

HET ACTIEF- SLIBPROCES



RAPPORT

2007

24

HET ACTIEF-SLIBPROCES

DE MOGELIJKHEDEN EN GRENZEN

2007

24

RAPPORT

978.90.5773.373.4



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 231 79 80
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3330 CC Zwijndrecht,
TEL **078 623 05 00** FAX 078 623 05 48 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een afleveradres.

COLOFON

UITGAVE STOWA, Utrecht, 2007

PROJECTUITVOERING

dr. ir. A.F. van Nieuwenhuijzen, Witteveen+Bos B.V.

ir. A.G.N. van Bentem, DHV B.V.

ir. A. Buunen, Grontmij B.V.

ir. B.A. Reitsma, Tauw B.V.

ir. P. de Jong, Witteveen+Bos B.V.

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

ir. J.W. Mulder, Waterschap Hollandse Delta

ing. C. Ruiken, Waternet

dr. ir. S.R. Weijers, Waterschap de Dommel

dr. K.J. Appeldoorn, Hoogheemraadschap van Delfland

prof. dr. ir. M. van Loosdrecht, Technische Universiteit Delft

ir. C.A. Uijterlinde, STOWA

FOTO'S OMSLAG

Actief slib

rwzi Leidsche Rijn (Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden)

rwzi Hoogvliet (Waterschap Hollandse Delta)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2007-24
ISBN 978.90.5773.373.4

TEN GELEIDE

Doordat het actief-slibproces een flexibel, robuust en kosteneffectief proces is, dat fosfaat en stikstof tot betrekkelijk lage concentraties kan verwijderen is het in Nederland het alom geaccepteerde en toegepaste zuiveringsconcept voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater. Mogelijk kunnen rwzi's bij de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) verder bijdragen aan de verbetering van kwaliteit van het oppervlaktewater door een schoner effluent te leveren. In dit kader is de STOWA gestart met het onderzoeksproject "Zuiveringsgrenzen van het actief-slibproces" waarin de mogelijkheden van actief-slibprocessen om de effluentkwaliteit te verbeteren zijn verkend. Het doel van deze studie is het vaststellen van de beperkingen van actief-slibprocessen en de bepaling van de technische mogelijkheden en maatregelen waarmee de effluentkwaliteit van actief-slibprocessen kan worden verbeterd.

Het actief-slibproces zoals het uitgevoerd is op veel rwzi's in Nederland de potentie heeft om veel beter te presteren dan de huidige effluenteisen (10 mg N /l en 1 mg P/l). Voldoen aan een effluentkwaliteit van < 5 mg N /l en < 0,3 mg P /l (in dit rapport B-kwaliteit genoemd) zal in veel gevallen al mogelijk zijn zonder aanzienlijke aanpassingen aan de bestaande installatie. Voorwaarde hiervoor zijn een aantal belangrijke procesparameters en aandacht voor de bedrijfsvoering van de installatie. Het verrassend hoge aantal installaties dat de B-kwaliteit reeds bereikt, terwijl de procescondities (bijvoorbeeld slibbelasting, influentsamenstelling) niet wezenlijk gunstiger zijn dan bij vele andere installaties die minder goed effluent produceren, geeft aan dat met een gerichte aanpak veel meer rwzi's de B-kwaliteit moeten kunnen bereiken.

Verbetering van de effluentkwaliteit tot de A-kwaliteit (< 2,2 mg N /l en < 0,15 mg P /l) is moeilijk, maar wel mogelijk en vergt meer inzicht in het effect van de invloedsfactoren. Optimalisaties richting A-kwaliteit zijn ingrijpender en kunnen veelal alleen gerealiseerd worden door bouwkundige aanpassingen (uitbreiding actief-slibvolume, verhogen recirculatiecapaciteit) en toepassing van effectiever sturings- en regelsystemen.

Al met al wordt gesteld dat de grenzen van het actief-slibproces in dit rapport verkend zijn maar in de praktijk op de rioolwaterzuiveringsinrichtingen nog niet bereikt zijn.

Utrecht, december 2007

De directeur van de STOWA
ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

Het (laagbelaste) actief-slibproces is in Nederland het alom geaccepteerde en toegepaste zuiveringsconcept voor de reiniging van huishoudelijk afvalwater. De hydraulische en biologische flexibiliteit van het proces, het vermogen om zonder (al te veel) chemicaliën nutriënten als fosfaat en stikstof tot betrekkelijk lage concentraties te verwijderen en de kosteneffectiviteit maken dat het actief-slibproces in Nederland breed wordt toegepast. Naar verwachting zullen rwzi's bij de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) verder moeten gaan bijdragen aan de verbetering van kwaliteit van het oppervlaktewater door een schoner effluent te leveren. In dit kader is de STOWA gestart met het onderzoeksproject "Zuiveringsgrenzen van het actief-slibproces" waarin de mogelijkheden van actief-slibprocessen om de effluentkwaliteit te verbeteren zijn verkend.

Het doel van deze studie is het vaststellen van de beperkingen van actief-slibprocessen en de bepaling van de technische mogelijkheden en maatregelen waarmee de effluentkwaliteit van actief-slibprocessen kan worden verbeterd. Hierbij zijn de zuiveringsgrenzen van het actief-slibproces verkend om de volgende hoogwaardige (jaargemiddelde) effluentkwaliteiten te kunnen realiseren:

- B-kwaliteit: Stikstof = 5,0 mg N_{totaal}/l en Fosfaat = 0,3 mg P_{totaal}/l;
- A-kwaliteit: Stikstof = 2,2 mg N_{totaal}/l en Fosfaat = 0,15 mg P_{totaal}/l.

Als basis voor deze studie zijn jaargemiddelde concentraties gehanteerd met in het achterhoofd mogelijke seizoensgemiddelde eisen zoals deze vanuit de KRW zouden kunnen worden opgelegd.

Allereerst is geïnventariseerd hoe de rwzi's in Nederland in 2005 presteren en welke typen systemen hierbij goed voor de dag komen. Algemeen wordt geconcludeerd dat beduidend meer zuiveringsinstallaties in Nederland dan verwacht reeds hoogwaardige effluent produceren en mogelijk een nog betere effluentkwaliteit kunnen leveren. Ruim 50 rwzi's vallen voor stikstof binnen het B-effluentniveau (N_{totaal} < 5 mg/l). Dit geldt voor 7 installaties voor fosfaat (P_{totaal} < 0,3 mg/l).

De volgende zuiveringsconfiguraties komen het meest voor bij de best presterende installaties:

- omloopsystemen (in dit rapport aangeduid als PhoSim);
- omloopsystemen met een voordennitrificatietank (PhoRedox);
- de Hoogvliet-variant;
- het gemodificeerde UCT-proces (mUCT), c.q. het BCFS-principe.

De drie in 2005 best presterende rwzi's wat betreft stikstofeffluentkwaliteit zijn Leidsche Rijn, Vianen en Goedereede. Leidsche Rijn behoort ook bij de top-3 van installaties met de beste fosfaateffluentkwaliteit. Dit zijn allen onderbelaste omloopsystemen met een hoge recirculatiefactor. Opvallend aan deze drie installaties is dat de actuele vuilbelasting ruim onder de ontwerpbelasting ligt en bij een zeer lage slibbelasting worden bedreven.

Daarnaast voldoet een vijftal installaties met voorbezinking ruimschoots aan de B-kwaliteit voor stikstof. Hierbij valt op dat deze installaties veel minder ruim in hun jasje zitten wat betreft capaciteit en nog bij relatief lage BZV/N- en BZV/P-verhoudingen (in de aanvoer naar het actief-slibproces) uitstekend stikstof en fosfaat kunnen verwijderen.

Op basis van de inventarisatie is getracht om relaties tussen invloedsfactoren en effluentkwaliteit te ontdekken. Hierbij is echter gebleken dat conclusies over de individuele invloedsfactoren nauwelijks zijn af te leiden, enerzijds doordat de diverse factoren gelijktijdig van invloed zijn op de zuiveringsprestaties, anderzijds doordat in het ontwerp negatieve factoren worden gecompenseerd. De inventarisatie van de top-10 is beperkt gebleven tot analyse van één jaar. Voor reproduceerbaarheid, stabiliteit en betrouwbaarheid zou deze analyse jaarlijks uitgevoerd kunnen worden.

De effecten van de afvalwatersamenstelling en de procesomstandigheden op de effluentkwaliteit zijn vervolgens met behulp van actief-slibmodellen geanalyseerd. Hierbij is gebruik gemaakt van het statische HSA-ontwerpmodel en het dynamische ASM-model. Beide modellen zijn gecalibreerd op basis van de praktijkgegevens van de rwzi Hoogvliet. Met beide gecalibreerde modellen is vervolgens een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de volgende invloedsfactoren; de slibbelasting, de influent BZV/N-ratio, de procestemperatuur en de interne recirculatiefactor. Daarnaast zijn met beide modellen de twee andere bovengenoemde best presterende procesconfiguraties (PhoSim en PhoRedox) en de in Nederland ook telkens meer voorkomende (m)UCT-configuratie doorgerekend. Hierbij zijn in de modelberekeningen de procesinstellingen gehanteerd zoals deze in de praktijk worden toegepast.

De verschillen tussen de vier procesconfiguraties, zoals berekend met het ASM-model, zijn weergegeven in tabel A. Hieruit kan worden geconcludeerd dat met name de recirculatiefactor onderscheidend is voor de te behalen stikstofeffluentkwaliteit. Het systeem met een relatief lage recirculatiefactor (het klassieke (m)UCT-proces) bereikt de hoogste effluentconcentratie. De overige systemen behalen gelijkwaardige resultaten. De verschillen voor fosfaat zijn eveneens gering. Hierbij heeft het (m)UCT proces de laagste effluentwaarde doordat de recirculatiestroom naar de anaërobe tank niet plaatsvindt met het retourslib maar vanuit de zuurstof- en nitraatloze voordenenitricatietank.

TABEL A

OVERZICHT HAALBARE EFFLUENTWAARDEN VAN DE VERSCHILLENDE CONFIGURATIES (OP BASIS VAN ASM-MODELLERING)

| parameter | eenheid | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT |
|-----------|---------------------------|-----------|--------|----------|--------|
| stikstof | mg N_{totaal} /l | 3,3 | 2,8 | 3,1 | 4,1 |
| fosfaat | mg P_{totaal} /l | 0,13 | 0,15 | 0,14 | 0,12 |

Uit de modelberekeningen blijkt dat met name bij de zeer lage N_{totaal} - en P_{totaal} -concentraties de (opgeloste en onopgeloste) organisch gebonden fracties een substantieel aandeel hebben. Om deze verder te reduceren kunnen nageschakelde technieken (of MBR) gedeeltelijk uitkomst bieden.

Samengevat wordt gesteld dat het actief-slibproces zoals het uitgevoerd is op veel rwzi's in Nederland de potentie heeft om veel beter te presteren dan de huidige effluenteisen (10 mg N/l en 1 mg P/l). Voldoen aan < 5 mg N/l en < 0,3 mg P/l (de B-kwaliteit) zal in veel gevallen mogelijk zijn zonder aanzienlijke aanpassingen. Voorwaarde is dat de actuele slibbelasting lager is dan 0,06 kg BZV/kg ds.d., de recirculatiefactor hoger is dan 20 voor omloopsystemen en de BZV/N-verhouding in het influent hoger is dan 3. Het verrassend hoge aantal installaties dat de B-kwaliteit bereikt, terwijl de procescondities (bijvoorbeeld slibbelasting, influentsamenstelling) niet wezenlijk gunstiger zijn dan bij vele andere installaties die minder goed effluent produceren, geeft aan dat met een gerichte aanpak veel meer rwzi's de B-kwaliteit moeten kunnen bereiken.

Verbetering van de effluentkwaliteit tot de A-kwaliteit (< 2,2 mg N/l en < 0,15 mg P/l) is moeilijk (maar wel mogelijk) en vergt meer inzicht in het effect van de invloedsfactoren. Optimalisaties richting A-kwaliteit zijn ingrijpender en kunnen veelal alleen gerealiseerd worden door bouwkundige aanpassingen (uitbreiding actief-slibvolume, verhogen recirculatiecapaciteit).

Naar aanleiding van de onderzoeksresultaten is een stappenplan opgesteld waarmee kan worden onderzocht op welke wijze de effluentkwaliteit van een rwzi kan worden verbeterd. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in 2 categoriën: van de huidige effluenteisen (N < 10 mg/l en P < 1 mg/l) naar B-kwaliteit, en van B-kwaliteit naar A-kwaliteit. Van belang daarbij is het om de verschillende stikstof- en fosfaatcomponenten in het effluent inzichtelijk te krijgen om doelgericht maatregelen uit te voeren. De concentraties N-NH₄, N-NO₃, N_{kjeldahl}, N_{totaal}, opgelost N_{totaal}, P_{ortho}, P_{totaal} en opgelost P_{totaal} moeten vastgesteld worden. Het aandeel organisch gebonden en opgelost stikstof en fosfaat in het effluent kan hierna afgeleid worden.

De in het stappenplan beschreven aanpassingen dienen de noodzakelijke voorwaarden te scheppen om een hoge effluentkwaliteit te kunnen bereiken. Dit doel wordt echter niet bereikt als binnen het zuiveringssysteem niet de optimale procescondities (bijvoorbeeld zuurstofconcentratie, recirculatie) kunnen worden gehandhaafd. Hiervoor is een adequaat meet- en regelsysteem nodig dat in staat is om de procescondities te monitoren en vervolgens te constateren of deze optimaal zijn, dan wel afwijken van het optimum. Bij afwijkingen moet de procesinstallatie (bijvoorbeeld beluchtingsintensiteit, pompdebiet) vervolgens worden bijgestuurd om het optimum zo dicht mogelijk te benaderen en vast te houden. Afhankelijk van het processtype, de ontwerpfilosofie, de toegepaste hard- en software en de lokale omstandigheden worden diverse uiteenlopende meet- en regelsystemen toegepast. De optimalisatie van de meet- en regelsystemen is maatwerk, waarvoor algemene principes kunnen worden aangegeven, maar waarvan de uitwerking per rwzi verschillend zal zijn. Deze studie gaat daar niet nader in detail op in aangezien het geen direct onderzoeksdoel is geweest.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

SUMMARY

The (low loaded) biological nutrient removing activated sludge process is the generally accepted and applied municipal wastewater treatment method in the Netherlands. The hydraulic and biological flexibility, robustness and cost efficiency of the process for advanced removal of nutrients like nitrogen and phosphorous without (too much) chemicals results in a wide application of the activated sludge process within Dutch waterboards.

Presumably, wastewater treatment plants will have to contribute to the improvement of the quality of the receiving surface waters by producing cleaner effluent. In this perspective, STOWA initiated a research project entitled “The Boundaries of the Activated Sludge Process” to investigate the possibilities and limitations of activated sludge processes to improve the effluent quality.

The study aims to determine the limits of the activated sludge process technology and to define the technological possibilities and measures to improve effluent quality to be able to comply to possible future yearly average effluent requirements, like:

- B-quality: nitrogen = 5.0 mg N_{total}/l and phosphorous = 0.3 mg P_{total}/l ;
- A-quality: nitrogen = 2.2 mg N_{total}/l and phosphorous = 0.15 mg P_{total}/l .

This concerns yearly average concentrations in feedwater and effluent bearing in mind possible future seasonal average effluent discharge standards within the European Water Framework Directive.

Firstly, the performances of all 387 municipal wastewater treatment plants (wwtp's) operated by Dutch Waterboards in 2005 were analysed. Generally, it is concluded that more wwtp's than expected already produce a high quality effluent and possibly are able to perform even better. More than 50 wwtp's are capable of producing the B-quality standard for nitrogen ($N_{\text{total}} < 5.0 \text{ mg/l}$). Concerning phosphorous 7 wwtp's produce the B-quality of $P_{\text{total}} < 0.3 \text{ mg/l}$.

The following treatment configurations are predominantly present in the list of best performing wwtp's:

- aeration ditch type (entitled PhoSim in this report);
- aeration ditch type with pre-denitrification (entitled PhoRedox);
- the modified aeration ditch type with Bio-P in anaerobic zone and pre-denitrification (entitled as the Hoogvliet type wwtp);

The best performing wwtp's (in 2005) for nitrogen removal are Leidsche Rijn (Waterboard De Stichtse Rijnlanden), Vianen (Waterboard Rivierenland) and Goedereede (Waterboard Hollandse Delta), all without primary sedimentation. Wwtp Leidsche Rijn also belongs within the top-3 of treatment plants with advanced (biological) phosphorous removal. All these wwtp's are ultra low loaded and operate with high recirculation ratios. It is conspicuous that for these treatment plants the actual pollution load is far below the design load and that the plants are run at a very low MLSS-concentration.

Next to the top-3 wwtp's, 5 treatment plants with primary sedimentation tanks comply abundantly to the B-quality for nitrogen. These five plants perform very well for nitrogen and phosphorous removal even with comparable low BOD/N-ratios at fully loaded treatment capacities.

Based on the performance investigation, the research focussed on trends and relationships between operational factors and effluent quality. However, it seemed not possible to find proper relations and conclusions since the operational factors influence the effluent quality randomly and multi-regressionally. Additionally, safety factors in design and operation compensate negative effects from the operational factors.

Additionally, process operations and wastewater characteristics influencing the effluent quality were analysed by applying the activated sludge models: the static HSA-model (HochSchulGruppenAnsatz) and the dynamic ASM (Activated Sludge Model, SIMBA) Both models were calibrated with practical data of wwtp Hoogvliet (Waterboard Hollandse Delta). With both calibrated models sensitivity analysis were carried out for MLSS concentration, influent BOD/N ratio, process temperature and the internal recirculation ratio. Additionally, both models were tested by simulating the two previously identified best performing process configurations (PhoSim and PhoRedox) and the prevailing modified University of Cape Town (UCT) process configuration.

The differences between the four tested process configuration, as modelled with the ASMTUD model in SIMBA, are presented in table A. It is concluded that primarily the internal recirculation ratio is predominantly influencing the effluent quality for nitrogen. Systems with relative low recirculation ratios (like the (m)UCT process) produce relative high total nitrogen concentrations in the effluent. The other modelled process configurations, all using high circulating oxidation ditches, perform equally. The differences for phosphorous removal efficiency are negligible, since the applied models only anticipate on biological P-removal without calculating a proper P-balance over the process configuration. The modified UCT process performs best since the internal recirculation into the anaerobic tank is fed by the oxygen and nitrate free return sludge stream from the (pre)denitrification zone instead of from an oxic nitrification zone.

TABLE A OVERVIEW OF ACHIEVABLE EFFLUENT CONCENTRATIONS OF DIFFERENT TREATMENT CONFIGURATIONS (BASED ON RESULTS OF ASM-MODELLING)

| parameter | unit | process configuration | | | |
|-------------|--------------------------|-----------------------|--------|----------|--------|
| | | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT |
| nitrogen | mg N _{total} /l | 3.3 | 2.8 | 3.1 | 4.1 |
| phosphorous | mg P _{total} /l | 0.13 | 0.15 | 0.14 | 0.12 |

The model calculations show that at very low N_{total} and P_{total} concentrations (soluble and particulate) organic bound fractions (of N and P) contribute substantially to the final achievable concentrations. The activated sludge process is not able to remove these organic fractions sufficiently. Additional tertiary treatment units like effluent filtration (rapid sand filtration or membrane filtration) or MBR-technology in combination with chemical precipitation may remove the organic fractions partially.

It is concluded that the activated sludge process as applied and operated at wwtp's in the Netherlands has the potential to perform even better than the current effluent discharge standards (10 mg N_{total}/l and 1 mg P_{total}/l). Reaching the B-quality effluent (<5mg N_{total}/l and <0.3 mg P_{total}/l) will be possible at almost all wwtp's without major adjustments under the conditions that:

- the sludge load is below 0.06 kg BOD/kg TSS.d
- the internal recirculation is above 20
- the BOD/N ratio of the influent is above 3.

Complying with the A-quality effluent (<2.2 N_{total}/l and <0.15 mg P_{total}/l) seems to be difficult (but not impossible) and requires more attention and insight into the activated sludge process. Optimisation measures to reach the A-quality effluent are more thorough and are mostly only achievable by additional construction works (addition of activated sludge volume, increasing recirculation capacity, etc.).

Based on the investigation results an action list was prepared with which it is possible to improve the current effluent quality of an existing wwtp. The suggested actions in this list intend to create and maintain the ideal process conditions to improve the effluent quality (oxygen concentration, recirculation, sludge concentration, organic load). In practice the process conditions have to be monitored and controlled properly to be able to guarantee a high effluent quality over the year. To do this, adequate measurements and process control systems are required to monitor and steer the activated sludge process (pumps, recirculations, oxygen). The application and optimisation of the monitoring and process control strategy to be implemented at a specific wwtp is always a tailor made solution.

DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)30-2321199.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.

E-mail: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

HET ACTIEF-SLIBPROCES

INHOUD

| | | |
|----------|---|----------|
| | TEN GELEIDE | |
| | SAMENVATTING | |
| | STOWA IN HET KORT | |
| | STOWA IN BRIEF | |
| 1 | INLEIDING | 1 |
| 1.1 | Achtergrond | 1 |
| 1.2 | Doelstelling | 1 |
| 1.3 | Uitgangspunten | 2 |
| | 1.3.1 B-niveau effluent | 3 |
| | 1.3.2 A-niveau effluent | 3 |
| 1.4 | Projectaanpak en Leeswijzer | 4 |
| 2 | MECHANISMEN, PROCESSEN EN BEÏNVLOEDING VAN HET ACTIEF-SLIBPROCES | 5 |
| 2.1 | Inleiding | 5 |
| 2.2 | Afvalwatersamenstelling | 5 |
| 2.3 | Beïnvloeding van de afvalwatersamenstelling | 6 |
| | 2.3.1 Voorbehandeling van influent | 6 |
| | 2.3.2 Deelstroombehandeling Interne Stroom | 7 |
| | 2.3.3 Beïnvloeding vanuit het rioolstelsel | 8 |
| 2.4 | Beschrijving van het actief-slibproces | 9 |
| | 2.4.1 Stikstofverwijdering | 9 |
| | 2.4.2 Fosfaatverwijdering | 10 |

| | | |
|------------|--|----|
| 2.5 | Procesfactoren | 12 |
| 2.5.1 | Stikstofverwijdering | 12 |
| 2.5.2 | Fosfaatverwijdering | 14 |
| 2.5.3 | Organische fracties | 16 |
| 2.6 | Procesconfiguraties | 17 |
| 2.6.1 | Algemeen | 17 |
| 2.6.2 | Focus op Nederlandse Praktijksituatie | 17 |
| 2.7 | Slib-waterscheiding | 19 |
| 2.7.1 | Bezinking | 19 |
| 2.7.2 | Membranen | 19 |
| 2.8 | Effluentsamenstelling | 20 |
| 2.9 | Redeneertrant van B naar A-niveau effluent | 21 |
| 2.9.1 | BZV/N/P-verhouding | 21 |
| 2.9.2 | Hydraulische variaties | 22 |
| 2.9.3 | Slibbelasting | 23 |
| 2.9.4 | Recirculatie | 23 |
| 2.9.5 | Temperatuur | 23 |
| 2.9.6 | Slibretentie | 23 |
| 2.9.7 | Meet- en regelstrategieën | 24 |
| 3 | RESULTATEN INVENTARISATIE RWZI'S | 26 |
| 3.1 | Inleiding | 26 |
| 3.2 | Methodiek | 26 |
| 3.3 | Resultaten | 27 |
| 3.3.1 | Invloed reactorconfiguratie en recirculatieverhoudingen | 32 |
| 3.3.2 | Relatie reactorconfiguratie met de N_{totaal} effluentkwaliteit | 36 |
| 3.3.3 | Relatie reactorconfiguratie met de P_{totaal} effluentkwaliteit | 36 |
| 3.3.4 | Invloed van de slibbelasting | 37 |
| 3.3.5 | BZV/N- en BZV/P-verhoudingen | 39 |
| 3.4 | Conclusies inventarisatie | 40 |
| 4 | TOETSING MET ACTIEF-SLIBMODELLEN | 42 |
| 4.1 | Inleiding | 42 |
| 4.1.1 | Monod-kinetiek in modellen | 42 |
| 4.1.2 | Basisconfiguratie voor modellering | 43 |
| 4.2 | Modellering en toetsing in HSA | 44 |
| 4.2.1 | Uitgangssituatie rwzi Hoogvliet | 44 |
| 4.2.2 | Gevoeligheidsanalyse van invloedsfactoren in HSA | 46 |
| 4.2.3 | Conclusies HSA-modellering | 49 |
| 4.3 | Modellering en toetsing in ASM | 50 |
| 4.3.1 | Gevoeligheidsanalyse invloedsfactoren | 50 |
| 4.3.2 | Conclusies ASM-modellering | 58 |
| 4.4 | Beperkingen van de modellen | 60 |
| 4.4.1 | Beperkingen HSA | 60 |
| 4.4.2 | Beperkingen ASM | 60 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 5 | STAPPENPLAN NAAR B- EN A-NIVEAU EFFLUENTKWALITEIT | 63 |
| 5.1 | Stikstof | 63 |
| 5.2 | Fosfaat | 64 |
| 5.2.1 | Meet- en regelsysteem | 65 |
| 5.3 | Algemene beïnvloeding van het actief-slibproces | 66 |
| 6 | CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN | 67 |
| 6.1 | Conclusies | 67 |
| 6.1.1 | Inventarisatie | 67 |
| 6.1.2 | Modelmatige toetsing | 68 |
| 6.1.3 | Mogelijkheden en beperkingen van modellen | 69 |
| 6.2 | Aanbevelingen | 70 |
| 7 | REFERENTIES | 72 |
| | BIJLAGEN | |
| 1 | SYSTEEMCONFIGURATIES | 75 |
| 2 | DEELSTROOMBEHANDELINGSTECHNIEKEN | 81 |
| 3 | LIJST MET BENADERDE WATERSCHAPPEN/CONTACTPERSONEN | 83 |
| 4 | INVENTARISATIE RWZI'S | 85 |
| 5 | RESULTATEN UIT INVENTARISATIE RWZI'S | 91 |
| 6 | HSA MODELLERING | 95 |
| 7 | ASM-MODELLERING | 101 |

1

INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

Het (laagbelaste) actief-slibproces is in Nederland het alom geaccepteerde en toegepaste zuiveringsconcept om organische stoffen (in de vorm van BZV of CZV) en de nutriënten stikstof en fosfaat te verwijderen. De hydraulische en biologische flexibiliteit van het proces, het vermogen om zonder (al te veel) chemicaliën nutriënten als fosfaat en stikstof tot betrekkelijk lage concentraties te verwijderen en de kosteneffectiviteit maken dat het actief-slibproces in Nederland breed wordt toegepast binnen de behandeling van gemengd of communaal afvalwater op rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's).

Naar verwachting zullen rwzi's bij de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) verder moeten gaan bijdragen aan de verbetering van kwaliteit van het oppervlaktewater door een schoner effluent te leveren.

Optimalisatie van het actief-slibproces en vergaande verbetering van de effluentkwaliteit is maatwerk per installatie. Hierbij is overzicht en structuur noodzakelijk, en zijn het details die het verschil kunnen maken. Het is mogelijk om een beperkt aantal, voor Nederland karakteristieke uitvoeringsvormen, van het actief-slibproces te kiezen, zodat een representatief landelijk beeld kan worden verkregen. Om een set maatregelen voor effluentverbetering op te kunnen stellen wordt in deze studie onderscheid gemaakt tussen biologische omzettingen en fysisch/chemische processen. Op basis hiervan is een analyse ontwikkeld die gebaseerd is op begrip van de onderliggende mechanismen. De mogelijkheden en beperkingen van rekenmodellen zijn daarbij bekend en worden in dit onderzoek alleen in relevante en toepasbare vraagstukken ingezet. Met een weloverwogen keuze op basis van onderbouwde redeneringen ondersteund met literatuur en praktijk worden uiteindelijk de beperkingen van het actief-slibproces vastgesteld en worden de technische mogelijkheden aangegeven waarmee de effluentkwaliteit kan worden verbeterd.

1.2 DOELSTELLING

Nieuwe oppervlaktewaterkwaliteitseisen uit de Europese Kaderrichtlijn Water en de mogelijk daaraan gerelateerde effluenteisen, vragen om nieuwe aanvullende technieken en om maatregelen om de bestaande processen te verbeteren. Het doel van deze studie is het vaststellen van de beperkingen van actief-slibprocessen en de bepaling van de technische mogelijkheden en maatregelen waarmee de effluentkwaliteit van actief-slibprocessen kan worden verbeterd. Hierbij worden de zuiveringsgrenzen van het actief-slibproces verkend om de volgende hoogwaardige (jaargemiddelde) effluentkwaliteiten te kunnen realiseren:

- N_{totaal} van 5,0 mg N/l en P_{totaal} van 0,3 mg P/l (het zogenaamde B-niveau);
- N_{totaal} van 2,2 mg N/l en P_{totaal} van 0,15 mg P/l (het zogenaamde A-niveau).

De ervaringen met praktijkinstallaties en de ontwerp- en optimalisatiemodellen voor rwzi's zoals HSA en het Actief-SlibModel (ASM) zijn tot nu toe voornamelijk toegespitst op de effluentconcentraties die vereist worden in de Richtlijn Stedelijk Afvalwater van $N_{\text{totaal}} = 10 \text{ mg/l}$ en $P_{\text{totaal}} = 1 \text{ mg/l}$. Het is onzeker hoe deze praktische en theoretische inzichten kunnen worden geëxtrapoleerd naar de twee genoemde effluentkwaliteiten.

Via literatuuronderzoek, nadere beschouwing van de mechanismen en deelprocessen, doelgerichte modelberekeningen en evaluatie van de werking van praktijkinstallaties wordt vastgesteld waartoe actief-slibinstallaties in staat zijn en welke randvoorwaarden en beïnvloedingsfactoren hierbij gelden.

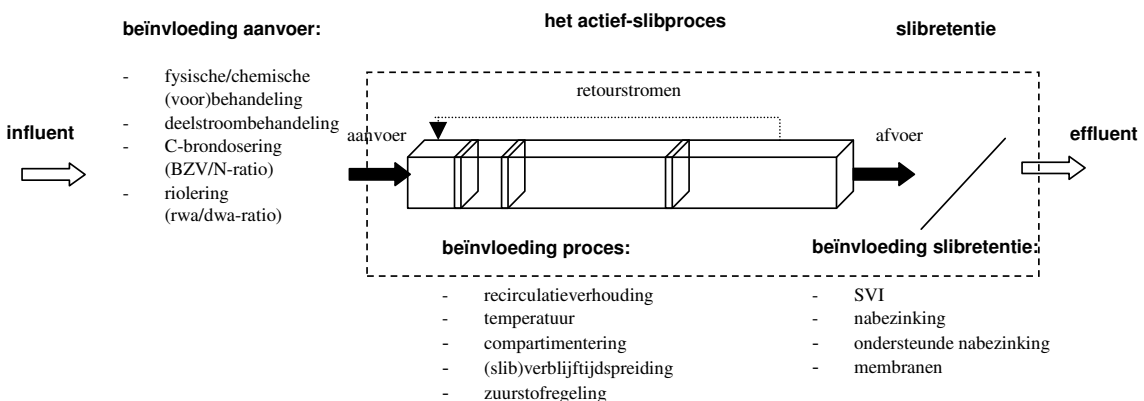
1.3 UITGANGSPUNTEN

Het vaststellen van de beperkingen van het actief-slibproces en het vinden van mogelijkheden om de effluentkwaliteit van het actief-slibproces verder te verbeteren heeft een aantal invalshoeken:

- enerzijds wordt ernaar gestreefd om met verschillende uitvoeringsvormen van het actief-slibproces een zo hoogwaardig mogelijk effluent te produceren. Wellicht kan in veel situaties worden volstaan met een geoptimaliseerd actief-slibproces om ultralage concentraties aan stikstof en fosfaat te bereiken zonder aanvullende of nageschakelde zuiveringstechnieken toe te passen;
- daarnaast is het kostenefficiënt om de bestaande rwzi-infrastructuur (lees: het actief-slibproces) zo maximaal mogelijk te benutten;
- tenslotte stelt het effluent van het actief-slibproces randvoorwaarden aan één of meer nageschakelde technieken voor verdergaande zuivering en andersom [1]. Een verdere verbetering van het effluent van het actief-slibproces heeft invloed op het ontwerp (en kosten) van nageschakelde technieken.

In dit onderzoek is een onderverdeling van het actief-slibproces in vier karakteristieke deelprocessen (kinetiek, stoichiometrie, hydraulica en slibretentie) gehanteerd. De onderliggende mechanismen zijn daarbij van belang om de uiterste mogelijkheden van het actief-slibstelsel te bepalen.

AFBEELDING 1 SCHEMATISCHE WEERGAVE RWZI



Kennis over de basissamenstelling van het effluent is essentieel. Naast de opgeloste ionen ammonium, nitraat en ortho-fosfaat dient hierbij aandacht te worden besteed aan opgeloste, colloïdale en gesuspendeerde effluentfracties. De samenstelling van deze stoffen (humuszuren, celwandfracties, aminozuren etc.) zal soms in meer detail bekend moeten zijn om efficiënte zuiveringsmaatregelen te kunnen nemen.

Om het A- of B-niveau effluent te kunnen produceren moet het actief-slibproces worden geoptimaliseerd. Enerzijds dient de omzetting van opgeloste verontreinigingen binnen het proces te worden geoptimaliseerd, door beïnvloeding van de kinetische, stoichiometrische en hydraulische mechanismen (bijvoorbeeld: aanpassing van de influentsamenstelling, afvlakking van RWA/DWA-pieken, recirculatieverhouding, hydraulische verblijftijd en sibleeftijd). Anderzijds dient de slib/waterscheiding te worden geoptimaliseerd (efficiënter bezinken of toepassing van membranen of aanvullende filtratiestappen) om aan colloïdale en gesuspendeerde stoffen en vlokken gerelateerde verontreinigingsparameters te minimaliseren. Afgewogen wordt in welke mate het opheffen van biologische limitaties of het opheffen van fysisch/chemische limitaties efficiënt kan bijdragen aan het behalen van A- of B-niveau effluent. Daarnaast zal kort worden stilgestaan bij de rol van het meet- en regelsysteem om de optimale condities voor de zuiveringsprocessen te bereiken en onder wisselende condities vast te houden.

Uiteindelijk zal het wel of niet bereiken van B-kwaliteit en/of A-kwaliteit effluent ook afhankelijk zijn van de manier waarop de effluentniveaus worden vastgesteld: als daggemiddelde, (meetkundig of gewogen) jaargemiddelde, als seizoensgemiddelde of bijvoorbeeld op basis van een voortschrijdend gemiddelde.

1.3.1 B-NIVEAU EFFLUENT

Uitgangspositie is de veronderstelling dat met een goed functionerende biomassa, een adequate procesregeling en een hoog rendement van de slibafscheiding de effluentconcentraties van het B-niveau effluent haalbaar zijn met een actief-slibproces. Dit laat een (behoorlijk) aantal rwzi's van de huidige generatie, veelal uitgelegd voor verwijdering van stikstof tot $< 10 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en fosfaat tot $< 1 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$, nu al periodiek of zelfs als jaargemiddelde zien. De bepalende procesomstandigheden binnen de praktijkvoorbeelden worden onderzocht; geverifieerd wordt of de resultaten van de praktijkinstallaties in dit toepassingsgebied overeenstemmen met de modelberekeningen volgens het statische HSA en het dynamisch ASM-model.

1.3.2 A-NIVEAU EFFLUENT

Verondersteld wordt dat bij het A-niveau effluent de uiterste grenzen van het actief-slibproces worden bereikt. Verwacht wordt dat voor het halen van het A-niveau niet het functioneren van de micro-organismen beperkend is, van nitrificeerders en bio-P bacteriën is bekend dat ze eindconcentraties $< 0,1 \text{ mg/l}$ stikstof en fosfaat kunnen bereiken, maar veeleer factoren als:

- concentraties en eigenschappen van opgeloste componenten;
- stikstof en fosfaat dat is gebonden aan actief-slibdeeltjes, welke ten gevolge van onvolledige slibretentie met het effluent worden meegevoerd;
- stikstof en fosfaat dat is gebonden aan complexe opgeloste organische verbindingen, welke niet in het zuiveringsproces worden afgebroken of juist tijdens het zuiveringsproces worden gevormd;

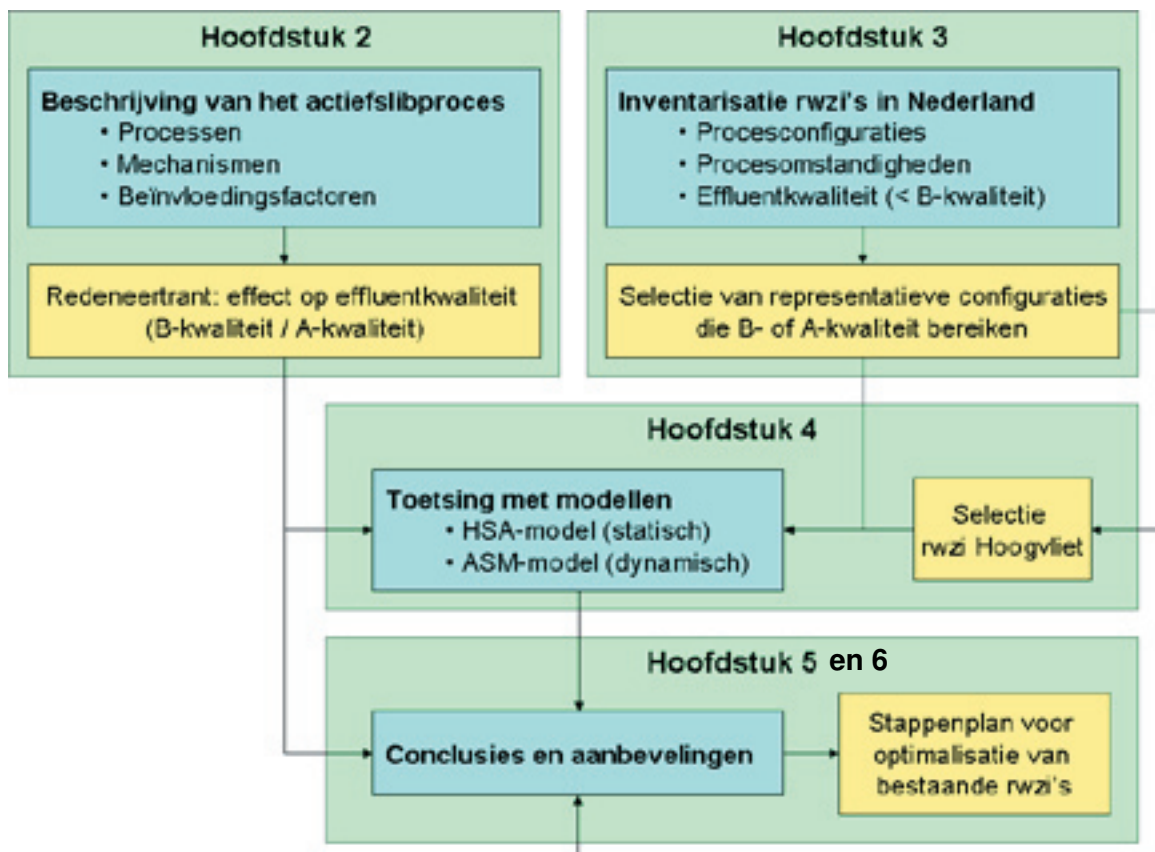
- beperkingen van de reactorvorm (bijvoorbeeld niet-optimale procescondities in de verschillende deelprocessen, input van ongewenste componenten (bijvoorbeeld nitraat of zuurstof in anaërobe processen), te lage recirculatiefactor tussen nitrificatie en denitrificatie voor vergaande nitraatverwijdering);
- beperking door hydraulische effecten (verblijftijdspreiding, kortsluitstromen);
- beperkingen van de procesregeling waardoor ideale procescondities niet kunnen worden vastgehouden bij variërende omstandigheden.

1.4 PROJECTAANPAK EN LEESWIJZER

Dit rapport beschrijft de verkenning van de grenzen van het actief-slibstelsel op basis van de theorie en praktijk. De projectaanpak is schematisch weergegeven in Afbeelding 2.

Allereerst beschrijft hoofdstuk 2 het actief-slibproces en alle factoren die dit proces kunnen beïnvloeden. Dit leidt tot een redeneertrant die de richting aangeeft voor verbetering van de effluentkwaliteit. Parallel hieraan is een inventarisatie uitgevoerd naar alle rwzi's in Nederland die in 2005 jaargemiddeld $< 5 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en/of $< 0,3 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ haalden. Op basis hiervan zijn in hoofdstuk 3 de relaties tussen de belangrijkste karakteristieken (procesconfiguratie, procesomstandigheden) en de effluentkwaliteit onderzocht. In Hoofdstuk 4 zijn vervolgens de toepassingsmogelijkheden en beperkingen van statische en dynamische (ontwerp)modellen van het actief-slibproces bij de verkenning van de grenzen getoetst. In hoofdstuk 5 wordt een stappenplan gepresenteerd met behulp waarvan per rwzi de maatregelen kunnen worden afgeleid die leiden tot verbetering van de effluentkwaliteit. In hoofdstuk 6 zijn conclusies getrokken en zijn aanbevelingen gedaan om het actief-slibproces te optimaliseren.

AFBEELDING 2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE PROJECTAANPAK



2

MECHANISMEN, PROCESSEN EN BEÏNVLOEDING VAN HET ACTIEF-SLIBPROCES

2.1 INLEIDING

Belangrijk onderdeel van de onderzoeksvraag zijn de onderscheidende uitvoeringsvormen van het actief-slibproces. Er zijn in de zuiveringspraktijk vele verschillende procesconfiguraties toegepast die elk hun eigen specifieke kenmerken hebben. Aan de hand van deze kenmerken kunnen de belangrijkste theoretische eigenschappen van de zuiveringsuitvoeringen worden onderscheiden. Paragraaf 2.2 beschrijft de samenstelling van het gemiddelde afvalwater in Nederland en de mogelijkheden voor beïnvloeding van deze samenstelling. Aandachtspunten daarbij zijn de voorbehandeling van afvalwater, behandeling van interne deelstromen en interacties vanuit het rioolsysteem. In paragraaf 2.4 is een globale beschrijving gegeven van de belangrijkste processen. In paragraaf 2.5 zijn de belangrijkste procesfactoren en randvoorwaarden van deze processen beschreven. Met deze achtergrond zijn in paragraaf 2.6 de belangrijkste procesconfiguraties en de voor- en nadelen beschreven. Daarbij wordt ook een overzicht gegeven van de meest relevante Nederlandse procesconfiguraties. In paragraaf 2.7 is een overzicht van slibafscheidingstechnieken gepresenteerd en paragraaf 2.8 behandelt de samenstelling van het effluent. In paragraaf 2.9 is aan de hand van de theoretische mechanismen een redeneertrant opgesteld om vanuit de huidige situatie aanpassingen te verrichten om het B-effluent en vervolgens het A-niveau effluent te kunnen bereiken.

2.2 AFVALWATERSAMENSTELLING

De voor Nederland gemiddelde influentsamenstelling van 2000 tot en met 2004 is weergegeven in Tabel 1.

TABEL 1 SAMENSTELLING AFVALWATERINFLUENT VAN COMMUNALE RWZI'S IN NEDERLAND [5]

| jaar | debieten | | vrachten (*1.000 kg/jaar) | | | Zwevende stof |
|------|-------------------------------|---------|---------------------------|---------------------|---------------------|---------------|
| | (*1.000 m ³ /jaar) | CZV | BZV | N _{totaal} | P _{totaal} | |
| 2000 | 1.996.779 | 920.719 | 353.527 | 84.726 | 13.300 | |
| 2001 | 2.131.929 | 939.362 | 355.385 | 85.674 | 13.850 | |
| 2002 | 2.047.133 | 938.906 | 355.002 | 85.955 | 14.226 | |
| 2003 | 1.757.326 | 924.079 | 349.996 | 83.695 | 14.102 | |
| 2004 | 1.914.946 | 948.748 | 358.617 | 84.244 | 14.328 | |
| | BZV:N:P verhouding | | concentraties (mg/l) | | | Zwevende stof |
| | | CZV | BZV | N _{totaal} | P _{totaal} | |
| 2000 | 26:6:1 | 470 | 180 | 43 | 7 | 214 |
| 2001 | 25:6:1 | 461 | 175 | 42 | 7 | 215 |
| 2002 | 26:6:1 | 477 | 185 | 44 | 7 | 211 |
| 2003 | 24:6:1 | 550 | 213 | 51 | 9 | 253 |
| 2004 | 24:6:1 | 506 | 194 | 46 | 8 | 228 |

Het influent wordt aangevuld met het dikwijls nutriëntenrijke rejectiewater vanuit de slibverwerking (interne stromen). Gezamenlijk vormen influent en de interne stromen de aanvoer van het actief-slibproces. Zowel op de samenstelling van het influent als op de eigenschappen en samenstelling van de interne stromen kan worden ingegrepen, waardoor de aanvoer van het actief-slibstelsel kan worden beïnvloed.

