase, via influent en/of interne retourstromen, storend werken op het bio-P proces.

Nitraat en zuurstof worden verbruikt in de anaërobe tank. In beide gevallen zal CZV worden verbruikt voor de aërobe en anoxische omzettingen.

Voor elke mg zuurstof en nitraat wordt respectievelijk 2 en circa 4 mg CZV verbruikt. Dit (snel afbreekbare) CZV kan dan niet meer ten goede komen aan de PAO's, waardoor minder fosfaat als polyfosfaat kan worden verwijderd.

De grootte van de storing door nitraat en/of zuurstof wordt echter niet alleen bepaald door de concentratie van deze componenten in de aanvoer- of retourstromen maar ook door het debiet van deze stromen naar de anaërobe tank. Bij het gebruik van statische modellen (3.1), wordt dan ook de vracht aan nitraat en zuurstof naar de anaërobe tank in beschouwing genomen.

Afbeelding 6 geeft een rekenvoorbeeld van het negatieve effect van zuurstof en nitraat op het CZV die beschikbaar komt aan de PAO's.



Afbeelding 6

Rekenvoorbeeld van het effect van de terugvoer van nitraat en zuurstof op de CZV-huishouding in een bio-P proces. Berekening reductie S_A fractie in influent na 'verdunding' met retourslib: Het verbruik is $(5.000 \times 50) - (6.500 \times 1 \times 2) - (6.500 \times 4 \times 4) / 5.000 = 26,6$ mg/l. De reductie bedraagt daarmee $26,6 / 50 = 53,2$ %.

Hoewel de terugvoer van zuurstof niet verwaarloosd mag worden, is in de praktijk de storing van het bio-P proces door nitraat het meest aan de orde. De introductie van nitraat in de anaërobe tank resulteert eigenlijk in twee negatieve effecten:

- op de lange termijn zal de introductie van nitraat in de anaërobe fase leiden tot de ingroei van normale denitrificerende bacteriën, dus geen denitrificerende PAO's. Deze gaan namelijk efficiënter om met het CZV-substraat en hebben in het geval van gelijktijdige aanwezigheid van CZV en nitraat in het water een duidelijk concurrentievoordeel;
- op de korte termijn, bijvoorbeeld tijdens P-afgiftetesten of profielmetingen in de anaërobe tank kan een verlaging van de P-afgifte optreden dan wel worden waargenomen. Enerzijds zal acetaat-CZV worden gebruikt voor denitrificatie, anderzijds zullen PAO's onder aanwezigheid van nitraat in staat zijn om fosfaat op te nemen. Dit laatste is meer een nadeel voor een juiste interpretatie van de test.

Ook bij een bio-P proces dat vergaand het totaal-stikstof verwijderd, kunnen perioden voorkomen waar bij onderbelasting (tijdens langdurige RWA-omstandigheden of tijdens een lage afvalwateraanvoer in het weekend) hoge nitraatconcentraties door overbeluchting kunnen voorkomen in de retourstroom naar de anaërobe tank.

De storende werking van nitraat kan ook worden veroorzaakt door de toxische werking van NO op PAO's. NO is een verbinding die mogelijk bij de denitrificatie wordt gevormd, als intermediair. De concentraties die nodig zijn om de P-afgifte te remmen zijn echter veel hoger dan de NO-concentraties die tijdens denitrificatie onder praktijkcondities worden gemeten (Ref. 28).

Fosfaatopname vindt plaats onder invloed van zuurstof en nitraat. Door de fosfaatopname zoveel mogelijk te laten plaatsvinden onder anoxische omstandigheden kan een besparing op de CZV-behoefte voor het bio-P proces en denitrificatie worden verkregen. De denitrificerende PAO's die tijdens de anoxische periode efficiënter met het CZV omgaan kunnen ook fosfaat onder aërobe omstandigheden opslaan (2.4).

In afbeelding 7 is een rekenvoorbeeld gegeven van het efficiëntere CZV-gebruik van denitrificerende PAO's.

2.7.5 Slibbelasting/slibleeftijd

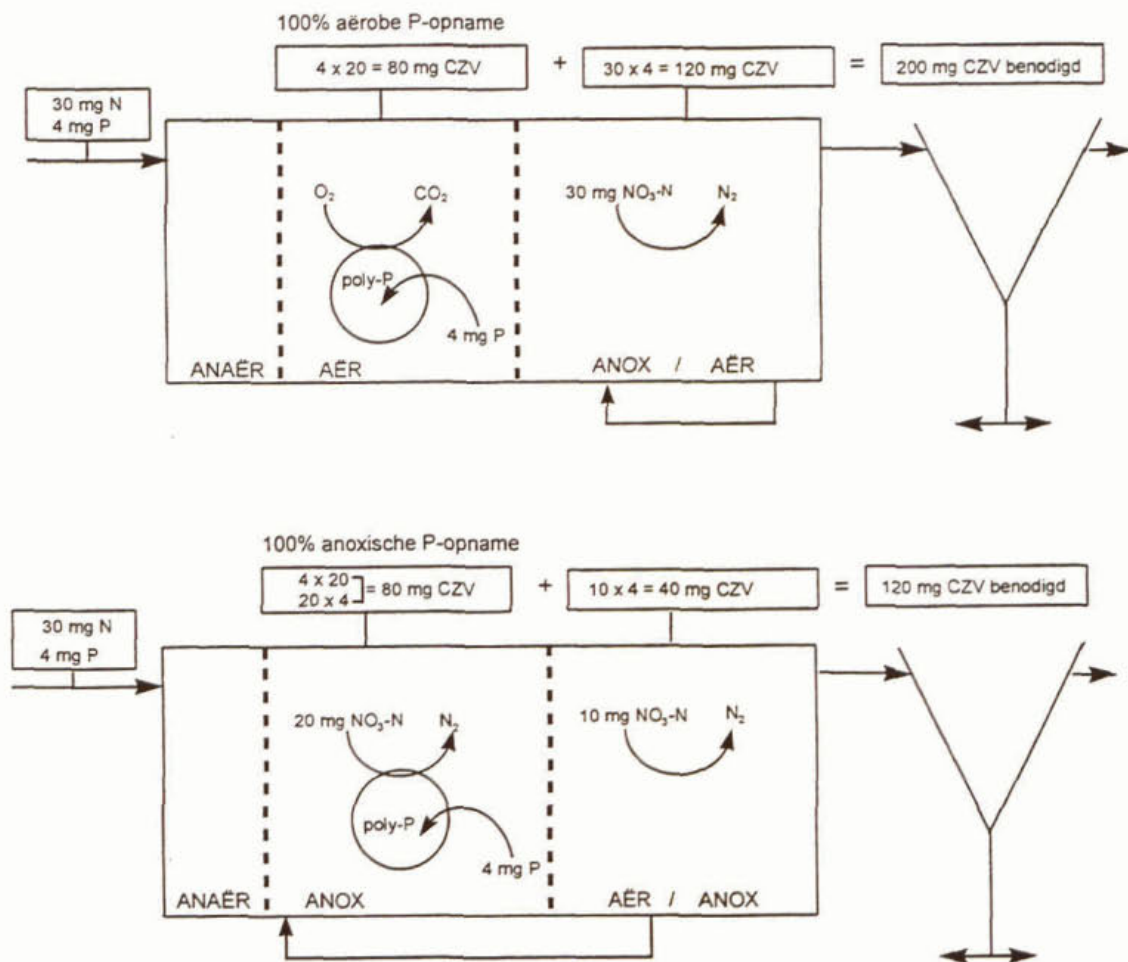
Slibbelasting en slibleeftijd zijn afgeleide factoren die het bio-P proces beïnvloeden.

Bij verhoging van de slibbelasting en bijbehorende verlaging van de slibleeftijd treden verschillende effecten op:

- een hogere slibproductie. Hierdoor neemt de afvoer van 'normaal' organisch gebonden fosfaat via het spuislib toe en hoeft minder fosfaat via opslag van polyfosfaat te worden verwijderd;
- verminderde nitrificatie. Indien de slibbelasting zodanig hoog wordt, resulterend in een slibleeftijd die leidt tot een verminderde nitrificatie, dan zal de remming van het bio-P proces door nitraat verminderen. Hiermee wordt de opslagcapaciteit voor polyfosfaat verhoogd;
- beïnvloeding van de fosfaatopname. De fosfaatopname door PAO's wordt bepaald door de omzettingssnelheid van PHB in de aërobe en anoxische fase en de grootte van de PHB-fractie in de PAO's. De minimaal benodigde aërobe/anoxische slibleeftijd voor fosfaatopname bedraagt slechts enkele dagen (< 3 d). In de praktijk betekent dit dat bij een nitrificerend actiefslibstelsel de slibleeftijd niet limiterend is voor de biologische fosfaatopname.

Bij (zeer) hoge slibleeftijden in het actiefslibproces treden de volgende effecten op:

- een lage tot zeer lage slibproductie. Hierdoor neemt de afvoer van 'normaal' organisch gebonden fosfaat via het spuislib (sterk) af en moet meer fosfaat via opslag van polyfosfaat worden verwijderd;
- verhoogde kans op overbeluchting. Bij onderbelasting zal bij een minder goede beluchtingsregeling de kans op teveel beluchting toenemen. Hierdoor worden alle opslagstoffen, inclusief het glycogeen, van de PAO's geoxideerd. De groei van PAO's en daarmee het bio-P proces wordt geremd (2.4);
- optreden van mineralisatie. Bij extreem hoge slibleeftijden zal mineralisatie (afsterving) van bacteriën plaatsvinden in het actiefslibproces waaronder ook afsterving van PAO's. Ook polyfosfaat komt dan in opgeloste vorm vrij (lysis).



Afbeelding 7

Rekenvoorbeeld van het efficiëntere CZV-verbruik door denitrificerende PAO's. Bij 100% aërobe fosfaatopname (boven) is 200 mg CZV benodigd voor de verwijdering van 4 mg P en de denitrificatie van 30 mg N. Bij 100% anoxische opname (onder) is slechts 120 mg CZV benodigd.

2.7.6 Anaërobie/ anaërobe contacttijd

Zoals reeds aangegeven is anaërobie een noodzaak voor een snelle opname van acetaat door PAO's. De benodigde contacttijd is afhankelijk van de hoeveelheid snel afbreekbaar substraat-CZV die beschikbaar is en die kan worden gevormd, de maximale opslagcapaciteit door PAO's en de hoeveelheid fosfaat die biologisch moet worden verwijderd. Voor een meer gedetailleerde en kwantitatieve uitwerking van de anaërobe contacttijd wordt verwezen naar 3.1

3 ONTWERPMODELLEN VAN BIO-P SYSTEMEN

3.1 Statische methoden

3.1.1 Inleiding

De ontwikkeling van statische modellen is gelijk opgegaan met het onderzoek naar biologische fosfaatverwijdering. In eerste instantie zijn vuistregels opgesteld op basis van proefonderzoek. Deze vuistregels zijn vervolgens vertaald in empirische modellen. Naarmate de kennis toenam, was het mogelijk deze modellen te verbeteren. Verschillende auteurs hebben min of meer soortgelijke modellen voorgesteld.

3.1.2 Empirisch

In de empirische modellen is de anaërobe contacttijd één van de belangrijkste parameters geweest. Onder de anaërobe contacttijd wordt de tijd verstaan dat het actief slib (influent plus retourslib plus eventueel recirculatieslib) onder anaërobe omstandigheden verkeert. Uit onderzoek en praktijkwaarnemingen is gebleken dat de benodigde contacttijd afhankelijk is van de aard en herkomst van het afvalwater. In feite is de hoeveelheid lagere vetzuren (die aanwezig zijn of geproduceerd kunnen worden) van belang. Op deze wijze zijn destijds de volgende vuistregels ten aanzien van de anaërobe contacttijd tot stand gekomen:

- *veel lagere vetzuren;*
Als in het afvalwater veel lagere vetzuren (>100 mg/l VFA uitgedrukt als CZV (S_A)) aanwezig zijn ten gevolge van bijvoorbeeld lange persleidingen of industriële lozingen, kan de anaërobe contacttijd beperkt blijven tot een half uur.
- *ruw influent;*
De afvalwatersamenstelling van ruw influent leent zich in principe meer voor bio-P dan die van voorbezonden afvalwater, omdat er meer organisch materiaal beschikbaar is. Dit 'primaire slib' moet echter wel eerst verzuurd worden. Hierdoor moet de anaërobe contacttijd relatief lang worden gekozen. In het algemeen kan worden volstaan met een contacttijd die varieert tussen één en drie uur. In de praktijk is meestal één uur aangehouden.
De huidige inzichten laten echter zien, dat in de anaërobe zone het 'primaire slib' niet veel bijdraagt aan de productie van lagere vetzuren, waardoor de contacttijd dus korter kan zijn.
- *voorbezonden influent.*
Bij voorbezonden afvalwater worden niet meer lagere vetzuren geproduceerd bij een langere contacttijd, omdat minder organisch materiaal beschikbaar is. Daarom kan een anaërobe contacttijd worden aangehouden van circa één uur.

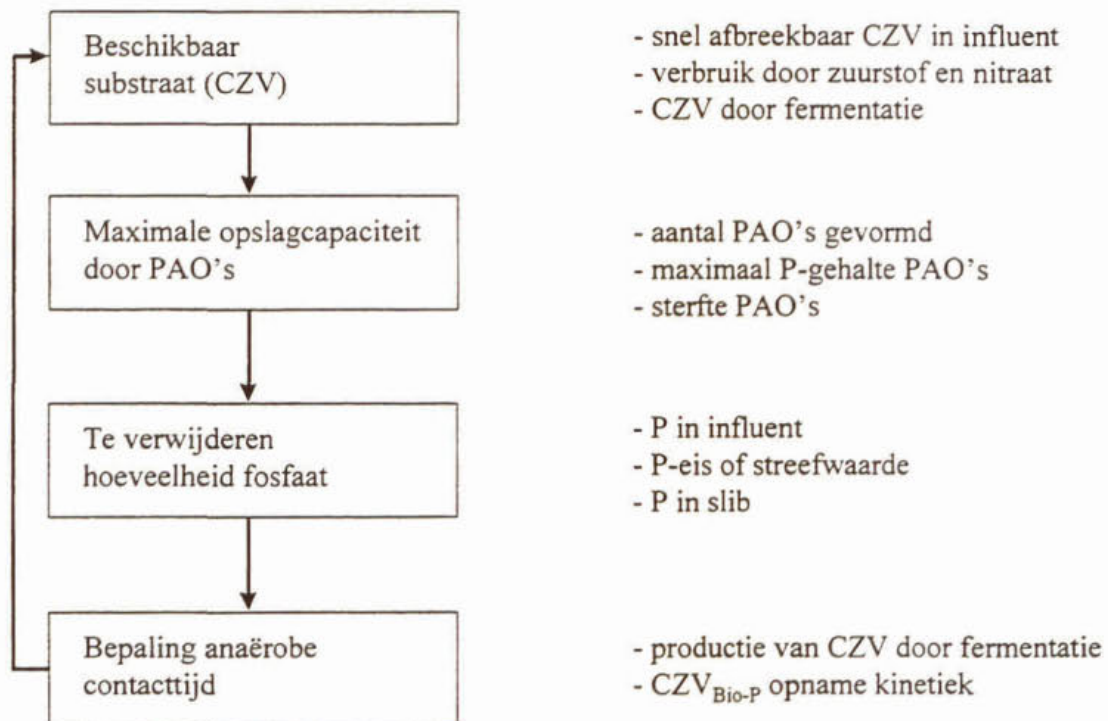
3.1.3 Methode Henze, Scheer, Smolders

Door Henze, Scheer en Smolders zijn methoden voorgesteld om de dimensionering van het bio-P proces statisch te kunnen benaderen (Ref. 33, 35, 27). De opzet van de drie methoden is op hoofdlijnen hetzelfde. Op onderdelen verschillen ze door meer of minder uitgebreid te zijn. Navolgend is eerst de algemene opzet beschreven, vervolgens een nadere uitwerking. Daarna is ingegaan op de belangrijkste onderlinge verschillen. In bijlage 4 is detailinformatie over de statische modellering gegeven.

Algemene opzet

Binnen de statische dimensioneringsmethoden kunnen vier 'blokken' worden onderscheiden. Eerst wordt de hoeveelheid beschikbaar substraat berekend (1). Vervolgens wordt bepaald hoeveel PAO's worden geproduceerd en wat het maximale fosfaatgehalte in de bacteriën is (2).

Daarna wordt vastgesteld hoeveel fosfaat biologisch moet worden verwijderd (3) en tenslotte wordt de anaërobe contacttijd berekend (4). Dit is in afbeelding 8 schematisch weergegeven.



Afbeelding 8
Algemene opzet bij statische modellering van het bio-P proces

Nadere uitwerking van de 'blokken'

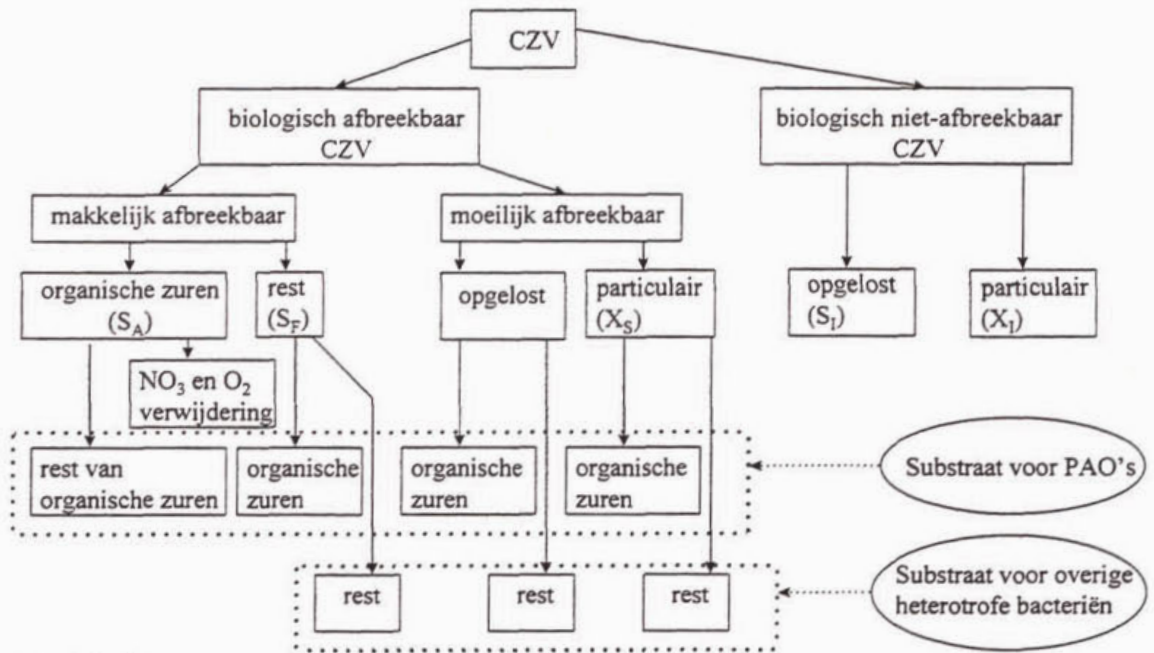
1) Beschikbaar substraat.

De hoeveelheid beschikbaar substraat wordt in eerste instantie bepaald door de hoeveelheid snel afbreekbaar CZV in het influent (fractie S_A). Aangezien dit substraat ook verbruikt kan worden door aanwezig zuurstof (oxidatie) en nitraat (denitrificatie), aanwezig in het influent of teruggevoerd met retourstromen, moet hiervoor worden gecorrigeerd. Tenslotte kan door fermentatie weer substraat worden gevormd.

De hoeveelheid in de anaërobe tank gefermenteerde organische zuren is onder meer afhankelijk van de contacttijd. Dit betekent, dat het ontwerpproces een iteratief karakter heeft.

Op basis van het voorgaande is duidelijk dat het in het afvalwater aanwezige CZV moet worden opgedeeld in verschillende fracties. In afbeelding 9 is dit weergegeven.

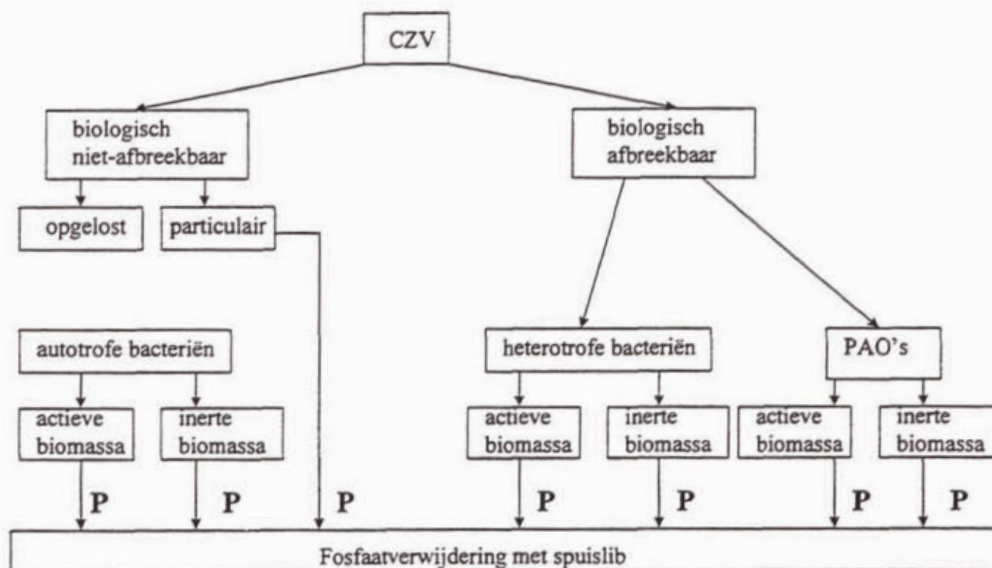
Voor een nadere beschouwing van de CZV-fractionering van afvalwater wordt verwezen naar Ref. 37, 38 en 39. Voor de bepaling van de fractie snel afbreekbaar CZV wordt verwezen naar bijlage 3.



Afbeelding 9
CZV-fractionering van afvalwater

2) *Maximale opslagcapaciteit door PAO's.*

Dit blok berekent de maximale opslagcapaciteit door PAO's uit twee componenten. De eerste component is het bepalen van de hoeveelheid PAO's waarbij de groei en de sterfte in beschouwing wordt genomen, en de tweede het fosfaatgehalte in deze bacteriën. Dit fosfaatgehalte kan circa 15% bedragen. Naast de PAO's nemen ook autotrofe en overige heterotrofe bacteriën fosfaat op voor hun celgroei. In het algemeen is dit percentage 1,5 tot 2%. In afbeelding 10 is de incorporatie van fosfaat in biomassa weergegeven.



Afbeelding 10
Incorporatie van fosfaat in biomassa

3) *Te verwijderen hoeveelheid fosfaat.*

De hoeveelheid te verwijderen fosfaat wordt berekend met behulp van een eenvoudige massabalans. De hoeveelheid fosfaat in het bio-P slib is de hoeveelheid fosfaat die in de aanvoer naar het actiefslibstelsysteem aanwezig is, minus de hoeveelheid fosfaat in het effluent. In deze laatste hoeveelheid is niet de aan het zwevend stof gebonden fosfaat inbegrepen. Bij de aanvoer zijn wel de eventueel aanwezige retourstromen van de slibverwerking opgenomen.

4) *Bepaling anaërobe contacttijd.*

De laatste stap is de bepaling van de anaërobe contacttijd op basis van het aantal PAO's en de aanwezigheid, opname en productie van lagere vetzuren. In deze stap worden de formules van de voorgaande stappen iteratief toegepast.

Vergelijking van de methodes

Smolders geeft in tegenstelling tot de andere onderzoekers ook de uitbreiding naar een dimensionering van het bio-P proces in een deelstroom weer. Hiermee is dat model algemener toepasbaar.

Henze vereenvoudigt de stappen 2 en 3 door een fosfaatmassabalans. Hiermee wordt een zekere onnauwkeurigheid geïntroduceerd. Hij maakt geen onderscheid tussen PAO's en andere bacteriën. Hierdoor zullen de fermentatieconstante zoals vermeld onder stap 1) en het fosfaatgehalte in PAO's slib zoals vermeld onder stap 2) en 3) andere waarden hebben dan bij de andere auteurs.

Scheer maakt in blok 2 bij de niet-PAO's nog onderscheid tussen overige heterotrofe bacteriën en autotrofe bacteriën met betrekking tot de opslag van fosfaat.

In alle drie de methoden is, in tegenstelling tot de procestemperatuur, de invloed van de pH op de P-afgifte niet opgenomen.

Ook is het fenomeen van fosfaatopname onder anoxische omstandigheden in alle drie de methoden niet beschreven.

3.2 Dynamische methoden

3.2.1 Inleiding

Historie

In 1976 begonnen Ekama en Marais met het opstellen van een statisch model van het actiefslibstelsysteem. Dit model ging uit van nitrificatie bij een constant debiet en constante belasting. De belangrijkste processen zijn hierbij de omzetting en verwijdering van organisch materiaal en stikstofcomponenten (Kjeldahlstikstof en ammonium).

Aangezien bij toepassing van dit statische model in serie aanzienlijke verschillen optraden tussen de modelvoorspellingen en de praktijk, is het model verder aangepast en uiteindelijk omgezet tot een dynamisch model.

Een volgende uitbreiding van het model betrof de beschrijving van de denitrificatie. Dit is onder meer door Van Haandel, Grady en McCarthy nader uitgewerkt. In feite was hiermee de basis gelegd voor het latere Actief Slib Model (ASM) nr. 1 van de IAWQ.

Hierna is door verschillende personen getracht het bio-P proces modelmatig te beschrijven. In hoofdzaak zijn twee verschillende modellen te onderscheiden, namelijk het Comeau/Wentzel-

model en het Mino-model. Inmiddels is aangetoond, dat het Wentzel-model niet correct is en dat zowel Comeau als Mino het bio-P principe slechts ten dele goed beschrijven in hun model.

Twee dynamische modellen: IAWQ-model en TUD-model

Als dynamisch model zijn momenteel in hoofdzaak twee mogelijkheden voorhanden. In de eerste plaats het ASM nr. 2 van de IAWQ. Dit is een uitbreiding van ASM nr. 1, waarbij een aantal fracties en processen is toegevoegd om het bio-P proces te beschrijven. In het IAWQ-model wordt niet het gedrag van organismen (bijv. PAO's) afzonderlijk (op celniveau) beschreven maar worden direct meetbare processen of grootheden als het zuurstofverbruik (op basis van respiratiesnelheden met zuurstof en nitraat) en het fosfaatgehalte beschreven. Inmiddels hebben enkele modificaties plaatsgevonden, waardoor ASM nr. 2d de meest recente versie is. In dit model is ook de chemische fosfaatverwijdering beschreven.

Op de tweede plaats het TUD-model. Dit model is onder meer door Van Loosdrecht, Smolders, Kuba en Murnleiter in de jaren negentig aan de TU Delft ontwikkeld, min of meer onafhankelijk van het IAWQ-model. Het TUD-model is gebaseerd op de beschrijving van het celmetabolisme van de betrokken organismen in relatief eenvoudige kinetische formules. Dat wil zeggen dat de voorkeur is gegeven aan nulde- of eerste-orde reactievergelijkingen - boven Monodtermen die in het IAWQ model voorkomen - die de werkelijk waargenomen en meetbare processen op celniveau beschrijven.

Gebruik van dynamische modellen

Dynamische modellen worden met name gebruikt bij optimalisatiestudies voor rwzi's. Het in de praktijk uittesten van maatregelen is veelal kostbaar, vergt veel tijd, en is ook niet altijd mogelijk in verband met de continuïteit van de bedrijfsvoering. Dynamische simulatie biedt de mogelijkheid om - vooraf - snel en eenvoudig inzicht te krijgen in de effecten van de voorgestelde maatregelen.

Dynamisch modellen kunnen eveneens worden gebruikt voor het ontwikkelen van regelstrategieën, de ontwikkeling van expertsystemen, de training van bedienend personeel en het verkrijgen van een procesanalyse.

Tenslotte kunnen dynamische modellen worden gebruikt bij ontwerpaspecten. Hoewel meestal geen gecalibreerd model beschikbaar is, kunnen tendensen wel worden vastgesteld. Het effect van overbeluchting bij onderbelasting waarbij een teveel aan zuurstof leidt tot een negatieve invloed op het bio-P metabolisme resulterend in een verslechtering van de effluentkwaliteit (2.4), is een voorbeeld van zo'n tendens.

In Nederland worden dynamische modellen met name gebruikt in het simulatieprogramma Simba. Bijna alle waterkwaliteitsbeheerders, universiteiten en ingenieursbureaus maken gebruik van dit programma.

Momenteel is modellering van het bio-P proces binnen het actiefslibproces onderwerp van verder onderzoek.

3.2.2 Deelprocessen voor Bio-P in een dynamische model

Voor de beschrijving van het bio-P proces in dynamische modellen zijn de volgende processen van belang:

- opslag van PHA;
- groei van PAO's;
- opslag van polyfosfaat;
- opslag van glycogeen;
- maintenance;
- lysis van PAO's en hun opslagproducten.

Deze processen worden hierna toegelicht. In bijlage 5 wordt meer detailinformatie verstrekt over de opbouw van een dynamisch model. Naast de achtergronden bij de deelprocessen van bio-P worden daarin ook de processen die een rol spelen bij de CZV-oxidatie en stikstofverwijdering beschreven en toegelicht. Ook wordt verwezen naar de publicaties van de IAWQ (Ref. 36) en TU Delft (Ref. 26, 27, 32).

Opslag van PHA

Aangenomen is dat PAO's fosfaat vanuit polyfosfaat afgeven en de hierbij vrijgekomen energie gebruiken om externe fermentatieproducten op te slaan in de vorm van intern organisch materiaal (PHA, tegenwoordig alleen maar "storage" genoemd). Dit proces is voornamelijk onder anaërobe omstandigheden bestudeerd, waardoor geen inhibitietermen voor oxische of anoxische omstandigheden zijn gemodelleerd. Onder oxische en anoxische omstandigheden treedt geen fermentatie op en ontstaan dus geen VFA. Onder oxische of anoxische omstandigheden kan ook fosfaat worden afgegeven, waarbij lagere vetzuren worden opgenomen.

Groei van PAO's

Deze organismen worden in het model geacht alleen te groeien ten koste van het celintern opslagmateriaal PHA. Omdat fosfaat in het model continu vrijkomt ten gevolge van lysis van polyfosfaat, is het mogelijk aan te nemen dat de organismen orthofosfaat verbruiken als voedingsstof voor de productie van biomassa.

Groei van PAO's is als een aëroob of anoxisch proces gemodelleerd. Eventuele groei ten koste van substraat aanwezig in de anoxische of oxische periode wordt voorsnog verwaarloosd. Maar door de substraatopname komt dit via PHB toch ter beschikking!

Grootste probleem bij de beschrijving van dit deelproces is dat het lysisproces feitelijk niet helemaal zo optreedt. Voor heterotrofen is dat geen probleem. Voor PAO's wel. Die kunnen 'lyseren' maar het gevormde substraat leidt tot nieuwe heterotrofen in plaats van tot PAO's. Aangezien een groot deel van de 'lysis' endogene respiratie en maintenance processen bevat, kan de calibratie van het model op dit punt fout lopen.

Opslag van polyfosfaat

Opslag van orthofosfaat in de vorm van polyfosfaten kost de PAO's energie, dat wordt verkregen door de verbranding (respiratie) van PHA. De regeneratie van polyfosfaten is noodzakelijk voor de groei van PAO's omdat het organische substraat slechts opgenomen wordt door de afbraak van polyfosfaat. De opslag stopt wanneer het fosfaatgehalte in de cel te hoog wordt. Dit proces geschiedt onder aërobe en anoxische omstandigheden.

Opslag van glycogeen

In het TUD-model is het intracellulaire glycogeen gemodelleerd, dat een extra opslagproduct representeert als aanvulling op PHA (2.4). Hierdoor kan de dynamica nauwkeuriger worden weergegeven dan bij het ASM nr 2, waar alle opslagproducten onder de term PHA zijn gevat.

Maintenance, decay

Het maintenance- of decay-concept beschrijft het effect van de slibleeftijd op de slibproductie. Beide concepten gaan er vanuit dat cellen degenereren en worden omgezet tot substraat. In het maintenance-concept wordt aangenomen dat substraat wordt gebruikt voor maintenance- en groeiprocessen. In het decay-concept wordt het substraat alleen voor groeiprocessen aangewend.

Lysis van PAO's en hun opslagproducten

Sterfte, endogene respiratie en maintenance resulteren in afbraak van alle fracties van PAO's. Omdat de opslagproducten (PHA en polyfosfaat) apart van de biomassa zijn gemodelleerd, zijn drie verschillende lysisprocessen nodig (in principe met dezelfde lysis-constante).

3.2.3 *Vergelijking dynamische methoden*

Bij vergelijking van het IAWQ model (ASM nr. 2) en het TUD-model zijn de belangrijke verschillen en overeenkomsten navolgend kort weergegeven:

- de glycocyclus wordt in het IAWQ-model niet in beschouwing genomen, terwijl nu bekend is dat limitatie van deze opslagstof tot remming van de groei van PAO's leidt;
- In beide modellen wordt P-opname onder anoxische omstandigheden beschreven. Het fenomeen van fosfaatafgifte onder aërobe of anoxische omstandigheden bij aanwezigheid van acetaat (2.4), is in beide modellen niet opgenomen;
- het TUD-model beschrijft het actiefslibproces als "maintenance"-proces, terwijl het IAWQ-model uitgaat van het "decay"-concept. Voor de modellering van CZV- en stikstofverwijdering bestaat geen essentieel verschil tussen beide concepten. Bij het bio-P proces leidt het decayconcept tot een sterke cyclus van de PHA en fosfaathoeveelheden. In beide concepten geeft het een groot verschil in met name de calibratie, daarnaast leidt het decayconcept voor PAO's tot extra groei van heterotrofe bacteriën;
- het IAWQ-model is een black-box model, waarbij gestart is met een minimale beschrijving van de processen en alleen aspecten zijn toegevoegd indien dit noodzakelijk bleek om de optredende variatie in concentraties in een rwzi te beschrijven. Vrijwel alle componenten zijn modelparameters, die niet perse reële processen hoeven te beschrijven. Het TUD-model daarentegen is gestart vanuit gedetailleerde kennis en vervolgens vereenvoudigd tot het niet verder mogelijk was. De meeste componenten in het model zijn fysiek meetbare grootheden.

4 UITVOERINGSVORMEN VAN BIO-P

4.1 Inleiding

Vele uitvoeringsvormen voor toepassing van het bio-P proces zijn bedacht, ontwikkeld, beproefd op lab- en pilotschaal en in de praktijk geïmplementeerd. Een aantal daarvan zijn gepatenteerd. Sommige bio-P uitvoeringsvormen zijn ontwikkeld vanuit een uitvoeringsvorm die zich richtte op biologische stikstofverwijdering via nitrificatie en denitrificatie. Voorbeelden hiervan zijn: het Bardenpho-proces, het UCT-proces en het Bardenpho-proces.

In dit handboek is ervoor gekozen om de vele bekende en 'op de markt zijnde' uitvoeringsvormen terug te brengen tot een indeling die gebaseerd is op kenmerken die specifiek zijn voor het bio-P proces en die gebaseerd is op de in Nederland voorkomende uitvoeringsvormen. De indeling is gebaseerd op de volgende kenmerken:

- de wijze van P-afvoer: hoofdstroomproces versus deelstroomproces;
- de aanwezigheid van een anaërobe fase: continu/discontinu;
- de aanwezigheid van wel of geen separate voordennitrificatiezone;
- de wijze van terugvoer van het retourslib: volgens het 'UCT' of 'Phoredox' principe;
- de karakteristiek van de aërietank: omloop, compleet gemengd of propstroom.

De eerste vier indelingskenmerken hebben betrekking op het bio-P proces. Het laatste kenmerk heeft meer betrekking op de Nederlandse situatie en andere processen, zoals de mogelijkheden voor simultane denitrificatie en beheersbaarheid van de slibbezinking. De indeling is in 4.2 nader toegelicht. De bekende en de 'op de markt zijnde' bio-P uitvoeringsvormen zijn in bijlage 6 beschreven.

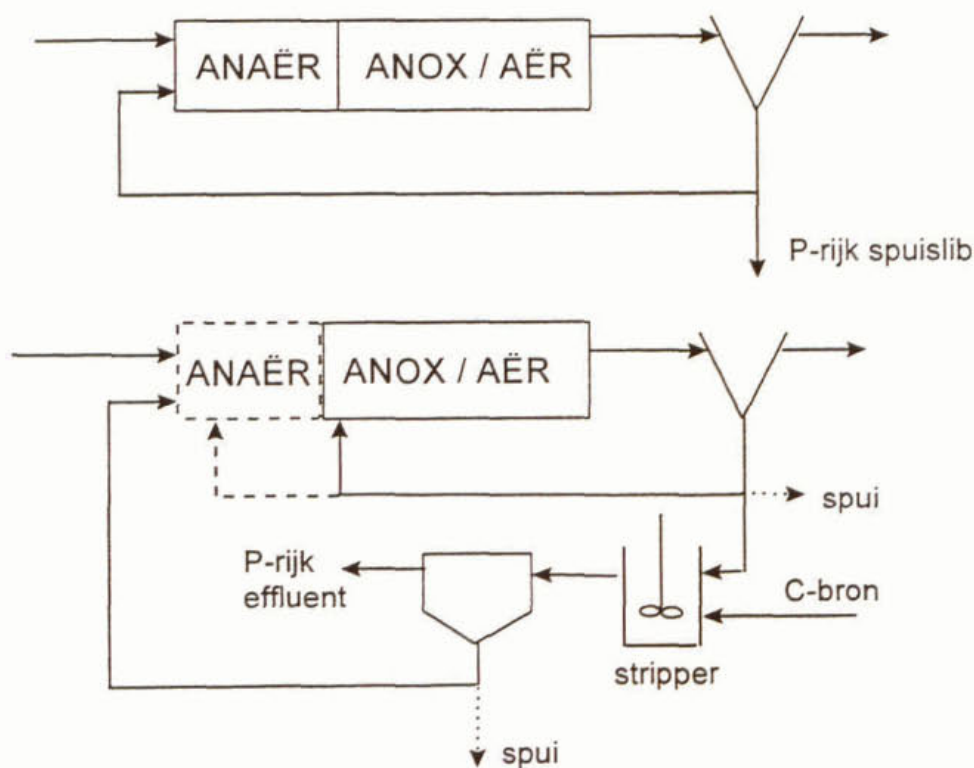
Naast de uitvoeringsvormen gericht op bio-P in het actiefslibstelsysteem wordt in dit hoofdstuk ook aandacht besteed aan uitvoeringsaspecten binnen het bio-P proces die het P-rendement beïnvloeden, zoals:

- wijziging van de influentkarakteristieken via een voorbehandeling;
- aspecten bij slibbezinking;
- slibverwerkingsaspecten;
- aanvullende chemische dosering;
- regeling van het bio-P proces.

4.2 Uitvoeringsvormen van bio-P

4.2.1 *Hoofdstroomproces of deelstroomproces*

Deze hoofdindeling betreft de wijze waarop het fosfaat uit de installatie wordt verwijderd (afbeelding 10). In het hoofdstroomproces wordt het fosfaat via de surplusslibstroom afgevoerd. Het deelstroomproces kenmerkt zich door het concentreren van orthofosfaat in een geringe volumestroom. Dit orthofosfaat moet vervolgens via een chemische methode uit de volumestroom worden verwijderd. Deze chemische verwijdering kan ook worden gecombineerd met de slibverwerking zoals bij het Phostripproces (bijlage 6). Het concentreren van het orthofosfaat in een deelstroom vindt plaats door een deel van het retourslib tijdens een anaërobe fase, al of niet geforceerd door toevoeging van substraat in de vorm van acetaat of lagere vetzuren, vrij te maken ('strippen') van fosfaat. Kenmerkend daarbij is ook dat het 'gestripte' slib weer opnieuw fosfaat kan opnemen in de aërobe of anoxische fase van de hoofdstroom.



Afbeelding 11
Bio-P verwijdering via het hoofdstroomproces (boven) en het deelstroomproces (onder)

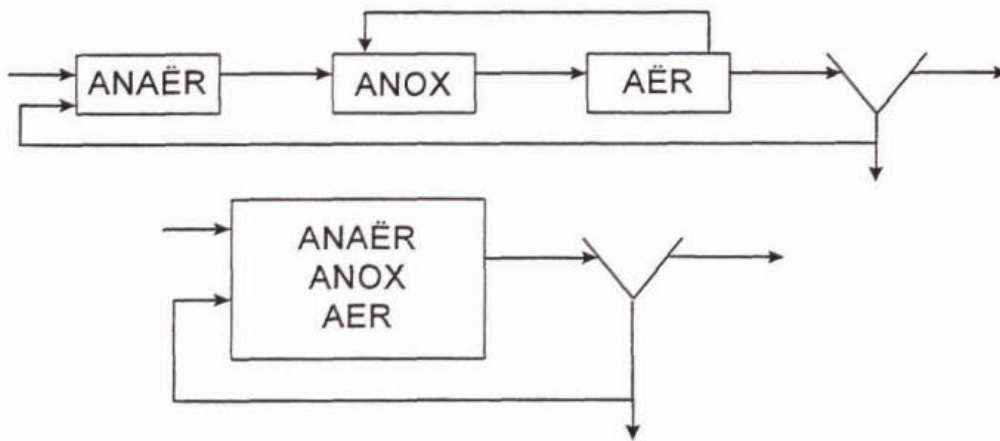
Aangezien de functie van de PAO's in het deelstroomproces slechts het tijdelijk concentreren van het fosfaat is, kan, in vergelijking met het hoofdstroomproces, het aandeel PAO's in het slib ook geringer zijn. Dit betekent ook dat de benodigde hoeveelheid (extern toe te dienen) snel afbreekbare CZV per hoeveelheid te verwijderen fosfaat geringer zal zijn dan de benodigde hoeveelheid CZV in een hoofdstroomproces. Vanwege de concentreringsfunctie zal ook het totaal-P-gehalte van het slib in de aërobe fase van het deelstroomproces lager zijn dan het totaal-P-gehalte van het slib in een hoofdstroomproces. Voor nadere (kwantitatieve) details met betrekking tot het deelstroomproces wordt verwezen naar Ref. 27.

Het BCFS-proces (bijlage 6) waarin een stripper actief is in de hoofdstroom lijkt op een deelstroomproces omdat het biologisch afgegeven fosfaat (vanuit de anaërobe fase) chemisch wordt vastgelegd zonder dat het chemisch slib wordt teruggevoerd in de hoofdstroom. In tegenstelling tot een deelstroomproces ondergaat de totale slibstroom echter de anaërobe fase in de waterlijn.

4.2.2 Continue of discontinue anaërobe fase

Dit indelingskenmerk betreft het al of niet continu aanwezig zijn van de anaërobe fase. In separate anaërobe tanks zal anaërobie (mits er geen nitraat wordt teruggevoerd) continu optreden. In uitvoeringsvormen waarbij door middel van alternerende of intermitterende beluchting het slib van tijd tot tijd onder aërobe omstandigheden zal verkeren, is sprake van een discontinue anaërobe fase (afbeelding 12).

Bij een discontinue anaërobe fase komt in principe slechts een deel van het beschikbare substraat ten goede aan de PAO's. Tijdens een beluchte fase wordt het CZV in het afvalwater rechtstreeks geoxideerd. Bij een uitvoeringsvorm met een discontinue anaërobe fase volgens het Sequencing Batch Reactor (SBR) principe én waarbij het influent alleen tijdens de anaërobe dan wel anoxische fase wordt toegevoegd, treedt het verlies van CZV voor de PAO's niet op.

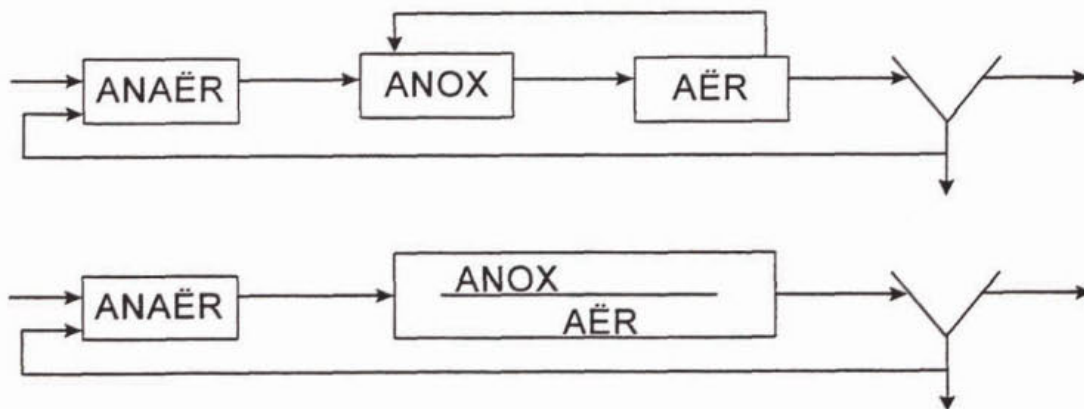


Afbeelding 12
Bio-P proces met een continue anaërobe fase (boven) en een discontinue anaërobe fase (onder)

4.2.3 Aanwezigheid van een separate voordenitrificatieruimte

Bij dit indelingskenmerk wordt onderscheid gemaakt tussen uitvoeringsvormen mét en zonder separate voordenitrificatieruimte (afbeelding 13). De aanwezigheid van een separate voordenitrificatieruimte heeft enerzijds invloed op de denitrificatie en anderzijds op het stimuleren van fosfaatopname onder anoxische omstandigheden.

In tegenstelling tot simultane denitrificatie wordt er in principe bij voordenitrificatie geen snel afbreekbaar CZV rechtstreeks geoxideerd met zuurstof. Bij fosfaatopname onder anoxische omstandigheden wordt efficiënter gebruik gemaakt van het beschikbaar CZV (2.4, afbeelding 7). Het efficiëntere CZV-verbruik is met name van belang als de aanwezigheid van substraat-CZV voor PAO's in het influent beperkt is.

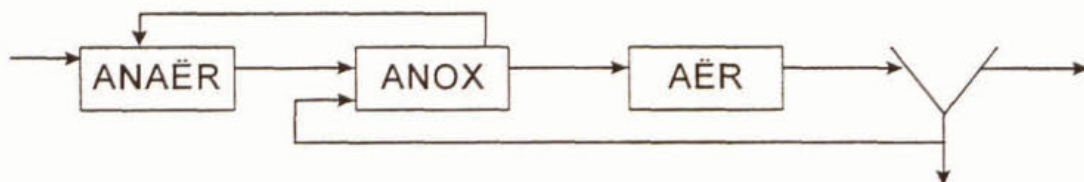


Afbeelding 13
Bio-P proces mét (boven) en zonder (onder) separate voordenitrificatieruimte

4.2.4 UCT-uitvoeringsvorm of Phoredox-uitvoeringsvorm

Deze indeling betreft het stroomschema van het retourslib (afbeelding 13 en 14). Onderscheid wordt gemaakt tussen "Phoredox"-uitvoeringsvormen; hierbij wordt het retourslib rechtstreeks naar de anaërobe tank gevoerd, en "UCT"-uitvoeringsvormen; hierbij wordt het retourslib naar de anaërobe tank gevoerd via de voordenitrificatie (anoxische) tank.

De zekerheid voor wat betreft het vermijden van terugvoer van nitraat en/of zuurstof in de anaërobe tank, resulterend in (ongewenst) CZV-verbruik, is bij een UCT-uitvoeringsvorm groter. Deze zekerheid is met name van belang als de aanwezigheid van substraat-CZV voor PAO's in het influent beperkt is.



Afbeelding 14

Bio-P proces volgens het UCT-stroomschema. Het bio-P proces volgens het Phoredox-stroomschema is in afbeelding 13 weergegeven.

4.2.5 Uitvoeringsvorm van de aëratietank

Dit indelingskenmerk, de karakteristiek of wel uitvoeringsvorm van de aëratietank, beïnvloedt de N-totaalverwijdering en is daarmee voorwaardescheppend voor het functioneren van het bio-P proces. De volgende karakteristieken kunnen worden onderscheiden:

- omloop: kenmerkend hiervoor is dat de zuurstofconcentratie in de tank varieert en de stikstof- en fosfaatconcentraties constant zijn;
- propstroom: in deze karakteristiek kan het zuurstofgehalte over de tank constant zijn of variabel. De stikstof- en fosfaatconcentraties zijn variabel;
- compleet gemengd: zowel het zuurstofgehalte als de stikstof- en fosfaatconcentraties in de tank zijn constant.

Dit indelingskenmerk is ook gebruikt om een voor de Nederlandse situatie representatieve selectie te maken van bio-P installaties (hoofdstuk 5).

De indeling naar de karakteristiek van de aëratietank past niet altijd geheel binnen de in Nederland in bedrijf zijnde rwzi's. Zo zijn er bij rwzi's met een Schreiber- en Rotoflow-achtige aëratietank tussenvormen voor wat betreft de karakteristiek denkbaar. Op basis van de positie van de beluchtingselementen en de stroomsnelheden in de tank kan echter worden vastgesteld bij welke karakteristiek de rwzi het beste past.

4.3 Bio-P proces en voorverzuring

4.3.1 Inleiding

De aanwezigheid van lagere vetzuren is een belangrijke factor voor het bio-P proces (en ook voor de denitrificatie). Een mogelijkheid om de fractie aan lagere vetzuren te verhogen is de hydrolyse en verzuring van primair slib.

Bij hydrolyse en verzuring van primair slib wordt een deel van de in het primaire slib aanwezige koolhydraten, eiwitten en vetten (de lange koolstofketens) omgezet in lagere vetzuren als acetaat, propionaat en butyraat. Deze goed oplosbare hydrolyseproducten zijn geschikt voor het bio-P proces en denitrificatie.

Hydrolyse kan onder de volgende omstandigheden optreden:

- biologische hydrolyse, onder anaërobe omstandigheden;
- chemische hydrolyse onder sterk zure of basische condities, eventueel gecombineerd met hogere temperaturen;
- fysisch-chemische hydrolyse bij een druk van 5 tot 10 bar en een temperatuur van 150 tot 250 °C;
- een gecombineerde biologische en chemische hydrolyse.

Op basis van onderzoek lijkt alleen de biologische techniek praktisch en economisch haalbaar binnen de huishoudelijke afvalwaterbehandeling, omdat de chemische en fysisch-chemische

methoden te veel chemicaliën en energie vergen in verhouding tot de opbrengst aan geschikte hydrolyseproducten. Daarom wordt hierna alleen op de biologische hydrolyse en verzuring ingegaan.

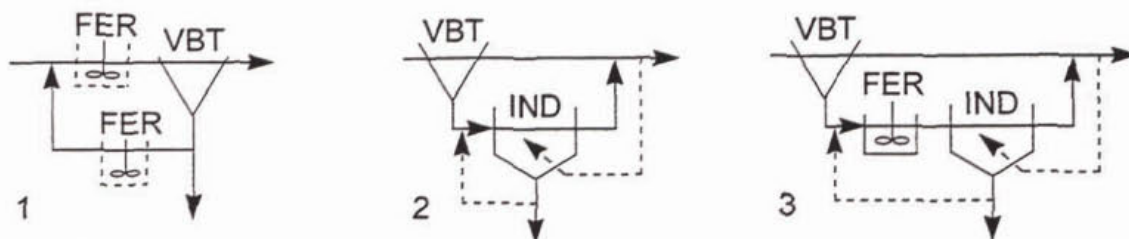
4.3.2 Plaats van de slibhydrolyse/verzuring in het zuiveringsproces

Hydrolyse/verzuring van primair slib kan in principe in de bestaande onderdelen van het zuiveringsproces plaatsvinden. Onderscheid kan worden gemaakt tussen hydrolyse in de hoofdstroom en in een deelstroom (afbeelding 15):

- *in de hoofdstroom.* Hierbij doen zich twee mogelijkheden voor:
 - in de voorbezinktank. Hydrolyse in de voorbezinktank kan worden bereikt door de slibspiegel te verhogen. Door slib vervolgens over de voorbezinktank te recirculeren worden de lagere vetzuren in de waterfase (het voorbezonden water) gebracht;
 - in een aparte reactor (fermentor) gesitueerd in de totale afvalwaterstroom vóór de voorbezinktank of in de primairslibstroom. Via de voorbezinktank komen de lagere vetzuren in het voorbezonden water.

Deze hoofdstroommethoden geven een verhoogde kans op slibuitspoelingen bij RWA, waardoor ook het verdere zuiveringsproces wordt benadeeld. Gezien de relatief hoge RWA/DWA-verhoudingen in de Nederlandse situatie wordt voorbehandeling van het afvalwater in de hoofdstroom niet haalbaar geacht.

- *in de deelstroom.* Hierbij zijn twee hoofdvoeringsvormen denkbaar:
 - in de voorindikker voor primair slib. De verblijftijd van primair slib in een conventionele slibindikker bedraagt circa 2 tot 4 dagen. Deze verblijftijd is in principe lang genoeg om een beperkte (cryofiele) hydrolyse/verzuring te bereiken. De opbrengst is echter laag wanneer geen slibrecirculatie of spoeling van de slibdeken plaatsvindt om de hydrolyseproducten uit de sliblaag (die wordt afgevoerd) naar de waterfase te brengen;
 - in een aparte hydrolyse reactor, gecombineerd met een slib/waterscheiding. Bij deze uitvoeringsvormen is het mogelijk om het hydrolyseproces bij een hogere, meer optimale temperatuur te laten verlopen. Het gehydrolyseerde slib wordt vervolgens van het water gescheiden door een gravitatie- of mechanische indikking (centrifuges of bandindikker). Het afgescheiden filtraat of concentraat wordt aan het influent toegevoegd of direct in de anaërobe tank gedoseerd.



Afbeelding 15

Voorbehandeling van afvalwater en primair slib in de hoofdstroom, al of niet met een aparte fermentor (1); in de deelstroom via de voorindikker al of niet gecombineerd met een recirculatie en/of spoelstroom (2) en in de deelstroom met behulp van een aparte fermentor, al of niet gecombineerd met een recirculatie en/of spoelstroom (3). VBT = voorbezinktank; IND = indikker; FER = fermentor.

4.3.3 Productie van lagere vetzuren in relatie tot de procesomstandigheden

Zowel de temperatuur als de slibverblijftijd in de hydrolyse/verzuringreactor hebben invloed op het rendement van de hydrolyse. Afhankelijk van het temperatuurbereik waarin de

slibhydrolyse plaatsvindt, wordt onderscheid gemaakt tussen cryofiele, mesofiele en thermofiele hydrolyse. In tabel 3 zijn richtwaarden gegeven voor deze procesomstandigheden.

Tabel 3
Relatie tussen temperatuur en slibverblijftijd bij biologische hydrolyse/verzuring

type hydrolyse	temperatuur (°C)	slibverblijftijd (h)
psychrofiel	10-20	40-100
mesofiel	20-40	15-30
thermofiel	55-70	5-10

Uit verschillende pilot- en praktijkonderzoeken is gebleken dat de productie van lagere vetzuren uit primair slib beter verloopt bij 25 tot 30 °C en een verblijftijd van 2 tot 3 dagen.

Bij lagere temperaturen is de productie van lagere vetzuren lager en zal dit gecompenseerd moeten worden met een langere verblijftijd. Bij hogere temperaturen neemt het gehalte aan lagere vetzuren nog in beperkte mate toe.

Door de geproduceerde vetzuren daalt de pH. De hydrolyse komt tot stilstand bij een pH-waarde lager dan 5,5 - 6. De alkaliteit van het water bepaalt de pH-daling in relatie tot de vetzuurproductie. Bij hoge slibconcentraties en lage alkaliteit, kan de pH-daling de beperkende factor zijn voor de productie van lagere vetzuren uit primair slib.

Ook de herkomst van het afvalwater heeft een sterke invloed op de haalbare vetzuurproductie uit primair slib. Bij vers afvalwater met een hoge concentratie aan primair slib, zal de vetzuurproductie per gram slib en per liter hoger zijn dan bij reeds verzuurd afvalwater met een laag gehalte aan primair slib. Ook de zomer- en wintersituatie kan daarbij een rol spelen. De ervaring is dat 's zomers door verzuring in het rioolstelsel minder verzuurbaar CZV in het primaire slib aanwezig is dan 's winters. Dit is op zich overigens geen probleem zolang de verzuringproducten in het rioolstelsel niet verloren gaan door aërobe afbraak.

Globaal kan met biologische hydrolyse 9 tot 12% van het CZV in het primaire slib in de vorm van lagere vetzuren-CZV worden vrijgemaakt. Gerapporteerde vetzuurproducties variëren van 30 tot 300 mg CZV/g d.s. Uitgaande van 40 g primair slib per 150 l afvalwater en een gemiddelde productie van 160 mg CZV/g d.s., wordt het afvalwater met circa 40 mg CZV/l verrijkt, waarmee circa 2 mg P/l extra kan worden verwijderd.

Naast CZV bevat het hydrolysaat ook stikstof en fosfaat. Deze hoeveelheden zijn echter gering ten opzichte van de hoeveelheid stikstof en fosfaat aangevoerd met het influent. Een groot deel van deze stikstof en fosfaat zou ook bij conventionele bezinking, slibindikking en slibgisting worden teruggevoerd.

Een typisch samenstelling van hydrolysaat van een biologische hydrolyse van primair slib is gegeven in tabel 4.

Tabel 4
Samenstelling hydrolysaat bij biologische hydrolyse/verzuring (Ref. 22)

parameter	gehalte (mg/l)
zwevende stof	600
CZV	2.390
CZV als lagere vetzuren	1.500
N-Kj	100
P-totaal	12

4.3.4 Overige aspecten van de primairslibverzuring en de relatie met andere processen

Combinatie met voorprecipitatie

Met voorprecipitatie wordt meer CZV door voorbezinking uit afvalwater verwijderd. De combinatie van voorprecipitatie en het bio-P proces is echter onlogisch. De verhoogde opbrengst van hydrolyseproducten uit verzuring van de (toegenomen) hoeveelheid primair slib kan dan wel ten goede komen aan de denitrificatie.

Invloed op gistinggasproductie

Het CZV dat na de hydrolyse/verzuring wordt teruggevoerd naar de waterlijn is niet meer beschikbaar voor de vorming van gistinggas. Afhankelijk van de CZV-productie uit primair slib, het afscheidingsrendement en de specifieke biogasproductie (richtwaarde 1.000 l/kg CZV), zal de gistinggasproductie dalen.

Invloed op slibbezinkbaarheid

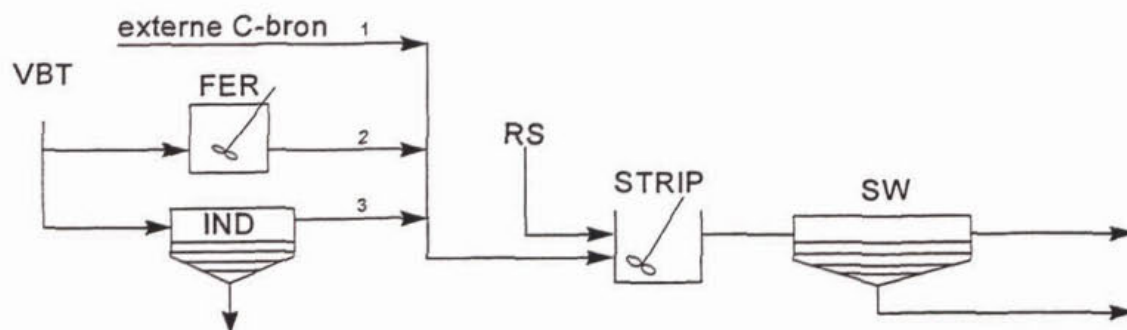
Bij verzuring van primair slib worden naast lagere ook hogere vetzuren en andere hydrolyseproducten gevormd, die als substraat dienen voor bacteriegroei. De groei van vlokvormende enerzijds, en draadvormende bacteriën anderzijds, is afhankelijk van het soort substraat in het influent en de substraatgradiënt. Zo is bijvoorbeeld bekend dat de draadvormer *Microthrix parvicella* een hoge affiniteit heeft om hogere vetzuren op te nemen. Dit geeft aan dat voorverzuring van primair slib de slibvolume-index en daarmee de slibbezinkings eigenschappen negatief kan beïnvloeden. Momenteel is onderzoek gaande om deze relatie tussen influentsamenstelling en slibbezinkbaarheid verder uit te diepen.

Geuremissie

Bij het hydrolyse/verzuringproces kunnen hoge concentraties aan geurstoffen ontstaan. Adequate afdekking, luchtafzuiging en -behandeling van de bij het proces betrokken procesonderdelen, zijn daarom een vereiste.

Primairslibverzuring en het deelstroomproces

Ook binnen het deelstroomproces is een combinatie met primairslibverzuring denkbaar. Hierbij worden de hydrolyseproducten of het verzuurde slib als geheel aan de deelstroom ('stripper') gedoseerd, eventueel ter vervanging van een externe C-bron (afbeelding 16). In vergelijking met de dosering van bijvoorbeeld azijnzuur, nemen ten gevolge van de grotere debieten, de dimensies van de stripper en de slib/waterscheidingsmethode toe bij de combinatie met primairslibverzuring.



Afbeelding 16

Dosering van CZV in de stripper van een bio-P deelstroomproces: via een extern aangevoerde C-bron (1), via verzuurd primair slib (2) of via overloopwater van de primairslibindikker. VBT = voorbezinktank; FER = fermentor; IND = indikker; RS = retourslib; STRIP = stripper; SW = slib/waterscheiding.

Toepasbaarheid in Nederlandse situatie

Hydrolyse van primair slib lijkt, gezien de relatief lage CZV:N-verhouding van het Nederlandse afvalwater, aantrekkelijk te zijn voor toepassing. De (economische) haalbaarheid van primairslibverzuring is sterk locatie-afhankelijk. In een haalbaarheidsstudie (Ref. 22) is geconcludeerd dat de hydrolyse van primair slib alleen (kostentechnisch) kan concurreren met de aankoop van azijnzuur bij de volgende randvoorwaarden:

- het aangevoerde afvalwater relatief vers moet zijn en een relatief groot aandeel verzuurbaar CZV moet bevatten;
- de opbrengst moet minimaal 160 g CZV/g d.s. bedragen;
- de slib/waterscheiding van het verzuringssysteem moet via gravitatie-indikking plaatsvinden.

In deze studie is overigens van nieuwbouw uitgegaan. Bij bestaande zuiveringen met voorbezinking en gravitatie-indikking kan (psychrofiele) slibverzuring met relatief beperkte aanpassingen een bijdrage leveren aan het bio-P proces.

Uit bedrijfsmatig oogpunt zal bij een kostenneutrale situatie in veel gevallen de voorkeur worden gegeven aan aankoop van azijnzuur, wegens de grotere betrouwbaarheid en eenvoudiger bedrijfsvoering. Voor zover bekend wordt in Nederland voorbehandeling van influent dan wel primairslibverzuring (nog) niet toegepast op praktijkschaal.

4.4 Bio-P proces en slibbezinking

4.4.1 Inleiding

Voor een bio-P proces, waarbij het fosfaat in het slib wordt opgeslagen, is een goed werkende en juist gedimensioneerde nabezinking van groot belang. De volgende drie processen die een relatie hebben met het bezinkproces, leiden tot een verhoging van het P-totaalgehalte in het effluent.

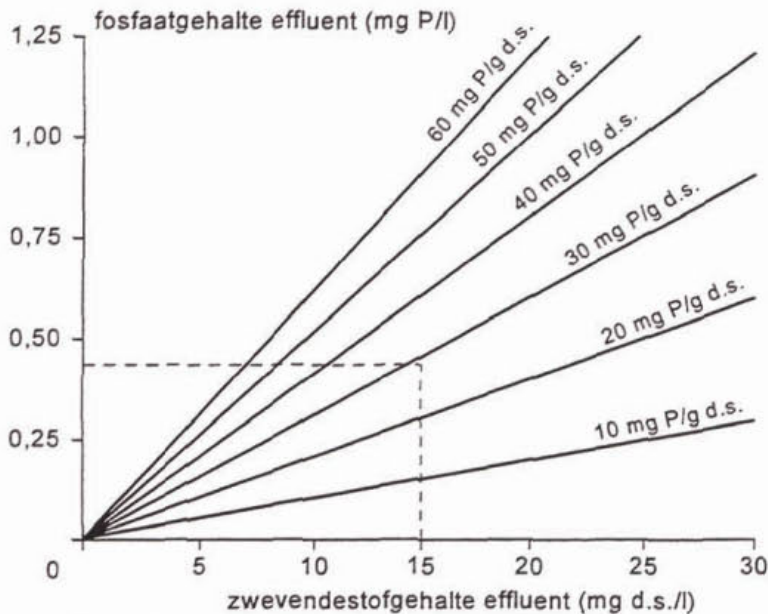
- uitspoeling van zwevende stof;
- anaërobe omstandigheden in de nabezinktank, resulterend in het vrijkomen van fosfaat;
- slibuitspoeling als gevolg van verslechterde bezinkeigenschappen van het actief slib.

4.4.2 Uitspoeling van zwevende stof

Bij het bio-P proces zal het P-gehalte in het zwevende stof aanwezig in het effluent relatief hoog zijn, conform het P-gehalte in het actief slib. Bij een laag ortho-P-gehalte in het effluent zal het P-totaalgehalte in het effluent voornamelijk het gevolg zijn van uitspoeling van zwevende stof. In afbeelding 17 is het P-gehalte in het effluent als functie van het zwevendestofgehalte in het effluent gegeven. De (theoretische) lijnen tonen de mate waarin het P-gehalte in het effluent wordt bepaald door het zwevendestofgehalte en het P-gehalte in het slib (uitgedrukt als mg P/g.d.s.) Bij een zwevendestofgehalte van 15 mg/l en een P-gehalte in het slib van 3,5%, draagt de gebonden fosfor voor ruim 0,5 mg P/l bij aan het P-totaalgehalte in het effluent.

Het kan dus in de praktijk voorkomen dat het bio-P proces een rendement heeft van bijna 100%, resulterend in een ortho-P-gehalte in het effluent $< 0,1$ mg P/l, maar dat als gevolg van zwevendestofuitspoeling van > 20 mg/l het P-totaalrendement slechts 80 tot 90% bedraagt. Hoe hoger het P-gehalte in het slib hoe crucialer het wordt om het zwevendestofgehalte in het effluent laag te houden.

Bij het bio-P proces in een deelstroom, waarbij het fosfaatgehalte in het slib van de hoofdstroom relatief minder hoog zal zijn, speelt het bovenstaande een minder cruciale rol dan bij een bio-P proces volgens het hoofdstroomprincipe. Overigens speelt het probleem van uitspoeling van zwevende stof ook bij simultane chemische fosfaatverwijdering.



Afbeelding 17
Fosfaatgehalte in het effluent als functie van het zwevendestofgehalte

Indien het P-totaalgehalte in het effluent aan zeer strenge eisen moet voldoen, bijvoorbeeld aan een MTR-kwaliteit van 0,15 mg/l (Maximaal Toelaatbaar Risico), zal zowel bij het bio-P proces als bij chemische fosfaatverwijdering aanvullende zwevendestofverwijdering moeten plaatsvinden.

