

stowa

ONDERZOEK MBR VARSEVELD

DEELSTUDIE SIMBA-MODELLERING

RAPPORT

2006

06

ISBN 90.5773.353.6



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

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

DEELSTUDIE SIMBA-MODELLERING

INHOUD

	SAMENVATTING	253
1	INLEIDING	255
2	OPZET VAN HET ONDERZOEK	256
2.1	Inleiding	256
2.2	SIMBA-modellering	256
2.3	Aanpak	257
3	SIMULATIE-UNIT	258
3.1	Inleiding	258
3.2	Modelopbouw	258
3.3	Karakterisering	260
3.4	Calibratie	261
3.5	Validatie	263

4	MBR VARSSEVELD	266
4.1	Inleiding	266
4.2	Modelopbouw	266
4.3	Influentsamenstelling	271
4.4	Validatie	274
5	RESULTATEN MBR VARSSEVELD	278
5.1	Inleiding	278
5.2	Beluchterregeling	278
5.3	Fosfaatverwijdering	282
5.4	Recirculatie membraantanks	285
6	EVALUATIE	287
6.1	Inleiding	287
6.2	Betrouwbaarheid van het model	287
6.3	Vergaande P- en N-verwijdering	289
7	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	293
8	REFERENTIES	294
	BIJLAGE	
1	ASM2d-model parameterlijst	295

SAMENVATTING

De dynamica van een MBR-installatie wijkt sterk af van die van een conventionele rwzi. De hydraulische verblijftijd in de beluchtingstank is aanzienlijk korter. Daarnaast is de afvlakkende werking van de nabezinktanks niet aanwezig. Naar aanleiding hiervan en de strenge effluenteisen die gelden voor de MBR Varsseveld, is met behulp van een dynamisch simulatie-model de dynamica van het systeem tegen het licht gehouden. Het doel van de deelstudie "SIMBA-modellering" is het optimaliseren van de procesregelingen van de MBR Varsseveld en het evalueren van het ontwerp. Hiertoe zijn modellen van de simulatie-unit en van de MBR Varsseveld opgesteld. Voor de modellering van de biologische en chemische processen is gebruik gemaakt van het ASM2d-model, waarmee de CZV-verwijdering, stikstofverwijdering (nitrificatie en denitrificatie) en fosfaatverwijdering (biologisch en/of chemisch) worden beschreven.

De calibratie van het model is in eerste instantie gebaseerd op de resultaten van de simulatie-unit. Hierbij is een aantal modelparameters aangepast om met name de nitrificatie en de denitrificatie te kunnen fitten. De belangrijkste calibratieparameter is de ammoniumverzadigingswaarde voor nitrificatie (K_{NNH4}), welke van invloed is op het minimaal haalbare ammonium-effluentgehalte. Met behulp van de standaard parameterwaarden is het niet mogelijk een MBR (lees: een systeem met extreem lage effluentgehaltenes) goed te modelleren. Aanpassing van de ammonium-verzadigingswaarde blijkt noodzakelijk te zijn om de in de praktijk gemeten ammoniumgehaltenes van lager dan 0,5 mg/l te kunnen modelleren. Het ASM2d-model is, net als alle andere beschikbare modellen, ontwikkeld in een tijd dat de normen voor stikstof en fosfaat nog minder streng waren. Hierdoor is met deze modellen weinig ervaring met zeer lage effluentgehaltenes. Voor de toekomst zou een aanpassing van de modelsystematiek kunnen worden overwogen, waarin niet de Monod-kinetiek wordt gebruikt, maar naar andere oplossingen worden gezocht voor de modellering van de invloed van lage substraatconcentraties.

Bij de validatie van het model van de MBR Varsseveld is vervolgens met name de fosfaatverwijdering nader geanalyseerd. Hierbij bleek het noodzakelijk om de parameters aan te passen welke het chemisch evenwicht tussen ijzerhydroxide en ijzerfosfaat bepalen. Door de verschillen tussen de simulatie-unit en de MBR Varsseveld bleek het niet geheel mogelijk om de MBR Varsseveld te modelleren op basis van de parameters van het simulatie-unit model.