De samenstelling van het influent dat aan het actief-slibproces wordt toegevoerd kan worden beïnvloed door voorbehandeling in voorbezinktanks, eventueel door toevoeging van coagulanten en/of flocculanten. Daarbij wordt met name invloed uitgeoefend op het zwevende-stofgehalte en de daaraan gerelateerde organische stof en in het geval van precipitatie met metaalzouten op het fosfaatgehalte. Stikstof is relatief ongevoelig voor voorbehandeling.

Door afbraak van organische stof in een slibgistingstank wordt gebonden stikstof en fosfaat vrijgemaakt, waardoor een verhoogde concentratie nutriënten in de waterfase ontstaat. Bij indikking of ontwatering van het uitgediste slib komt dit nutriëntenrijke water vrij als rejectiewater, dat vervolgens naar het zuiveringsproces wordt teruggevoerd. Het fosfaat in het rejectiewater kan door precipitatie met ijzer worden gebonden. Door specifieke deelstroom-behandelingstechnieken kan de stikstofconcentratie van het rejectiewater worden verlaagd, alvorens het samen met het influent aan het zuiveringsproces wordt toegevoerd.

2.3 BEÏNVLOEDING VAN DE AFVALWATERSAMENSTELLING

2.3.1 VOORBEHANDELING VAN INFLUENT

2.3.1.1 Fysisch

Het fysische proces van voorbezinking heeft tot doel om bezinkbare componenten uit het afvalwater te verwijderen voordat het de actief-slibtanks bereikt. Daarbij gaat het voornamelijk om organische bestanddelen. Door voorbezinking wordt CZV, BZV en een klein aandeel aan nutriënten uit het afvalwater afgescheiden [6, 7, 8, 9] (zie ook Tabel 2).

TABEL 2 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN BIJ VOORBEHANDELING IN VOORBEZINKTANKS [7, 10, 12]

| Component | geen voorzuivering | conventionele voorbezinking | voorprecipitatie (met metaalzout) | geavanceerde voorzuivering (met PE) |
|-------------------------|--------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Zwevende stof | 0% | 30 – 40 % | 60 – 80 % | 60 – 90 % |
| CZV | 0% | 25 – 35 % | 35 – 60 % | 30 – 60 % |
| BZV | 0% | 20 – 30 % | 45 – 70 % | 40 – 50 % |
| P _{totaal} | 0% | 10 – 20 % | 60 – 90 % | 20 – 35 % |
| N _{totaal} | 0% | 5 – 10 % | 15 – 30 % | 10 – 30 % |
| BZV:N:P ¹ | 24:6:1 | 21:6:1 | 10:5:1 | 13:5:1 |
| in de afloop van de VBT | BZV/N = 4,0 | BZV/N = 3,5 | BZV/N = 2,0 | BZV/N = 2,6 |

¹ Uitgaande van influentsamenstelling 2004 met 24:6:1

2.3.1.2 fysisch-Chemisch

Bij fysisch-chemische voorbehandeling worden naast een fysische afscheidingstechniek (bezinking, flotatie en/of filtratie), chemicaliën gedoseerd aan het afvalwater om precipitatie van opgeloste verontreinigingen (zoals fosfaatprecipitatie door metaalzoutdosering) en/of vlokvorming te creëren (door dosering van anorganische of organische coagulanten of flocculanten). Hiermee wordt de fysische afscheidingstechniek ondersteund. Het resultaat van verschillende uitvoeringsvormen van chemisch ondersteunde voorzuivering zijn weergegeven in Tabel 2.

Onderzoek heeft aangetoond dat geavanceerde voorzuivering van afvalwater door toevoeging van kationische hoogmoleculaire polymeren (poly-elektrolyt = PE) reeds bij lage doseringen een goede vlokvorming teweeg brengt [6, 8, 9, 10, 11, 12]. Hierdoor wordt een vergaande verwijdering van deeltjes met de daaraan gerelateerde verontreinigingen verkregen. Zuiveringssystemen kunnen hierdoor compact ontworpen, en energiezuinig bedreven worden. Voorbeelden hiervan zijn de F.A.S.T.-dosering (combinatie van metaalzout en anionisch en kationisch polymeer) op de rwzi Dokhaven en de rwzi Tollebeek.

2.3.2 DEELSTROOMBEHANDELING INTERNE STROMEN

Deelstroombehandelingsprocessen zoals SHARON, combinatie SHARON/ANAMMOX, BABE en CANON verlagen de stikstofvracht die via het rejectiewater naar het actief-slibproces wordt gevoerd. Hierdoor daalt het gehalte aan ammonium en nitraat en stijgt, bij gelijkblijvend BZV-gehalte, de BZV/N-verhouding in de toevoer naar het actief-slibproces. Bij het BABE-proces stijgt tevens het aandeel nitrificerders in het hoofdstroomproces [13, 14, 15, 16, 19]. Bijlage 2 geeft een algemene beschrijving van de deelstroombehandelingstechnieken.

In Tabel 3 wordt de BZV/N-verhouding van de aanvoer naar het actief-slibproces weergegeven bij verschillende combinaties van voorzuivering en rejectiewaterbehandeling [op basis van 13]. Daarbij is ervan uitgegaan dat in een installatie met slibgisting en ontwatering de rejectiewaterstroom circa 15% van de totale ammoniumvracht naar het actief-slibproces bevat en dat in de deelstroombehandeling (uitgaande van SHARON/ANAMMOX) 80% van de stikstofvracht wordt verwijderd.

TABEL 3 EFFECT VAN DEELSTROOMBEHANDELING OP CZV/BZV/N/P-VERHOUDING (MET EN ZONDER VOORBEHANDELING)

| | geen voorzuivering | conventionele voorbezinking | voorprecipitatie (met metaalzout) | geavanceerde voorzuivering (met PE) |
|--|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| BZV:N:P in de afloop van de VBT zonder deelstroombehandeling | 24:6:1 BZV/N = 4,0 | 21:6:1 BZV/N = 3,5 | 10:5:1 BZV/N = 2,0 | 13:5:1 BZV/N = 2,6 |
| BZV:N:P in de afloop van de VBT met deelstroombehandeling | 24:5:1 BZV/N = 4,8 | 21:5:1 BZV/N = 4,2 | 10:4:1 BZV/N = 2,5 | 13:4:1 BZV/N = 3,3 |

2.3.3 BEÏNVLOEDING VANUIT HET RIOOLSTELSEL

De aanvoer van afvalwater vanuit het rioolstelsel kan op de rwzi niet of nauwelijks direct worden beïnvloed. Het aanvoerpatroon van een rwzi is dan ook grillig op zowel dag-, week-, maand- als jaarniveau. Tevens is in Nederland nog steeds het gemengde rioolstelsel overheersend waardoor bij neerslag veel regenwater naar de rwzi wordt afgevoerd. Nederland kent daarbij relatief grote hydraulische RWA/DWA-fluctuaties. In RWA-situaties neemt niet alleen de hydraulische belasting van de rwzi toe, maar kunnen ook (tijdelijke) verschuivingen in de samenstelling van het influent optreden. Naast regenwater kunnen ook andere waterstromen (zogenaamd rioolvreemd water zoals bijvoorbeeld grondwater, bronneringswater, illegale dun-wateraan sluitingen) het riool en daarmee de rwzi bereiken. Het DWAAS-concept [20] ter bepaling van de hoeveelheid rioolvreemd water gaat hier nader op in.

Grote RWA/DWA-schommelingen of een groot aandeel rioolvreemd water zijn in het algemeen ongunstig voor de werking van het actief-slibproces vanwege de fluctuerende procescondities, de lage verontreinigingsconcentraties (zie ook paragraaf 2.5) en (soms) de aanwezigheid van zuurstof in het aangevoerde regenwater. Met name langdurige aanvoer van regenwater is ongunstig voor biologische defosfatering. Verdunning van het influent leidt in de regel tot lagere effluentconcentraties, maar hogere effluentvrachten door het afgenomen zuiveringsrendement.

Het is derhalve te overwegen om de aanvoer vanuit het rioolstelsel zo gecontroleerd mogelijk te maken om de grenzen van het actief-slibproces volledig te kunnen benutten. Doel is daarbij om zowel hydraulisch als kwalitatief de aanvoer en daar waar mogelijk de samenstelling van het influent zo constant mogelijk te houden. Beïnvloeding vanuit het rioolstelsel kan op verschillende manieren plaatsvinden.

- afkoppelen van regenwater (heeft effect op concentraties en temperatuur);
- afkoppelen van versturende lozers (dun water, pieklozingen, lozingen moeilijk afbreekbare stoffen, toxische lozingen);
- sturing van rioolgemalen;
- buffering in rioolstelsel.

2.4 BESCHRIJVING VAN HET ACTIEF-SLIBPROCES

Bij de beoordeling van de werking van het actief-slibstelsel staan de biologische stikstof- en fosfaatverwijdering centraal. De belangrijkste processen en randvoorwaarden die hierbij een rol spelen zijn beschreven in §2.4.1 en §2.4.2.

2.4.1 STIKSTOFVERWIJDERING

Voor de stikstofverwijdering wordt in het algemeen uitgegaan van drie hoofdprocessen: ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie. Deze processen zijn kort beschreven in paragraaf 2.4.1.1 tot en met paragraaf 2.4.1.3. Daarnaast is stikstof nodig voor de groei en het metabolisme van micro-organismen en wordt het als organisch gebonden stikstof in het slib vastgelegd. Een significant deel (20-40%) van de influentstikstof wordt hierdoor met het spuislib afgevoerd.

2.4.1.1 Ammonificatie

Ammonificatie is de eerste stap in de stikstofverwijdering. In deze stap wordt de in organische verbindingen aanwezige stikstof vrijgemaakt in de vorm van ammonium. Tot nu toe werd weinig aandacht aan dit proces geschonken, omdat het voor een groot deel al in het riool plaatsvindt en in het algemeen lage gehalten organisch gebonden stikstof in het effluent worden gevonden. Door scherpere N_{totaal} -eisen speelt de ammonificatie een belangrijker rol, omdat relatief hoge gehalten organisch gebonden stikstof in het effluent het halen van de stikstofeisen onmogelijk kunnen maken. De snelheid waarmee de verschillende ammonificatieprocessen verlopen, is afhankelijk van de eigenschappen van de organische stof, zoals grootte en structuur van de organische stof en van een aantal omgevingsfactoren, zoals temperatuur, pH en zuurstofconcentratie.

2.4.1.2 Nitrificatie

Tijdens de nitrificatie wordt ammonium in twee stappen omgezet in nitraat. Verantwoordelijk voor dit proces zijn de autotrofe bacteriesoorten *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*. *Nitrosomonas* oxideert ammonium tot nitriet dat vervolgens door *Nitrobacter* verder geoxideerd wordt tot nitraat. Voorwaarde voor het optreden van nitrificatie is de aanwezigheid van de betreffende micro-organismen. In een actief-slibinstallatie moet daarom rekening worden gehouden met de lage groeisnelheid van met name *Nitrosomonas*. Deze is bepalend voor de minimaal te handhaven slibleeftijd. Belangrijke invloedsfactoren bij de nitrificatie zijn de zuurstof- en ammoniumconcentratie, de temperatuur, de pH, en de afwezigheid van remmende stoffen.

De ammoniumoxidatie is onder normale omstandigheden de langzaamste en de snelheidsbepalende stap. Gewoonlijk wordt slechts een lage concentratie nitriet aangetroffen in het effluent. Dit betekent dat de kinetiek van de eerste stap onder normale omstandigheden bepalend is voor het verloop van de totale nitrificatie. De groeisnelheid van *Nitrosomonas* is afhankelijk van de concentraties ammonium en zuurstof.

In een actief-slibstelsel komen naast nitrificerende micro-organismen ook heterotrofe micro-organismen voor. De nitrificatiecapaciteit neemt toe met de fractie nitrificerende micro-organismen in het slib. Met behulp van de drogestofopbrengst van beide soorten micro-organismen kan een relatie worden afgeleid tussen de verhouding BZV/N in het influent, en de fractie nitrificeerders in het slib. De fractie nitrificeerders neemt toe bij een lagere BZV/N-verhouding.

Voor een goede nitrificatie dient een zuurstofgehalte van tenminste 1,5-2,0 mg/l in de beluchtingszone te worden aangehouden. De gemeten K_s -waarden voor zuurstof (= O_2 -concentratie waarbij omzettingssnelheid is 50% van maximaal, zie §4.1.1) variëren sterk: 0,2 – 0,8 mg/l, gemiddeld 0,5 mg/l. Bij zuurstofgehalten < 0,2 mg/l is de nitrificatiesnelheid praktisch nul. Ook de temperatuur heeft grote invloed op de nitrificatiesnelheid. Grofweg verdubbelt de nitrificatiesnelheid bij een temperatuurstijging van 10°C. De optimale pH ligt in de range van 6,5 tot 8,5.

2.4.1.3 Denitrificatie

Bij het denitrificatieproces wordt nitraat omgezet in stikstofgas. In afwezigheid van zuurstof, onder anoxische omstandigheden, kan nitraat als elektronenacceptor worden gebruikt voor de oxidatie van organische stof. Belangrijke invloedsfactoren zijn de zuurstofconcentratie, de pH, het type koolstofbron en de aanwezigheid van remmende stoffen. De factoren die een gunstige invloed op de denitrificatie hebben zijn:

- een groot aandeel aan makkelijk afbreekbaar BZV en vetzuren in het afvalwater;
- een hoge BZV/ N_{kjeldahl} -verhouding in het afvalwater;
- een zuurstofloze toevoer van het afvalwater en retourslib (of recirculatieslib) in de (voor) denitrificatieruimte;
- pH range 6,5 – 8,5.

2.4.2 FOSFAATVERWIJDERING

In het afvalwater is fosfaat voor een deel als organisch gebonden fosfaat aanwezig en voor een deel als opgelost fosfaat (ortho-fosfaat). Aangezien fosfaat inert is en niet biologisch kan worden afgebroken of omgezet, kan verwijdering uit het afvalwater alleen plaatsvinden door het met het spuislib af te voeren. Fosfaat kan in het actief-slib in drie vormen voorkomen:

- organisch gebonden fosfaat, dat deel uitmaakt van de groei en het metabolisme van micro-organismen in de vorm van o.a. celwanden, enzymen, DNA en energiedrager ATP;
- polyfosfaat, dat door PAO's (Phosphorous Accumulating Organisms) wordt gevormd dan wel opgeslagen (biologische fosfaatverwijdering);
- fysisch-chemisch gebonden fosfaat, dat is geprecipiteerd of aan metaalcomplexen is geadsorbeerd (chemische fosfaatverwijdering).

De hoeveelheid gebonden fosfaat die met het spuislib wordt afgevoerd is het product van de spuislibproductie en de fosfaatconcentratie in het slib. De biologische spuislibproductie neemt af met de slibbelasting en is relatief onafhankelijk van de procesconfiguratie. De fosfaatconcentratie in het spuislib wordt verhoogd door het fosfaat biologisch op te nemen in de bacteriemassa of door het chemisch neer te slaan. De processen die een rol spelen bij de fosfaatverwijdering zijn kort beschreven in paragraaf 2.4.2.1 tot en met paragraaf 2.4.2.3.

2.4.2.1 Hydrolyse van organisch gebonden fosfaat

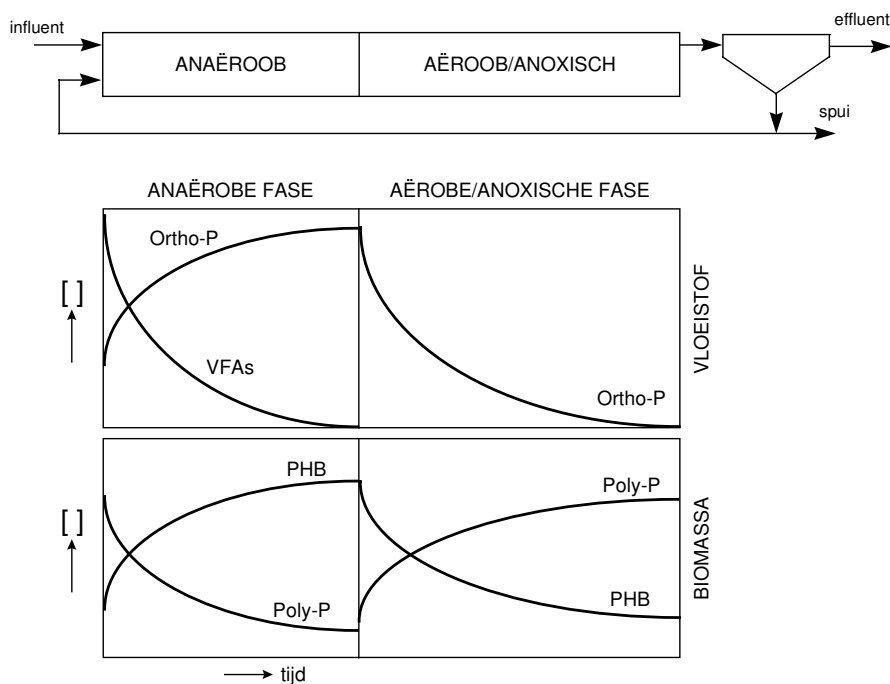
Het in het influent aanwezige organisch gebonden fosfaat en poly-fosfaat (afkomstig van reinigingsmiddelen) worden gehydrolyseerd tot opgelost ortho-fosfaat. Dit hydrolyseproces kan onder anaërobe, anoxische en oxische omstandigheden plaatsvinden.

2.4.2.2 Biologische fosfaatverwijdering

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 (Phosphorous Accumulating Organisms = PAO's) in het actief-slibproces en 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 anaërobe omstandigheden in het actief-slibproces 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 (poly-hydroxybutyraat). 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 (zie Afbeelding 3).

AFBEELDING 3 PRINCIPE VAN HET BIOLOGISCHE FOSFAATVERWIJDERINGSPROCES



Onder aërobe of anoxische omstandigheden wordt de koolstofreserve, aanwezig in de vorm van PHB, met behulp van (nitraat)zuurstof geoxideerd. 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 opgenomen in de biomassa. Tijdens de aërobe of anoxische fase hebben niet-PAO's geen (of minder) beschikking over substraat (acetaat of lagere vetzuren) voor groei. Door het afvoeren van spuislib met daarin PAO's die fosfaat in de aërobe fase hebben opgeslagen, wordt fosfaat uit het zuiveringssysteem verwijderd.

Factoren die een gunstige invloed hebben op de biologische fosfaatverwijdering zijn:

- hoge CZV/BZV/P-verhouding in het influent;
- hoog gehalte aan vetzuren in het influent;
- lage zuurstof- en nitraatconcentratie in de recirculatiestroom naar de anaërobe tank;
- zuurstofrijke zone vóór de afloop naar de nabezinktanks;
- spuislib onttrekken vanuit zuurstofrijke procesfase.

2.4.2.3 Chemische fosfaatverwijdering

De meest toegepaste vorm van chemische fosfaatverwijdering is simultane precipitatie. Hierbij worden aluminium- en/of ijzerzouten gedoseerd aan het actief-slibproces. Tevens wordt chemische fosfaatverwijdering toegepast op de voorbezinktanks (pre-precipitatie) of met metaalzoutdoseringen op de gistingstanks (tevens voor sulfidebinding). Chemische fosfaatverwijdering wordt in deze studie niet direct gezien als een onderdeel van het actief-slibproces, maar kan uiteindelijk als aanvullende of optimalisatiemaatregel wel aanbevolen worden. Hierbij moet rekening worden gehouden met verhoging van de anorganische slibvracht (en verhoging van de as-rest in het slib). De dosering in de voorbezinktank of slibgisting verandert de samenstelling van het influent van het actief-slibproces en wordt derhalve wel in de beschouwing meegenomen.

2.5 PROCESFACTOREN

De biologische stikstof- en fosfaatverwijdering zijn van een groot aantal procesfactoren afhankelijk. In deze paragraaf zijn de belangrijkste procesfactoren weergegeven.

2.5.1 STIKSTOFVERWIJDERING

Bij de stikstofverwijdering zijn de nitrificatie en denitrificatie van belang. Voor deze processen zijn met name de procesconfiguratie (zie §2.5.1.1) en de interne recirculatie (zie §2.5.1.2) van belang.

In het kader van deze beschouwing wordt de ammonificatie niet meegenomen, omdat dit niet de snelheidsbepalende stap in het proces is en de procesconfiguratie hierop weinig invloed heeft. Het gehalte aan organische stikstof heeft uiteraard wel invloed op de effluentkwaliteit (zie §2.5.3).

2.5.1.1 Procesconfiguratie

Er kan onderscheid worden gemaakt in systemen met en zonder voordennitrificatie. Ook de configuratie van de voordennitrificatieruimte en van de beluchtingstank is van invloed op het proces. Daarnaast kan onderscheid worden gemaakt tussen systemen met een ruimtelijke scheiding tussen de verschillende zones, en systemen waarin de beluchte/onbeluchte zones in de tijd afgewisseld worden (intermitterende beluchting, Sequencing Batch Reactor systemen).

VOORDENITRIFICATIE / SIMULTANE DENITRIFICATIE

In een voordennitrificatieruimte kan het makkelijk afbreekbare CZV uit het influent direct worden gebruikt voor denitrificatie. Hierdoor wordt een relatief groot deel van de CZV nuttig gebruikt voor denitrificatie.

Bij simultane denitrificatie komt het influent-CZV sneller in een beluchte zone/fase terecht, waardoor een kleiner deel van de CZV beschikbaar is voor het denitrificatieproces. Een groter deel van de CZV wordt namelijk verbruikt door aërobe omzetting met behulp van zuurstof. Indien CZV beperkt aanwezig is, leidt dit tot een tekort aan CZV voor volledige denitrificatie.

Bij simultane denitrificatie vindt een snelle afwisseling plaats tussen aërobe en anoxische zones/fasen, waardoor het actief-slib snel moet wisselen tussen nitrificatie en denitrificatie. Mogelijk moet bij elke omschakeling het proces even op gang komen, wat resulteert in een verlaging van de gemiddelde omzettingssnelheid van deze processen en een lager omzettingrendement.

CONFIGURATIE VOORDENITRIFICATIETANK

De voordennitrificatietank kan worden uitgevoerd als volledig gemengde tank (vaak uitgevoerd als omloopsysteem) of als propstroomsysteem. In een volledig gemengde tank is de aanwezige nitraatconcentratie gelijk aan de afloopconcentratie. Deze lage heersende nitraatconcentratie in de gehele denitrificatietank vertaalt zich in een relatief lage denitrificatiesnelheid. In een propstroomconfiguratie daarentegen neemt de nitraatconcentratie geleidelijk af van de invoerzone naar de afloop. Door de hogere gemiddelde nitraatconcentratie over de tank, wordt gemiddeld een hogere omzettingssnelheid behaald. Daarnaast is de verblijftijdsspreiding in een propstroomtank kleiner, wat eveneens een positief effect heeft op het denitrificatierendement.

CONFIGURATIE BELUCHTINGSTANK

De beluchtingstank wordt over het algemeen uitgevoerd als omloopsysteem of als gecompartmenteerd propstroomsysteem met interne recirculatiestromen. Ook een combinatie van beide is mogelijk.

In een omloopsysteem met beluchte en niet-beluchte delen vindt automatisch een grote recirculatie plaats tussen de anoxische en oxische zones. Dit heeft als voordeel dat vrijwel al het geproduceerde nitraat tenminste eenmaal een anoxische zone passeert, voordat het naar de nabezinking wordt afgevoerd. Een omloopsysteem kan wat betreft de concentraties van ammonium en nitraat min of meer als een volledig gemengde tank worden beschouwd. Dit houdt in dat de concentratiegradiënten in de tank relatief gering zullen zijn; de ammonium- en nitraatconcentraties in een omloopsysteem zijn derhalve nagenoeg gelijk aan die van het effluent. Deze relatief lage heersende concentraties in de reactor leiden tot lage omzettingssnelheden.

In een propstroomsysteem met geringe recirculatie zal de ammoniumconcentratie gradueel door de installatie afnemen. Volgens dezelfde redenering als bij de propstroom-denitrificatietank wordt hierdoor een gemiddeld hogere omzettingssnelheid bereikt dan bij een volledig gemengde tank.

2.5.1.2 Interne recirculatie

Om in een (voor)denitrificatietank kunnen denitrificeren, dient niet alleen makkelijk afbreekbaar CZV, maar ook nitraat aanwezig te zijn. Hiertoe is een interne recirculatiestroom noodzakelijk. Deze recirculatiestroom wordt teruggevoerd vanaf een locatie waar nitraat aanwezig is, dat wil zeggen, na of in een beluchte zone. Met deze stroom wordt over het algemeen niet alleen nitraat, maar ook slib en zuurstof teruggevoerd. Daarnaast bepaalt de grootte van de recirculatiestroom de hydraulische verblijftijd in de voordennitrificatietank. De invloed van deze vier factoren (nitraatgehalte, slibgehalte, zuurstofgehalte en HRT) worden onderstaand kort toegelicht.

Nitraatgehalte

De interne recirculatie vindt bij voorkeur plaats vanuit een locatie in de beluchtingstank waar het nitraatgehalte relatief hoog is. Hoe hoger het nitraatgehalte, hoe lager het recirculatie-debiet kan zijn om dezelfde denitrificatiecapaciteit te kunnen benutten. In de meeste configuraties vindt de recirculatie plaats vanuit de zone vóór de nabezinktanks. Dit heeft tot gevolg dat het nitraatgehalte in de recirculatiestroom nagenoeg gelijk is aan het nitraatgehalte van het effluent. In de zogenaamde “combinatievariant” zoals deze op de rwzi Hoogvliet en enkele andere rwzi’s binnen het Waterschap Hollandse Delta is gerealiseerd (zie §3.3.1.3) vindt de interne recirculatie naar de voordennitrificatietank plaats vanuit de nitrificatietank die direct stroomafwaarts van de voordennitrificatietank is gepositioneerd. Het voordeel hiervan is dat het nitraatgehalte in de recirculatiestroom relatief hoog is en het benodigde recirculatie-debiet laag.

Zuurstofgehalte

Het terugvoeren van zuurstof met de interne recirculatiestroom dient zoveel mogelijk te worden voorkomen. De in de recirculatiestroom aanwezige zuurstof verbruikt makkelijk afbreekbaar CZV, wat ten koste gaat van de denitrificatiecapaciteit. Indien de CZV beschikbaarheid een beperkende factor is voor de denitrificatie, zal het terugvoeren van zuurstof via de interne recirculatiestroom leiden tot een afname van het denitrificatierendement. Dit kan worden beperkt door de retourstroom te kiezen op afstand van het laatste bellenpakket, waardoor het negatieve effect gering is. Ook het toepassen van een de-aeratie-tank waarin het zuurstofgehalte van het retourslib door endogene ademhaling wordt verlaagd, kan het negatieve effect verminderen.

Hydraulische verblijftijd

De hydraulische verblijftijd (HRT) in de voordennitrificatietank is met name afhankelijk van het interne recirculatie-debiet. Verhoging van de interne recirculatie verkort de verblijftijd per passage, maar verhoogt het aantal passages van het actief slib vóór afvoer naar de nabezinking, waardoor de totale contacttijd gelijk blijft. Echter, als per passage een zekere activatieperiode van het slib nodig is na binnenkomst in de tank, neemt de effectiviteit af bij toenemende recirculatiefactor. In dat geval zal een te hoge recirculatiefactor een negatieve invloed hebben op het denitrificatierendement. Dit geldt des te sterker bij terugvoer van zuurstof met de recirculatiestroom.

2.5.2 FOSFAATVERWIJDERING

Ten behoeve van biologische fosfaatverwijdering is een anaërobe zone of fase vereist. De functie van de anaërobie is tweeledig. Enerzijds dient hierin de hydrolyse / verzuring van organische verbindingen plaats te vinden waarbij vetzuren worden gevormd. Anderzijds dienen deze vetzuren vervolgens, tezamen met de reeds in het afvalwater aanwezige vetzuren, door de bio-P bacteriën te worden opgenomen als voedsel. Ook voor dit proces zijn anaërobe omstandigheden benodigd.

Voor de hydrolyse stap is met name de hydraulische verblijftijd van belang. Als de hydraulische verblijftijd te kort is neemt de hydrolyse activiteit af. Voor de opslag van vetzuren door de bio-P bacteriën is de hydraulische verblijftijd en de slibconcentratie van belang. Een te lange hydraulische verblijftijd heeft weinig zin aangezien het proces van opname van vetzuren en afgifte van fosfaat relatief snel plaatsvindt. Een laag slibgehalte is ook niet wenselijk omdat dan het aantal bio-P bacteriën dat via de anaërobe fase de vetzuren kan opnemen te laag is.

De toepassing van metaalzoutdosering ten behoeve van de fosfaatverwijdering is onafhankelijk van de procesconfiguratie. In de beschouwing van de invloed van de procesconfiguratie op de fosfaatverwijdering zal dit proces daarom buiten beschouwing worden gelaten. De metaalzoutdosering heeft wel invloed op de effluentkwaliteit, zowel op het ortho-fosfaatgehalte als ook op het organisch-fosfaatgehalte (zie §2.5.3).

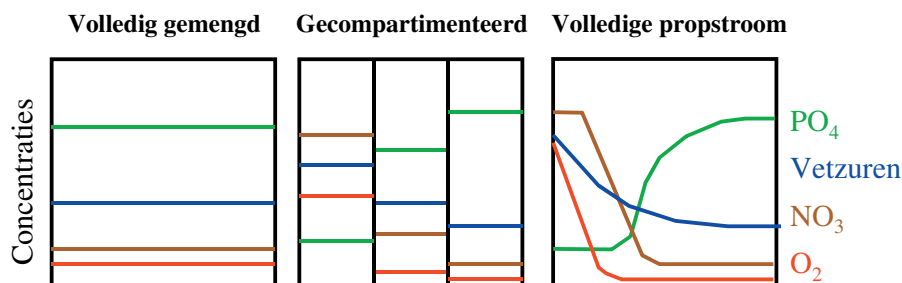
De belangrijkste factoren welke van invloed zijn op de biologische fosfaatverwijdering zijn de uitvoeringsvorm van de anaërobe tank (zie §2.5.2.1) en de interne recirculatiestroom (zie §2.5.2.2).

2.5.2.1 Configuratie anaërobe tank

Een anaërobe tank kan worden uitgevoerd als een volledig gemengde tank, als omloopstelsel of als een gecompartmenteerde propstroomconfiguratie. Aangezien via de recirculatiestroom altijd wel nitraat en soms ook zuurstof kan worden aangevoerd, verdient de propstroomconfiguratie de voorkeur. Bij een propstroomconfiguratie is een gradiënt van vetzuren, fosfaat, nitraat en zuurstof in de anaërobe tank aanwezig. Bij een volledig gemengde tank of een omloopstelsel zijn deze concentraties overal min of meer gelijk. Het hydrolyseproces is eveneens afhankelijk van de substraatconcentratie en zal in een propstroomsysteem efficiënter verlopen.

De verschillen in concentratiegradiënten tussen de verschillende configuraties zijn schematisch weergegeven in Afbeelding 4. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen een volledig gemengde tank, een gecompartmenteerde tank bestaande uit drie gemengde compartimenten (een configuratie die vaak wordt toegepast) en een (theoretische) volledige propstroomconfiguratie.

AFBEELDING 4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE STOFGRADIËNTEN IN EEN ANAËROBE TANK BIJ VERSCHILLENDE CONFIGURATIES



2.5.2.2 Interne recirculatie

Het afvalwater wordt in alle bekende configuraties direct in de anaërobe tank gevoerd, zodat optimaal gebruik kan worden gemaakt van de aanwezige vetzuren. Het slib wordt aangevoerd via het retourslib of via een recirculatiestroom vanuit de voordennitrificatietank. Met deze recirculatiestroom wordt niet alleen slib maar mogelijk ook nitraat en zuurstof in de anaërobe tank gebracht. Daarnaast bepaalt het recirculatie-debiet de hydraulische verblijftijd in de anaërobe tank en daarmee de mate van anaërobie (bijvoorbeeld uitgedrukt in verlaging van de redoxpotentiaal).

Het terugvoeren van nitraat en/of zuurstof in de anaërobe tank leidt tot een vermindering van de beschikbare hoeveelheid vetzuren in de anaërobe tank. De biomassa zal met behulp van de zuurstof en/of nitraat een deel van de vetzuren oxideren. Indien de concentratie vetzuren limiterend is voor de biologische fosfaatverwijdering (wat vaak het geval is) zal dit leiden tot een verlaging van de biologische fosfaatverwijderingscapaciteit.

De verhouding tussen het influentdebiet en het product van debiet en slibgehalte van de recirculatiestroom bepalen het slibgehalte in de anaërobe tank. Indien retourslib wordt gerecicleerd naar de anaërobe tank, dan zal het slibgehalte in de tank gelijk zijn aan het slibgehalte in de beluchtingstank. Indien echter volgens het UCT-principe slib uit de voordennitrificatietank wordt gerecicleerd (met een lagere concentratie dan retourslib) zal het slibgehalte in de anaërobe tank lager zijn dan dat van de beluchtingstank. Het lagere slibgehalte zal een negatieve invloed hebben op de denitrificatiecapaciteit. Dit kan worden gecompenseerd door het vergroten van de voordennitrificatietank.

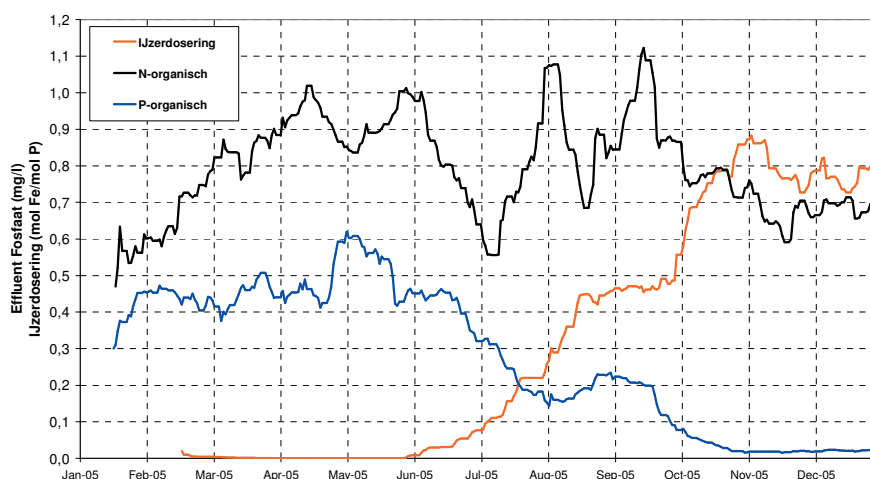
2.5.3 ORGANISCHE FRACTIES

In het influent zijn naast de opgeloste stikstof- en fosfaatverbindingen ook organisch gebonden fracties aanwezig. Gedeeltelijk worden deze door hydrolyse omgezet in respectievelijk ammonium en ortho-fosfaat, maar een deel zal als slecht afbreekbare organisch gebonden verbindingen met het effluent afgevoerd worden. Daarnaast komen tijdens de afbraakprocessen in het actief-slib opgeloste organische macromoleculen vrij zoals humuszuren. De humuszuren bevatten fracties organisch gebonden stikstof en fosfor.

Tijdens het onderzoek op de MBR Varsseveld [3] is gebleken dat het toepassen van ijzerdosering een aanzienlijke verlaging van de opgeloste organische fosfaatfractie in het effluent tot gevolg heeft (zie Afbeelding 5). Zonder ijzerdosering varieert het opgeloste organische fosfaatgehalte in het permeaat tussen 0,4 en 0,6 mg P/l. Nadat de ijzerdosering geleidelijk is opgestart daalt het opgeloste organische fosfaatgehalte in het permeaat naar 0,02-0,04 mg P/l. Blijkbaar wordt een deel van het organisch opgeloste fosfaat ten gevolge van de ijzerdosering vastgelegd. Uit Afbeelding 5 blijkt dat de invloed van de ijzerdosering op de verwijdering van organisch stikstof gering is.

De invloed van het organisch-fosfaatgehalte op de haalbaarheid van de effluenteis is per locatie verschillend, en hangt met name af van de influentsamenstelling en de slibbelasting. Bij een te lage slibbelasting kunnen meer humuszuren worden gevormd en daarmee zou meer organisch-fosfaat gebonden kunnen worden. Een relatief geringe dosering van ijzerzouten kan leiden tot een aanzienlijke verlaging van het organisch-fosfaatgehalte en kan daarmee het behalen van de effluent(permeaat)eis vereenvoudigen [3]. Of dit algemeen geldend is is onbekend. Voor het verkennen van de grenzen van actief-slib en de haalbaarheid van zeer lage effluentconcentraties is een nadere beschouwing van de invloed van chemische fosfaatverwijdering daarom zinvol.

AFBEELDING 5 RELATIE TUSSEN IJZERDOSERING EN OPGELOST ORGANISCHFOSFAATGEHALTE OP DE MBR VARSSEVELD



2.6 PROCESCONFIGURATIES

2.6.1 ALGEMEEN

De configuratie van het actief-slibstelsysteem is van grote invloed op de prestaties. In de loop der tijd zijn daarom vele verschillende procesconfiguraties ontwikkeld en in de praktijk gerealiseerd. De benodigde procesconfiguratie is sterk afhankelijk van de effluenteisen. In eerste instantie was nutriëntenverwijdering niet benodigd, en werden hoogbelaste, volledig beluchte bakken gebouwd, uitgevoerd als volledig gemengd, als propstroomconfiguratie of als omloopsysteem. Toen effluenteisen voor stikstof-totaal (N_{Kjeldahl} en $\text{NO}_3\text{-N}$) en fosfaat werden ingevoerd ontstonden procesconfiguraties met voordennitrificatietanks, anaërobe tanks en recirculatiestromen.

In het STOWA-handboek biologische fosfaatverwijdering [4] is een overzicht gegeven van de verschillende procesconfiguraties voor biologische nutriëntenverwijdering. Sindsdien is een aantal nieuwe procesconfiguraties ontwikkeld waarvan voor Nederland de Hoogvlietvariant, het (m)UCT en het BCFS[®] de belangrijkste zijn. De configuraties zijn in bijlage 1 kort beschreven.

2.6.2 FOCUS OP NEDERLANDSE PRAKTIJKSITUATIE

Afbeelding 6 toont een overzicht van de belangrijkste Nederlandse procesconfiguraties. In de loop der tijd zijn de procesconfiguraties complexer geworden om aan de strengere eisen voor nutriëntenverwijdering te kunnen voldoen. Kenmerkend voor de ontwikkeling zijn:

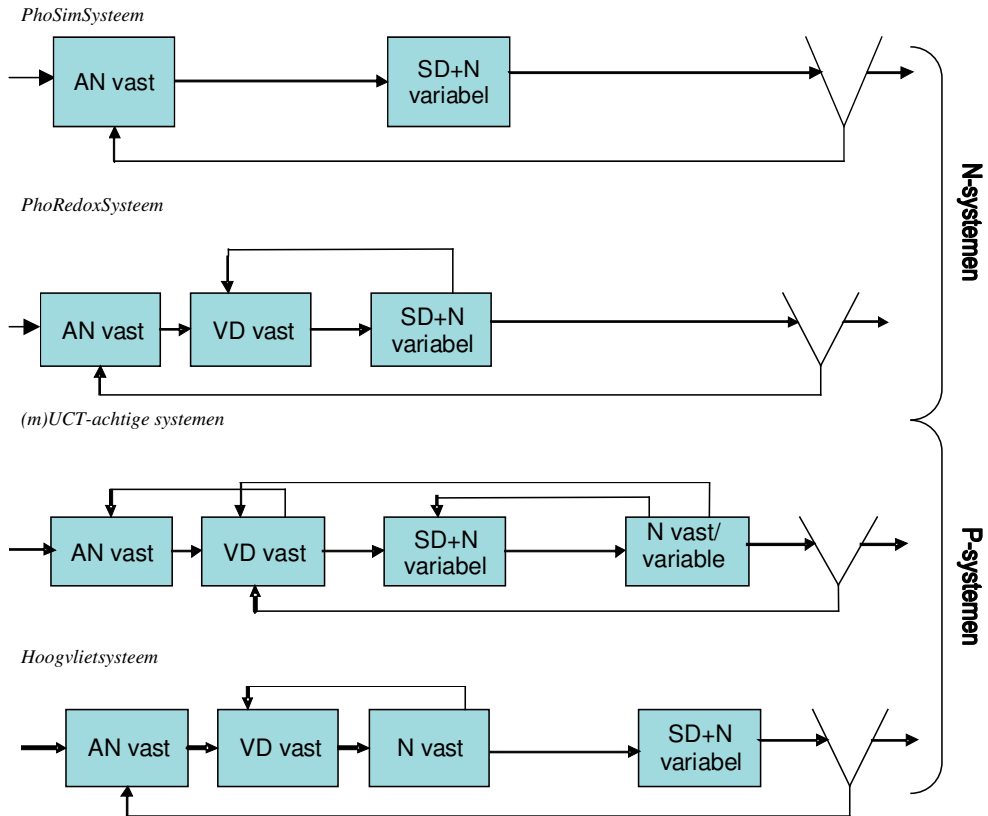
- de toenemende invloed van de biologische fosfaatverwijdering;
- een verdergaande opsplitsing van het actief-slibstelsysteem in ruimtelijk gescheiden compartimenten, elk met een eigen specifieke functie. De redenen voor dit splitsen zijn het zuinig omgaan met BZV en een betere beheersing van de SVI [18].

Voordat vergaande nutriëntenverwijdering werd nagestreefd bestond een actief-slibstelsysteem vaak uit een beluchtingstank, een nabezinktank en een retourslibstroom (zie Afbeelding 6 en bijlage 1). De configuratie van de beluchtingstank was vaak een omloopsysteem of een propstroomsysteem. Biologische fosfaatverwijdering vindt hierbij alleen plaats indien lage nitraatconcentraties in de voordennitrificatietank kunnen worden bereikt. Bij een groot aantal omloopsystemen was een dergelijke uitbreiding niet nodig aangezien hierbij reeds simultane nitrificatie en denitrificatie plaatsvond. Om in een dergelijk systeem biologische fosfaatverwijdering te kunnen realiseren werd een anaërobe tank bijgebouwd (het PhoSim-principe).

AFBEELDING 6

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BELANGRIJKSTE PROCESCONFIGURATIES IN NEDERLAND

(AN = ANAËROBE TANK, VD = VOORDENITRIFICATIE, SD+N = SIMULTANE DENITRIFICATIE EN NITRIFICATIE, N = NITRIFICATIE/TANK)



Het kenmerkende verschil van een PhoRedox systeem ten opzichte van PhoSim is de toevoeging van een aparte denitrificatieruimte tussen de anaërobe tank en de beluchtingsruimte. De beluchtingsruimte kan (net als bij PhoSim) zijn uitgevoerd als oploopsysteem of propstroomer, waarbij naast nitrificatie- ook denitrificatiezones kunnen voorkomen.

Een bezwaar van zowel PhoSim als PhoRedox is dat met het retourslib nitraat wordt ingebracht in de anaërobe tank, wat nadelig is voor de biologische fosfaatverwijdering. Om dit te vermijden is het UCT principe ontwikkeld dat meer op P-verwijdering is uitgelegd en waarbij de recirculatie naar de anaërobe tank plaats vindt vanuit de anoxische voordennitrificatietank, in plaats van met nitraathoudend afvalwater uit de oxidatieve zone dat limitatie in de anaërobe zone veroorzaakt. Om dezelfde reden wordt het retourslib teruggevoerd naar de voordennitrificatietank in plaats van naar de anaërobe zone. De recirculatie vanuit een denitrificatietank naar de anaërobe tank en de terugvoer van retourslib in de denitrificatietank zijn typerend voor het UCT proces. Bij het gemodificeerde UCT ((m)UCT)-proces is de anoxische tank gesplitst in een facultatieve anoxische tank en een aparte tweede anoxische tank om licht slib te voorkomen. Dit kan uitgevoerd zijn een aparte anoxische selector voor de voordennitrificatietank (met name om redenen van slibbezinkbaarheid) en/of een facultatieve tank na de voordennitrificatietank (voor extra beluchting in de winter).

De Hoogvlietvariant is een verdere optimalisatie van het PhoRedox-systeem, waarbij de recirculatie naar de voordennitrificatie plaatsvindt vanuit een nitrificatietank welke het eerste onderdeel vormt van de beluchtingstank. Hierdoor kan tussen de vast voordennitrificatie en

de vaste nitrificatie een recirculatiestroom met een relatief hoge nitraatconcentratie worden gebruikt. De hoge interne recirculatiefactor in het omloopsysteem dat als laatste processtap is geplaatst, maakt het mogelijk om zeer lage nitraatconcentraties te bereiken. Een beperking daarbij is wel dat het aanbod aan BZV in het nageschakelde omloopsysteem beperkt is. Om deze reden wordt in enkele rwzi's een gedeelte van het influent als aanvullende BZV-bron direct in het omloopsysteem gebracht.

