stowa

HANDBOEK STIKSTOF- EN FOSFORVERWIJDERING UIT COMMUNAAL AFVALWATER OP RWZI'S



RAPPORT 2017 46

stowa

HANDBOEK STIKSTOF- EN FOSFORVERWIJDERING UIT COMMUNAAL AFVALWATER OP RWZI'S

RAPPORT 2017 46

ISBN 978.90.5773.773.2

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00
Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEUR(S) Annette Buunen (SWECO)
Patricia Clevering-Loeffen (SWECO)
Martijn van Leusden (Royal HaskoningDHV)
Jimmy van Opijnen (Royal HaskoningDHV)
Wim Wiegant (Royal HaskoningDHV)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE
Bonnie Bult (Wetterskip Fryslân)
Meinard Eekhof (Waterschap Vechtstromen)
Theo van Hoeve (Waterschapsbedrijf Limburg)
Anne Marieke Motelica (Waternet)
Coert Petri (Waterschap Rijn en IJssel)
Cora Uijterlinde (STOWA)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2017-46
ISBN 978.90.5773.773.2

COPYRIGHT Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.
DISCLAIMER Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

Update Handboek biologische nutriëntenverwijdering op actiefslibinstallaties

In 1993 en in 2001 zijn respectievelijk het 'Handboek stikstofverwijdering' en 'Handboek biologische fosfaatverwijdering' (bio-P) verschenen. Ook van het sterk aan stikstofverwijdering gerelateerde onderwerp rejectiewaterbehandeling verscheen in 2008 een evaluatierapport, namelijk "Sharon-anammoxsystemen". In 2017 is daar de rapportage van de koude anammox (Cenirelta) voor de waterlijn bijgekomen.

Deze handboeken en evaluatierapporten bevatten heel veel informatie over ontwerp- en operationele aspecten van het desbetreffende onderwerp binnen de Nederlandse praktijk van communale afvalwaterzuivering. De handboeken zijn geschreven voor operators van zuiveringen, procesbegeleiders en technologen werkzaam bij Waterschappen en adviesbureaus.

Deze rapportages worden nog steeds veel geraadpleegd. Hoewel een groot deel van de inhoud van de rapportages nog relevant en bruikbaar is in de dagelijkse praktijk van de zuivering van afvalwater, is een revisie en actualisatie wenselijk geacht. Inmiddels zijn vrijwel alle communale zuiveringen in Nederland uitgerust met vergaande biologische nutriëntenverwijdering, al dan niet ondersteund met dosering van chemicaliën voor de fosfaatverwijdering. Ook zijn 15 à 20 grotere rwzi's uitgerust met een deelstroombehandeling. Nieuwe kennis is voorhanden en nieuwe praktijkervaringen zijn opgedaan. In dit geactualiseerde handboek zijn de handboeken stikstof- en fosfaatverwijdering en het evaluatierapport over rejectiewaterbehandelingen geïntegreerd tot één handboek over nutriëntenverwijdering op actiefslibinstallaties.

Dit handboek richt zich op nutriëntenverwijdering op actiefslibinstallaties, waarbij de Nederlandse praktijk van communale afvalwaterzuivering het kader is. Dit geactualiseerde handboek is een naslagwerk voor zowel ontwerp als operationele aspecten van de zuiveringssystemen die in Nederland operationeel zijn. Verder biedt dit handboek een verbeterd en geactualiseerd inzicht in het toch redelijk complexe geheel van (biologische) nutriëntenverwijdering in een actiefslibproces. Tevens kan dit handboek ook worden ingezet (net zoals gebeurde bij de huidige handboeken) voor opleidingsdoeleinden.

Joost Buntsma
Directeur STOWA

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

HANDBOEK STIKSTOF- EN FOSFORVERWIJDERING UIT COMMUNAAL AFVALWATER OP RWZI'S

INHOUD

TEN GELEIDE
DE STOWA IN HET KORT

1 INLEIDING 1
1.1 Aanleiding 1
1.2 Doelstelling: actualisatie en integratie N en P verwijdering 1
1.3 Leeswijzer 2

2 BRONNEN VAN N EN P 3
2.1 Influent 3
2.1.1 Influent karakterisering 4
2.2 Retour van N en P 6
2.2.1 Inleiding 6
2.2.2 Stikstof 6
2.2.3 Fosfor 8

3 ACHTERGRONDEN 12
3.1 N-verwijdering 12
3.1.1 Inleiding 12
3.1.2 Historie van de afvalwaterzuivering in Nederland 13
3.1.3 Basisprocessen 15
3.1.4 Biomassagroei 15
3.1.5 Biologische N-verwijdering 19
3.1.6 N opname in slib 32
3.1.7 Biomassadynamica 32
3.1.8 Factoren van invloed op de N-verwijdering 33
3.2 P-verwijdering 37
3.2.1 Chemische P-verwijdering 37
3.2.2 Biologische P-verwijdering 39
3.2.3 Kwalitatieve beschrijving van het bio-P proces 39
3.2.4 Biologie en biochemie 40
3.2.5 Fosfaat in slib 43
3.2.6 Factoren van invloed op de biologische P-verwijdering 46
3.2.7 Aanvullende dosering 50
3.2.8 Bij-effecten van biologische P-verwijdering 54

4		MODELLERING	56
	4.1	Statische modellering	56
		4.1.1 Combinatie van statische modellen voor N en P	56
		4.1.2 Omgaan met de dynamiek in de aanvoer en het proces	59
	4.2	Dynamische modellering	61
5		ONTWERPRICHTLIJNEN EN -BESLISSINGEN	63
	5.1	Configuraties	63
		5.1.1 Configuraties voor N-verwijdering	63
		5.1.2 Configuraties voor P-verwijdering	64
		5.1.3 Alternatieve configuraties	68
	5.2	Ontwerprichtlijnen en ontwerpdiagrammen	71
		5.2.1 Inleiding	71
		5.2.2 Voorbehandeling	72
		5.2.3 Stikstof hoofdstroom	72
		5.2.4 Stikstof deelstroom	81
		5.2.5 Fosfor	86
	5.3	Lage effluentconcentraties	91
		5.3.1 Stikstof	92
		5.3.2 Fosfor	93
	5.4	Meten en regelen	94
		5.4.1 Metingen	94
		5.4.2 Regelen	96
6		DEELSTROOMBEHANDELING	103
	6.1	Stikstof	103
		6.1.1 Inleiding	103
		6.1.2 Historie	103
		6.1.3 Technologieën	104
	6.2	Fosfor	109
		6.2.1 Inleiding	109
		6.2.2 Technieken	109
7		OPTIMALISATIE EN TROUBLESHOOTING	111
	7.1	Inleiding	111
	7.2	Optimalisatie	111
	7.3	Troubleshooting	111
		7.3.1 Stikstof	111
		7.3.2 Fosfaat	114
	7.4	Veelgestelde vragen (FAQ, frequently asked questions), en hun antwoorden	115
		7.4.1 Bedrijfsvoering	115
		7.4.2 Ontwerp	120
	7.5	Lessen uit de bestudeerde casussen	123
	Bijlage 1	Metingen	126
	Bijlage 2	Berekeningen voor N- en P-verwijdering	131
	Bijlage 3	Afkortingen	139
	Bijlage 4	Begrippen	141
8		REFERENTIES	145

1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING

In 1993 en in 2001 zijn respectievelijk het 'Handboek Stikstofverwijdering' en het 'Handboek biologische fosfaatverwijdering' verschenen[1,2]. Over het sterk aan stikstofverwijdering gerelateerde onderwerp van de rejectiewaterbehandeling verscheen in 2008 een evaluatierapport, namelijk 'Sharon-anammoxsystemen'[3].

De handboeken en het evaluatierapport bevatten zeer veel informatie over de ontwerp- en operationele aspecten van stikstof- en fosforverwijdering binnen de (Nederlandse praktijk van) de zuivering van stedelijk afvalwater. De handboeken zijn geschreven voor operators van zuiveringen, procesbegeleiders en technologen bij waterschappen en adviesbureaus.

Hoewel een groot deel van de inhoud van de rapportages nog relevant en bruikbaar is in de dagelijkse praktijk van de zuivering van afvalwater, was revisie en actualisatie wenselijk. Er is sinds het verschijnen van deze handboeken veel nieuwe kennis en praktijkervaring opgedaan met stikstof- en fosforverwijdering.

1.2 DOELSTELLING: ACTUALISATIE EN INTEGRATIE N EN P VERWIJDERING

Het huidige handboek is een volledige revisie en brengt de huidige stand van kennis van actiefslibsystemen bijeen, beschrijft de recente literatuur en de laatste inzichten in de theorie, en vult dit aan met ervaringsregels uit de recente Nederlandse praktijk.

De doelgroep van dit handboek zijn technologen, procesbegeleiders en bedrijfsvoerders. Op basis van de combinatie van theorie en de Nederlandse praktijk worden de voor- en nadelen van toepassingen van verschillende methoden voor de verwijdering van nutriënten toegelicht.

In Nederland is nutriëntenverwijdering al geruime tijd gemeengoed. De gebruikelijke modellering volgens Duitse richtlijnen (HSA-berekening[4,5,6] voor de bepaling van de stikstofomzetting en de berekeningsmethode van Scheer[7] voor berekening van biologische P-verwijdering) wordt beschreven. Tevens is bij dit rapport een statisch model bijgevoegd waarin deze beide berekeningsmethoden zijn opgenomen. Hiermee kan op betrekkelijk eenvoudige wijze een schatting gemaakt worden van de capaciteit van de rwzi.

Het streven naar steeds lagere effluentconcentraties voor N en P kan als een algemene trend worden gezien. In dit handboek is aandacht voor het behalen van dergelijke waarden, inclusief de relatie met organische opgeloste fracties van N en P die het behalen van lage waarden kunnen bemoeilijken.

Kosteneffectief zuiveren vormt een zeer belangrijk onderdeel van de dagelijkse praktijk. De relatie tussen het behalen van een zekere effluentkwaliteit en het energieverbruik en de slibproductie is kwalitatief beschouwd.

Het ontwerp, het analyseren en oplossen van problemen en optimalisatie van bestaande inrichtingen op het gebied van nutriëntenverwijdering worden in dit rapport behandeld aan de hand van een aantal overzichtelijke beslissingsdiagrammen.
Een aantal rwzi's werd in het kader van dit project bezocht en hun problemen geanalyseerd. De resultaten van deze bezoeken en analyses zijn vervat in de hoofdstukken over ontwerp en optimalisatie. De bezochte installaties zijn gedetailleerd beschreven in het rapport Cases (STOWA 2017-47).

Het gaat hierbij om de volgende vier rwzi's:
- rwzi Drachten: BCFS met biologische fosfaatverwijdering
- rwzi Nieuwgraaf: Phoredox met biologische fosfaatverwijdering en mogelijkheid voor aanvullend chemische fosfaatverwijdering
- rwzi Venlo: laagbelast actiefslibsysteem (type Carrousel) met biologische en chemische fosfaatverwijdering
- rwzi Venray: mUCT met biologische- en aanvullende chemische fosfaatverwijdering

Hiermee zijn de meest voorkomende procesconfiguraties in Nederland aan bod gekomen, als ook chemisch P verwijdering. De ervaringen met betrekking tot de stikstof deelstroombehandeling zijn uit het lopende onderzoek naar de gebruikerservaringen met de deelstroombehandeling gedestilleerd.

Verder gaat dit handboek uit van de verwijdering van stikstof en fosfor uit het aangevoerde afvalwater, waarbij specifiek aandacht wordt geschonken aan een invloedrijke bron: het retourwater uit de slibbehandeling. De terugvoer van het water vanuit indikking, opslag en ontwatering kan zeker op rwzi's met gecentraliseerde slibgisting en -ontwatering- een belangrijk aandeel vormen van de totale vuilvracht van een rwzi. Daarom is er aandacht voor de behandeling van deze zogeheten deelstroom. Deelstroombehandeling kan de werking van een rwzi sterk verbeteren. Ook op dit gebied worden de recente ontwikkelingen samengevat.

1.3 LEESWIJZER

Allereerst wordt in hoofdstuk 2 aandacht gegeven aan de bronnen van stikstof en fosfor in Nederlands afvalwater. Daarna worden in hoofdstuk 3 de achtergronden van de verwijdering van stikstof en fosfor geschetst. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de modellering van de verwijdering van stikstof en fosfor. In hoofdstuk 5 en 6 wordt ingegaan op respectievelijk het ontwerp van de waterlijn en de deelstroombehandeling. Ten slotte staan in hoofdstuk 7 handreikingen voor het oplossen van problemen en de optimalisatie van bestaande inrichtingen.

2

BRONNEN VAN N EN P

2.1 INFLUENT

Stikstof en fosfor dat in een rioolwaterzuiveringsinstallatie dient te worden verwijderd, wordt grotendeels aangevoerd met het influent.

Het influent bestaat over het algemeen uit een mengsel van:
- rioolwater afkomstig van huishoudens
- afvalwater afkomstig van industrie, al of niet voorbehandeld
- afstromend hemelwater

Andere bronnen zijn de retourstroom vanuit de sliblijn (zie § 2.2) of per as aangevoerd afvalwater (uit bijvoorbeeld septic tanks).

Het aandeel afvalwater afkomstig van industrie, in zowel volume als vuilvracht, is over het algemeen relatief laag (<20%). Het aandeel regenwater is sterk afhankelijk van de lokale situatie en de mate waarin regenwater is afgekoppeld. In een aantal gemeentes is het regenwater vergaand afgekoppeld van het riool, zoals bij rwzi Zeewolde. De mate van afkoppeling komt tot uiting in de verhouding tussen regenweeraanvoer (RWA) en droogweeraanvoer (DWA) van het influent. RWA/DWA-verhoudingen van 3 - 5 zijn gebruikelijk in Nederland, in een afgekoppelde situatie is deze meestal lager dan 2. In vergaand afgekoppelde situaties zijn de concentraties in het aangevoerde rioolwater over het algemeen hoger dan in situaties waarin het hemelwater samen met het DWA wordt aangevoerd.

Het afvalwater kan worden aangevoerd via één of meerdere inkomende leidingen. Er wordt verschil gemaakt tussen vrijvervalleidingen en zogenaamde persleidingen. Het type leidingstelsel heeft onder andere invloed op:
- de mate waarin rioolvreemd water (grondwater en oppervlaktewater) instroomt
- de oxidatiegraad (verzuring door anaerobe omstandigheden in persleidingen)

De voor Nederland gemiddelde afvalwatersamenstelling van de jaren 2010 t/m 2014 is weergegeven in Tabel 21. Hieruit blijkt dat de samenstelling in die vijf jaar niet sterk is gewijzigd. Het aantal rwzi's in Nederland neemt enigszins af doordat kleinere rwzi's gecentraliseerd worden.

TABEL 2.1 **GEMIDDELDE HOEVEELHEDEN EN SAMENSTELLING VAN RIOOLWATER AFGEVOERD NAAR RWZI'S IN NEDERLAND***

					Vrachten (* 1.000 kg/jaar)			
Jaar	**Aantal rwzi's**	**v.e. á 150 g TZV (*1.000 v.e./ jaar**	**Debiet (*1.000 m^3/ jaar)**	**CZV*** **	**BZV**	**Ntotaal**	**Ptotaal**	**Zwevende stof ****
2010	349	24.745	1.934.310	953.490	370.007	87.866	13.880	444.891
2011	346	25.070	1.917.390	964.537	379.550	89.320	13.851	479.348
2012	343	25.182	1.985.471	971.941	381.196	89.042	13.459	470.557
2013	341	24.550	1.873.263	943.414	380.724	87.733	13.356	455.203
2014	337	25.326	1.841.316	977.237	394.110	89.627	13.523	465.853

				Concentraties (mg/l)			
Jaar	**BZV:N:P verhouding**	**BZV:N verhouding**	**CZV**	**BZV**	**Ntotaal**	**Ptotaal**	**Zwevende stof**
2010	27 : 6,3 : 1	4,2 : 1	513	200	46	7	230
2011	27 : 6,4 : 1	4,2 : 1	526	206	48	7	250
2012	28 : 6,6 : 1	4,3 : 1	505	199	46	7	237
2013	29 : 6,6 : 1	4,3 : 1	520	209	48	7	243
2014	29 : 6,6 : 1	4,4 : 1	548	218	50	7	253

* Bron: CBS Statline

** Berekend op basis van concentratie x debiet

*** In dit rapport wordt CZV als maat voor de organische verontreiniging gehanteerd, maar de bepaling van CZV wordt binnenkort mogelijk vervangen door die van *Total Organic Carbon* (totale organische koolstof), TOC. In een studie van de STOWA werden verhoudingen tussen CZV en TOC van (vooral industrieel) afvalwater van circa 2,5 - 3,5 gevonden[8]. Volgens een onderzoek in Denemarken[9] bestaat het CZV van huishoudelijk afvalwater voor 28 ± 4 % uit eiwitten, 18 ± 6% uit koolwaterstoffen en 31 ± 10% uit lipiden. Op basis van deze gegevens en aannames is de TOC/CZV verhouding van huishoudelijk afvalwater 3,1 ± 0,1.

2.1.1 INFLUENT KARAKTERISERING

De CZV, stikstof en fosfaat aanwezig in afvalwater zijn opgebouwd uit verschillende fracties. Bij de statische modellering in HSA (zie § 4.1) wordt alleen gebruik gemaakt van de totaalparameters en is fractionering dus niet van belang. Voor de modellering van biologische fosfaatverwijdering (Model van Scheer) is het echter gewenst om de CZV op te splitsen in verschillende fracties. Voor de dynamische modellering is het noodzakelijk om zowel de CZV, stikstof als fosfaat op te splitsen in de verschillende fracties. In dit handboek wordt dynamische modellering in § 4.2 slechts kort besproken en niet verder uitgebreid behandeld. Voor de volledigheid wordt onderstaand toch ingegaan op de verschillende fracties van CZV, stikstof en fosfaat. De verschillende CZV-fracties zijn:

S_A VFA (vluchtige vetzuren)
S_F fermenteerbaar, snel afbreekbare opgeloste CZV
S_I inerte opgeloste
$CZVC_B$ colloïdaal langzaam afbreekbare CZV
C_I colloïdaal inerte CZV
X_S langzaam afbreekbare CZV, aangeduid als onopgeloste CZV
X_I inerte onopgeloste CZV
X_H heterotrofe biomassa
X_{AUT} autotrofe biomassa
X_{PAO} fosfaataccumulerende biomassa
X_{PHA} polyhydroxyalkanoaten, opslag in fosfaat accumulerende biomassa
X_{PP} poly-fosfaat opgeslagen in fosfaataccumulerende biomassa

De verschillende stikstoffracties zijn:

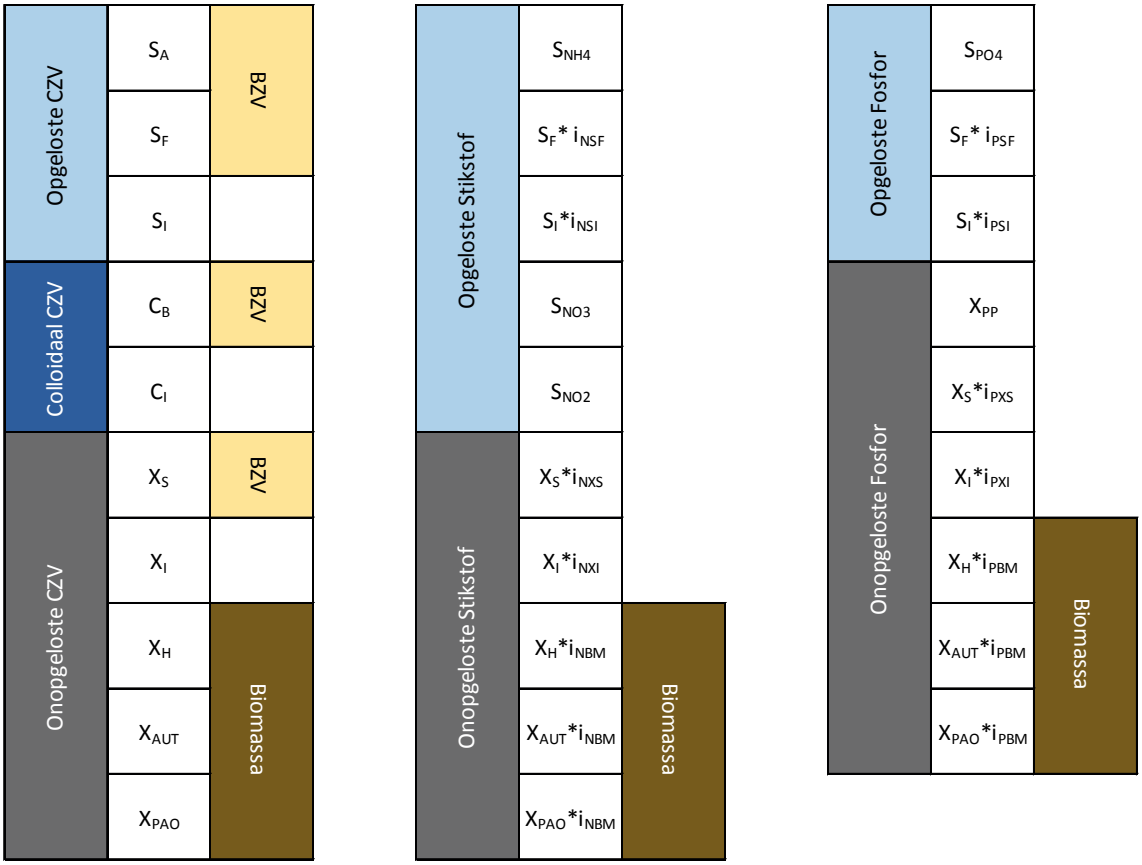
S_{NH4}	ammonium
S_{NO3}	nitraat
S_{NO2}	nitriet
S_{TKN}	ammoniumgehalte + N gebonden aan de opgeloste CZV-fracties S_F en S_I
X_{TKN}	N gebonden aan de onopgeloste CZV-fracties X_I, X_S, X_{AUT}, X_H en X_{PAO}

De verschillende fosforfracties zijn:

S_{PO4}	fosfaat
S_{TP}	fosfaatgehalte + P gebonden aan de opgeloste CZV-fracties S_F en S_I
X_{PP}	intracellulair anorganisch opslagproduct van de fosfaataccumulerende bacteriën
X_{TP}	P gebonden aan de onopgeloste CZV-fracties X_I, X_S, X_{AUT}, X_H en X_{PAO}

Een en ander is in Figuur 2.1 weergegeven. In het STOWA-rapport 1996-08, 'Methoden voor Influentkarakterisering, Inventarisatie en richtlijnen' staat uitgebreid beschreven op welke wijze de verschillende fracties kunnen worden vastgesteld.

FIGUUR 2.1 **FRACTIONERING INFLUENT CZV, STIKSTOF EN FOSFOR**



2.2 RETOUR VAN N EN P

2.2.1 INLEIDING

Bij indikking en bij de ontwatering van slib, wordt water teruggevoerd naar de influentzijde van de zuiveringsinstallatie. De grootste hoeveelheden water komen vanaf de indikking, waar immers het slib wordt ingedikt van circa 1% tot 3 à 6% en er dus relatief grote hoeveelheden water worden teruggevoerd.

De grootste nutriëntbelasting is afkomstig van het water dat wordt teruggevoerd na de ontwatering van het slib als het slib vergisting heeft ondergaan. Deze grote hoeveelheden teruggevoerde stikstof en fosfor hebben een grote invloed op het ontwerp van de beluchte ruimte. Berekening van de geretourneerde vrachten stikstof en fosfor worden hieronder apart toegelicht.

2.2.2 STIKSTOF

Voor de geretourneerde hoeveelheid stikstof kan worden uitgegaan van de onderstaande berekening.

De hoeveelheid tijdens de slibgisting vrijgekomen ammoniumstikstof kan geschat worden als:

$$N_{VRIJ} = \left(N_P * {E_P}^A * OS_P + N_S * {E_S}^A * OS_S\right)/1000 \quad \{1\}$$

Met:

N_{VRIJ}	= de vrijgekomen hoeveelheid substraat (kg/d)
N_P	= het N-gehalte van het te vergisten primair slib (g/kg os)
N_S	= het N-gehalte van het te vergisten secundair slib (g/kg os)
E_P	= het rendement van de afbraak van organische stof tijdens de vergisting van primair slib (-)
E_S	= het rendement van de afbraak van organische stof tijdens de vergisting van secundair slib (-)
OS_P	= de hoeveelheid organische stof in primair slib (kg os/d)
OS_S	= de hoeveelheid organische stof in secundair slib (kg os/d)
A	= de afbraakcoëfficiënt (-)

De berekening van deze rendementen is bij gebruik van Contois kinetiek[10] voor de slibgisting:

$$E = E_{MAX} * \frac{\Theta - 1}{\Theta - 1 + K} \quad \{2\}$$

Met:

E_{MAX}	= maximale haalbare afbraak van de organische stof (%)
K	= afbraakconstante (-)
Θ	= de relatieve slibleeftijd (actuele slibleeftijd gedeeld door minimum slibleeftijd (Θ_{min}) voor methaangisting (-)

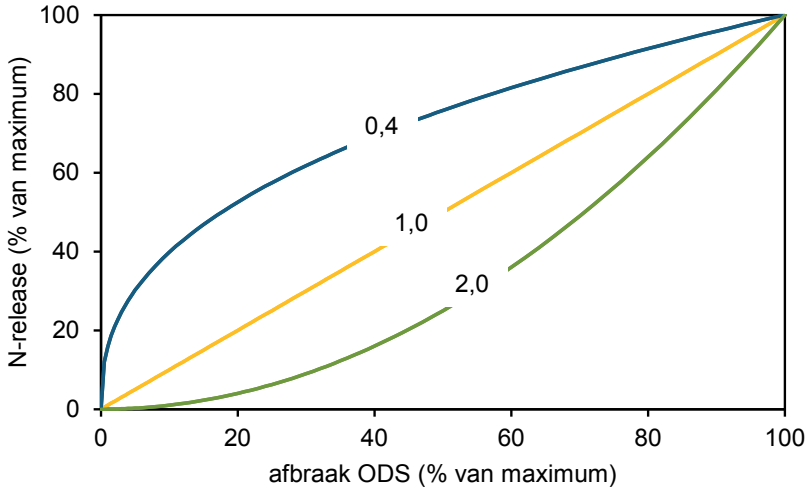
Typische waarden voor deze parameters[11,12]. zijn weergegeven in Tabel 2.2.

TABEL 2.2 **WAARDEN VOOR DE VERSCHILLENDE PARAMETERS VOOR DE BEREKENING VAN DE AFBREEKBAARHEID VAN PRIMAIR EN SECUNDAIR SLIB IN EEN SLIBGISTINGSINSTALLATIE**

Parameter	Eenheid	Waarde	
		Primair slib	Secundair slib
Θ_{min} bij 30°C	(d)	3,0	3,0
Temperatuurfactor	(-)	1,07	1,07
E_{max}	(%)	65	40
K	(-)	1,0	1,5

Het is onduidelijk of stikstof net zo snel vrijkomt als dat organische stof wordt afgebroken. Hiervoor is een coëfficiënt geïntroduceerd, de afbraakcoëfficiënt A, die beide processen aan elkaar relateert. Als de coëfficiënt 1 is, dan verlopen de afbraak van organische stof en het vrijkomen van stikstof even snel, bij een waarde lager dan 1 verloopt het vrijkomen van stikstof sneller, bij een waarde hoger dan 1 langzamer (zie Figuur 2.2).

FIGUUR 2.2 **HOEVEELHEID VRIJGEKOMEN STIKSTOF ALS FUNCTIE VAN DE HOEVEELHEID AFGEBROKEN ORGANISCHE STOF BIJ VERSCHILLENDE WAARDEN VAN DE AFBRAAKCOËFFICIËNT A**



Een waarde onder 1,0 ligt voor de hand, omdat de afbraak van organische stof vooraf wordt gegaan door het vrijkomen van NH_4^+, en omdat eiwitten vaak sneller worden afgebroken dan bijvoorbeeld cellulose[13] maar bij thermofiele gisting werd een waarde van 1,0 vastgesteld.

De vanuit de ontwatering werkelijk geretourneerde stikstofvracht is nu:

$$N_R = N_{VRIJ} * \left(1 - \frac{DS_{IN}}{DS_{ONT}}\right) + [N_W] * Q_R \qquad \{3\}$$

Met:

N_R = geretourneerde N-vracht (kg/d)
DS_{IN} = het drogestofgehalte van het slib dat de ontwatering ingaat (%)
DS_{ONT} = het droge stofgehalte van het ontwaterde slib (%)
N_W = de concentratie aan opgeloste stikstof van het ingaande slib van de gisting (g/l)
Q_R = de retourstroom (m^3/d)

De laatste term ($[N_w] * Q_R$) kan over het algemeen worden verwaarloosd.

Bij deelstroombehandeling wordt weer een deel van de stikstof verwijderd (zie hoofdstuk 6), zodat de werkelijke retourstroom bedraagt:

$$N_{RET} = (1 - X_{DN} * E_{DN}) * N_R \quad \{4\}$$

Met:

X_{DN}	= de aanwezigheid van een deelstroombehandeling (0 of 1) (-)
E_{DN}	= het rendement van de deelstroombehandeling voor stikstof (-)
N_R	= geretourneerde N-vracht vóór deelstroombehandeling (kg/d)

In één formule kan de berekening als volgt worden samengevat.

$$N_{RET} = (1 - X_{DN} * E_{DN}) * \left\{ \left(N_P * {E_P}^A * OS_P + N_S * {E_S}^A * OS_S \right) \left(1 - \frac{DS_{IN}}{DS_{ONT}} \right) + [N_W] * Q_R \right\} \quad \{5\}$$

met:

N_{RET}	=is de geretourneerde N-vracht naar de beluchtingstanks (kg/d)

In woorden:
De geretourneerde hoeveelheid stikstof is afhankelijk van het rendement van de (eventueel aanwezige) deelstroombehandeling, E_{DN} (de eerste term tussen haakjes) en de hoeveelheid stikstof in de retourstroom naar de deelstroombehandeling (de tweede term tussen accolades). De laatste is opgebouwd uit de hoeveelheid stikstof die vrijkomt in de gisting (eerste term tussen haakjes binnen de accolades), de hoeveelheid die daarvan in het rejectiewater terecht komt (de tweede term tussen haakjes tussen de accolades), afhankelijk van de drogestofgehaltes voor de slibgisting en na ontwatering en de hoeveelheid stikstof die al in het water zat. Deze laatste term kan over het algemeen worden verwaarloosd.

In de praktijk kan zich tot circa 15% van de stikstof in het rejectiewater bevinden. Bij installaties waar ook extern slib van andere rwzi's wordt vergist, kan dit aandeel aanzienlijk hoger zijn.

2.2.3 FOSFOR

Voor retour van fosfor wordt onderscheid gemaakt tussen de hoeveelheid vrijgekomen fosfor door slibafbraak in de gisting, en de hoeveelheid fosfor die is vrijgekomen uit slib van biologische Pverwijdering door opslag ervan.

RETOUR UIT DE SLIBGISTING

Bij het vrijkomen van P tijdens de slibgisting is de situatie anders dan voor stikstof. Nadat het P is vrijgekomen, slaat het voor een groot deel weer neer gedurende de slibgisting. Hierbij is het van belang of er slib wordt vergist dat afkomstig is van installaties zonder P-verwijdering, chemische of biologische P-verwijdering. Bij vergisting van slib van installaties waar chemische P-verwijdering wordt toegepast, komt weinig fosfor vrij[14], en de hoeveelheid is mede afhankelijk van de Me/P verhouding bij de dosering.

Bij biologische P-verwijdering wordt polyfosfaat in de cel van fosfaataccumulerende bacteriën opgeslagen in een vaste verhouding met magnesium en kalium als tegenion[16]. De molaire verhouding Mg/P is 0,34 hetgeen impliceert dat ten minste een derde van het vrijgekomen fosfaat doorgaans weer als struviet ($MgNH_4PO_4.6H_2O$), neerslaat[15,17]. Dit laatste gebeurt alleen in aanwezigheid van voldoende NH_4^+, en dat is bij de slibgisting en opslag vrijwel altijd voldoende aanwezig. Bij vergisting van slib afkomstig van installaties met biologische

P-verwijdering is de vorming van struviet dus heel normaal. Problemen met de vorming van struviet tijdens de gisting komen dan ook veel voor. De concentratie P is in de gistende massa echter veel hoger dan de concentratie magnesium, zodat slechts een beperkt deel als struviet kan neerslaan. De concentratie magnesium in afvalwater bedraagt naar schatting 5 - 25 mg/l, en dus slaat slechts maximaal 7 tot 33 mg P/l als struviet neer. Een ander deel, 30 tot 50% van het vrijkomende P, zou neerslaan met Al^{3+}, dat in slib voornamelijk aanwezig is in zeolieten (kleimineralen) die gebruikt worden als vervangers van fosfaat in wasmiddelen. Tijdens laboratoriumexperimenten met de vergisting van gewoon slib en bio-P slib kwam naar voren dat circa 20% van het vrijgekomen P zich in oplossing bevindt[18].

Een en ander betekent dat het bijna onmogelijk is om in te schatten hoeveel van het vrijgekomen P werkelijk in het rejectiewater terechtkomt. De volgende indicatieve waarden worden op basis van bovenstaande overwegingen gesuggereerd:

- 70% van het P dat zich in niet-bio-P slib bevindt
- 50% van het P dat zich in bio-P slib bevindt

$$P_{VRIJ} = f_S * (D_P * P_P * (1 - A_P) * S_P + D_S * P_S * (1 - A_S) * S_S) \quad \{6a\}$$

$$\text{+ (bij bioP)} \quad f_B * MAX(0\ , P_B - P_S) * (1 - A_S) * S_S - C * E * \frac{31}{55{,}5\ (Fe)\ of\ 27\ (Al)} \quad \{6b\}$$

met

P_{VRIJ}	= de hoeveelheid vrijgemaakte P bij slibvergisting (kg/d)
f_S	= de fractie van niet-biologisch gebonden P die vrijkomt (-); circa 30%
D_P, D_S	= de afbraak van de organische stof van respectievelijk primair en secundair slib (-); deze kan berekend worden als functie van de temperatuur en de verblijftijd in de slibgisting
P_P, P_S	= het P-gehalte van primair slib en niet-biologisch P-slib (-), normaal respectievelijk circa 0,9 en 2,0%
A_P, A_S	= het asgehalte van respectievelijk primair en secundair slib (-), normaal respectievelijk circa 20 en 25%
S_P, S_S	= de productie van respectievelijk primair en secundair slib (kg/d)
bioP	= de aanwezigheid van biologische P-verwijdering (0 of 1)
f_B	= de fractie van de bio-P die vrijkomt (-); circa 50%
P_B	= het P-gehalte van bio-P slib
C	= dosering (kg Me/d)
E	= de effectiviteit van de dosering (-); de waarde bedraagt 70 - 90%

HET VRIJKOMEN VAN P TIJDENS DE OPSLAG VAN BIO-P SLIB

Tijdens slibgisting komt bijna alle in de vorm van polyfosfaat opgeslagen P vrij, doordat in een slibgisting veel vluchtige vetzuren worden gevormd (de vorming van methaan tijdens de slibgisting verloopt grotendeels via azijnzuur). Ook tijdens indikking en opslag kan het vastgelegde fosfaat in korte tijd weer vrijkomen.

Het vrijkomen van P kan worden gezien als een temperatuurafhankelijk eerste-orde proces[19]. De afhankelijkheid van de temperatuur van de opslag wordt duidelijk uit experimenten met het opslaan van slib[20]. Het vrijkomen van P tijdens transport en opslag kan worden tegengegaan door:

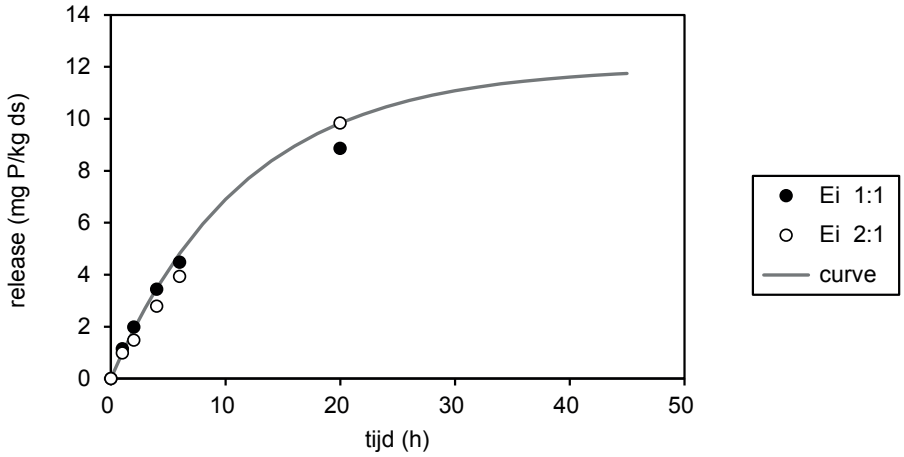
- het voorkómen van anaerobe condities (door beluchting, of door toevoeging van nitraat)
- het voorkómen van de aanwezigheid, of de vorming van, vrije vetzuren

Slib dat niet wordt voorzien van vrije vetzuren zal onder anaerobe condities ook enig P vrijmaken. De snelheid waarmee dat gebeurt, is aanzienlijk lager dan bij de aanwezigheid van vrije vetzuren. De endogene P-afgifte bedraagt 0,1 - 0,5 mg·g $ds^{-1}·h^{-1}$. Dit betekent dat onder anaerobe omstandigheden in een dag ongeveer de helft van het biologische gebonden P vrijkomt[21]. De afgiftesnelheid kan ook veel lager zijn: het surplusslib van rwzi Oud-Beijerland had een afgiftesnelheid van slechts 0,04 0,08 2 mg·g $ds^{1}·h^{-1}$.

Bij belucht opslaan van slib komt door de afsterving van de bacteriën ook P vrij. Tot 80% van het P in het slib komt op deze manier vrij, met een bijna lineaire snelheid van 4% van het totale P in het slib per dag[22]. Bij anaerobe opslag is de snelheid veel hoger, circa 3,3% per uur, overeenkomend met 2,9 mg P·g$VSS^{-1}·h^{-1}$. Deze waarden zijn gemeten bij 22-24 °C. Bij lagere temperaturen zullen de snelheden aanzienlijk lager zijn. De oorzaak voor de veel hogere snelheid dan de hierboven gegeven 0,1 - 0,5 mg·g $ds^{-1}·h^{-1}$. is onduidelijk.

Bij proeven met gemengd primair en secundair slib (van rwzi Eindhoven) kwam P aanvankelijk vrij met circa 0,95 – 1,15 mg·g $ds^{-1}·h^{-1}$ die in circa 6 uur daalt tot 0,6 – 0,7 mg P·g $ds^{-1}·h^{-1}$, waarna de snelheid langzaam verder daalt tot circa 0,45 mg P·g $ds^{-1}·h^{-1}$, zie Figuur 2.3[23].

FIGUUR 2.3 **P-RELEASE VAN SLIB VAN RWZI EINDHOVEN (EI) IN AANWEZIGHEID VAN PRIMAIR SLIB (IN DE VERHOUDING DIE IN DE LEGENDA IS AANGEGEVEN). ONTLEEND AAN EEN INTERNE NOTITIE VAN WATERSCHAP DE DOMMEL[23]**



De verhouding tussen primair en secundair slib zou van ondergeschikt belang zijn: bij een verhouding 1:1 is de snelheid niet anders dan bij een verhouding 2:1.

Er kan voor de berekening van het vrijkomen van P worden uitgegaan van de volgende uitgangspunten:

- Het vrijkomen (de *release*) in de aanwezigheid van primair slib verloopt als volgens de curve in Figuur 2.3.

$$P_R = 12 * (1 - e^{-0.085 * t}) \text{ (mg P/g ds)} \quad \{7\}$$

- Het vrijkomen (de *release)* in de afwezigheid van primair slib is veel langzamer:

$$P_R = 0.1 * t \text{ (mg P/g ds)} \quad \{8\}$$

- Heropname van P tijdens beluchting zal maar gedeeltelijk optreden; er kan worden uitgegaan van eenzelfde –maar omgekeerd– verloop als voor het vrijkomen (de *release*), maar daarvoor is geen onomstotelijk bewijs.

$$P_O = 12 * e^{-0.085 * t} \text{ (mg P/ g ds)} \quad \{9\}$$

- Het vrijkomen (de *release)* tijdens aerobe opslag bedraagt 4% van het opgeslagen P per dag.

Met:

P	= *release* (mg Pg $ds^{-1} \cdot h^{-1}$) en
t	= tijd (h).

3

ACHTERGRONDEN

3.1 N-VERWIJDERING

3.1.1 INLEIDING

Er zijn verschillende processen voor het verwijderen van N-houdende componenten uit afvalwater. De meest grove indeling van deze processen is:

- de fysisch/chemische processen
- de biologische processen

De fysisch/chemische N-verwijderingsprocessen worden voornamelijk toegepast op stikstofrijke deelstromen. Dit type processen is gericht op terugwinning van stikstof en is uitgebreid besproken in een eerder STOWA-rapport[24].

De biologische N-verwijderingsprocessen worden sinds de jaren '90 veelvuldig toegepast in de afvalwaterbehandeling. Gedurende de laatste 10 – 15 jaar is er meer variëteit ontstaan in de op praktijkschaal toepasbare biologische N-verwijderingsprocessen. In dit hoofdstuk worden de chemie en biologie van deze verschillende biologische N-verwijderingsprocessen besproken.

De emissie van nutriënten (stikstof als N en fosfor als P) door rwzi's beïnvloedt de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewatersysteem. Deze emissie wordt gereguleerd in vergunningen[25]. De grenswaarden voor het effluent van rwzi's zijn opgenomen in het Activiteitenbesluit (artikel 3.5e, lid 4.) en staan vermeld in Tabel 3.1.

TABEL 3.1 GRENSWAARDEN UIT HET ACTIVITEITENBESLUIT (ARTIKEL 3.5E, LID 4.)

Parameters	Grenswaarde in etmaalmonster	Grenswaarde als voortschrijdend jaargemiddelde
Biochemisch zuurstofverbruik (BZV_5 bij 20°C) zonder nitrificatie	20 mgO_2/l	
Chemisch zuurstofverbruik (CZV)	125 mg O_2/l	
Totale hoeveelheid onopgeloste stoffen	30 mg/l	
Totaal fosfor (ontwerpcapaciteit van meer dan 100.000 i.e a 150 g TZV)		1,0 mg/l
Totaal fosfor (ontwerpcapaciteit van 2.000 tot en met 100.000 i.e a 150 g TZV)		2,0 mg/l
Totaal stikstof (ontwerpcapaciteit van 20.000 i.e a 150 g TZV of meer)		10 mg/l
Totaal stikstof (ontwerpcapaciteit van 2.000 tot 20.000 i.e a 150 g TZV)		15 mg/l

Er zijn redenen om af te wijken van de in de tabel genoemde grenswaarden (zie Activiteitenbesluit artikel 3.5e, lid 6 en 7):

- Indien het belang van de bescherming van de kwaliteit van het oppervlaktewaterlichaam daartoe noodzaakt, kunnen bij maatwerkvoorschrift lagere grenswaarden worden vastgesteld.
- Er kunnen bij maatwerkvoorschrift hogere grenswaarden voor de concentraties totaal

fosfor en totaal stikstof worden vastgesteld, indien het verwijderingsrendement in het beheersgebied van het waterschap minimaal 75% bedraagt voor totaal fosfor en/of totaal stikstof. Daarnaast moet het een rwzi betreffen:

- die voor 1 september 1992 in bedrijf is genomen en waarvan de ontwerpcapaciteit sinds die datum met niet meer dan 25 procent is uitgebreid, of
- met een ontwerpcapaciteit van minder dan 20.000 inwonerequivalenten

Het Nederlandse waterbeleid wordt voor een belangrijk deel bepaald door de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW;EU; 2000). Deze regelgeving is geïmplementeerd in de Waterwet. Zo is onder meer de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewatersystemen afgeleid en vastgelegd in stroomgebiedbeheerplannen van de waterbeheerders met KRW normen voor de chemie en ecologische doelen voor de biologische kwaliteitselementen. Deze doelen zijn uitgedrukt als Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) op zogenaamde biologische maatlatten. Deze te bereiken chemische en ecologische waterkwaliteit kan per ontvangend waterlichaam verschillen. De nutriënten (N en P) zijn afgeleiden van de biologische parameters en worden daardoor niet als harde resultaatsverlichting beschouwd. De gehalten mogen het bereiken van de ecologische doelen niet in de weg staan.

In het stroomgebiedsplan is tevens de planning opgenomen, waarin is aangegeven wanneer de gestelde doelen bereikt moeten worden. De nutriëntendoelen zijn daarbij veelal gekoppeld aan de ecologische doelen die in 2015 of na perioden van zes jaar in 2021 en uiterlijk in 2027 bereikt moeten worden.

Vanuit de stroomgebiedbeheersplannen staat de gewenste waterkwaliteit van het waterlichaam voorop. Het waterschap is als beheerder verantwoordelijk voor het behalen van deze kwaliteit. De emissie vanuit de rwzi's is ondergeschikt aan deze kwaliteit en dient hierop binnen redelijke grenzen te worden afgestemd.

In de praktijk blijkt dat de gereguleerde nutriënten emissie niet altijd goed is afgestemd op de gewenste kwaliteit in het ontvangende oppervlaktewater. Ook worden de KRW-doelstellingen voor de ecologische toestand vaak niet bereikt. De rwzi kan gezien worden als invloedsfactor op de oppervlaktewaterkwaliteit waarmee het waterschap mogelijkerwijs kan sturen om de kwaliteitsdoelstelling te behalen. Om waterschappen hierin te ondersteunen is in door de STOWA[25] een eenduidige afleidingssystematiek gegeven om in bovengenoemd kader effluenteisen voor de rwzi's op te stellen.

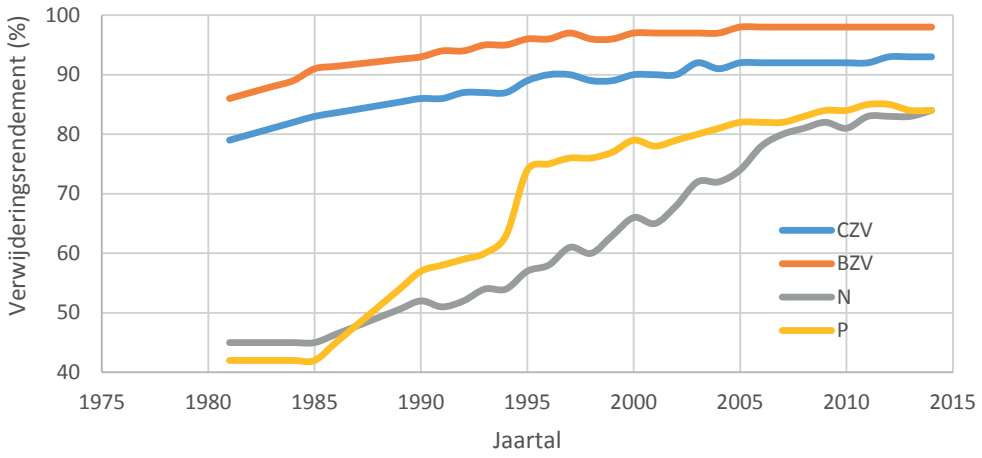
3.1.2 HISTORIE VAN DE AFVALWATERZUIVERING IN NEDERLAND

Het actiefslibproces is ontwikkeld rond 1913 op het Lawrence Experiment Station in Massachusetts en in 1914 op de rwzi Davyhulme in Manchester. Eind jaren 1950 ontwikkelde Pasveer een configuratie voor een actiefslibzuivering; de populaire oxidatiesloot. In de eerste jaren waren er veel problemen met de bezinking van het slib. In 1973 is het concept van de biologische selector ontwikkeld. Hier wordt een kortstondige hoge belasting gerealiseerd door retourslib en influent in een kleine ruimte met elkaar te mengen, om de groei van draadvormende micro organismen (vaak de oorzaak van bezinkingsproblemen) tegen te gaan[26]. In de huidige configuraties van rioolwaterzuiveringen is de afwisseling van anaerobe, anoxische en aerobe zones het antwoord op bezinkingsproblemen (zie ook § 5.1).

Tot de jaren negentig waren de rioolwaterzuiveringen in Nederland –en de rest van de wereld– vooral gericht op CZV en BZV-verwijdering. In 1991 is de Richtlijn Stedelijk Afvalwater (Richt-

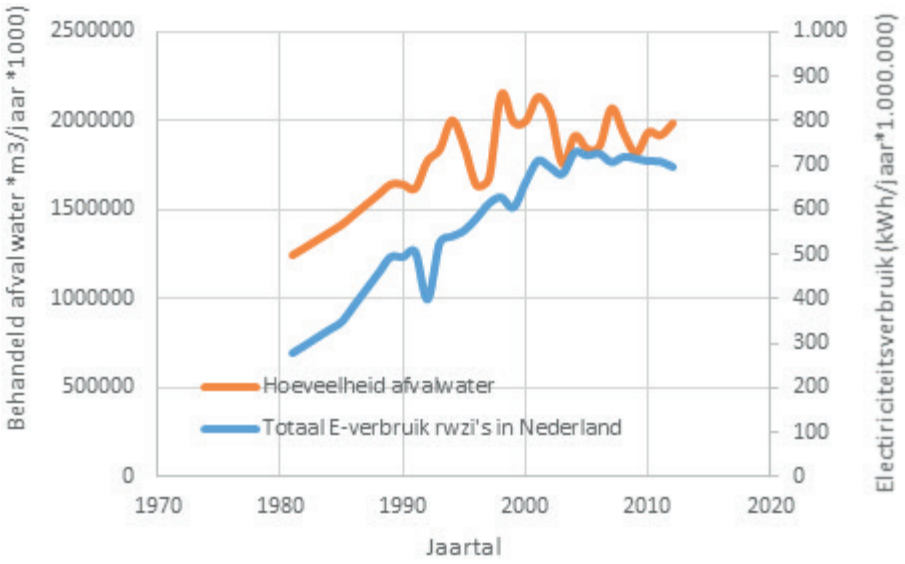
lijn 91/271/EEG) van kracht geworden met strengere eisen voor stikstof en fosfaat. Deze richtlijn heeft geresulteerd in uitbreiding van de rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland. In Figuur 3.1 is de ontwikkeling van de N- en P-verwijdering van de Nederlandse rwzi's van 1980 t/m 2012 duidelijk te zien. Ook blijkt uit deze figuur dat al in 1996 landelijk de P-verwijdering boven de 75% was, terwijl dit voor de N-verwijdering pas in 2006 gerealiseerd werd.

FIGUUR 3.1 WEERGAVE ONTWIKKELING VAN DE RENDEMENTEN TEN AANZIEN VAN CZV, BZV, STIKSTOF EN FOSFAAT VOOR DE NEDERLANDSE RWZI'S



Naar aanleiding van de vergaande N-verwijdering neemt ook het energieverbruik van de Nederlandse rioolwaterzuiveringsinstallatie sterk toe. Dit blijkt duidelijk uit Figuur 3.2. In 1981 was het specifieke E-verbruik 220 Wh/m^3 behandeld afvalwater, dit is in 2012 gestegen naar 350 Wh/m^3 behandeld afvalwater.

FIGUUR 3.2 ONTWIKKELING VAN HET ELEKTRICITEITSVERBRUIK VAN RWZI'S EN HOEVEELHEID BEHANDELD AFVALWATER OP RWZI'S IN NEDERLAND



Deze toename in energieverbruik is ongewenst vanuit het oogpunt van klimaatverandering. Het beleid met als doel om klimaatverandering tegen te gaan, uit zich in de ambitie om CO_2-neutraal te worden en een groen imago te hebben. De Waterschappen hebben in 2008 met de Nederlandse Overheid de vrijwillige, doch niet vrijblijvende Meerjarenafspraak 3 (MJA-3) gesloten waarin een reductie van het energieverbruik met 30% is vastgesteld. Eveneens in 2008 is het concept van de Energiefabriek gelanceerd, waarbij een rwzi zelf voldoende energie opwekt om het aangevoerde afvalwater te zuiveren. Later volgden Klimaatovereenkomsten en

Green Deals tussen de Waterschappen en de Overheid. Ook is in navolging van de Energiefabriek, het concept Grondstoffenfabriek gelanceerd in 2012, waarbij de focus op het terugwinnen van grondstoffen is komen te liggen.

Ontwikkelingen die bijdragen aan het behalen van de energiedoelstellingen worden onderverdeeld in energieproductie (bijvoorbeeld verbeterde afbraak in slibgisting) enerzijds en reductie van de energievraag anderzijds. Momenteel valt de emissie van lachgas en methaan op de rwzi's nog buiten de monitoring van de CO_2 uitstoot door de waterschappen. Gezien de grote gevolgen die deze gassen voor de klimaatverandering hebben, is de verwachting dat dit in de toekomst wel gemonitord wordt.

Verlaging van het energieverbruik kan voortkomen uit optimalisaties, zoals een verbeterde sturing op de rwzi. Afhankelijk van de referentieperiode en de belasting van de rwzi wordt hiermee circa 5 – 15% verlaging mee behaald. Grotere vermindering van het energieverbruik worden bereikt door het toepassen van andere concepten, zoals:

- diepe tanks met bellenbeluchting in plaats van ondiepe tanks met oppervlaktebeluchting
- andere zuiveringsprincipes die veelal als deelstroombehandeling worden ingezet, zoals het toepassen van Anammox bacteriën, en stikstofverwijdering over de nitrietroute
- andere configuraties waarbij retourstromen worden vermeden, zoals het toepassen van aeroob korrelslib

3.1.3 BASISPROCESSEN

De kennis van de biochemie en kinetiek van de stikstofverwijdering is een basiselement bij de systeemkeuze, de dimensionering en het ontwerpen van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's). Het is dan ook van belang inzicht te hebben in het complexe geheel van processen die de stikstofverwijdering realiseren.

Bij de benadering van de stikstofverwijdering wordt uitgegaan van vijf hoofdprocessen:

- BZV- en CZV-oxidatie
- ammonificatie
- nitrificatie
- denitrificatie
- deammonificatie

Voor vergaande nutriëntenverwijdering zijn van deze processen de nitrificatie en denitrificatie de meest bepalende voor de waterlijn en deammonificatie het meest toegepaste bij de deelstroombehandeling.

Voorafgaand aan de behandeling van de hierboven genoemde processen wordt een algemeen beeld gegeven van de microbiële groei, de kinetiek die deze groei beschrijft en de invloed van enkele milieufactoren, zoals pH, temperatuur, zuurstofconcentratie en remmende stoffen. De kenmerken en kinetiek van de ammonificatie, nitrificatie, denitrificatie en deammonificatie worden later in dit hoofdstuk uitgewerkt.

3.1.4 BIOMASSAGROEI

ALGEMENE KENMERKEN VAN MICRO-ORGANISMEN

In een zuiveringsproces vinden naast elkaar verschillende biologische omzettingen plaats. Bij deze processen zijn verschillende soorten micro-organismen betrokken, die samen de bio-

massa in een rwzi vormen. In deze biomassa spelen prokaryoten, bestaande uit bacteriën en archaea (oerbacteriën) de belangrijkste rol. Daarnaast zijn ook protozoa, schimmels, raderdiertjes en mogelijk ook algen aanwezig. Voor de groei en goede werking van de micro-organismen is een koolstof- en energiebron noodzakelijk. Op basis van de koolstofbron kunnen de micro-organismen in de biomassa van een rwzi worden verdeeld in autotrofe en heterotrofe organismen.

(Chemolitho)autotrofe micro-organismen krijgen energie uit de oxidatie van anorganisch materiaal en gebruiken CO_2, als koolstofbron voor de groei. Een voorbeeld van een autotrofe omzetting is de oxidatie van ammonium naar nitraat (nitrificatie) en die van ammonium + nitriet naar stikstofgas (deammonificatie). Heterotrofe micro-organismen verkrijgen energie uit de oxidatie van organisch materiaal, dat tevens als koolstofbron dient voor de groei. Een voorbeeld van deze reactie is de afbraak van glucose tot kooldioxide en water.

Voor de oxidatie van organische of anorganische stof is een elektronenacceptor noodzakelijk, in de vorm van vrije of gebonden zuurstof. De gebruikte elektronenacceptor is afhankelijk van de milieucondities en of een micro-organisme in staat is gebonden zuurstof te gebruiken. Veel autotrofe en een deel van de heterotrofe micro-organismen kunnen alleen vrije zuurstof als elektronenacceptor gebruiken. Onder anoxische omstandigheden (geen vrije zuurstof aanwezig) of anaerobe omstandigheden vindt bij deze micro-organismen geen groei plaats.

Een groot aantal heterotrofe micro-organismen is echter bij afwezigheid van vrije zuurstof ook in staat om gebonden zuurstof in de vorm van SO_4^{2-}, NO_3^- of CO_2 te gebruiken als elektronenacceptor. Een voorbeeld hiervan is het gebruik van nitraat bij de denitrificatie. Bij dit proces wordt de aan stikstof gebonden zuurstof gebruikt voor de oxidatie van organisch materiaal. Een voorbeeld van een autotroof organisme die niet vrije zuurstof, maar gebonden zuurstof (namelijk NO_2^-) als elektronenacceptor gebruikt is de Anammox-bacterie. In Tabel 3.2 is een overzicht van bovenstaande weergegeven.

TABEL 3.2 CLASSIFICATIE VAN MICRO-ORGANISMEN BETROKKEN BIJ DE BIOLOGISCHE STIKSTOFVERWIJDERING*[27]

Type bacterie	Reactie naam	Koolstofbron	Elektronendonor (geoxideerd substraat)	Elektronen-acceptor	Producten
Aerobe heterotrofen	Aerobe oxidatie	Organische verbinding	Organische verbinding	O_2	CO_2, H_2O,
Anaerobe en aerobe heterotrofen	Ammonificatie	Organische verbinding	Organische verbinding	O_2, NO_3^-, NO_2^-	NH_4^+
Aerobe autotrofen	Nitrificatie	CO_2	NH_4^+, NO_2^-	O_2	NO_2^-, NO_3^-
Facultatief heterotrofen	Denitrificatie anoxische reactie	Organische verbinding	Organische verbinding	NO_2^-, NO_3^-	N_2, CO_2, H_2O
Anaerobe autotrofen	Deammonificatie	CO_2	NH_4^+,	NO_2^-	N_2, NO_3^-

* alle reacties zorgen voor nieuwe biomassagroei

De samenstelling van de biomassa, en met name de verhouding autotrofe/heterotrofe biomassa, is onder meer afhankelijk van de energieopbrengst ten behoeve van de celsynthese. Bij heterotrofe micro-organismen is de biomassaproductie groter dan bij autotrofe micro-organismen omdat de oxidatie van organisch materiaal meer energie oplevert dan die van anorganisch materiaal. Daarnaast zijn andere factoren als de pH, de zuurstofconcentratie, de temperatuur en de aanwezigheid van toxische stoffen van invloed op de groei van biomassa.

Bij sommige typen afvalwater (over het algemeen industrieel afvalwater) kunnen nutriënten limiterend zijn voor microbiële groei. De belangrijkste organische nutriënten voor micro-organismen zijn N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na en Cl. Nutriënten die in veel kleinere hoe-

veelheden van belang zijn, zijn Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu en Ni. Organische nutriënten, die bekend staan als groeifactoren, zijn componenten die dienen als bouwstof of bestanddeel van het organische celmateriaal maar die het organisme niet zelf kan aanmaken uit andere koolstofbronnen. De belangrijkste groeifactoren zijn onder te verdelen in drie categorieën: 1) aminozuren, 2) stikstofbasen (zoals purine en pyrimidines) en vitaminen[28].

In huishoudelijk afvalwater zijn al deze nutriënten nagenoeg altijd in voldoende mate aanwezig. Bij deelstroombehandeling voor stikstof kan nutriëntengebrek wel voorkomen, zie hoofdstuk 6.

INVLOED VAN MILIEUFACTOREN OP BIOMASSAGROEI

De maximale groeisnelheid van een organisme is afhankelijk van een aantal milieufactoren. De belangrijkste zijn de temperatuur, de pH en de aanwezigheid van remmende stoffen.

Temperatuur

Zoals bij elk chemisch en biologisch proces is de temperatuur van invloed op de reactiesnelheid van de omzettingen en de groeisnelheid van micro-organismen. In het algemeen neemt de snelheid van de biologische processen binnen de temperatuurrange (voor ieder micro-organismen specifiek) exponentieel toe bij toenemende temperatuur. Groeisnelheden verdubbelen over het algemeen bij elke 10°C temperatuurstijging totdat de optimale temperatuur is bereikt. In principe kunnen micro-organismen op basis van temperatuur in drie groepen worden verdeeld, zie Tabel 3.3.

TABEL 3.3 **TEMPERATUURGEBIED EN -OPTIMA VAN VERSCHILLENDE GROEPEN BACTERIËN**

Type	Temperatuurgebied (°C)	Optimaal gebied (°C)
Psychrofiel	10 – 30	12 – 18
Mesofiel	20 – 50	25 – 40
Thermofiel	45 - 75	55 – 65

pH

Voor de pH geldt, net als voor de temperatuur, dat het micro-organisme zich binnen een bepaald pH-traject optimaal kan handhaven. Voor de meeste micro-organismen ligt het pH-optimum tussen 6,5 en 8,0. Bij verscheidene biologische reacties in de rioolwaterzuivering komen H^+ of OH^--ionen vrij en wordt de pH dus beïnvloed. Een voldoende grote buffercapaciteit of pH-correctie moet voorkomen dat de pH te veel verandert onder invloed van de optredende reacties. Bij nitrificatie – denitrificatie in de waterlijn komen afwijkende, en daarmee significant remmende pH waarden niet voor in de Nederlandse praktijk. Bij de deelstroombehandeling kan dit echter wel een rol spelen vanwege de hogere concentraties aan stikstof.

Remmende stoffen

Remmende stoffen in het afvalwater kunnen het metabolisme van de micro-organismen ontregelen. De nitrificerende micro-organismen zijn het meest gevoelig voor remmende stoffen.