Op basis van de modelberekeningen worden aanbevelingen gedaan over de stikstofverwijdering en de beluchtingsregeling. Er wordt een stikstofsetpoint aanbevolen van 0,3-0,4 (verhouding tussen de ammoniumconcentratie en de som van de concentraties van ammonium en nitraat). Bij een lager stikstofsetpoint neemt de werking van de biologische fosfaatverwijdering af. Ten gevolge van de relatief lage beluchtingscapaciteit treden ammoniumpieken op bij piekbelastingen (bijvoorbeeld bij RWA). Het vergroten van de beluchtingscapaciteit zal de ammoniumpieken doen afnemen, dit gaat echter wel gepaard met een nitraatpiek. Het omwisselen van de schakelvolgorde van de beluchtingsvelden heeft geen effect op de effluentkwaliteit.

De modellering van de fosfaatverwijdering heeft geleid tot het inzicht dat de dynamiek van de fosfaatverwijdering in het model niet geheel overeenkomt met de praktijkervaringen. De biologische fosfaatverwijdering is in het model relatief gevoelig voor aanpassingen in bijvoorbeeld de beluchtingregeling. De chemische fosfaatverwijdering blijkt daarentegen een relatief traag proces te zijn, waarbij het model wel de lange-termijn effecten goed voorspelt, maar op de korte-termijn relatief ongevoelig is. Het verwijderen van de laatste tiende milligrammen fosfaat kost volgens het model relatief veel ijzer. Om het effluentgehalte te verlagen van 0,3 naar 0,15 mg P_{totaal}/l is volgens de modellering een verdrievoudiging van het ijzerverbruik benodigd. In de praktijk blijkt hiervoor echter slechts circa 25% meer ijzer nodig te zijn.

1

INLEIDING

De MBR Varsseveld wordt beschouwd als de demonstratie-installatie voor de MBR-technologie in Nederland. Aan de opstart en het eerste jaar van de bedrijfsvoering is daarom een uitgebreid onderzoeksprogramma gekoppeld. Het programma bestaat uit acht deelstudies waarvan de resultaten in twee STOWA-rapporten zijn opgenomen. Een overzicht van de verschillende deelstudies en van de indeling van de rapporten is weergegeven in Afbeelding 1.

AFBEELDING 1 INDELING VAN DE STOWA-RAPPORTEN

Rapport 1 - Hoofdrapport	Presentatie en evaluatie van alle onderzoeksactiviteiten
	Deelstudie Bedrijfsvoering en effluentkwaliteit
Rapport 2 - Deelstudierapport	Deelstudie Voorbehandeling
	Deelstudie Verwijdering bijzondere stoffen
	Deelstudie OC en Hydraulica
	Deelstudie Slibkwaliteit versus filterbaarheid
	Deelstudie SIMBA-modellering
	Deelstudie Membranen
	Deelstudie Simulatie-Unit

Bij het opstellen van het onderzoeksprogramma van de MBR Varsseveld is de toepassing van SIMBA, als een instrument om het ontwerp en de meet- en regeltechniek van de MBR te evalueren en te optimaliseren, van groot belang geacht. De dynamica van een MBR-installatie wijkt namelijk sterk af van die van een conventionele rwzi. De hydraulische verblijftijd in de beluchtingstank is aanzienlijk korter. Daarnaast is de afvlakkende werking van de nabezinktanks niet aanwezig. Gezien de strenge effluenteis die geldt voor de MBR Varsseveld, is een optimalisatie en evaluatie van de procesregelingen met behulp van dynamische simulatie zinvol.

Het doel van de deelstudie "SIMBA-modellering" is het optimaliseren van de procesregelingen van de MBR Varsseveld en het evalueren van het ontwerp. Hiertoe zijn achtereenvolgens modellen van de simulatie-unit en van de MBR Varsseveld opgesteld. De opzet van de deelstudie is nader beschreven in hoofdstuk 2. De modellering van de simulatie-unit is beschreven in hoofdstuk 3. De opbouw van het model van de MBR Varsseveld is beschreven in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 zijn de resultaten van de procesoptimalisaties voor MBR Varsseveld beschreven. De resultaten van deze studie zijn geëvalueerd in hoofdstuk 6 en de conclusies en aanbevelingen zijn weergegeven in hoofdstuk 7.