2.7 SLIB-WATERSCHIEDING

2.7.1 BEZINKING

In de nabezinktanks wordt de actief-slibvlok door gravitatie gescheiden van de waterfase. Dit simpele maar effectieve proces wordt in ondiepe en diepe nabezinktanks uitgevoerd. Nabezinktanks vergen in het algemeen een groot ruimtebeslag en hebben het risico op slibuitspoeling (bij piekbelastingen en bij slechte bezinkeigenschappen van de actief-slibvlok).

De bovenste laag in een nabezinktank, de *helderwaterzone*, moet vrij van slib zijn aangezien vanuit deze laag het effluent naar de effluentgoot uitstroomt. De helderwaterzone dient tevens als veiligheidszone om externe invloeden van wind, verschillen in dichtheid of ongelijkmatige oppervlaktebelasting af te vlakken. In de nabezinktank kan een zeer duidelijke overgang worden onderscheiden tussen het slib en de waterlaag, de zogenaamde *slibspiegel*. Het scheiden van slib en water vindt plaats in de zogenaamde *scheidingszone*, een laag die zich horizontaal uitstrekt over de hele tankdoorsnede. Het slib dikt vervolgens in binnen de *indikzone* die zich onderin de tank bevindt. Het hoogste slibgehalte wordt dan ook aan de onderkant van de indikzone, op de bodem van de tank, gemeten. Dit slib wordt als retourslib onttrokken. Naast scheiding en indikking moet slib in de nabezinktank gebufferd kunnen worden. Bij verhoogde afvalwateraanvoer onder regenweersituaties neemt de slibtoevoer vanuit de beluchtingsruimte naar de nabezinktank toe en is tevens de hydraulische belasting van de tank maximaal. De retourslibstroom neemt minder snel toe dan de slibaanvoer naar de nabezinktank, zodat meer slib in de nabezinktank achterblijft dan onder dwa-omstandigheden. Hierdoor vormt zich een *bufferzone* tussen de scheidingszone en de indikzone. Deze laag wordt gekenmerkt door een gelijkmatig slibgehalte. Deze algemene procesbeschrijving is uitgangspunt voor zowel de ATV-richtlijn [21] als de STORA/STOWA-richtlijn [22, 2].

In Nederland zijn rwzi's tot nu toe voornamelijk uitgevoerd met ondiepe nabezinktanks (kantdiepte 1,5 – 2,0 m), omdat de aanlegdiepte vaak wordt gelimiteerd door de hoge grondwaterstand. Door de geringe kantdiepte is de ruimte voor slibbuffering beperkt, wat zich bij de STOWA-methode vertaalt in een relatief lage toelaatbare oppervlaktebelasting [2, 23]. Tegenwoordig worden er ook diepere nabezinktanks gebouwd, waarbij door de grotere ruimte voor buffering en slibscheiding een hogere oppervlaktebelasting geaccepteerd wordt [22, 23].

2.7.2 MEMBRANEN

De toepassing van membranen (micro- en ultra-filtratie) voor de scheiding van de actief-slibvlokken uit de waterfase is reeds op verschillende rwzi's toegepast. Membranen worden bij de MembraanBioreactor (MBR) ingezet als vervanging van de nabezinktanks. Membranen kunnen ook achter de nabezinktanks worden geplaatst voor kwaliteitverbetering van het effluent.

De MBR is een actief-slib installatie waarbij de slib/waterscheiding plaats vindt middels micro- of ultrafiltratiemembranen in plaats van nabezinktanks. Het actief-slib proces verloopt volgens dezelfde principes als bij een gebruikelijke RWZI. Het hogere toepasbare actief-slib gehalte biedt de mogelijkheid om bij een zelfde actief-slib volume een grotere biomassa vast te houden, wat ruimte geeft voor intensivering van de biologische processen. Als wordt uitgegaan van dezelfde totale biomassa, vergelijkbare compartimentering en procescondities, gedraagt een MBR zich in biologisch opzicht niet anders dan een gebruikelijk actief-slib systeem.

De effluentkwaliteit en de verwijdering van probleemstoffen bij de MBR verschilt ten opzichte van actiefslibsystemen met nabezinking alleen door de vrijwel volledige verwijdering van fijne zwevende stof en colloïden met de daaraan gebonden verontreinigingen (0,5 – 2,0 mg N/l en P 0,1 – 0,5 mg N/l). Verder biedt het hogere actief-slib gehalte van een MBR mogelijkheden voor een verbeterde biologische zuivering in situaties waarin de ruimte beperkt is. Daarentegen wordt het negatieve effect van RWA/DWA pieken op de N- en P-verwijdering mogelijk groter door de kleinere reactorvolumina en daarmee samenhangende kortere verblijftijden.

De MBR is vanuit biologisch oogpunt vergelijkbaar met een geoptimaliseerd conventioneel actief-slib systeem met een nageschakeld micro- of ultrafiltratiemembranen; het verschil in effluentkwaliteit wordt bepaald door het afscheidingsrendement van het membraansysteem in vergelijking met nabezinking.

2.8 EFFLUENTSAMENSTELLING

Zoals reeds in de inleiding is gesteld is kennis over de basissamenstelling van het effluent essentieel en uitgangspunt van de bepaling van de grenzen van het actief-slibproces. Opgeloste colloïdale en gesuspendeerde effluentfracties zijn onderscheiden. Dit is met effluentkarakteriseringen vastgesteld. Recentelijk wordt veel onderzoek verricht naar de samenstelling van deze stoffen (humuszuren, celwandfracties, aminozuren etc.) in rwzi-effluent en met name organische en anorganische stikstof- en fosfaatfracties [26 t/m 37]. De in de literatuur vermelde onderzoeksresultaten zijn echter niet algemeen geldend. Locale situaties bepalen niet alleen de samenstelling van het influent (zie §2.2) maar ook de samenstelling en verdeling van stoffen in het effluent, zij het niet direct. Denk daarbij aan bijvoorbeeld humuszuren in rwzi-influent die tot verhoging van organische stikstof- en fosfaatfracties in het effluent leiden. Naast de influentsamenstelling wordt verondersteld dat het type toegepast actief-slibproces [29, 32, 36] en de bedrijfsvoering [27] de samenstelling van de N- en P-fracties beïnvloeden.

Tabel 4 toont een indicatie van de samenstelling van effluent van rwzi's met vergaande N (<10 mg/l) en P (<2 mg/l) verwijdering zoals gepresenteerd in de literatuur [26 t/m 37]. Dit betreft gemiddelde data van Nederlandse, Europese en Amerikaanse rwzi's. Van belang is te weten dat de samenstelling van het effluent locatiespecifiek is en dat geen handreikingen kunnen worden gegeven voor algemeen geldende kengetallen kunnen worden verstrekt.

TABEL 4

INDICATIE VAN DE SAMENSTELLING VAN STIKSTOF (N) EN FOSFAAT (P) IN EFFLUENT VAN N- EN P VERWIJDERENDE RWZI'S OP BASIS VAN LITERATUURGEGEVENS (26 T/M 37)

| Stikstof fracties: | | Fosfaat fracties: | |
|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|
| N_{totaal} | = 4,0 – 10,0 mg/l | P_{totaal} | = 0,3 – 2,0 mg/l |
| $NH_4\text{-N}$ | = 0,5 – 2,0 mg/l | P_{ortho} | = 0,1 – 1,8 mg/l |
| $NO_3\text{-N}$ | = 2,0 – 5,0 mg/l | $P_{\text{org-opgelost}}$ | = 0,05 – 0,3 mg/l |
| $N_{\text{org-opgelost}}$ | = 0,5 – 1,5 mg/l | $P_{\text{org-gebonden}}$ | = 0,05 – 0,5 mg/l |
| $N_{\text{org-gebonden}}$ | = 0,5 – 1,5 mg/l | | |

2.9 REDENEERTRANT VAN B NAAR A-NIVEAU EFFLUENT

Aan de hand van de theoretische mechanismen is een redeneertrant opgesteld om vanuit de huidige situatie het B- effluent en het A-niveau effluent te kunnen produceren. Deze redeneertrant dient als basis voor de analyse van de belangrijkste procesparameters in de inventarisatie (hoofdstuk 3) en de modelexercities (in hoofdstuk 4). Hierin zijn de randvoorwaarden en optimale instellingen per uitvoeringsvorm vastgesteld waarmee het actief-slibproces ultralage effluentwaarden voor N en P kan behalen. Per vereiste maatregel zijn de kosten, effectiviteit, efficiëntie, robuustheid en veiligheid op basis van kwalitatieve verschillen beschreven.

Binnen de redeneertrant zijn de volgende aandachtspunten onderscheiden:

- de CZV/BZV/N/P-verhouding van het influent (via voorbehandeling en rejectiewater samenstelling);
- de hydraulische aanvoervariaties;
- de slibbelasting;
- de recirculatieverhoudingen;
- de temperatuursinvloeden;
- het type slibretentie;
- de meet- en regeltechniek.

2.9.1 BZV/N/P-VERHOUDING

De verhouding tussen organische componenten en de nutriënten stikstof en fosfaat is belang voor het denitrificatieproces en de biologische fosfaatverwijdering.

2.9.1.1 BZV/N-verhouding en denitrificatie

Op basis van de chemische theorie wordt verondersteld dat bij een hoger BZV/N-verhouding het denitrificatieproces sneller en effectiever verloopt door de voldoende beschikbaarheid van substraat. Hierbij is het echter wel van belang dat het BZV beschikbaar is of wordt gemaakt in de anoxische zones van het actief-slibproces. Uit de theorie volgt een stoichiometrische verhouding van 2,86 gram BZV per gram te denitrificeren nitraatstikstof (exclusief BZV-verbruik voor celgroei en inbouw van stikstof in biomassa). In praktijkssystemen blijkt echter dat ook bij influent BZV/N-verhoudingen < 2,5 lage N-waarden in het effluent aangetroffen worden. Dit komt doordat niet alle influent-stikstof na omzetting tot nitraat moet worden gedenitrificeerd: een relatief groot deel van de stikstof wordt namelijk afgevoerd via het spuislib, als effluent-ammonium of effluent-nitraat.

De BZV/N-verhouding is en blijft een belangrijke parameter bij het behalen van een voldoende vergaand denitrificatieproces en daarmee lage nitraatconcentraties in het effluent. In de modeloefeningen in hoofdstuk 4 wordt de invloed van de BZV/N-verhouding op de nitraatconcentratie in het effluent bepaald door de influentsamenstelling te variëren zodat de BZV/N-verhouding tussen 2 (voorbehandeling influent) en 3,5 (methanoldosering) in een aantal stappen wordt doorgerekend.

2.9.1.2 BZV/P-verhouding en biologische P-verwijdering

Voor de biologische fosfaatverwijdering moeten voldoende vetzuren beschikbaar zijn in de anaërobe zone van het actief-slibproces. Deze vetzuren worden met het influent aangevoerd of in de anaërobe zone vrijgemaakt door hydrolyse van biologisch afbreekbare organische stoffen. Vandaar dat de BZV/P-verhouding een indicatie kan zijn voor de haalbaarheid van het bio-P-proces. Op basis van de theorie wordt een minimaal gewenste verhouding tussen BZV en P in de toevoer naar de anaërobe zone verondersteld van >20 [4]. Vastgesteld is echter dat ook bij BZV/P-verhoudingen van 15 lage fosfaatconcentraties in het effluent ($<0,3$ mg P/l) worden gehaald. Deze actief-slibinstallaties maken echter gebruik van aanvullende simultane chemische defosfatering. Het merendeel van de installaties die een fosfaatgehalte lager dan 0,5 mg P/l halen, hebben overwegend een BZV/P-verhouding tussen de 20 en 40.

De verhouding van BZV/P is bepalend voor de hoeveelheid beschikbaar te maken vetzuren in de anaërobe ruimte, maar is minder duidelijk een absolute limitering voor een voldoende verloopende fosfaatverwijdering aangezien chemische defosfatering (simultaan of in de gisting) veelal de biologische fosfaatverwijdering ondersteunt. Fosfaatgehalten lager dan 0,5 mg/l worden overwegend gehaald met een combinatie van biologische en chemische fosfaatverwijdering.

Om de grenzen van het actief-slibproces te bereiken en niveau A-effluent te kunnen produceren dient de BZV/P-verhouding minimaal 20 : 1 te zijn.

2.9.2 HYDRAULISCHE VARIATIES

Het actief-slibproces is gebaat bij een zo constant mogelijk aanvoer van afvalwater naar de biologische compartimenten. Zowel de hoeveelheid als de onderlinge verhoudingen van de verontreinigingen is daarbij van belang. Verondersteld wordt daarom dat een vlak DWA-partoon en een zo laag mogelijke RWA/DWA-verhouding een positief effect hebben op de (jaargemiddelde) effluentkwaliteit.

Bij RWA wordt de hydraulische verblijftijd in de anaërobe tank sterk verkort, wat een tijdelijke negatieve invloed kan hebben op het bio-P proces, en daarmee op de effluentkwaliteit. De kortere hydraulische verblijftijd kan ook nadelig zijn voor de stikstofverwijdering. Op veel rwzi's leidt de first-flush tot toename van de ammonium-effluentconcentratie doordat de nitrificatiecapaciteit van de biomassa niet voldoende is om deze ammonieumpiek direct te nitrificeren (ammonium kan immers in tegenstelling tot organische substraten niet snel worden geabsorbeerd en op een later tijdstip afgebroken). Ook komt voor dat de beluchtingscapaciteit en/of de beluchterregeling te kort schiet om het zuurstofgehalte tijdens piekaanvoer op peil te houden. Dit zuurstoftekort kan ook leiden tot ongewenste fosfaatafgifte, waardoor ook de fosfaat-effluentkwaliteit kan verslechteren.

2.9.3 SLIBBELASTING

Een lagere slibbelasting (op BZV en N) kan een lager N_{totaal} leveren. Bij stijgende slibbelastingen stijgt de concentratie N_{totaal} in het effluent licht. Installaties met een slibbelasting $< 0,06$ kg BZV/(kg ds.dag) kunnen naar verwachting tussen 4 en 5 mg N_{totaal} /l komen. Voor installaties met een slibbelasting van 0,045 kg BZV/(kg ds.dag) is 2 mg N_{totaal} /l mogelijk.

Voor fosfaat wordt bij toenemende slibbelasting juist een afname van het effluentgehalte veroorzaakt. Verondersteld wordt dat dit te maken heeft met een hogere slibproductie en daarmee een verdergaande P-verwijdering (via spuislib).

2.9.4 RECIRCULATIE

Actief-slibconfiguraties met grote recirculatiestromen (zoals omloopsystemen en Hoogvlietvarianten) hebben de potentie om lage N_{totaal} -concentraties halen. Een hoge recirculatieverhouding impliceert dat vrijwel alle gevormde nitraat een anoxische zone zal passeren, waar het de gelegenheid krijgt om te worden gedenitrificeerd. Bij een voldoende grote anoxische ruimte resulteert dit in lage concentraties voor totaal-stikstof (bij lage gehalten van organische gebonden stikstofcomponenten) in het effluent. Bij een standaard influent kan op basis van een massabalans berekend worden dat voor het behalen van de B-kwaliteit (5 mg N_{totaal} /l = 1,5 mg $NH_4\text{-N}$ /l, 2,5 mg $NO_3\text{-N}$ /l, 1 mg $N_{\text{org-N}}$ /l) een minimale recirculatiefactor van 15 nodig is. Om de A-kwaliteit te halen moet zodoende de recirculatiefactor tenminste 35 zijn om voldoende laag in nitraat te komen. De omloopsystemen en de Hoogvlietvarianten voldoen hier reeds aan, (m)UCT-configuraties voldoen hier niet aan.

2.9.5 TEMPERATUUR

Bij een hogere temperatuur verlopen de biologische processen sneller. Doordat de nitrificatie sneller verloopt is in principe een kleiner belucht volume benodigd, zodat een groter deel van de installatie beschikbaar kan zijn voor de denitrificatie. Op basis hiervan kan worden verondersteld dat bij een hogere temperatuur een lagere N_{totaal} -concentratie in het effluent haalbaar zou moeten zijn.

Een hogere temperatuur leidt daarentegen ook tot een hogere mineralisatie en daarmee een lagere slibproductie. Voor de biologische fosfaatverwijdering geldt dat deze gebaat is bij een hoge slibproductie. Op basis hiervan kan worden verondersteld dat bij een hogere temperatuur de P_{totaal} -effluentconcentratie enigszins kan toenemen.

Verhoging van de proces temperatuur kan plaatsvinden door toepassing van bellensbeluchting in plaats van oppervlaktebeluchter, afdekking van procesonderdelen (voorbezinktanks en actief-slibtanks) en gebruik van restwarmte (intern of extern). Het STOWA-onderzoek Communaal afvalwater op temperatuur houden voor actiever slib in RWZI's [17] geeft hier nadere informatie over.

2.9.6 SLIBRETENTIE

Voor de verwijdering van stikstof en fosfaat uit het effluent van het actief-slibproces is de manier van slibretentie van ondergeschikt belang aangezien de aandachtstoffen met name in opgeloste vorm voorkomen.

Bij gebruik van nabezinktanks is aanpassing van de slibretentie geen optie, maar is de beheersing van de SVI een aandachtspunt dat gerelateerd is aan het actief-slibproces. Een voldoende hoge fractie belucht slib lijkt de groei van *Microtrix parvicella* te verminderen [18]. Ook het toepassen van een selector kan in sommige gevallen de groei van verschillende soorten draadvormers belemmeren.

Toepassing van membranen in plaats van nabezinktanks heeft tot gevolg dat de aan (fijne) deeltjes gerelateerde stikstof- en fosfaatcomponenten verwijderd worden. Hierdoor kan een beperkte (maar mogelijk essentiële) verbeteringslag ten opzichte van nabezinktanks worden behaald.

2.9.7 MEET- EN REGELSTRATEGIEËN

Bij de prestatie van een rwzi speelt ook de regeling een belangrijke rol. Deze heeft tot doel om te zorgen dat de procescondities in de verschillende delen van het zuiveringssysteem optimaal zijn voor het verloop van de betrokken processen. Het belang van een goede meet- en regelstrategie neemt toe naarmate de effluenteisen strenger worden. De standaard effluenteisen van stikstof $< 10 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en fosfaat $< 1 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ zijn in vele gevallen ook haalbaar zonder optimale metingen en strategie. Een onderbelaste installatie met een niet optimaal ingestelde eenvoudige zuurstofregeling kan soms zonder problemen aan deze eisen voldoen. Indien deze installaties aan B-kwaliteit moeten gaan voldoen, worden de eisen die aan de metingen en regelingen (zowel van de beluchting als de recirculatie debieten) worden gesteld stringenter.

Voor een vergaande stikstofverwijdering is het van belang dat een optimale afwisseling plaats vindt tussen aërobe en anoxische ruimtes. Indien te veel zuurstof wordt ingebracht kan dit ten koste gaan van de denitrificatiecapaciteit. In een omloopsysteem kan een te hoge zuurstofinbreng leiden tot verlies van anoxische zones, in een (m)UCT of Hoogvliet systeem tot onnodige terugvoer van zuurstof naar de anoxische tank. Indien te weinig zuurstof wordt ingebracht zal het ammoniumgehalte oplopen, wat ook leidt tot een onnodige toename van het stikstoftotaal gehalte.

Voor een vergaande biologische fosfaatverwijdering is een optimale regeling eveneens van belang. Te veel zuurstofinbreng kan leiden tot onnodig hoge zuurstof- en nitraatgehaltes in de recirculatiestroom naar de anaërobe tank, wat leidt tot een slechtere fosfaatafgifte en een minder goede biologische fosfaatverwijdering. Te weinig zuurstof, met name aan het eind van het systeem waar het actiefslib de nabezinktanks inloopt, kan leiden tot ongewenste fosfaatafgifte. Dit heeft direct een verhoging van het P_{ortho} -gehalte van het effluent tot gevolg.

Een goede procesregeling is gebaseerd op informatie over de actuele toestand van het proces. Deze informatie kan betrekking hebben op het verloop van de deelprocessen (aan de hand van gemeten fosfaat-, ammonium- en nitraatconcentraties), of op de heersende procescondities die de processen beïnvloeden (bijvoorbeeld zuurstofconcentratie, redoxpotentiaal). Belangrijk hierbij is het kiezen van de meest representatieve plaatsen in het systeem waar de metingen worden uitgevoerd. Op basis van de metingen stelt het regelsysteem vast of de gemeten procesparameters overeenkomen met het tevoren gedefinieerde optimum (bijvoorbeeld zuurstofsetpoint of verhouding tussen ammonium- en nitraatconcentratie). Bij afwijking van het optimum wordt een stuuractie doorgegeven aan de procesinstallatie (bijvoorbeeld wijziging van beluchtingsintensiteit, pompdebiet) om de gewenste situatie zo dicht mogelijk te benaderen en vast te houden.

Afhankelijk van het processtype, de ontwerpfilosofie, de toegepaste hard- en software en de lokale omstandigheden worden diverse uiteenlopende meet- en regelsystemen toegepast. De meet/regelkarakteristiek van het integrale zuiveringssysteem wordt niet alleen bepaald door de combinatie van metingen, regelalgoritmes en setpoints, maar ook door het capaciteitsbereik van de betrokken apparaten (bijvoorbeeld beluchtingscompressoren, regelkleppen) en de karakteristiek van ingebouwde machinebesturingssystemen. De optimalisatie van deze

integrale systemen is maatwerk, waarvoor algemene principes kunnen worden aangegeven, maar waarvan de uitwerking per rwzi verschillend zal zijn.

Ook de instellingen van de regeling, de snelheid van handelen en de stabiliteit van de regeling, spelen hierbij een rol. Met de juiste informatie en een goed ingestelde procesregeling kan worden ingespeeld op belastingvariaties en piekaanvoeren, waardoor onder alle omstandigheden het optimale resultaat kan worden gehaald.

3

RESULTATEN INVENTARISATIE RWZI'S

3.1 INLEIDING

Om vast te stellen in hoeverre de actief-slibinstallaties in Nederland in staat zijn A- of B-kwaliteit effluent te produceren is een inventarisatie uitgevoerd. In dit hoofdstuk worden de resultaten van deze inventarisatie van de in Nederland best functionerende rwzi's met betrekking tot N_{totaal} en P_{totaal} in het effluent beschreven. Het betreft hier reeds goed werkende rwzi's met een jaargemiddelde van $N_{\text{totaal}} < 5 \text{ mg/l}$ en een $P_{\text{totaal}} < 0,3 \text{ mg/l}$.

De resultaten zijn statistisch bewerkt om eventuele relaties te vinden tussen de effluentkwaliteit en bekende condities, zoals minimale temperatuur, BZV/N-verhouding en ontwerpcapaciteit. Daarnaast is ook gekeken welke typen goed presterende rwzi's representatief zijn voor de Nederlandse situatie om modelmatig door te rekenen.

3.2 METHODIEK

In bijlage 3 is een overzicht gegeven van de 25 waterschappen die telefonisch en per e-mail zijn benaderd. Er is met een vragenlijst gewerkt om zoveel mogelijk informatie van de relevante rwzi's te verkrijgen. Hierin is informatie opgevraagd over de (ontwerp)capaciteit, slibbelasting, temperaturen, BZV/N en BZV/P-verhoudingen, uitvoeringsvorm, type installatie, en de jaar- en zomergemiddelde N_{totaal} , NH_4 , N_{Kjeldahl} en P_{ortho} en P_{totaal} -waarden in het effluent. Het betreft hierbij alleen gegevens over 2005.

Uiteindelijk is informatie van 24 waterschappen ontvangen. Deze info was niet altijd volledig, maar wel voldoende gedetailleerd voor de onderhavige studie. Bij de selectie zijn alleen de rwzi's meegenomen met een jaargemiddelde effluentkwaliteit van $N_{\text{totaal}} < 5 \text{ mg/l}$ of $P_{\text{totaal}} < 0,3 \text{ mg/l}$. De zomergemiddelde waarden zijn voor de onderhavige studie niet gebruikt, omdat er voldoende rwzi's zijn aangetroffen die al jaargemiddeld beneden de B-kwaliteit presteerden. De ruwe (niet bewerkte) resultaten van deze veldstudie staan vermeld in bijlage 4 en 5. Dat er ook rwzi's in staan met $N > 5$ en $P > 0,3 \text{ mg/l}$ wordt veroorzaakt door het feit dat deze door de andere component geselecteerd zijn (bijvoorbeeld $N > 5$ en $P < 0,3 \text{ mg/l}$ en andersom).

In de beschouwing van de resultaten (vanaf §3.3.2) zijn de verschillende parameters tegen elkaar uitgezet. Op basis hiervan zijn relaties tussen de verschillende parameters in beeld gebracht. Er is hierbij geen gebruik gemaakt van multi-regressie analyse omdat dit op basis van de waargenomen patronen geen meerwaarde zou hebben.

3.3 RESULTATEN

Anno 2006-2007 zijn er in Nederland 389 rwzi's in bedrijf (bedrijfsvergelijking Zuiveringsbeheer [38]). Er zijn in de enquête 58 rwzi's aangetroffen die in 2005 een jaargemiddelde concentratie N_{totaal} kleiner dan 5,0 mg/l bereikten. Hiervan hebben er vier voorbezinking. Er zijn zeven installaties met een P_{totaal} jaargemiddelde concentratie kleiner dan 0,3 mg/l gevonden, waarvan één met voorbezinking.

Rwzi's die aan zowel de N- als de P-eis van de B-kwaliteit voldoen, zijn zeldzaam: rwzi's Leidsche Rijn, Barendrecht, Burgum en Zwaanshoek. De rwzi Leidsche Rijn voldoet met $N_{\text{totaal}} = 2,0$ mg/l en $P_{\text{totaal}} = 0,2$ mg/l bijna aan de A-niveau effluentkwaliteit.

DE BEST PRESETERENDE RWZI'S VOOR STIKSTOF

rwzi Leidsche Rijn (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden). De rwzi Leidsche Rijn presteert voor stikstof (jaargemiddelde 2,0 mg N_{totaal} /l) en fosfaat (jaargemiddelde 0,2 mg P_{totaal} /l) uitermate goed. De rwzi is gefaseerd gebouwd, samenhangend met de ontwikkeling van het gebied en bestaat uit twee diepe ringvormige omloopsystemen met aparte anaërobe ruimte en twee nabezinktanks (zie Afbeelding 7). In een PhoSim-proces wordt biologische fosfaat- en stikstofverwijdering gecombineerd zonder aanvullende metaalzoutdoserings. De rwzi Leidsche Rijn heeft geen eigen slibverwerking waar vandaan N- en/of P-houdend retour- of rejectiewater naar het actief-slibproces wordt gevoerd. De rwzi Leidsche Rijn wordt aangestuurd met een cascade-regeling op basis van ammonium en zuurstof. Momenteel is de rwzi nog sterk onderbelast met een huidige capaciteit van 35.000 i.e. (à 54 g BZV/d) en een belasting van circa 17.500 i.e. (à 54 g BZV/d). De minimale en maximale operationele temperatuur bedroeg 10°C, respectievelijk 21°C. De onderbelasting (ontwerp-slibbelasting 0,048 kg BZV/kg ds.d tegenover de actuele slibbelasting van 0,022 kg BZV/kg ds.d) is mede reden voor de goede stikstofverwijdering. De BZV/N-verhouding is met 3,8 niet opvallend hoog. De BZV/P-verhouding in het influent bedraagt 23. De jaargemiddelde effluentsamenstelling voor stikstof bestaat uit 1,1 mg N_{kjeldahl} /l, 0,1 mg $N\text{-NH}_4$ /l en 0,6 mg $N\text{-NO}_3$ /l.

rwzi Goedereede (Waterschap Hollandse Delta). Het effluent van de rwzi Goedereede heeft een jaargemiddelde stikstofconcentratie van 2,1 mg N_{totaal} /l en een fosfaatconcentratie van 0,4 mg P_{totaal} /l. Op de rwzi Goedereede wordt volgens de Hoogvlietvariant biologische fosfaat- en stikstofverwijdering uitgevoerd in een ultralaagbelast omloopsysteem met voordennitrificatie en zonder aanvullende metaalzoutdoserings. De minimale en maximale operationele temperatuur bedroeg 9°C, respectievelijk 20°C. De rwzi Goedereede wordt intermitterend belucht op basis van een redox-regeling. De installatie heeft een directe slibontwatering zonder gisting en indikking waardoor geen terugvoer van nutriënten plaatsvindt. Ook de rwzi Goedereede is sterk onderbelast met een capaciteit van 46.200 i.e. (à 136 g TZV/d) en een belasting van circa 22.300 i.e. (à 136 g TZV/d). De ontwerp-slibbelasting bedraagt 0,045 kg BZV/kg ds.d. terwijl de operationel slibbelasting rond 0,028 kg BZV/kg ds.d ligt. De BZV/N-verhouding is evenals bij de rwzi Leidsche Rijn niet opvallend hoog (3,7). De BZV/P-verhouding in het influent van de rwzi Goedereede bedraagt evenals bij de rwzi Leidsche Rijn 23. Opgemerkt wordt dat de rwzi Goedereede in de winter sterk onderbelast wordt aangezien het ontwerp op de aanvoer in de toeristische zomer is afgestemd.

rwzi Vianen (Waterschap Rivierenland). De rwzi Vianen presteert voor stikstof (jaargemiddelde 2,1 mg N_{totaal} /l) zeer goed. Voor fosfaat minder (jaargemiddelde 1,4 mg P_{totaal} /l). De rwzi is van het type omloopsysteem zonder voorbezinktank, zonder anaërobe tank en

zonder aparte voordennitrificatieruimte. Met het PhoSim-proces wordt biologische fosfaat- en stikstofverwijdering gecombineerd zonder aanvullende metaalzoutdosering (zie wel het relatief hoge P-gehalte in het effluent). De minimale en maximale operationele temperatuur bedroeg 9°C, respectievelijk 22°C. De rwzi Vianen wordt geregeld op basis van een zuurstof-redox-regeling. De installatie heeft een banddikker, gevolgd door een zeefbandpers zonder terugvoer van nutriënten. Momenteel is de rwzi nog ver onderbelast met een huidige capaciteit van 53.000 i.e. (à 136 g TZV/d) en een actuele belasting van 31.200 i.e. (à 136 g TZV/d). De actuele slibbelasting 0,045 kg BZV/kg ds.d is niet opvallend laag. De BZV/N-verhouding is met 4,0 niet opvallend hoog. De BZV/P-verhouding in het influent is met 18 relatief laag. De jaargemiddelde effluentsamenstelling voor stikstof bestaat uit 1,5 mg N_{kjeldahl} /l en 0,7 mg $N\text{-NO}_3$ /l.

AFBEELDING 7

RWZI LEIDSCHER RIJN (FOTO: HOOGHEEMRAADSCAP DE STICHTSE RIJNLANDEN)

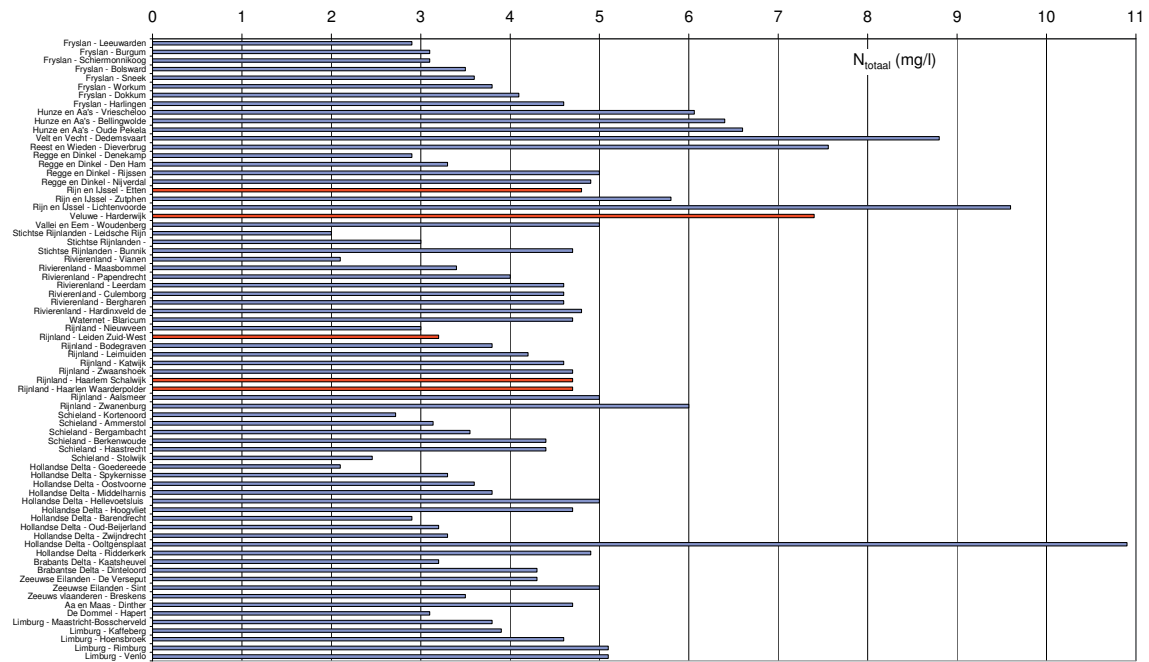


Het feit dat meer rwzi's zijn gevonden met zeer vergaande N-verwijdering dan met zeer vergaande P verwijdering wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de bedrijfsvoering. Een zeer lage P-concentratie wordt doorgaans bereikt met een aanvullende metaalzoutdosering. Als de huidige eis van 1 of 2 mg/l wordt gehaald, wordt er niet nog meer moeite en chemicaliënkosten besteed om lager te komen (ook al zou dat technisch mogelijk zijn). Daarentegen wordt verdergaande N-verwijdering dikwijls al zonder extra verbruikskosten bereikt door verbetering van de procesregeling gericht op energiebesparing. Bovendien gaat het N-rendement vaak automatisch omhoog als een rwzi onderbelast wordt.

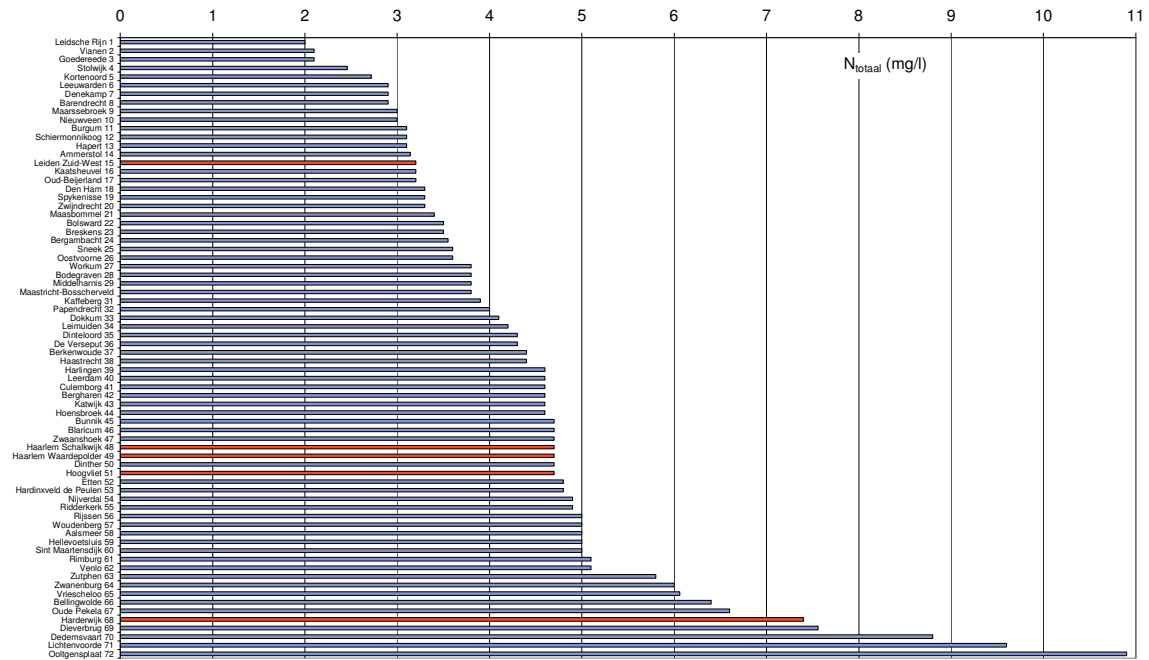
In de Afbeelding 8 tot en met Afbeelding 10 zijn de resultaten van de rwzi's gepresenteerd per waterschap en in volgorde van oplopende N- en P-concentraties. De rwzi's met voorbezinking zijn rood gekleurd. Installaties met chemische P-verwijdering zijn groen gekleurd en chemisch ondersteunde Bio-P installaties zijn geel weergegeven. In deze figuren zijn meer rwzi's opgenomen dan die voldoen aan $N_{\text{totaal}} < 5$ mg/l en/of $P_{\text{totaal}} < 0,3$ mg/l. Deels is dit veroorzaakt doordat het vaak niet dezelfde rwzi's zijn die zowel N als P zeer vergaande verwijderen. Deels is dat veroorzaakt, doordat de rwzi's die net iets boven de $N_{\text{totaal}} = 5$ en $P_{\text{totaal}} = 0,3$ mg/l ook zijn meegenomen. Uit deze figuren is een frequentieverdeling afgeleid, zoals weergegeven in de Tabel 5 en Tabel 6.

In de afbeeldingen waarbij de invloedsfactoren zijn bekeken, zijn alleen de rwzi's met een $N_{\text{totaal}} < 5,5$ mg/l en $P_{\text{totaal}} < 1$ mg/l meegenomen, omdat anders door de zwaarte van de bijdrage van de rwzi's met hogere waarden een vertekend beeld ontstaat.

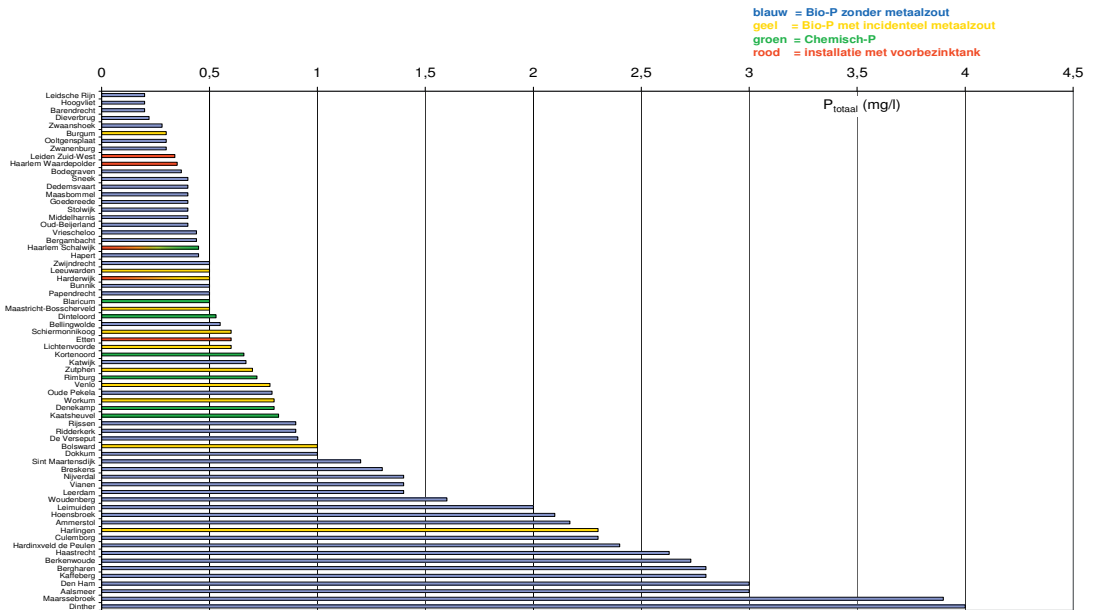
AFBEELDING 8 JAARGEMIDDELD N_{TOTAAL} -GEHALTE IN HET EFFLUENT VAN DE GESELECTEERDE RWZI'S PER WATERSCHAP (2005)



AFBEELDING 9 JAARGEMIDDELD N_{TOTAAL} -GEHALTE IN HET EFFLUENT VAN DE GESELECTEERDE RWZI'S IN OPLOPENDE VOLGORDE (2005)



AFBEELDING 10 P_{TOTAAL} VAN DE GESELECTEERDE RWZI'S IN OPLOPENDE VOLGORDE (2005)



TABEL 5 FREQUENTIEVERDELING RWZI'S OP BASIS VAN N_{TOTAAL}

| | N_{totaal} (mg/l) | aantal rwzi's | % van alle rwzi's in Nederland |
|---------|----------------------------|---------------|--------------------------------|
| groep 1 | 2-3 | 10 | 2,5 |
| groep 2 | 3-4 | 21 | 5,4 |
| groep 3 | 4-5 | 27 | 6,9 |
| Totaal | < 5 | 58 | 15 |

TABEL 6 FREQUENTIEVERDELING RWZI'S OP BASIS VAN P_{TOTAAL}

| | P_{totaal} (mg/l) | aantal rwzi's | % van alle rwzi's in Nederland |
|---------|----------------------------|---------------|--------------------------------|
| groep 1 | 0,1-0,15 | 0 | 0 |
| groep 2 | 0,15-0,2 | 3 | 0,8 |
| groep 3 | 0,2-0,3 | 4 | 1,0 |
| Totaal | <0,3 | 7 | 1,8 |

Relatief weinig van de gepresenteerde rwzi's hebben voorbezinking. Dit hangt er waarschijnlijk mee samen dat voorbezinking (in combinatie met slibgisting met interne rejectiewaterstromen naar het actief-slibproces) vanouds werd toegepast bij grotere installaties, hoger belaste actief-slibsystemen en oxidatiebedden. Vele van deze rwzi's zijn inmiddels aangepast, waarbij een actief-slibstelsel is gerealiseerd afgestemd op de effluenteisen volgens de richtlijn stedelijk afvalwater. Deze aangepaste systemen zijn echter niet altijd (bijvoorbeeld qua recirculatiefactor) afgestemd op zeer vergaande P- en N-verwijdering. Een andere oorzaak kan zijn dat installaties met voorbezinking altijd gebouwd zijn met slibgisting en bovendien vaak een centrale slibverwerking huisvesten, waardoor relatief veel nutriëntenrijk rejectiewater wordt behandeld. Bij de rwzi's in dit overzicht die wel een voorbezinking hebben, zijn de zuiveringsprestaties niet afwijkend van de rwzi's zonder voorbezinking.

DE BEST PRESTERENDE RWZI'S VOOR STIKSTOF MET VOORBEZINKING

rwzi Etten (Waterschap Rijn en IJssel). De rwzi Etten bestaat uit een voorbezinktank en een biologisch fosfaat en stikstofverwijderend PhoSim-proces in een omloopsysteem. De effluentkwaliteit van de rwzi Etten voldoet met 4,8 mg N_{totaal}/l ($N-NO_3 = 0,8$ mg/l, $N_{\text{kjeldahl}} = 3,8$ mg/l) en 0,6 P_{totaal}/l (0,25 mg P_{ortho}/l) bijna aan het B-niveau. De vuilbelasting bedraagt 17.800 i.e. (à 136 g TZV/d) en komt overeen met 77% van de capaciteit van de rwzi (22.800 i.e. à 136 g TZV/d). De operationele slibbelasting bedraagt 0,041 kg BZV/kg ds.d. De BZV/N- en BZV/P-verhouding in het influent (niet het voorbezonden afvalwater dat het actief-slibproces bereikt) zijn met 5, respectievelijk 36 relatief hoog waardoor verwacht wordt dat voldoende BZV beschikbaar blijft na voorbezinking voor productie van vetzuren en denitrificatie.

rwzi Leiden Zuidwest (Hoogheemraadschap van Rijnland). De rwzi Leiden Zuidwest bestaat uit voorbezinktanks en een deels biologisch fosfaat- en stikstofverwijderend Rotoflow-principe met aanvullende chemische P-precipitatie. De effluentkwaliteit voldoet met 3,2 mg N_{totaal}/l ($N-NO_3 = 1,7$ mg/l, $N-NH_4 = 0,7$ mg/l, $N_{\text{kjeldahl}} = 1,6$ mg/l) en 0,34 P_{totaal}/l (0,13 mg P_{ortho}/l) nagenoeg aan het B-niveau. De capaciteit van de rwzi bedraagt 126.000 i.e. à 136 g TZV/d. De operationele slibbelasting is gelijk aan de ontwerpbelasting van 0,04 kg BZV/kg ds.d. De BZV/N- en BZV/P-verhouding in het influent (niet het voorbezonden afvalwater dat het actief-slibproces bereikt) zijn met 3, respectievelijk 21 opvallend laag waardoor verwacht wordt dat onvoldoende BZV beschikbaar zou moeten zijn na voorbezinking voor vetzuurproductie en denitrificatie.

rwzi Haarlem Schalkwijk (Hoogheemraadschap van Rijnland). De rwzi Haarlem Schalkwijk bestaat uit voorbezinktanks en een biologisch fosfaat- en stikstofverwijderend PhoSim-proces in een omloopsysteem zonder eigen slibverwerking. De effluentkwaliteit voldoet met 4,7 mg N_{totaal}/l ($N-NO_3 = 2,4$ mg/l, $N-NH_4 = 1,3$ mg/l, $N_{\text{kjeldahl}} = 2,4$ mg/l) en 0,45 P_{totaal}/l (0,18 mg P_{ortho}/l) bijna aan het B-niveau. De capaciteit van de rwzi bedraagt 112.000 i.e. à 136 g TZV/d. De operationele slibbelasting is gelijk aan de ontwerpbelasting van 0,05 kg BZV/kg ds.d. De BZV/N- en BZV/P-verhouding in het influent (niet het voorbezonden afvalwater dat het actief-slibproces bereikt) zijn met 4, respectievelijk 26 voldoende hoog om net voldoende BZV beschikbaar te houden na voorbezinking voor vetzuurproductie en denitrificatie.

rwzi Haarlem Waarderpolder (Hoogheemraadschap van Rijnland). De rwzi Haarlem Waarderpolder bestaat uit voorbezinktanks en een deels biologisch fosfaat- en stikstofverwijderend Rotoflow-principe (met fosfaatprecipitatie met kalkdosering in de sliblijn). De effluentkwaliteit voldoet met 4,7 mg N_{totaal}/l ($N-NO_3 = 1,9$ mg/l, $N-NH_4 = 0,6$ mg/l, $N_{\text{kjeldahl}} = 2,8$ mg/l) en 0,35 P_{totaal}/l (0,15 mg P_{ortho}/l) bijna aan het B-niveau. De capaciteit van de rwzi bedraagt 224.000 i.e. à 136 g TZV/d. De operationele slibbelasting is gelijk aan de ontwerpbelasting van 0,04 kg BZV/kg ds.d. De BZV/N- en BZV/P-verhouding in de aanvoer naar het actief-slibproces zijn met 2, respectievelijk 16 laag om voldoende BZV beschikbaar te houden voor vetzuurproductie en denitrificatie.