4.4.3 Anaërobe omstandigheden in de nabezinktank

Bij slibbezinking is het van belang te voorkomen dat het slib vanuit een anoxische toestand overgaat in een anaërobe toestand waardoor fosfaat weer vrijkomt en afgegeven wordt aan het effluent. De volgende factoren zijn meer of minder van invloed op deze secundaire, ongewenste, P-afgifte;

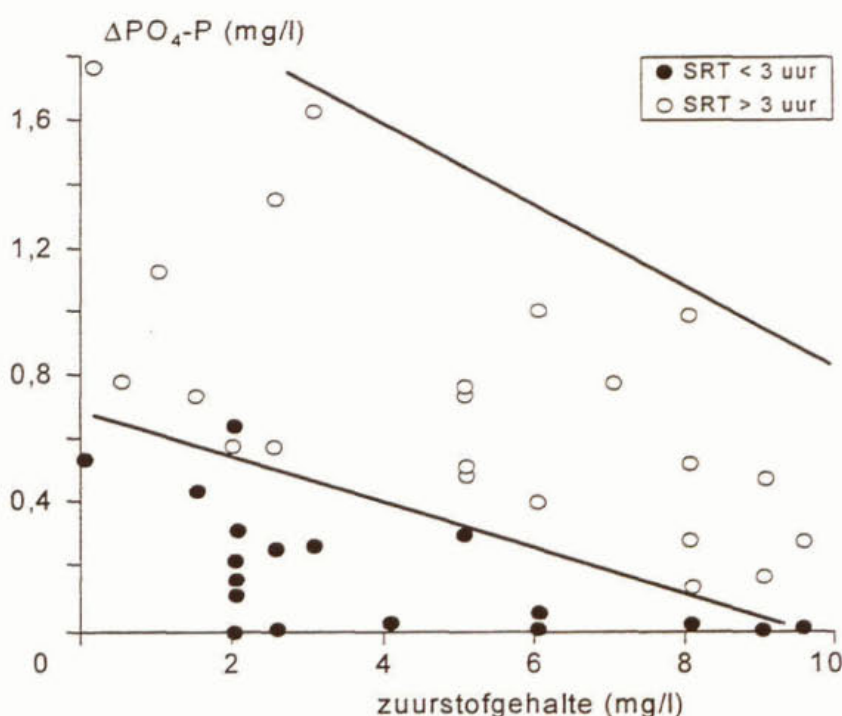
- *slibverblijftijd.* De slibverblijftijd in de nabezinktank is maatgevend voor deze secundaire P-afgifte. Beperking van de slibverblijftijd in de nabezinktank, waarbij een lage SVI gunstig is, kan deze relatief langzame fosfaatafgifte voorkomen. Te lange slibverblijftijden kunnen vooral optreden bij storingen in de bedrijfsvoering (te laag retourslibdebiet) en zeer grote nabezinktanks. Om die redenen is in het buitenland soms afgezien om bij zeer grote nabezinktanks de slibonttrekking centraal te laten plaatsvinden, dat wil zeggen via het midden van de tank. De nabezinktank is dan voorzien van decentrale slibafzuiging, op verschillende punten langs de ronddraaiende brug. De verblijftijd van het bezonken slib aan de buitenrand wordt op deze manier niet verlengd door het transport naar het midden van de tank;
- *zuurstof- en nitraatgehalte.* De aanwezigheid van zuurstof en nitraat vertraagt de overgang van het slib naar de anaërobe toestand. Dit betekent dat beluchten van het slib, alvorens het naar de nabezinktank overstort, het P-afgifteproces vertraagt (afbeelding 18). Het nitraatgehalte is daarentegen nauwelijks beïnvloedbaar omdat dit vanuit het oogpunt van de 'primaire' P-afgifte in de anaërobe tank ongewenst is. Anderzijds is dit gehalte vaak niet hoger dan circa 5 mg NO₃-N/l in verband met de gestelde N-totaaleis. Zoals hierboven reeds is opgemerkt en ook uit afbeelding 17 blijkt, heeft een verkorting van de slibverblijftijd via het handhaven van een lage slibspiegel in de nabezinktank, een grotere invloed op het tegengaan van de ongewenste P-afgifte;
- *slibleeftijd of slibbelasting.* Slib met een relatief korte slibleeftijd (hoge slibbelasting) zal eerder en sneller endogeen fosfaat afgeven dan slib met een relatief hoge slibleeftijd

(lage slibbelasting). De aanwezigheid van meer CZV in het slib, weliswaar zeer langzaam afbreekbaar, is hiervan de oorzaak;

- *turbulentie tussen sliblaag en effluent*. De feitelijke verslechtering van de effluentkwaliteit ten aanzien van (ortho) fosfaat wordt veroorzaakt door turbulentie in de sliblaag en de uitwisseling van fosfaationen met het bovenstaande water. Het ontwerp en de bedrijfsvoering van de nabezinktank dienen er daarom op gericht te zijn om zo weinig mogelijk turbulentie en uitwisseling op te laten treden tussen de slib- en vloeistoffase.

In de praktijk is de secundaire P-afgifte in de nabezinktank geen doorslaggevende factor in het P-totaal rendement van de zuivering. Zeker in ultra-laagbelaste installaties zal de P-afgifte beperkt zijn (variërend van 0,1 tot 0,5 mg P per gram drogestof per uur).

Via de endogene P-afgiftetest kan een beeld worden gevormd over de snelheid waarmee fosfaat in een nabezinktank wordt afgegeven (2.6).



Afbeelding 18
Fosfaatafgifte in de nabezinktank als functie van het zuurstofgehalte in het overstortende slib en de slibverblijftijd (SRT) in de nabezinktank

Toch moet men zich bedenken dat als het ortho-P-gehalte bij de overstort naar de nabezinktank 0,1 mg P/l bedraagt en het effluent 0,2 mg P/l, de P-concentratie in het effluent, afgezien van de eventuele bijdrage van zwevende stof, als gevolg van anaërobe omstandigheden met 100% is verhoogd.

4.4.4 Relatie met slibbezinkbaarheid

In een verkennende studie naar de invloed van de introductie van biologische stikstof en/of fosfaatverwijderingstechnologiën op de bezinkeigenschappen van actief slib, is gebleken dat introductie vaak gepaard ging met een stijging van de slibindex. In 64% van de onderzochte rwzi's ontstond licht slib. In de meeste installaties was er sprake van een zeer duidelijk seizoenseffect op de slibindex. Deze seizoensgebonden ontwikkeling was sterk gekoppeld aan de ontwikkeling van *Microthrix parvicella*. Deze aërobe draadvormer adsorbeert onder anaërobe condities hogere vetzuren die onder aërobe omstandigheden worden gebruikt als substraat. De studie, gebaseerd

op de resultaten van onderzoek en experimenten in 28 praktijkinstallaties en 13 proefinstallaties, is uitgevoerd tijdens de beginjaren van de introductie van het bio-P proces in vooral bestaande Nederlandse rwzi's (Ref. 1).

Hoewel anaërobe omstandigheden de selectie van een draadvormer bevorderen staat daar tegenover dat een verzwaring van de vlok plaatsvindt door opslag van polyfosfaat in granules van de PAO's.

Inmiddels blijkt uit een nieuwe uitgevoerde inventarisatiestudie dat momenteel vele bio-P installaties, opererend volgens diverse uitvoeringsvormen, een stabiele SVI hebben van lager dan 150 ml/g. Uit deze studie blijkt ook dat indien de rwzi te kampen heeft met periodiek slecht bezinkbaar slib, de draadvormer *Microthrix parvicella* dominant aanwezig is (Ref. 30).

Maatregelen ter voorkoming van licht slib in bio-P installaties

Hoewel onderzoeksresultaten en praktijkervaringen betreffende lichtslibbestrijding in installaties die op een biologische wijze fosfaat en stikstof verwijderen niet overal consistent zijn, lijkt vast te staan dat een propstroomuitvoering van de anaërobe tank de kansen op vorming van licht slib in bio-P installaties sterk verkleint.

In de praktijk wordt een anaërobe tank daarvoor gecompartmenteerd uitgevoerd (2 tot 4 compartimenten). De anaërobe tank kan worden voorafgegaan door een selector. De noodzaak voor een aparte voorgeschakelde selector lijkt echter te vervallen bij een anaërobe tank met een goede propstroomkarakteristiek (minimaal 4 compartimenten). Een propstroomuitvoering van de anaërobe tank geeft ook een grotere waarborg dat delen van deze tank ook daadwerkelijk anaëroob zijn, d.w.z. zonder de aanwezigheid van nitraat afkomstig van recirculatiestromen, bijv. het retourslib.

Ook het laten plaatsvinden van de processen voordennitrificatie en nitrificatie in gescheiden tanks lijkt een lage SVI te bevorderen, evenals het compartimenteren van die tanks. Zo kan een selector ook worden toegepast in een voordennitrificatietank. Dit gebeurt vaak bij UCT-uitvoeringsvormen, zoals het BCFS-proces (bijlage 6), omdat deze zich kenmerken door de terugvoer van het retourslib naar de voordennitrificatietank.

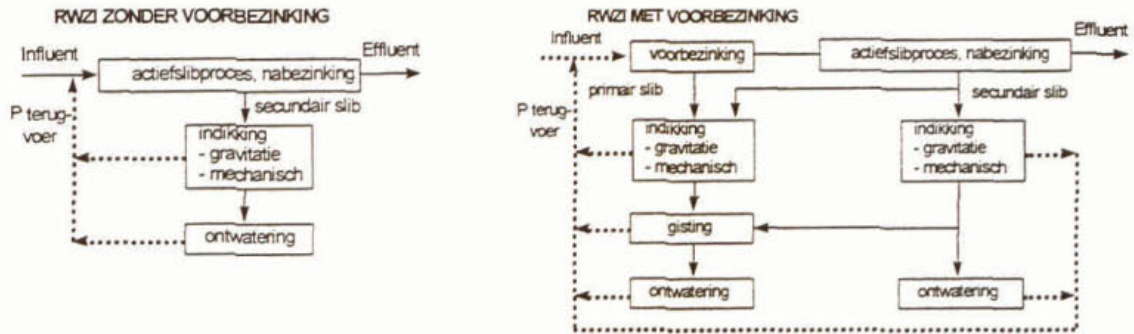
Momenteel is onderzoek gaande dat de relatie tussen slibbezinkbaarheid en het bio-P proces verder uitdiept.

Naast de bovengenoemde procestechnologische maatregelen, kan een stand-by aluminiumdosering ervoor zorg dragen dat bij een kritisch bezinkproces de SVI omlaag wordt gebracht. Daarnaast kan het aluminiumzout voor een aanvullende chemische fosfaatverwijdering fungeren (4.6).

4.5 Bio-P proces en slibverwerking

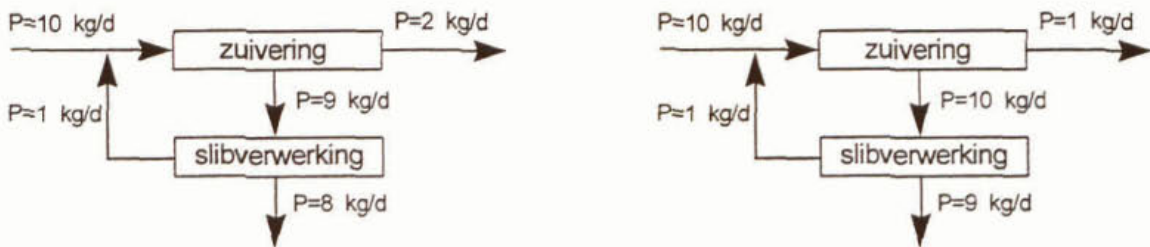
4.5.1 Inleiding

Meestal ondergaat het spui- of surplusslib één of meerdere slibverwerkingsstappen, bijvoorbeeld een gravitaire slibindikking, eventueel gevolgd door een slibgisting en -ontwatering. Bij een rwzi met het bio-P proces kan het fosfaat als gevolg van anaërobie tijdens deze stappen weer in oplossing gaan. Het fosfaat komt niet alleen vrij door afgifte van biologisch opgenomen polyfosfaat; echter bij lange slibverblijftijden ook door afsterving van cellen (lysis). P-afgifte in de slibverwerking resulteert in fosfaatrijke interne stromen (afbeelding 19).



Afbeelding 19
Mogelijkheden voor de slibverwerking bij een rwzi zonder en met voorbeizinking

Het negatieve effect van deze interne fosfaatbelasting op de effluentkwaliteit zal afhankelijk van de P-opnamecapaciteit van het slib per praktijksituatie variëren (afbeelding 20).



Afbeelding 20
Mogelijke effecten van het terugvoeren van fosfaat op de effluentkwaliteit. Situatie links: Terugvoer van P uit de slibverwerking leidt tot een verhoging van het P-gehalte in het effluent. Situatie rechts: Terugvoer van P uit de slibverwerking leidt nicht tot een verhoging van het P-gehalte in het effluent als gevolg van een voldoende hoge P-opnamecapaciteit van het slib.

Niet alleen de fosfaatconcentratie in de interne stromen bepaalt het effect op het bio-P proces, ook het debiet van de interne stroom is daarbij van belang. Voor het verkrijgen van meer inzicht in de verschillende fosfaatstromen op een rwzi en de fosfaatvrachten die worden teruggevoerd met de interne stromen, kan een fosfaatbalans een goede ondersteuning zijn.

Orthofosfaat in plaats van totaalfosfaat

Een aandachtspunt bij het bepalen van de interne fosfaatbelasting uit een procesonderdeel van de sliblijn is de bepaling van de fosfaatconcentratie in de desbetreffende interne stroom. Indien er veel zwevende stof in de interne stroom (bijvoorbeeld in het filtraat of centraat) voorkomt, wordt de afgifte vanuit het bio-P slib vertroebeld door het fosfaat dat aan het zwevende stof gebonden zit. Een duidelijker beeld over de afgifte ontstaat als de ortho-fosfaatconcentratie wordt bepaald. Daartoe dient een gefiltreerd monster in beschouwing te worden genomen.

Voor een juiste interpretatie van de interne fosfaatbelasting dient naast de concentratie ook het debiet van de interne stroom te worden gemeten dan wel te worden berekend.

Ook de endogene P-afgiftest (2.6) geeft informatie over het vrijkomen van orthofosfaat bij de slibverwerking.

In 4.5.2 wordt nader ingegaan op de methode van slibverwerking en de relatie met de P-afgifte. Omdat de praktijkervaringen op dit gebied niet overal hetzelfde zijn worden deze in 4.5.3 meer in detail beschreven. Tenslotte wordt in 4.5.4 ingegaan op de maatregelen die deze ongewenste P-afgifte in de slibverwerking kunnen tegengaan of beperken.

4.5.2 Fosfaatafgifte bij slibverwerkingsprocessen

Gravitatie-indikking

Tijdens gravitatie-indikking van (secundair) bio-P slib vindt altijd fosfaatafgifte plaats. Deze P-afgifte wordt bepaald door de slibverblijftijd in de indikker en het polyfosfaatgehalte in het slib. In het algemeen kan worden gesteld dat bij verblijftijden langer dan twee dagen, vrijwel alle polyfosfaat is omgezet. Bij een verblijftijd van een dag is ongeveer de helft van het polyfosfaat omgezet. Evenals bij een eventuele P-afgifte in de nabezinking (4.4.3) geldt dat spuislib met een korte slibleeftijd een snellere afgifte vertoont dan spuislib met een hogere slibleeftijd. P-afgifte door cellysis zal onder normale bedrijfsvoeringsomstandigheden niet bij een indikkingproces optreden.

Indien het slib in de indikker niet wordt gemengd, blijft het orthofosfaat in de ingedikt-sliblaag. Dit fosfaat komt bij een eventuele daaropvolgende slibontwatering vrij. Diffusie speelt een beperkte rol bij transport van fosfaat uit de ingedikt-sliblaag naar de bovenstaande waterlaag (overloopwater van de indikker). Bij turbulentie kan het fosfaat uit de ingedikt-sliblaag naar het overloopwater worden getransporteerd. De hoeveelheid overloopwater en de daarin aanwezige fosfaatvracht zullen bovendien afhankelijk zijn van de indikgraad van het slib.

De afvoer van afgegeven fosfaat via het overloopwater wordt bevorderd door intensieve menging, sterk fluctuerende toevoer- en afvoerstromen en menging van de inhoud van de indikker door toevoeging van effluent (geurbestrijding).

In een systeem met voorbezinking kan het secundaire bio-P spuislib gezamenlijk worden ingedikt met primair slib. De P-afgifte van het spuislib wordt hierbij versterkt door de aanwezigheid van een snel afbreekbare koolstofbron.

Mechanische indikking

Tijdens mechanische indikking via een centrifuge, indiktrommel of bandfilter vindt nauwelijks tot geen P-afgifte plaats. Bij de volgende twee omstandigheden kan P-afgifte wel optreden, ondanks de korte verwerkingstijd in de indikmachines:

- *aanwezigheid van buffers.* Indien voorafgaand aan verwerking in de machine het slib (periodiek) wordt gebufferd, bijvoorbeeld vanwege een discontinue bedrijfsvoering van de machine, ondergaat het spuislib relatief lange anaërobe omstandigheden;
- *onttrekking als retourslib.* Indien in de sliblaag van de nabezinktank P-afgifte optreedt (4.4.3), en het spuislib wordt onttrokken als retourslib, zal P-terugvoer met het filtraat of centraat van de machine plaatsvinden.

Slibstabilisatie

Zowel bij anaërobe als aërobe slibstabilisatie vindt door de hoge temperatuur en lange verblijftijd een volledige afbraak van het polyfosfaat plaats. Bovendien komt het organisch gebonden fosfaat uit celwanden etc. ook vrij uit de afbraak (lysis) van cellen dan wel drogestof.

De netto fosfaatafgifte in de gisting is een resultante van fosfaatafgifte en binding van het fosfaat aan metalen zoals ijzer, aluminium, magnesium en calcium. Deze metalen zijn afkomstig uit het afvalwater en worden met het slib in de gisting gebracht. Daarbij wordt bij het bio-P proces extra magnesium opgenomen als tegenion van polyfosfaat. Tijdens de afbraakprocessen in de gisting komen deze metalen uit het slib vrij en kunnen een rol spelen bij de 'spontane' binding van fosfaat.

De praktijkwaarnemingen met betrekking tot deze spontane fosfaatbinding in de gisting zijn verschillend. Zo wordt in Duitsland veelal een geringe fosfaatterugvoer vanuit de slibgisting waargenomen als gevolg van de spontane fosfaatbinding. Een deel van het fosfaat wordt vastgelegd als MAP (magnesium-ammonium-fosfaat). Een groter gedeelte van het fosfaat in de

gisting is gebonden aan aluminium. Zeolieten (aluminumsilicaten) in het afvalwater, afkomstig van wasmiddelen, spelen waarschijnlijk een belangrijke rol bij de fosfaatbindingsprocessen door precipitatie van fosfaat aan aluminium en/of adsorptie van fosfaat aan zeolieten.

Het mechanisme en de voorwaarden voor de afbraak van zeolieten, het vrijkomen van aluminium en de spontane fosfaatbinding zijn nog niet duidelijk. Zeolieten hebben een katalytische werking bij verschillende precipitatiereacties en kunnen door ionenwisseling grote hoeveelheden calcium bevatten. Op basis van theoretische beschouwing van de chemische bindingsmogelijkheden in een gisting, kan een groot deel van het fosfaat in de gisting worden gebonden (Ref. 23).

Na-indikking, ontwatering

Bij slibstabilisatieprocessen zelf treedt geen P-terugvoer op naar de hoofdstroom aangezien er geen slibwaterscheiding plaatsvindt. Dit gebeurt pas bij de eventuele na-indikking of ontwatering van het gestabiliseerde slib.

Bij na-indikking in een gravitatie-indikker of ontwatering van het uitgegiste slib in een centrifuge of zeefbandpers, zal het overloopwater, centraat of filtraat de ortho-fosfaatconcentratie bevatten die in de gisting heerst. Bij afwezigheid van een spontane fosfaatbinding of een actieve binding door dosering van chemicaliën aan het uitgegiste slib, kunnen de ortho-fosfaatconcentraties hoog zijn (tot enkele honderden mg P/l). De fosfaatvracht via ontwatering zal daarmee aanzienlijk kunnen zijn. Vanwege het verschil in einddrogestofgehalte (4-5% bij na-indikking versus 18-25% bij ontwatering) zal bij na-indikking de feitelijke terugvoer van fosfaat in vracht relatief gering zijn.

Bij ontwatering door filterpersen daarentegen, waarbij kalk en ijzerzout als conditioneringschemicaliën worden gebruikt, zal de fosfaatterugvoer als gevolg van actieve binding van het afgegeven fosfaat vrijwel nihil zijn.

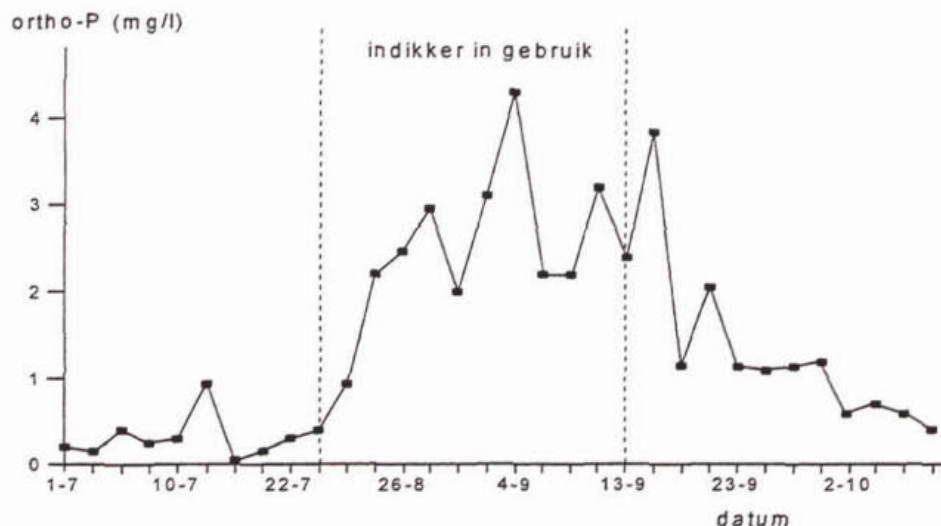
Bij directe ontwatering van secundair spuislib, eventueel voorafgegaan door directe mechanische indikking, zal de P-terugvoer vanwege de snelle verwerkingstijd nihil zijn. Bij toepassing van een (tussen)buffer voor het (ingedikte) spuislib, voorafgaand aan de ontwatering, zal het voorkomen van P-afgifte echter weer (ten dele) teniet worden gedaan.

Mechanische ontwatering van gravitair ingedikt bio-P slib zal leiden tot een relatief hoge fosfaatterugvoer, aangezien de spontane fosfaatbinding door afwezigheid van het vrijkomen van metalen uit slibafbraak, vrijwel niet zal optreden.

4.5.3 Nederlandse en buitenlandse ervaringen

In Ref. 23 zijn vele Nederlandse en buitenlandse praktijkervaringen met P-terugvoer uit de slibverwerking zowel kwalitatief als kwantitatief uitgebreid beschreven. De diverse praktijkervaringen op dit gebied zijn duidelijk verschillend. Uit de inventarisatie blijkt dat bij rwzi's zonder voorbezinking de fosfaatterugvoer bij gravitatie-indikking zonder chemicaliëndosering varieert van 2-30% van de influent-fosfaatvracht. Het aandeel van het overloopwater van de indikker in de fosfaatterugvoer kan aanzienlijk zijn (10-50% van het afgegeven fosfaat).

Bij sommige rwzi's had de interne fosfaatbelasting geen invloed op de effluent-fosfaatconcentratie in het effluent. Blijkbaar was de fosfaatverwijderingscapaciteit van deze rwzi's voldoende hoog om de extra P-aanvoer te verwerken. Bij andere rwzi's bleek de interne fosfaatbelasting wel tot een verhoging van de fosfaatconcentratie in het effluent te leiden (afbeelding 21).



Afbeelding 21
Effect van gravitaire indikking van bio-P slib op de ortho-fosfaatconcentratie in het effluent

De ervaringen met P-terugvoer uit bio-P installaties met voorbezinking en gisting zijn in Nederland gering. In enkele gevallen was er sprake van aanvullende chemicaliëndosering in de waterlijn of in de sliblijn waardoor de terugvoer van fosfaat in de praktijk zeer gering was. In Duitsland waar veel bio-P rwzi's met gisting zijn uitgerust, is de fosfaatterugvoer relatief gering. Ongeveer 15% van de influentfosfaatvrucht wordt teruggevoerd. De eerder genoemde 'spontane' fosfaatbinding in gistingstanks is de reden van deze geringe terugvoer.

4.5.4 Maatregelen ter voorkoming van fosfaatterugvoer uit de slibverwerking

Bij bio-P rwzi's kan ongewenste P-terugvoer uit de slibverwerking worden tegengegaan, dan wel worden beperkt, door één van de volgende maatregelen of een combinatie daarvan:

- *Andere keuze van indikkingsproces.* Mechanische indikking via een centrifuge of bandfilter ligt hierbij het meest voor de hand. Indien vanuit het oogpunt van bedrijfsvoering van de indikmachine een constant drogestofgehalte gewenst is, heeft rechtstreekse onttrekking uit de beluchtingstank de voorkeur boven de keuze voor een slibbuffer. Via het beluchten van de slibbuffer zou de P-afgifte overigens wel kunnen worden beperkt. Naast het kiezen voor een mechanische slibindikking kan ook worden overwogen om flotatie-indikking toe te passen. Bij deze techniek, waarbij het slib voor een langere periode aëroob blijft door toediening van fijne luchtbellen (Dissolved Air Flotation - DAF) of anoxisch door toedienen van nitraat in de vorm van kalksalpeter, wordt de secundaire P-afgifte beperkt. Deze flotatie-indikmethoden worden nauwelijks in Nederland toegepast.
- *Gecontroleerde bedrijfsvoering van een gravitatie-indikker.* Indien toch voor een gravitaire indikking van het bio-P slib wordt gekozen, is het handhaven van een korte verblijftijd in de indikker waarmee de P-afgifte wordt beperkt van belang. De verblijftijd staat echter in relatie tot het indikresultaat en kan in veel gevallen niet worden verlaagd, wegens een slechter indikresultaat. Soms fungeert de indikker ook als buffer waardoor de verblijftijd niet kan worden verkort. Afvoer van vrijgekomen fosfaat met het overloopwater kan worden beperkt door een rustige bedrijfsvoering van de indikker.
- *Gescheiden stabilisatie van primair en secundair slib.* Overwogen kan worden om alleen het primaire slib te vergisten en het secundaire bio-P slib rechtstreeks mechanisch in te dikken dan wel te ontwateren. P-terugvoer wordt hiermee voorkomen. Gescheiden stabilisatie van het primaire en secundaire slib is ook mogelijk. Maar een na-indikkings- of ontwateringsstap van het uitgegiste secundaire slib is dan, behoudens het optreden van

een hoge spontane fosfaatbinding of het toepassen van een actieve fosfaatbinding (dosering van chemicaliën), niet mogelijk.

- *Actieve binding van orthofosfaat via chemische precipitatie.* Via dosering van chemicaliën kan het orthofosfaat worden vastgelegd waardoor het uiteindelijk als slib wordt afgevoerd. De dosering kan op verschillende plaatsen in de sliblijn plaatsvinden. De mogelijkheden in een systeem met en zonder voorbezinking, zijn in tabel 5 en 6 weergegeven.

Tabel 5
P-afgifte en chemicaliëndosering in een systeem zonder voorbezinking

onderdeel van rwzi	P-afgifte	o-P in slibwater	mogelijkheden voor actieve fosfaatbinding in het systeem	
			1	2
indikking ¹⁾	Ja	Ja	Fe ²⁾	
ontwatering	Nee	Ja		Fe ³⁾

1) Bij mechanische indikking vindt geen P-afgifte plaats.
 2) Dosering in indikker. Bij alleen dosering in het overloopwater zal ook dosering in de volgende ontwateringsstap moeten plaatsvinden om al het afgegeven fosfaat te binden.
 3) Fosfaat dat met het overloopwater van de voorindikker wordt afgevoerd, wordt niet gebonden.

Tabel 6
P-afgifte en chemicaliëndosering in een systeem met voorbezinking

onderdeel van rwzi	P-afgifte	o-P in slibwater	mogelijkheden voor actieve fosfaatbinding in het systeem			
			1	2	3	4
Voorindikking bio-P slib ¹⁾	Ja	Ja	Fe ²⁾			
Gisting	Ja	Ja ³⁾		Fe ⁴⁾		
Na-indikking	Nee	Ja ³⁾			Fe ⁴⁾	
Ontwatering ⁵⁾	Nee	Ja ³⁾				Fe ⁶⁾

1) Bij mechanische indikking vindt geen P-afgifte plaats.
 2) Dosering in indikker. Bij alleen dosering in het overloopwater zal ook dosering in de volgende stap moeten plaatsvinden om al het afgegeven fosfaat te binden.
 3) De hoeveelheid is ondermeer afhankelijk van de mate van spontane fosfaatbinding in de gisting.
 4) Fosfaat dat met het overloopwater van de voorindikker wordt afgevoerd, wordt niet gebonden.
 5) Bij ontwatering via een filterpers is de fosfaatconcentratie in het slibwater vrijwel nihil.
 6) Fosfaat dat met het overloopwater van de voor- en na-indikker wordt afgevoerd, wordt niet gebonden.

In het algemeen wordt een (driewaardig) ijzerzout gedoseerd. Bij dosering aan de gisting wordt tevens het sulfide gebonden. De doseringshoeveelheid van het ijzerzout in de sliblijn bedraagt in de praktijk circa 1,5 mol Fe per mol afgegeven P. Een alternatief voor ijzerzoutdosering aan de slibgisting is het gebruik van drinkwaterslib (ijzerhydroxide).

Om het negatieve effect van de P-terugvoer uit de slibverwerking tegen te gaan, kan ook aanvullende dosering in de waterlijn plaatsvinden (4.6).

4.6 Bio-P proces en aanvullende chemische P-verwijdering

4.6.1 Inleiding

Het bio-P proces is afhankelijk van de groei van PAO's. In een aantal gevallen is de CZV:P-verhouding van het binnenkomende afvalwater of de biologische slibproductie als gevolg van een zeer laag gekozen slibbelasting, zodanig beperkend dat de productie van PAO's

onvoldoende is om al het fosfaat biologisch te verwijderen. Aanvullende dosering van chemicaliën is dan mogelijk of noodzakelijk om te kunnen voldoen aan de gestelde fosfaateis.

Bij deze combinatie is, afhankelijk van de biologisch verwijderde hoeveelheid fosfaat, een gereduceerde hoeveelheid chemicaliën benodigd in vergelijking met een proces waarbij alleen via chemische precipitatie het fosfaat wordt vastgelegd. Me/P-verhoudingen van 0,2 tot 0,5 mol/mol kunnen bij zo'n combinatie voldoende zijn. De nadelen die verbonden zijn aan chemische P-verwijdering (1.4) zullen als gevolg van de gereduceerde chemicaliëndosering verminderen.

Het fosfaat dat chemisch is vastgelegd zal bij lange anaërobe verblijftijden in de slibverwerking, in tegenstelling tot het biologisch opgeslagen fosfaat, niet meer in oplossing gaan en niet worden teruggevoerd met de interne stromen.

De combinatie is vaak zo uitgevoerd dat chemische precipitatie als een soort 'standby' fosfaatverwijderingstechniek fungeert. Dosering van chemicaliën zal pas plaatsvinden als het fosfaatgehalte in het effluent, dat handgemeten of via een on-line fosfaatmonitoring wordt bepaald, een bepaalde waarde overschrijdt.

4.6.2 *Aanvullende chemische defosfatering en de biochemie van het bio-P proces*

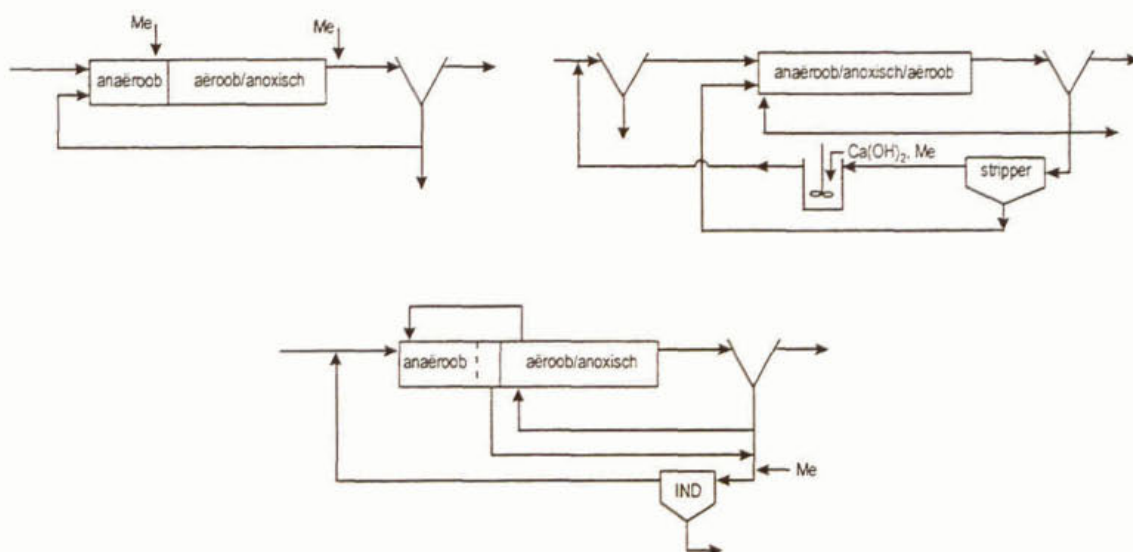
De dosering van chemicaliën aan een bio-P proces is vanuit biochemisch oogpunt kritisch en moet derhalve een goed gecontroleerde dosering zijn. Indien de dosering te hoog is zal het orthofosfaat chemisch worden vastgelegd en niet meer beschikbaar zijn voor de PAO's om polyfosfaat te vormen. Als dit opslagpolymeer beperkend wordt dan is de PAO niet meer in staat om in de anaërobe omstandigheden substraat op te nemen met als gevolg dat het concurrentievoordeel ten opzichte van de niet-PAO's verminderd. Bovenstaande houdt in dat bij aanvullende simultane dosering het gevaar van een negatieve spiraal ontstaat: teveel dosering → beperking polyfosfaatopname → minder PAO's → minder fosfaat biologisch verwijderd → hogere dosering noodzakelijk → minder PAO's → etc.

4.6.3 *Plaats van de additionele dosering*

De toegepaste chemicaliën, ijzer- of aluminiumzouten kunnen in het actiefslibproces (waterlijn, hoofdstroom) worden gedoseerd. Er is dan sprake van aanvullende simultane fosfaatverwijdering. De combinatie van een bio-P proces met voorprecipitatie ligt niet voor de hand. Bij dosering in het actiefslibproces zijn twee mogelijke doseerplaatsen te onderscheiden (afbeelding 22):

- *aan het eind van de anaërobe periode.* Uit het oogpunt van precipitatie kan dosering het best plaatsvinden daar waar de ortho-fosfaatconcentratie het hoogst is. Het gevaar van polyfosfaatbeperking is op deze doseerplaats echter het grootst (4.6.2);
- *in de aërobe periode,* bijvoorbeeld ter hoogte van de overstort naar de nabezinktanks. Gezien de lagere fosfaatconcentratie zal in principe een hogere doseerverhouding nodig zijn dan in vergelijking met dosering aan het eind van de anaërobe periode. Bij een directe sturing van de metaalzoutdosering aan het fosfaatgehalte in het effluent via on-line monitoring van het effluent is deze doseerplaats te verkiezen boven het einde van de anaërobe periode.

Een goede menging van het metaalzout met het actief slib is bij iedere doseerplaats noodzakelijk. Dit betekent dat het metaalzout bijvoorbeeld bij een overstort (van een verdeelwerk), bij een continu draaiende menger of puntbeluchter of bij een speciaal voor dit doel geplaatste menger gedoseerd dient te worden.



Afbeelding 22

Doseerplaatsen voor aanvullende chemische dosering: dosering in het actiefslibproces (linksboven), dosering in een deelstroomproces (rechtsboven) en deelstroomdosering in een BCFS-proces (onder). IND = indikker, Me = metaalzoutdosering.

Om de accumulatie van chemisch slib in het biologische slib en de daaraan verbonden nadelen op te heffen is dosering in de sliblijn een alternatief. Dit betekent dat de aanvullende chemische dosering wordt ontkoppeld met het biologische actiefslibproces. Bio-P verwijdering in een deelstroomproces is hier een voorbeeld van. Het fosfaat wordt dan, nadat het geaccumuleerd is in de PAO's, in een zogenaamde strippertank vrijgemaakt. Vervolgens wordt het orthofosfaat chemisch vastgelegd. (Een deel van) het slib wordt weer naar de hoofdstroom teruggevoerd. Naast metaalzouten zijn hierbij ook andere chemicaliën, bijvoorbeeld kalk, of andere fysisch-chemische methoden denkbaar, bijvoorbeeld een korrelreactor. Het principe van een aanvullende chemische dosering in de sliblijn is gepresenteerd in afbeelding 22. Zie ook 4.5.4, waarin dosering van metaalzouten aan slibverwerkingsprocessen beschreven staat, ter voorkoming van ongewenste P-afgifte in de slibverwerking.

Een ander alternatief voor ont koppeling van de aanvullende chemische dosering met het actiefslibproces is in afbeelding 22 (onder) weergegeven. Hierbij vindt aan het einde van de anaërobe fase in de waterlijn slibbezinking plaats. Dit vindt plaats in een apart compartiment van de anaërobe tank of via het periodiek uitzetten van de mixers in de anaërobe tank. Het anaërobe supernatant met een relatief hoge fosfaatconcentratie wordt onttrokken aan de waterlijn en geprecipiteerd tezamen met het surplus-slib in een gravitatie-indikker. Deze wijze van aanvullende dosering wordt toegepast in het BCFS-proces (5.6 en bijlage 6).

4.7 Bio-P proces en regelaspecten

Verschillende metingen zijn bekend die kunnen worden toegepast om het bio-P proces te regelen en daarmee de bedrijfsvoering van de rwzi met betrekking tot de fosfaatverwijdering verder te optimaliseren. Naast meting van zuurstof, nitraat en fosfaat zijn ook metingen zoals de redoxpotentiaal en de troebelings (O_2 -minimator) inmiddels in de praktijk toegepast.

Het aantal langdurige praktijkervaringen met regeling van bio-P is in Nederland duidelijk toegenomen. Het signaal van de verschillende monitoren wordt daarbij niet alleen meer ingezet voor registratiedoeleinden maar steeds vaker toegepast in de regeling van het bio-P proces. Het is echter niet altijd mogelijk gebleken om het effect van de metingen en regelingen op de

fosfaateffluentkwaliteit te kwantificeren, vaak als gevolg van het ontbreken van een referentiesituatie.

De praktijkervaringen laten zien dat de diverse meetapparaten en de signalen daarvan voldoende betrouwbaar zijn en bruikbaar voor toepassing in een regeling. Preventief onderhoud aan de meetapparatuur is in alle gevallen noodzakelijk om een betrouwbaar signaal te kunnen blijven garanderen (Ref. 2).

De regeling van de biologische stikstofverwijdering vormt, juist vanwege de interactie met het bio-P proces, vaak de basis voor regeling van het bio-P proces. Het regelen en handhaven van een laag nitraatgehalte in het retourslib bij een bio-P proces volgens het Phoredox-principe en in het actief slib in de voordennitrificatietank bij een bio-P proces volgens het UCT-principe, is voor een goed en stabiel bio-P-rendement van groot belang. Door handhaving van een laag nitraatgehalte komt het snel afbreekbaar CZV in het afvalwater in de anaërobe tank zoveel mogelijk ten goede aan de PAO's (2.7.4).

De basis van de stikstof-(nitraat)-regeling is vrijwel altijd de beluchtingsregeling, al of niet gecombineerd met een regeling van een interne recirculatiestroom naar een anoxische tank. De regeling van de beluchting en of recirculatie vindt dan plaats op basis van een on-line zuurstof- of redoxmeting al of niet in combinatie met een on-line ammonium- en/of nitraatmeting.

De noodzaak voor een stabiele beluchtingsregeling komt onder meer tot uiting bij het fenomeen 'overbeluchting' (2.4). Wanneer in een periode van onderbelasting bijvoorbeeld als gevolg van RWA-omstandigheden en/of een lage afvalwateraanvoer (weekend) er teveel beluchting plaatsvindt, resulteert dit bij een onstabiele stikstofregeling vaak in hoge nitraatgehalten in effluent en daarmee retourslib en/of recirculatieslib.

Naast regeling van de beluchting zijn er ook andere mogelijkheden voor het regelen van het bio-P proces bekend. Andere regelmogelijkheden zijn:

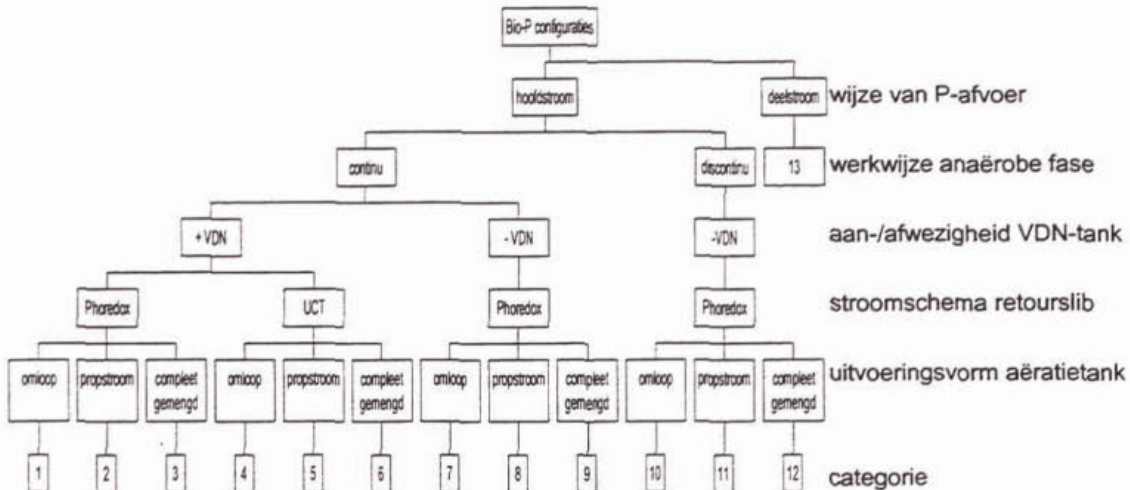
- *regeling van het recirculatie-debiet naar de anaërobe tank* op basis van een on-line nitraatmeting en/of het signaal van een redoxmeting. Deze regeling vindt plaats bij een bio-P proces volgens het UCT-principe. Regelingen van het retourslib - bij het Phoredox-principe - zijn veel beperkter gezien de beïnvloeding van het nabezinkproces;
- *regeling van de lengte van de anaerobe contacttijd* op basis van het signaal van een redoxmeter of een O₂-minimator. Deze regeling vindt met name plaats bij bio-P uitvoeringsvormen die een discontinue anaërobe fase hebben in plaats van een 'vaste' anaërobe tank;
- *regeling van de chemicaliëndosering voor aanvullende simultane precipitatie* op basis van het signaal van een on-line fosfaatmeting. Belangrijk hierbij is dat een overdosering van chemicaliën wordt voorkomen (4.6.2). De aanvullende chemicaliëndosering kan ook via handinstellingen worden geregeld. Op basis van een handgemeten fosfaatgehalte wordt de doseringshoeveelheid aangepast. In een koppeling van het doseerdebiet met het binnenkomende influent wordt ook vaak voorzien.

Voor een meer specifieke invulling van een procesregeling binnen een bio-P proces wordt ook verwezen naar hoofdstuk 5 waarin voor iedere beschreven rwzi de procesregeling nader is uitgewerkt.

5 BIO-P ZUIVERINGSSYSTEMEN IN NEDERLAND

5.1 Selectie van systemen

In dit hoofdstuk zijn twaalf geselecteerde Nederlandse rwzi's beschreven die een bedrijfsvoering kennen volgens het bio-P proces. De selectie van deze bio-P zuiveringsinstallaties is gebaseerd op een indeling die uitvoeringsvormen van het bio-P proces, en veel in Nederland voorkomende zuiveringssystemen, rangschikt. Deze indeling, toegelicht in 4.1 en 4.2 van dit handboek, is geschematiseerd weergegeven in afbeelding 23.



Afbeelding 23
Indeling bio-P zuiveringsinstallaties. VDN = voordennitrificatietank.

Via deze indeling zijn dertien categorieën van bio-P zuiveringsinstallaties te onderscheiden. De Nederlandse rwzi's met een bio-P bedrijfsvoering, in totaal circa 50 (stand 2000) kunnen in deze dertien categorieën worden ingedeeld. In tabel 7 is een overzicht weergegeven van een groot aantal Nederlandse bio-P zuiveringsinstallaties. Hieruit is een voor de Nederlandse situatie representatieve selectie gemaakt. Hierbij zijn een significante periode met een ongestoorde bedrijfsvoering en het voorhanden zijn van voldoende bedrijfsresultaten als extra uitgangspunten gehanteerd, eventueel aangevuld met aanvullende onderzoeksresultaten met betrekking tot bio-P.

Van elke rwzi is het volgende vermeld:

- een *procesbeschrijving*. Hierin is kort weergegeven uit welke procesonderdelen de water- en sliblijn van de rwzi bestaan. De nadruk ligt hierbij op het actiefslibproces en de verwerking van het bio-P spuislib. Een op schaal weergegeven schema van de actiefslibtank(s) geeft een aantal uitvoeringsaspecten van het bio-P proces weer;
- *ontwerp- en dimensioneringsaspecten*. Hierin zijn naast de hydraulische en biologische ontwerpbelasting en effluenteisen enkele algemene ontwerpkenntallen gepresenteerd (waaronder de anaërobie contacttijd) die van belang zijn voor het bio-P proces. Ook zijn enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks vermeld, waaronder de anaërobie tank;
- *ontwerpaspecten voor bio-P*. Hier is meer in detail ingegaan in hoeverre bij het ontwerp en uitvoering van de anaërobie tank, de procesregeling, de slibverwerking en de chemicaliëndosering, rekening is gehouden met de keuze voor het bio-P proces;
- *de resultaten van een ongestoorde bedrijfsvoering*. Naast een presentatie van de in- en effluentgegevens over een representatieve periode zijn de resultaten van fosfaatafgifte-

en opnametesten vermeld; uitgevoerd volgens het voorschrift in bijlage 2. Ook is de terugvoer van orthofosfaat uit de sliblijn gekwantificeerd weergegeven; dit vormt de interne fosfaatbelasting. Voor zover gerelateerd aan het functioneren van het bio-P proces, zijn ervaringen tijdens de opstartperiode en eventueel tijdens storingen weergegeven.

Tabel 7

Overzicht van een aantal bio-P installaties in Nederland, gerangschikt naar de categorie-indeling uit afbeelding 23. *Cursief* weergegeven rwzi's bezitten voorbezinking. De geselecteerde rwzi's voor het handboek zijn weergegeven in vet. (T) wordt binnenkort in bedrijf gesteld dan wel gebouwd.

cat.	rwzi	beheerder
1	<i>Amersfoort, Soest-Baarn, Veenendaal</i> <i>Nieuwe Waterweg (T)</i> Groesbeek Katwoude Leidsche Rijn Bellingwolde, <i>Assen (T)</i> Alphen Kerk en Zanen, Bodegraven, Gouda, Lisse, Zwaanshoek <i>Apeldoorn (T), Harderwijk (T)</i> <i>Kralingseveer</i> Coevorden, Sleen Uithuizermeeden Asten, Dinther (T), Vinkel	Ws Vallei en Eem HHs Delfland Zs Rivierenland HHs Uitwaterende Sluizen HHs De Stichtse Rijnlanden Ws Hunze en Aa's HHs Rijnland Ws Veluwe HHs Schieland Ws Velt en Vecht Ws Noorderzijlvest WS de Aa
2	<i>Almelo-Vissedijk, Enschede-West, Goor, Losser, Oldenzaal</i> Alkmaar Goedereede, Hellevoetsluis, Hoogvliet <i>Huizen, Maarssen (T)</i> Putte <i>Arnhem-Zuid</i> <i>Nieuwgraaf</i> Zeewolde <i>Dongemond (T)</i> <i>Susteren</i> <i>Den Bosch</i>	Ws Regge en Dinkel HHs Uitwaterende Sluizen Zs Hollandse Eilanden en Waarden HHs Amstel, Gooi en Vecht HHs West-Brabant Zs Rivierenland Ws Rijn en IJssel Ws Zuiderzeeland HHs van West-Brabant Zs Limburg Ws de Maaskant
3	Krimpen Sliedrecht, Alblasterdam Land van Cuijk <i>Boxtel (T)</i>	Zs Hollandse Eilanden en Waarden Ws de Maaskant Ws de Dommel
4	Dalfsen, <i>Deventer (T)</i> , Genemuiden, Hessepoort (T) Dedemsvaart (T), Hardenberg , Ommen Vollenhove <i>Breukelen</i>	Ws Groot Salland Ws Velt en Vecht Ws Reest en wieden HHs De Stichtse Rijnlanden
5	<i>Holten</i> <i>Raalte (T)</i> <i>Steenwijk</i>	Ws Rijn en IJssel Ws Groot Salland Ws Reest en Wieden
7	Beemster , Wervershoof Bennekom, <i>Ede</i> Blaricum Dreumel, Haaften, Lienden, Millingen Brummen, Elburg , Heerde Denekamp, Haaksbergen, Hengevelde, Nijverdal, <i>Tubbergen</i> Papendrecht, Oud-Beijerland , Vianen Venlo	HHs Uitwaterende Sluizen Ws Vallei en Eem HHs Amstel, Gooi en Vecht Zs Rivierenland Ws Veluwe Ws Regge en Dinkel Zs Hollandse Eilanden en Waarden Zs Limburg

7 vervolg	Driebergen, Houten <i>Etten, Zutphen</i> <i>Meppel</i> Almere Groenedijk, Kortenoord Eelde Haaren, Hapert	HHs De Stichtse Rijnlanden Ws Rijn en IJssel Ws Reest en Wieden Ws Zuiderzeeland HHs Schieland Ws Noorderzijlvest Ws de Dommel
9	Ursum Camperland-Polder, St. Maartensdijk, Verseput, Waarde Kloosterzande, <i>Terneuzen</i> Druten Stolwijk	HHs Uitwaterende Sluizen Ws Zeeuwse Eilanden Ws Zeeuws-Vlaanderen Zs Rivierenland Zs Hollandse Eilanden en Waarden
10	Berkel, Rodenrijs Aalst, Beesd, Culemborg, Gorinchem-Oost, Valburg, Zetten Almelo-Sumpel, Delden, Enter, Glanerbrug, Den Ham, Ootmarsum, Rijssen, Vroomshoop, Westerhaar Bergambacht Woudenberg Lichtenvoorde	HHs Delfland Zs Rivierenland Ws Regge en Dinkel Zs Hollandse Eilanden en Waarden Ws Vallei en Eem Ws Rijn en IJssel
12	Bunnik, Lopik Maastricht-Boscherveld Borculo Breskens, Oostburg, Retranchement	HHs De Stichtse Rijnlanden Zs Limburg Ws Rijn en IJssel Ws Zeeuws-Vlaanderen
13	Bommelerwaard <i>Dronten</i> Geestmerambacht Haarlem-Waarderpolder	Zs Rivierenland Ws Zuiderzeeland HHs Uitwaterende Sluizen HHs van Rijnland

5.2 Rwzi Amersfoort

5.2.1 Procesbeschrijving

De rwzi Amersfoort is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

Waterlijn

Via vrijvervalriolen (25%) en persleidingen (75%) wordt het afvalwater op de rwzi aangevoerd. Na passage van een roostergoedinstallatie wordt het afvalwater over een voorbezinktank geleid, waarna het via een selector/anaërobe tank in de in het beluchtingscircuit opgenomen voordennitrificatietank stroomt. Nitraatrijk actief slib van het beluchtingscircuit wordt gerecirculeerd over de voordennitrificatietank. Vanuit de voordennitrificatietank stroomt het actief slib naar het beluchtingscircuit (type Carrousel). Simultaan wordt een aluminiumzout gedoseerd voor aanvullende chemische fosfaatverwijdering en, indien nodig, voor verbetering van de slibbezinkbaarheid.

De afloop van het circuit stroomt naar drie nabezinktanks. Het retourslib wordt voor een deel teruggevoerd naar de selector. Het overige deel wordt rechtstreeks in de voordennitrificatietank gebracht.

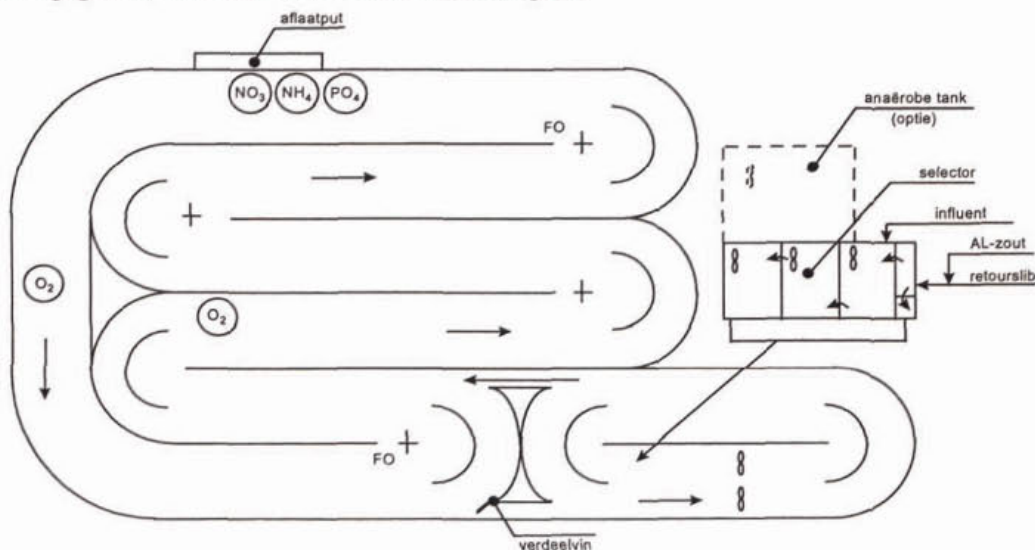
Circa één derde deel van het binnenkomende afvalwater wordt momenteel nog in een bestaande oxydatiebedinrichting met voorprecipitatie behandeld.

Sliblijn

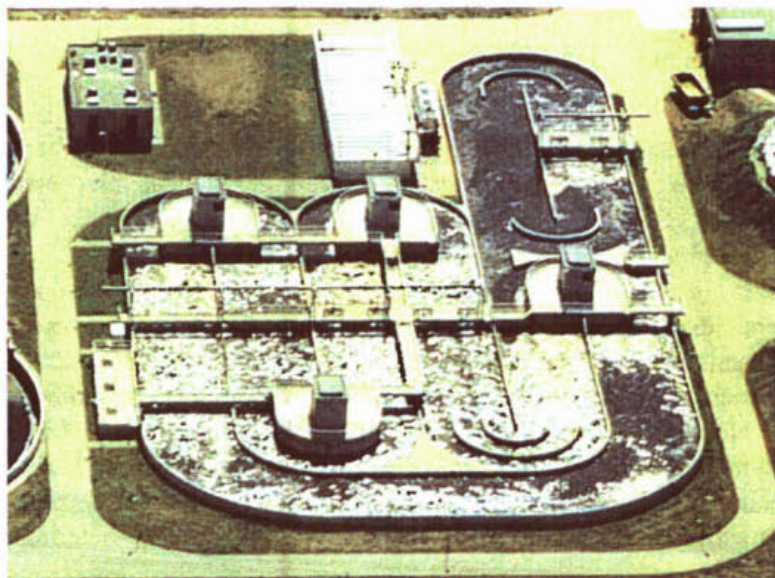
Het primair slib uit de voorbezinktank wordt na passage van een hydrocycloon voor zandverwijdering en via een gravitatie-indikker naar de slibgisting gepompt.

Het surplusslib wordt onttrokken uit het beluchtingscircuit, ingedikt met behulp van bandindikers en vervolgens naar de slibgisting gepompt. Het uitgedikte slib wordt na opslag in een buffertank met behulp van centrifuges ontwaterd. De gisting en de nageschakelde ontwateringscentrifuges ontvangen en verwerken ook het slib van de oude zuiveringsinrichting en extern aangevoerd zuiveringslib. De interne retourstromen van de slibverwerking worden ná het rooster in het proces teruggevoerd.

Een schematische weergave van de selector en actiefslibtank staan in afbeelding 24 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 25.



Afbeelding 24
Schematische weergave selector en beluchtingscircuit, rwzi Amersfoort



Bron: Photo Holland

Afbeelding 25
Bovenaanzicht selector en beluchtingscircuit, rwzi Amersfoort

5.2.2 *Ontwerp en dimensionering*

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Amersfoort zijn in tabel 8 gepresenteerd.

Tabel 8
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Amersfoort (nieuwe inrichting)

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	2.140
	RWA	m ³ /h	5.930
	gem.dagdebiet	m ³ /d	35.500
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	193.000
	CZV	kg/d	18.900
	BZV	kg/d	6.300
	zwevende stof	kg/d	9.700
afloop voorbezinktank	N _{Kj}	kg/d	1.700
	P-totaal	kg/d	255
	CZV	kg/d	14.430
	BZV	kg/d	4.720
	zwevende stof	kg/d	5.140
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 1
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib		
	biologisch	kg BZV/(kg d.s.d)	0,048
	slibgehalte actiefslibproces		
	totaal	g/l	4,5
	contacttijd selector/anaërobe tank (DWA)	min	15
	SVI slibbezinking	ml/g	115
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	1.590
aanvullende chemische dosering			
type chemicalie	-	AlCl ₃	

Uit een influentkarakterisering blijkt dat circa 45% van de CZV-totaalfractie van de afloop van de voorbezinktank uit snel biodegradeerbaar opgelost CZV (= S_s -fractie) bestaat.

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 9 gepresenteerd.

Tabel 9
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Amersfoort

tank		eenheid	waarde
selector / anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	855
	aantal compartimenten per tank	-	3
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	influent over selector	%	100
	retourslib over selector	%	30-70
voordenitrificatietank	totaal netto volume	m ³	3.800
	karakteristiek	-	omloop
	retourslib naar voordenitrificatietank	%	70-30
beluchtingscircuit	totaal netto volume	m ³	15.200
	karakteristiek	-	omloop

5.2.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector/anaërobe tank

Het actiefslibproces is voorzien van een onbeluchte selector / anaërobe tank. Het niet-beluchten van de selector voorkomt dat snel afbreekbare componenten die van belang zijn voor het bio-P proces en denitrificatie, aëroob worden verwijderd. De selector is gecompartmenteerd. Door deze compartimentering bestaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib.

Op basis van praktijkervaringen met het bio-P proces bij andere rwzi's is besloten de functie van selector en anaërobe tank te combineren. In het ontwerp is rekening gehouden met het bijbouwen van een separate anaërobe tank waardoor de anaërobe contacttijd kan worden verlengd tot circa 30 minuten.

De mogelijkheid bestaat om het retourslib dat rechtstreeks naar de voordenitrificatietank wordt gevoerd, door middel van verdeelschuiven te variëren. Hiermee kan de anaërobe contacttijd in deze tank worden beïnvloed.

Procesregeling

Regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de N-totaalverwijdering in het beluchtingscircuit.

De eerste beluchter, gesitueerd ná de voordenitrificatietank, wordt aangestuurd door middel van een gecombineerde zuurstof- en ammoniumregeling. Bij een voldoende laag ammoniumgehalte (actueel setpoint 0,5 mg/l) wordt de beluchter uitgeschakeld. Bij een gehalte hoger dan het setpoint wordt de beluchter aangestuurd door de zuurstofmonitor benedenstreams van deze beluchter. Uitschakeling van de eerste beluchter heeft tot gevolg dat het denitrificatieproces dan wel de fosfaatopname onder anoxische omstandigheden wordt gestimuleerd. De drie overige beluchters worden aangestuurd door een zuurstofmonitor die is gesitueerd ná de aflatput in het lange been van het circuit.

De on-line nitraatmonitor dient alleen voor registratie.

Chemicaliëndosering

Aanvullende dosering van aluminiumchloride (afvalbeits, 40 g Al/l) vindt plaats in het eerste compartiment van de anaërobe tank. Bij dosering op deze plaats bestaat het gevaar dat het bio-P proces wordt geremd als gevolg van een overdosering. De dosering vindt plaats met een vast debiet, ook als er geen aanvoer plaatsvindt. Op basis van ortho-P-gehalten in het effluent vindt handmatige bijstelling van het doseerdebiet plaats.

De on-line fosfaatmeting in het beluchtingscircuit dient alleen voor registratie.

Slibverwerking

Door toepassing van een mechanische indikking en rechtstreekse onttrekking uit het beluchtingscircuit, zonder de aanwezigheid van (tussen-)slibbuffers, is de verwerkingstijd van het surplusslib kort. Daarmee wordt in het indikkingsproces afgifte van het biologisch opgeslagen fosfaat nagenoeg voorkomen.

Als gevolg van anaërobe omstandigheden in het gistingproces zal het fosfaat (voor een deel) in oplossing gaan. Doordat in de gisting ook met ijzervoorvoegprecipiteerd zuiverings-slib wordt verwerkt, zal de terugvoer van orthofosfaat via het centraat naar de waterlijn, en daarmee de negatieve beïnvloeding van het rendement van het bio-P proces, relatief gering zijn.

5.2.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De uitgebreide en aangepaste rwzi is in 1998 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode maart - september 1999 en april - juli 2000 zijn in tabel 10 gepresenteerd.

Tabel 10
Bedrijfsresultaten van de rwzi Amersfoort, 1999-2000

parameter	influent (mg/l)	afloop voorbezinking (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	203	128	4	98
CZV	536	326	42	92
N _{Kj}	51,2	53,9	3,0	94
NO _{2,3} -N			5,5	
N-totaal	51,2		8,5	83
P-totaal ¹	7,9	6,2	0,95	88
P-ortho			0,75	
zwevende stof	220	71	10	
Overige bedrijfsgegevens				
v.e. belasting		136 g TZV		125.000
slibbelasting		kg BZV/(kg d.s.d)		0,044
drogestofgehalte actiefslibproces		kg/m ³		4,5
SVI		ml/g		89
slibproductie		ton d.s./d		3,8
spec. slibproductie		kg d.s./kg BZV verw.		1,0
P-gehalte in surplusslib		g P/kg d.s.		41
opmerking: <i>cursief</i> is berekend				
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7				

Actuele anaërobe contacttijd

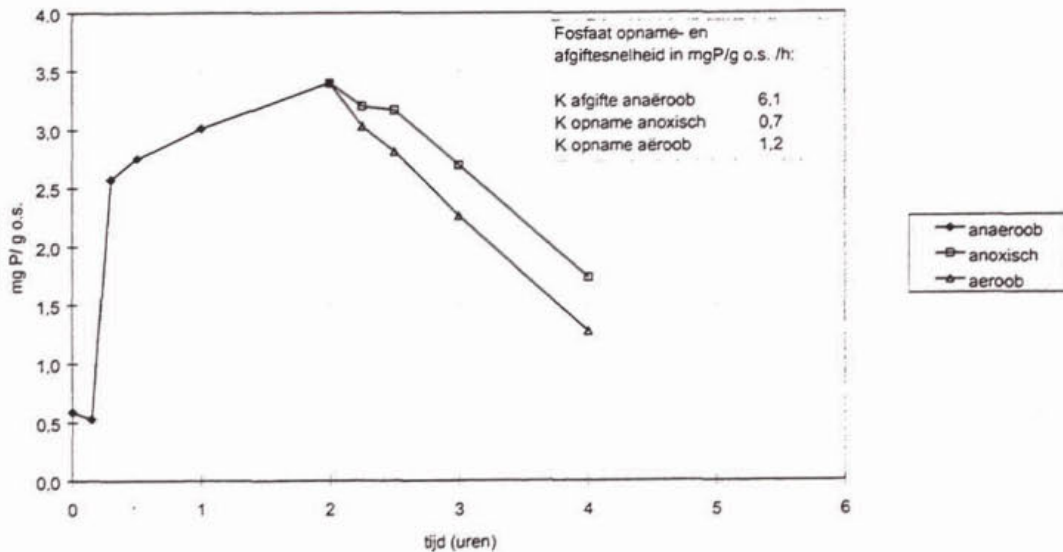
Op basis van het DWA-aanvoerpatroon bedraagt, conform het ontwerp, de anaërobe contacttijd in de selector en anaërobe tank circa 15 minuten.

Me/P-dosering

Op basis van het gemiddelde verbruik van het aluminiumzout en de totaal-P-vracht in het ruwe influent, bedraagt de gemiddelde Me/P-doseerhoeveelheid 0,25 tot 0,4 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

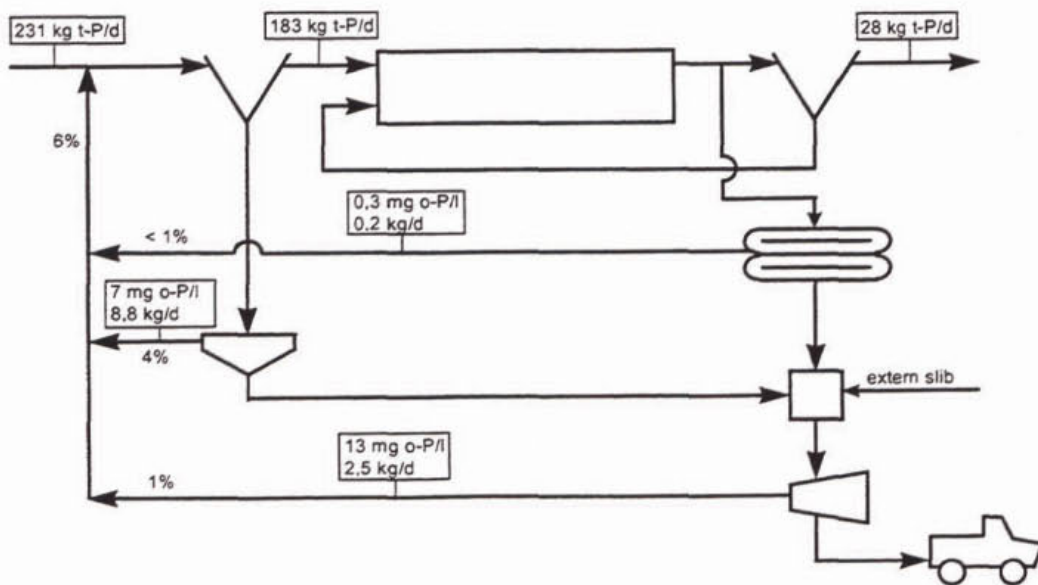
In afbeelding 26 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Amersfoort weergegeven.



Afbeelding 26
P-afgifte, P-opname slib rwzi Amersfoort

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het overloopwater, filtraat en centraat van de slibindikkings- en ontwateringseenheden voor primair, secundair en uitgestikt slib, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 27).



Afbeelding 27
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Amersfoort

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Een aanpassing van de beluchterregeling waarbij een gecombineerde zuurstof-ammoniumregeling is geïnstalleerd op de eerste beluchter en de plaats van de zuurstofopnemer in het lange been is gewijzigd, heeft geleid tot een meer stabiele nitraatverwijdering, resulterend in een stabiel fosfaatgehalte in het effluent. Tijdens RWA-omstandigheden wordt door de on-line fosfaatmeter regelmatig een piek in het orthofosfaatgehalte in het effluent gedetecteerd, variërend van 2 tot 5 mg/l. Tijdens deze omstandigheden waarbij de aanvullende chemicaliëndosering niet toeneemt, blijft zowel het ammonium- als het nitraatgehalte in het effluent laag en stabiel. Het zuurstofgehalte in het circuit is daarentegen wel laag. Waarschijnlijk is de stijging van het orthofosfaatgehalte in het effluent het gevolg van een te lage aluminiumzoutdosering. Mogelijk speelt het achterblijven van de biologische fosfaatopname door een zuurstoftekort ook een rol.

In de toekomst zal de aanvullende chemische dosering in de procesregeling worden opgenomen.

5.3 Rwzi Katwoude

5.3.1 Procesbeschrijving

De rwzi Katwoude is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, een separate voordentrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

Waterlijn

De aanvoer van afvalwater vindt plaats door middel van twee persleidingen. Beide binnenkomende afvalwaterstromen worden in de selector / anaërobe tank geleid. Hier wordt het afvalwater gemengd met een deel van het retourslib. In de selector is de stroomsnelheid zodanig dat ook de grove fractie van het in het afvalwater aanwezige zand in de selector kan bezinken. Het slib/watermengsel stroomt vervolgens naar de in het beluchtingscircuit opgenomen voordentrificatietank. Nitraatrijk actief slib van het beluchtingscircuit wordt gerecirculeerd over de voordentrificatietank. Uit de voordentrificatietank stroomt het slib/watermengsel naar het beluchtingscircuit (type Carrousel). Simultaan wordt ijzersulfaat toegevoegd voor additionele chemische fosfaatverwijdering.