Nutriënten

In huishoudelijk afvalwater bevinden zich voldoende nutriënten voor de groei van bacteriën. In industrieel afvalwater is het echter mogelijk dat bepaalde nutriënten en sporenelementen in onvoldoende mate aanwezig zijn om voldoende slibgroei mogelijk te maken. Het gaat dan meestal om fosfor en stikstof in afvalwaterstromen die deze vrijwel niet bevatten (papierindustrie, suikerhoudend afvalwater), maar ook kan er gebrek aan sporenelementen als ijzer,

magnesium, calcium, nikkel, mangaan, koper, en zelfs kobalt optreden. Dit kan ook gelden bij de deelstroombehandeling van rejectiewater (zie § 6.1).

ALGEMENE KINETIEK VAN BIOMASSAGROEI

Om de groei van micro-organismen te beschrijven of te modelleren wordt veel gebruik gemaakt van de Monod-vergelijking. De formule is gebaseerd op de kinetiek van enzymreacties. In deze formule wordt ervan uitgegaan dat de groeisnelheid afhankelijk is van de concentratie van één of meer substraten die aan de enzymatische stofwisselingsreacties deelnemen. Als parameters worden gebruikt:

- de maximale groeisnelheid (μ_{max}) onder gegeven condities
- de groei limiterende substraatconcentratie (S) en
- de Monod-constante (K_s).

$$\mu = \mu_{max} \times \frac{[S]}{K_s+[S]} \qquad \{10\}$$

met:

μ	= groeisnelheid van het micro-organisme (d^{-1}).
μ_{max}	= maximale groeisnelheid (d^{-1}).
K_s	= Monod-constante: substraatconcentratie waarbij μ = □ μ_{max} (mg/l).
[S]	= groei limiterende substraatconcentratie (mg/l).

In deze vergelijking hangt de groeisnelheid af van de verhouding tussen de heersende substraatconcentratie [S] en de Monod-constante K_s. Vereenvoudiging treedt op in twee gevallen:

- Als de substraatconcentratie veel groter is dan K_s is de groeisnelheid onafhankelijk van de substraatconcentratie (0^e orde kinetiek)
- Wanneer de substraatconcentratie veel kleiner is dan K_s is de groeisnelheid evenredig met de substraatconcentratie (1^e orde kinetiek)

Als meerdere substraten betrokken zijn bij de omzetting (bijvoorbeeld ammonium en zuurstof bij nitrificatie) wordt de groeisnelheid bepaald door het product van de desbetreffende Monod-factoren.

$$\mu = \mu_{max} \times \left(\frac{[S_1]}{K_{s1}+[S_1]}\right) \times \left(\frac{[S_2]}{K_{s2}+[S_2]}\right) \qquad \{11\}$$

met:

μ	= groeisnelheid van het micro-organisme (d^{-1}).
μ_{max}	= maximale groeisnelheid (d^{-1}).
K_s	= Monod- constante: substraatconcentratie waarbij μ = ½ μ_{max} (mg/l).
$[S_1]$	= groei limiterende substraatconcentratie substraat 1 (mg/l).
$[S_2]$	= groei limiterende substraatconcentratie substraat 2 (mg/l).

In een biologisch systeem vindt echter niet alleen groei plaats maar ook afsterving. De netto groei van een populatie wordt dan ook beschreven met de volgende formule

$$\mu_{netto} = \mu_{max} \times \left(\frac{[S_1]}{K_{s1}+[S_1]}\right) \times \left(\frac{[S_2]}{K_{s2}+[S_2]}\right) - b \qquad \{12\}$$

met:

μ_{netto}	= netto groeisnelheid van het micro-organisme (d^{-1})
b	= afstervingssnelheid (d^{-1})

De maximale groeisnelheid is een soortafhankelijke grootheid die varieert met de temperatuur. Deze relatie wordt beschreven met een exponentiele functie,

$$\mu_{max,T} = \mu_{max,20} \times \theta^{(T-20)} \quad \{13\}$$

met:

$\mu_{max,T}$	= maximale groeisnelheid bij temperatuur T °C (d^{-1})
$\mu_{max,20}$	= maximale groeisnelheid bij 20°C (d^{-1})
θ	= temperatuur coëfficiënt (-)
T	= temperatuur (°C)

Ook de afstervingssnelheid is een soortafhankelijke grootheid die varieert met de temperatuur. Deze relatie wordt beschreven met

$$b_T = b_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad \{14\}$$

met:

b_T	= afstervingssnelheid bij T°C (d^{-1})
b_{20}	= afstervingssnelheid bij 20°C (d^{-1})
θ	= temperatuur coëfficiënt (-)
T	= temperatuur (°C)

Empirisch bepaalde Monod-constanten voor de verschillende processen worden in de desbetreffende paragrafen gegeven.

3.1.5 BIOLOGISCHE N-VERWIJDERING

KWALITATIEVE BESCHRIJVING VAN BIOLOGISCHE N-VERWIJDERING

De eerste stap in de stikstofverwijdering is ammonificatie. In deze stap wordt de in organische verbindingen aanwezige stikstof (aanwezig in het influent of vrijgekomen bij afsterving van slib) vrijgemaakt in de vorm van ammonium.

De tweede stap in conventionele stikstofverwijdering is nitrificatie. Dit is een proces waarbij zuurstof en CO_2 nodig zijn en ammonium in twee opeenvolgende stappen door verschillende groepen bacteriën wordt omgezet:

- De eerste is de omzetting van ammonium naar nitriet door Ammonium Oxiderende Bacteriën (AOB), de zogenaamde nitritatie
- De tweede is de omzetting van van nitriet naar nitraat door Nitriet Oxiderende Bacteriën (NOB), de zogenaamde nitratatie

De derde stap is denitrificatie, waarbij andere groepen bacteriën het tijdens nitrificatie geproduceerde nitriet en nitraat omzetten naar het gasvormige N_2. Organische stof is hierbij elektronendonor.

Alternatief voor de tweede en derde stap is de deammonificatie, waarbij de uit nitritatie gevormde nitriet samen met ammonium direct wordt omgezet in het gasvormige N_2.

Een andere route voor de verwijdering van stikstof betreft de vorming van N_2O [29]. Aangezien N_2O een zeer sterk broeikasgas is, is de verwijdering van stikstof via lachgas zeer ongewenst.

Voor zover bekend vindt in ieder actiefslibsysteem een beperkte emissie van het aangevoerde stikstof naar lachgas plaats.

Om zoveel mogelijk gebruik te maken van het in het influent aanwezig organische stof en het gebruik van een externe koolstofbron te vermijden, is het belangrijk de volgorde van de processtappen nitrificatie en denitrificatie goed te dimensioneren en gebruik te maken van recirculatiestromen. Hier wordt in § 5.1 nader op ingegaan.

BIOLOGIE EN BIOCHEMIE N-VERWIJDERING

Ammonificatie
Bij ammonificatie is een grote verscheidenheid aan micro-organismen betrokken.

De snelheid waarmee de verschillende ammonificatieprocessen verlopen is afhankelijk van de eigenschappen van de organische stof, zoals grootte en structuur van het molecuul, en van een aantal omgevingsfactoren, zoals temperatuur, pH en zuurstofconcentratie. In het gehele proces van stikstofverwijdering is ammonificatie niet de snelheidsbepalende stap. Om deze reden en vanwege de grote verscheidenheid aan micro-organismen en organische stoffen wordt volstaan met enkele algemene opmerkingen over de ammonificatiesnelheid.

- naarmate de structuur van het molecuul groter en complexer is, zal het afbraakproces langzamer verlopen
- de verschillende processen verlopen sneller bij hogere temperatuur
- het pH-optimum ligt bij pH = 6 – 8
- de hydrolyse verloopt onder anaerobe condities sneller dan onder anoxische en aerobe omstandigheden[30]

Vroeger werd weinig aandacht aan dit proces geschonken, omdat het voor een groot gedeelte al in het riool plaatsvindt en de gehalten opgeloste organisch gebonden stikstof (OON, in het buitenland aangeduid als DON, *dissolved organic nitrogen*) slechts een beperkt deel van de in het effluent aanvaardbaar geachte stikstof uitmaakt. Met verscherping van N-totaal effluenteisen speelt de ammonificatie een belangrijkere rol, omdat OON-gehalten daarmee een groter deel gaan uitmaken van het effluent, en het halen van een stringente stikstofeis kunnen bemoeilijken.

Nitrificatie
Nitrificatie is de tweede stap in de biologische verwijdering van stikstof. Verantwoordelijk voor dit proces zijn twee autotrofe micro-organismen, namelijk ammonium-oxiderende bacteriën (AOB) voor de nitritatie en nitriet-oxiderende bacteriën (NOB) voor de nitratatie. De AOB oxideren ammonium tot nitriet dat vervolgens door de NOB geoxideerd wordt tot nitraat, zie onderstaande reactievergelijkingen:

Nitritatie door AOB $NH_4^+ + {}^3/_2\, O_2 \rightarrow NO_2^- + 2\,H^+ + H_2O + \text{energie}$ {15}

Nitratatie door NOB $NO_2^- + ½\, O_2 \rightarrow NO_3^- + \text{energie}$ {16}

Totale nitrificatie reactie $NH_4^+ + 2\, O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\,H^+ + H_2O + \text{energie}$ {17}

Uit deze reactievergelijkingen kan worden afgeleid dat voor de volledige omzetting van ammonium naar nitraat 4,57 g O_2/g NH_4-$N_{geoxideerd}$ benodigd is. Hiervan is 3,43 g O_2/g NH_4-$N_{geoxideerd}$ benodigd voor de nitritatie en 1,14 g O_2/g NO_2-$N_{geoxideerd}$ voor de nitratatie. Recentelijk is een bacterie geïsoleerd die de beide reacties tegelijk kan uitvoeren[31].

Uit bovenstaande reactievergelijkingen blijkt ook dat bij de nitrificatie 2 mol H^+ wordt gevormd per mol NO_3^--N gevormd. Om te voorkomen dat hierdoor de pH daalt, moet de buffercapaciteit voldoende groot zijn. Een vuistregel is dat bij pH 6,6 - 6,8 een buffercapaciteit van 2 mmol/l voldoende groot is, zie ook onderstaande reactievergelijking.

$$NH_4^+ + 2\,HCO_3^- + 2\,O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\,CO_2 + H_2O \quad \{18\}$$

Onder normale omstandigheden is de nitritatie de langzaamste en dus de snelheidsbepalende stap. Als gevolg hiervan wordt gewoonlijk slechts een lage concentratie nitriet aangetroffen in het effluent. Alleen bij systemen met een zeer hoge ammoniumconcentratie, zoals bij behandeling van gier, worden regelmatig hoge nitrietconcentraties waargenomen. Dit betekent dat de kinetiek van de nitritatie onder normale omstandigheden bepalend is voor het verloop van de totale nitrificatie.

In het verleden is nitrificatie eigenlijk altijd beschouwd als één proces en ook zo behandeld in zowel de statische als de dynamische modellen. In de huidige praktijk worden echter ook processen bedreven waarbij alleen de eerste stap van de nitrificatie (nitritatie) wordt toegepast. Om die reden wordt onderstaand de beide stappen eerst apart beschreven. Daarna zal de nitrificatie als één geheel worden beschreven, omdat dit in het statische HSA-model (zoals dat bij dit handboek is opgenomen) nog steeds zo wordt toegepast.

Nitritatie

De AOB, verantwoordelijk voor de nitritatie, bestaan uit twee geslachten, *Nitrosomonas* en *Nitrospira* die weer kunnen worden onderverdeeld in respectievelijk 14 en drie soorten[32].

De groeisnelheid van AOB is afhankelijk van twee substraatconcentraties, te weten ammonium en zuurstof. Hierbij is het effect van CO_2 als koolstofbron voor de biomassagroei in een Nederlandse rwzi verwaarloosbaar. In een deelstroombehandeling of bij industriële installaties kan dit wel een beperkende factor zijn.

De gecombineerde Monod-vergelijking voor de twee substraten is:

$$\mu_{AOB} = \mu_{max,AOB} \times \left(\frac{[NH_4^+]}{K_{NH4}+[NH_4^+]}\right) \times \left(\frac{[O_2]}{K_{O2,AOB}+[O_2]}\right) \quad \{19\}$$

met:

μ_{AOB}	= groeisnelheid van de AOB (d^{-1}).
$\mu_{max,AOB}$	= maximale groeisnelheid van de AOB(d^{-1}).
K_{NH4}	= Monod-constante voor ammonium (mg/l).
$K_{O2,AOB}$	= Monod-constante voor zuurstof voor de AOB (mg/l).
$[NH_4^+]$	= ammoniumconcentratie (mg/l).
$[O_2]$	= zuurstofconcentratie (mg/l).

Voor de berekening van de netto groei aan bacteriemassa dient echter ook de afsterving van bacterie materiaal te worden meegenomen. Wanneer formule 19 hiermee wordt aangevuld dan ontstaat:

$$\mu_{netto,AOB} = \mu_{max,AOB} \times \frac{[NH_4^+]}{K_{NH4}+[NH_4^+]} \times \frac{[O_2]}{K_{O2,AOB}+[O_2]} - b_{AOB} \quad \{20\}$$

met:

$\mu_{netto,AOB}$= de netto groeisnelheid van de AOB (d^{-1})
b_{AOB} = afstervingssnelheid van de AOB (d^{-1})

Zoals al aangegeven zijn er 14 verschillende soorten AOB bekend. Welke soort AOB het meeste voorkomt in een actief slibsysteem is het resultaat van selectie op basis van onder andere NH_4-concentratie, O_2-concentratie, pH, zoutgehalte en temperatuur. Er zijn AOB die sneller groeien bij een hogere substraatconcentratie en andere juist bij een lagere substraatconcentratie. Hierdoor is het niet eenvoudig om één $\mu_{max,AOB}$ aan te geven. Te meer, omdat bij het vaststellen van een groeisnelheid eigenlijk altijd de netto groeisnelheid wordt vastgesteld. Daarom is het lastig om de, in verschillende studies vastgestelde, maximale groeisnelheden met elkaar te vergelijken zonder een betrouwbare waarde voor de afstervingssnelheid te weten. Vroeger werd verondersteld dat de afstervingssnelheid verwaarloosbaar was. In de huidige modellen wordt echter altijd wel rekening gehouden met de afstervingssnelheden. In onderstaande Tabel 3.4 zijn waarden van verschillende studies voor de verschillende parameters weergegeven:

TABEL 3.4 KINETISCHE PARAMETERS VAN AMMONIUMOXIDERENDE BACTERIËN

Parameter	Eenheid	Waarde	Temperatuur	Herkomst
$\mu_{max,AOB}$	d^{-1}	0,33 – 1,0	20˚C	Sedlak 1991[33]
				Randall et al,, 1992[34]
		0,65	20°C	U.S. EPA, 1993[35]
		0,76	20°C	Downing et al., 1964[36]
		0,9	20°C	Melcer et al., 2003[37]
b_{AOB}[1]	d^{-1}	0,17	20°C	Melcer et al., 2003[37]
		0,17	20°C	Copp and Murphy, 1995[38]
		0,15	20°C	Manser et al., 2006[39]
		0,20	23,5°C	Salem et l., 2006[40]
K_{NH4+}	g/m^3	0,14 - 5	-	Sin et al., 2008[41]
		0,60 – 3,6	-	U.S. EPA, 1993[35]
$K_{O2, AOB}$[2]	g/m^3	0,1 – 1,0	-	Cuidad et al., 2006[42]
				Sin et al., 2008a[41]
Θ voor $\mu_{max,AOB}$	-	1,072	-	Melcer et al., 2003[37]
Θ voor b_{AOB}	-	1,029	-	Melcer et al., 2003[37]

1. Afstervingssnelheden onder aerobe omstandigheden. Bij anoxische/anaerobe omstandigheden is de afstervingssnelheid 50% lager.
2. De KO2, AOB-waarden worden niet alleen bepaald door de affinitieit voor de zuurstof, maar zijn ook afhankelijk van de procescondities, vlokgrootte van het actief slib en mogelijke diffusie-limitaties. Bij grote vlokken worden hogere affiniteitsconstantes gerapporteerd dan bij kleine of gemiddelde vlokgrootte[48,49,50,51].

Nitratatie

De NOB, verantwoordelijk voor de omzetting van, de door AOB gevormde, nitriet naar nitraat, bestaan uit vier geslachten, welke ook weer kunnen worden onderverdeeld in een aantal soorten:

- *Nitrobacter*, vier soorten
- Nitrococcus, vier soort
- *Nitrospina*, twee soorten
- *Nitrospira*, één soort

Net als bij de AOB is de groeisnelheid van de NOB ook afhankelijk van twee substraatconcentraties, te weten nitriet en zuurstof. Ook hier is het effect van CO_2 als koolstofbron voor de biomassagroei in een Nederlandse rwzi verwaarloosbaar, terwijl dit in een deelstroombehandeling of bij industriële installaties wel een beperkende factor kan zijn. De gecombineerde Monod-vergelijking voor de twee substraten is gegeven in:

$$\mu_{NOB} = \mu_{max,NOB} \times \left(\frac{[NO_2^-]}{K_{NO2}+[NO_2^-]}\right) \times \left(\frac{[O_2]}{K_{O2,NOB}+[O_2]}\right) \quad \{21\}$$

met:

μ_{NOB}	= groeisnelheid van de NOB (d^{-1}).
$\mu_{max,NOB}$	= maximale groeisnelheid van de NOB(d^{-1}).
K_{NO2}	= Monod-constante voor nitriet (mg/l).
$K_{O2,NOB}$	= Monod-constante voor zuurstof voor de NOB (mg/l).
$[NO_2^-]$	= nitrietconcentratie (mg/l).
$[O_2]$	= zuurstofconcentratie (mg/l).

Voor de berekening van de netto groei aan bacteriemassa dient echter hier ook weer de afsterving van bacteriemateriaal te worden meegenomen. Wanneer formule 21 hiermee wordt aangevuld dan ontstaat:

$$\mu_{netto,NOB} = \mu_{max,NOB} \times \frac{[NO_2^-]}{K_{NO2}+[NO_2^-]} \times \frac{[O_2]}{K_{O2,NOB}+[O_2]} - b_{NOB} \quad \{22\}$$

met:

$\mu_{netto,NOB}$	= de netto groeisnelheid van de NOB
b_{NOB}	= afstervingssnelheid van de NOB (d^{-1})

De maximale groeisnelheid van de NOB is minder uitgebreid bestudeerd dan die van de AOB. Over het algemeen worden bij 20°C voor de NOB hogere groeisnelheden gerapporteerd dan voor de AOB. Boven de 27°C is de groeisnelheid van AOB hoger dan voor NOB. Hierop is het principe van het SHARON-proces (zie § 6.1.3) gebaseerd.

In onderstaande Tabel 3.5 zijn waarden van verschillende studies voor de verschillende parameters weergegeven:

TABEL 3.5 KINETISCHE PARAMETERS VAN NOB

Parameter	Eenheid	Waarde	Temperatuur	Herkomst
$\mu_{max,NOB}$	d^{-1}	1,33	20°C	Wett and Rauch, 2003[43]
		1,8	20°C	Sin et al., 2008a[41]
		1,0	20°C	Kaelin et al., 2009[44]
		0,70	20°C	Jones et al., 2007[45]
b_{NOB}[1]	d^{-1}	0,17	20°C	Melcer et al., 2003[37]
		0,17	20°C	Copp and Murphy, 1995[38]
		0,15	20°C	Manser et al., 2006[39]
		0,20	23,5°C	Salem et l., 2006[40]
K_{NO2-}	g/m^3	0,05 – 0,3	-	Sin et al., 2008a[41]
$K_{O2,NOB}/K_{O2,AOB}$[1]	-	2,36	-	Guisasola et al., 2005[46]
		1,4	-	Ciudad et al., 2006[42]
		2,5	-	Wett and Rauch, 2003[43]
		2,0	-	Jones et al., 2007[45]
		3,0	-	Sin et al., 2008b[47]
Θvoor $\mu_{max,NOB}$	-	1,06	-	Wett and Rauch, 2003[43]
				Jones et al., 2007[45]
Θvoor b_{NOB}	-	1,029	-	Wett and Rauch, 2003[43]
				Kaelin et al., 2009[44]

1 De $K_{O2, NOB}$-waarden worden niet alleen bepaald door de affiniteit voor de zuurstof, maar zijn ook afhankelijk van de procescondities, vlokgrootte van het actief slib en mogelijke diffusie-limitaties. Bij grote vlokken worden hogere affiniteitsconstantes gerapporteerd dan bij kleine of gemiddelde vlokgrootte[48,49,50,51].

Nitrificatie als 'één stap' ten behoeve van het HSA-model

Zoals al aangegeven wordt in statische modellen de nitrificatie (nog) niet onderverdeeld in twee stappen en twee type micro-organismen. Hier wordt dus gewerkt met een 'overall' groeisnelheid. Daarnaast wordt de Monod-formule voor de zuurstofconcentratie niet meegenomen, met andere woorden in het HSAmodel wordt er vanuit gegaan dat de zuurstofconcentratie veel hoger is dan de affiniteitsconstante voor zuurstof, waarmee de groeisnelheid onafhankelijk van de zuurstofconcentratie is (nulde orde kinetiek). De formule voor de nettogroeisnelheid van de nitrificeerders (autotrofen) wordt dan:

$$\mu_{AUT,T} = \mu_{max,AUT,T} \times \frac{[NH_4^+]}{K_{NH4}+[NH_4^+]} - b_{AUT,T} \quad \{23\}$$

met:

$\mu_{AUT,T}$ = groeisnelheid van de autotrofen bij T °C (d^{-1})
$\mu_{max,AUT,T}$ = maximale groeisnelheid van de autotrofen bij temperatuur T °C (d^{-1})
K_{NH4} = Monod-constante voor ammonium (mg/l), default 0,50 mg NH_4^+-N/l
$[NH_4^+]$ = ammoniumconcentratie (mg/l)
$b_{AUT,T}$ = afstervingssnelheid van de autotrofen bij T °C (d^{-1})

Hierin is:

$$\mu_{max,AUT,T} = \mu_{max,AUT,15} \times \theta_{AUT}^{(T-15)} \quad \{24\}$$

met:

$\mu_{max,AUT,,T}$ = maximale groeisnelheid bij T °C (d^{-1})
$\mu_{max,AUT,15}$ = maximale groeisnelheid bij 20°C (d^{-1}), default 0,52 (d^{-1})
θ_{AUT} = temperatuur coëfficiënt (-), default 1,103 (-)
T = temperatuur (°C)

en

$$b_{AUT,T} = b_{AUT,15} \times \theta_{b,AUT}^{(T-15)} \quad \{25\}$$

met:

$b_{AUT,T}$	= afstervingsnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1})
$b_{AUT'15}$	= afstervingssnelheid van de autotrofen bij 15°C (d^{-1}), default 0,05 d^{-1}
$\theta_{b,AUT}$	= temperatuur coëfficiënt (-), default 1,090 -
T	= temperatuur (°C)

In het HSA-model wordt tevens rekening gehouden met een piekfactor S (staat voor de dagelijkse variatie in de aanvoer van influent naar de rwzi) en een veiligheidsfactor f'(omdat in huishoudelijk afvalwater altijd wat remming optreedt). Daarmee wordt de totale formule voor de groeisnelheid:

$$\mu_{AUT,T} = \frac{1}{f'} \times \left(\frac{\mu_{max,aut,15}}{S} \times \theta_{\mu max,AUT}^{(T-15)} \times \left(\frac{[NH_4^+]}{K_{NH4}+[NH_4^+]} \right) - b_{AUT,15} \times \theta_{b,AUT}^{(T-15)} \right) \quad \{26\}$$

Met:

S	= piekfactor (-), default 1,6, tot 2,0 voor kleine rwzi's(–)
f'	= veiligheidsfactor (-), default 1,25 (-)

De piekfactor, Schwankungsfaktor of variatiefactor, incorrect weergegeven in[5] is als volgt[52]:

$$S = \frac{\left(N_{N,MAX} - N_{E,MAX}\right) * Q_{MAX}}{\left(N_{N,24} - N_{E,24}\right) * Q_{24}}$$

met:

N_N	is de te nitrificeren stikstof (kg/h)
	$N_N = TKN_{IN} + r \bullet N_{SLIB} - N_{ORG,E}$. - N_{SLIB} (alle in mg/l, of teruggerekend naar mg/l);
$N_{E,MAX}$	is de maximaal toelaatbare NH_4-N concentratie (5 mg/l)
r	is de retourverhouding (-)
Q_{MAX}	het debiet bij de stikstofvracht in m^3/h
Q_{24}	gemiddeld debiet m^3/h

De benodigde aerobe slibleeftijd om nitrificatie mogelijk te maken wordt berekend met:

$$SRT_{AE} = \frac{1}{\mu_{AUT,T}} \quad \{27\}$$

DENITRIFICATIE

Denitrificatie is, na de ammonificatie en de nitrificatie, de laatste stap in de verwijdering van stikstof. Bij de denitrificatie wordt de bij de nitritatie en nitratatie gevormde nitriet en/of nitraat omgezet naar stikstofgas.

Denitrificatie kan worden uitgevoerd door een grote variëteit aan heterotrofe bacteriën. De meeste hiervan zijn facultatief aerobe bacteriën die over de capaciteit beschikken om zowel zuurstof als nitraat/nitriet als elektronenacceptor te gebruiken. Er zijn echter ook heterotrofe nitrificerende bacteriën die onder aerobe condities kunnen denitrificeren, een simultane nitrificatie en denitrificatie waarbij ammonium wordt omgezet naar N_2-gas[53,54]. De omstandig-

heden benodigd voor deze vorm van denitrificatie worden momenteel niet toepasbaar geacht voor een biologisch nitrificerend systeem[55].

Naast de heterotrofe denitrificatie zijn er ook een aantal autotrofe bacteriën gevonden die nitraat/nitriet reduceren en verschillende elektronendonoren gebruiken voor oxidatie zoals:
- nulwaardige Fe(II)
- gereduceerde zwavelcomponenten
- ammonium

Voor de Nederlandse rwzi zijn de facultatieve aerobe heterotrofe bacteriën de micro-organismen die de denitrificatie verzorgen. Om dit proces te laten verlopen moet aan de volgende voorwaarden worden voldaan:
- aanwezigheid van de substraten nitraat (of nitriet) en BZV
- afwezigheid van zuurstof

In afwezigheid van zuurstof (anoxische omstandigheden), kan nitraat als elektronenacceptor worden gebruikt voor de oxidatie van organische stof. Een groot aantal micro-organismen (heterotrofen) is hiertoe in staat. De hierbij vrijkomende energie wordt door het micro-organisme gebruikt om te groeien. Naast de BZV voor de elektronenoverdracht, wordt ook BZV gebruikt voor de opbouw van celmateriaal.

Voor het wel of niet verlopen van de denitrificatie zijn, naast de zuurstofconcentratie, ook de pH, het type koolstofbron en de aanwezigheid van remmende stoffen belangrijke parameters (zie § 3.1.8).

Er zijn twee mogelijkheden voor nitraat-verwijdering in biologische processen:
- assimilatieve nitraatreductie is onafhankelijk van de O_2-concentratie en behelst de reductie van nitraat naar ammonium, die vervolgens wordt gebruikt voor groei in de situatie dat NH_4 niet aanwezig is.
- dissimilatieve nitraatreductie is verantwoordelijk voor de verregaande N-verwijdering in een rwzi. Dit is het proces waarbij nitraat (of nitriet), in afwezigheid van zuurstof, wordt gebruikt als elektronenacceptor in de endogene ademhalingsketen voor de oxidatie van organische en anorganische substraten.[28]

De dissimilatieve biologische denitrificatie door heterotrofen verloopt via een aantal tussen producten:

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \quad \{28\}$$

Hierin zijn NO en N_2O sterke broeikasgassen.

Denitrificatie verloopt, in aanwezigheid van verschillende koolstofbronnen, volgens de volgende reactievergelijkingen:

Afvalwater:

$$C_{10}H_{19}O_3N + 10\ NO_3^- \rightarrow 5\ N_2 + 10\ CO_2 + 3\ H_2O + NH_3 + 10\ OH^- \quad \{29\}$$

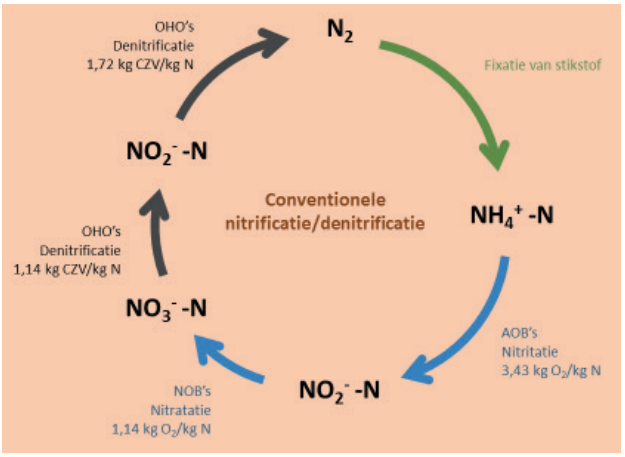
Methanol:

$$5\ CH_3OH + 6\ NO_3^- \rightarrow 3\ N_2 + 5\ CO_2 + 7\ H_2O + 6\ OH^- \quad \{30\}$$

Azijnzuur:

$$5\ CH_3COOH + 8\ NO_3^- \rightarrow 4\ N_2 + 10\ CO_2 + 6\ H_2O + 8\ OH^- \quad \{31\}$$

FIGUUR 3.3 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN CONVENTIONELE NITRIFICATIE EN DENITRIFICATIE



Denitritatie (= de denitrificatie vanaf nitriet) geeft de volgende reactievergelijkingen:

Methanol:

$$3\ CH_3OH + 6\ NO_2^- \rightarrow 3\ N_2 + 3\ CO_2 + 3\ H_2O + 6\ OH^- \quad \{32\}$$

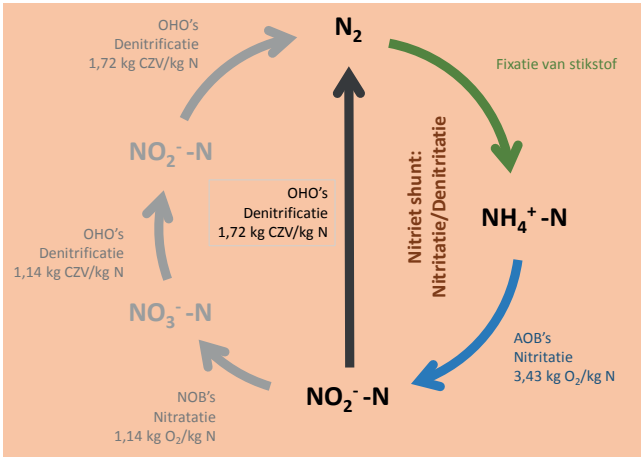
Azijnzuur:

$$3\ CH_3COOH + 8\ NO_2^- \rightarrow 4\ N_2 + 6\ CO_2 + 2\ H_2O + 8\ OH^- \quad \{33\}$$

Uit bovenstaande vergelijkingen kan worden afgeleid dat:

- per gram nitraatreductie, 2,86 gram CZV benodigd is
- per gram nitrietreductie, 1,72 gram CZV benodigd is
- per mol nitraat- of nitrietreductie, 1 mol OH^- wordt geproduceerd. Bij de nitrificatie werd per mol geproduceerde nitraat, 2 mol H^+ geproduceerd. Bij de denitrificatie wordt dus de helft van de alkaliniteit, die bij de nitrificatie werd vernietigd, teruggewonnen.

FIGUUR 3.4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN NITRIFICATIE TOT AAN NITRIET EN DENITRIFICATIE: DE 'NITRIET-ROUTE'



De Monod-vergelijking voor de microbiële groei van de heterotrofen als gevolg van de denitrificatie van nitraat is als volgt.

$$\mu_{max,HET,T} \times \left(\frac{[NO_3^-]}{K_{NO3}+[NO_3^-]}\right) \times \left(\frac{[\text{BZV}]}{K_{BZV}+[\text{BZV}]}\right) \quad \{34\}$$

$\mu_{HET,T}$ = groeisnelheid van de denitrificerende heterotrofen bij T°C (d^{-1})
$\mu_{max,HET,T}$ = maximale groeisnelheid van de denitrificerende heterotrofen bij T°C (d^{-1})
K_{NO3} = Monod-constante voor nitraat (mg/l)
K_{BZV} = Monod-constante voor BZV (mg/l)
$[NO_3^-]$ = nitraatconcentratie (mg/l)
[BZV] = BZV-concentratie (mg/l)

De Monod-vergelijking voor de microbiële groei van de heterotrofen als gevolg van de denitrificatie van nitriet is dezelfde als voor nitraat alleen wordt de nitraatconcentratie vervangen voor de nitrietconcentratie.

De K_{NO3} voor denitrificatie ligt in de orde van 0,1 mg NO_3^-/l. Bij nitraatconcentraties ≥ 1 mg/l heeft de nitraatconcentratie derhalve geen invloed op de denitrificatiesnelheid. Denitrificatie wordt dus beschreven als een nulde-ordereactie voor de nitraatconcentratie. Daarnaast dient voor de netto-groei de afsterving van de heterotrofen te worden meegenomen. Met deze beide aanpassing wordt de Monod-vergelijking voor de netto groei:

$$\mu_{HET,T} = \mu_{max,HET,T} \times \left(\frac{[\text{BZV}]}{K_{BZV}+[\text{BZV}]}\right) - b_{HET,T} \quad \{35\}$$

De maximale groeisnelheid bij temperatuur T wordt berekend volgens:

$$\mu_{max,HET,T} = \mu_{max,HET,15} \times \theta_{HET}^{(T-15)} \quad \{36\}$$

met:

$\mu_{max,HET,15}$ = maximale groeisnelheid van de denitrificerende heterotrofen bij 15°C (d^{-1}), default 0,08 d^{-1}
θ_{HET} = temperatuurcoëfficiënt (-), default 1,10.

De afstervingssnelheid bij temperatuur T wordt berekend volgens:

$$b_{HET,T} = b_{HET,15} \times \theta_{b,HET}^{(T-15)} \quad \{37\}$$

met:

$b_{HET,T}$ = afstervingsnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1})
$b_{HET'15}$ = afstervingssnelheid van de autotrofen bij 15°C (d^{-1}), 0,08 d^{-1}
$\theta_{b,HET}$ = temperatuurcoëfficiënt (-), 1,08
T = temperatuur (°C)

DEAMMONIFICATIE

De deammonificatie (ook wel anaerobe ammonium oxidatie) is een alternatief voor nitriet denitrificatie. Hierbij wordt nitriet door ANaerobe AMMonium OXiderende bacteriën (Anammox) gereduceerd tot stikstofgas waarbij ammonium als elektronendonor wordt gebruikt. Dit proces vindt plaats zonder zuurstof en zonder externe koolstofbron. Als bijproduct van deze stap wordt circa 11% van het ammonium omgezet naar nitraat.

Deammonificatie maakt gebruik van nitriet en ammonium. Dat betekent dat:

- dit proces voorafgegaan dient te worden door nitritatie. De verdere oxidatie naar nitraat (nitratatie) moet dus worden voorkomen. Voor nitritatie is zuurstof vereist
- niet alle ammonium moet worden omgezet naar nitriet, aangezien de Anammox-bacteriën ammonium als elektronendonor gebruiken, voor deammonificatie is afwezigheid van zuurstof vereist

De term deammonificatie wordt vaak gebruikt voor de combinatie van de nitritatie en deammonificatie, wat zeer verwarrend kan zijn.
De reactievergelijkingen van de nitritatie en deammonificatie zijn hieronder gegeven:

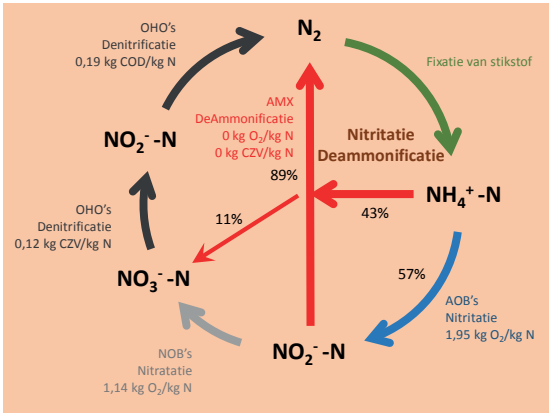
Nitritatie door AOB $1{,}32\ NH_4^+ + 1{,}98\ O_2 \rightarrow 1{,}32\ NO_2^- + 2{,}64\ H^+ + 1{,}32\ H_2O$ {38}

Deammonificatie door Anammox $NH_4^+ + 1{,}32\ NO_2^- + H^+ \rightarrow 1{,}02\ N_2 + 0{,}28\ NO_3^- + H_2O$ {39}

Uit bovenstaande reactievergelijkingen kan worden afgeleid dat bij de combinatie van nitritatie en deammonificatie:

- slechts 1,95 kg O_2/kg NH_4 verwijderd benodigd is
- dat beduidend minder CZV benodigd is: 0,31 kg CZV/kg NH_4 verwijderd. Dit is CZV die nodig is voor de geproduceerde nitraat, wat 11% is van de totaal verwijderde ammonium

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE NITRITATIE EN DEAMMONIFICATIE ROUTE



De Monod-vergelijking voor microbiële groei voor de nitritatie (AOB) is uitgebreid beschreven in § 3.1.4. Onderstaand wordt de Monod-vergelijking gegeven voor de microbiële groei van de Anammox bacterie.

$$\mu_{AMX,T} = \mu_{max,AMX,T} \times \left(\frac{[NO_2^-]}{K_{AMX,NO2}+[NO_2^-]}\right) \times \left(\frac{[NH_4^+]}{K_{AMX,NH4}+[NH_4^+]}\right) - b_{AMX,T} \quad \{40\}$$

met:

$\mu_{AMX,T}$	= groeisnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1}).
$\mu_{max,AMX,T}$	= maximale groeisnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1}).
$K_{AMX,NH4}$	= Monod-constante van Anammox voor ammonium (mg/l).
$K_{AMX,NO2}$	= Monod-constante van Anammox voor nitriet (mg/l).
$[NH_4^+]$	= ammoniumconcentratie (mg/l)
$[NO_2^-]$	= nitrietconcentratie (mg/l)
$b_{AMX,T}$	= afstervingssnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1})

Hierin is

$$\mu_{max,AMX,T} = \mu_{max,AMX,20} \times \theta_{AMX}^{(T-20)} \quad \{41\}$$

met:

$\mu_{max,AMX,,T}$ = maximale groeisnelheid bij T°C (d^{-1})
$\mu_{max,AMX,20}$ = maximale groeisnelheid bij 20°C (d^{-1})
θ_{AUT} = temperatuurcoëfficiënt (-)
T = temperatuur (°C)

en

$$b_{AMX,T} = b_{AMX,20} \times \theta_{b,AMX}^{(T-20)} \quad \{42\}$$

met:

$b_{AMX,T}$ = afstervingsnelheid van de autotrofen bij T°C (d^{-1})
$b_{AMX'20}$ = afstervingssnelheid van de autotrofen bij 20°C (d^{-1})
$\theta_{b,AMX}$ = temperatuurcoëfficiënt (-)
T = temperatuur (°C)

Voor de Anammox bacterie zijn de meeste gerapporteerde waarden voor de kinetische parameters vastgesteld bij temperaturen tussen de 30 – 35°, zie Tabel 3.6.

TABEL 3.6 **KINETISCHE PARAMETERS VAN ANAMMOX BACTERIËN**

Parameter	Eenheid	Waarde	Temperatuur	Herkomst
$\mu_{max,AMX}$	d^{-1}	0,06 – 0,07	30 – 35°C	Jetten et al., 2001[56]
				Schmid et al. 2003[57]
				Strous et al. 1998[58]
		0,1	?	O'Shaughnessy, 2015[59]
b_{AMX}[1]	d^{-1}	0,019	?	O'Shaughnessy, 2015[59]
$K_{AMX,NH4+}$	g/m^3	<0,1	30 – 35°C	Strous et al.,1999[60]
		0,07	30 – 35°C	Jetten et al., 2001[56]
		2	?	O'Shaughnessy, 2015
$K_{AMX,NO2}$	g/m^3	<0,1	30 – 35°C	Strous et al., 1999[60]
		1	?	O´Shaughnessy, 2015[59]
Θvoor $\mu_{max,AMX}$	-	1,1	?	O´Shaughnessy, 2015[59]

Belangrijke factoren die de activiteit van Anammox-bacteriën beïnvloeden zijn:

- Temperatuur: gezien de hoge gevoeligheid voor lagere temperaturen wordt Anammox enkel toegepast voor de relatief warme (25 – 35°C) deelstroombehandeling. Onderzoek naar toepassing in de waterlijn (het zogenaamde "koude Anammox") is gaande[61].
- pH: de Anammox bacterie is actief in een pH-range van 6,7 – 8,3, waarbij 8,0 als optimaal wordt gerapporteerd[62].
- Nitrietconcentratie: nitriet is een substraat voor de Anammox-bacterie. Te hoge nitrietconcentraties hebben echter een remmend effect op de activiteit. Voor wat betreft de waarde van de nitrietconcentratie waarbij deze remming optreedt worden zeer verschillende waarden gerapporteerd, uiteenlopend van 5 – 80 mg/l. Vanwege het feit dat Anammox bacteriën in granulaire vorm groeien kan de variatie in de verschillende gerapporteerde waarden voor nitrietremming het gevolg zijn van metingen/ervaringen bij verschillende vlokgroottes. De remming is reversibel.

- Zuurstofconcentratie: vanwege het feit dat de Anammox bacterie een strict anaerobe bacterie is, treedt remming al bij lage concentraties op. Ook deze remming is reversibel.

Uit vergelijking van de waarden voor de maximale groeisnelheid van de Anammox-bacterie met de maximale groeisnelheden voor de AOB, NOB en HET blijkt duidelijk een lagere groeisnelheid van de Anammox-bacterie. Om deze reden heeft de opstart van de allereerste systemen op basis van nitritatie en deammonificatie extreem lang geduurd (één tot twee jaar). In de huidige situatie wordt de opstart van nieuwe systemen aanzienlijk verkort door deze te enten met beschikbaar Anammox-slib van bestaande reactoren.

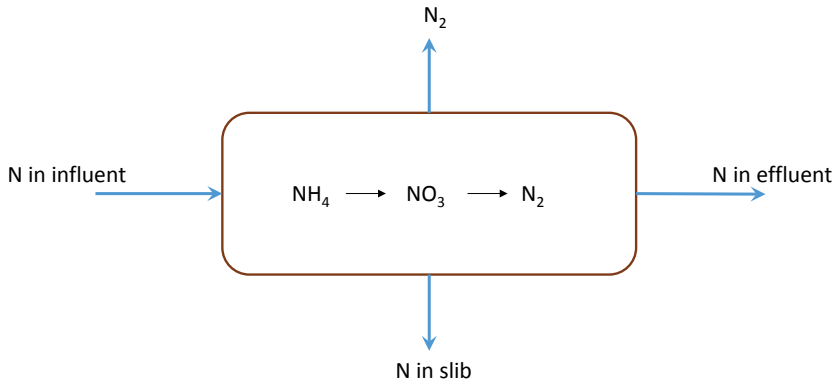
N-TOTAAL VERWIJDERING

De kinetiek van de geïntegreerde N-totaalverwijdering is de resultante van de processen:

- Nitrificatie, (nitritatie, alleen bij deelstroombehandeling)
- Denitrificatie, (denitritatie, alleen bij deelstroombehandeling)
- (Deammonificatie, alleen bij deelstroombehandeling)
- inbouw van stikstof in celmateriaal.

In Figuur 3.5 wordt dit voor een gemiddelde rwzi schematisch weergegeven.

FIGUUR 3.5 SCHEMATISCHE STIKSTOFBALANS VOOR EEN GEMIDDELDE RWZI



In de totale balans zijn de volgende aspecten van belang:

- voldoende beschikbaarheid van zuurstof (voor de groei van AOB, NOB en HET)
- voldoende beschikbaarheid van BZV voor de denitrificatie
- de hoeveelheid stikstof die met het geproduceerde surplusslib wordt afgevoerd

In onderstaande Tabel 3.7 wordt de zuurstof- en BZV-behoefte van de verschillende N-totaal verwijderingsprocessen met elkaar vergeleken.

TABEL 3.7 VERBRUIKEN VAN ZUURSTOF EN CZV BIJ VERSCHILLENDE N-VERWIJDERINGSPROCESSEN

Stikstofverwijdering door	N-oxidatie (kg O_2/kg N)	Relatief	CZV-behoefte (kg CZV/kg N)	Relatief
Conventionele nitrificatie/denitrificatie	4,57	100%	2,85	100%
Nitritatie en denitritatie	3,43	75%	1,71	60%
Nitritatie en deammonificatie	1,95	43%	0,31	11%

Voor de netto energiebehoefte is het van belang om de energievraag voor de afbraak van CZV die niet gedenitrificeerd wordt, op te tellen bij de N-oxidatie. Daaruit blijkt dat enkel indien

CZV limiterend is er een voordeel behaald wordt via nitritatie en denitritatie (immers 4,57 – 3,43 = 2,85 – 1,71).

3.1.6 N OPNAME IN SLIB

In het celmateriaal wordt stikstof ingebouwd, waarna het met het surplusslib uit de actiefslibinstallatie wordt verwijderd. De hoeveelheid stikstof die op deze wijze wordt verwijderd, is het product van de slibproductie en de stikstofconcentratie in het surplusslib. Het geproduceerde surplusslib van een nitrificerende/denitrificerende rwzi bestaat uit grofweg drie 'fracties':

- de autotrofe fractie, verantwoordelijk voor de nitrificatie
- de heterotrofe fractie, verantwoordelijk voor de CZV-verwijdering en de denitrificatie
- de inerte fractie, dit is de met het influent aangevoerde inerte biomassa en afbraakproducten van de afgestorven autotrofe en heterotrofe biomassa

Indien er in een rwzi chemicaliën worden gedoseerd voor (een aanvullende) fosfaatverwijdering is er nog een vierde fractie, namelijk het chemisch geprecipiteerde fosfaat.

De slibproductie van de autotrofe en heterotrofe biomassa kan worden berekend aan de hand van de hoeveelheid substraat (BZV voor heterotrofen en N voor autotrofen) die is omgezet en de specifieke opbrengst, oftewel de Yield (Y), in g SS/g substraat omgezet. Over het algemeen geldt bij een hogere slibbelasting, een lagere mineralisatiegraad (=afsterving) van het slib met als gevolg een hogere slibproductie. Daarnaast wordt de inerte fractie van het slib lager, waarmee de organische fractie van het slib hoger is. In het in § 4.1 beschreven statische model worden voor de verschillende slibfracties de volgende N-gehaltes aangehouden:

- N-gehalte in autotrofe biomassa : 0,12 g N/g SS
- N-gehalte in heterotrofe biomassa : 0,12 g N/g SS
- N-gehalte in inerte fractie : 0,01 g N/g SS
- N-gehalte in totale slibmassa : 0,05 – 0,06 g N/g SS

Uit bovenstaande blijkt dat bij een hogere slibbelasting, een hogere N-vracht met het surplusslib zal worden afgevoerd, vanwege de geringere inerte fractie.

3.1.7 BIOMASSADYNAMICA

Zoals hierboven aangegeven bestaat het slib uit diverse fracties. De verhouding tussen de diverse fracties in de biomassa is de resultante van diverse processen en procescondities. In de praktijk zijn de volgende factoren bepalend voor de samenstelling van de biomassa:

- influentsamenstelling
- slibbelasting en slibleeftijd
- temperatuur
- predatie

INFLUENTSAMENSTELLING

De influentsamenstelling (BZV/N-verhouding, remmende of giftige stoffen, alkaliniteit) heeft een duidelijke invloed op de biomassasamenstelling. Een hogere BZV/N-verhouding in het influent zal leiden tot een kleiner aandeel autotrofe biomassa en andersom, bij een lagere BZV/N-verhouding zal het aandeel autotrofen in de biomassa hoger zijn.

SLIBBELASTING EN -LEEFTIJD

In een actiefslibsysteem wordt het actiefslibgehalte constant gehouden door dagelijks een hoeveelheid slib uit het systeem af te voeren, de surplusslibafvoer. De surplusslibafvoer is dan gelijk aan de dagelijkse toename van het actief slib door groei van biomassa en aanvoer van inert materiaal met het influent, verminderd met de afvoer van slib en zwevende stof met het effluent.

Om een nitrificerend slib te verkrijgen en te behouden moet de groeisnelheid van het totale actief slib kleiner of gelijk zijn aan de groeisnelheid van de autotrofe biomassa. Wanneer de groeisnelheid van het totale actief slib hoger is dan de groeisnelheid van de autotrofe biomassa kunnen de nitrificeerders de groeisnelheid van het totale actief slib niet bijhouden en zal de populatie autotrofen afnemen en uiteindelijk uit het systeem verdwijnen.

Bij een hogere slibbelasting is de surplusslibproductie hoger. Voor het in stand houden van de nitrificatie dient de slibbelasting dus zodanig laag te zijn, dat de netto groeisnelheid van de totale actief slibmassa kleiner of gelijk is aan de netto-groeisnelheid van de autotrofen. De afstervingssnelheid van autotrofen is lager dan die van heterotrofen waardoor bij een lage slibbelasting (=laag substraataanbod) het aandeel autotrofen ten opzichte van heterotrofen kan toenemen. De slibbelasting is derhalve een belangrijke parameter waarmee de slibleeftijd (= totale aanwezige slibmassa/surplusslibafvoer) en de samenstelling van de biomassa kan worden beïnvloed.

TEMPERATUUR

De temperatuur heeft een sterkere invloed op de groeisnelheid van de autotrofen dan op die van de heterotrofen. Dit betekent dat de groeisnelheid van de autotrofen bij dalende temperaturen sneller zal afnemen dan de groeisnelheid van heterotrofen. Bij lage temperaturen (winter) is het dus moeilijker om de nitrificatie te handhaven. Daarnaast is het zo dat wanneer in wintertijd de nitrificatie verloren is gegaan het vaak erg lang (maanden) kan duren voordat men de nitrificatie weer opgestart heeft. Om die reden is het van belang dat bij het ontwerp van nitrificerende systemen altijd rekening moet worden gehouden met de minimale temperatuur waarbij zich voldoende nitrificeerders kunnen handhaven.

PREDATIE

Met name in systemen met een geringe biomassa-aangroei per tijdseenheid is naast de groeisnelheid en de surplusslibafvoer de afsterfsnelheid van invloed op de aanwezige biomassa. De afsterving kan worden versterkt bij predatie door ciliaten. De natuurlijke afsterving en de predatie kunnen op verschillende manieren afhankelijk zijn van de temperatuur.

3.1.8 FACTOREN VAN INVLOED OP DE N-VERWIJDERING

Er zijn verschillende factoren van invloed op het verloop van nitrificatie en denitrificatie. In onderstaande wordt hierop per proces kort ingegaan.

NITRIFICATIE

Zuurgraad

De invloed van de zuurgraad op de groeisnelheid wordt beschreven met (de vergelijking geldt voor pH < 7,2):

$$\mu = \mu_{max} \times [1 - 0{,}833 \times (7{,}2 - pH)] \quad \{43\}$$

Met:

μ = groeisnelheid (d^{-1})
μ_{max} = maximale groeisnelheid (d^{-1})
pH = zuurgraad (-)

Tussen pH = 7,2 en 8,5 is de groeisnelheid constant. Boven pH 8,5 neemt de groeisnelheid weer af.

GEBRUIK VAN FE- EN AL-ZOUTEN

In het verleden werd gedacht dat het gebruik van ijzer- en aluminiumzouten voor defosfatering de nitrificatiecapaciteit kan beïnvloeden. In Tabel 3.8 wordt een opsomming gegeven van de gebruikte chemicaliën en optredende effecten zoals destijds vermeld in de literatuur.

TABEL 3.8 EFFECTEN VAN CHEMICALIËN VOOR DE FOSFAATVERWIJDERING OP DE NITRIFICATIE[63]

Stof	Effect op nitrificatiecapaciteit	Effect op slibproductie
$FeCl_3$	toename	ca. 2,5 kg ds/kg Fe
$FeCl_2$	toename	ca. 2,5 kg ds/kg Fe
$FeSO_4$	afname	ca. 2,5 kg ds/kg Fe
$FeClSO_4$	nog niet bekend	ca. 2,5 kg ds/kg Fe
PIX[2], Fe-zout $FeCl_2$, $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $FeClSO_4$	nog niet bekend	ca. 2,5 kg ds/kg Fe
AVR[1]	afname	ca. 4,0 kg ds/kg Al
PAX[2], Al-zout, Al_2O_3	nog niet bekend	ca. 4,0 kg ds/kg Al
$AlCl_3$	nog niet bekend	ca. 4,0 kg ds/kg Al

1 AVR is granulaat afkomstig van de ertsverwerkende industrie. Samenstelling : 7 gew% Al, 3 gew.% Fe, Al/Fe molaire verhouding ca. 4,8, Actief metal Me 3,2 mol/kg, Al in de vorm van $Al_2SO_4.16\text{-}17H_2O$, Fe in de vorm van $Fe_2(SO_4)3.9H_2O$

2 Productnamen van Kemira, gevolgd door een cijfer dat iets zegt over het type chemicalie en de 'zuiverheid' van het product

In de praktijk blijkt er weinig van deze effecten. Dit komt waarschijnlijk doordat op veel rwzi's een overcapaciteit voor nitrificatie aanwezig is. Eventuele storende effecten bij gemiddelde bedrijfsvoering worden hierdoor gemaskeerd, tenzij de kritische grenzen van de rwzi zijn bereikt. In die gevallen kan het zijn dat, als gevolg van de extra slibproductie (chemisch slibproductie), de benodigde slibleeftijd voor nitrificatie niet gehandhaafd kan worden en nitrificatie zeer moeizaam wordt of zelfs geheel verloren gaat.

Remmende stoffen

In het, naar een rioolwaterzuiveringsinstallatie, afgevoerde afvalwater kunnen stoffen aanwezig zijn welke de verschillende processen in een rioolwaterzuiveringsinstallatie remmen. In STOWA-verband wordt momenteel gewerkt aan de Leidraad Calamiteiten technologen, welke technologen ondersteunt bij het omgaan met calamiteiten op en rond rwzi's onder andere als gevolg van de lozing van remmende stoffen.
In onderstaande wordt ingegaan op de meest bekende remmende stoffen.

Nitrificerende bacteriën, en dan met name de AOB's, zijn erg gevoelig voor allerlei organische en anorganische componenten. De concentraties waarbij effect of de activiteit wordt waargenomen liggen veel lager dan die voor de aerobe heterotrofe bacteriën. In de meeste gevallen wordt de ammonium oxidatie snelheid geremd, de bacteriën blijven groeien en ammonium oxideren maar bij veel lagere snelheden. In sommige gevallen is de toxiciteit zodanig dat bacteriën afsterven.

Zware metalen en bepaalde organische verbindingen remmen de nitrificatie. Onderzoeken wijzen uit dat onder meer zink, nikkel, koper en cadmium in concentraties tussen 5 en 10 mg Me/l de NH_4^+-verwijdering halveren. In Nederlands influent bedraagt de som van de concentraties zware metalen maximaal 1 à 2 mg Me/l, zodat onder nominale omstandigheden geen effect op de nitrificatie wordt verwacht.

Fenolen zijn biologisch afbreekbaar, maar storen in hogere concentraties de nitrificatie. Vanaf 0,5 mg fenol/(g ds) stopt de nitrificatie. Wanneer door microbiologische afbraak de fenolconcentratie onder 0,5 mg/g daalt, komt de nitrificatie weer op gang. Mogelijk geldt een vergelijkbare situatie voor andere afbreekbare organische stoffen. Een aantal persistente verbindingen zoals naftol, 2- en 4-Cl-naftol, di- en tri-Cl-naftol, geeft 50% remming van de nitrificatie bij concentraties van 5 mg/(g ds).

Toxische verbindingen zijn organische oplosmiddelen, amines, proteinen, tannines, fenolen, alcoholen, cyanaten, ethers, carbamaten en benzeen, zie voor een overzicht Tabel 3.9, ontleend aan US-EPA[64].

TABEL 3.9 OVERZICHT VAN STOFFEN MET DE DREMPELCONCENTRATIES WAARBIJ REMMING OPTREEDT VOOR NITRIFICATIE EN ACTIEF SLIB IN HET ALGEMEEN

Stof	Range van concentraties waarbij remming optreedt (mg/l)	Referentie
Specifiek voor nitrificatie		
Arseen	1,5	(2)
Cadmium	5,2	(1), (2)
Clhoride	180	(4)
Chroom (VI)	1 – 10 (als CrO_4^{2-})	(1)
Chroom (T)	0,25 – 1,9	(1), (2), (3
Koper	0,05 – 0,48	(2), (3)
Cyanide	0,34 – 0,5	(2), (3)
Lood	0,5	(2), (3)
Nikkel	0,25 – 0,5	(2), (3)
	5	(1)
Zink	0,08 – 0,5	(2), (3)
Chloroform	10	(2)
2,4-Dichlorofenol	64	(3)
2,4-Dinitrofenol	150	(2)
Fenol	4	(2)
	4 - 10	3)
Algemeen voor actief slib		
Pentachoorfenol	0,95	(2)
	50	(3)
	75 – 150	(1)
Phenantrene	500	(1)
	500	(2)
Fenol	50 – 200	(3)
	200	(2)
	200	(1)
Tolueen	200	(3)
2,4,6 Trichloorfenol	50 – 100	(1)
Oppervlakte actieve stoffen	100 - 500	(4)

1. Jenkins, D.I, and Associates. 1984. *Impact of Toxics on Treatment Literature Review*
2. Russel, L.L., C.B. Cain, and D.I. Jenkins,1984. *Impacts of Priority Pollutants on Publicly OwnedTreated Works Processes: A literature review*. 1984 Purdue Industrial Waste Conference
3. Anthony, R.M., and L.H. Briemburst. 1981. *Determining Maximum Influent Concentrations of Priority Pollutants for Treatment Plants*. Journal Water Pollution Control Federation 53(10):1457-1468
4. U.S. EPA 1986, Working Document; Interferences at Publicly Owned Treatment Works. September 1986.

Bij aerobe activiteitstesten en de BZV-bepaling worden bepaalde stoffen gebruikt om de nitritatie/nitratatie te remmen:
- Allylthioureum remt de AOB's
- Natriumchloraat remt de NOB's

Daarnaast worden in de landbouw nitrificatieremmers gebruikt om te voorkomen dat de ammonium uit de kunstmest of drijfmest snel wordt omgezet naar nitraat en dit vervolgens uitspoelt[65]. De meest gebruikte stoffen hiervoor zijn:
- Pyridines (nitrapyrin)
- DCD (dicyaandiamide)
- DMPP (Pyrazolen)
- Triazol-3MP

Vanwege de grote hoeveelheid toxische verbindingen welke de nitrificatie kunnen remmen is het vaak moeilijk om de bron van nitrificatieremming in een afvalwaterzuivering te achterhalen en is een intensieve bemonstering van het aanleverende rioolstelsel normaal gesproken noodzakelijk om de bron te achterhalen.

Hoewel consistente gegevens over de aanwezigheid van toxische componenten in huishoudelijk afvalwater veelal ontbreken en kleine verstoringen in praktijksituaties niet altijd worden opgemerkt, zijn bij proefnemingen enkele malen verstoringen van de nitrificatie geconstateerd als gevolg van onbekende componenten in het influent.

Om de remming van de respiratie en/of de nitrificatie in actief slib te bepalen zijn een tweetal NEN-ISO normen beschikbaar:
- NEN-EN-ISO 8192: Water - Bepaling van de remming van het zuurstofverbruik van actief slib voor koolstof- en ammoniumoxidatie
- NEN-EN-ISO 9509: Water - Water - Methode voor de beoordeling van de remming van de nitrificatie van micro-organismen in actief slib

DENITRIFICATIE

Aanwezigheid van zuurstof

Het gebruik van zuurstof in plaats van nitraat als elektronenacceptor levert 20% meer energie op. Indien beide oxidatoren beschikbaar zijn, zal het proces optreden dat de meeste energie oplevert. Als gevolg hiervan wordt de denitrificatie sterk geremd door de aanwezigheid van zuurstof.

De concurrentie van zuurstof ten opzichte van nitraat kan volgens de Monod-kinetiek worden uitgedrukt door een remmingsterm ($K_{O2,r}$) in de denitrificatieberekening op te nemen:

$$\frac{K_{O2,r}}{(K_{O2,r} + [O_2])} \qquad \{44\}$$

Met:

$K_{O2,r}$ = Monodconstante voor denitrificatieremming door O_2 (mg/l)
$[O_2]$ = zuurstofconcentratie (mg/l)

Deze factor kan aan de eerdere vergelijkingen worden toegevoegd om de remmende werking van zuurstof mee te nemen in de berekening van de denitrificatiesnelheid. Voor $K_{O2,r}$ wordt 0,2 mg O_2/l aangegeven[66].

In een belucht actiefslibproces kan toch denitrificatie optreden. Dit kan worden veroorzaakt doordat de aeratietank geen homogeen O_2-gehalte heeft, door plaatselijk geconcentreerde O_2-inbreng en beperkte menging. Hierdoor komen plaatselijk anoxische zones voor, met name in aeratiecircuits. Ook kan de kern van een slibvlok anoxisch zijn, terwijl de buitenkant aeroob is. Voorwaarde voor vergaande denitrificatie is de aanwezigheid van een onbeluchte zone, waarin de zuurstofconcentratie lager is dan 0,5 mg/l. Boven deze concentratie treedt sterke remming op.

Zuurgraad
De optimale zuurgraad voor denitrificatie ligt bij pH 7,0 – 7,5. Bij pH-waarden boven 8 en onder 6 wordt de denitrificatie sterk geremd. Uit de reactievergelijking blijkt dat bij de denitrificatie 1 mol H^+-ionen wordt verbruikt per mol omgezet NO_3^-. Hierdoor wordt bij volledige denitrificatie de helft van de bij nitrificatie gevormde H^+-ionen weer geneutraliseerd.