Op basis van deze praktijkresultaten kan gesteld worden dat de A-kwaliteit in Nederland (nog) niet met alleen het actief-slibproces wordt gehaald. De vraag is nu of op basis van de praktijkinstallaties conclusies getrokken kunnen worden over de invloedsfactoren die zeer goede prestaties van actief slib mogelijk maken.

Op basis van de inventarisatie blijkt dat het actief-slibproces verdergaand kan zuiveren dan de huidige effluenteisen van $N = 10 \text{ mg/l}$ en $P = 1 \text{ mg/l}$. Verrassend veel installaties behalen reeds de B-kwaliteit effluent en hebben ook de A-kwaliteit binnen bereik.

De prestaties van een rwzi kunnen op basis van de theorie door diverse zaken worden beïnvloed:

- reactorconfiguratie en recirculatieverhoudingen;
- slibbelasting;
- ontwerpcapaciteit (zie bijlage 5);
- BZV/N- en BZV/P-verhouding;
- temperatuur (zie bijlage 5);
- processturing;
- kortsluitstroming.

De belangrijkste relaties tussen bovengenoemde factoren en de zuiveringsprestaties worden beschouwd in paragraaf 3.3. Voor de overige factoren (die alle geen significant verband opleverden) wordt verwezen naar bijlage 5.

3.3.1 INVLOED REACTORCONFIGURATIE EN RECIRCULATIEVERHOUDINGEN

Bij de inventarisatie van de “goed” presterende rwzi's zijn diverse soorten rwzi's vastgesteld. Bij de beschrijving van de in Nederland relevante systemen is in de eerste plaats uitgegaan van biologische fosfaatverwijdering, met eventueel aanvullende ijzer- en/of aluminiumdose-ring. Omdat er echter ook rwzi's bestaan met volledig chemische P verwijdering die met betrekking tot de N-verwijdering zeer goed presteren, zijn deze waar relevant wel in de beschouwing meegenomen. Systemen met fosfaatverwijdering in de sliblijn zijn met betrekking tot de fosfaatrendementen buiten beschouwing gelaten.

Bij de inventarisatie zijn de volgende systemen vastgesteld:

1. PhoSim¹: Stikstofverwijdering in oploopsystemen met simultane nitrificatie en denitrificatie en fosfaatverwijdering volgens het PhoRedox-proces (kan dus ook aanvullend chemisch);
2. PhoRedox: Stikstofverwijdering met voordennitrificatie en aanvullende simultane nitrificatie en denitrificatie en fosfaatverwijdering volgens het PhoRedox proces (kan ook chemisch);
3. Hoogvliet: Stikstofverwijdering volgens de Hoogvlietvariant en fosfaatverwijdering volgens het PhoRedox proces;
4. (m)UCT-achtigen: Stikstof en fosfaatverwijdering volgens het (m)UCT en BCFS[®]-proces;
5. Overige systemen, zoals Schreiber-systeem, compleet gemengde actief-slibsystemen en de ronde propstroomreactor (van de rwzi Breskens).

De systemen 1 tot en met 4 komen het meest voor en worden in de volgende paragrafen beschreven.

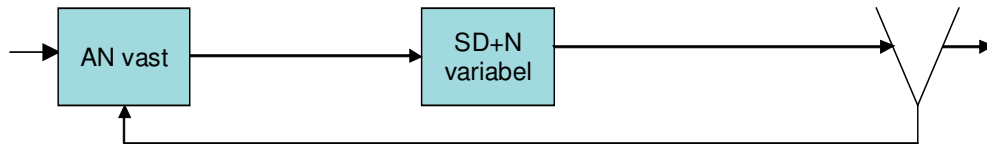
De actuele inzichten met betrekking tot de lichtslibbestrijding, zoals compartimentering, goede beluchting en NH_4 gehalte in het effluent worden in deze studie kort benoemd, maar niet in detail uitgewerkt. Bij de uiteindelijke conclusies over de optimale actief-slibconfiguratie moeten deze aspecten uiteraard wel in de beschouwing worden meegenomen.

¹ PhoSim wordt in dit rapport als systeemnaam geïntroduceerd voor een configuratie die in de literatuur ook wel bekend staat als A²/O-systeem

3.3.1.1 PhoSim-systemen

De PhoSim-systemen komen in Nederland het meeste voor. Afbeelding 11 geeft een schematische weergave van het PhoSim-systeem.

AFBEELDING 11 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN PHOSIM-SYSTEEM



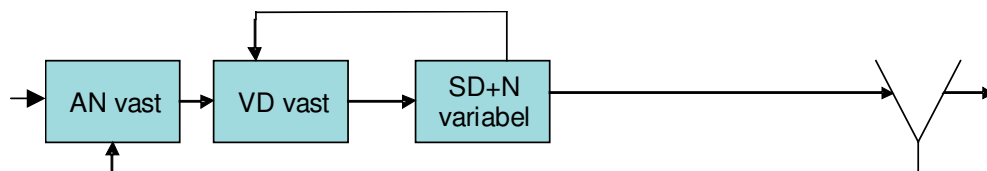
De fosfaatverwijdering vindt plaats vergelijkbaar met het PhoRedox-proces in een anaërobe tank waarin het retourslib terecht komt. Daarna volgt een laag belast omloopsysteem met zuurstofgradiënten, waarin de nitrificatie- en denitrificatieprocessen verlopen. Door de hoge interne recirculatiefactoren in het omloopsysteem zijn zeer lage $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalten mogelijk. De recirculatiefactor kan 50-100 bedragen. Met de om te zetten $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie van 30-40 mg/l zijn (theoretisch) effluent $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalten mogelijk van 0,5-1,0 mg/l.

In deze systemen is de beluchtingsregeling over het algemeen zeer eenvoudig. Het optimaal instellen van deze regeling voor een goede verdeling tussen nitrificatie en denitrificatie is hierbij echter kritisch. Door de éénreactor configuratie is er bij lage BZV/N-verhoudingen (dus een grote fractie anoxische slib) een risico voor een hogere SVI [18].

3.3.1.2 PhoRedox

Ook de PhoRedox-systemen, zie Afbeelding 12, komen in Nederland veelvuldig voor.

AFBEELDING 12 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN PHOREDOX



De fosfaatverwijdering vindt plaats volgens het PhoRedox-proces, met een anaërobe tank waarin het retourslib terecht komt. Daarna volgt een vaste anoxische tank met voordenitrificatie en vervolgens een beluchtingsruimte waarin veelal een afwisseling van anoxische en aërobe zones bevindt. In de voordenitrificatietank wordt efficiënt gedenitrificeerd met de influent-BZV en het gerecirculeerde nitraat. Hierin wordt zuiniger omgesprongen met BZV dan bij omloopsystemen. In combinatie met een anaërobe tank wordt mogelijk ook een hogere denitrificatiesnelheid gerealiseerd. In de beluchtingsruimte, dikwijls een omloopreactor, vindt nitrificatie en simultane denitrificatie plaats.

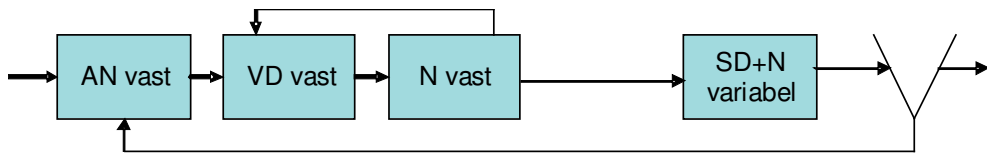
De externe recirculatiefactor tussen de beluchtingsruimte en de voordenitrificatietank wordt vaak ingesteld op 5-8 maal DWA. Het minimaal haalbare $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte is echter lager dan $40/8 = 5,0$ mg/l, omdat in het laatste reactorcompartiment ook simultane denitrificatie plaatsvindt met een hoge interne recirculatiefactor. Ook daarin kan de recirculatie 50-100 bedragen. Met de om te zetten $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie van 30-40 mg/l zijn (theoretisch) effluent $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalten mogelijk van 0,5-1,0 mg/l.

In deze systemen is het regelen van de beluchting met betrekking tot nitrificatie en denitrificatie minder kritisch dan bij PhoSim omdat in het omloopsysteem minder denitrificatie hoeft plaats te vinden en er minder “concurrentie” van de nitrificatie en denitrificatie ontstaat. Door de tweereactor configuratie zijn bij lage BZV/N-verhoudingen de risico's voor een slechtere SVI minder groot, omdat de anoxische fractie slib in het omloopsysteem kleiner is (zie afbeelding 15 in [18]).

3.3.1.3 Hoogvlietvariant

De Hoogvliet-systemen komen hoofdzakelijk voor bij waterschap Hollandse Delta. In Afbeelding 13 is dit systeem schematisch weergegeven.

AFBEELDING 13 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE HOOGVLIETVARIANT



De fosfaatverwijdering vindt plaats volgens het PhoRedoxproces met een anaërobe tank waarin het retourslib terecht komt. Daarna volgt een vaste anoxische tank met voordennitrificatie, een vaste nitrificatietank en een nageschakeld omloopsysteem. Er vindt eerst een gedeeltelijke voordennitrificatie en nitrificatie plaats, gevolgd door een simultane denitrificatie en nitrificatie. In deze eerste twee reactoren zijn de concentraties hoger en kunnen in theorie de omzettingssnelheden hoger zijn en de recirculatiefactoren kleiner. Omdat de BZV reeds vóór de omloopreactor vrijwel opgebruikt is, is deze minder effectief voor denitrificatie. Door een bypass uit de anaërobe tank direct naar de omloopreactor kan de denitrificatie worden verbeterd.

De externe recirculatiefactor wordt vaak ingesteld op 5-8 maal DWA. Aan het eind bevindt zich een omloopsysteem, waardoor in theorie ook weer hele lage NO_3 -gehalten mogelijk zijn, zie PhoSim-proces. Ook daarin kan de recirculatie 50-100 bedragen. Met de om te zetten NO_3 -N concentratie van 30-40 mg/l zijn (theoretisch) effluent NO_3 -gehalten mogelijk van 0,5-1,0 mg/l.

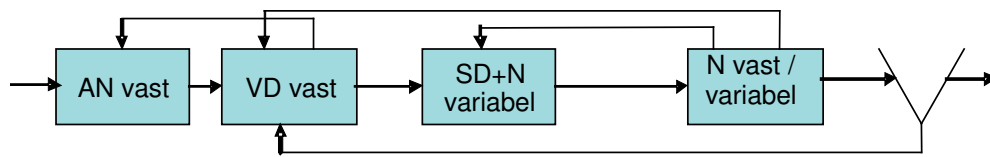
Volgens de theorie vormt een beluchte reactor met een hoog NH_4 -gehalte een risico voor een hoge SVI [18, 23]. Ook een hoge anoxische slibfractie in het omloopsysteem is niet aan te bevelen. Door de vaak zeer lage belasting die in de bestaande Hoogvliet-systemen wordt gehanteerd, treden in dit opzicht in de praktijk echter weinig problemen op.

3.3.1.4 (M)UCT-proces

Een systeem met voordennitrificatie kan ook worden toegepast in combinatie met het UCT proces voor fosfaatverwijdering. Het retourslib wordt dan teruggevoerd naar de anoxische tank en vervolgens met een extra recirculatie naar de anaërobe tank. Bij de inventarisatie is echter geen systeem met UCT aangetroffen met opvallend lage stikstof- en fosfaatgehalten in het effluent. Dit is mogelijk te verklaren doordat deze configuratie in Nederland nog niet veel voorkomt en omdat de meeste toegepaste systemen een relatief lage externe recirculatiefactor hebben.

De (m)UCT-achtige systemen komen het meest voor bij waterschap Groot-Salland en Reest en Wieden. In Afbeelding 14 is het (m)UCT schematisch weergegeven.

AFBEELDING 14 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN (M)UCT-ACHTIGE SYSTEMEN



De fosfaatverwijdering volgens het UCT principe vindt plaats met een anaërobe tank waarin het influent in contact komt met nitraatarm slib dat vanuit de voordennitrificatietank wordt gerecirculeerd. Daarna volgt de voordennitrificatietank en een variabele tank, ook wel wisseltank genoemd, die naar behoefte wel of niet wordt belucht. Als laatste volgt een beluchte nitrificatietank, van waaruit nitraathoudend slib wordt gerecirculeerd naar de voordennitrificatietank. De recirculaties naar de anaërobe en voordennitrificatietanks zijn specifiek voor het (m)UCT-principe. De laatste beluchte nitrificatietank is aanwezig in de (m)UCT-configuratie zoals die oorspronkelijk op verschillende locaties is toegepast en die in de inventarisatie zijn meegenomen. De klassieke (m)UCT uitvoering gaat daarbij uit van een vaste laatste beluchte zone met een beperkte recirculatie. In de praktijk zijn recent echter (m)UCT-configuraties met een variabel beluchte nitrificatietank gerealiseerd (o.a. rwzi Eindhoven) waarbij de recirculatie kan worden aangepast. In deze studie wordt in het vervolg uitgegaan van de originele (m)UCT-configuratie zoals weergegeven in Afbeelding 14.

Het BCFS[®]-proces komt voor een groot deel overeen met het (m)UCT proces. Ook daarin vindt biologische fosfaatverwijdering plaats met het UCT proces, met daarna een wisseltank en een altijd beluchte nitrificatietank. Een verschil tussen BCFS[®] en (m)UCT is dat het BCFS[®] proces een selector bevat, een fosfaatstrippertank en gestuurd wordt met redoxsturing. De verwijdering van stikstof en fosfaat zal in de basis op dezelfde manier plaatsvinden. De term (m)UCT wordt soms ook gebruikt voor een systeem met 4 reactoren, waarbij de selector als aparte tank wordt beschouwd. Strikt genomen is dit een UCT. Dit systeem wordt hier niet verder uitgewerkt.

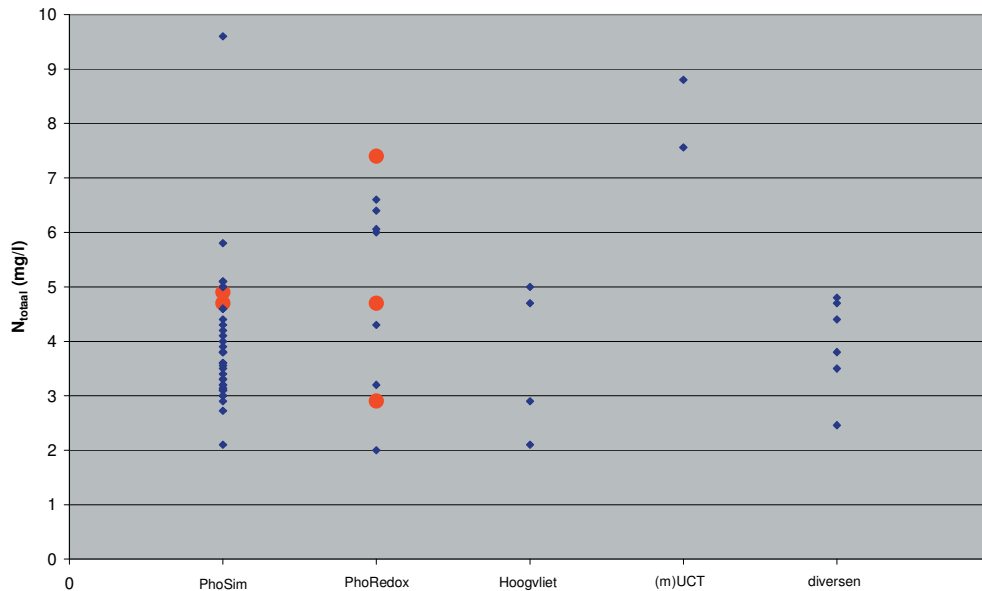
Bij (m)UCT achtige systemen vindt in het laatste compartiment alleen nitrificatie plaats en moet alle nitraat gerecirculeerd worden met recirculatiepompen vanuit de vaste nitrificatietank (N vast in Afbeelding 14) naar de vaste denitrificatietank (VD vast) en de wisselreactor (SD+N variabel). Totaal zijn de recirculatiefactoren in de orde-grootte van 9-10 maal het DWA-debiet. Uitgaande van een totale nitraatproductie van 40 mg NO₃/l levert dat een minimale theoretische effluentwaarde van $40 \text{ mg NO}_3/\text{l} / 10 = 4,0 \text{ mg NO}_3/\text{l}$.

Deze systemen zijn maximaal ingericht om simultane condities met lage O₂-gehaltes te voorkomen (de laatste zone is altijd belucht). Hierdoor is voldaan aan een belangrijke randvoorwaarde voor het creëren van een voldoende lage SVI. Doordat geen terugvoer van zuurstof en nitraat naar de anaërobe tank plaatsvindt is dit systeem ook geschikt voor biologische defosfatering bij afvalwater met lagere BZV/N-verhoudingen. De beluchterregeling is relatief eenvoudig, omdat de denitrificatie en nitrificatie in aparte compartimenten plaatsvinden en dus niet met elkaar concurreren. De regeling van de recirculatiestromen en het bij- en afschakelen van de wisselreactor is hierbij wel kritisch. Volgens de theorie is deze configuratie optimaal voor de slibkwaliteit en niet optimaal geschikt voor verdergaande N verwijdering.

3.3.2 RELATIE REACTORCONFIGURATIE MET DE N_{TOTAAL} EFFLUENTKWALITEIT

In Afbeelding 15 is aangegeven welke jaargemiddelde N_{totaal} effluentwaarden door de verschillende configuraties in 2005 zijn bereikt. Systemen met voorbezinking zijn met rode bullets weergegeven.

AFBEELDING 15 RELATIE REACTORCONFIGURATIE EN N_{TOTAAL} (BULLETS: INSTALLATIE MET VOORBEZINKING)



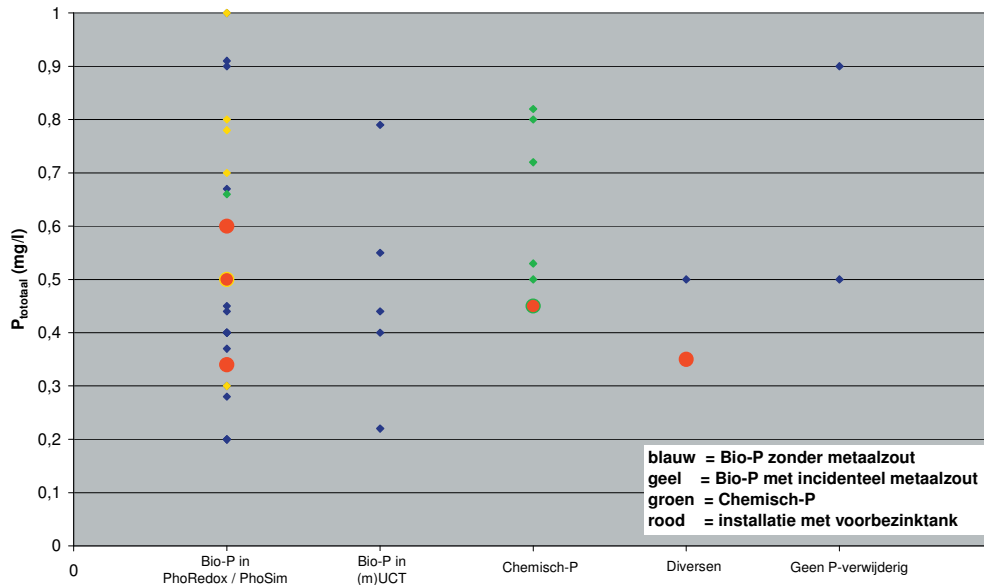
Uit Afbeelding 15 blijkt dat alle systemen, behalve (m)UCT-achtige configuraties in staat zijn zeer lage N_{totaal} waarden te realiseren. Dit klopt met de verwachting, op basis van de verschillen in recirculatiefactor tussen nitrificatie en denitrificatie. Tegelijkertijd is bij elk systeem de spreiding aanzienlijk. Weinig van de geselecteerde rwzi's hebben voorbezinking. De rwzi's die wel een voorbezinking hebben, presteren vergelijkbaar met de andere systemen binnen hun categorie.

3.3.3 RELATIE REACTORCONFIGURATIE MET DE P_{TOTAAL} EFFLUENTKWALITEIT

In Afbeelding 16 zijn de jaargemiddelde P_{totaal} effluentwaarden weergegeven die de verschillende configuraties in 2005 hebben bereikt. De volgende indeling is gehanteerd:

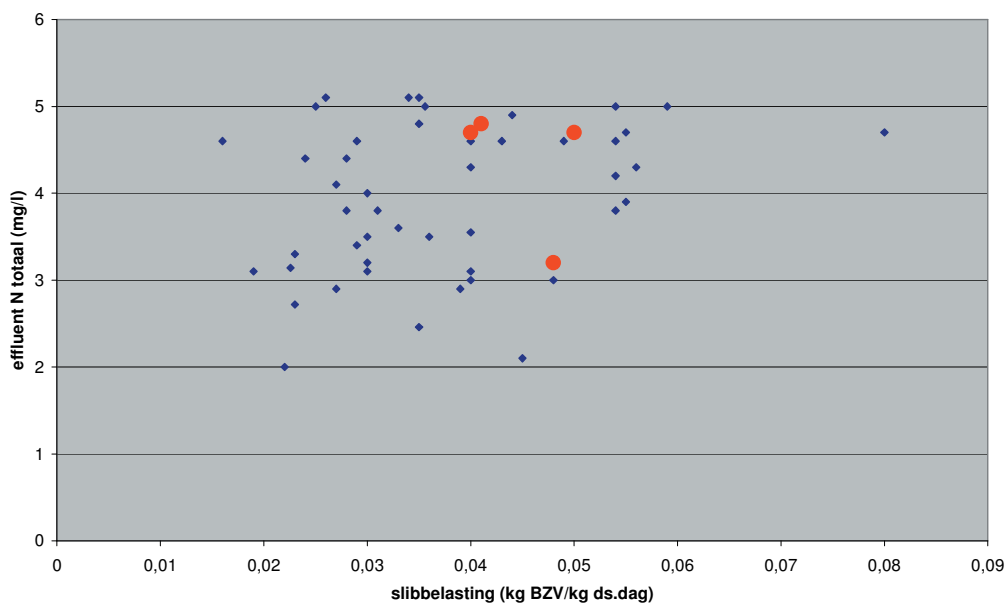
- PhoRedox principe, waarbij retourslib naar de anaërobe tank wordt gevoerd (PhoSim, PhoRedox, Hoogvliet);
- (m)UCT principe, waarbij de recirculatie naar de anaërobe tank vanuit een anoxische tank plaatsvindt (UCT, (m)UCT, BCFS®);
- Chemische P-verwijdering (volledige simultane P-verwijdering, geen anaërobe tank),
- Diversen (bijvoorbeeld P-verwijdering in de sliblijn)
- Geen P-verwijdering (geen gerichte maatregelen om P te verwijderen).

Uit Afbeelding 16 blijkt dat zowel PhoRedox als (m)UCT-achtige systemen in staat zijn zeer lage P te halen. De andere systemen hebben daar meer moeite mee. PhoSim en PhoRedox-systemen hebben vaak aanvullende metaalzoutdosering nodig om voldoende laag in totaal-fosfaat te komen. Er is geen duidelijk effect van toepassing van de voorbezinktank.

AFBEELDING 16 RELATIE REACTORCONFIGURATIE EN P_{TOTAAL} (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)

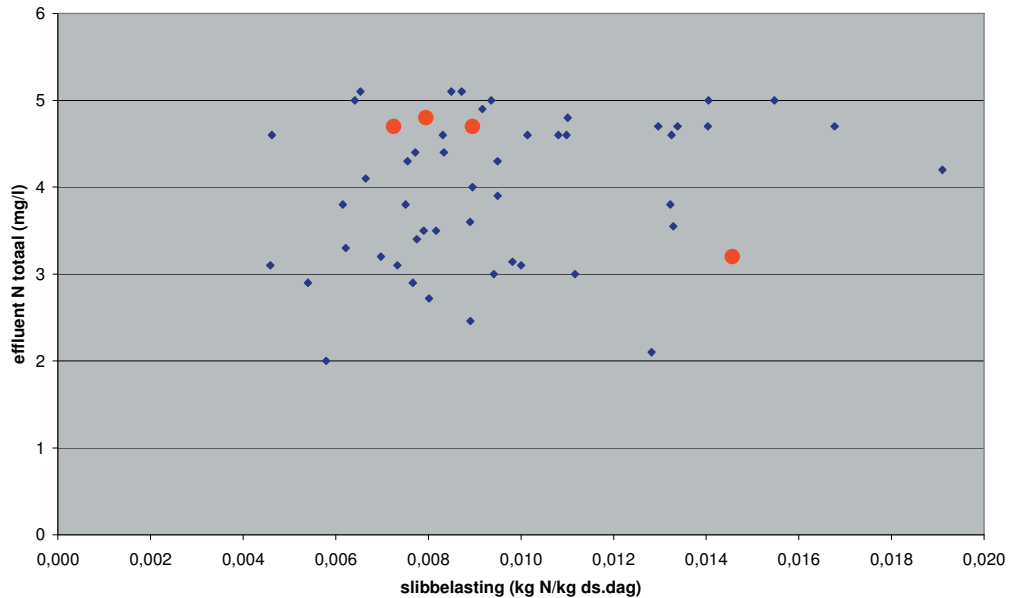
3.3.4 INVLOED VAN DE SLIBBELASTING

In Afbeelding 17, Afbeelding 18 en Afbeelding 19 zijn de werkelijke slibbelastingen (op basis van BZV en N) uitgezet tegen de N_{totaal} - en P_{totaal} -gehalten in het effluent. Voorzichtig kan hierin voor stikstof een relatie worden waargenomen: zeer lage N_{totaal} -concentraties komen alleen voor bij slibbelasting $< 0,05$ kg BZV/kg ds.dag. Echter, niet alle rwzi's met een dergelijk lage slibbelasting bereiken dezelfde lage N_{totaal} concentraties. Er zijn dus meer factoren dan alleen de slibbelasting die bepalen welke effluentkwaliteit wordt bereikt. Dit is niet verrassend als men bedenkt dat onder andere de toegepaste procesbesturing en het optreden van aanvoerfluctuaties, die per situatie sterk kunnen verschillen, mede het zuiveringsrendement beïnvloeden. Daar komt bij dat niet op alle rwzi's dezelfde prioriteit is gegeven aan maximalisatie van de stikstofverwijdering, als reeds aan de (veel ruimere) geldende effluenteisen is voldaan.

AFBEELDING 17 RELATIE N_{TOTAAL} EFFLUENT MET DE WERKELIJKE BZV SLIBBELASTING (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)

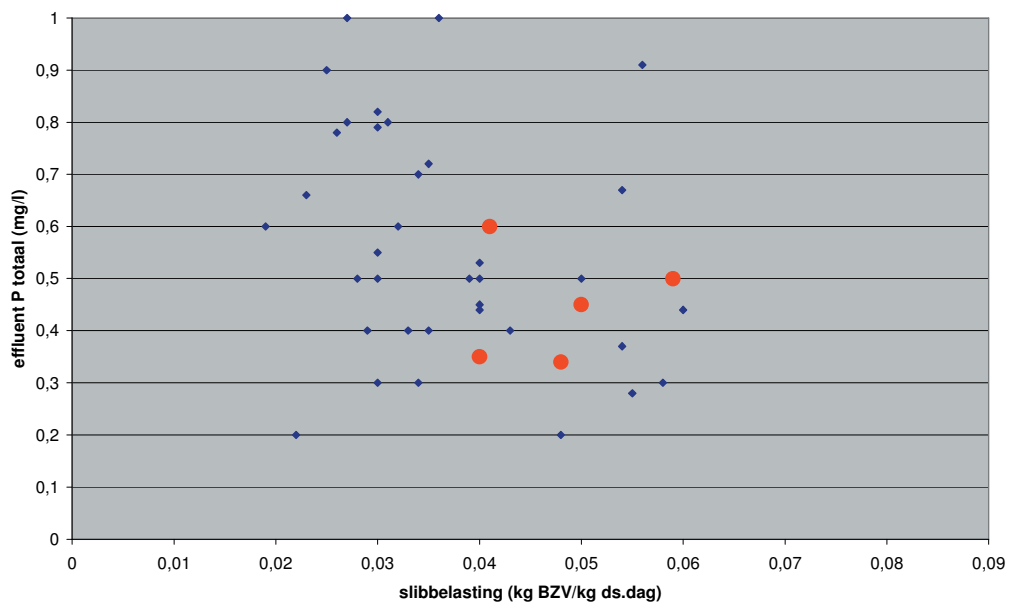
Bij vergelijking van afbeelding 24 en 25 blijkt dat de N-slibbelasting niet sterker gecorreleerd is met de N-effluentkwaliteit dan de BZV-slibbelasting. Dit betekent impliciet dat de BZV/N-verhouding geen dominante rol speelt bij de bereikte N_{totaal} verwijdering. In 3.3.5 wordt hierop nader ingegaan.

AFBEELDING 18 RELATIE N_{TOTAAL} EFFLUENT MET DE WERKELIJKE N-SLIBBELASTING (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)



Voor fosfaat is bij toenemende slibbelasting juist een afname van het effluentgehalte vastgesteld. Dat zou te maken kennen hebben met een hogere slibproductie en daarmee een verdergaande P-verwijdering. Uit de inventarisatie volgt geen duidelijk effect door toepassing van voorbezinking.

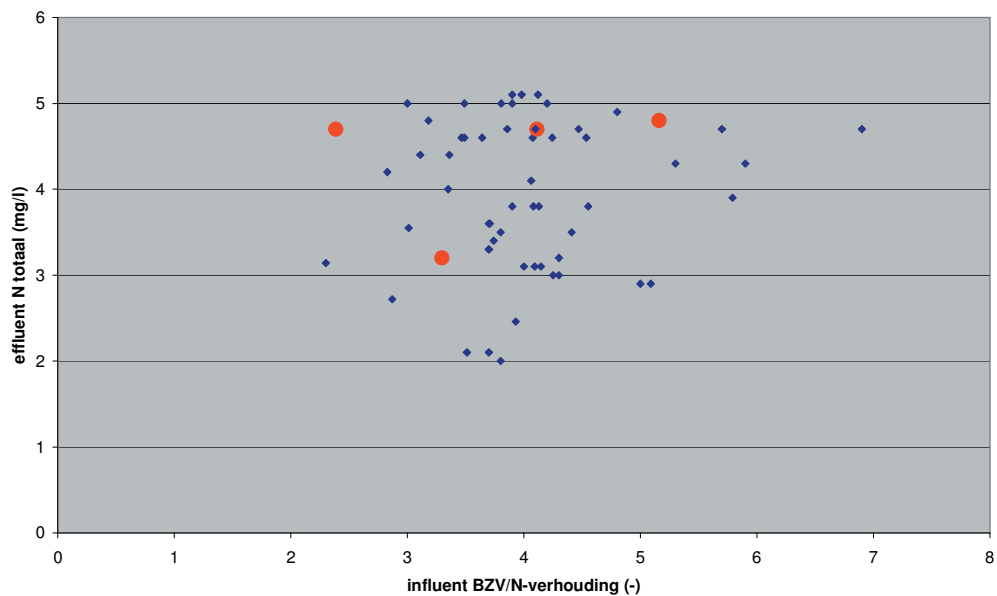
AFBEELDING 19 RELATIE P_{TOTAAL} EFFLUENT EN DE WERKELIJKE BZV SLIBBELASTING (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)



3.3.5 BZV/N- EN BZV/P-VERHOUDINGEN

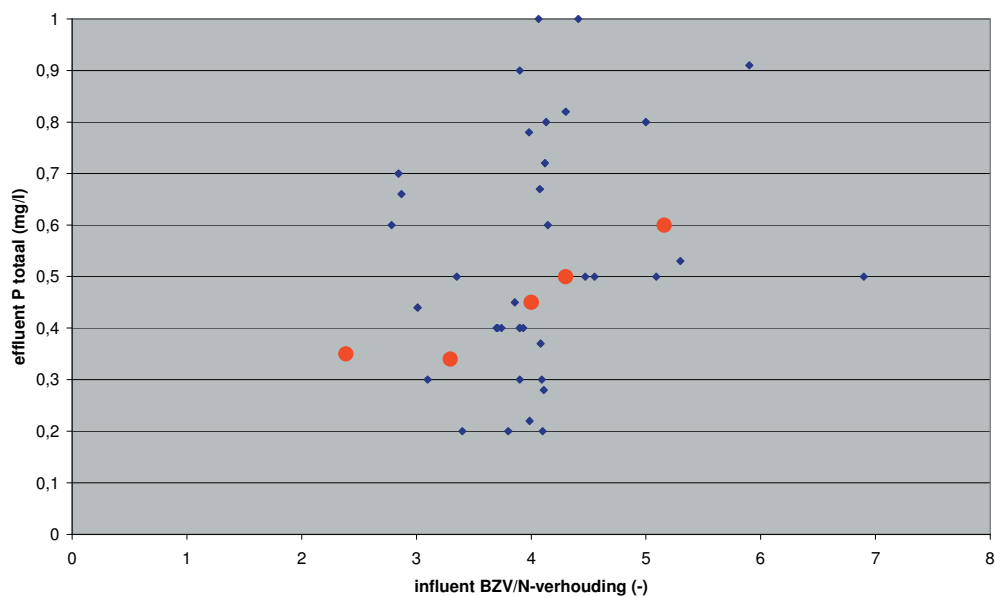
Het effect van de BZV/N-verhouding op het N_{totaal} gehalte is weergegeven in Afbeelding 20. Volgens de theorie heeft een hoge BZV/N-verhouding een positieve invloed op de denitrificatie en dus op een lager NO_3 -gehalte. Dit blijkt echter niet uit de inventarisatie. De beste prestaties worden zelfs geleverd bij BZV/N-verhouding < 4 . In eerste instantie is hiervoor geen duidelijke verklaring voorhanden. Kennelijk is er een andere oorzaak limiterend, want boven de BZV/N van 4 zou er (meer dan) genoeg BZV voor verdergaande denitrificatie moeten zijn.

AFBEELDING 20 RELATIE N_{TOTAAL} IN HET EFFLUENT EN BZV/N-VERHOUDING VAN INFLUENT/VOORBEZONKEN WATER



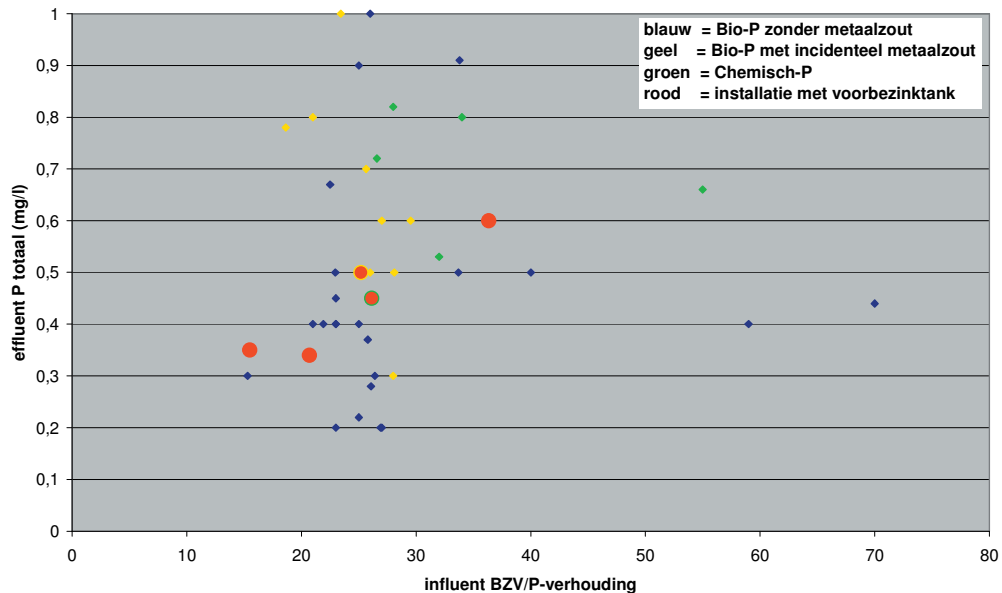
In Afbeelding 21 is de relatie tussen de BZV/N en het P_{totaal} in het effluent weergegeven. De tendens is dat een hogere BZV/N-verhouding een hoger P-effluentgehalte oplevert. De spreiding is echter groot en aangezien de fosfaatverwijdering vaak wordt geoptimaliseerd door aanvullende chemicaliëndosering, is het niet zinvol om verdere conclusies aan deze relatie te verbinden.

AFBEELDING 21 P_{TOTAAL} IN HET EFFLUENT ALS FUNCTIE VAN DE BZV/N-VERHOUDING (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)



In Afbeelding 22 staat de BZV/P verhouding uit tegen het P_{totaal} -gehalte in het effluent. Er is geen duidelijke relatie zichtbaar. Hierbij moet worden vermeld dat in de praktijk doorgaans niet wordt gestuurd op hele lage P-gehalten.

AFBEELDING 22 RELATIE P_{TOTAAL} EN BZV/P VERHOUDING IN INFLUENT CQ VOORBEZONKEN WATER (BULLETS IS MET VOORBEZINKING)



3.4 CONCLUSIES INVENTARISATIE

De inventarisatie van de best werkende rwzi's in Nederland heeft opgeleverd dat circa 15% van alle installaties (totaal van 389 rwzi's) reeds beneden de 5 mg N_{totaal} /l zuivert. Dat is relatief veel in ogenschouw nemend dat in de meeste gevallen nog de eis van 10 mg/l geldt. Deze rwzi's functioneren beter dan momenteel strikt nodig is. Hierbij moet wel de opmerking gemaakt worden dat soms minder goed werkende grote rwzi's worden gecompenseerd door veel kleintjes die het dan een stuk beter moeten doen om de gebiedsrendementeis van 75% te halen.

Bij fosfaat is het aantal rwzi's dat veel beter presteren dan de eis substantieel kleiner dan bij stikstof. Naar verwachting wordt dit veroorzaakt door het feit dat de extreem lage waarden alleen kunnen worden verkregen door aanvullende metaalzoutdosering. Door extra kosten die dit met zich meebrengt, zal niet vaak zoveel gedoseerd worden dat P_{totaal} beneden de 0,3 mg/l uitkomt. Bij stikstof leidt sturing gericht op maximale N-verwijdering minder direct tot hogere kosten.

Bij de inventarisatie zijn de volgende meest voorkomende systemen vastgesteld:

- PhoSim;
- PhoRedox;
- Hoogvliet;
- (m)UCT-achtigen.

Opvallend is het beperkte aantal systemen met voorbezinking die lage N en P-gehalten in het effluent produceren. Deze installaties zijn in het algemeen van grote(re) capaciteit, met slibgisting en met terugvoer van N- en P-rijk slib(rejectie)water en (oorspronkelijk) hogere slibbelasting. De installaties met voorbezinktanks die wel met een hoogwaardig effluent zijn

geïdentificeerd, vallen precies in het gemiddelde en geven geen aanleiding een negatieve invloed te veronderstellen.

De BZV/N- en BZV/P-verhoudingen lijken slechts een geringe invloed op de prestaties te hebben. Men zou voorzichtig kunnen concluderen dat de gangbare BZV/N-verhoudingen voldoende zijn voor vergaande N-verwijdering.

In algemene zin zijn conclusies over de individuele invloedsfactoren nauwelijks te trekken doordat diverse factoren gelijktijdig van invloed kunnen zijn op de zuiveringsprestaties. Dit betreft niet alleen de jaargemiddelde parameters die in dit onderzoek zijn beschouwd, maar ook op variaties binnen het jaar en lokale omstandigheden (zoals de invloed van de procesregeling) die in deze globale verkenning niet kunnen worden beschouwd.

Vorzichtig wordt geconstateerd dat een lagere slibbelasting een lagere N_{totaal} -concentratie geeft, ook al is de spreiding bij lagere belastingen groot. Kennelijk spelen andere factoren daarbij ook een rol. Ten aanzien van fosfaat is het beeld niet duidelijk. Een grotere slibbelasting levert een lagere effluentwaarde, maar de relatie tussen de BZV/N-verhouding beschouwend en de P effluentwaarden (die ook een hogere slibbelasting tot gevolg heeft) is het juist omgekeerd. De reden daarvoor is niet duidelijk.

Met betrekking tot de meest voorkomende systemen lijkt het erop dat met alle systemen een zeer lage P_{totaal} concentratie mogelijk is, ook al is een jaargemiddelde concentratie van < 0,2 mg P/l (in het jaar 2005) nog niet aangetroffen. Installaties die aan de A-effluenteis voor stikstof van < 2,2 mg/l voldoen komen voor, maar in zeer beperkte mate. Ten aanzien van stikstof lijken op maat ontworpen (m)UCT-systemen enigszins achter te blijven. Dat zou op basis van de theorie kunnen worden verklaard uit de beperkte recirculatieverhouding die bij dergelijke systemen aanwezig is.

Samengevat wordt gesteld dat het actief-slibproces zoals het uitgevoerd is op veel rwzi's in Nederland de potentie heeft om veel beter te presteren dan de huidige effluenteisen (10 mg N/l en 1 mg P/l). Voldoen aan < 5 mg N/l en < 0,3 mg P/l (de B-kwaliteit) zal in veel gevallen mogelijk zijn zonder aanzienlijke aanpassingen. Voorwaarde is dat de actuele slibbelasting lager is dan 0,06 kg BZV/kg ds.d, de recirculatiefactor hoger is dan 20 (bij een omloopsysteem) en de BZV/N-verhouding in het influent hoger is dan 3. Deze basisvoorwaarden voor vergaande N- (en in mindere mate P-verwijdering) zijn naar verwachting op veel meer rwzi's aanwezig dan de circa 60 installaties die volgens de enquête in 2005 reeds op dit niveau presteerden. De factoren die op dit moment beperkend zijn voor de effluentkwaliteit, bijvoorbeeld niet-optimale procesregeling, dienen te worden verbeterd. Dit betekent een gerichte aanpak per rwzi.

Verbetering van de effluentkwaliteit tot de A-kwaliteit (< 2,2 mg N/l en < 0,15 mg P/l) is moeilijk (maar wel mogelijk) en vergt meer inzicht in het effect van de invloedsfactoren. Optimalisaties richting A-kwaliteit zijn ingrijpender en kunnen veelal alleen gerealiseerd worden door bouwkundige aanpassingen (uitbreiding actief-slibvolume, verhogen recirculatiecapaciteit). Op basis van de inventarisatie in de praktijk kunnen deze niet eenduidig worden vastgesteld.