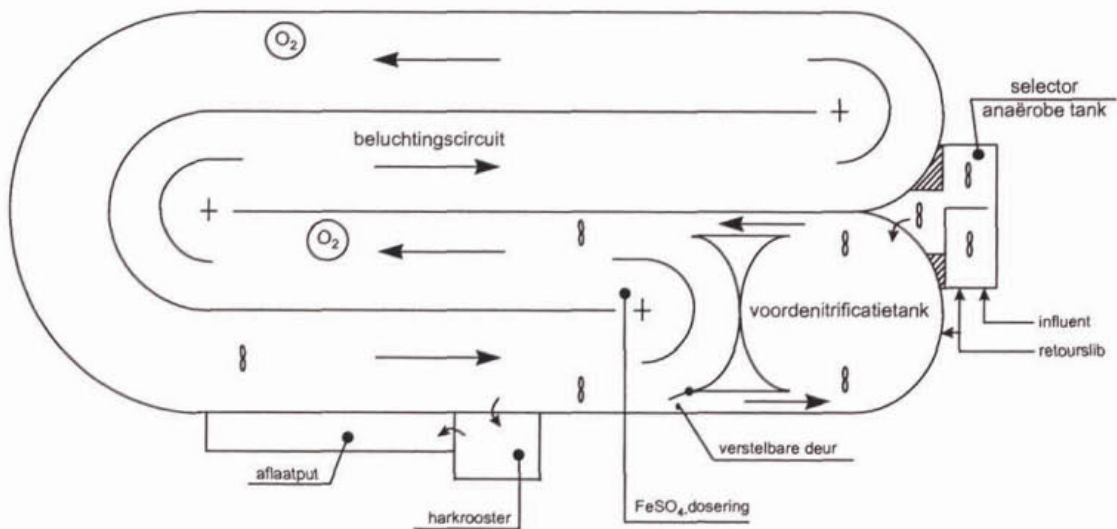
Het slib/watermengsel verlaat het circuit via een afvoerput met harkrooster en verdeelwerk, waarna de scheiding van het actief slib en het gezuiverde afvalwater plaatsvindt in vier nabezinktanks. Het retourslib wordt voor een deel naar de selector teruggevoerd. Het overige deel van het retourslib wordt rechtstreeks in de voordentrificatieruimte gebracht.

Sliblijn

Een deel van het retourslib wordt als surplusslib ingedikt in twee gravitatie-indikers. Vervolgens wordt het ingedikte slib verpompt naar een slibbuffertank. Het gebufferde slib wordt door een decanteercentrifuge ontwaterd. Het ontwaterde slib wordt na opslag in een slibsilo per as afgevoerd naar de eindverwerking.

Het overloopwater van de indikers en het centraat van de centrifuge worden teruggevoerd naar de selector.

Een schematische weergave van de selector en het beluchtingscircuit staan in afbeelding 28 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 29.



Afbeelding 28
Schematische weergave van selector en beluchtingscircuit rwzi Katwoude



Afbeelding 29
Bovenaanzicht van selector, voordennitrificatietank en een deel van het belichtingscircuit, rwzi Katwoude

5.3.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Katwoude zijn in tabel 11 gepresenteerd.

Tabel 11
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Katwoude

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	940
	RWA	m ³ /h	2.050
	gem.dagdebiet (DWA)	m ³ /d	9.400
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	86.500
	CZV	kg/d	8.270
	BZV	kg/d	3.280
	zwevende stof	kg/d	2.608
	N _{Kj}	kg/d	760
P-totaal	kg/d	160	
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actiefslibproces biologisch	kg BZV/(kg d.s.d)	0,050
	slibgehalte actiefslibproces biologisch	g/l	3,70
	totaal (incl. chemisch slib)	g/l	4,82
	minimum ontwerp temperatuur	°C	7
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	1.450
	aanvullende chem.dosering type chemicalie	-	Fe(II)SO ₄
	ontwerp Me/P	mol/mol	1,5

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 12 gepresenteerd.

Tabel 12
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Katwoude

tank		eenheid	waarde
selector /anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	220 (270 incl. zandopslag)
	contacttijd (DWA)	min	10
	aantal compartimenten	-	3
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	influent over selector	%	100
	retourslib over selector	%	25-40
voordenitrificatietank	totaal netto volume	m ³	1.760
	karakteristiek	-	compleet gemengd
	interne recirculatie	m ³ /h	ca. 2.600 max.
beluchtingscircuit	totaal netto volume	m ³	15.840
	karakteristiek	-	omloop

5.3.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector/anaërobe tank

De selector /anaërobe tank is uitgevoerd als een niet-beluchte propstomer. Het niet-beluchten voorkomt dat snel afbreekbare componenten die van belang zijn voor het bio-P proces en de denitrificatie, aëroob worden verwijderd. De selector is gecompartmenteerd. Door deze compartimentering bestaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib.

Procesregeling

De regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering. Op basis van regeling van de interne recirculatiestroom naar de voordenitrificatietank kan de terugvoer van nitraat naar de anaërobe tank worden beperkt en de anoxische fosfaatopname in de voordenitrificatietank worden gestimuleerd. Daarnaast wordt de stikstoftotaalverwijdering in het beluchtingscircuit geregeld via een zuurstofregeling.

De grootte van de interne recirculatiestroom naar de voordenitrificatietank is hand-instelbaar via een verstelbare "deur". Bij verlaging van het recirculatie-debiet neemt de nitraatbelasting in de voordenitrificatietank af en de verblijftijd in de tank toe. Indien de denitrificatie in de tank volledig is, zal het slibwatermengsel vanuit de selector/anaërobe tank een langere anaërobe contacttijd ondergaan. Indien echter door de verminderde recirculatie de totale denitrificatiecapaciteit wordt verminderd, resulterend in een hoger nitraatgehalte in het effluent en retourslib, worden de anaërobe omstandigheden in de selector/anaërobe tank aangetast. Bijstelling van de interne recirculatie vindt slechts in beperkte mate plaats. Bijvoorbeeld bij een duidelijke wijziging van de procestemperatuur (zomer/winter).

De zuurstofinbreng in het beluchtingscircuit wordt geregeld via aansturing van de puntbeluchters met behulp van twee zuurstofmeters die benedenstreams van de beluchters zijn gesitueerd (feed/back regeling). Via deze regeling wordt de simultane nitrificatie en denitrificatie in het circuit geoptimaliseerd.

Overbeluchting tijdens een periode van geringe belasting (s'nachts/weekend) wordt voorkomen door de setpoints van de zuurstofmeters te verlagen. Tijdens deze perioden vindt dan extra (simultane) denitrificatie plaats in het circuit.

De retourslibverdeling over de selector en voordenitrificatietank is hand-instelbaar via verplaatsing van schuiven. Hiermee wordt ook de anaërobe contacttijd in de selector/anaërobe

tank beïnvloed. In de praktijk vindt echter pas bijstelling plaats indien de SVI de ontwerpwaarde van 150 ml/g overschrijdt.

Slibverwerking

Omdat de rwzi oorspronkelijk is uitgelegd voor P-verwijdering via simultane precipitatie, zijn bij de slibverwerking geen speciale maatregelen getroffen om het in oplossing gaan van het biologisch opgeslagen fosfaat tegen te gaan dan wel te beperken.

De gemiddelde verblijftijd van het surplusslib in de gravitatie-indikers en de nageschakelde slibbuffer bedraagt respectievelijk ca. 0,5 en ca. 1 dag. De ontwateringscentrifuge draait vijf werkdagen per week continu.

Chemicaliëndosering

Indien het handgemeten orthofosfaatgehalte in het effluent de streefwaarde van 2 mg/l overschrijdt, vindt een handmatige bijstelling plaats van de ijzerzoutdosering. Het ijzer(II)sulfaat wordt onverdund bij de continu in bedrijf zijnde beluchter, die in de nabijheid van de voordennitrificatietank is gesitueerd, gedoseerd. De dosering wordt gestuurd op het influentdebiet.

5.3.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De uitgebreide en gerenoveerde rwzi is in 1995 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1997 t/m juli 1999, zijn in tabel 13 gepresenteerd.

Tabel 13
Gemiddelde bedrijfsresultaten van de rwzi Katwoude, periode 1997 t/m juli 1999

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	290	9	97
CZV	700	51	93
N _{Kj}	58,5	3,0	95
NO ₂ -N		0,1	
NO ₃ -N		2,3	
N-totaal		5,4	91
P-totaal	12,7	0,9	93
P-ortho ¹		0,7	
zwevende stof	306	12	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		100.000
totaal drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		3,8
biologische slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,061
SVI	ml/g		96
slibproductie	ton d.s./d		5,4
spec. slibproductie	kg d.s./ kg BZV verw.		1,4
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		30
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Actuele anaërobe contacttijd

Indien beide persleidingen gelijktijdig aanleveren, bedraagt de anaërobe contacttijd 10 minuten (= ontwerpwaarde). Bij nadere beschouwing van het (DWA-)influentpatroon blijkt dat er, over

een etmaal gezien, ook frequent perioden voorkomen waarin slechts afvalwater van één van de twee persleidingen binnenkomt; 33% of 67% van de totale aanvoer. Dit betekent dat er ook anaërobe contacttijden voorkomen van respectievelijk 30 en 20 minuten.

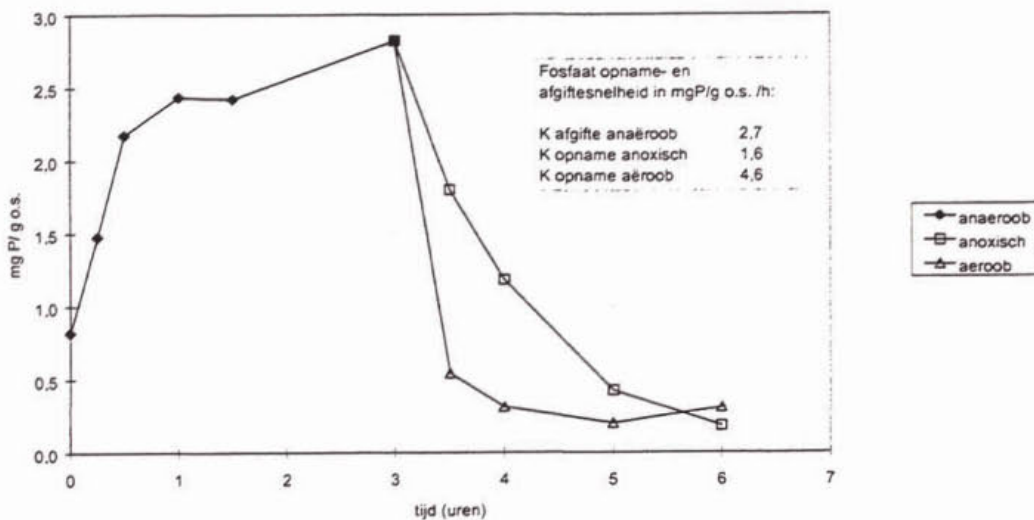
Op basis van de gemiddelde dag-DWA bedraagt de gemiddelde contacttijd in de selector/anaërobe tank 24 minuten.

Me/P-dosering

Op basis van het gemiddelde verbruik van het ijzersulfaat en een gemiddelde P-vracht in het influent bedraagt de Me/P-dosering 0,2-0,3 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

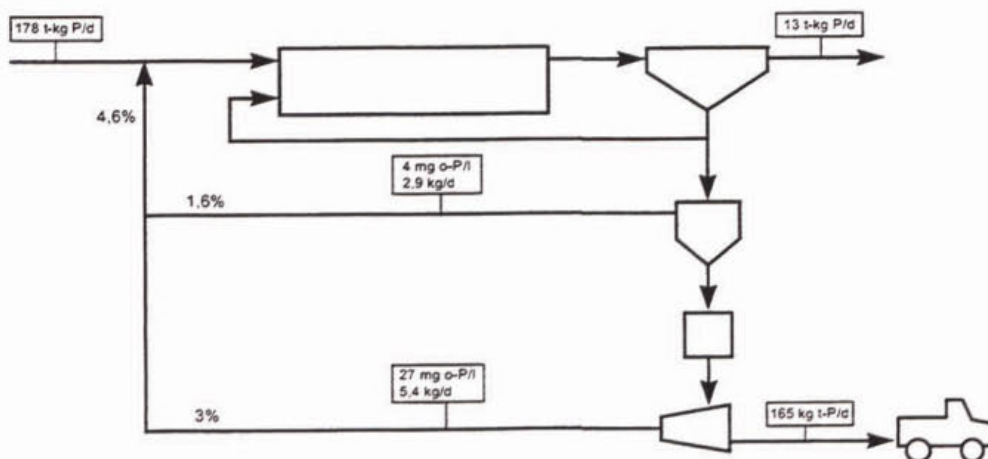
In afbeelding 30 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Katwoude weergegeven.



Afbeelding 30
P-afgifte, P-opname slib rwzi Katwoude

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de P-gemiddelden uit tabel 13 en ortho-P analyseresultaten van het overloopwater en het centraat van respectievelijk de indickers en centrifuge kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 31).



Afbeelding 31
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Katwoude

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Tijdens de opstartperiode zijn in enkele effluentmonsters hoge ammonium- en fosfaatconcentraties waargenomen. Oorzaak was een storing in de zuurstofopnemer. Deze gaf bij storing een hoog zuurstofgehalte i.p.v. een nulwaarde. Dit resulteerde in een verlaging van de zuurstofinbreng met directe negatieve gevolgen voor de nitrificatie en de fosfaatopname.

5.4 Rwzi Goor

5.4.1 Procesbeschrijving

De rwzi Goor is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobie fase, een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een propstroomkarakter.

Waterlijn

Het afvalwater, voor circa 90% aangevoerd met het vrijvervalriool van de kern Goor en voor circa 10% met een persleiding van omringende kernen, wordt na passage van een fijnroosterinstallatie en een zandvang verdeeld over twee straten.

Iedere straat bestaat uit een voorbezinktank en een actiefslibtank met een propstroomkarakteristiek.

De actiefslibtank bestaat achtereenvolgens uit een selector, anaërobie tank, een voordennitrificatietank, een facultatieve tank en een nitrificatietank. Beluchting vindt plaats door middel van bellenbeluchting. Vanuit de nitrificatietank vindt recirculatie van het slib/watermengsel naar de voordennitrificatietank plaats.

Het slib/watermengsel uit de twee straten wordt na samenvoeging verdeeld over drie nabezinktanks. Het effluent wordt via een cascade geloosd op het oppervlaktewater. Retourslib wordt teruggevoerd naar de actiefslibtank, een gedeelte naar de selector en de rest naar de voordennitrificatietank.

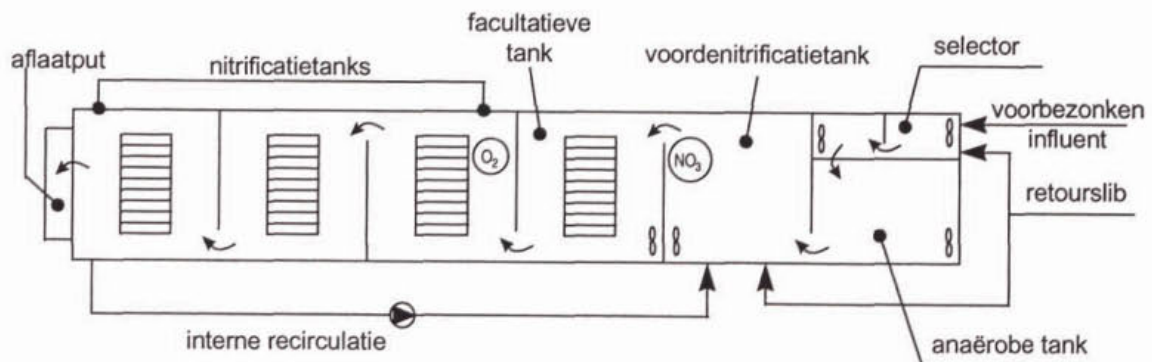
Sliblijn

Het primaire slib wordt vanuit de voorbezinktanks naar de slibgistingstanks gepompt.

Het surplusslib wordt onttrokken als retourslib, ingedikt in een gravitatie-indikker en vervolgens naar de slibgisting gepompt. Het uitgedikte slib wordt na indikking in een gravitatie-indikker opgeslagen in een slibbuffer, van waaruit het per as wordt afgevoerd naar een ontwateringsinstallatie elders.

De interne retourstromen van de slibverwerking worden in de voordennitrificatietank van het actiefslibproces teruggevoerd.

Een schematische weergave van de gecompartmenteerde actiefslibtank staat in afbeelding 32 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 33.



Afbeelding 32
Schematische weergave actiefslibtank, rwzi Goor



Afbeelding 33
Bovenaanzicht actiefslibtank, rwzi Goor

5.4.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Goor zijn in tabel 14 gepresenteerd.

Tabel 14
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Goor

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	670
	RWA	m ³ /h	2.050
	gem.dagdebiet	m ³ /d	6.700
	biologisch		
	CZV	kg/d	6.075
	BZV	kg/d	2.430
afloop voorbezinktank	N _{Kj}	kg/d	517
	i.e.	54 g BZV	45.000
afloop voorbezinktank	BZV	kg/d	1.580
	N _{Kj}	kg/d	466
effluenteisen	N _{Kj}	mg/l	< 5
	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib	kg N/(kg d.s.d)	0,015
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	5,5
	contacttijd selector (DWA)	min	20
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	min	30
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	retourslibdebiet DWA	m ³ /h	1.120

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 15 gepresenteerd.

Tabel 15
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Goor

tank		eenheid	waarde
selectoren	totaal netto volume	m ³	2 * 170
	aantal compartimenten per straat	-	2
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	retourslib over selector	%	58
anaërobe tanks	totaal netto volume	m ³	2 • 270
	aantal compartimenten per straat	h	1
voordenitrificatietanks	totaal netto volume	m ³	2 • 450
	karakteristiek	-	propstroom
	retourslib naar voordenitrificatietank	%	42
	interne recirculatie per tank	m ³ /h	450-900
facultatieve tanks	totaal netto volume	m ³	2 * 450
	karakteristiek	-	propstroom
nitrificatietanks	totaal netto volume	m ³	2 * 1.325
	karakteristiek	-	propstroom

5.4.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector/anaërobe tank

De selector is onbelucht. Hierdoor wordt voorkomen dat snel afbreekbaar CZV aëroob wordt afgebroken. De anaërobe tank is compleet gemengd. Ondanks dat het retourslib niet in de anaërobe tank maar in de voordenitrificatietank wordt teruggevoerd, bestaat er gezien het compleet gemengde karakter meer onzekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib.

De verdeling van het retourslib over de selector en de voordenitrificatietank is een vaste verdeling. Hierdoor kan de anaërobe contacttijd niet worden beïnvloed.

Procesregeling

De regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering.

De grootte van de interne recirculatie naar de voordenitrificatietank wordt gestuurd op het nitraatgehalte aan het einde van de anoxische tank. Indien het nitraatgehalte boven een instelbaar setpoint komt (actueel 1,5 mg NO₃-N/l) wordt het recirculatie debiet verlaagd (actueel 900 m³/h). Een nitraatgehalte lager dan het setpoint betekent een verhoging van het debiet (actueel 450 m³/h). Bij RWA-omstandigheden is de interne recirculatie minimaal 450 m³/h.

De zuurstofinbreng in de nitrificatietanks wordt geregeld via aansturing van de compressoren met behulp van een zuurstofmeter. Onder normale omstandigheden vindt alleen beluchting in de nitrificatietanks plaats. Zodra het zuurstofgehalte gedurende een bepaalde tijd onder een setpoint komt, wordt de beluchting in de facultatieve tank ingeschakeld. Uitschakeling vindt plaats nadat het zuurstofgehalte een bepaalde tijd hoger is dan een setpoint.

Chemicaliëndosering

Er vindt geen aanvullende dosering van chemicaliën plaats.

Slibverwerking

Er zijn geen specifieke maatregelen getroffen om het in oplossing gaan van het biologisch opgeslagen fosfaat te beperken. Als gevolg van anaërobe omstandigheden in het indikkings- en gistingsproces zal het fosfaat (voor een deel) in oplossing gaan.

Zowel in de gravitatie-indikker en in de na-indikker, alsmede in de slibbuffer wordt overloopwater geretourneerd naar de waterlijn. Het rendement van het bio-P proces kan hierdoor negatief worden beïnvloed. De grootte van de interne fosfaatbelasting uit de na-indikker en buffer zal relatief gering zijn, aangezien het slib alleen ingedikt wordt.

5.4.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

De omgebouwde rwzi is in 1995 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1995 t/m 1998 zijn gepresenteerd in tabel 16.

Tabel 16
Bedrijfsresultaten van de rwzi Goor, 1995-1998

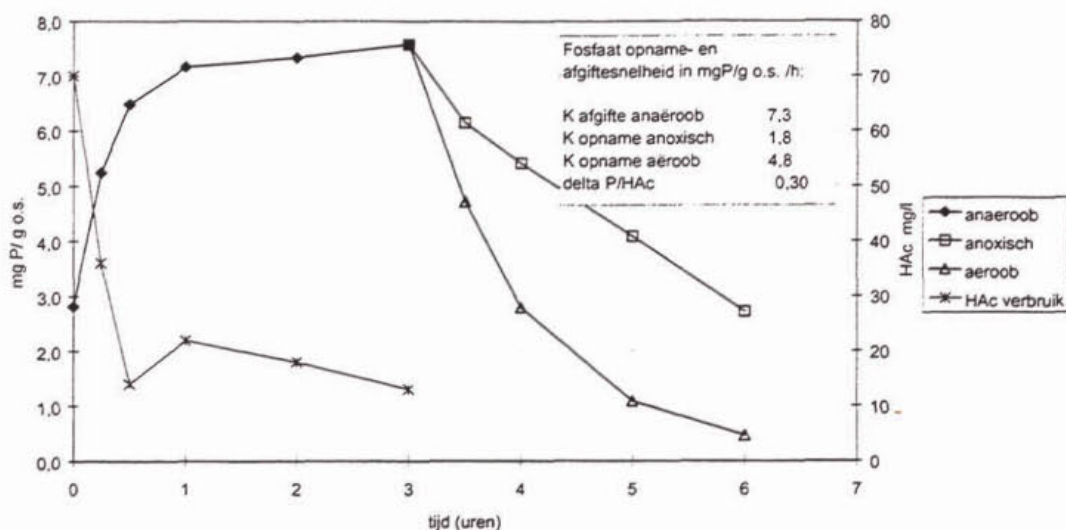
parameter	influent (mg/l)	afloop voorbezinking (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	337	221	5	99
CZV	933	598	63	93
N _{Kj}	56,2	49,4	5,2	91
NH ₄ -N	32,2	32,6	2,1	
NO _{2,3} -N			4,8	
N-totaal	56,2		10,0	82
P-totaal ¹	9,0		1,1	88
P-ortho			0,8	
zwevende stof			8	
Overige bedrijfsgegevens				
i.e. belasting	54 g BZV		36.000	
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,09	
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		4,8	
SVI	ml/g		104	
slibproductie	ton d.s./d		1,0	
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		0,82	
P-gehalte in surpluslib	g P/kg d.s.		3,3	
opmerking: <i>cursief</i> is berekend				
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7				

Actuele contacttijd in selector en anaërobe tank

Gedurende 75% van de DWA-tijd vindt alleen aanvoer van 450 m³/h plaats uit het vrijvervalriool. De contacttijd in de selector en anaërobe tank bedraagt dan respectievelijk 20 en 36 minuten. Indien ook de persleiding van 250 m³/h inkomt dan resulteert dit in contacttijden van respectievelijk 13 en 24 minuten.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

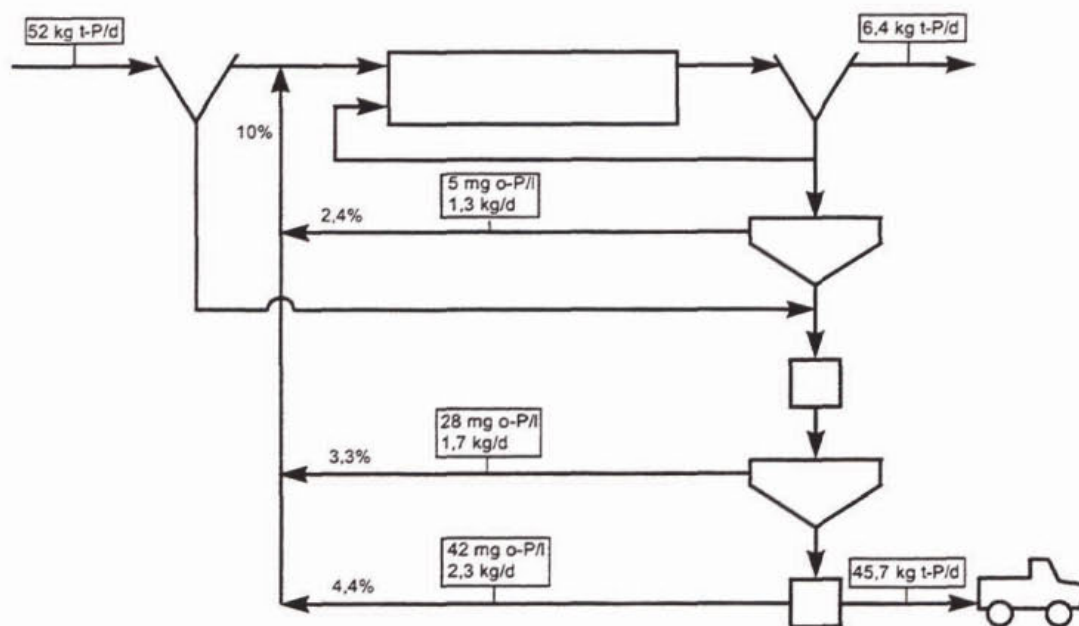
In afbeelding 34 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Goor weergegeven.



Afbeelding 34
P-afgifte, P-opname slib rwzi Goor

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het overloopwater van de voor- en na-indikker, alsmede het aflatwater van de slibbuffer kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn, weergegeven in afbeelding 35, worden opgesteld.



Afbeelding 35
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Goor

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Na ombouw van de rwzi tot bio-P proces trad schuimvorming op. Het schuim is echter hoogstwaarschijnlijk het gevolg van industriële lozingen (textielindustrie). In vakantieperiodes treedt de schuimvorming namelijk niet op. Na de ombouw van de eerste tank tot selector en anaëroobe tank is een verlaging van de SVI opgetreden.

5.5 rwzi Putte

5.5.1 Procesbeschrijving

De rwzi Putte is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, een separate voordennitrificatietank en een compleetgemengde aëratietank met een propstroomkarakter.

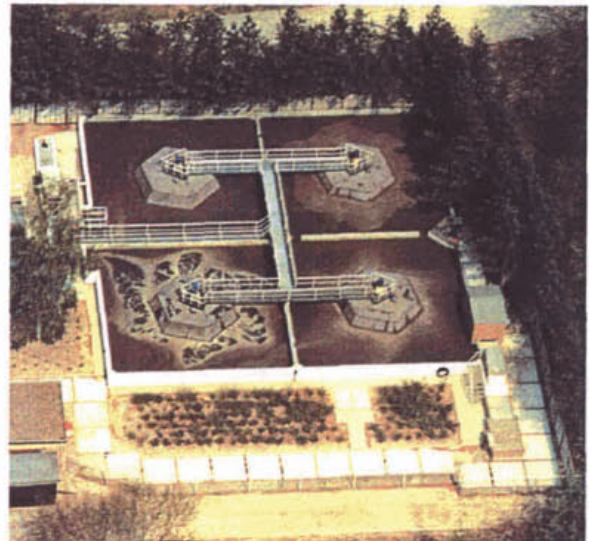
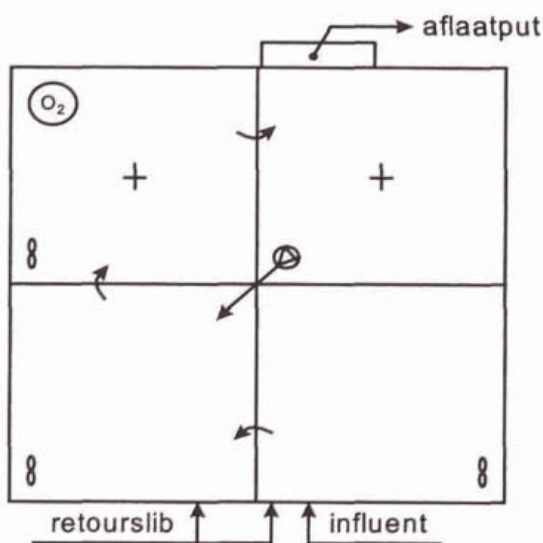
Waterlijn

Na passage van een rooster wordt het afvalwater via één pomp in het actiefslibproces gevoerd. Het actiefslibproces bestaat uit vier in serie geschakelde compleet gemengde tanks en een nabezinktank. De in serie geschakelde tanks zijn achtereenvolgens anaëroob, anoxisch aëroob/anoxisch en aëroob. De eerste twee tanks worden gemengd. Het derde compartiment wordt alternerend gemengd en belucht. De vierde tank wordt continu belucht. Beluchting vindt plaats via puntbeluchters. Tussen de vierde aërobe tank en de tweede anoxische tank is voorzien in een interne recirculatie. Het retourslib wordt teruggevoerd naar de anaërobe en anoxische tank.

Sliblijn

Het surplusslib wordt onttrokken uit de retourslibstroom en rechtstreeks via een persleiding afgevoerd naar een rwzi elders. Er is geen separate slibverwerking op de rwzi Putte.

Een schematische weergave en een bovenaanzicht van de in serie geschakelde beluchtingstanks staan in afbeelding 36 weergegeven.



Afbeelding 36
Schematische weergave en bovenaanzicht selector, anaërobe tank en beluchtingscircuit rwzi Putte

5.5.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Putte zijn in tabel 17 gepresenteerd.

Tabel 17
Ontwerpgegevens rwzi Putte

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	215
	RWA	m ³ /h	215
	gem. dag debiet	m ³ /d	1.250
	biologisch		
	CZV	kg/d	515
	BZV	kg/d	200
	zwevende stof	kg/d	125
	N _{Kj}	kg/d	50
	P-totaal	kg/d	6,4
	v.e.	136 g TZV	5.500
effluent streefwaarden	N-totaal	mg/l	< 12,5
	P-totaal	mg/l	2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib	kg BZV/(kg d.s.d)	0,06
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	3,3
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	h	1
	retourslibdebiet (constant)	m ³ /h	130
	SVI slibbezinking	ml/g	150

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 18 gepresenteerd.

Tabel 18
Dimensionering en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtank, rwzi Putte

tank		eenheid	waarde
anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	285
	aantal compartimenten	-	1
	retourslib naar anaërobe tank	%	50
anoxische tank	karakteristiek	-	compleet gemengd
	totaal netto volume	m ³	285
	retourslib naar anoxische tank	%	50
	intern recirculatie debiet	m ³ /h	110
aëratietank	karakteristiek	-	propstroom
	totaal netto volume	m ³	2 * 285

5.5.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Anaërobe tank

De anaërobe tank is compleet gemengd. Door de afwezigheid van compartimentering bestaat er meer onzekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib.

De negatieve invloed van nitraat op het anaëroob zijn van het slib wordt beperkt doordat slechts 50% van het retourslib in de anaërobe tank wordt teruggevoerd.

Door de aanwezigheid van een voordennitrificatietank waarin nitraat wordt teruggevoerd via een interne recirculatie, wordt fosfaatopname onder anoxische omstandigheden gestimuleerd.

Procesregeling

Regeling van bio-P vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering. Naast een interne recirculatie naar de voordennitrificatietank, kan via (een zeer beperkte) regeling van de zuurstofinbreng de terugvoer van nitraat via het retourslib naar de anaërobe tank worden beperkt.

In de derde tank wordt zuurstof on-line gemeten. Deze meting dient alleen voor registratie. De beluchter in de laatste tank draait continu. De beluchter in de derde tank wordt aangestuurd via handinstelbare kloktijden. De draaitijd van deze beluchter wordt op basis van analyseresultaten van het effluent bijgesteld. In principe is het zuurstofgehalte in de derde tank > 2 mg/l.

De interne recirculatiestroom wordt niet geregeld en is constant (100 m³/h).

Chemicaliëndosering

Er is voor deze zuivering met een zeer beperkte capaciteit geen streefwaarde voor fosfaat opgesteld. Er vindt derhalve geen aanvullende chemicaliëndosering plaats.

Slibverwerking

Op deze zuivering vindt geen verdere slibverwerking plaats. Het bio-P rendement wordt derhalve niet verstoord door een eventuele terugvoer van fosfaat via interne processtromen.

5.5.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De omgebouwde rwzi is in 1991 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1994-1998, zijn in tabel 19 gepresenteerd.

Tabel 19
Bedrijfsresultaten van de rwzi Putte, 1994-1998

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	213	5	98
CZV	542	45	92
N _{Kj}	47,1	4,9	90
NH ₄ -N		2,2	
NO _{2,3} -N		4,1	
N-totaal	47,1	9,3	80
P-totaal ¹	6,57	0,75	89
P-ortho		0,22	
zwevende stof	127	13	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		5.700
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		3,7
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,05
SVI	ml/g		96
slibproductie	ton d.s./d		0,22
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,0
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		28
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Lagere vetzuren influent

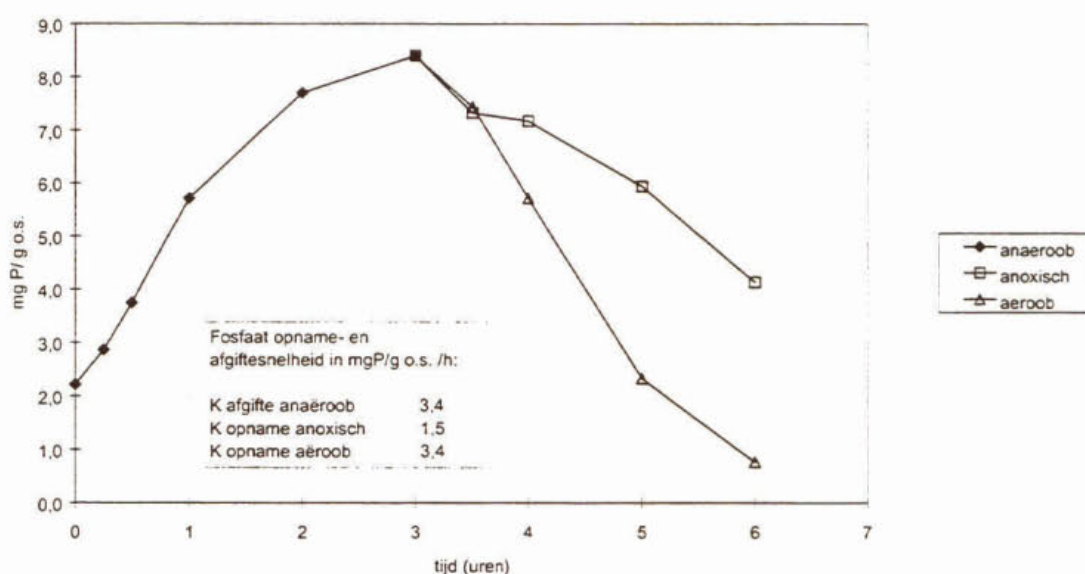
In 1991 zijn de lagere vetzuren in de aanvoer van de rwzi Putte bepaald. Het gemiddelde gehalte bedroeg 118 mg CZV/l (bereik 64-149 mg/l; 8 waarnemingen).

Actuele anaërobe contacttijd

De actuele anaërobe contacttijd is in principe langer dan de ontwerpwaarde aangezien de gemiddelde DWA op basis van een gemiddelde looptijd van de aanvoerpomp van 20 min/h circa 70 m³/h bedraagt. De gemiddelde anaërobe contacttijd onder DWA-omstandigheden komt hiermee op 2 uur.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

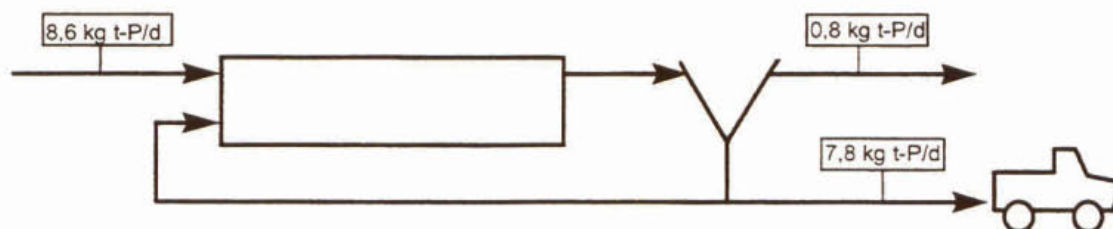
In afbeelding 37 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Putte weergegeven.



Afbeelding 37
P-afgifte, P-opname slib rwzi Putte

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Er treedt geen interne fosfaatbelasting uit de slibverwerking op. In afbeelding 38 is een P-balans weergegeven.



Afbeelding 38
P-balans, rwzi Putte

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Voor de ombouw in 1991 bestond de rwzi Putte uit twee parallel bedreven straten, elk bestaande uit twee in serie geschakelde beluchte tanks. Na de ombouw tot één straat volgens het Phoredox-principe is in een navolgende proefperiode het volgende geconstateerd:

- de maximale P-afgiftecapaciteit van het slib (bij dosering van acetaat) is na de introductie van het Phoredox-principe binnen enkele weken toegenomen tot waarden van 5 à 7 mg P/g droge stof;
- er zijn geen nadelige effecten op de slibbezinkbaarheid waargenomen. De SVI is niet toegenomen;
- bij hoge nitraatgehalten (> 20 mg/l) is een duidelijke achteruitgang in het bio-P rendement waargenomen. Het effluentgehalte steeg naar > 1,5 mg P-totaal/l;
- het gelijk verdelen van het retourslib over de anaërobe en anoxische tank heeft een positief effect gehad op de processtabiliteit. De oorzaak van de toegenomen stabiliteit was niet precies duidelijk: of de verlenging van de contacttijd of het verlagen van de nitraatbelasting in de anaërobe tank of een combinatie van beide.

Op basis van de laatste twee bevindingen is geconcludeerd dat een goede stikstofverwijdering een randvoorwaarde is voor een goed bio-P rendement.

5.6 Rwzi Hardenberg

5.6.1 Procesbeschrijving

De rwzi Hardenberg is een bio-P hoofdstroomproces volgens het UCT-principe met een continue anaërobe fase, een separate voordennitrificatietank en een aërietank met een omloopkarakter.

Waterlijn

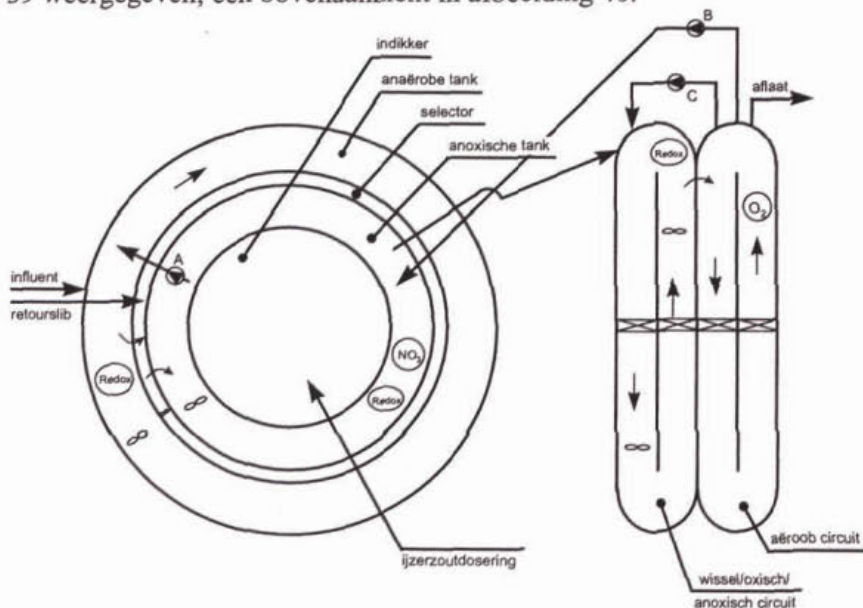
Na passage van een rooster en een zandvang komt het met persleidingen aangevoerde afvalwater samen met een recirculatiestroom uit de anoxische tank (pomp A) in de anaërobe tank. Daarna doorloopt het slib/watermengsel achtereenvolgens de selector (kontakbak) en de anoxische tank om vervolgens van daaruit in de beluchtingsruimte te worden gevoerd. Zowel de anaërobe tank, de selector als de anoxische tank zijn ringvormig uitgevoerd. De beluchtingsruimte bestaat uit twee afzonderlijke circuits, beide van het type oxydatiesloot, waarin de beluchting plaatsvindt via rotoren. Het slib/watermengsel stroomt achtereenvolgens in een facultatief circuit (wisselreactor) en een continu aëroob circuit. Vanuit het aëroobe circuit wordt actief slib gerecirculeerd naar de anoxische tank (via pomp B) en naar het facultatieve circuit (via pomp C). De afloop van het aëroobe circuit stroomt naar twee nabezinktanks. Het retourslib wordt teruggevoerd naar de selector.

Indien noodzakelijk kan aan het eind van de anaërobe tank via uitschakeling van de menging en bezinking van het anaërobe slib, fosfaatrijk supernatant worden onttrokken. Onder toevoeging van ijzervitriool zal vervolgens het gevormde chemisch slib gezamenlijk met het surpluslib in de gravitatie-indikker worden ingedikt.

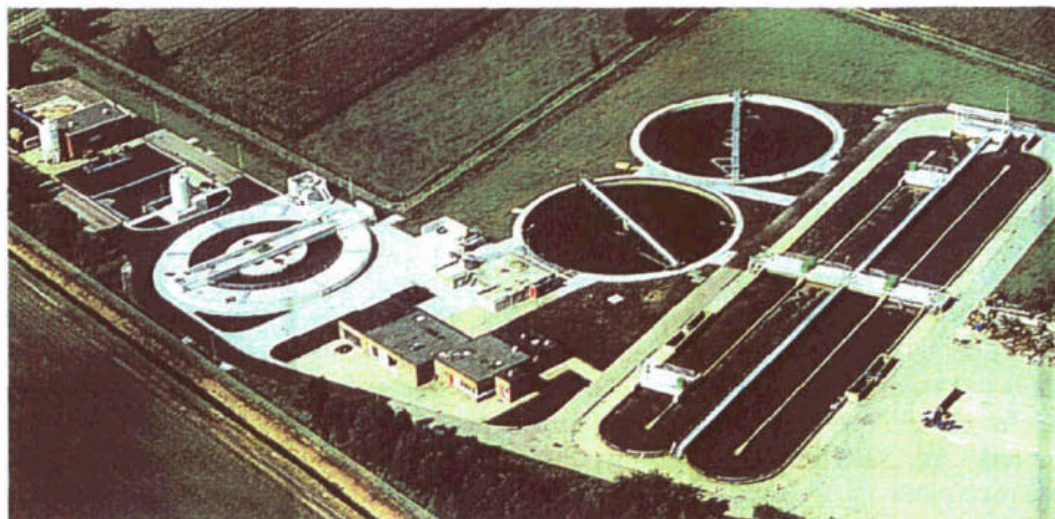
Sliblijn

Het surpluslib wordt onttrokken uit de retourslibstroom en ingedikt in een gravitatie-indikker, eventueel gezamenlijk met chemisch fosfaatslib. Het ingedikte slib wordt verpompt naar een slibbuffer waarin een verdere indikking plaatsvindt. Vanuit de buffers wordt het slib ontwaterd in een filterpersinstallatie. Vervolgens wordt het ontwaterde slib per as afgevoerd.

Een schematische weergave van de diverse actiefslibtanks, inclusief de indikker, is in afbeelding 39 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 40.



Afbeelding 39
Schematische weergave actiefslibtanks, rwzi Hardenberg



Afbeelding 40
 Bovenaanzicht ringvormige anaërobe tank, selector, anoxische tank en indikker, alsmede de beluchtingscircuits, rwzi Hardenberg

5.6.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Hardenberg zijn in tabel 20 gepresenteerd.

Tabel 20
 Ontwerpgrondslagen van de rwzi Hardenberg

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	740
	RWA	m ³ /h	1.715
	gem.dagdebiet (DWA)	m ³ /d	5.900
	biologisch		
	CZV	kg/d	6.125
	BZV	kg/d	1.730
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 1
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actiefslibproces	kg N/(kg d.s.d)	0,010
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	4,3
	slibgehalte anaërobe tank (minimaal)	g/l	2,2
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	uur	1
	contacttijd selector (DWA)	min	20
	SVI slibbezinking	ml/g	120
	retourslibdebiet naar selector	m ³ /h	500-1.500

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 21 gepresenteerd.

Tabel 21
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Hardenberg

tank		eenheid	waarde
anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	1.480
	karacteristiek	-	propstroom
selector	totaal netto volume	m ³	740
	karacteristiek	-	propstroom
anoxische tank	totaal netto volume	m ³	2.290
	karacteristiek	-	propstroom / compleet gemengd
	interne recirculatie naar anaërobe tank (pomp A)	m ³ /h	250-750
facultatief circuit	totaal netto volume	m ³	4.050
	karacteristiek	-	omloop
aëroob circuit	totaal netto volume	m ³	4.050
	karacteristiek	-	omloop
	interne recirculatie naar anoxische tank (pomp B)	m ³ /h	500-1.500
	interne recirculatie naar facultatief circuit (pomp C)	m ³ /h	500-2.500

5.6.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Plaats van de anaërobe tank en selector

Op basis van een UCT-stroomschema (4.2.4) is het processchema voor de rwzi Hardenberg ontwikkeld. Dit BCFS-processchema (bijlage 6) wordt gekenmerkt door een zekere volgorde van actiefslibtanks en de daarbij behorende recirculatiestromen, alsmede de plaats van de aanvullende chemische dosering.

Kenmerkend voor de anaërobe reactor is dat er geen retourslib maar actief slib vanuit de anoxische reactor wordt gerecirculeerd. Hierdoor ontstaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib. De ringvormige constructie (in plaats van compartimentering) van de tank resulteert in een propstroomkaracteristiek waarmee de zekerheid van anaërobie extra wordt vergroot. De recirculatie van anoxisch slib in plaats van retourslib betekent ook dat het slibgehalte in de anaërobe tank lager is dan in de rest van de actiefslibtanks.

Na passage van de onbeluchte selector, ook uitgevoerd als propstroomer, komt het slib in de anoxische reactor. Doordat nitraatrijk slib in deze tank wordt gebracht, wordt een snelle denitrificatie en fosfaatopname onder anoxische omstandigheden gestimuleerd.

Doordat de laatste actiefslibtank continu aëroob is, wordt een eventuele fosfaatgifte in het nabezinkproces, als gevolg van zeer lage nitraatgehalten, vermeden.

Procesregeling

De regeling van het bio-P proces vindt direct plaats, via regeling van de recirculatie naar de anaërobe reactor, en via regeling van de biologische stikstofverwijdering.

Op basis van een redoxpotentiaalmeting in het slib aan het eind van de anaërobe tank wordt de hoogte van de recirculatiestroom (pomp A) naar de anaërobe tank geregeld. Indien de redoxwaarde hoger wordt dan een instelbaar setpoint (actueel -300 mV) resulterend in minder anaërobe omstandigheden, dan zal het debiet van pomp A verminderen tot een minimaal debiet van 250 m³/h. Bij daling van de redoxwaarde neemt het recirculatie-debiet proportioneel toe tot het maximale debiet van 750 m³/h (actueel -450 mV).

De biologische stikstofverwijdering wordt geregeld via aansturing van de recirculatiepompen B en C en via aansturing van de beluchting in het facultatieve en aërobe circuit.

Op basis van een redoxpotentiaalmeting, gesitueerd in de anoxische tank, wordt de recirculatie van nitraatrijk slib/watermengsel vanuit het aërobe circuit naar de anoxische tank (via pomp B) geregeld. Tussen het instelbaar redoxwaardebereik (actueel -150 mV tot 0 mV) wordt het debiet van pomp B (500 - 1.500 m³/h) proportioneel geregeld. Bij een lagere redoxwaarde zal de recirculatie toenemen.

Conform pomp B, wordt ook pomp C aangestuurd. Ook deze interne recirculatie van nitraatrijk slibwatermengsel neemt proportioneel toe als de redoxwaarde in het facultatieve circuit daalt (actueel redoxwaardebereik: -100 mV tot 50 mV).

De aansturing van de beluchtingsrotoren, via aan- en uitschakeling en regeling van de dompeldiepte, vindt plaats op basis van on-line zuurstofmetingen en instelbare zuurstofsetpoints in het facultatieve circuit (actueel 1,5 mg/l) en het aërobe circuit (actueel 2,5 mg/l).

De zuurstofregeling in het facultatieve circuit wordt "overruled" indien onvoldoende zuurstof in het aërobe circuit wordt ingebracht of als op basis van de redoxwaarde in de anoxische tank anaërobe omstandigheden gaan heersen. In beide gevallen zullen de rotoren in het facultatieve circuit maximaal zuurstof gaan inbrengen.

Chemicaliëndosering

Indien aanvullende chemische dosering noodzakelijk is, zal ijzerzout aan het supernatant van de anaërobe reactor worden gedoseerd. Dit fosfaatrijke supernatant wordt onttrokken aan het eind van de anaërobe reactor waarna de vlokvorming en bezinking van de chemische slibvlokken in de gravitatie-indikker plaatsvindt. Er is nu sprake van een deelstroombehandeling waarbij het chemische slib dus geen deel uitmaakt van het actiefslibproces (4.6.3).

Via de terugvoer van het filtraat van de bandfilterpers kan reeds in een deel van de ijzerzoutdosering worden voorzien (zie onder slibverwerking). De ijzerzoutdosering wordt niet geregeld.

Slibverwerking

Als gevolg van anaërobe omstandigheden in de indikker en de slibbuffer zal het fosfaat (voor een deel) weer in oplossing gaan en worden teruggevoerd met het overloopwater en het aflatwater van de slibbuffers. Er zijn enkele maatregelen getroffen om de eventuele negatieve beïnvloeding van het fosfaatrendement te beperken.

Zo wordt het filtraat van de bandfilterpers, dat nog resten ijzerchloride en polymeer bevat, naar de gravitatie-indikker gevoerd. Vrijkomend fosfaat bij het indikkingproces wordt zodoende chemisch vastgelegd. Daarnaast kan de ijzerzoutdoseerpomp voor de deelstroombehandeling ook worden ingezet voor dosering aan het surplusslib. Ook het aflatwater van de slibbuffers, dat opgelost fosfaat bevat, wordt naar de gravitatie-indikker geretourneerd.

Het starten met aanvullende dosering via de ijzerzoutdoseerpomp vindt plaats als het fosfaatgehalte van het effluent boven een bepaalde waarde komt (actueel 0,5 mg/l).

Doordat bij de bandfilterpers gebruik wordt gemaakt van ijzerchloride zal het in de indikking afgegeven fosfaat tijdens het ontwateringsproces chemisch worden vastgelegd. Het filtraat zal relatief weinig ortho-fosfaat bevatten.

5.6.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De omgebouwde rwzi is in maart 1998 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gemiddelden over 1999 zijn in tabel 22 gepresenteerd.

Tabel 22
Bedrijfsresultaten van de rwzi Hardenberg, 1999

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	242	2	99
CZV	612	48	92
N _{Kj}	68	2,1	97
NO _{2,3} -N		3,1	
N-totaal		5,2	92
P-totaal	8,1	0,4	95
P-ortho ¹		0,2	
zwevende stof	259	9	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		45.000
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		5,2
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,03
slibbelasting	kg N/(kg d.s.d)		0,008
SVI	ml/g		87
slibproductie	ton d.s./d		1,9
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,2
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		28
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Actuele anaërobe contacttijd

Doordat de rioolgemalen van de persleidingen FO gestuurd zijn, ligt het DWA-uurdebiet gedurende een aantal uren per dag ook lager dan 740 m³/h. De gemiddelde anaërobe contacttijd tijdens DWA-omstandigheden komt daarmee gemiddeld op circa 1,5 uur.

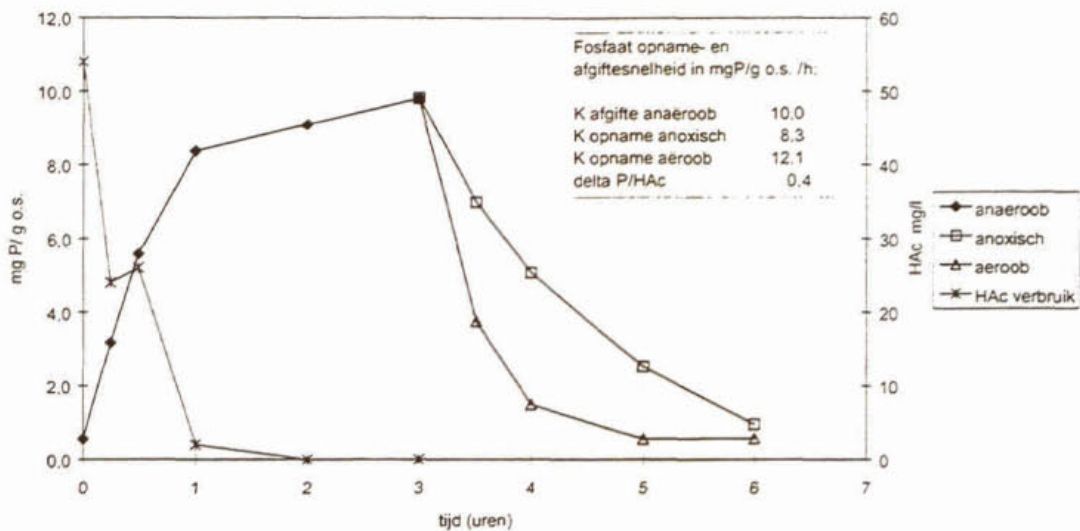
Chemicaliëndosering

In de zomer vindt incidenteel dosering van chemicaliën plaats. Als gevolg van afvalwateraanvoer uit recreatiegebieden is de P-aanvoer in de zomermaanden relatief hoog. In combinatie met een relatief lage spuislibproductie moet juist in deze maanden ijzerchloride aan de gravitatie-indikker worden gedoseerd waarmee het afgegeven fosfaat uit de slibverwerkingsprocessen chemisch wordt vastgelegd.

De Me/P-verhouding over 1999, gebaseerd op de totale ijzerzoutdosering (bandfilterpers en gravitatie-indikker), bedraagt gemiddeld 0,1 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

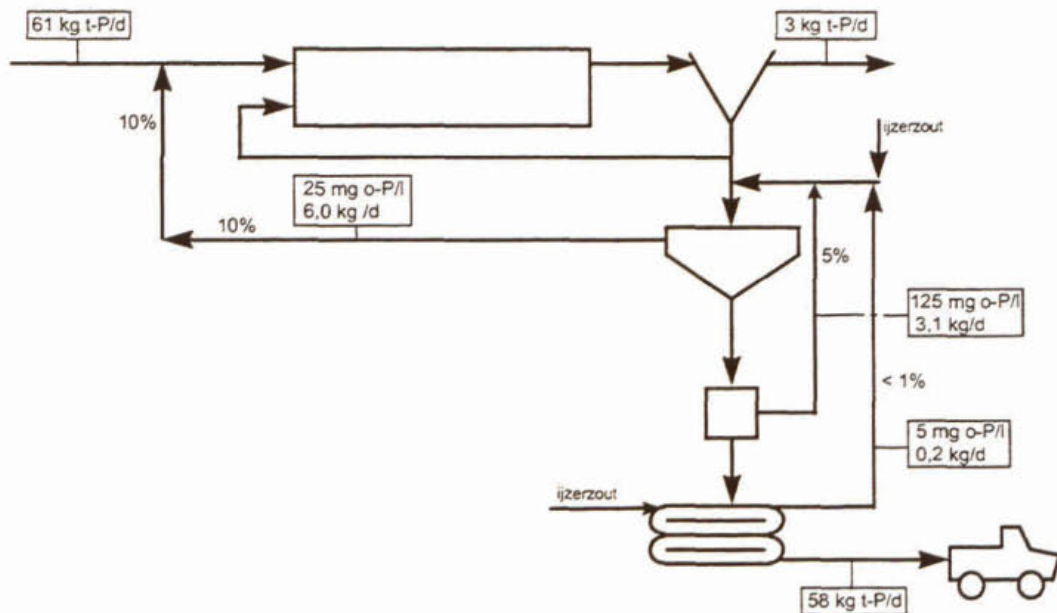
In afbeelding 41 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Hardenberg weergegeven.



Afbeelding 41
P-afgifte, P-opname slib rwzi Hardenberg

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analysesresultaten van het overloopwater van de gravitatie-indikker, het aflatwater van de slibbuffer en het filtraat van de bandfilterpers, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 42).



Afbeelding 42
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Hardenberg

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Na de ombouw tot BCFS-proces is de SVI sterk verbeterd. Aanvullende aluminiumdosering ten behoeve van lichtslibbestrijding is niet meer noodzakelijk geweest.

In september 1999 is de bandfilterpers uit bedrijf genomen. Teruglevering van orthofosfaat via het filtraat vindt derhalve niet meer plaats. De totale ijzerzoutdosering is daarmee ook verlaagd.

5.7 Rwzi Elburg

5.7.1 Procesbeschrijving

De rwzi Elburg is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, zonder een separate voordenenitrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

Waterlijn

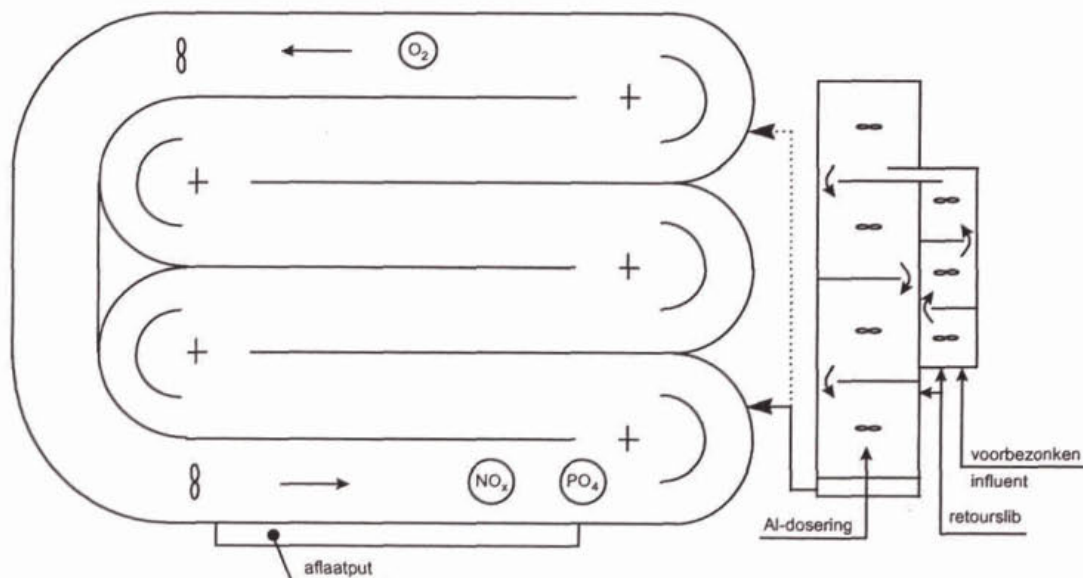
Het afvalwater wordt onder vrijval op de rwzi aangevoerd. Een aantal kernen zijn aangesloten via een persleiding op het vrijvervalstelsel. Na passage van een rooster en een zandvang wordt het afvalwater over twee voorbezinktanks geleid, waarna het via de selector en anaërobe tank naar het beluchtingscircuit (type Carrousel) wordt gevoerd. Bij een aanvoer van meer dan 1.800 m³/h wordt met een RWA-vijzel het afvalwater rechtstreeks in het beluchtingscircuit gebracht. Simultaan wordt een aluminiumzout gedoseerd voor aanvullende chemische fosfaatverwijdering en, indien nodig, voor verbetering van de slibbezinkbaarheid.

De afloop van het circuit stroomt naar vier nabezinktanks. Het retourslib wordt voor een deel teruggevoerd naar de selector. Het overige deel wordt rechtstreeks in het laatste compartiment van de anaërobe tank gebracht.

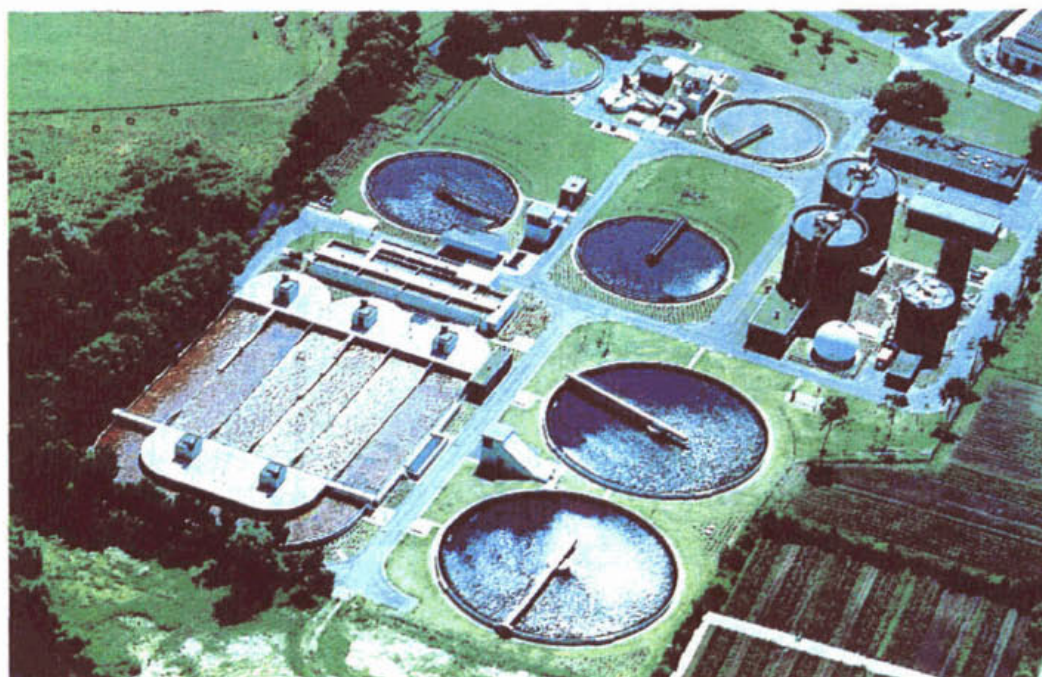
Sliblijn

Het primaire slib wordt vergist en vervolgens met een centrifuge ingedikt. Het surplusslib wordt onttrokken uit de retourslibstroom en ingedikt met behulp van een centrifuge en vervolgens vergist in een aparte vergistingstank. Het uitgegiste surplusslib wordt tezamen met het ingedikte uitgegiste primaire slib opgeslagen in een slibopslagtank en per as afgevoerd naar een centrale slibverwerking.

Een schematische weergave van de selector, de anaërobe tank en het beluchtingscircuit is in afbeelding 43 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 44.



Afbeelding 43
Schematische weergave selector, anaërobe tank en beluchtingscircuit, rwzi Elburg



Afbeelding 44
Bovenaanzicht selector, anaërobe tank en beluchtingscircuit, rwzi Elburg

5.7.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Elburg zijn in tabel 23 gepresenteerd.

Tabel 23
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Elburg

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	1.200
	RWA	m ³ /h	2.850
	gem.dagdebiet	m ³ /d	18.000
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	160.000
	CZV	kg/d	16.200
	BZV	kg/d	6.480
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 1
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actiefslibproces	kg BZV/(kg d.s.d)	0,05
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	3,5
	contacttijd selector (DWA)	min	20
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	uur	1
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	600
	aanvullende chem.dosering type chemicalie	-	Al-beits

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 24 gepresenteerd.

Tabel 24
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Elburg

tank		eenheid	waarde
selector	totaal netto volume	m ³	530
	aantal compartimenten	-	3
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	influent over selector	%	100
	retourslib over selector	%	80
anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	1.870
	aantal compartimenten	-	4
	retourslib naar anaërobe tank	%	20
beluchtingscircuits	totaal netto volume	m ³	20.000
	karakteristiek	-	omloop

5.7.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector/anaërobe tank

Het actiefslibproces is voorzien van een onbeluchte selector en een separate anaërobe tank. Het niet-beluchten van de selector voorkomt dat snel afbreekbare componenten aëroob worden verwijderd.

Zowel selector als anaërobe tank hebben, door middel van compartimentering, een propstroomkarakteristiek. Hierdoor ontstaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib. Dit is bij deze rwzi van extra belang vanwege de afwezigheid van een separate voordennitrificatietank.

De verdeling van het retourslib over de selector en het laatste compartiment van de anaërobe tank kan via verdeelplaten in de verdeelbakken worden gewijzigd.

Beluchtingscircuit

De afloop van de anaërobe tank wordt in de nieuwe situatie op één punt in het circuit gebracht. Hierbij passeert het anaërobe slib/watermengsel, samen met het recirculatieslib van het beluchtingscircuit, allereerst de puntbeluchters die in de beluchterregeling het eerste worden uitgeschakeld bij voldoende zuurstofinbreng. Hierdoor wordt een soort voordennitrificatiezone in het circuit gecreëerd. Dit stimuleert een snelle denitrificatie en een fosfaatopname onder anoxische omstandigheden.

Procesregeling

Regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering in het beluchtingscircuit.

De puntbeluchters worden gestuurd op basis van een zuurstofregeling, in combinatie met een on-line nitraatmeting. Bij een zuurstofgehalte hoger dan het setpoint (actueel 2,7 mg/l) wordt de beluchtingscapaciteit via hoogteverstelling en uitschakeling van maximaal vier van de vijf beluchters teruggebracht. Eén beluchter draait continu.

Op basis van een (handmatig uitgevoerde) ammoniumsneltest van het 24-uursmonster van het effluent wordt eventueel het setpoint van de zuurstofmeter bijgesteld.

De continue nitraatmeting kan op basis van het nitraatgehalte in het actief slib de maximale zuurstofinbreng verder terugbrengen door drie van de vijf puntbeluchters uit te schakelen (actueel schakelpunt: 4 mg N/l).

Chemicaliëndosering

Aanvullende dosering van aluminiumchloride (beschikbaar als afvalbeits) vindt plaats in het laatste compartiment van de anaërobe tank. Hierdoor bestaat het gevaar dat het bio-P proces wordt geremd als gevolg van een overdosering (zie 4.6.2). De dosering van het aluminiumzout wordt geregeld op basis van een on-line fosfaatmeting in het beluchtingscircuit. De doseringshoeveelheid is proportioneel met de (ortho-) fosfaatconcentratie in het actief slib in het beluchtingscircuit.

Slibverwerking

Bij de rwzi Elburg is in verband met het bio-P proces en de randvoorwaarde aan het einddrogestofgehalte van het uitgegiste slib (minder dan 10% d.s.) gekozen voor een gescheiden vergisting van het primaire en secundaire slib. Het secundaire spuislib wordt bij een relatief hoog drogestofgehalte vergist (droge stof uitgaand slib 6 a 7%).

Doordat ná de vergisting van het bio-P slib geen indikking of ontwatering meer plaatsvindt, wordt een retourstroom van afgegeven fosfaat naar de waterlijn vermeden.

5.7.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De tot bio-P uitgebreide en aangepaste rwzi is in 1994 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1995-1998, zijn in tabel 25 gepresenteerd.

Tabel 25
Bedrijfsresultaten van de rwzi Elburg, 1995-1998

parameter	influent (mg/l)	afloop voorbezinking (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	226	172	3	99
CZV	618	427	36	94
N _{Kj}	48,9	47,7	3,0	94
NO _{2,3} -N			1,8	
N-totaal	48,9		4,8	90
P-totaal ¹	12,9	14,1	0,6	95
P-ortho zwevende stof			0,34 3	
Overige bedrijfsgegevens				
v.e. belasting		136 g TZV		112.500
slibbelasting		kg BZV/(kg d.s.d)		0,04
drogestofgehalte actiefslibproces		kg/m ³		3,5
SVI		ml/g		83
slibproductie		ton d.s./d		4,8
spec. slibproductie		kg d.s./kg BZV verw.		1,6
P-gehalte in surpluslib		g P/kg d.s.		53
opmerking: <i>cursief</i> is berekend				
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7				

Actuele anaërobe contacttijd

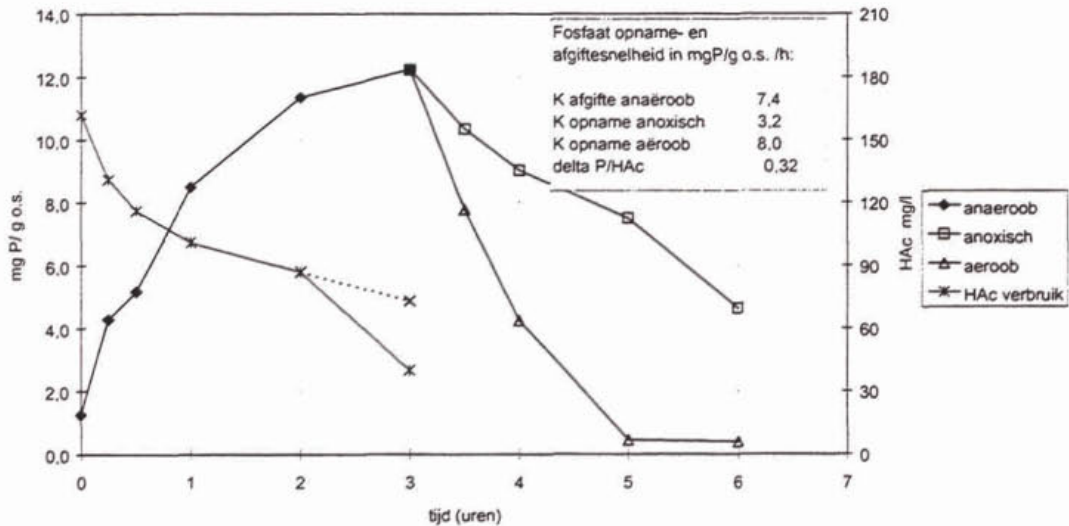
Conform het ontwerp bedraagt op basis van het DWA-aanvoerpatroon de anaërobe contacttijd in de selector en anaërobe tank circa 1,5 uur.