Aard van de BZV
De denitrificatie is sterk afhankelijk van de aard van de BZV (bij 20 °C, bepaald over vijf dagen). De voor denitrificatie bruikbare BZV bestaat uit de fracties makkelijk en zeer makkelijk afbreekbare BZV. Deze fracties hebben grote invloed op de denitrificatiesnelheid. Deels is makkelijk afbreekbaar BZV al aanwezig in het influent door lozing ervan, of door hydrolyse van grotere organische verbindingen in het rioolstelsel. Deels wordt dit in de aeratietanks gevormd door hydrolyse van CZV.

3.2 P-VERWIJDERING

3.2.1 CHEMISCHE P-VERWIJDERING

Dit handboek gaat beperkt in op de chemische P-verwijdering. Een volledige beschrijving staat weergegeven in een eerder STOWA-rapport[67]. Voor de chemische P-verwijdering als aanvulling op de biologische P-verwijdering wordt verwezen naar § 3.2.7: Aanvullende dosering. Voor de chemische P-verwijdering die wordt toegepast in deelstroomprocessen: zie § 6.2.

INLEIDING

In Nederland wordt chemische P-verwijdering vooral gerealiseerd door dosering van ijzer- en aluminiumzouten. De dosering kan plaatsvinden bij de voorbezinking (voorprecipitatie) en in de beluchte ruimte of voorafgaand aan de nabezinking (simultane precipitatie). Nageschakelde technieken (vlokkingsfiltratie en zandfiltratie) betreffen de behandeling van effluent. Ze worden tegenwoordig vaak toegepast bij het streven naar zeer lage effluentconcentraties, van minder dan 0,5 mg/l. Deze worden hier niet behandeld, omdat ze feitelijk geen deel uitmaken van het actiefslibproces.

VOORPRECIPITATIE

Voorprecipitatie wordt meestal niet voor de P-verwijdering toegepast, maar voor de ontlasting van de beluchte ruimte. Dosering vindt plaats in een ruimte waar veel turbulentie heerst, zoals het ontvangwerk, een beluchte zandvang of de toevoer naar de voorbezinking. Fe^{2+} kan vanwege de heersende anaerobe omstandigheden niet worden toegepast. Dosering van de Fe^{3+}-zouten heeft bij voorprecipitatie het voordeel dat sulfide wordt neergeslagen (wat bij toepassing van Al^{3+}-zouten niet gebeurt), zodat de geuremissie van de voorbezinking sterk wordt verminderd. Hierdoor neemt de benodigde dosering echter wel toe.

Door de verbeterde verwijdering van zwevende stof neemt in de beluchte ruimte (bij een gelijkblijvend slibgehalte) de slibproductie af, zodat de slibleeftijd toeneemt. Hierdoor wordt de stikstofverwijdering verbeterd, want door de toegenomen slibleeftijd kan het aandeel denitrificatie toenemen. Aan de andere kant wordt door de verbeterde werking van de voorbezinking meer BZV verwijderd, zodat een toegenomen aandeel denitrificatie ook noodzakelijk is. Het is niet altijd zo, dat de toegenomen slibleeftijd de noodzakelijke stijging van het aandeel denitrificatie voldoende compenseert. In de meeste gevallen levert voorprecipitatie echter een hogere belastbaarheid op.

Bij toepassing van voorprecipitatie wordt circa 50 – 80% van de P verwijderd, afhankelijk van de Me/P-verhouding bij de dosering en de influent P-concentraties. Er dient op te worden toegezien dat niet teveel P wordt verwijderd, want in de beluchte ruimte is P nodig voor de slibgroei. Minimaal circa 1-2 mg/l dient over te blijven voor de groei van het biologische slib in de beluchte ruimte. Regeling van de dosering wordt meestal uitgevoerd aan de hand van het influentdebiet.

SIMULTANE PRECIPITATIE

Bij dosering van chemicaliën ín of direct na de beluchte ruimte spreekt men van simultane precipitatie.
Het optimale doseerpunt voor ijzersulfaat (Fe^{2+}) is in het begin van de aeratietank. Het Fe^{2+} dient eerst te worden geoxideerd tot Fe^{3+}. Voor de dosering van driewaardige metaalzouten wordt veelal de voorkeur gegeven aan de overloop van de aeratieruimte naar de nabezinktank. Weliswaar is dosering in de anaerobe ruimte effectiever, omdat daar de concentratie fosfaat hoger is. Dosering op die locatie levert meer risico op overdosering op, met slechter functioneren van de biologische P-verwijdering als resultaat. De plaats van het doseerpunt blijkt geen grote invloed te hebben op het te bereiken effluentgehalte.
Dosering op meerdere plaatsen leidt waarschijnlijk tot iets betere verwijderingsrendementen dan dosering op één plaats, doch de verbetering is gering. De dosering kan worden gebaseerd op de Me/P verhouding in de binnenkomende stroom, maar het is beter deze te baseren op de verwachte of de gemeten concentratie P in het effluent, rekening houdend met de opname van P in het biologische slib. Het biologische slib bevat doorgaans 1,5 - 2,5 % P. De berekening van de te verwachten dosering kan worden uitgevoerd zoals verderop wordt uiteengezet bij de aanvullende dosering, zie § 3.2.7.

De dosering van chemicaliën bij de simultane precipitatie leidt tot een verhoging van de slibproductie, met circa 2,5 x de gedoseerde hoeveelheid Fe en/of 4 x de gedoseerde hoeveelheid Al. Door de verhoging van de slibproductie wordt de slibleeftijd verlaagd, en dat kan weer ongunstige effecten hebben op de stikstofverwijdering. Bij het ontwerp van chemische fosfaatverwijdering en –*mutatis mutandis*– ook van aanvullende dosering van chemicaliën bij biologische fosfaatverwijdering, dient hier rekening mee te worden gehouden. Het heeft vooral effect op de stikstofverwijdering (door verlaging van de slibleeftijd door de hogere slibproductie), maar niet of nauwelijks op de biologische P-verwijdering.

3.2.2 BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

Biologisch defosfaterend slib is een mengcultuur van allerlei soorten bacteriën. Naast de processen die verbonden zijn aan het bio-P proces, zoals fosfaatafgifte en fosfaatopname, vinden in die mengcultuur allerlei andere microbiologische processen plaats. Deze andere processen hebben een duidelijke invloed op de kenmerken en het gedrag van de fosfaatbacteriën en daarmee op het bio-P proces.

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

3.2.3 KWALITATIEVE BESCHRIJVING VAN HET BIO-P PROCES

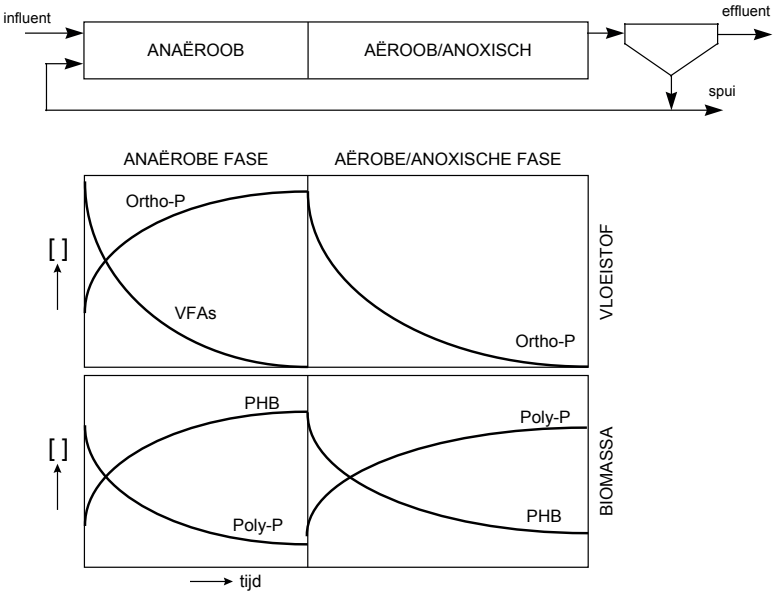
Het bio-P proces berust op het principe dat bepaalde bacteriën in staat zijn om grote hoeveelheden opgelost (ortho-)fosfaat als onopgelost polyfosfaat in hun cel op te slaan. Dit betekent dat het rendement van het bio-P proces direct gekoppeld is aan het aandeel van deze bio-P-bacteriën (PAO) in het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

Een belangrijke procesconditie voor het bio-P proces is het mengen van het influent met het actief slib onder anaerobe omstandigheden, waarbij geen nitraat en/of zuurstof aanwezig is. Onder deze anaerobe omstandigheden nemen de PAO acetaat of andere lagere vetzuren op en zetten dit om in een koolstofreserve, bijvoorbeeld poly-hydroxybutyraat (PHB). Het acetaat of de lagere vetzuren zijn aanwezig in het afvalwater of worden gevormd door hydrolyse- en verzuringsprocessen in de anaerobe 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 (Figuur 3.6).

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

Door het constant houden van de slibhoeveelheid in het actiefslibproces via het afvoeren van surplusslib, worden PAO en daarmee ook fosfaat in opgeslagen vorm uit het zuiveringssysteem verwijderd.

FIGUUR 36 PRINCIPE VAN HET PROCES VAN DE BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING



3.2.4 BIOLOGIE EN BIOCHEMIE

Biologische fosforverwijdering is een van de meer complexe processen in de biologische afvalwaterbehandeling. De complexiteit van zowel de onderliggende microbiologische en biochemische processen, als de procesuitvoering in een actiefslibproces (met anaerobe, anoxische en aerobe fasen of compartimenten), maakt het niet eenvoudig om het bio-P proces te doorgronden. De laatste jaren is het begrip van de achterliggende microbiologie en biochemie min of meer uitgekristalliseerd.

HISTORIE

Al in 1959 rapporteerde Srinath[68] over waarnemingen van een verhoogde fosfaatopname in een (Indiase) actiefslibinstallatie. Al snel was duidelijk dat de waarnemingen konden worden toegeschreven aan een verhoogde biologische opname: de zogenaamde 'luxury uptake' van fosfaat. Het eerste gerichte onderzoek naar de bio-P waarnemingen werd uitgevoerd door Levin en Shapiro[69]. Een belangrijke observatie was dat het slib fosfaat afgaf onder niet-beluchte omstandigheden en opnam onder beluchte omstandigheden.

In de tweede helft van de jaren zeventig van de vorige eeuw nam het onderzoek naar de microbiologische aspecten van bio-P toe. De eerste reinculturen van bio-P organismen werden geïsoleerd uit defosfaterend actief slib[70]. De dominante rol van *Acinetobacter* werd al snel betwijfeld[71]. Pas in het midden van de jaren negentig van de vorige eeuw is vastgesteld dat de toentertijd geïsoleerde fosfaatbacteriën (voornamelijk *Acinetobacter*-soorten) in feite niet bij het bio-P proces betrokken zijn[72]. Toch heeft het destijds uitgevoerde microbiologische onderzoek een belangrijke basis gelegd voor de huidige hypothese van het bio-P-metabolisme.

Barnard[73] en Nicholls[74] ontdekten onder meer dat een belangrijke randvoorwaarde voor een bio-P proces de aanwezigheid van een 'echte' anaerobe fase was, dat wil zeggen, zonder de aanwezigheid van nitraat, waar retourslib en afvalwater werden gemengd. Uitgaande van deze randvoorwaarde zijn diverse uitvoeringsvormen van het bio-P proces voorgesteld en gerealiseerd.
In het begin van de jaren tachtig van de vorige eeuw stelde Rensink als eerste dat de aerobe bio-P micro-organismen (PAO) tijdens de anaerobe periode substraat in de vorm van PHB in de cel vast-

legden[75,76]. De benodigde energie daarvoor was afkomstig van het splitsen van polyfosfaat, resulterend in een afgifte van orthofosfaat in de anaerobe periode. Het verband tussen P-afgifte en P-opname was daarmee gelegd. De anaerobe fase had daarmee een tweeledige functie gekregen: productie van lagere vetzuren voor PAO en het verschaffen van een concurrentievoordeel van PAO ten opzichte van andere heterotrofe bacteriën, die niet in staat zijn om fosfaat af te geven in de anaerobe fase en substraat in de vorm van een reservestof vast te leggen.

Biochemische modellen werden ontwikkeld waarin de rol van lagere vetzuren en opslagpolymeren (polyfosfaat en glycogeen) werd verduidelijkt. Zie López Vázquez 2009[77] voor een adequaat overzicht. De rol van nitraat werd ook duidelijk: niet alleen is er competitie om gemakkelijk opneembare CZV tussen denitrificerende bacteriën en fosfaataccumulerende bacteriën, ook kunnen denitrificerende fosfaataccumulerende bacteriën in het slib een belangrijke rol spelen.

Modellering van de biologische processen heeft geleid tot de beschikbaarheid van zowel statische[78,79] als dynamische[80] modellen voor de verwijdering van stikstof en fosfaat. Hiermee is een meer toegesneden ontwerp van de biologische P-verwijdering mogelijk geworden.

Als gevolg van de in begin jaren 1990 van kracht geworden effluenteisen voor stikstof en fosfor zijn in Nederland twee uitgebreide onderzoeksprogramma's uitgevoerd. In beide programma's zijn in de jaren 1990 diverse projecten op het gebied van het bio-P proces uitgevoerd[81,82,83,84,85,86,87,88,89,90]. Via het verzamelen van bestaande informatie uit onderzoek en praktijk, aangevuld met studies en proefnemingen, is het inzicht in de mogelijkheden van het bio-P proces in Nederland sterk verbeterd. Veel informatie is verkregen over de werking van diverse uitvoeringsvormen (naast hoofdstroom ook het deelstroomproces), de mogelijkheden om te voldoen aan de gestelde effluenteisen en de daartoe benodigde dimensionering en bedrijfsvoering. Tevens is inzicht verkregen in de nevenaspecten, zoals invloed op de slibindex, regelparameters van het bio-P-proces en de relatie met de slibontwatering en -verwerking.

Mede door deze onderzoeksprogramma's heeft het bio-P proces een brede toepassing gevonden in de Nederlandse praktijk van de behandeling van communaal afvalwater. Overigens heeft ook de eind jaren 1980 ingezette daling van het fosfaatgehalte in het huishoudelijk afvalwater[67] hiertoe bijgedragen.

MICROBIOLOGIE

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

Er kunnen twee groepen van fosfaatbacteriën worden onderscheiden:

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

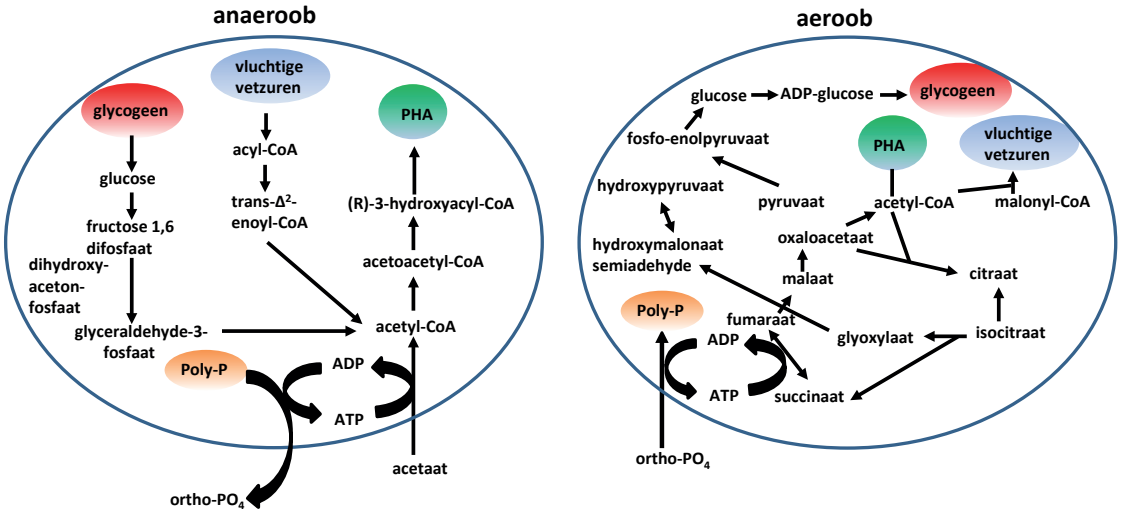
De PAO hebben profijt van de anaerobe periode omdat ze met de energie uit het polyfosfaat substraat kunnen opnemen met als resultaat dat ze dominant worden ten opzichte van andere bacteriën, ook ten opzichte van de poly-P-organismen. De poly-P-organismen kunnen een anaerobe periode overleven omdat ze een polyfosfaatreserve bezitten.

Voor een uitgebreid overzicht van welke bacteriën recentelijk in verschillende studies een rol wordt toebedeeld in biologische P-verwijdering in afvalwaterzuiveringsinstallaties, zie Oehmer *et al* 2005[91] en Gebremariam *et al* 2011[92].

BIOCHEMIE

Een belangrijke rol in het metabolisme van het bio-P proces spelen drie opslagverbindingen: polyfosfaat, glycogeen en poly-hydroxybutyraat (PHB). Deze laatste verbinding behoort tot de groep van poly-hydroxyalkanoaten (PHA). Naast PHB wordt ook poly-hydroxyvaleriaat (PHV) gevormd. meerdere routes zijn al gesuggereerd, en bestaan mogelijk naast elkaar[93]. Een van de mogelijke routes[94] is ter illustratie weergegeven in Figuur 3.7.

FIGUUR 3.7 SCHEMA'S VAN BIOCHEMISCHE ROUTES VOOR VORMING EN AFBRAAK VAN POLYFOSFAAT EN GLYCOGEEN



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

Glycogeenlimitatie zal in de praktijk niet snel optreden. Alleen onder extreme condities, dat wil zeggen hoge acetaatgehalten in het influent (of in P-afgiftetesten met acetaatdosering) kan glycogeenlimitatie optreden.
Ook polyfosfaat kan limiterend zijn. Onder normale omstandigheden zal deze energiebron echter niet limiterend zijn. Mogelijk dat bij extreme pH-waarden, waarbij het transport van acetaat door het celmembraan naar de cel veel energie vraagt, polyfosfaat limiterend kan zijn.

Onder aerobe of anoxische condities wordt het PHB geoxideerd tot CO_2 waarbij $NADH_2$ vrijkomt. De omzetting van $NADH_2$ tot NAD gaat gepaard met de vorming van ATP. De energie van ATP gebruiken de PAO om te groeien, orthofosfaat als polyfosfaat in de cel op te slaan en glycogeen te vormen.

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

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

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

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

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

Er zijn ook polyfosfaataccumulerende bacteriën die géén vluchtige vetzuren opnemen, maar wel aminozuren, en die geen PHA opslaan, maar een nog onbekende component, en die tot 30% van de biomassa van een installatie met biologische P-verwijdering kunnen uitmaken. De biochemie van de Popslag bij deze bacteriën is nog onopgehelderd[95].

3.2.5 FOSFAAT IN SLIB

Fosfaat kan in het actief slib in drie vormen voorkomen:

1. Organisch gebonden fosfaat, dat nodig is voor de groei en het metabolisme van micro-organismen zoals celwanden, enzymen, DNA en RNA.
2. Polyfosfaat, dat door PAO wordt gevormd dan wel opgeslagen.

3. Fysisch-chemisch gebonden fosfaat, dat is geprecipiteerd of aan metaalcomplexen gebonden.

Er zijn analysemethoden bekend waarmee enerzijds het aandeel biologisch gebonden fosfaat (fracties 1 en 2) en anderzijds het aandeel fysisch-chemisch gebonden fosfaat kan worden bepaald. Een precieze bepaling van het polyfosfaat is echter niet mogelijk. Tevens bestaat er een NEN-voorschrift (6662) waarmee het totaal-fosfaatgehalte, dat wil zeggen de som van de drie bovengenoemde fracties, in het actief slib kan worden bepaald.

ORGANISCH GEBONDEN FOSFAAT

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

POLYFOSFAAT

Een PAO kan maximaal circa 50% aan polyfosfaat bevatten. Dit correspondeert met een P-gehalte aan polyfosfaat van 10 - 15% op basis van het drooggewicht (= 100-150 mg/g d.s.). Aangezien een actiefslibpopulatie slechts voor een deel uit PAO zal bestaan, zal het gehalte aan polyfosfaat in het actief slib lager zijn. In de praktijk van de huishoudelijke afvalwaterbehandeling zal het totaal P-gehalte in het slib (inclusief het organisch gebonden fosfaat) circa 3 tot 5% bedragen. Dit relatief lage gehalte vindt zijn oorzaak in het feit dat:

- het influent-CZV slechts voor een beperkt deel uit lagere vetzuren bestaat en voor een beperkt deel tot lagere vetzuren wordt verzuurd
- in het actiefslibproces andere processen plaatsvinden, zoals oxidatie van CZV die niet uit vetzuren bestaat en nitrificatie
- het afvalwater gesuspendeerd inert materiaal bevat
- het fosfaatgehalte in het influent relatief gering is

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

FYSISCH-CHEMISCH GEBONDEN FOSFAAT

Bij het fysisch-chemisch gebonden fosfaat spelen vooral ijzer, aluminium, calcium en magnesium een rol bij de vorming van fosfaatneerslagen. Deze metalen zijn aanwezig in het influent of worden bewust gedoseerd aan het actief slib (Fe, Al). Bij de reactie van ijzer en aluminium met fosfaat worden precipitaten zoals $FePO_4$ en $AlPO_4$ en gevormd. Daarnaast wordt fosfaat gebonden aan metaalhydroxyde-complexen die neerslaan en deel uitmaken van het actief slib. Calcium en magnesium vormen respectievelijk calciumhydroxyapatiet ($Ca_5(PO_4)_3OH$) en magnesium(ammonium)fosfaat ($MgHPO_4$ en $MgNH_4PO_4$). Deze verbindingen worden gevormd bij een pH hoger dan 7,5. Daarnaast kan fosfaat worden gebonden aan aluminiumsilicaten (zeolieten) die als bestanddeel van wasmiddelen in het actiefslibproces terecht kunnen komen. Het aandeel van het fysisch-chemisch gebonden fosfaat in actief slib zal naast de aanwezige concentratie van de diverse metalen ook afhankelijk zijn van de heersende pH in het actief slib.

COMPETITIE TUSSEN GLYCOGEEN- EN FOSFAATACCUMULERENDE BACTERIËN

Glycogeen-accumulerende organismen (GAO), kunnen onder anaerobe omstandigheden concurreren om substraat met PAO, en daarmee de P-verwijdering in gevaar brengen. In experimenten bleken GAO (met name *Competibacter*, een bekende GAO) te kunnen concurreren met PAO voor substraat bij temperaturen hoger dan 20°C[96]. Onder deze temperatuur toonde GAO geen metabole voordelen ten opzichte van PAO. Bij temperaturen lager dan 20°C, werd het anaerobe metabolisme van GAO geremd door beperking van de substraatopnamesnelheid. Bij 10°C werd een complete omschakeling in de dominante microbiële populaties van een verrijkte GAO naar een verrijkte PAO cultuur bevestigd. GAO kunnen zich blijkbaar niet aanpassen aan lage temperaturen. Een andere studie naar het effect van temperaturen toonde aan dat PAO wel effectief zijn bij lagere temperatuur, maar dat het niet duidelijk is of competitie met GAO bij lagere temperatuur wel een rol speelt[97].

In de praktijk blijkt het vóórkomen van PAO (*Accumulibacter*) positief gecorreleerd met hogere pHwaarden, hetgeen suggereert dat hoge pH-niveaus gunstig zijn voor deze micro-organismen. Het voorkomen van PAO werd ook gunstig beïnvloed door de werking van goed gedefinieerde denitrificatiezones in de waterzuivering, deze zorgden bovendien ook voor de ontwikkeling van denitrificerende PAO (DPAO). Significante GAO populaties (*Competibacter*) waren alleen gecorreleerd met hoge concentraties organische stof. Deze micro-organismen kunnen zich dan handhaven dankzij een overschot aan substraat. Bij de concentraties in huishoudelijk afvalwater en bij gematigde temperaturen lijken de GAO geen rol van betekenis te spelen[98].

Met behulp van een (mechanistisch) wiskundig model dat het effect van de koolstofbron, de temperatuur en pH-afhankelijkheid van PAO (*Accumulibacter*) en de GAO (*Competibacter* en *Alphaproteobacteria*-GAO) beschrijft, werd de invloed van belangrijke bedrijfs- en omgevingsfactoren op de PAO-GAO competitie geëvalueerd[96]. Bij lage temperatuur (10°C) zijn PAO de dominante micro-organismen, onafhankelijk van de pH of koolstofbron. Bij gematigde temperatuur (20°C), begunstigt de gelijktijdige aanwezigheid van acetaat en propionaat de groei van PAO ten opzichte van GAO, ongeacht de toegepaste pH. Echter, wanneer acetaat of propionaat de enige koolstofbron is, dan zijn PAO alleen in het voordeel bij een hoge pH (7,5). Bij hogere temperatuur (30°C) had GAO vrijwel altijd het voordeel.
Toch kan een geschikte acetaat-propionaat ratio (75 - 25%) en een pH niet lager dan 7,0 gebruikt worden als hulpmiddel om de groei van GAO bij hoge temperatuur (30°C) te onderdrukken.

Studie naar de verminderde werking van bio-P bacteriën bij hogere temperaturen leek het effect van GAO uit te sluiten, maar wees meer op een wijziging in het metabolisme bij hogere temperatuur. Bij hogere temperaturen zouden bio-P bacteriën meer glycogeen opslaan en minder polyfosfaat[99].

WELKE BACTERIËN DOEN HET NU EIGENLIJK?

In oudere publicaties worden bacteriën van het geslacht *Acinetobacter* vaak verantwoordelijk gesteld voor het belangrijkste aandeel in de biologische P-verwijdering. Later is komen vast te staan dat de rol van deze bacteriën slechts beperkt is[71,72]. Fosfaataccumulerende bacteriën worden op basis van RNA-sequenties vaak gerekend tot *Accumulibacter*, terwijl glycogeen-accumulerende bacteriën gerekend worden tot de *Competibacter* en de *Alphaproteobacteria-GAO*[91]. Overigens is het zo, dat er vaak gewaarschuwd wordt tegen het al te gemakkelijk indelen van de bacteriën in deze weinige groepen, en dat er grote verschillen in het relatieve voorkomen van de verschillende op basis van RNA-sequenties gedetermineerde groepen kunnen zijn[92].

3.2.6 FACTOREN VAN INVLOED OP DE BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

In de praktische toepassing in de afvalwaterbehandeling is een aantal factoren van invloed op de biologische P-verwijdering.

TEMPERATUUR

De temperatuur heeft effect op verschillende niveaus in het actiefslibproces:

- Bij een lagere temperatuur is er een lagere endogene ademhaling, zodat bij lagere temperatuur meer slib wordt geproduceerd (bij eenzelfde slibgehalte en vuilvracht). Dit heeft effect op de hoeveelheid P die met het niet-fosfaataccumulerende slib wordt verwijderd. Verlaging van het slibgehalte in de zomer kan dit effect grotendeels tegengaan[100].
- Bij een hogere temperatuur zijn bacteriën actiever; dit betekent dat bij een hogere temperatuur een kleinere anaerobe ruimte volstaat voor de vetzuur-opname en de fermentatie.
- Bij hogere temperaturen verloopt de nitrificatie beter, zodat er meer ruimte voor denitrificatie zal zijn en dus ook minder terugvoer van nitraat naar de anaerobe ruimte.
- Bij een hogere temperatuur verlopen ook andere (fysisch/chemische) processen sneller, zoals precipitatie.
- Bij zeer hoge temperaturen (langdurig > 20°C) kan bij hoge slibleeftijden de biologische Pverwijdering in gevaar worden gebracht door de ingroei van glycogeen-accumulerende bacteriën[96].

PH

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

In een bio-P proces, zonder aanvullende dosering van chemicaliën zullen (spontane) precipitatieprocessen een bijdrage leveren aan de totale fosfaatverwijdering. De grootte van die bijdrage hangt af van de concentratie aan kationen in het afvalwater en de heersende pH-condities. Het bio-P proces kan zelfs deze spontane precipitatie stimuleren als gevolg van de hogere kation- en ortho-fosfaatconcentraties in de anaerobe fase.

Een relatief hoge pH-waarde (pH > 7,5) in het actiefslibproces kan op twee manieren bijdragen aan een hoger P-rendement; enerzijds via een verhoogde fosfaatopname, anderzijds via een verhoogde chemische precipitatie.

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

INFLUENTSAMENSTELLING

De samenstelling van het influent dat in een bio-P proces moet worden behandeld is van invloed op de werking en het rendement van het bio-P proces. Per mg P die via het bio-P proces moet worden verwijderd is globaal 20 mg CZV vereist, dat wil zeggen het biologisch afbreekbare of biologisch reeds afgebroken deel van het CZV. Dit betreft met name de fracties snel en langzaam afbreekbare CZV. Dit zijn de S_s- en X_s-fractie binnen de CZV-fractionering van afvalwater[101].

Effect van de kwaliteit van de CZV, snel afbreekbaar CZV, lagere vetzuren
Het substraat voor PAO zijn lagere vetzuren; acetaat, propionaat, butyraat en valeriaat. Dit is de fractie S_A binnen de CZV-fractionering van afvalwater[101]. Voor een deel zullen deze lagere vetzuren zijn gevormd in het aanvoerstelsel, met name als persleidingen daar deel van uit maken. De fractie lagere vetzuren kan worden verhoogd door:

- fermentatie (hydrolyse en verzuring) van de fracties 'snel afbreekbaar CZV' en eventueel een deel van de fractie 'langzaam afbreekbaar CZV' in de anaerobe zone
- fermentatie van primair slib

Het fermentatieproces heeft betrekking op de fracties S_A en X_S binnen de CZV-fractionering van afvalwater. In huishoudelijk afvalwater is acetaat veruit het meest voorkomende vluchtige vetzuur. Afvalwatercomponenten als suikers en alcoholen, en het slib zelf, zullen voor een deel in de anaerobe ruimte worden gefermenteerd tot lagere vetzuren en op deze wijze dienen als substraat voor de PAO.

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

Effect van voorbezinking
Met voorbezinking wordt een deel van het CZV uit het afvalwater verwijderd. Aangezien een groot deel van het snel afbreekbare CZV, het substraat voor de PAO, als oplosbare fractie in het influent voorkomt, zal voorbezinking het bio-P proces niet direct beïnvloeden. Vastgesteld is dat het zwevende stof-CZV dat wordt verwijderd in de voorbezinking niet of nauwelijks bijdraagt aan een verhoging van de fractie lagere vetzuren bij invoer in de anaerobe zone. Separate fermentatie van dit primaire slib is noodzakelijk. In § 5.2.5 zijn verschillende mogelijkheden en uitvoeringsvormen beschreven om de fractie lagere te verhogen door vetzuren te vormen uit primair slib. Voorbezinking heeft tot gevolg dat de normale ingroei van fosfaat in het actief slib –het organisch gebonden fosfaat– minder zal zijn als gevolg van de verwijdering van (primair) slib.

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

De BZV:P-verhouding zal in systemen waarbij (vrijwel) geen nitraat wordt teruggevoerd in de anaerobe fase minimaal 15 à 20 moeten zijn om het fosfaat biologisch te kunnen verwijderen. Voor een goed functionerende biologische P- en N-totaalverwijdering in een actiefslibproces dient de BZV:N-verhouding minimaal 4 à 5 te zijn. Gezien de afwezigheid van een relatie met het substraat voor PAO –lagere vetzuren– moet de waarde van het BZV als parameter voor ontwerp en dimensionering van het bio-P proces enigszins worden genuanceerd: een hoge BZV:P-verhouding geeft aan dat bij een voldoende grote anaerobe ruimte voldoende fermentatie kan optreden voor de vorming van de noodzakelijke vetzuren.

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

Nitraat en zuurstof
Enerzijds zijn zuurstof en nitraat nodig om fosfaat biologisch op te slaan in de aerobe of anoxische periode of zone binnen het actiefslibproces. Anderzijds zal de aanvoer van nitraat en zuurstof in de anaerobe fase storend werken op het bio-P proces. Nitraat en zuurstof worden verbruikt in de anaerobe tank. In beide gevallen zal CZV worden verbruikt voor de aerobe en anoxische omzettingen. Voor elke mg zuurstof en nitraat wordt respectievelijk 2 en circa 4 mg CZV verbruikt. Dit (snel afbreekbare) CZV kan dan niet meer ten goede komen aan de PAO, waardoor minder fosfaat als polyfosfaat kan worden verwijderd.

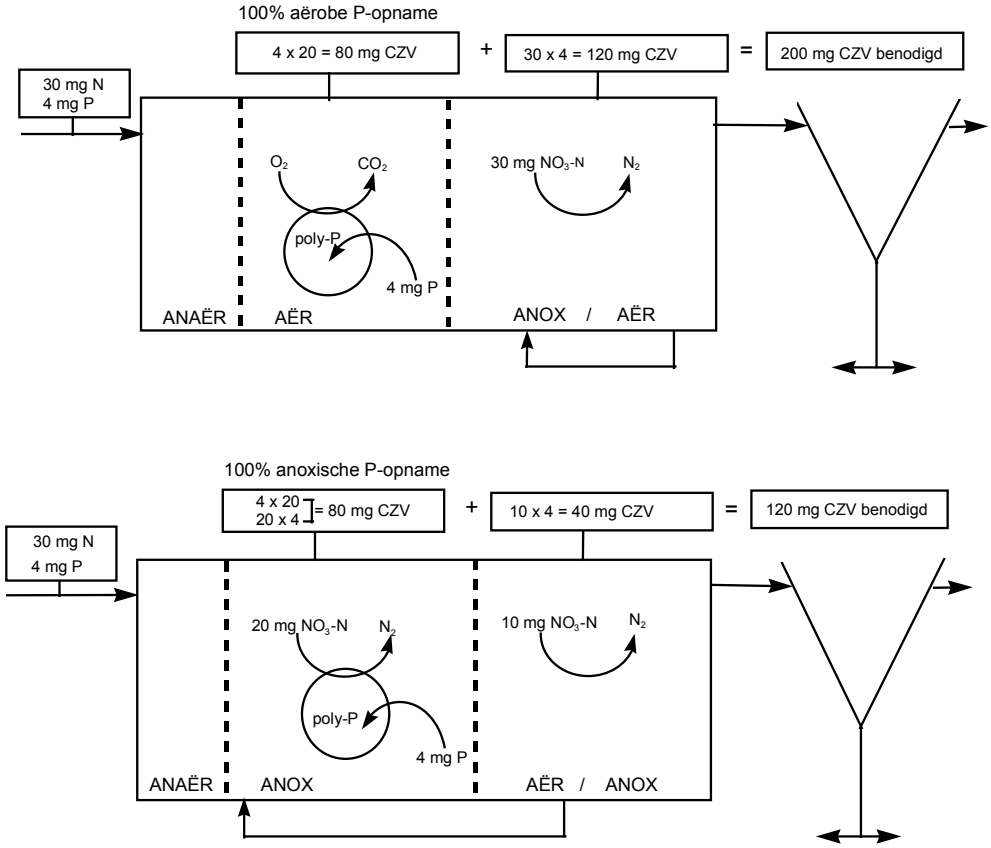
De grootte van de storing door nitraat en/of zuurstof wordt bepaald door de vracht van deze componenten, niet de concentratie. Hoewel de terugvoer van zuurstof niet verwaarloosd mag worden, is in de praktijk de storing van het bio-P proces door nitraat het meest aan de orde. De introductie van nitraat in de anaerobe tank resulteert eigenlijk in twee negatieve effecten:

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

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

Fosfaatopname vindt plaats onder invloed van zuurstof en nitraat. Door de fosfaatopname zoveel mogelijk te laten plaatsvinden onder anoxische omstandigheden kan een besparing op de CZV-behoefte voor het bio-P proces en denitrificatie worden verkregen. De denitrificerende PAO die tijdens de anoxische periode efficiënter met het CZV omgaan kunnen ook fosfaat onder aerobe omstandigheden opslaan.
In Figuur 3.8 is een rekenvoorbeeld gegeven van het efficiëntere CZV-gebruik van denitrificerende PAO.

FIGUUR 3.8 **REKENVOORBEELD VAN HET EFFICIËNTERE CZV-VERBRUIK DOOR DENITRIFICERENDE PAO. BIJ 100% AEROBE FOSFAATOPNAME (BOVEN) IS 200 MG CZV BENODIGD VOOR DE VERWIJDERING VAN 4 MG P EN DE DENITRIFICATIE VAN 30 MG N. BIJ 100% ANOXISCHE OPNAME (ONDER) IS SLECHTS 120 MG CZV BENODIGD**



NITRIET

Hoge concentraties van nitriet, die kunnen optreden bij discontinue processen (zoals SBR-systemen) hebben een sterk nadelig effect op biologische P-verwijdering. Bij concentraties van circa 8 mg/l zouden de bacteriën al sterk geremd zijn[102]. Aan de andere kant wordt nitriet ook aangewezen als een middel tegen de groei van GAO[103]. Deze vaststellingen hebben vooral betrekking op discontinue systemen. In continue systemen, zoals het conventionele actief-slibproces, komen hoge nitrietconcentraties alleen bij uitzondering voor.

SLIBBELASTING/SLIBLEEFTIJD

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

- *een hogere slibproductie*
  Hierdoor neemt de afvoer van 'normaal' organisch gebonden fosfaat via het spuislib toe en behoeft minder fosfaat via opslag van polyfosfaat te worden verwijderd.
- *verminderde nitrificatie*
  Indien de slibbelasting zodanig hoog wordt, resulterend in een slibleeftijd die leidt tot een verminderde nitrificatie, dan zal de remming van het bio-P proces door nitraat verminderen. Hiermee wordt de opslagcapaciteit voor polyfosfaat verhoogd.
- *beïnvloeding van de fosfaatopname*
  De fosfaatopname door PAO wordt bepaald door de omzettingssnelheid van PHB in de aerobe en anoxische fase en de grootte van de PHB-fractie in de PAO. De slibleeftijd kan bijna niet zo kort worden dat biologische P-verwijdering niet meer mogelijk is; daarvoor dient de slibleeftijd (bij 10°C) lager te zijn dan circa 1,5 dag[104]. Een dergelijke lage slib-

leeftijd komt in Nederland in rwzi's niet voor. In de praktijk betekent dit dat bij een nitrificerend actiefslibsysteem de slibleeftijd niet limiterend is voor de biologische fosfaatopname.

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

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

ANAEROBE CONTACTTIJD

Zoals al aangegeven is anaerobie een noodzaak voor een snelle opname van acetaat door PAO. De benodigde contacttijd is afhankelijk van de hoeveelheid snel afbreekbaar substraat-CZV die beschikbaar is en die kan worden gevormd, de maximale opslagcapaciteit door PAO en de hoeveelheid fosfaat die biologisch moet worden verwijderd.

HOGE AANVOER

Bij regenweeraanvoer is er meestal sprake van meerdere ongunstige effecten tegelijkertijd:

- hoge aanvoer van P
- verhoging van de redoxpotentiaal door het hemelwater
- verkorting van de contacttijd, door het hogere aanvoerdebiet
- verhoging van het retourdebiet, met eventueel verhoogde terugvoer van nitraat
- verlaging van het slibgehalte in de anaerobe ruimte

Door de verhoging van het retourdebiet kan in een Phoredox-systeem (in de winter) meer nitraat worden teruggevoerd, hetgeen de feitelijke anaerobe ruimte verkleint. In zowel m-UCT als Phoredox-systemen wordt door de verhoging van de redoxpotentiaal het werkelijke anaerobe volume verkleind. Door de hogere aanvoer neemt het slibgehalte in de anaerobe ruimte af, wat de opnamecapaciteit voor vetzuren (c.q. de P-afgifte) vermindert. Dit effect is weer sterker in een m-UCT systeem, omdat de recirculatiecapaciteit meestal beperkt is tot circa 1,2 x DWA.

In zijn algemeenheid zal bij RWA de P-afgifte dus verminderen, zodat de bio-P bacteriën later weer minder P zullen opnemen. Bij RWA treedt ook een verhoogde vracht op, zodat onder RWA-condities het P-gehalte in het effluent dus meestal toeneemt[105].

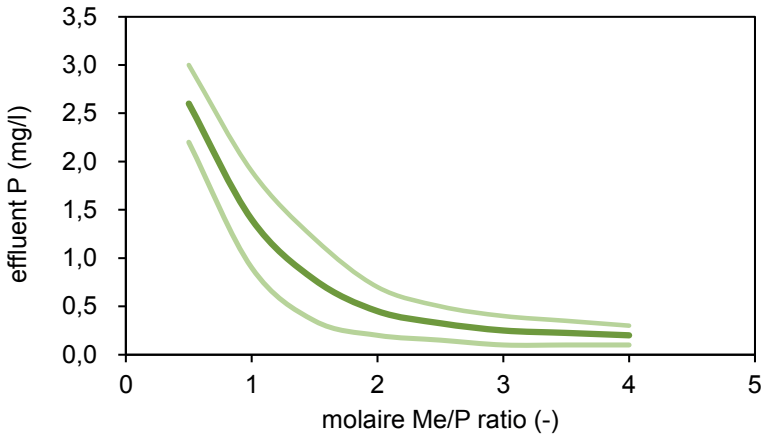
3.2.7 AANVULLENDE DOSERING

INLEIDING

Als het niet (altijd) mogelijk is om de gewenste effluentconcentraties van totaalfosfor te realiseren bij het toepassen van biologische fosfaatverwijdering, dan dienen chemicaliën te worden gedoseerd om het resterende fosfaat te verwijderen. Voor het effect van de dosering

van chemicaliën voor de P-verwijdering is uitgegaan van een Amerikaanse beschrijving[106], die rechtlijniger is dan een in Nederland gepubliceerde[107]. De Nederlandse beschrijving (zie Figuur 3.9) gaat uit van de influentconcentratie van totaalfosfor, maar het is zinvoller is om uit te gaan van de concentratie P op de plaats waar de dosering plaats gaat vinden.

FIGUUR 3.9 RELATIE TUSSEN EFFLUENTGEHALTE TOTAALFOSFOR EN DE ME/P-VERHOUDING VOLGENS STOWA[13]

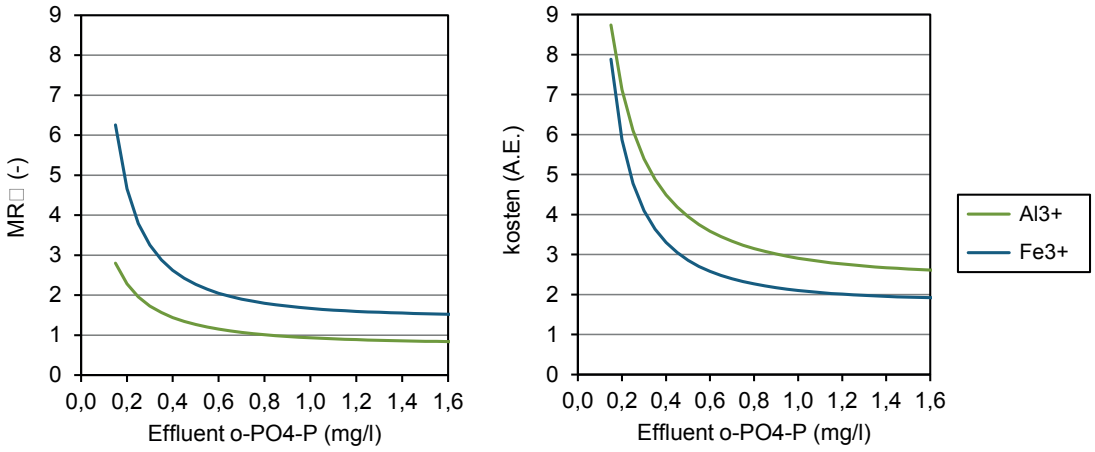


De Me/P verhouding (gebaseerd op ortho-fosfaat, en op de hoeveelheid fosfaat die verwijderd wordt (en niet de hoeveelheid totaalfosfor in het influent) kan als volgt worden berekend:

$$MR_{\Delta} = \frac{a}{1+b*EXP(-c*X_E)} \quad \{45\}$$

met MR_{Δ} is de molaire ratio (Me/P-verhouding) betrokken op de hoeveelheid orthofosfaat in het effluent; a, b, en c zijn factoren en X_E is de effluentconcentratie aan ortho-fosfaat (mg/l). Voor aluminiumdosering en ijzerdosering is de relatie voor een voorbeeld gegeven in Figuur 3.10. Waarden voor a, b en c zijn respectievelijk 0,8, -0,95 en 1,9 voor aluminium en 1,48, -1,07 en 2,25 voor ijzer. De waarden zijn ontleend aan de publicatie van de Water Environment Federation (2011)[106].

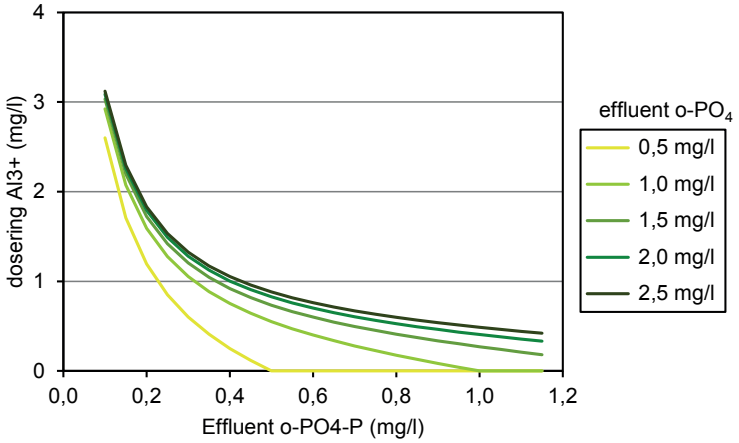
FIGUUR 3.10 LINKS: DE RELATIE TUSSEN EFFLUENTGEHALTE AAN ORTHO-FOSFAAT EN DE ME/P VERHOUDING MRΔ VOOR AL^{3+} EN FE^{3+}, VOOR EEN VOORBEELD-RWZI. WAARDEN LAGER DAN 0,1 MG/L WORDEN ONREALISTISCH GEACHT[106]; IN DE FIGUUR ZIJN WAARDEN LAGER DAN 0,15 MG/L NIET GEGEVEN. RECHTS: DEZELFDE DOSERING, UITGEDRUKT IN RELATIEVE KOSTEN (IN ARBITRAIRE EENHEDEN)



Aan de rechter figuur is te zien dat het met het oog op de kosten een gering verschil uitmaakt of ijzer of aluminium wordt gedoseerd. Aluminium is iets duurder (bij kosten van

€ 3,12 /kg Al^{3+} en € 1,26 per kg Fe^{3+}). Aan de hand van de boven gegeven relatie (zie bovenstaande formule) kan voor iedere concentratie van orthofosfaat in de beluchting vervolgens de dosering worden berekend die bij een gewenste effluentconcentratie hoort. Zie voor een voorbeeld Figuur 3.11.

FIGUUR 3.11 VOORBEELD VAN DE RELATIE TUSSEN DE BENODIGDE DOSERING (IN DIT GEVAL VAN ALUMINIUM) ALS FUNCTIE VAN DE GEWENSTE EFFLUENTCONCENTRATIE AAN ORTHO-FOSFAAT BIJ VERSCHILLENDE WAARDEN VAN DE PO4-P CONCENTRATIE ZONDER DOSERING (ZIE LEGENDA)



Als de concentratie ortho-PO_4-P zonder dosering bekend is, kan worden berekend welke dosering benodigd is om een gewenste concentratie ortho-fosfaat te kunnen realiseren. Hiermee kunnen de verschillende varianten worden berekend.

De berekeningen hebben betrekking op ortho-fosfaat. Voor berekeningen aan de effluentconcentraties van totaalfosfor dient dus nog een aantal aannames te worden gemaakt. In de berekeningen wordt ervan uitgegaan dat:

- $TP_{EFF} = P_{SS} + P_{DISS}$ {46}
- $P_{DISS} = P_{DO} + P_{DI}$ {47}
- $P_{DI} =$ ortho-PO_4-P {48}

met TP_{EFF} is totaalfosfor, P_{SS} is het P vastgelegd in de zwevende stof, en P_{DISS} het opgeloste P. P_{DO} is het organische opgeloste P en P_{DI} is het inorganische opgeloste P. Er wordt ervan uitgegaan dat het laatste geheel uit orhofosfaat bestaat.

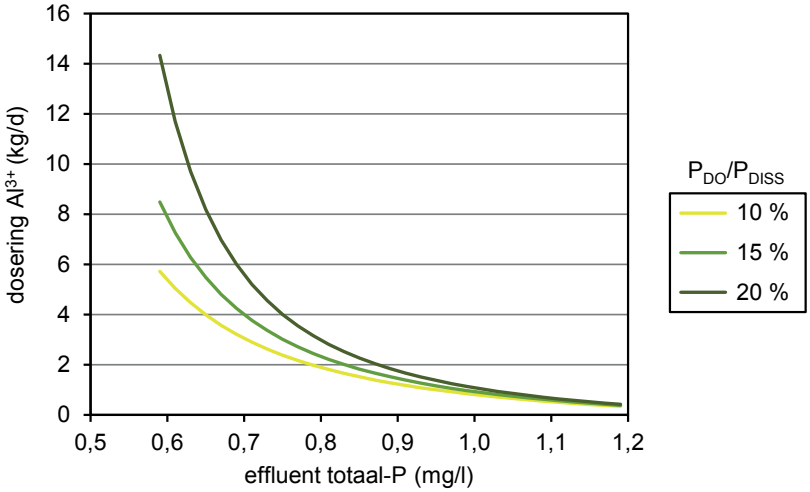
De concentraties voor P_{ORG} en P_{DO} liggen min of meer vast en kunnen niet door chemicaliëndosering worden verminderd. Voor organische opgeloste fosfor is dit overigens niet helemaal duidelijk. De verschillen in het aandeel biologische beschikbare P (op te vatten als ortho-PO_4) in het effluent van rwzi's waren volgens een STOWA rapport erg groot[108]. De gemiddelde waarde was circa 70%. Voor P_{SS} dat zich voornamelijk in het uitspoelende slib (zwevende stof van het effluent) zal bevinden, is uitgegaan van 0,15 mg/l (namelijk 3% P in de zwevende stof in het effluent à 5 mg/l). Met deze aannames is het mogelijk om de dosering met elke gewenste effluentconcentratie te bepalen, voor zover deze effluentconcentratie tenminste haalbaar is.

EFFECT VAN VERHOGING VAN DE DOSERING

Er kan worden overwogen om het fosforgehalte in het effluent te verlagen door het verhogen van de dosering. Op basis van de in de voorgaande paragraaf gegeven berekeningen en aannames kan worden berekend welke dosering nodig is. De uitkomst van een voorbeeldberekening is gegeven in Figuur 3.12. Voor een effluentgehalte van 1,0 mg/l in een voorbeeld-rwzi

zou een dosering van 0,9 mg/l Al^{3+} nodig zijn bij een aandeel van organische P in de opgeloste P P_{DO}/P_{DISS}, van 15%. Voor een gehalte van 0,6 mg/l zou veel meer dosering nodig zijn: 8,2 mg/l.

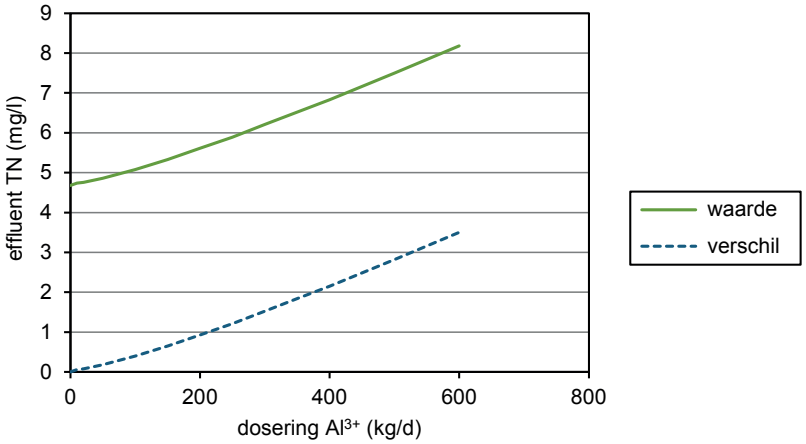
FIGUUR 3.12 VOORBEELD VAN DE RELATIE TUSSEN DE BENODIGDE DOSERING (IN DIT GEVAL VAN ALUMINIUM) ALS FUNCTIE VAN DE GEWENSTE EFFLUENTCONCENTRATIE AAN TOTAAL-FOSFAAT, VOOR EEN VOORBEELD-RWZI. DE RESULTATEN ZIJN BEREKEND VOOR DRIE VERSCHILLENDE



Hoe lager de P-concentratie is op het moment dat wordt gedoseerd, hoe lager de uiteindelijke dosering dient te zijn. Bij een te hoge dosering van chemicaliën is er sprake van verminderde beschikbaarheid van fosfaat voor de biologische P-verwijdering. Dit is een probleem dat in de praktijk is voorgekomen, en het betekent dat de fosfaatafgifte in de anaerobe tank (met als maat de fosfaatconcentratie aldaar) in de gaten gehouden moet worden. De fosfaatafgifte is een maat voor de hoeveelheid bio-P bacteriën.

De dosering heeft effect op de slibproductie, en daarmee op de slibleeftijd. Nu is het gehalte stikstof in het effluent ook afhankelijk van de slibleeftijd. De dosering heeft dus effect op het te behalen stikstofgehalte. Het effect van de dosering op het stikstofgehalte in een willekeurige rwzi is weergeven in Figuur 3.13. Er dient te worden opgemerkt dat het effect groter is bij een hogere N-concentratie in het effluent in de beginsituatie. Met een modelberekening (zie § 4.1) kan het effect van de dosering worden doorgerekend.

FIGUUR 3.13 EFFECT VAN DE DOSERING OP HET JAARGEMIDDELDE STIKSTOFGEHALTE IN HET EFFLUENT. DE STIPPELLIJN GEEFT HET VERSCHIL MET DE BEGINSITUATIE AAN



Het beeld is duidelijk: bij toenemende dosering moet rekening gehouden worden met een stijging van de effluentconcentratie van totaalstikstof.

Met een verhoogde dosering zijn niet of nauwelijks investeringskosten gemoeid, maar afgezien van de kosten van de chemicaliën zelf dient ook rekening gehouden te worden met de toename in de slibproductie. Deze is aanzienlijk en bedraagt circa 2,5 kg ds/kg Fe en 4,0 kg ds/kg Al. Overdosering kan leiden tot problemen; als teveel fosfaat wordt verwijderd dan is er niet genoeg over voor opname door de fosfaataccumulerende bacteriën, en daarmee kunnen de bacteriën dan feitelijk fosfaattekort ervaren, zodat hun competitieve voordeel (het opnemen van vetzuren onder anaerobe condities) verdwijnt[109].

3.2.8 BIJ-EFFECTEN VAN BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

Het introduceren van biologische P-verwijdering kan effecten hebben op de bezinkbaarheid van het slib, en heeft effect op de ontwaterbaarheid van het slib. In deze paragraaf wordt dieper ingegaan op deze bijeffecten.

EFFECT VAN BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING OP LICHT SLIB EN SVI

In een verkennende studie naar de invloed van de introductie van biologische stikstof en/of fosfaatverwijderingstechnologiën op de bezinkeigenschappen van actief slib, bleek dat introductie vaak gepaard ging met een stijging van de slibindex door ontwikkeling van *Microthrix parvicella*[87].

Later bleek dat vele bio-P installaties, opererend volgens diverse uitvoeringsvormen, een stabiele SVI hebben van lager dan 150 ml/g[110]. Het optreden van licht slib was te wijten aan andere oorzaken dan de biologische P-verwijdering[111].

Inmiddels lijkt vast te staan dat een propstroomuitvoering van de anaerobe tank de kansen op vorming van licht slib in bio-P installaties sterk verkleint[112]. In de praktijk wordt een anaerobe tank daarvoor gecompartimenteerd uitgevoerd (twee tot vier compartimenten). De anaerobe tank kan worden voorafgegaan door een selector. De noodzaak voor een aparte voorgeschakelde selector lijkt echter te vervallen bij een anaerobe tank met een goede propstroomkarakteristiek (minimaal vier compartimenten). Een propstroomuitvoering van de anaerobe tank geeft ook een grotere waarborg dat delen van deze tank ook daadwerkelijk anaeroob zijn, dat wil zeggen, zonder de aanwezigheid van nitraat afkomstig van recirculatiestromen, bijvoorbeeld het retourslib.

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

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

EFFECT VAN BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING OP SLIBONTWATERING

Er zou geen enkel onderzoek zijn dat een verklaring geeft voor de slechtere ontwaterbaarheid van slib uit installaties met biologische fosfaatverwijdering dan die zonder[113]. Het ontwateren van slib van biologische fosfaatverwijdering kost 20 - 40% meer polymeer dan het ontwateren van slib van chemische fosfaatverwijdering. Dit hogere polymeerverbruik leidt wel tot slechts

geringe verschillen in het drogestofgehalte van de ontwaterde slibkoek. Het gehalte aan vrij fosfaat wordt niet verantwoordelijk geacht voor de verschillen in de ontwaterbaarheid[113]. Het neerslaan van struviet bevordert de ontwaterbaarheid weer sterk, zie § 6.2.2.

STRUVIETVORMING

In § 2.2.3 is al opgemerkt dat bij vergisting van slib afkomstig van installaties met biologische Pverwijdering de vorming van struviet heel normaal is. Problemen met de vorming van struviet tijdens de gisting komen dan ook veel voor. Een beperkt deel van het P slaat altijd als struviet neer. De concentratie magnesium in afvalwater bedraagt naar schatting 5 - 25 mg/l, en dus slaat slechts maximaal 7 tot 33 mg P/l als struviet neer. Het struviet slaat na de gisting vooral neer als de pH stijgt, dus op plaatsen waar CO_2 ontwijkt. Struvietvorming kan ook voorkomen worden door het fosfaat al eerder neer te slaan, bijvoorbeeld met behulp van Fe^{3+} zouten. Toevoeging van anti-scaling producten kan struvietvorming ook voorkomen[114]. In het Handboek Slibgisting[115] wordt ook enige aandacht aan de problemen rondom struvietvorming geschonken. Gecontroleerde dosering van magnesium kan struvietvorming ín de vergister bevorderen, zodat het later niet meer neerslaat. Zie hiervoor § 6.2.

4

MODELLERING

4.1 STATISCHE MODELLERING

Voor het toepassen van een statische modellering op de in hoofdstuk 0 gepresenteerde berekeningen worden in Nederland doorgaans de volgende methoden gebruikt:

- berekening van de stikstofverwijdering aan de hand van de HSA-methode[116,117,118] en richtlijnen voor de toepassing ervan[119]
- berekening van de biologische fosfaatverwijdering volgens de aangepaste methode van Scheer[120] zoals gepresenteerd in het handboek biologische fosfaatverwijdering[121]

Beide methoden worden in Nederland op grote schaal toegepast. Er zijn de laatste jaren weinig nieuwe inzichten gepresenteerd in de toepassing van beide modellen.

4.1.1 COMBINATIE VAN STATISCHE MODELLEN VOOR N EN P

Met enige ingrepen kunnen de beide modellen zo worden gecombineerd, dat de effecten van de stikstofverwijdering op de biologische P-verwijdering en *vice versa* kunnen worden opgenomen. Het gaat hier dan voornamelijk om het effect van nitraat op de anaerobe ruimte, en het effect van eventuele doseringen op de slibproductie, en daarmee op de slibleeftijd, en daar weer mee op de stikstofverwijdering. Het model, dat in feite een combinatie van beide bovenbeschreven modellen is, wordt hieronder beknopt beschreven. De toegepaste berekeningen worden in bijlage 2 uitgebreid toegelicht. Het model is meegeleverd met dit rapport.

OPZET VAN HET MODEL

De opzet van het model is als volgt:

- aan de hand van de volumes van anaerobe ruimte en de ruimte voor nitrificatie en denitrificatie
- en de retourslibdebieten en -concentraties
- en de samenstelling van het afvalwater
- en de fractionering van de CZV in het afvalwater

wordt, aan de hand van de evenwichtsberekening van Scheer[120], die al eerder is beschreven[2], het Pgehalte in het slib bepaald, en de eventuele benodigde dosering, en de daarbij behorende toename in de slibproductie.

De slibproductie bepaalt de slibleeftijd die bij een bepaald volume van de ruimte voor nitrificatie en denitrificatie behaald kan worden. Aan de hand van afvalwatersamenstelling, temperatuur en slibleeftijd kan vervolgens via een omkering van de HSA berekening worden bepaald welk aandeel in de slibleeftijd kan worden toegekend aan de denitrificatie, en zo kan het effluentgehalte van de stikstofcomponenten worden bepaald.

Bij een configuratie waarin het retourslib naar de anaerobe ruimte wordt gevoerd, heeft het gehalte aan nitraat dat wordt teruggevoerd effect op het gehalte P in het slib, en daarmee op de eventuele aanvullende dosering en de slibproductie. Daarom dient de berekening een

aantal keer te worden geïtereerd. Op deze manier kan voor een vooraf ingegeven combinatie van configuratie en afvalwatersamenstelling voor iedere gewenste temperatuur het gehalte aan P en N in het effluent worden bepaald.

INVOERPARAMETERS EN UITKOMSTEN

De invoerparameters zijn samengevat in Tabel 4.1.