2

OPZET VAN HET ONDERZOEK

2.1 INLEIDING

Ter ondersteuning van de opstart van de MBR Varsseveld is gebruik gemaakt van een simulatie-unit. Deze is ruim een half jaar voor de MBR Varsseveld in bedrijf genomen, en gebruikt om een aantal vragen met betrekking tot de opstart en de bedrijfsvoering van de MBR Varsseveld te beantwoorden. Ook voor deze deelstudie heeft de simulatie-unit een belangrijke rol gespeeld bij de calibratie van het model. De opzet van het onderzoek en de rol hierin van de simulatie-unit is beschreven in §2.3. Allereerst zijn in §2.2 de uitgangspunten van de SIMBA-modellering uiteengezet.

2.2 SIMBA-MODELLERING

In dit project is gebruik gemaakt van de softwarepakketten SIMBA 4.2, Simulink 6.0 en Matlab 6.0. SIMBA bevat een groot aantal standaard modelblokken waarmee een rwzi kan worden nagebootst. Het is met de standaardmodelblokken in SIMBA niet mogelijk om een MBR installatie te modelleren. In SIMBA is daarom een modelblok ontwikkeld waarmee een membraanfiltratietank wel kan worden gesimuleerd. Dit MBR-modelblok werd reeds eerder ten behoeve van het ontwerp van de MBR Varsseveld toegepast. Daarnaast is specifiek voor de modellering van de MBR Varsseveld (zie hoofdstuk 4) een MBR-verdeelblok ontwikkeld waarmee de procesinstellingen van de membraantanks kunnen worden ingesteld.

Voor de modellering van de biologische en chemische processen is gebruik gemaakt van het ASM2d-model. Dit model is een uitbreiding op het ASM1- en ASM2-model. Het ASM2d-model beschrijft de processen van CZV-verwijdering, stikstofverwijdering (nitrificatie en denitrificatie) en fosfaatverwijdering (biologisch en/of chemisch) [ref. 1]. Als uitbreiding op het ASM2-model zijn de denitrificerende fosfaat-accumulerende bacteriën (denitrificerende PAO's) aan de beschrijving toegevoegd. Hierbij wordt de opname van reservestoffen (PHA) ten behoeve van de biologische fosfaatafgifte als een black-box proces beschreven. In andere modellen (TUD-model e.a.) is het glycogeen-metabolisme in het model opgenomen. De reden om voor het ASM2d-model te kiezen is dat hiermee meer ervaring is, en dat dit model op basis van reguliere procesmetingen eenvoudiger is te calibreren.

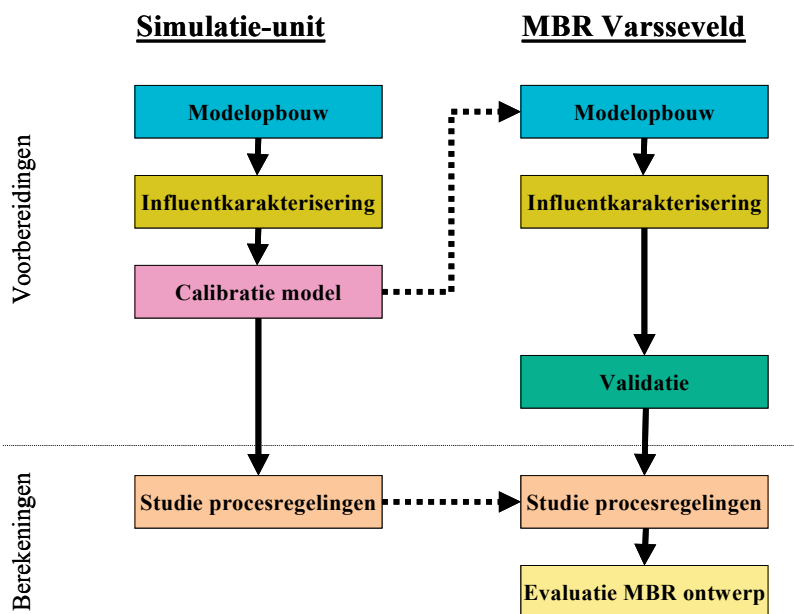
Voor de modellering is het SIMBA-protocol van de STOWA gevolgd [ref. 2]. Dit protocol is gebaseerd op de toepassing van het ASM1-model, waarin geen fosfaatverwijdering is opgenomen. Aan de calibratie van de biologische en chemische fosfaatverwijdering is daarom bij de modellering van de MBR Varsseveld (in §4.4) extra aandacht besteed.