Me/P-dosering

Op basis van het gemiddelde verbruik van het aluminiumbeits en de P-vracht in het influent, bedraagt de gemiddelde Me/P-doseerhoeveelheid 0,4 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

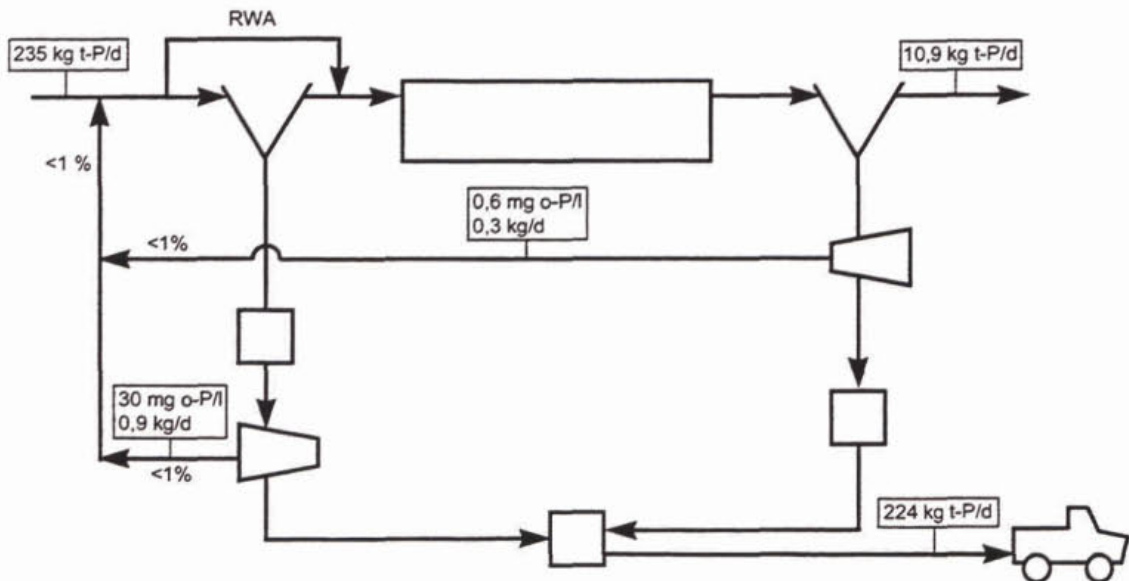
In afbeelding 45 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Elburg weergegeven.



Afbeelding 45
P-afgifte, P-opname slib rwzi Elburg

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het centraat van de uitgegist primair slibindikcentrifuge en de indikcentrifuge voor secundair spuislib, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 46).



Afbeelding 46
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Elburg

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Van 1987 tot 1993 is op de rwzi Elburg alleen chemisch gedefosfateerd. De benodigde Me/P-verhouding in die jaren varieerde van 1,4 tot 2 mol/mol. Na ombouw tot een bio-P proces met aanvullende chemische defosfatering is de benodigde Me/P-verhouding gedaald naar 0,4 mol per mol in de jaren 1995 t/m 1998.

In 1994 heeft een optimalistie van de procesregeling plaatsgevonden die geresulteerd heeft in de huidige procesregeling. Door het invoeren van het influent op één punt in het circuit, het aanpassen van de beluchtersregeling en de combinatie met een nitraat on-line regeling, heeft tot significant lagere nitraatgehalten geleid en daarmee tot een hogere verwijdering van het fosfaat op biologische wijze en een lagere aluminiumdosering.

5.8 Rwzi Oud-Beijerland

5.8.1 Procesbeschrijving

De rwzi Oud-Beijerland is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, zonder een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

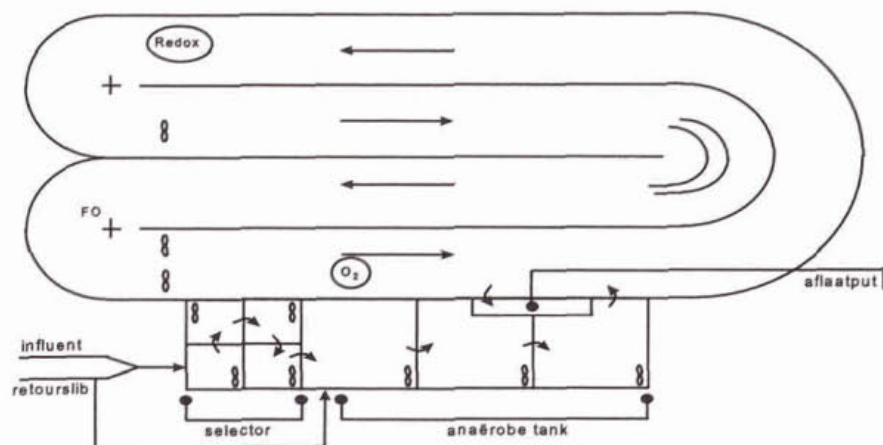
Waterlijn

Via persleidingen (circa 75%) en een deel vrijvervalleiding (circa 25%) wordt het afvalwater aangevoerd. Na passage van een fijnroosterinstallatie wordt het afvalwater verdeeld over twee identieke straten. Elke straat bestaat achtereenvolgens uit een selector, een anaërobe tank, een beluchtingscircuit (type Carrousel) en een nabezinktank. Het retourslib wordt via het influentverdeelwerk teruggevoerd naar de selector.

Sliblijn

Het surplusslib wordt rechtstreeks onttrokken uit het beluchtingscircuit en via een cascade van een bandfilter en een zeefbandpers met behulp van een PE-dosering ingedikt en ontwaterd. Na opslag in een slibsilo wordt het ontwaterde slib per as afgevoerd.

Een schematische weergave van de selector, anaërobe tank en het beluchtingscircuit staan in afbeelding 47 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 48.



Afbeelding 47

Schematische weergave selector, anaërobe tank en beluchtingscircuit van één straat, rwzi Oud-Beijerland



Afbeelding 48

Bovenaanzicht selector, anaërobe tank en beluchtingscircuit van één straat, rwzi Oud-Beijerland

5.8.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Oud-Beijerland zijn in tabel 26 gepresenteerd.

Tabel 26
Ontwerpgegevens rwzi Oud-Beijerland

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	750
	RWA	m ³ /h	2.500
	biologisch		
	BZV	kg/d	2.500
	N _{Kj}	kg/d	600
	P-totaal	kg/d	95
	v.e.	180 g TZV	50.000
effluent streefwaarden	N-totaal	mg/l	< 15
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib	kg BZV/(kg d.s.d)	0,045
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	4,0
	contacttijd selector (DWA)	h	0,5
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	h	1,5
	retourslibdebiet (1,4 • DWA _{infl})	m ³ /h	1.050
	SVI slibbezinking	ml/g	150

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 27 gepresenteerd.

Tabel 27
Dimensionering en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtank, rwzi Oud-Beijerland

tank		eenheid	waarde
selectoren	totaal netto volume	m ³	2 • 450
	aantal compartimenten per selector	-	4
	retourslib naar selector	%	100
anaërobe tanks	karakteristiek	-	propstroom
	totaal netto volume	m ³	2 • 1.350
	aantal compartimenten per tank	-	3
beluchtingscircuits	karakteristiek	-	omloop
	totaal netto volume	m ³	2 • 6.945

5.8.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector, anaërobe tank

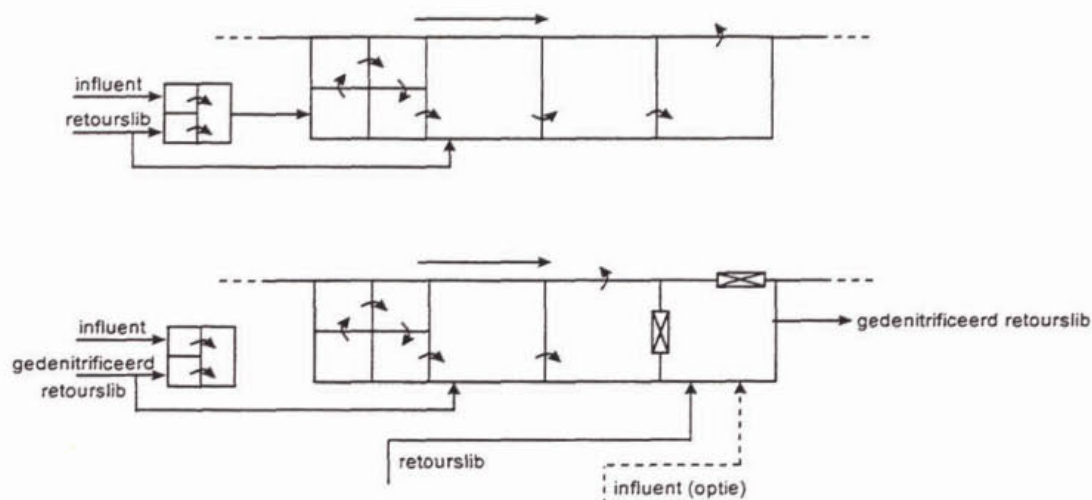
Zowel de onbeluchte selector als de anaërobe tank zijn gecompartmenteerd. Hierdoor bestaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib. Het niet-beluchten van de selector voorkomt ook dat snel afbreekbaar CZV aëroob wordt verwijderd.

Het is mogelijk om één of twee compartimenten van de anaërobe tank uit bedrijf te nemen en zodoende de anaërobe contacttijd te verkleinen tot 1 of 0,5 uur.

Het beluchtingscircuit is niet uitgevoerd met een separate voordennitrificatietank. Om toch een bio-P bedrijfsvoering zonder additionele chemicaliëndosering te kunnen handhaven bij relatief

hoge nitraatgehalten in het retourslib, is bij het ontwerp in de mogelijkheid voorzien om het laatste compartiment van de anaërobe tank als denitrificatietank voor het retourslib in te zetten. Deze bedrijfsvoering geeft meer zekerheid ten aanzien van anaërobie in de selector en anaërobe tank en het voorkomt dat snel afbreekbaar CZV wordt verbruikt door het denitrificatieproces. De anaërobe contacttijd wordt dan wel verkort tot circa 1 uur.

Dit ISAH principe (zie bijlage 6) bij de rwzi Oud-Beijerland is in afbeelding 49 schematisch weergegeven. De denitrificatiesnelheid van het retourslib kan worden verhoogd door toevoeging van een geringe hoeveelheid influent.



Afbeelding 49

Schematische weergave van de inzet van een compartiment van de anaërobe tank als denitrificatietank voor het retourslib, rwzi Oud-Beijerland

Procesregeling

Regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de N-totaalverwijdering in het beluchtingscircuit.

Door middel van een gecombineerde redox- en zuurstofregeling worden de twee beluchters in het circuit aangestuurd om een vergaande N-totaalverwijdering te verkrijgen.

Bevindt de redoxpotentiaal van het actief slib in het beluchtingscircuit zich op een laag niveau (actueel +/- 100 mV) dan worden beide beluchters (één vast, één FO) aangeschakeld. Deze worden vervolgens gestuurd op een zuurstofsetpoint (actueel 1,25 mg/l). Is de redoxwaarde hoog (actueel 0 mV) dan worden beide beluchters uitgeschakeld. Ter voorkoming van te frequente aan-/uitschakeling van de beluchters is de regeling voorzien van instelbare minimale en maximale loop- en wachttijden van de beluchters.

De regeling is ook voorzien van een RWA-schakelpunt. Bij het bereiken van een instelbaar debiet wordt de redox-zuurstofregeling geblokkeerd en worden de beluchters alleen op het zuurstofsetpoint gestuurd.

Chemicaliëndosering

Er vindt geen aanvullende dosering met chemicaliën plaats.

Slibverwerking

Door het toepassen van mechanische indikking, gevolgd door een mechanische ontwatering, zonder de aanwezigheid van (tussen)buffers, is de verwerkingstijd van het surpluslib kort. Afgifte van het biologisch opgeslagen fosfaat wordt zodoende voorkomen. De slibverwerking is continue (7 d/week) zodat buffering van slib niet noodzakelijk is.

5.8.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De omgebouwde rwzi is in 1997 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1999, zijn in tabel 28 gepresenteerd.

Tabel 28
Bedrijfsresultaten van de rwzi Oud-Beijerland, 1999

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	163	2,4	99
CZV	455	25	95
N _{Kj}	39	1,9	95
NH ₄ -N		1,0	
NO _{2,3} -N		2,4	
N-totaal	39	4,3	89
P-totaal ¹	8,5	0,3	96
P-ortho		0,1	
zwevende stof	256	< 10	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	180 g TZV		35.500
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		3,8
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,034
SVI	ml/g		85
slibproductie	ton d.s./d		2,3
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,3
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		39
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

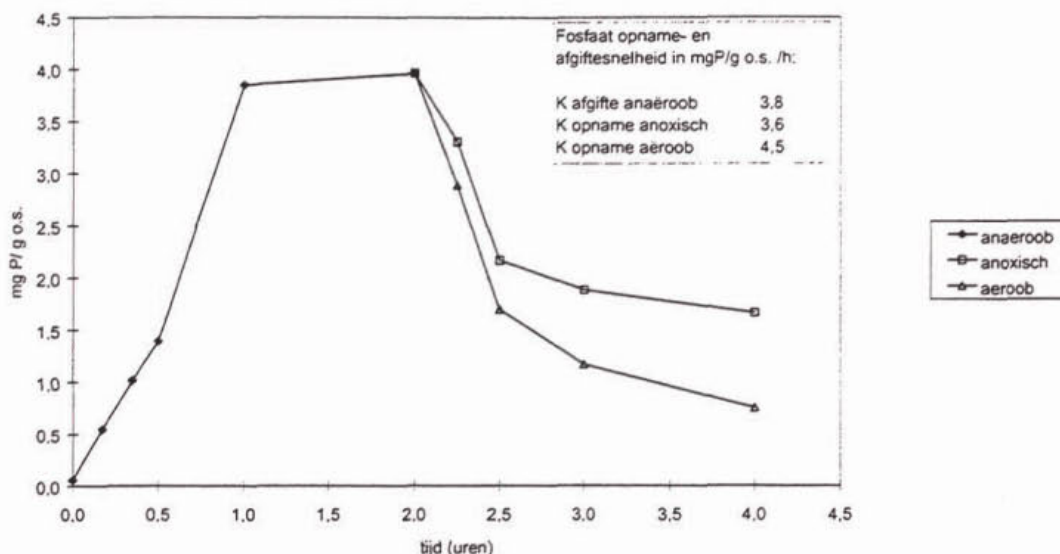
Actuele anaërobe contacttijd

Momenteel maken alle drie de compartimenten van de anaërobe tank deel uit van de anaërobe contacttijd. Als gevolg van onderbelasting, de rwzi wordt nu slechts voor circa 70% belast, bedraagt de actuele anaërobe contacttijd circa 1,8 uur in plaats van 1,5 uur.

Het blijkt dat met de bestaande instellingen van de gecombineerde redox-zuurstofregeling geen anaërobe omstandigheden voorkomen in het beluchtingscircuit.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

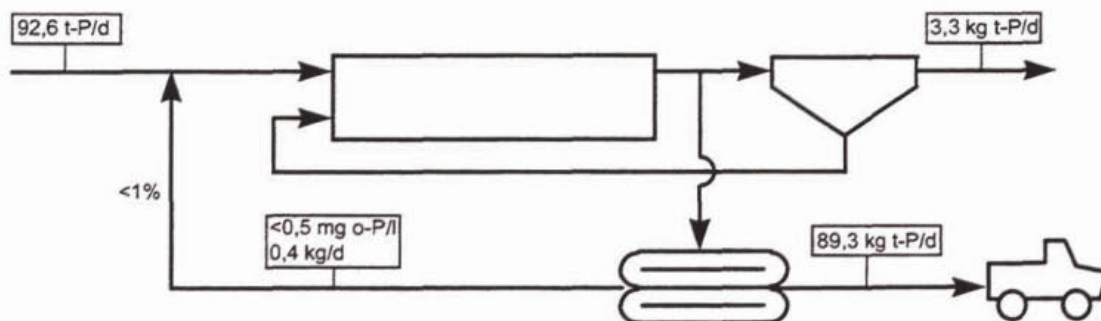
In afbeelding 50 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Oud-Beijerland weergegeven.



Afbeelding 50
P-afgifte, P-opname slib rwzi Oud-Beijerland

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het filtraat kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 51).



Afbeelding 51
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Oud-Beijerland

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

In de praktijk bleek het uitschakelen van de redox-zuurstofregeling bij RWA en de overgang op een regeling met continue beluchting en sturing op een zuurstofsetpoint te leiden tot hoge nitraatgehalten, resulterend in een remming van het bio-P proces. Inmiddels functioneert de gecombineerde redox-zuurstofregeling ook onder RWA-omstandigheden.

Op basis van resultaten verkregen uit de endogene P-afgiftetest (2.6) is vastgesteld dat de afgifte van fosfaat uit het surplusslib zeer gering is (circa 1 à 2 mg P/g d.s. per etmaal). Via de interne retourstroom zou de effluentconcentratie hierdoor met maximaal 0,4 mg P/l kunnen stijgen. Op basis van deze testen heeft men geconcludeerd dat voor het handhaven van een effluentstreefwaarde van 2 mg P-totaal/l gravitatie-indikking kan worden overwogen. Bij een effluentstreefwaarde of -eis van <math>< 1 \text{ mg/l}</math> zou de terugvoer van fosfaat uit de slibverwerking, zonder aanvullende maatregelen, tot overschrijdingen van de streefwaarde kunnen leiden.

5.9 Rwzi Venlo

5.9.1 Procesbeschrijving

De rwzi Venlo is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, zonder een separate voordenitrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

Waterlijn

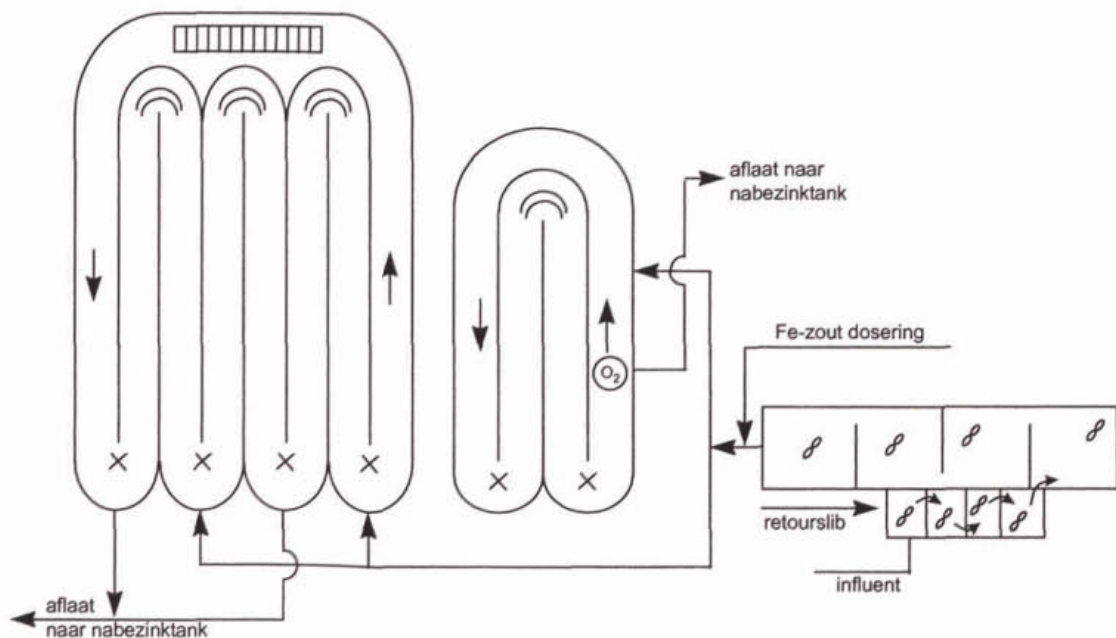
Het afvalwater wordt gedeeltelijk met persleidingen en gedeeltelijk onder vrijverval op de rwzi aangevoerd. Na passage van een roosterinstallatie en een zandvanger wordt het afvalwater verdeeld over twee parallelle straten. Na de verdeling wordt het influent in contact gebracht met een deel van het retourslib in een onbeluchte selector. Vervolgens doorstroomt het slib/watermengsel en het overige deel van het retourslib een anaërobe tank. Na tussenbemaling wordt het slibwatermengsel in een beluchtingscircuit gebracht. Elke straat bestaat uit twee beluchtingscircuits (oud + nieuw circuit, beide type Carrousel). De beluchting vindt hoofdzakelijk plaats via puntbeluchters. In de oude circuits wordt ook afgezogen lucht uit het ontvangwerk ingeblazen. Simultaan wordt ijzerzout gedoseerd voor additionele chemische fosfaatverwijdering.

Via de afloop van beide circuits stroomt het slibwater naar vier nabezinktanks. Het retourslib wordt voor een deel teruggevoerd naar de selector. Het overige deel wordt rechtstreeks in de anaërobe tank gebracht.

Sliblijn

Het surplusslib wordt onttrokken uit de beluchtingscircuits. Het slib wordt via indiktrommels ingedikt en vervolgens met centrifuges ontwaterd. Het ontwaterde slib wordt verwerkt in een slibdrooginstallatie. Het waswater van de slibdrooginstallatie wordt op de rwzi verwerkt. Het filtraat, centraat en waswater worden vóór de selector bij het influent gevoegd.

Een schematische weergave van de selector, anaërobe tank en de beluchtingscircuits staan in afbeelding 52; een bovenaanzicht in afbeelding 53.



Afbeelding 52

Schematische weergave van één straat rwzi Venlo: selector, anaërobe tank en beluchtingscircuits



Afbeelding 53
Bovenaanzicht van de selector, de anaërobe tank en de beluchtingscircuits, rwzi Venlo

5.9.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Venlo zijn in tabel 29 gepresenteerd.

Tabel 29
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Venlo

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	5.000
	RWA	m ³ /h	7.500
	gem.dagdebiet (DWA)	m ³ /d	65.000
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	333.000
	CZV	kg/d	31.500
	BZV	kg/d	15.000
	zwevende stof	kg/d	18.000
	N _{Kj}	kg/d	3.000
P-totaal	kg/d	685	
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 1
ontwerpegegevens waterlijn	slibbelasting actief slib		
	biologisch	kg BZV/(kg d.s.d)	0,052
	totaal (incl. chemisch slib)	kg BZV/(kg d.s.d)	0,050
	slibgehalte actiefslibproces		
	biologisch	g/l	4,0
	totaal (incl. chemisch slib)	g/l	3,85
	contacttijd selector (DWA)	min	15
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	h	3
	SVI slibbezinking	ml/g	137
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	6.600
	aanvullende chemische dosering		
type chemicalie	-	FeCl ₃	
ontwerp Me/P	mol/mol	0,25	

Uit een influentkarakterisering blijkt dat 40 à 50% van de CZV-totaalfractie uit opgelost CZV bestaat. De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 30 gepresenteerd.

Tabel 30
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Venlo

tank		eenheid	waarde
selectoren	totaal netto volume	m ³	2 * 1.100
	aantal compartimenten per tank	-	2 * 4
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	influent over selector	%	100
	retourslib over selector	%	25-75
anaërobe tanks	totaal netto volume	m ³	2 * 7.000
	aantal compartimenten per tank	-	4
	retourslib naar anaërobe tank	%	75-25
beluchtingscircuits	totaal netto volume	m ³	2 * 25.000 (oud) 2 * 12.500 (nieuw)
	karakteristiek oud, nieuw	-	omloop

5.9.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector/anaërobe tank

Het actiefslibproces is voorzien van een onbeluchte selector en een separate anaërobe tank. Het niet-beluchten van de selector voorkomt dat snel afbreekbare componenten aëroob worden verwijderd.

Zowel selector als anaërobe tank hebben, door middel van compartimentering, een propstroomkarakteristiek. Hierdoor ontstaat er meer zekerheid met betrekking tot het anaëroob zijn van het actief slib. Dit is bij deze rwzi van extra belang vanwege de afwezigheid van een separate voordennitrificatietank.

De mogelijkheid bestaat om het retourslib dat rechtstreeks naar de anaërobe tank wordt gevoerd, door middel van verdeelschuiten in verschillende compartimenten van deze tank terug te voeren. Hiermee kan de anaërobe contacttijd in deze tank worden beïnvloed.

Tevens bestaat de mogelijkheid om de mengers in de anaërobe tank via een instelbare periode uit te schakelen. Hiermee kan door bezinking van het slib ook de anaërobe contacttijd worden verlengd.

Beluchtingscircuits

Het oude en nieuwe circuit van een straat kunnen zowel in parallel als in serie (van nieuw naar oud) worden bedreven. Op basis van modelberekeningen zou seriebedrijf de N-totaalverwijdering van de rwzi positief beïnvloeden.

Procesregeling

Regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering in de oude en nieuwe beluchtingscircuits.

De puntbeluchters in het oude circuit worden op influentdebiet gestuurd. Een beluchter kan laag/hoog-toeren draaien. De zuurstofinbreng van de overige drie beluchters kan alleen via een aan-/uitschakeling worden geregeld. Voor handhaving van voldoende stroomsnelheid in de circuits dienen echter drie van de vier beluchters in bedrijf te zijn.

De zuurstofinbreng in het nieuwe circuit wordt geregeld via aansturing van een puntbeluchter met behulp van een zuurstofmeter die benedenstrooms van de beluchter is gesitueerd. Het zuurstofsetpoint waarop de regelbare beluchter wordt gestuurd, is afhankelijk van het influentdebiet (actueel: 0,1 mg O₂/l onder alle omstandigheden). De tweede beluchter is continu aan.

Een on-line nitraat- en ammoniummonitoring in de afloop van de oude circuits dient voor registratie en eventueel voor handmatige aanpassing van de beluchterregeling. De on-line metingen zijn (nog) niet opgenomen in de procesregeling

Slibverwerking

Door toepassing van een mechanische indikking gevolgd door een mechanische ontwatering, zonder de aanwezigheid van (tussen-)slibbuffers, is de verwerkingstijd van het surplusslib kort. Hierdoor wordt afgifte van het biologisch opgeslagen fosfaat nagenoeg geheel voorkomen.

Chemicaliëndosering

Ijzerchloride wordt onverdund in de afloop van de anaërobe tank gedoseerd. Vanuit precipitatie oogpunt (hoog ortho-P-gehalte) is voor dit doseerpunt gekozen. De mogelijkheid bestaat om het ijzervanadate te doseren in de afloop van de beluchtingcircuits. De dosering vindt plaats met een vast debiet, ook als er geen aanvoer plaatsvindt. Op basis van ortho-P-gehalten in het effluent vindt handmatige bijstelling van het doseerdebiet plaats. Daarnaast vindt eventueel bijstelling plaats in het kader van het 75% P-scenario binnen het beheersgebied.

5.9.4 Bedrijfsresultaten

De uitgebreide en gerenoveerde rwzi is in 1996 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over het jaar 1998 zijn gepresenteerd in tabel 31.

Tabel 31
Bedrijfsresultaten van de rwzi Venlo, 1998

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	121	2,0	98
CZV	382	26	93
N _{Kj}	36,5	1,4	96
NH ₄ -N	21,5	0,4	
NO _{2,3} -N	0,3	5,4	
N-totaal	36,8	6,8	82
P-totaal ¹	7,68	0,91	88
P-ortho	4,17	0,79	
zwevende stof	185	4	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		250.000
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		3,7
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,03
SVI	ml/g		75
slibproductie	ton d.s./d		12,9
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,6
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		34
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Actuele anaërobe contacttijd

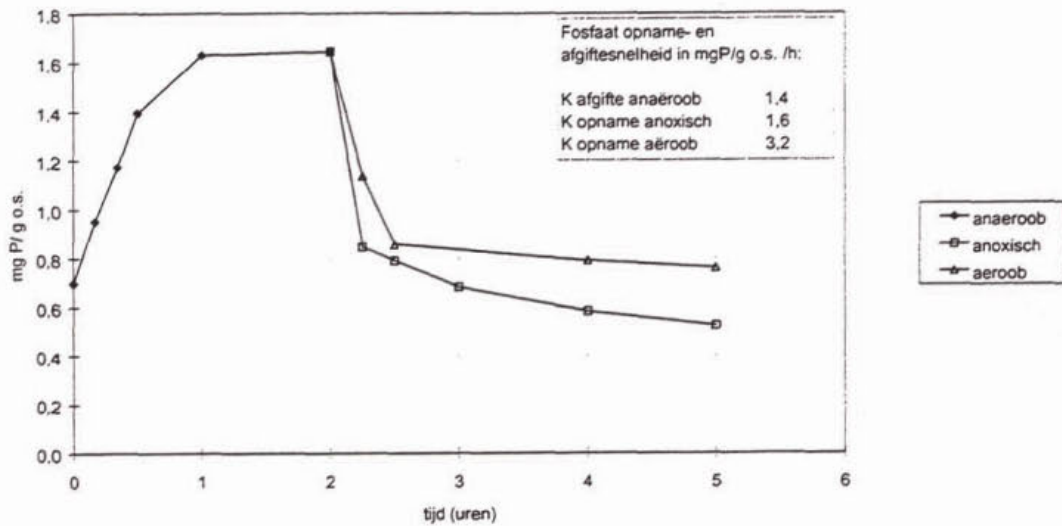
Doordat de DWA-influentvijzels niet continu aanvoeren is de anaërobe contacttijd tijdens aanvoeren gemiddeld langer dan 3 uur.

Me/P-verhouding

Op basis van het gemiddelde verbruik van het ijzervanadate en een gemiddelde P-vracht in het influent bedraagt de Me/P-dosering 0,24 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

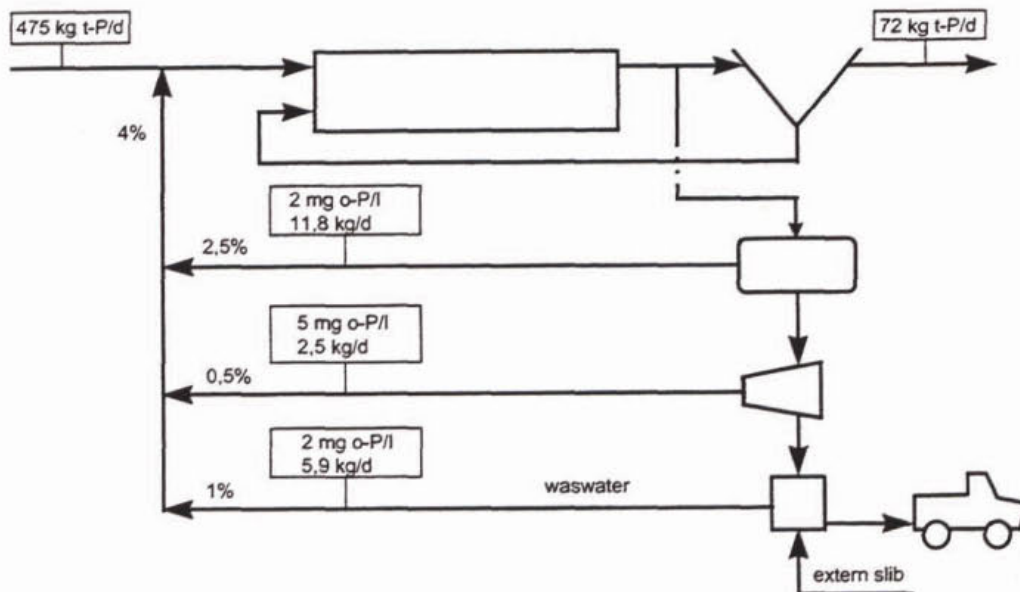
In afbeelding 54 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Venlo weergegeven.



Afbeelding 54
P-afgifte, P-opname slib rwzi Venlo

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het filtraat, het centraat en het waswater van respectievelijk de indiktrommels, de centrifuges en de slibdrooginstallatie, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 55).



Afbeelding 55
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Venlo

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Opstartperiode

Na de inbedrijfname van de uitgebreide en met anaërobe tanks uitgeruste rwzi, nam het P-gehalte in het slib gedurende 5 à 6 maanden toe van 1,5-2,0% tot 2,5-3,0%. In deze periode vond ook drogestofopbouw plaats in de actiefslibinstallatie. Het P-totaalgehalte van het effluent was in deze periode zeer laag. Na circa 6 maanden nam het P-gehalte in het effluent toe. Vervolgens is de aanvullende chemische dosering met een gemiddelde Me/P-verhouding van 0,24 gestart. In de evenwichtssituatie wordt nu circa 80% van het aangevoerde fosfaat biologisch verwijderd (inclusief de 'normale' P-opname in slib) en circa 20% langs chemische weg. Het bereiken van de evenwichtssituatie duurde relatief lang vanwege de drogestofopbouw.

Overig

In de toekomst zal de aanvullende chemische dosering in de procesregeling worden opgenomen. Sturing op influentdebiet, al of niet gecombineerd met een on-line fosfaatmeting in de afloop van de beluchtingscircuits, zal dan plaatsvinden.

5.10 Rwzi Waarde

5.10.1 Procesbeschrijving

De rwzi Waarde is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een continue anaërobe fase, zonder een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een compleet gemengd karakter.

Waterlijn

Het afvalwater wordt volledig via persleidingen aangevoerd. Na passage van een rooster en zandvang wordt het afvalwater tezamen met het retourslib centraal in de anaërobe tank gebracht. Van daaruit stroomt het slib naar een beluchtingstank (type Schreiber).

De beluchtingstank is voorzien van een ronddraaiende brug waaraan membraanbeluchtings-elementen zijn bevestigd. Ook zijn er vaste membraanbeluchtingselementen aanwezig. Aan de brug zijn tevens remschotten bevestigd waarmee een rondgaande stroming van het actief slib in de anaërobe tank wordt verkregen.

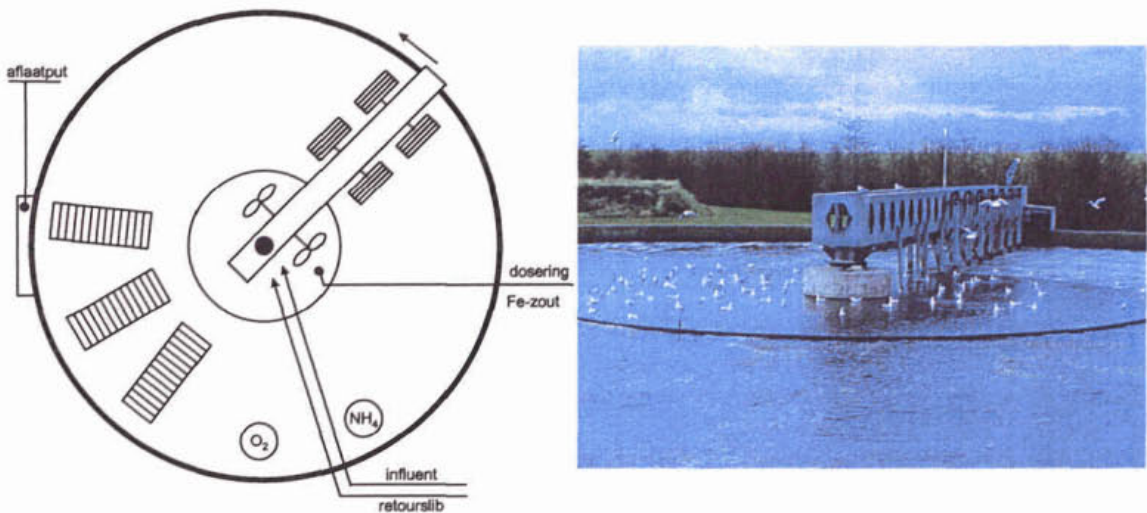
Simultaan wordt een ijzerzout gedoseerd voor aanvullende chemische fosfaatverwijdering.

Vanuit de beluchtingstank wordt het slib/watermengsel verdeeld over twee nabezinktanks. Het retourslib wordt volledig teruggevoerd naar de anaërobe tank.

Sliblijn

Het surplus-slib wordt onttrokken uit de retourslibstroom en ingedikt in een gravitatie-indikker. Vervolgens wordt het ingedikte slib opgeslagen in een lagune. Van hieruit wordt het slib per as afgevoerd voor verdere ontwatering.

Een schematische weergave en een bovenaanzicht van de beluchtingstank met de centrale anaërobe tank is in afbeelding 56 weergegeven.



Afbeelding 56

Schematische weergave en bovenaanzicht beluchtingstank met centrale anaërobe tank, rwzi Waarde

5.10.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Waarde zijn in tabel 32 gepresenteerd.

Tabel 32
Ontwerpgrondslagen van de rwzi Waarde

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	350
	RWA	m ³ /h	1.400
	gem.dagdebiet (DWA)	m ³ /d	8.700
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	65.000
	CZV	kg/d	6.750
	BZV	kg/d	3.750
	zwevende stof	kg/d	2.020
	N _{kj}	kg/d	450
P-totaal	kg/d	122	
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actiefslibproces	kg BZV/(kg d.s.d)	0,12
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	4,6
	minimum ontwerp temperatuur	°C	16
	contacttijd anaërobe tank (DWA)	h	1
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	350
	aanvullende chemische dosering type chemicalie	-	FeClSO ₄

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 33 gepresenteerd.

Tabel 33
Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks, rwzi Waarde

tank		eenheid	waarde
anaërobe tank	totaal netto volume	m ³	750
	aantal compartimenten	-	1
	karakteristiek	-	compleet gemengd
	retourslib naar anaërobe tank	%	100
beluchtingstank	totaal netto volume	m ³	6.250
	karakteristiek	-	compleet gemengd, Schreiber

5.10.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Aanvoer van afvalwater

Vanwege een seizoensgebonden aanvoer vanuit de mosselverwerkende industrie kent de rwzi Waarde specifieke aanvoeromstandigheden. Tijdens het mosselseizoen, dat globaal van augustus tot en met december duurt en een afbouw kent in de maanden januari en februari, is circa 60% van de afvalwateraanvoer afkomstig van de vis- en mosselverwerkende industrie. De overige 40% is van huishoudelijke afkomst. In de overige maanden is er slechts een industriële aanvoer van circa 20% uit de visverwerkende industrie. Tijdens deze maanden zakt de totale v.e. belasting met 30 à 40%

Als gevolg van de industriële aanvoer is de gemiddelde procestemperatuur van het aangevoerde afvalwater hoog (kookvocht!). De minimum ontwerp temperatuur voor het actiefslibproces bedroeg derhalve 16 °C.

Anaërobe tank

Doordat de beluchtingsruimte intermitterend wordt belucht en het retourslib slechts een zeer geringe hoeveelheid nitraat bevat, fungeert de binnenring als anaërobe tank. Er is geen interne recirculatie vanuit de beluchtingsruimte naar deze binnenring.

Procesregeling

De regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de stikstofverwijdering.

De zuurstofinbreng in de beluchtingstank wordt geregeld op basis van een on-line zuurstofmeting in combinatie met een on-line ammoniummeting. In de beluchte periode wordt via aansturing van de compressoren het zuurstofgehalte op een bepaald niveau gehouden (actueel setpoint 1,4 mg/l). De roterende membraanbeluchting (LT/HT) is daarbij de basisbeluchting; de vaste, FO gestuurde, membraanbeluchting wordt indien nodig bijgeschakeld. Wanneer de ammoniumconcentratie in het actief slib beneden een laag setpoint komt (actueel 0,2 mg/l), wordt de beluchting uitgeschakeld. Bij overschrijding van het hoge ammonium setpoint (actueel 0,5 mg/l) of overschrijding van de maximale onbeluchte tijd (actueel 0,5 uur) start de beluchting weer.

In de beluchtingsruimte is een redoxpotentiaalmeting voor registratiedoeleinden aanwezig.

Chemicaliëndosering

Aanvullende dosering van ijzerchloridesulfaat vindt plaats in de anaërobe tank. Hierdoor bestaat het gevaar dat het bio-P proces wordt geremd als gevolg van een overdosering (zie 4.6.3). De dosering van het ijzerzout wordt proportioneel geregeld op basis van het influentdebiet.

Slibverwerking

Er zijn geen specifieke maatregelen getroffen om het in oplossing gaan van het biologisch opgeslagen fosfaat te beperken. Als gevolg van de anaërobe omstandigheden in de indikker en de sliblagune zal het fosfaat (voor een deel) in oplossing gaan en via de retourstromen (overloopwater indikker en percolaatwater van de lagune) het rendement van het bio-P proces negatief kunnen beïnvloeden.

5.10.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De omgebouwde rwzi is in 1998 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode januari t/m september 1999 zijn in tabel 34 gepresenteerd.

Actuele anaërobe contacttijd

De aanvoer via de persleidingen is FO gestuurd. De gemiddelde anaërobe contacttijd tijdens DWA-omstandigheden bedraagt conform het ontwerp circa één uur.

Chemicaliëndosering

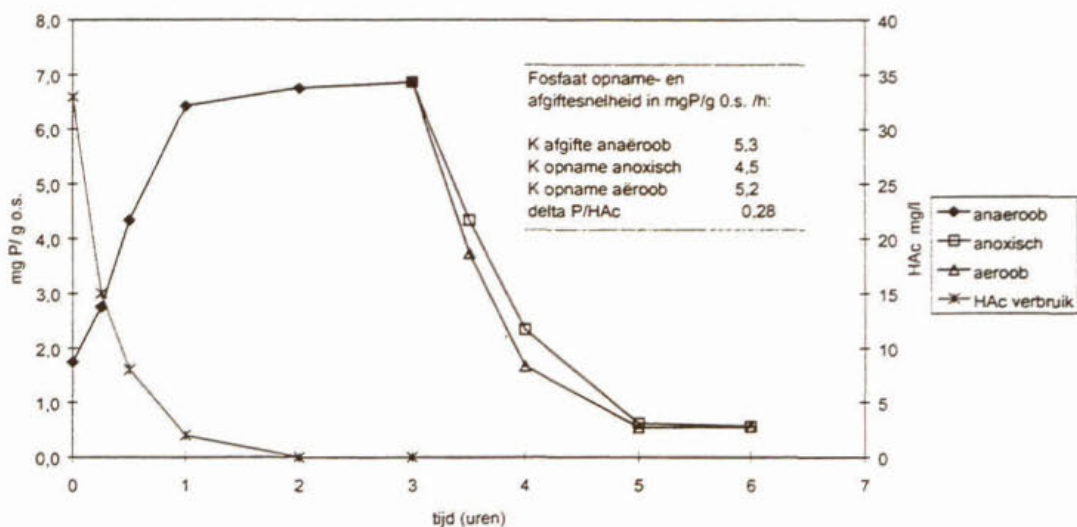
In de maanden maart tot met juni heeft incidenteel aanvullende dosering met ijzerzout plaatsgevonden, de gemiddelde Fe/P-verhouding bedroeg tijdens de doseringsperioden circa 1 mol/mol.

Tabel 34
Bedrijfsresultaten van de rwzi Waarde, 1999

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	204	3	98
CZV	488	40	92
N _{Kj}	49	2,6	95
NH ₄ -N	29,7	1,2	
NO _{2,3} -N		5,5	
N-totaal		8,1	84
P-totaal ¹	8,8	1,1	88
P-ortho	5,9	0,8	
zwevende stof		6	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		35.650
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		4
slibbelasting	kg BZV/(d.s.d)		0,55
SVI	ml/g		90
slibproductie	ton d.s./d		1,85
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,4
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		28
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

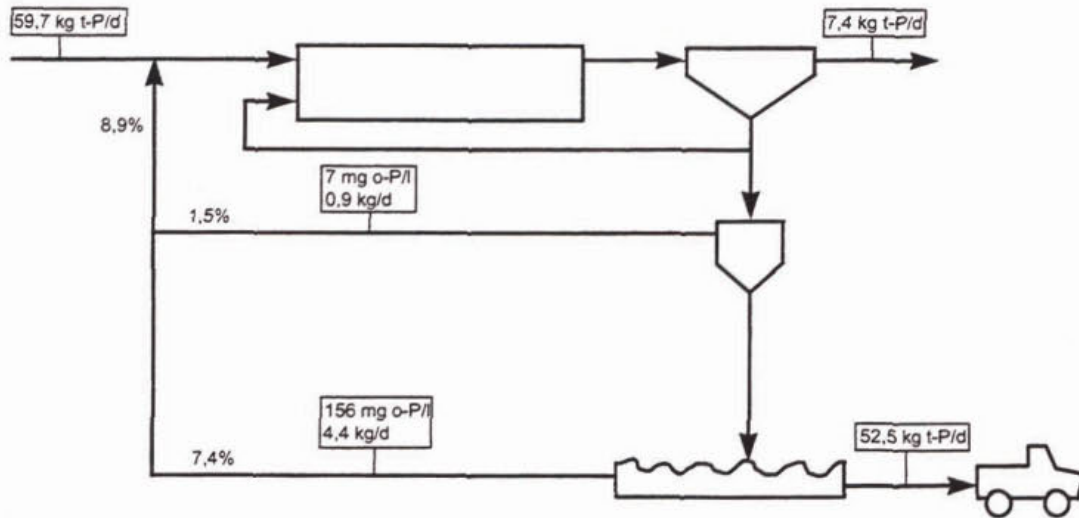
In afbeelding 57 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Waarde weergegeven.



Afbeelding 57
P-afgifte, P-opname slib rwzi Waarde (uitvoering februari)

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het overloopwater van de gravitatie-indikker en het percolaatwater van de sliblagune, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 58).



Afbeelding 58
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Waarde

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

In 1998 heeft aanvullende ijzerzoutdosering plaatsgevonden in de afloop van de beluchtingstank. Deze dosering gaf, ondanks een goede turbulentie in de overstort, slechtere resultaten met betrekking tot de zwevendestofverwijdering in de nabezinktank. Verplaatsing van de dosering naar de anaërobe tank leidde tot vermindering van het zwevendestofgehalte in het effluent.

5.11 rwzi Zetten

5.11.1 Procesbeschrijving

De rwzi Zetten is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een discontinue anaërobe fase, zonder een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een omloopkarakter.

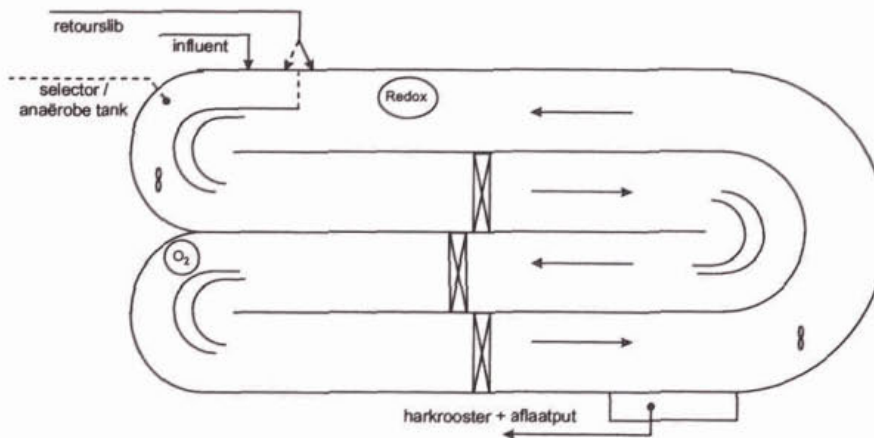
Waterlijn

Het afvalwater wordt aangevoerd via twee persleidingen en wordt direct naar een beluchtingscircuit van het type oxydatiesloot geleid. Hier wordt het afvalwater gemengd met retourslib. De beluchting vindt plaats door middel van een drietal borstelbeluchters. Het slib/watermengsel verlaat het circuit via een afvoerput voorzien van een harkroosterinstallatie en stroomt vervolgens naar de nabezinktank. Het retourslib wordt teruggevoerd naar het circuit.

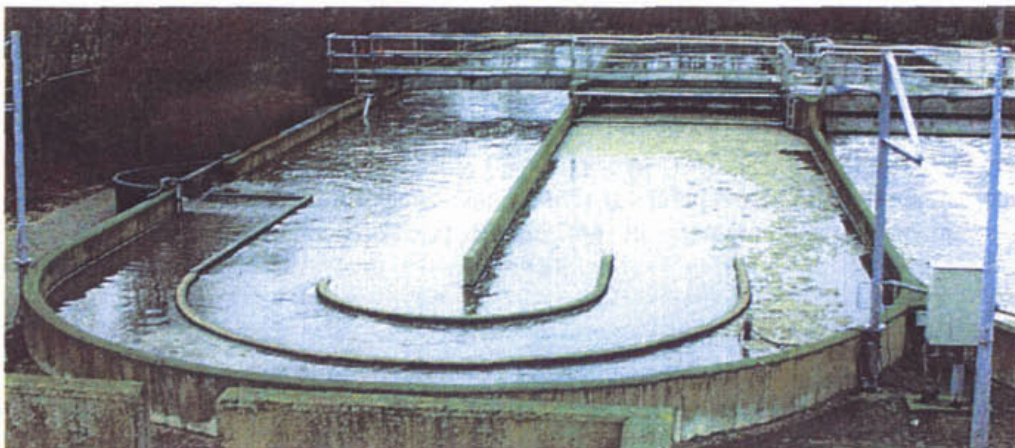
Sliblijn

Het surplusslib wordt onttrokken uit de retourslibstroom en ingedikt in een gravitatie-indikker. Vervolgens wordt het ingedikte slib verpompt naar slibbufferbakken. Van hieruit wordt het slib per as afgevoerd voor verdere ontwatering.

Een schematische weergave van de oxydatiesloot is in afbeelding 59 weergegeven; een bovenaanzicht in afbeelding 60.



Afbeelding 59
Schematische weergave beluchtingscircuit, rwzi Zetten



Afbeelding 60
Bovenaanzicht beluchtingscircuit, rwzi Zetten

5.11.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Zetten zijn in tabel 35 gepresenteerd.

Tabel 35
Ontwerpgegevens rwzi Zetten

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	90
	RWA	m ³ /h	390
	gem. dag debiet	m ³ /d	840
	biologisch		
	BZV	kg/d	350
	N _{Kj}	kg/d	65
	v.e.	136 g TZV	6.500
effluent streefwaarden	N _{Kj}	mg/l	< 5
	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)	0,054
	slibgehalte actiefslibproces	g/l	3,7
	retourslibdebiet	m ³ /h	55-260
	SVI slibbezinking	ml/g	150

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de selector en oxydatiesloot zijn in tabel 36 gepresenteerd.

Tabel 36
Dimensionering en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtank, rwzi Zetten

tank		eenheid	waarde
selector (per juni 1999)	totaal netto volume	m ³	55
	aantal compartimenten	-	1
	influent naar selector	%	100
	retourslib naar selector	%	50
	oxydatiecircuit	karakteristiek	-
	totaal netto volume	m ³	1.700
	retourslib naar circuit (per sept. 1999)	%	50

5.11.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Selector, anaërobe tank

In feite is er geen sprake van een separate anaërobe tank. Anaërobie wordt verkregen via het uitschakelen van de borstelbeluchters in het circuit (zie ook onder 'actuele anaërobe contacttijd').

Procesregeling

Regeling van het bio-P proces vindt plaats via regeling van de N-totaalverwijdering en direct via het creëren van anaërobie in het circuit

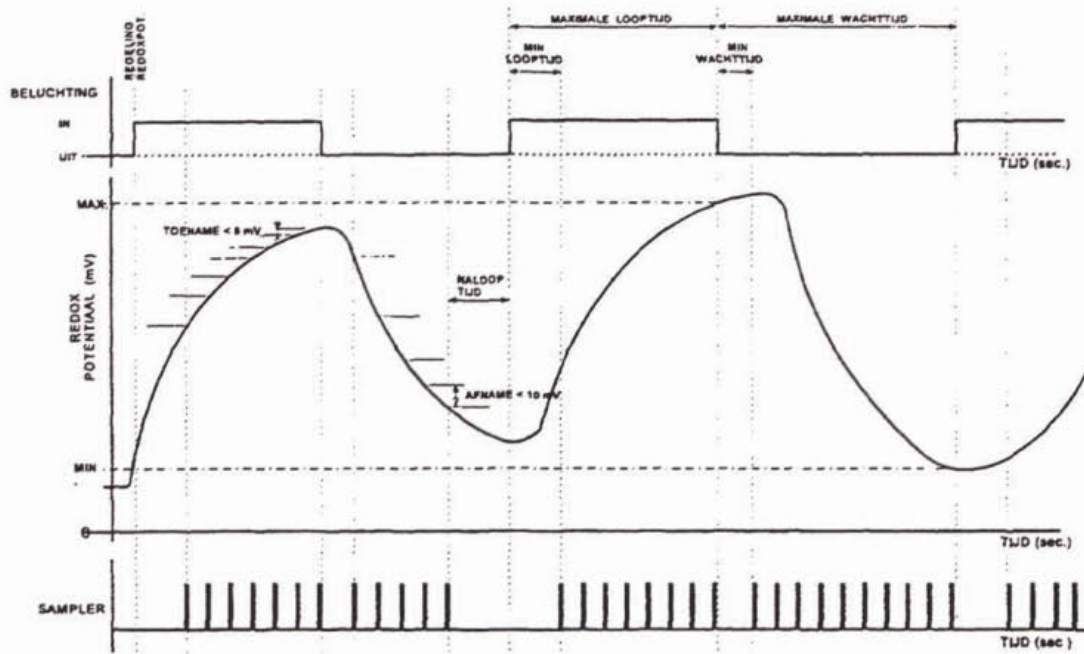
De borstelbeluchters worden aangestuurd op basis van een redoxpotentiaalregeling. Binnen deze regeling is er sprake van twee situaties: namelijk alle borstels draaien of alle borstels staan

uit. Het aan- en uitschakelen van de borstelbeluchters vindt plaats op basis van een afname respectievelijk toename van de redoxpotentiaal in het circuit en een looptijd-/wachtijdbesturing.

Na een minimale looptijd (actueel 20 min) waarin alle borstels draaien, wordt met een vast tijdsinterval (actueel 10 min) nagegaan of de redoxwaarde nog in voldoende mate toeneemt (actueel 5 mV). Is dit niet het geval dan schakelen alle borstels uit. Dit gebeurt ook als de maximale redoxwaarde (actueel: +160 mV) of maximale looptijd (actueel: 5 h) van de borstels wordt bereikt. De borstels blijven gedurende een minimale wachttijd (actueel 20 min) uitgeschakeld. Dan wordt weer nagegaan of de redoxwaarde nog voldoende afneemt per tijdsinterval (actueel 6 mV). Bij onvoldoende afname worden de borstels weer aangeschakeld. De beluchting wordt ook gestart als tijdens de daling de minimale redoxwaarde (-/- 100 mV) of maximale wachttijd (actueel: 3 h) wordt bereikt.

De onbeluchte periode kan worden overbrugd indien het debiet gedurende een instelbare tijd hoger is dan een ingesteld maximum debiet.

Een schematische weergave van de regeling is weergegeven in afbeelding 61.



Afbeelding 61
Schematische weergave van de redoxpotentiaalregeling, rwzi Zetten

De borstelbeluchters kunnen ook via een gecombineerde redox-zuurstofregeling worden aangestuurd. In deze regelcyclus worden de onbeluchte en beluchte periodes op dezelfde wijze bepaald als bij de redoxregeling. In de beluchte periodes kunnen echter borstels worden bij- of afgeschakeld op basis van de actuele zuurstofconcentratie in het circuit en een instelbaar zuurstofsetpoint.

Ook is een regeling op basis van enkel de zuurstofmeting en een looptijd-/wachtijdregeling mogelijk.

Chemicaliëndosering

Er vindt geen aanvullende chemicaliëndosering plaats.

Slibverwerking

Er zijn geen specifieke maatregelen getroffen om het in oplossing gaan van het biologisch opgeslagen fosfaat te beperken. Als gevolg van anaërobie omstandigheden in de indikker en de slibbufferbakken zal het fosfaat (voor een deel) in oplossing gaan.

Zowel vanuit de indikker als de slibbufferbakken wordt overloop- dan wel aflatwater geretourneerd naar de waterlijn. Het rendement van het bio-P proces kan hierdoor negatief worden beïnvloed.

5.11.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De omgebouwde rwzi is in 1987 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over de periode 1998-1999 zijn in tabel 37 gepresenteerd.

Tabel 37
Bedrijfsresultaten van de rwzi Zetten, 1998-1999

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	130	3	98
CZV	370	31	92
N _{Kj}	51	3	94
NO _{2,3} -N		4	
N-totaal	51	7	86
P-totaal ¹	7,5	1,1	85
zwevende stof		7	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		5.050
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		3,7
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,03
SVI	ml/g		138
slibproductie	ton d.s./d		0,33
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		2,1
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		27
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Lagere vetzuren influent

In 1991 zijn de lagere vetzuren in de aanvoer van de rwzi Zetten bepaald. Het gemiddelde gehalte bedroeg 32 mg CZV/l (bereik 4-68 mg/l; 5 waarnemingen).

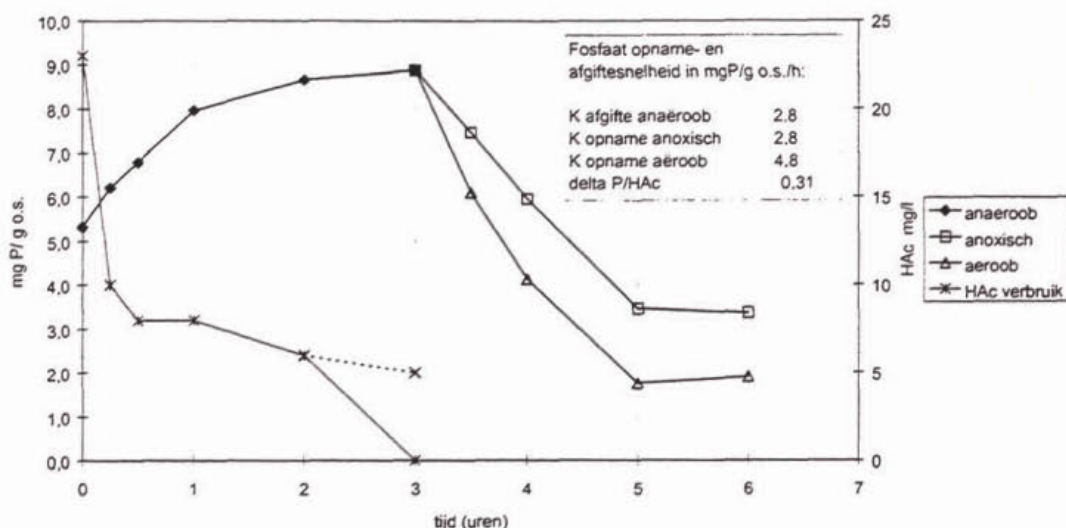
Actuele anaërobie contacttijd

Er is sprake van de volgende cyclustijden in het omloopcircuit tijdens DWA én aanvoer van afvalwater: 2-2,5 uur aëroob, 1 uur anoxisch en 0,2-0,5 uur anaëroob. S'nachts, indien de aanvoer gering is, neemt de beluchte en anoxische tijd af tot respectievelijk 1,5 en 0,5 uur.

Halverwege 1999 is in de buitenbocht van het circuit een selector gecreëerd met behulp van een aanwezige geleidewand. De contacttijd onder DWA-omstandigheden bedraagt 8 tot 13 minuten.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

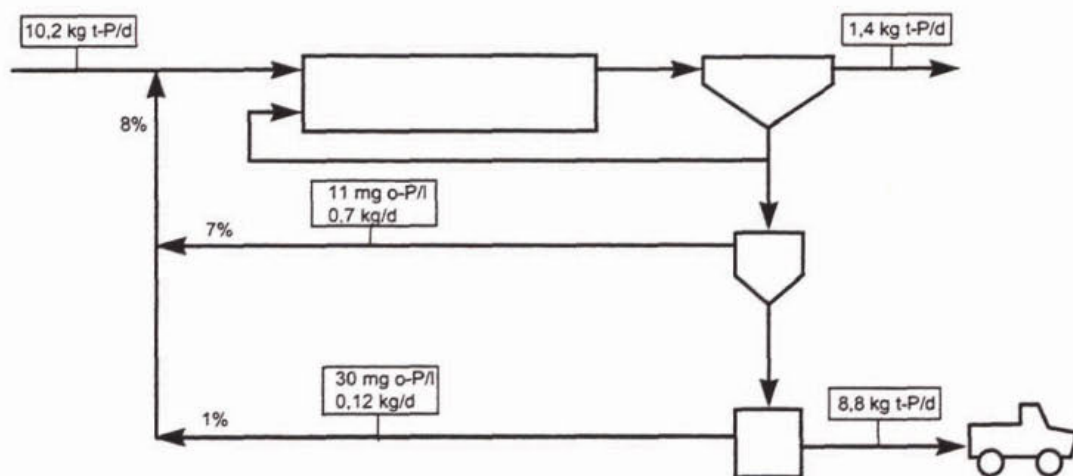
In afbeelding 62 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Zetten weergegeven.



Afbeelding 62
P-afgifte, P-opname slib rwzi Zetten

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analysesresultaten van het filtraat van de gravitatie-indikker en de slibbufferbakken, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 63).



Afbeelding 63
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Zetten

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

In de praktijk is gebleken dat de aanvoer van voldoende geconcentreerd afvalwater een randvoorwaarde is voor een voldoende stabiele redoxregeling. Bij 'dun' water, in Zetten is er sprake van kwelwater in de winter, zijn de verschillen in redoxwaarden tussen aërobe, anoxische en anaërobe omstandigheden te gering. De regeling op basis van redoxpotentiaal werkt dan onvoldoende, zodat moet worden overgeschakeld op een zuurstofregeling.

5.12 Rwzi Maastricht-Bosscherveld

5.12.1 Procesbeschrijving

De rwzi Maastricht-Bosscherveld is een bio-P hoofdstroomproces volgens het Phoredox-principe met een discontinue anaërobe fase, zonder een separate voordennitrificatietank en een aëratietank met een compleet gemengd karakter.

Waterlijn

Het afvalwater wordt aangevoerd via persleidingen. Na passage van een rooster en een zandvangervang wordt het afvalwater in twee ronde beluchtingstanks (type Schreiber) geleid. Indien onder RWA-omstandigheden de aanvoer meer dan 3.000 m³/h bedraagt, wordt het overschot opgevangen in twee regenwaterbezinktanks. De beluchtingstank is voorzien van een ronddraaiende brug waaraan membraanbeluchtingselementen zijn bevestigd. Aan de brug zijn ook remschotten en mixers bevestigd waarmee een rondgaande stroming van het actief slib wordt verkregen. Het actiefslimbengsel van elke beluchtingstank wordt gescheiden in een nabezinktank.

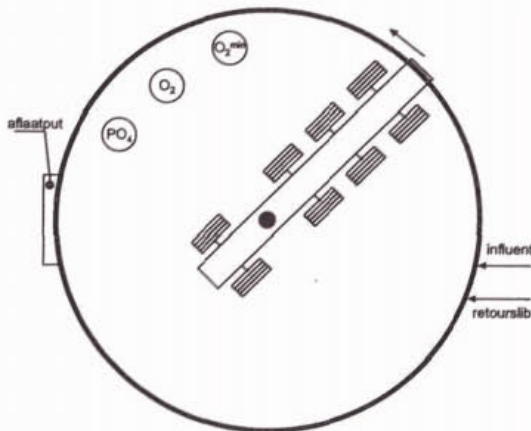
Het bezonken slib wordt als retourslib teruggevoerd naar de beluchtingstank.

Sliblijn

Het surplusslib wordt onttrokken uit de retourslibstroom. In 1996 en 1997 is het surplusslib ingedikt via bandindickers en vervolgens met centrifuges ontwaterd. Vanaf eind 1997 wordt het slib gravitair ingedikt en vervolgens mechanisch met centrifuges ontwaterd. Het ontwaterde slib wordt per as afgevoerd naar een slibdrooginstallatie.

Het filtraat dan wel overloopwater en het centraat worden teruggevoerd in de influentstroom na de zandvang.

Een schematische weergave en bovenaanzicht van de beluchtingstank staan weergegeven in afbeelding 64.



bron: Airphoto Netten

Afbeelding 64

Schematische weergave en bovenaanzicht beluchtingscircuit rwzi Maastricht -Bosscherveld

5.12.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Maastricht-Bosscherveld zijn in tabel 38 gepresenteerd.

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks zijn in tabel 39 gepresenteerd.

Tabel 38
Ontwerpgegevens rwzi Maastricht-Boscherveld

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	1.000
	RWA	m ³ /h	3.000
	biologisch		
	v.e.	136 g TZV	132.900
	BZV	kg/d	5.400
	N _{Kj}	kg/d	1.000
	P-totaal	kg/d	200
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 2
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib		
	biologisch	kg BZV/(kg d.s.d)	0,053
	totaal (incl. chemisch slib)	kg BZV/(kg d.s.d)	0,050
	slibgehalte actiefslibproces		
	biologisch	g/l	3,8
	totaal (incl. chemisch slib)	g/l	4
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	aanvullende chem.dosering		
type chemicalie	-	Fe(II)SO ₄	
ontwerp Me/P	mol/mol	0,25	

Tabel 39
Dimensionering en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtank, rwzi Maastricht-Boscherveld

tank		eenheid	waarde
aërietank	karakteristiek	-	compleet gemengd, Schreiber
	totaal netto volume	m ³	2 x 13.500

5.12.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Anaërobe 'tank'

Het actiefslibproces is niet voorzien van een aparte anaërobe tank. Alle fasen (aëroob, anoxisch, anaëroob) vinden achtereenvolgens in de tijd plaats in één beluchtingstank.

Anaërobie wordt verkregen door intermitterende beluchting en de anaërobe contacttijd zal als gevolg van wisselende aanvoeromstandigheden variëren.

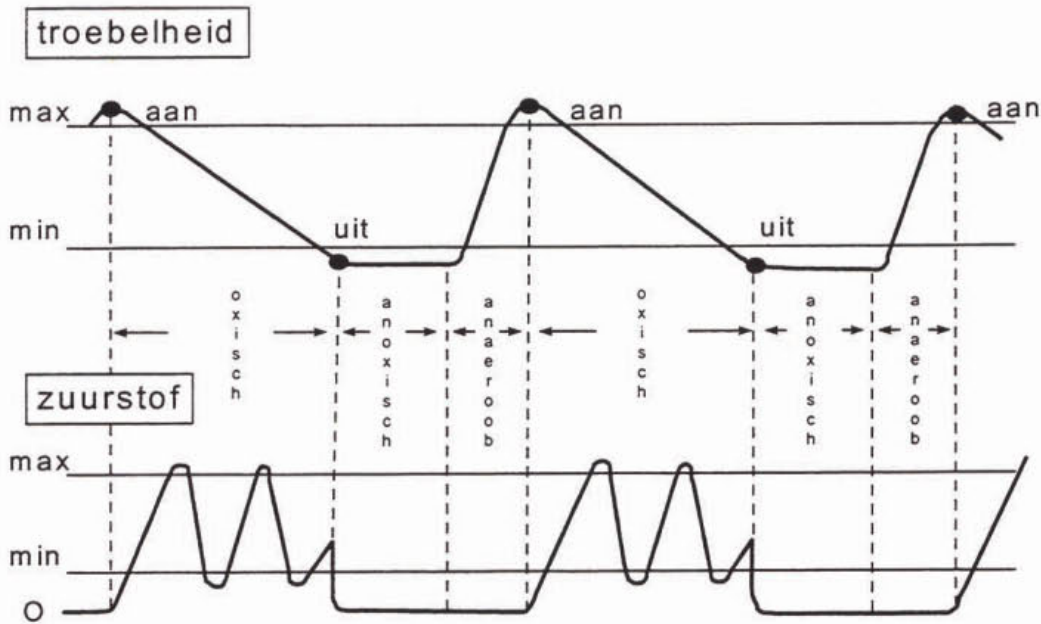
Als gevolg van de discontinuïteit in anaërobie en de continue aanvoer van afvalwater zal een deel van het influent-CZV direct aëroob worden verademd en niet ten goede komen aan het fosfaatafgifte- en/of denitrificatieproces.

Omdat ná de anaërobe fase de beluchting wordt aangeschakeld (zie ook onder procesregeling), zal fosfaatopname onder anoxische omstandigheden relatief beperkt zijn.