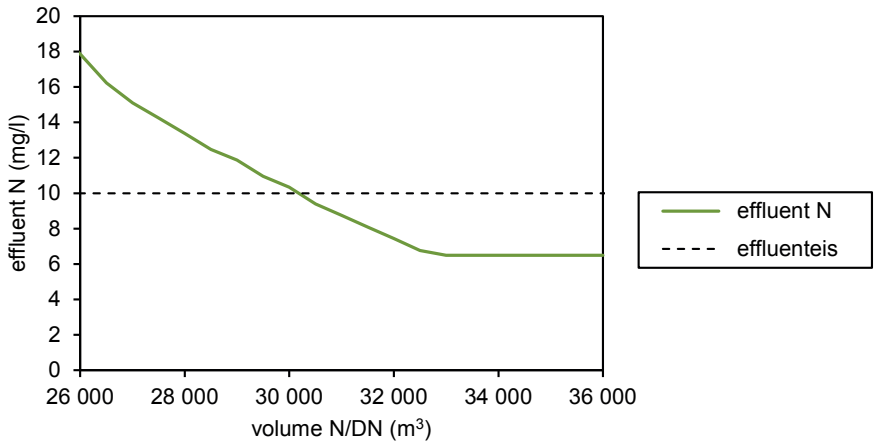
TABEL 4.1 **INVOERPARAMETERS VOOR GECOMBINEERDE BEREKENING VAN N EN P. DE INGEVOERDE GETALLEN BETREFFEN EEN VOORBEELD**

Parameter	Eenheid	Waarde
bedrijf		
volume anaerobe ruimte	m^3	3.500
volume nitrificatie/denitrificatie	m^3	34.000
slibgehalte	g/l	4,1
retourslibdebiet bij DWA	m^3/h	3.125
retourslibgehalte bij DWA	g/l	8,0
P		
effluenteis voor P	mg/l	1,0
Me/P voor aanvullende dosering	-	1,5
dosering Fe of Al	1 of 2	1
N		
effluenteis voor N	mg/l	10
invoer / afloop voorbezinking		
invoer		
debieten		
DWA	m^3/h	3.125
RWA	m^3/h	12.000
totale aanvoer	m^3/d	50.000
vrachten		
CZV	kg/d	22.000
BZV	kg/d	7.543
Nkj-N	kg/d	2.000
NO_3-N	kg/d	0
P	kg/d	300
ZS	kg/d	10.800
ontwerptemperatuur		12,0
stikstofconcentraties		
voor nitrificatie en effluent		
NH_4-gem	mg N/l	1,5
NH_4-piek	mg N/l	1,5
orgN-gem	mg N/l	2,0
NO_3-eff	mg N/l	6,5
voor DN-berekening		
NH_4-gem	mg/l	1,0
NH_4-piek	mg/l	5,0
minimum NO_3-N	mg/l	3,0
variatiefactor	-	1,6
fosforconcentraties		
effluenteis voor Ptot	mg/l	1,00
zwevende stof in effluent	mg/l	5,00
P-gehalte in slib	%	4,00
P in zwevende stof	mg/l	0,20

Parameter	Eenheid	Waarde
opgeloste organische P	mg/l	0,15
o-PO_4-P	mg/l	0,65
anaerobe ruimte		
aanwezig	1 of 0	1
UCT of Phoredox	1 of 2	1
biologie / chemie		
voorDN / simul-DN	1 tot 3	2
aanvullende dosering: Me/P (netto)	-	1,50
Fe of Al	0, 1, 2	1
slib		
slibgehalte	g/l	4,10

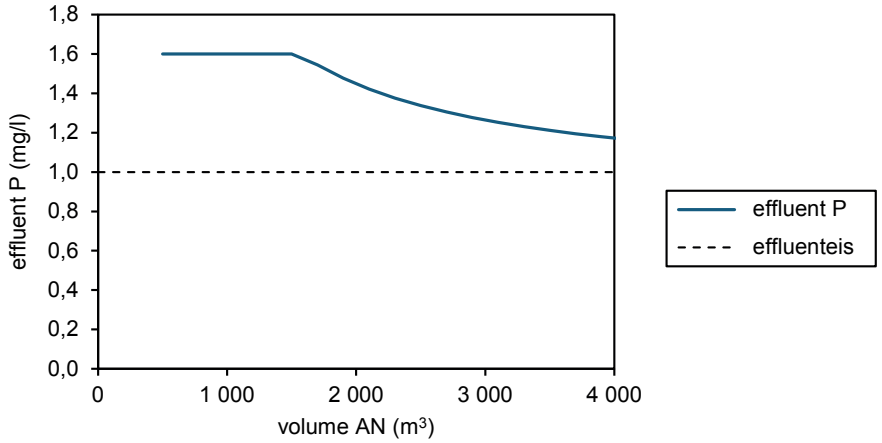
Voor een willekeurige set parameters kan nu een aantal berekeningen worden uitgevoerd, aan de hand waarvan het volume van de ruimte voor nitrificatie en denitrificatie kan worden berekend, en het volume van de anaerobe ruimte. In onderstaande figuren is een voorbeeld gegeven. In Figuur 4.1 is het gehalte totaalstikstof in het effluent te zien als functie van het volume voor nitrificatie en denitrificatie. De berekening geldt voor de waarden uit Tabel 4.1. In de berekening is de dosering van aanvullende chemicaliën en het effect daarvan op de stikstofverwijdering meegenomen.

FIGUUR 4.1 GEHALTE TOTAALSTIKSTOF IN HET EFFLUENT ALS FUNCTIE VAN HET VOLUME VAN DE RUIMTE VOOR NITRIFICATIE EN DENITRIFICATIE (VOLUME N/DN IN DE FIGUUR). DE BEREKENING IS GEMAAKT VOOR DE GETALLEN DIE ZIJN GEPRESENTEERD IN TABEL 4.1



In Figuur 4.2 wordt het berekende gehalte totaal-P in het effluent gegeven als functie van het volume van de anaerobe ruimte. Het berekende effluentgehalte is het gehalte zonder aanvullende dosering.

FIGUUR 4.2 GEHALTE TOTAAL-FOSFOR IN HET EFFLUENT (ZONDER AANVULLENDE DOSERING). DE BEREKENING IS GEMAAKT VOOR DE GETALLEN DIE ZIJN GEPRESENTEERD IN TABEL 41



De berekeningen kunnen van nut zijn bij het ontwerp van een rwzi, of met onderzoek of naar mogelijkheden om het proces te verbeteren.

BEPERKINGEN

Statische berekeningen, zoals toegepast, hebben een aantal principiële bezwaren:

- Er is in een rwzi natuurlijk nooit sprake van evenwicht. De aanvoer verloopt in de tijd, en tijdens regenweer is de aanvoer heel verschillend van de aanvoer tijdens droge dagen. De situatie van gisteren is dus voor een belangrijk deel bepalend voor die van vandaag, en die weer voor die van morgen. Dat kan vrijwel niet worden berekend met statische methoden.
- Relatieve nauwkeurigheid versus absolute nauwkeurigheid: daar waar statische modellen redelijk tot goed in staat zijn om verschillen te berekenen, zijn ze een ideaal instrument voor het berekenen van variantenstudies. In absolute zin zijn de uitkomsten, zeker zonder een deugdelijke kalibratie en kennis van de invoerparameters, van mindere waarde.
- Regelingen, en de instellingen ervan, hebben een grote invloed op de werkelijke prestaties van een zuivering. Statische modellen gaan ervan uit dat de regelingen op orde zijn en dat iedere ruimte (anaeroob, anoxisch, oxisch) ook als zodanig functioneert.

4.1.2 OMGAAN MET DE DYNAMIEK IN DE AANVOER EN HET PROCES

De bovenbeschreven berekeningen zijn in principe de uitkomsten van statische berekeningen, dat wil zeggen, de uitkomsten van berekeningen die evenwicht veronderstellen. In werkelijkheid is er in de behandeling van huishoudelijk afvalwater vrijwel nooit evenwicht. De berekeningen zijn redelijk tot goed uitvoerbaar voor processen die een redelijk langzame invloed hebben, of een langzaam verloop in de tijd, zoals de temperatuur. Hoewel het natuurlijk nooit waar is, kan voor iedere temperatuur de berekening worden uitgevoerd *alsof er evenwicht is*. Omdat de temperatuur over het jaar een symmetrisch, vrijwel sinusachtig verloop heeft, wordt de overschatting van de capaciteiten (en dus de onderschatting van de effluentconcentraties) bij stijgende temperatuur (in het voorjaar) gecompenseerd door de onderschatting in het najaar.

STIKSTOF

Naast de variatie in de temperatuur is er ook nog de variatie in de aanvoer van het influent en dan met name het influentdebiet. Deze variatie kan leiden tot variaties in de effluentkwaliteit ten aanzien van stikstof. De variatie in het debiet kan opgesplitst worden in twee type variaties:

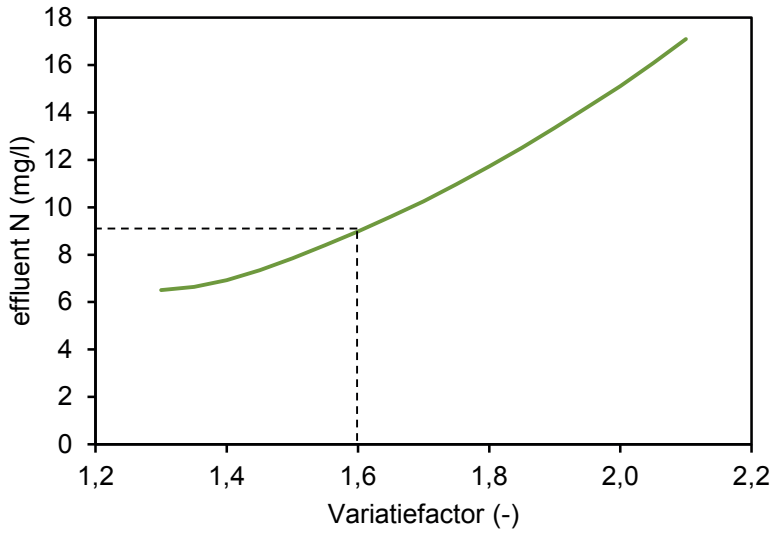
- Variatie over de dag: het zogenaamde DWA-dagpatroon. Gedurende de daguren is het aanvoerdebiet hoger dan in de nachturen. Gedurende de daguren zal dan de ammoniumconcentratie in het effluent stijgen, terwijl in de nachturen juist de nitraatconcentratie in het effluent toeneemt (als gevolg van een tekort aan BZV of omdat er teveel zuurstof wordt teruggevoerd naar de anoxische zone, die dan dus niet zuurstofloos meer is).
- Variatie als gevolg van regenweeraanvoer. Bij heftige regenbuien kan, afhankelijk van het rioolstelsel het aanvoerdebiet 3 – 5 keer zo hoog zijn dan bij droogweeraanvoer.

In het geval van grote variaties zijn de gemiddelde effluentconcentraties altijd hoger dan bij een gelijkmatige aanvoer.

In principe zijn deze variaties niet echt een probleem in Nederland omdat:
- de effluentkwaliteit altijd wordt gebaseerd op 24-uurs debietproportionele monsters. De variaties op de dag worden hierdoor dus uitgemiddeld
- de effluenteisen ten aanzien van stikstof betreffen het jaargemiddelde (soms ook seizoensgemiddelde), en die op fosfaat een voortschrijdend gemiddelde (soms ook seizoens- of jaargemiddelde), dus ook de variaties door het jaar heen worden uitgemiddeld
- er wordt noch voor stikstof, noch voor fosfaat een maximum gesteld aan de piekconcentraties

De dagelijkse variaties in debiet worden in het HSA-model in principe gecompenseerd door middel van een variatiefactor (de zogenaamde '*Schwankungsfactor*'). Deze is vooral van belang voor de bepaling van de minimale aerobe slibleeftijd en het volume van de nitrificatiezone. Standaard staat de waarde voor de *Schwankungsfactor* in het Nederlandse HSA-model op 1,6. In Figuur 4.3 wordt het effect van de variatiefactor op de berekende N-totaal-effluentconcentratie weergegeven.

FIGUUR 4.3 **INVLOED VAN DE VARIATIEFACTOR OP DE BEREKENDE JAARLIJKS GEMIDDELDE EFFLUENTCONCENTRATIE VAN TOTAALSTIKSTOF**



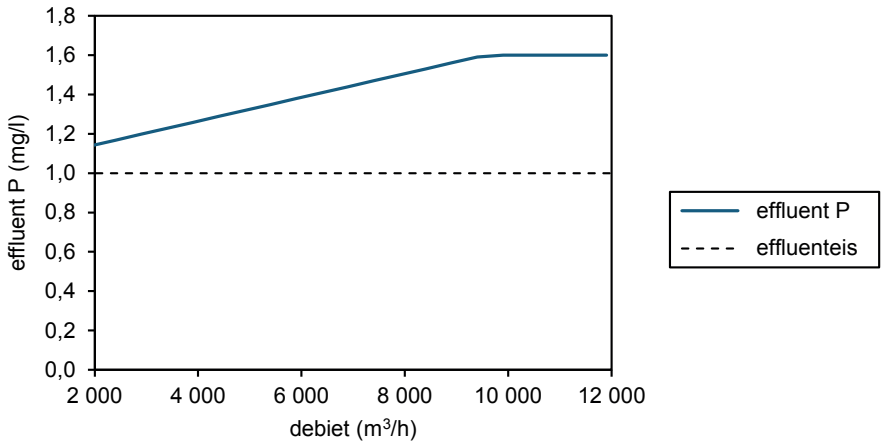
De waarde voor de variatiefactor wordt in oorsprong (Duitsland)[122] vastgesteld bij droogweeraanvoer en is de verhouding tussen de maximale N-vracht van een 2-uurs mengmonster en de gemiddelde N-vracht over 2 uur (berekend uit de 24-uurs vrachtaanvoer). Hierbij wordt als minimum 1,5 aangehouden en als maximum 2,3. Standaardwaarden liggen tussen 1,7 en 2,0 (1,7 voor installaties > 100.000 v.e. en 2,0 voor installaties < 20.000 v.e.). In Nederland wordt voor grotere installaties 1,6 als variatiefactor geadviseerd[119].

In Nederland is de vaststelling van de variatiefactor vereenvoudigd door het maximale DWA-uurdebiet te delen door het gemiddelde DWA-uurdebiet. De grootte van de variatiefactor wordt grotendeels bepaald door de grootte van de installatie en de grootte van het aanvoergebied. Hoe groter het aanvoergebied hoe meer de influentaanvoer wordt afgevlakt.

FOSFOR

In de winter is door de lage temperatuur de omzetting in de aanvoer van het afvalwater langzamer. Dit leidt tot lagere VFA-gehalten in het influent[128]. Dit lagere aandeel kan redelijk goed statisch gemodelleerd worden. Snelle wijzigingen, zoals bijvoorbeeld die in de aanvoer, zijn met statische berekeningen heel moeilijk modelmatig te simuleren. Onder evenwichtsomstandigheden kan natuurlijk wel worden uitgegaan van een momentane andere aanvoer, en daarvan is in Figuur 4.4 een voorbeeld gegeven.

FIGUUR 4.4 GEHALTE TOTAAL-FOSFOR IN HET EFFLUENT ALS FUNCTIE VAN DE AANVOER BIJ GELIJKBLIJVENDE VRACHT ONDER DE OMSTANDIGHEDEN ALS BESCHREVEN IN GEPRESENTEERD IN TABEL 41



4.2 DYNAMISCHE MODELLERING

In tegenstelling tot statische modellering, wordt bij dynamische modellering wel rekening gehouden met de stand waarin het systeem verkeert, en wordt vanuit de huidige toestand met een kleine tijdstap de volgende toestand berekend.

Het voordeel van dynamische modellering is dat deze uitermate geschikt is voor het testen van regelstrategieën, inclusief de invoerparameters ervan. Het biedt dan ook een zeer goed alternatief voor het uitvoeren van testen in de praktijk, omdat:

- in de praktijk er vaak veranderingen zijn in aanvoer, temperatuur of andere omstandigheden die vergelijking van andere instellingen van regelingen, of andere regelingen zeer lastig maakt
- het testen in de praktijk een veelvoud kan kosten doordat meetapparatuur geïnstalleerd moet worden, extra analyses worden uitgevoerd en de proeven begeleid moeten worden
- en bovendien is het testen in de praktijk niet zonder gevaar van verslechtering van de effluentkwaliteit

Het nadeel van dynamische modellering is dat de inspanning aanzienlijk groter is dan die van een statische modelberekening, en dat de modelleur terdege verstand moet hebben van de vele invoerparameters, reactorconfiguratie en het stromingsprofiel in de installatie.

Voor ontwerpdoeleinden wordt in Nederland nauwelijks tot geen gebruik gemaakt van dynamische modellering. Ook voor optimalisaties, waar de inzet van dit instrument wel degelijk een voordeel heeft, is de inzet in de afgelopen decennia afgenomen.

Voorbeelden van inzichten die wél met dynamische modellering kan worden verkregen:

- gedetailleerd inzicht in de veranderingen in de biologische ruimten ten gevolge van een overgang van DWA naar RWA, inclusief de fosfaatafgifte en –opname
- het langzaamaan uit het systeem verdwijnen van de bio-P bacteriën, waardoor de chemicaliëndosering in de tijd toeneemt
- het energieverbruik van de beluchting en recirculatiestromen versus het verwijderingsrendement van N en P
- inzicht in de minimale hoeveelheid O_2 en NO_3 die nodig is voor voldoende P-opname in de beluchte ruimte en voorkómen van P-afgifte in de nabezinktank
- seizoensvariaties in relatie tot de te hanteren slibgehalten
- relatie tussen retourstromen en beluchtingsstrategie versus verwijderingsrendementen
- interactie tussen stikstof en fosfaatverwijdering.

5

ONTWERPRICHTLIJNEN EN -BESLISSINGEN

5.1 CONFIGURATIES

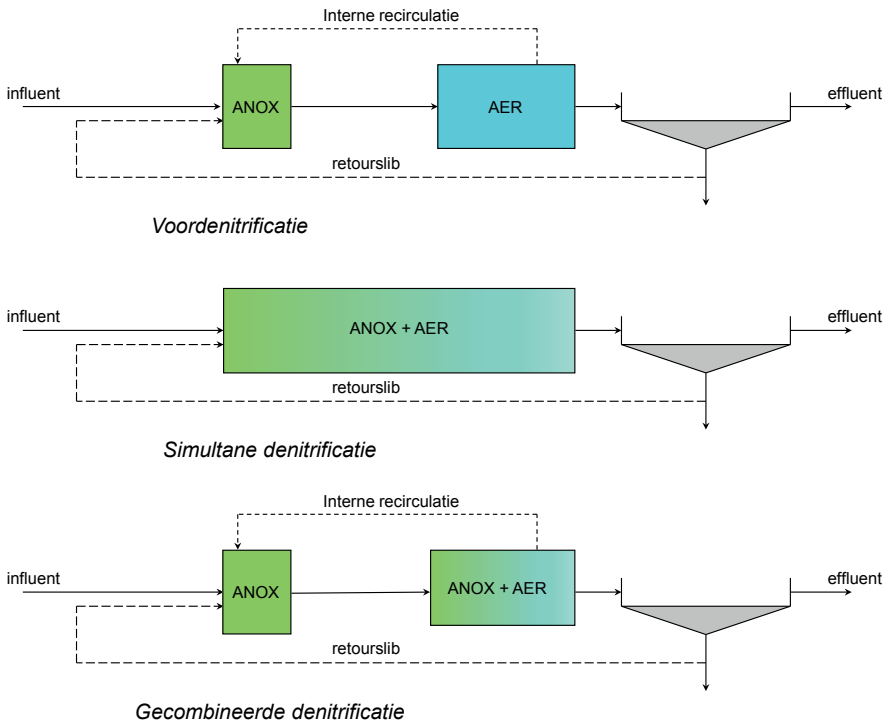
5.1.1 CONFIGURATIES VOOR N-VERWIJDERING

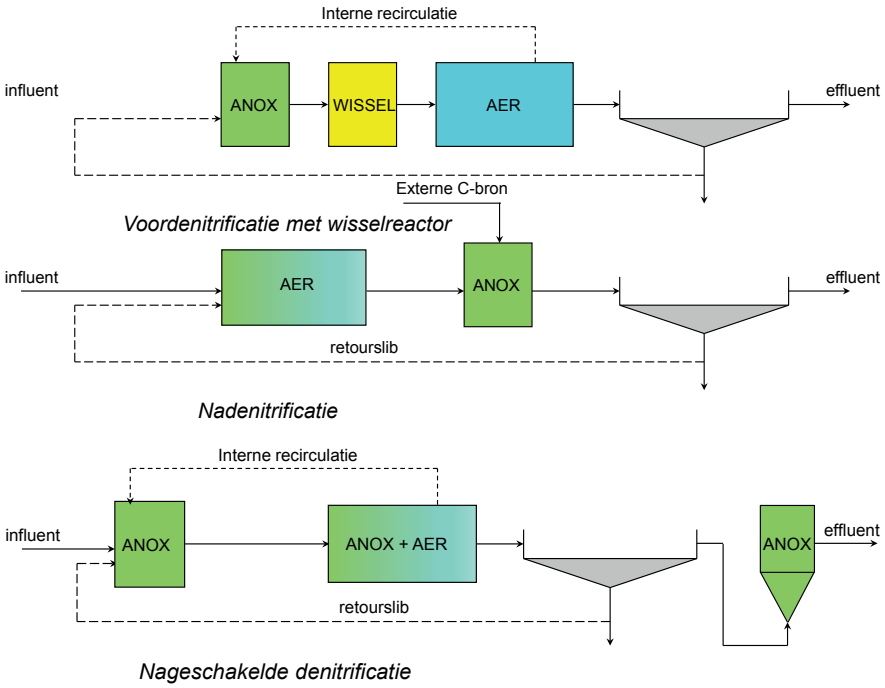
Vele uitvoeringsvormen voor toepassing van een combinatie van vergaande stikstofverwijdering en biologische fosfaatverwijdering zijn bedacht, ontwikkeld, beproefd op lab- en pilotschaal en in de praktijk geïmplementeerd. Een aantal daarvan zijn gepatenteerd.
Voor de vergaande stikstofverwijdering is een aantal configuraties beschikbaar welke zich met name van elkaar onderscheiden op de manier waarop de denitrificatie wordt gewaarborgd:

- voordenitrificatie
- simultane denitrificatie
- gecombineerde denitrificatie, deels voordenitrificatie, deels simultane denitrificatie
- voordenitrificatie met wisselreactor
- nadenitrificatie
- nageschakelde denitrificatie

De verschillende configuraties zijn in Figuur 5.1 schematisch weergegeven.

FIGUUR 5.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN VERSCHILLENDE CONFIGURATIES VOOR DE N-VERWIJDERING





Er kan worden opgemerkt dat de hierboven genoemde configuraties voor de N-verwijdering alle gecombineerd kunnen worden met de hieronder genoemde configuraties voor de P-verwijdering.

5.1.2 CONFIGURATIES VOOR P-VERWIJDERING

De verschillende beschikbare configuraties voor de biologische fosfaatverwijdering kunnen worden ingedeeld naar de volgende kenmerken:

- de wijze van P-afvoer:
  - hoofdstroomproces versus
  - deelstroomproces
- de wijze van slib terugvoer naar de anaerobe ruimte:
  - vanaf nabezinking (retourslib): volgens het Phoredox principe of 'gratis' bio-P of
  - vanaf de anoxische ruimte: het UCT, m-UCT of BCFS principe principe

Het bij de P-afvoer genoemde deelstroomproces staat ook bekend als een *P-stripper* en kenmerkt zich door het concentreren van orthofosfaat in een geringe volumestroom. Dit orthofosfaat moet vervolgens via een chemische neerslag uit de volumestroom worden verwijderd. Deze chemische verwijdering kan ook worden gecombineerd met de slibverwerking. Het concentreren van het orthofosfaat in een deelstroom vindt plaats door een deel van het retourslib tijdens een anaerobe fase, al of niet geforceerd door toevoeging van substraat in de vorm van acetaat of lagere vetzuren, vrij te maken ('strippen'). Deelstroomprocessen worden in Nederland nauwelijks (meer) toegepast vanwege het hoge chemicaliëngebruik.

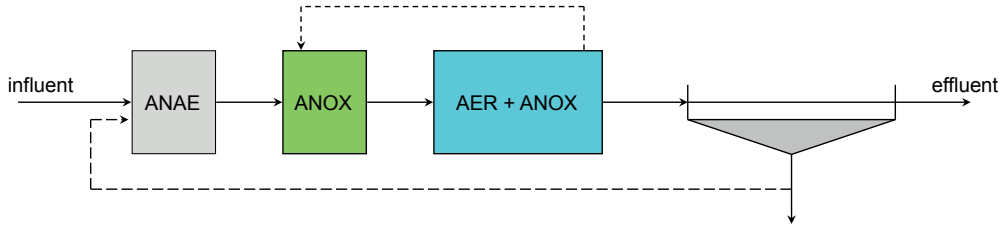
Combinatie van de beschikbare configuraties voor vergaande N-verwijdering en biologische fosfaatverwijdering worden hierna besproken.

MET SLIBTERUGVOER VANAF NABEZINKING (RETOURSLIB)

Phoredox

Bij het Phoredox proces wordt het slib vanuit de nabezinktanks naar de anaerobe ruimte teruggevoerd.

FIGUUR 5.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE PHOREDOX-CONFIGURATIE



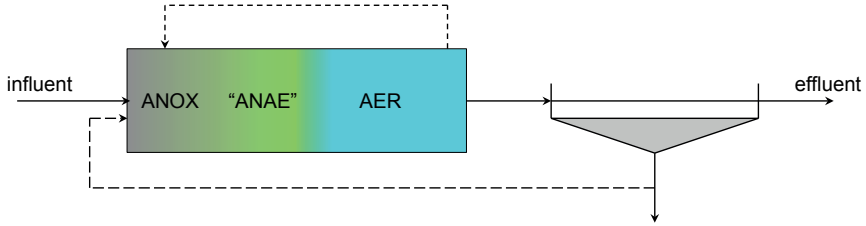
De karakteristieken van de aeratietank hebben weinig invloed op het verloop van de biologische Pverwijdering. Daarom wordt er hier niet verder op ingegaan.

Eventueel nitraat dat zich in het retourslib bevindt, dient dan eerst te worden afgebroken. Dit kan eventueel ook in een speciale ruimte, een beperkte voordenitrificatieruimte die voor de anaerobe ruimte komt.

'Gratis' bio-P

In circuits met een lage belasting en een grote anoxische zone kan anaerobie optreden aan het einde van de anoxische zone. Hierbij is dan –zonder verder enige inspanning– een anaerobe ruimte aanwezig, die kan zorgen voor een verhoging van het P-gehalte van het slib. Deze 'gratis' biologische P-verwijdering wordt regelmatig waargenomen. Bij berekening kan de anoxische ruimte (of het niet-beluchte deel van het circuit) dan worden opgevat als een anaerobe ruimte als in een Phoredox-configuratie, met eerst denitrificatie van het gerecirculeerde nitraat en daarna een anaerobe ruimte.

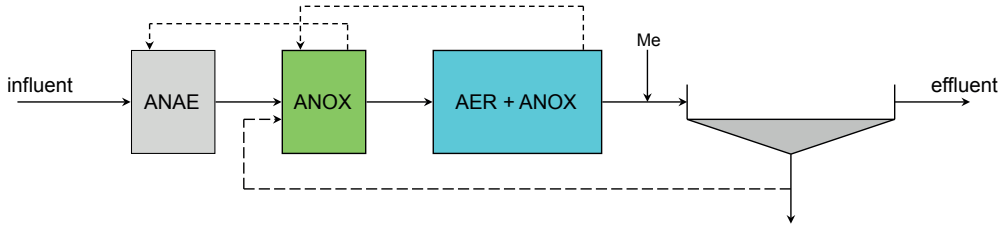
FIGUUR 5.3 SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN 'GRATIS' BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING



Met retour vanaf anoxische ruimte

Het UCT proces heeft slibretour naar de anoxische ruimte, en vervolgens retour vanaf het eind van de anoxische ruimte naar de anaerobe ruimte. Het voordeel is dat er (vrijwel) geen nitraat naar de anaerobe ruimte wordt teruggevoerd. Het nadeel is dat het slibgehalte in de anaerobe ruimte laag is omdat het geretourneerde slib een veel lager slibgehalte heeft.

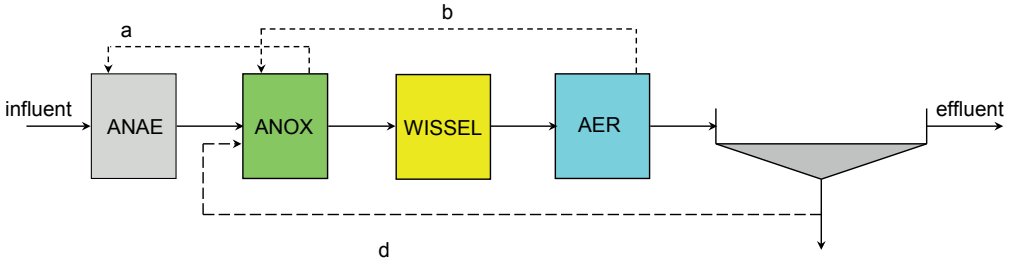
FIGUUR 5.4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE UCT CONFIGURATIE



m-UCT, BCFS

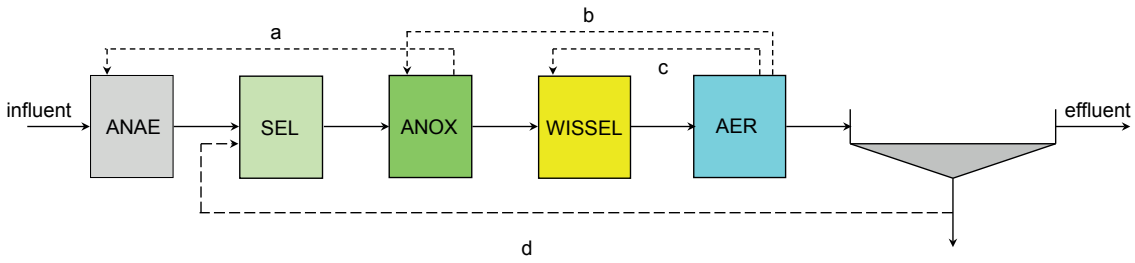
De biologische ruimten zijn verder in functie opgesplitst bij twee in Nederland relatief veel voorkomende processen, het gemodificeerde UCT proces en het BCFS proces. Bij de m-UCT configuratie is de gecombineerde nitrificatie/denitrificatieruimte opgesplitst in een 'facultatieve' ruimte of wisselreactor, waarin óf wordt gedenitrificeerd óf wordt genitrificeerd, en een nitrificatieruimte.

FIGUUR 5.5 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE M-UCT CONFIGURATIE



Bij het BCFS proces is daar ook nog een anoxische selector bijgekomen, en de (niet altijd gebruikte) mogelijkheid om interne recirculatie ook naar de wisselreactor te doen plaatsvinden.

FIGUUR 5.6 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET BCFS PROCES



Combinatie met voorprecipitatie

Voorprecipitatie wordt regelmatig toegepast om de vracht zwevende stof naar de biologische ruimten te reduceren. Dit leidt tot een geringere slibproductie en daarmee kan in dezelfde ruimte dan een hogere slibleeftijd worden gerealiseerd.

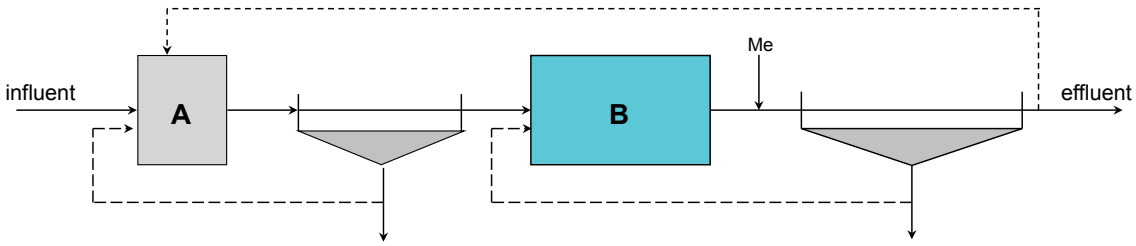
Aan de andere kant wordt de verhouding tussen organische stof (CZV of BZV) en stikstof geringer, zodat een hogere slibleeftijd ook noodzakelijk is om voldoende stikstofverwijdering te kunnen garanderen. Voorprecipitatie wordt meestal met dosering van Fe^{3+}-zouten uitgevoerd. Hierdoor wordt een belangrijk deel van het aangevoerde P neergeslagen.

Bij een hoog rendement van de P-verwijdering tijdens de voorprecipitatie kan de hoeveelheid P die naar de biologische ruimten wordt gevoerd te gering zijn om substantiële biologische P-verwijdering mogelijk te maken. Het meeste P wordt dan door het slib opgenomen voor de groei van organismen die niet speciaal polyfosfaat opslaan. Het aandeel biologische P-verwijdering van de totale P-verwijdering kan dan zeer gering tot nul zijn. Aan de andere kant zijn de biologische processen na de voorprecipitatie niet significant verschillend van die na gewone voorbezinking of zonder voorbezinking. Voorprecipitatie kan wel leiden tot zeer lage P-gehalten in het effluent. Combinatie van voorprecipitatie en biologische P-verwijdering komt in Nederland op verschillende rwzi's voor.

A/B-systeem

Een A/B systeem bestaat in principe uit twee actiefslibsystemen achter elkaar, het eerste zeer hoog belast, het tweede laag tot zeer laag (zie Figuur 5.7). A/B-systemen zijn maar matig geschikt voor verregaande stikstofverwijdering omdat de meeste organische componenten (CZV, BZV) al worden omgezet in de eerste trap. Recirculatie van effluent naar de eerste trap kan dit probleem omzeilen, maar dan wordt de oppervlaktebelasting van de tussenbezinking (de bezinkingsstap van de eerste trap) vaak onaanvaardbaar hoog.

FIGUUR 5.7 **SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET A/B PROCES**



Strippen van P in de anaerobe ruimte

Aan het einde van de anaerobe ruimte is de concentratie fosfaat in het slib/water-mengsel vrij hoog: de concentraties vrij PO_4-P kunnen oplopen tot circa 20 – 40 mg/l. Voor het chemisch verwijderen van fosfaat is het einde van de anaerobe ruimte dus een geschikte plek, waar P effectief kan worden afgescheiden. Als de anaerobe reactor is gecompartimenteerd kan ervoor worden gekozen het laatste compartiment als P-stripper uit te voeren. In dat geval is de P-stripper geïntegreerd in de waterlijn.

Als gekozen wordt voor een separate voorziening voor het scheiden van het fosfaatrijke water in de anaerobe reactor en het slib kan de P-stripper worden uitgevoerd als Dortmundtank of als lamellenafscheider. Vooralsnog is in de praktijk alleen een Dortmundtank als gescheiden P-stripper ingezet. In het fosfaatrijke water wordt een metaalzout gedoseerd. De vlokken worden in de indikker van de sliblijn gescheiden van het water.

Met een strippertank kan 50 – 70% (aanbevolen wordt 50%) van de biologische P-afgifte worden verwijderd zonder de stabiliteit van de biologische fosfaatverwijdering te beïnvloeden. De berekening van de te verwijderen hoeveelheid P is eenvoudig: als het ingevoerde P (na eventuele voorbezinking) en het Pgehalte van het slib bekend is, kan aan de hand van de slibproductie zonder dosering en de effluenteis de hoeveelheid te verwijderen P eenvoudig worden berekend.

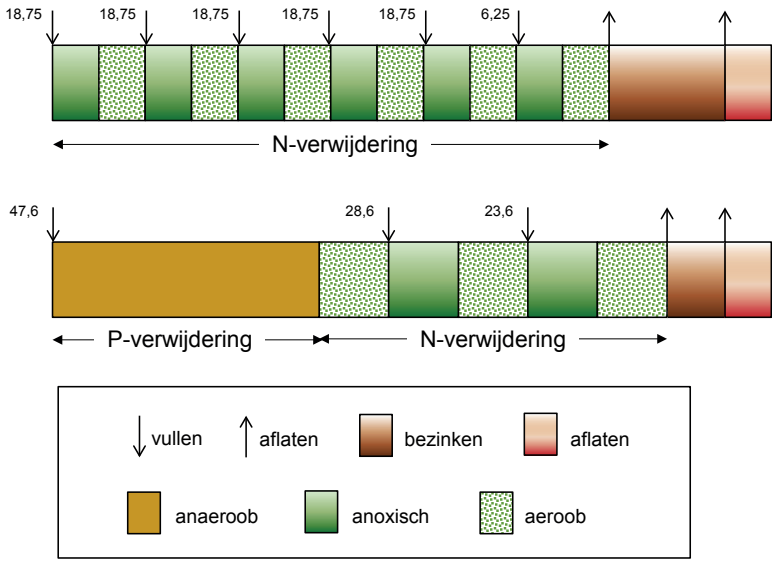
5.1.3 ALTERNATIEVE CONFIGURATIES

De hierboven beschreven configuraties voor N en P verwijdering geven de meest gangbare configuraties in Nederland. Deze opsomming is niet uitputtend, met name als ook naar configuraties in het buitenland wordt gekeken. Er zijn een aantal alternatieve configuraties, die met name worden overwogen bij gebrek aan ruimte of wanneer gezocht wordt naar energie zuinigere alternatieven. Het ligt in de lijn van de verwachting dat alternatieven in de toekomst terrein gaan winnen.

SEQUENCING BATCH REACTOR-PROCESSEN

Een sequencing batch reactor (SBR) is een reactortype waarbij biologische omzettingen door het slib en bezinking van het slib in één reactor plaatsvinden. Een SBR heeft verschillende fasen (vullen, reactie, bezinken, aflaten) die in een cyclus worden doorlopen. Gedurende de cyclus vindt groei van het slib plaats, dat op een geschikt moment dient te worden verwijderd. Biologische P-verwijdering heeft bij aanwezigheid van de geschikte bacteriepopulatie een anaerobe fase nodig voor de opname van vluchtige vetzuren bij gelijktijdige afgifte van fosfaat, en een aerobe fase voor de groei van de biomassa en de heropname van fosfaat. Dit proces kan in verschillende ruimten of reactoren plaatsvinden, maar natuurlijk ook opeenvolgend, in de tijd, in één reactor. Het is dan mogelijk om anaeroob te vullen voor de P-verwijdering, en vervolgens een nitrificatie - denitrificatie cyclus toe te passen, met eventueel voeding van nieuw afvalwater tijdens de denitrificatiefasen. Een voorbeeld[123] is gegeven in Figuur 5.8.

FIGUUR 5.8 VOORBEELD VAN DE FASEN IN EEN SBR REACTOR. DE X-AS VAN DE FIGUREN GEEFT DE TIJD TIJDENS DE ÉÉN CYCLUS WEER. DE GETALLEN GEVEN HET PERCENTUELE AANDEEL VAN DE VOEDING WEER. BOVEN: ALLEEN STIKSTOFVERWIJDERING, BENEDEN: MET BIOLOGISCHE FOSFAATVERWIJDERING. DE GETALLEN BIJ DE PIJLTJES GEVEN HET AANDEEL (%) VAN DE VOEDING AAN TIJDENS DE VULFASEN[FOUT! BLADWIJZER NIET GEDEFINIEERD.]



In Nederland worden twee type SBR systemen toegepast voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater:

Nereda®

Bij Nereda® wordt gebruik gemaakt van aeroob korrelslib, waardoor de slibconcentratie hoger kan worden dan in een conventioneel actiefslibsysteem en het ruimtebelslag kleiner is. Bij een Nereda® zijn er de volgende verschillen met een 'normale' SBR:

- de fasen van vullen en aflaten zijn gecombineerd
- het vullen gebeurt in één keer, want de Nereda®-reactor is altijd 'vol'
- het korrelslib gedraagt zich meer als een biofilm (met aerobe zones aan de buitenkant, en anoxische aan de binnenkant) dan als actiefslib

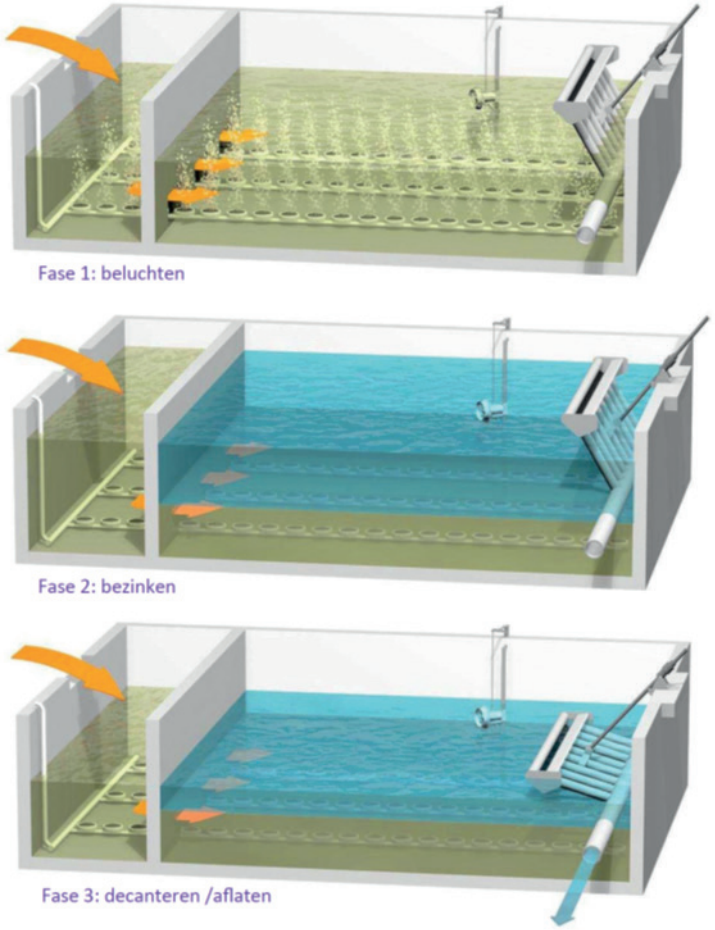
De verdere fasen (anaeroob, aeroob, anoxisch) zijn niet principieel verschillend van de fasen in een SBR. Berekeningsmodellen zijn niet expliciet beschikbaar, maar de globale berekeningen voor een SBR zijn af te leiden uit de modellen voor P- en N-verwijdering voor een systeem met terugvoer van slib naar de anaerobe ruimte (Phoredox-systeem). Typische SBR-parameters (bezinksnelheid, biologische periode) zijn niet anders dan in andere systemen[124,125], doch de waarden van deze parameters kunnen aanzienlijk verschillen. Anno 2017 is een vijftal Nereda® installaties in bedrijf in Nederland en wereldwijd zijn er 40 stuks in de ontwerpfase en in bedrijf.

ICEAS (Intermittent Cycle Extended Aeration System)

Het systeem is uitgevoerd met meerdere tanks. De selector aan het begin van elke tank wordt continu gevoed, vervolgens loopt het onderlangs door de scheidingswand naar het hoofdcompartiment. Hier vinden drie processen na elkaar plaats: beluchten, bezinken en afvoer van het gezuiverde water (zie Figuur 5.9). Tijdens fase 1, de beluchtingsfase, wordt het biologische zuurstofverbruik geoxideerd en de stikstof door nitrificatie en denitrificatie verwijderd. Tijdens de beluchting wordt fosfaat opgenomen. In fase 2, de bezinkingsfase zakt het slib naar de bodem. Een heldere laag met effluent ontstaat. In fase 3 wordt de decanteergoot naar beneden gestuurd en stroomt het effluent naar het effluent gemaal. Het proces is volledig geautomatiseerd en zorgt ervoor dat alle tanks onafhankelijk van elkaar werken, maar ten opzichte van elkaar uit fase lopen, zodat er altijd een compartiment is dat schoon effluent decanteert en er continu afvalwater ingenomen en geloosd kan worden. Alle processen vinden in dezelfde ruimte plaats, waardoor er minder pompen nodig zijn dan bij een conventionele configuratie.

Sinds 2016 is er één ICEAS installatie (rwzi Alblasserdam) in bedrijf in Nederland.

FIGUUR 5.9 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET ICEAS PROCES



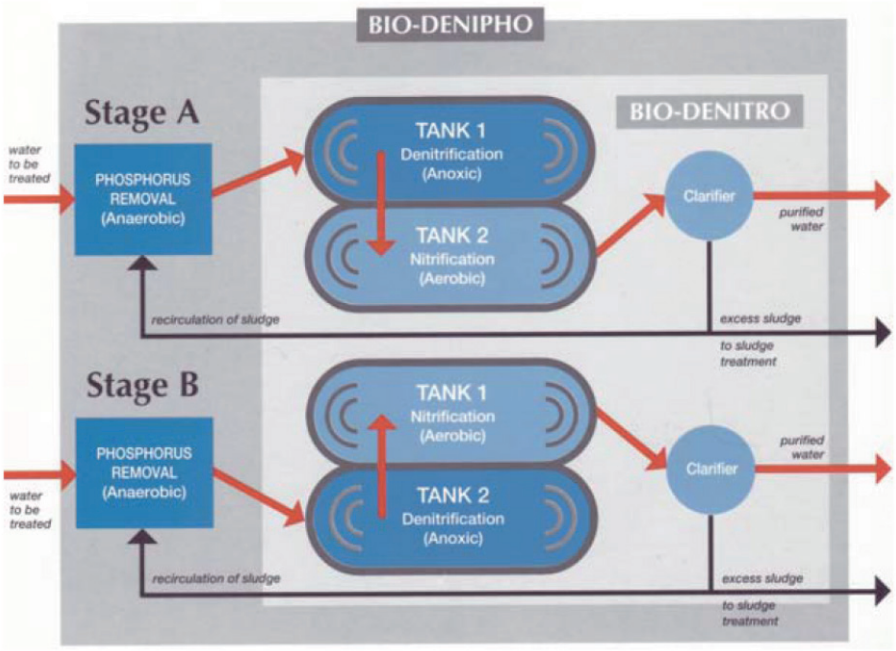
Bio-denitro en bio-denipho

Het principe van Biodenitro berust op alternerende nitrificatie en denitrificatie in twee gekoppelde beluchtingstanks. Deze paarsgewijs geschakelde tanks worden alternerend belucht en gevoed met afvalwater. Door middel van een onderlinge verbinding en geregelde in- en uitvoerkleppen kan de afvalwaterstroom in wisselende volgorde door de beide tanks worden gestuurd. De tanks zijn voorzien van beluchting, voortstuwing en menging waardoor zowel aerobe als anoxische condities kunnen worden gecreëerd. Denitrificatie vindt plaats in de niet-beluchte fase onder toevoeging van influent-CZV. Bij het Biodenipho-proces is een anaerobe tank voorgeschakeld. De anaerobe tank is gecompartimenteerd uitgevoerd ter bevordering van het propstroomkarakter.

Het alternerende karakter van het Biodenitro-proces (en het Biodenipho-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 (aeroob of anoxisch) per tank gewijzigd. In Figuur 5.10 is een stroomschema weergegeven.

Wereldwijd zijn er meer dan 300 installaties in bedrijf. In Nederland zijn dit er twee tot zes (een aantal zijn wel ontworpen met alternerende beluchting en lijken sterk op het proces, maar zijn officieel niet gekenmerkt als bio-denitro en bio-denipho proces).

FIGUUR 5.10 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET BIO-DENITRO EN BIO-DENIPHO PROCES



ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM

In Nederland is het Anammox proces tot nu toe vooral toegepast in deelstromen bij temperaturen hoger dan 30°C. Bij deze temperatuur hebben de anammox bacteriën een groeisnelheid van 10 tot 15 dagen verdubbelingstijd. Bij lagere temperaturen is de groeisnelheid veel langzamer. Deze lage groeisnelheid vraagt een aantal randvoorwaarden:

- enten van anammox in de hoofdstroom
- vasthouden van anammox in het proces
- aanpassing van de procesregeling

De voordelen van het proces zijn dat de stikstofverwijdering minder afhankelijk wordt van BZV en energie bespaard kan worden.

In de afgelopen jaren is een onderzoek gedaan naar de toepassing van anammox in de hoofdstroom op de rwzi Dokhaven, waarbij veel essentiële lessen zijn geleerd over het proces. Naar verwachting worden in 2018 twee installaties opgestart met (gedeeltelijk) anammox in de hoofdstroom.

5.2 ONTWERPRICHTLIJNEN EN ONTWERPDIAGRAMMEN

5.2.1 INLEIDING

Deze paragraaf behandelt de ontwerprichtlijnen zoals deze in Nederland worden toegepast. Ook zijn de bijbehorende ontwerpdiagrammen opgenomen. Ondanks dat bij het ontwerp de verwijdering van stikstof en fosfor gecombineerd plaatsvindt, is er gekozen om deze in aparte paragrafen en diagrammen te verwoorden.
Bij het ontwerp van een installatie voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater kan het nuttig zijn om aan de hand van een aantal beslissingen te kunnen kiezen voor:

- het toepassen van voorbehandeling
- het type nitrificatie/denitrificatie, de configuratie van de stikstofverwijdering, c.q. de toepassing van voordenitrificatie of simultane denitrificatie

- het toepassen van biologische P-verwijdering
- het opnemen van deelstroombehandeling voor stikstof en/of fosfaat
- de configuratie van de P-verwijdering
- de uitvoeringsvorm van de installatie

Voor het opstellen van een ontwerp is het nuttig om de volgende parameters te kennen:

- grootte van de aanvoer (c.q. grootte van de rwzi), influentvrachten en debieten
- verhouding tussen CZV/BZV en stikstof in het influent
- variatie in de aanvoer
- ontwerptemperatuur en/of temperatuurprofiel
- vetzuurconcentratie in het afvalwater
- nitraatconcentratie in aanvoer en in retourstromen naar de anaerobe tank
- aanwezigheid van ontwatering (met voorafgaande slibgisting)
- wenselijkheid van lage chloriden-emissies
- wenselijkheid van P-terugwinning en de eisen daaraan
- effluenteisen

5.2.2 VOORBEHANDELING

Met voorbehandeling van het afvalwater worden technieken als voorbezinking, A-trap of fijnzeven bedoeld. Als gevolg van de voorbehandeling zal CZV, BZV, N, P en onopgeloste bestanddelen uit het influent worden verwijderd. De rendementen voor de diverse parameters zijn zeker niet gelijk. Over het algemeen is het rendement ten aanzien van onopgeloste bestanddelen hoger (50 – 70%) dan het rendement ten aanzien van CZV en BZV (30 – 50%). Het rendement ten aanzien van stikstof en fosfaat is over het algemeen laag (10% of lager).

Of een voorbehandeling 'voordelig' is, is sterk afhankelijk van de specifieke karakteristieken van het afvalwater. Het verwijderen van onopgeloste bestanddelen levert een lagere drogestofvracht naar de beluchtingstank op met als gevolg een lagere surplusslibproductie en daarmee een lagere totale slibmassa (kleiner volume en/of lager slibgehalte) om de nitrificatie te bewerkstelligen. Een lagere BZV-vracht naar de beluchtingstanks levert eveneens een lagere slibproductie op. Maar de voorbehandeling veroorzaakt over het algemeen ook een lagere BZV/N-verhouding met als gevolg dat de denitrificatie moeizamer zal verlopen en een grotere slibmassa (groter volume en/of hoger slibgehalte) vereist. Indien het influent een hoger BZV/N-verhouding (>4,5) kent is dit meestal geen probleem, wanneer de BZV/N-verhouding in het influent al laag is (<3,5) is voorbehandeling over het algemeen niet aan te raden. Een lagere BZV-vracht kan ook nadelig zijn voor de biologische fosfaatverwijdering.

Met andere woorden: per specifiek geval zal moeten worden nagegaan of een voorbehandeling 'voordelig' is of niet.

5.2.3 STIKSTOF HOOFDSTROOM

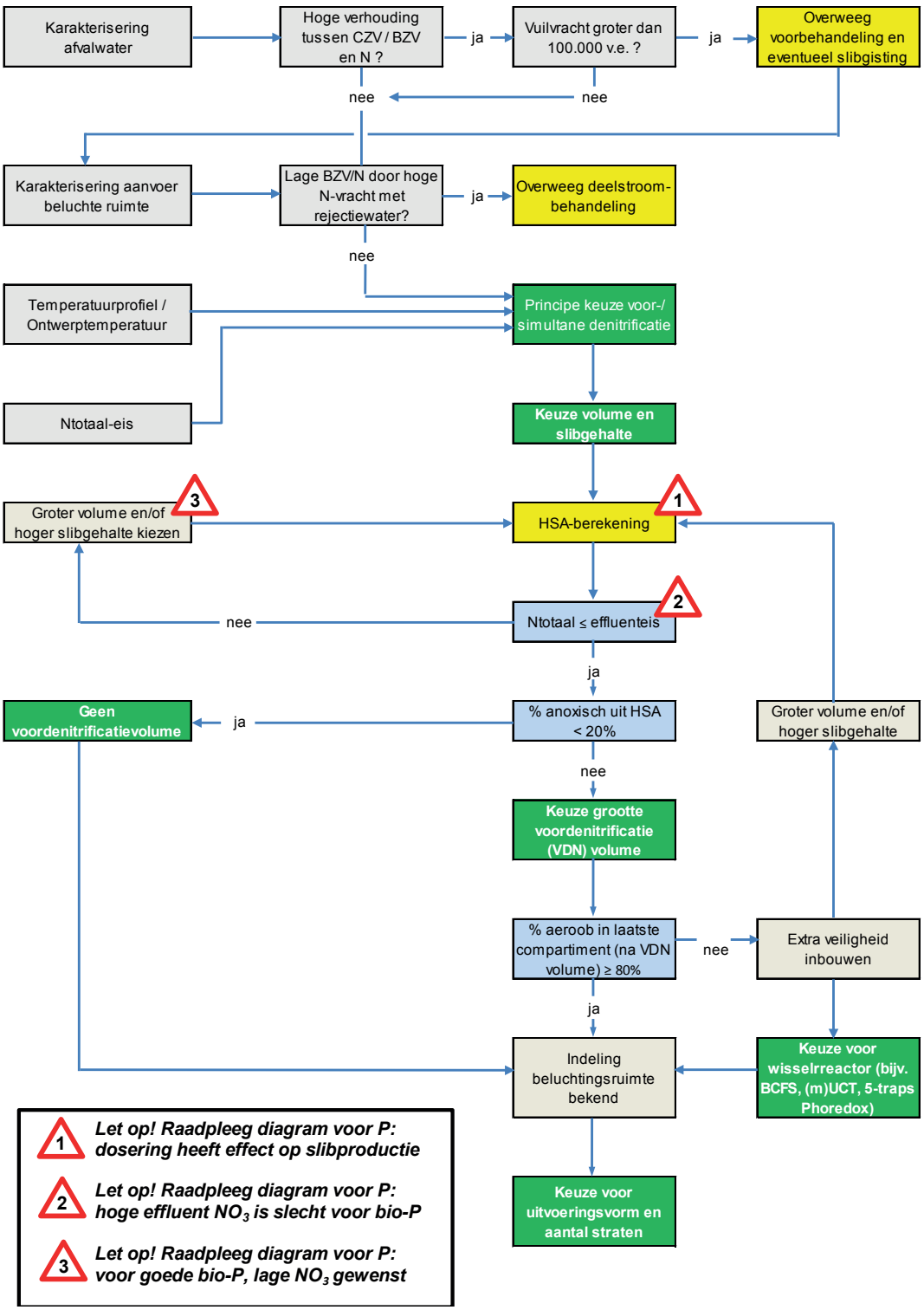
De ontwerprichtlijnen voor de dimensionering van de biologische stikstofverwijdering hebben vooral betrekking op het ontwerp van de anoxische en aerobe ruimte van de rwzi. Het volume van een eventuele anaerobe tank ten behoeve van biologische fosfaatverwijdering wordt hier niet bij betrokken. Wel is het van belang een eventuele chemische slibproductie als gevolg van een (aanvullende) chemische defosfatering hierin mee te nemen.

Bij het ontwerp van de stikstofverwijdering voor een uitbreiding, aanpassing of nieuwbouw van een rwzi zijn de volgende stappen te onderscheiden:

- karakterisering van het influent en temperatuurprofiel
- keuze voor simultane denitrificatie of voordenitrificatie of een combinatie van beide
- vaststellen totaal benodigd volume en maximaal vast anoxische ruimte
- vaststellen verdere indeling beluchtingsruimte
- keuze voor uitvoeringsvorm:
  - ronde tank, rotoflow
  - omloop of carrousel
  - propstroomsysteem
- inpassen regelingen
- minimalisatie interne stikstofbelasting

De stappen worden hierna kort toegelicht. Voor achtergronden bij de diverse stappen in het ontwerpproces wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek. Figuur 5.14 is een diagram voor het ontwerp van de stikstofverwijdering in de hoofdstroom weergegeven.

FIGUUR 5.11 ONTWERPDIAGRAM VOOR DE STIKSTOFVERWIJDERING IN DE HOOFDSTROOM



STAP 1: KARAKTERISERING VAN HET INFLUENT EN TEMPERATUURPROFIEL

Voor een goede inschatting van de benodigde volumina voor stikstofverwijdering zijn met name de totale vrachten en concentraties van BZV, NKj en onopgeloste bestanddelen naar de beluchtingstank van belang. Hier wordt met de beluchtingstank het totaal van anoxische en aerobe ruimte bedoeld.

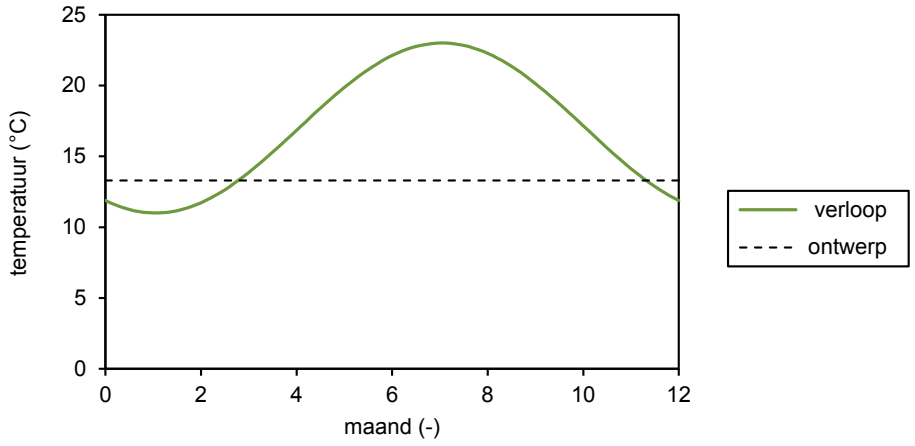
Voor installaties met een voorbehandeling zoals een A-trap/tussenbezinktank, voorbezinktank of fijnzeefinstallatie zijn deze vrachten anders dan de influentvrachten. Daarnaast is het

van belang om de interne retourvrachten vanaf de slibindikking en slibontwatering mee te nemen.

Het profiel van de temperatuur in de beluchtingstank is van belang vanwege het feit dat de effluenteis ten aanzien van N-totaal een voortschrijdend jaargemiddelde is. Dat betekent dat, bij een effluenteis van Ntotaal < 10 mg/l, geaccepteerd kan worden dat de N-totaal-concentratie gedurende een aantal maanden (typisch: de wintermaanden) boven 10 mg/l ligt, als deze dan ook een paar maanden (typisch: de zomermaanden) onder de 10 mg/l is.

Voor de ontwerptemperatuur wordt meestal het gemiddelde van de koudste periode of een waarde iets daarboven aangehouden. Er is één temperatuur die bij berekeningen leidt tot precies het volume dat voldoende is om bij berekening van de effluentkwaliteit als functie van een temperatuurverloop over het jaar (of een frequentieverdeling van de temperatuur), de gewenste effluentkwaliteit te realiseren. Deze temperatuur wordt ook wel opgevat als de ontwerptemperatuur, zie Figuur 5.12.

FIGUUR 5.12 GESIMULEERD TEMPERATUURVERLOOP, ZOALS OOK GEBRUIKT IN DE VOORBEELDBEREKENINGEN MET HET MODEL (ZIE § 4.1), EN DE ONTWERPTEMPERATUUR DIE PRECIES LEIDT TOT EEN VOLUME VAN 30.100 M^3, HET VOLUME DAT IN DE VOORBEELDBEREKENING (ZIE FIGUUR 4.1) PRECIES LEIDT TOT N=10 EN P=1 MG/L



STAP 2: KEUZE VOOR TYPE DENITRIFICATIE

Op basis van de influentkarakteristieken, met name de BZV/N-verhouding in de aanvoer naar de beluchtingstank, kan een keuze worden gemaakt voor:

- voordenitrificatie
- gecombineerde denitrificatie, deels voor- en deels simultane denitrificatie
- simultane denitrificatie
- nageschakelde denitrificatie:
  - in de actiefslibstroom
  - in het effluent

Hierbij heeft, in principe, voordenitrificatie de voorkeur boven de andere systemen. Het voordeel van een voordenitrificatie is dat het benodigde totaal volume over het algemeen zo'n 10% kleiner is dan bij simultane denitrificatie.
Nadeel is dat er een recirculatievoorziening benodigd is vanaf de aerobe ruimte naar de anoxische ruimte. De voorkeur voor voordenitrificatie wordt ook uitgesproken in het Handboek voor lichtslibbestrijding[128]. Dit handboek is opgesteld naar aanleiding van het feit dat sinds de introductie van de vergaande stikstofverwijdering in de jaren 80 en 90 van de vorige

eeuw er steeds vaker problemen optraden met hoge slibvolume-index, licht slib en drijflaagvorming. In deze richtlijn wordt de volgende optimale configuratie voor vergaande N- en P-verwijdering voorgesteld:

- een separate anoxische reactor met propstroomkarakter (voordenitrificatie)
- het toepassen van een UCT-configuratie, met andere woorden: de introductie van een strikt anaerobe reactor
- een extra anoxische/aerobe reactor (wisselreactor) ten behoeve van een verdergaande compartimentering
- een voldoende hoog zuurstofgehalte (> 1,5 mg O_2/l) en het creëren van een lage ammoniumconcentratie (< 1 mg NH_4-N/l) in de laatste aerobe reactor

Nageschakelde denitrificatie in de actiefslibstroom wordt in Nederland niet toegepast. Nageschakelde denitrificatie in het effluent (bijvoorbeeld door middel van denitrificerende zandfilters) wordt in Nederland op zeer beperkte schaal toegepast.