4

TOETSING MET ACTIEF-SLIBMODELLEN

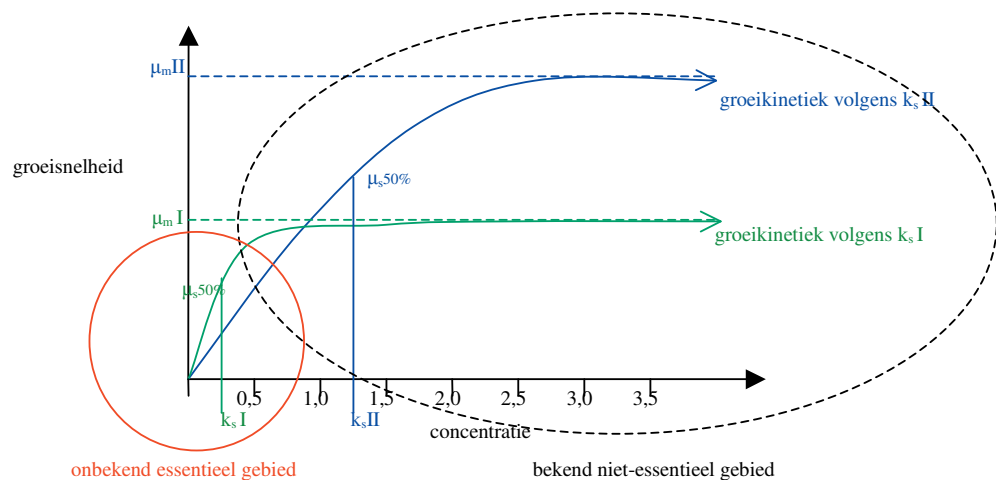
4.1 INLEIDING

Voor meer inzicht in de effecten van afvalwatersamenstelling en procesomstandigheden op de verwijdering van ammonium, nitraat en fosfaat kunnen actief-slibmodellen (bijvoorbeeld statisch model HSA en dynamisch model ASM) uitkomst bieden. Ook de relatie tussen procesparameters en het bereiken van specifieke componenten binnen de effluentkwaliteitsniveau's B en A kan via modelonderzoek met HSA en ASM inzichtelijk worden gemaakt. Een model is per definitie een simplificatie van de werkelijkheid, zodat de resultaten van modelberekeningen altijd kritisch dienen te worden beschouwd.

4.1.1 MONOD-KINETIEK IN MODELLEN

De in de praktijk gehanteerde modellen (hoe complex ook) zijn per deelproces Monod-formules met een eenvoudige (op enzymkinetiek gebaseerde) relatie tussen de heersende concentratie en omzettingssnelheid van enkele componenten. De zuiveringsprocessen in onze huidige actief-slibsystemen blijken (binnen zekere bandbreedtes) redelijk te kunnen worden gesimuleerd door genoemde zuiveringsmodellen. Bij de modellering van een actief-slibstelsel wordt deels gebruik gemaakt van algemeen toegepaste default-waarden voor de procesparameters, aangevuld met een fit van de overige parameters aan de hand van een dataset van de betrokken rwzi. Extrapolatie naar het nagestreefde (zeer) lage concentratiegebied is echter onzeker. Dit is geïllustreerd in Afbeelding 23, die het effect laat zien van de twee parameters die een Monod-vergelijking kenmerken, namelijk de maximale specifieke groeisnelheid μ_m en de verzadigingscoëfficiënt k_s (de substraatconcentratie waarbij 50% van de maximale specifieke groeisnelheid wordt bereikt).

AFBEELDING 23 EFFECT VAN VERSCHILLENDE k_s EN μ_m -WAARDEN OP DE GROEISNELHEID BIJ HOGE EN LAGE SUBSTRAATCONCENTRATIES VOLGENS MONOD-KINETIEK



De afbeelding laat zien dat de twee combinaties van k_s en μ_m in een concentratiegebied rond 1,0 mg/l een gelijke groeisnelheid hebben; bij validatie van een model aan de hand van de prestaties rond deze concentratie zijn beide combinaties van k_s en μ_m een valide resultaat. Echter als bij hogere of lagere effluentconcentraties wordt gewerkt, lopen de resultaten sterk uiteen: systeem I (groene lijn) heeft bij lagere concentraties nog een behoorlijke groeisnelheid, terwijl die van systeem II (blauwe lijn) dan sterk afneemt; systeem I is het best in staat om lage effluentconcentraties te halen. Bij systeem I is echter bij 1,5 mg/l de maximale groeisnelheid al bereikt, terwijl systeem II (weliswaar bij toenemende evenwichtconcentratie) een flink hogere groeisnelheid weet te bereiken; systeem II is beter in staat om piekbelastingen te verwerken. Bij extrapolatie van de huidige ervaringen naar lagere effluentconcentraties zal moeten worden vastgesteld of zuiveringssystemen zich meer volgens kinetiekmodel I of II gedragen.

Wegens eerder gesignaleerde beperkingen van de modelsystemen [9, 21, 25] en het risico van onjuiste extrapolatie, maar ook vanwege de beperkingen in het inschatten van slib/waterscheiding en restverontreinigingen, wordt in dit onderzoek in eerste instantie uitgegaan van praktijkervaringen en algemeen erkende procesmechanismen en wordt selectief gebruik gemaakt van modelberekeningen.

4.1.2 BASISCONFIGURATIE VOOR MODELLERING

In hoofdstuk 3 zijn drie configuraties geselecteerd als meest representatieve actief-slibconfiguraties: PhoSim, PhoRedox en het Hoogvliet-systeem. Aanvullend is een (m)UCT-configuratie meegenomen bij het opstellen van de modellen.

Als basisconfiguratie voor het modelleren wordt de Hoogvlietvariant zoals gerealiseerd op de rwzi Hoogvliet (zie Afbeelding 24) gekozen. Deze rwzi presteerde in 2005 op B-effluentkwaliteit, is voldoende groot en is in het verleden gemodelleerd. Op basis van de beschikbare influentkarakterisering en modelgegevens is als eerste modelvariant de Hoogvlietconfiguratie gebouwd en gefit op de aanvoercharacteristiek en de effluentkwaliteit van het jaar 2005. Dit is gedaan zonder aanpassing van de kinetische parameters. De modellering vindt plaats bij een standaard temperatuur met een standaard influentkarakterisering gebaseerd op de aanvoer van de rwzi Hoogvliet. Het ASM-model is gecalibreerd op basis van het temperatuurverloop en de stikstof- fosfaat- en slibbalans over het gehele jaar.

AFBEELDING 24 RWZI HOOGVLIET (FOTO: WATERSCHAP HOLLANDSE DELTA)



Het gefitte Hoogvliet-model dient als basis voor achtereenvolgens het PhoRedox-model en het PhoSim-model. De afgeleide modellen worden gebouwd met identieke volumina, debieten en influentkarakteristieken als het model van de rwzi Hoogvliet. De uitkomsten van de verschillende modellen dienen als indicatie voor verschillen in prestaties van vergelijkbare zuiveringsconfiguraties.

4.2 MODELLERING EN TOETSING IN HSA

De modellering in HSA vindt parallel plaats aan de ASM-modellering en werkt met een standaard temperatuur, standaard influentsamenstelling en identieke debieten en volumina voor alle varianten (zie bijlage 8).

4.2.1 UITGANGSSITUATIE RWZI HOOGVLIET

De rwzi Hoogvliet is de eerste versie van de zogenaamde “Hoogvlietvariant” (zie 3.3.1.3).

Als uitgangssituatie zijn de gegevens van 2005 gebruikt. Tabel 7 geeft een overzicht van de volumes van de reactoren op de rwzi Hoogvliet gevolgd door Tabel 8 waarin de uitgangswaarden zijn weergegeven (zie ook bijlage 6).

TABEL 7 OVERZICHT VOLUMES REACTOREN RWZI HOOGVLIET

| reactor | volumes (m ³) |
|----------------------|---------------------------|
| totaal volume | 18.800 |
| vast denitrificatie | 2.440 |
| vast nitrificatie | 6.020 |
| totaal omloopsysteem | 10.340 |
| | waarvan 42% aëroob |
| | 58% anoxisch |
| | 4.343 |
| | 5.997 |

TABEL 8 UITGANGSWAARDEN VOOR HET MODEL OVER 2005 (JAARGEMIDDELDE WAARDEN)

| parameter | eenheid | waarde |
|-----------------------|---------------------|--------|
| CZV-vracht | kg/d | 7.697 |
| BZV-vracht | kg/d | 2.944 |
| N _{Kjeldahl} | kg/d | 713 |
| P _{totaal} | kg/d | 111 |
| zwevende stof | kg/d | 3.701 |
| slibgehalte | g/l | 3,9 |
| DWA | m ³ /uur | 1.009 |
| DWA-periode | uur | 16 |
| influentdebit | m ³ /d | 21.874 |
| temperatuur | °C | 15,6 |

Het model is gefit op de effluentconcentratie N_{totaal} van 2005, namelijk 4,7 mg/l.

Bij het fitten van het HSA model (zie bijlage 6) aan de resultaten van rwzi Hoogvliet was een relatief grote afwijking aanwezig van de werkelijke slibproductie en de gemeten slibproductie. Omdat de gemeten slibproductie minder nauwkeurig is, zijn de diverse default-parameters voor de heterotrofe yield niet aangepast. In Tabel 9 zijn de invoergegevens over 2005 weergegeven.

TABEL 9 OVERZICHT INVOERGEGEVENS HOOGVLIETVARIANT

| parameter | Eenheid | rwzi Hoogvliet |
|-------------------------------------|----------------|----------------|
| V totaal | m ³ | 18.800 |
| V denitrificatie vast | m ³ | 2.440 |
| V wissel (D of N) | m ³ | - |
| V nitrificatie vast | m ³ | 6.020 |
| V simultaan (D+N) | m ³ | 10.340 |
| % vast anoxisch van V totaal | % | 13 |
| min. % belucht van V simultaan | % | 42 |
| max. % belucht van V simultaan | % | 42 |
| recirculatieverhouding laatste tank | - | 70 |
| type recirculatieverhouding | - | intern |

Bij de controleberekeningen blijkt dat de rwzi Hoogvliet ruime overcapaciteit heeft. Volgens het model wordt alle nitraat verwijderd. Handmatig wordt vervolgens het werkelijke c.q. minimaal haalbare nitraatgehalte ingevoerd.

TABEL 10 RESULTATEN VOOR STIKSTOF VOOR RWZI HOOGVLIET

| parameter | fit op basis van 2005 (mg/l) | potentieel (mg/l) |
|--------------------------|------------------------------|-------------------|
| NH ₄ -N | 2,2 | 0,8 |
| Norganisch | 1,2 | 1,2 |
| N _{Kjeldahl} -N | 3,4 | 2,0 |
| NO ₃ -N | 1,3 | 0,35 |
| N _{totaal} | 4,7 | 2,35 |

In Tabel 10 valt het hoge NH₄-gehalte op. Dit is een gevolg van de lage zuurstofsetpoint in het omloopsysteem waardoor de beluchtingscapaciteit in deze tank laag was. In het tweede kwartaal van 2005 was het ammoniumgehalte 0,8 mg/l. Dat is een gangbare waarde voor een laagbelaste actiefslibinstallatie. Het inerte N_{organisch}-gehalte is circa 3,4 - 2,2 = 1,2 mg/l.

De laatste reactor van Hoogvliet heeft een interne recirculatiefactor van circa 70. Uit tussenwaarden in het model kan worden berekend dat in de installatie circa 23 mg/l NO₃-N wordt gevormd. Dat betekent dat het theoretisch minimale nitraatgehalte: 23/70 = 0,35 mg/l is. In werkelijkheid wordt echter 1,3 mg NO₃-N/l gevonden. Mogelijk dat niet de nitraatrecirculatie maar de beschikbaarheid van organische stof in het omloopsysteem een beperkende factor is, aangezien een groot deel van de organische stof in de volledig beluchte nitrificatietank is geoxideerd.

In Tabel 10 zijn in de laatste kolom de volgens het HSA-model potentieel haalbare resultaten voor de rwzi Hoogvliet vermeld. Hieruit volgt dat de minimaal haalbare waarde voor N_{totaal} bijna, maar nog net niet, voldoet aan de A-kwaliteit. Waarschijnlijk is verwijderen van de N_{organisch} inert de enige oplossing om onder de 2,2 mg/l N te komen.

4.2.2 GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN INVLOEDSFACTOREN IN HSA

In deze paragraaf wordt de gevoeligheidsanalyse van de volgende invloedsfactoren beschreven die is uitgevoerd met de HSA-modellen:

- reactorconfiguratie;
- slibbelasting;
- BZV/N-ratio;
- temperatuur;
- recirculatiefactor.

4.2.2.1 configuratie

Naast de Hoogvlietvariant zijn de volgende configuraties doorgerekend (zie o.a. bijlage 6):

- PhoSim;
- PhoRedox;
- (m)UCT-systeem-configuratie (met een vaste nitrificatietank).

Tabel 11 presenteert een overzicht van de resultaten per doorberekende configuratie. “Potentieel op basis van model” geeft aan wat theoretisch haalbaar zou moeten zijn. De verwachting is namelijk dat een lagere $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ mogelijk is dan in werkelijkheid wordt gemeten.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat uitgaande van de Hoogvlietcondities qua afvalwater-samenstelling, temperaturen, totale slibmassa, er geen verschil wordt gevonden tussen de configuraties, alleen bij het (m)UCT-proces wegens de beperkte externe recirculatieverhouding.

TABEL 11 OVERZICHT RESULTATEN PER REACTOR CONFIGURATIE

| parameter (mg/l) | | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT-achtige |
|----------------------------------|--------------------------------|-----------|--------|----------|----------------|
| op basis van 2005 gegevens | $\text{NH}_4\text{-N}$ | 2,2 | | | |
| | $\text{N}_{\text{organisch}}$ | 1,2 | | | |
| | $\text{N}_{\text{Kjeldahl-N}}$ | 3,4 | | | |
| | $\text{NO}_3\text{-N}$ | 1,3 | | | |
| | N_{totaal} | 4,7 | | | |
| potentieel op basis van model | $\text{NH}_4\text{-N}$ | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,8 |
| | $\text{N}_{\text{organisch}}$ | 1,2 | 1,2 | 1,2 | 1,2 |
| | $\text{N}_{\text{Kjeldahl-N}}$ | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 |
| | $\text{NO}_3\text{-N}$ | 0,35 | 0,35 | 0,35 | 2,55 |
| | N_{totaal} | 2,35 | 2,35 | 2,35 | 4,55 |

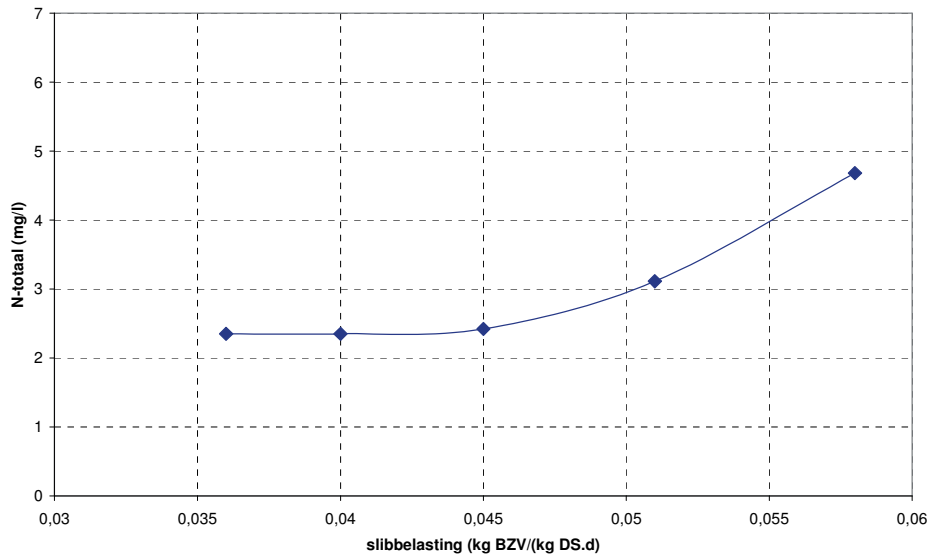
De veranderingen in slibbelasting, BZV/N-verhouding, temperatuur en recirculatieverhouding zijn doorberekend in het model op basis van de Hoogvlietvariant. Hierbij is uitgegaan van de potentiële effluentwaarden, zoals genoemd in Tabel 10 en Tabel 11. Voor Hoogvliet geldt in 2005:

- een slibbelasting van 0,04 kg BZV/(kg ds.d),
- een BZV/N-ratio van 4,13,
- een gemiddelde temperatuur van 15,6 °C,
- een recirculatiefactor van 70.

4.2.2.2 Slibbelasting

In Afbeelding 25 is de relatie met de slibbelasting weergegeven. De slibbelasting is aangepast door middel van verandering van het slibgehalte. In de figuur is te zien dat de rwzi Hoogvliet ruim is gedimensioneerd. In deze situatie gaat pas bij een slibbelasting van 0,045 gaat het N_{totaal} -gehalte toenemen.

AFBEELDING 25 STIJGING SLIBBELASTING VERSUS N_{TOTAAL} IN HET EFFLUENT



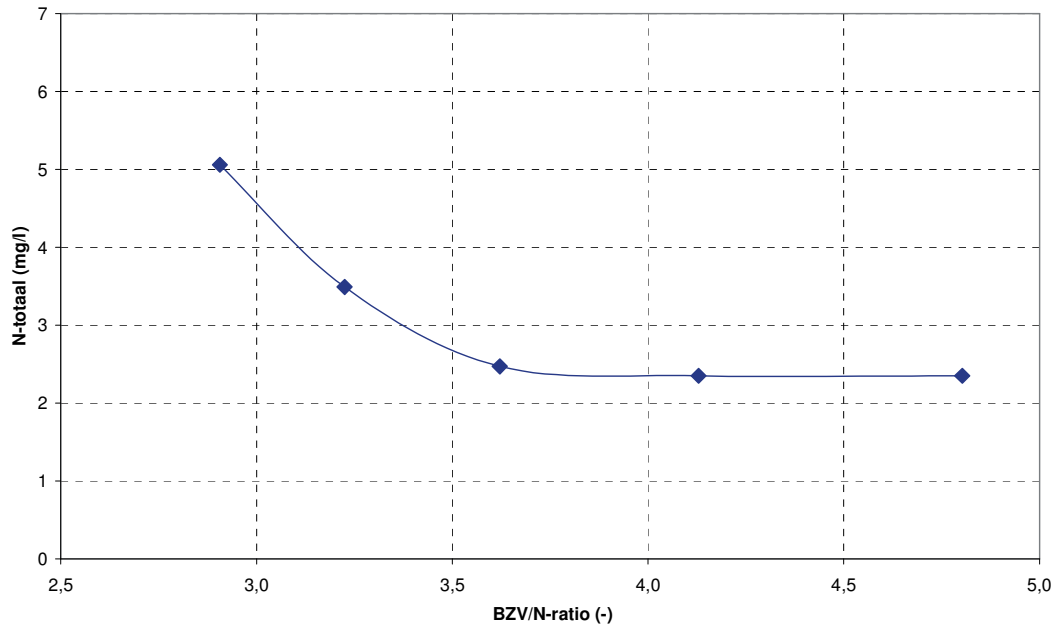
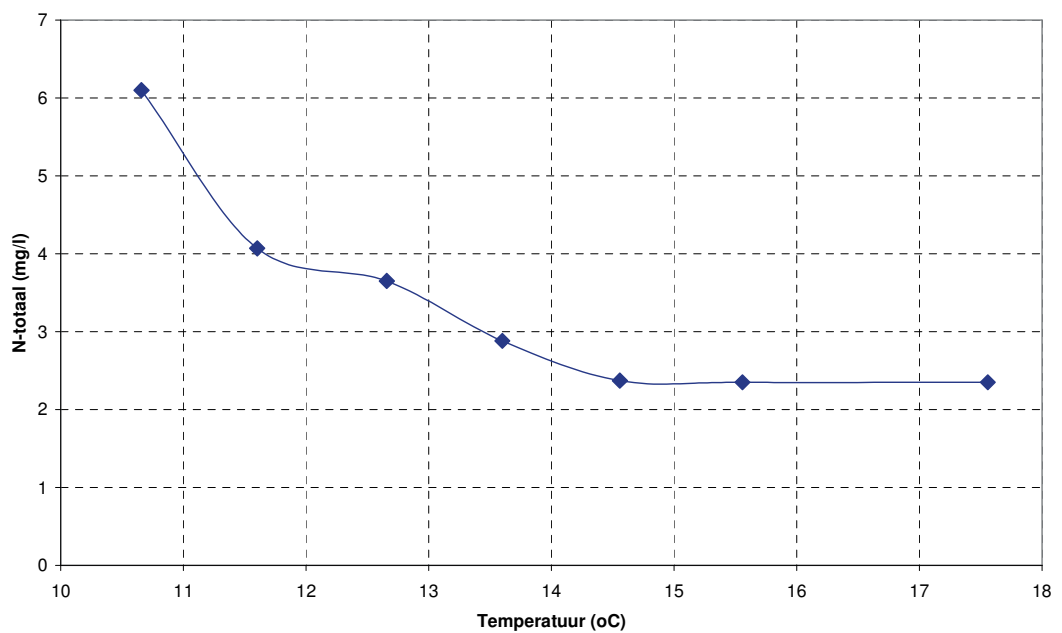
4.2.2.3 BZV/N-verhouding

In figuur 35 is de relatie met de BZV/N verhouding weergegeven. De BZV/N-ratio is aangepast door een verhoging van de stikstofvracht. Deze verhouding is voor Hoogvliet gunstig. In deze situatie gaat pas bij een verhouding kleiner dan 3,6 het N_{totaal} -gehalte toenemen.

4.2.2.4 Temperatuur

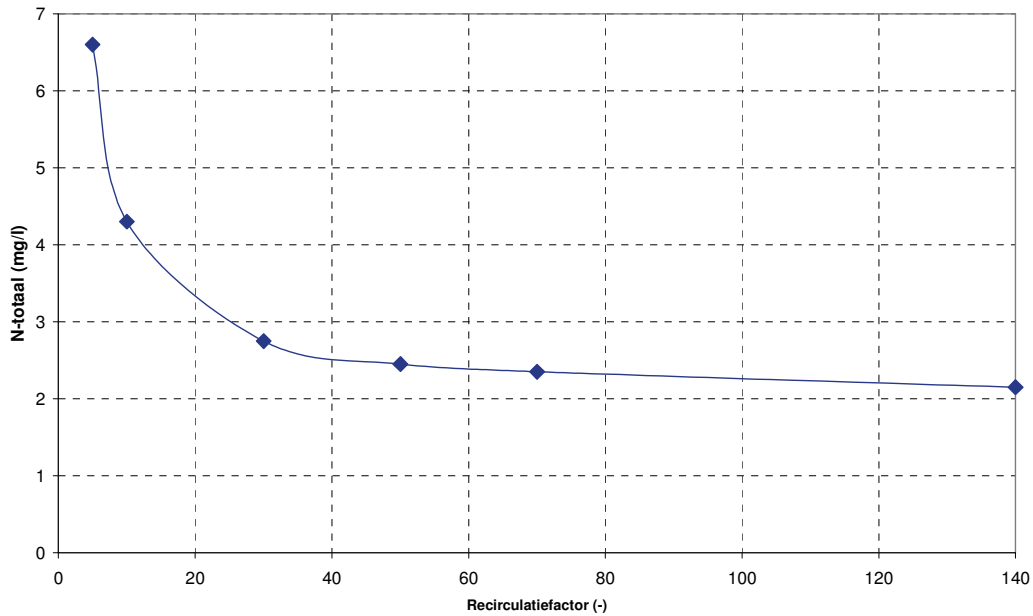
In Afbeelding 27 is de relatie met de gemiddelde temperatuur weergegeven. Bij een temperatuur onder de 14,5 °C neemt de N_{totaal} -concentratie toe. De gemiddelde procestemperatuur van de rwzi Hoogvliet is met 15,6 °C relatief hoog, wat gunstig is voor de stikstofverwijdering.

In de grafiek in Afbeelding 27 is bij 11,5 °C een duidelijke discrepantie in het verloop van de stikstofconcentratie waar te nemen. Deze wordt veroorzaakt doordat hier de ontwerptemperatuur wordt overschreden en nitrificatie maatgevend wordt boven denitrificatie.

AFBEELDING 26 BZV/N-RATIO VERSUS N_{TOTAAL} IN HET EFFLUENTAFBEELDING 27 TEMPERatuur VERSUS N_{TOTAAL} IN HET EFFLUENT

4.2.2.5 Recirculatiefactor

In Afbeelding 28 is de relatie met de recirculatiefactor weergegeven. Door verandering van de recirculatiefactor verandert de minimale $\text{NO}_3\text{-N}$ waarde in het effluent met als gevolg een verandering van N_{totaal} in het effluent. Ook hierin is er voor Hoogvliet overcapaciteit. Bij een recirculatiefactor onder de 20 gaat het N_{totaal} -gehalte pas oplopen. Door het omloopsysteem als laatste stap is automatisch een hoge recirculatieverhouding aanwezig.

AFBEELDING 28 RECIRCULATIEFACTOR VERSUS N_{TOTAAL} IN HET EFFLUENT

4.2.3 CONCLUSIES HSA-MODELLERING

Op basis van de HSA berekeningen na de fit van de rwzi Hoogvliet kan het volgende worden geconcludeerd:

- De rwzi Hoogvliet heeft ruimte over en kan in principe verdergaand zuiveren dan nu gebeurt. Met betrekking tot ammonium lijkt de luchtinbreng te gering te zijn. Dit is het gevolg van een (te) laag zuurstofsetpoint in het omloopsysteem. Bij aanpassing kan het NH_4 -gehalte dalen tot 0,8 mg/l. Of een nog lagere waarde mogelijk is, is op basis van het HSA-model niet duidelijk. Het nitraatgehalte is 1,3 mg/l, maar zou theoretisch terug kunnen naar 0,35 mg/l. De reden dat dit niet gehaald wordt is niet duidelijk. Dan nog wordt de A-kwaliteit niet gehaald. Nog verdere verlaging kan alleen plaatsvinden door verwijdering van de inerte N fractie;
- Andere systemen (PhoSim-systeem en PhoRedox-systeem) presteren gelijkwaardig, met uitzondering van (m)UCT-achtige systemen omdat die processen gelimiteerd worden door de externe recirculatiefactor;
- Uit de gevoeligheidsanalyse van de overige invloedsfactoren kan worden afgeleid wat het effect is van een toenemende slibbelasting, een afnemende BZV/N-verhouding, een afnemende temperatuur en een afnemende recirculatieverhouding. Hierbij moet wel vermeld worden dat deze waarden gelden voor het afvalwater van Hoogvliet. Bij een andere afvalwatersamenstelling zal de trend gelijk zijn, maar de werkelijke waarden kunnen verschillen.

Uit de berekeningen blijkt wel dat het HSA-model geen duidelijke verschillen tussen een aantal systemen heeft kunnen vaststellen. Alleen een verschil in recirculatiefactor komt naar voren. Dit wordt deels veroorzaakt door de grote overcapaciteit van Hoogvliet, waardoor elke variant een volledige verwijdering van $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ voorspelt (alleen gehinderd door de recirculatieverhouding). Aangezien HSA voor de verschillende actief-slibsystemen op dezelfde manier werkt, dat wil zeggen met aërobe sibleeftijd en denitrificatiepotentiaal lijkt het model minder geschikt om kleine verschillen tussen de systemen in beeld te brengen. De relatief complexe schakeling van tanks bij de Hoogvlietvariant om daarmee hogere snel-

heden te creëren, komt bij HSA niet duidelijk tot uiting. Aan de andere kant is het de vraag of die verschillen tussen de systemen in de praktijk terug te vinden (zullen) zijn.

Het model geeft wel aan dat bij gangbare slibbelastingen, BZV/N-verhoudingen, temperaturen en recirculatiefactoren zeer lage N_{totaal} -waarden kunnen worden gerealiseerd. Een goede beluchting, zodat NH_4 het hele jaar door $< 1 \text{ mg N/l}$ is en een voldoende hoge recirculatiefactor (door een simultane denitrificatie en nitrificatie) hebben de meeste invloed. Daarnaast is het waarschijnlijk ook nog nodig om $N_{\text{organisch}}$ en aan deeltjes gerelateerde stikstofcomponenten te reduceren, maar daarvoor zijn waarschijnlijk nageschakelde technieken nodig.

4.3 MODELLERING EN TOETSING IN ASM

In de inventarisatie van de best werkende rwzi's in Nederland (hoofdstuk 3) is vastgesteld dat maar van een beperkt aantal rwzi's een ASM-model beschikbaar is. Om de volgende redenen is uiteindelijk gekozen voor de rwzi Hoogvliet:

- het betreft een representatieve configuratie (de Hoogvliet variant is één van de vier gekozen systemen);
- de gemiddelde effluentkwaliteit in 2005 voldoet aan de B-kwaliteit voor stikstof en aan de A-kwaliteit voor fosfaat (volledig biologisch);
- er is een SIMBA-model beschikbaar (uit 2002 in ASM1).

Een nadeel van rwzi Hoogvliet is dat er geen influentkarakterisering is uitgevoerd.

De modellering van rwzi Hoogvliet wordt uitgevoerd met het TUD-model [39] in SIMBA [40]. In dit model wordt zowel de biologische stikstofverwijdering als de biologische fosfaatverwijdering beschreven. Dit model is in het verleden meerdere malen gebruikt voor verschillende modelleringsstudies en blijkt de werkelijkheid goed te benaderen.

De dimensies, parameters, modelbouw en calibratie van het Hoogvlietmodel in Simba zijn samengevat in bijlage 7.

Bij de opbouw en calibratie van het rwzi-model zijn alle dimensies, parameters en procesinstellingen zoveel mogelijk gelijk gesteld aan die van de praktijk:

- de dimensies van de verschillende hoofdprocesonderdelen;
- de recirculatie van de nitrificatietank naar de denitrificatietank is gebaseerd op een ratio van 3 met het influentdebiet;
- het slibgehalte is gemiddeld $3,9 \text{ mg/l}$ met een gloeirrest van 28%;
- de zuurstof setpoints van de nitrificatietank en het omloopsysteem worden in de praktijk gevarieerd op basis van de prestaties en de procestemperatuur. De gekozen setpoints, respectievelijk $1,5$ en $0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$, zijn binnen de range die op de rwzi wordt toegepast;
- de stroomsnelheid in het omloopsysteem is nooit gemeten. Bij de calibratie is uitgegaan van 20 cm/s .

4.3.1 GEVOELIGHEIDSANALYSE INVLOEDSFACTOREN

In deze paragraaf is het effect van een aantal factoren op de effluentconcentraties ten aanzien van stikstof en fosfaat bekeken. Hierbij is de effluentkwaliteit als jaargemiddelde beschouwd, uitgaande van het temperatuurprofiel (zie Tabel 23 in bijlage 7). Alle berekeningen zijn uitgevoerd met het rwzi Hoogvliet influent (zie Tabel 24 in bijlage 7), waarbij is uitgegaan van een constante aanvoer over de dag. Bij de gevoeligheidsanalyse is dus met name de invloed

van het temperatuursverloop over het jaar meegenomen, en niet de dagelijkse variaties in de aanvoer.

Het effect van de volgende factoren wordt bekeken:

- configuratie van de rwzi (§4.3.1.1);
- slibbelasting (§4.3.1.2);
- BZV/N-ratio (§4.3.1.3);
- interne recirculatiefactor (§4.3.1.4);
- temperatuur (§4.3.1.5).

Per configuratie wordt bij de optimale procesinstellingen de effluentkwaliteit berekend. Het effect van de laatste vier genoemde factoren wordt vervolgens alleen doorgerekend op basis van de Hoogvliet-variant.

4.3.1.1 Configuratie van de rwzi

Naast de Hoogvlietvariant zijn de volgende configuraties voor de rwzi doorgerekend:

- (m)UCT-achtige systemen;
- PhoRedox;
- PhoSim.

Een overzicht van de schematische SIMBA-modellen van de diverse configuraties is weergegeven in Bijlage 7.

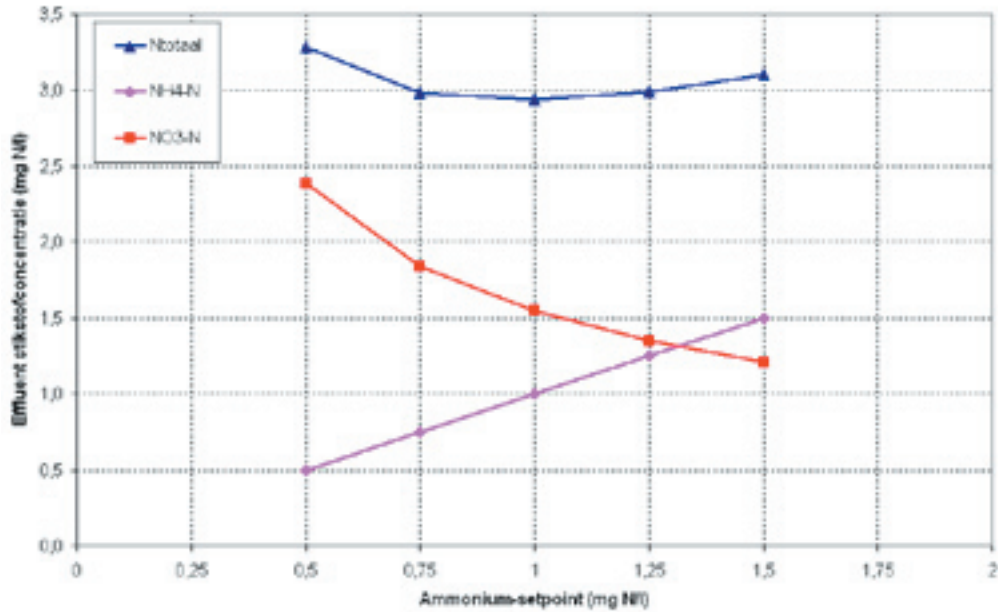
Voor elke configuratie zijn de optimale procesinstellingen gezocht. Allereerst is dit voor de rwzi Hoogvliet gedaan. Hierbij is een cascaderегeling op ammonium en zuurstof in de aëratietank toegepast, welke tot doel heeft het ammoniumgehalte over het jaar constant te houden (zie Afbeelding 50 in bijlage 7). Voor verschillende ammoniumsetpoints is de effluentkwaliteit over het jaar berekend. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 12 en Afbeelding 29.

TABEL 12 OVERZICHT RESULTATEN RWZI HOOGVLIET BIJ VERSCHILLENDE AMMONIUMSETPOINTS

| parameter | eenheid | NH ₄ = 1,5 | NH ₄ = 1,25 | NH ₄ = 1,0 | NH ₄ = 0,75 | NH ₄ = 0,5 |
|------------------------|---------|-----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| NH ₄ -N | mg/l | 1,50 | 1,25 | 1,00 | 0,75 | 0,50 |
| NO ₃ -N | mg/l | 1,21 | 1,35 | 1,55 | 1,84 | 2,39 |
| N _{organisch} | mg/l | 0,39 | 0,39 | 0,39 | 0,39 | 0,39 |
| N _{kj} | mg/l | 1,89 | 1,64 | 1,39 | 1,14 | 0,89 |
| N _{totaal} | mg/l | 3,10 | 2,99 | 2,94 | 2,98 | 3,28 |
| P _{ortho} | mg/l | 0,015 | 0,014 | 0,013 | 0,012 | 0,010 |
| P _{organisch} | mg/l | 0,115 | 0,115 | 0,115 | 0,115 | 0,115 |
| P _{totaal} | mg/l | 0,130 | 0,129 | 0,128 | 0,127 | 0,125 |
| Slibproductie | kg ds/d | 3.957 | 3.952 | 3.946 | 3.939 | 3.930 |

De minimale N_{totaal}-effluentconcentratie wordt bereikt bij een ammoniumsetpoint van 1,0 mg/l. Op basis hiervan is besloten om ook voor de andere configuraties uit te gaan van een ammoniumsetpoint van 1,0 mg/l. Hierdoor zijn de resultaten van de verschillende installaties goed met elkaar te vergelijken.

AFBEELDING 29 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE AMMONIUMSETPOINT



Voor de verschillende configuraties zijn de optimale procesinstellingen gezocht. Hierbij is met name naar de beluchtingsregeling en de interne recirculatiestromen gekeken. De resultaten van deze optimalisaties en de dimensies voor de verschillende configuraties zijn verzameld in Tabel 13. Voor de rwzi Hoogvliet is uitgegaan van een interne recirculatiefactor (van de eerste nitrificatietank naar de denitrificatietank) van 5. Dit is de in de praktijk maximale recirculatiefactor. Mogelijk treedt in de Hoogvlietvariant in de laatste denitrificatiezone van het omloopcircuit BZV-limitering op waardoor de denitrificatie niet volledig kan verlopen. Hiermee kan mogelijk de relatief hoge nitraatconcentratie in het effluent verklaard worden. Mede om deze reden wordt op de rwzi's Hellevoetsluit, MBR Heenvliet en Streijen een bypass van de afloop van de anaërobe tank naar het omloopcircuit toegepast om extra BZV beschikbaar te stellen aan het denitrificatieproces. Het is dus zaak om in deze variant zuinig om te gaan met beschikbaar BZV en niet te veel te verdunnen. Uit een gevoeligheidsanalyse voor deze ratio (zie paragraaf 4.3.1.4) blijkt dat de stikstofverwijdering toeneemt bij toename van de recirculatiefactor. Ook voor de andere systemen is uitgegaan van instellingen zoals die in de praktijk kunnen worden toegepast op goed functionerende installaties. Dit betekent bijvoorbeeld dat bij het (m)UCT-proces is uitgegaan van een volledig beluchte laatste compartiment met een relatief lage recirculatiefactor.

De resultaten van de berekeningen met de diverse configuraties zijn verzameld in Tabel 14. De verschillen tussen de verschillende configuraties zijn in absolute zin gering. Zeker indien wordt uitgegaan van de hoeveelheid omgezette stikstof. Naarmate effluentconcentraties lager zijn is het echter lastiger om nog lagere concentraties te bereiken. In die zin kan worden geconcludeerd dat de verschillen in effluentkwaliteit tussen de verschillende configuraties relatief wel significant zijn.

Op basis van Tabel 14 kan dan worden geconcludeerd dat wat betreft stikstof de PhoSim-variant het beste presteert en het (m)UCT-achtige systemen het minste presteert. De "beperkte" recirculatie in de (m)UCT-achtige systemen is hiervan de oorzaak. Om lage nitraatgehalten te kunnen bereiken dient de recirculatiefactor zeer hoog te zijn. Dit verklaart ook dat de PhoRedox-variant een iets minder goed resultaat (wat betreft stikstofverwijdering) geeft dan de PhoSim-variant. Door de lage nitraatgehalten in het omloopstelsel is de recirculatie van

nitraat naar de voordennitrificatieruimte beperkt, waardoor het netto-effect hiervan negatief is. Indien de recirculatiefactor van de PhoRedox-variant wordt verhoogd van 10 naar 20 (wat in de praktijk ook kan voorkomen), bereikt deze een gelijke effluentkwaliteit als de PhoSim-variant.

TABEL 13 DIMENSIES EN OVERIGE PARAMETERS VAN DE DIVERSE CONFIGURATIES

| onderdeel | eenheid | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT |
|---|----------------------|-----------|--------|----------|--------|
| selector volume | m ³ | 880 | 880 | 880 | 880 |
| anaërobe tank volume | m ³ | 4.070 | 4.070 | 4.070 | 4.070 |
| anoxische ruimte volume | m ³ | 2.440 | - | 3.760 | 3.760 |
| nitrificatietank (wisselruimte (m)UCT/BCFS®) | m ³ | 6.000 | - | - | 7.520 |
| aëratiecircuit volume | m ³ | 10.340 | 18.800 | 15.040 | 7.520 |
| totaal AT-volume excl. selector/anaërobe tank | m ³ | 18.780 | 18.800 | 18.800 | 18.800 |
| nabezinking volume | m ³ | 12.075 | 12.075 | 12.075 | 12.075 |
| slibdeken in nabezinking volume | m ³ | 1.600 | 1.600 | 1.600 | 1.600 |
| slibgehalte in beluchting | g ds/l | 3,9 | 3,9 | 3,9 | 3,9 |
| gloeirest van het actief slib | % | 28 | 28 | 28 | 28 |
| zuurstof setpoint nitrificatietank | mg O ₂ /l | 1,5 | - | - | 2,0 |
| ammonium setpoint aëratiecircuit | mg N/l | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| verhouding retourslib/influentdebiet | - | 0,9 | 0,9 | 0,9 | 0,9 |
| bypass retourslib langs selector naar anaërobe tank | - | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,6 |
| recirculatiefactor A, anoxisch naar anaëroob | - | - | - | - | 1 |
| recirculatiefactor B, vast aëroob naar anoxisch | - | 5 | - | 10 | 9 |
| recirculatiefactor C, vast aëroob naar wissel | - | - | - | - | 5 |
| horizontale stroomsnelheid in aëratiecircuit | cm/s | 20 | 20 | 20 | 20 |

TABEL 14 OVERZICHT RESULTATEN VAN DE VERSCHILLENDE CONFIGURATIES

| parameter | eenheid | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT-achtig |
|------------------------|---------|-----------|--------|----------|---------------|
| NH ₄ -N | mg/l | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,02 |
| NO ₃ -N | mg/l | 1,13 | 0,57 | 0,87 | 1,89 |
| N _{organisch} | mg/l | 0,39 | 0,41 | 0,40 | 0,40 |
| N _{kj} | mg/l | 1,39 | 1,41 | 1,40 | 1,42 |
| N _{totaal} | mg/l | 2,52 | 1,98 | 2,28 | 3,31 |
| P _{ortho} | mg/l | 0,017 | 0,032 | 0,020 | 0,006 |
| P _{organisch} | mg/l | 0,115 | 0,118 | 0,118 | 0,114 |
| P _{totaal} | mg/l | 0,132 | 0,150 | 0,138 | 0,120 |
| slibproductie | kg ds/d | 3.945 | 3.903 | 3.930 | 4.054 |

4.3.1.2 Slibbelasting

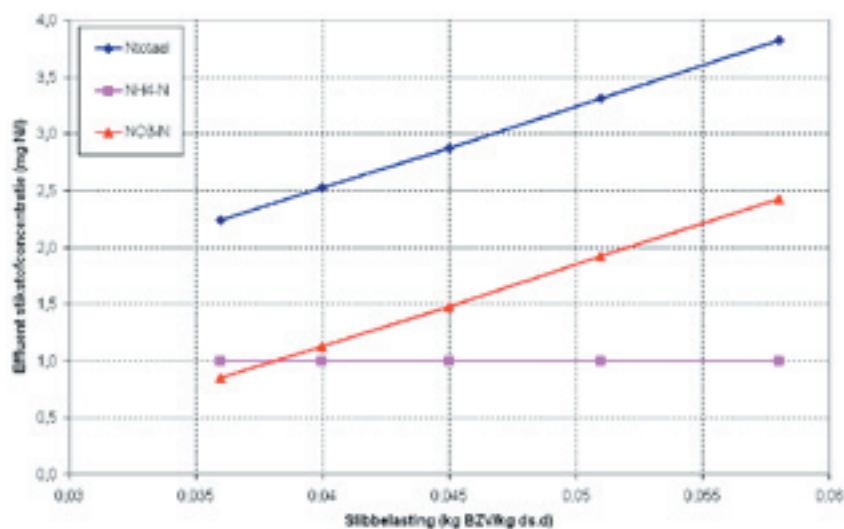
De invloed van de slibbelasting is doorgerekend met de Hoogvlietvariant. De slibbelasting is aangepast door verandering van het slibgehalte in de beluchtingstanks. Bij de berekeningen is uitgegaan van een ammoniumsetpoint van 1,0 mg NH₄-N/l en een interne recirculatiefactor van 5.

De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Tabel 15 en Afbeelding 30. De omkaderde rij in Tabel 15 (bij een slibbelasting van 0,04 kg BZV/kg ds.d) is de slibbelasting van de rwzi Hoogvliet in 2005.

TABEL 15 OVERZICHT RESULTATEN VAN EEN WISSELENDE SLIBBELASTING

| slibbelasting (kg BZV/kg ds.d) | slibgehalte (g ds/l) | NH ₄ -N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | N _{Kjeldahl} (mg/l) | N _{totaal} (mg/l) | P _{ortho} (mg/l) | P _{totaal} (mg/l) |
|-----------------------------------|-------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| 0,036 | 4,33 | 1,00 | 0,85 | 1,39 | 2,25 | 0,020 | 0,137 |
| 0,040 | 3,90 | 1,00 | 1,13 | 1,39 | 2,52 | 0,017 | 0,132 |
| 0,045 | 3,47 | 1,00 | 1,48 | 1,39 | 2,88 | 0,014 | 0,127 |
| 0,051 | 3,06 | 1,00 | 1,92 | 1,39 | 3,31 | 0,012 | 0,123 |
| 0,058 | 2,69 | 1,00 | 2,43 | 1,33 | 3,75 | 0,010 | 0,086 |

AFBEELDING 30 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE SLIBBELASTING



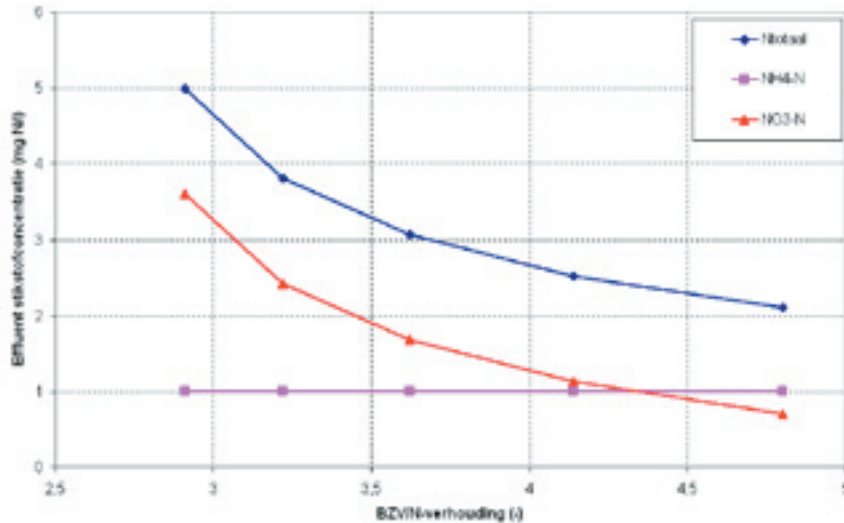
4.3.1.3 BZV/N-verhouding

De invloed van de BZV/N-verhouding is doorgerekend met de Hoogvlietvariant. De BZV/N-verhouding is aangepast door de stikstofvrucht te verhogen. Bij de berekeningen is uitgegaan van een ammoniumsetpoint van 1,0 mg NH₄-N/l en een eerste interne recirculatiefactor van 5 (de recirculatiefactor in de tweede aëratietank is ciraca 66, zie ook paragraaf 4.3.1.4). De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Tabel 16 en Afbeelding 31. De onkaderde rij in Tabel 16 is de situatie van 2005 voor rwzi Hoogvliet.