In bijlage 1 is een overzicht opgenomen van alle modelparameters van het ASM2d-model.

2.3 AANPAK

Bij het opzetten van een SIMBA-model is een gestructureerde aanpak van belang. Hierbij dient achtereenvolgens aandacht te worden besteed aan de opbouw van het model, de influentkarakterisering en de calibratie en validatie van het model. De calibratie van het model vond primair plaats op basis van de simulatie-unit (fysiek schaalmodel van de MBR Varsseveld) en de validatie op basis van de MBR Varsseveld. Afbeelding 2 geeft de aanpak schematisch weer.

AFBEELDING 2 AANPAK DEELSTUDIE "SIMBA-MODELLERING"



Met behulp van het gecalibreerde model van de simulatie-unit zijn de procesinstellingen en -regelingen van deze installatie geëvalueerd en is de procesvoering geoptimaliseerd (zie hoofdstuk 3). Het gevalideerde model van de MBR Varsseveld heeft eveneens gediend voor de optimalisatie van de procesinstellingen en procesregelingen. Daarnaast heeft op basis van het model een evaluatie van de biologische werking en van de systeemconfiguratie van de installatie plaatsgevonden (zie hoofdstuk 5). Op basis hiervan kan het ontwerp worden geëvalueerd en kunnen aanbevelingen worden gedaan voor mogelijke verbeteringen voor toekomstige installaties.