STAP 3: VASTSTELLEN TOTAAL BENODIGD VOLUME EN VOLUME VASTE ANOXISCHE RUIMTE

De totaal benodigde beluchtingsruimte (anoxisch en aeroob) wordt berekend met de HSA-methode. In de HSA-methode kan een keuze gemaakt worden voor de berekening uitgaande van voordenitrificatie, simultane denitrificatie of een gecombineerde denitrificatie (deels voordenitrificatie, deels simultane denitrificatie). In het geval van voordenitrificatie wordt een vaste anoxische ruimte gerealiseerd met een interne recirculatie vanuit de beluchte ruimte (om het in de beluchte ruimte gevormde nitraat terug te voeren naar de anoxische ruimte). Bedenk dat bij een hoge recirculatie het propstroomkarakter van de biologische ruimten steeds meer verloren gaat. Dit betekent dat bij een hoge recirculatiefactor (van circa 3 x DWA) ook bij een vaste anoxische ruimte beter met simultane denitrificatie kan worden gerekend. Bij simultane denitrificatie wordt er vanuit gegaan dat de denitrificatie in de beluchte ruimte plaats vindt op plaatsen waar het zuurstofgehalte lager is dan 0,5 mg/l. Dit kunnen bepaalde plaatsen in de beluchte ruimte zijn, dit kan ook binnenin de slibvlok zijn. Bij gecombineerde denitrificatie vindt de denitrificatie deels plaats in een vaste anoxische ruimte en deels in de beluchte ruimte.
Om niet op het scherpst van de snede te ontwerpen, wordt in de praktijk meestal uitgegaan van simultane denitrificatie. Het benodigde volume is vooral afhankelijk van de BZV/N-verhouding en de vracht zwevende stof in de toevoer van de beluchtingstank, de temperatuur in de beluchtingstank. In het verleden werd over het algemeen gekozen voor het ontwerpen bij een bepaalde ontwerptemperatuur, bijvoorbeeld 10 °C. Tegenwoordig is het meer gangbaar om de berekeningen uit te voeren aan de hand van het temperatuurprofiel op basis van maandgemiddelde temperaturen. Het volume en het slibgehalte (oftewel de slibbelasting in kg BZV/kg ds/d) wordt dan door middel van '*trial and error*' zodanig gekozen dat bij alle temperaturen de nitrificatie in stand blijft en de jaargemiddelde N-totaal-concentratie (het gemiddelde van de 12 maanden) aan de effluenteis voldoet.

Bij deze doorrekening met HSA wordt ook per maandgemiddelde temperatuur vastgesteld wat het optimaal percentage anoxisch volume is. Het percentage anoxisch volume dat bij de laagste temperatuur wordt berekend, is het maximaal percentage vast anoxisch volume dat mag worden gehanteerd om zekerheid hebben dat gedurende het hele jaar de nitrificatie kan worden vastgehouden.

STAP 4: VASTSTELLEN VERDERE INDELING BELUCHTINGSRUIMTE

- Na het vaststellen van het totale benodigde volume en het maximaal vast anoxisch volu-

me dient de beluchtingsruimte verder te worden ingedeeld zodanig dat de kans op een zo laag mogelijke slibvolume-index zo hoog mogelijk is. De volgende richtlijnen zijn hierbij bepalend:

- In de laatste aerobe reactor dient de aerobe slibfractie minimaal 80% te bedragen om een slibkwaliteit met goede bezinkingseigenschappen (SVI<120 ml/g) te kunnen handhaven. Achterliggende gedachte is dat alleen bij deze aerobe slibfractie een lage ammoniumconcentratie kan worden bereikt. Wanneer in de laatste aerobe reactor een aerobe slibfractie van minder dan 80% wordt bereikt dient een separate anoxische reactor te worden voorzien.
- De separate vaste anoxische ruimte mag maximaal 50% van de totale beluchtingsruimte bedragen. Indien de vereiste anoxische ruimte meer dan 50% bedraagt, dient tussen de vaste anoxische ruimte en de aerobe ruimte een anoxisch/aerobe reactor (wisselreactor) te worden geïmplementeerd (zoals bij BCFS, (m)UCT en 5 traps Phoredox). Dit wordt aanbevolen om op die wijze in de laatste aerobe reactor de 80% aerobe slibfractie te kunnen realiseren. Afhankelijk van de temperatuur in de beluchtingstank kan de wisselreactor belucht of onbelucht worden bedreven. Tevens dienen dan ook extra recirculatievoorzieningen te worden geïntroduceerd.
- Het minimum voor de vaste anoxische ruimte bedraagt 20%. Dit minimum percentage is noodzakelijk om voldoende contacttijd te realiseren. Indien het benodigde vaste anoxische volume dat met de HSA-berekening wordt vastgesteld hoger is dan 20% van de totale beluchtingsruimte wordt het te realiseren vaste anoxische volume als volgt berekend:

$$\%\ vast\ anox = \frac{0{,}8*(\%\ aer{-}tot + \%\ anox{-}tot) - \%\ aer{-}tot}{0{,}8}$$

Met:

% vast-anox	= percentage vaste anoxische ruimte (%)
% aer-tot	= percentage totale aerobe ruimte berekend met de HSA-methode
% anox-tot	= percentage totale anoxische ruimte berekend volgens de HSA-methode

Het percentage aerobe ruimte in het laatste compartiment kan worden berekend met de volgende formule:

$$\%\ \boldsymbol{aer - lc} = \frac{\%\ \boldsymbol{aer{-}tot}}{(\mathbf{1} - \%\ \boldsymbol{vast\ anox})} \times \mathbf{100}\%$$

Met:

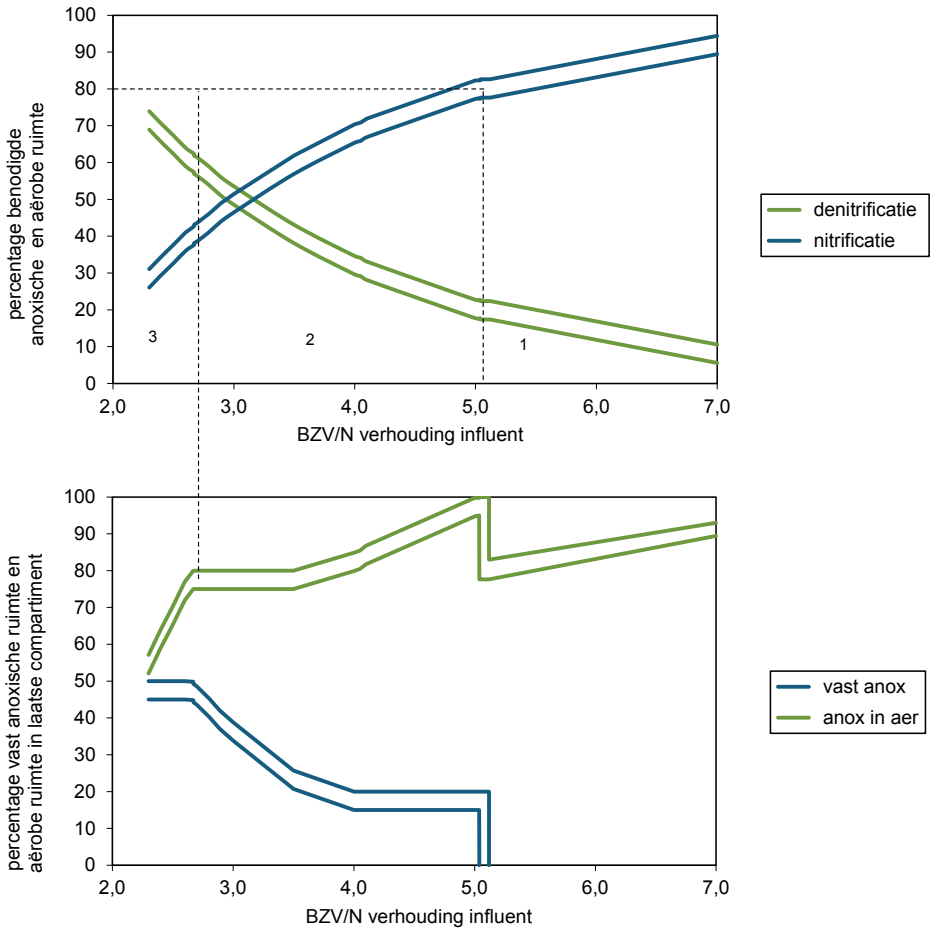
% aer-lc	= percentage aeroob in het laatste compartiment (%)
% vast-anox	= percentage vaste anoxische ruimte (%)
% aer-tot	= percentage totale aerobe ruimte berekend met de HSA-methode (%)

Indien gekozen wordt voor de BCFS-configuratie wordt de volgende verdeling aangehouden:
Anoxische reactor : wisselreactor : aerobe reactor = 30:35:35.

In Figuur 5.13 is de berekening van de benodigde aerobe en anoxische fractie, en de berekening van de vaste anoxische reactor en het percentage aeroob in het laatste compartiment weergegeven als functie van de BZV/N-verhouding in de afvalwaterstroom naar de beluchtingstank. In deze figuur zijn drie gebieden te onderscheiden:

1. Geen vaste anoxische ruimte nodig, bij BZV/N-verhoudingen boven de 5,0;
2. Vaste anoxische ruimte nodig, bij BZV/N-verhoudingen tussen 2,9 en 5,0;
3. UCT-principe of BCFS-configuratie met wisselreactor, bij BZV/N-verhoudingen lager dan 2,9.

FIGUUR 513 DE BENODIGDE AEROBE EN ANOXISCHE FRACTIE (BOVEN) EN HET PERCENTAGE AAN VASTE ANOXISCHE EN AEROBE RUIMTE IN HET LAATSTE COMPARTIMENT (ONDER) ALS FUNCTIE VAN DE BZV/N-VERHOUDING IN DE AFVALWATERSTROOM NAAR DE BELUCHTINGSTANK. IN GEBIED 3 (ZIE BOVENSTE FIGUUR) HEEFT DE VASTE ANOXISCHE RUIMTE DE MAXIMALE GROOTTE, IN GEBIED 1 IS ER GEEN VASTE ANOXISCHE RUIMTE MEER NODIG. DE BEIDE BIJNA PARALLELLE CURVES GEVEN TELKENS EEN MINIMUM- EN MAXIMUMWAARDE AAN.



STAP 5: VASTSTELLEN RECIRCULATIEFACTOR

De benodigde recirculatiefactor ten behoeve van de voordenitrificatie kan als volgt worden vastgesteld:

- Eerst wordt de ontwerptemperatuur vastgesteld, waarbij de gewenste effluentconcentratie juist wordt behaald.
- Dan wordt de slibproductie bij die temperatuur vastgesteld.
- Met de slibproductie kan worden berekend hoeveel N in het slib wordt vastgelegd.
- Nu kan worden berekend hoeveel nitraat er onder ontwerpcondities dient te worden verwijderd.
- De verwijdering vindt plaats in de vaste anoxische ruimte en in de ruimten die daarop volgen (zie hierboven).
- Uit de verdeling van de verschillende anoxische ruimten (vaste anoxische ruimte en anoxische 'ruimte' in de beluchte ruimte) wordt vervolgens vastgesteld welk aandeel (in procenten) van het nitraat wordt verwijderd ná de voordenitrificatieruimte.
- Dit aandeel kan vervolgens worden omgezet in een capaciteit (in mg/l influent of kg/d) die onder ontwerpcondities wordt behaald.

- Vervolgens kan met het nitraatgehalte in het effluent en de benodigde denitrificatiecapaciteit in de vaste anoxische ruimte worden vastgesteld wat het totaal benodigde recirculatiedebiet moet zijn.

In Tabel 5.1 is de berekening uitgewerkt.

TABEL 5.1 **BEREKENING VAN DE FACTOR VOOR INTERNE RECIRCULATIE. DE BEREKENDE RECIRCULATIEFACTOR IS INCLUSIEF RETOURSLIB**

Parameter	Eenheid	Waarde / berekening
temperatuur		18
ontwerptemperatuur		10
dagdebiet	m^3/d	Q_{DAG}
Nkj,in	mg/l	NKJ_{IN}
NO_3-N verwijdering in nabezinktank	mg/l	NO_{3NBT} = 1,5, eventueel afhankelijk van T
NO_3-N in effluent	mg/l	NO_{3EFF} = 3,0, afhankelijk van N-eis
NO_3-N, naar nabezinktank	mg/l	NO_{3NBT}=NO_{3EFF} + NO_{3NBT}
Nkj,uit	mg/l	NKJ_{UIT}= 3,5 = N_{ORG} + N_{AMM}: 2 + 1,5
volumes		
mUCT of BCFS®	1 of 2	2
totale ruimte	m^3	V_{TOT}, ruimte volgt uit berekening, zie eerder
vaste anoxische ruimte	m^3	V_{ANOX}
verdere ruimten	m^3	V_{VERDER}
aërobe ruimte	m^3	V_{AER}
percentage anoxisch	%	$\%_{ANOX}$
percentage aëroob in overige	%	$\%_{AERV}$=V_{AER}/V_{VERDER}x 100%
anoxisch na vast anox	m^3	V_{ANNA} = (1-$\%_{ANOX}$)/V_{VERDER}
fractie voordenitrificatie	%	F_{VDN} =V_{ANOX}/(V_{ANOX}+V_{ANNA})
versnelling DN t.o.v. simultaan	-	KV=(2,95*(100-F_{VDN}*$\%_{ANOX}$/100)^-0,235-1)+1
relatieve verwijdering na voor DN	%	RDN=V_{ANNA}/(V_{ANNA}+ K_V*V_{ANOX}) x 100%
slibproductie bij ontwerpT en T		
heterotroof slib	kg/d	H_0 of H_T
autotroof slib	kg/d	A
inert slib	kg/d	I
N in slib	kg/d	N_{SLIB} = 0,12 x (H_0 + A_0) + 0,01 x (I_0)
N in slib	mg/la*	N_S= N_{SLIB}/Qdag
recirculatiefactor		
te denitrificeren	kg/d	TDN=NKJ_{IN} – NO_{3NBT}-NKJ_{UIT}
denitrificatie na voor DN bij ontwerpT	mg/la*	DN_{NAVDN}=RDN*TDN/100
idem bij ingestelde T	mg/la*	DNT= DN_{NAVDN}x 1,072^(T-Tontw)
N in slib bij ingestelde T	kg/d	N_{SLIB}T= 0,12 x (H_T + A_T) + 0,01 x (I_T)
N in slib	mg/la*	N_ST= N_{SLIB}T/Qdag
te denitrificeren	mg/la*	TD=TDN- N_ST
te denitrificeren in voor DN	mg/la*	TD_{VDN}=TD-DNT
recirculatiefactor	-	R = MAX(0, TD_{VDN}/ NO_{3NBT})
recirculatie excl. retourslib	-	R-T
maximum recirculatiefactor	-	R_{MAX}
maximum inclusief retourslib	-	R_{MAX} + T
gecorrigeerd nitraat-N	mg/l	NO_{3EFF}C=NO_{3EFF}/MIN(R,R_{MAX}+T)+NO_{3NBT}

la* = Liter aangevoerd water.

Bij bovenstaande berekeningen dient men het volgende in het achterhoofd te houden:

- Bij hogere temperaturen is het aandeel anoxische ruimte groter (omdat het benodigde aerobe volume afneemt) en neemt de denitrificatiecapaciteit in de ruimten na de voorde-

nitrificatieruimte toe (als gevolg van de hogere temperatuur).
- Bij hogere temperaturen wordt het minimum nitraatgehalte gehaald; dit bedraagt –in de berekening over het algemeen– 3 mg/l.
- Bij dit nitraatgehalte zouden extreem hoge recirculatiefactoren worden berekend. Er dient echter te worden gecorrigeerd voor de denitrificatie die in de nabezinktank plaatsvindt! Deze bedraagt circa 1 mg N/l in de winter en meer dan 2 mg N/l in de zomer[129]. Voorgesteld wordt om uit te gaan van 1,5 mg N/l over het gehele jaar, de denitrificatie in de winter is namelijk niet van belang voor de berekening van de recirculatie, er is dan toch een verhoogd nitraatgehalte en dus minder recirculatie benodigd.
- De denitrificatiecapaciteit in de ruimte na de vaste anoxische ruimte wordt berekend door een temperatuurcorrectie toe te passen op de bij ontwerpcondities berekende capaciteit.
- Bij hogere temperaturen wordt er minder N in het slib vastgelegd, dus dient er meer te worden gedenitrificeerd.

Meestal wordt het recirculatiedebiet begrensd op een maximum. In voorkomende gevallen kan eventueel worden berekend dat de benodigde recirculatie groter is dan de ingestelde. Er kan eventueel worden teruggerekend wat het effect op het nitraatgehalte in het effluent is door vergelijking van de twee recirculatiefactoren.

STAP 6: KEUZE VOOR UITVOERINGSVORM

De keuze voor de uitvoeringsvorm wordt beïnvloed door een groot aantal factoren:
- Vaak gaat het om een uitbreiding van een bestaande rwzi. In dat geval wordt de bestaande beluchtingstank(s) ingepast in de nieuwe installatie. De uitvoeringsvorm van het nieuwe deel van de installatie, wordt dan afgestemd op de uitvoeringsvorm van de bestaande installatie.
- De fysieke ruimte op het terrein is een bepalende factor. Ronde tanks vragen meer ruimte, zeker indien meerdere tanks dienen te worden gerealiseerd. Rechthoekige tanks vragen dikkere betonnen wanden en zijn daarmee vaak duurder. De carrousel/omloopcircuit ligt hiertussen in.
- De voorkeur van het Waterschap voor een bepaalde configuratie speelt ook een rol.
- Het propstroomsysteem wordt steeds minder toegepast. De laatste jaren zijn diverse propstroomsystemen omgebouwd naar omloopsystemen met een voorgeschakelde anaerobe en anoxische ruimte. Voordeel van het propstroomsysteem is dat over het algemeen een goede slibvolume-index is gewaarborgd en dat omzettingssnelheden hoger zijn vanwege hogere belastingen in het begin van de reactor. Nadeel is dat het lastiger te regelen is:
  - Het zuurstofverbruik aan het begin van de reactor is hoger (door de hogere concentraties en belasting).
  - Wanneer aan het eind van de reactor een hoog ammoniumgehalte wordt gemeten is de ammoniumconcentratie door de gehele reactor verhoogd en duurt het langer alvorens weer een lager ammoniumgehalte is bereikt.

Meerdere sensoren (aan het begin en het eind van de reactor) en een *feed forward* regeling op basis van bijvoorbeeld het influentdebiet zijn mogelijke oplossingen hiervoor.

Samenvattend is er een voorkeur voor de gemengde systemen (dus geen propstroomsysteem), echter voor de uitvoeringsvorm van een gemengd systeem (rond, carrousel of rechthoekig) is geen duidelijke voorkeur en wordt ingegeven door de specifieke situatie.

Naast de uitvoeringsvorm dient ook een keuze te worden gemaakt voor:
- Het aantal straten van de beluchtingsruimte.
- Strikt gescheiden of één slib soort systeem in het geval van meerdere straten.

Deze keuzes worden gemaakt op basis van:
- investeringskosten;
- uitvoeringsvorm van de aanwezige installatie;
- ruimte op het terrein;
- eenvoud in bedrijfsvoering;
- eenvoud in onderhoud.

STAP 7: INPASSING REGELINGEN

Ten behoeve van een vergaande stikstofverwijdering is een goede, op de situatie aangepaste, regeling van belang. Hierbij zijn met name de beluchtingsregeling en de regeling van interne recirculaties van belang. Naast online zuurstof, kunnen ook online nitraat-, online ammonium- en redoxmetingen bijdragen aan optimalisatie van de stikstofverwijdering. Diverse beschikbare online metingen en regelingen worden in § 5.4 nader omschreven.

STAP 8: MINIMALISATIE INTERNE STIKSTOFBELASTING

De interne stikstofbelasting wordt grotendeels bepaald door het wel of niet aanwezig zijn van een slibgisting en slibontwatering. Stikstof komt in de sliblijn vrij:
- In de primair slibindikking, bij langere verblijftijden in de gravitaire slibindikker.
- In de anaerobe slibgisting, en wordt afgescheiden bij de na-indikking of -ontwatering.

Met name bij installaties waar een centrale slibverwerking aanwezig is kan de interne stikstofbelasting oplopen tot wel 40% van de N-vracht naar de beluchtingstank(s).

In hoofdstuk 6 zijn verschillende technieken/technologieën beschreven waarmee deze interne stikstofbelasting kan worden verlaagd.

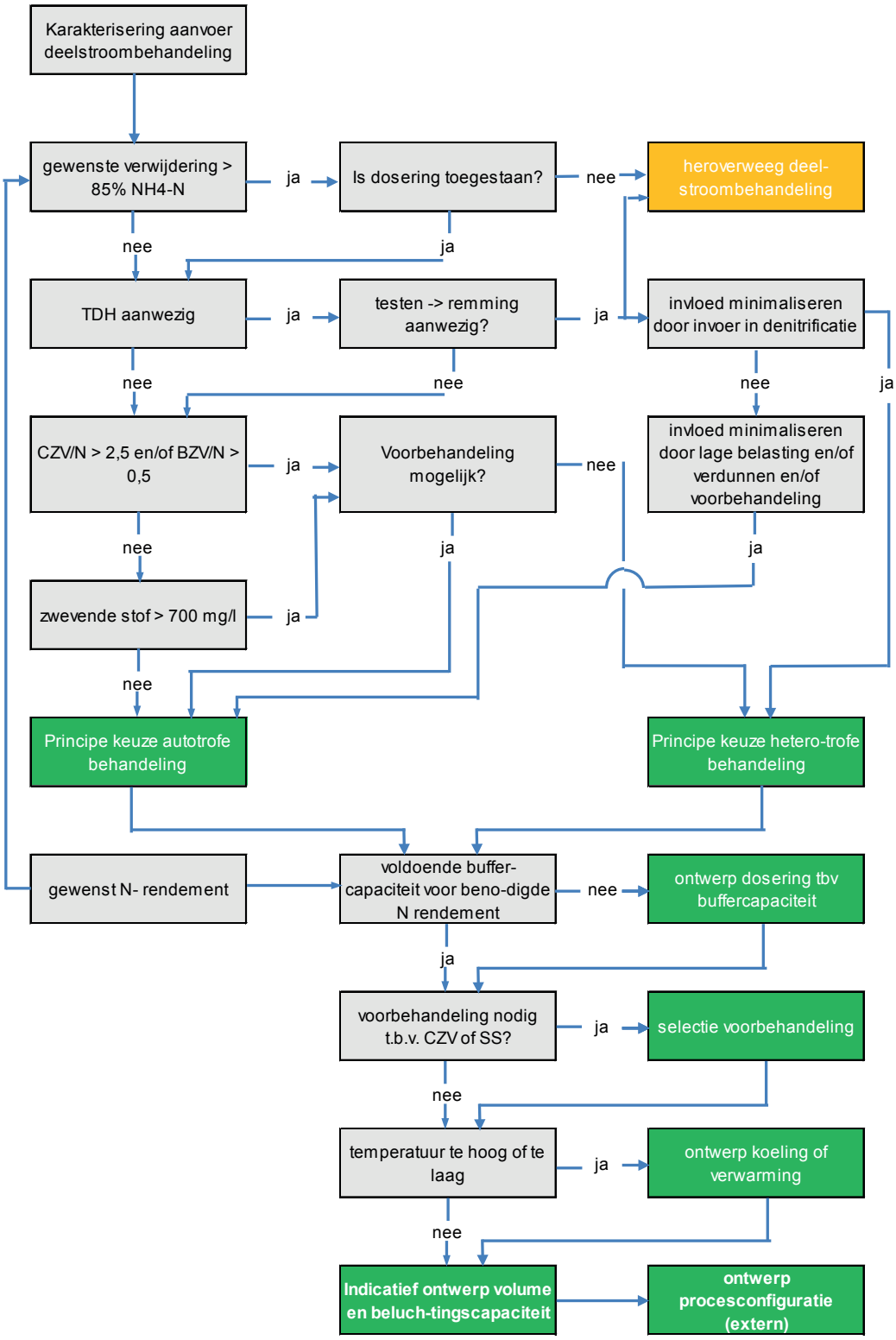
5.2.4 STIKSTOF DEELSTROOM

Deze paragraaf behandeld de verschillende afwegingen en keuzes die gemaakt worden bij het selecteren van een deelstroombehandeling voor stikstofverwijdering.

Uit het ontwerp van de hoofdstroom volgt de wens voor een deelstroombehandeling. Indien een deelstroombehandeling gewenst is, is de volgende stap het beoordelen van de verschillende opties voor deelstroombehandeling. In deze beoordeling worden deelstroombehandelingen onderverdeeld in autotrofe processen (op basis van Anammox-bacteriën) en heterotrofe processen (SHARON® en/of nitrificatie/denitrificatie processen).

Bij het selecteren/ontwerpen van een deelstroombehandeling zijn de volgende stappen te onderscheiden:
- Karakterisering van het influent
- Vaststellen voorkeursroute stikstofverwijdering
- Selectie eventuele voorbehandeling (indien noodzakelijk)
- Definitieve keuze route stikstofverwijdering
- Indicatief ontwerp

FIGUUR 5.14 ONTWERPDIAGRAM DEELSTROOMBEHANDELING VOOR STIKSTOF



STAP 1: KARAKTERISERING INFLUENT

Het juist karakteriseren van het influent is essentieel voor het beoordelen van de mogelijkheden voor en het ontwerpen van deelstroombehandeling. Naast de ammonium-, en Kjeldahlstikstofvracht zijn de volgende waarden van groot belang:

- aard en oorsprong van het rejectiewater
- CZV totaal
- BZV
- zwevende stof
- buffercapaciteit
- temperatuur.

De implicaties van deze waarden, en van de verhouding tussen de waarden, wordt per parameter besproken.

Aard en oorsprong

De belangrijkste bepaling met betrekking tot de aard en oorsprong van het rejectiewater is de aanwezigheid van een TDH voor vergisting. Een TDH kan remmende effecten hebben op de verschillende processen binnen de stikstofverwijdering. Dit betreft zowel nitrificatie als deammonificatie (referentie 1).

Een andere factor van belang is de ontwatering en de dosering van eventuele chemicaliën bij de ontwatering. Met name zure chemicaliën als ijzerchloride beïnvloeden een deelstroombehandeling sterk. Dit wordt verder behandeld onder het punt buffercapaciteit.

CZV en BZV

De aanwezigheid van CZV en BZV is de belangrijkste parameter voor het beoordelen van de voorkeursroute (autotroof of heterotroof). Een vuistregel is dat bij een CZV:N verhouding groter dan 2,5 autotrofe verwijdering van stikstof gehinderd wordt. Vanzelfsprekend speelt de biologische afbreekbaarheid van het CZV (aandeel BZV) in deze beoordeling een rol. Hoe hoger het BZV-aandeel, hoe eerder hinder ondervonden wordt. Voor BZV is de vuistregel dat tot een BZV:N verhouding van ongeveer 0,5 weinig tot geen hinder ondervonden wordt.

Zwevende stof

Een teveel aan zwevende stof heeft een negatief effect op de autotrofe deelstroomprocessen. Een structureel te hoge belasting van zwevende stof leidt of tot een onacceptabel hoge slibconcentratie, of tot een onacceptabel lage slibleeftijd. Daarnaast kan een te hoge zwevende stof belasting ook de scheiding van gewenst en ongewenst slib negatief beïnvloeden. Een vuistregel is dat tot ongeveer 700 mg/l zwevende stof het effect beperkt is. Deze gehaltes zijn echter ook gevoelig voor andere ontwerpparameters en de precieze procesconfiguratie.

Voor heterotrofe systemen is de zwevende stof belasting minder relevant. Met name voor SHARON®, een systeem zonder slibretentie, heeft dit nagenoeg geen betekenis. Voor andere heterotrofe systemen geldt dat de slibleeftijd voldoende lang moet blijven om nitrificatie mogelijk te maken.

Buffercapaciteit

Nitrificatie is een verzurend proces. Alle deelstroombehandelingen maken gebruik van (gedeeltelijke) nitrificatie. Het is daarbij irrelevant of er tot nitriet of volledig tot nitraat genitrificeerd wordt, omdat bij de omzetting van nitriet naar nitraat geen verdere verzuring optreedt. Zou de deelstroom onvoldoende gebufferd zijn, daalt de pH naar biologisch onac-

ceptabele waarden waarbij de nitrificatie volledig stopt. Om deze daling van de pH te voorkomen dient het water voldoende gebufferd te zijn, of dient buffercapaciteit toegevoegd te worden. De deelstroom bevat, wanneer er geen verzurende chemicaliën gedoseerd worden, voldoende buffercapaciteit om ongeveer de helft van alle aanwezige ammonium om te zetten naar nitriet/nitraat.

Voor autotrofe deelstroombehandelingen is deze buffercapaciteit voldoende om een rendement te behalen tussen de 85 en 95% op NH_4-N. Indien hogere rendementen gewenst zijn, is aanvullende dosering van loog/buffercapaciteit noodzakelijk.

Voor heterotrofe deelstroombehandelingen dient echter de volledige vracht ammonium omgezet te worden. Daartoe is het noodzakelijk aanvullende buffercapaciteit in te brengen. Dit is mogelijk door toevoeging van loog en/of koolstofbron, waarbij bij de toevoeging van koolstofbron de buffercapaciteit teruggewonnen wordt door middel van denitrificatie. De ervaring leert dat bij heterotrofe verwijdering via de nitriet-route met alleen koolstofbrondosering hoge verwijderingsrendementen mogelijk zijn (> 95% NH_4-N).

Temperatuur
Alle deelstroombehandelingen zijn afhankelijk van hoge omzettingssnelheden. Zowel nitrificatie als deammonificatie vereisen hoge temperaturen (25 tot 35°C) om deze hoge snelheden te kunnen bereiken. De temperatuur van het rejectiewater dient daarom voldoende hoog te zijn om de reactortemperatuur voldoende hoog te houden. Is dat niet het geval zal aanvullend verwarmd moeten worden.

Te hoge temperaturen dienen echter ten aller tijde voorkomen te worden. Tussen de 40 en 43°C treedt massale sterfte van biomassa op, van zowel nitrificatie als deammonificatie, waarbij (vrijwel) alle aanwezige capaciteit verloren gaat. Een te hoge temperatuur kan optreden als gevolg van te hoge aanvoerstemperaturen, echter er dient ook rekening gehouden te worden met biologische opwarming. Een vuistregel voor zowel autotrofe als heterotrofe systemen is dat per 100 mg NH_4-N/l verwijderd er 0,5 tot 1°C opwarming optreedt. Met name geconcentreerde stromen kunnen dus aanzienlijk opwarmen als gevolg van biologische activiteit zodat koeling noodzakelijk kan worden.

STAP 2: VASTSTELLEN VOORKEURSROUTE STIKSTOFVERWIJDERING

Uit een volledige karakteristiek van het rejectiewater blijkt of het water wel of niet geschikt is voor autotrofe verwijdering van stikstof. Wanneer dit niet het geval is, maar er wel sterk de wens is om vanuit duurzaamheidsoogpunt autotrofe processen toe te passen dienen aanvullende maatregelen genomen te worden om het rejectiewater geschikt te maken voor autotrofe verwerking. Over het algemeen zijn CZV/BZV en/of zwevende stof parameters die niet voldoen (te hoog). Daarnaast kan de aard van de aanwezige CZV hinder veroorzaken.

Er wordt aangenomen dat de remming veroorzaakt wordt door CZV en/of tertiaire stikstofverbindingen gevormd tijdens het TDH proces. Zowel autotrofe als heterotrofe systemen worden door deze mogelijke remming beïnvloed, echter door de juiste procesconfiguratie te kiezen is het mogelijk bij heterotrofe systemen de invloed van TDH te minimaliseren door het rejectiewater in te voeren in de denitrificatieruimte/fase.

Hoewel autotrofe systemen beschouwd mogen worden als bewezen technologie worden heterotrofe systemen vaak als meer robuust beschouwd vanwege de ongevoeligheid voor pieken

CZV/BZV en/of droge stof. Voor deze technologieën geldt echter weer dat er vaak een tekort is aan CZV/BZV waardoor aanvullende dosering noodzakelijk is.

STAP 3: SELECTIE EVENTUELE VOORBEHANDELING (INDIEN NOODZAKELIJK)

Zowel de hoeveelheid CZV/BZV/droge stof als eventuele negatieve invloed vanwege de aard ervan op autotrofe processen kan doormiddel van een juist gekozen voorbehandeling (sterk) verminderd worden. Hierbij kan gedacht worden aan (een combinatie van):

- Biologische voorbehandeling middels beluchting:
  - met of zonder slibretentie
  - hoge of lage slibleeftijd
- Afscheiding van zwevende stof:
  - met of zonder dosering van flocculant
  - met of zonder platenpakket
  - bezinken, filtreren of floteren

Bij de beoordeling van deze voorbehandeling moet vanzelfsprekend beoordeeld worden of de inspanning die gedaan wordt om volledig autotrofe behandeling mogelijk te maken in verhouding staat tot de voordelen die volledig verwijdering biedt. Met name bij excessieve hoeveelheden CZV/BZV is het mogelijk dat heterotrofe verwijdering ondanks de minder efficientie biologische routes toch aantrekkelijker is.

In combinatie met TDH wordt ook vaak verdunning toegepast om de invloed van hinderlijke VZC/remming als gevolg van toxiciteit te verminderen. Verdunningsfactoren variëren van 1 op 1 tot 1 op 3, waarbij meestal verdund wordt met filtraat van voorindikkers, effluent van de hoofdzuivering en/of warm koelwater dat beschikbaar is.

Normaliter is toepassing van een voorbehandeling om rejectiewater geschikt te maken voor heterotrofe verwijdering van stikstof niet noodzakelijk.

STAP 4: DEFINITIEVE KEUZE ROUTE STIKSTOFVERWIJDERING

Nadat de voor- en nadelen van een eventuele voorbehandeling vergeleken zijn met de wens voor autotrofe of heterotrofe verwijdering van stikstof kan de voorkeursroute definitief vastgesteld worden. Tussen de verschillende deelstroomtechnologieën die beschikbaar zijn zitten nuanceverschillen waardoor de exacte grenzen voor acceptabel/niet acceptabel niet overeenkomen. Daarnaast is er, zeker met betrekking tot de ervaringen rond TDH, sprake van een aanzienlijk voortschrijdend inzicht. Het afwegen van de wensen en noodzaak tot voorbehandeling kan daarom het beste in nauwe samenwerking met technologieaanbieders beoordeeld worden.

Uit deze overwegingen volgt de definitieve keuze voor de route van stikstofverwijdering; autotroof of heterotroof. Wanneer de route gekozen is kan het ontwerp, inclusief eventuele voorbehandeling, worden opgesteld.

STAP 5: INDICATIEF ONTWERP

Het benodigde procesvolume voor een autotrofe systeem kan worden ingeschat op basis van de dagelijks te verwerken vracht ammonium en een ontwerpbelasting van 1 kg N/m^3/dag. Daarnaast kan de benodigde zuurstofinbreng per dag ingeschat worden op basis van het zuurstofverbruik van nitrificatie tot nitriet, een gewenst rendement en een omzetting van 55% van ammonium naar nitriet. In het bepalen van de benodigde beluchtingscapaciteit speelt de

beluchte tijd per dag een rol. Sommige systemen beluchten intermitterend (DEMON®), waardoor de totale zuurstofvracht in een kleiner tijdsbestek ingebracht moet worden.

Indien gekozen is voor een heterotroof systeem, is het sterk afhankelijk van de technologiekeuze hoe ontworpen wordt. Voor een SHARON® wordt ontworpen op basis van hydraulische verblijftijd, waarbij het volume (vuistregel) bepaald wordt op basis van een totale verblijftijd van 2,25 dagen.

5.2.5 FOSFOR

De ontwerprichtlijnen voor de dimensionering van de biologische P-verwijdering hebben vrijwel uitsluitend betrekking op het ontwerp van de anaerobe ruimte. De aanpak bij het ontwerp van een bio-P proces maakt deel uit van de totale ontwerpmethodiek voor een uitbreiding, aanpassing of nieuwbouw van een rwzi. Het ontwerp en dimensionering van de biologische stikstofverwijdering is hier een belangrijk onderdeel van, evenals de berekening van de biologische en eventuele chemische slibproductie.

De variabelen waarover in het ontwerpproces een beslissing dient te worden genomen zijn de volgende:

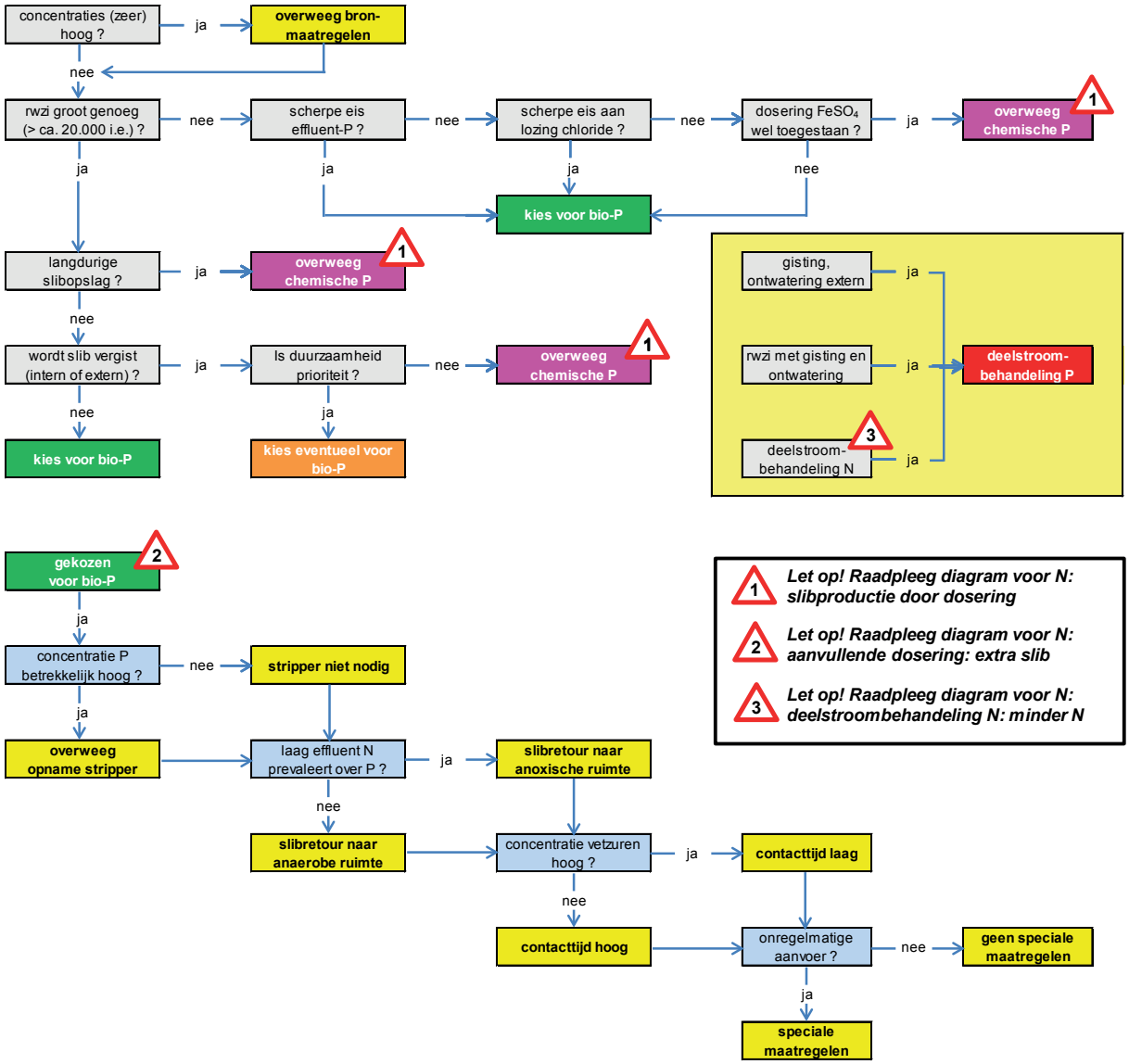
- opname van maatregelen in de aanvoer (tegen de aangevoerde hoeveelheid)
- beslissing of biologische P-verwijdering zinvol is
- preferentie van N- of P-verwijdering
- keuze voor de configuratie
- opname deelstroombehandeling
- dimensionering van de biologische P-verwijdering:
  - contacttijd
  - verblijftijd
  - compartimentering

Binnen de aanpak zijn de volgende zeven stappen te onderscheiden:

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

De stappen worden hierna kort toegelicht. Voor achtergronden bij de diverse stappen in het ontwerpproces wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek. In Figuur 5.15 is het bijbehorende ontwerpdiagram voor de fosfaatverwijdering weergegeven.

FIGUUR 5.15 ONTWERPDIAGRAM VOOR BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING



STAP 1: KARAKTERISERING VAN HET INFLUENT EN HET PROCES

Voor een goede inschatting van de bio-P potentie van het betreffende afvalwater en de bio-P capaciteit van het actiefslibsysteem is, naast informatie over het totaal-CZV en het totaal-P-gehalte van het afvalwater, ook informatie over de fracties snel afbreekbaar CZV (de S_A-fractie en de fermenteerbaar S_F-fractie) essentieel. Het is aan te bevelen om de bepaling van de CZV-karakterisering van het desbetreffende afvalwater onder DWA-omstandigheden uit te voeren. Bij een actiefslibproces dat voorbezonken afvalwater behandelt, dienen de eerder genoemde karakteristieken van het voorbezonken afvalwater te worden vastgesteld. Zie verder het STOWA-rapport over de influentkarakterisering[130].

Het orthofosfaat dat afkomstig is van slibverwerkingprocessen, - de interne fosfaatbelasting- , moet bij het totaalfosfaatgehalte van het afvalwater worden meegenomen.

Voor een adequaat ontwerp zijn naast influentkarakterisering, enkele andere karakteristieken van het actiefslibproces noodzakelijk. Naast de procestemperatuur en de slibleeftijd betreft het de zuurstof- en nitraatconcentratie in recirculatiestromen naar de anaerobe tank en de grootte van deze recirculatiestromen. Via deze zuurstof- en nitraatvrachten kan de reductie

van de S_A-fractie en de netto beschikbare CZV voor de PAO worden berekend. Daarmee komt de relatie met het ontwerp en dimensionering van de totaalstikstofverwijdering bij de inschatting van de nitraatconcentratie duidelijk naar voren. Zuurstof en nitraat kunnen in bijzondere gevallen ook met het afvalwater worden aangevoerd en daarmee rechtstreeks in de anaerobe tank terechtkomen.

Speciale maatregelen kunnen worden genomen om het hoofd te bieden aan sterke variatie in de aanvoer. Hoge aanvoer (zowel in debiet als in P-vracht) kan leiden tot het plotseling sterk oplopen van de effluentconcentratie. Bij een hoog debiet kan de contacttijd te kort worden om substantiële P-afgifte te bewerkstelligen in de anaerobe ruimte. Een maatregel om dit te voorkomen kan het verhogen van het debiet van de slibretour zijn, waarmee weliswaar de contacttijd verder wordt bekort, maar waarmee wel het slib meer P kan afstaan. Omleiden van hoge aanvoerdebieten (direct naar de beluchte ruimte) kan eventueel ook een oplossing bieden, maar dit hangt af van de aangevoerde vracht aan vetzuren en opgeloste CZV. Bij een hoge aanvoer van het type 'first flush' (een DWA-prop die bij RWA wordt aangevoerd), met bijbehorende hoge vrachten, kan dit een zinvolle maatregel zijn. Als van sterk verhoogde vrachten geen sprake is, dan heeft omleiding geen zin. Wezenlijke parameters hierbij zijn:

- de aanvoer van vrije vetzuren met het afvalwater naar de anaerobe ruimte
- de hoeveelheid en verblijftijd van het geretourneerde slib in de anaerobe ruimte:
  - die de hoeveelheid door fermentatie vrijkomende vetzuren wordt bepaald
  - en die de hoeveelheid af te geven P bepaalt.

Met behulp van het model voor de berekening van de N- en P-verwijdering kan met deze parameters met enige inspanning geëxerceerd worden. In een STOWA-rapport wordt aandacht besteed aan buffering van slib en aan het omleiden rond de anaerobe ruimte[131].

Bij aanvullende dosering van chemicaliën voor P-verwijdering kan het zin hebben om bij verhoogde aanvoer de dosering te sturen op het influentdebiet, en niet (of niet alleen) op de meting van de fosfaatconcentratie in het effluent.

STAP 2: BEPALING EFFLUENT-P BIJ VASTGESTELD VOLUME

In stap 2 wordt op basis van de influent- en procesgegevens en met behulp van het statisch model het ortho-P-gehalte in het effluent, berekend aan de hand van een gekozen anaeroob volume. Er dient een zodanig anaeroob volume te worden gekozen dat de anaerobe contacttijd onder DWA-omstandigheden minimaal 15 minuten bedraagt. Deze stap heeft een iteratief karakter. Indien de berekende ortho-P concentratie in het effluent niet voldoet dan is er een aantal mogelijkheden (deelstappen) om wel te voldoen aan de gewenste effluentconcentratie. Deze deelstappen zijn:

- Verhogen van de S_A-fractie. Dit is mogelijk via:
  - Verzuring in de anaerobe tank. De S_F-fractie van het CZV in het afvalwater heeft de potentie om in de anaerobe tank ter beschikking te komen van de PAO. De verzuring is gekoppeld aan de anaerobe contacttijd. Via het statisch model kan worden nagegaan of verlenging van de anaerobe contacttijd zinvol is.
  - Gebruikmaking van de aanwezige vetzuren in primair slib is mogelijk als het een rwzi met voorbezinking betreft. De mogelijkheden voor verzuring en onttrekking van de vetzuren uit primair slib of in een separate fermentor kunnen worden nagegaan. Het overloopwater van een primairslibindikker kan in ieder geval worden teruggevoerd naar de anaerobe tank.

- Vermijden van afbraak van de S_A-fractie. Dit is mogelijk via:
  - Vermijden van zuurstofinslag. Bij eventuele verdelingen van influent en/of retourslib in de vorm van overstorten, voordat invoering in de anaerobe tank plaatsvindt, dient zuurstofinslag zoveel mogelijk te worden beperkt.
  - Beperking van de terugvoer van nitraat in de anaerobe tank via recirculatiestromen. Dit kan worden bereikt door:
  - Voorzien in voldoende denitrificatiecapaciteit. Dit is gerelateerd aan het ontwerp en dimensionering van de totaalstikstofverwijdering. Hiervoor kan bijvoorbeeld de HSA-methode worden gehanteerd.
  - Inpassing van adequate regelingen voor totaalstikstofverwijdering. Zie hiervoor stap 5.

In het algemeen is de zekerheid voor wat betreft een beperkte nitraatterugvoer in de anaerobe tank bij een bio-P uitvoeringsvorm volgens het UCT-principe groter dan volgens het Phoredox-principe. Ook de regelmogelijkheden van de nitraatvracht naar de anaerobe tank zijn bij dit principe groter. De regelmogelijkheden van de nitraatvracht via de retourslibstroom in het Phoredox-principe zijn, gezien de koppeling aan het nabezinkproces, relatief beperkt.

Dit ontwerpaspect vraagt speciale aandacht wanneer bij lage procestemperaturen (één à twee maanden in de winterperiode) het nitraatgehalte in het effluent hoog is (bijvoorbeeld > 10 mg NO_3-N/l). Het jaargemiddelde totaal-stikstofgehalte in het effluent is dan wel < 10 mg N/l. Naast een (sterk) verhoogde aanvullende chemische dosering in de winterperiode, behoort endogene denitrificatie van het retourslib via bijvoorbeeld een anoxische tank voor extra denitrificatie tot de mogelijkheden om het bio-P proces tijdens deze winterperiode goed te laten functioneren.

In veel gevallen zal de dosering simultaan, dat wil zeggen in het actiefslibproces, plaatsvinden. Ook is een aanvullende dosering in de sliblijn mogelijk. Hierbij vindt een combinatie met een minimalisatie van de interne fosfaatbelasting plaats. Zie ook stap 6. Accumulatie van chemisch slib in de waterlijn vindt dan niet plaats. Een alternatief voor ontkoppeling van de aanvullende dosering met het biologisch slib in de waterlijn is het strippen van P in de anaerobe ruimte.

Toepassen bio-P deelstroomproces
Indien de afvalwatersamenstelling met betrekking tot de CZV:P- en CZV:N-verhouding zodanig ongunstig is dat de bio-P capaciteit zeer gering zal zijn en een hoge aanvullende chemische dosering zal moeten plaatsvinden, is bio-P volgens het deelstroomprincipe een alternatief (zie § 5.1.2).

Ook bij een beperking in de mogelijkheden om de waterlijn te voorzien van een anaerobe tank (hydraulisch knelpunt, ruimtegebrek) kan het deelstroomproces een alternatief zijn voor toepassing van het bio-P proces.

Om de gevoeligheid van de temperatuur voor het functioneren van het bio-P proces te kunnen inschatten is het raadzaam om de exercitie met het statisch bio-P model bij verschillende procestemperaturen uit te voeren. Dit gebeurt ook al in het bijgeleverde model.

STAP 3: UITVOERING ANAEROBE TANK
Via de statische modellering wordt het volume van de anaerobe tank berekend. Bijkomende ontwerp- en uitvoeringsaspecten zijn:

- Uitvoering met een propstroomkarakteristiek. Via compartimentering of via een hoge lengte/breedte verhouding kan een propstroomkarakteristiek worden verkregen.
- Combinatie met een onbeluchte selector. De anaerobe tank kan worden gecombineerd met een selector. De contacttijd in de selector maakt integraal deel uit van de totale anaerobe contacttijd.
- Mogelijkheid tot uitschakeling van de mengers. Uitschakeling resulteert in een (ongecontroleerde) verlenging van de anaerobe contacttijd.

STAP 4: STIMULEREN VAN DE ANOXISCHE FOSFAATOPNAME

Bij een krappe CZV(S_A)/P-verhouding (van minder dan circa 5) van het te defosfateren afvalwater moet het ontwerp er op gericht zijn om anoxische fosfaatopname te stimuleren. Deze vorm van biologische fosfaatopname gaat efficiënter om met het beschikbare CZV dan aerobe opname (zie § 3.2.5). Dit betekent dat na de anaerobe fase een anoxische fase moet worden geprojecteerd. Vele praktische uitvoeringsvormen van bio-P proces voorzien overigens in deze volgorde. Ook de invoer van het anaerobe slibwatermengsel in de simultane denitrificatiezone van een omloopsysteem valt hieronder.

De keuze van een uitvoeringsvorm met een discontinue anaerobe fase, waarbij anaerobie in de tijd wordt verkregen en de volgorde in principe anaeroob, aeroob, anoxisch is, ligt daarmee bij een afvalwater met een krappe CZV(S_A)/P-verhouding minder voor de hand.

STAP 5: INPASSING VAN REGELINGEN

De basis van de regeling van het bio-P proces zal gericht moeten zijn op de regeling van de totaalstikstofverwijdering via aansturing van de beluchting, al of niet gecombineerd met aansturing van recirculatiepompen. Naast on-line zuurstof-, kunnen on-line nitraat-, on-line ammonium- en redoxmetingen bijdragen aan een optimalisatie van de totaalstikstofverwijdering. Naast een laag gehalte aan nitraat dient met name de stabiliteit van de biologische stikstofverwijdering bij perioden van onderbelasting en tijdens RWA-omstandigheden voldoende gewaarborgd te zijn. Juist onder deze omstandigheden kunnen de zuurstof- en nitraatgehalten in retourslib en recirculatiestromen tijdelijk hoog zijn.

Naast regeling van het biologische aandeel van de fosfaatverwijdering, dient ook de eventuele aanvullende chemische dosering adequaat te worden geregeld. Bij een variërende afvalwateraanvoer dient over- en onderdosering van chemicaliën te worden voorkomen. Regeling kan bijvoorbeeld op basis van het afvalwaterdebiet of op basis van een on-line ortho-fosfaatmeting in het effluent plaatsvinden.

STAP 6: MINIMALISATIE VAN DE INTERNE FOSFAATBELASTING (ZIE § 2.2.3)

De verwerking van het bio-P surplusslib moet gericht zijn op het voorkomen of beperken van fosfaatafgifte en terugvoer van orthofosfaat. Mechanische indikking gevolgd door mechanische ontwatering, zonder gebruik te maken van tussenbuffers, heeft hierbij de voorkeur. Gravitatie-indikking van bio-P surplusslib moet kritisch worden beschouwd, zeker in combinatie met een nageschakelde mechanische ontwatering.
Bij slibgisting met navolgende ontwatering kan onder meer worden gedacht aan gescheiden vergisting van primair en secundair bio-P slib. Dosering van chemicaliën aan procesonderdelen in de sliblijn, bijvoorbeeld in de slibgisting, is een mogelijkheid om de ortho-P terugvoer te minimaliseren.

STAP 7: AANVULLENDE CHEMISCHE DOSERING

Bij de bepaling van de bio-P capaciteit met behulp van het statisch bio-P model kan worden nagegaan of aanvullende chemische P-verwijdering noodzakelijk is. De benodigde doseringshoeveelheid en het effect op de slibproductie kan eenvoudig worden vastgesteld. Indien aanvullende dosering volgens de berekeningen niet noodzakelijk is, kan overwogen worden de voorziening toch te installeren en te laten fungeren als back-up systeem.

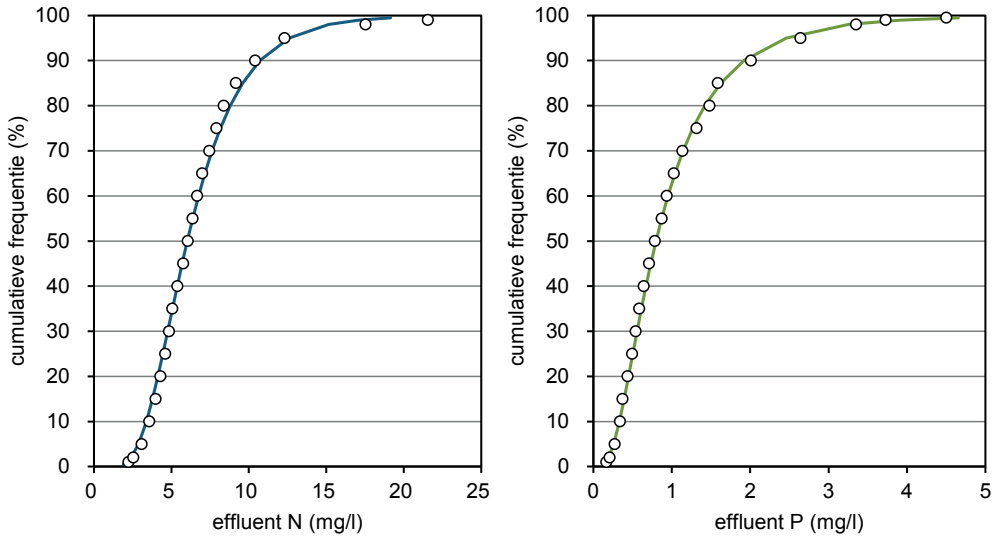
Bijkomende ontwerp- en uitvoeringsaspecten bij aanvullende dosering zijn:

- *Plaats van de dosering.* Vanwege het gevaar van overdosering, resulterend in een achteruitgang van de bio-P capaciteit van het actief slib, heeft dosering van chemicaliën in de aerobe fase de voorkeur boven dosering aan het eind van de anaerobe fase (zie § 3.2.7).
- *Adequate menging.* Een goede menging van de chemicaliën met het actief slib dient plaats te vinden, bij voorkeur in de nabijheid van een menger, een beluchter of een overstort.
- *Adequate regeling.* Zie hiervoor stap 5.

5.3 LAGE EFFLUENTCONCENTRATIES

Lage effluentconcentraties voor N en P, dat wil zeggen, concentraties die aanzienlijk lager zijn dan de reguliere effluenteisen, zijn met behulp van een conventioneel actiefslibsysteem zonder nageschakelde technieken niet eenvoudig te realiseren.

FIGUUR 5.16 FREQUENTIEVERDELINGEN VAN EFFLUENTCONCENTRATIES VAN TOTAAL N (LINKS) EN TOTAAL P (RECHTS) VAN DE NEDERLANDSE RWZI'S. GEGEVENS OVER 2015, ONTLEEND AAN DE "BEDRIJFSVERGELIJKING"[132]. DE CURVES ZIJN DE BEST GEFITTE LOGNORMALE VERDELINGEN



Zoals te zien is in Figuur 5.16 zijn er voldoende rwzi's die ver beneden de effluenteisen presteren. De weinige rwzi's in Nederland die zonder nageschakelde technieken al zeer lage effluentconcentraties behalen, zijn alle zeer laag belast, meestal met een belasting van minder dan 50% van de ontwerpbelasting. Omloop- Hoogvliet en mUCT-systemen zouden de laagste effluentkwaliteit bereiken[133].

5.3.1 STIKSTOF

OPGELOST ORGANISCH N, OON*

In de meeste rwzi's in Nederland neemt men het organisch N in het effluent aan als een 'gegeven'. Waarden van 1-2 mg/l zijn heel gewoon. Deze organische N is voornamelijk afkomstig van het actief slib zelf[134]. Ongeveer 10% van de organische stikstof bestaat uit aminozuren[135], 15 tot 30% bestaat uit afbraakproducten van nucleïnezuren (DNA, RNA)[136], maar de bulk bestaat uit aminosuikers die voorkomen in de celwand van bacteriën en melanoidineachtige structuren[135]. Met name de laatste verbindingen, condensatieproducten van peptiden en gereduceerde suikers, zijn zeer slecht afbreekbaar.

Gegevens uit een STOWA-onderzoek naar organische N en P in het effluent van rwzi's[137] werden geanalyseerd om te kijken of de aanwezigheid van slibgisting samenhangt met de concentratie OON in het effluent. Zonder slibgisting was de concentratie (gemiddelde ± standaardafwijking; n is het aantal metingen) 1,30 ± 0,35 (n=175) en met slibgisting was dit 1,56 ± 0,25 (n= 104) en dit is een significant verschil (t-toets, $p < 0{,}0005$). Het geschatte verschil bedraagt 0,26 mg/l met een 95%betrouwbaarheidsinterval van 0,16 - 0,36 mg/l.

De concentratie van organisch N in het effluent is afhankelijk van de slibleeftijd en de samenstelling van het afvalwater. Bij slibleeftijden tussen 2 en 15 dagen zou de uitscheiding van organisch N het laagste zijn, buiten dit interval neemt de concentratie toe. Bij een pilot-MBR bleek het (opgelost) organisch Ngehalte stabiel tussen 0,9 ± 0,6 mg N/l te zijn, onafhankelijk van de temperatuur (8-20°C).

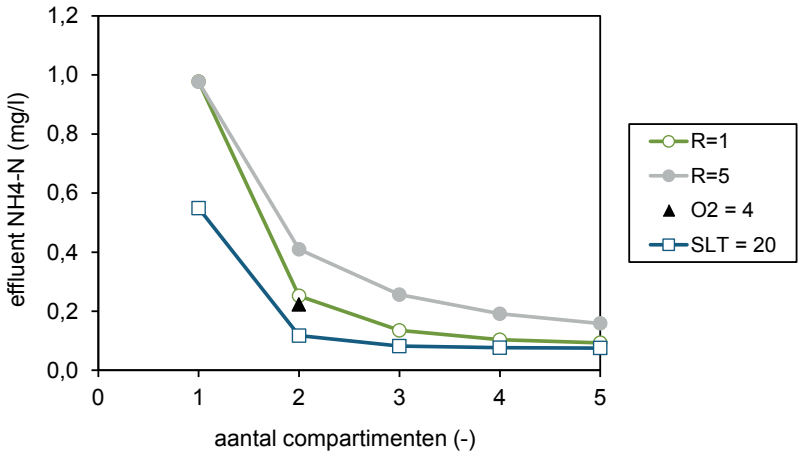
De beste verwijderingsmethode voor opgeloste organische stikstof is filtratie met actieve kool. Op deze manier is 85% te verwijderen[3]. Toepassing van actieve kool in het actieve slib kan ongeveer 50% adsorberen. Van het geadsorbeerde materiaal wordt echter slechts 4% afgebroken, hetgeen de moeilijke afbreekbaarheid van het organisch N nog eens benadrukt[138].

ANDERE COMPONENTEN

Voor een zeer laag ammoniumgehalte zijn in theorie zeer hoge slibleeftijden of een sterke compartimentering van de nitrificatieruimte nodig. In een éénreactorsysteem zou de slibleeftijd met een factor van circa 2,5 tot 4,0 moeten stijgen om de NH_4-N concentratie in het effluent te doen dalen van 1,0 naar 0,2 mg/l. Dit is vanuit kostenoverwegingen bijna ondoenlijk. Voor een conventioneel systeem betekent dit dat nitrificatie in meerdere reactoren achter elkaar plaats dient te vinden. In Nederland zijn de meeste zuiveringssystemen uitgevoerd als circuit of als propstroom, die met betrekking tot de nitrificatie zijn op te vatten als drie in serie geschakelde reactoren[139], met een onbekend aandeel kortsluiting. In Figuur 5.17 worden de uitkomsten gegeven van een aantal simulaties met het dynamische model SIMBA[140]. Uit de figuur wordt duidelijk dat compartimentering bijna een vereiste is om zeer lage effluentgehalten van NH_4 te kunnen realiseren. De compartimenten mogen bijna geen kortsluiting kennen, omdat dan de effluentgehalten weer snel op zullen lopen.

* OON staat ook wel bekend onder de Engelse afkorting DON, dissolved organic nitriogen

FIGUUR 5.17 VERLOOP VAN DE NH4-N CONCENTRATIE IN HET EFFLUENT VOOR EEN NITRIFICERENDE REACTOR BIJ 11°C MET SLIBLEEFTIJD VAN 11 D, ALS FUNCTIE VAN HET AANTAL COMPARTIMENTEN. (○): RECIRCULATIEFACTOR = 1, (●): RECIRCULATIEFACTOR = 5; (▲): ZUURSTOFGEHALTE 4 MG/L IN LAATSTE COMPARTIMENT BIJ R = 1; (□): ALS EERSTE, MAAR MET SLIBLEEFTIJD = 20 D



Ook de denitrificatie dient te leiden tot zeer lage concentraties. De oorspronkelijke berekeningen voor denitrificatie in rwzi's, die grotendeels zijn ontwikkeld in Duitsland, gingen altijd uit van een minimumconcentratie van 6,5 mg/l voor nitraatstikstof. In Nederland blijken in de zomer veel lagere waarden, van minder dan 2 mg/l, op te kunnen treden. Met een lagere minimumconcentratie van 1-2 mg/l kan de berekening nog goed worden uitgevoerd. In de HSA-berekening volgens Nederlandse richtlijnen[141] wordt de aerobe slibleeftijd berekend op basis van 1,5 mg NH_4-N, en de daarbij horende slibleeftijd voor denitrificatie op basis van de aerobe slibleeftijd die hoort bij 5 mg NH_4-N. De berekening voor zeer lage effluentgehalten voor NH_4-N kan op dezelfde wijze plaatsvinden, maar met aangepaste NH_4-N gehalten, van respectievelijk circa 1,0 en 3,0 mg NH_4-N, met inachtname van compartimentering voor het behalen van lage effluentgehalten.