TABEL 16 OVERZICHT RESULTATEN VAN EEN WISSELENDE BZV/N-VERHOUDING

| BZV/N-verhouding (-) | N _{Kjeldahl} influent (mg/l) | NH ₄ -N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | N _{Kjeldahl} (mg/l) | N _{totaal} (mg/l) | P _{ortho} (mg/l) | P _{totaal} (mg/l) |
|-------------------------|--|------------------------------|------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| 2,91 | 46,4 | 1,00 | 3,60 | 1,39 | 4,99 | 0,015 | 0,132 |
| 3,22 | 41,9 | 1,00 | 2,42 | 1,39 | 3,81 | 0,017 | 0,134 |
| 3,62 | 37,3 | 1,00 | 1,68 | 1,39 | 3,07 | 0,017 | 0,133 |
| 4,13 | 32,6 | 1,00 | 1,13 | 1,39 | 2,52 | 0,017 | 0,132 |
| 4,80 | 28,1 | 1,00 | 0,71 | 1,39 | 2,10 | 0,017 | 0,131 |

AFBEELDING 31 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE BZV/N-VERHOUDING



De effluentstikstofconcentratie neemt af bij stijging van de BZV/N-verhouding. Bij lage BZV/N-verhoudingen wordt de beschikbaarheid van BZV limiterend voor vergaande stikstofverwijdering.

4.3.1.4 Recirculatiefactor

De invloed van de recirculatiefactoren is doorgerekend met de Hoogvlietvariant. In de Hoogvlietvariant zijn twee recirculatiestromen die de stikstofverwijdering direct beïnvloeden. Dit betreft:

- De interne recirculatie van de nitrificatietank naar de denitrificatietank. Deze is in de praktijk op 3 (ratio recirculatie-debiet ten opzichte van het influent-debiet) ingesteld. De maximale toepasbare ratio is circa 5.
- De recirculatie in de aëratietank ten gevolge van de stroming. De stroming bedraagt naar verwachting 20 cm/s wat overeenkomt met een recirculatie/influent-ratio van 66.

Voor beide recirculatiestromen is het effect op de effluentkwaliteit onderzocht. Hierbij is telkens de andere recirculatiestroom gelijk gehouden aan de uitgangswaarde.

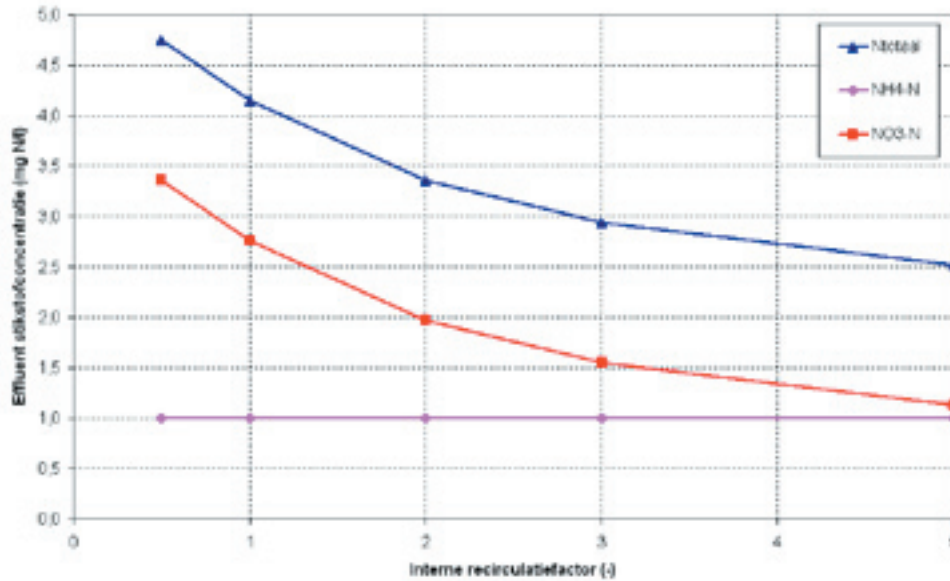
De recirculatiefactor van de nitrificatietank naar de denitrificatietank is aangepast in de range van 0,5 naar 5 (maximaal toepasbaar). Door toepassing van de ammonium-zuurstof-regeling is de ammoniumeffluentwaarde op 1,0 mg N/l gestuurd.

De resultaten van de berekeningen voor de interne recirculatie van nitrificatie- naar denitrificatietank zijn weergegeven in Tabel 17 en Afbeelding 32. De omkaderde rij in Tabel 18 is de situatie van 2005 voor rwzi Hoogvliet, waarbij een recirculatiefactor van 3 werd toegepast.

TABEL 17 OVERZICHT RESULTATEN VAN EEN WISSELENDE RECIRCULATIEFACTOR VAN NITRIFICATIE- NAAR DENITRIFICATIETANK

| recirculatiefactor (-) | NH ₄ -N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | N _{Kjeldahl} (mg/l) | N _{totaal} (mg/l) | P _{ortho} (mg/l) | P _{totaal} (mg/l) |
|------------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| 0,5 | 1,00 | 3,36 | 1,39 | 4,75 | 0,006 | 0,120 |
| 1 | 1,00 | 2,76 | 1,39 | 4,14 | 0,008 | 0,122 |
| 2 | 1,00 | 1,97 | 1,39 | 3,36 | 0,011 | 0,125 |
| 3 | 1,00 | 1,55 | 1,39 | 2,94 | 0,013 | 0,128 |
| 5 | 1,00 | 1,13 | 1,39 | 2,52 | 0,017 | 0,132 |

AFBEELDING 32 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE RECIRCULATIEFACTOR VAN NITRIFICATIE- NAAR DENITRIFICATIETANK



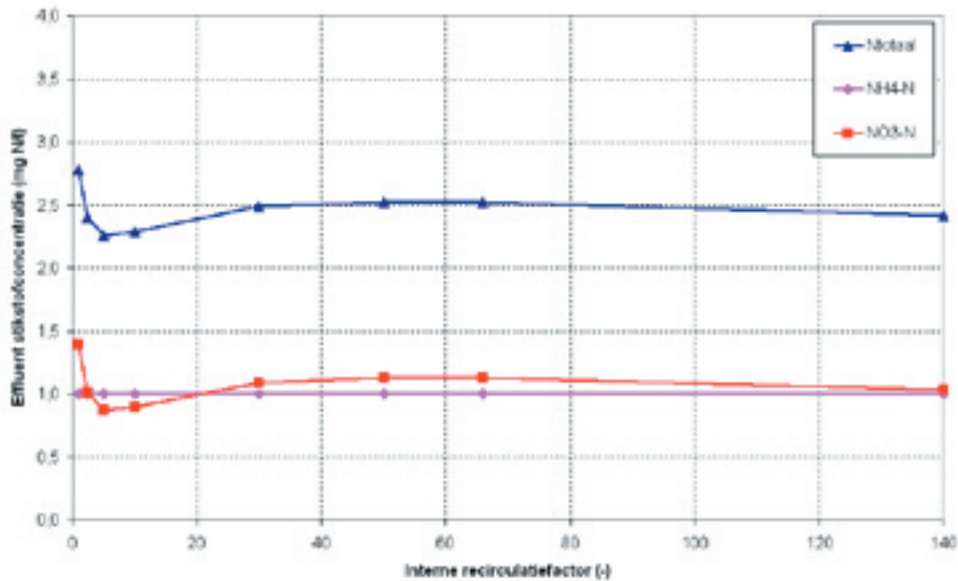
Uit de berekeningen blijkt dat de effluentkwaliteit voor stikstof toeneemt naarmate de interne recirculatie wordt verhoogd. Ook bij recirculatiefactoren van 10 en 20 daalt het totaal-stikstofgehalte in het effluent verder tot 2 mg/l. Aangezien dergelijke recirculatiefactoren in de praktijk in de Hoogvlietvariant niet worden toegepast, zijn deze waarden niet weergegeven.

De recirculatiefactor in het aëratiecircuit is aangepast door de horizontale stroomsnelheid aan te passen. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Tabel 18 en Afbeelding 33. De omkaderde rij in Tabel 18 is de (veronderstelde) situatie van 2005 voor rwzi Hoogvliet, waarvan bij de modelcalibratie is uitgegaan.

TABEL 18 OVERZICHT RESULTATEN VAN EEN WISSELENDE RECIRCULATIEFACTOR IN HET AËRATIECIRCUIT

| Recirculatiefactor (-) | Snelheid (cm/s) | NH ₄ -N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | N _{Kjeldahl} (mg/l) | N _{totaal} (mg/l) | P _{ortho} (mg/l) | P _{totaal} (mg/l) |
|------------------------|-----------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| 1 | 0,3 | 1,00 | 1,39 | 1,39 | 2,78 | 0,029 | 0,142 |
| 2,5 | 0,75 | 1,00 | 1,01 | 1,39 | 2,41 | 0,028 | 0,141 |
| 5 | 1,5 | 1,00 | 0,87 | 1,39 | 2,26 | 0,025 | 0,139 |
| 10 | 3,0 | 1,00 | 0,90 | 1,39 | 2,29 | 0,020 | 0,135 |
| 30 | 9,0 | 1,00 | 1,09 | 1,39 | 2,49 | 0,016 | 0,131 |
| 50 | 15,1 | 1,00 | 1,13 | 1,39 | 2,53 | 0,017 | 0,132 |
| 66 | 20 | 1,00 | 1,13 | 1,39 | 2,52 | 0,017 | 0,132 |
| 140 | 42,2 | 1,00 | 1,03 | 1,39 | 2,42 | 0,019 | 0,135 |

AFBEELDING 33 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE RECIRCULATIEFACTOR IN HET AËRATIECIRCUIT

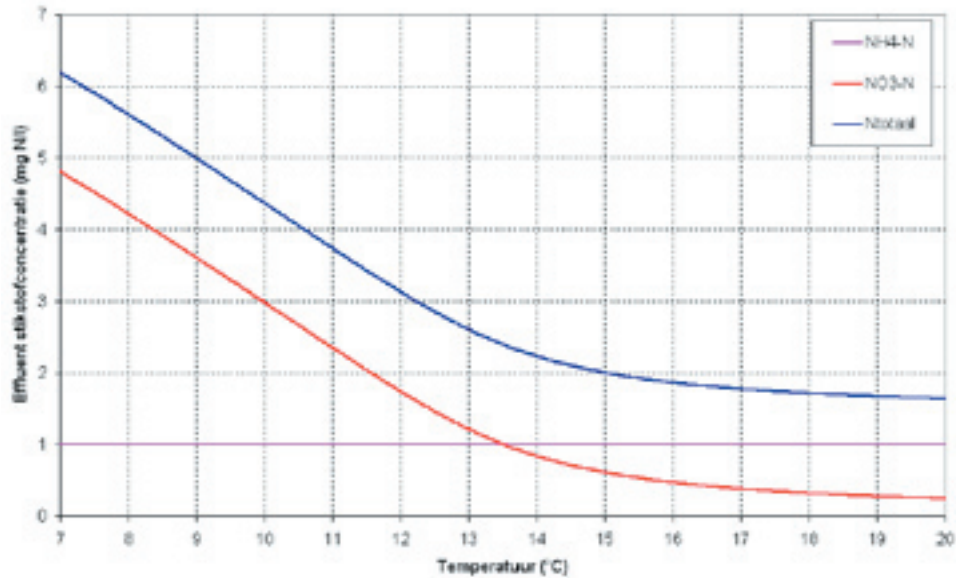


Uit de resultaten blijkt dat de omloopsnelheid in het omloopsysteem nauwelijks van invloed is op het verwijderingsrendement van de stikstofverwijdering in de Hoogvlietvariant. Ten gevolge van de beluchting in de nitrificatietank en de interne recirculatie naar de denitrificatietank vindt een groot deel van het nitrificatie- en denitrificatieproces reeds in dit deel van de installatie plaats. Het omloopsysteem kan hierbij worden gezien als een polishingstap die met name in het geval van belastingpieken van belang zal zijn. De verwachting is dat bij een hogere belasting de recirculatie in het omloopsysteem wel van invloed zal zijn op het rendement.

4.3.1.5 Temperatuur

De invloed van de temperatuur is afgeleid van de calibratieberekeningen met de Hoogvlietvariant. In de praktijk wordt het zuurstofsetpoint in de aëratietank relatief laag gehouden, zodat ruimte voor denitrificatie ontstaat. Hierbij wordt toegestaan dat het ammoniumgehalte in de koudere maanden enigszins stijgt (zie Afbeelding 51). Door het toepassen van een ammonium-zuurstofregelaar is in de modelberekeningen het ammoniumeffluentgehalte op een waarde van 1,0 mg N/l gehouden. Bij een lagere temperatuur zal door de ammoniumregeling de zuurstofsetpoint worden verhoogd, met als gevolg dat ammonium op 1,0 mg N/l wordt gehouden, maar het nitraatgehalte stijgt. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Afbeelding 34.

AFBEELDING 34 N-CONCENTRATIES ALS FUNCTIE VAN DE TEMPERatuur



4.3.2 CONCLUSIES ASM-MODELLERING

Op basis van de ASM-berekeningen kan het volgende worden geconcludeerd:

4.3.2.1 Calibratie van het model:

- Het model van de rwzi Hoogvliet is gecalibreerd na aanpassing van een aantal parameters. Hierbij is met name een aantal verzadigingscoëfficiënten aangepast (zie Tabel 25 in bijlage 7).
- Bij de calibratie is uitgegaan van een jaarpatroon, waarbij de temperatuur over het jaar is gevarieerd maar waarbij voor het influent is uitgegaan van een constante aanvoer. Hierdoor worden de lange termijn fluctuaties ten gevolge van de temperatuurvariaties wel goed voorspeld, maar de korte termijn fluctuaties ten gevolge van RWA, aanvoerpieken en processtoringsen, niet.
- Bij de simulaties is de jaargemiddelde ammoniumconcentratie enigszins lager dan in de praktijk. De gemiddelde praktijkwaarde wordt voor een deel beïnvloed door korte termijn variaties, welke met het model niet goed kunnen worden voorspeld. De jaargemiddelde nitraatconcentratie kan met het model goed worden voorspeld.
- De jaargemiddelde $N_{\text{organisch}}$ -concentratie is altijd lager dan in de praktijk. Dit is een gevolg van de onvolledige beschrijving van het opgeloste N-organische aandeel in de ASM-modellering. De resultaten van de modelberekeningen tonen daardoor altijd lagere N_{totaal} -concentraties in het effluent dan in de praktijk zullen worden verkregen. De afwijking tussen praktijk en model bedraagt naar verwachting circa 0,8 mg N/l (zie verder §4.4.2).
- Op basis van de gegevens kan worden gesteld dat P_{totaal} -concentraties in het effluent met het model goed kunnen worden voorspeld. Hiervoor is dus geen correctie noodzakelijk.

4.3.2.2 Gevoeligheidsanalyses:

- Indien de effluentgehalten voor stikstof worden gecorrigeerd voor de bovengenoemde afwijking in de $N_{\text{organisch}}$ -berekening, kunnen de resultaten worden samengevat in Tabel 19.

TABEL 19 OVERZICHT RESULTATEN VAN DE VERSCHILLENDE CONFIGURATIES (NA CORRECTIE EN AFRONDING)

| parameter | eenheid | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT-achtigen |
|------------------------|---------|-----------|--------|----------|-----------------|
| NH ₄ -N | mg/l | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| NO ₃ -N | mg/l | 1,1 | 0,6 | 0,9 | 1,9 |
| N _{organisch} | mg/l | 1,2 | 1,2 | 1,2 | 1,2 |
| N _{kjeldahl} | mg/l | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 2,2 |
| N _{totaal} | mg/l | 3,3 | 2,8 | 3,1 | 4,1 |
| P _{ortho} | mg/l | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,01 |
| P _{totaal} | mg/l | 0,13 | 0,15 | 0,14 | 0,12 |

- Uitgaande van de influentgegevens en volumina van de rwzi Hoogvliet, kan geen van de vier configuraties de A-kwaliteit effluent bereiken. De B-kwaliteit wordt door alle configuraties gehaald.
- De (m)UCT-achtige configuraties geven een hogere N_{totaal}-concentratie dan de Hoogvliet-configuratie. De beide andere configuraties, Phoredox en PhoSim geven een lagere N_{totaal}-concentraties dan de Hoogvlietvariant. De interne recirculatiefactor lijkt de belangrijkste invloedsfactor te zijn. Bij de (m)UCT- en Hoogvliet-configuratie is de interne recirculatiefactor die in de praktijk wordt toegepast aanzienlijk lager dan die in een omloopstelsel.
- Alle configuraties bereiken zeer lage P_{ortho}-concentraties in het effluent. De P_{ortho}-concentratie van de (m)UCT-configuratie is lager dan die van de andere configuraties. De betere biologische fosfaatverwijdering wordt vermoedelijk veroorzaakt door:
 - de nitraatloze slibrecirculatie vanuit de denitrificatietank naar de anaërobe tank. Bij de overige varianten vindt de slibretour naar de anaërobe tank plaats via het retourslib;
 - de volledig beluchte tank aan het eind van de configuratie, waardoor fosfaatafgifte in het laatste compartiment wordt tegengegaan.
- De P_{totaal}-concentratie wordt voor alle configuraties met name bepaald door de onopgeloste fractie, waaronder de organische opgeloste en gebonden fracties. Deze is voor alle varianten nagenoeg gelijk.
- Uit de gevoeligheidsberekeningen blijken voor de Hoogvlietvariant algemeenheden van toepassing:
 - een lagere slibbelasting een lagere N_{totaal}-concentratie geeft;
 - een lagere BZV/N-verhouding een hogere N_{totaal}-concentratie geeft;
 - een hogere recirculatiefactor tussen nitrificatietank en denitrificatietank een lagere N_{totaal}-concentratie tot gevolg heeft. De recirculatiefactor in het aëratiecircuit (lees: stroomsnelheid) heeft bij een dergelijk laagbelast systeem nauwelijks invloed op de N_{totaal}-concentratie.
 - een lagere temperatuur geeft een hogere N_{totaal}-concentratie.

Samenvattend kan worden gesteld dat ook uit de ASM-modelberekeningen blijkt dat bij gangbare slibbelastingen, BZV/N-verhoudingen, temperaturen en recirculatiefactoren, zeer lage N_{totaal}- en P_{totaal}-waarden kunnen worden gerealiseerd. Uit alle berekeningen blijkt dat met name bij de zeer lage N_{totaal}- en P_{totaal}-concentraties de (opgeloste en onopgeloste) organisch gebonden fracties een substantieel aandeel hebben. Om deze verder te reduceren kunnen nageschakelde technieken (of MBR) gedeeltelijk uitkomst bieden.

4.4 BEPERKINGEN VAN DE MODELLEN

4.4.1 BEPERKINGEN HSA

Uit de berekeningen blijkt dat het HSA model geen duidelijke verschillen tussen een aantal systemen heeft kunnen vaststellen. Alleen een verschil in recirculatiefactor komt naar voren. Aangezien HSA voor de verschillende actief-slibsystemen op dezelfde manier werkt, dat wil zeggen met aërobe slibleeftijd en denitrificatiepotentiaal lijkt het model minder geschikt om kleine verschillen tussen de systemen in beeld te brengen. De relatief complexe schakeling van tanks bij de Hoogvlietvariant om daarmee hogere snelheden te creëren, komt dus bij HSA niet duidelijk tot uiting. Aan de andere kant is het de vraag of die verschillen tussen de systemen in de praktijk terug te vinden (zullen) zijn.

Het HSA model is een statisch ontwerpmodel waardoor beperkingen optreden. Ten behoeve van de berekening van de Hoogvlietvariant is een aantal vereenvoudigingen van de werkelijkheid toegepast. Het gevolg hiervan is dat de modelresultaten voor de Hoogvlietvariant maar beperkt overeenkomen met de praktijk en met de resultaten van de ASM-modellering. De vereenvoudiging van het Hoogvlietsysteem in HSA zorgt ervoor dat de configuratie grote gelijkheid vertoont met het PhoRedox-systeem. De grote interne recirculatiefactor die hierbij wordt gehanteerd zorgt ervoor dat de effluentgehalten van het Hoogvlietmodel gelijk zijn aan PhoRedox en PhoSim.

Wat HSA niet in beeld brengt, zijn bijvoorbeeld verschillen in omloopsnelheden in een omloopsysteem. Het model geeft wel aan dat bij gangbare slibbelastingen, BZV/N-verhoudingen, temperaturen en recirculatiefactoren zeer lage N_{totaal} -waarden kunnen worden gerealiseerd. Een goede beluchting, zodat NH_4 het hele jaar door $< 1 \text{ mg/l}$ is en een voldoende hoge recirculatiefactor (door PhoSim in een omloopsysteem) hebben de meeste invloed. Daarnaast is het waarschijnlijk ook nog nodig om $N_{\text{organisch}}$ en aan deeltjes gerelateerde stikstofcomponenten te reduceren, maar daarvoor zijn waarschijnlijk nageschakelde technieken nodig.

4.4.2 BEPERKINGEN ASM

Het ASM-model is ontwikkeld in een tijd dat de normen voor stikstof en fosfaat nog minder streng waren. Hierdoor is met deze modellen weinig ervaring met zeer lage effluentgehalten. Een belangrijke vraag bij de toepassing van modellen voor MBR-systemen, en andere systemen met zeer lage effluentgehalten, is of deze modellen nog wel toepasbaar zijn. In deze paragraaf is hiertoe een tweetal aspecten nader belicht.

VERZADIGINGSCOËFFICIËNTEN

In de opzet van het project is gekozen voor een gefaseerde aanpak. Allereerst is een model gebouwd van de rwzi Hoogvliet, dat vervolgens op basis van de beschikbare gegevens is gecalibreerd. In deze fase is een aantal modelparameters aangepast om met name de nitrificatie en de denitrificatie te kunnen fitten. De belangrijkste fitparameters waren enkele verzadigingscoëfficiënten, welke in de zogenaamde Monod-kinetiek worden gebruikt. De Monod-kinetiek wordt veel toegepast in dergelijke simulatiemodellen. Het heeft als doel om de omzettingssnelheid van substraten bij lage concentraties te limiteren. Voor een deel is dit gebaseerd op de theorie maar voor een deel is het een pragmatische methode om onstabilitäten in het model te vermijden. De exacte waarde van de verzadigingscoëfficiënten is van minder groot belang bij hogere effluentconcentraties. Bij de lage effluentconcentraties waarnaar in deze studie is gekeken, wordt de gekozen waarde van deze coëfficiënten echter belangrijk.

Een belangrijk voorbeeld hiervan is de ammoniumverzadigingscoëfficiënt voor autotrofen (K_{NNH_4}), welke van invloed is op het minimaal haalbare ammonium-effluentgehalte. Ervaringen met de modellering van MBR-systemen [25] hebben geleerd dat hierbij het ammonium-effluentgehalte aanzienlijk lager dan in een conventionele installatie waardoor het noodzakelijk blijkt te zijn om voor deze parameter een lagere waarde te gebruiken dan volgens de literatuur is toegestaan. Ook voor de calibratie van de rwzi Hoogvliet is het noodzakelijk gebleken om de K_{NNH_4} lager te kiezen (0,5 mg N/l) dan de standaardwaarde van 1,0 mg N/l.

ORGANISCHE N- EN P-GEHALTE

De organische stikstof- en fosfaatconcentratie in het ASM-model wordt berekend als fractie van de organische componenten in het water. In ASM wordt onderscheid gemaakt tussen opgeloste componenten (de S-fracties, bijvoorbeeld S_i = opgelost inert CZV) en onopgeloste componenten (de X-fracties, bijvoorbeeld X_i = inert onopgeloste organische stof). Voor elke component dient te worden aangegeven wat het organisch-stikstof en -fosfaatgehalte is. Hiervoor zijn standaardwaarden en ranges bekend. Uitgaande van deze waarden blijkt het niet mogelijk te zijn om de opgeloste organische stikstofconcentraties in het effluent goed te voorspellen.

In Tabel 20 in een overzicht gegeven van de aanwezige effluentcomponenten en de stikstof fracties hiervan.

TABEL 20 BEREKENING VAN DE OPGELOSTE ORGANISCHE—STIKSTOF CONCENTRATIE IN HET EFFLUENT

| Parameter | Effluent-concentratie mg/l | Stikstof fractie | | | N _{organisch} -concentratie | |
|---|-------------------------------|------------------|-----------|-------|--------------------------------------|-----------|
| | | default | range | model | model | praktijk |
| | | - | - | - | mg/l | mg/l |
| <i>Opgeloste componenten</i> | | | | | 0,18 | 0,88-0,93 |
| S_F – substraat, snel afbreekbaar | 0,40 | 0,03 | 0,02-0,04 | 0,03 | 0,01 | - |
| S_I – inert | 16,8 | 0,01 | 0,01-0,02 | 0,01 | 0,17 | - |
| <i>Onopgelosten componenten</i> | | | | | 0,21 | 0,27-0,32 |
| X_I – inert | 2,71 | 0,03 | 0,01-0,06 | 0,05 | 0,13 | - |
| X_S – substraat, langzaam afbreekbaar | 0,006 | 0,04 | 0,02-0,06 | 0,04 | 0 | - |
| X_{Hr} , X_{AUT} , X_{PAO} – biomassa | 0,97 | 0,07 | 0,05-0,07 | 0,08 | 0,08 | - |
| <i>Totaal</i> | | | | | 0,39 | 1,2 |

De totale organische stikstofconcentratie in het effluent in de praktijk kan worden afgeleid van de metingen (zie Tabel 26 in bijlage 7). Gemiddeld is deze gelijk aan $N_{\text{totaal}} - NH_4-N - NO_3-N$ oftewel $4,7 - 2,2 - 1,3 = 1,2$ mg N_{organisch}/l. De onopgeloste fractie stikstof in het effluent is in te schatten op basis van het effluent SS-gehalte (5-6 mg/l) en het stikstofgehalte van het actiefslib (5,4%) en is naar verwachting 0,27-0,32 mg N/l. Uit Tabel 20 kan worden afgeleid dat de onopgeloste organische stikstofconcentratie in het model iets lager is dan deze verwachte praktijkwaarde. Tevens kan worden afgeleid dat de opgeloste organische stikstofconcentratie in de praktijk aanzienlijk hoger is dan volgens het model wordt berekend. Het verschil tussen praktijk en modelberekening bedraagt circa 0,8 mg N_{organisch}/l.

Indien sprake is van zeer lage effluentgehaltenes voor stikstof (en fosfaat) vormt het organisch gebonden deel van deze componenten een relatief groot aandeel van het totaal. Voor de rwzi Hoogvliet is dit voor stikstof 24% (bij B-kwaliteit) en 55% (bij A-kwaliteit). Hiervan wordt circa 2/3^e deel niet in het ASM model meegenomen (0,8 van 1,2 mg N_{organisch}/l). Bij de toepassing van modellering voor dergelijke systemen is daarom voorzichtigheid geboden. Het model zal over het algemeen lagere effluentconcentraties berekenen dan in de praktijk kunnen worden bereikt. Bij de interpretatie van de resultaten van de modelberekeningen dient hiermee rekening te worden gehouden.

5

STAPPENPLAN NAAR B- EN A-NIVEAU EFFLUENTKWALITEIT

Om vanuit de bestaande situatie en bedrijfsvoering van een rwzi de B-niveau en/of vervolgens het A-niveau effluentkwaliteit te bereiken is op basis van deze studie een maatregelenpakket in de vorm van een stappenplan opgesteld. Achtereenvolgens zijn voor stikstof en fosfaat een aantal verbetervoorstellen gedaan om de effluentkwaliteit te verbeteren. Tevens zijn de mogelijkheden van meet- en regelssystemen en algemene maatregelen voor beïnvloeding van het actief-slibproces benoemd. Het betreft hierbij een handreiking en geen prioritaire stapenlijst.

5.1 STIKSTOF

Allereerst is het van belang om de verschillende stikstofcomponenten in het influent en effluent inzichtelijk te krijgen om doelgericht maatregelen uit te voeren. De concentraties $N-NH_4$, $N-NO_3$, $N_{kjeldahl}$ en N_{totaal} moeten vastgesteld worden. Het aandeel organisch gebonden en opgelost stikstof in het effluent kan hierna afgeleid worden.

Vervolgens dienen op basis van een aantal categorieën verdere stappen gedefinieerd te worden.

Effluentsamenstelling: $N_{totaal} \leq 10$ mg/l voldoet aan huidige eisen. Maatregelen om B-niveau effluent te bereiken:

- $NH_4 = 0-2$ mg/l en $NO_3 = 0-3$ mg/l → geen maatregelen nodig
- slibbelasting $> 0,06$ kg BZV/(kg DS.dag) → slibbelasting verlagen tot $< 0,06$ kg BZV/(kg DS.dag)
- recirculatiefactor < 10 → recirculatiefactor verhogen tot > 10 (controle recirculatieregeling)
- $NH_4 = 1,5-5$ mg/l en $NO_3 = 0-3$ mg/l → beluchting intensiveren of uitbreiden (controle beluchtingsregeling)
- $NH_4 = 0-1$ mg/l en $NO_3 = 2-5$ mg/l → recirculatie verhogen (> 10) of als dat niet kan of helpt minder beluchten (controle beluchtingsregeling, inzet meet- en regeltechniek)
- $NH_4 > 1$ mg/l en $NO_3 < NH_4$ → beluchting intensiveren en recirculatie verhogen (> 10 , controle recirculatieregeling, inzet meet- en regeltechniek) of als dat niet kan of helpt de slibbelasting verlagen ($< 0,06$ kg BZV/(kg DS.dag))

- NH_4 en $\text{NO}_3 > 1,5 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 > \text{NH}_4$ → slibbelasting verlagen ($< 0,06 \text{ kg BZV}/(\text{kg DS.dag})$) of als dat niet kan of helpt de recirculatie verhogen (>10) (controle recirculatieregeling)
- $\text{N}_{\text{organisch gebonden}} > 1,0 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van gebonden organisch stikstof voorkomen door zwevendestofuitspoeling te voorkomen: verbetering werking nabezinktank, SVI-maatregelen, inzet van (vlokings)filtratie, MBR en membraanfiltratie

Effluentsamenstelling: N totaal $\leq 5 \text{ mg/l}$ voldoet aan B-niveau effluent.

Maatregelen om A-niveau effluent te bereiken:

- $\text{NH}_4 = 0-1 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 = 0-1,2 \text{ mg/l}$ → geen maatregelen nodig
- slibbelasting $> 0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg DS.dag})$ → slibbelasting verlagen tot $< 0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg DS.dag})$
- recirculatiefactor < 20 → recirculatiefactor verhogen tot > 20 (controle recirculatieregeling, inzet meet- en regeltechniek)
- $\text{NH}_4 = 1-2 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 = 0-1,5 \text{ mg/l}$ → beluchting intensiveren of uitbreiden
- $\text{NH}_4 = 0-1 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 = 1-3 \text{ mg/l}$ → recirculatie verhogen (>20) of als dat niet kan of helpt minder beluchten
- $\text{NH}_4 > 1 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 < \text{NH}_4$ → beluchting intensiveren en recirculatie verhogen (>20) of als dat niet kan of helpt de slibbelasting verlagen ($< 0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg DS.dag})$)
- NH_4 en $\text{NO}_3 > 1 \text{ mg/l}$ en $\text{NO}_3 > \text{NH}_4$ → slibbelasting verlagen ($< 0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg DS.dag})$) of als dat niet kan of helpt de recirculatie verhogen (>20)
- $\text{N}_{\text{organisch gebonden}} > 0,5 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van gebonden organisch stikstof voorkomen door zwevendestofuitspoeling te voorkomen: verbetering werking nabezinktank, SVI-maatregelen, inzet van (vlokings)filtratie, MBR en membraanfiltratie

5.2 FOSFAAT

Allereerst is het van belang om de verschillende fosfaatcomponenten in het influent en effluent inzichtelijk te krijgen om doelgericht maatregelen uit te voeren. De concentraties P-PO_4 , P_{ortho} en P_{totaal} moeten vastgesteld worden. Het aandeel organisch gebonden en opgelost fosfaat in het effluent kan hierna afgeleid worden.

Vervolgens dienen op basis van een aantal categorieën verdere stappen definiëerd te worden.

Effluentsamenstelling: $P_{\text{totaal}} \leq 1 \text{ mg/l}$ voldoet aan huidige eisen. Maatregelen om B-niveau effluent te bereiken:

- BZV/P-verhouding < 15 → BZV/P-verhouding verhogen tot > 15
- BZV/P-verhouding > 15 en $P_{\text{totaal}} > 0,3 \text{ mg/l}$ → Vetzuuranalyse influent opstellen
- Verblijftijd anërobe tank bij dwa < 1 uur → Verhoog verblijftijd anaërobe tank bij dwa > 1 uur (in relatie tot aanvoerpatroon)
- $P_{\text{ortho}} > 0,3 \text{ mg/l}$ → BZV/P-verhouding verhogen tot > 15
- $P_{\text{ortho}} > 0,3 \text{ mg/l}$ → aanvullende metaalzoutdosering
- $P_{\text{organisch gebonden}} > 0,3 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van gebonden organisch fosfaat voorkomen door zwevendestofuitspoeling te voorkomen: verbetering werking nabezinktank, SVI-maatregelen, inzet van (vlokkings)filtratie, MBR en membraanfiltratie
- $P_{\text{opgelost organisch}} > 0,3 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van opgelost organisch fosfaat voorkomen door: geavanceerde metaalzoutdosering in het hoofdproces of in nabehandeling

Effluentsamenstelling: $P_{\text{totaal}} \leq 0,3 \text{ mg/l}$ voldoet aan B-niveau effluentkwaliteit.

Maatregelen aan het actiefslib-proces om naar A-niveau effluentkwaliteit te komen:

- BZV/P-verhouding < 20 → BZV/P-verhouding verhogen tot > 20
- BZV/P-verhouding > 20 en $P_{\text{totaal}} > 0,15 \text{ mg/l}$ → Vetzuuranalyse influent opstellen
- Verblijftijd anërobe tank bij dwa < 1 uur → Verhoog verblijftijd anaërobe tank bij dwa > 1 uur (in relatie met aanvoerpatroon)
- $P_{\text{ortho}} > 0,15 \text{ mg/l}$ → BZV/P-verhouding verhogen tot > 20
- $P_{\text{ortho}} > 0,15 \text{ mg/l}$ → aanvullende metaalzoutdosering
- $P_{\text{organisch gebonden}} > 0,1 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van gebonden organisch fosfaat voorkomen door zwevendestofuitspoeling te voorkomen: verbetering werking nabezinktank, SVI-maatregelen, inzet van (vlokkings)filtratie, MBR en membraanfiltratie
- $P_{\text{opgelost organisch}} > 0,1 \text{ mg/l}$ → uitspoeling van opgelost organisch fosfaat voorkomen door: geavanceerde metaalzoutdosering in het hoofdproces of in nabehandeling

Bij aanvoer van grote hoeveelheden regenwater kan de biologische defosfatering worden geschaad door verdunning met zuurstofrijk regenwater en uitspoeling van de bacteriepopulatie uit de anaërobe tank. Om dit te voorkomen kan overwogen worden om de anaërobe tank bij regenweer of piekaanvoer te bypassen.

5.2.1 MEET- EN REGELSYSTEEM

De hiervoor beschreven aanpassingen dienen de noodzakelijke voorwaarden te scheppen om een hoge effluentkwaliteit te kunnen bereiken. Dit doel wordt echter niet bereikt als binnen het zuiveringssysteem niet de optimale procescondities (bijvoorbeeld zuurstofconcentratie, recirculatie) kunnen worden gehandhaafd. Hiervoor is een adequaat meet- en regelsysteem nodig dat in staat is om de procescondities te monitoren en vervolgens te constateren of deze

optimaal zijn, dan wel afwijken van het optimum. Bij afwijkingen moet de procesinstallatie (bijvoorbeeld beluchtingsintensiteit, pompdebiet) vervolgens worden bijgestuurd om het optimum zo dicht mogelijk te benaderen en vast te houden. Afhankelijk van het processtype, de ontwerpfilosofie, de toegepaste hard- en software en de lokale omstandigheden worden diverse uiteenlopende meet- en regelsystemen toegepast. De optimalisatie van deze systemen is maatwerk, waarvoor algemene principes kunnen worden aangegeven, maar waarvan de uitwerking per rwzi verschillend zal zijn.

5.3 ALGEMENE BEÏNVLOEDING VAN HET ACTIEF-SLIBPROCES

Naast de specifieke acties voor verbetering van de stikstof- en fosfaatverwijdering zijn een aantal algemene maatregelen ter optimalisatie van het actief-slibproces mogelijk, zoals:

- Buffering van dwa en rwa. Door buffering van afvalwaterstromen in het rioolstelsel of in apart aan te leggen dwa- of rwa-buffers kunnen structurele (dag)pieken en incidentele pieken in het aanvoerpatroon afgevlakt worden waardoor het actief-slibproces gelijkmatiger belast wordt. Dit bevordert de bedrijfsvoering en de effluentkwaliteit. Zie hiervoor Onderzoeksresultaten Interacties Riolering - RWZI [41].
- Voorkomen van kortsluitstromen. Ophoping of kortsluitstroming binnen het actief-slibproces of nabezinktanks kan tot uitspoeling of verminderde zuiveringsprestaties leiden. Bij ontwerp van tanks en configuraties moet hiermee rekening worden gehouden. Zie hiervoor STOWA rapport 2006-19 Menging en voortstuwing van actief-slibsystemen in ronde reactoren [42].
- Storingsmeldingen en redundatie van installatieonderdelen. Door efficiënte storingsmelding- en registratie en voldoende redundantie van systeemonderdelen (pompen, beluchtingssystemen, voortstuwars) kunnen calamiteiten en vermindering van zuiveringsprestaties voorkomen, tijdig gesignaleerd en verholpen worden. Hierdoor kan de daggemiddelden en de jaarmiddelde effluentkwaliteit aanzienlijk worden verbeterd.
- Beïnvloeding van temperatuur. Door verhoging van de temperatuur (zeker in wintersituaties) kan het actief-slibproces efficiënter verlopen. Toepassing van (fijne) bellenbeluchting in plaats van oppervlaktebeluchters, afdekken van procesonderdelen en het gebruik van interne of externe restwarmte zijn hier voorbeelden van. Zie hiervoor ook STOWA rapport 2006-15 Communaal afvalwater op temperatuur houden voor actiever slib in RWZI's [17].

6

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 CONCLUSIES

Algemeen wordt geconcludeerd dat beduidend meer zuiveringsinstallaties in Nederland dan verwacht reeds hoogwaardige effluent produceren en mogelijk een nog betere effluentkwaliteit kunnen leveren. Ruim 50 rwzi's vallen voor stikstof binnen het B-effluentniveau ($N_{\text{totaal}} < 5 \text{ mg/l}$). Dit geldt bij zeven installaties voor fosfaat ($P_{\text{totaal}} < 0,3 \text{ mg/l}$). De best presterende installaties voor stikstof werken met een relatief lage slibbelasting en hoge recirculatiefactor. De ontwerpcapaciteit, de BZV/N-verhouding, en de temperatuur hebben in de gegevens van de enquête een beperkte correlatie met het zuiveringsresultaat. Door de hoge recirculatiefactor functioneren de systemen met een deels belucht omloopsysteem voor stikstofverwijdering het beste.

Om van de B-effluentkwaliteit naar de A-effluentkwaliteit te komen heeft een verhoging van de recirculatiefactor (tot boven een factor 30) de meeste invloed. Tevens moet de BZV/N-verhouding minimaal 3,5 zijn om voldoende lage stikstofconcentraties mogelijk te maken. Voor een voldoende werking van het bio-P-proces moet de BZV/P-verhouding minimaal 20 zijn (en mogelijk met aanvullende metaalzoutdosering ondersteund worden).

6.1.1 INVENTARISATIE

De inventarisatie van de rwzi's in Nederland heeft opgeleverd dat circa 15% van alle installaties (totaal van 389 rwzi's) reeds beneden de $5 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$ zuivert. De volgende zuiveringsconfiguraties komen het meest voor binnen de 15% best presterende installaties:

- PhoSim;
- PhoRedox;
- Hoogvliet;
- (m)UCT (alleen lage P-concentraties).

Samengevat wordt gesteld dat het actief-slibproces zoals het uitgevoerd is op veel rwzi's in Nederland de potentie heeft om veel beter te presteren dan de huidige effluenteisen (10 mg N/l en 1 mg P/l). Voldoen aan $< 5 \text{ mg N/l}$ en $< 0,3 \text{ mg P/l}$ (de B-kwaliteit) zal in veel gevallen mogelijk zijn zonder aanzienlijke aanpassingen. Voorwaarde is dat de actuele slibbelasting lager is dan $0,06 \text{ kg BZV/kg ds.d.}$, de recirculatiefactor hoger is dan 20 en de BZV/N-verhouding in het influent hoger is dan 3. Het verrassend hoge aantal installaties dat de B-kwaliteit bereikt, terwijl de procescondities (bijvoorbeeld slibbelasting, influentsamenstelling) niet wezenlijk gunstiger zijn dan bij vele andere installaties die minder goed effluent produceren, geeft aan dat met een gerichte aanpak veel meer rwzi's de B-kwaliteit moeten kunnen bereiken.

Verbetering van de effluentkwaliteit tot de A-kwaliteit ($< 2,2 \text{ mg N/l}$ en $< 0,15 \text{ mg P/l}$) is moeilijk (maar blijkt op enkele plekken wel mogelijk), en vergt meer inzicht in het effect van de invloedsfactoren. Optimalisaties richting A-kwaliteit zijn ingrijpender en kunnen veelal alleen gerealiseerd worden door bouwkundige aanpassingen (uitbreiding actief-slibvolume, verhogen recirculatiecapaciteit).

6.1.2 MODELMATIGE TOETSING

Uit de HSA-berekeningen blijkt wel dat het HSA-model geen duidelijke verschillen tussen een aantal systemen kan vaststellen, met uitzondering van een verschil in recirculatiefactor. Aangezien HSA voor de verschillende actief-slibsystemen op dezelfde manier werkt, dat wil zeggen met aërobe sibleeftijd en denitrificatiepotentiaal is het model niet geschikt om kleine verschillen tussen de systemen in beeld te brengen.

Het model geeft wel aan dat bij gangbare slibbelastingen, BZV/N-verhoudingen, temperaturen en recirculatiefactoren zeer lage N_{totaal} -waarden kunnen worden gerealiseerd. Een goede beluchting, zodat het ammoniumgehalte het hele jaar door $< 1 \text{ mg N/l}$ is, en een voldoende hoge recirculatiefactor (door een simultane denitrificatie en nitrificatie) hebben de meeste invloed. Daarnaast is het waarschijnlijk ook nog nodig om $N_{\text{organisch}}$ en aan deeltjes gerelateerde stikstofcomponenten te reduceren, maar daarvoor zijn waarschijnlijk nageschakelde technieken nodig.