Procesregeling

De regeling van de biologische P- en N-verwijdering geschiedt indirect met de zogenaamde zuurstofminimator. De minimator is gebaseerd op bezinking van het actief slib in combinatie met een troebelheidsmeting. Het actief slib wordt pulsgewijs naar een bezinkunit gepompt en het overloopwater wordt vervolgens doorgemeten op troebelheid. De troebelheid van de bovenstaande vloeistof neemt af in de aërobie fase. Wordt een bepaalde, ingestelde, minimumwaarde aan troebelheid bereikt, dan schakelt de beluchting uit. Het actief slib wordt dan met behulp van de remschotten in suspensie gehouden. Het gevormde nitraat wordt gedenitrificeerd. Na afloop van de denitrificatiefase neemt de troebelheid van de bovenstaande vloeistof toe. Daarna volgt de anaërobie fase waarbij fosfaatafgifte plaatsvindt en een verdere sterke toename van de troebelheid optreedt tot een maximum waarde. Hierna schakelt de

beluchting weer in en begint de volgende aërobe fase. De regeling is geschematiseerd weergegeven in afbeelding 65.



Afbeelding 65
Schematische weergave van de regeling met een O₂-minimator

Naast de troebelheidsmeting wordt ook het zuurstofgehalte in de beluchtingstanks on-line gemeten. Het zuurstofgehalte in de tank bepaalt, indien de blowers in bedrijf zijn, het aantal blowers dat wordt ingezet. De luchtinbreng kan daarmee in stappen worden verhoogd tot 100%.

Chemicaliëndosering

Indien het ortho-fosfaatgehalte in het effluent, bepaald via een on-line monitor, boven een instelbaar maximum setpoint komt (actueel 2 mg P/l), wordt ijzersulfaat gedoseerd in de put voor de retourslibvijzels. Dosering vindt alleen plaats indien de beluchting aangeschakeld is. Indien een instelbaar minimum setpoint is bereikt (actueel 0,8 mg P/l), wordt de dosering weer gestopt.

Slibverwerking

Door toepassing van mechanische indikking gevolgd door een mechanische ontwatering, zonder de aanwezigheid van (tussen-)slibbuffers, is de verwerkingstijd van het surplusslib kort. Hierdoor wordt afgifte van het biologisch opgeslagen fosfaat nagenoeg geheel voorkomen.

In de bedrijfssituatie waarbij een gravitatie-indikking voorafgaand aan de mechanische ontwatering plaatsvindt, bestaat dit gevaar wel. Niet zo zeer het overloopwater van de indikkers, maar het centraat zal dan mogelijk hoge ortho-P-gehalten bevatten. Afhankelijk van de P-opnamecapaciteit en/of de toegepaste Me/P-verhouding van de aanvullende chemische dosering, zal het negatieve effect op het P-gehalte in het effluent beperkt kunnen blijven.

5.12.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

Bedrijfsresultaten

De uitgebreide en gerenoveerde rwzi is in 1994 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten, weergegeven als gewogen gemiddelden over het jaar 1997, waarin de zeebandindikers nog operationeel zijn, zijn gepresenteerd in tabel 40.

Tabel 40
Bedrijfsresultaten van de rwzi Maastricht-Boscherveld, 1997

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
BZV	219	2,2	99
CZV	609	26	96
N _{Kj}	48,7	2,3	95
NH ₄ -N	28,1	1,2	
NO _{2,3} -N	0,2	5,6	
N-totaal	48,9	7,9	84
P-totaal ¹	7,37	0,95	87
P-ortho	3,09	0,83	
zwevende stof	313	4	
Overige bedrijfsgegevens			
v.e. belasting	136 g TZV		108.000
drogestofgehalte actiefslibproces	kg/m ³		5,2
slibbelasting	kg BZV/(kg d.s.d)		0,03
SVI	ml/g		63
slibproductie	ton d.s./d		5,2
spec. slibproductie	kg d.s./kg BZV verw.		1,3
P-gehalte in slib	g P/kg d.s.		22
opmerking: <i>cursief</i> is berekend			
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7			

Actuele anaërobe contacttijd

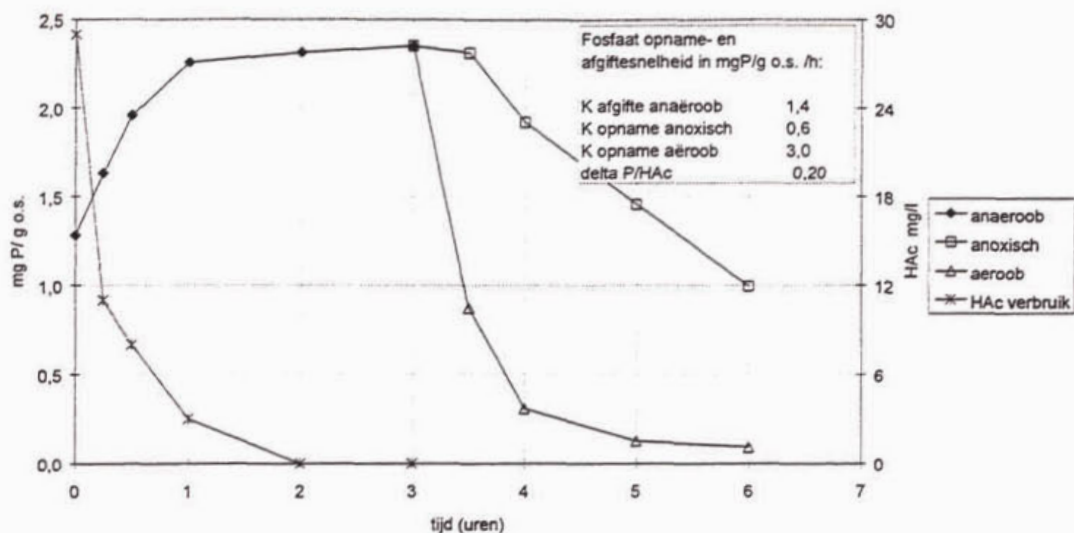
Bij een karakteristiek DWA-aanvoerpatroon is sprake van de volgende gemiddelde cyclustijden in de beluchtingstank: 4 uur aëroob, 4 uur anoxisch en 2 uur anaëroob.

Me/P-verhouding

Op basis van het gemiddelde verbruik van het ijzersulfaat en een gemiddelde P-vracht in het influent, bedraagt de Me/P-dosering 0,25 mol/mol.

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

In afbeelding 66 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Maastricht-Boscherveld weergegeven.

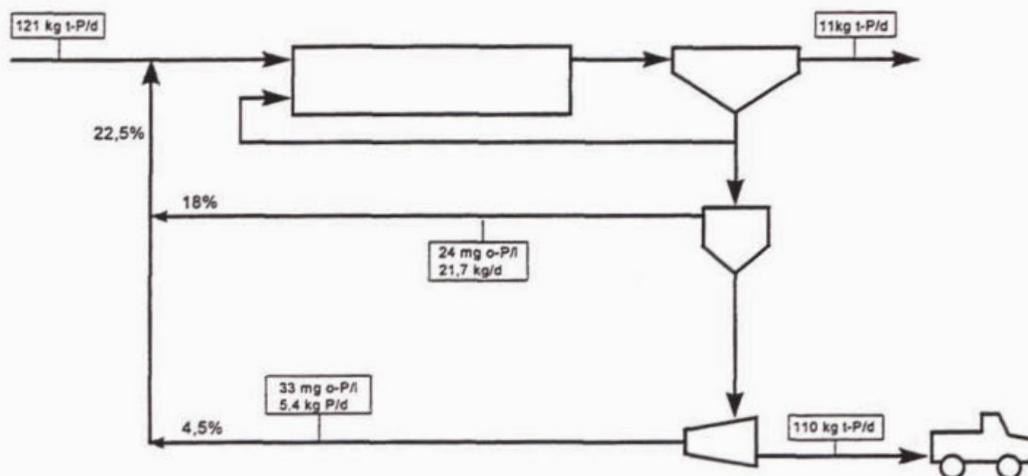


Afbeelding 66
P-afgifte, P-opname slib rwzi Maastricht-Boscherveld

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Gegevens van de ortho-P-terugvoer uit de slibverwerking van het jaar 1997 met de zeefbandindickers in bedrijf, zijn niet voorhanden.

Met de gravitatieindickers in bedrijf (vanaf 1998) kan op basis van de ortho-P analyseresultaten van het overloopwater en het centraat van respectievelijk de indickers en centrifuge, de interne fosfaatbelasting uit de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 67).



Afbeelding 67
Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Maastricht-Boscherveld

Ervaringen tijdens de opstartperiode en storingen

Indien de zuurstofminimator langdurig uit bedrijf is of in storing, is voorzien in een noodprogramma waarin de beluchting continu is. De blowercapaciteit wordt wel gestuurd op het signaal van de zuurstofmeter. Een tijdelijke achteruitgang in de biologische P-verwijdering wordt echter automatisch opgevangen door de additionele chemische fosfaatverwijdering. Hiermee kan het P-gehalte in het effluent op een stabiel niveau worden gehouden.

Onderhoud aan de troebelheidsmeting (schoonmaken bezinkunit en meetcel) vindt éénmaal per dag plaats.

5.13 Rwzi Haarlem-Waarderpolder

5.13.1 Procesbeschrijving

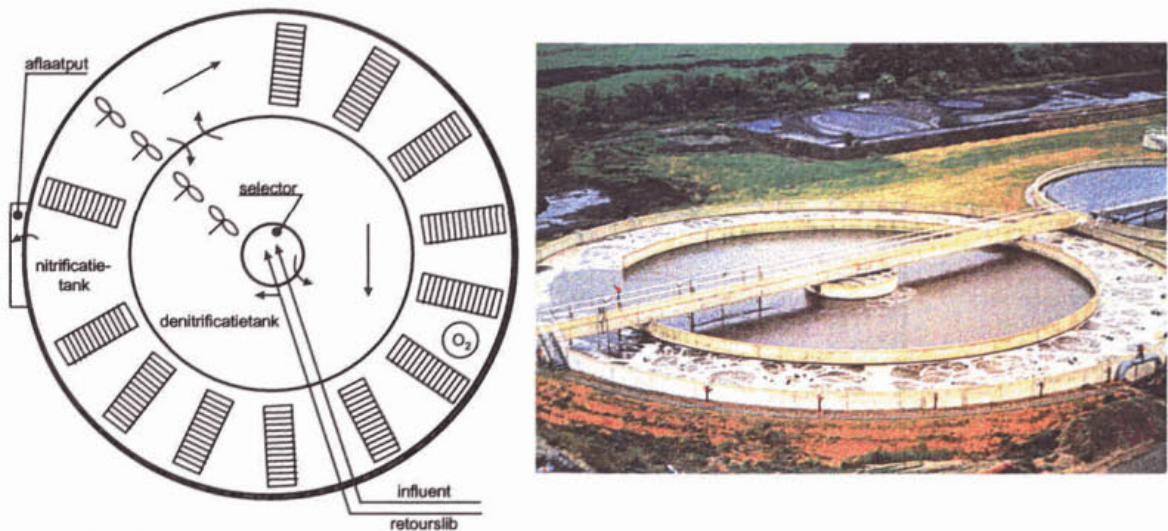
De rwzi Haarlem-Waarderpolder is een bio-P deelstroomproces.

Waterlijn

Na passage van een roosterinstallatie wordt het afvalwater over twee voorbezinktanks geleid, waarna het vervolgens over vier actiefslibstraten wordt verdeeld. Elke straat bestaat uit één ringvormige actiefslibtank en twee nabezinktanks. De actiefslibtank omvat een selector, een voordennitrificatietank en een nitrificatietank. Beluchting vindt plaats door middel van bellenbeluchting. Vanuit de nitrificatietank vindt recirculatie van het slib/watermengsel naar de voordennitrificatietank plaats.

Het grootste deel van het retourslib wordt teruggevoerd naar de actiefslibtank, waarbij een verdeling plaatsvindt over de selector en de voordennitrificatietank. Een klein deel van het retourslib wordt in de bio-P sliblijn behandeld.

Een schematische weergave en een bovenaanzicht van de ringvormige actiefslibtank is in afbeelding 68 weergegeven.



Afbeelding 68
Schematische weergave en bovenaanzicht actiefslibtank, rwzi Haarlem-Waarderpolder

Bio-P sliblijn

De bio-P sliblijn behandelt een deel van het retourslib en bestaat uit een P-selectortank, een P-afgiftetank, een bandindikkerinstallatie, een azijnzuurdoseerinstallatie, een kalkdoserinstallatie en een gravitatie-indikker.

Een deel van het retourslib dat in de bio-P sliblijn wordt behandeld gaat naar de P-selectortank. In deze tank wordt het overloopwater van de primairslibindikker gedoseerd. Het slib van de P-selectortank wordt tezamen met het retourslib teruggevoerd in het actiefslibproces.

Het andere deel van het retourslib dat in de bio-P sliblijn wordt behandeld gaat naar de P-afgiftetank (stripper). In deze tank wordt geconcentreerd azijnzuur gedoseerd. Het slib van deze tank wordt mechanisch ingedikt in een bandindikkerinstallatie. Het ingedikte slib wordt voor een groot deel, gezamenlijk met het retourslib, teruggebracht in het actiefslibproces. Het overige deel wordt gespuid en verder verwerkt in de sliblijn.

Aan het filtraat van de bandindikkerinstallatie met een hoge ortho-fosfaatconcentratie, wordt kalk gedoseerd. Precipitatie en afscheiding van het chemisch fosfaatslib vindt plaats in een kleine gravitatie-indikker.

Sliblijn

Het primair slib wordt gezamenlijk met extern aangevoerd actief slib gravitair ingedikt. Dit ingedikte slib wordt met een deel van het mechanisch ingedikte surplusslib in de slibgisting gepompt. Het uitgegiste slib wordt in een na-indikker gravitair ingedikt, alvorens het gezamenlijk met het chemisch ingedikte fosfaatslib in een filterpersinstallatie wordt ontwaterd. Het ontwaterde slib wordt per as afgevoerd.

5.13.2 Ontwerp en dimensionering

De ontwerpgrondslagen van de rwzi Haarlem-Waarderpolder zijn in tabel 41 gepresenteerd.

Tabel 41
Ontwerpgegevens, rwzi Haarlem-Waarderpolder

	parameter	eenheid	waarde
ontwerpbelasting	hydraulisch		
	DWA	m ³ /h	2.175
	RWA	m ³ /h	7.000
	biologisch		
	i.e.	54 g BZV	160.000
	BZV	kg/d	8.640
	N _{Kj}	kg/d	1.920
P-totaal	kg/d	288	
effluenteisen	N-totaal	mg/l	< 10
	P-totaal	mg/l	< 1
ontwerpgegevens waterlijn	slibbelasting actief slib		
	biologisch	kg BZV/(kg d.s.d)	0,043
	slibgehalte actiefslibproces		
	totaal	g/l	4
	SVI slibbezinking	ml/g	150
	DWA retourslibdebiet totaal	m ³ /h	2.500
	CZV dosering in deelstroom	-	azijnzuur (70%)
	chemische dosering in deelstroom	-	Ca(OH) ₂
	contacttijd P-selectortank	uur	8
contacttijd P-afgiftetank	uur	4	

De dimensioneringen en enkele uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks en de bio-P sliblijn zijn in tabel 42 gepresenteerd.

5.13.3 Ontwerpaspecten voor bio-P

Anaërobe tank

In het hoofdstroomproces is geen anaërobe zone of tank opgenomen. De selectie van PAO's vindt plaats in de deelstroom, zowel in de P-selectortank als in de P-afgiftetank. Vanuit beide tanks wordt het slib met de PAO's geretourneerd naar het actiefslibproces. Door het slib uit de deelstroom in de voordennitrificatietank te brengen wordt de fosfaatopname onder anoxische omstandigheden gestimuleerd.

In de P-selectortank en de P-afgiftetank, die een identieke dimensionering en uitvoering hebben, vinden de dezelfde processen plaats. Er zijn twee belangrijke verschillen:

Tabel 42

Dimensioneringen en uitvoeringsaspecten van de actiefslibtanks en bio-P sliblijn, rwzi Haarlem-Waarderpolder

tank		eenheid	waarde
selector	totaal netto volume	m ³	4 * 125
	aantal compartimenten	-	1
	belucht/onbelucht	-	onbelucht
	influent over selector	%	100
	retourslib over selector	%	40
voordenitrificatietank	totaal netto volume	m ³	4 • 4.330
	karakteristiek	-	compleet gemengd
	retourslib naar voordenitrificatietank	%	60
nitrificatietank	totaal netto volume	m ³	4 * 4.330
	karakteristiek	-	omloop
	interne recirculatie	m ³ /h	5.000-8.000
bio-P sliblijn	retourslib naar bio-P sliblijn	%	10
P-selectortank	retourslib naar P-selectortank	%	10
	totaal netto volume	m ³	1 * 875
	karakteristiek	-	propstroom
	retour naar actiefslibtank	%	100
P-afgiftetank	retourslib naar P-selectortank	%	90
	totaal netto volume	m ³	1 * 875
	karakteristiek	-	propstroom
	retour naar actiefslibtank	%	90
	verwerking als spuislib	%	10

- *herkomst C-bron.* Om de afgifte in de P-selectortank te versnellen wordt het overloopwater van de primair slibindikker, met "gratis" lagere vetzuren, aan het slib gedoseerd. Dosering van dit overloopwater heeft een verdunningseffect en resulteert in een relatief lage ortho-fosfaatconcentratie in deze tank. In de P-afgiftetank wordt geconcentreerd azijnzuur gedoseerd. Het slibgehalte en ortho-fosfaatconcentratie liggen daarmee in deze tank op een hoog niveau;
- *functie voor bio-P proces.* De P-selectortank heeft puur een selectiefunctie voor PAO's. Gezien de lage fosfaatconcentratie komt dit slib niet in aanmerking voor onttrekking van (ortho-)fosfaat aan het zuiveringssysteem. De P-afgiftetank heeft naast selectie van PAO's als functie om een maximale P-afgifte te bereiken, gecombineerd met zeer hoge ortho-fosfaatconcentraties. Via mechanische indikking van de slibmassa uit de P-afgiftetank en chemische behandeling van het orthofosfaat in de filtraatstroom, wordt fosfaat onttrokken aan het zuiveringssysteem.

De mogelijkheid bestaat om het overloopwater van de indikker ook in de P-afgiftetank te doseren. Hiermee kan op de aankoop van azijnzuur worden bespaard.

Procesregeling

Het bio-P proces in de hoofdstroom wordt niet geregeld. Via aansturing van de compressoren op basis van een zuurstofmeting in het actief slib wordt de zuurstofinbreng in de nitrificatietanks geregeld en daarmee de N-totaalverwijdering.

De hoeveelheid retourslib die naar de P-selectortank en de P-afgiftetank wordt verpompt, alsmede de dosering van overloopwater, azijnzuur en kalk, zijn constante debieten. Op basis

van de werking van het bio-P proces worden de debieten en doseringshoeveelheden handmatig bijgesteld.

Chemicaliëndosering

Er worden geen aanvullende chemicaliën in de waterlijn gedoseerd. Indien meer fosfaat chemisch moet worden vastgelegd, zal dit plaatsvinden door de afgifte in het deelstroomproces (afgiftetank) te laten toenemen. De dosering van kalk in de bio-P sliblijn zal dan ook moeten toenemen.

Slibverwerking

Door de keuze van een deelstroomproces en daarmee het chemisch vastleggen van een deel van het fosfaat wordt een hoge interne fosfaatbelasting voorkomen. Dit wordt versterkt doordat het biologisch opgeslagen fosfaat in het bio-P slib dat na de mechanische indikking wordt gespuid en wordt vergist, reeds is vrijgekomen als orthofosfaat.

Het chemisch fosfaatslib maakt, in tegenstelling tot additionele chemische fosfaatverwijdering in een hoofdstroomproces, geen deel uit van het actiefslib.

5.13.4 Resultaten van de ongestoorde bedrijfsvoering

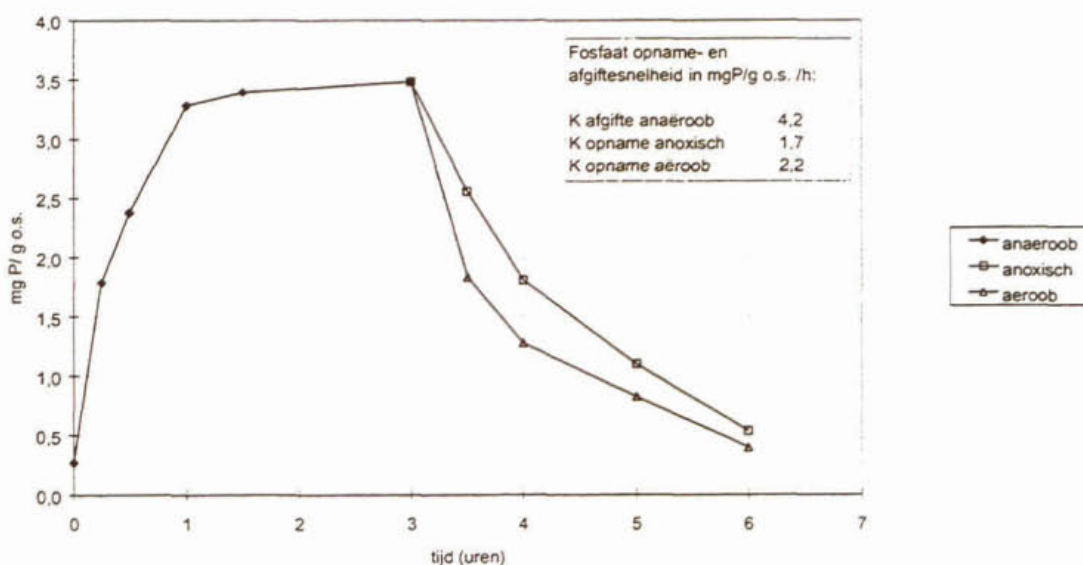
De omgebouwde en uitgebreide rwzi is in 1996 in bedrijf genomen. De bedrijfsresultaten over de periode 1997-1999 zijn tabel 43 gepresenteerd.

Lagere vetzuren influent

In het kader van modellering is de S_A -fractie van het voorbezonden influent bepaald. Het gemiddelde gehalte bedroeg 33 mg CZV/l. Het overloopwater van de primairslibindikker bevatte gemiddeld 50 mg CZV/l

P-afgifte, P-opnamecapaciteit

In afbeelding 69 zijn de resultaten van een P-afgifte, P-opnametest met het slib van de rwzi Haarlem-Waarderpolder weergegeven.



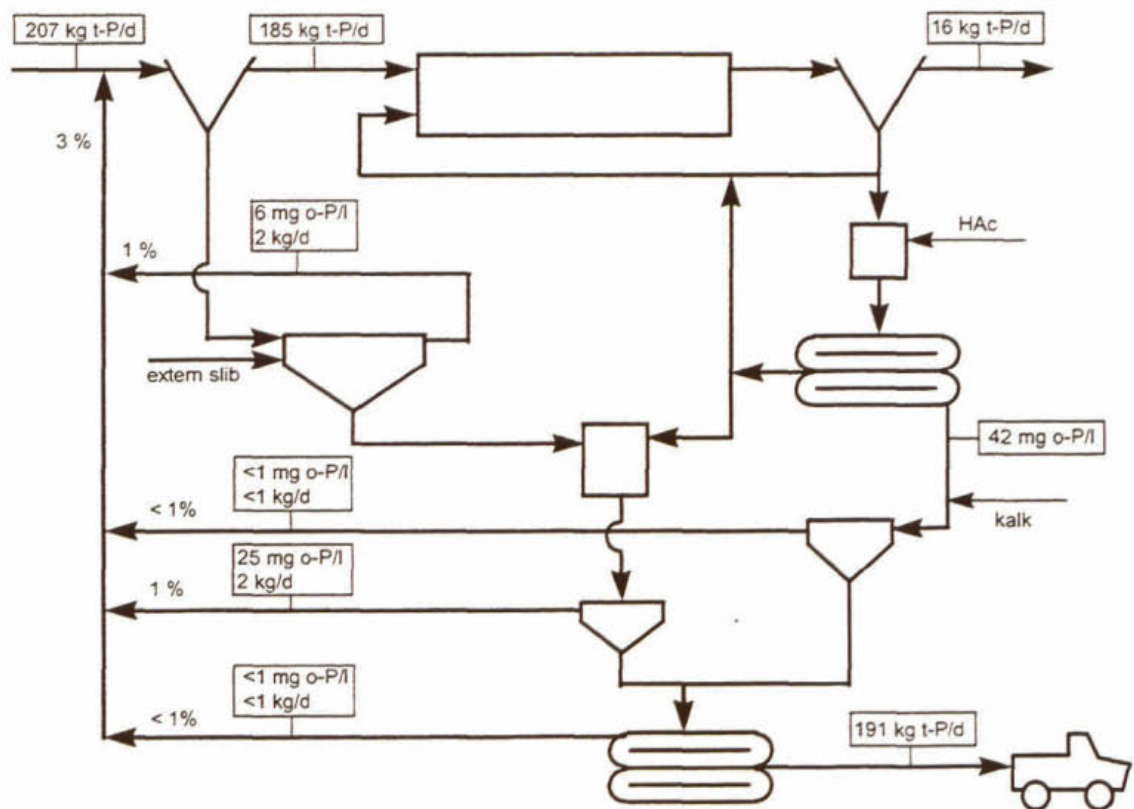
Afbeelding 69
P-afgifte, P-opname slib rwzi Haarlem-Waarderpolder

Tabel 43
Bedrijfsresultaten van de rwzi Haarlem-Waarderpolder, 1997-1999

parameter	ruw influent (mg/l)	voorbezonden (mg/l)	effluent (mg/l)	verwijdering (%)
CZV	495	265	40	92
BZV	190	100	4	98
N _{Kj}	56	48	4,6	92
NH ₄ -N			3,0	
NO ₃ -N			6,4	
N-totaal			11	80
P-totaal ¹	7,5	6,7	0,59	92
P-ortho		4,7	0,27	
zwevende stof	220	100	7	
Bedrijfsgegevens bio-P sliblijn				
pH in selectortank		-		7,5
d.s. in selectortank		g/l		0,9
P-ortho in selectortank		mg/l		13,3
azijnzuurdosering (70%)		m ³ /d		0,53
pH in afgiftetank		-		6,8
d.s. in afgiftetank		g/l		5,5
P-ortho in afgiftetank		mg/l		41,2
Overige bedrijfsgegevens				
i.e.		54 g BZV		97.000
drogestofgehalte actiefslibproces		kg/m ³		5,2
slibbelasting		kg BZV/(kg d.s.d)		0,02
SVI		ml/g		60
slibproductie		ton d.s./d		3,0
<i>spec. slibproductie</i>		kg d.s./kg BZV verw.		1,1
<i>P-gehalte in slib</i>		g P/kg d.s.		56
opmerking: <i>cursief</i> is berekend				
¹ voortschrijdend gemiddelde in het effluent over 10 waarnemingen is weergegeven in bijlage 7				

Interne fosfaatbelasting uit slibverwerking

Op basis van de ortho-P analyseresultaten van het overloopwater en filtraat van de slibbindings- en ontwateringseenheden voor primair, secundair en uitgegist slib, kan de interne fosfaatbelasting via de sliblijn worden opgesteld (afbeelding 70).



Afbeelding 70
 Interne fosfaatbelasting sliblijn rwzi Haarlem-Waarderpolder

6.1 Verificatie van het statisch bio-P model met praktijkresultaten

6.1.1 Verificatie op basis van gemiddelde bedrijfsresultaten

Inleiding

Op basis van de resultaten van de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" (zie hfst. 5) en de dimensioneringsgegevens van het actiefslibproces is nagegaan of het praktijkresultaat met betrekking tot het ortho-P-gehalte in het effluent overeenkomt met de voorspelling van de modelberekening. Voor deze verificatie is het statisch bio-P model van Scheer gebruikt zoals dit is beschreven in 3.1.3 en bijlage 4 van het handboek. Het bio-P model is alleen ten behoeve van de verificatie uitgebreid met aanvullende chemische fosfaatverwijdering.

Zowel de bio-P berekening volgens Scheer als de gevolgde berekeningmethode voor aanvullende chemische defosfatering is ook beschreven in het STOWA rapport "Beoordelingssystematiek rwzi's" (Ref. 21).

De verificatie is uitgevoerd voor de rwzi's die worden bedreven volgens het bio-P hoofdstroomprincipe. De rwzi Haarlem-Waarderpolder, die opereert volgens het deelstroomproces, is bij deze verificatie buiten beschouwing gelaten.

Opgemerkt wordt dat het model Scheer, - en ook de andere in hoofdstuk 3 beschreven statische bio-P modellen -, reeds bij de ontwikkeling zijn geverifieerd met behulp van praktijkresultaten.

Resultaten

In bijlage 7 is het resultaat van de verificatie uitgebreid weergegeven. Per rwzi zijn, naast de invoergegevens, het berekende en het gemeten ortho-P-gehalte gepresenteerd. In tabel 44 is het resultaat van de verificatie samengevat weergegeven.

Tabel 44
Verificatie van het statisch bio-P model met de praktijkresultaten

rwzi	Me/P	o-P (mg/l) praktijk ¹	o-P (mg/l) model ²	o-P (mg/l) model ³ S _A aangepast	opmerking m.b.t. S _A -fractie
Goor	-	0,8		0,8	gemeten S _A (=35 mg/l)
Putte	-	0,2		0,2	gemeten S _A (=122 mg/l)
Hardenberg	-	0,2		0,3	gemeten S _A (=110 mg/l)
O-Beijerland	-	0,1	3,2	0,2	aangepaste S _A (136 i.p.v. 44 mg/l)
Waarde	-	0,8	4,1	0,8	aangepaste S _A (112 i.p.v. 47 mg/l)
Zetten	-	1,0		3,4	gemeten S _A (= 32 mg/l)
Katwoude	0,2	0,7	0,2		standaard S _A (= 68 mg/l)
Venlo	0,2	0,8	0,3	0,8	aangepaste S _A (91 i.p.v. gemeten 103 mg/l)
Elburg	0,4	0,3	2,7	0,5	aangepaste S _A (120 i.p.v. 41 mg/l)
Amersfoort	0,25	0,8		0,2	gemeten S _A (= 84 mg/l)
Maastricht-B	0,25	0,3	2,1		standaard S _A (59 mg/l)

¹ gemiddelde van periode "ongestoorde bedrijfsvoering"
² berekening van het ortho-P gehalte met een standaard S_A-fractie (= circa 10% van het CZV-totaalgehalte)
³ berekening van het ortho-P-gehalte met een aangepaste S_A-fractie (zie onder kolom 'opmerking')

Analyse

Uit de resultaten blijkt het volgende:

- Het gemeten ortho-P-gehalte in de praktijk komt bij de rwzi's Goor, Putte, Hardenberg, Oud-Beijerland en Waarde (allen bio-P installaties zonder aanvullende chemische fosfaatverwijdering) goed overeen met het door het statisch model berekende ortho-P-gehalte in het effluent.
Hierbij wordt opgemerkt dat bij de rwzi's Goor, Putte en Hardenberg de verificatie heeft plaatsgevonden met invoering van de gemeten S_A -fractie. Bij de rwzi's Oud-Beijerland en Waarde is, gezien de herkomst van het afvalwater en het type aanvoerstelsel, de S_A -fractie van het influent hoger gesteld dan de standaard waarde voor huishoudelijk afvalwater (= 10% van het influent-CZV). Bij de rwzi Oud-Beijerland wordt ruim 75% van het afvalwater aangevoerd via persleidingen. Daarnaast is een voedingsmiddelenindustrie met snel afbreekbaar CZV in het afvalwater een significante lozer. Ook voor de rwzi Waarde geldt dat de totale aanvoer via persleidingen plaatsvindt. Tevens is er sprake van een hoog industrieel aandeel van de mosselverwerkende bedrijven.
- Bij de bio-P rwzi's met aanvullende chemische fosfaatverwijdering blijkt dat het model de rwzi's Katwoude en Elburg goed beschrijft; het berekende ortho-P-gehalte komt goed overeen met het gemeten praktijkgehalte. Bij de rwzi Elburg is ook op grond van de herkomst van het afvalwater (lange persleidingen) en het feit dat het afvalwater een voorbezinking ondergaat, de S_A -fractie aangepast.
- Voor de rwzi Venlo geldt dat bij een gemeten S_A -fractie van 103 mg/l het model een ortho-P-gehalte van 0,3 mg/l berekent. Dit is lager dan de praktijkwaarde van 0,8 mg/l. Uit nadere analyse blijkt dat het berekende effluentgehalte zeer gevoelig is voor variatie van de S_A -fractie. Indien deze fractie in de berekening 91 mg/l bedraagt, wordt een ortho-P-gehalte van 0,8 mg/l voorspeld.
- De verificatie bij de rwzi Amersfoort geeft aan dat het berekende ortho-P-gehalte zonder aanvullende chemische defosfatering reeds lager ligt dan de praktijkwaarde met aluminiumdosering. Indien de S_A -fractie naar beneden wordt bijgesteld tot ca. 40 mg/l (i.p.v. de gemeten 84 mg/l) komt het berekende ortho-P-gehalte bij een Me/P van 0,25 overeen met de praktijkwaarde van 0,8 mg/l.
- Bij de rwzi's Zetten en Maastricht-Bossherveld liggen de voorspelling en praktijkwaarde ver uiteen, waarbij de praktijkwaarde lager is dan de modelwaarde. Bij beide rwzi's is sprake van een discontinue (en variërende) anaërobe fase. Blijkbaar is het model niet goed bruikbaar voor dit type uitvoeringsvorm van het bio-P proces.

6.1.2 Verificatie bij hogere procestemperaturen en hogere nitraatgehalten

Inleiding

De bovenstaande verificatie heeft plaatsgevonden bij de gemiddelde waarden van de diverse invoergegevens tijdens de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" van de desbetreffende rwzi. Voor de rwzi Katwoude zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de winterperiode met relatief hoge nitraatgehalten in het effluent en de zomerperiode met relatief lage nitraatgehalten.

Het blijkt dat vrijwel alle geselecteerde rwzi's (m.u.v. de rwzi Katwoude) ook gedurende de winterperiode met relatief lage procestemperaturen, een vergaande N-totaalverwijdering met bijbehorende lage nitraatgehalten in het effluent vertonen (< 5 mg NO₃-N/l). Een actuele (slib)belasting die lager ligt dan de ontwerp(slib)belasting en het feit dat veel ontwerpen zijn gebaseerd op een vergaande N-verwijdering bij de minimum procestemperatuur zijn hiervan de achterliggende oorzaken.

Resultaten

De resultaten van deze berekeningen staan weergegeven in tabel 45.

Tabel 45

Verificatie van het statisch bio-P model met praktijkresultaten van de rwzi Katwoude

parameter	eenheid	waarde zomerperiode	waarde winterperiode
temperatuur	°C	22	9
Me/P	mol/mol	0,2	0,2
nitraat effluent effluent	mg NO ₃ -N/l	0,8	12
ortho-P effluent praktijk	mg P/l	1,0	0,5
ortho-P effluent model	mg P/l	5,1	0,1

Analyse

Uit deze berekeningen blijkt dat het door het bio-P model berekende ortho-P-gehalte bij de hogere procestemperatuur sterk afwijkt van de gemeten praktijkwaarde.

Uit nadere analyse blijkt dat niet het hogere nitraatgehalte maar de hogere procestemperatuur de sterke afwijking veroorzaakt. Bij hogere temperaturen berekent het model een zodanig lage slib-, en daarmee lage, PAO-productie dat daarmee de bio-P (afvoer-)capaciteit sterk afneemt en het ortho-P gehalte in het effluent stijgt. Voor de rwzi Katwoude geeft het model aan dat de slibproductie, d.w.z. de totale productie van heterotrofen, autotrofen en PAO's, bij 20°C ca. 40% lager is dan die bij 12°C.

Deze sterke afwijkingen ten aanzien van de slibproductie bij hogere procestemperaturen (> 16 °C) zijn ook bij modelberekeningen met de datasets van de andere rwzi's naar voren gekomen.

Uit de praktijk is bekend dat het verschil tussen de slibproductie bij hoge en lage procestemperaturen niet zo groot is als het model aangeeft. Alleen bij situaties van sterke onderbelasting, bijv. bij het wegvallen van een industriële lozing of belasting t.g.v. recreatie/toerisme, zal dit plaatsvinden.

Ter ondersteuning hiervan zijn de berekende en gemeten slibproductie van de rwzi Katwoude over de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" in bijlage 7 weergegeven.

Uit de gemeten slibproducties blijkt dat tijdens de periode met hogere procestemperaturen geen significant lagere slibproductie is waar te nemen. Ook uit de gehanteerde berekeningsmethode voor slibproductie blijkt dat het verschil tussen de slibproductie in de zomermaanden en de wintermaanden slechts 5% bedraagt.

De (te) sterke vermindering van de slibproductie hangt samen met te hoge (standaard) afstervingsnelheden van de verschillende bacteriegroepen (PAO's, heterotrofen en autotrofen) die in het model worden gehanteerd. Daarnaast zijn hoogstwaarschijnlijk ook de (standaard) temperatuurscoëfficiënt voor de afsterving van PAO's (en ook heterotrofen) niet geheel correct.

Binnen dit handboek is er voor gekozen om de opzet van het model volgens Scheer en de in dit model voorgestelde kinetische parameters voor groei en afsterving van de verschillende bacteriegroepen ongewijzigd te laten. Bij de hogere procestemperaturen, d.w.z. > 16 °C, zal als gevolg van de hierboven beschreven problematiek de uitkomst van het model met de nodige voorzichtigheid moeten worden gehanteerd. Overigens zal bij een communale zuivering het ontwerp en dimensionering van het actiefslibproces voor biologische stikstofverwijdering (nitrificatie en denitrificatie) bij lagere procestemperaturen meestal maatgevend zijn.

Aanpassen van het bio-P model, d.w.z. aanpassen van de afstervingsparameters en temperatuurscoëfficiënten, kan alleen plaatsvinden met ondersteuning van lab- en pilotonderzoek dat plaatsvindt onder goed gecontroleerde omstandigheden en waar uitgebreide datasets voorhanden zijn.

6.1.3 *Conclusies ten aanzien van de bruikbaarheid van het bio-P model volgens Scheer*

Uit de analyse blijkt dat het model volgens Scheer het bio-P proces van vijf van de zes bio-P installaties zónder aanvullende chemische P-verwijdering (m.u.v. rwzi Zetten) en drie van de vijf bio-P installaties mét aanvullende chemische P-verwijdering (m.u.v. rwzi Maastricht-Boscherveld en rwzi Amersfoort) redelijk tot goed beschrijft.

Op basis van bovenstaande bevindingen wordt geconcludeerd dat het gehanteerde bio-P model voldoende basis biedt om als instrument te dienen voor ontwerp van de anaërobe ruimte dan wel de berekening van het haalbare ortho-P effluent gehalte bij communale zuiveringsinstallaties.

Hoewel het statisch bio-P model een concreet volume van de anaërobe tank en een concreet ortho-P-gehalte in het effluent voorspelt, moet het model met name **inzicht** verschaffen in de **gevoeligheden** van de afvalwatersamenstelling en procesparameters voor het anaëroob volume en het ortho-P-gehalte in het effluent. Gevoeligheden die met het model kunnen worden ingeschat zijn o.a.:

- het effect van het vergroten dan wel verkleinen van de anaërobe contacttijd (en daarmee de grootte van de anaërobe tank) door gebruik te maken van het verzuurbare deel van het influent (S_F -fractie);
- de invloed van (het vergroten van) de S_A -fractie;
- de invloed van nitraat- en zuurstofterugvoer via recirculatie- en/of retourslib.

Op basis van deze inzichten moet een weloverwogen keuze worden gemaakt. Dit gebruik is conform het gebruik van andere statische ontwerpmodellen zoals bijvoorbeeld het HSA-model voor stikstofverwijdering.

Kanttekeningen en aanwijzingen bij gebruik van het bio-P model

Bij het gebruik van het statisch model zijn de volgende kanttekeningen en aanwijzingen van toepassing:

- In het model zijn de nitraatvracht die wordt teruggevoerd naar de anaërobe tank en de slibproductie (slibleeftijd) invoergegevens die, indien ze niet bekend zijn uit de praktijk, via andere berekeningsmethoden of -programma's moeten worden vastgesteld. Het HSA-model voor stikstofverwijdering (Ref. 41) dat ook wordt gehanteerd in "beoordelingssystematiek rwzi's" (Ref. 21) is daarvan een voorbeeld.
- Een goede karakterisering van het influent-CZV, waaronder vaststelling van de snel biodegradeerbare fractie ($= S_S = S_A + S_F$) fractie, is onontbeerlijk. Voor de karakteriseringsmethode wordt verwezen naar bijlage 3. De samenstelling van het afvalwater dat de anaërobe fase wordt ingevoerd zal zoveel mogelijk onder DWA-omstandigheden moeten worden vastgesteld. Bij lange aanvoerstelsels is het aan te bevelen de karakterisering bij een lage (winterperiode) en een hoge (zomer) afvalwatertemperatuur uit te voeren. Een uitgebreider karakteriseringsprogramma is ook aan te bevelen bij een afvalwater met een significant, maar periodiek (bijv. seizoensgebonden), industrieel aandeel.
- Het model berekent het ortho-P-gehalte in het effluent mét en zónder bio-P. Het gehalte zonder bio-P is het te verwachten gehalte op basis van de 'normale' P-verwijdering via

inbouw in heterotrofe en autotrofe bacteriën. Indien het gehalte mét bio-P hoger is dan de eis of streefwaarde zal aanvullende chemische dosering moeten plaatsvinden. Via een andere berekeningsmethode, bijv. weergegeven in de "beoordelingssystematiek rwzi's" (Ref. 21) moet de benodigde doseringhoeveelheid en het effect op de slibproductie worden vastgesteld. Overigens worden in het bio-P model de biologische slibleeftijd en het biologische slibgehalte als invoergevens gehanteerd.

- Bij de hogere procestemperaturen treden sterke afwijkingen op tussen de praktijkwaarde en berekende waarde van het ortho-P-gehalte in het effluent (zie 6.1.2). De uitkomsten van het model bij procestemperaturen > 16 °C moeten daarom met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd en geïnterpreteerd.
- De bruikbaarheid van het model beperkt zich tot bio-P uitvoeringsvormen volgens het hoofdstroomprincipe met een continue anaërobe tank. In uitvoeringsvormen waarbij door middel van alternerende of intermitterende beluchting het slib van tijd tot tijd onder anaërobe omstandigheden zal verkeren, en er sprake is van een discontinue anaërobe fase, is het model niet goed toepasbaar.

6.2 Analyse van het P-gehalte in het effluent, het P-rendement en P-stabiliteit

6.2.1 P-gehalte in het effluent en P-rendement

P-gehalte in het effluent en P-rendement op basis van gemiddelde resultaten

In tabel 46 is naast de P-eis voor elk van de 12 geselecteerde rwzi's het gemiddelde P-totaal-rendement en het gemiddelde totaal-P- en ortho-P-gehalte in het effluent weergegeven. Het betreft de gemiddelden van de resultaten tijdens de periode "ongestoorde bedrijfsvoering". Opgemerkt wordt dat voor een enkele rwzi, bijvoorbeeld de rwzi Putte, de P-"eis" eigenlijk een streefwaarde is.

Uit de tabel blijkt dat alle rwzi's een hoog P-totaal-rendement bereiken ($\geq 85\%$) en dat het totaal-P gehalte in het effluent uitgedrukt als gewogen gemiddelde voldoet aan de voor de desbetreffende zuivering gestelde P-eis.

Voor 11 van de 12 rwzi's ligt het verschil tussen het totaal-P-gehalte en het ortho-P-gehalte in het effluent in het bereik van 0,1 tot 0,3 mg/l. Bij de rwzi Putte bedraagt dit verschil ca. 0,5 mg/l. Dit wordt veroorzaakt door een relatief hoog gehalte aan zwevende stof in het effluent (gemiddeld 13 mg/l).

Op grond van deze resultaten kan geen uitspraak worden gedaan over de meest geschikte uitvoeringsvorm voor toepassing van het bio-P proces.

P-gehalte in het effluent op basis van voortschrijdend gemiddelde

Aangezien de P-eis is gebaseerd op een voortschrijdend gemiddelde, is voor de 12 rwzi's nagegaan hoe het fosfaatgehalte in het effluent als voortschrijdend gemiddelde over 10 achtereenvolgende waarnemingen verloopt. De resultaten hiervan zijn grafisch weergegeven in bijlage 7. In de grafieken zijn naast het voortschrijdend gemiddelde ook het gewogen gemiddelde en de P-eis weergegeven.

Voor de rwzi's Katwoude en Hardenberg zijn alleen data over ortho-P voorhanden.

Analyse

Uit deze resultaten kan het volgende worden opgemaakt:

- Hoewel voor alle 12 rwzi's geldt dat het gemiddelde P-gehalte van de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" onder de voor die zuivering gestelde P-eis ligt, voldoen

Tabel 46

Gemiddelde totaal-P-rendement, ortho-P en totaal-P effluentgehalten en tijdens periode "ongestoorde bedrijfsvoering", de P-eis, alsmede de P-afgiftesnelheden

rwzi	kenmerken bio-P uitvoeringsvorm (zie 4.2)					totaal-P rendement (%)	P-eis (mg/l)	totaal-P effluent (mg/l)	ortho-P effluent (mg/l)	P-afgifte snelheid (mg/g. os)
	Hoofd/Deel- stroom	(dis)continu anaërobe fase	VDN ¹ aanwezig	Phoredox /UCT ²	AT karakteristiek					
Amersfoort	H	C	+	Phoredox	omloop	88	1	0,95	0,75	6,1
Katwoude	H	C	+	Phoredox	omloop	93	2	0,9	0,7	2,7
Goor	H	C	+	Phoredox	propstroom	88	2	1,1	0,8	7,3
Putte	H	C	+	Phoredox	propstroom	89	2	0,75	0,22	3,4
Hardenberg	H	C	+	UCT	omloop	95	1	0,4	0,2	10,0
Elburg	H	C	-	Phoredox	omloop	95	1	0,6	0,34	7,4
Oud-Beijerland	H	C	-	Phoredox	omloop	96	2	0,3	0,1	3,8
Venlo	H	C	-	Phoredox	omloop	88	1	0,91	0,79	1,4
Waarde	H	C	-	Phoredox	compleet gem.	88	2	1,1	0,8	5,3
Zetten	H	D	-	Phoredox	omloop	85	2	1,1	-	2,8
Maastricht- Bosscherveld	H	D	-	Phoredox	compleet. gem	87	2	0,95	0,83	1,4
Haarlem- Waarderpolder	D	C	+	n.v.t.	compleet gem.	92	1	0,59	0,27	4,2
- geen data beschikbaar										
¹ separate voordennitrificatie (VDN) ruimte aan- (+) of af (-) wezig										
² wijze van terugvoer van het retourlib; volgens het Phoredox of UCT-principe										

een viertal rwzi's (Amersfoort, Venlo, Waarde en Hardenberg), gezien over een periode van ca. 1 jaar, in principe niet aan de P-eis uitgedrukt als voortschrijdend gemiddelde. Ook bij de rwzi Elburg en Haarlem-Waarderpolder zijn resp. een periode van 2 en 1 jaar te herkennen waarin niet wordt voldaan aan deze eis.

Hoewel de effluentanalyse is betrokken op de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" zullen in de normale bedrijfsvoering van de rwzi toch incidenten hebben plaatsgevonden die tot (kortstondige) verhogingen in het effluent hebben geleid, resulterend in overschrijdingen van de eis.

Incidenten kunnen enerzijds technische storingen zijn, zoals het uitvallen van een beluchter waardoor het P-gehalte in het effluent als gevolg van onvoldoende beluchting stijgt. Anderzijds kan een periode van overbeluchting, bijvoorbeeld bij RWA waardoor het P-gehalte in het effluent toeneemt, ook als een incident worden aangemerkt. In het laatste geval kan de verhoging van het P-gehalte in het effluent in principe door een adequate processturing worden voorkomen.

Opgemerkt wordt dat het P-gehalte in het effluent van bijvoorbeeld de rwzi Venlo mede wordt bijgesteld ("gestuurd") op het bereiken van het 75% P-scenario binnen het beheersgebied. Hiermee kan een (tijdelijke) overschrijding plaatsvinden van de aan de rwzi gestelde effluenteis.

- De overige zes rwzi's voldoen aan de gestelde eis. Overigens is bij deze rwzi's de P-eis op 2 mg/l gesteld. Bij een eis van 1 mg/l zou alleen de rwzi Oud-Beijerland voldoen. De rwzi's Putte, Goor en Katwoude zouden slechts bepaalde jaren aan een P-eis van 1 mg/l hebben kunnen voldoen.
- Aanvullende chemische defosfatering is blijkbaar niet altijd een garantie voor het voldoen aan de eis uitgedrukt als voortschrijdend gemiddelde.
- Op basis van deze effluentanalyse is geen relatie aan te geven tussen de P-eis als voortschrijdend gemiddelde en het P-gehalte in het effluent waarop in de praktijk moet worden gestuurd dan wel het P-gehalte in het effluent dat in het ontwerpstadium moet worden aangehouden.

P-rendement en P-afgiftesnelheid

In tabel 46 zijn ook de P-afgiftesnelheden die zijn bepaald tijdens een anaërobe afgiftetest weergegeven. De P-opnamesnelheden zijn vermeld in tabel 52 (zie 6.3.4).

Het slib van alle 12 rwzi's vertoont bio-P activiteit. Het slib van enkele rwzi's (rwzi Venlo, rwzi Katwoude en rwzi Maastricht-Boscherveld) vertoont relatief lage afgifte- en opnamesnelheden. Volgens de kwalificatietabel 1 uit hfst. 2 ligt de bio-P activiteit van deze rwzi's daarmee op het grensvlak "matig" tot "goed". Deze rwzi's opereren overigens ook met aanvullende chemische dosering. Door een (tijdelijk) hogere metaaldosering kan een deel van het vastgelegde fosfaat niet als ortho-fosfaat "zichtbaar" zijn tijdens de afgiftetest.

Opgemerkt wordt dat de afgifte- en opnametesten een momentopname zijn geweest en het tijdstip van de uitvoering niet correspondeert met de periode van de "ongestoorde bedrijfsvoering" waarover de gemiddelde P-rendementen en P-gehalten zijn berekend.

Zoals reeds bij de interpretatie van P-afgifte- en opnametesten is aangegeven behoeft er geen direct verband te zijn tussen de bio-P activiteit (afgifte- of opnamesnelheid) en het P-rendement of de gehalten in het effluent.

6.2.2 Stabiliteit van de P-verwijdering

Inleiding

Om inzicht te verkrijgen in de stabiliteit van de P-verwijdering van de twaalf geselecteerde rwzi's, zijn over de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" alle ortho-P en totaal-P-gehalten in het effluent in bewerking genomen en nader (statistisch) geanalyseerd. Van deze effluentgehalten is een cumulatieve frequentieverdeling gemaakt. Een cumulatieve frequentieverdeling geeft een beeld van de spreiding van de afzonderlijke (en extreme) concentraties. Bij een grote spreiding van de gehalten, d.w.z. een onstabiele verwijdering, tendert de frequentieverdelingslijn naar een horizontale lijn met een richtingscoëfficiënt < 1 ; richting 0. Bij een zeer stabiel beeld zal de rechte naar een richtingscoëfficiënt > 1 ; richting ∞ gaan.

Deze frequentieverdelingen zijn ook voor de nitraatgehalten in het effluent opgesteld.

Resultaten

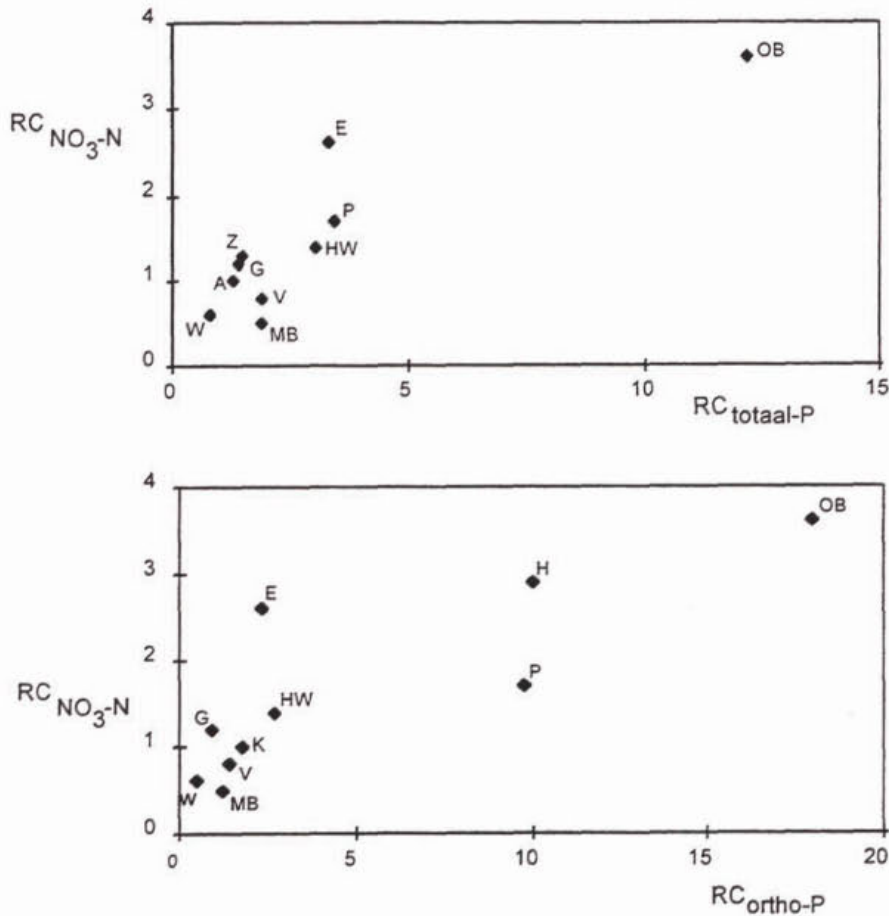
Een uitgebreide grafische presentatie van de frequentieverdelingen is weergegeven in bijlage 7. In tabel 47 is de grootte van de richtingscoëfficiënten weergegeven. In afbeelding 71 zijn de coëfficiënten voor totaal-P en ortho-P als functie van de nitraatcoëfficiënt uitgezet.

Tabel 47
Richtingscoëfficiënten (RC) van de totaal-P-, ortho-P- en nitraatfrequentieverdelingen van de 12 rwzi's. Een hoge richtingscoëfficiënt (RC) betekent een stabiele fosfaat- dan wel nitraatverwijdering

rwzi	afkorting	RC totaal-P	RC ortho-P	RC nitraat-N
Amersfoort	A	1,3	-	1,0
Katwoude	K	-	1,8	1,0
Goor	G	1,4	0,9	1,2
Putte	P	3,4	9,8	1,7
Hardenberg	H	-	10,0	2,9
Elburg	E	3,3	2,3	2,6
Oud-Beijerland	OB	12,2	18,0	3,6
Venlo	V	1,9	1,4	0,8
Waarde	W	0,8	0,5	0,6
Zetten	Z	1,5	-	1,3
Maastricht-Boscherveld	MB	1,9	1,2	0,5
Haarlem-Waarderpolder	HW	3,0	2,7	1,4
- = geen data aanwezig				

Analyse

Voor wat betreft de ortho-P en totaal-P gehalten springt de rwzi Oud-Beijerland er duidelijk uit. Deze rwzi laat een zeer stabiel (en laag) ortho-P- en totaal-P-gehalte zien. Deze rwzi wordt ook gekenmerkt door een constant en laag (< 3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) nitraatgehalte in het effluent. Gezien de samenstelling van het afvalwater (zie tabel 48) behandelt deze rwzi geen afvalwater met een specifieke samenstelling. Rwzi Oud-Beijerland maakt ook geen gebruik van aanvullende chemische dosering. De anaërobe contacttijd bedraagt bij deze rwzi circa 2 uur. Bij praktijkproefnemingen is geconstateerd dat een afname van de anaërobe contacttijd tot minder dan één uur niet leidde tot een achteruitgang in de effluentkwaliteit. Blijkbaar is een stabiele en vergaande nitraatverwijdering van groot belang voor een stabiel bio-P proces.



Afbeelding 71
 Stabiliteit van het totaal-P- en ortho-P-gehalte in het effluent als functie van de stabiliteit van het nitraatgehalte in het effluent.

Ook de rwzi's Putte, Hardenberg en Elburg hebben een relatief stabiele P-verwijdering. Bij deze rwzi's is de nitraatverwijdering vergaand, hoewel bij rwzi Putte de nitraatgehalten duidelijk hoger zijn (gemiddeld 5,5 mg/l) dan bij de rwzi Hardenberg (gemiddeld 3,5 mg/l) en Elburg (gemiddeld 1,5 mg N/l) en de stabiliteit van de nitraatverwijdering lager is dan bij Hardenberg en Elburg. Bij de rwzi Putte is de regeling van de stikstofverwijdering zeer eenvoudig en beperkt opgezet. Daarentegen heeft Putte wel een relatief gunstige afvalwatersamenstelling (met name de CZV:P-verhouding).

Bij de rwzi Putte correspondeert het relatief grote verschil tussen de stabiliteit van het totaal-P en het ortho-P-gehalte met het relatief hoge gemiddelde gehalte aan zwevende stof in het effluent (gemiddeld 13 mg/l). Periodieke uitspoeling van zwevende stof zal hiervan de oorzaak zijn.

Ondanks de relatief ongunstige afvalwatersamenstelling van het (voorbezonden) water is de aanvullende chemische dosering bij de rwzi Elburg, geregeld op het ortho-P-gehalte in het effluent, goed in staat om het P-gehalte in het effluent laag en stabiel te houden.

De rwzi Haarlem-Waarderpolder, die opereert volgens het deelstroomprincipe, laat ook een relatief stabiel totaal-P- en ortho-P-gehalte zien. De gemiddelde gehalten zijn ook laag (resp. 0,2 en 0,5 mg/l). De nitraatverwijdering is minder stabiel. Voor een deelstroomproces is, gezien de externe azijnzuurdosering en de ontkoppeling van de PAO-selectie- en P-afgifteproces met de waterlijn, een stabiel en vergaande nitraatverwijdering in de hoofdstroom van minder groot

belang. Rwzi Haarlem-Waarderpolder laat ook een zeer ongunstige afvalwatersamenstelling zien. Dit bevestigt de keuze voor een deelstroomproces.

De overige zes rwzi's vertonen een meer onstabiele P-verwijdering en hogere P-totaal- en P-ortho-gehalten in het effluent. Ook hier correspondeert de stabiliteit van de P-verwijdering weer met de stabiliteit van de nitraatverwijdering.

De rwzi Maastricht-Bosscherveld laat, ondanks een zeer onstabiele nitraatverwijdering en het feit dat een deel van het influent-CZV vanwege een discontinue anaërobie fase niet ten goede komt aan PAO's nog een redelijk stabiele P-verwijdering zien. De gestuurde aanvullende chemische defosfatering en de behandeling van afvalwater met een relatief hoge CZV:P- en CZV:N-verhouding, zullen hier aan ten grondslag liggen.

Uit de analyse van de rwzi Amersfoort en Venlo blijkt dat een aanvullende chemische dosering niet altijd resulteert in een verhoging van de stabiliteit. Bij deze rwzi's is tijdens de periode "ongestoorde bedrijfsvoering" de aanvullende dosering niet in de procesregeling opgenomen. Dit in tegenstelling tot de rwzi Elburg.

Tabel 48
Samenstelling afvalwater van de 12 geselecteerde rwzi's

rwzi	CZV:P	CZV:N	BZV:P	BZV:N	aanvullende chem. dosering	Opmerking
Amersfoort	53	6	21	2,4	ja	voorbezonden
Katwoude	55	12	23	5,0	ja	
Goor	66	12	25	4,5	nee	voorbezonden
Putte	83	12	32	4,5	nee	
Hardenberg	72	9	27	3,4	ja ¹	
Elburg	30	9	12	3,6	ja	voorbezonden
Oud-Beijerland	54	12	19	4,2	nee	
Venlo	50	10	16	3,3	ja	
Waarde	55	10	23	4,2	ja ¹	
Zetten	49	7	17	2,5	nee	
Maastricht-Bosscherveld	82	13	30	4,5	ja	
Haarlem-Waarderpolder	40	6	15	2,1	nee ²	voorbezonden deelstroomproces

¹ incidenteel
² alleen in het effluent van de deelstroom

Directe relatie tussen ortho-P en nitraat in het effluent

Voor elke rwzi is nagegaan of er een directe relatie bestaat tussen het ortho-P-gehalte en het nitraatgehalte in het effluent van de desbetreffende rwzi. Een langdurig hoog nitraatgehalte in het effluent en daarmee in het retourslib, heeft ingroei van denitrificeerders tot gevolg resulterend in een lager aandeel PAO's in het slib.

In bijlage 7 is dit voor elke rwzi grafisch weergegeven waarbij het ortho-P-gehalte als functie van het nitraatgehalte is uitgezet. De resultaten laten zien dat gezien de zeer grote spreidingen een directe relatie tussen ortho-P en nitraat in het effluent niet tot nauwelijks herkenbaar is. Bedacht moet worden dat de beschikbare data geen continue aaneengesloten bemonsteringsperiode beslaan, maar dat het afzonderlijke analyseresultaten betreft in een aaneengesloten periode met een bepaalde bemonsteringsfrequentie. De frequentie varieert van enkele dagen tot 2 weken.

6.3 Analyse met betrekking tot slibverwerking, P-gehalte in het slib, slibbezinking, regelaspecten en anoxische fosfaatverwijdering

6.3.1 Bio-P en slibverwerking

Bij elke rwzi is de terugvoer van ortho-P uit de diverse slibverwerkingsprocessen bepaald en schematisch weergegeven (zie 5.2 t/m 5.13). In tabel 49 zijn de resultaten met betrekking tot deze interne fosfaatbelasting samengevat weergegeven. De laatste kolom geeft de totale terugvoer van (ortho)-P weer, en daarmee de grootte van de interne fosfaatbelasting, uitgedrukt als percentage van de influent P-totaalvrucht.

Analyse

Uit de resultaten blijkt dat als gevolg van de zeer korte verwerkingstijden bij mechanische indikking, al of niet direct gevolgd door mechanische ontwatering van bio-P surplusslib, resulteert in een verwaarloosbare interne fosfaatbelasting. Voorbeelden hiervan zijn de rwzi Oud-Beijerland, Amersfoort, Elburg en Venlo.

Tabel 49

Terugvoer van ortho-P vanuit de diverse slibverwerkingsprocessen weergegeven als percentage van de P-totaalvrucht in het influent. Tussen haakjes is het gemiddelde ortho-P-gehalte van de desbetreffende retourstroom gegeven.

rwzi	retourstroom	% infl.	retourstroom	% infl.	retourstroom	% infl.	% infl.
Amersfoort	overloopwater indikker (7)	4	filtraat bandindikker (0,3)	<1	centraat centrifuge (13)	1	6
Katwoude	overloopwater indikker (4)	2	centraat ontwateringscentrifuge (27)	3			5
Goor	overloopwater indikker sec. slib (5)	2	overloopwater na-indikker na gisting primair + sec. slib (28)	3	aflaat buffer uitgegist slib (42)	4	10
Putte	geen						nvt
Hardenberg	overloopwater indikker (25)	5	aflaat buffer (125)	5	filtraat filterpers (5)	1	11
Elburg	centraat indik- centrifuge sec.slib (< 1)	<1	centraat indikcentrifuge primaïrslib na gisting (30)	<1			1
Oud- Beijerland	filtraat bandfilter zeefbandpers (<1)	<1					<1
Venlo	centraat indiktrommel (2)	2	centraat ontwateringscentrifuge (5)	1	waswater droger (2)	1	4
Waarde	overloopwater indikker (7)	2	percolaat lagune (156)	7			9
Zetten	overloopwater indikker (11)	7	aflaat buffer (30)	1			8
Maastricht- Bosscherveld	overloopwater indikker (24)	18	centraat ontwateringscentrifuge (33)	5			22
Haarlem- Waarderpolder	overloopwater indikker (6)	1	overloopwater precipitatie-indikker (0,1)	<1	overloopwater na-indikker (25) filtraat pers (0,1)	1 <1	3

Bij gravitatie-indikking van bio-P surplusslib is het beeld gedifferentieerder en is de interne fosfaatbelasting in het algemeen groter. De ortho-P-gehalten in de retourstroom liggen op een hoger niveau (bereik 4 tot 25 mg/l) en de P-terugvoer bedraagt 2 tot 18% van de influent P-totaalvrucht.

Gezien de P-terugvoer uit de indikker van de rwzi Maastricht-Boscherveld is een lage SVI (63 ml/g) van het surplusslib en daarmee een snel indikkingsproces (tot 3% d.s.), gecombineerd met een gedeeltelijke chemische vastlegging, geen garantie voor een geringe P-terugvoer met het overloopwater.

Het slib van de rwzi Hardenberg heeft gezien het lage en stabiele fosfaatgehalte in het effluent voldoende bio-P capaciteit om het teruggevoerde ortho-P in het overloopwater van de indikker weer biologisch op te nemen.

Uit de ervaringen met de vergisting van bio-P slib (rwzi Amersfoort, Goor en Haarlem-Waarderpolder) blijkt dat het ortho-P-gehalte in het slibwater relatief laag is. Naar alle waarschijnlijkheid zal een groot deel van het vrijgekomen fosfaat chemisch zijn vastgelegd, conform de gerapporteerde (Duitse) praktijkervaringen (Ref. 23).

De uiteindelijke interne fosfaatbelasting op de rwzi Goor is ook gering vanwege het feit dat het slib niet wordt ontwaterd.

Bij de rwzi Haarlem-Waarderpolder zorgt de dosering van kalk voor een verwaarloosbare interne fosfaatbelasting bij de ontwatering van uitgestist slib.

Het vergisten van bio-P surplusslib op de rwzi Elburg leidt niet tot een interne fosfaatbelasting aangezien er geen indikkings- dan wel ontwateringsstap volgt.

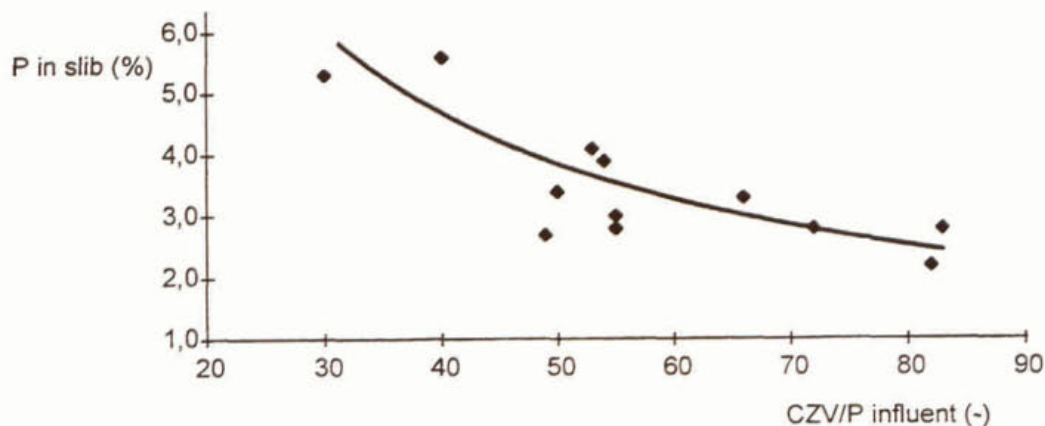
De rwzi's Waarde, Hardenberg, Goor en Zetten tonen aan dat buffering in lagunes en in slibbuffers tot hoge ortho-P-gehalten in het slibwater kan leiden. Dit is het gevolg van lange tot zeer lange verblijftijden. De lage indikkingsgraad in deze procesonderdelen en de daarmee gepaard gaande geringe retourdebieten resulteren in een geringe interne fosfaatbelasting.

6.3.2 Bio-P en P-gehalte in het slib

In afbeelding 72 is het percentage fosfaat (P) in het surplusslib als functie van de CZV:P-verhouding in het influent weergegeven. Het betreft de CZV:P-verhouding van het afvalwater dat in het actiefslibproces wordt behandeld. Het percentage is berekend op basis van de surplusslibproductie en de verwijderde hoeveelheid fosfaat.

Naarmate deze verhouding groter wordt neemt het percentage P in het slib af. Deze afname is verklaarbaar door de aan het CZV gerelateerde slibproductie. Hoe hoger de CZV:P-verhouding: hoe hoger de slibproductie per hoeveelheid fosfaat: hoe lager het percentage P in het slib.

De percentages van de 12 rwzi's liggen in het bereik van 2,5 tot 5,5%. Dit is conform de ervaringen met het bio-P proces bij de behandeling van communaal afvalwater (zie 2.5).