Om zeer lage effluentgehalten voor nitraat te behalen, van minder dan 1,0-1,5 mg/l, zal het in de meeste gevallen noodzakelijk zal blijken om een externe C-bron te doseren, of in een bepaald deel van het reactorsysteem of in een nageschakelde techniek.

5.3.2 FOSFOR

OPGELOST ORGANISCH P, OOP#

Er is niet veel literatuur over organische opgeloste P in het effluent van rwzi's. Het grootste deel (60-80%) van het OOP zou hydrofoob zijn, en goed biologisch beschikbaar, voor circa 75%[142]. Gegevens uit een STOWA-onderzoek naar organische N en P in het effluent van rwzi's[137] leverden waarden van 0,18 ± 0,14 mg/l, over 20 rwzi's in Nederland; exclusief één van de 20 rwzi's waren de waarden 0,14 ± 0,08 mg/l.

ANORGANISCH P

Voor het bereiken van zeer lage fosfaatgehalten dient niet alleen het opgelost fosfaatgehalte in het effluent zeer laag te zijn, maar ook het gehalte aan zwevende stof, dat 2-4% P bevat. Een zwevendstofgehalte van 5 tot 10 mg/l geeft al een aanzienlijk aandeel van P in effluent. Zeer lage Pgehalten kunnen worden behaald bij toepassing van biologische fosfaatverwijdering[133]. Het relatief weinig optreden van rwzi's met zeer lage fosfaatconcentraties zou worden

OOP staat ook wel bekend onder de Engelse afkorting DOP, dissolved organic phosphorus

verklaard omdat zeer lage concentraties alleen met aanvullende dosering kunnen worden bereikt. Dit wordt niet altijd nagestreefd.

Voor het bereiken van zeer lage effluentconcentraties wordt wel zandfiltratie van (een deel van) het effluent toegepast. In ieder geval kan op deze manier het P dat zich in het zwevende stof bevindt worden geminimaliseerd. In het algemeen kan over nageschakelde effluentfiltratie worden opgemerkt dat het zin heeft om al in het actiefslibsysteem naar zo laag mogelijke concentraties te streven. Dat is de beste garantie om te komen tot zeer lage effluentconcentraties na de zandfiltratie.

5.4 METEN EN REGELEN

5.4.1 METINGEN

In principe kan een groot aantal parameters online gemeten worden. Deze metingen kunnen direct worden gekoppeld aan de procesregeling. Bij de regelingen van P en N verwijdering worden met name de online meetinstrumenten gebruikt zoals gegeven in Tabel 5.2.

TABEL 5.2 GESCHIKTE ONLINE MEETINSTRUMENTEN VOOR REGELING VAN DE N EN P VERWIJDERING

Parameter	Meetprincipe
(opgelost) zuurstof	• optisch via luminescentie • electrochemisch galvanisch, clark (nikkel/lood) • amperiometrisch
drogestof	• infrarood-duo-strooilichtmethode (droge stof equivalent aan DIN 38414) • UV/VIS-spectrofotometrie
ammonium	• fotometrisch op basis van de indofenolblauwmethode volgens DIN 38406 E5/EN ISO 11732* • potentiometrisch met ionselectieve elektroden (ISE) • gasgevoelige elektrode (GSE)
nitraat en nitriet	• potentiometrisch met ionselectieve elektroden (ISE) • UV-absorptiemeting • UV/VIS-spectrofotometrie
ortho-fosfaat	• spectrofotometrisch • fotometrisch conform de vanadaat-molybdaat (geelmethode) • fotometrisch met fosformolybdeenblauw, conform DIN38405 D11
redoxpotentiaal	• potentiometrisch

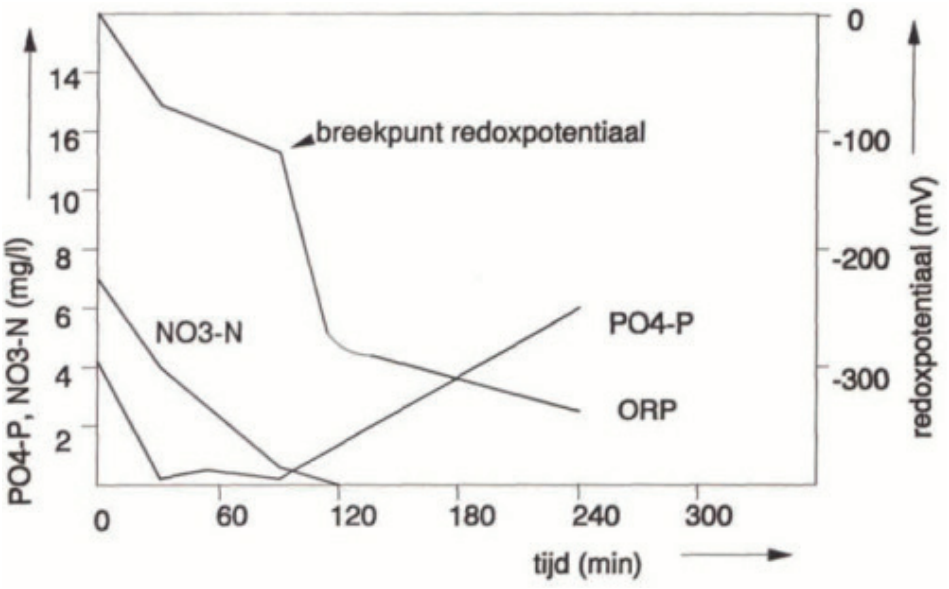
* Hierbij is het belangrijk dat het monster weinig vaste stoffen bevat, waardoor monstervoorbereiding in de vorm van membraanfiltratie noodzakelijk is.

De meeste gebruikte online monitoren meten de concentratie van een stof, de redoxpotentiaal monitor wijkt hiervan af. De oxidatie-reductiepotentiaal (ORP) is een maat voor de momentane 'overall' oxidatietoestand in het onbehandelde medium. De ORP wordt voor een groot deel bepaald door het zuurstof- en nitraatgehalte.

De redoxpotentiaal is bruikbaar om de overgangen tussen aerobe, anoxische en anaerobe fasen waar te nemen. De absolute waarde van de redoxpotentiaal verschilt per locatie. Het patroon van de redoxpotentiaal in de beluchte en niet-beluchte zones is wel vergelijkbaar. In Figuur 5.18 wordt hiervan een voorbeeld gegeven.

De markante verandering van de ORP bij de overgang van anoxisch naar anaeroob maakt de ORP geschikt om te detecteren of volledige denitrificatie is opgetreden. De toepassing van de ORP ligt vooral bij systemen waar fase-overgangen optreden, zoals bij intermitterend beluchte systemen.

FIGUUR 5.18 VOORBEELD VAN HET VERLOOP VAN DE REDOXPOTENTIAAL EN DE NITRAAT- EN FOSFAATCONCENTRATIE IN EEN ONBELUCHTE PERIODE



In de markt zijn verschillende leveranciers van online meetinstrumenten actief. Er zijn heldere definities voor de karakteristieke werking en standaard test voor instrumentatie beschikbaar (NEN-EN-ISO 15839:2006). Hierin staan methoden beschreven om bijvoorbeeld de reactietijd, variatie detectielimiet, etc. van analyse instrumenten te bepalen. Door deze standaardisatie is het mogelijk om de meest geschikte instrumenten te specificeren, vergelijken en selecteren voor een specifieke toepassing[143].

Volgens STOWA[144] kan de volgende checklist gebruikt worden:

- specificaties meetinstrument:
  - responstijd
  - meetbereik
  - precisie
  - detectielimiet
  - meetnauwkeurigheid
  - herhaalbaarheid
  - korte termijn drift
  - lange termijn drift
  - robuustheid
  - beschikbaarheid
- specificaties onderhoud:
  - onderhoudsinterval
  - reinigingsinterval
  - kalibratie-interval
- dataopslag en -communicatie:
  - dataopslag en -communicatie
  - interfaces (analoog, digitaal, protocollen, et cetera)
  - koppeling bestaande systemen (SCADA, PLC)
- installatie en werking:
  - afmetingen
  - stroomvoorziening/verbruik
  - in medium of by-pass (met pomp)

- monster voorbewerking (bijvoorbeeld filtratie)
- laboratorium back-up
- training personeel

Voor elke situatie kan een prioritering in deze lijst worden aangebracht die past bij het meetdoel. Een voorbeeld hiervan is de responstijd. Dynamische responstijden die van belang zijn voor een rwzi zijn gegeven in Tabel 5.3.

TABEL 5.3 DYNAMISCHE RESPONSTIJDEN VAN BIOLOGISCHE PROCESSEN VOOR NUTRIËNTENVERWIJDERING143

Snelheid	Tijdschaal	Mechanisme
snel	minuten -uren	hydraulica en debietdynamica
		zuurstofoverdracht
		chemische precipitatie
		dynamica van DO
		vast-vloeibaar scheiding
gemiddeld	uren – meerdere uren	concentratie dynamica
		nutriëntenverwijdering
langzaam	dagen - maanden	biomassa groei

5.4.2 REGELEN

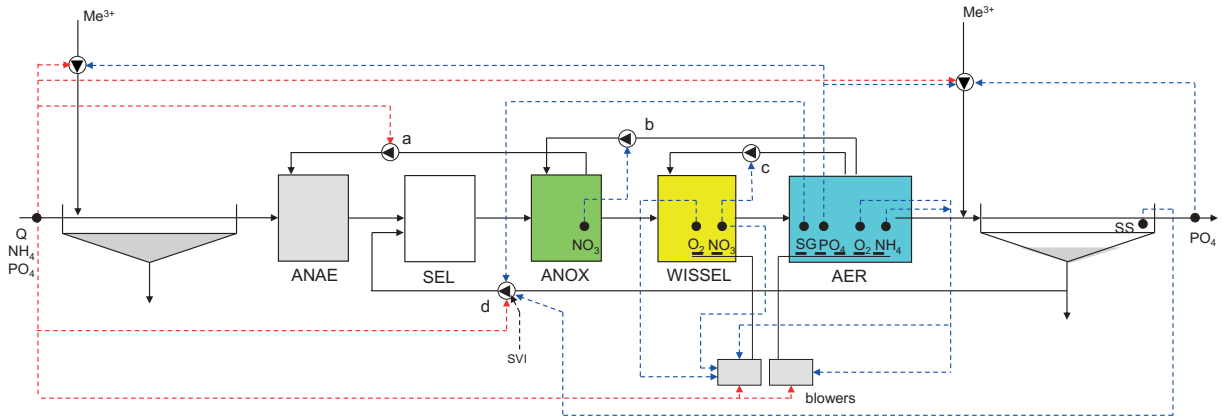
Er is in Nederland in het verleden veel aandacht besteed aan regelingen voor de efficiënte besturing van het actiefslibproces. Onderzoek is gedaan aan de regelingen voor de verwijdering van stikstof[145], en ook aan energiezuinige regelstrategieën[146], en andere typen regeling, zoals *fuzzy control*[147].

REGELINGEN

Regelingen voor de verwijdering van nutriënten in een conventionele actiefslibsysteem zijn schematisch weergegeven in Figuur 5.19. De processturing kan plaats vinden op basis van:

- Voorwaartse / anticiperende / feed forward sturing.
  Hierbij worden een of meer parameters van het influent of de voorgaande stappen in het zuiveringsproces gemeten. Op basis van de verkregen data wordt vervolgens de procesvoering ingesteld. Bij deze sturingsmethode loopt de procesregeling vooruit op de eigenschappen van het medium dat onderweg is naar het te sturen proces.
- Terugkoppelende / feedback sturing.
  Hierbij wordt het resultaat van het proces gemeten aan de hand van een of meerder parameters. Op basis van de verkregen data wordt de procesvoering bijgesteld. Afhankelijk van de afstand tussen het te sturen proces en de meting kan de regeling meer of minder direct zijn. Ook zijn verschillende benaderingen mogelijk voor de vertaling van de gemeten afwijking naar de processturing (bijvoorbeeld proportioneel, integrerend, differentiërend).
- Combinatie van bovengenoemde methoden.
  Bij een combinatie zullen verschillende parameters op verschillende plaatsen worden gemeten en zal afhankelijk van de plaats anticiperend of terugkoppelend worden gestuurd.

FIGUUR 5.19 GENERIEK OVERZICHT VAN REGELINGEN VOOR DE BEHANDELING VAN AFVALWATER IN EEN ACTIEFSLIBINSTALLATIE. RODE STIPPELLIJNEN: GEVEN VOORWAARTSE (FEED FORWARD) REGELING AAN; BLAUWE STIPPELLIJNEN GEVEN TERUGGEKOPPELDE (FEEDBACK) REGELINGEN AAN



Regelingen op de rwzi vinden met name plaats op basis van een:

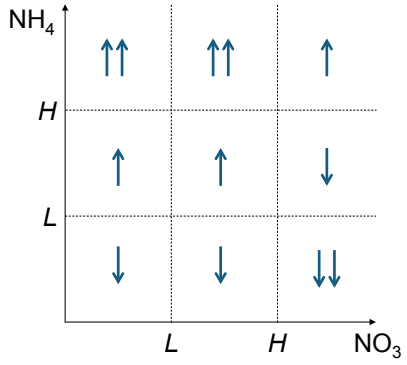
- een tabelregelaar
- een grafiekregelaar
- een fuzzy control regeling

In Figuur 5.20 wordt een voorbeeld gegeven van een tabelregeling. In dit voorbeeld wordt een wijziging van het zuurstofsetpoint bepaald door de gemeten ammonium- en nitraatgehalten. Aan de hand van de meetwaarden wordt bepaald in welk segment de beluchtingsregeling zich bevindt. De bepaling vindt met regelmatige intervallen plaats. Voor elk segment wordt een regelactie vastgesteld, aan de hand waarvan het *setpoint* wordt gewijzigd. Het setpoint dient zich binnen een instelbaar minimale en maximale waarde te bevinden. Meestal wordt de zuurstofregeling zelf uitgevoerd als een PID (proportioneel, integrerend en differentiërend) -regelaar, elke actie heeft een bepaald effect:

- P-actie: de proportionele actie zorgt voor een verandering van de uitsturing die evenredig is met het verschil tussen meetwaarde en setpoint. Een volledig proportionele regeling (P-regeling) bereikt nooit de setpoint maar zal altijd een bepaalde afwijking handhaven.
- I-actie: de integrerende term zorgt voor een constante sommatie van de fout (verschil tussen meetwaarde en setpoint) en reageert sterker naarmate de fout langer duurt. In een PI-regelaar versnelt de I-actie de beweging van het proces in de richting van het setpoint en elimineert de afwijking die de P-regelaar heeft.
- D-actie: de D-actie reageert op de snelheid van de verandering van de fout. Deze actie vertraagt de veranderingssnelheid van output als deze in de buurt van het setpoint komt. De D-actie kan de regelaar onrustiger maken indien er een zekere ruis / variatie op de meting zit.

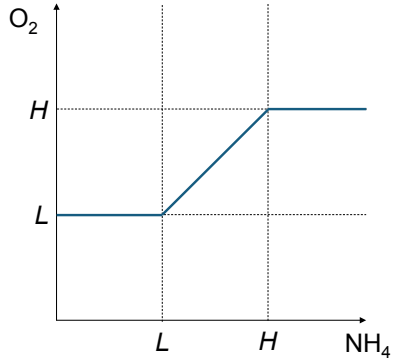
De PID regelaar zorgt er -bij de correcte instellingen- voor dat verschillen tussen gemeten en gewenste waarden ´glooiend´ worden verkleind

FIGUUR 5.20 VOORBEELD VAN DE INSTELLING VAN HET ZUURSTOFSETPOINT MET EEN TABELREGELING. DE PIJLEN GEVEN DE ACTIE AAN (STERK OMHOOG, OMHOOG, OMLAAG EN STERK OMLAAG)



Een grafiekregeling maakt gebruik van een vooraf ingesteld verband tussen twee parameters. Een voorbeeld is gegeven in Figuur 5.21 en laat het verband tussen de concentratie NH_4 en het gewenste zuurstofgehalte zien voor de instelling van het zuurstofsetpoint. Het lijkt sterk op een P (proportionele)-regeling met ingestelde minima en maxima voor zowel meetwaarde als gewenste waarde. Bij een P-regelaar wordt de regelwaarde (output) bepaald op basis een versterkingsfactor en het verschil tussen de gemeten en de gewenste waarde.

FIGUUR 5.21 VOORBEELD VAN DE INSTELLING VAN HET ZUURSTOFSETPOINT MET EEN GRAFIEKREGELING



Een regeling gebaseerd op *fuzzy control* streeft in principe naar hetzelfde als de PID regelaar, maar op een heel andere manier[147]. Een dergelijke regeling is te vergelijken met een tabelregeling met glooiende, of wazige (´fuzzy´) overgangen tussen de verschillende segmenten als aangegeven in Figuur 5.20. Ook kan in een fuzzy regelaar een groter aantal voorwaarden worden opgenomen.

STRATEGIEËN

Voor de stikstofverwijdering in een rwzi zijn de belangrijkste regelingen:

- zuurstofsetpoints in de beluchtingsruimte/tank
- inzet facultatieve denitrificatie/nitrificatietank of wisselruimte
- recirculatiedebiet
- spuislibdebiet ten behoeve van het handhaven van de benodigde slibleeftijd

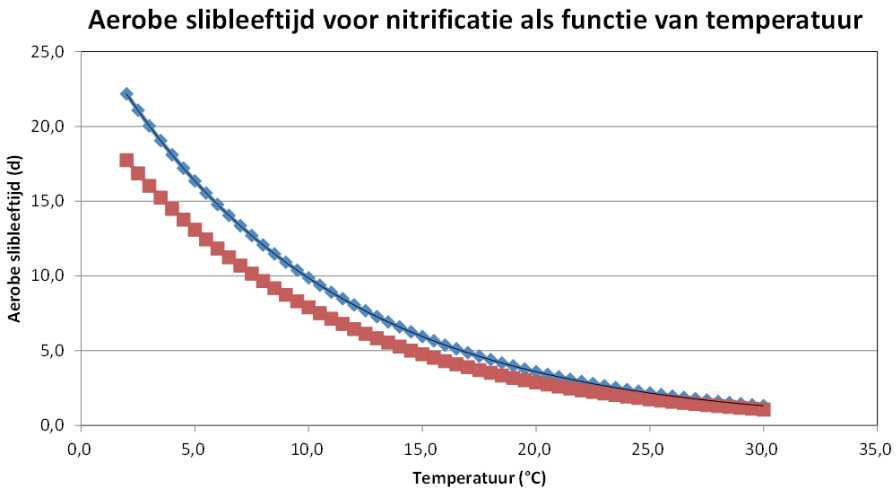
Spuislibdebiet

Voor nitrificatie is het van belang een voldoende hoge slibleeftijd te hanteren. De slibleeftijd kan geregeld worden door een voldoende hoog drogestofgehalte in de beluchting te handhaven. Het drogestofgehalte wordt geregeld door het spuislibdebiet. Het spuislib kan via het

retourslib en uit de beluchtingstank onttrokken worden. Voordeel van het retourslib is dat het drogestofgehalte hoger is en er een lager debiet onttrokken hoeft te worden, waardoor pompen, leidingwerk en de verdere indikking of ontwatering een kleine hydraulische capaciteit kan hebben. Bij onttrekken uit de beluchtingstank is het voordeel dat de kwaliteit van de stroom gelijkmatiger is dan vanuit het retourslib en voorkomen wordt dat P-afgifte optreedt door anaerobe situaties.

Het spuislibdebiet wordt gestuurd op basis van het drogestofgehalte in de beluchtingstank.

FIGUUR 5.22 **RELATIE TUSSEN AEROBE SLIBLEEFTIJD VOOR NITRIFICATIE ALS FUNCTIE VAN TEMPERATUUR. IN BLAUW: MET F (VEILIGHEIDSFACTOR) VAN 1,25 EN IN ROOD: ZONDER F (F=1)**



Inzet van de facultatieve denitrificatie/nitrificatietank of wisselruimte

Om flexibel te kunnen reageren op schommelingen in de aanvoer en/of het temperatuurverloop over een jaar kan een facultatieve denitrificatie/nitrificatietank of een wisselruimte in de zuivering worden opgenomen (zie § 5.1). Deze kan afhankelijk van de effluentkwaliteit ingezet worden voor vergroting van de denitrificatie- of nitrificatiecapaciteit. Zo zal er bij piekaanvoeren of bij lagere temperaturen een grotere behoefte zijn aan nitrificatiecapaciteit en bij lage aanvoer meer behoefte aan extra denitrificatiecapaciteit. Op basis van de effluentkwaliteit en het zuurstofverbruik kan besloten worden het aeroob of anoxisch bedrijf van de facultatieve denitrificatie/nitrificatietank of wisselruimte. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van een NH_4 of een NO_3 meter in de tank in combinatie met de zuurstofregeling.

Sturing recirculatiedebiet naar denitrificatieruimte

Bij voordenitrificatie wordt nitraatrijk actief slib vanuit de nitrificatietank teruggevoerd naar de denitrificatietank. Dit kan niet met een constant debiet plaatsvinden, omdat de denitrificatiesnelheid en de denitrificatie over de dag varieert. Bij enige influent aanvoer zal de denitrificatiecapaciteit door de aanwezigheid van makkelijk afbreekbare BZV hoger zijn dan wanneer endogeen gedenitrificeerd moet worden. Daarnaast kan de recirculatiestroom zuurstof bevatten wat nadelig is voor de denitrificatie, met name wanneer er geen of zeer lage influent aanvoer plaatsvindt. In dit laatste geval kan de denitrificatietank bij een constant recirculatiedebiet zelfs aeroob worden.

Het recirculatiedebiet wordt gestuurd op basis van nitraatmeting in het laatste deel van de denitrificatietank. Hiervoor kan een redoxmeter of een nitraatmeter worden gebruikt. Bij hoge nitraatconcentraties is de afbraak van nitraat onvolledig en wordt het recirculatiedebiet

verminderd. Wanneer langere tijd geen of lage concentraties nitraat wordt gemeten wordt het recirculatiedebiet verhoogd.

Sturing zuurstofsetpoints

Het navolgende is voor een belangrijk deel ontleend aan een STOWA-rapport over regeling van de beluchting[146]. Regeling van de zuurstofvoorziening in de beluchte reactoren vindt doorgaans plaats op basis van een cascade-regeling (master-slave-regeling), waarbij het ingestelde zuurstofgehalte wordt geregeld door het gehalte ammoniumstikstof. De beluchting wordt dan geregeld door het gewenste zuurstofgehalte.

Regelstrategieën voor stikstofverwijdering zijn de volgende ([ ] staat voor de concentratie):

- cascaderegeling voor beluchting
  - [NH_4] bepaalt O_2-setpoint, [O_2] bepaalt luchtdebiet
  - [NO_3] bepaalt recirculatiedebiet
- bij verhoogd debiet of verhoogde N-vracht wordt het luchtdebiet (voorwaarts) bepaald door
  - binnenkomend debiet of binnenkomende N-vracht.

Bovengenoemde cascaderegeling wordt veel toegepast, maar voorwaartse regeling van de beluchting door binnenkomend debiet of vracht veel minder. Aan de hand van de regeling kan ook een 'echte' strategie worden bedacht, in de zin van het streven naar:

- energiezuinigheid, bijvoorbeeld door het handhaven van hogere NH_4-N concentraties en het aanpassen van het slibgehalte aan de benodigde slibleeftijd
- minimale effluentconcentraties, bijvoorbeeld door het handhaven van de hoogst mogelijke slibleeftijd, in combinatie met lage setpoints voor de verschillende componenten
- exact de gewenste effluentconcentraties

ENERGIEZUINIGE REGELING

In STOWA 2012-28[146] worden op basis van enquêteresultaten de volgende factoren genoemd voor een energiezuinige regeling:

- Toepassing van een NH_4-meting in de regeling. De motivatie hiervoor is:
  - dit is een directe maat voor de zuurstofvraag
  - dit leidt tot beluchting op maat
  - dit leidt tot minder onnodig beluchten
- Toepassing van NO_3-meting in de regeling:
  - dit leidt tot een optimale afstemming tussen stikstofverwijdering en energieverbruik
- dit geeft meer ruimte voor denitrificatie
- Direct regelen op NH_4 en/of NO_3
- Feed-forward regeling op influentdebiet
- Aandacht voor optimalisatie van de regeling
- Aandacht voor de juiste P,I en D-instellingen
- Aandacht voor calibratie / onderhoud van de sensoren
- Invoeren van een standaardregeling
- Begrijpbare en beredeneerbare regeling waardoor de operator beter in staat is en meer gemotiveerd is om de regeling te fine-tunen.

Er dient te worden opgemerkt dat een betere beluchterregeling niet per definitie leidt tot energiebesparing en dit sterk afhankelijk is van de uitgangssituatie. Een betere beluchterregeling zal niet alleen het energieverbruik proberen te verlagen, maar vooral ook effluentkwaliteit en-stabiliteit proberen te verbeteren.

REGELINGEN VERSUS SLIBUITSPOELING[148]

De retourslibregelingen die toegepast worden op rwzi's met slibuitspoeling komen ook voor op rwzi's zonder slibuitspoeling en vice versa. Een aanpassing in de regeling heeft op een aantal rwzi's geleid tot het volledig voorkomen van slibuitspoeling. Dit betreft een verlaging van de afnamecapaciteit of retourslibdebiet tijdens kritische bedrijfssituaties en een introductie van een nalooptijd op de retourslibregeling. De laatstgenoemde maatregel kan worden bestempeld als een verfijning van de retourslibregeling.

REGELINGEN VERSUS LICHT SLIB

In § 5.2.3 is bij stap 2 aangegeven hoe rekening kan worden gehouden met het voorkomen van licht slib in de ontwerpfase. Hierin is aangegeven dat het handhaven van een hoog zuurstofgehalte (> 1,5 mg O_2/l) en het creëren van een lage ammoniumconcentratie (<1 mg NH_4-N/l) in de laatste aerobe reactor benodigd is[128].

Ook directe regeling van de luchttoevoer door NH_4 (en/of NO_3) wordt toegepast. Zuurstof wordt hierbij vaak nog wel als in de regeling meegenomen om overbeluchting te voorkomen. Voordeel van directe sturing op NH_4 is dat dan hierdoor ook op zeer lage zuurstofgehaltes kan worden belucht, wat bij een zuurstofregeling tot regelproblemen kan leiden. De aansturing van een deel van de beluchting direct op NH_4 en/of NO_3 vindt bij meer waterschappen plaats. Dit betreft bijvoorbeeld het bij- of afschakelen van de beluchting in de facultatieve ruimte (bijvoorbeeld bij de BCFS-configuratie)[146].

Soms wordt de regeling van de luchttoevoer naar de beluchte ruimte niet alleen geregeld door het ammoniumgehalte, maar ook door een on-line fosfaatmeting (bijvoorbeeld op de rwzi's Dinther en Soest). Als het fosfaatgehalte toeneemt of het wordt te hoog, wordt het zuurstofsetpoint verhoogd[146].

Het kennelijke idee hierachter is het verhinderen van anaerobie in de beluchte ruimte, waardoor P-afgifte kan optreden. Aan de andere kant kan overbeluchting leiden tot een verminderde P-verwijdering. In de literatuur wordt wel vermeld dat voor biologische P-verwijdering hoge zuurstofgehalten nuttig of nodig zijn, van 3 - 4 mg/l[149]. Dergelijke waarden worden in Nederland niet toegepast, voor zover bekend.

Regelstrategieën voor de dosering voor de verwijdering van P zijn in principe betrekkelijk rechtlijnig:

- [PO_4] bepaalt de dosering op de (afloop van de) biologische reactoren
- het influentdebiet bepaalt de dosering op de voorbezinking (bij voorprecipitatie) en soms op de (afloop van de) biologische reactoren
- de werking van de anaerobe ruimte c.q. de biologische P-verwijdering wordt gestuurd door regeling van het retourdebiet, en die wordt bepaald door SVI en influentdebiet

ZELFLERENDE REGELSTRATEGIEËN

Steeds vaker wordt voor de procesregeling gebruik gemaakt van gespecialiseerde softwareoplossingen voor geavanceerde monitoring en besturing van de afvalwaterzuivering. Geavanceerde algoritmen (zoals *virtual sensors*, *machine learning* en *model based control*) worden specifiek voor de afvalwaterzuiveringsprocessen ontwikkeld om energie te besparen, de kwaliteit van het effluent te verbeteren en processen te stabiliseren. Met krachtige dashboards wordt in dergelijke software de toestand van het proces en de regelingen voor operators en technologen in beeld gebracht. Deze visualisatie is vaak gebaseerd op moderne webtechnologie en

is geschikt om te ontsluiten via mobiele apparatuur, zoals tablets. Een zuivering met voornamelijk huishoudelijk afvalwater vertoont een typisch dagpatroon in de aanvoer dat door deze systemen kan worden geleerd om zo tot een voorspellende regeling te komen. Tegelijkertijd worden de beschikbare on-line en laboratoriummetingen gebruikt om het regelgedrag geleidelijk aan te passen aan de veranderende procescondities en seizoenen.

6

DEELSTROOMBEHANDELING

6.1 STIKSTOF

6.1.1 INLEIDING

De interne retourstromen op een rwzi, die vrijkomen uit de slibverwerking na de slibgisting, bevatten veel stikstof (zie ook § 2.2). Het gaat hierbij om een geringe hoeveelheid water, waarmee een relatief grote stikstofvracht naar de waterlijn van de rwzi wordt teruggevoerd. Separate behandeling van dit stikstofrijke retourwater zal de stikstofbelasting op de bestaande rwzi met 10 tot 20% verlagen, en zodoende de effluentkwaliteit verbeteren[150]. Met de toepassing van verbeterde slibgisting met al dan niet thermische druk hydrolyseprocessen meer stikstof en fosfaat uit de biomassa ontsloten, waardoor de nutriëntenconcentratie in het rejectiewater toeneemt. Hierdoor wordt de inpassing van een deelstroombehandeling belangrijker in de afwegingen om de vereiste zuiveringsprestaties te halen.

6.1.2 HISTORIE

Er zijn in de afgelopen 20 jaar diverse onderzoeken en studies in STOWA-verband uitgevoerd naar stikstofterugwinning uit de deelstroom[151,152,153]. Geen van de fysisch-chemische technieken zijn in de Nederlandse praktijk in de afgelopen 20 jaar gerealiseerd.

Een periodiek terugkerende technologie is terugwinning van ammonium via het stripproces in al haar varianten met de productie van ammoniumsulfaat. Voor communale waterzuivering is gebleken dat deze technologie economisch niet interessant is, onvoldoende revenuen oplevert en ook niet duurzaam is. Terugwinning van stikstof is pas aan de orde als de NH_4-N concentratie in een deelstroom groter is dan circa 5 g/l. Dat komt in een rwzi niet voor. Tevens is het energieverbruik van het strippen van ammonium beduidend hoger dan het lange kringloopproces van het Haber-Bosch proces (kunstmestproductie met N_2) en het anammox proces.

Terugwinning van stikstof in combinatie met fosfaat via struvietprecipitatie lijkt op het moment in principe de enige technologie die interessant kan zijn voor decentrale toepassingen. Deze technologie wordt verder beschreven onder de deelstroombehandeling voor fosfaat (zie § 6.2). Er wordt in zekere mate ook ammonium geprecipiteerd, maar dat is nooit meer dan de hoeveelheid fosfaat die aanwezig is. Omdat in een communale deelstroom de stikstofconcentratie veel hoger is dan de fosfaatconcentratie is deze technologie niet geschikt om lage stikstofgehaltes te bewerkstelligen.

Nederland speelt een belangrijke rol in de wereld in de ontwikkeling van biologische stikstofverwijdering voor deelstromen. De partijen Paques, RoyalHaskoningDHV en Sweco hebben in samenwerking met de Universiteiten van Delft en Innsbruck en de STOWA, in de afgelopen 20 jaar diverse processen in de Nederlandse en internationale communale markt geïntroduceerd.

De ontwikkeling concentreerde zich in eerste instantie op het verwijderen van ammonium naar stikstof met minimalisatie van energieverbruik door het nitritatie – denitrificatie proces waarbij een additionele koolstofbron noodzakelijk is. Bij dit proces spelen de AOB en normale denitrificeerders een belangrijke rol (SHARON-proces, zie § 6.1.3) Daarna is het nitritatie – deammonificatie proces ontwikkeld waarbij naast minimalisatie van het energieverbruik geen koolstofbron meer benodigd is. Bij dit proces spelen de AOB en de anammox-biomassa een belangrijke rol (zie § 6.1.3).

De volgende technologieën op de communale waterzuiveringen in Nederland vanaf 2000 geïntroduceerd:

- SHARON® proces, een ééntraps nitritatie – denitrificatie reactor
- SHARON® - ANAMMOX proces, een twee-traps nitritatie – deammonificatie reactor
- BABE®-proces, een ééntraps nitratatie – denitrificatie reactor
- DEMON®- proces, een ééntraps nitritatie – deammonificatie reactor
- ANAMMOX®-proces, een ééntraps nitritatie – deammonificatie reactor

Alle processen zijn ontwikkeld als actief-slib en/of granulair-slib zonder vaste of zwevende drager materialen. De ontwerpfilosofie met betrekking tot een efficiënte zuurstofoverdracht en substraatconversie en minimalisatie van het energieverbruik liggen hieraan ten grondslag.

6.1.3 TECHNOLOGIEËN

Het SHARON® proces is, in de periode 1995 – 2005 geïntroduceerd, op de rwzi's Utrecht, Rotterdam, Zwolle, Beverwijk en Garmerwolde. Door reeds uitgevoerde of ingezette aanpassingen van de rwzi's zullen in komende jaren alleen nog SHARON® reactoren in bedrijf zijn op de rwzi Beverwijk en Garmerwolde.

Het BABE® proces is ontwikkeld met als doel extra nitrificerende biomassa in de deelstroom te creëren ten behoeve van bioaugmentatie (beënting met bacteriën, in dit geval nitrificerende bacteriën) van de waterlijn. De BABE-reactor heeft een SBR-modus met intermitterend beluchtingsregime waarin ammonium in het rejectiewater door een deel van het retourslib wordt omgezet in voornamelijk nitriet en een klein deel nitraat. Het vóórkomen van relatief hoge concentraties van vrij NH_3 wordt met de intermitterende beluchting verantwoordelijk gehouden voor de remming van NOB groei. Denitrificatie van nitriet en nitraat wordt bewerkstelligd door dosering van CZV zoals methanol. Het surplusslib wordt verpompt naar de waterlijn[154]. Er zijn in de periode 2002 - 2005 twee praktijkinstallaties gerealiseerd: op de rwzi Garmerwolde en rwzi 's-Hertogenbosch. Beide installatie zijn heden niet meer in gebruik. De claim van een betere nitrificatie en meer ruimte voor denitrificatie in waterlijn kon in de praktijk niet worden geverifieerd.

Het SHARON®- ANAMMOX proces is met succes geïntroduceerd op de rwzi Dokhaven, slibverwerking Sluijsjesdijk[155]. Hier is veel kennis opgedaan voor de ontwikkeling van de ééntraps-anammox processen. Waterschap Hollandse Delta is voornemens de installatie na 15 jaar succesvolle bedrijfsvoering om te zetten naar een ééntraps-systeem.

Door opgedane praktijkervaringen met betrekking tot stabiliteit van het proces, ontwikkeling van nieuwe reactoren en regelstrategieën, investeringskosten, waarmaken van claims en nieuwe wetenschappelijke kennis omtrent de inzet van anammox-biomassa zijn het DEMON®-proces en ANAMMOX®-proces de belangrijkste technologieën voor de nabije toekomst die passen in het concept van de Energiefabriek.

Voor verdere technieken die wereldwijd zijn ontwikkeld wordt verwezen naar een recent WERF rapport[156]. Hierin worden technologieën beschreven zoals PANDA®, ANITAmox®, De-Ammon®, RBC, SNAD®, NAS®, TERRAMOX® etc. Deze technologieën zijn onder andere gebaseerd op nitrificatie-denitrificatie processen en slib-op-dragersystemen en hebben ieder hun specifieke procesconfiguratie en regelstrategie. Er zijn inmiddels meer dan 100 anammox installatie in de wereld gerealiseerd of in aanbouw.
Hieronder volgt een beschrijving op hoofdlijnen van het SHARON® proces, DEMON® proces en het ANAMMOX® proces.

SHARON® PROCES

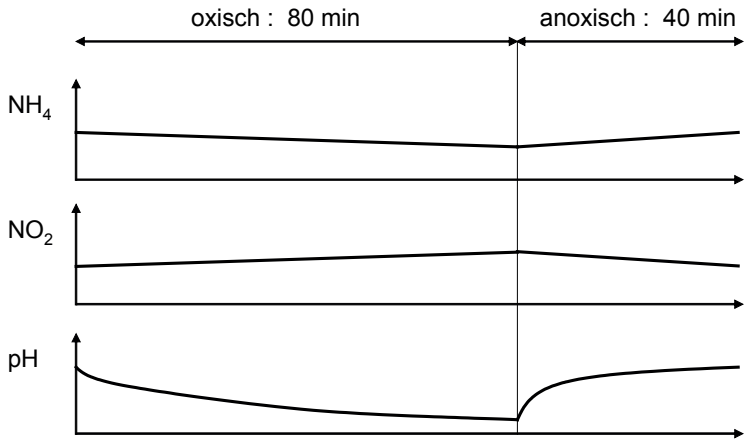
SHARON staat voor '**S**table **H**igh **A**mmonia **R**emoval **O**ver **N**itrite' . Het is een één- of twee-reactorsysteem zonder slibretentie waarin de nitrificatie verloopt tot voornamelijk nitriet, in plaats van het gebruikelijke nitraat, en vervolgens nitriet wordt omgezet tot stikstofgas. De groei van NOB die nitriet omzetten in nitraat wordt bemoeilijkt door de keuze van de procescondities (verblijftijd en temperatuur). De technologie is uitgebreid beschreven in twee STOWA-rapporten[157,158].

Het onderzoek naar gebruik van nitriet als intermediair in de N-verwijdering is gebaseerd op het door onderzoekers bij de TU-Delft[159] voorgestelde principe van het gebruik van de slibleeftijd om nitrietoxidatie te voorkomen. Bij hogere temperaturen, > 35°C, hebben NOB namelijk een langere slibleeftijd nodig dan AOB. In de deelstroombehandeling is denitrificatie in feite alleen nodig om voldoende alkaliniteit te vormen om de pH verlaging tijdens nitrificatie te neutraliseren. Hiervoor bleek een denitrificatie rendement van 70% voldoende te zijn. Voor een totale pH correctie is het gebruik van methanol gebaseerde denitrificatie economischer dan loog dosering.

Het proces kan worden uitgevoerd in een enkelvoudig òf een tweetraps reactorsysteem met recirculatie. De denitrificatie wordt bewerkstelligd door het intermitterend beluchten van de reactor (aerobe en anoxische omstandigheden) indien het één reactor betreft of in de anoxische reactor bij een tweetraps reactorsysteem en de dosering van methanol als C-bron. Het cyclisch beluchten van de reactor heeft geen merkbare invloed op de activiteit van nitrificeerders.

De verwijderingsrendementen voor ammonium, behaald op de Nederlandse rwzi's liggen tussen de 80% en 98% bij een aerobe verblijftijd van 1,3 tot 1,8 dagen. Een voorbeeld van de procescondities in een SHARON® reactor, gedurende de onbeluchte en beluchte periode is gegeven in Figuur 6.1.

FIGUUR 6.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE PROCESCONDITIES IN EEN SHARON®, IN EEN ÉÉNTRAPSSYSTEEM



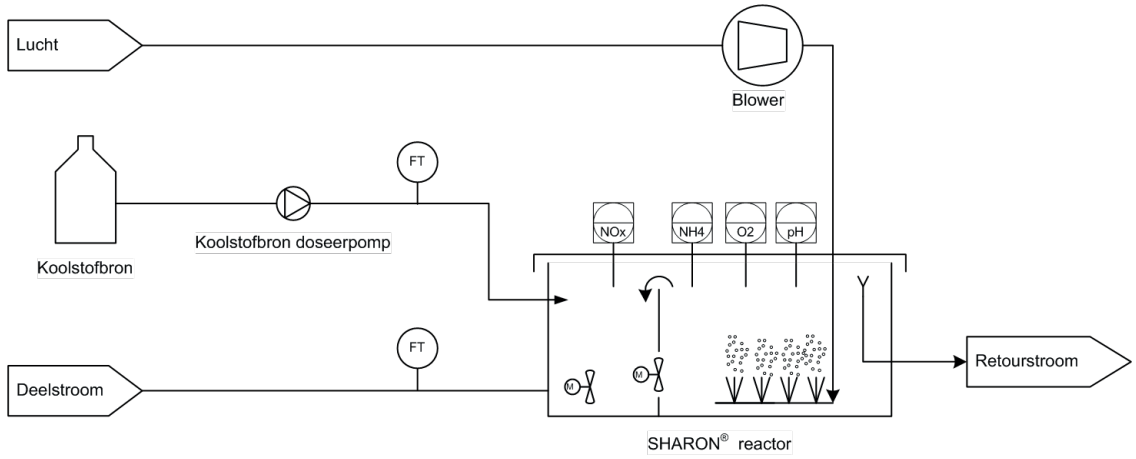
In de reactor wordt korte aerobe slibleeftijd, van ongeveer anderhalve dag of korter, aangehouden bij een temperatuur van 30 - 40°C. De biologische warmteproductie dient te worden afgevoerd via warmtewisselaars om het vereiste temperatuurtraject te handhaven.

Doordat nitriet het intermediair in de denitrificatie is, gebruikt het proces minder zuurstof (tot 25%) en minder C-bron (tot 40%) dan de conventionele stikstofverwijdering.

Het grootste deel van de reactorsystemen bestaan uit twee aparte tanks voor nitritatie en denitrificatie voor een optimale controle en prestatie. De interne recirculatie is –tot 20 keer het deelstroomdebiet. Een schematische weergave van een SHARON® proces is weergegeven in Figuur 6.2.

Daarnaast hangt de keuze voor één of twee reactoren samen met de hoogte van de NH_4^+-N concentratie, en het feit dat bij hoge concentraties aan de ene kant de overcapaciteit van de te installeren beluchting oneconomisch wordt, en aan de andere kant de benodigde ruimte zo groot, dat de lage verblijftijd niet meer gegarandeerd kan worden.

FIGUUR 6.2 **SCHEMATISCHE WEERGAVE *SHARON REACTOR***



ANAMMOX® PROCES EN DEMON® PROCES

Algemeen

Anammox biomassa gebruikt ammonium, nitriet en bicarbonaat als substraat. Het bicarbonaat fungeert hierbij als C-bron voor de celopbouw. In het proces wordt circa 10% van het ammonium omgezet in nitraat (afhankelijk van de slibopbrengst die weer een functie is van de slibleeftijd); het resterende wordt omgezet in stikstofgas. De optimale condities voor anammox biomassa zijn een pH tussen de 7,0 en 8,5 en een temperatuur van 30 - 37°C (zie hoofdstuk 0). Het probleem is dat de bacteriën buitengewoon langzaam groeien, de verdubbelingstijd bedraagt 11 dagen. Een snelle opstart van nieuwe anammoxreactoren kan derhalve alleen plaatsvinden met enten van anammox biomassa van andere installaties. Een zeer hoge slibleeftijd van anammox biomassa kan worden gerealiseerd in reactoren waarbij optimaal gebruikt wordt gemaakt van de natuurlijke verhoogde productie van exopolymeren en fysieke scheidingsinstallaties met een hoge bezinksnelheid.

Anammox biomassa hecht zich graag aan oppervlakken van andere biomassa formaties of anorganische structuren. Er kunnen aggregaten ontstaan in granulaire korrels die zeer goede

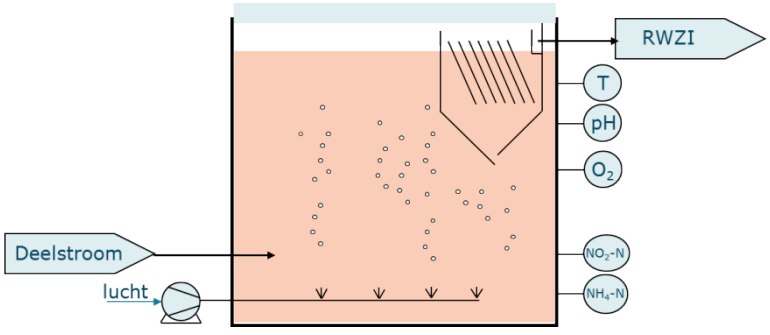
bezinkingseigenschappen hebben. Tevens dient de volumetrische N-belasting zo hoog mogelijk te zijn om maximale groei van anammox biomassa mogelijk te maken. De belangrijkste vereiste voor een succesvol bedrijf van een anammoxreactor is de beschikbaarheid van nitriet. Groei van NOB dient te worden vermeden omdat zij concurreren om het nitriet. Ofwel de slibverblijftijd dient zo laag te zijn dat NOB zich niet kunnen handhaven, of NOB mogen niet de kans krijgen om nitriet om te zetten. Het ontwerp van het scheidingsmechanisme en de regelstrategie voor zuurstofvoorziening is essentieel voor het handhaven van een stabiel anammox-proces. Indien alle voorwaarden vervuld zijn kunnen ammonium- en Ntotaal-verwijderingspercentages worden bereikt van respectievelijk 90 – 95% en 80 – 85%. Het ANAMMOX® proces streeft in de basis naar relatief grote granulaire korrels waar AOB alleen zuurstof ter beschikking hebben en NOB niet bij het nitriet kunnen komen. Het DEMON®-proces streeft naar kleinere korrels alleen bestaand uit Anammox-bacteriën, de AOB blijven in de actiefslibvlok. Beide processen hebben inmiddels hun praktijkwaarde bewezen. Bij aanwezigheid van sulfide in het influent en bij CZVdegradeerbaar/N-ratio's van > 1, is het ANAMMOX® proces gevoeliger dan het DEMON® proces. De hogere volumebelasting ligt hier waarschijnlijk aan ten grondslag.

ANAMMOX® proces

Bij het ééntrapsproces groeien de AOB en anammox biomassa gezamenlijk in synergie op een korrel. De AOB populatie groeit aan of net onder het oppervlak van de granule en de anammox groeit binnenin de granule. De anammox biomassa komt zo niet in aanraking met zuurstof. De groei van NOB wordt beperkt door een juiste zuurstofinbreng.

De reactor voor een ANAMMOX®-proces is een normale beluchtingsreactor met speciale drie-fasen lamellenafscheider als bezinkingsinrichting. De reactor wordt continu bedreven zodat een voorgeschakelde buffertank voor de deelstroom de voorkeur geniet. De vereiste zuurstofinbreng wordt geregeld via geregeld via een NH_4-N/NO_2-N/O_2 regelstrategie. Om ongewenste niet granulair slibophoping te vermijden wordt de lamellenafscheider ontworpen op een opstroomsnelheid van circa 2 m/h. Slecht bezinkbaar slib wordt zo voldoende uitgespoeld. Een schematische weergave van een ANAMMOX® reactor is weergegeven in Figuur 6.3.

FIGUUR 6.3 **SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET ANAMMOX PROCES**



DEMON® proces

Het DEMON® proces is ontwikkeld in een samenwerkingsverband tussen de Universiteit van Innsbruck en de Achental-Inntal-Zillertal Afvalwaterbehandeling Association (Oostenrijk). Het DEMON® (DEamMONification) proces bestaat uit één of meerdere SBR's, uitgevoerd met intermitterende beluchting tijdens de vul- en reactiefase, en met maximale zuurstofconcentraties van 0,3 mg/l in de aerobe fase[160]. Op rwzi Amersfoort is in 2008 de eerste continue

DEMON® gerealiseerd. Sindsdien is een continue DEMON® veelvuldig toegepast[161]. Een schematische weergave is te zien in Figuur 6.4.

De duur van de aerobe en anoxische periode wordt geregeld door pH. De pH daalt tijdens de aerobe fase door het verbruik van alkaliniteit tijdens de oxidatie van ammonium tot nitriet. Bij het lage pH instelpunt wordt de beluchting uitgeschakeld en de pH begint te stijgen door toevoeging van influent met een hoge pH. Heterotrofe denitrificatie van een gedeelte van het nitraat dat bij de Anammox-reactie wordt gevormd en de alkaliniteit van het influent dragen ook bij aan de toename van de pH.

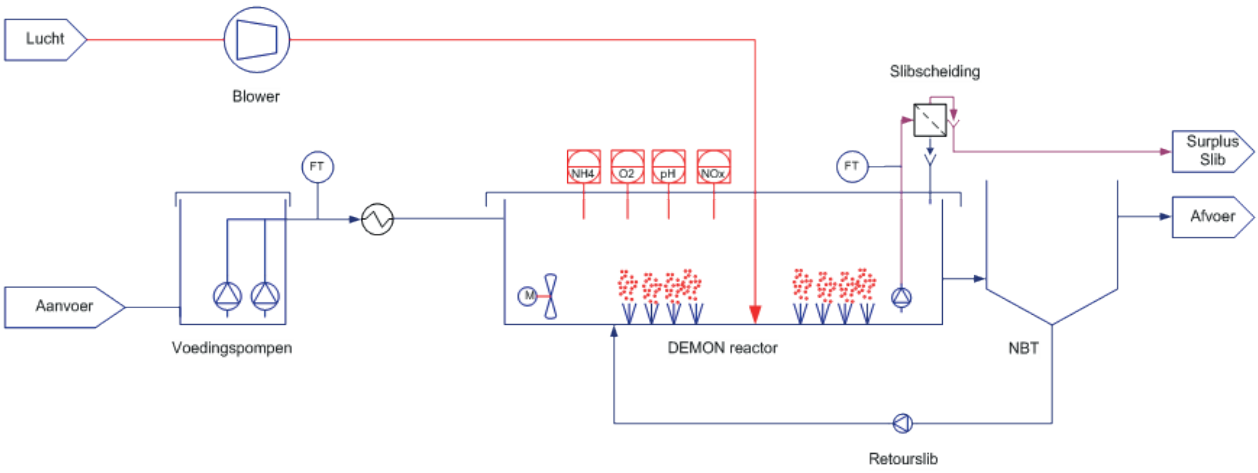
De pH-interval tussen de hoge en lage grenswaarden is 0,01 of 0,02 eenheden, wat doorgaans resulteert in een beluchtingscyclus bestaande uit een onbeluchte fase van 57 minuten en een beluchte fase van 1015 minuten. Dit is afhankelijk van de eigenschappen van het rejectiewater en wordt geregeld door de pH regeling. Dit is één van de sturingsmogelijkheden om de NOB te onderdrukken.

Anammox-bacteriën bestaan in een DEMON® in de vorm van dichte korrels met de AOB, heterotrofen en inerte zwevende stof gevangen in vlokken. In een verdere ontwikkeling het DEMON®-proces wordt het DEMON®- surplusslib door één of meer hydrocyclonen gevoerd, die worden bedreven bij een drukverschil van ongeveer 1,5 – 2,0 bar. Door de hogere dichtheid van de anammox-korrels ten opzichte van de geflocculeerde massa, kunnen de korrels worden gescheiden van het surplusslib onderin de hydrocyclonen en keert Anammox terug naar het SBR met een rendement van ongeveer 90 - 95%. Deze bewerking verhoogt de slibleeftijd van de anammox-bacteriën tot meer dan 50 dagen[162]. De slibleeftijd van de vlokkige biomassa wordt gehandhaafd op ongeveer 10 dagen. Hiermee wordt voldoende AOB massa in de reactor behouden, en tegelijkertijd wordt de groei van NOB onderdrukt, en wordt de accumulatie van heterotrofe biomassa en uitgevlokte inerte vaste stoffen in het slib beperkt.

Een DEMON® wordt meestal ontworpen met een volumebelasting van ongeveer 0,7 -1,2 kg $N \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$. Rendementen voor NH_4-N en N_{TOTAAL} van respectievelijk 85 - 95% en 75 - 85%, zijn behaald in full-scale systemen.

Bij het opstarten van DEMON®-reactoren kan entslib uit een bestaande reactor worden toegevoegd aan de nieuwe reactor. Hiervoor wordt doorgaans geënt met een hoeveelheid slibmassa die hoort bij een belasting van 20% van de uiteindelijke belasting. Met deze ent-dichtheid kan een stabiele behandeling van de gehele deelstroom worden bereikt in één tot twee maanden.

FIGUUR 6.4 SCHEMATISCHE WEERGAVE DEMON® REACTOR



6.2 FOSFOR

6.2.1 INLEIDING

Een aanzienlijk deel van het vrijgekomen fosfaat wordt na de slibontwatering teruggevoerd naar de waterlijn van de rwzi. Dit fosfaat kan op verschillende manieren worden verwijderd, door het neer te slaan als ijzerfosfaat (Fe_2PO_4), calciumfosfaat ($Ca_3(PO_4)_2$), of struviet. De vorming van struviet is het meest interessant, omdat het afgezet kan worden als meststof.
Het neerslaan van struviet in een korrelreactor of een precipitatiereactor is momenteel de enige wijze van verwijderen die in Nederland wordt toegepast op rwzi's. Na een slibgistingsreactor is vrijwel altijd voldoende ammoniumstikstof aanwezig, zodat voor het neerslaan van fosfaat als struviet via de reactie:

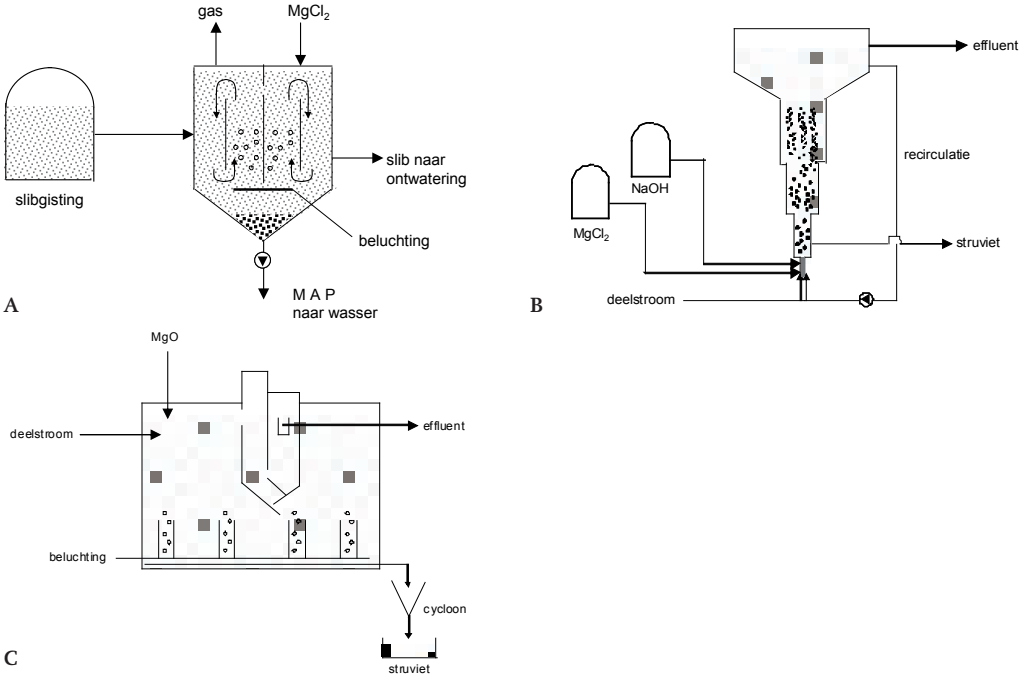
$$Mg^{2+} + NH_4^{+} + PO_4^{3-} + 6\ H_2O \rightarrow NH_4MgPO_4.6H_2O$$

alleen Mg^{2+} hoeft te worden gedoseerd.

6.2.2 TECHNIEKEN

Er zijn verschillende technieken beschikbaar voor de verwijdering van fosfaat als struviet. Goede beschrijvingen van de verschillende methoden zijn te vinden in een recent STOWA-rapport[163]. In de *Airprex procedure* wordt het slib in een reactor gebracht die wordt belucht op een *airlift*-achtige wijze en waarin magnesiumchloride ($MgCl_2$) wordt gedoseerd. Onderin de reactor slaat het struviet neer dat wordt afgelaten. Het slib wordt hoger in de reactor afgelaten. Met behulp van het proces wordt niet alleen struviet gewonnen; ook zou de ontwatering aanzienlijk beter verlopen[164]. Bij proeven op de rwzi Amsterdam-West werd een verbetering van het drogestofgehalte van het ontwaterde slib van 22 tot 25% ds vastgesteld[165]. Het neergeslagen struviet wordt tot slot in een zandwasser van overtollig slib ontdaan[166].

FIGUUR 6.5 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN PROCESSEN VOOR STRUVIETWINNING. A: AIRPREX PROCEDURE; B: PEARL OSTARA PROCES; C: PHOSPAQ PROCES



Een korrelreactor[167,168] kan worden toegepast voor het verwijderen van fosfaat, door middel van een neerslag als calciumfosfaat of struviet. Een korrelreactor voor de vorming van $CaPO_4$ is in de vorm van de *DHV-Cristalactor* toegepast in de praktijk bij de rwzi Geestmerambacht. In het *Ostara Pearl proces* wordt kristallisatie van struviet toegepast in een *fluid bed* reactor. Het principe is hetzelfde als beschreven in de korrelreactor. Paques levert de technologie om fosfaat in de vorm van struviet af te scheiden in de vorm van de *Phospaq*® technologie, waarbij grove bellenbeluchting wordt toegepast.

De afscheiding van deeltjes en behandeld water vindt plaats in een gepatenteerde afscheider. Het struviet wordt afgescheiden met behulp van een hydrocycloon. Colsen levert de struvietreactor in de vorm van de *Anphos*® technologie. Bij de laatste twee reactoren wordt MgO gedoseerd en beluchting toegepast. Fosfaatverwijdering kan ook plaatsvinden met behulp van magnetische scheiding van magnetiet ($Fe^{3+}{}_2Fe^{2+}O_4$), waarop fosfaat wordt neergeslagen in de vorm van calciumfosfaat of ijzerfosfaat. Het proces werd aan de hand van pilot-proeven zeer kostbaar bevonden[169]. Het wordt op rwzi's in Nederland niet toegepast.

De toepassing van struvietverwijdering levert een verhandelbaar product op en bespaart op de chemicaliëndosering ($FeCl_3$) voor P-verwijdering. Rondom de afzet van het gevormde struviet is nog enige onzekerheid. De meest kansrijke afzetkanalen zijn als kunstmestvervanging en afzet in de landbouw. De waarde van het struviet wordt geacht gerelateerd te zijn aan de prijs van fosfaat (uit erts).

P-TERUGWINNING BIJ DE EINDVERWERKING

Bij de eindverwerking kan fosfor uit de as worden verwijderd. In de as bevindt het zich als P_2O_5 waar het ongeveer 17% van het as uitmaakt[170,171], Het vrijmaken gebeurt door het oplossen van de as in sterke zuren, waarna het vervolgens wordt neergeslagen. Een overzicht van de mogelijkheden is recentelijk gepubliceerd[172].

7

OPTIMALISATIE EN TROUBLESHOOTING

7.1 INLEIDING

Optimalisatie is het 'verbeteren' van een installatie die verder geen operationele problemen heeft, en *troubleshooting* is het verbeteren van een installatie die dat wel heeft, zoals bijvoorbeeld het niet voldoen een de effluenteisen. In principe zijn er alleen graduele verschillen tussen beide begrippen.

7.2 OPTIMALISATIE

Optimalisatie van een installatie is vaak het gevolg van de vaststelling dat het installatie het beter kan doen dan de resultaten laten zien. Deze vaststelling kan bijvoorbeeld gebaseerd zijn op het modelmatig berekenen van de haalbare effluentkwaliteit en het vervolgens vergelijken van de berekende kwaliteit en de werkelijk gemeten kwaliteit. Op basis van de verschillen tussen berekening en werkelijkheid kan er vervolgens geconcludeerd worden dat een verbetering te verwachten valt.