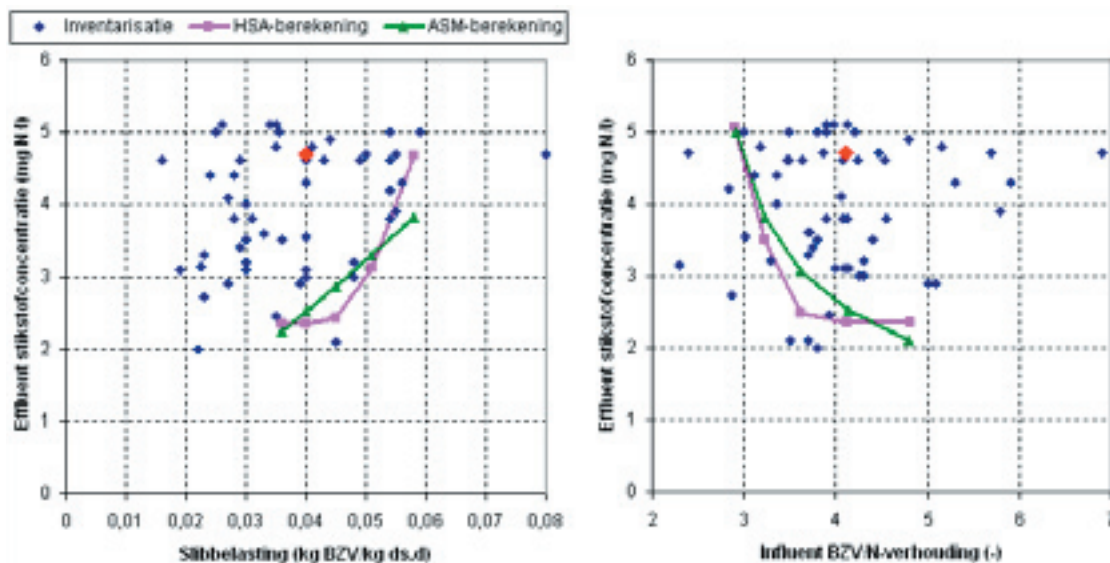
Uit de ASM-modelberekeningen blijkt dat bij gangbare slibbelastingen, BZV/N-verhoudingen, temperaturen en recirculatiefactoren, zeer lage N_{totaal} - en P_{totaal} -waarden kunnen worden gerealiseerd. Uit alle berekeningen blijkt dat met name bij de zeer lage N_{totaal} - en P_{totaal} -concentraties de (opgeloste en onopgeloste) organisch gebonden fracties een substantieel aandeel hebben. Om deze verder te reduceren kunnen nageschakelde technieken (of MBR) gedeeltelijk uitkomst bieden.

- Uitgaande van de influentgegevens en volumina van de rwzi Hoogvliet bereiken alle configuraties de A-kwaliteit voor fosfaat en de B-kwaliteit voor stikstof. Geen van de vier configuraties kan de A-kwaliteit voor stikstof bereiken.
- PhoSim en Phoredox bereiken de laagste N_{totaal} -concentraties. De (m)UCT-achtige configuraties geven een hogere N_{totaal} -concentratie dan de Hoogvlietconfiguratie. De interne recirculatiefactor lijkt hierbij de belangrijkste onderscheidende invloedsfactor te zijn. Bij de (m)UCT-configuratie is de interne recirculatiefactor die in de praktijk wordt toegepast aanzienlijk lager dan die in een omloopsysteem. Indien bij het (m)UCT-systeem de recirculatiemogelijkheden worden vergroot, zal deze naar wachting ook vergelijkbaar lage effluentconcentraties kunnen bereiken. Hierbij komen echter andere voordelen van het (m)UCT-proces, welke van belang worden geacht voor een optimale SVI, in het geding.
- De P_{totaal} -concentratie wordt voor alle configuraties met name bepaald door de organisch gebonden fractie. Deze is voor alle varianten nagenoeg gelijk. Alle configuraties bereiken zeer lage P_{ortho} -concentraties in het effluent. De ortho-P-concentraties van de (m)UCT-configuratie is iets lager dan die van de andere configuraties.
- Uit de gevoeligheidsberekeningen met het HSA- en het ASM-model blijkt dat voor de Hoogvlietvariant:
 - Een lagere slibbelasting een lagere N_{totaal} -concentratie geeft. In het onderzochte bereik ($0,036 - 0,058 \text{ kg BZV/(kg DS.dag)}$) is de relatie nagenoeg lineair.
 - Een lagere influent BZV/N-verhouding leidt tot hogere N_{totaal} -concentraties. Indien de BZV/N-verhouding lager wordt dan 3,5 neemt de effluentkwaliteit sterk af.

- Een hogere recirculatiefactor tussen nitrificatietank en denitrificatietank, een lagere N_{totaal} -concentratie tot gevolg heeft. De recirculatiefactor in het aëratiecircuit is al zo hoog dat deze bij een dergelijk laagbelast systeem nauwelijks invloed op de N_{totaal} -concentratie heeft.
- Een lagere temperatuur leidt tot een hogere N_{totaal} -concentratie. Boven de 14-15 °C kan de rwzi Hoogvliet zeer lage effluentconcentraties halen die voldoen aan A-kwaliteit. Onder de 13-14 °C neemt de stikstofeffluentkwaliteit nagenoeg lineair toe onder gestelde randvoorwaarden.

In Afbeelding 35 zijn de resultaten van de Hoogvliet-modellering (zowel HSA als ASM) vergeleken met de resultaten van de inventarisatie van de rwzi's. Hierbij is het effect van zowel de slibbelasting als de influent BZV/N-verhouding op de stikstofeffluentkwaliteit weergegeven. Hierbij valt op dat de resultaten van de HSA- en ASM-modellering, zeker voor de influent BZV/N-verhouding, goed vergelijkbaar zijn. Daarnaast is opvallend dat de berekeningsresultaten min of meer de ondergrens aangeven van de praktijkresultaten. De berekeningsgrafieken zijn een resultaat van vergaand geoptimaliseerde modellen, waarbij de versturende effecten van bijvoorbeeld grote influentfluctuaties, niet-optimaal werkende procesregelingen en processtoringen niet worden meegenomen.

AFBEELDING 35 VERGELIJKING VAN DE PRAKTIJKRESULTATEN (◊ = RWZI HOOGVLIET) EN DE MODELBEREKENINGEN



6.1.3 MOGELIJKHEDEN EN BEPERKINGEN VAN MODELLEN

Op hoofdlijnen werken de statische (HSA) en dynamische (ASM) modellen binnen het werkgebied van de B-effluentkwaliteit voldoende. Om de A-effluentkwaliteit te kunnen modelleren zijn echter aanpassing noodzakelijk. De beperkingen zijn hier globaal benoemd.

Het HSA-model is een statisch ontwerpmodel. Het is niet mogelijk om elke configuratie met dit model gemakkelijk door te rekenen zonder een aantal vereenvoudigingen van de werkelijkheid toe te passen. Het gevolg hiervan is dat de HSA-modelresultaten voor de Hoogvlietvariant in het bereik van A-effluentkwaliteit beperkt overeenkomen met de praktijk en met de resultaten van de ASM-modellering.

In de ASM-modellering is het noodzakelijk om een aantal (vast veronderstelde) modelparameters aan te passen om met name de nitrificatie en de denitrificatie te kunnen fitten. De belangrijkste fitparameters zijn enkele verzadigings-coëfficiënten, welke in de zogenaamde Monod-kinetiek worden gebruikt. De ammonium-verzadigingscoëfficiënt voor nitrificatie (K_{NNH_4}) is daarbij het belangrijkste.

Verder is vastgesteld dat de onopgeloste organische stikstofconcentratie in het ASM-model enigszins lager is dan de praktijkwaarde en dat de opgeloste organische stikstofconcentratie in de praktijk aanzienlijk hoger is dan volgens het model wordt berekend. Het is met de huidige modellen niet mogelijk om, binnen de gestelde parametergrenzen, het opgeloste organische stikstofgehalte goed te voorspellen. Om de modelresultaten met de praktijk te kunnen vergelijken dienen de berekende effluentwaarden (in deze studie) met 0,8 mg $N_{\text{organisch}}$ te worden verhoogd.

6.2 AANBEVELINGEN

In deze verkenning is geconstateerd dat opmerkelijke N- en P-verwijderingrendementen worden geleverd door rwzi's die qua slibbelasting, BZV/N-verhouding en dergelijke niet uitzonderlijk gunstig worden geacht. Dit wekt de verwachting dat op vele andere rwzi's ook hogere prestaties mogelijk zijn dan nu worden vereist en worden bereikt. Aanbevolen wordt om indien noodzakelijk per rwzi het optimum aan effluentkwaliteit te produceren. Hiervoor dienen wel "maatwerkmaatregelen" genomen te worden: (nog) meer aandacht voor de bedrijfsvoering, regelmatige metingen, geen bezuiniging op zuurstofinbreng en chemicaliëndosering (indien nodig). In de gevallen waar de interne maatregelen onvoldoende effect hebben, zal het zuiveringsproces aangevuld moeten worden met effluentbehandelingstechnieken (coagulatie-flocculatie, filtratie, adsorptie) om het A-niveau effluentkwaliteit te halen. Daarbij is het met name noodzakelijk om constant goede zuiveringsprestaties te leveren.

Bij deze lagere effluentconcentraties hebben uitschieters door variaties, storingen en dergelijke grote invloed op het (gemiddelde) zuiveringsresultaat. Incidentele afwijkingen naar boven kunnen niet meer gecompenseerd worden doordat op de ondergrens van de mogelijkheden wordt geopereerd. De "limits of technology" van het actief-proces zijn daarmee bereikt.

De inventarisatie van de top-10 is beperkt gebleven tot analyse van één jaar. Voor reproduceerbaarheid, stabiliteit en betrouwbaarheid zou deze analyse jaarlijks uitgevoerd kunnen worden. Aanbevolen wordt om de algemene resultaten uit de inventarisatie en modeltoetsing nader in detail te onderzoeken op lokaal- of rwzi-niveau, waarvoor een aantal opvallend goed presterende installaties geselecteerd zouden moeten worden voor onderlinge vergelijking. Daarbij wordt gedacht aan installaties die of op effluentkwaliteit vergelijkbaar goede resultaten leveren of juist alleen vanuit de procesconfiguratie of procesparameters overeenkomen maar duidelijk verschillende effluentkwaliteiten leveren. De vergelijking zou moeten plaatsvinden op basis van influentsamenstelling (kwantitatief en kwalitatief), bedrijfsvoering en (locale en historische) specifieke situaties. Hierbij kan modellering, zowel van de biologische processen (ASM-modellen) als de hydraulische processen (CFD-modellering), een rol spelen.

Binnen de studie is naar voren gekomen dat de opgeloste organische bestanddelen in het effluent specifieke aandachtstoffen zijn om effluentkwaliteit van het A-niveau te kunnen produceren. Ook zijn deze stoffen lastige modelmatig te berekenen en te voorspellen. Nader onderzoek naar de opgeloste organische bestanddelen voor stikstof en fosfaat is derhalve zinvol.

Door de limitaties van de modellen in het doelgebied (tussen B- en A-niveau effluentkwaliteit) is het noodzakelijk om in detail na te gaan of het toegestaan is om de range van fitparameters (verzadigings-coëfficiënten) aan te passen aan het A-niveau. Uiteindelijk zal de modelnotatie kritisch dienen te worden beschouwd. Hierbij zal met name de toepassing van de Monod-kinetiek binnen de omzettingsformules moeten worden bekeken. Mogelijk zal dit leiden tot een alternatieve beschrijving van de omzettingsprocessen bij lage substraatconcentraties.

7

REFERENTIES

- 1 Filtratietechnieken RWZI's – Stand van zaken en ervaringen, STOWA rapport nummer 2006-21, Utrecht.
- 2 Optimalisatie van ronde nabezinktanks. STOWA rapport nummer 2002-21, Utrecht.
- 3 Onderzoek MBR Varsseveld – Hoofdrapport, STOWA rapport nummer 2006-05, Utrecht.
- 4 Handboek biologische fosfaatverwijdering, STOWA rapport nummer 2001-15, Utrecht.
- 5 CBS Statline, 29 maart 2006 (statline.cbs.nl), 2006
- 6 Methoden van influentkarakterisering. Inventarisatie en richtlijnen. STOWA rapport nummer 1996-08, Utrecht.
- 7 Varianten op voorbezinking, STOWA rapport nummer 1996-20, Utrecht
- 8 Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater - Identificatie en evaluatie van waterzuiverings-scenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering, STOWA rapport nummer 98-29, Utrecht.
- 9 Influentkarakterisering van ruw en voorbehandeld afvalwater. De invloed van voorbezinking en voorprecipitatie, STOWA rapport nummer 1999-13, Utrecht.
- 10 Fysisch/chemische voorzuivering - Onderzoek naar voorzuiveringstechnieken: Organische polymeren; flotatie; directe grovemedia-filtratie, directe membraanfiltratie, denitrificerende A-trap. STOWA rapport nummer 2001-07, Utrecht.
- 11 Fysisch/chemische voorzuivering - Oriënterend onderzoek naar Influentfractionering en nabehandelingstechnieken. STOWA rapport nummer 2001-20, Utrecht.
- 12 Fysisch/chemische voorzuivering - Resumé en scenario evaluatie met DEMAS+. STOWA rapport nummer 2001-21, Utrecht.
- 13 Rejectiewaterbehandeling geëvalueerd, STOWA rapport nummer 2004-20, Utrecht
- 14 Eerste ervaringen met de SHARON-installatie voor de behandeling van rejectiewater, Neerslag, 2000/1.
- 15 Het gecombineerde Sharon/Anammoxproces, STOWA rapport nummer 2000-25, Utrecht.
- 16 Behandeling van stikstofrijk afvalwater met partiële nitrificatie en Anammox in het CANON-proces, Third, K.A., J. Paxman, M. Schmid, M. Strous, M.S.M. Jetten en R. Cord-Ruwisch, Afvalwaterwetenschap 4 (2005) nr. 1, p. 10.
- 17 Communaal afvalwater op temperatuur houden voor actiever slib in RWZI's, STOWA rapport nummer 2006-15, Utrecht.
- 18 Beheersing van lichtslib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering, STOWA rapport nummer 2001-02, Utrecht

- 19 Treatment of nitrogen-rich wastewater using partial nitrification and Anammox in the CANON process, Third, K.A., J. Paxman, M. Schmid, M. Strous, M.S.M. Jetten en R. Cord-Ruwisch, *Water Science and Technology*, vol. 52, no 4, pp. 47-54.
- 20 DWAAS-methodiek, STOWA rapport nummer 2003-08, Utrecht.
- 21 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt, ATV-DVWK A131 (2000).
- 22 Nieuwe ontwerprichtlijnen voor diepe nabezinktanks, H₂O - Reitsma, B., Kramer, F., (2004), nr. 11: 30-32.
- 23 Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling Design and Operation, IAWQ, Ekama, G.A. et al., (1997), Richmond, England.
- 24 MBR proefinstallatie RWZI Hilversum. STOWA rapport nummer 2006-16, Utrecht.
- 25 Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater treatment; State of Science Report. Global Water Research Coalition GWRC; STOWA/GWRC rapport 2005-24
- 26 I. Takács, M. O'shaugnessy, S. Murthy, K. Brian, N. Shirodkar and D. Katehis (2007) Design Of Denitrification Systems Using Methanol. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 27 Jeanette Brown, Thomas A. Sadick and Glen T. Daigger (2007) Operating Experience Of The First And Largest Low Level Nitrogen Removal Facility In Long Island Sound, Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 28 Meltem Urgun-Demirtas, Chakkrid Sattayatewa and Krishna R. Pagilla (2007) Bioavailability Of Dissolved Organic Nitrogen In Treated Effluents. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 29 Yu-Min Su¹, Jacek Makinia², and Krishna R. Pagilla¹ (2007) Estimation Of The Maximum Specific Growth Rate Constant For Autotrophs – Experience From The Longterm Operation Of A Lab-Scale SBR System. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 30 C. Debarbadillo, J. Barnard and R. Rectanus (2007) Focus On Total Inorganic Nitrogen: Operating Considerations At Plants Meeting Very Low Effluent Nitrogen Limits. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 31 Henryk Melcer, Patricia Tam, Adam Klein, Wayne Robinson and Brian Topolski (2007) Low Nitrogen Reclaimed Water Achieved By An Integrated System Of MBRs And BNR Activated Sludge System. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 32 K.-H. Rosenwinkel, J. Makinia and M. Pabst (2007) Experimental And Model-Based Evaluation Of The Maximum Allowable Flows In Activated Sludge Systems Under Storm Conditions. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 33 JB Neethling, Bruce Willey, Dan Harmon, Mario Benisch (2007) Phased Nitrification-Denitrification Provides Flexible Nitrogen Removal. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 34 Alvin C. Firmin and Robert Rowland (2007) Nitrogen Removal Design, Startup, and 6 Years of Operation in Scituate, Massachusetts. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 35 Mario Benisch, Dave Clark, JB Neethling, H. Sid Fredrickson and April Gu (2007) Can Tertiary Phosphorus Removal Reliably Produce 10 µg/L? Pilot Results from Coeur D'Alene, ID. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.

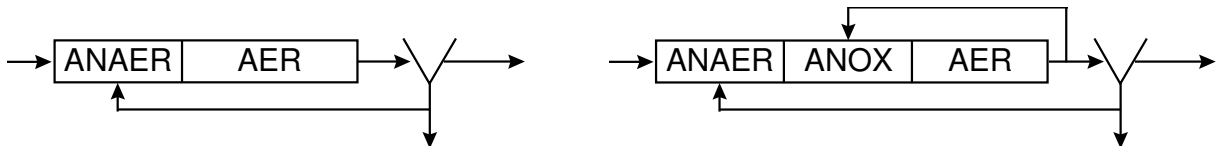
- 36 JB Neethling¹, Mario Benisch, Dave Clark and April Gu (2007) Phosphorus Speciation Provides Direction To Produce 10 µg /L. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 37 R. Barat, A. Bouzas, J. Ferrer and A. Seco (2007) Identification Of Precipitation Problems In A Large Wastewater Treatment Plant Operated For Biological Nutrient Removal. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 38 Bedrijfsvergelijking Zuiveringsbeheer 2005, Unie van Waterschappen, 2006.
- 39 Smolders, G.J.F. (1995). A metabolic model of the biological phosphorus removal: Stoichiometry, kinetics and dynamic behaviour. Proefschrift TU Delft
- 40 SIMBA 4, Simulation of Biological Wastewater Treatment, User's Guide, For use with MATLAB/SIMULINK
- 41 Interactions within wastewater systems. Proefschrift Technische Universiteit Delft, J.G. Langeveld, Delft 2004.
- 42 Menging en voortstuwing van actief-slibsystemen in ronde reactoren. STOWA rapportnummer 2006-19, STOWA, Utrecht, 2006.

BIJLAGE 1

SYSTEEMCONFIGURATIES

1. A/O EN A²/O PROCES

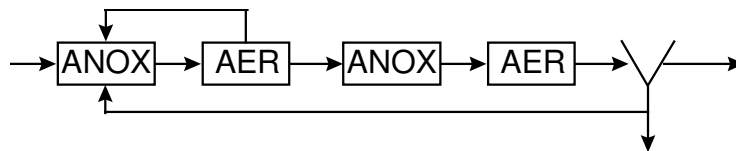
Het A/O-proces (Anaërobic/Oxic) is primair ontwikkeld voor biologische defosfatering. Bij het A/O-proces wordt het retourslib tezamen met het ruwe of voorbezonden afvalwater in een anaërobe zone gebracht. Deze uitvoering wordt toegepast op hoogbelaste installaties waarbij geen nitrificatie optreedt. Bij lage slibbelastingen waarbij een vergaande nitrificatie en nitraatvorming plaatsvindt, wordt tussen de anaërobe en aërobe zone een anoxische zone ingelast om het nitraatgehalte in de retourstroom te beperken (A²/O-proces : Anaërobic, Anoxic, Oxic). De verschillende zones bestaan meestal uit een aantal compartimenten. Met name in de USA zijn vele rwzi's volgens de grondslagen van A/O en A²/O-proces ontworpen.

SCHEMA A/O EN A²/O -PRINCIPE

2. BARDENPHO

Het Bardenpho-proces is primair ontwikkeld om stikstof via nitrificatie en denitrificatie zo volledig mogelijk te verwijderen. Het Bardenpho-proces bestaat uit twee series van achter elkaar geplaatste anoxische en beluchte tanks (zie afbeelding 1). 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. Met name in Zuid-Afrika en de USA zijn vele praktijkinstallaties bekend die opereren volgens het Bardenpho-principe.

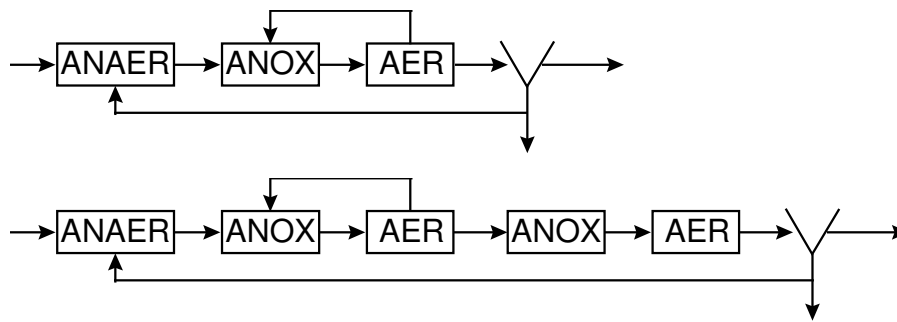
SCHEMA BARDENPHO PRINCIPE



3. PHOREDOX

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. 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.

SCHEMA PHOREDOX PRINCIPE (3 EN 5 TRAPS)



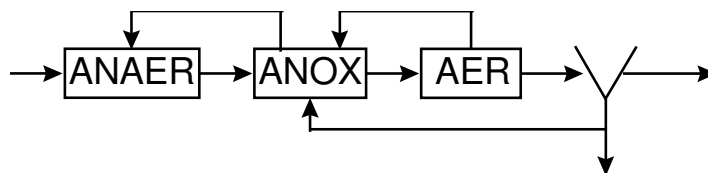
Vele praktijkinstallaties in Zuid-Afrika en de USA zijn ontworpen en opereren volgens het PhoRedox-proces. Het PhoRedox-principe wordt op vele bio-P installaties in Nederland toegepast.

4. UCT / (M)UCT / BCFS-PROCES

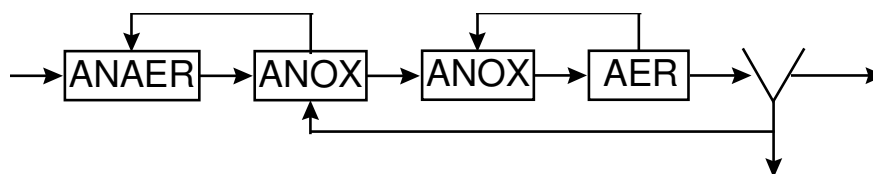
Het UCT-proces (University of Cape Town) is afgeleid van het PhoRedox-proces. Het nadeel van het PhoRedox-proces is dat het aanwezige nitraat in het retourslib wordt teruggevoerd in de anaërobe zone. Daarom is bij het UCT-proces het retourslibdebiet teruggevoerd naar de anoxische tank. Een tweede interne 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. Diverse installaties in Zuid-Afrika zijn ontworpen en opereren volgens het UCT proces.

Een nadeel is dat het systeem door de lange anoxische slibleeftijd en de afwezigheid van een selector minder goed bezinkbaar slib oplevert. Om de anoxische slibleeftijd te verkorten worden in een gemodificeerde uitvoering van het UCT-proces ((M)UCT-proces) twee anoxische zones in serie geschakeld.

SCHEMA VAN HET UCT-PRINCIPE

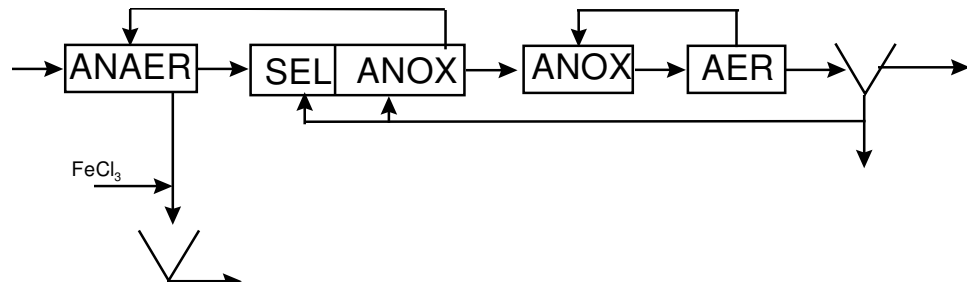


SCHEMA VAN HET (M)UCT-PRINCIPE



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 wordt het BCFS-proces (Biologisch-Chemische Fosfaat- en Stikstofverwijdering[®]) genoemd. In Nederland opereren enkele rwzi's (o.a. bij het Waterschap Groot Salland) volgens het (m)UCT/BCFS-principe.

SCHEMA VAN HET BCFS-PRINCIPE

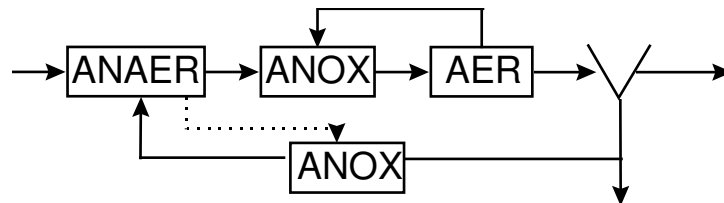


5. JHB / ISAH PROCES

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 nitraatvrucht 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 basis van het JHB- en ISAH-proces is een actief-slibstelsysteem met een beluchte tank en een voorgeschakelde anoxische tank, die verbonden zijn door een interne recirculatiestroom. De fosfaatafgift 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 stippe lijn aangegeven in onderstaande afbeelding), waardoor de denitrificatie in deze laatste tank beter te regelen is.

SCHEMA JHB / ISAH -PRINCIPE



6. BIODENITRO EN BIODENIPHO PROCES

In het begin van de jaren zeventig zijn in Denemarken twee systemen voor vergaande biologische N- en P-verwijdering ontwikkeld en in de praktijk toegepast (Biodenitro - Biological (de)nitrification) en BIODENIPHO-proces (Biological (de)nitrification and phosphorus removal). Kenmerkend voor deze processen is een afwisseling van aërobe en anoxische fasen in paarsgewijs bedreven beluchtingstanks. Het BIODENIPHO-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.

De basis voor het BIODENIPHO-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 uitvoerklappen 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

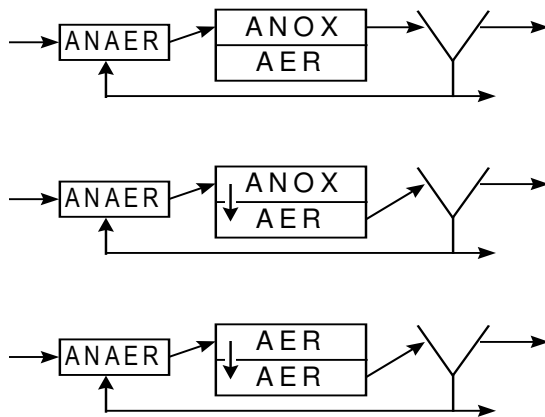
condities kunnen worden gecreëerd. Denitrificatie vindt plaats in de niet-beluchte fase onder toevoeging van influent-CZV.

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 Biedenitro-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 Biedenitro- 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.

Inmiddels zijn wereldwijd meer dan 100 Biedenipho en Biedenitro-installatie gerealiseerd en operationeel. Veel communale installaties zijn in Denemarken gerealiseerd. In Nederland is alleen de rwzi Ede uitgevoerd als Biedenipho-proces en sinds 1997 operationeel.

SCHEMA BIDIENIPHO -PRINCIPE

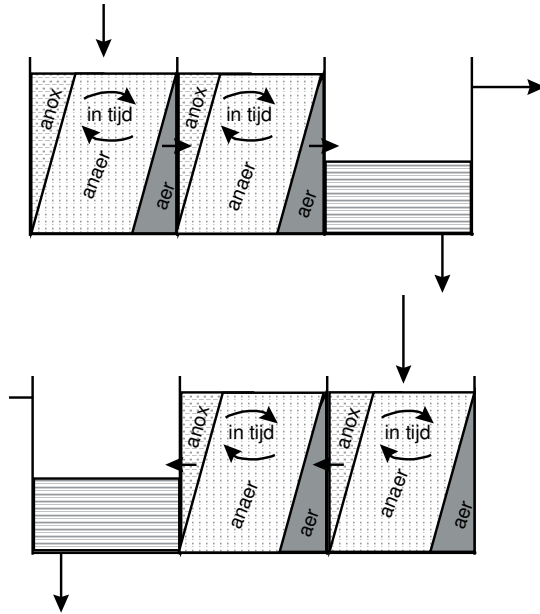


7. UNITANK SYSTEEM

Het Unitank-systeem is een SBR die 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. 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 actief-slibsystemen kent het Unitank-systeem een continue bedrijfsvoering en wijkt daarmee af van SBR-systemen. 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). 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).

In totaal zijn meer dan 45 Unitank-systemen, waarvan 2 (tot 1997) voor fosfaatverwijdering gerealiseerd.

SCHEMA UNITANK -PRINCIPE

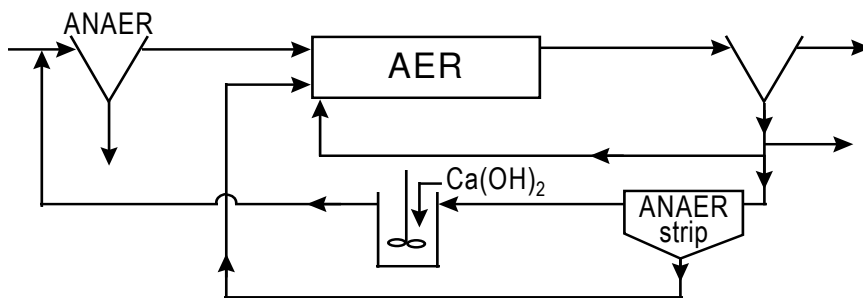


8. PHOSTRIP-PROCES

Het Phostrip-proces (Phosphate Stripping) is een voorbeeld van een biologisch fosfaatverwijderingsproces in een deelstroom. Het is een combinatie van biologische en chemische defosfatering. Bij het Phostrip-proces is het conventionele actief-slibproces uitgebreid met een stripper. In de stripper, uitgevoerd als indikker, ondergaat een deel van het retourslib een anaërobie 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 actief-slibproces.

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.

SCHEMA PHOSTRIP -PRINCIPE



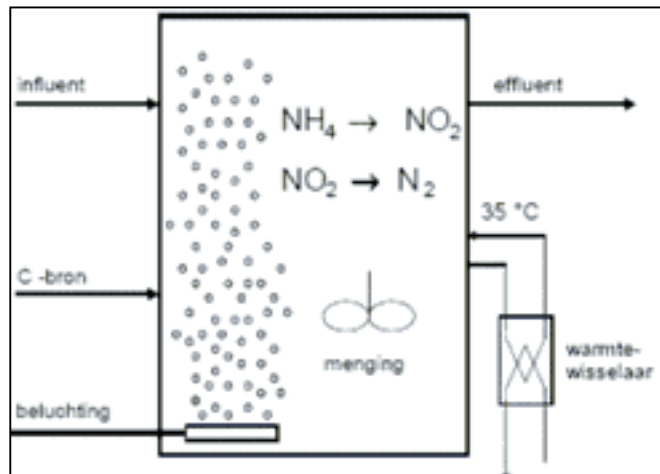
BIJLAGE 2

DEELSTROOMBEHANDELINGSTECHNIEKEN

SHARON-PROCES

Het SHARON-(Single tank reactor for High activity Ammonia Removal Over Nitrite)proces. Het SHARON-proces onderscheidt zich van andere processen door de afwezigheid van de slib/water-scheiding. Het proces wordt uitgevoerd in een compleet gemengde tank, waarbij het slib uitspoelt met het effluent. Dit houdt in dat de slibgroei gelijk moet zijn aan de snelheid van uitspoelen van dit slib. Het SHARON-systeem is een biologisch proces gebaseerd op het chemostaatprincipe. Dit houdt in dat de groeisnelheid van de bacteriën in het systeem gelijk is aan de hydraulische (aërobe/anoxische) hydraulische verblijftijd in het systeem. Hierdoor kan slibretentie achterwege blijven [13, 14, 15, zie ook Afbeelding 36].

AFBEELDING 36 SCHEMATISCHE WEERGAVE SHARON-PROCES



Bij een hoge temperatuur en een korte hydraulische verblijftijd blijkt het nitrificatieproces te kunnen worden beperkt tot nitriet (Nitrosomonas), doordat de groeisnelheid van Nitrobacter onder deze omstandigheden ($T= 30 - 40 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{pH}=7-8$, $\text{HRTaëroob}=1-2 \text{ d}$) te laag is om zich te handhaven in het systeem. Onder de gegeven omstandigheden van hoge temperatuur en beluchte slibleeftijd van een dag kunnen bacteriën die ammonium (NH_4) omzetten in nitriet (NO_2) zich nog handhaven. De bacteriën die nitriet omzetten in nitraat (NO_3) groeien echter langzamer. Het resultaat is dat nitriet wordt geproduceerd in plaats van nitraat. Hierdoor kan 25% op beluchtingsenergie worden bespaard. Denitrificatie vindt vervolgens plaats vanaf nitriet in plaats van nitraat, hetgeen nog eens 40% besparing geeft op de methanolbehoefte voor de denitrificatie.

ANAMMOX(/SHARON)-PROCES

ANAMMOX (staat voor Anaërobie Ammonium Oxydation) is een biologisch proces voor de verwijdering van ammonium uit afvalwater, waarbij ammonium met nitriet zonder externe koolstofbron wordt omgezet tot stikstofgas. Met het gecombineerde SHARON/ANAMMOX-proces wordt nog minder zuurstof en koolstofbron verbruikt en surplusslib en koolstofdioxide geproduceerd [13, 15]. Een variant op het ANAMMOX-proces is het CANON-proces.

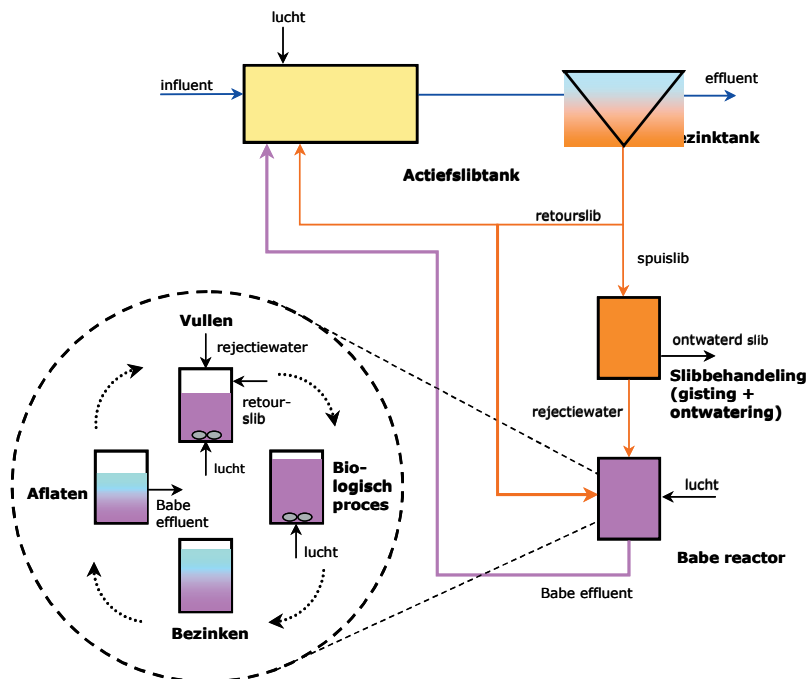
Het Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite proces combineert partiële nitrificatie (ammoniumoxidatie tot nitriet) in combinatie met het ANAMMOX-proces in één reactor [16, 19], maar is voornamelijk van toepassing op industrieel afvalwater. Het proces geschikt voor afvalwater(rejectie)waterstromen die rijk aan ammonium (>100 mg/l) en laag in organische stof (C:N-ratio < 0,15). Het proces maakt gebruik van de interactie tussen twee groepen autotrofe bacteriepopulaties, zonder zuurstofgelimiteerde omstandigheden, die twee opeenvolgende reacties tegelijkertijd uitvoeren.

BABE-REACTOR

Het BABE (Bio Augmentation Batch Enhanced)-concept is ontwikkeld om de nitrificerende organismen die op stikstof in het rejectiewater groeien te kunnen benutten in het hoofdproces. In de BABE-reactor groeien deze nitrificeerders in de vlokken van het actief-slib van het hoofdproces doordat een klein deel van het retourslib via de BABE-reactor wordt geleid. Daar wordt de nitrificatieactiviteit van het actief-slib door de hoge stikstofvrachten en de hoge temperatuur verhoogd. Vervolgens gaat het actief-slib met een grotere fractie aan nitrificeerders retour naar het hoofdproces. Op deze manier wordt naast de verlaging van de stikstofvracht naar het actief-slibproces de nitrificatiecapaciteit van het actief-slib vergroot.

In de BABE-reactor wordt het ammonium genitrificeerd tot nitriet en nitraat waardoor de pH stijgt. Voor een efficiënte stikstofomzetting moet de zuurproductie ten dele worden geneutraliseerd. Toevoeging van loog is een optie, maar denitrificatie heeft de voorkeur. Dit kan plaatsvinden door middel van dosering van een externe koolstofbron (methanol) of via koolstofbronnen aanwezig in het actief-slib van het hoofdproces. Het BABE-concept benut daarbij bij voorkeur de interne koolstofbron vanuit het actief-slib. Het BABE-concept is een batchproces dat in principe uit 4 stappen bestaat die gedeeltelijk gelijktijdig kunnen optreden (zie Afbeelding 37). Het concept kan in één reactor worden uitgevoerd, waarin afwisselend wordt genitrificeerd en gedenitrificeerd of in twee reactoren, één voor nitrificatie en één voor denitrificatie met een interne recirculatie.

AFBEELDING 37 SCHEMATISCHE WEERGAVE BABE-REACTOR



BIJLAGE 3

LIJST MET BENADERDE WATERSCHAPPEN/ CONTACTPERSONEN

| Waterschap | Contactpersoon |
|-------------------------------------|--|
| 1 Noorderzijlvest | Willy Poiesz |
| 2 Hunze en Aa's | Otto Kluiving/Tjaard Kuiper |
| 3 Fryslân | Siemen Bouma/Bonnie Bult |
| 4 Reest en Wieden | Inge van de Velde/Frank Brandse |
| 5 Velt en Vecht | Elbert Majoor |
| 6 Regge en Dinkel | Dick de Vente/Hans Ellenbroek |
| 7 Groot Salland | Hans Huisman/Henry van Veldhuizen |
| 8 Zuiderzeeland | Leo van Efferen |
| 9 Rijn en IJssel | Coert Petri/Philip Schyns |
| 10 Veluwe | Frans Visser/Ruud van Dalen |
| 11 Vallei en Eem | Karin de Bruin/Jack Ebbenhorst |
| 12 Rivierenland | Hielke van der Spoel/Jacques Segers |
| 13 De Stichtse Rijnlanden | Olaf Duin |
| 14 Waternet / Amstel, Gooi en Vecht | Ed Brandt/Remie Neef/Peter Piekema |
| 15 Hollands Noorderkwartier | Simon Gaastra |
| 16 Rijnland | George van Geest/Paul Versteeg |
| 17 Delfland | Klaas Appeldoorn |
| 18 Schieland | Alex Sengers/Frank van Breukelen |
| 19 Hollands Delta | Dick Marsman/Floor Besten/JanWillem Mulder |
| 20 Zeeuwse Eilanden | Edwin Poulus/Mark Augustein/Jo Nieuwlands |
| 21 Zeeuws Vlaanderen | Albert Veraart |
| 22 Brabantse Delta | Hans Mollen/Jac Jonk |
| 23 De Dommel | Marlies Verhoeven/Gea Dalstra |
| 24 Aa en Maas | Victor Claessen/Renze van Houten |
| 25 Limburg | Saskia Hanneman/Ad de Man |

BIJLAGE 4

INVENTARISATIE RWZI'S

| Checklist nwt's Nitel < 5 mg/l en/of P < 0.3 (door bio P met eventueel aanvullend) | | | | | | | |
|--|----------|------------|------------------------|----------|-------------|--------------------------|----------------------------|
| Naam waterloop | Biosluis | | | | | Vul en Lees De Control | Type en jaar |
| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | | |
| Naam Rivier | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2000 | 2000 |
| | Wanzen | Wageningen | Leersdamveld de Polder | Culmborg | Wousterberg | Hagen | Ether |
| Zelvingcapaciteit (m) | | | | | | | |
| 1200 m (24 BZV (2) of 18 BZV (2) of 12 BZV (2) of 126 C2V (2) m) | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| oppervl. | 6000 | 6000 | 6000 | 2100 | 6000 | 6000 | 20000 |
| max.rijp. belast. | 3130 | 4271 | 5552 | 9443 | 4092 | 3514 | 17710 |
| Hydraulische capaciteit (m3/d) | | | | | | | |
| oppervl. | 600 | 1700 | 600 | 910 | 2000 | 1420 | 7000 |
| max.rijp. belast. | | | | | | 218 (DWA) en 254 (DWA) | |
| | | | | | | 5868 m3/dag | |
| | | | | | | (100 m3 - 14 %) | |
| Slibbelasting (kg BZV/kg d.o.d) | | | | | | | |
| oppervl. | 0.046 | 0.23 | 0.049 | 3.235 | 3.04 | 0.036 | 0.068 |
| max.rijp. | | | | | | | 0.047 |
| Samenstelling (voedselbestand) afvalwater (ind alle retourstromen) | | | | | | | |
| max. belasting aangeleg 7 | nee | nee | nee | nee | nee | nee | ja |
| BZV/m3 | 4 | 2 | 3 | 2 | 4 | 2 | 6 |
| BZV/d | 10 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 30 |
| Temperatuurslag (max) | | | | | | | |
| max | 20 | 20 | 20 | 20 | 18 | 20 | 20.8 |
| min | 6 | 9 | 11 | 2 | 9 | 6.8 | 9.2 |
| Relevante efficiëntiewaarden (mg/l) | | | | | | | 2005 |
| Aangepaste waarde | | | | | | | |
| NH4-N | 2.1 | 4 | 3.8 | 4.8 | 4.6 | 1 | 4.8 |
| NH3 | 1.2 | 1.8 | 2.2 | 3.2 | 3.2 | 2.2 | 1.2 |
| NH4-N | nb | nb | nb | nb | nb | nb | nb |
| NH4-N | 0.7 | 2.5 | 2.5 | 2.2 | 2.2 | 0.3 | 0.8 |
| NH4-N | 1.4 | 3.5 | 1.4 | 2.4 | 2.2 | 2.4 | 0.8 |
| P | nb | nb | nb | nb | nb | 1.1 | 0.2 |
| P | nb | nb | nb | nb | nb | 0.36 | 0.26 |
| Beleefbaarheid (score) | | | | | | | |
| NH4-N | 1.2 | 1.7 | 2.2 | 1.7 | 2 | 1.3 | 1.6 |
| NH3 | 0.7 | 3.8 | 1 | 1.2 | 1.3 | 0.8 | 1.1 |
| NH4-N | nb | nb | nb | nb | nb | 0.3 | 0.8 |
| NH4-N | 0.8 | 1.8 | 0.8 | 0.2 | 3.2 | 0.4 | 0.1 |
| P | 0.6 | 1.7 | 0.4 | 1.7 | 0.7 | 0.18 | 0.1 |
| P | nb | nb | nb | nb | nb | 0.09 | 0.08 |
| Type Riwit | | | | | | | |
| Naam configuratie | Caract | Caract | Caract | schroef | Caract | Oxydatie/depolymerisatie | phosfor |
| N-vorming | | | | | | | |
| spaan geconificeerd (ja)? | nee | nee | nee | nee | nee | | nee |
| percentage totaal (%) | | | | | | | |
| probleem | | | | | | | |
| oplossing | | | | | | | |
| efficië. programma (in bestuursmodel of anderszins) | | | | | | | |
| normaalsituering toe (DWA) | | | | | | | |
| Waaierfaciliteiten tank? | nee | nee | nee | nee | nee | nee | nee |
| percentage totaal (%) | | | | | | | |
| probleem | | | | | | | |
| oplossing | | | | | | | |
| efficië. programma (in bestuursmodel of anderszins) | | | | | | | |
| normaalsituering toe (DWA) | | | | | | | |
| Delicate tank? | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| percentage totaal (%) | | | | | | | |
| probleem | nee | nee | nee | nee | nee | nee | nee |
| oplossing | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| type belasting | puft | puft | puft | belast | puft-belast | | puft-belast |
| simulatie met denitrificatie | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| altem. nitrificatie | | | | | | | |
| interior | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| interior | nee | nee | nee | nee | nee | | ja op basis van N-2 |
| Naagtracconfiguratie? | | | | | | | ja (interior nitrificatie) |
| Denitrificatiebehandeling (BABC, Sharon, etc) | | | | | | | nee |
| Z-vorming | | | | | | | |
| chemisch P | | | | | | | nee |
| Mn-P | | | | | | | nee |
| be-P | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| BZV | | | | | | | |
| DefACT | | | | | | | |
| Phosfor | | | | | | | ja |
| contacttijd anaerobe tank (h) | | | | | | | 90 |
| normaalsituering toe (DWA) | | | | | | | |
| aanvullend chemisch | | | | | | | nee |
| Mn-P | | | | | | | nee |
| Denitrificatie (zoals phosfor, bioreactor, chem. dosering (CF3)) | | | | | | | nee |
| Na dosering in de BZV of anderszins | | | | | | | ja in gebruik |
| Polymerisatie | | | | | | | nee |
| Slimmodel beschikbaar? | nee | nee | nee | nee | nee | | nee |
| Foto beschikbaar? | | | | | | | |
| Proceschema beschikbaar? | | | | | | | |
| Trend Planaal beschikbaar? | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| Trend Nitraal beschikbaar? | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |

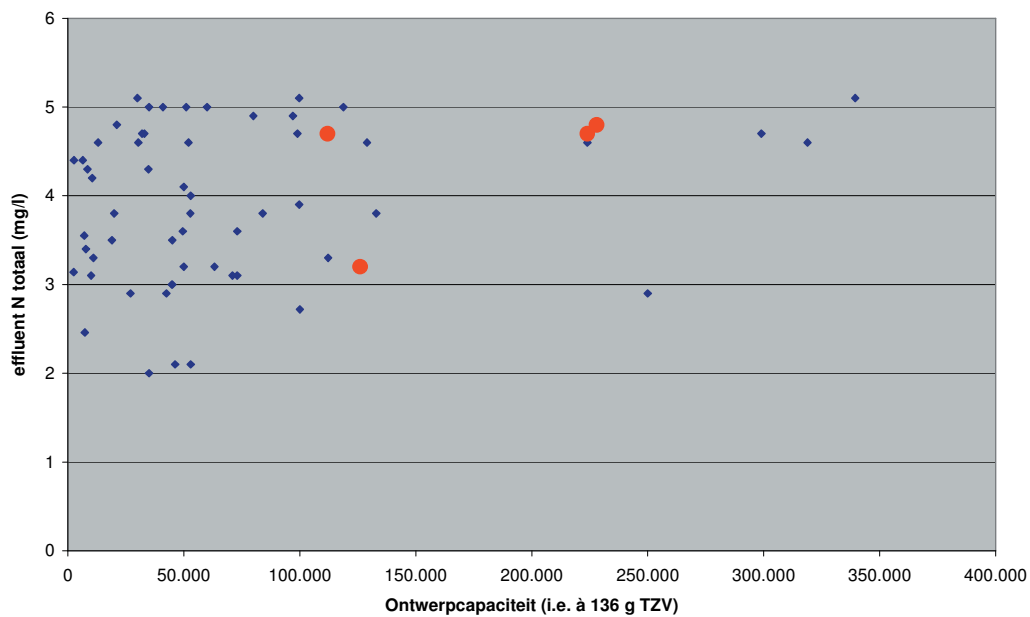
BIJLAGE 5

RESULTATEN UIT INVENTARISATIE RWZI'S

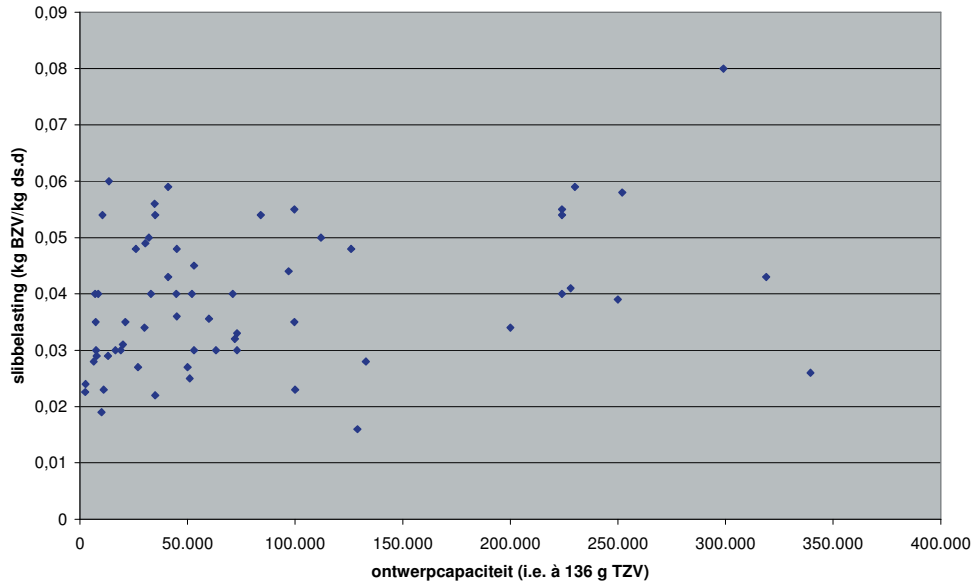
INVLOED ONTWERPCAPACITEIT

De ontwerpcapaciteit van een rwzi kan theoretisch van invloed zijn op de zuiveringsprestatie. Bij een grotere rwzi is soms voorbezinking met een verwerking van (extern) slib aanwezig. Temperatuurschommelingen worden vaak meer uitgebufferd. Daarnaast kan het zijn dat er meer toezicht is door de uitgebreidere bemensing. Mogelijk wordt ook beter opgelet, wegens het effect dat een grote rwzi heeft op de rendementen in het gehele beheersgebied van het waterschap. In Afbeelding 38 en Afbeelding 39 is de relatie tussen de ontwerpcapaciteit en de N en P effluentgehalten weergegeven. De rwzi's met voorbezinking zijn met bullets gemarkeerd.