Afbeelding 72
Het P-gehalte in het bio-P slib als functie van de CZV:P-verhouding in het influent

6.3.3 Bio-P en slibbezinkingseigenschappen

In tabel 50 is van de twaalf rwzi's de gemiddelde SVI in relatie tot de aanwezigheid van de selector, de karakteristiek van de anaërobe tank en aëratietanks en de aanwezigheid van aanvullende chemische defosfatering vermeld.

Uit de tabel blijkt dat vrijwel alle bio-P rwzi's, behoudens de rwzi Zetten, opereren met een gemiddelde SVI van circa 100 ml/g of zelfs ruimschoots lager.

Geen van de geselecteerde rwzi's heeft in zijn algemeenheid problemen met de slibbezinkingseigenschappen gerapporteerd.

Tabel 50
Gemiddelde SVI in relatie tot de karakteristieken van de actiefslibtanks en de aanwezigheid van aanvullende simultane chemische dosering

rwzi	selector aanwezig	anaërobe tank / zone	aëratietank	simultane defosfatering Me/P	SVI ml/g
Amersfoort	ja	propstroom, 3 comp.	Carrousel-2000	Fe/P = 0,3	89
Katwoude	ja	niet aanwezig	Carrousel-2000	Fe/P = 0,25	96
Goor	ja	compleet gemengd	propstroom	nee	104
Putte	nee	compleet gemengd	propstroom	nee	96
Hardenberg	ja	propstroom	oxidatiesloot	nee	87
Elburg	ja	propstroom, 4 comp.	Carrousel	Al/P = 0,4	83
Oud-Beijerland	ja	propstroom, 3 comp.	Carrousel	nee	85
Venlo	ja	propstroom, 4 comp.	Carrousel	Fe/P = 0,25	75
Waarde	nee	compleet gemengd	Schreiber	nee	90
Zetten	ja	compleet gemengd	oxidatiesloot	nee	138
Maastricht-Boscherveld	nee	compleet gemengd	Schreiber	Fe/P = 0,25	63
Haarlem-Waarderpolder	ja	niet aanwezig propstroom in deelstroom	Rotoflow	nee	60

Met uitzondering van de rwzi Putte, Waarde, Zetten en Maastricht-Boscherveld hebben alle rwzi's, daar waar afvalwater en retourslib worden gemengd, tanks met een min of meer propstroomkarakter, in de vorm van een selector of een gecompartmenteerde anaërobe tank. Bij rwzi Elburg zal de simultane chemische dosering met het aluminiumzout naar alle waarschijnlijkheid ook bijdragen aan een lage SVI.

Tevens wordt opgemerkt dat vrijwel alle rwzi's met een significant lagere slibbelasting worden bedreven dan de ontwerp-slibbelasting. De daardoor aanwezige, ruim voldoende, beluchtingsmogelijkheden zullen naar alle waarschijnlijkheid ook een bijdrage leveren aan het voorkomen van slecht bezinkbaar slib.

Deze resultaten komen goed overeen met het beeld dat in eerder uitgevoerde inventaristiestedies naar voren is gekomen, namelijk dat de combinatie van een rwzi met biologische P- en N-verwijdering en een lage SVI goed mogelijk is (Ref. 30).

6.3.4 Bio-P en regelaspecten

In tabel 51 zijn de diverse actieve regelingen van de 12 geselecteerde rwzi's in het kader van de procesregeling van het bio-P proces samengevat weergegeven.

Bij alle rwzi's is de regeling van de totaalstikstofverwijdering, via aansturing van de beluchting, een belangrijke zo niet de enige basis voor de regeling van het bio-P proces. Bij een drietal rwzi's blijkt een redox-regeling ook goed in de beluchtingsregeling te functioneren. Bij de

rwzi's met een separate voordennitrificatieruimte wordt slechts bij twee rwzi's (Hardenberg, Goor) de interne (nitraat)recirculatie via een on-line meting geregeld. Bij de rwzi Elburg, - zonder separate voordennitrificatietank -, is ook een on-line nitraatregeling actief.

Het blijkt dat het gemiddelde nitraatgehalte in het effluent van alle rwzi's, behoudens Haarlem-Waarderpolder (= 6 mg/l), ≤ 5 mg/l is. Uit de frequentieverdeling van de nitraatgehalten in het effluent blijkt dat een laag nitraatgehalte niet altijd correspondeert met een stabiele nitraatverwijdering (zie 6.2.2). De twee rwzi's met een on-line nitraatregeling (Hardenberg en Elburg) tonen een zeer stabiele nitraatverwijdering. Bij deze twee rwzi's correspondeert de stabiele nitraatverwijdering ook met een zeer stabiele P-verwijdering.

Tabel 51
Toegepaste regelingen in het kader van (bio)-P-verwijdering (ANAER = anaërobe tank/fase, VDN = voordennitrificatietank, FAC = facultatieve tank)

rwzi	regeling totaalstikstofverwijdering	directe regeling bio-P proces	regeling aanvullende dosering
Amersfoort	beluchting (O ₂ , NH ₄) recirculatie naar VDN (handmatig)	geen	niet geregeld
Katwoude	beluchting (O ₂) recirculatie naar VDN (handmatig)	geen	influentdebiet
Goor	beluchting (O ₂) recirculatie naar VDN (NO ₃)	geen	n.v.t.
Putte	beluchting (O ₂ , handmatig)	geen	n.v.t.
Hardenberg	beluchting (O ₂) recirculatie VDN (redox) recirculatie FAC (redox)	recirculatie ANAER (redox)	PO ₄ effluent (handmatig)
Elburg	beluchting (O ₂ , NO ₃ , NH ₄ handmatig)	geen	PO ₄ AT (on line)
Oud-Beijerland	beluchting (O ₂ , redox)	geen	n.v.t.
Venlo	beluchting oud (debiet) beluchting nieuw (O ₂)	geen	niet geregeld
Waarde	beluchting (O ₂ , NH ₄)	geen	influentdebiet
Zetten	beluchting (redox, O ₂)	ANAER contacttijd (redox)	n.v.t.
Maastricht-Boscherveld	beluchting (troebelheid, O ₂)	ANAER contacttijd (troebelheid)	PO ₄ effluent (on line)
Haarlem-Waarderpolder	beluchting (O ₂)	PO ₄ (handmatig)	debiet naar deelstroom

Slechts een drietal rwzi's volgens het hoofdstroomprincipe (Hardenberg, Zetten en Maastricht-Boscherveld) hebben een (on-line) meting die direct de (lengte van de) anaërobe fase beïnvloedt.

Bij niet alle rwzi's met aanvullende chemische dosering wordt de dosering geregeld. Bij de stabiliteit van de P-verwijdering is reeds geconstateerd dat een gestuurde aanvullende dosering (Elburg, Maastricht-Boscherveld) resulteert in een meer stabiele P-verwijdering dan wanneer de dosering niet in de procesregeling is opgenomen

6.3.5 Bio-P en anoxische fosfaatverwijdering

Uit de aërobe en anoxische P-opnametesten kan het aandeel van de anoxische fosfaatverwijdering worden berekend (zie 2.6). Op basis hiervan is nagegaan of er een relatie bestaat tussen het aandeel anoxische P-opname en de uitvoeringsvorm van het bio-P proces.

In tabel 52 zijn de aërobe en anoxische P-opnamesnelheden van het slib van de 12 rwzi's en het berekende aandeel van de anoxische P-opname weergegeven.

Uit het berekende aandeel anoxische P-opname blijkt dat bij iedere rwzi een significant deel van het fosfaat in de anoxische fase **kan** worden opgenomen. Ook het bio-P slib uit omloopsystemen zonder separate voordennitrificatietank blijkt dit vermogen te hebben. Bij deze uitvoeringsvormen zal het anaërobe slib/watermengsel in het omloopcircuit ook in contact komen met nitraat.

Tabel 52
Aërobe en anoxische P-opnamesnelheden en het aandeel van de anoxische P-opname

rwzi	separate anoxische ruimte aanwezig	aërobe P-opname (mg/g o.s. h)	anoxische P-opname (mg/g o.s. h)	aandeel anoxische P-opname (%)
Amersfoort	ja, VDN	1,2	0,7	58
Katwoude	ja, VDN	4,6	1,6	35
Goor	ja, VDN	4,8	1,8	38
Putte	ja, VDN	3,4	1,5	44
Hardenberg	ja, VDN	12,1	8,3	69
Elburg	nee, omloop	8,0	3,2	40
Oud-Beijerland	nee, omloop	4,5	3,6	80
Venlo	nee, omloop	3,2	1,6	50
Waarde	nee, omloop	5,2	4,5	87
Zetten	nee, "omloop"	4,8	2,8	58
Maastricht-Bossherveld	nee, "omloop"	3,0	0,6	20
Haarlem-Waarderpolder	ja, VDN	2,2	1,7	77

Het berekende deel betreft overigens een "theoretisch" aandeel, aangezien in de praktijksituatie nitraatlimitatie kan optreden. Tijdens de opnametest is dit niet het geval.

Het lage aandeel van de rwzi Maastricht-Bossherveld kan zijn oorzaak vinden in het feit dat het anaërobe slib bij het aangaan van de beluchting in eerste instantie niet echt in contact komt met nitraat. Bij deze uitvoeringsvorm, met een discontinue anaërobe fase, is namelijk bij het begin van de aërobe periode geen nitraat aanwezig in de compleet gemengde tank. Het hoge aandeel bij de rwzi Zetten, waar na de discontinue anaërobe fase in het omloopstelsel ook geen nitraat aanwezig is, is het hoge "theoretische" aandeel daarom opmerkelijk.

6.4 Conclusies naar aanleiding van de nadere beschouwing van de 12 rwzi's

Op basis van de analyse van de 12 in beschouwing genomen rwzi's, beschreven in 6.1 t/m 6.3, zijn de belangrijkste bevindingen:

- Het statisch bio-P model volgens Scheer biedt voldoende basis om het inzicht te vergroten in het bio-P proces voor wat betreft de gevoeligheden van de afvalwatersamenstelling en procesparameters voor het anaëroob volume en het ortho-P-gehalte in het effluent.
Bij het gebruik van het huidige beschikbare model dient men met enkele aanwijzingen en kanttekeningen rekening te houden.
- Een van de belangrijkste randvoorwaarden voor een juist en nuttig gebruik van het statisch bio-P model is een goede karakterisering van het influent, met name het influent-CZV.
- Op grond van de behaalde P-rendementen en P-gehalten in het effluent, alsmede de bepaalde P-afgifte- en P-opnamesnelheden van de 12 in beschouwing genomen rwzi's kan

- geen uitspraak worden gedaan over de meest geschikte uitvoeringsvorm van het actiefslibproces voor toepassing van het bio-P proces.
- Een stabiele fosfaatverwijdering, d.w.z. een geringe spreiding in de effluentgehalten, wordt versterkt door:
 - een vergaande én stabiele nitraatverwijdering. Een on-line nitraatregeling verhoogt de stabiliteit van de nitraatverwijdering;
 - een geregelde dosering van metaalzouten in het geval er aanvullend chemisch wordt gedoseerd.
 - Directe mechanische indikking en/of ontwatering van niet vergist bio-P surplusslib garandeert het voorkómen van een interne fosfaatbelasting door slibverwerkingsprocessen.
 - Bij alle 12 onderzochte rwzi's blijkt een combinatie van biologische P- (en N-) verwijdering en goede slibbezinkingseigenschappen (SVI < 150 ml/g) samen te gaan.
 - De belangrijkste basis voor de regeling van het bio-P proces blijkt de regeling van de totaalstikstofverwijdering te zijn. Directe regeling van de anaërobe contacttijd op basis van een on-line meting vindt slechts sporadisch plaats.
De redoxpotentiaalmeting bewijst zich bij een drietal rwzi's als goed-functionerende regelparameter.

7.1 Inleiding

Op basis van de achtergronden van het bio-P proces en de praktijkervaringen en -analyses van vele bio-P rwzi's wordt in dit hoofdstuk een systematische aanpak voor het ontwerp van een bio-P proces gepresenteerd.

Daarnaast wordt voor een rwzi die reeds volgens het bio-P principe het fosfaat verwijderd een systematische aanpak gepresenteerd om binnen de bedrijfsvoering van die rwzi te komen tot een optimaal bio-P proces, waarmee een stabiel en voldoende laag totaal-P-gehalte in het effluent kan worden bereikt.

Zowel de aanpak bij het ontwerpproces als de aanpak bij de optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering wordt ondersteund door respectievelijk een stappenplan en een beslisdiagram.

Voor achtergronden bij de diverse stappen in het ontwerpproces en bij de optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek.

7.2 Ontwerp van een bio-P proces

De aanpak bij het ontwerp van een bio-P proces maakt deel uit van de totale ontwerpmethodiek voor een uitbreiding, aanpassing of nieuwbouw van een rwzi. Het ontwerp en dimensionering van de biologische stikstofverwijdering is hier een belangrijk onderdeel van, evenals de berekening van de biologische en eventuele chemische slibproductie. Voor berekeningsmethoden betreffende de stikstofverwijdering en slibproductie wordt verwezen naar Ref. 21, 41, 42.

Binnen de aanpak, weergegeven in een stappenplan in afbeelding 73, zijn de volgende 7 stappen te onderscheiden:

- karakterisering van het influent en het proces;
- bepaling van de bio-P capaciteit;
- uitvoering van de anaërobe tank;
- stimulering van de anoxische fosfaatopname;
- inpassing van regelingen;
- minimalisatie van de interne fosfaatbelasting;
- inpassing van aanvullende chemische dosering.

De stappen worden hierna kort toegelicht. Voor achtergronden bij de diverse stappen in het ontwerpproces wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek.

stap 1: Karakterisering van het influent en het proces

Voor een goede inschatting van de bio-P potentie van het betreffende afvalwater en de bio-P capaciteit van het actiefslibstelsysteem is, naast informatie over het totaal-CZV en het totaal-P-gehalte van het afvalwater, ook informatie over de fracties snel afbreekbaar CZV (de S_A -fractie en de fermenteerbaar S_F -fractie) essentieel (zie 2.7.3).

De toegevoegde waarde van het statisch bio-P model voor bepaling van de bio-P capaciteit en berekening het benodigd anaëroob volume (zie stap 3) is beperkt als de informatie over de samenstelling van het afvalwater niet beschikbaar is.

Bij een actiefslibproces dat voorbezonden afvalwater behandelt, dienen de eerder genoemde karakteristieken van het voorbezonden afvalwater te worden vastgesteld.

Het is aan te bevelen om de bepaling van de CZV-karakterisering van het desbetreffende afvalwater onder DWA-omstandigheden uit te voeren (zie 6.1.3 en bijlage 3).

Het orthofosfaat dat afkomstig is van slibverwerkingsprocessen, - de interne fosfaatbelasting-, moet bij het totaalfosfaatgehalte van het afvalwater worden meegenomen (zie 4.5.1).

Voor een adequate ontwerpaanpak zijn naast influentkarakterisering, enkele andere karakteristieken van het actiefslibproces waarbinnen het bio-P proces moet functioneren noodzakelijk. Naast de proces temperatuur en de slibleeftijd betreft het de zuurstof- en nitraatconcentratie in recirculatiestromen naar de anaërobe tank en de grootte van deze recirculatiestromen. Via deze zuurstof- en nitraatvrachten kan de reductie van de S_A -fractie en de netto beschikbare CZV voor de PAO's worden berekend. Daarmee komt de relatie met het ontwerp en dimensionering van de totaalstikstofverwijdering bij de inschatting van de nitraatconcentratie duidelijk naar voren.

Zuurstof en nitraat kunnen in bijzondere gevallen ook met het afvalwater worden aangevoerd en daarmee rechtstreeks in de "anaërobe" tank terechtkomen.

Indien van toepassing dienen ook toekomstige wijzigingen in de aanvoersituatie als gevolg van bijvoorbeeld afkoppeling van industriële lozingen en veranderingen in het aanvoerstelsel, en die daarmee de fractie snel afbreekbaar CZV kunnen beïnvloeden, te worden ingeschat.

stap 2: Bepaling bio-P capaciteit

In stap 2 wordt op basis van de influent- en procesgegevens en met behulp van het statisch model de bio-P capaciteit, d.w.z. het aandeel PAO's en vervolgens het ortho-P-gehalte in het effluent, berekend aan de hand van een gekozen anaëroob volume.

Er dient een zodanig anaëroob volume te worden gekozen dat de anaërobe contacttijd onder DWA-omstandigheden minimaal 15 minuten bedraagt.

Deze stap heeft een iteratief karakter. Indien de berekende ortho-P concentratie in het effluent niet voldoet dan is er een aantal mogelijkheden (deeltappen) om wel te voldoen aan de gewenste effluentconcentratie. Deze deeltappen zijn:

- **Verhogen van de S_A -fractie.** Dit is mogelijk via:
 - *Verzuring in de anaërobe tank.* Met name de S_F -fractie van het CZV in het afvalwater heeft de potentie om in de anaërobe tank ter beschikking te komen van de PAO's. De verzuring is gekoppeld aan de anaërobe contacttijd. Via het statisch model kan worden nagegaan of verlenging van de anaërobe contacttijd zinvol is.
 - *Gebruikmaking van de aanwezige vetzuren in primair slib.* Dit is mogelijk indien het een rwzi met voorbezinking betreft. De mogelijkheden voor verzuring en onttrekking van de vetzuren uit primair slib in het voorbezinkproces, bij de primairslibindikking of in een separate fermentor kunnen worden nagegaan. Het overloopwater van een primairslibindikker kan in ieder geval worden teruggevoerd naar de anaërobe tank (zie 4.3).

- **Vermijden van afbraak van de S_A-fractie.** Dit is mogelijk via:
 - *Vermijden van zuurstofinslag.* Bij eventuele verdelingen van influent en/of retourslib in de vorm van overstorten, voordat invoering in de anaërobe tank plaatsvindt, dient zuurstofinslag zoveel mogelijk te worden beperkt (zie 2.7.4).
 - *Beperking van de terugvoer van nitraat in de anaërobe tank via recirculatiestromen.* Dit kan worden bereikt door:
 - ◇ Voorzien in voldoende denitrificatiecapaciteit. Dit is gerelateerd aan het ontwerp en dimensionering van de totaalstikstofverwijdering. Hiervoor kan bijvoorbeeld de HSA-methode worden gehanteerd (Ref. 21, 41, 42).
 - ◇ Inpassing van adequate regelingen voor totaalstikstofverwijdering. Zie hiervoor stap 5.

In het algemeen is de zekerheid voor wat betreft een beperkte nitraatterugvoer in de anaërobe tank bij een bio-P uitvoeringsvorm volgens het UCT-principe groter dan volgens het Phoredox-principe. Ook de regelmogelijkheden van de nitraatvracht naar de anaërobe tank zijn bij dit principe groter. De regelmogelijkheden van de nitraatvracht via de retourslibstroom in het Phoredox-principe zijn, gezien de koppeling aan het nabezinkproces, relatief beperkt (zie 4.2.4).

Dit ontwerpaspect vraagt speciale aandacht wanneer zich de situatie voordoet dat bij de hogere procestemperaturen de denitrificatiecapaciteit voldoende is, maar bij de (extreem) lage procestemperaturen (1 à 2 maanden in de winterperiode) het nitraatgehalte in het effluent hoog zal zijn (bijvoorbeeld > 10 mg NO₃-N/l). Het jaargemiddelde totaalstikstofgehalte in het effluent is dan wel < 10 mg N/l. Naast een (sterk) verhoogde aanvullende chemische dosering in de winterperiode, behoort endogene denitrificatie van het retourslib via bijvoorbeeld het JHB- of ISAH-uitvoeringsprincipe tot de mogelijkheden om het bio-P proces tijdens deze winterperiode goed te laten functioneren (zie 5.8 en bijlage 6).

- **Minimalisatie van de interne P-belasting** Zie hiervoor stap 6.
- **Aanvullend chemisch defosfateren** Zie hiervoor stap 7.
 In veel gevallen zal de dosering simultaan, d.w.z. in het actiefslibproces plaatsvinden. Ook is een aanvullende dosering in de sliblijn mogelijk. Hierbij vindt een combinatie met een *minimalisatie van de interne fosfaatbelasting* plaats. Zie ook stap 6. Accumulatie van chemisch slib in de waterlijn vindt dan niet plaats.
 Een alternatief voor ontkoppeling van de aanvullende dosering met het biologisch slib in de waterlijn is het doseringsprincipe zoals dit wordt toegepast binnen het BCFS-proces (zie bijlage 6 en 5.6).
- **Toepassen bio-P deelstroomproces.**
 Indien de afvalwatersamenstelling met betrekking tot de CZV:P- en CZV:N-verhouding zodanig ongunstig is dat de bio-P capaciteit zeer gering zal zijn en een hoge aanvullende chemische dosering zal moeten plaatsvinden, is bio-P volgens het deelstroomprincipe een alternatief (zie 4.2.1)
 Ook bij een beperking in de mogelijkheden om de waterlijn te voorzien van een anaërobe tank (hydraulisch knelpunt, ruimtegebrek) kan het deelstroomproces een alternatief zijn voor toepassing van het bio-P proces.

Om de gevoeligheid van de temperatuur voor het functioneren van het bio-P proces te kunnen inschatten is het raadzaam om de exercitie met het statisch bio-P model bij verschillende

procestemperaturen uit te voeren. Voorzichtigheid is geboden bij de interpretatie van de resultaten bij procestemperaturen $> 16^{\circ}\text{C}$ (zie 6.1.2).

stap 3: Uitvoering anaërobe tank

Via de statische modellering wordt het volume van de anaërobe tank berekend. Bijkomende ontwerp- en uitvoeringsaspecten zijn:

- *Uitvoering met een propstroomkarakteristiek.* Via compartimentering of via een hoge lengte/breedte verhouding kan een propstroomkarakteristiek worden verkregen (zie 4.4.4).
- *Combinatie met een onbeluchte selector.* De anaërobe tank kan worden gecombineerd met een selector. De contacttijd in de selector maakt integraal deel uit van de totale anaërobe contacttijd.
- *Mogelijkheid tot uitschakeling van de mengers.* Uitschakeling resulteert in een (ongecontroleerde) verlenging van de anaërobe contacttijd.

stap 4: Stimuleren van de anoxische fosfaatopname

Bij een krappe CZV(S_A)/P-verhouding van het te defosfateren afvalwater moet het ontwerp er op gericht zijn om anoxische fosfaatopname te stimuleren. Deze vorm van biologische fosfaatopname gaat efficiënter om met het beschikbare CZV dan aërobe opname (zie 2.7.4). Dit betekent dat na de anaërobe fase een anoxische fase moet worden geprojecteerd. Vele praktische uitvoeringsvormen van bio-P proces voorzien overigens in deze volgorde. Ook de invoer van het anaërobe slibwatermengsel in de simultane denitrificatiezone van een omloopsysteem valt hieronder.

De keuze van een uitvoeringsvorm met een discontinue anaërobe fase, waarbij anaërobie in de tijd wordt verkregen en de volgorde in principe anaëroob, aëroob, anoxisch is, ligt daarmee bij een afvalwater met een krappe CZV(S_A)/P-verhouding minder voor de hand.

stap 5: Inpassing van regelingen (zie 4.7)

De basis van de regeling van het bio-P proces zal gericht moeten zijn op de regeling van de totaalstikstofverwijdering via aansturing van de beluchting, al of niet gecombineerd met aansturing van recirculatiepompen. Naast on-line zuurstof-, kunnen on-line nitraat-, on-line ammonium- en redoxmetingen bijdragen aan een optimalisatie van de totaalstikstofverwijdering. Naast een laag gehalte aan nitraat dient met name de stabiliteit van de biologische stikstofverwijdering bij perioden van onderbelasting en tijdens RWA-omstandigheden voldoende gewaarborgd te zijn. Juist onder deze omstandigheden kunnen de zuurstof- en nitraatgehalten in retourslib en recirculatiestromen tijdelijk hoog zijn.

Naast regeling van het biologische aandeel van de fosfaatverwijdering, dient ook de eventuele aanvullende chemische dosering adequaat te worden geregeld. Bij een variërende afvalwateraanvoer dient over- en onderdosering van chemicaliën te worden voorkomen. Regeling kan bijvoorbeeld op basis van het afvalwaterdebiet of op basis van een on-line ortho-fosfaatmeting in het effluent plaatsvinden.

stap 6: Minimalisatie van de interne fosfaatbelasting (zie 4.5)

De verwerking van het bio-P surplusslib moet gericht zijn op het voorkomen of beperken van fosfaatgifte en terugvoer van orthofosfaat.

Mechanische indikking gevolgd door mechanische ontwatering, zonder gebruik te maken van tussenbuffers, heeft hierbij de voorkeur.

Gravitatie-indikking van bio-P surplusslib moet kritisch worden beschouwd, zeker in combinatie met een nageschakelde mechanische ontwatering.

Bij slibgisting met navolgende ontwatering kan ondermeer worden gedacht aan gescheiden vergisting van primair en secundair bio-P slib.

Dosering van chemicaliën aan procesonderdelen in de sliblijn, bijvoorbeeld in de slibgisting, is een mogelijkheid om de ortho-P terugvoer te minimaliseren.

stap 7: Aanvullende chemische dosering (zie 4.6)

Bij de bepaling van de bio-P capaciteit met behulp van het statisch bio-P model kan worden nagegaan of aanvullende chemische P-verwijdering noodzakelijk is.

Via een andere berekeningsmethode, bijv. weergegeven in de "beoordelingssystematiek rwzi's" (Ref. 21) kan de benodigde doseringshoeveelheid en het effect op de slibproductie worden vastgesteld.

Indien aanvullende dosering op basis van de bio-P capaciteit niet noodzakelijk is, kan overwogen worden de voorziening toch te installeren en te laten fungeren als back-up systeem.

Bijkomende ontwerp- en uitvoeringsaspecten bij aanvullende dosering zijn:

- *Plaats van de dosering.* Vanwege het gevaar van overdosering, resulterend in een achteruitgang van de bio-P capaciteit van het actief slib, heeft dosering van het chemicalie in de aërobe fase de voorkeur boven dosering aan het eind van de anaërobe fase (zie 4.6.2).
- *Adequate menging.* Een goede menging van het chemicalie met het actief slib dient plaats te vinden, bij voorkeur in de nabijheid van een menger, een beluchter of een overstort;
- *Adequate regeling.* Zie hiervoor stap 5.

7.3 Optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering

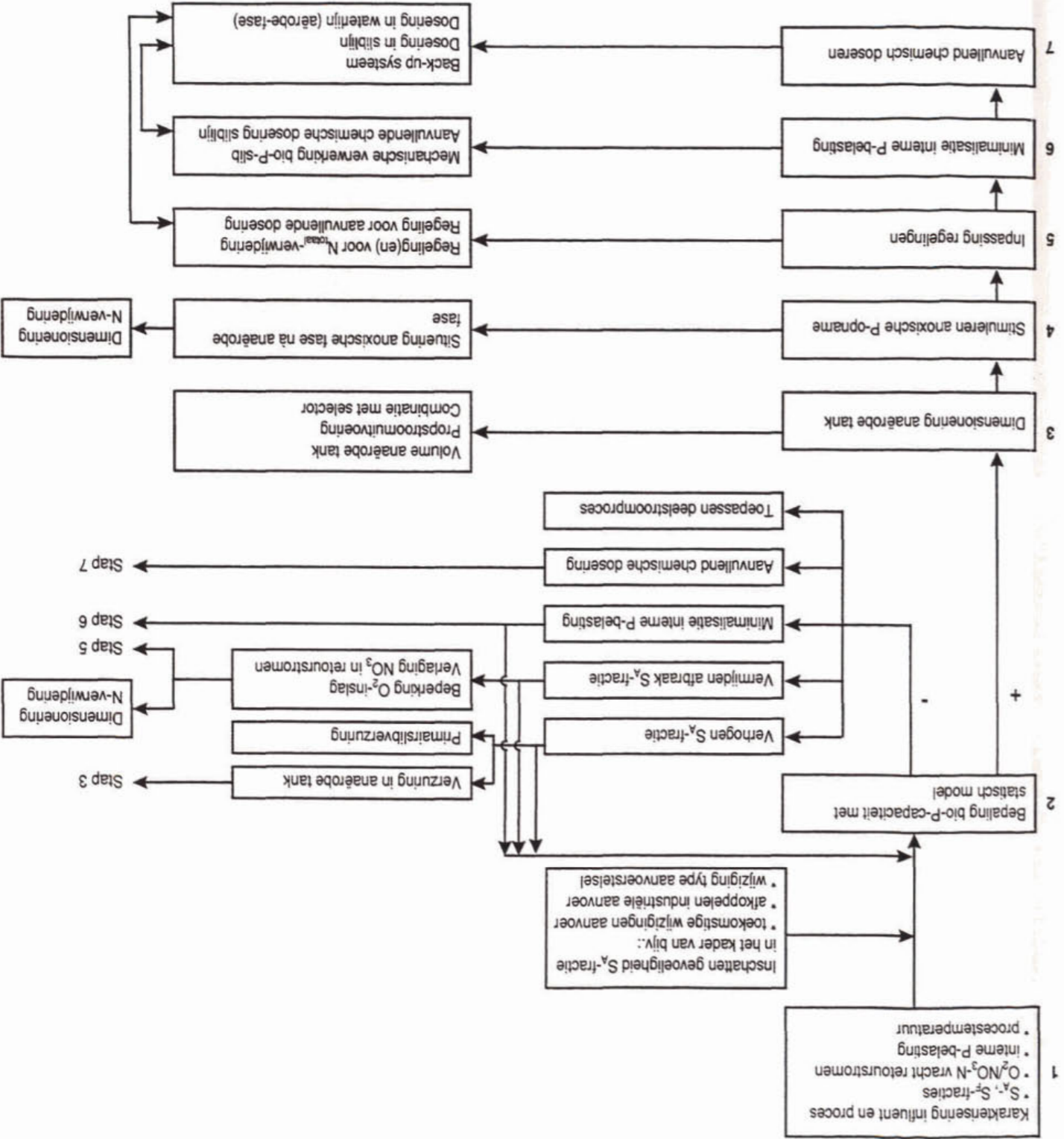
In een bestaande bio-P rwzi kan indien het gemiddelde totaal-P-gehalte in het effluent niet voldoet aan de vereiste kwaliteit en/of de stabiliteit van de totaal-P-verwijdering onvoldoende is, de bio-P bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd.

Met behulp van het in afbeelding 74 gepresenteerde beslisdiagram kan stap voor stap worden nagegaan waar precies het knelpunt in de P-verwijdering ligt en welke maatregelen vervolgens genomen kunnen worden.

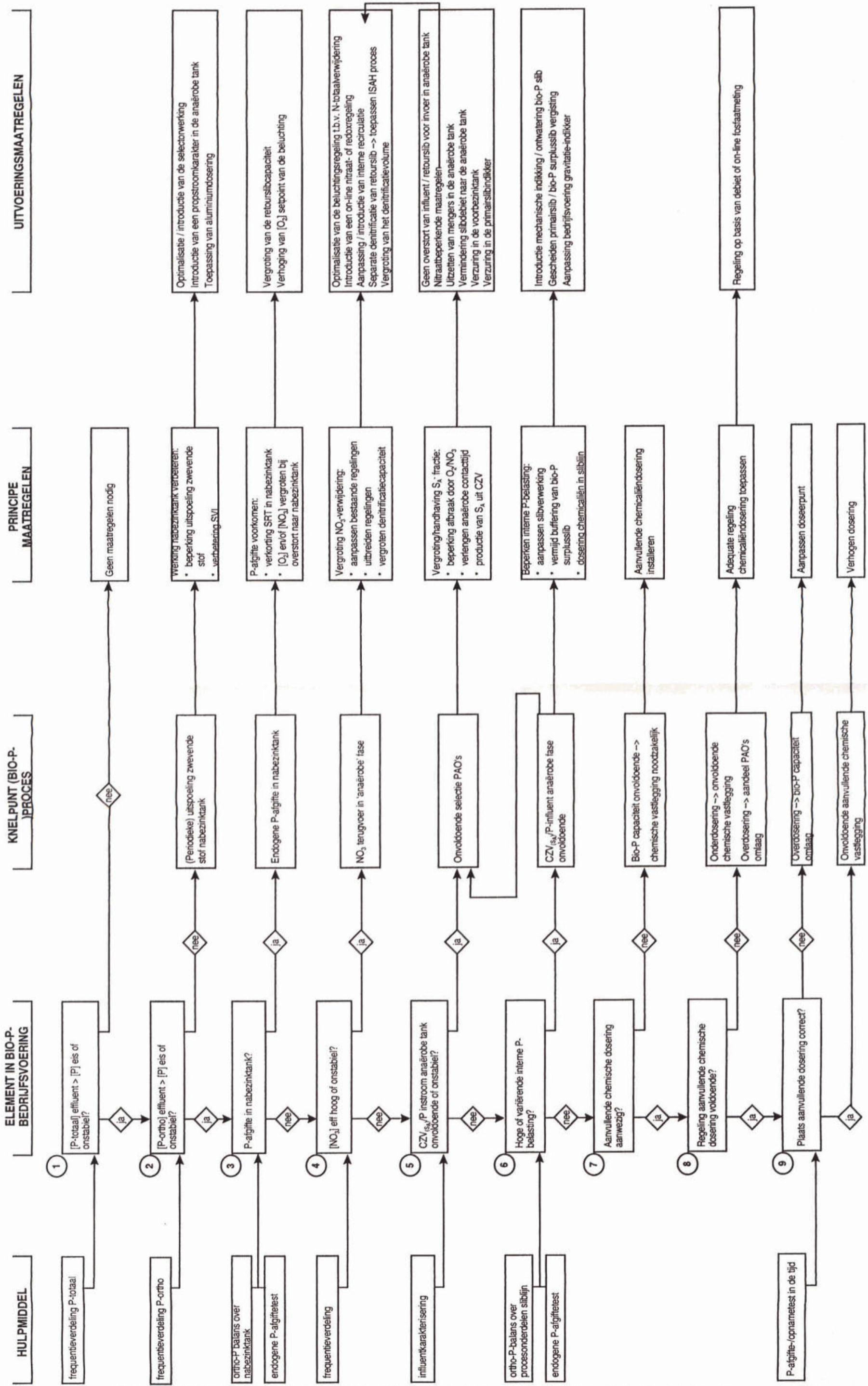
Uitgangspunt bij deze aanpak is een rwzi die bedreven wordt met een bio-P proces en waarbij de anaërobe tank en overige actiefslibtanks reeds gebouwd zijn en daarmee de dimensies en uitvoeringsvorm van de tanks reeds vastliggen. Ook de procesonderdelen van de slibverwerking liggen min of meer vast.

Voor achtergronden bij de diverse stappen bij de optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek.

STAP IN ONTWERP EXTRA STAP UITVOERING ZIE OOK



Abbeiding 73
Ontwerpsystematiek voor een bio-P proces



Afbeelding 74
Beslisdiagram voor de optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering

**STOWA bio-P publicaties verschenen binnen het PN 1992 programma
(P = participatie = werkrapport)**

- 1 Invloed van P- en N-verwijdering op de bezinkeigenschappen van actief slib. Rapport 93-10.
- 2 Monitoren voor P- en N-verwijdering. Rapport 93-05.
- 3 Biologische fosfaatverwijdering -Randvoorwaarden voor een goed rendement. Rapport 93-03.
- 4 Biologisch defosfateren op praktijkschaal bij de RWZI Oosthuizen. Tauw Infraconsult & HHRS Uitwaterende Sluizen, februari 1993 (P).
- 5 Dimensioneringsgrondslagen voor biologische P-verwijdering in de sliblijn. Rapport 92-06.
- 6 Biologische defosfatering rwzi Bennekom -introductie van biologische defosfatering in de hoofdstroom bij een bestaande oxydatiesloot. Zuiveringschap Veluwe, oktober 1992 (P).
- 7 Biologisch defosfateren in de sliblijn van de awzi Kralingseveer. Onderzoek met een proefinstallatie in de periode november 1990 - juli 1991. Hoogheemraadschap van Schieland, juni 1992 (P).
- 8 Fosfaatstripexperimenten op kleine praktijkschaal Almelo Vissedijk. Tauw Infraconsult & Waterschap Regge en Dinkel, februari 1992 (P).
- 9 Onderzoek naar deelstroomdefosfatering RWZI Lichtenvoorde. Zuiveringschap Oostelijk Gelderland, 1992 (P).
- 10 Onderzoek naar biologische defosfatering, lokatie Leiden-Noord. HHRS van Rijnland, 19-3-1992 (P).
- 11 Stikstof- en fosfaatverwijdering pilotplant onderzoek RWZI Ede. Rapport 91-08 (P).
- 12 Handleiding biologische fosfaatverwijdering. Rapport 91-07.
- 13 Project N- en P-eliminatie rwzi Eindhoven. Evaluatierapport van 17 maanden onderzoek naar vergaande biologische stikstof- en fosfaatverwijdering met behulp van een pilot-plant. GTD-Oostbrabant, 1990 (P).

Bio-P publicaties verschenen binnen het RWZI-2000 programma

- 14 Biological Phosphate removal under Denitrifying Conditions. Rapport nr. 94-12.
- 15 Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater; modellering. Rapport nr. 94-08.
- 16 Vergaande nutriëntenverwijdering op een zeer laagbelaste actief-slibinstallatie (rwzi Bergambacht). Rapport nr. 92-06.

- 17 Biologische fosfaatverwijdering in combinatie met een korrelreactor. Rapport nr. 92-04.
- 18 Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater. Microbiële aspecten. Rapport nr. 93-03.
- 19 Verkenning Biodenitro-Biodenifio. Rapport nr. 90-06.

Overige STOWA bio-P publicaties

- 20 Modelleren van biologische fosfaatverwijdering in actiefslibsystemen. Rapport 99-08.
- 21 Beoordelingssystematiek voor rwzi's - Beoordeling van de bedrijfsvoering. Wetenschappelijke verantwoording. Rapport 98-20/21/22.
- 22 Varianten op voorbezinking - een haalbaarheidsstudie. Rapport 96-20.
- 23 Slibverwerking bij biologische defosfatering. Rapport 95-18.
- 24 Biologische defosfatering door een voorgeschakelde anaërobe tank. Rapport 94-11.
- 25 Dimensioneringsgrondslagen voor biologische P-verwijdering in de sliblijn. Rapport 92-06.

(Nederlandse) Bio-P proefschriften

- 26 Brdjanovic, D. (1998), Modelling Biological Phosphorus Removal in Activated Sludge Systems, PHD, Delft University of Technology.
- 27 Smolders, G.J.F. (1995), A Metabolic model of the Biological Phosphorus Removal - stoichiometry, kinetics and dynamic behaviour., PHD, Delft University of Technology.
- 28 Appeldoorn, K.J. (1993) Ecological aspects of the biological phosphate removal from waste waters., PHD, University of Wageningen.
- 29 Groenestijn, J.W. van. (1988), Accumulation and degradation of polyphosphate in *Acinetobacter sp.*, PHD, University of Wageningen.

Overige bio-P referenties

- 30 Lagere slibvolume-indices bij biologisch defosfaterende rioolwaterzuiveringsinstallaties. (1999). Rapport Rijkswaterstaat Directie Noordzee.
- 31 Scheer, H. (1998) Bemessung von Klaranlagen auf Stickstoff- und Phosphorelimination im internationalen Vergleich, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 102.
- 32 Murnleiter, E., Kuba, T., Van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J. (1996), An integrated Metabolic Model for the Aerobic and Denitrifying Biological Phosphorus Removal Process, Biotechnol. Bioeng, 52, 685-695.

- 33 Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (1995), *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. Springer Verlag. ISBN 3-540-58816-7.
- 34 Hulsbeek, J. (1995), *Bestimmung van Parametern zur Beschreibung der Prozesse bei der biologischen Stickstoff- und Phosphorentfernung in Abwasserreinigungsanlagen*, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 90.
- 35 Scheer, H. (1994), *Vermehrte biologische Phosphorelimination - Bemessung und Modellierung in Theorie und Praxis*- Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 88.
- 36 Henze, M., Grady, C.P.L. jr, Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T. (1986), *Activated Sludge Model No.1* by IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Scientific and Technical Reports No.1, IAWPRC, London.

STOWA publicaties influentkarakterisering, chemische defosfatering, stikstofverwijdering

- 37 SIMBA-PROTOCOL - Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen. Rapport 2000-16.
- 38 Influentkarakterisering van ruw en voorbezinking. De invloed van voorbezinking en voorprecipitatie. Rapport 99-13.
- 39 Methoden voor influentkarakterisering. Rapport 96-08.
- 40 Handboek chemische fosfaatverwijdering. Rapport 93-06.
- 41 Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland + handleiding DeNi-model. Rapport 95-19.
- 42 Handboek stikstofverwijdering. Rapport 93-07.

BIJLAGE 1

Voorschrift voor de kleuring van bio-P slib

Voorschrift voor de kleuring van bio-P slib

Doel

Via deze kleuring, ook wel de Neisserkleuring genoemd, kunnen PAO's in actief slib zichtbaar worden gemaakt onder de microscoop.

Benodigde oplossingen A, B en C:

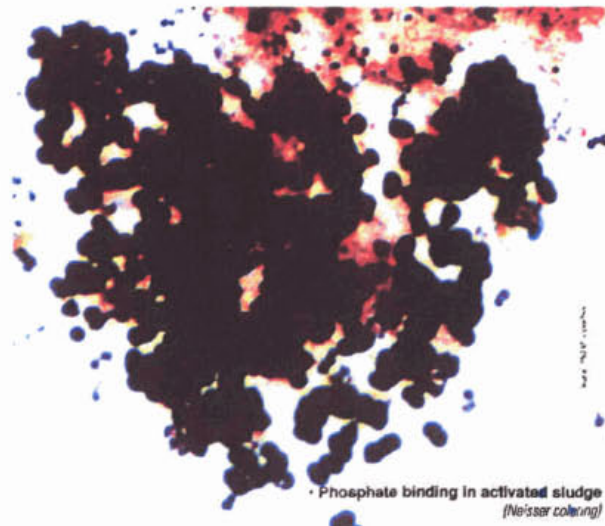
A	Methyleenblauw	0,1	mg
	Azijnzuur	5	ml
	Alcohol (100%)	5	ml
	Gedestilleerd water	100	ml
B	Kristalviolet (10% in alcohol (100%))	3,3	ml
	Alcohol (100%)	6,7	ml
	Gedestilleerd water	100	ml
C	Chrysoïdin Y, 1% H ₂ O	33,3	ml
	Gedestilleerd water	67,7	ml
of			
C	Bismarck bruin, 1% aqua	33,3	ml
	Gedestilleerd water	67,7	ml

Maak een kleurmengsel van twee delen A en een deel B (2A/B).
Alle kleurmengsels zijn bij kamertemperatuur onbeperkt houdbaar.

Werkwijze

- 1 Breng op een objectglas een weinig (belucht) slibmonster.
- 2 Droog het slib (bijv. met behulp van een föhn of droogstoof). Fixeer het monster eventueel met behulp van een gasvlam.
- 3 Bevochtig het slib met kleurreagens 2A/B gedurende 15 seconden en laat het overtollige kleurmengsel afdruipen. Bevochtig vervolgens gedurende 60 seconden met kleurreagens C en laat wederom het overtollige kleurmengsel afdruipen.
- 4 Houd het objectglas met de onderkant onder de kraan en spoel de resten kleurstof af met water.
- 5 Droog het objectglas aan de lucht of met behulp van een föhn of droogstoof.
- 6 Bekijk het preparaat onder de microscoop (1000 x) met immersie-olie

Voorbeeld



Phosphate binding in activated sludge
(Neisser coloring)

Bron: TNO Eikelboom

BIJLAGE 2

Voorschrift P-afgifte- en opnametesten

Voorschrift P-afgifte- en opnametesten

Doel

Om meer duidelijkheid te verkrijgen over de activiteit van PAO's in een bio-P proces kunnen P-afgifte- en P-opnametesten worden uitgevoerd.

Via deze testen, die als batchtest worden uitgevoerd, kunnen de maximale P-afgifte en P-afgiftesnelheid onder anaërobe omstandigheden en de maximale P-opname en P-opnamesnelheid onder aërobe en anoxische omstandigheden van een biologisch defosfaterend slib worden vastgesteld.

De volgende testen kunnen worden onderscheiden:

- anaërobe P-afgiftest;
- aërobe P-opnametest;
- anoxische P-opnametest;
- endogene P-afgiftest (= anaërobe P-afgiftest zonder dosering van extern substraat).

Voor meer achtergrondinformatie bij deze testen, mogelijk optredende complicaties en de interpretatie van de resultaten, wordt verwezen naar hoofdstuk 2.6 van dit handboek.

Hierna wordt ingegaan op achtereenvolgens de benodigdheden, het in bewerking te nemen slibmonster en de werkwijze van de vier testen. Indien nodig wordt, via een letter, verwezen naar "Opmerkingen bij de uitvoering".

Benodigdheden

- proefvaten met mogelijkheid tot mengen (C);
- voorziening om een proefvat te beluchten, bijvoorbeeld een aquariumpompje met een beluchtingselementje;
- acetaat in de vorm van geconcentreerde, op neutrale pH gebrachte, natriumacetaatoplossing;
- nitraat in de vorm van een geconcentreerde, op neutrale pH gebrachte, natriumnitraatoplossing;
- pH-meter (E);
- zwavelzuur en natronloog voor pH-correctie (E);
- zuurstofmeter;
- materiaal voor monsternamen en monsterconservering, zoals monsterbuizen, trechter, zwartbandfilters, stopwatch en koelvoorzieningen (G);
- analyseapparatuur ter bepaling van ortho-fosfaat, nitraat, nitriet, drogestof en asrest (H).

Eventueel:

- stikstofgas voor het vermijden van zuurstofinslag in de proefvaten (F);
- waterbad voor uitvoering van experimenten bij constante temperatuur (D);
- membraanfilter (0,45 μm) en analyseapparatuur (gaschromatograaf) voor acetaatbepaling (I).

Slibmonster

Neem voor het experiment actief slib uit de beluchtingsruimte, bij voorkeur bij de overstort naar de nabezinktanks, of retourslib (A, B).

Werkwijze

De werkwijze die voor de uitvoering van de verschillende testen moet worden gevolgd, is hierna stapsgewijs beschreven.

Werkwijze anaërobe P-afgiftest

- 1 Vul het proefvat met slib. Belucht het slib, afhankelijk van de bewaartijd (A).
Meet de pH en corrigeer indien nodig (E).
Neem een monster voor drogestof- en eventueel een asrestbepaling.
- 2 Doseer een overmaat aan acetaat; ongeveer 150 mg CZV/g. d.s. Schat daartoe vooraf het gehalte aan drogestof.
Roer het slib (let op F!).
- 3 Neem een monster op tijdstip $t = 0$. D.w.z. ná het eventueel beluchten van stap 1 maar vóórdat het acetaat wordt gedoseerd in stap 2.

- 4 Neem vervolgens monsters op $t = 15, 30, 60, 90$ en 120 minuten. Filtreer de monsters direct en bepaal het ortho-fosfaat in het filtraat (G). Neem eventueel monsters voor een acetaatbepaling (I).

Werkwijze aërobe en anoxische P-opnametest

Voordat deze opnametesten kunnen worden uitgevoerd, dient het te onderzoeken slib een anaërobe afgiftetest te ondergaan (stap 1 t/m 4). Belangrijk daarbij is dat er slechts een beperkte overmaat aan acetaat mag worden gedoseerd. Zie hiervoor "complicatie bij de aërobe en anoxische P-opname test" in par. 2.6 van het handboek.

- 5 Leid uit de anaërobe afgiftetest de benodigde hoeveelheid acetaat af, uitgaande van een P-afgifte/acetaatopname-verhouding van $0,4$ mg P/mg acetaat-CZV.
- 6 Herhaal de anaërobe afgiftetest volgens stap 1 t/m 4.
- 7 Na $t = 120$ minuten wordt het slib verdeeld over twee proefvaten. Eén proefvat wordt belucht (zuurstofgehalte > 3 mg/l); aan het andere proefvat wordt een overmaat aan nitraat gedoseerd, ongeveer 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/g}$. d.s. Dit anoxische proefvat wordt doorgeblazen met stikstof of adequaat afgedekt (F).
- 8 Neem in beide vaten monsters op $t = 15 (= 135), 30 (150), 60 (180), 120 (240)$ en $180 (300)$ minuten. Filtreer de monsters direct en bepaal het ortho-fosfaatgehalte in het filtraat (G). In de monsters van het anoxisch proefvat kan ook het nitraat worden geanalyseerd voor bepaling van de denitrificatiesnelheid.

Werkwijze endogene P-afgiftetest

Deze werkwijze is gelijk aan de werkwijze van de anaërobe P-afgiftetest met dien verstande dat de acetaatdosering achterwege blijft. Ook de frequentie van monsternamen is aangepast in vergelijking met de afgiftetest met substraat. Een frequentie zou bijvoorbeeld kunnen zijn $t = 1, 2, 4, 8, 16, 24$ en 48 uur.

Opmerkingen bij de uitvoering

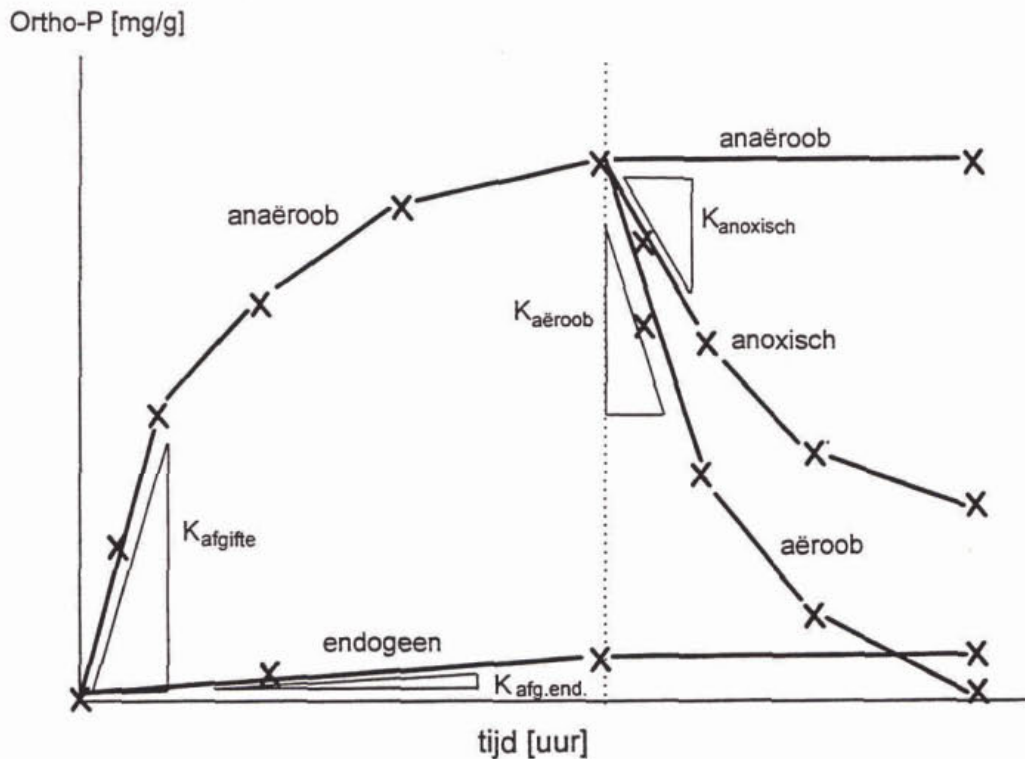
- A Bij voorkeur dient het experiment zo spoedig mogelijk na de monsternamen van het slib te worden uitgevoerd. Bij transport van slib (maximaal enkele uren) dient het slib 15 tot 30 minuten te worden belucht, alvorens het acetaat wordt gedoseerd (stap 1). Indien het slib langer wordt overgehouden, bijv één nacht, dient het slib onbelucht en zonder voeding te worden bewaard. Bij de uitvoering van het experiment op de volgende dag dient het slib 30 tot 60 minuten te worden belucht alvorens het acetaat kan worden gedoseerd.
- B Gunstig voor uitvoering van de anaërobe afgiftetest is als het uitgangsslib géén of slechts enkele milligrammen nitraat (< 3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) bevat. Een nacht "overhouden" van het slib heeft als voordeel dat eventueel aanwezig nitraat wordt gedenitrificeerd.
- C Voor de uitvoering van enkel de anaërobe P-afgiftetest of de endogene afgiftetest is één proefvat nodig. Bij uitvoering van een gecombineerde anaërobe P-afgifte en P-opnametest zijn minimaal twee vaten nodig. Voer de testen uit met voldoende slib, minimaal 1 liter per test.
- D Indien mogelijk kunnen de experimenten bij een constante temperatuur worden uitgevoerd. Met plaatsing van de proefvaten in een waterbad met constante temperatuur kan dit worden bereikt. In ieder geval dient de begin- en eindtemperatuur tijdens het experiment te worden gemeten.
- E De pH beïnvloedt de P-afgifte (zie par. 2.7. van het handboek). Tijdens de afgiftetesten dient de pH dan ook op een constant niveau te worden gehouden ($\pm 0,1$ pH eenheid). Neem als start-pH de pH-waarde waarbij het actiefslibproces in de praktijk wordt bedreven. Corrigeer indien noodzakelijk met (geconcentreerd) zwavelzuur of natronloog. Let op: een hoge pH ($> 7,5-8,0$) kan aanleiding geven tot precipitatiereacties. In dat geval moeten de uitkomsten voorzichtig worden geïnterpreteerd.
- F Zuurstofinslag in de proefvaten tijdens de anaërobe en endogene afgiftetest en de anoxische opnametest stoort het bio-P metabolisme. Om dit te voorkomen dient of het slibmengsel, of de

bovenstaande luchtlaag, met stikstof te worden doorblazen. Een adequate afdekking met een drijvend plaatje polystyreen, met diameter die gelijk is aan de diameter van het vat, is ook mogelijk.

- G Indien de monsters niet direct worden geanalyseerd, dienen ze na filtratie gekoeld te worden weggezet. Indien de analyses de volgende dag plaatsvinden, dient het filtraat te worden geconserveerd met enkele druppels zwavelzuur (18M). De monsters voor de fosfaatbepaling dienen niet te worden ingevroren.
- H Nitriet stoort de ortho-fosfaatbepaling. Normaliter zullen de nitrietgehalten op een laag niveau liggen (< 1 à 2 mg/l). Dit dient echter gecontroleerd te worden.
- I Filtreer een deel van het filtraat van de genomen monsters ook over een membraan (0,45 μm) ten behoeve van een acetaatbepaling. Conserveer deze monsters in de vriezer (niet aanzuren!).

Uitwerking

- Bereken de afgifte en/of opname als mg P per g droge of organische stof en zet de punten grafisch uit. Geef eventueel ook de afname van de acetaat en/of nitraatconcentratie weer in de grafiek, uitgedrukt als mg CZV dan wel N per g droge stof of organische stof.
- Bereken de maximale afgifte- dan wel opnamesnelheden. Hiervoor worden de beginsnelheden, d.w.z. de steile delen van de curven in beschouwing genomen. Een redelijk lineaire lijn met minimaal 3 meetpunten voldoet daarbij (zie voorbeeld grafiek).



Interpretatie van de resultaten.

Voor de interpretatie van de resultaten van de afgifte- en opnametesten wordt verwezen naar par. 2.6 van het handboek.

BIJLAGE 3

Richtlijnen voor influentkarakterisering

Richtlijnen voor influentkarakterisering

Bepaling CZV_{totaal}

Voor de bepaling van het CZV_{totaal} wordt van een ongefiltreerd influentmonster het CZV bepaald volgens NEN-6633.

Bepaling van S_A

Het gehalte aan fermentatie-producten, die voornamelijk uit acetaat zullen bestaan, kan worden bepaald door het meten van het gehalte aan vrije vluchtige vetzuren (C₂-C₅) met behulp van een titrimetrische of gaschromatografische methode. De meest betrouwbare bepaling wordt verkregen via de gaschromatografische methode. Een bruikbaar alternatief is de methode waarbij vluchtige vrije vetzuren overgedestilleerd worden en van het destillaat het CZV wordt bepaald.

Bepaling van S_I

S_I kan worden bepaald door het meten van het opgelost CZV in het effluent. Hiervoor wordt een effluentmonster gefiltreerd over een 0,45 µm filter. Omdat tijdens het actiefslibproces door hydrolyse van X_S een hoeveelheid S_I wordt gevormd, zal het opgeloste CZV in het effluent niet gelijk zijn aan de hoeveelheid S_I in het influent. Hiervoor kan worden gecorrigeerd met een factor 0,9.

$$S_I = CZV_{ef, mf} * 0,9$$

Bovenstaande vergelijking geldt voor een laagbelaste installatie (< 0,1) met een hoog zuiveringsrendement voor CZV. Indien de zuivering hoger is belast met een lager zuiveringsrendement kan gebruik worden gemaakt van de volgende vergelijking:

$$S_I = CZV_{ef, mf} * 0,9 - BZV_{ef}$$

Bepaling van S_S

Bij de bepaling van S_S wordt ervan uitgegaan dat deze gelijk is aan het opgelost CZV van het influent bij filtratie over een 0,45 µm filter. Voor het verkrijgen van de waarde van S_S moet deze CZV worden verminderd met de fractie S_I.

$$S_S = CZV_{inf, mf} - S_I$$

Bepaling van S_F

In het ASM nr 2 wordt niet meer gesproken van S_S maar is deze waarde opgesplitst in S_A en S_F. De fractie S_F kan na bepaling van S_A als volgt worden berekend:

$$S_F = S_S - S_A$$

Bepaling van X_H

De eigenschappen van X_H in het influent zijn niet gelijk aan die van de heterotrofe biomassa in het actiefslibstelsel. X_H in het influent zal niet actief bijdragen aan het actiefslibproces en geen overlevingskansen hebben. Er kan worden verondersteld dat de fractie X_H voor een deel zal bijdragen aan de fracties X_S en X_I in het influent, zodat X_H kan worden verwaarloosd.

Bepaling van X_S en X_I

Omdat de fracties X_S en X_I verspreid zijn over de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie, is het niet mogelijk om deze fracties te scheiden met behulp van alleen een fysisch-chemische scheiding. Uitgaan van een vaste verhouding gebaseerd op waarden uit de literatuur wordt niet aanbevolen omdat verhoudingen sterk kunnen verschillen voor afvalwater van verschillende rwzi's. Hier wordt ervan uitgegaan dat X_S en X_I behoren tot het gesuspendeerde CZV dat als volgt wordt berekend:

$$CZV_{susp} = X_S + X_I = CZV_{totaal} - CZV_{inf,mf}$$

Voor de bepaling van X_S wordt uitgegaan van de bepaling van het BZV_{∞} omdat dit de maximale hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal vertegenwoordigt die aanwezig is in het influent en in formulevorm als volgt wordt weergegeven:

$$X_S = \frac{BZV_{\infty}}{1 - Y_{H,BZV}} - S_S$$

Voor $Y_{H,BZV}$ wordt een waarde genomen van 0,2.

De waarde van het BZV_{∞} kan worden berekend uit de BZV_5 -bepaling volgens:

$$BZV_{\infty} = \frac{BZV_5}{(1 - e^{-5 \cdot k_{BZV}})}$$

De waarde van k_{BZV} dient te worden bepaald uit een BZV bepaling van het afvalwater. Hiervoor dient het BZV op meerdere dagen te worden bepaald. Naast het BZV_5 moet dan ook bijvoorbeeld het BZV_1 , BZV_2 , BZV_3 , BZV_4 , BZV_7 en BZV_{10} . Op basis van deze reeks kan de parameter k_{BZV} worden bepaald en het BZV_{∞} worden berekend. Voor een goede waarde kan de meting beter in meervoud worden uitgevoerd.

Bij het routinematig analyseprogramma wordt de BZV_5 -bepaling circa 1 maal per week uitgevoerd. Bij een hoogfrequent meetprogramma voor het vaststellen van de dynamiek in de influentkarakteristiek is het uitvoeren van vele BZV_5 -bepalingen zeer arbeidsintensief. Voorgesteld wordt om de verhouding van X_S tot het CZV_{susp} te bepalen voor het afvalwater door binnen het routinematig analyseprogramma van een aantal verzamelmonsters naast het CZV_{totaal} en het BZV_5 tevens het CZV van een gefiltreerd monster te bepalen. X_S wordt bepaald volgens de hiervoor beschreven formule. Ten opzichte van CZV_{susp} levert dit de verhoudingsfactor α .

$$\alpha = \frac{X_S}{CZV_{susp}}$$

Als de verhoudingsfactor α voor een bepaald afvalwater eenmaal bekend is, kan deze worden toegepast om alleen op basis van het bepalen van het CZV_{susp} de waarde van X_S te bepalen. De waarde van X_I wordt dan als volgt berekend:

$$X_I = CZV_{susp} - X_S$$

Bronnen:

Stowa rapport 96-08 Methoden voor influentkarakterisering - inventarisatie en richtlijnen -

Stowa rapport 99-13 Influentkarakterisering van ruw en voorbehandeld afvalwater - De invloed van voorbezinking en voorprecipitatie -

Stowa rapport 00-16 Simba Protocol - Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen -

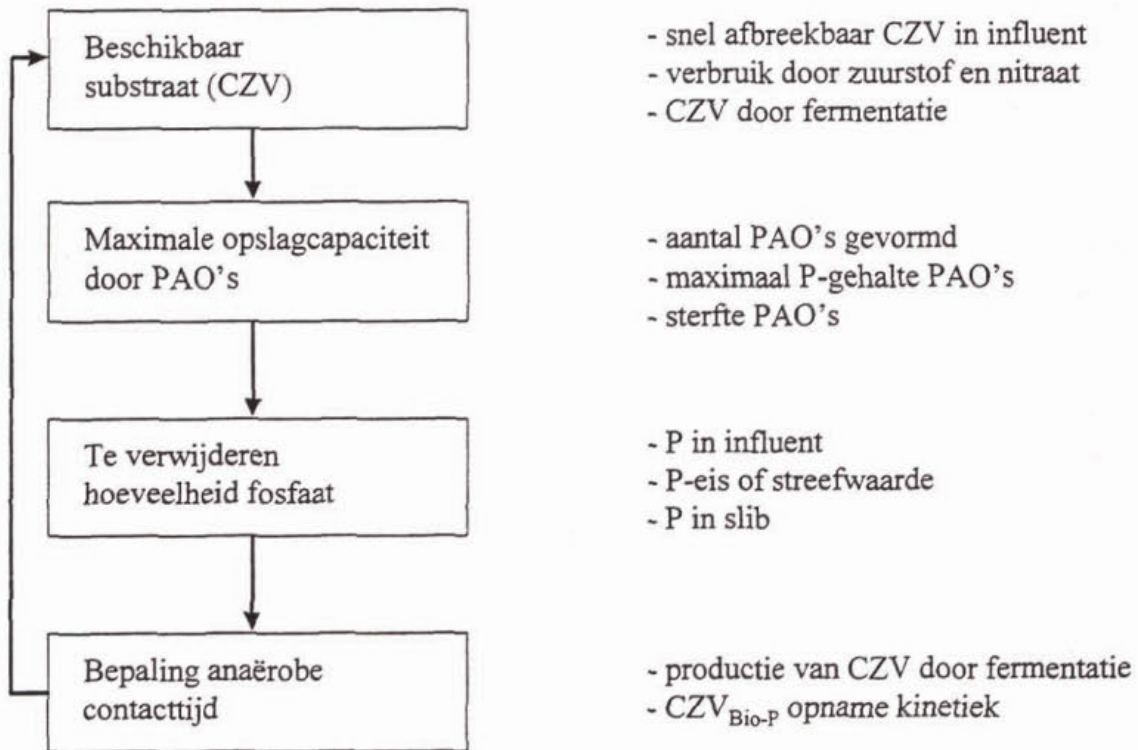
BIJLAGE 4

Detailinformatie over statische bio-P modellen

Berekeningsvoorbeeld bio-P model volgens Scheer

Detailinformatie over statische bio-P modellen

Binnen de statische modellen worden de volgende vier blokken onderscheiden:



Afbeelding 1
Algemene opzet bij statische modellering van het bio-P proces

1) Beschikbaar substraat

De hoeveelheid beschikbaar substraat wordt in eerste instantie bepaald door de hoeveelheid snel afbreekbaar CZV in het influent (S_A). Aangezien dit substraat ook verbruikt kan worden door aanwezig zuurstof (oxidatie) en nitraat (denitrificatie), aanwezig in het influent of teruggevoerd met de retourstromen, moet hiervoor worden gecorrigeerd. Tenslotte kan door fermentatie weer substraat worden gevormd.

Dit kan als volgt in formulevorm worden beschreven:

$$CZV_{Bio-P} = S_A - \frac{2,86}{1 - Y_H} \cdot (NO_3 - N_{inf} + F_{RS} \cdot NO_3 - N_{RS}) - \left(\frac{O_2 + F_{RS} \cdot O_{2,RS}}{1 - Y_H} \right) + S_F \quad (\text{mg/l})$$

waarin:

CZV_{Bio-P}	:	beschikbaar substraat (CZV) voor PAO's;
S_A	:	lagere vetzuren (mg/l);
Y_H	:	heterotrofe yield in anaërobe tank (mg CZV/mg CZV);
$NO_3 - N_{inf}$:	nitraatconcentratie in aanvoer naar anaërobe tank (mg/l);
F_{RS}	:	retourslibverhouding (-);
$NO_3 - N_{RS}$:	nitraatconcentratie in retourslib (mg/l);
O_2	:	zuurstofconcentratie in aanvoer naar anaërobe tank (mg/l);
$O_{2,RS}$:	zuurstofconcentratie in retourslib (mg/l);
S_F	:	in anaërobe tank gefermenteerde organische zuren (mg/l).

De hoeveelheid in de anaërobe tank gefermenteerde organische zuren is onder meer afhankelijk van de contacttijd. Dit betekent dat het ontwerpproces een iteratief karakter heeft. Het gehalte aan organische zuren kan als volgt worden berekend:

$$S_{F^*} = S_F - \left(\frac{\frac{S_F}{1 + F_{RS}}}{K_{fer,an} \cdot (X_H + X_{PAO}) \cdot T_{an}} \right) \cdot (1 + F_{RS}) \quad (\text{mg/l})$$

V_{totaal}

waarin:

S_{F^*}	:	in anaërobe tank gefermenteerde lagere vetzuren (mg/l);
S_F	:	in anaërobe tank fermenteerbaar substraat (=snel afbreekbaar CZV) (mg/l);
$K_{fer,an}$:	fermentatieconstante (l/g ds.d);
X_H	:	heterotrofe biomassa, niet-PAO's (kg ds);
X_{PAO}	:	heterotrofe biomassa, PAO's (kg ds);
T_{an}	:	anaërobe contacttijd (d);
V_{totaal}	:	totaal volume (anaërobe tank + (voor)denitrificatie- + nitrificatietank) (m ³).

In voorgaande formule is duidelijk, dat beide groepen heterotrofe bacteriën (PAO's en niet-PAO's) kunnen fermenteren.

Op basis van het voorgaande is het duidelijk dat het in het afvalwater aanwezige CZV moet worden opgedeeld in verschillende fracties.

Voor een nadere beschouwing van de CZV-fractionering van afvalwater wordt verwezen naar Ref. 37, 38, 39. Voor de bepaling van de fractie snel afbreekbaar CZV wordt verwezen naar bijlage 3.

2) Maximale opslagcapaciteit door PAO's

Dit blok berekent de maximale opslagcapaciteit door PAO's uit twee componenten. De eerste component is het bepalen van de hoeveelheid PAO's en de tweede het fosfaatgehalte in deze bacteriën. Hiervoor kunnen de volgende vergelijkingen worden gebruikt:

Hoeveelheid PAO's

$$X_{PAO}^{Max} = Y_{PAO} \cdot \frac{CZV_{Bio-P}}{1.000 \cdot (1 + b \cdot SRT \cdot k^{T-15})} \cdot SRT \cdot Q \quad (\text{kg ds})$$

waarin:

X_{PAO}^{max}	:	maximale hoeveelheid PAO's (kg ds);
Y_{PAO}	:	yield van PAO's (mg CZV/mg CZV);
b	:	afsterfsnelheid (d ⁻¹);
k	:	temperatuurcoëfficiënt (-);
SRT	:	slibleeftijd (d);
Q	:	debiet naar anaërobe tank (m ³ /d).

Scheer maakt hierbij nog onderscheid naar fosfaat dat extra door PAO's wordt opgenomen en fosfaat dat sowieso wordt opgenomen.

Fosfaatgehalte in PAO's

$$f_{PAO} = \frac{1}{Y_{PAO}} \cdot \frac{PO_4 - P_{inf}}{CZV_{Bio-P}} \quad (-)$$

waarin:

f_{PAO}	:	fosfaatgehalte in PAO's;
$PO_4 - P_{inf}$:	fosfaatconcentratie in aanvoer anaërobe tank (mg/l).