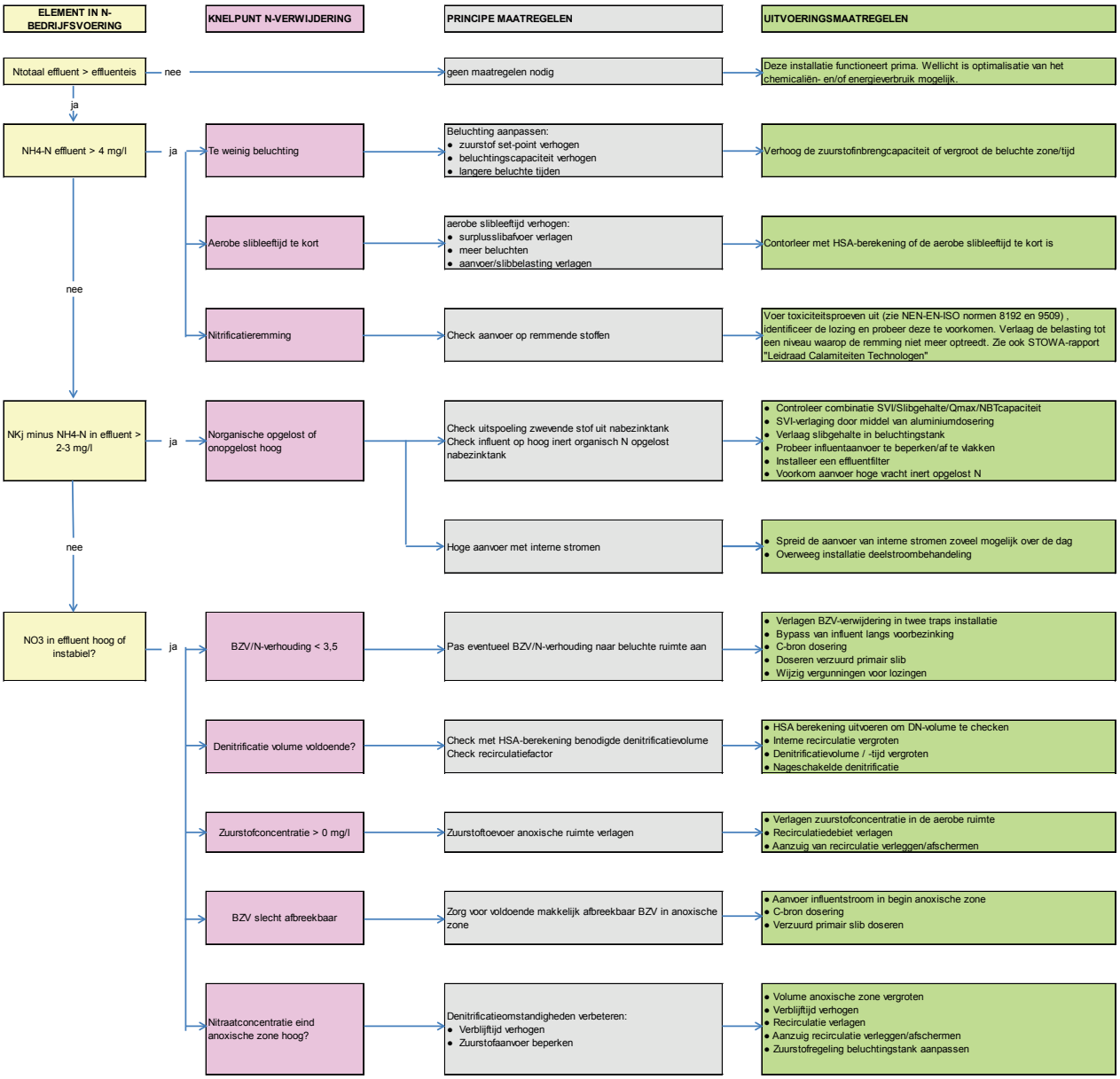
7.3 TROUBLESHOOTING

De *troubleshooting t*en aanzien van problemen die zich in een rwzi voordoen is over het algemeen niet strikt te scheiden in stikstof- en fosfaatverwijdering. Toch worden hieronder aparte beslisdiagrammen weergegeven voor troubleshooting voor stikstof en fosfaat. Daar waar nodig wordt onderling naar de beslisdiagrammen verwezen.

7.3.1 STIKSTOF

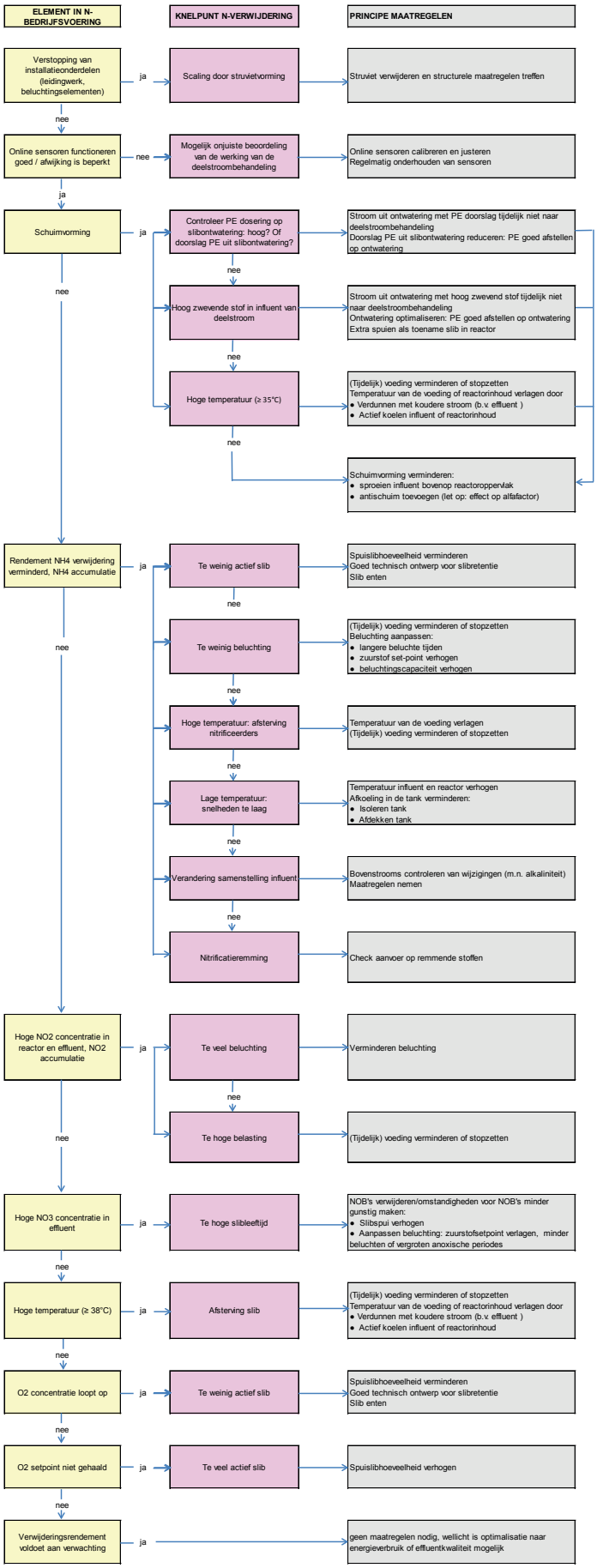
In een bestaande rwzi kan indien het gemiddelde N-totaal-gehalte in het effluent niet voldoet aan de vereiste kwaliteit en/of de stabiliteit van de stikstofverwijdering onvoldoende is, de bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd. Met behulp van het in Figuur 7.1 gepresenteerde beslisdiagram kan stap voor stap worden nagegaan waar precies het knelpunt in de stikstofverwijdering ligt en welke maatregelen vervolgens genomen kunnen worden. Uitgangspunt bij deze aanpak is een rwzi die bedreven wordt met een biologisch stikstofverwijderingsproces en waarbij de actiefslibtanks reeds gebouwd zijn en daarmee de dimensies en uitvoeringsvorm van de tanks reeds vastliggen. Ook de procesonderdelen van de slibverwerking liggen min of meer vast. Voor achtergronden bij de diverse stappen bij de optimalisatie van de stikstofbedrijfsvoering wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek.

FIGUUR 7.1 **BESLISSINGSDIAGRAM VOOR OPTIMALISATIE EN TROUBLESHOOTING VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING IN DE HOOFDSTROOM**



In een bestaande deelstroombehandeling kan indien het rendement van de stikstofverwijdering onvoldoende is of er andere situaties (zoals schuimvorming), de bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd. Met behulp van het in Figuur 7.2 gepresenteerde beslisdiagram kan stap voor stap worden nagegaan waar het knelpunt in de stikstofverwijdering ligt en welke maatregelen mogelijk zijn. Deze is grotendeels gebaseerd op het STOWA rapport 'Inventarisatie gebruikerservaringen deelstroombehandelingstechnieken' en expert judgement.

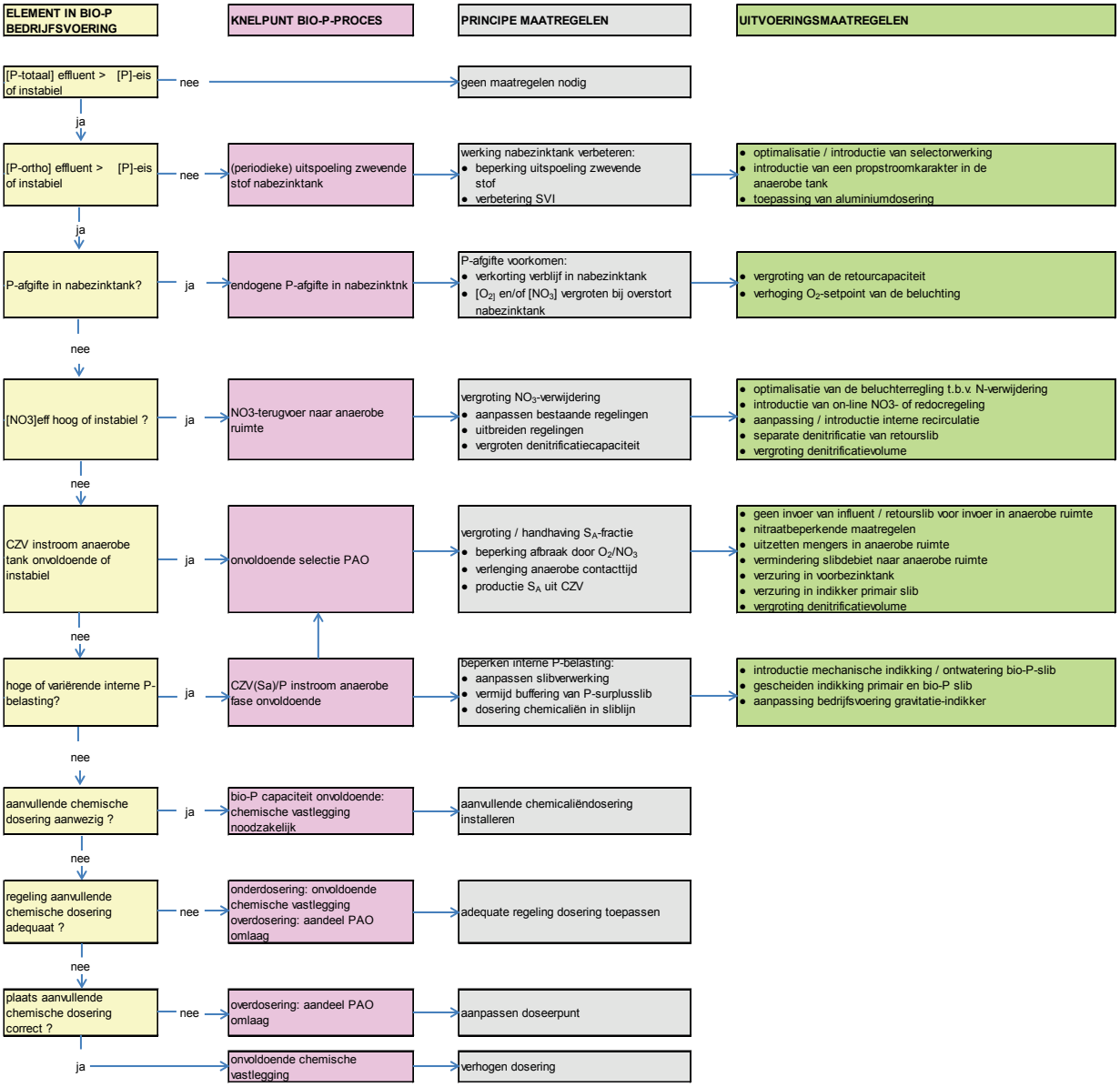
FIGUUR 7.2 **BESLISSINGSDIAGRAM VOOR OPTIMALISATIE EN TROUBLESHOOTING VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING IN DEELSTROOM**



7.3.2 FOSFAAT

In een bestaande bio-P rwzi kan, indien het gemiddelde totaal-P-gehalte in het effluent niet voldoet, aan de vereiste kwaliteit en/of de stabiliteit van de totaal-P-verwijdering onvoldoende is, de bio-P bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd. Met behulp van het in Figuur 7.3 gepresenteerde beslisdiagram kan stap voor stap worden nagegaan waar precies het knelpunt in de P-verwijdering ligt en welke maatregelen vervolgens genomen kunnen worden. Uitgangspunt bij deze aanpak is een rwzi die bedreven wordt met een bio-P proces en waarbij de anaerobe tank en overige actiefslibtanks reeds gebouwd zijn en daarmee de dimensies en uitvoeringsvorm van de tanks reeds vastliggen. Ook de procesonderdelen van de slibverwerking liggen min of meer vast. Voor achtergronden bij de diverse stappen bij de optimalisatie van de bio-P bedrijfsvoering wordt verwezen naar de overige hoofdstukken of bijlagen van dit handboek.

FIGUUR 7.3 BESLISSINGSDIAGRAM VOOR OPTIMALISATIE EN TROUBLESHOOTING IN DE BIO-P INSTALLATIE



Een speciaal geval dat enige aandacht verdient is het geval dat bij de bedrijfsvoering van aanvullende dosering de neiging bestaat om de dosering te verhogen, en die niet weer te verlagen

zodra daar aanleiding toe is. In dat geval kan het voorkomen dat er teveel wordt gedoseerd, en er metaalzouten worden teruggevoerd met het retourslib, die vervolgens aanleiding geven tot een vermindering van het aandeel biologische fosfaatverwijdering.

7.4 VEELGESTELDE VRAGEN (FAQ, FREQUENTLY ASKED QUESTIONS), EN HUN ANTWOORDEN

In het navolgende is een aantal veelgestelde vragen opgenomen, met de antwoorden daarbij. Er wordt onderscheidt gemaakt tussen bedrijfsvoering en ontwerp.

7.4.1 BEDRIJFSVOERING

STIKSTOFVERWIJDERING

1. *Wat kan ik doen als de N concentratie plotseling heel hoog wordt in het effluent?*
   Dit kan voorkomen bij RWA situaties of als de nitrificatie wegvalt door remming. In de beslisboom in § 7.3.1 (zie Figuur 7.1) zijn oplossingsrichtingen gegeven. Er is verschil in zomer en wintersituatie:
   - In zomersituatie kan de beluchtingscapaciteit onvoldoende zijn of kan het slibgehalte te hoog zijn. In dit laatste geval is er te veel beluchting nodig voor endogene ademhaling en is er te weinig capaciteit over voor de nitrificatie.
   - In de wintersituatie kan de nitrificatiecapaciteit onvoldoende zijn. De temperatuur is dan te laag voor de nitrificerende bacteriën om 'bij te groeien'. Ook is het mogelijk dat het slibgehalte te laag is, omdat er teveel slib is gespuid.

2. *Wat kan ik doen als de N concentratie te hoog wordt in het effluent?*
   In de beslisboom in § 7.3.1 (zie Figuur 7.1) zijn oplossingsrichtingen gegeven. Acties kunnen zijn:
   - Controleer de actuele belasting van de rwzi en vergelijk deze met de ontwerpbelasting.
   - Controleer de haalbare effluentkwaliteit met het model dat beschreven is in § 4.1.1.
   - Als de NH_4-N concentratie te hoog is dan zou mogelijk het slibgehalte omhoog kunnen, dit kan alleen als het maximale slibgehalte (bepaald door de SVI en de nabezinkcapaciteit) dat toestaat. Andere reden kan zijn dat de beluchtingscapaciteit ontoereikend is; in dat geval zou het zuurstofgehalte in de aeratietank zeer laag (± 0 mg/l) moeten zijn. Een teveel aan NO_3-N kan juist weer wijzen op overbeluchting.
   - Er is verschil tussen de zomer- en wintersituatie, zie hiervoor het antwoord op de vorige vraag.

3. *Waar kan ik informatie/ondersteuning in geval van calamiteiten vinden?*
   - In de nog uit te brengen rapportage 'Leidraad calamiteiten technologen' van STOWA staat informatie weergegeven en wordt ondersteuning gegeven op basis van een inventarisatie naar de ervaringen met calamiteiten op en rond rwzi's.

STIKSTOF EN FOSFAATVERWIJDERING

4. *Wat is het effect van de kwaliteit van de CZV in het influent op de N en P verwijdering?*
   - De CZV/BZV-verhouding is een maat voor de afbreekbaarheid van CZV en beschikbaarheid voor bio-P verwijdering en denitrificatie. Hoe lager de verhouding CZV/BZV is, hoe beter de beschikbaarheid is. Als een aanvoerstelsel naar de rwzi bestaat uit lange persleidingen, zal dit een hogere concentratie aan VFA's als gevolg hebben en dit is beter voor bio-P verwijdering en denitrificatie.

5. *Is er een minimaal O_2-gehalte voor in de aeratietank*
   - Het minimale O_2 gehalte wordt bepaald door de nitrificatie. Als de nitrificatie volledig verloopt, is er ook voldoende zuurstof voor de opname van P (biologische P-verwijdering). Voor nitrificatie is het gewenste O_2 gehalte 1,5 – 2,0 mg/l in de nabijheid van beluchtingsvelden/beluchters

6. *Kan er sprake zijn van een seizoensdip in nutriëntenverwijdering?*
   Dit is voor nutriënten stikstof en fosfaat ieder verschillend:
   - *Stikstof:* In de winter is er door de lage temperatuur van het afvalwater meer ruimte nodig voor nitrificatie. Dit betekent automatisch dat de ruimte voor de nitrificatie afneemt, en daarom kan bij lagere temperaturen het nitraatgehalte oplopen. Daarop is de rwzi meestal ook ontworpen. Theoretisch is het zo dat de behoefte aan recirculatie van nitraat het grootste is bij de overgang van zomer naar winter en andersom. Dat komt omdat er dan precies voldoende ruimte is voor de nitrificatie in de nitrificatieruimte (en geen overschot, zoals bij hogere temperaturen) zodat dan de denitrificatie vrijwel geheel door recirculatie bewerkstelligd moet worden (en niet door denitrificatie in de nitrificatieruimte). In de winter, bij hogere stikstofgehalten in het effluent, neemt de behoefte aan recirculatie weer af. Bij ontoereikende recirculatie kan er dan sprake zijn van een 'seizoensdip'.
   - *Fosfor:* in de zomer neemt door toegenomen temperatuur van het afvalwater (bij een constant slibgehalte in de aeratietank) de slibproductie af door de toegenomen endogene ademhaling of afsterving bij hogere temperatuur. Door de afname van de slibproductie neemt de afvoer van het in het slib vastgelegde hoeveelheid (niet bio-)P af. In dit geval dient er óf meer P biologisch te worden vastgelegd, óf dient de (aanvullende) dosering van chemicaliën te worden verhoogd.

FOSFAATVERWIJDERING

7. *Mijn chemicaliënverbruik voor P verwijdering loopt op, wat te doen?*
   Het is belangrijk om te controleren wat de oorzaak is van het oplopen van het chemicaliënverbruik:
   - Om te controleren of de biologische P verwijdering verminderd, kunnen periodiek P-afgifte testen uitgevoerd worden. Als de biologische P-verwijdering daadwerkelijk achteruit loopt, dan kan een overdosering van chemicaliën het geval zijn. In dat geval kan de chemicaliëndosering verlaagd worden en 'gewacht' worden tot bio-P weer oppakt. In deze periode is er wel tijdelijk wel een hoger P-gehalte in het effluent aanwezig.
   - Om te controleren of de anaerobe tank goed functioneert, kan gekeken worden naar de recirculatiestromen en de anaerobe tank. Controleer hiervoor de recirculatiestromen op debiet en de anaerobe tank op verblijftijd, droge stof, (het zogenaamde contactgehalte), zuurstof en nitraat. Ook een redox meter geeft een indicatie van de aan- en afwezigheid van zuurstof en nitraat.
   - Om te controleren of de beschikbaarheid van vetzuur-CZV is afgenomen in de anaerobe tank, kan de concentratie vetzuren bepaald worden in de anaerobe tank en in het influent.

8. *Is lokale P-terugwinning zinvol?*
   Er zijn twee redenen om P-terug te winnen:
   - Als je ongewenste struvietvorming hebt en P om die reden wilt terugwinnen, is het zinvol.
   - Als je geen ongewenste struvietvorming hebt, maar P wilt terugwinnen vanuit het oogpunt van grondstoffenterugwinning, dient een afweging gemaakt te worden tussen lokale terugwinning versus terugwinning bij de slibeindverwerking. Het rendement van de P-terugwinning is het hoogst bij slibeindverwerking. Zie ook § 6.2.2.

9. Hoe wordt P release in de nabezinktank voorkomen?

- Onder normale condities is de verblijftijd van het slib in de nabezinktank te gering om P vrij te maken. Er wordt niet of nauwelijks slib gefermenteerd en vetzuren zijn niet aanwezig. Prelease in de nabezinktank komt eigenlijk alleen voor bij hele kleine rwzi's waar 's nachts nauwelijks aanvoer is en de beluchting ver wordt teruggeschakeld. In dat geval moet de beluchting proefondervindelijk verhoogd worden om met voldoende hoge zuurstof- en nitraatconcentraties naar de nabezinktank te gaan.

10. Heeft bio-P effect op de ontwaterbaarheid van slib?

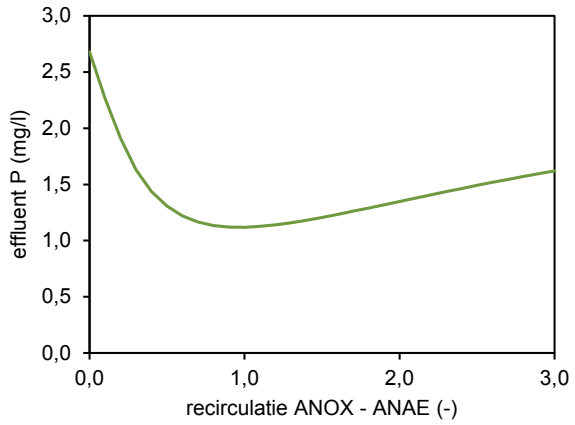
- Hoge PO_4-P concentraties in de te ontwateren slibstroom veroorzaken een slechtere ontwaterbaarheid, doordat fosfaat het water bindt. Een combinatie van bio-P en slibgisting en/of langere anaerobe verblijftijden in de slibindikking vóór de ontwatering geeft over het algemeen hogere PO_4-P concentraties in de te ontwateren slibstroom en dus een slechtere ontwaterbaarheid.

11. Wat is optimale recirculatie naar de anaerobe tank?

Dit is afhankelijk van de procesconfiguratie:

- In een m-UCT systeem is een recirculatie van 0,9 - 1,0 x het DWA-recirculatiedebiet optimaal, zie Figuur 7.4.

FIGUUR 7.4 EFFLUENT -P IN EEN VOORBEELD M-UCT SYSTEEM ALS FUNCTIE VAN HET DE RECIRCULATIEFACTOR (RETOURDEBIET/DWA-DEBIET) VAN ANOXISCHE NAAR ANAEROBE RUIMTE. DEZE FIGUUR IS TER INDICATIE: IEDERE RWZI KENT EEN ANDERE LIJN



- Bij een Phoredox-systeem is het retourslibgehalte niet variabel; het slibgehalte in de nitrificatie/denitrificatieruimten bepaalt de retourstroom.

12. Hoe voorkom je fosfaatpieken bij RWA?

- In § 3.2.6 zijn de mogelijke problemen bij RWA beschreven. Het omleiden van hoge aanvoeren om het anaerobe volume heen, direct naar de ruimte voor nitrificatie en denitrificatie, kan een deel van de in § 3.2.6 genoemde problemen verminderen. Dit is afhankelijk van de procesconfiguratie:
  - Bij een m-UCT bepaalt het RWA debiet het slibgehalte in de anaerobe ruimte. Omleiden van RWA is hierdoor een goede oplossing bij m-UCT systemen, want de omzettingscapaciteit in de anaerobe ruimte daalt hierdoor dan niet zo sterk.
  - Bij het Phoredox-proces wordt meer nitraat teruggevoerd bij RWA, door verhoging van het retourdebiet, die feitelijk de functionele anaerobe ruimte verkleint. Omleiden van RWA heeft echter minder zin bij Phoredox-systemen, hierdoor wordt niet minder nitraat teruggevoerd naar de anaerobe ruimte. Terugvoer van nitraat

treedt in de zomer veel minder op dan in de winter (zie ook vraag 6).
Omleiden zou plaats dienen te vinden vanaf ongeveer 1 - 1,2 x DWA. Er dient hiervoor wel voldoende vetzuur-CZV naar de anaerobe ruimte te worden gevoerd om aan de behoefte aan deze CZV van de bio-P bacteriën te kunnen voldoen.

- Met behulp van het model dat beschreven is in § 4.1.1 kan een indruk worden verkregen van het antwoord op de vraag welk aandeel van de RWA zou kunnen worden omgeleid.

13. Hoe voorkom je P-release bij slibindikking?

- P-release kan worden beperkt door een korte verblijftijd in de slibindikking en door het gescheiden houden van primair en secundair slib tijdens slibindikking. Zie § 2.2.3.

DEELSTROOMBEHANDELING

14. Hoe voorkom ik schuimvorming op mijn deelstroom N-behandeling?

- Er zijn verschillende oorzaken voor schuimvorming in de deelstroombehandeling. In de beslisboom in § 7.3.1 (zie Figuur 7.2) zijn de oorzaken en hun bijbehorende oplossingsrichtingen gegeven.

15. Het rendement van de deelstroom-N-behandeling loopt terug, wat te doen?

- Er zijn verschillende oorzaken voor het teruglopen van het rendement in de deelstroombehandeling. In de beslisboom in § 7.3.1 (zie Figuur 7.2) zijn de oorzaken en hun bijbehorende oplossingsrichtingen gegeven. Een voorbeeld hiervan is het controleren van de alkaliniteit/N-verhouding.

16. Is er een effect van een deelstroom-P op de verwijdering in een deelstroom N?

- Ja, indien in de deelstroom-P $MgCl_2$ gebruikt wordt, heeft dit een negatief effect op de alkaliniteit/N-verhouding en op het maximaal te behalen verwijderingsrendement.

ENERGIE EN DUURZAAMHEID

17. Hoe kan ik energie besparen: moet ik juist meer of minder beluchten?

- Om energie te besparen, kan gevarieerd worden in het drogestofgehalte over het jaar, zie ook vraag 18. Hierdoor is er minder beluchtingsenergie nodig. Let hierbij op dat de slibleeftijd niet lager wordt dan de minimale slibleeftijd die benodigd is voor nitrificatie. Daarnaast betekent verlaging van het slibgehalte een hogere slibproductie.
- Een hogere slibproductie zorgt aan de ene kant voor meer energieverbruik en kosten voor slibafvoer, maar aan de andere kant ook voor meer afvoer van P met het slib en dus minder gebruik van chemicaliën (indien chemische P-verwijdering). Indien slibgisting aanwezig is, zorgt een hogere slibproductie voor een hogere biogasproductie.
  - Om energie te besparen, kan een hoger ammoniumgehalte nagestreefd worden indien de geldende grenswaarde voor N in het effluent niet wordt overschreden. Belangrijk hierbij is dat deze niet te hoog wordt (maximaal 2,5 – 3,0 mg/l in verband met het risico op licht slib).
  - In het algemeen is het voor energiebesparing van belang om naast de optimale belasting van de beluchtingselementen ook de efficiëntie van de beluchtingsschotels op peil te houden. Wanneer op langere termijn de efficiëntie van beluchtingsschotels wordt gemonitord, wordt inzicht verkregen in de afname in de efficiëntie. Dit kan onder andere veroorzaakt worden door vervuiling van de elementen.

18. Hoe kan ik energie besparen: moet ik variëren in drogestofgehalte over het jaar?

- Om energie te besparen, kan gevarieerd worden in het drogestofgehalte over het jaar. Door de lagere slibhoeveelheid in de zomer is er minder endogene ademhaling en dus ook minder beluchtingsenergie nodig. Let hierbij op dat de slibleeftijd niet lager wordt dan de minimale slibleeftijd die benodigd is voor nitrificatie. Daarnaast betekent verlaging van het slibgehalte een hogere slibproductie. Een hogere slibproductie zorgt aan de ene kant voor meer energieverbruik en kosten voor slibafvoer, maar aan de andere kant ook voor meer afvoer van P met het slib en dus minder gebruik van chemicaliën (indien chemische P-verwijdering). Indien slibgisting aanwezig is, zorgt een hogere slibproductie voor een hogere biogasproductie.

19. Wat is de lachgas emissie op mijn rwzi?

- In het algemeen geldt dat hogere nitrietconcentraties een indicatie zijn voor hogere lachgasemissies. Op de STOWA website is het laatste onderzoek naar lachgasemissies op rwzi's te vinden.

LICHT SLIB EN DRIJFLAAG

20. Wat is de beste licht slibbestrijding?

In STOWA 2001-02 zijn richtlijnen gegeven voor de beheersing van lichtslib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering. Hierin staat onder andere:

- Voorkom een hoog NH4-N en een laag O2-gehalte aan het einde van de aeratietank tijdens de normale bedrijfsvoering van de rwzi.
- Het doseren van PAC is de oplossing als er acute problemen ontstaan met licht slib.

21. Wat is de beste drijflaagbestrijding?

Wanneer drijflaag optreedt, zijn directe oplossingsrichtingen:

- Het verlagen van het zuurstofgehalte.
- Sproeien (met effluent).

Het doseren van antischuim is géén oplossing. Met name voor op de lange termijn; er treedt gewenning of adaptatie op en antischuim heeft ook negatieve gevolgen voor de alfa-factor, waardoor er meer beluchting nodig is.

REGELINGEN

22. Wat is de beste beluchtingsregeling bij RWA-omstandigheden?

- Feed Forward-regeling, zie § 5.4.2.

23. Wat is de beste retourslibregeling?

- Het retourslibdebiet regelen op basis van influentdebiet en de SVI (zie § 5.4.2).

24. Wat is de beste recirculatieregeling?

- Het recirculatiedebiet naar de denitrificatietank regelen met behulp van een nitraatmeter of redoxmeter in het laatste compartiment van de denitrificatietank (zie § 5.4.2 'Sturing recirculatiedebiet naar denitrificatiedebiet naar denitrificatieruimte').

25. Hoe kunnen online monitors voor N en P met bijbehorende regeling helpen?

- Online monitors voor N helpen in de regeling voor de wijze van inzet van de facultatieve/nitrificatietank of wisselruimte, het recirculatiedebiet naar de denitrificatieruimte en/of de sturing van de zuurstofsetpoints. De online monitors zijn belangrijk in het streven

naar een energiezuinige bedrijfsvoering of een minimale of exacte effluentconcentratie. Zie ook § 5.4.2.
- De online monitor voor P wordt met name gebruikt voor het regelen van de chemicaliëndosering ten behoeve van chemische defosfatering (zie § 5.4.2).
- Online monitors geven snel inzicht in de performance van de zuivering na het aanpassen van setpoints.

7.4.2 ONTWERP

26. Waar vind je in dit handboek hoe je een rwzi moet ontwerpen?

- Het handboek is niet primair bedoeld om een complete rwzi te ontwerpen. Met het bijgeleverde model kunnen de berekeningen zoals beschreven in § 4.1.1 en bijlage 2 worden uitgevoerd en kan bijvoorbeeld de benodigde slibmassa worden berekend.
- Voor het ontwerp van overige procesonderdelen als de voorbehandeling, nabezinking, retourslibcapaciteit, beluchtingssysteem enzovoort wordt verwezen naar andere handboeken[26,34,35,122] en Duitse ontwerprichtlijnen[173].
- Toetsing van de berekeningen aan de hand van een dynamisch model kan nuttig zijn (zie § 4.2).

STIKSTOFVERWIJDERING

27. Wat is met name bepalend voor nitrificatie?

- Voor de nitrificatie dient de aerobe slibleeftijd voldoende te zijn (zie § 3.1.5). Inspoeling van zwevende stof naar de beluchte ruimte heeft veel invloed op de slibleeftijd.
- Daarnaast dient er voldoende zuurstof te kunnen worden ingebracht voor de gewenste omzetting van ammoniumstikstof. Er dient voldoende beluchtingscapaciteit aanwezig te zijn.

28. Hoe bereken je de aerobe slibleeftijd en hoe hoog moet deze minimaal zijn bij welke temperatuur?

- De aerobe slibleeftijd is de fractie aeroob slib vermenigvuldigd met de totale slibleeftijd. Hierbij is:
  - De fractie aeroob slib: de fractie van de beluchte ruimte met een zuurstofconcentratie die nitrificatie mogelijk maakt, dus hoger dan 1,0 mg/l.
  - De totale slibleeftijd is de hoeveelheid slib in kg (slibgehalte (in kg/m^3 of g/l) maal het volume van de nitrificatie/denitrificatieruimte (in m^3)) gedeeld door de productie van surplusslib plus die van uitspoelend slib. Uitspoelend slib kan meestal worden verwaarloosd.

29. Maakt het nog uit of je kiest voor bellenbeluchting of punt/oppervlaktebeluchting?

- Voor de stikstofverwijdering maakt het niet uit of voor punt- of voor bellenbeluchting wordt gekozen. De keuze voor punt- of bellenbeluchting heeft wel effect op het energieverbruik.

30. Wat is met name bepalend voor denitrificatie?

Voor de denitrificatie is bepalend (zie § 3.1.5 en 3.1.8 onder 'denitrificatie' en § 5.2.3):

- De te verwijderen nitraatvracht (rendement).
- De BZV/N verhouding.
- Het anoxisch volume.
- De zuurstofvracht in de interne recirculatie.

31. Op basis van welke parameters maak ik de keuze tussen voordenitrificatie en simultane denitrificatie?

- In § 5.2.3 zijn de ontwerprichtlijnen en -beslissingen hiervoor gegeven.
- De volgende aspecten zijn van invloed op de keuze:
- De BZV/N verhouding.
- De effluenteis.
- Het beschikbare volume.
- De mogelijkheden voor compartimentering en interne recirculatie.
- Het al dan niet aanwezig zijn van een voorbehandeling.
- Simultaan is altijd de meest veilige keuze, dit resulteert in de berekeningen in het grootste benodigd volume.

32. Wat is het minimaal haalbare ammoniumgehalte in het effluent?

- Normaal gesproken wordt in het ontwerp 1,5 mg NH_4-N/l aangehouden, waarbij 1,0 mg NH_4N/l de minimum ontwerpwaarde is. In de praktijk kan de ammoniumconcentratie zeer laag worden, tot ongeveer 0,5 mg/l.
- Het streven naar een minimale NH_4-N concentratie voor bedrijfsvoering, wil niet altijd zeggen dat hiermee ook de laagste N-totaal waarde in het effluent wordt bereikt.

33. Wat is de minimaal haalbare nitraatconcentratie in het effluent?

- In ontwerpberekeningen gaat men vaak uit van een minimale nitraatconcentratie die niet lager is dan 3,0 mg NO_3-N/l. Lagere waarden voor nitraat komen eigenlijk alleen voor bij hoge slibleeftijden c.q. een laag ammoniumgehalte.

34. Wat moet ik aanhouden voor opgelost organische stikstof in het effluent?

- Circa 1,5 mg/l, zie § 0 voor de achtergronden om een gefundeerde ontwerpkeuze te maken.

35. Wat moet ik aanhouden voor onopgelost organische stikstof in het effluent?

- Dit is sterk afhankelijk van het zwevende stof gehalte in het effluent. De onopgeloste organische stikstof wordt berekend door de drogestofconcentratie in het effluent maal het aandeel N in de drogestof ([DS] * % N in ds, ca. 6%).

36. Is deelstroombehandeling een oplossing voor mijn rwzi?

- Dit is een integrale afweging en afhankelijk van meerdere factoren. In ieder geval geldt dat deelstroombehandeling enkel aanwezig kan zijn indien tevens een slibvergisting met slibontwatering aanwezig is. Zie ook de beslisbomen in Figuur 511 en Figuur 514.

FOSFAATVERWIJDERING

37. Wanneer is bio-P interessant?

- Kijkend naar kosten, dan is bio-P altijd duurder dan chemische P verwijdering. Bij de keuze voor bio-P is het aspect duurzaamheid vaak doorslaggevend, aangezien dit het grote voordeel is van bio-P. Zie§ 5.2.5 voor de ontwerprichtlijnen en -beslissingen.
- Nadelen van bio-P zijn dat het proces minder direct te sturen is dan chemische P-verwijdering, het effect van RWA op bio-P verwijdering en dat het in het slib vastgelegde P weer kan vrijkomen bij gisting en bij ontwatering.
- Nadeel van chemisch P is dat er chemicaliën nodig zijn die bijvoorbeeld voor extra chlorides in het effluent zorgen en dat het extra slib oplevert.

38. Waar kan ik het beste chemicaliën doseren ten behoeve van P verwijdering?

- Er zijn twee locaties waar gedoseerd kan worden:
  - Aan het eind van de anaerobe ruimte. Uit het oogpunt van precipitatie kan dosering het best plaatsvinden daar waar de ortho-fosfaatconcentratie het hoogst is. Het gevaar van polyfosfaatbeperking is op deze doseerplaats groot. Het risico bestaat dat zoveel fosfaat wordt neergeslagen dat in de aerobe ruimte onvoldoende P kan worden opgenomen.
  - Aan het einde van het aerobe volume, bijvoorbeeld ter hoogte van de overstort naar de nabezinktanks. Gezien de lagere fosfaatconcentratie zal in principe een hogere doseerverhouding nodig zijn dan in vergelijking met dosering aan het eind van het anaerobe volume. Bij een directe sturing van de metaalzoutdosering aan het fosfaatgehalte in het effluent via on-line monitoring van het effluent is deze doseerplaats te verkiezen boven het einde van de anaerobe periode.
- Een goede menging van het metaalzout met het actief slib is bij iedere doseerplaats noodzakelijk. Dit betekent dat het metaalzout bijvoorbeeld bij een overstort (van een verdeelwerk), bij een continu draaiende menger of puntbeluchter of bij een speciaal voor dit doel geplaatste menger gedoseerd dient te worden.
- Combinatie van voorprecipitatie (dosering op de voorbezinking) met biologische Pverwijdering ligt niet voor de hand, maar kan eventueel ook worden toegepast. Een goede menging van het metaalzout met het actief slib is bij iedere doseerplaats noodzakelijk. Dit betekent dat het metaalzout bijvoorbeeld bij een overstort (van een verdeelwerk), bij een continu draaiende menger of puntbeluchter of bij een speciaal voor dit doel geplaatste menger gedoseerd dient te worden.
- Meer over chemische P-verwijdering is te vinden in §3.2.1.

39. Wat is de minimaal benodigde verblijftijd in de anaerobe tank bij DWA?

- In feite is er geen minimale verblijftijd in de anaerobe tank. Bij iedere verblijftijd die voldoende is om werkelijk anaerobe condities (dus zonder nitraat) te creëren, kan biologische P-afgifte en vetzuuropname plaatsvinden. Vetzuuropname maakt de groei van fosfaataccumulerende bacteriën mogelijk.
- Voor een substantiële biologische P-verwijdering is een contacttijd van een half uur aan te raden. In het bijgevoegde model zoals beschreven in §4.1.1 kan met de contacttijd worden geëxerceerd (door het volume van de anaerobe ruimte te variëren).

40. Heeft het meerwaarde de anaerobe tank in (bijvoorbeeld 3) propstroomcompartimenten op te delen?

- Voor de bestrijding van licht slib is een indeling van de anaerobe tank zodat een propstroomkarakter ontstaat nuttig, onder andere doordat op deze manier in het eerste compartiment een hoge vlokbelasting wordt aangelegd. Zie ook het STOWA-rapport over het belang van de selector[112].

41. Telt een anaerobe selector ook mee bij het volume van de anaerobe tank?

- Ja, een anaerobe selector telt mee in het volume van de anaerobe tank. De condities in selector en anaerobe ruimte zijn niet principieel verschillend.

42. Hoe kan ik de terugvoer van nitraat en zuurstof naar de anaerobe tank minimaliseren?

- Door een goede regeling van het recirculatiedebiet naar de denitrificatieruimte, waarbij het debiet gestuurd wordt met behulp van een nitraatmeter of redoxmeter in het laatste compartiment van de denitrificatietank (zie § 5.4.2 'Sturing recirculatiedebiet naar denitrificatiedebiet naar denitrificatieruimte').

- Door het onttrekken van de recirculatiestroom op zodanige locatie en wijze dat er zo min mogelijk O_2 mee kan komen in de recirculatie.

43. Wat is minimaal haalbare PO_4-P-concentratie?

Dit is afhankelijk van de wijze van P-verwijdering:

- Met bio-P is de minimaal haalbare concentratie: 0,3 mg PO_4-P/l
- Bij chemische P-verwijdering is de minimaal haalbare concentratie: 0,2 mg PO_4-P/l
- De combinatie van biologisch en chemische P-verwijdering geeft de laagste minimale waarde, namelijk 0,15 mg PO_4-P/l. Deze genoemde minimale waarden worden niet gebruikt als ontwerpwaarde.

44. Wat moet ik aanhouden voor opgeloste organische P in effluent?

- 0,15 mg P/l, zie § 5.3.2.

45. Wat moet ik aanhouden voor onopgeloste organische P in effluent?

- Dit is afhankelijk van het zwevende stof gehalte in het effluent en het P-gehalte in het slib en wordt berekend door de drogestofconcentratie in het effluent maal het aandeel P in de drogestof ([DS] * %P in ds). Het P-gehalte in het slib is afhankelijk van de wijze van P-verwijdering.

7.5 LESSEN UIT DE BESTUDEERDE CASUSSEN

Een viertal rwzi's is in het kader van dit project bezocht en op hun problemen geanalyseerd. De bezochte installaties zijn gedetailleerd beschreven in het bijlagenrapport en in deze paragraaf zijn de belangrijkste lessen opgenomen. Ondanks dat er aandacht is besteed bij de keuze van de rwzi's om de meest voorkomende procesconfiguraties in Nederland aan bod te laten komen, dient er te worden opgemerkt dat het slechts een beperkt aantal rwzi's betreft en de geleerde lessen niet een complete weergave voor de Nederlandse situatie geven.

De vier rwzi's zijn:

- rwzi Drachten: BCFS met biologische fosfaatverwijdering
- rwzi Nieuwgraaf: Phoredox met biologische fosfaatverwijdering en mogelijkheid voor aanvullend chemische fosfaatverwijdering
- rwzi Venlo: laagbelast actiefslibsysteem (type Carrousel) met biologische en chemische fosfaatverwijdering
- rwzi Venray: mUCT met biologische- en aanvullende chemische fosfaatverwijdering

RWZI DRACHTEN

- Ervaring met het niet juist uitmeten van de influentconcentraties van de zuivering. Het monsterpunt zat te dicht op een inkomende deelstroom, waardoor de belasting van de zuivering tot op voor kort altijd is onderschat met ongeveer 20-25%. In de tijd dat men dacht ruimte te hebben in capaciteit werd rwzi Wijnjewoude (Carrousel a 13.000 i.e) uitgezet en het afvalwater bij dat van rwzi Drachten gevoegd. Naderhand bleek dat de zuivering hierdoor overbelast raakte. De huidige belasting ten opzicht van ontwerp is 109%.
  - Oplossing: aanpassen monsterpuntlocatie
- Problemen met zuurstofinbreng (O_2 bleef laag in een ruim stuk van de beluchte ring voor de afloop), vermoedelijk door belasting, risico op P release.
  - Oplossing: Uitbreiden met een extra beluchtingsveld en toevoegen blowercapaciteit
- Ervaring met overbelasting van de BCFS reactor (hoge nitraat effluent bij laag ammonium).

  - Oplossing 1: enig ammonium in het effluent toestaan om voldoende denitrificatiecapaciteit te borgen met het oog op bio-P
  - Oplossing 2 (wordt nu overwogen): afkoppelen rejectiewater gisting en direct afvoeren naar centrale ontwatering in Heerenveen
- Ervaring met niet optimale beluchting ten aanzien van aanvoer (hoge concentraties nitraat en zeer lage concentraties ammonium in het effluent):
  - Oplossing: splitsing beluchting naar twee velden regeling met ammonium-eindwaarde en nitraat-streefwaarde voor optimalisatie van de denitrificatie in de anoxische ruimte.

Er is kortstondig geëxperimenteerd met het afsluiten van de retourstroom van de gisting. Het effect was groot en de concentraties nitraat in het effluent daalde significant.

RWZI NIEUWGRAAF

- Ervaring met altijd slecht functionerende bio-P ondanks relatief lage belasting van de rwzi ten aanzien van de ontwerpwaarde. De aanleiding is onduidelijk, er zijn drie hypothesen:
  - Kortsluitstroming in anoxische ruimte, met verkleining anoxische verblijftijd en oplopen nitraatwaarde als gevolg. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door te weinig voortstuwers of het verkeerd opstellen hiervan (meestrooms in plaats van tegenstrooms).
  - Grove bellenbeluchting (H_2S verwijdering bij influent) zou VFA's mogelijk kunnen strippen, *maar waarschijnlijker is afbraak van vetzuren door de beluchting*.
  - De BZV/N verhouding is ongunstig om goed te denitrificeren.

RWZI VENLO

- Het feit dat de carrousels in serie zijn geschakeld maakt het moeilijk om snel afbreekbaar BZV aan te voeren voor de denitrificatie in trap 2 (de grote AT's). De dubbele invoerpunten in de grote carrousels zijn eigenlijk bestemd geweest om dit te bewerkstelligen. Destijds is de keuze zo gemaakt omdat een en ander niet uit leek te maken voor de prestaties van de zuivering.
- Het plaatsen van de TDH en het optimaliseren ervan heeft voor een grote N retourstroom gezorgd die maakt de zuivering qua N verwijdering nu volbelast is.
- De locatie van de O_2-meting in de eerste trap (einde beluchte zone kleine carrousel) maakt dat de beluchting moeilijker kan worden uitgestuurd: de sturing moet erg gevoelig zijn omdat het zuurstofgehalte altijd laag is op die plek. Plaatsing van de O_2-meting is belangrijk voor een goed afgestemde beluchtingsregeling voor de N-verwijdering.

RWZI VENRAY

- Ervaring met terugvoer van teveel NO_3 naar de anaerobe ruimte met als gevolg uitval bio-P. Het systeem was gevoelig bij belasting rondom de ontwerpcapaciteit, teveel nitraat bracht de fosfaatverwijdering in gevaar.
  - Oplossing 1: N Belasting verlagen: Afkoppelen rejectiewaterstroom van de gisting en afvoeren slib zonder na-ontwatering naar rwzi Venlo.
  - Oplossing 2: BZV/N verhouding verbeteren: Gebruik externe C-bron (restproduct risdrankfabriek: suikers) voor boosten denitrificatie. Injecteren in slibretour vanaf NBT naar AT.
  - Oplossing 3: BZV/N verhouding verbeteren: Gebruik recirculatie op voorbezinktank om VFA's vrij te maken. Uit de conus van de tank wordt water onttrokken wat rijk aan VFA's. Dit wordt weer bij de aanloop naar de VBT toegevoegd.
  - Oplossing 4: Denitrifictiecapaciteit vergroten door aanpassen beluchtingsregeling.

Verplaatsing wisselveld van voorin naar achterin de reactor om anoxische ruimte beter te benutten en mogelijk maken velden los aan te sturen.

De eerste en de vierde maatregel bleken het meest effectief. Oplossing 2 en 3 brachten wel een merkbare bijdrage.

BIJLAGE 1

METINGEN

INLEIDING

In deze bijlage worden de metingen beschreven die kunnen worden uitgevoerd voor het vaststellen van de activiteit van slib, de nitrificatie- en denitrificatiecapaciteit, en de testen die kunnen worden uitgevoerd voor het vaststellen van P-opname en afgifte.

STIKSTOF

Om de remming van de respiratie en/of de nitrificatie in actief slib te bepalen zijn een tweetal NEN-ISO normen beschikbaar:

- NEN-EN-ISO 8192: Water - Bepaling van de remming van het zuurstofverbruik van actief slib voor koolstof- en ammoniumoxidatie.
- NEN-EN-ISO 9509: Water - Water - Methode voor de beoordeling van de remming van de nitrificatie van micro-organismen in actief slib.

FOSFOR

Fosfaatafgifte- en fosfaatopnametesten

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

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

Een typisch profiel van een P-afgifte- en P-opnametest is weergegeven in figuur B1.1.

Anaerobe P-afgiftetest

Om de maximale P-afgifte te bepalen moet acetaat in overmaat worden toegediend aan het slib. Zuurstofinslag tijdens de test en de aanwezigheid van nitraat bij aanvang van de test moeten worden voorkomen. Uit de afgiftecurve kan de hoeveelheid opgeslagen polyfosfaat en de maximale P-afgiftesnelheid ($k_{afgifte}$) per gram (organisch) slib worden berekend.

Aerobe P-opnametest

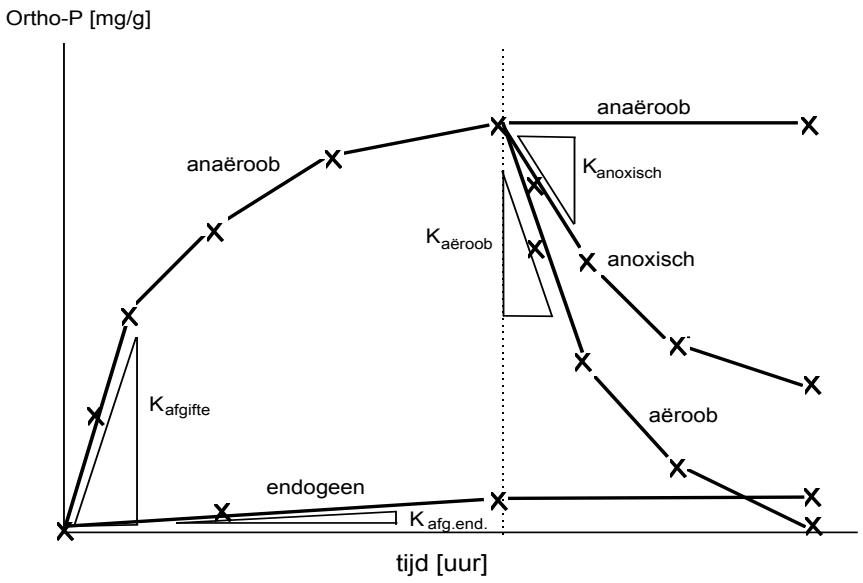
Alvorens de P-opname onder aerobe condities bepaald kan worden, moet het slib onder anaerobe condities zijn gebracht, onder aanwezigheid van acetaat. Hiermee wordt de polyfosfaatopslag in de cel verminderd en het PHB niveau verhoogd. De opslagstof PHB limiteert hiermee niet de P-opname. Nadat het acetaat volledig is geconsumeerd moet het slib onder aerobe condities worden gebracht waarbij de zuurstoftoevoer niet limiterend mag zijn. Uit de opnamecurve kan de maximale P-opnamesnelheid (k_{aeroob}) per gram (organisch) slib worden berekend. Deze test geeft de potentiële P-opnamecapaciteit aan van het slib onder aerobe omstandigheden. In de test wordt met overmaat zuurstof belucht. In de praktijk kan de werkelijke snelheid lager liggen als gevolg van een limiterende aanvoer van zuurstof.

Anoxische P-opnametest

Ook voor deze test geldt dat allereerst het slib onder anaerobe condities moet zijn gebracht, onder aanwezigheid van acetaat. Nadat het acetaat volledig is geconsumeerd moet het slib onder anoxische condities worden gebracht. Dit vindt plaats door nitraat aan het slib te doseren. De nitraatdosering mag niet limiterend zijn en zuurstofinslag moet tijdens deze test worden voorkomen. Uit de opnamecurve kan de maximale P-opnamesnelheid ($k_{anoxisch}$) per gram (organisch) slib worden berekend.

In de praktijk kan de werkelijke snelheid lager liggen als gevolg van een limiterende hoeveelheid nitraat. Indien nitraat limiterend is zal het fosfaat in een nageschakelde aerobe fase kunnen worden opgenomen.

FIGUUR B1.1 **TYPISCH VERLOOP VAN ORTHOFOSFAAT BIJ P-AFGIFTE- EN P-OPNAMETESTEN**



COMPLICATIE BIJ DE AEROBE EN ANOXISCHE P-OPNAMETEST

Een complicerende factor bij de aerobe en anoxische P-opnametest komt naar voren als na uitvoering van de anaerobe P-afgiftetest nog vrij acetaat in ruime mate aan het einde van de anaerobe periode aanwezig is. Als dit namelijk het geval is zal de P-opname door de PAO negatief worden beïnvloed. In plaats van de opslagstof PHB te verbranden zal acetaat worden gebruikt en worden opgeslagen als PHB (zie § 3.2.4, onder *Biochemie*). In plaats van P-opname kan zelfs P-afgifte optreden totdat het acetaat volledig is verbruikt. Dit leidt tot een onjuiste berekening van de opnamesnelheden.

Om de P-opnamecapaciteit of -snelheid correct te bepalen moeten de P-afgifte- en P-opnametesten afzonderlijk worden uitgevoerd. Allereerst wordt de maximale P-afgifte van het slib bepaald met een overmaat aan acetaat. Vervolgens wordt de anaerobe P-afgiftetest herhaald met een aangepaste hoeveelheid acetaat. Deze hoeveelheid kan worden afgeleid uit de maximaal afgegeven hoeveelheid P per gram slib en de P-afgifte/acetaatopname-verhouding (circa 0,3-0,4 mg P/mg Ac-CZV). Door de aangepaste dosering zal er aan het einde van de anaerobe periode geen of slechts een zeer geringe hoeveelheid acetaat overblijven. Vervolgens kan de anoxische en aerobe P-opnametest worden uitgevoerd.

Bepaling van de fractie denitrificerende PAO

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

P-OPNAMETESTEN ZIJN GESCHIKT

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

Interpretatie van de P-opname- en afgiftesnelheden

Een kwalificering van het bio-P slib gerelateerd aan de hoogte van de afgifte- of opnamesnelheid met substraat is in tabel B1.1 gegeven.

TABEL B1.1 **KWALIFICATIE VAN BIO-P SLIB GERELATEERD AAN DE P-AFGIFTE/OPNAMESNELHEID**

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

Een geringe bio-P activiteit kan het gevolg zijn van een gering aandeel PAO in het slib resulterend in een matige afgifte- en opnamesnelheid. Het **aandeel** PAO is afhankelijk van de beschikbaarheid van snel afbreekbaar CZV in de anaerobe fase. Daarnaast kan de **aantal** PAO gering zijn als gevolg van een lage slibproductie. Overigens zal het fosfaat dat via aanvullende dosering van ijzer- of aluminiumzouten chemisch is vastgelegd niet in de P-afgifte- en P-opnametesten als ortho-P 'zichtbaar' zijn.

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

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

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

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

Schatting van de fractie PAO ten behoeve van calibratie van een dynamisch model
De specifieke P-afgiftesnelheid van PAO is vrij constant en redelijk onafhankelijk van grootheden als slibleeftijd etc. Uit de afgiftesnelheid van de anaerobe afgiftetest, uitgedrukt per gram organische stof, kan dus de fractie PAO in het desbetreffende slib worden geschat.

Endogene P-afgiftetest
Naast bovengenoemde testen kan ook de P-afgifte van bio-P slib zónder aanwezigheid van substraat worden bepaald. Deze endogene afgifte geeft informatie over hoe snel fosfaat vrijkomt bij het nabezinkproces en bij de slibverwerking. Deze P-afgifte wordt conform de anaerobe P-afgiftetest ook onder anaerobe condities bepaald maar dan zonder de dosering van acetaat of ander extern organisch substraat. Uit de afgifte curve kan de endogene P-afgifte ($k_{afgifte,\ endogeen}$) per gram (organisch) slib worden berekend. Voor de bepaling van de vrijkomende hoeveelheid fosfaat bij een procesonderdeel van de slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, moet de duur van de endogene P-afgiftetest in overeenstemming zijn met de verblijftijd van het slib in het procesonderdeel, bijvoorbeeld 0,5 tot 1 dag. Bij een endogene test voor bepaling van de afgifte in een nabezinkproces hoeft de duur van de testperiode slechts enkele uren te bedragen.

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

ENDOGENE P-AFGIFTE BIJ AANVANG VAN DE ANAEROBE AFGIFTETEST

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

Een praktische methode werd ontwikkeld met behulp van sterk verrijkte PAO (*Accumulibacter*) en GAO (*Competibacter*) cultures die potentieel geschikt is voor de in situ kwantificering van PAO en GAO populaties in praktijksystemen. De methode berust op de uitvoering van een anaerobe batchtest en de meting van parameters zoals acetaat, orthofosfaat en droge stof.

BIJLAGE 2

BEREKENINGEN VOOR N- EN P-VERWIJDERING

INLEIDING

De berekeningen die worden toegepast in de statische modellering worden hier toegelicht. De wijze van berekenen, de te gebruiken uitgangsgegevens en de uitkomsten worden beschreven.

N-VERWIJDERING

HSA-berekening

Voor de berekening van de aerobe en anoxische ruimten wordt gebruik gemaakt van de HSA-methode. Deze berekening is betrekkelijk complex. Er wordt uitgegaan van de verwachte slibproductie, de slibleeftijd voor nitrificatie en het deel van de slibleeftijd dat ingeruimd dient te worden voor denitrificatie.

Eerst wordt de slibleeftijd nodig voor het handhaven van nitrificerende bacteriën berekend.

$$SRT_{AE} = \frac{f'}{\frac{\mu_{max,A}}{S} * \frac{[NH_4 \cdot N]_{e,sp}}{K_N + [NH_4 \cdot N]_{e,sp}} * f_{T,a} - b_A * f_{T,bA}}$$

waarin

f'	= veiligheidsfactor (-);
$m_{max,A}$	= groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën (d^{-1});
S	= remfactor (-);
$[NH_4\text{-}N]_{e,Sp}$	= piek-concentratie van NH_4^+-N (mg/l);
K_N	= halfwaarde-concentratie van NH_4^+-N (mg/l);
$f_{T,A}$	= temperatuurfactor voor de groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën (-);
b_A	= afstervingssnelheid van de nitrificeerders (d^{-1});
$f_{T,bA}$	= temperatuurfactor voor de afstervingssnelheid van de nitrificerende bacteriën (-);

Vervolgens wordt via een iteratie berekend welke verhouding aerobe / totale slibleeftijd nodig is. Hiervoor wordt allereerst de parameter a geschat:
voor voorgeschakelde denitrificatie geldt:

$$a = 2{,}95 * \left(100 * \frac{V_D}{V}\right)^{-0{,}235}$$

waarin

V_D	= volume anoxische ruimte (m^3)
V	= totaal-volume

en bij simultane denitrificatie geldt:

a	= 1.

De hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd wordt, wordt berekend als:

$$N_{d,m}{}^{*} = a * \frac{f_0}{2{,}86} * E_{BZV} * S_0 * \frac{V_D}{V} * \left(0{,}56 + \frac{0{,}20 * Y_H * \frac{V}{V_N} * f_{T,bH}}{1 + b_H * f_{T,bH} * SRT_{AE} * \frac{V}{V_N}} \right)$$

waarin:

f_D	= vertraging van de endogene ademhaling gedurende anoxische fase (-);
E_{BZV}	= BZV-rendement (-);
S_0	= BZV in influent (mg/l);
Y_H	= opbrengstcoëfficiënt van heterotrofe bacteriën (kg DS/kg BZV)
b_H	= afstervingssnelheid van heterotrofe bacteriën (d^{-1})

De hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd moet worden, wordt berekend als:

$$N_{d,m}{}^{*} = N_{KJ,in} + r_x * N_S + [NO_3 \cdot N]_o - [NH_4 \cdot N]_{e,m} - [NO_3 \cdot N]_e - N_{ORG,e} - N_S$$

met

$$N_S = \frac{P_I + P_H + P_A * \left(N_{KJ,in} - [NH_4 \cdot N]_{e,m} - N_{ORG,e} \right)}{1 + P_A * (1 - r_x)}$$

waarin:

$$P_H = \frac{\left(i_B + i_I * f_I * f_{T,bH} * SRT_{AE} * \frac{V}{V_N} \right)}{\left(1 + b_H * f_{T,bH} * SRT_{AE} * \frac{V}{V_N} \right)} * Y_H * E_{BZV} * S_0$$

$$P_A = \frac{\left(i_B + i_I * f_I * f_{T,bA} * SRT_{AE} \right)}{\left(1 + b_A * f_{T,bA} * SRT_{AE} \right)} * Y_A$$

$$P_I = i_I * f_e * TS_0$$

waarin:

$N_{KJ,in}$	= N_{KJ} in influent (mg/l);
r_x	= aandeel stikstof in retourstroom (-);
N_S	= stikstof in het slib (mg/l);
$[NO_3\text{-}N]_0$	= nitraat in influent (mg/l);
$[NH_4\text{-}N]_{e,m}$	= gemiddelde concentratie NH_4-N in effluent (mg/l);
$[NO_3\text{-}N]_e$	= nitraat in effluent (mg/l);
$N_{ORG,e}$	= organisch stikstof in effluent (mg/l);
P_H	= aandeel stikstof in slib afkomstig van heterotrofe bacteriën (mg/l);
P_A	= aandeel stikstof in slib afkomstig van nitrificerende bacteriën (mg/l);
P_I	= aandeel stikstof in slib afkomstig van inerte fractie van zwevende stof (mg/l);
V_N	= volume van de aërobe ruimte (m^3);
i_B	= fractie stikstof in biologisch slib (-);
i_I	= fractie stikstof in inert materiaal (-);
f_I	= fractie inert bacterieslib in slib (-).
f_P	= fractie inert materiaal dat achterblijft in slib (-)
TS_0	= zwevende stof in influent (mg/l).

De gebruikte waarden van de verschillende parameters zijn samengevat in tabel B2-1.

TABEL B2.1 **BASISPARAMETERS VOOR DE HSA-BEREKENING**

Parameter	Eenheid	Waarde	Omschrijving
µmax,N	d-1	0.52	maximale groeisnelheid nitrificeerders
Ks,N	mg N/l	0.50	halfwaarde-verzadigingsconcentratie NH_4-N
bA	d-1	0.05	afstervingssnelheid nitrificeerders
bH	d-1	0.08	afstervingssnelheid heterotrofen
fT,µ	-	1.10	temperatuurfactor voor groeisnelheid nitrificeerders
fT,bA	-	1.09	temperatuurfactor voor afstervingssnelheid nitrificeerders
fT,bH	-	1.07	temperatuurfactor voor afsterving heterotrofen
yA	kg SS/kg N	0.15	opbrengstcoëfficiënt voor nitrificeerders
yH	kg SS/kg BZV	0.60	opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen
fd	-	0.75	vertraging van endogene ademhaling bij denitrificatie
rx	-	0.10	recirculatie van stikstof
Sx	-	3.00	BZV/N-verhouding
fp	-	0.60	fractie van TSS in slib die niet wordt afgebroken
iB	kg N/kg SS	0.12	N-gehalte in slib
iI	kg N/kg SS	0.01	N-gehalte inerte deel slib
fI	-	0.10	aandeel inerte fractie afgestorven biomassa
iP	kg P/kg SS	0.03	P-gehalte in slib
ETA	-	0.95	afbreekbaarheid BZV in beluchtingsruimte
piekfactor (S)	-	1.60	factor voor variatie in de aanvoer
veiligheidsfactor	-	1.25	remming die altijd optreedt (in huishoudelijk afvalwater)

Nu wordt via een iteratie berekend welke verhouding aerobe / totale slibleeftijd nodig is. Dit gebeurt door voor verschillende volumes van anoxische en aerobe ruimte uit te rekenen hoeveel stikstof er gedenitrificeerd kan worden en hoeveel er gedenitrificeerd moet worden. De methodiek van de HSA-berekening is schematisch weergegeven in figuur B2.1. In de hier gebruikte berekening wordt deze iteratie overigens niet toegepast, maar wordt via een tabel de verhouding tot op 0,5% nauwkeurig berekend. Dit maakt ook de omgekeerde berekening (zie hierna) eenvoudiger.