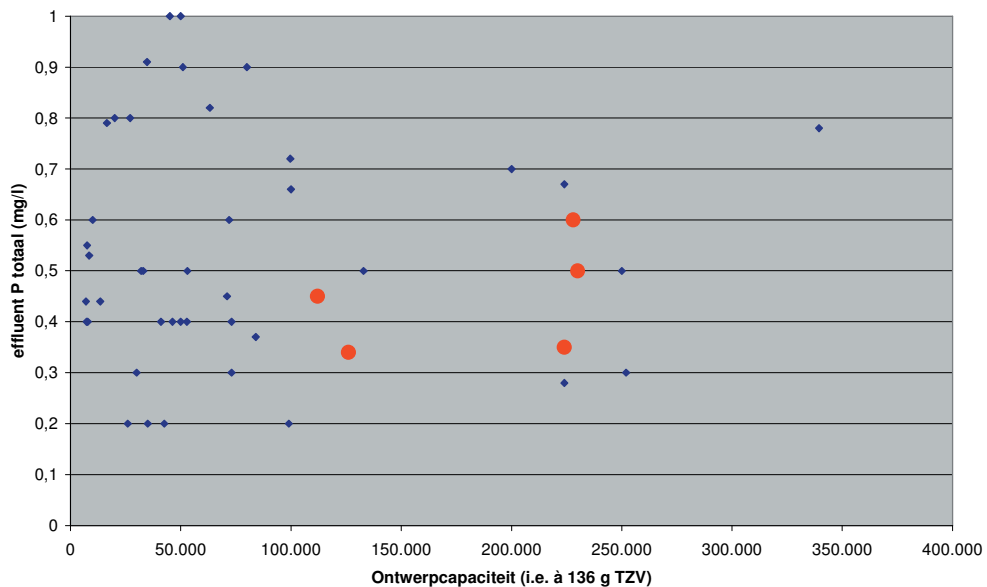
AFBEELDING 38 RELATIE ONTWERPCAPACITEIT MET N_{TOTAAL} EFFLUENTWAARDEN



AFBEELDING 39 RELATIE SLIBBELASTING EN ONTWERPCAPACITEIT



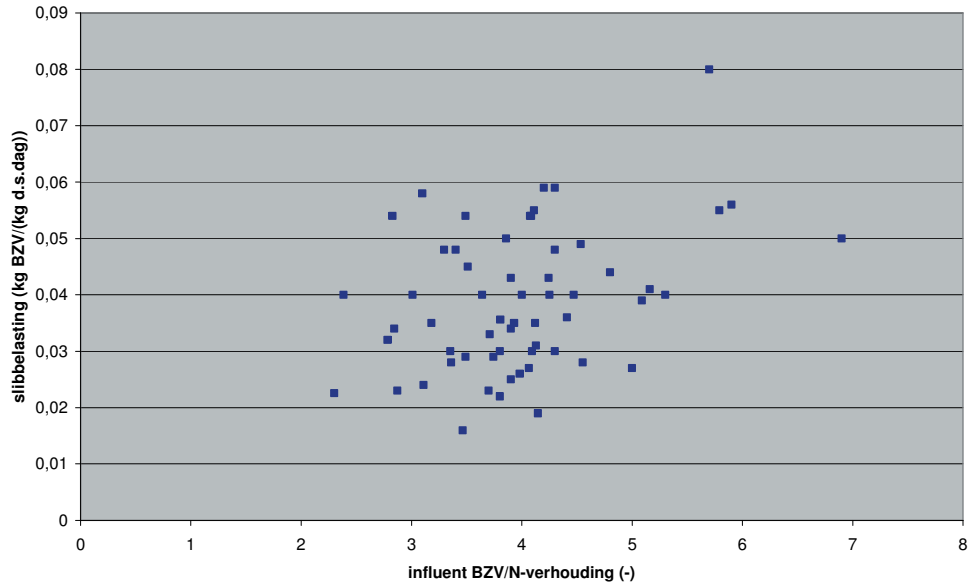
Er lijkt een lichte toename te zijn van het N_{totaal} gehalte bij een grotere ontwerpbelasting. Mogelijk kan dit worden verklaard uit het feit dat er een voorzichtige relatie bestaat tussen de slibbelasting en de ontwerpcapaciteit (zie Afbeelding 39). De oorzaak zou kunnen zijn dat bij grote installaties minder reservecapaciteit wordt toegepast. Mogelijk heeft ook stedelijk gebied hier invloed op. Kleine rwzi's in landelijk gebied zijn soms (zwaar) onderbelast wegens seizoenseffecten.

AFBEELDING 40 RELATIE ONTWERPCAPACITEIT MET P_{TOTAAL} EFFLUENTWAARDEN (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)

Tussen ontwerpbelasting en fosfaat is geen duidelijke relatie zichtbaar.

Afbeelding 41 toont dat een hogere BZV/N-verhouding doorgaans een hogere slibbelasting oplevert (de reactor kan kleiner worden). Mogelijk wordt het potentiële voordeel van de goede BZV/N-verhouding hierdoor weer teniet gedaan.

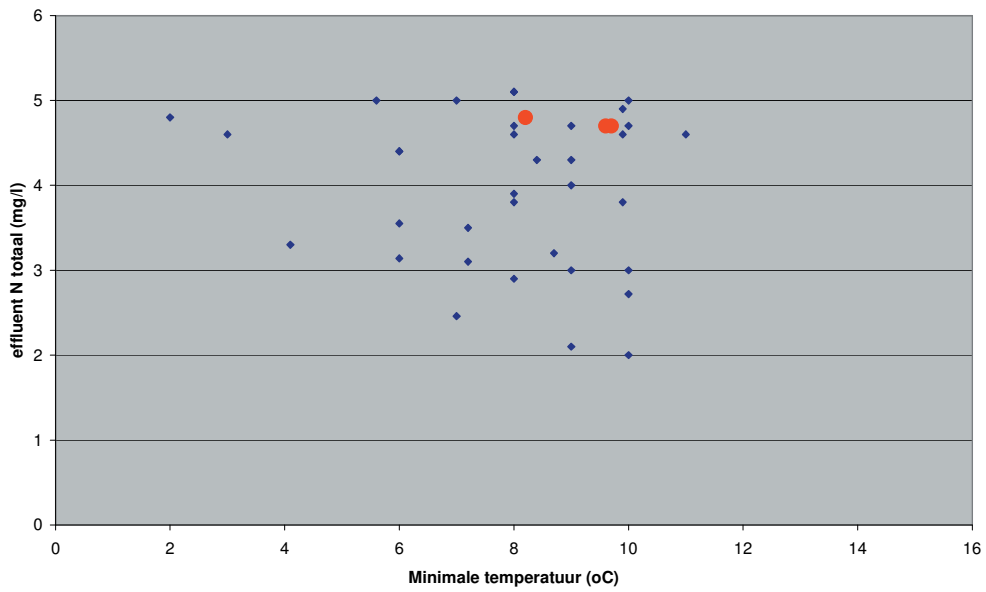
AFBEELDING 41 RELATIE SLIBBELASTING EN BZV/N



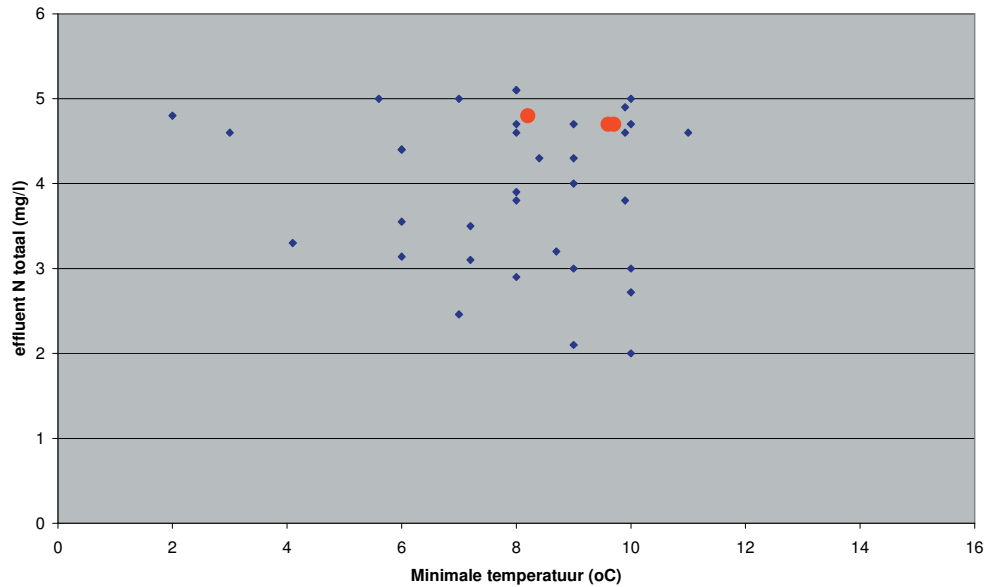
INVLOED VAN DE MINIMALE ONTWERPTEMPERatuur

In Afbeelding 42 en Afbeelding 43 zijn de effecten van de gemeten minimale temperatuur op respectievelijk de N_{totaal} en P_{totaal} -effluentgehalten beschreven.

AFBEELDING 42 EFFECT VAN DE MINIMALE TEMPERATUUR OP HET N_{TOTAAAL} -GEHALTE IN HET EFFLUENT



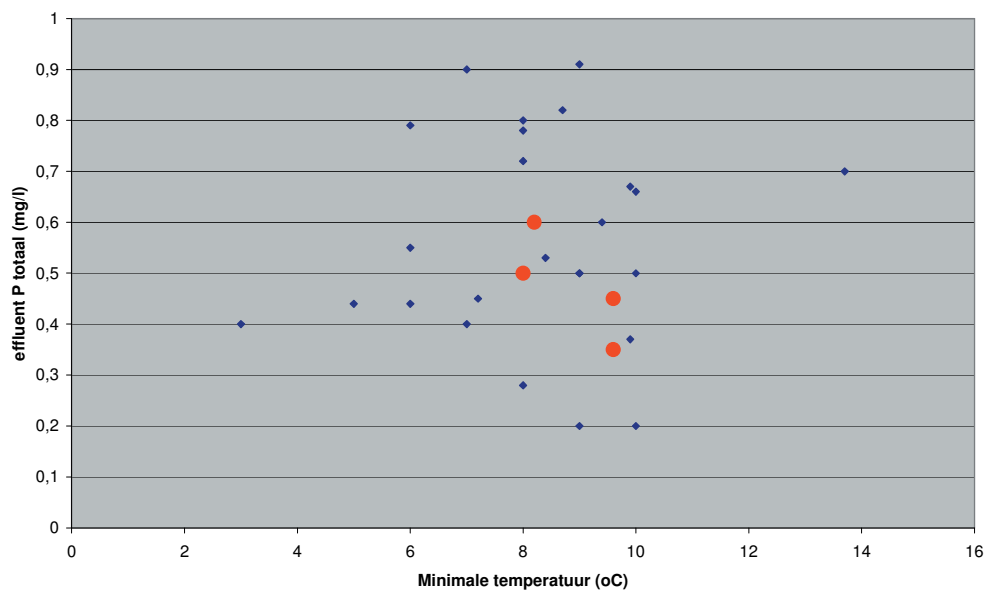
AFBEELDING 43 RELATIE P EN MINIMALE TEMPERatuur (BULLETS: INSTALLATIES MET VOORBEZINKING)



De relatie tussen minimale waargenomen temperatuur en stikstofverwijdering is niet duidelijk, terwijl bij een hogere temperatuur een lagere N_{totaal} wordt verwacht. Opvallend is de hogere spreiding bij hogere temperaturen. Bij echt lagere temperaturen (<8 °C) komen de uitschieters naar beneden niet voor. Een verklaring voor de beperkte relatie kan zijn dat bij een hogere minimale temperatuur ook een hogere slibbelasting wordt toegepast.

In Afbeelding 44 zijn de minimale ontwerptemperatuur en slibbelasting tegen elkaar uitgezet. Op basis hiervan is het wel plausibel dat een hogere ontwerptemperatuur leidt tot een hogere slibbelasting, een kleiner volume en dus niet echt een lagere N_{totaal} -waarde in het effluent.

AFBEELDING 44 RELATIE MINIMAAL ONTWERPTEMPERatuur EN SLIBBELASTING



Tussen het fosfaatgehalte in het effluent en de minimale ontwerptemperatuur is geen relatie vast te stellen.

BIJLAGE 6

HSA MODELLERING

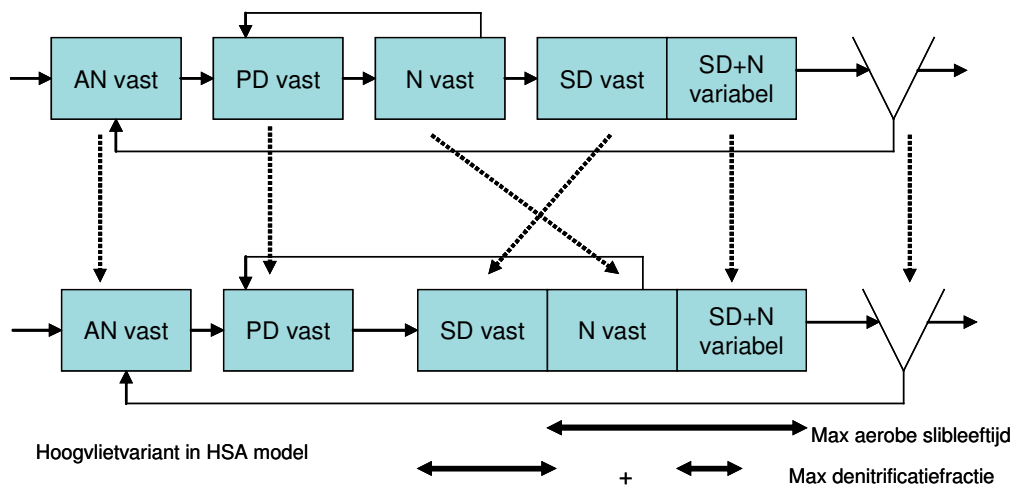
HSA MODEL RWZI HOOGVLIET

Met het HSA model kan op basis van een stikstofbalans en stikstofkinetiek de omzetting van $N_{Kjeldahl}$ in nitraat en nitraat in stikstofgas worden berekend. Bij het toepassen van het HSA moet goed in de gaten worden gehouden hoe het HSA-model in elkaar zit en hoe een bepaalde actief-slibconfiguratie wordt doorgerekend. De berekeningen zijn uitgevoerd met de Tauw Ontwerp en Terugrekentool versie 1.2 en worden bevestigd door de modelresultaten van het Witteveen+Bos Ontwerpmodel 2006. In het kader van deze studie wordt de werking van het HSA model hier niet beschreven.

In feite is het zo dat als basis wordt uitgegaan van een minimale temperatuur, waarbij de nitrificatie gehandhaafd moet blijven: het aërobe slibvolume. Daarnaast is er een anoxisch slibvolume nodig, die deels vast deels variabel kan zijn en bij hogere temperaturen slibvolume van het aërobe deel kan afsnoepen. Een temperatuurprofiel van een jaar wordt gebruikt, in dit geval 2005. Bij elke temperatuur wordt een benodigd aëroob volume en een overblijvend anoxisch volume berekend en dat levert weer een bepaalde NO_3-N waarde op.

De Hoogvlietvariant is niet direct met het standaard HSA-model door te rekenen. In Afbeelding 45 is aangegeven hoe de Hoogvlietvariant is vertaald naar HSA.

AFBEELDING 45 SCHEMA HOOGVLIETVARIANT IN HSA-MODEL

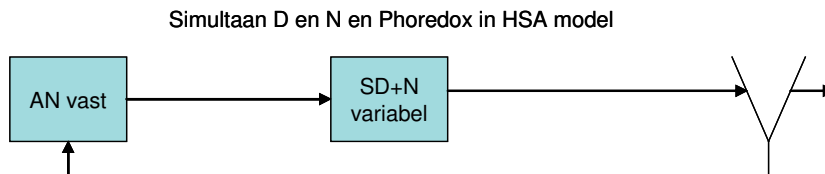


De eerste vaste denitrificatietank wordt als zodanig in het HSA model vastgezet. Daarvoor kan een verhoogde snelheid worden aangenomen. De meningen daarover zijn in de zuiveringswereld verschillend. Bij de onderhavige berekeningen is dit niet gebeurd. De correctiefactor is 1. Het vaste aërobe volume wordt opgeteld bij het aërobe deel van het omloopsysteem (SD+N variabel). Dit is bepalend voor de aërobe slibleeftijd. In het omloopsysteem is ook een deel niet te beluchten, "SD vast" genoemd. Het overige deel kan zowel aëroob als anoxisch worden bedreven. Daarbij moet goed in de gaten worden gehouden dat het omloopsysteem

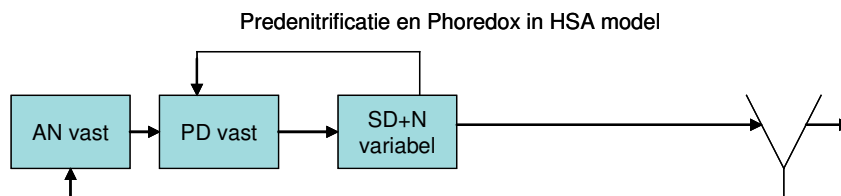
aan het eind zit en dat de beluchting in deze tank nooit uit kan, alleen kan worden gereduceerd. Op basis van deze keuzen kan worden opgegeven welke percentages van de SD+N variabele reactoren minimaal en maximaal aëroob zijn. Bij de diverse temperaturen gedurende het jaar kiest het model zelf hoeveel nitrificatie nodig is en hoeveel denitrificatie overblijft.

Bij de modelberekeningen wordt de rekenwaarde voor NH_4 vooralsnog op 1,5 mg/l gesteld (STOWA calibratiewaarden uit 1996). Met de fractie opgelost c.q. gesuspendeerd/zwevende $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ wordt de totale hoeveelheid $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ in het effluent kloppend gemaakt.

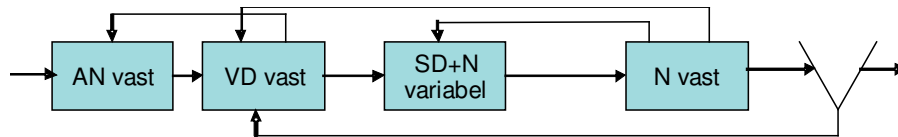
AFBEELDING 46 SCHEMA OMLOOPSYSTEEM



AFBEELDING 47 SCHEMA VOORDENITRIFICATIE



AFBEELDING 48 SCHEMA (M)UCT-SYSTEEM



TABEL 21 OVERZICHT INVOEREGEGEVENS PER REACTOR CONFIGURATIE

| Parameter | Hoogvliet | PhoSim | PhoRedox | (m)UCT-achtige |
|-------------------------------------|-----------|--------|----------|----------------|
| V totaal (m ³) | 18.800 | 18.800 | 18.800 | 18.800 |
| V D vast (m ³) | 2.440 | - | 3.760 | 3.760 |
| V wissel (D of N) (m ³) | - | - | - | 7.520 |
| V N vast (m ³) | 6.020 | - | - | 7.520 |
| V simultaan (D+N) (m ³) | 10.340 | 18.800 | 15.040 | - |
| % vast anoxisch van V totaal | 13 | 0 | 20 | 20 |
| Min. % belucht van V simultaan | 42 | 40 | 40 | - |
| Max. % belucht van V simultaan | 42 | 65 | 80 | - |
| Recirculatieverhouding laatste tank | 70 | 70 | 70 | 9 |
| Type recirculatieverhouding | intern | intern | Intern | extern |

Microsoft Excel - WB ontwerpmodel RWZI 2006

Bestand Bewerken Beeld invoegen Opmaak Extra Data Venster Help

invalscherm rekenen uitkomsten invulgegevens scenarios vdEmde HSA Stortb

Witteveen Bos

09 feb 07 OK

| INFLUENT | | | |
|------------|---------------------------------------|--------|-------------------|
| 8 | gemiddeld dagdebiet | 21300 | m ³ /d |
| 9 | uren DVA-aanvoer | 15 | uid |
| 10 | DVA-debiet | 1400 | m ³ /h |
| 11 | DVA-debiet (maximaal) | 3.000 | m ³ /h |
| 12 | CZY-vracht naar influent | 7.700 | kg/d |
| 13 | BZY-vracht naar influent | 2.945 | kg/d |
| 14 | MAQ- naar influent | 710 | kg/d |
| 15 | MDD-vracht naar influent | 1 | kg/d |
| 16 | P-vracht naar influent | 110 | kg/d |
| 17 | SS- vracht | 3.700 | kg/d |
| 18 | W BZY 54 g/d | 54.537 | kg |
| 19 | W's TZV 138 g/d | 60.577 | kg |
| 20 | DZVRL-voeding - naar influent | 4.1 | . |
| 21 | CZY/DCY-voeding - naar influent | 2.6 | . |
| 22 | BZY/P-voeding - naar influent | 26.9 | . |
| 23 | CZY-vracht naar actief-slibstroom | 7.700 | kg/d |
| 24 | BZY-vracht naar actief-slibstroom | 2.945 | kg/d |
| 25 | MAQ-vracht naar actief-slibstroom | 710 | kg/d |
| 26 | MDD-vracht naar actief-slibstroom | 1 | kg/d |
| 27 | P-vracht naar actief-slibstroom | 110 | kg/d |
| 28 | SS- vracht naar actief-slibstroom | 3.700 | kg/d |
| 29 | BZY/PL-voeding naar actief-slibstroom | 4.1 | . |
| 30 | DZV/PL-voeding naar actief-slibstroom | 26.5 | . |
| EFFLUENTIS | | | |
| 32 | N-organisch | 1.3 | mg/l |
| 34 | MAH-N | 2.9 | mg/l |

CONTROLE VALIDITEIT BEREKENINGEN

HSA Voldoende buiteropgave OK

Iteratie verschil voldoende klein OK

Vd < 50% OK

NDT OK

Keuze scherm invulblad uitkomsten HSA-methode StorenBI lucht beuthe lucht vd Emde lucht vd Emde / Al-dos /

Start Novell Gr... J.P.:SISTO... Huislij v... Microsoft... 15:44

BIJLAGE 7

ASM-MODELLERING

UITGANGSPUNTEN SIMBA MODEL RWZI HOOGVLIET

De dimensies en andere parameters van het SIMBA model van de rwzi Hoogvliet zijn verzameld in Tabel 22. Het gemeten temperatuurprofiel over het jaar is weergegeven in Tabel 23. Het rwzi-model zoals dat in SIMBA is opgezet is in Afbeelding 49 weergegeven.

TABEL 22

DIMENSIES EN OVERIGE PARAMETERS VAN RWZI HOOGVLIET

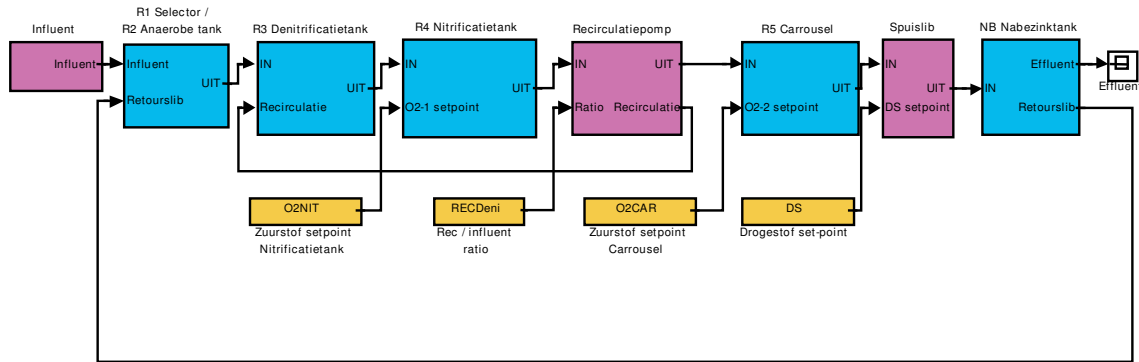
| Onderdeel | Eenheid | Waarde |
|---|--------------------------------------|--------|
| Selector volume | m ³ | 880 |
| Anaërobe tank volume | m ³ | 4.070 |
| Anoxische ruimte volume | m ³ | 2.440 |
| Nitrificatietank | m ³ | 6.000 |
| Aëratiecircuit volume | m ³ | 10.340 |
| Nabezinking volume | m ³ | 12.075 |
| Slibdeken in nabezinking volume | m ³ | 1.600 |
| Slibgehalte in beluchting | g ds/l | 3,9 |
| Gloeirest van het actief slib | % | 28 |
| Beluchting | | |
| alfa-factor | - | 0,8 |
| specifieke zuurstofinbreng | g O ₂ /m ³ .m' | 10 |
| diepte beide beluchtingstanks | m | 6 |
| zuurstof set-point nitrificatietank | mg O ₂ /l | 1,5 |
| zuurstof set-point aëratiecircuit | mg O ₂ /l | 0,5 |
| Verhouding retourslib/influentdebiet | - | 0,9 |
| Bypass retourslib langs selector naar anaërobe tank | - | 0,6 |
| Recirculatiefactor van nitrificatietank naar anoxische ruimte | - | 3 |
| Horizontale stroomsnelheid in aëratiecircuit | cm/s | 20 |

TABEL 23

TEMPERatuurPROFIEL RWZI HOOGVLIET

| Maand | Temperatuur (°C) |
|-----------|------------------|
| Januari | 11 |
| Februari | 10 |
| Maart | 11 |
| April | 14 |
| Mei | 16 |
| Juni | 18 |
| Juli | 20 |
| Augustus | 20 |
| September | 20 |
| Oktober | 18 |
| November | 15 |
| December | 11 |

AFBEELDING 49 SIMBA-MODEL VAN RWZI HOOGVLIET



INFLUENTKARAKTERISERING

De influentkarakterisering is gebaseerd op de beschikbare gegevens. Dit betreft:

- de gemiddelde debieten en influentconcentraties;
- de opgeloste CZV-fracties zijn nooit gemeten, hiervoor is 36% van de totale CZV aangenomen onder andere op basis van het zwevende stofgehalte in het influent;
- de vetzuren zijn eveneens niet gemeten, hiervoor is 10% van de totale CZV aangenomen.

De complete influentkarakterisering is in Tabel 24 weergegeven.

TABEL 24 INFLUENTKARAKTERISERING

| Invoerparameter | Eenheid | Waarde | Modelfracties | Eenheid | Waarde |
|-----------------|-------------------|---------|---------------|---------------------------------------|--------|
| Influent | | | So | mg O ₂ /l | 0,001 |
| Debiet | m ³ /d | 21.874 | Sf | mg CZV/l | 74,72 |
| TCZV | mg/l | 352 | Sa | mg CZV/l | 35,2 |
| CZVmf | mg/l | 126,7 | SNH4 | mg N/l | 20,04 |
| VFA | mg/l | 35,2 | SN03 | mg N/l | 0,001 |
| BOD | mg/l | 135 | SN2 | mg N/l | 0 |
| TKN | mg/l | 32,6 | SPO4 | mg P/l | 2,544 |
| TP | mg/l | 5,1 | Si | mg CZV/l | 16,8 |
| Zwevende stof | mg/l | 169 | Salk | mmol HCO ₃ ⁻ /l | 8 |
| | | | Xi | mg CZV/l | 112,1 |
| | | | Xs | mg CZV/l | 113,2 |
| Effluent | | | Xh | mg CZV/l | 0,1 |
| Zwevende stof | - | 0,0005* | Xpao | mg CZV/l | 0,1 |
| BOD | mg/l | 2 | Xpp | mg P/l | 0,01 |
| CZVmf | mg/l | 22 | Xpha | mg CZV/l | 0,01 |
| | | | Xgly | mg CZV/l | 0,01 |
| | | | Xaut | mg CZV/l | 0,01 |
| | | | Xtss | mg ds/l | 169,2 |
| | | | XmeOH | mg MeOH/l | 0,001 |
| | | | XMeP | mg MeP/l | 0,001 |
| | | | Q | m ³ /d | 21.874 |

*als fractie van retourslib drogestof

CALIBRATIE

Voor de calibratie van het rwzi-model zijn de volgende parameters gebruikt:

- de gemeten slibproductie. Deze bedraagt 3.860 kg ds/d. Deze slibproductie is relatief hoog ten opzichte van andere rwzi's in het beheersgebied van WSHD;
- het stikstofgehalte in het slib. De gemeten waarde is 5,4%;
- het fosfaatgehalte in het slib. De gemeten waarde is 2,2%. Deze waarde lijkt echter onrealistisch. Op basis van de fosfaatbalans wordt dan namelijk een slibproductie van 4.900 kg ds/d berekend. Dit is 27% hoger dan de gemeten slibproductie. Bij de calibratie wordt uitgegaan van de gemeten slibproductie, het fosfaat gehalte in dit slib wordt dan 2,8%;
- voor de kinetische en stoichiometrische parameters is in eerste instantie uitgegaan van de default-waarden. Vervolgens is een aantal parameters gewijzigd om zoveel mogelijk aan de praktijkwaarden te kunnen voldoen.
- Het temperatuursprofiel uit Tabel 23.

De parameters welke zijn gewijzigd ten opzichte van de defaultwaarden zijn in Tabel 25 weergegeven.

TABEL 25 CALIBRATIEPARAMETERS VAN HET HOOGVLIEET MODEL

| parameter | eenheid | default | calibratie | omschrijving |
|-----------|----------------------------------|---------|------------|---|
| iNXI | g N/g CZV | 0,03 | 0,05 | Stikstofgehalte van de inerte onopgeloste stof |
| iNXBM | g N/g CZV | 0,07 | 0,08 | Stikstofgehalte van de biomassa |
| iPXI | g P/g CZV | 0,01 | 0,006 | Fosfaatgehalte van de inerte onopgeloste stof |
| KH02 | g O ₂ /m ³ | 0,20 | 0,55 | Zuurstofverzagingscoëfficiënt voor heterotrofen |
| KHNO3 | g O ₂ /m ³ | 0,50 | 0,20 | Nitraatverzagingscoëfficiënt voor heterotrofen |
| KHP | g P/m ³ | 0,01 | 0,001 | Fosfaatverzagingscoëfficiënt voor heterotrofen |
| bAUT | 1/d | 0,15 | 0,127 | Afstervingsnelheid van autotrofen |
| KNH4 | g N/m ³ | 1,0 | 0,50 | Ammoniumverzagingscoëfficiënt voor heterotrofen |
| KNP | g P/m ³ | 0,01 | 0,001 | Fosfaatverzagingscoëfficiënt voor autotrofen |

De resultaten van de calibratie met betrekking tot het verloop van de ammonium-, nitraat- en fosfaatgehalten door het jaar heen zijn weergegeven in Afbeelding 51. De jaargemiddelde effluentconcentraties van de praktijkmetingen en berekend met het ASM-model zijn weergegeven in Tabel 26.

TABEL 26 VERGELIJKING PRAKTIJKWAARDEN EN SIMULATIEWAARDEN

| Parameter | Eenheid | rwzi praktijk | ASM-model |
|------------------------|---------|---------------|-----------|
| NH ₄ -N | mg/l | 2,2 | 1,53 |
| NO ₃ -N | mg/l | 1,3 | 1,33 |
| N _{organisch} | mg/l | 1,2 | 0,39 |
| N _{totaal} | mg/l | 4,7 | 3,25 |
| P _{ortho} | mg/l | <0,10 | 0,01 |
| P _{organisch} | mg/l | - | 0,11 |
| P _{totaal} | mg/l | 0,13 | 0,12 |
| SS | mg/l | 5,7 | 4,0 |
| Slibproductie | kg ds/d | 3.860 | 3.940 |
| N in slib | % | 5,4 | 5,3 |
| P in slib | % | 2,2 | 2,8 |
| Nitrificatie | kg N/d | 414 | 464 |
| Denitificatie | kg N/d | 389 | 435 |

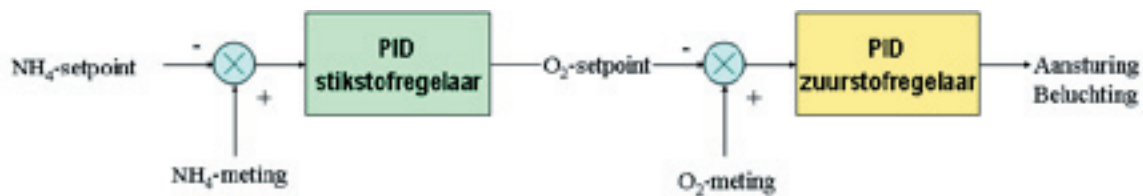
Uit Tabel 26 en Afbeelding 51 blijkt dat de praktijkwaarden en de simulatiewaarden redelijk goed met elkaar overeenkomen. Bij de simulatie verloopt de nitrificatie gemiddeld iets beter dan in de praktijk.

Het meest opvallende verschil tussen praktijk en model is het gehalte $N_{\text{organisch}}$. In de praktijk is dit 1,2 mg N/l en volgens het model slechts 0,39 mg N/l. Het organisch-stikstof is gedeeltelijk opgelost en gedeeltelijk gesuspendeerd. Met name de opgeloste fractie wordt met het ASM model niet goed voorspelt.

GEVOELIGHEIDSANALYSE

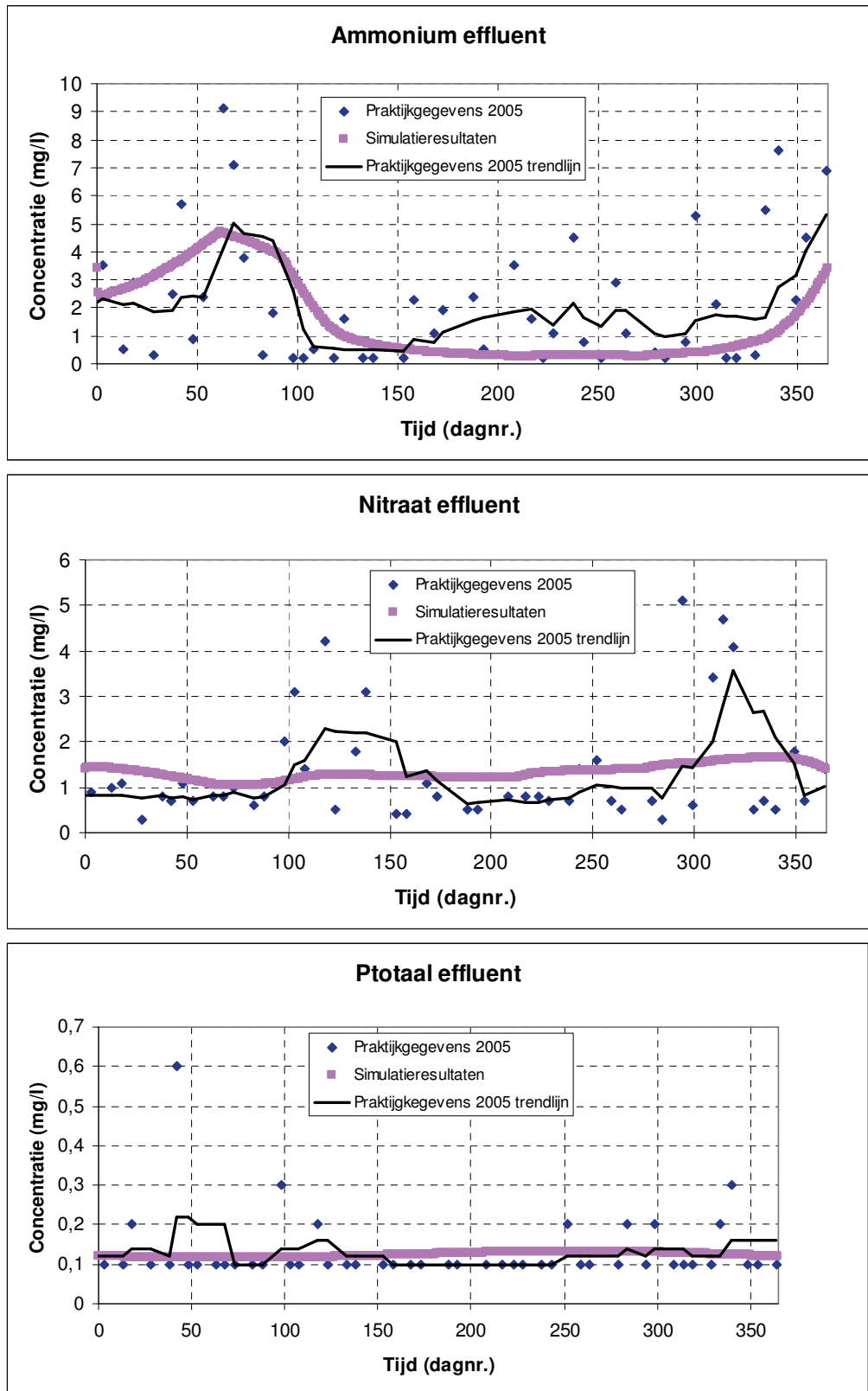
Voor elke configuratie zijn de optimale procesinstellingen gezocht. Hierbij is een cascade-regeling op ammonium en zuurstof in de aëratietank toegepast, welke tot doel heeft het ammoniumgehalte over het jaar constant te houden. De cascade-regeling is schematisch weergegeven in Afbeelding 50.

AFBEELDING 50 CASCADEREGELING IN HET SIMBA-MODEL VAN DE RWZI HOOGVLIET

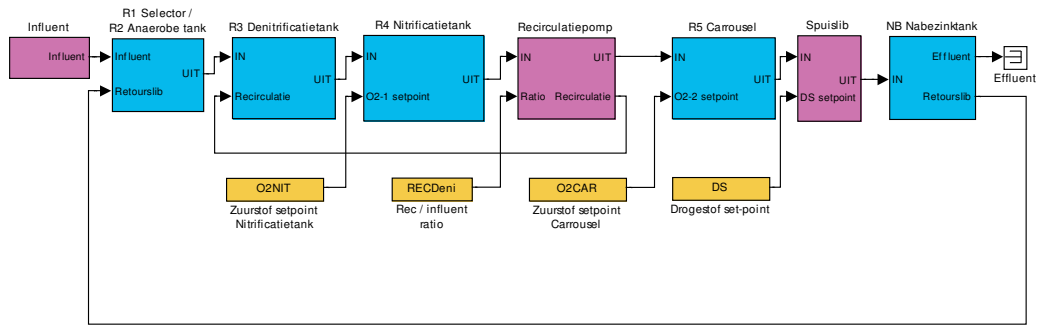


In Afbeelding 52 t/m Afbeelding 55 zijn de SIMBA-modellen van de verschillende configuraties weergegeven.

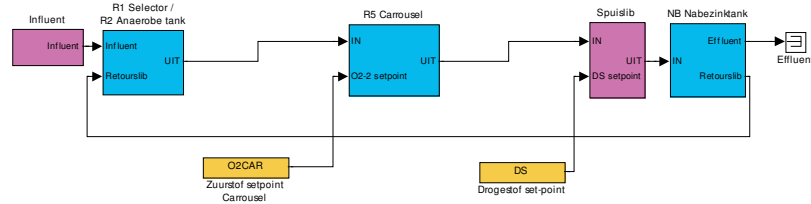
AFBEELDING 51 RESULTATEN VAN DE CALIBRATIE EN DE PRAKTIJKGEGEVENS



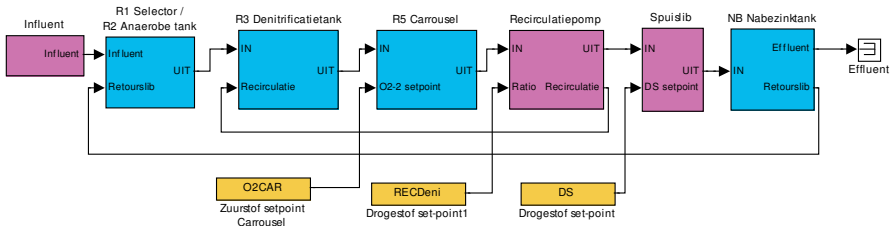
AFBEELDING 52 SIMBA-MODEL VAN RWZI HOOGVLIET



AFBEELDING 53 SIMBA-MODEL VAN DE PHOSIM CONFIGURATIE



AFBEELDING 54 SIMBA-MODEL VAN DE PHOREDOX CONFIGURATIE



AFBEELDING 55 SIMBA-MODEL VAN DE (M)UCT-SYSTEEMCONFIGURATIE