Dit fosfaatgehalte kan circa 15% bedragen. Naast de PAO's nemen ook autotrofe en overige heterotrofe bacteriën fosfaat op voor hun celgroei. In het algemeen is dit percentage 1,5 tot 2. Scheer neemt deze beide groepen apart in beschouwing, waarbij wederom een onderscheid

wordt gemaakt tussen fosfaat dat door het actieve deel en door het inerte deel van de bacteriën wordt opgenomen.

- 3) Te verwijderen hoeveelheid fosfaat
De hoeveelheid te verwijderen fosfaat wordt berekend met behulp van een eenvoudige massabalans.

$$(PO_4 - P)_{slib} = (PO_4 - P)_{inf} - (PO_4 - P)_{ef}$$

De hoeveelheid fosfaat in het bio-P slib is de hoeveelheid fosfaat, die in de aanvoer naar het actiefslibstelsysteem aanwezig is minus de hoeveelheid fosfaat in het effluent. In deze laatste hoeveelheid is niet de aan de zwevende stof gebonden fosfaat inbegrepen. Bij de aanvoer zijn wél de eventueel aanwezige retourstromen vanuit de slibverwerking opgenomen.

- 4) Bepaling anaërobe contacttijd
De laatste stap is de bepaling van de anaërobe contacttijd op basis van het aantal PAO's en de aanwezigheid, opname en productie van lagere vetzuren. In deze stap worden de formules van de voorgaande stappen iteratief toegepast.

Berekeningsvoorbeeld statisch bio-P model volgens Scheer

STATISCH MODEL VOOR BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

gebaseerd op bio-P model van Scheer, Hulsbeek. Ref. 31, 34, 35.

AFVALWATERSAMENSTELLING

CZV-totaal	612	mg/l	ASM-2D terminologie
biologisch biodegradeerbaar aandeel	82	%	
biologisch biodegradeerbare CZV	$0,92 \cdot 612 = 563$	mg/l	$X_s + S_a + S_f$
waarvan direct biodegradeerbaar aandeel	15	%	
biologisch direct biodegradeerbaar CZV	$0,15 \cdot 563 = 84$	mg/l	$S_a + S_f$
waarvan gehalte lagere vetzuren	70	%	
gehalte aan lagere vetzuren	$0,7 \cdot 84 = 59$	mg/l	S_a
Biologisch niet biodegradeerbaar (opgelost)	8	%	
Biologisch niet biodegradeerbare CZV (opgelost)	$8/100 \cdot 612 = 49$	mg/l	S_i
Biologisch niet biodegradeerbaar (onopgelost)	10	%	
Biologisch niet biodegradeerbare CZV (onopgelost)	$10/100 \cdot 612 = 61$	mg/l	X_i
Ammoniumconcentratie	50	mg/l	S_{nh4}
Totaalstikstofconcentratie	56	mg/l	
Nitratconcentratie	0,0	mg/l	S_{no3}
Totaalfosfaatconcentratie	7,7	mg/l	
Ortho-fosfaatconcentratie	5,8	mg/l	S_{po4}

KINETISCHE PARAMETERS

BIO-P BACTERIEN

Yield	0,67	g cel-CZV/g CZV
Afstervingsnelheid (T=15C)	0,08	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,072	-
Afstervingsnelheid (T=14C)	$0,08 \cdot 1,072^{(14-15)} = 0,07$	1/d
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,15	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,10	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
Fermentatieconstante	60,00	l/g TS.d
Half-afgiftetijd BioP-bacteriën	0,30	h

HETEROTROFE BACTERIEN

Yield	0,67	g cel-CZV/g CZV
Afstervingsnelheid (T=15C)	0,08	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,072	-
Afstervingsnelheid (T=14C)	$0,08 \cdot 1,072^{(14-15)} = 0,07$	1/d
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,03	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,10	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
Factor actieve biomassa van DS	0,80	g cel/g DS

AUTOTROFE BACTERIEN

Yield	0,24	g cel-CZV/g NH ₄
Afstervingsnelheid (T=15C)	0,05	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,09	-
Afstervingsnelheid (T=14C)	$0,05 \cdot 1,09^{(14-15)} = 0,05$	1/d
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,03	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,10	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV

INERTE BESTANDELEN

Geëlimineerde inerte bestanddelen	$10/100 \cdot 612 = 61$	mg CZV/l
P-gehalte van het inerte deel	0,01	g P/g CZV

noot: cursief is extra regel t.o.v. model i.v.m. uitleg van de formule

PROCESPARAMETERS

Gehalte droge stof in AT (biologisch)	3,60	g/l
Afwalwaterdebiet	5.125	m ³ /d
Afwalwatertemperatuur	14,0	°C
Retourslibverhouding	100	%
Retourslibverhouding naar anaërobe ruimte	75	%
Retourslibverhouding naar anoxische ruimte	25	%
Nitraatconcentratie in retourslibstroom	5,0	mg NO ₃ -N/l
O ₂ -concentratie in toevoer naar anoxische ruimte	0,0	mg O ₂ /l
O ₂ -concentratie in retourslib	1,0	mg O ₂ /l
Totale volume	7.500	m ³
Anaërobe ruimte	16,7	%
Anaërobe slibfractie	$2.285(2.285 + 13.586 + 287)=9$	%
Contacttijd anaërobe ruimte	$16,7/100 \cdot 7.500 \cdot 5,125/24$	uur
Slibleefijd	19,2	dagen
CZV-verbruik door zuurstof	$(0 \cdot 5,125 + 1 \cdot 75/100 \cdot 5,125)/(1-0,67)/1.000=11,65$	kg CZV/d
CZV-verbruik door nitraat	$((2,86/1-0,67) \cdot 0 \cdot 5,125 + 5 \cdot 75/100 \cdot 5,125)/1.000=166,56$	kg CZV/d
Lagere vetzuren na NO ₃ -eliminatie	$59 \cdot (11,65 + 166,56)/5,125=24$	mg CZV/l
Fermenteerbaar substraat	84-59=25	mg CZV/l
Heterotrofe actieve biomassa in totale systeem	9.403	kg cel ds
Aantal compartimenten in de anaërobe ruimte	9	-
Afloopconcentratie fermenteerbaar substraat in anaërobe ruimte	2	mg CZV/l
Gevormde zuren	$25 \cdot ((25/(1+75/100))/((60 \cdot 9.403 \cdot 5,9/24)/7.500)) \cdot (1+75/100)=24$	mg CZV/l
Substraat voor de Bio-P-bacteriën	24+24=46	mg CZV/l

noot: cursief is extra regel t.o.v. model i.v.m. uitleg van de formule

RESULTATEN VAN DE BEREKENING

ELIMINATIE DOOR BIO-P BACTERIËN

Substraat voor de Bio-P-bacteriën	24+24=46	mg CZV/l
Substraat voor de Bio-P-bacteriën	45,5*5,125/1000=233	kg CZV/d
Maximum hoeveelheid Bio-P-bacteriën	$(45,5 \cdot 5,125 \cdot 0,67 \cdot 19,2)/((1+0,07 \cdot 19,1) \cdot (1,07 \cdot (14-15)))/1000=1.284$	kg bacterie-CZV
Inerte hoeveelheid Bio-P-bacteriën	$(1.284 \cdot 0,07 \cdot 19,1 \cdot 0,1) \cdot ((1,07 \cdot (14-15)))=171$	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	$1.284 \cdot 0,1 \cdot 5/19,1=10,1$	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	$171 \cdot 0,01/19,1=0,1$	kg P/d
Totale bio-P eliminatie	10,1+0,1=10,2	kg P/d
Verlaging P-concentratie door Bio-P-bacteriën	$10,2/5,125 \cdot 1.000=2,0$	mg P/l
(potentiële) Sa-consumptie	$(0,15-0,03) \cdot 5,9/(5,9+0,3) \cdot 1.284 \cdot 16,7 \cdot 2 \cdot 24/100 \cdot 5,125 \cdot 1.000=228,8$	mg Sa/l
Sa in effluent	als 45,5-228,8 < 2 dan 2, anders het verschil	mg Sa/l

ELIMINATIE DOOR HETEROTROFE BACTERIËN

Substraat voor de heterotrofe bacteriën	563-45,5=517,5	mg CZV/l
Substraat voor de heterotrofe bacteriën	517,5*5,125/1000=2.652	kg CZV/d
Actieve heterotrofe bacteriën	$(2.652 \cdot 0,67 \cdot 19,2)/(1+1,07 \cdot 0,07 \cdot (14-15))=14.588$	kg bacterie-CZV
Inerte heterotrofe bacteriën	$14.588 \cdot 1,07 \cdot 19,2 \cdot 0,1 \cdot (0,07 \cdot (14-15))=1.945$	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	$14.588 \cdot 0,03/19,2=22,8$	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	$22,8 \cdot 0,01/19,2=1,0$	kg P/d
Totale heterotrofe eliminatie	22,8+1,0=23,8	kg P/d
Verlaging P-concentratie door heterotrofen	$23,8/5,125 \cdot 1.000=4,7$	mg P/l

ELIMINATIE DOOR AUTOTROFE BACTERIËN

Substraat voor de nitrificeerders	56,0	mg NH ₄ /l
Substraat voor de nitrificeerders	56*5,125/1000=287	kg NH ₄ /d
Hoeveelheid nitrificeerders	$(287 \cdot 0,24 \cdot 19,2)/((1+0,05 \cdot 19,2) \cdot 1,09 \cdot (14-15))=731$	kg bacterie-CZV
Inerte aandeel nitrificeerders	$731 \cdot 0,05 \cdot 19,2 \cdot 0,1 \cdot (0,07 \cdot (14-15))=59$	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	$731 \cdot 0,03/19,2=1,1$	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	$59 \cdot 0,1/19,2=0,3$	kg P/d
Totale autotrofe eliminatie	1,1+0,3=1,4	kg P/d
Verlaging P-concentratie door heterotrofen	$1,4/5,125 \cdot 1.000=0,28$	mg P/l

ELIMINATIE DOOR INERT SLIB

eliminatie door inert slib (onafbr. CZV)	61*0,01=0,61	mg P/l
--	--------------	--------

SAMENVATTING

eliminatie totaal (bij bio-P)	2,0+4,7+0,28+0,61=7,6	mg P/l
waarvan door bio-P	10,2/5,125*1.000=2,0	mg P/l
Effluent met Bio-P	7,7-7,6=0,1	mg P/l
Effluent zonder Bio-P	7,7-5,6=2,1	mg P/l

BIJLAGE 5

Detailinformatie over dynamische bio-P modellering

Bijlage 5: detailinformatie over dynamische bio-P modellering

Inleiding

Modellering van waterzuiveringsprocessen gebeurt in het algemeen op basis van het actiefslibmodel nr. 1 (ASM nr 1) (Ref. 36). Dit model beschrijft de omzetting van CZV en stikstof in actiefslibprocessen. Een belangrijk aspect van de introductie van ASM nr 1 was de manier waarop modellen overzichtelijk worden gepresenteerd in een modelmatrix en de standaardisatie van de gebruikte symbolen. Het model zelf was in grote lijnen reeds in de literatuur bekend.

Doorgaans wordt ASM nr 1 als standaardmodel gebruikt in simulatiepakketten zoals SIMBA. In de meeste gevallen wijken deze modellen echter op detailpunten af van het originele ASM nr 1. In ASM nr 1 worden bijvoorbeeld twee types inert onopgeloste CZV gedefinieerd (afkomstig uit influent en afkomstig uit afgestorven biomassa) terwijl bij de implementatie van ASM nr 1 in SIMBA ervoor is gekozen beide types inert onopgelost CZV te combineren in één CZV-fractie. Hetzelfde geldt voor het ammonificatieproces. Deze kleine vereenvoudigingen hebben nauwelijks effect op de modelresultaten.

Het ASM nr 1 is opgesteld om de waargenomen respiratiesnelheden met zuurstof of nitraat goed te beschrijven. Door een koppeling van de CZV- en N-balans kunnen respectievelijk de slibproductie, het nitrificatieproces, het denitrificatieproces en effluentkwaliteit voor praktijksituaties goed worden voorspeld. Er is in het ASM nr 1 niet getracht de werkelijke conversieprocessen goed te beschrijven, maar vooral om de waargenomen respiratie te beschrijven.

Er blijken in de praktijk vier verschillende respiratiesnelheden van het slib te kunnen worden onderscheiden. Dit betekent dat er tenminste vier processen beschreven moeten worden om een model te kunnen ontwikkelen. De volgende processen worden in het ASM nr 1 beschreven:

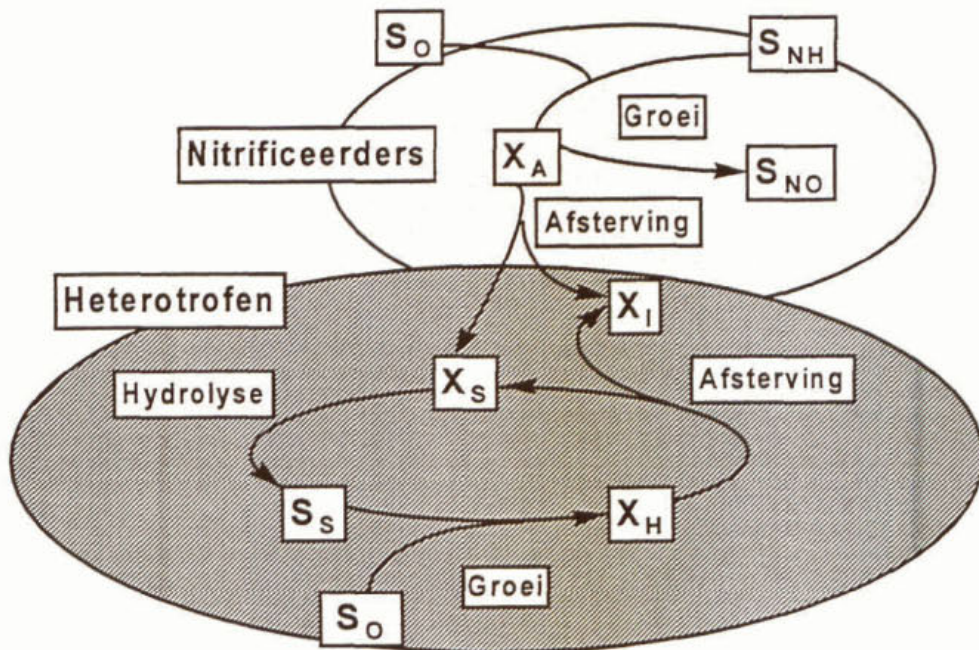
- het nitrificatieproces;
- de omzetting van snel-afbreekbaar organische stof (S_s).
De fractie snel-afbreekbaar organisch stof komt bij een influentkarakterisering met behulp van een filtratiemethode het best overeen met de fractie opgelost CZV;
- de omzetting van langzaam-afbreekbaar organische stof (X_s).
Voor deze fractie is de term particulier of niet-opgelost CZV in gebruik geraakt. Deze fractie wordt via hydrolyse omgezet in snel-afbreekbaar organische stof. Het ontstane snel afbreekbare organische stof kan vervolgens worden omgezet, de hydrolyse is echter de snelheidsbepalende stap;
- endogene respiratie.
Dit proces is gemodelleerd door te veronderstellen dat bacteriën met een bepaalde snelheid afsterven waarbij de afgestorven cel gedeeltelijk in langzaam-afbreekbaar organische stof wordt omgezet. Deze beschrijving van de endogene respiratie komt in werkelijkheid overeen met werkelijke microbiologische endogene respiratie plus de predatie van micro-organismen door protozoën tijdens het zuiveringsproces.

Bovenstaande verdeling is gebaseerd op het feit dat elke fractie een andere zuurstofverbruiksnelheid heeft. Naast een verdeling op basis van respirometrie kan er ook een verdeling (influentkarakterisering) op basis van filtratie worden uitgevoerd. In de praktijk leidt gebruik van membraanfiltratie of respirometrie tot een verschillende influentkarakterisering. Dit blijkt overigens geen grote praktische consequenties voor de modellering van actiefslibprocessen te hebben. In de praktijk is het daarom mogelijk om voor de influentkarakterisering de filtratiemethodiek te gebruiken in plaats van respirometrie (Ref. 39).

De genoemde processen kunnen worden gebruikt voor het beschrijven van het zuurstof- en nitraatverbruik, waarbij een reductiefactor voor de tragere omzetting van nitraat is opgenomen.

Voor het nitrificatieproces geldt bij temperaturen onder de 25°C dat de omzetting van ammonium tot nitriet vrijwel altijd trager is dan de omzetting van nitriet naar nitraat. Dit betekent dat het uit twee reacties bestaande proces gezien kan worden als één reactie. Bij hogere temperaturen kan het opsplitsen van het nitrificatieproces echter van belang zijn, met name bij het toepassen van het model ten behoeve van industrieel afvalwater of bijvoorbeeld het modelleren van het Sharon-proces.

Alle processen zijn sterk aan elkaar gekoppeld. In figuur 1 is bijvoorbeeld de interactie tussen het afsterfproces en de heterotrofe groei in het ASM nr 1 weergegeven. Als tijdens de calibratie een parameter wordt veranderd, veranderen vrijwel alle modeluitkomsten en is het moeilijk te bepalen welke parameter aangepast zou moeten worden om een goede modelbeschrijving te krijgen.



Afbeelding 1
Schematische weergave interactie tussen afsterfproces en groei in het ASM nr 1

Belangrijk bij het werken met het ASM nr 1 is dat de benaming van de processen vaak niet overeenkomt met de processen die feitelijk beschreven worden. Een voorbeeld hiervan is de hydrolyse van langzaam-afbreekbaar organische stof. Dit proces wordt met één vergelijking beschreven terwijl in de praktijk vaak een groep van processen (b.v. werkelijke enzymatische hydrolyse en consumptie van in de cel opgeslagen vetten) hiervoor verantwoordelijk is. Daar deze groep van processen vrijwel dezelfde verbruikssnelheid voor zuurstof of nitraat hebben, kan deze groep processen in het model met één vergelijking beschreven worden zonder dat er problemen optreden. Het model moet dus niet te sterk mechanistisch worden beschouwd.

ASM nr 1

De volgende processen zijn beschreven in het ASM nr 1.

Hydrolyse:

Dit proces omvat zowel de enzymatische hydrolyse van b.v. eiwitten en vetten maar ook het verbruik van in de cellen opgeslagen reservestoffen. In beide gevallen komt snel-afbreekbaar organisch stof beschikbaar voor groei. De werkelijke hydrolyse is onafhankelijk van de aanwezigheid van zuurstof of nitraat. De omzettingssnelheid van in de cel opgeslagen reservestoffen is daarentegen wel afhankelijk van de aanwezigheid van zuurstof of nitraat. Daarom is het vaak noodzakelijk de aërobe, anaërobe en anoxische hydrolyse als aparte processen te beschrijven.

Groei van heterotrofe organismen:

Tijdens dit microbiële groeiproces wordt opgeloste snel-afbreekbare organisch stof omgezet in nieuwe

bacteriën (X_H). Dit proces verloopt onder anoxische condities trager dan onder aërobe condities. Vandaar dat er zowel aërobe als anoxische groei is gedefinieerd.

Afsterving ("decay") van biomassa:

Dit proces beschrijft het verbruik van organische stof voor het in stand houden van de cel en de effecten van predatie door virussen en protozoën in het systeem. De predatie door protozoën veroorzaakt de vorming van inert onopgelost organische stof (X_I).

Het nitrificatieproces of autotrofe groei:

Dit is een strikt aëroob proces: ammonium wordt geoxideerd tot nitraat, waarbij autotrofe organismen worden gevormd (X_A).

De volgende parameters worden gebruikt in ASM nr 1.

Opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen: (Y_H)

De organische stof die door bacteriën wordt opgenomen wordt deels omgezet in reservemateriaal. Onder laboratoriumcondities met reïncultures kan deze vorming van reservestoffen worden verwaarloosd. In actief-slibprocessen speelt dit echter een belangrijke rol. De opbrengstcoëfficiënt in ASM nr 1 is de sommatie van vorming van nieuwe biomassa en vorming van reservestoffen. Hoewel de aërobe en anoxische opbrengstcoëfficiënt niet hetzelfde zijn (de anoxische opbrengstcoëfficiënt is 70-80% van de aërobe opbrengstcoëfficiënt) wordt er één opbrengstcoëfficiënt gebruikt om het model overzichtelijk te houden. Het gebruik van één opbrengstcoëfficiënt heeft geen waarneembare effecten op de uitkomsten van het model.

Autotrofe groeiopbrengst (Y_A)

De autotrofe groeiopbrengst ligt vast en komt sterk overeen met de gegevens vanuit de microbiologie. Voor het nitrificatieproces is het substraat ammonium eenduidig, zodat de gegevens van reïncultuurexperimenten kunnen worden gebruikt om de autotrofe groeiopbrengst te bepalen.

Snelheidsconstanten (μ, k, b)

De kinetiek voor opname van snel-afbreekbare organische stof en voor het nitrificatieproces zijn bekend. Het blijkt dat de kinetiek voor beide processen vrij constant is. De waarden voor de groeisnelheid (μ_H, μ_A) kunnen daarom uit de literatuur worden overgenomen.

De kinetiek voor de hydrolyse (k_H) kan sterk variëren omdat dit proces in feite het zuurstofverbruik ten gevolge van het vrijkomen van snel-afbreekbaar organisch stof uit hydrolyse van polymeren, de predatie door protozoën en de omzetting van reservestoffen beschrijft.

De kinetiek van de afstervingsprocessen (b_H en b_A) beschrijft het effect dat trager groeiende cellen (langere sibleeftijd) een lagere groeiopbrengst hebben. Deze kinetiek compenseert tevens de te hoge groeiopbrengst ten gevolge van het niet expliciet beschrijven van de vorming van reservestoffen. Daarnaast wordt de waarde van de afsterfsnelheid bepaald door de begrazingssnelheid van protozoën.

De opbrengstcoëfficiënten en afstervingsparameters vertonen onderling een sterke samenhang. De slibproductie wordt mede bepaald door deze twee parameters. De slibproductie wordt echter ook sterk bepaald door de gekozen fractie X_I (inert onopgeloste organische stof) in het influent.

Reductiefactoren (bijv.: η_{NO_3}, η_H)

De in het model beschreven processen zijn onderling sterk afhankelijk. Deze afhankelijkheid varieert onder de verschillende procescondities (anaëroob, anoxisch, aëroob). In sommige gevallen is het noodzakelijk om de snelheid onder bijvoorbeeld anoxische condities ten opzichte van aërobe condities met behulp van een reductiefactor aan te passen. Het verschil tussen de omzettingssnelheden onder de verschillende procescondities kunnen van zuivering tot zuivering sterk verschillen en is daarom een belangrijke calibratieconstante.

Verzadigings- en inhibitiecoëfficiënten (bijv.: K_{O_2} , K_{NH_4} , K_{NO_3})

De snelheid van biologische reacties wordt beschreven met de verzadigingskinetiek (Monod kinetiek) of inhibitiekinetiek. De verzadigingscoëfficiënt beschrijft hoe de snelheid van de omzetting van de substraatconcentratie afhangt. Dezelfde wiskundige vergelijking wordt echter ook gebruikt als schakelfunctie. Dit maakt het mogelijk om ervoor te zorgen dat bijvoorbeeld heterotrofe groei wel verloopt wanneer er ammonium aanwezig is en niet als er geen ammonium aanwezig is. Het gebruik van een Monod-term vereenvoudigt de modelsimulatie.

Modellen voor fosfaatverwijdering

Als dynamisch model voor fosfaatverwijdering zijn momenteel in hoofdzaak twee mogelijkheden voorhanden. In de eerste plaats het ASM nr 2 van de IAWQ. Dit is een uitbreiding van ASM nr 1, waarbij een aantal fracties en processen is toegevoegd om het bio-P proces te beschrijven. Inmiddels hebben enkele modificaties plaatsgevonden, waardoor ASM 2d de meest recente versie is. In dit model is ook de chemische fosfaatverwijdering beschreven.

Aan de TU Delft is door onder meer Van Loosdrecht, Smolders, Kuba en Murnleitner een ander model ontwikkeld; het TUD-model (Ref. 27, 32)).

Er is een belangrijk verschil tussen beide modelbenaderingen. De IAWQ-modellen zijn feitelijk black-box modellen, waarbij gestart is met een minimale beschrijving van de processen en alleen aspecten zijn toegevoegd indien dit noodzakelijk bleek om de optredende variatie in concentraties in een rwzi te beschrijven. Vrijwel alle componenten zijn modelparameters, die niet perse reële processen hoeven te beschrijven. Het TUD-model daarentegen is gestart vanuit gedetailleerde kennis en vervolgens vereenvoudigd tot het niet verder mogelijk was. De meeste componenten in het model zijn fysieke, meetbare, grootheden. Het ASM-model is wat eenvoudiger van opzet (meer parameters, minder processen), maar kenmerkt zich door een lastiger calibratie en heeft variabele parameters, terwijl het TUD-model enigszins complexer is maar een consistente set aan parameters heeft.

ASM nr 2d

Voor het beschrijven van biologische fosfaatverwijdering is het ASM nr 2d door de IAWQ-werkgroep voorgesteld. Uitgangspunt bij dit model is het adequaat beschrijven van direct meetbare grootheden zoals het zuurstofverbruik en het fosfaatgehalte. Het gedrag van fosfaataccumulerende micro-organismen (PAO's) wordt niet beschreven. Het model kan worden gebruikt om biologische fosfaatverwijdering te beschrijven. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het model niet goed kan worden toegepast om de limiterende factoren voor de biologische fosfaatverwijdering te beschrijven.

Het voert te ver om alle parameters van het model hier uitgebreid te bespreken, daarom wordt volstaan met de belangrijkste aspecten.

De PAO's groeien vooral op lagere vetzuren. Dit betekent dat snel afbreekbaar organische stof is opgesplitst in twee componenten: de vetzuren (S_A) en fermenteerbaar snel afbreekbaar organische stof (S_F). Om S_F om te zetten in S_A is een verzuringproces ingevoerd. In het model wordt ervan uitgegaan dat dit proces door de heterotrofe organismen wordt uitgevoerd, maar dat de omzetting geen extra groei van de heterotrofe biomassa oplevert. De concentratie S_A kan middels een eenvoudige vetzuuranalyse (gaschromatografische bepaling) worden gemeten.

De PAO's nemen in de anaërobe ruimte acetaat op en scheiden fosfaat uit. Dit proces is opgenomen in het ASM nr 2d, waarbij de verhouding acetaat/fosfaat sterk afhankelijk is van de pH (ook in het gebied 6,5-8). Deze verhouding kan worden bepaald uit een fosfaatafgifte-experiment met dosering van acetaat. Het acetaat wordt omgezet in een reservestof. Door de gekozen wijze van modelleren is deze reservestof een combinatie van glycogeen en poly-hydroxy-alkanoaat (PHA).

Onder aërobe condities vindt groei en fosfaatopslag plaats. Hierbij wordt reservestof (PHA) verbruikt. De opbrengstcoëfficiënten die in ASM nr 2d worden gebruikt hebben geen relatie met de reële opbrengstcoëfficiënten omdat het metabolisme niet juist wordt beschreven.

De processen afsterving en hydrolyse hebben voor de modellering van biologische

fosfaatverwijdering een belangrijke consequentie: afgestorven PAO's worden substraat voor de heterotrofen. Er vindt in het model geen groei van PAO's op de afgestorven cellen plaats. Het op deze manier modelleren van de afsterfprocessen leidt tot een situatie waarbij, nog meer dan bij het ASM nr 1, de processen onderling zeer sterk door elkaar worden beïnvloed. Dit maakt calibratie van het ASM nr 2d erg lastig.

Een schema van ASM nr 2d is in afbeelding 2 weergegeven.

TUD-model

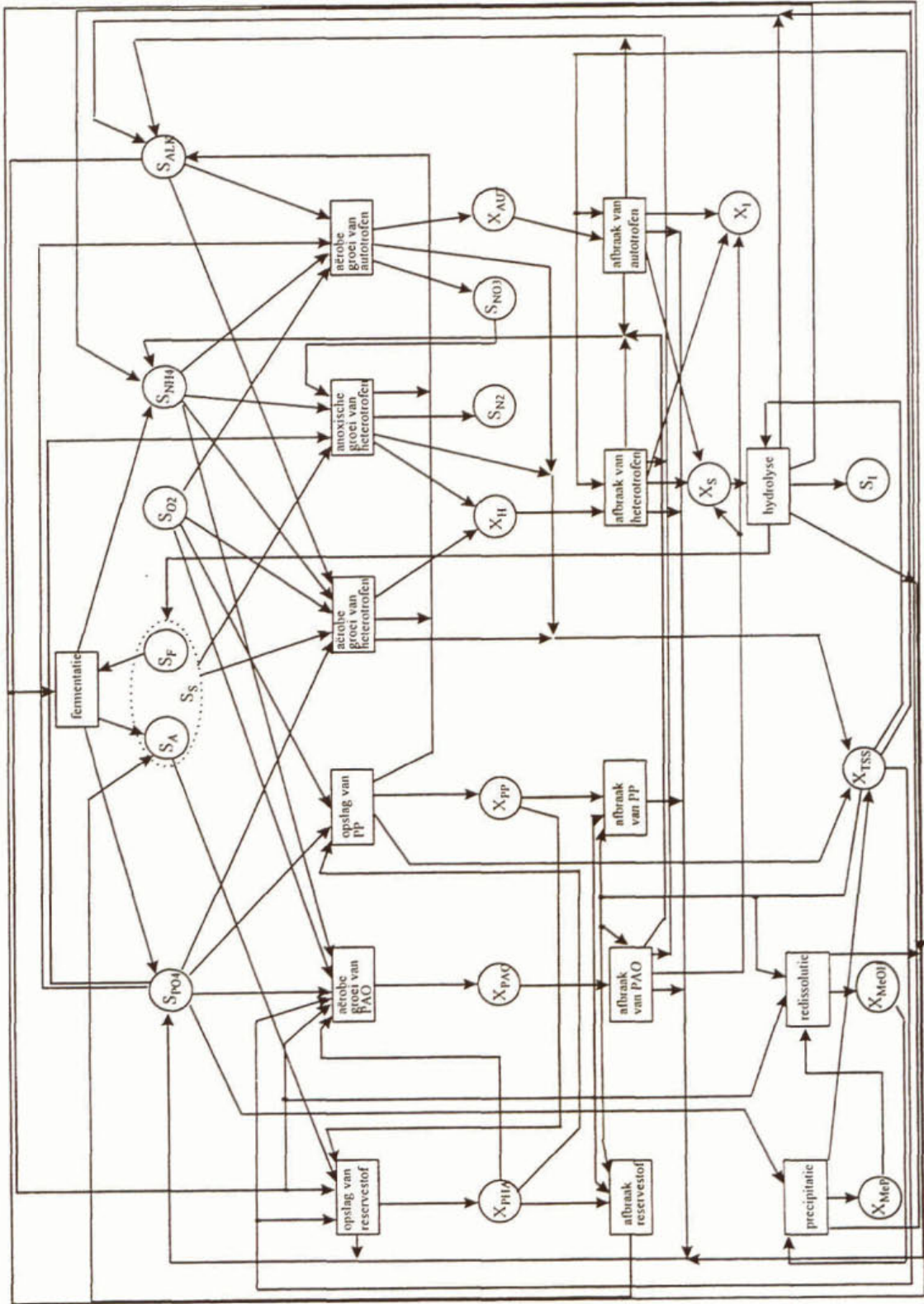
Simultaan aan de ontwikkeling van ASM nr 2d (hetgeen vooral is gebaseerd op onderzoek aan de universiteit van Kaapstad), is bij de TU-Delft een fosfaatverwijderingsmodel ontwikkeld dat is gebaseerd op het celmetabolisme van de betrokken organismen. De huidige ervaringen laten zien dat dit in het laboratorium ontwikkelde model goed kan worden gebruikt in de praktijk (Ref. 26). Een belangrijk feit hierbij is dat ondanks dat de processen in het TUD-model op een meer fundamenteel niveau worden beschreven dan in het ASM nr 2d, het aantal modelparameters zelfs iets geringer is.

Een schema van het TUD-model is in afbeelding 3 weergegeven.

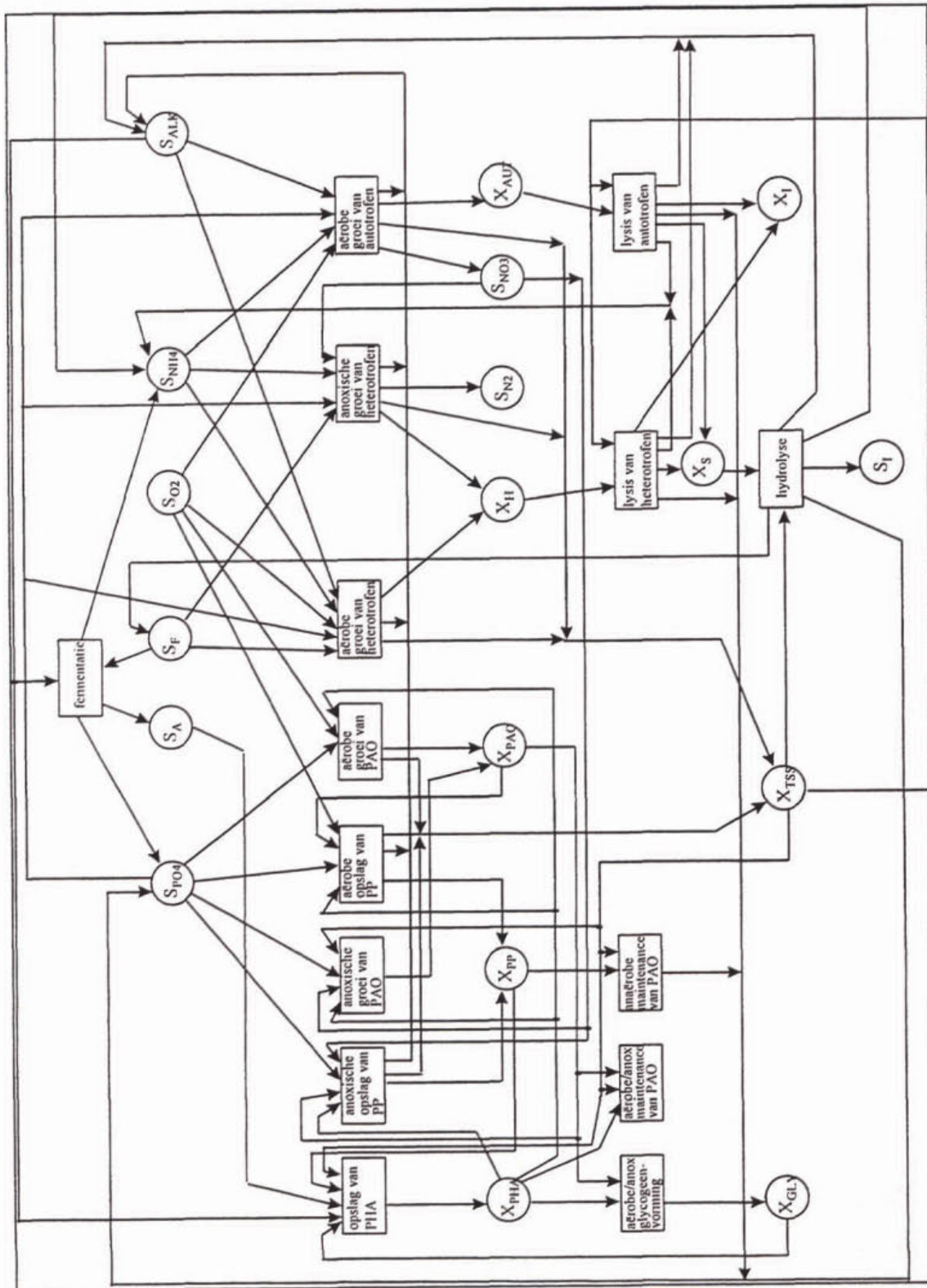
Vergelijking dynamische methoden

Enkele belangrijke verschillen en overeenkomsten tussen beide modellen zijn navolgend kort weergegeven:

- de glycogeen cyclus wordt in het ASM nr 2 niet in beschouwing genomen, terwijl limitatie van deze opslagstof tot remming van de groei van PAO's leidt;
- het fenomeen van fosfaatafgifte onder aërobe of anoxische omstandigheden bij aanwezigheid van acetaat (zie ook 2.4) is in beide modellen niet opgenomen;
- het TUD-model beschrijft het actiefslibproces als "maintenance"-proces, terwijl het ASM nr 2 uitgaat van het "decay" concept. Voor de modellering van CZV- en stikstofverwijdering bestaat geen essentieel verschil tussen beide concepten. Bij het bio-P proces leidt het decay concept tot een sterke cyclus van PHA en fosfaat. In beide concepten geeft het een groot verschil in m.n. de calibratie, daarnaast leidt het decay concept voor PAO's tot extra groei van heterotrofe bacteriën;
- de IAWQ-modellen zijn black-box modellen, waarbij gestart is met een minimale beschrijving van de processen en alleen aspecten zijn toegevoegd indien dit noodzakelijk bleek om de optredende variatie in concentraties in een rwzi te beschrijven. Vrijwel alle componenten zijn modelparameters, die niet perse reële processen hoeven te beschrijven. Het TUD-model daarentegen is gestart vanuit gedetailleerde kennis en vervolgens vereenvoudigd tot het niet verder mogelijk was. De meeste componenten in het model zijn fysieke, meetbare grootheden.



Afbeelding 2
ASM nr 2d



Afbeelding 3
TUD-model

BIJLAGE 6

Beschrijving van bio-P systemen en praktische uitvoeringsvormen

Beschrijving van bio-P systemen en praktische uitvoeringsvormen

1 Inleiding

In deze bijlage is een aantal bekende op de markt zijnde Bio-P-systemen en uitvoeringsvormen beschreven, namelijk:

- Bardenpho;
- Phoredox;
- UCT en BCFS;
- JHB en ISAH;
- A/O en A²/O;
- Biedenipho;
- Unitank;
- Phostrip.

De meeste systemen zijn in de jaren zeventig en tachtig ontwikkeld. Een aantal is gepatenteerd. Achtereenvolgens zijn de systeembeschrijving, het stroomschema en de kenmerken van het systeem met betrekking tot het Bio-P proces behandeld.

2 Bardenpho

Inleiding

Het Bardenpho-proces is primair ontwikkeld om stikstof via nitrificatie en denitrificatie zo volledig mogelijk te verwijderen. Door Barnard is in Zuid-Afrika op basis van een actiefslibstelsysteem met voordennitrificatie (het zogenaamde Ludzack-Ettinger proces) eerst een modificatie bedacht voor een verbeterde stikstofverwijdering, die later weer is uitgebreid tot biologische fosfaatverwijdering (Bardenpho = Barnard - Denitrification - Phosphorusremoval). Er treedt dan in een aantal gevallen ook een verhoogde biologische fosfaatopname op. Dit gebeurt wanneer er sprake is van een lage nitraatconcentratie in de tweede anoxische zone en een laag retourdebiet. Dan vindt fosfaatafgifte plaats in de eerste 'anoxische' zone. De grondslagen voor de biologische fosfaatverwijdering zijn nader uitgewerkt binnen het Phoredox-proces.

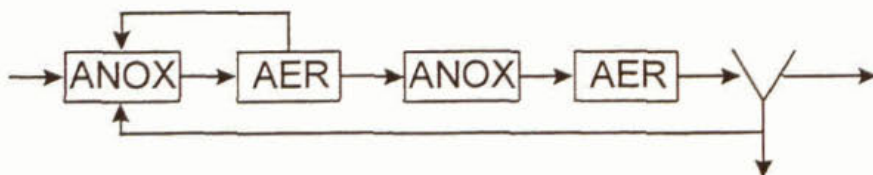
Met name in Zuid-Afrika en de USA zijn vele praktijkinstallaties bekend die opereren volgens het Bardenpho-principe.

Systeembeschrijving en stroomschema

Het Bardenpho-proces bestaat uit twee series van achter elkaar geplaatste anoxische en beluchte tanks. Er vindt een grote recirculatie plaats van de eerste beluchte tank naar de eerste anoxische tank. Het retourslib wordt ook naar de eerste anoxische tank geleid.

De fosfaatafgifte vindt plaats in de eerste anoxische tank, indien de nitraatterugvoer niet te hoog is.

Een stroomschema van het Bardenpho-proces is opgenomen in afbeelding 1.



Afbeelding 1
Stroomschema Bardenpho-proces

Kenmerken van het Bardenpho-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- het Bardenpho-proces is primair niet bedoeld voor biologische fosfaatverwijdering, maar dit kan wel plaatsvinden, afhankelijk van de condities in de eerste anoxische tank.
- Indien de eerste anoxische tank een compleet gemengde, niet gecompartmenteerde tank is, is de zekerheid op het ontstaan van geschikte (anaërobe) procesomstandigheden gering.
- Het slib uit de eerste anoxische tank komt in een beluchte tank terecht. Hierdoor wordt de resterende hoeveelheid makkelijk afbreekbaar CZV niet gebruikt voor denitrificatie, maar geoxideerd.
- Het actiefslibmengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage ortho-P-concentratie gewaarborgd.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden.

Dimensionering

- Vanwege de afwezigheid van een specifieke anaërobe tank zijn er geen kentallen beschikbaar voor de dimensionering.

Procesregeling

- Het Bardenpho-proces is primair ingesteld op vergaande stikstofverwijdering. De regelingen van de beluchting en de recirculatie zijn daar op afgesteld. Om een goede biologische P-verwijdering te bewerkstelligen moet het recirculatie-debiet niet te hoog zijn en de nitraatconcentratie laag. Dit laatste is een resultante van de stikstofverwijdering.
- De besturing is minder complex dan van intermitterende of alternerende procesconfiguraties of systemen met veel interne recirculatiestromen.

3 Phoredox

Inleiding

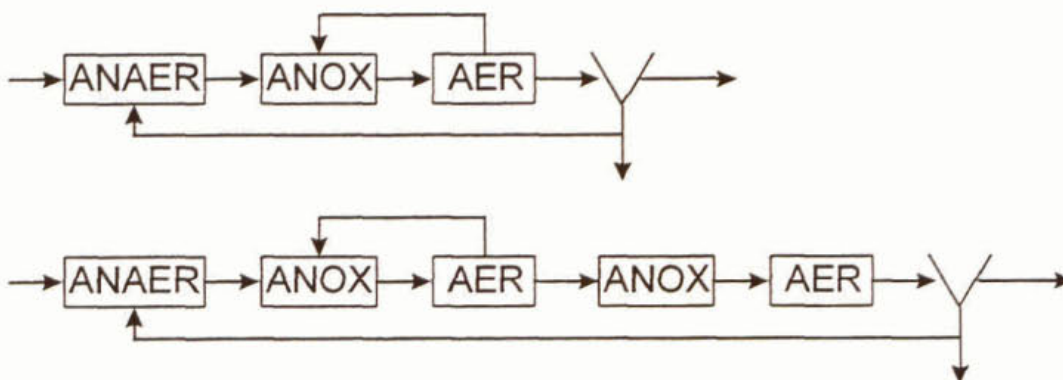
Het Phoredox-proces (Phosphorus Reduction Oxidation) is afgeleid van het Bardenpho-proces. Het systeem is meer aangepast voor het Bio-P-proces. Bij Phoredox is een extra anaërobe zone voorgeschakeld. In vergelijking met het Bardenpho-proces wordt de remmende werking van nitraat in de 'anaërobe' zone verminderd. Ook hier is sprake van een hoge interne recirculatiestroom via de anoxische zone.

Vele praktijkinstallaties in Zuid-Afrika en de USA zijn ontworpen en opereren volgens het Phoredox-proces. Het Phoredox-principe (zie 4.2.4 hoofdrapport) wordt op vele bio-P installaties toegepast.

Systeembeschrijving en stroomschema

Het Phoredox-proces bestaat bij de vijftrapsuitvoering uit twee series van achter elkaar geplaatste anoxische en beluchte tanks. Een anaërobe tank is voorgeschakeld. Er vindt een grote recirculatie plaats van de eerste beluchte tank naar de eerste anoxische tank. Het retourslib wordt naar de anaërobe tank geleid.

Van het Phoredox-proces bestaat naast de vijftrapsuitvoering ook een drietrapsuitvoering. Bij dit type is ten opzichte van het Bardenpho-proces de tweede serie van een anoxische en een beluchte zone weggelaten. Een stroomschema van het Phoredox-proces is opgenomen in afbeelding 2.



Afbeelding 2
Stroomschema Phoredox-proces (3 en 5 trapsuitvoering)

Kenmerken van het Phoredox-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- Het slib uit de anaërobe tank komt in een niet-beluchte tank terecht. Dit betekent dat de resterende organische koolstof (CZV) goed wordt benut voor denitrificatiedoelinden. Ook de anoxische fosfaatverwijdering wordt hiermee gestimuleerd.
- Het actiefslimbengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage ortho-P-concentratie gewaarborgd.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden.

Dimensionering

- Onder DWA-omstandigheden worden voor huishoudelijk afvalwater globaal de volgende grondslagen gehanteerd:
 - anaërobe contacttijd : 1-2 uur
 - anoxische contacttijd (1) : 2-4 uur
 - aërobe contacttijd (1) : 3-8 uur
 - anoxische contacttijd (2) : 2-4 uur
 - aërobe contacttijd (2) : 0,5-1 uur

- Voor de interne recirculatie wordt een verhouding van 500% ten opzichte van het influentdebiet gehanteerd, voor het retourslib 100%
- Voor de sibleeftijd wordt uitgegaan van 20 tot 25 dagen.

Procesregeling

- De besturing is minder complex dan van intermitterende of alternerende procesconfiguraties of systemen met veel interne recirculatiestromen.

4 UCT en BCFS

Inleiding

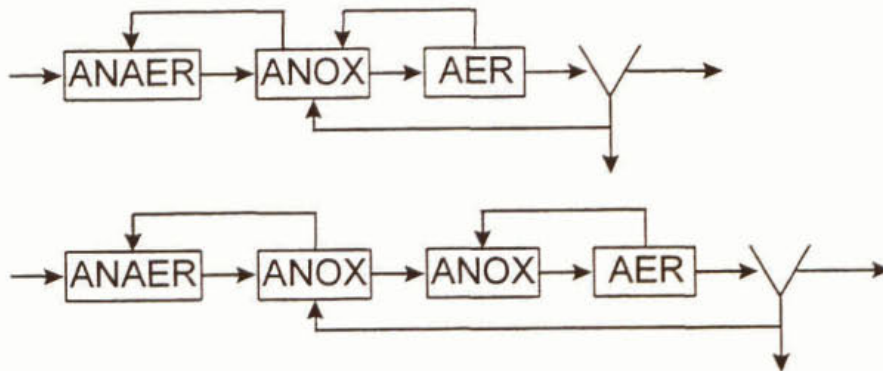
Het UCT-proces (University of Cape Town) is afgeleid van het Phoredox-proces. Het nadeel van het Phoredox-proces is dat het aanwezige nitraat in het retourslib wordt teruggevoerd in de anaërobe zone. Daarom is bij het UCT-proces het retourslibdebiet teruggevoerd naar de anoxische tank. Diverse installaties in Zuid-Afrika zijn ontworpen en opereren volgens het UCT proces.

Op basis van de ervaringen met het (gemodificeerde) UCT-proces op de rwzi Holten is een combinatie met aanvullende chemicaliëndosering ontwikkeld, waarbij het chemisch slib niet met het biologische slib interfereert. Deze combinatie, het BCFS-proces (Biologisch-Chemische Fosfaat- en Stikstofverwijdering), is ontwikkeld door de Technische Universiteit Delft en het Waterschap Groot-Salland.

In Nederland opereren enkele rwzi's (o.a. bij het Waterschap Groot Salland) volgens het UCT/BCFS principe.

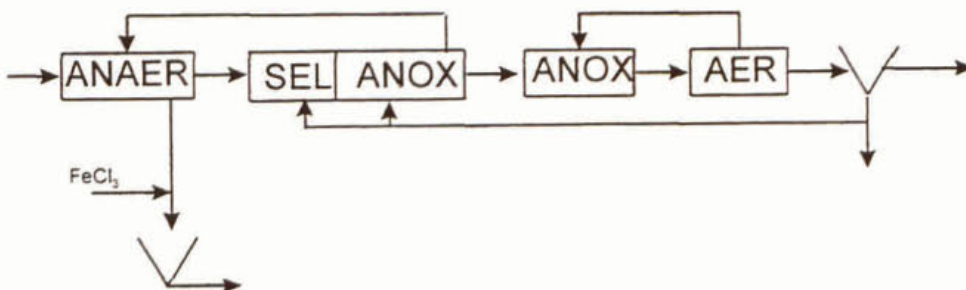
Systeembeschrijving en stroomschema

Kenmerkend voor het UCT-proces is dat het retourslib wordt teruggevoerd naar de anoxische zone. Een tweede interne recirculatiestroom wordt geïntroduceerd vanuit de anoxische zone naar de anaërobe zone. Hiermee wordt de remmende werking van het nitraat in de 'anaërobe' zone in vergelijking met het Phoredox-proces verminderd. De recirculatiestroom vanuit de aërobe zone wordt zo geregeld dat de nitraatconcentratie in de anoxische zone laag is. Een nadeel is dat het systeem door de lange anoxische verblijftijd en de afwezigheid van een selector minder goed bezinkbaar slib oplevert. Om de anoxische verblijftijd te verkorten worden in een gemodificeerde uitvoering van het UCT-proces twee anoxische zones in serie geschakeld. Een stroomschema van het (gemodificeerde) UCT-proces is opgenomen in afbeelding 3.



Afbeelding 3
Stroomschema UCT-proces en gemodificeerde UCT-proces

Het BCFS-proces is een uitbreiding op het gemodificeerde UCT-proces. Een afwijking van het UCT-proces is de aanvullende fosfaatverwijdering, die wordt bereikt door gebruik te maken van een zogenaamde strippertank, waarin fosfaatrijk water wordt onttrokken aan de anaërobe zone, waarna het fosfaat in de sliblijn neerslaat. Een stroomschema van het BCFS-proces is opgenomen in afbeelding 4.



Afbeelding 4
Stroomschema BCFS-proces

Kenmerken van het UCT-proces en het BCFS-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- Het slib uit de anaërobe tank komt in een niet-beluchte tank terecht. Dit betekent dat de resterende organische koolstof (CZV) goed wordt benut voor denitrificatiedoelinden. Ook de anoxische fosfaatverwijdering wordt hiermee gestimuleerd.
- Omdat geen retourslib naar de anaërobe tank wordt teruggevoerd, zal het slibgehalte relatief laag zijn. In vergelijking met andere configuraties zal derhalve een groter anaëroob volume nodig zijn om dezelfde fosfaatafgifte of fermentatieactiviteit te verkrijgen.
- Het actiefslimbengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage ortho-P-concentratie gewaarborgd.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden (N.B. bij het BCFS-proces vindt dit plaats in de sliblijn).

Dimensionering

- Onder DWA-omstandigheden worden voor huishoudelijk afvalwater globaal de volgende grondslagen gehanteerd:
 - anaërobe contacttijd : 1,5 uur
 - anoxische contacttijd : 1-3 uur
 - aërobe contacttijd : 8 uur
- Voor de interne recirculatie wordt een verhouding van 300 tot 500% ten opzichte van het influentdebiet gehanteerd, voor de recirculatie van de anoxische naar de anaërobe tank 100% en voor het retourslib eveneens 100%

Procesregeling

- Door de introductie van een extra interne recirculatiestroom wordt de regeling van het UCT- en het BCFS-proces proces in enige mate gecompliceerder dan van andere uitvoeringsvormen.

Literatuurreferenties

- Loosdrecht, M.C.M. van et al. (1997) Environmental Impacts of Nutrient Removal Processes : Case Study J.Env.Eng. 123(1) pp. 33-40.
- Loosdrecht, M.C.M. van et al. (1997) Upgrading of Waste Water treatment processes for integrated nutrient removal - BCFS[®]-process Proc. Kalmar Conference Upgrading of Water and waste Water systems.

5 JHB- en ISAH-proces

Inleiding

Verdere uitwerkingen van het gemodificeerde UCT-proces zijn het JHB (Johannesburg)- en ISAH-proces (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover). Bij deze uitvoeringsvormen wordt nog meer nadruk gelegd op vermindering van de nitraatvracht in het retourslib naar de anaërobe tank. Het retourslib wordt eerst in een anoxische tank geleid, waar denitrificatie kan plaatsvinden.

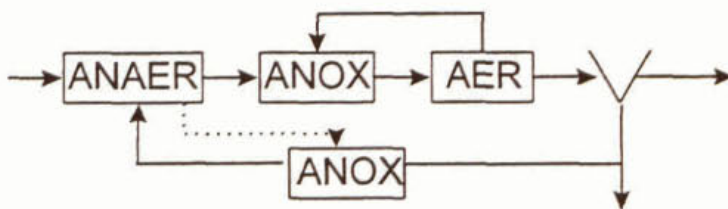
In Zuid-Afrika opereert o.a. de rwzi Johannesburg-Noord volgens het JHB-principe. De rwzi Hildesheim in Duitsland opereert volgens het ISAH-principe.

Systeembeschrijving en stroomschema

De basis van het JHB- en ISAH-proces is een actiefslibstelsysteem met een beluchte tank en een voorgeschakelde anoxische tank, die verbonden zijn door een interne recirculatiestroom. De fosfaatafgifte vindt plaats in een voorgeschakelde anaërobe tank, die primair in de waterlijn aanwezig is. Het retourslib wordt teruggeleid naar een aparte anoxische tank, waarna het naar de anaërobe tank wordt geleid.

Het verschil tussen het Johannesburg- en ISAH-proces is dat bij het laatste proces een extra verbinding is tussen de anaërobe tank en de anoxische tank in de retoursliblijn (met een stippellijn aangegeven in afbeelding 5), waardoor de denitrificatie in deze laatste tank beter te regelen is.

Een stroomschema van het JHB- en ISAH-proces is opgenomen in afbeelding 5.



Afbeelding 5
Stroomschema JHB-proces en ISAH-proces

Kenmerken van het Johannesburg- en ISAH-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- Doordat het retourslib een relatief hoog drogestofgehalte heeft en de nitraatvracht kleiner is, is het anoxische volume kleiner dan een vergelijkbare anoxische tank in de waterlijn. De denitrificatiecapaciteit is overigens beperkt.
- Het brengen van het slib vanuit de anaërobe tank met nog resterend CZV kan het volume van de anoxische tank in de sliblijn verder beperken.
- Het slib uit de anaërobe tank komt in een niet-beluchte tank terecht. Dit betekent dat de resterende organische koolstof (CZV) goed wordt benut voor denitrificatiedoeleinden. Ook de anoxische fosfaatverwijdering wordt hiermee gestimuleerd.
- Het actiefslibmengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage ortho-P-concentratie gewaarborgd.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden.

Dimensionering

- Er zijn geen specifieke kentallen beschikbaar voor de dimensionering.

Procesregeling

- Door de introductie van een extra interne recirculatiestroom wordt de regeling van het ISAH-proces in enige mate gecompliceerder dan van het Johannesburg-proces

Literatuurreferentis

- Seyfried, C.F. et al. (1993) Verfahrenstechnische Besonderheiten der biologischen Phosphorelimination, ATV Seminar für die Abwasserpraxis im IWU-Magdeburg am 20. und 21. I. 1993 zum Thema "Kläranlagen mit chemischer und biologischer Phosphorelimination".
- Nicholls, H.A. et al. (1987) Improvement to the stability of the biological phosphate removal process at the Johannesburg northern works Proc. of IAWPRC Specialized Conference "Biological Phosphate removal from wastewaters" in Rome.

Inleiding

Het A/O-proces (Anaerobic/Oxic) is primair ontwikkeld voor biologische defosfatering. Het heeft grote gelijkenis met een conventionele actiefslibinstallatie.

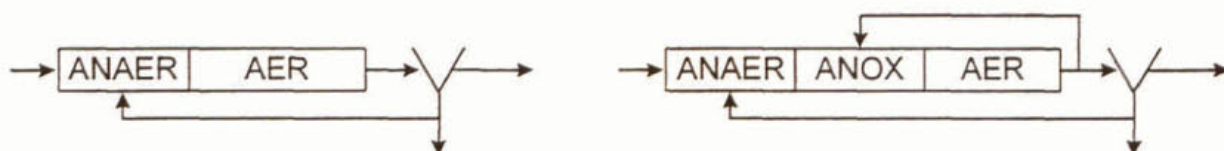
Met name in de USA zijn vele rwzi's volgens de grondslagen van A/O en A²/O-proces ontworpen.

Systeembeschrijving en stroomschema

Bij het A/O-proces wordt het retourslib tezamen met het ruwe of voorbezonden afvalwater in een anaërobe zone gebracht. Deze uitvoering wordt toegepast op hoogbelaste installaties waarbij geen nitrificatie optreedt. Bij lage slibbelastingen waarbij een vergaande nitrificatie en dus nitraatvorming plaatsvindt, wordt tussen de anaërobe en aërobe zone een anoxische zone ingelast om het nitraatgehalte in de retourstroom te beperken (A²/O-proces : Anaerobic, Anoxic, Oxic). De verschillende zones bestaan meestal uit een aantal compartimenten.

Bestaande zuiveringsinstallaties kunnen relatief eenvoudig worden omgebouwd tot een A/O- of A²/O-proces.

Een stroomschema van beide uitvoeringsvormen is opgenomen in afbeelding 6.



Afbeelding 6
Stroomschema A/O-proces en A²/O-proces

Kenmerken van het A/O - A²/O -proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)*Ontwerp*

- Het slib uit de anaërobe tank komt bij het A²/O-proces in een niet-beluchte tank terecht. Dit betekent dat de resterende organische koolstof (CZV) goed wordt benut voor denitrificatiedoelinden. Ook de anoxische fosfaatverwijdering wordt hiermee gestimuleerd.
- Bij het A/O-proces komt het slib uit de anaërobe tank direct in een beluchte tank. Aangezien hier geen sprake is van stikstofverwijdering, is oxidatie van CZV geen probleem.
- Het actiefslibmengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage ortho-P-concentratie gewaarborgd.
- Bij hoogbelaste processen zonder nitrificatie is de kans op ongewenste endogene fosfaatafgifte in de nabezinktank groter dan bij laagbelaste Bio-P installaties.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden.

Dimensionering

- Onder DWA-omstandigheden worden voor huishoudelijk afvalwater globaal de volgende grondslagen gehanteerd:

• anaërobe contacttijd	:	0,5-1,5	uur
• anoxische contacttijd	:	0,5-1,5	uur
• aërobe contacttijd (hoogbelast)	:	1,8-2,5	uur
• aërobe contacttijd (laagbelast)	:	3,5-6	uur
- Voor de interne recirculatie wordt een verhouding van 80 tot 200% ten opzichte van het influentdebiet gehanteerd, voor het retourslib 50 - 75%

- Voor de slibleeftijd wordt uitgegaan van 20 tot 25 dagen voor het A²/O-proces, voor de slibbelasting van 0,15 tot 0,7 kg BZV₅/kg ds.d voor het A/O-proces.

Procesregeling

- De besturing is minder complex dan van intermitterende of alternerende procesconfiguraties of systemen met veel interne recirculatiestromen.

Literatuurreferenties

- Krichten, D.J. et al. (1987) Design and start-up of several full-scale A/O-plants Proc. of IAWPRC Specialized Conference "Biological Phosphate removal from wastewaters" in Rome.

7 Biedenipho

Inleiding

In het begin van de jaren zeventig zijn in Denemarken in een samenwerkingsverband tussen de Technische Universiteit van Kopenhagen en het ingenieursbureau Krüger twee systemen voor vergaande biologische N- en P-verwijdering ontwikkeld en in de praktijk toegepast (Biodenitro - Biological (de)nitrification) en Biedenipho-proces (Biological (de)nitrification and phosphorus removal). Kenmerkend voor deze processen is een afwisseling van aërobe en anoxische fasen in paarsgewijs bedreven beluchtingstanks. Het Biedenipho-proces is een gemodificeerde vorm van het Biodenitro-proces, waarbij een anaërobe reactor vóór de beluchtingstanks is geschakeld ter stimulering van bio-P in de waterlijn.

Inmiddels zijn wereldwijd meer dan 100 Biedenipho en Biodenitro-installatie gerealiseerd en operationeel. Veel communale installaties zijn in Denemarken gerealiseerd.

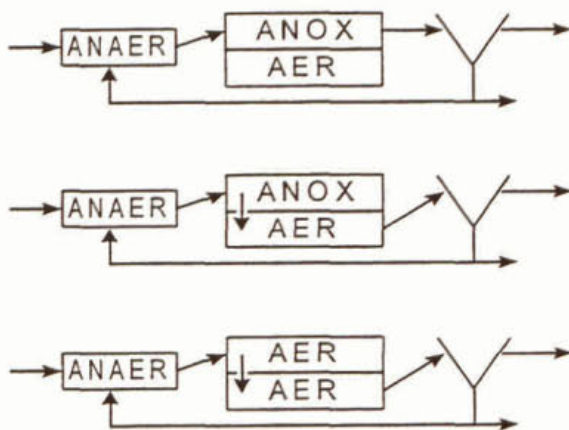
In Nederland is de rwzi Ede uitgevoerd als Biedenipho-proces en sinds 1997 operationeel.

Systeembeschrijving en stroomschema

De basis voor het Biedenipho-proces is het Biodenitro-proces. Het principe van Biodenitro berust op alternerende nitrificatie en denitrificatie in twee gekoppelde beluchtingstanks c.q. -circuits. Deze paarsgewijs geschakelde tanks worden alternerend belucht en gevoed met afvalwater. Door middel van een onderlinge verbinding en geregelde in- en uitvoerleppe kan de afvalwaterstroom in wisselende volgorde door de beide tanks worden gestuurd. De tanks zijn voorzien van beluchting, voortstuwing en menging waardoor zowel aërobe als anoxische condities kunnen worden gecreëerd. Denitrificatie vindt plaats in de niet-beluchte fase onder toevoeging van influent-CZV.

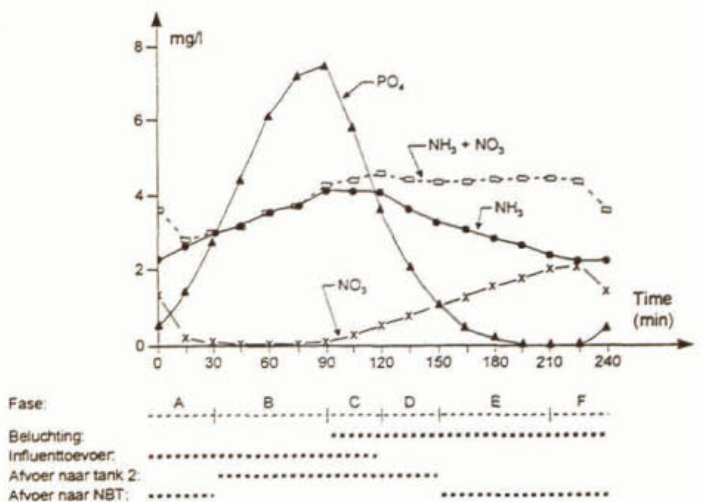
Bij het Biedenipho-proces is een anaërobe tank voorgeschakeld. De anaërobe tank is gecompartmenteerd uitgevoerd ter bevordering van het propstroomkarakter.

Het alternerende karakter van het Biedenipho-proces (en het Biodenitro-proces) komt tot uitdrukking in een bedrijfsvoering met achtereenvolgende fasen. Tijdens iedere fase wordt het afvalwater op een verschillende wijze door de beide tanks gevoerd of zijn de condities (aëroob of anoxisch) per tank gewijzigd. Zowel het Biodenitro- als het Biedenipho-proces bestaat in de meeste gevallen uit vier fasen met variërende tijdsduur. In bijzondere gevallen kan een tijdschakeling met zes fasen worden toegepast. Een stroomschema behorend bij een Biedenipho-proces bestaande uit zes fasen is weergegeven in afbeelding 7. In afbeelding 8 is een karakteristiek verloop van de ammonium, nitraat en ortho-fosfaatconcentraties gedurende de verschillende fasen in een tank weergegeven.



Afbeelding 7 (links)
Stroomschema Biedenipho-proces

Afbeelding 8 (rechts)
Verloop van $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ en o-PO_4 -concentraties in tank 1 gedurende een cyclus van zes fasen (gegevens rwzi Fredericia in Denemarken)



Kenmerken van het Biedenipho-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- Het slib uit de anaërobe tank komt een groot deel van de tijd in een niet-beluchte fase van de beluchtingstank terecht. Dit betekent dat de beschikbare organische koolstof (CZV) goed wordt benut voor denitrificatiedoelstellingen. Ook de anoxische fosfaatverwijdering wordt hiermee gestimuleerd. Tijdens de derde (en zesde) fase (zie afbeelding 7) is er echter sprake van een korte fase waarin dit niet gebeurt, waardoor CZV direct aëroob wordt verademd.
- Het actiefslibmengsel wordt vanuit een beluchte fase afgevoerd naar de nabezinking. Hierdoor is een lage opgelost P-concentratie gewaarborgd.
- Indien op basis van de influentsamenstelling of de haalbare N-totaalverwijdering geen volledige biologische verwijdering van het fosfaat mogelijk is, kan aanvullende chemicaliëndosering plaatsvinden.

Dimensionering

- In de anaërobe reactor wordt een verblijftijd van minimaal 1 uur gehanteerd. Bij een hoge RWA/DWA-verhouding wordt een deel van het influent om de anaërobe reactor geleid.
- De lengte van de afzonderlijke fasen varieert (zie procesregeling) maar zal in de grootteorde van 0,5 tot 1,5 uur liggen. De langste fasen betreffen de 2e en 4e fase, wanneer het anaërobe actiefslibmengsel achtereenvolgens een anoxische fase en een aërobe fase passeert alvorens het wordt afgevoerd naar de nabezinktank. De andere fasen kunnen meer als tussenfasen worden beschouwd, voordat de voeding wordt overgeschakeld naar de andere tank.

Procesregeling

- Het alternerende karakter van het Biedenipho-proces resulteert in een meer complexe besturing in vergelijking met andere processen waarbij N en P biologisch worden verwijderd. De afstemming tussen nitrificatie en (voor)denitrificatie is echter wél flexibel en kan redelijk nauwkeurig worden geregeld, afhankelijk van de omstandigheden.
- In de praktijk wordt de verdeling van de fasen ingesteld op basis van de afvalwaterkarakteristieken. Veelal worden verschillende programma's voor werkdagen/weekeinde en dag/nacht toegepast. Ook is een processturing op basis van on-line ammonium- en/of nitraatmeting mogelijk.

Literatuurreferenties

- Verkenning Bio-Denitro/ Bio-denipho, rwzi 2000 (1990), rapportnr. 90-06
- Bundgaard, E. et al, (1989) Bio-Denitro and Bio-Denipho systems. Experiences and advanced model development: The Danish systems for biological N and P removal, Wat. Sci. & Tech. vil. 21, pp 1727-1730

Inleiding

In België is door de Universiteit van Leuven en SeghersEngineeringWater N.V. in de jaren '80 het Unitank-systeem ontwikkeld. Het systeem bestaat uit een rechthoekige reactor, die in minimaal drie compartimenten is opgedeeld. Er zijn geen afzonderlijke nabezinktanks en er is geen aparte voorziening nodig voor de recirculatie van retourslib. De Unitank fungeert als een continu 'fill-and-draw' systeem, met de buitenste compartimenten alternerend als beluchtings- en bezinktank. Vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering is mogelijk door de basisconfiguratie van drie compartimenten uit te breiden met meerdere compartimenten (procescontrole in plaats) of introductie van intermitterende beluchting (procescontrole in tijd).

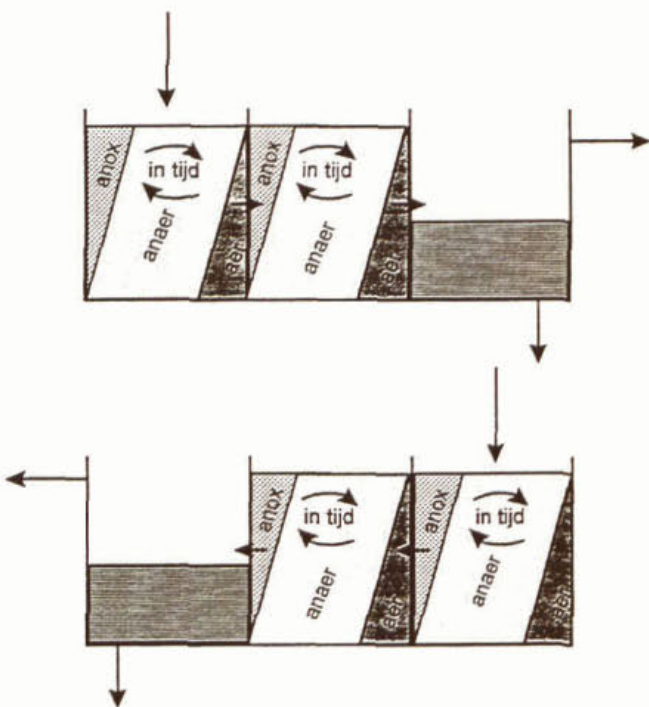
In totaal zijn meer dan 45 Unitank-systemen, waarvan 2 (tot 1997) voor fosfaatverwijdering gerealiseerd.