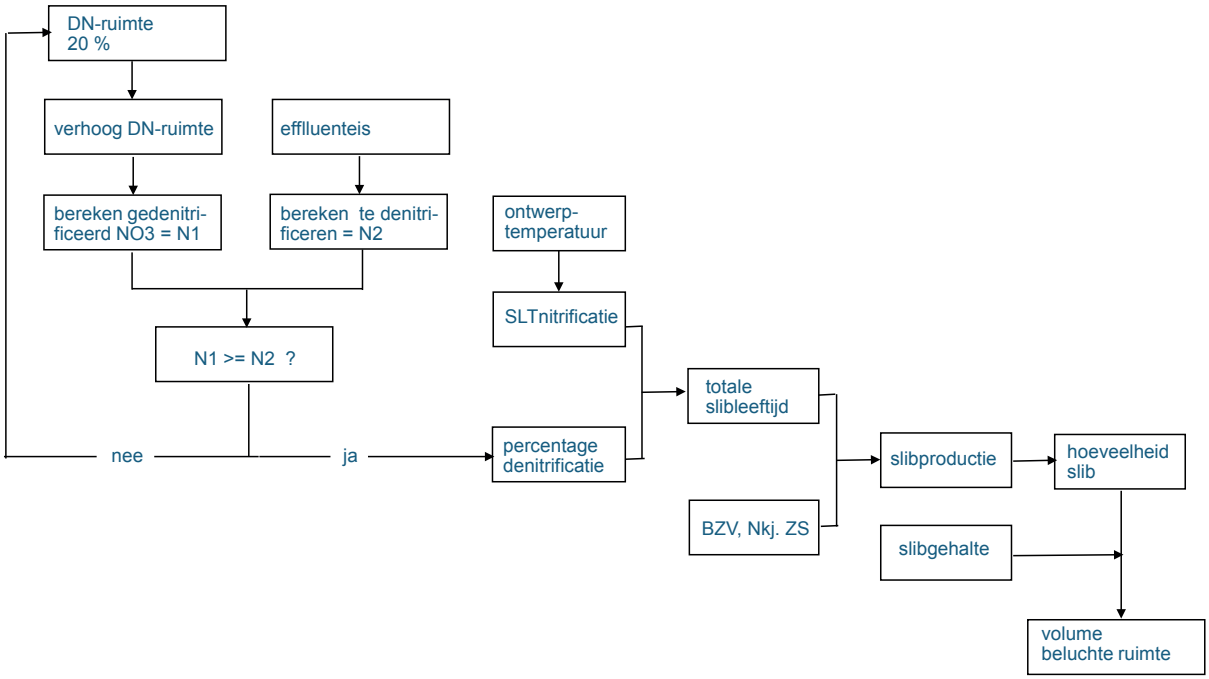
In de normale HSA-berekening wordt uitgegaan van óf simultane denitrificatie óf voordenitrificatie. In de Nederlandse praktijk wordt doorgaans een mengvorm gebruikt, waarbij een deel voordenitrificatie wordt toegepast, en een deel simultane denitrificatie (bijvoorbeeld in een circuit). In de berekening uit zich het verschil tussen voordenitrificatie en simultane denitrificatie in de factor a voor de snelheid van de denitrificatie.

Deze factor bedraagt 1 bij simultane denitrificatie en bij voordenitrificatie bedraagt deze:

$$a = 2{,}95 * \left(100 * \frac{V_D}{V}\right)^{-0{,}235}$$

waarin V_D is de denitrificatieruimte (m^3) en V de totale ruimte (m^3) en V_D/V dus de fractie denitrificatieruimte (-).

FIGUUR B1.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BEREKENING VAN HET VOLUME VAN ANOXISCHE EN AEROBE RUIMTE



In de berekeningen die in het model worden gebruikt is de fractie voordenitrificatie geschat door eerst een grove raming te maken van de totale fractie denitrificatie die nodig is aan de hand van de BZV / N-verhouding van het influent[174]. Deze fractie bedraagt bijvoorbeeld F_D. Vervolgens is –als voordenitrificatieruimte aanwezig is– de factor a aangepast, door te stellen

$$a = \left(2{,}95 * \left(100 * \frac{V_D}{V}\right)^{-0{,}235} - 1\right) * \frac{V_{VD}}{F_D} + 1$$

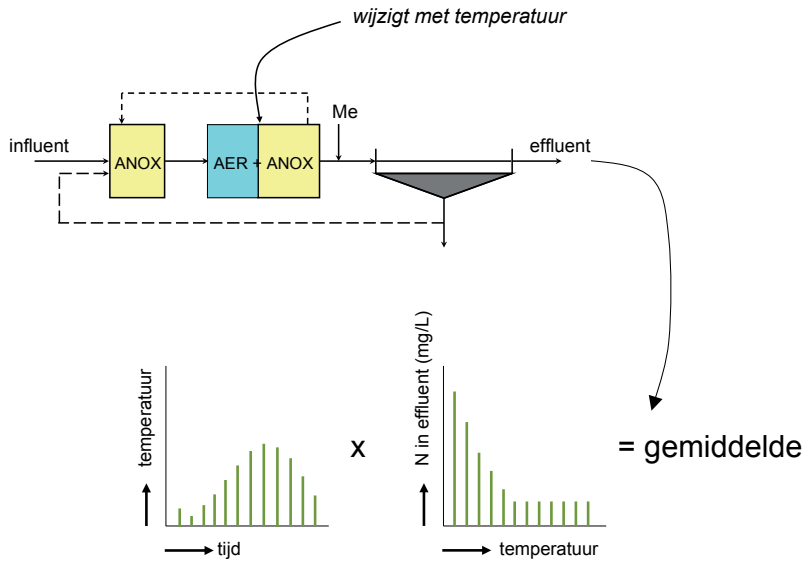
waarin V_{VD} = het volume van de voordenitrificatieruimte. Dit levert een gering, naar duidelijk, voordeel op van een aparte voordenitrificatieruimte.

Omkering van de berekening

Als het volume van de anoxische ruimte vastligt, kan de fractie V_D/V worden berekend. Via de berekening van Nd, m*, de hoeveelheid die gedenitrificeerd wordt, kan vervolgens het gehalte aan nitraat in het effluent worden berekend.

De slibleeftijd voor de nitrificatie ligt bij elke temperatuur anders, en daarom is bij een vastgesteld volume bij elke temperatuur de fractie V_D/V anders. Dit levert voor iedere temperatuur een ander gehalte aan nitraat in het effluent op. Het concept van de berekening is weergegeven in figuur B2.2.

FIGUUR B2-2 CONCEPT VAN DE 'OMGEKEERDE HSA-BEREKENING'

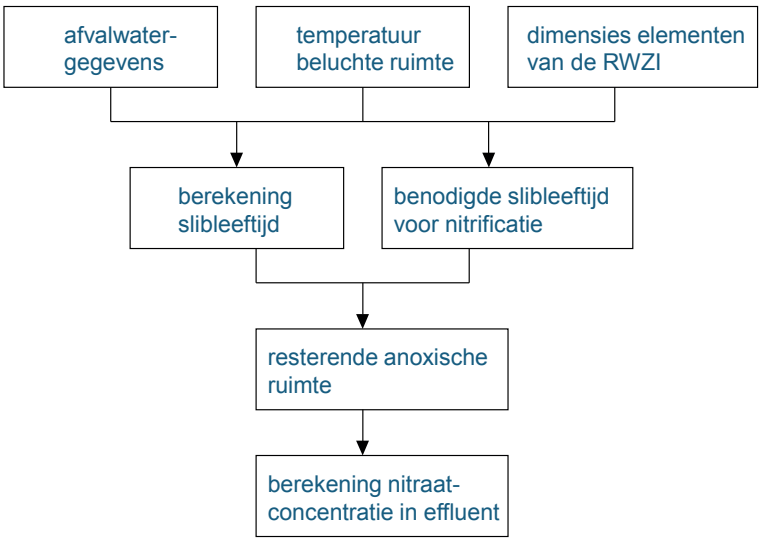


Voor een vastgesteld volume en vastliggende influentkarakteristieken dienen voor een schatting van nitraatgehalte in het effluent de volgende berekeningen te worden uitgevoerd.

- De slibleeftijd SRT_{AE} van de nitrificatie wordt berekend voor de gemiddelde aanvoer, en voor de temperatuur van dat moment.
- De slibproductie tijdens gemiddelde aanvoer wordt berekend als functie van de BZV, N_{KJ}, ZS in het influent, de temperatuur, de opbrengstfactoren, de afsterving en de slibleeftijd, en de eventuele dosering van chemicaliën.
- Uit het vastgestelde totaalvolume kan nu de slibleeftijd SRT worden berekend, via een iteratieve berekening.
- De fractie V_D/V is nu gelijk aan de fractie $(SRT - SRT_{AE})/SRT$. Het volume V_D dat voor denitrificatie beschikbaar is gelijk aan deze fractie x het totaalvolume.
- Uit V_D/V kan nu het nitraatgehalte in het effluent worden berekend.

Het verloop van de berekening is schematisch weergegeven in figuur B2.3.

FIGUUR B2.3 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BEREKENING VAN HET NITRAATGEHALTE IN HET EFFLUENT



Dosering van een C-bron

Bij de in de vorige paragraaf gegeven berekening is het mogelijk dat een zéér grote anoxische ruimte wordt berekend. Bij een anoxische ruimte van meer dan 65% van de totale beluchte ruimte loopt de slibbezinking echter gevaar. In dat geval wordt ervan uitgegaan dat extra BZV, in de vorm van methanol, gedoseerd moet worden. Deze dosering wordt als volgt berekend:

- in de iteratieve berekening voor de berekening van het percentage denitrificatieruimte wordt gestopt bij een maximale denitrificatieruimte van 65%
- bij een denitrificatieruimte van 65% wordt vervolgens de hoeveelheid nitraat berekend, die nog gedenitrificeerd moet worden
- van de hoeveelheid nog te denitrificeren nitraat wordt uitgegaan dat deze met methanol wordt gedenitrificeerd
- er wordt uitgegaan van de extra slibproductie van 0,25 kg per kg gedoseerde methanol
- er wordt uitgegaan van een overdosering van een factor 2,15

Door de dosering wordt extra slib geproduceerd. Hierdoor wordt het volume van de beluchte ruimte weer groter.

P-VERWIJDERING

Chemische P-verwijdering

De berekening van de hoeveelheid te doseren chemicaliën in het geval van chemische P-verwijdering (alleen of als aanvulling op biologische P-verwijdering) vindt plaats op basis van een aangepaste modelmatige beschrijving van Tessel[175]. Er wordt uitgegaan van de hoeveelheid fosfaat die na biologische groei nog verwijderd moet worden (in de beschrijving van Tessel wordt uitgegaan van de hoeveelheid aangevoerd fosfaat). In bijlage 2 wordt dieper ingegaan op de dosering van chemicaliën.

Biologische P-verwijdering

De berekening van het P-gehalte in het slib bij biologische P-verwijdering volgt de berekeningen van Scheer[176]. Als voorbeeld is een berekening van het P-gehalte na biologische P-verwijdering gegeven, zonder extra dosering van chemicaliën. In tabel B2.2 zijn de kinetische parameters die essentieel zijn voor de berekening van de P-gehaltes, samengevat.

TABEL B2.2 **KINETISCHE PARAMETERS**

Parameter	Waarde	Eenheid
bio-P bacteriën		
yield	0.67	gcelCZV/g CZV
afstervingssnelheid	0.075	1/d
temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1.072	
Pgehalte in het actieve dsaandeel	0.15	g P/g celCZV
inerte aandeel	0.10	
Pgehalte in het inerte dsaandeel	0.01	g P/g celCZV
fermentatieconstante	60	l/g TS.d
halfafgiftetijd bio-Pbacteriën	0.30	h
heterotrofe bacteriën		
yield	0.67	gcelCZV/g CZV
afstervingssnelheid	0.075	1/d
temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1.07	
Pgehalte in het actieve dsaandeel	0.03	g P/g celCZV
inerte aandeel	0.10	

Parameter	Waarde	Eenheid
Pgehalte in het inerte dsaandeel	0.01	g P/g celCZV
factor actieve biomassa van ds	0.80	g cel/g DS
autotrofe bacteriën		
yield	0.24	gcelCZV/g NH_4
afstervingssnelheid	0.046	1/d
temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1.090	
Pgehalte in het actieve dsaandeel	0.03	g P/g celCZV
inerte aandeel	0.10	
Pgehalte in het inerte dsaandeel	0.01	g P/g celCZV
inerte bestanddelen		
geëlimineerde inerte bestanddelen	61.20	mg CZV/l
Pgehalte van het inerte deel	0.01	g P/ g CZV

Het model is gebaseerd op de berekening van de hoeveelheid fosfaat in de verschillende fracties van het slib. Daartoe moet allereerst de hoeveelheid substraat die voor de betreffende slibfracties ter beschikking staat bepaald/berekend worden. Vervolgens kan de hoeveelheid fosfaat voor de verschillende fracties (actief/inert) van de verschillende bacterietypen berekend worden.

Voor de berekening van het substraat dat voor biologische P-verwijdering ter beschikking staat geldt het volgende:

- snel afbreekbare CZV wordt voor denitrificatie gebruikt indien het retourslib niet vrij van nitraat is:

$$S_S' = S_S - \left(\frac{2{,}86}{1-Y_H}\right) * \left((NO3_R * R_{AN}) + NO3\right)$$

met Y_H is de opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen, R_{AN} is de retourslibverhouding naar de anaerobe ruimte en $NO3_R$ is het nitraatgehalte in het retourslib (Phoredox). Indien de UCT configuratie het uitgangspunt is wordt hier de NO_3-concentratie in de recirculatiestroom van de anoxische ruimte naar de anaerobe ruimte ingezet.

- door te berekenen hoeveel fermenteerbaar substraat nog in de afloop van de anaerobe ruimte aanwezig is ($SF_{afloop,\ anaëroob}$) kan bepaald worden hoeveel substraat voor de biologisch Pverwijdering ter beschikking staat:
  voor SFafloop, anaëroob geldt (ideale menging):

$$SF_{AFLOOP\ ANAEROOB} = \frac{S_S'/(1+R_{AN})}{1 + K_H * BM * CT/(1+R_{AN})}$$

met K_H is de fermentatiesnelheid, BM is de heterotrofe biomassa (kg o.ds/m^3) en CT de contacttijd in de anaerobe ruimte.

- voor biologische P-verwijdering staat ter beschikking:

  Ss' - $SF_{AFLOOP\ ANAEROOB}$

- en voor de heterotrofen:

  SB - (Ss' - $SF_{AFLOOP,\ ANAEROOB}$)

Een samenvatting van de berekening wordt gegeven in tabel B2.3.

TABEL B2.3 BEREKENING VAN DE VERWIJDERING DOOR VERSCHILLENDE BACTERIEGROEPEN EN DOOR INERT MATERIAAL

Element	Waarde / berekening	Eenheid
substraat voor de bacteriën (P, H, A)[1]		
substraat voor de bacteriën	Si[2] = SF, B , N	
hoeveelheid actieve bacteriën	Hi[3] = Si x Yi x SLT / (1 + bi x SLT).	
hoeveelheid inerte bacteriën	Wi = Hi x bi x SLT x Xi	
eliminatie P-vracht door actieve deel	EAi = Pi x Hi	
eliminatie P-vracht door inerte deel	EIi = IPi x Wi	
verlaging P door bacteriën	Eitot = Σ(EAi + EIi)	
eliminatie door inert slib		
eliminatie door inert slib (onafbr. CZV)	En = Pinert x CZVinert	

1: P, H, A: respectievelijk, poly-P-bacteriën, heterofen en autotrofen;

2: voor respectievelijk, poly-P-bacteriën, heterofen en autotrofen, F: fermenteerbaar substraat; B biologisch afbreekbare CZV, N: ammonium-N;

3: Hi: hoeveelheid van bacteriegroep i; Yi: opbrengstcoëfficiënt van bacteriegroep i; Si = sub-straat voor bacteriegroep i; bi: afstervingssnelheid; SLT: slibleeftijd; Xi: inert aandeel van het slib (0,1);

4: fractie P in het actieve aandeel is 0,03 voor heterotrofen en autotrofen en 0,15 voor P-bacteriën; fractie P in het inerte aandeel van de biomassa is bijvoorbeeld 0,015.

5: Pinert is de fractie P van de inerte CZV (0,01).

Het P-gehalte van het slib kan nu als volgt worden berekend:

$$P = \frac{\sum(EAi + EIi) + En}{\sum(Hi + Wi) + CZV_{INERT}} * SLT * 100\%$$

Tijdens het proces van de biologische fosfaatverwijdering wordt BZV verbruikt die later slechts gedeeltelijk ten goede kan komen aan de denitrificatie. Het verlies aan BZV in de anaerobe ruimte kan bij het gebruik van deze methode geschat worden op 20 x de door bio-P-bacteriën verwijderde hoeveelheid P. Dit verlies wordt echter voor een deel weer gecompenseerd door het optreden van anoxische P-verwijdering. Het is vooralsnog niet nodig om dit verlies aan BZV in de berekening voor de denitrificatieruimte op te nemen.

BIJLAGE 3

AFKORTINGEN

AFKORTING	BESCHRIJVING
ATP	Adenosine-trifosfaat, de algemene energiedrager in levende organismen.
BABE	Deelstroomproces voor de verwijdering van stikstof, met beënting van de hoofdstroom met het effluet van de behandeling. De afkorting staat voor het onbegrijpelijke begrip *Bioaugmentation batch enhanced*.
BCFS	Configuratie voor het proces voor geïntegreerde biologische fosfaatverwijdering en stikstofverwijdering. De oorspronkelijke afkorting (biologisch-chemische fosfaat- en stikstofverwijdering) heeft geen werkelijke betekenis.
CZV	Chemisch zuurstofverbruik, een maat voor de hoeveelheid organische componenten.
DEMON	Proces waarin gedeeltelijke nitritatie (oxidatie van ammoniumstikstof tot nitriet en anammox (omzetting van ammoniumstikstof en nitriet tot stikstofgas) worden gecombineerd.
DPAO	Denitrificerende fosfaataccumulerende organismen.
FADH2, FAD	Flavine adenine dinucleotide is een redox cofactor
GAO	Glycogeen-accumulerende organismen.
HSA	Duits: *Hochschule Aachen*
NADH2, NAD	Nicotinamideadeninedinucleotide (NAD^+) is een biochemische elektronendrager. Het is een co-enzym dat voorkomt in de cellen van alle levende wezens.
NAP	Nationaal Actieplan
PAO	Fosfor (P)-accumulerende organismen, of fosfaataccumulerende organismen
PHB	Poly(β)hydroxyboterzuur, energiedragend polymeer.
RAP	Rijn Actieplan
SBR	*Sequencing batch reactor*, reactortype waarbij de processen van biologische activiteit (afbraak van organische vervuiling, nitrificatie, denitrificatie) en bezinking niet zijn gescheiden in ruimte, maar in tijd. In een SBR reactor vinden dus de processen van behandeling en slibscheiding in één reactor plaats.
SHARON	*Single reactor system for High-activity Ammonium Removal Over Nitrite* of *Stable High Ammonia Removal Over Nitrite,* systeem voor toepassing van de nitrietroute
SRT	solids retention time, of slibleeftijd (d)
UCT	Configuratie voor het proces voor geïntegreerde biologische fosfaatverwijdering en stikstofverwijdering. UCT staat voor University of Cape Town (Zuid-Afrika). .
μ	specifieke groeisnelheid (d^{-1})
μ_{max}	maximale specifieke groeisnelheid (d^{-1})
θ	Temperatuurcoëfficiënt (-)
θ	Verblijftijd (d)
Θ	Dimensie loze slibleeftijd, het quotiënt van de slibleeftijd en de minimale slibleeftijd (-)
A	Coëfficiënt voor het vrijkomen van een nutriënt (N,P) tijdens de afbraak van organische stof (-)
AP	Asgehalte van primair slib.
AS	Asgehalte van secundair slib (- of %).

AFKORTING	BESCHRIJVING
b, b_{HET}, b_{AUT}	Afstervingssnelheid (d^{-1}), suffix (HET, AUT, AMX) voor heterofen, autotrofen en anammox-bacteriën.
bioP	De aanwezigheid van biologische fosfaatverwijdering
DS	droge stof
DS_{IN}	Drogestofgehalte in invoer ontwatering
DS_{ONT}	Drogestofgehalte in uitvoer ontwatering
E	Effectiviteit van de dosering (-)
E, EMAX	(Maximale) afbraak van organische stof
f'	Veiligheidsfactor, remmingsfactor (-)
fS	Fractie van niet-biologisch gebonden P die vrijkomt tijdens afbraak (-)
K	Afbraakconstante bij Contius kinetiek (-)
K, Ks, Ks1, Ks2, K_{O2}	Monod-constante, of halfwaardeconcentratie (mg/l), concentratie van een groeilimiterende verbinding waarbij de groeisnelheid van een bacterie de helft is van de maximale groeisnelheid. suffix (1, 2) geeft de component aan, suffix (HET, AUT, AMX) voor heterofen, autotrofen en anammox-bacteriën.
NVRIJ	Hoeveelheid tijdens afbraak vrijgekomen ammoniumstikstof
NP	Stikstofgehalte in primair slib (%)
NRET	Hoeveelheid N die wordt geretourneerd.
NS	Stikstofgehalte in secundair slib (%)
PB	Gehalte van P in bio-P slib (%)
PDI	Inorganisch opgelost P
PDO	Organisch opgelost P
PSS	P vastgelegd in slib
PDISS	Opgeloste P
PDO	Organisch opgelost P
S	Piekfactor, variatiefactor, "Schwankungsfaktor"
[S], $[S_1]$, $[S_2]$	Substraatconcentratie (mg/l), suffix (1, 2) geeft de component aan
SP	primair slib
SRT	Slibleeftijd, solids retention time, quotiënt van slibhoeveelheid en slibproductie.
SRT_{AE}	"Aerobe slibleeftijd", slibleeftijd vermenigvuldigd met de fractie van de tijd (in de beluchte ruimte) dat het slib aeroob is, c.q. belucht wordt.
Ss	Opgelost, afbreekbaar CZV
SS	Productie van secundair slib (kg/d).
TPEFF	Totaal-fosfor in het effluent
Xs	Niet-opgelost, afbreekbaar CZV

BIJLAGE 4

BEGRIPPEN

BEGRIP	OMSCHRIJVING
aerobe zone	Zone of deel van de biologische ruimte, waarin actief wordt belucht, zodat er sprake is omstandigheden met aanwezigheid van zuurstof.
affiniteit	De verwantschap of aantrekkingskracht tussen verschillende stoffen of tussen bacteriën en stoffen; in het rapport wordt de uitdrukking feitelijk gebruikt als een reciproke van de halfwaardeconcentratie Ks uit de Monod-vergelijking: een hoge Ks betekent een lage affiniteit.
Airprex	Methode voor de verwijdering van fosfaat uit slib door beluchting en toevoeging van Mg^{2+} en neerslag en verwijdering van het gevormde struviet.
alkaliniteit, alkaliteit	De alkaliniteit is een chemische eigenschap van water. Het geeft het bufferend vermogen aan: dit is de capaciteit van water om zichzelf te neutraliseren. Synoniemen zijn: waterhardheid, basiciteit, zuurbindend vermogen, alkaliteit en alkaliciteit. In praktijk wordt de alkaliniteit bepaald door de pH te meten.
ammonificatie	De vorming van ammoniumstikstof (uit stikstofbevattende componenten, zoals eiwitten en aminozuren). Het is doorgaans de eerste stap in de afbraak van organische vervuiling.
ammonium-oxiderende bacteriën	Dit zijn de bacteriën die de eerste stap van de nitrificatie bewerkstelligen, namelijk de omzetting van ammonium naar nitriet
anaerobe zone	Zone of deel van de biologische ruimte, waarin geen beluchting wordt toegepast, zodat er zuurstofloze (anaerobe) omstandigheden heersen, zonder de aanwezigheid van nitraat.
anammox	Anammox is een acroniem voor ANaerobe AMMonium OXidatie. Het is de naam voor een technologie voor stikstofverwijdering uit afvalwater . Het anammoxproces is een bacterieel proces. De bacteriën (welke ook anammox-bacteriën worden genoemd) kunnen van nut zijn bij de zuivering van afvalwater. Ze verwijderen nitriet en ammonium uit afvalwater door omzetting in stikstofgas. Synoniem voor anammox is deammonificatie.
anoxische zone	Zone of deel van de biologische ruimte, waarin geen beluchting wordt toegepast, zodat er zuurstofloze (anaerobe) omstandigheden heersen, en waarbij ook nitraat aanwezig is.
archeae	Oerbacteriën, de waarschijnlijk oudste groep van levende organismen, die tegenwoordig met de bacteriën en de eukaryoten (planten en dieren) de drie hoofdklassen van levende organismen vormen. Methaanbacteriën horen bij de Archeae. Voor de duidelijkheid: Archeae zijn minder verwant aan bacteriën dan bacteriën aan mensen.
assimilatie	Proces van de vorming van componenten voor de groei van organismen.
autotroof	Autotrofe organismen produceren zelf de organische stoffen die ze nodig hebben. Dit doen ze met energie afkomstig van zonlicht en-of anorganische stoffen (bijvoorbeeld CO_2). Alle planten, algen en sommige bacteriën zijn autotroof. Tegengestelde van `heterotroof` .
bio-P	Biologische defosfatering of biologische fosfaatverwijdering

BEGRIP	OMSCHRIJVING
butyraat	Boterzuur of eigenlijk het zure ion ervan, $CH_3CH_2CH_2COO^-$
contacttijd	De contacttijd is de periode dat een stof in contact is met een vloeistof. In dit rapport wordt met de contacttijd bedoeld: de tijd dat het teruggevoerde slib (in de anaerobe reactor) in contact is met het aangevoerde afvalwater.
Contois kinetiek	Kinetiek waarbij, in afwijking van de Monod kinetiek, de eindconcentratie evenredig is met de invoerconcentratie (bij de Monod-kinetiek is de eindconcentratie onafhankelijk van de invoerconcentratie). Deze kinetiek wordt (in Nederland) veel toegepast op slibgistingsprocessen.
deammonificatie	Synoniem met anammox.
deelstroom	Stroom afvalwater die vrijkomt bij de scheiding van slib en water zoals bij slibindikking en slibontwatering
denitrificatie	Het bacteriële proces waarbij organische stof wordt omgezet met geoxideerde stikstof (nitraat of nitriet) als electronendonor, in plaats van het gebruikelijke zuurstof.
denitritatie	Het bacteriële denitrificatieproces waarbij organische stof wordt omgezet met nitriet als electronendonor.
dissimilatie	Proces van de omzetting van componenten voor de energievoorziening van organismen.
Dortmundtank	bezinktank met steile bodem (60°) zodat het slib zonder mechanische hulp bezinkt
dynamische modellering	Modellering van processen gedurende een bepaald tijdsverloop. De verschillende processen grijpen op elkaar in en zo kan het verloop van de processen als functie van de tijd worden gevolgd.
endogene ademhaling	Het verbruik van energie en electronenaceptoren (zuurstof, geoxideerde stikstof) voor het onderhoud van organismen, zonder dat er sprake is van groei.
exopolymeer	Polymeer (meervoudige verbinding, bestaande uit eenvoudige repeterende elementen zoals suikers en aminozuren) dat buiten de cel van organismen wordt gevormd.
fluid bed reactor	Reactor waarbij de biomassa zwevend in de vloeistof wordt gehouden door het aanleggen van de geschikte opwaartse vloeistofsnelheid.
glycogeen	Polymeer van suikers dat in bacteriën en dieren wordt gebruikt voor de opslag van energie, vergelijkbaar met zetmeel in planten.
grafiekregeling	Regeling op basis van een grafiek; feitelijk een P-regeling met een door minimale en maximale waarden, van zowel meting als uitsturing, begrensd regelinterval.
granule	Korrel van bacterieel materiaal
heterotroof	Een heterotroof is een organisme dat organische bestanddelen nodig heeft als koolstofbron voor zijn opbouw en groei. Een heterotroof organisme (zoals de mens) is dus afhankelijk van andere (heterotrofe en-of autrofe) organismen. Tegengestelde van 'autotroof'.
HSA-berekening	Berekening voor stikstofverwijdering, waarbij de slibleeftijd voor denitrificatie wordt berekend als functie van het aandeel van de totale slibleeftijd, die weer de som van de slibleeftijden voor nitrificatie en denitrificatie is. HSA staat voor *HochSchullgruppe Ansatz*
hydrocycloon	Een hydrocycloon is een separator. Een apparaat dat door middel van middelpuntvliedende krachten een mengsel van materialen scheidt op basis van dichtheidsverschillen, bijvoorbeeld zand en andere deeltjes met een hoger soortelijk gewicht uit water verwijderen.
kationen	Een kation is een positief geladen ion dat door een negatieve kathode wordt aangetrokken

BEGRIP	OMSCHRIJVING
Me/P-verhouding	Doseerverhouding van het metaal-ion (zoals ijzer of aluminium) ten opzichte van het fosfaat-ion in mol/mol. Wordt gebruikt bij de chemische defosfatering.
mineralisatie	Proces waarbij een stof wordt omgezet van een organische vorm naar een anorganische vorm
nitratatie	Proces waarbij nitriet (door nitriet oxiderende bacteriën (NOB)) wordt omgezet naar nitraat
nitriet-oxiderende bacteriën	NOB, bacteriën die de nitratatie (omzetting van nitriet naar nitraat) verzorgen
nitrificatie	Proces waarbij ammonium in twee stappen (van ammonium naar nitriet door AOB en van nitriet naar nitraat door NOB) wordt geoxideerd tot uiteindelijk nitraat
nitritatie	Proces waarbij ammonium wordt omgezet naar nitriet door ammonium oxiderende bacteriën (AOB)
orthofosfaat	Het ion PO_4^{3-}, de opgeloste vorm van fosfaat.
overbeluchting	Meer zuurstof/lucht aanvoeren in een beluchtingstank dan noodzakelijk is. Overbeluchting resulteert over het algemeen in hoge zuurstofgehaltes, > 2 mg O_2/l
oxidatiesloot	Tank in de vorm van een sloot (met een heengaand en teruggaand been) waarin een bacteriemassa onder zuurstofrijke omstandigheden omzettingen in afvalwater bewerkstelligt
P-afgifte	Het vrijkomen van ortho-fosfaat uit PAO's onder anaerobe omstandigheden
poly-alkanoaten	Zeer goed biologisch afbreekbare polymeren, welke gebruikt worden voor het produceren van bioplastics
propionaat	Een ester of zout afgeleid van propionzuur, een propionaat bevat de groep CH_3CH_2COO-
propstroom	Benadering van het stromingsprofiel in een buis bij hogere snelheden. Over het algemeen een langgerekte smallere reactor waar de vloeistof aan één kant in stroomt en aan de andere kant eruit.
regelstrategie	Een plan voor het regelen van processen
rejectiewater	Synoniem met "deelstroom"
retourslib	Het slib dat wordt teruggebracht vanuit de bezinking om het gehalte van het slib in de biologische reactoren op peil te houden.
selector	Deel van de biologische ruimte van een actiefslibinstallatie, waarbij gestreefd wordt naar een hoog aanbod van de vervuilende componenten voor het slib. Het woord 'selector' slaat op het feit dat hiermee wordt geselecteerd op goed bezinkbaar slib (of eigenlijk, het voorkomen van slecht bezinkend slib).
simultane precipitatie	Het verwijderen van fosfaat door middel van het doseren van chemicaliën in de actief slibruimte
slibindex	Maat voor de bezinkbaarheid van het slib, uitgedrukt als het volume dat één gram slib na 30 minuten bezinking inneemt.
statische modellering	Modellering van processen waarbij de tijd geen rol speelt. Er wordt uitgegaan van een bepaalde evenwichtssituatie
struviet	Is een mineraal met de samenstelling $Mg(NH_4)PO_4.6H_2O$ (magnesiumammoniumfosfaat). Struviet kan ongewenst gevormd worden in leidingen en apparaten na de gisting, maar kan ook bewust worden gewonnen bij de reiniging van afvalwater.
SVI	Slibvolume-index, zie slibindex
synergie	Is de situatie waarin samenwerking tussen verschillende processen of personen effectiever is dan dat alles/iedereen voor zich zou werken.

BEGRIP	OMSCHRIJVING
tabelregeling	Is een regeling waarbij bijvoorbeeld het zuurstof setpoint stapsgewijs wordt bepaald op basis van bijvoorbeeld het ammonium- en nitraatgehalte in de actiefslib tank
valeriaat	Zout van valeriaanzuur, CH_3-CH_2-CH_2-CH_2-COOH
volumetrische N-belasting	Belasting met stikstof per volume-eenheid in kg N/m^3
voordenitrificatie	Denitrificatie in een vaste onbeluchte ruimte vóór de ruimte voor nitrificatie, of gecombineerde nitrificatie en denitrificatie.

8

REFERENTIES

1 STOWA 1993. Handboek stikstofverwijdering. STOWA, Amersfoort, rapport 1993-07

2 STOWA 2001. Handboek biologische fosfaatverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-15.

3 STOWA 2008. Sharon - Anammox systemen – Evaluatie van rejectiewaterbehandeling op slibverwerkingsbedrijf Sluijsjesdijk. STOWA, Utrecht, rapport 2008-18.

4 Böncke B 1989. Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung - Ergebnisse enines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. Korrespondenz Abwasser 36: 1046-1061.

5 Wiedenhöft C (ed) 2005. Merkblätter band 53. Bemessung Kommunaler Abwasserreinigungen - Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER version 5. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Duitsland.

6 Freund M 1994. ARA-BER Benutzerhandbuch abversion 3. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Rheinisch Westfällische Hochschule Aachen.

7 Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441.

8 STOWA 1998. Vervanging van CZV door TOC, STOWA, Amersfoort, rapport 1998-02.

9 Raunkjaer K, T Hvitved-Jakobsen & P H Nielsen 1994. Measurement of pools of protein, carbohydrate en lipid in domestic wastewater. Water Reaearch 28 (2): 251-262.

10 Chen Y R & A G Hashimoto 1980. Substrate utilization model for biological treatment systems. Biotechnology & Bioengineering 22: 2081-2095.

11 STOWA 2005. Slibketenstudie - Onderzoek naar de energie- en kostenaspecten in de water- en slibketen. STOWA, Utrecht, rapport 2005-26.

12 Wiegant W 2011. Voorspelling van de biogasproductie en de slibafbraak tijdens slibgisting. Afvalwaterwetenschap 11 (5): 126-135.

13 Wang L K, N K Shammas & Y-T Hung 2010. Advanced biological treatment processes. Humana Press, 2010.

14 Carliell-Marquet C M & A D Wheatley 1997. Metal and phosphate speciation during anaerobic digestion of phosphorus rich sludge. Water Scinece & Technology 36 (6 -7): 191-200.

15 Jardin N & H. J Pöpel 1994. Phosphate release of sludges from enhanced biological p-removal during digestion. Water Science and Technology Vol 30 No 6 pp 281–292 © IWA Publishing 1994

16 Wu Q, P L Bishop & T C Keener 2006. Biological Phosphate Uptake and Release: Effect of pH and Magnesium Ions. Water Environment Research, 78 (2) 196-201.

17 Jardin N & H J Popel 2001. Refixation of phosphates released during Bio-p sludge handling as struvite or aluminium phosphate. Environmental Technology 22: 1253-1262.

18 Carliell-Marquet C M, A D Wheatley & J Churchley . 2001. Anaerobic digestion of phosphorus rich sludges. Verkregen via www.nhm.ac.uk.

19 Jardin N & H J Popel 1996. Behavior of waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal during sludge treatment. Water Environment Research 68: 965-973.

20 STOWA 1995. Slibverwerking bij biologische defosfatering. STOWA, Amersfoort, rapport 95-18.

21 STOWA 2001 Handboek biologische P-verwijdering. STOWA, Amersfoort, rapport 2001-9.

22 Lopez C, M N Pons & E Morgenroth 2006. Endogenous processes during long-term starvation in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal. Water Research 40: 1519-1530.

23 Claessen V & B Blom. Resultaten laboratoriumonderzoek t.b.v. P-verwijdering Eindhoven/ Mierlo. Interne notitie van Waterschap De Dommel, 16 feb 2009.

24 STOWA 2012. Explorative research on innovative nitrogen recovery, STOWA, Amersfoort rapport 2012-51

25 STOWA 2013. Afleiden ecologische stikstof en fosfaat effluenteisen voor rwzi's. STOWA, Amersfoort, rapport 2013-19.

26 Tchobanoglous G & F L Burton 1991. Wastewater engineering - Treatment, disposal and reuse. Metcalf & Eddy, Inc. 5th edition. McGraw-Hill., New York 2014, § 7.1.

27 Tchobanoglous G & F L Burton 1991. Wastewater engineering - Treatment, disposal and reuse / Metcalf & Eddy, Inc. 5th edition, MacGraw-Hill., New York 2014, Tabel 7-5.

28 Tchobanoglous G & F L Burton 1991. Wastewater engineering - Treatment, disposal and reuse / Metcalf & Eddy, Inc. 5th edition, MacGraw-Hill., New York 2014, § 7.3.

29 STOWA 2010. Emissie van broeikasgassen van rwzi's. STOWA, Amersfoort, rapport 2010-08.

30 Henze, M., Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, Wat. Sci. Tech., 25, (1992), 6, pp. 1 - 5

31 Kessel,M A H J van, D R Speth, M Albertsen, P H Nielsen, H J.M. Op den Camp, B Kartal, M S M Jetten & S Lücker 2015. Complete nitrification by a single microorganism. Nature, DOI: 10.1038/nature16459

32 Tchobanoglous G & F L Burton 1991. Wastewater engineering - Treatment, disposal and reuse / Metcalf & Eddy, Inc. 5th edition 1991. MacGraw-Hill., New York 2014, p 621.

33 Sedlak, R.I 1991, Phosphorous and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, 2nd ed., The Soap and Detergent Association, 1991. Lewis Publishers, New York

34 Randall, C.W., J.L. Barnard, and H.D. Stensel 1992, Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, Volume 5, Water Qaulity Management Library, Technomic Publishing Co., Lancaster, PA

35 U.S. EPA 1993, Nitrogen Control Manual, EPA/625/R-93/010, Office of Research and Development, Cincinatti, OH.

36 Downing, .L., H.A. Painter, and G. Knowles (1964), "Nitrification in the Activated Sludge Proces", J.Inst. Sew. Purif., 64, , 2, 130-158.

37 Melcer, H., P.L. Dold, R.M. Jones, C.M. Bye, I. Takacs, H.D. Stensel, A. W. Wilson, P.Sun, and S. Bury, Methods for Wastewater Characterisation in Activated Sludge Modeling, WERF Final Report, Project 99-WWF-2, Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA

38 Copp, J.B. and K.L. Murphy (1995), "Estimation of the Active Nitrifying Biomass in Activated Sludge", Water Res., 29, 8, 1855 - 1862.

39 Manser, E., W. Guyer and H. Siegrist (2006) "Decay Processes of Nitrifying Bacteri in Biological Wastewater Treatment Systems", Water Res., 40, 12, 2416-2426.

40 Salem, S., M.S.Moussa and M.C.M. van Loosdrecht (2006), "Determination of the Decay Rate of Nitrifying Bacteria", Biotechn. Bioeng., 94, 2, 252 - 262.

41 Sin, G., D. Kaelin, M.J. Kampschreur, I. Takacs, B. Wett, K.V. Gernaey, L. Rieger, H. Siegrist and M.C.M. van Loosdrecht (2008a), "Modelling Nitrite in Wastewater Treatment Systems: a Discussion of Different Modelling Concepts", Water Sc. Techn., 58, 6,1155-1171.

42 Cuidad, G.A. Werner, C. Cornhardt, C. Munoz, and C. Antileo (2006), "Differential Kinetics of Ammonia- and Nitrite Oxidizing Bacteria; A Simple Kinetic Study Based on Oxygen Affinity and Proton Release During Nitrification", Process Biochemistry, 41, 8, 1764-1772.

43 Wett, B. and Rauch W. (2003), "The Role of Inorganic Carbon Limitation in Biological Nitrogen Removal of Extremely Ammonia Concentrated Wastewater", Water Res., 37, 5, 100-1110.

44 Kaelin, D., R. Manser, L.Rieger, J. Eugster, K. Rotterman, and H. Siegrist (2009) "Extension of ASM3 Four Two-Step Nitrification and Denitrification and its Calibration and Validation with Batch tests and Pilot Scale Data, Water Res., 43, 6, 1680-1692.

45 Jones, R.M., P. Dold, I. Takacs, K. Chapman, B. Wett, S. Murthy, and M. O'Shaugnessy (2007), "Simulation for Operation and Control of Reject Water Treatment Processes", Proc. Water Enviro. Fed. WEFTEC, San Diego, CA, 4357-4372

46 Guisasola, A., I. Jubany, J.A. Baeza, J. Carrera, J. Lafuente (2005), "Respirometric Estimation of the Oxygen Affinity Constants for Biological Ammonium and Nitrite Oxidation", J. Chem. Technol. Biotechnol., 80, 4, 388-396.

47 Sin, G., K. NIville, G. Bachis, T. Jiang, I. Nopens, S. van Hulle and P.A. Vanrolleghem (2008b), "Nitrite Effect on the Phosphorous Uptake Activity of Phosphate Accumulating Organisms (PAO) in pilot-scale SBR and MBR Reactors", Water SA, 34, 2, 249-260.

48 Stenstrom M K & S S Song 1991. Effects of oxygen transport limitation on nitrification in the activated sludge process. Journal Water Pollution Control Federation 63 (3): 208-219.

49 Manser R, W Guijer & H Siegrist 2005. Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers. Water Research 39: 4633-4642.

50 Daebel et al, 2007. Exploring temporal variations of oxygen saturation constants of nitrifying bacteria. Water Research 41: 1094-1102.

51 Blackburne R, V M Vadivelu, Z Yuan & J Keller 2007. Kinetic characterisation of an enriched Nitrospira culture with comparison to Nitrobacter. Water Research 41: 3033-3042.

52 Zettl U 2001. Einsatz der dynamische Simulation als Bemessungshilfe für Klaranlagen in Weinbaugemeinden. Ph D Thesis, Universität Kaiserslautern, 2001.

53 Robertson L A & J G Kuenen 1990. Combined heterotrophic nitrification and aerobic denitrification in Thiosphaera pantotropha and other bacteria. Antonie van Leeuwenhoek 57 (3): 139-152.

54 Patureau D, J Davison, N Bernet & R Moletta 1994. Denitrification under various aeration conditions in Comamonas sp., strain SGLY2. FEMS Microbiology Ecology 14 (1): 71-78.

55 Van Loosdrecht M C M & M S M Jetten 1998. MIcrobial conversions in nitrogen removal. Water Science & Technology 38 (1): 1-7.

56 Jetten M S M, M Wagner, J Fuerst, M C M van Loosdrecht, G Kuenen & M Strous 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. Current Opinion in Biotechnology 12 (3): 283-288.

57 Schmid M, K Walsh, R Webb, W I Rijpstra, K van de Pas-Schoonen, M J Verbruggen, T Hill, B Muffett, J Fuerst, S Schouten, J S Sinninghe Damsté, J Harris, P Shaw M Jetten & M Strous 2003. Candidatus "Scalindua brodae", sp. nov., Candidatus "Scalindua wagneri", sp. nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. Systematic and Applied Microbology 26 (4): 529-538.

58 Strous M, J J Heijnen, J G Kuenen & M S M Jetten 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. Applied Microbiololgy and Biotechnology 50 (5): 589-596.

59 O'Shaughnessy M 2015. Mainstream deammonification. WERF Report INFR6R11.

60 Strous M, J A Fuerst, E H M Kramer, S Logemann, G Muyzer, K T van de Pas-Schoonen, R Webb, J. G Kuenen & M S M Jetten (1999). Missing lithotroph identified as new planctomycete. Nature 400: 446-449.

61 STOWA 2017. CENIRELTA: demonstratieproject anammox in de hoofdstroom op de rwzi Dokhaven. STOWA, Amersfoort, rapport 2017-27

62 Strous M, J G Kuenen,& M S M Jetten 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. Applied and Environmental Microbiology 65 (7): 3248-3250.

63 STORA, Simultane defosfatering in actief-slibsystemen, Den Haag, (1991), rapport 91-03

64 Local Limits Development Guidance, Appendix G van de US-EPA, EPA 833-R-04-002A, July 2004.

65 Kuikman, P, R Schils, C. van Beek & G Velthof 2010, Nitrificatieremmers in de Nederlandse Landbouw, Potentiele vermindering van lachgasemissie. Alterra-rapport 2016, ISSN 1566-7197,

66 Henze, M. et al., Activated Sludge Model no 1 by IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Watewater Treatment. Scientific and Technical Reports 1, IAWPRC, London, (1986)

67 STOWA 1993. Handboek chemische P-verwijdering. STOWA Amersfoort, Rapport 93-06.

68 Srinath, E G, C A Sastry & S C Pillai 1959. Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. Experientia 15: 339-343.

69 Levin G & J Shapiro 1965. Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. J.Water Pollution Control Federation 37: 800–821.

70 Fuhs G W & M Chen 1975. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. Microbial Ecology 2 (2): 119-138.

71 Brodisch K E U & S J Joyner 1983. The role of micro-organisms other than Acinetobacter in biological phsphate removal in activated sludge processes. Water Science & Technology 15 (3-4): 117-125.

72 Bond P I, P Hugenholtz, J Keller & L I Blackall 1995. Bacterial Community Structures of Phosphate-Removing and Non-Phosphate-Removing Activated Sludges from Sequencing Batch Reactors. Applied & Environmental Microbiology 61: 1910-1916.

73 Barnard J L 1976. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. Water SA 2: 136-144.

74 Nicholls H A 1975. Full-scale experimentation on the new Johannesburg extended aeration plant. Water SA 1: 121-132.

75 Rensink J H, H J G W Donker & H P de Vries 1982. Biological P-removal in domestic wastewater by the activated sludge process. Wageningen University.

76 Rensink, J H, H J G W Donker & T S J Simons 1985. Phosphorus Removal at Low Sludge Loadings. Water Science & Technology 17 (11-12): 177-186.

77 López Vázquez C M 2009. The Competition between Polyphosphate-Accumulating Organisms and Glycogen-Accumulating Organisms: Temperature Effects and Modelling. Ph D Thesis, Delft, 2009.

78 Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441.

79 Smolders G J F 1995. A Metabolic model of the Biological Phosphorus Removal - stoichiometry, kinetics and dynamic behaviour. Ph D thesis, Delft University of Technology.

80 Van Loosdrecht, M C M, C M Lopez-Vazquez, S C F Meijer, C M Hooijmans & D Brdjanovic 2015. Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling. Journal of Hydroinformatics 2015.

81 STOWA 1990. Verkenning Biodenitro-Biodenipho. STOWA, Amersfoort, Rapport nr. 90-06.

82 STOWA 1991. Stikstof- en fosfaatverwijdering pilotplant onderzoek rwzi Ede. STOWA, Amersfoort, Rapport 91-08.

83 STOWA 1991. Handleiding biologische fosfaatverwijdering. STOWA, Amersfoort, Rapport 91-07

84 STOWA 1992. Vergaande nutriëntenverwijdering op een zeer laagbelaste actief-slibinstallatie (rwzi Bergambacht). STOWA, Amersfoort, Rapport nr. 92-06.

85 STOWA 1993. Biologische fosfaatverwijdering -Randvoorwaarden voor een goed rendement. STOWA, Amersfoort, Rapport 93-03.

86 STOWA 1993. Monitoren voor P- en N-verwijdering. STOWA, Amersfoort, Rapport 93-05..

87 STOWA 1993. Invloed van P- en N-verwijdering op de bezinkeigenschappen van actief slib. STOWA, Amersfoort, Rapport 93-10.

88 STOWA 1993. Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater. Microbiële aspecten. STOWA, Amersfoort, Rapport nr. 93-03.

89 STOWA 1994. Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater; modellering. STOWA, Amersfoort, Rapport nr. 94-08.

90 STOWA 1994. Biological Phosphate removal under Denitrifying Conditions. STOWA, Amersfoort, Rapport nr. 94-12.

91 Oehmen A, P C. Lemos, G Carvalho, Z Yuan, J Keller, L L Blackall, M A M Reis 2007. Advances in enhanced biological phosphorus removal - From micro to macro scale. Water Research 41: 2271-2300.

92 Gebremariam S Y, M W Beutell, D Christian & T F Hess 2011. Research advances and challenges in the microbiology of enhanced biological phosphorus removal - A critical review. Water Environment Research 83 (3): 195-219.

93 Tu Y 2012. The effects of acetate concentrations on competition between microbial populations in enhanced biological phosphorus removal from wastewater. Ph D Thesis, University of New Mexico, USA.

94 Forbes C M, N D O'Leary, A D Dobson; J R Marchesi 2009. The contribution of 'omic'-based approaches to the study of enhanced biological phosphorus removal microbiology. FEMS Microbiol Ecol 69 (1): 1-15.

95 Kong Y-H, J L Nielsen & P H Nielsen 2006. Identity and ecophysiology of uncultured actinobacterial polyphosphate-accumulating organisms in full-scale enhanced biological phosphorus removal plants Applied and Environmental Microbiology 71: 4076-4085.

96 López-Vásquez C M 2009. The Competition between Polyphosphate-Accumulating Organisms and Glycogen-Accumulating Organisms: Temperature Effects and Modelling. PH D Thesis, Delft University, 2009.

97 Erdal U G, Z K Erdal & C W Randall 2003. The competition between PAOs (phosphorus accumulating organisms) and GAOs (glycogen accumulating organisms) in EBPR (enhanced biological phosphorus removal) systems at different temperatures and the effects on system performance. Water Science & Technology 47 (11): 1-8.

98 Mielczarek A T, H T Nguyen, J L Nielsen & P H Nielsen 2013. Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants. Water Research 47: 1529-1544.

99 Erdal U G, Z K Erdal, G T Daigger & C W Randall CW 2008. Is it PAO-GAO competition or metabolic shift in EBPR system? Evidence from an experimental study. Water Sci Technol 58 (6): 1329-1334.

100 Wiegant W, P Piekema & A de Man 2009. Verlaging van het slibgehalte in de zomer bespaart veel energie en is ongeveer kostenneutraal. Afvalwaterwetenschap 8: 266-276.

101 STOWA 1996. Methoden van influentkarakterisering - inventarisatie en richtlijnen. STOWA, Amersfoort, rapport 96-08.

102 Meinhold J, E Arnold, Steven Isaacs 1999. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. Water Research 33: 1871-1883.

103 Tayà C, V K Garlapati, A Guisasola & J A Baeza 2013. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition.

104 IWA Task group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment 2000. Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Tehcniccla Report No. 9, IWA, 2000.

105 Seggelke K & K-H Rosenwinkel 2001. Erhöhte Mischwasserzuflüsse in Belebungsanlagen – Auswirkungen und Optimierungsma . In press.

106 Water Environment Federation 2011. Nutrient removal. WEF MoP No. 34; Chapter 7: Chemical phosphorous removal. McGraw-Hill 2011.
107 STOWA 1993. Handboek chemische P-verwijdering. STOWA Amersfoort, Rapport 93-06.
108 STOWA 2009. Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in rwzi-effluent - De biobeschikbaarheid van nutriënten in rwzi-effluent gemeten met de testalg Raphodocelis subcapitata. STOWA, Amersfoort, Rapport 2009-03.
109 Röske I & C Schönborn 1996. Interactions between chemical and advanced biological phosphorus elimination. Water Research 28: 5
110 Rijkswaterstaat directie Noordzee 1999. Lagere slibvolume-indices bij biologisch defosfaterende rioolwaterzuiveringsinstallaties. Rapport Rijkswaterstaat Directie Noordzee, 1999.
111 Martins A M P, J J Heijnen & M C M van Loosdrecht 2004. Bulking sludge in nutrient removal systems. Biotechnology & Bioengineering 86: 125-135.
112 STOWA 1994. Dimensionering van de selector - de rol van influentkarakterisering. STOWA, Amersfoort, rapport 1994-16.
113 STOWA 2012. Trends in slibontwatering. STOWA, Amersfoort, rapport 2012-46.
114 Schellekens M 2004. Wat doet U tegen Struviet ? Neerslag 39 (4): 2-6.
115 STOWA 2011. Handboek Slibgisting. STOWA, Amersfoort, rapport 2011-16.
116 Böncke B 1989. Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung - Ergebnisse enines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. Korrespondenz Abwasser 36: 1046-1061.
117 Wiedenhöft C (ed) 2005. Merkblätter band 53. Bemessubng Kommunaler Abwasserreinigungen - Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER version 5. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Duitsland.
118 Freund M 1994. ARA-BER Benutzerhandbuch abversion 3. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Rheinisch Westfällische Hochschule Aachen.
119 STOWA 1995. Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland. STOWA, Utrecht, 1995, rapport 95-19.
120 Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441.
121 STOWA 2001. Handboek biologische fosfaatverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-15.
122 Merkblatter Band 53. Bemessung Kommunaler Klaranlagen. Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER (version 5.0), 2005.
123 Puig Broch 2007. Operation and control of SBR processes for enhanced biological nutrient removal from wastewater. Ph D Thesis, Univeristy of Girona, Spain, 2007.
124 Teichgräber B 1998. Belebingsanlagen mit Aufstaubetrieb - Bemessung und Anwendung. Korrespondenz Abwasser 45: 886-900.
125 Teichgräber B, D Schreff, C Ekkerlein & P Wilderer 2001. SBR technology in Germany - an overview. Wat Sci Technol 43 (3): 323-330.
126 Xylem 2016. EXPANDIS powered by ICEAS, 40% energiebesparing op rwzi Alblasserdam.
127 Veolia. BIO-DENITROTM BIO-DENIPHOTM (productfolder)
128 STOWA 2001. Beheersing van licht slib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-02.
129 Zie bijvoorbeeld STOWA 2001. Beheersing van licht slib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-02, pagina 82.
130 STOWA 1996. Methoden voor influentkarakterisering - Inventarisatie en richtlijnen. STOWA, Amersfoort, rapport 1996-08.
131 STOWA 2013. Voorkomen van slibuitspoeling uit nabezinktanks door alternatieve slibbuffering. STOWA, Amersfoort, rapport 2013-17.
132 Bedrijfsvergelijking. Unie van Waterschappen.

133 STOWA 2007. De mogelijkheden en grenzen van het actiefslibproces. STOWA, Amersfoort, rapport 2007-214.

134 Barker D en D Stuckey (1999). A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. Water research 33: 3063-3082.

135 Dignac M, P Ginestet, D Rybacki, A Bruchet, V Urbain en P Scribe (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter. Water Research 34: 4185-4194.

136 Parkin G en P McCarty (1981). A comparison of the characteristics of soluble organic nitrogen in untreated and activated sludge treated wastewaters. Water Research 15: 139 - 149.

137 STOWA 2009. Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in rwzi-effluent - De biobeschikbaarheid van nutriënten in rwzi-effluent, gemeten met de testalg Raphidocelis subcapitata. STOWA, Amersfoort, rapport 2009-03. Bijlage 3. Er werd een Monte Carlo analyse uitgevoerd met de aantallen monsters, gemiddelden en standaardafwijking (bi/1,96) zoals aangegeven in de tabel in de bijlage

138 Schultz J en T Keinath (1984). Powdered activated carbon treatment process mechanisms. Journal Water Pollution Control Federation 56: 143-151.

139 STOWA 2000. SIMBA-protocol. Richtlijnen voor het modelleren van actiefslibsystemen. STOWA, Utrecht, rapport 2000-16.

140 Wiegant W, F. Kiestra, D Piron & J Kruit 2004. Het ontwerpen van rwzi's voor MTR-kwaliteit stikstof en fosfaat. H2O 37 (22): 24-26

141 STOWA 1995. Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland. STOWA, Utrecht, rapport 95-19.

142 Qin C, Liu H, Liu L, Smith S, Sedlak DL, Gu AZ 2014. Bioavailability and characterization of dissolved organic nitrogen and dissolved organic phosphorus in wastewater effluents. Sci Total Environ 511: 47-53.

143 OIson G (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. M.Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A Ekama & D. Brdjanovic, eds. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK, 2008

144 STOWA 2015. Ervaringen met online sensoren voor waterkwaliteit in oppervlaktewater en riolering. STOWA, Amersfoort, rapport 2015-W-05.

145 STOWA 1997. Regelen van stikstofverwijderingsprocessen in de praktijk. STOWA, Amersfoort, rapport1997-33.

146 STOWA 2012. Energiezuinige beluchtersregelingen. STOWA, Amersfoort, rapport 2012-28.

147 STOWA 1997. De toepasbaarheid van fuzzy control. STOWA, Amersfoort, rapport 2012-15.

148 STOWA 2009. Voorkomen van slibuitspoeling op rwzi's; inventarisatie richtlijnen en ervaringen, STOWA, Amersfoort, rapport 2009-23.

149 Mulkerrins, D, A D W Dobson & E Colleran 2004. Parametersd affecting phosphate remioval from wastewater. Environment International 30: 249-259.

150 STOWA 1995. Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rwzi's - Evaluatie van Nederlandse praktijkonderzoeken. STOWA, Amersfoort, rapport 95-08.

151 STOWA 1992. Stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's . STOWA, Amersfoort, rapport OR92-09.

152 STOWA 2008. Sharon-Anammoxsystemen. STOWA, Amersfoort, rapport 2008-18.

153 STOWA 2012. Explorative research on innovative nitrogen recovery. STOWA, Amersfoort, rapport 2012-51.

154 STOWA 2002. De BABE-technologie – BABE combineert rejectiewaterbehandeling met de enting van nitrificerende organismen. STOWA, Amersfoort, rapport 2002-42.

155 STOWA 2008. Sharon - Anammox systemen – Evaluatie van rejectiewaterbehandeling op slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. STOWA, Amersfoort, rapport 2008-18.

156 Bowden G, Tsuchihashi,& H D Stensel, Technologies for sidestream nitrogen removal. WERF 2015

157 STOWA 1996. Enkelvoudig reactorsysteem voor ammoniumverwijdering via nitriet. STOWA, Amersfoort, rapport 96-01.

158 STOWA 2010. Rejectiewaterbehandeling geëvalueerd SHARON, effluentkwaliteit, alternatieven en marktpotentie. STOWA, Amersfoort, rapport 2004-10.

159 Hellinga C, A A J C Schellen, J W Mulder, M C M van Loosdrecht & J J Heijnen 1998. The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater Water Science & Technology 37 (9): 135-142.

160 Wett, B. (2007). Development and implemntation of a robust deammonification process. Water Science Technology 56, 7, 81-88

161 Buunen-van Bergen A, H W de Mooij & C Morgenschweis Bron. DEMON® - in 10 jaar van innovatie naar bewezen technologie. : H2O november 2014)

162 Wett, B, Nyhuis, G., Takácx, I. and Murthy, S. (2010). Development of enhanced demmonification selector. Proceedings of the Water environment Federation, WEFTEC 2010

163 STOWA 2011 Fosfaatterugwinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties. STOWA, Amersfoort, rapport 2011-24.

164 Stumpf D 2007. Phosphorrecycling durch MAP-Fällung in kommunalen Faulschlamm. Publikationen des Umweltbunderamtes, Berlin, 2007

165 Veltman A, Jde Danschutter & C Uijterlinde 2010. Terugwinnen van fosfaatkunstmest uit zuiveringsslib verlaagt kosten van slibverwerking. H2O 2010 (11): 4-5.

166 Nieminen J 2010. Phosphorus recovery and recycling from municipal wastewater sludge. M Sc Thesis, Aalto University Finland, 2010.

167 STOWA-RIZA 1992. Fosfaatverwijdering uit huishoudelijk afvalwater met de korrelreactor - Semi-technisch onderzoek naar de toepasbaarheid. STOWA, Utrecht, rapport 92-11

168 STOWA-RIZA 1994. Fosfaatverwijdering uit huishoudelijk afvalwater met de korrelreactor - flankerend onderzoek. STOWA, Utrecht, rapport 94-11.

169 STOWA-RIZA 1993. Onderzoek demonstratie-installaties magnetische defosfatering. STOWA, Utrecht, rapport 93-02.

170 BioCrete Project. 2007. Composition of European bio ashes. Beschikbaar via: http://www.biocrete.dk/_root/media/28474_Memo%20%20Chemical%20composition%20of%20European%20bio%20ashes.pdf

171 Hultman B, E Levlin, A Mossakowska & K Stark 2002. Effects of wastewater treatment technology on phosphorus recovery from sludges and ashes. Obtained through www.nhm.uk

172 STOWA 2011 Fosfaatterugwinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties. STOWA, Amersfoort, rapport 2011-24.

173 ATV-DVWK 2000. Arbeitsblatt -A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Mai 2000, GFA, Hennef, Duitsland, 2000

174 STOWA 2001. Beheersing van licht slib bij de behandeling van stedelijk afvalwater met biologische nutriëntenverwijdering. STOWA, Utrecht, rapport 2001-02.

175 Tessel P J 1991. Chemisch defosfateren van communaal afvalwater; een evaluatie. H2O 24: 340-345

176 Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441.