Systeembeschrijving en stroomschema

Het Unitank-systeem kenmerkt zich door een andere procesvoering dan conventionele actiefslib-systemen. Door toepassing van een cyclische bedrijfsvoering kunnen de compartimenten verschillende functies vervullen. Zij kunnen alternerend als beluchtingstank (aëroob, anoxisch of anaëroob) en als bezinktank worden gebruikt. Evenals conventionele actiefslibsystemen kent het Unitank-systeem een continue bedrijfsvoering en wijkt daarmee af van SBR-systemen.

Oorspronkelijk is het systeem ontwikkeld voor procescontrole in plaats, maar tegenwoordig wordt met name een tijdgebonden biologische nutriëntenverwijdering toegepast. Deze laatste wordt SSU- Δ NP genoemd (Single Stage Unitank system with biological Nitrogen and Phosphorus removal, waarbij de Δ slaat op de tijdgebondenheid)

Een stroomschema van het Unitank-systeem is opgenomen in afbeelding 9.



Afbeelding 9
Stroomschema Unitank-proces

Het in afbeelding 9 aangegeven systeem kent twee hoofdfasen, die elk bestaan uit twee deelfasen, en twee tussenfasen. In één procescyclus zijn zodoende zes fasen te onderscheiden, te weten hoofdfase 1a en 1b, tussenfase 1, hoofdfase 2a en 2b en tussenfase 2. Hierbij zijn de fasen 2 gespiegeld ten opzichte van de fasen 1.

- hoofdfase 1a : compartiment 1 wordt gevoed met influent, compartiment 3 fungeert als bezinktank. Compartiment 1 en 2 doorlopen achtereenvolgens het anoxische, anaërobe en aërobe stadium;
- hoofdfase 1b : compartiment 2 wordt gevoed met influent, compartiment 3 fungeert als bezinktank. In deze fase wordt spuislib afgetapt. Compartiment 1 en 2 doorlopen achtereenvolgens het anoxische, anaërobe en aërobe stadium;
- tussenfase 1 : de beluchting wordt in compartiment 1 en 2 gestopt. In compartiment 1 kan het slib bezinken, zodat dit compartiment in fase 2 kan fungeren als bezinktank.

Kenmerken van het UNITANK -proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- Vanwege het alternerende karakter moeten alle compartimenten worden uitgerust met mengers, beluchtingsapparatuur en gestuurde kleppen voor influenttoevoer en effluentafvoer. Er is geen recirculatie van de nitrificatiefase naar de denitrificatiefase nodig.

Dimensionering

- Door Seghers worden de volgende grondslagen gehanteerd:
 - een oppervlaktebelasting van 1 m/h;
 - een maximale RWA/DWA-verhouding van 2,5, waarbij DWA gelijk is gesteld aan Q_{14} , bij grotere verhoudingen wordt een regenbuffertank aangelegd.

Procesregeling

- Vanwege het cyclische karakter van de bedrijfsvoering is een procesregeling vereist, die in de verschillende fasen de nodige pompen, beluchters, mixers en afsluiters sturen.
- Hierdoor is de procesregeling complexer dan van andere vergelijkbare systemen, waarbij N en P biologisch worden verwijderd.
- In de praktijk wordt de verdeling van de fasen ingesteld op basis van de afvalwaterkarakteristieken. Veelal worden verschillende programma's voor werkdagen/weekeinde en dag/nacht toegepast. Ook is een processturing op basis van on-line ammonium- en/of nitraatmeting mogelijk.

Literatuurreferenties

- Haalbaarheid van het Unitank-systeem voor de behandeling van stedelijk afvalwater (1997), STOWA 97-22.

9 Phostrip

Inleiding

Het Phostrip-proces (Phosphate Stripping) is een voorbeeld van een biologisch fosfaatverwijderingsproces in een deelstroom. Het is een combinatie van biologische en chemische defosfatering. Een (wezenlijk) deel van het retourslib doorloopt een als stripper aangeduide anaërobe tank. Vanwege de relatief lage CZV-concentraties zal voor de fosfaatafgifte een relatief lange verblijftijd nodig zijn in vergelijking met fosfaatverwijdering in de hoofdstroom.

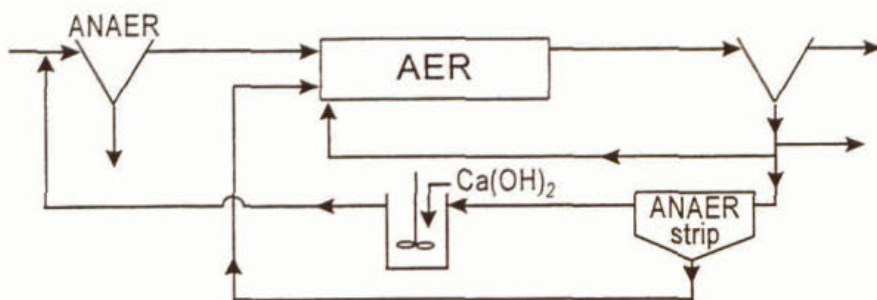
Meer dan dertig rwzi's in de USA worden bedreven volgens het Phostrip-proces. Ook de rwzi Darmstadt-Eberstadt in Duitsland is volgens dit principe ontworpen.

Systeembeschrijving en stroomschema

Bij het Phostrip-proces is het conventionele actiefslib-proces uitgebreid met een stripper. In de stripper, uitgevoerd als indikker, ondergaat een deel van het retourslib een anaërobe fase. Fosfaat wordt afgegeven en het vrijkomend supernatant wordt behandeld met kalk. Het geprecipiteerde fosfaat wordt via bezinking in de voorbezinktank verwijderd. Het slib uit de indikker wordt teruggevoerd in de aërobe zone, alwaar het opnieuw fosfaat kan opnemen. Bij dit proces wordt het spuislib vóór de stripper onttrokken aan het actiefslibproces.

De stripper kan op twee manieren worden bedreven. Via recirculatie van het supernatant door de slibdeken wordt het fosfaat vrijgemaakt. In plaats daarvan kan ook voorbezonden afvalwater worden gebruikt om het fosfaat uit de slibdeken vrij te maken. Hierbij wordt extra organisch materiaal (vetzuren) toegediend om de fosfaatafgifte te versnellen.

Een stroomschema van het Phostrip-proces is opgenomen in afbeelding 10.



Afbeelding 10
Basisstroomschema Phostrip-proces

Kenmerken van het Phostrip-proces met betrekking tot bio-P (ontwerp, dimensionering en procesregeling)

Ontwerp

- De grondslagen voor de aërobe zone zijn gelijk aan de ontwerpgrondslagen van een conventioneel actiefslibproces.
- Het aandeel van het retourslibdebiet dat naar de stripper wordt gevoerd is bepalend voor de werking. Eén van de andere parameters is de drogestofconcentratie in het retourslib.

Dimensionering

- Onder DWA-omstandigheden worden voor huishoudelijk afvalwater globaal de volgende grondslagen gehanteerd:
 - contacttijd stripper : 1-10 uur
- Voor het debiet naar de stripper wordt een verhouding van 20 tot 50% ten opzichte van het retourslibdebiet gehanteerd, voor de recirculatie over de stripper 200 tot 300% ten opzichte van het stripperdebiet.

Procesregeling

- De regeling van een deelstroomproces wijkt in zoverre af van een hoofdstroomproces, dat in deze situatie kalk moet worden gedoseerd. Hierbij moet rekening worden gehouden met de zuurgraad en het buffervermogen van het water.

Literatuurreferenties

- Seyfried, C.F. et al. (1993) Verfahrenstechnische Besonderheiten der biologischen Phosphorelimination, ATV Seminar für die Abwasserpraxis im IWU-Magdeburg am 20. und 21. 1. 1993 zum Thema "Kläranlagen mit chemischer und biologischer Phosphorelimination".
- Levin, G.V. et al. (1987) Phostrip-proces - a viable answer to entrophication of lakes and coastal sea waters in Italy Proc. of IAWPRC Specialized Conference "Biological Phosphate removal from wastewaters" in Rome.

BIJLAGE 7

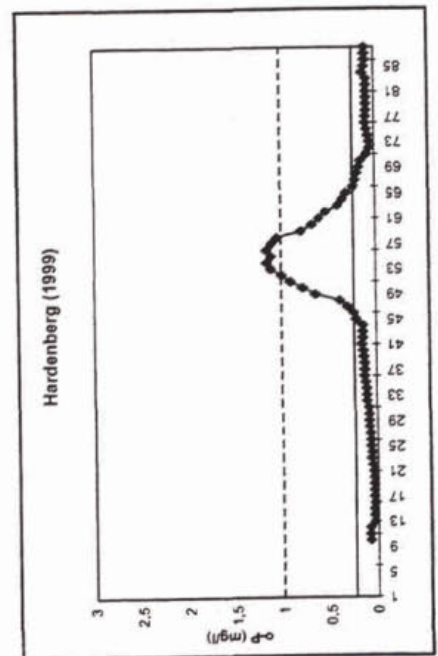
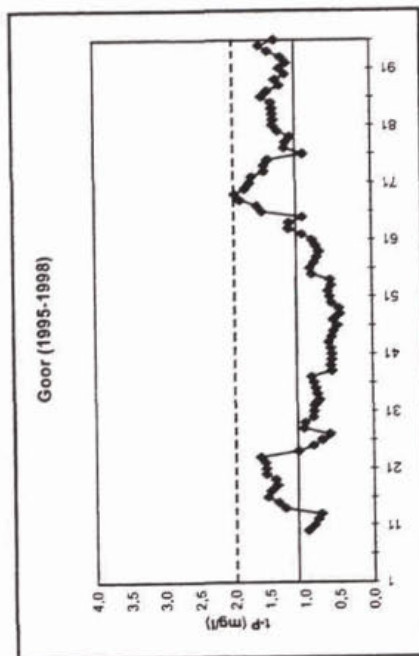
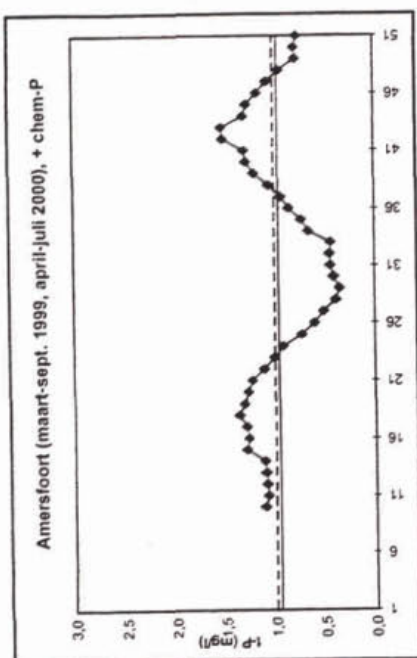
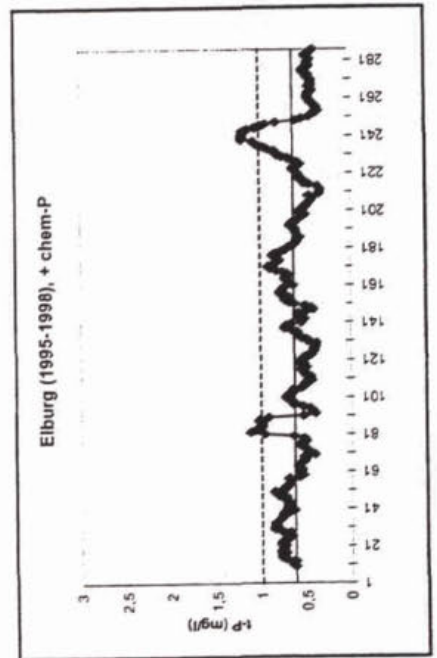
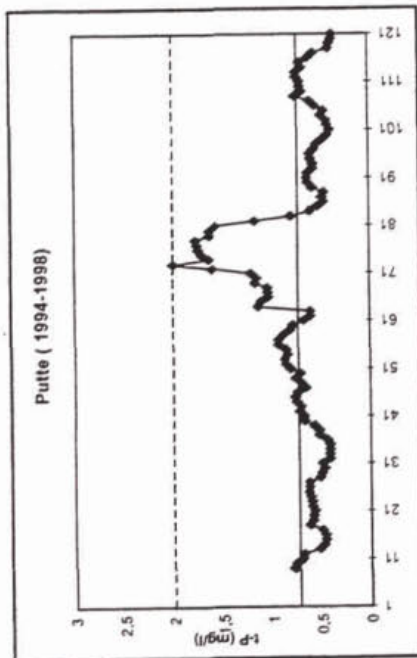
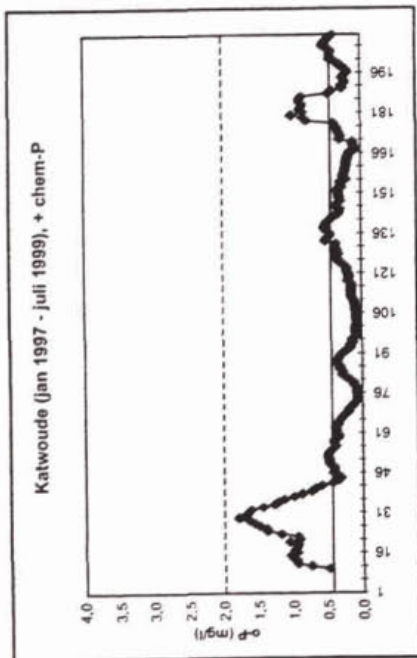
Resultaten van de nadere beschouwing van de 12 beschreven rwzi's

In deze bijlage is de volgende informatie gepresenteerd:

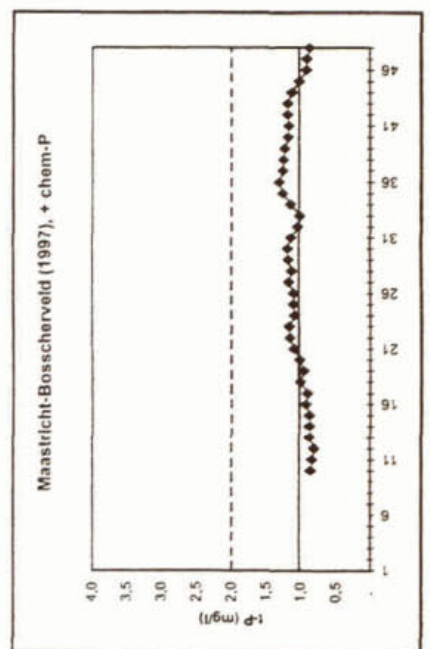
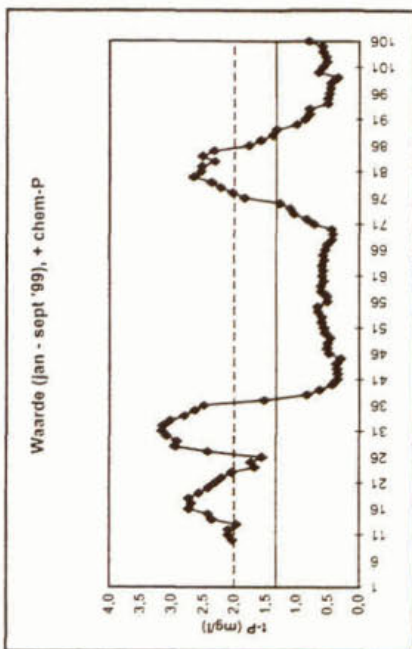
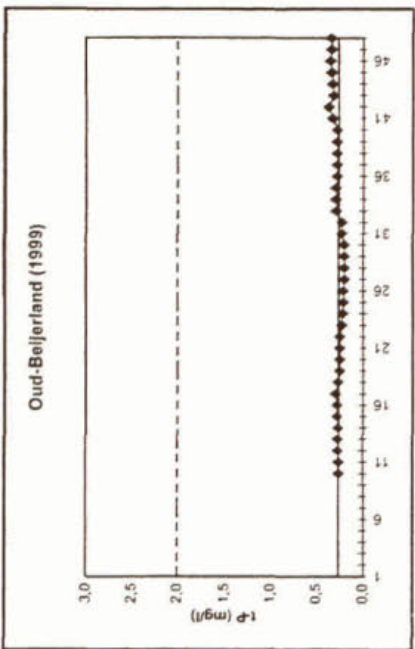
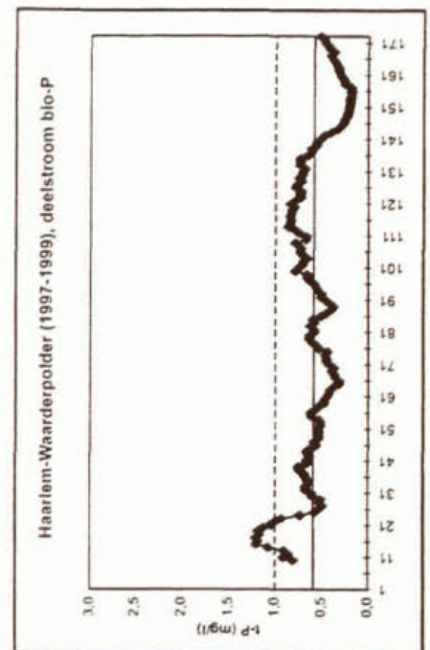
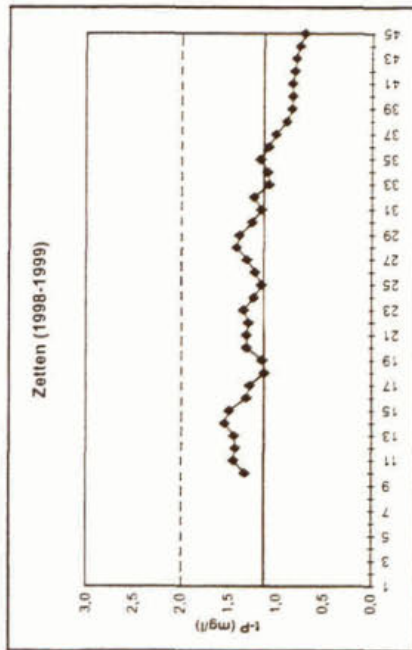
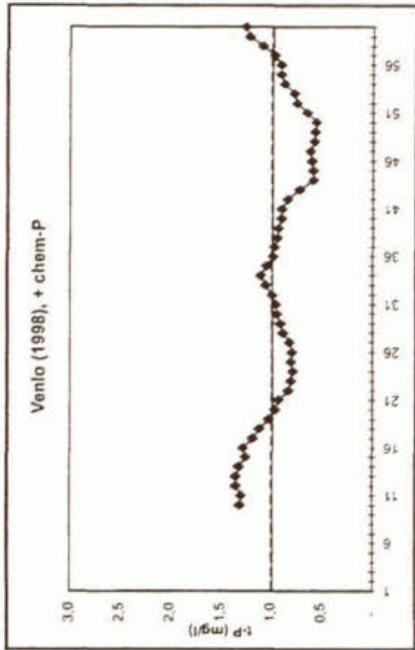
- **Resultaten van de verificatie van het statisch bio-P model volgens Scheer** met de praktijkresultaten van de 12 geselecteerde rwzi's. Per rwzi zijn de invoergegevens, te weten de toevoer naar de anaërobe tank, de procesparameters en de dimensioneringsgegevens, alsmede het berekende en gemeten ortho-P-gehalte in het effluent vermeld. Bij de verificatie is het model met aanvullende chemische fosfaatverwijdering uitgebreid.
- **Het verloop van het fosfaatgehalte in het effluent** van de 12 geselecteerde rwzi's, weergegeven als **voortschrijdend gemiddelde** over 10 achtereenvolgende waarnemingen. In de grafieken zijn ook het gewogen gemiddelde en de P-eis weergegeven. Achter de naam van de rwzi staat de periode vermeld die in beschouwing is genomen. Het betreft de analyses van de periode "ongestoorde bedrijfsvoering". Tevens is aangegeven of er aanvullende chemische fosfaatverwijdering plaatsvindt. Op de x-as is het aantal beschikbare data van die periode weergegeven.
- Grafische presentatie van de cumulatieve frequentieverdelingen van de nitraat-, ortho-P- en totaal-P-gehalten in het effluent van de 12 geselecteerde rwzi's. Het betreft alle resultaten van de desbetreffende rwzi tijdens de periode "ongestoorde bedrijfsvoering". De frequentieverdelingen zijn **logaritmisch** uitgezet als functie van het effluentgehalte. De steilheid van de (raak)lijn is een maat voor de stabiliteit. Hoe steiler de raaklijn (richtingscoëfficiënt naar oneindig) hoe **constanter** het effluentgehalte, hoe stabiel het proces. Bij deze presentatie zijn ook de grafieken weergegeven waarin de **directe relatie tussen nitraatgehalte en het ortho-P-gehalte in het effluent** van een bepaalde rwzi is nagegaan. Hiertoe is het ortho-P-gehalte in het effluent als functie van het nitraatgehalte in het effluent van de desbetreffende rwzi uitgezet.
- Grafische presentatie van de **gemeten slibafvoer en de berekende slibproductie van de rwzi Katwoude** over de periode 1997-1999, ten behoeve van de verificatie van het bio-P model volgens Scheer (zie 6.1.2). De berekening van de slibproductie, op basis van de aanvoergegevens in de periode 1997-1999 en de gemeten procestemperaturen, is volgens de methode van Chudoba uitgevoerd (Ref. Production, degradation, and composition of activated sludge in aeration systems without primary sedimentation. Chudoba, J. and F. Tucek, (1985), Journal WPCF, Vol. 57, No 3.).

Verificatie statisch Bio-P model met praktijkresultaten van geselecteerde rwzi's

parameter	eenheid	Katwoude	Maastricht-Boscherveld	Goor	Venlo	Oud-Beijerland	Putte	Zetten	Hardenberg	Elburg	Waarde	Amersfoort
toevoer anaërobe tank												
debiet	m ³ /d	14.050	18.500	5.790	64.320	10.900	1.060	1.306	6.861	18.260	6.700	28.900
CZV	mg/l	700	609	598	382	455	542	370	612	427	488	326
S _A ¹⁾	mg/l	68 (def.)	59 (def.)	35 (gem.)	103 (gem.)	44 (def.)	122 (gem.)	32 (gem.)	110 (gem.)	41 (def.)	47 (def.)	84 (gem.)
N _{Kj}	mg/l	58,5	48,7	49,4	36,5	39	47,1	51	68	47,7	49,0	53,9
P _{totaal} ²⁾	mg/l	13,3	9,0	9,0	8,0	8,5	6,6	8,1	8,9	11,0	9,6	6,2
procesparameters												
temperatuur	°C	14	14	14	14	14	14	14	14	14	16	14
slibgehalte	g/l	3,8	5,2	4,8	3,7	3,8	3,7	3,7	5,2	3,5	4,0	4,5
slibleeftijd ³⁾	d	12,3	27,0	20,8	19,4	23,1	14,3	19,1	24,2	14,6	13,5	22,5
nitraat (retourslib) ⁴⁾	mg/l	2,3	5,6	4,8	5,4	2,4	4,1	4,0	0	1,8	5,5	5,5
dimensionering												
totaal volume	m ³	17.818	27.000	5.330	91.200	17.490	1.140	1.755	12.610	22.400	7.000	19.855
anaëroob deel	% van totaal	1,2	20 ⁵⁾	16,5	17,8	20	25	20	11,7	10,7	10,7	4,3
retourslib	% van influent	150	100	320	250	140	300	100	150	80	125	132
retourslib naar an.tank	%	25	100	58	100	100	50	50	0	100	100	30
Me/P	mol/mol	0,2	0,25		0,2					0,4		0,25
effluent ortho-fosfaat⁶⁾	mg/l	0,7 (0,7)	0,3 (2,1)	0,8 (0,8)	0,8 (0,3)	0,1 (3,2)	0,2 (0,2)	1,0 (3,4)	0,2 (0,3)	0,3 (2,7)	0,8 (4,1)	0,8 (0,2)
opmerkingen			<ul style="list-style-type: none"> intermitterende beluchting: dus geen echte anaërobe tank 		<ul style="list-style-type: none"> bij aanpassing van S_A naar 91 mg/l: o-P = 0,8 mg/l 	<ul style="list-style-type: none"> bij verdubbeling van S_A o-P = 1,3 mg/l bij verhoging van S_A tot 30% van CZV geeft o-P = 0,2 mg/l 		<ul style="list-style-type: none"> intermitterende beluchting, dus geen echte anaërobe tank aanpassen S_A tot ca. 90 mg/l geeft o-P = 1,0 mg/l 	<ul style="list-style-type: none"> zeer incidentele chemische dosering niet meegenomen 	<ul style="list-style-type: none"> bij aanpassing S_A naar 120 mg/l: o-P = 0,5 mg/l 	<ul style="list-style-type: none"> bij aanpassing S_A naar 112 mg/l: o-P = 0,8 mg/l incidentele chemische dosering niet meegenomen 	<ul style="list-style-type: none"> o-P = 0,2 mg/l wordt reeds berekend bij Me/P = 0 bij aanpassing S_A naar 40 mg/l: o-P = 0,5 mg/l bij Me/P = 0,25
legenda	<p>1) def. is default (standaard)waarde, gem. is gemeten waarde 2) inclusief interne stromen, gebaseerd op gegevens van interne fosfaatbelasting 3) afgeleid van slibproductiegegevens 4) zuurstof in het retourslib is verwaarloosd 5) 20% van de totale tijd 6) tussen haakjes zijn berekende waarden</p>											

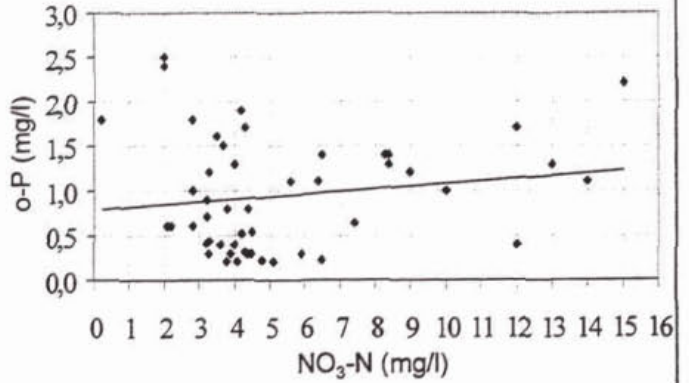
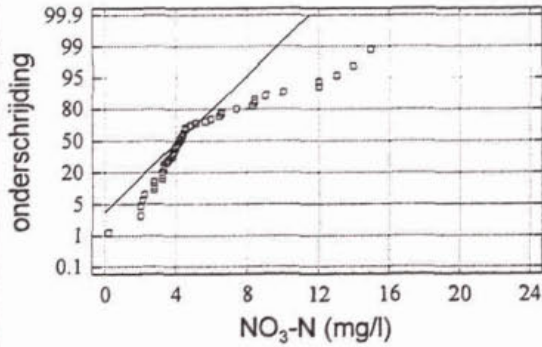
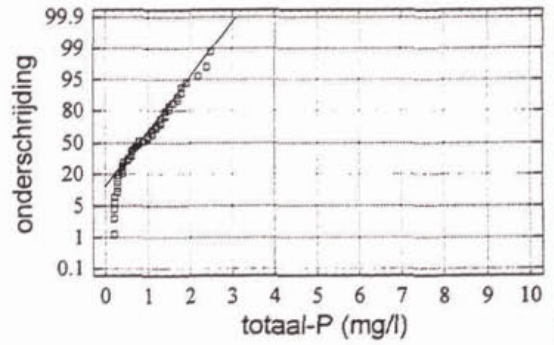


Verloop van het P-gehalte in het effluent als voortschrijdend gemiddelde over 10 waarnemingen

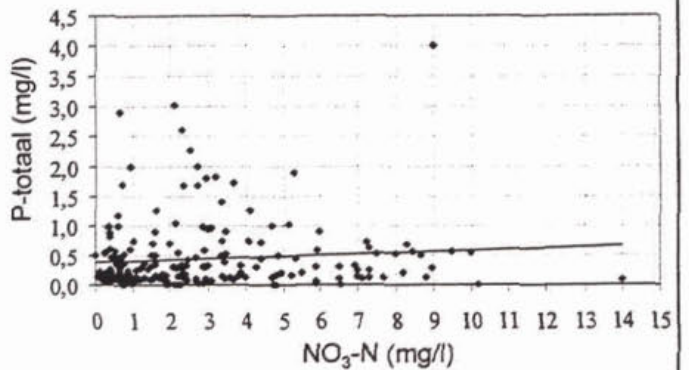
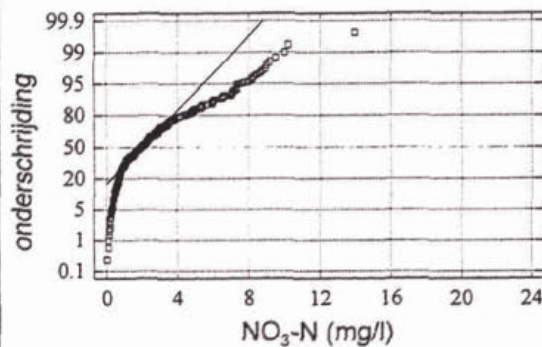
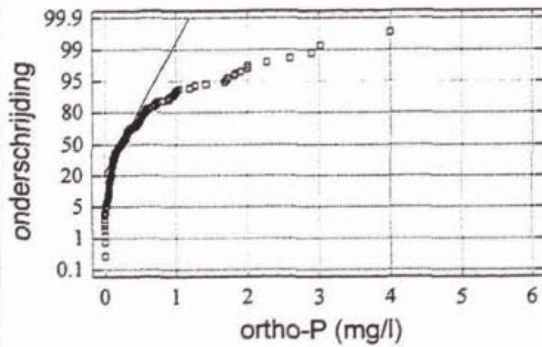


Verloop van het P-gehalte in het effluent als voortschrijdend gemiddelde over 10 waarnemingen

Amersfoort

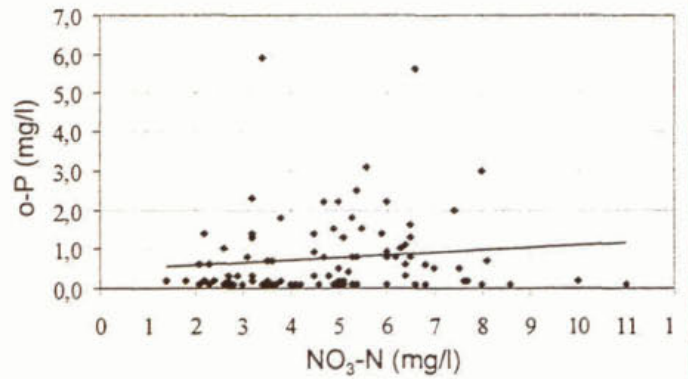
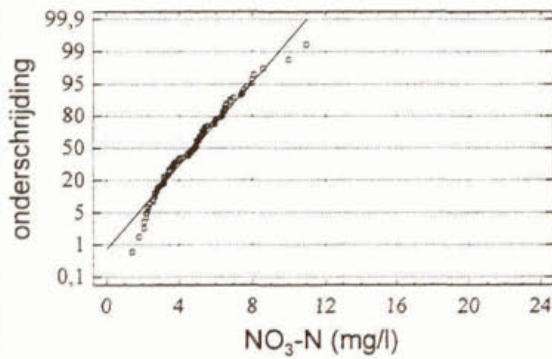
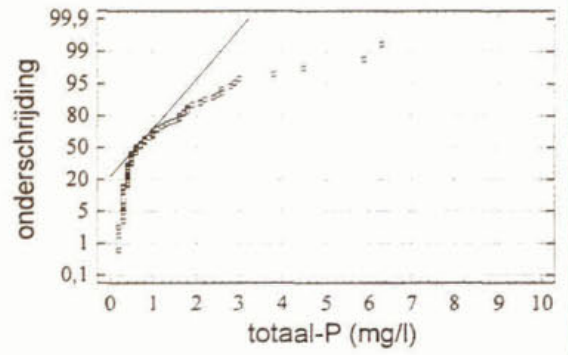
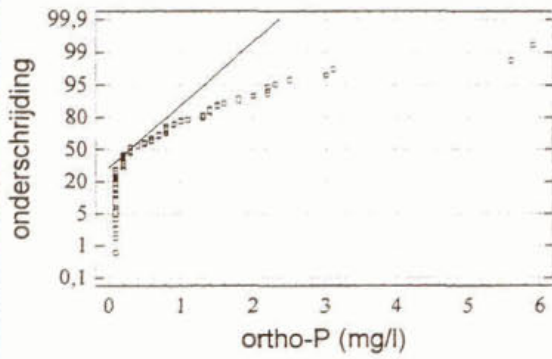


Katwoude

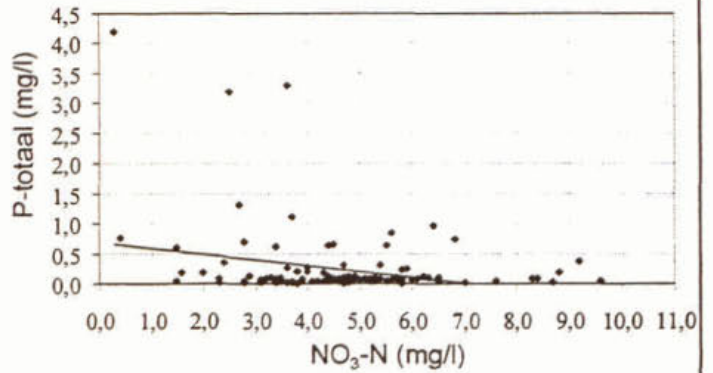
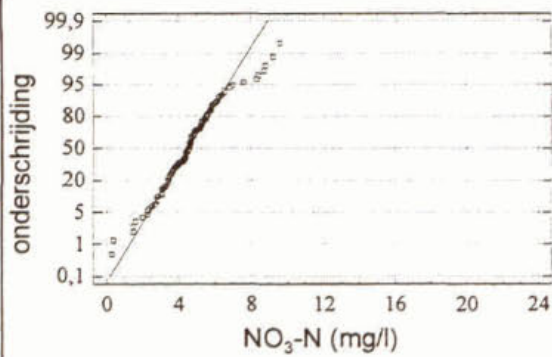
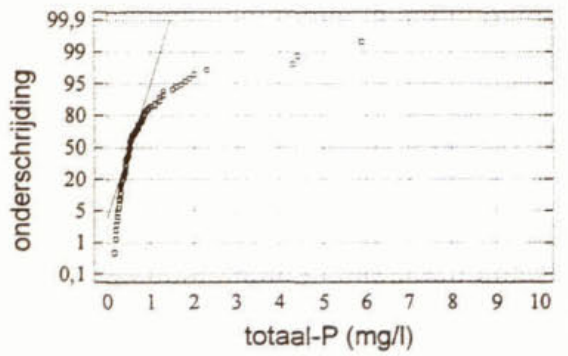
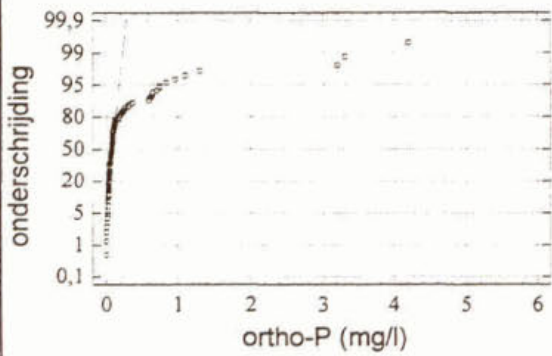


Cumulative frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent

Goor

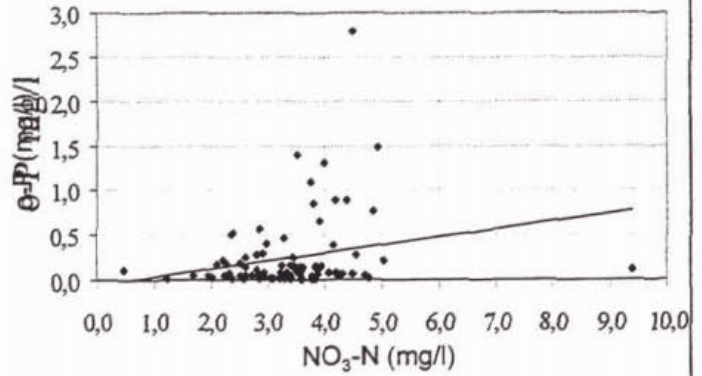
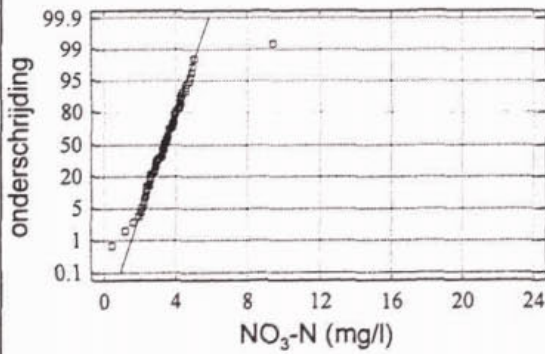
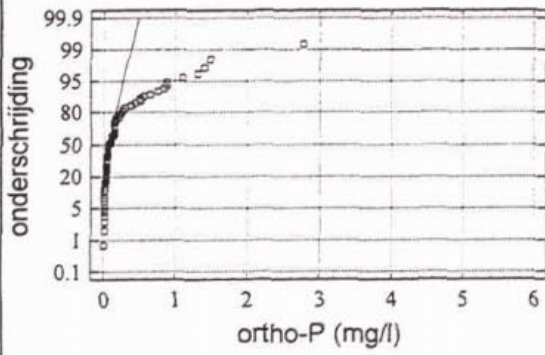


Putte

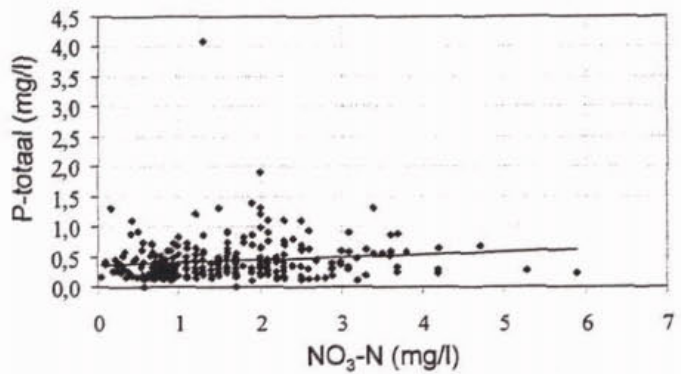
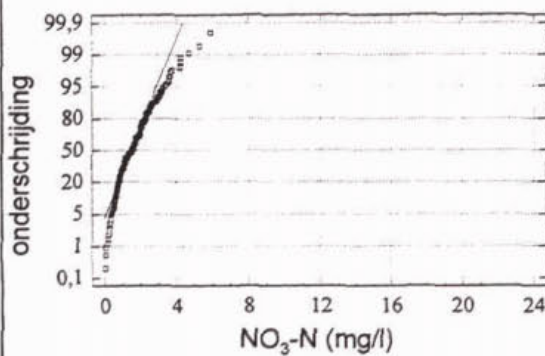
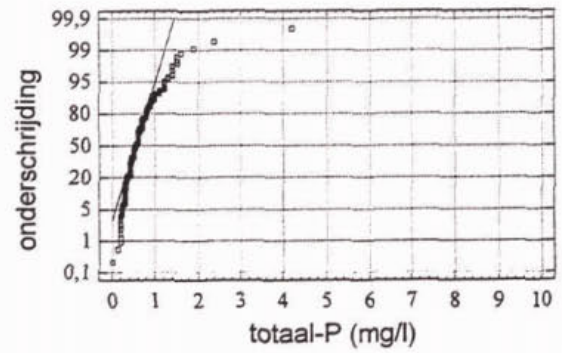
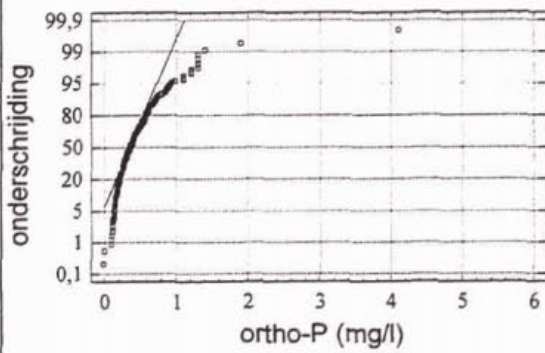


Cumulatieve frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent

Hardenberg

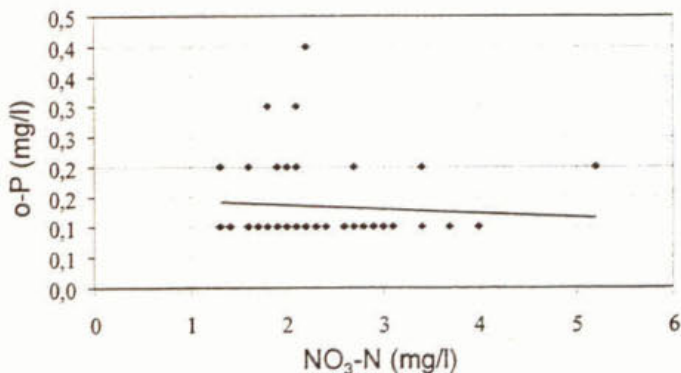
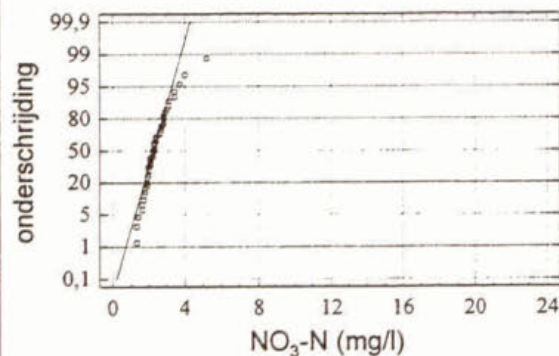
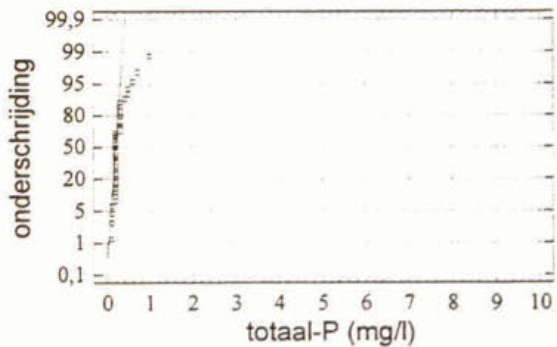
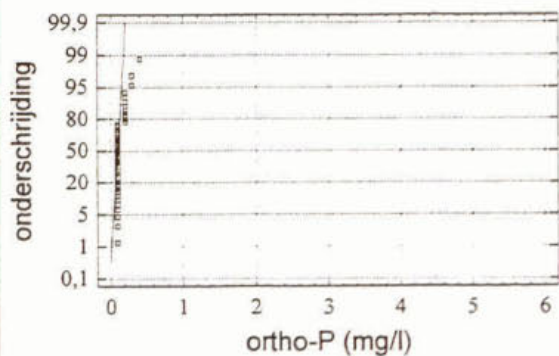


Elburg

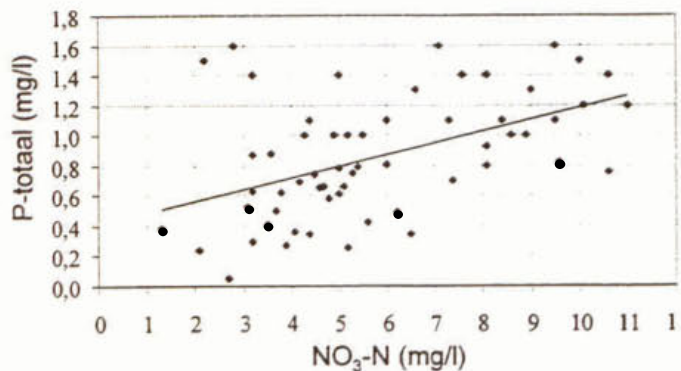
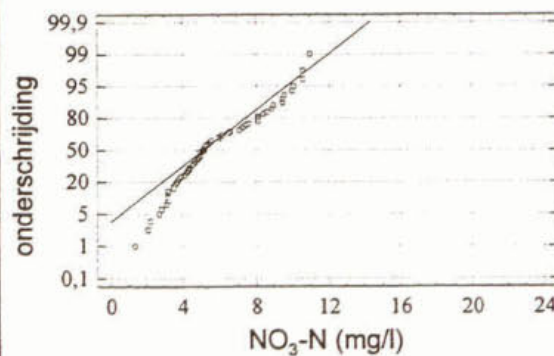
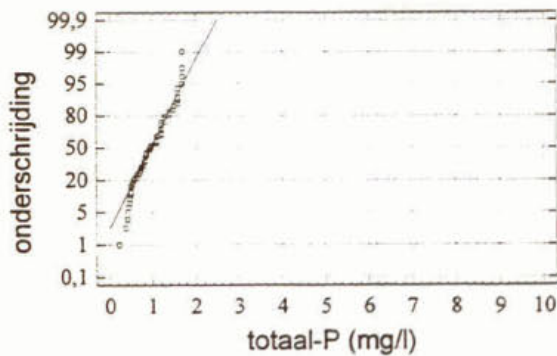
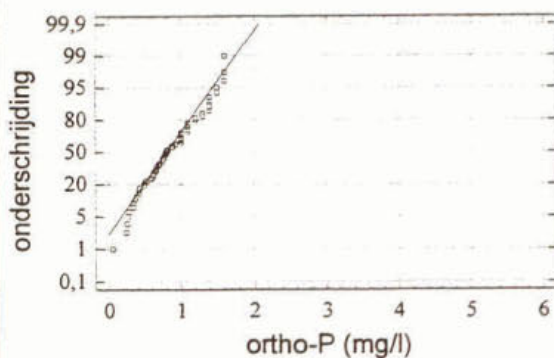


Cumulative frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent

Oud-Beijerland

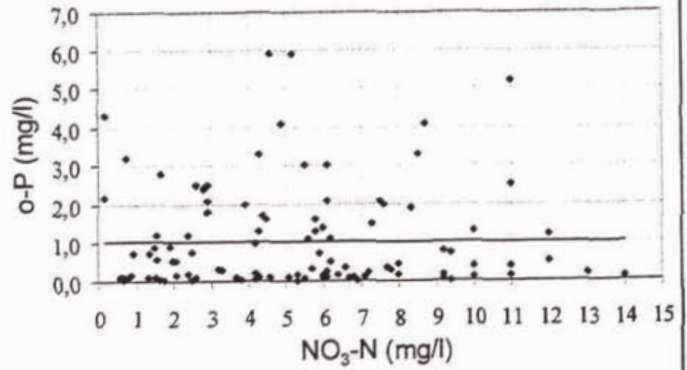
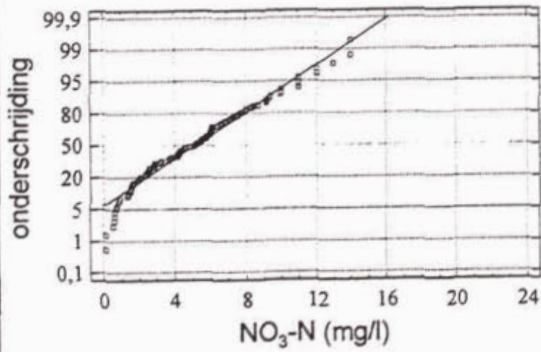
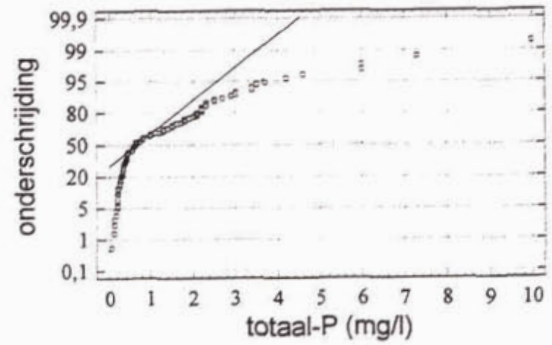
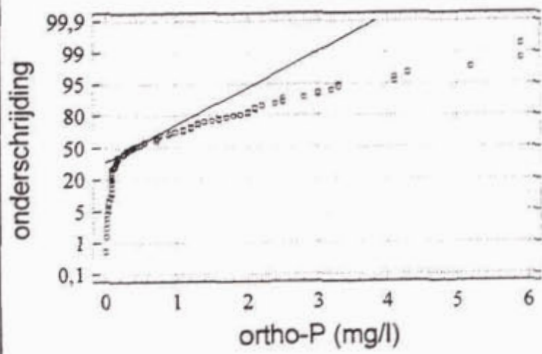


Venlo

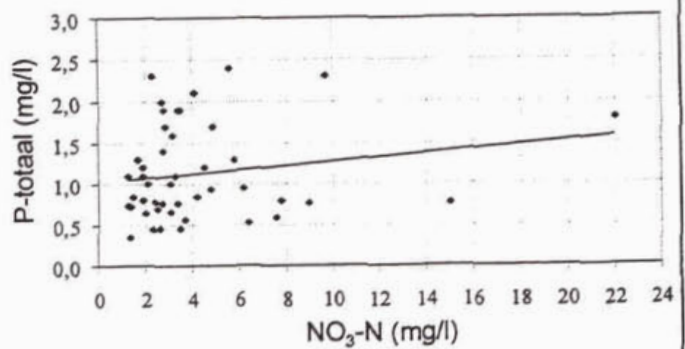
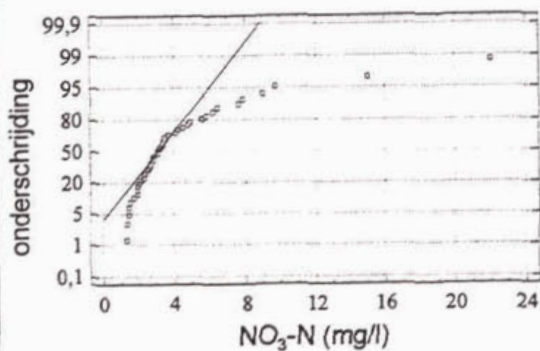
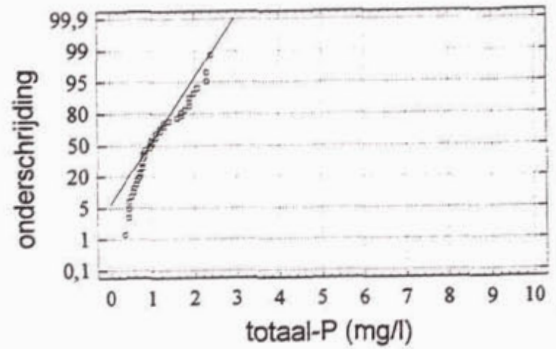


Cumulative frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent

Waarde

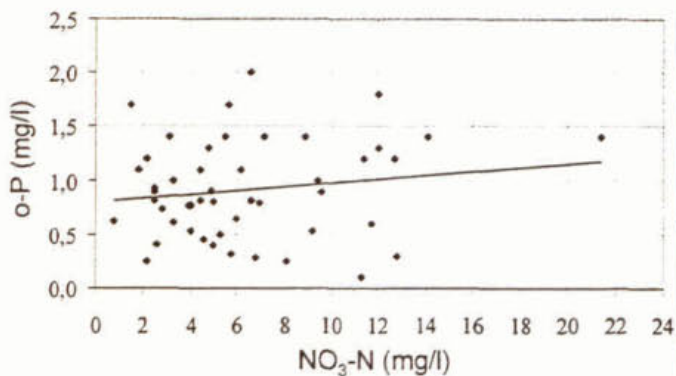
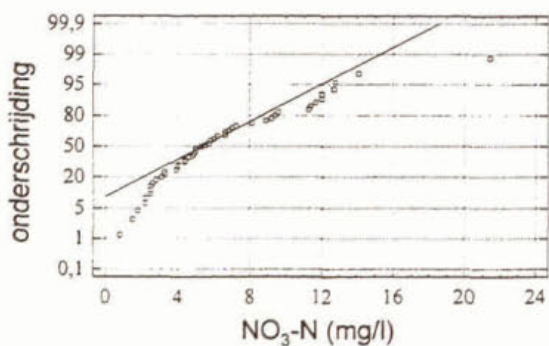
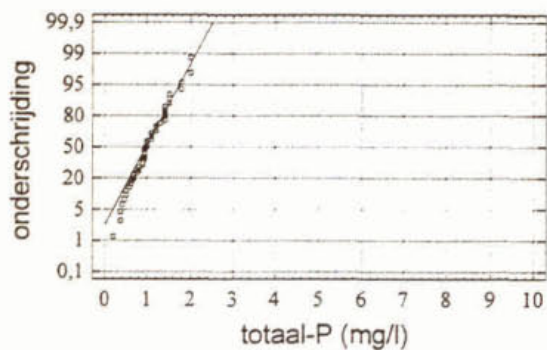
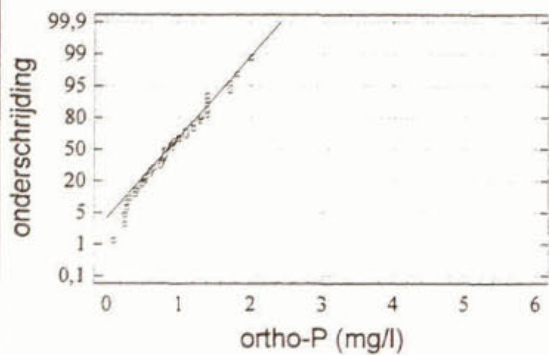


Zetten

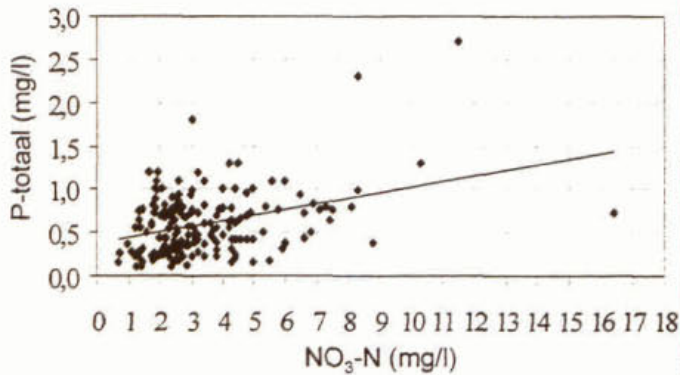
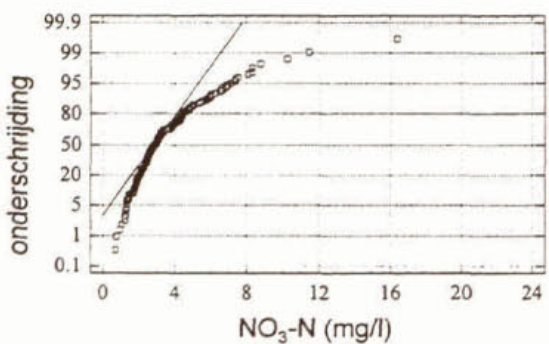
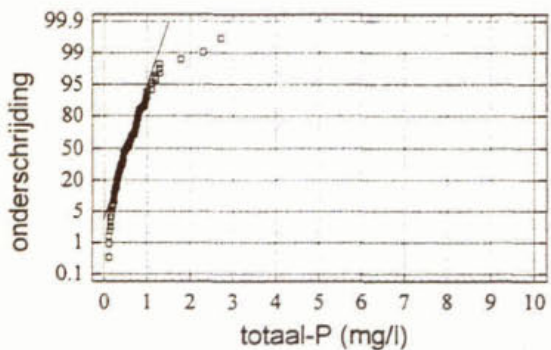
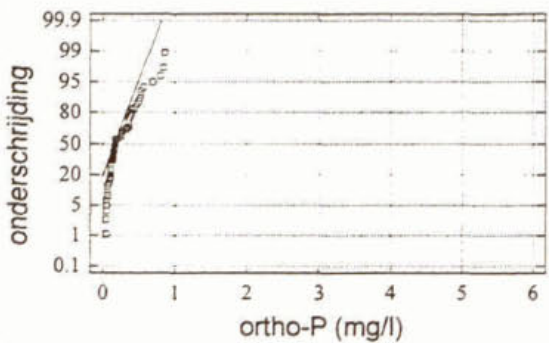


Cumulative frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent

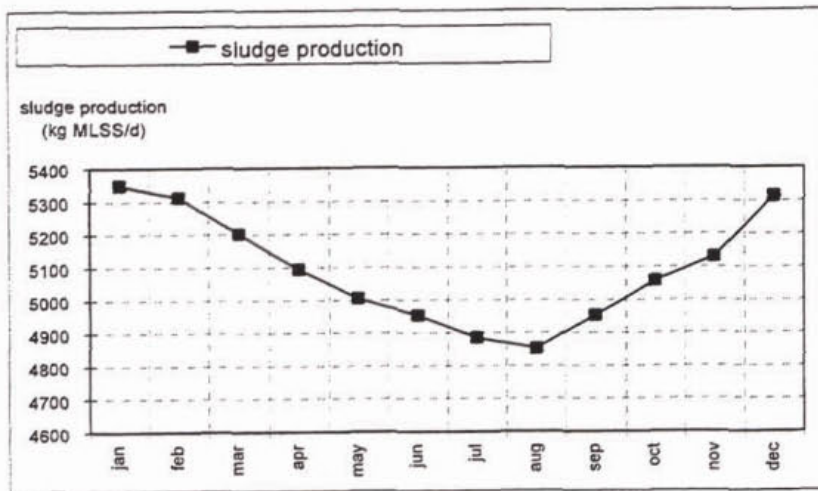
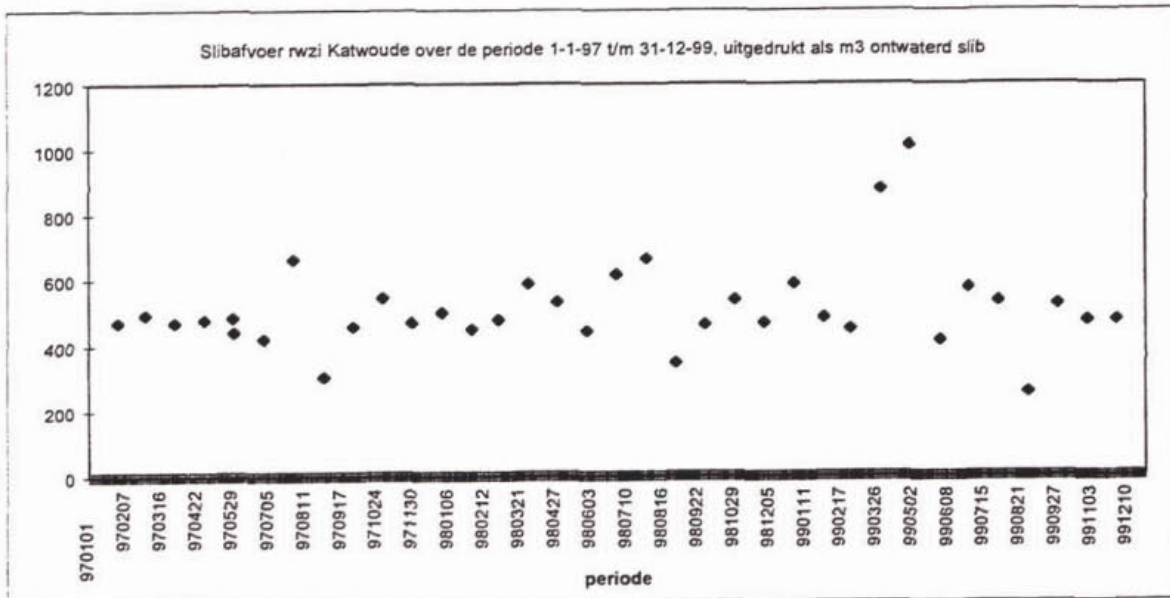
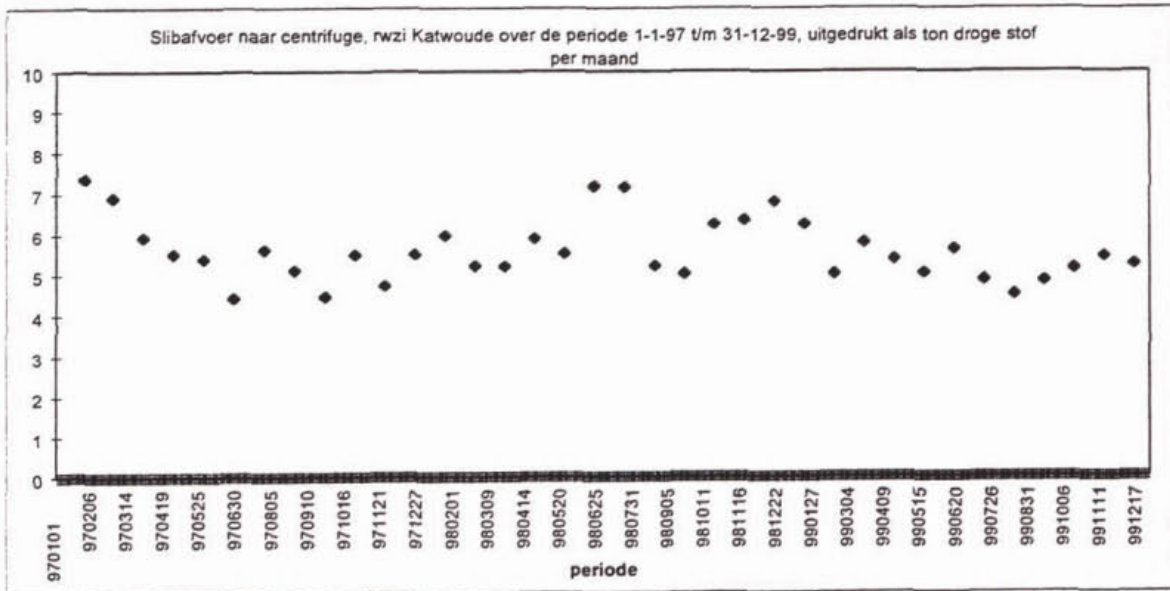
Maastricht-Boscherveld



Haarlem-Waarderpolder



Cumulatieve frequentieverdeling van ortho-P-, totaal-P- en nitraatgehalten in het effluent, alsmede relatie tussen het nitraat- en totaal-P- of ortho-P-gehalte in het effluent



month	temp. (°C)	Production (kg/d)
january	9	5348
february	10	5312
march	13	5203
april	16	5094
may	18,5	5005
june	20	4953
july	22	4885
august	23	4851
september	20	4953
octobre	17	5058
november	15	5130
december	10	5312
maximum		5348
average		5092

Gemeten slabafvoer en berekende slibproductie van de rwzi Katwoude over de periode 1997-1999, ten behoeve van de verificatie van het bio-P model volgens Scheer (zie 6.1.2).

INDEX

- Acinetobacter, 12, 18
- anaërobe tank/fase
- continue / discontinue, 42, 119, 125
 - combinatie met selector, 51, 67, 73
 - uitvoeringsaspecten, 51
- anaërobe contacttijd, 32, 33, 159
- anoxische fosfaatverwijdering, zie *denitrificatie en bio-P*
- A/O-A²O proces, 210
- Bardenpho, 202
- Biodenifio, 212
- BCFS
- principe, 42, 58, 206
 - rwzi's met, 89
- bio-P proces
- biochemische aspecten van, 13, 19, 57
 - bio-P installaties in Nederland, 62
 - microbiologische aspecten van, 18, 169
 - ontwerp van, 153, 159
 - optimalisatie van bedrijfsvoering van, 161
 - principe van, 17
 - uitvoeringsvormen, 13, 61
 - voor- en nadelen van, 14
- chemische P-verwijdering (aanvullend)
- principe, 56
 - plaats van dosering, 56, 57, 117
 - regelaspecten, 59
 - rwzi's met, 68, 74, 93, 98, 110, 115, 127
- deelstroomproces
- principe, 41, 47, 58
 - rwzi's met, 131
- denitrificatie en bio-P
- effect van nitraat, 13, 30, 49, 87, 100, 105, 144, 146
 - denitrificerende PAO's, 18, 25, 31, 150
 - separate voordennitrificatie, 43
- Dissolved Air Flotation, 55
- fosfaat-accumulerende bacteriën, 18
- fosfaatafgifte
- principe van, 17
 - lysis, 39, 51
 - nabezinking en, zie *nabezinking en bio-P*
 - slibverwerking en, zie *slibverwerking en bio-P*
- fosfaatafgifte- en opnamesnelheid
- berekening van, 23, 24
 - interpretatie van, 25, 143
- fosfaatafgifte- en opnametest
- aërobe fosfaatopnametest, 23
 - anaërobe fosfaatafgiftetest, 23
 - anoxische fosfaatopnametest, 24
 - complicaties bij uitvoering, 24, 28
 - endogene fosfaatafgiftetest, 26, 52
 - interpretatie resultaten, 25, 143
 - voorschrift uitvoering test, 173
- fosfaatgehalte in bio-P slib, 22, 35, 42, 112, 148
- fosfaatrendement, 26, 141
- stabiliteit en, 144
 - relatie P-gehalte in effluent en, 141
 - relatie P-afgifte- en opnamesnelheid en, 143
- glycogeen, 19
- hoofdstroomproces, 41
- hydrolyse, zie *primaïrslibverzuring*
- IAWQ-bio-P model, 37, 39
- influentamenstelling en bio-P
- BZV/CZV:P, BZV/CZV:N-verhouding, 29, 146, 148
 - lagere vetzuren, 29, 44
 - snel afbreekbaar CZV (S_A-, S_F-fractie), 29, 34, 179
- interne fosfaatbelasting, zie *slibverwerking en bio-P*
- ISAH-proces
- principe, 208
 - rwzi's met, 101
- JHB-proces, 208
- lagere vetzuren, zie *influentamenstelling en bio-P*
- licht slib en bio-P
- maatregelen ter voorkoming van, 51, 81, 87, 94, 98
 - Microtrix parvicella, 18, 50
- modellering en bio-P
- statisch bio-P model, 33, 183
 - dynamische bio-P modellering, 14, 36, 189
 - kanttekeningen gebruik bio-P model, 140
 - verificatie bio-P model, 137, 151
- nabezinking en bio-P, 48, 149
- fosfaatafgifte bij, 49
 - licht slib, zie *licht slib en bio-P*
 - zwevende stof, 48
- nitraat, zie *denitrificatie en bio-P*
- opslagverbindingen, zie *polyfosfaat, glycogeen* of *PHB*
- overbeluchting, 25, 31, 59
- PAO's, zie *fosfaat-accumulerende bacteriën*
- pH en bio-P, 19, 28
- PHB (poly-hydroxybutyraat), 17, 19
- Phoredox
- principe, 43, 204
 - rwzi's met, 65, 71, 77, 83, 95, 101, 107, 113, 119, 125
- Phostrip, 41, 216
- polyfosfaat, 19, 22, 30

- precipitatie
 - aanvullende precipitatie, zie *chemische P-verwijdering*
 - spontane precipitatie, 23, 53
 - MAP, 23, 53
- primairslibverzuring
 - principe, 44, 133
 - plaats van verzuring, 45
 - productie van lagere vetzuren, 45
- procesregeling en bio-P, 58, 149
 - on-line P-meting, 70, 98, 127
 - redoxpotentiaal, 58, 91, 103, 120, 123
 - zuurstofminimator, 59, 126, 129
- redoxpotentiaal en bio-P, zie *procesregeling en bio-P*
- regeling, zie *procesregeling en bio-P*
- S_A - S_F -fractie, zie *influentamenstelling en bio-P*
- selector en bio-P, zie *lichtslib en bio-P en anaërobe tank*
- slibbelasting en bio-P, 31, 49
- slibbezinking, zie *nabezinking en bio-P*
- slibleeftijd en bio-P, 31, 49
- slibproductie en bio-P, 20, 27, 31, 139
- slibverwerking en bio-P, 51, 147
 - gravitatie indikking, 53, 55, 105
 - maatregelen ter voorkoming van P-terugvoer, 55, 92
 - mechanische indikking, 53
 - slibontwatering, 54, 94
 - slibstabilisatie, slibgisting, 53
- snel afbreekbaar CZV, zie *influentamenstelling en bio-P*
- temperatuur, 27, 138
- TUD bio-P model, 37, 39
- UCT
 - principe, 43, 206
 - rwzi's met, 89
- Unitank, 214
- voorverzuring, zie *primairslibverzuring*
- voordenitrificatie, zie *denitrificatie en bio-P*
- zuurstof, 30, 49, 70, 76
- zuurstofminimator, zie *procesregeling en bio-P*
- zwevende stof, zie *nabezinking en bio-P*