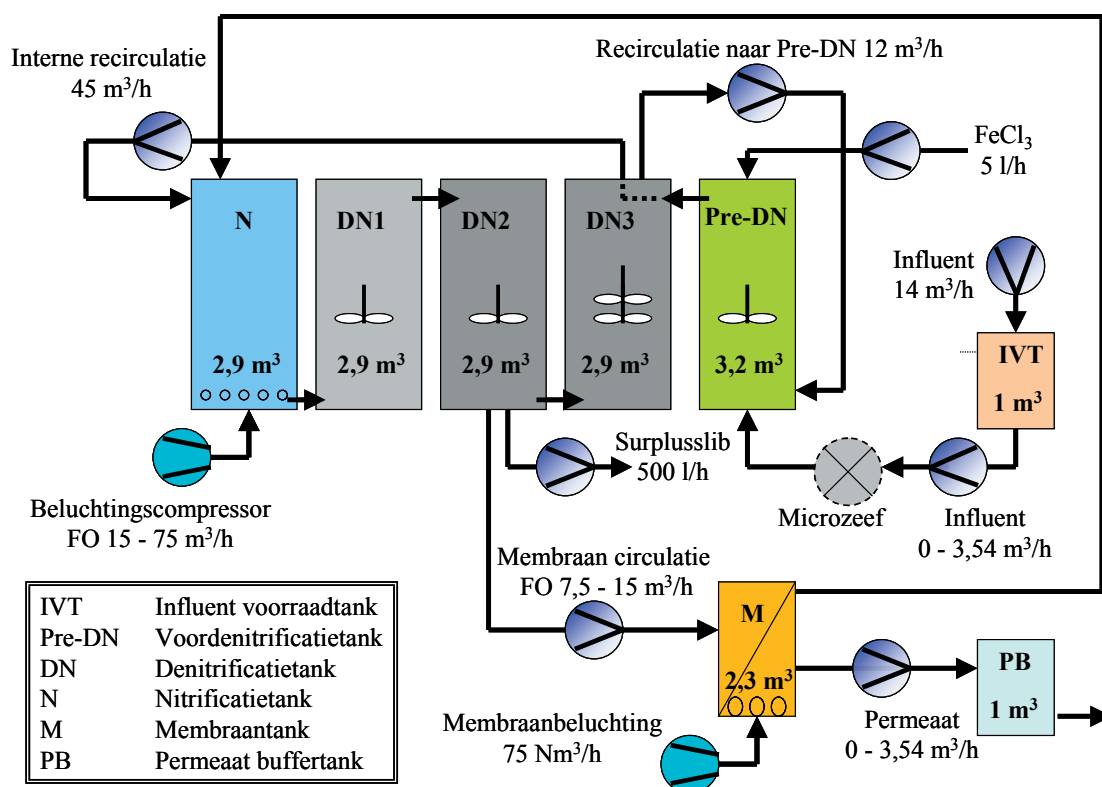
3

SIMULATIE-UNIT

3.1 INLEIDING

De simulatie-unit is een fysiek schaalmodel van de MBR Varsseveld. Afbeelding 3 geeft een schematisch overzicht van de simulatie-unit. De installatie en het onderzoek dat hiermee is uitgevoerd is uitvoerig beschreven in het laatste deel van dit deelstudierapport.

AFBEELDING 3 SCHEMATISCH OVERZICHT VAN DE SIMULATIE-UNIT



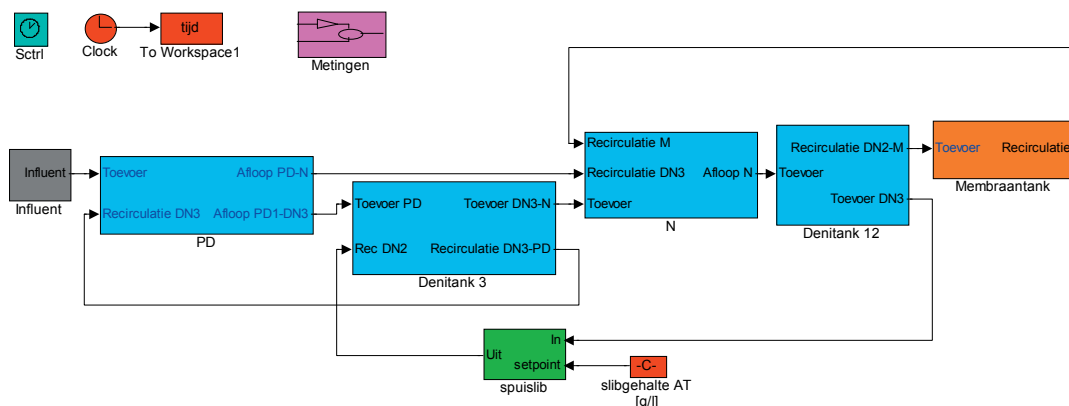
3.2 MODELPOUW

3.2.1 SIMULATIE-UNIT

Afbeelding 4 toont een overzicht van het SIMBA-model van de simulatie-unit met haar belangrijkste onderdelen (vergelijk met Afbeelding 3):

- Influent (karakterisering en debiet).
- Predenitrificatiecompartment (PD).
- Denitrificatiecompartmenten 1 en 2 (geïntegreerd in Denitank 12).
- Denitrificatiecompartment 3 (Denitank 3).
- Nitrificatiecompartment (N).
- Membraantank.

AFBEELDING 4 SIMBA-MODEL SIMULATIE-UNIT



Predenitrificatiecompartiment PD, denitrificatiecompartimenten 1, 2 en 3 en nitrificatiecompartiment N zijn elk gemodelleerd als één ideaal gemengde tank. In PD of N vindt de ijzerdosering plaats ten behoeve van de defosfatering. In N vindt bellenbeluchting plaats. De spuislibregeling tapt slib af uit de stroom vanuit Denitank12 naar Denitank3.

INFLUENT

Het influent is gemodelleerd zoals beschreven in §3.3. De volgende opties werden geïmplementeerd:

- Een constant influentdebiet en concentraties (gemiddelde dwa-waarden; ten behoeve van statische calibratie doeleinden).
- Een variërend influent (concentraties en debieten in te lezen uit bestand met data afkomstig uit de off-line database van de zuivering).

MEMBRAANTANK

Er is geen standaard SIMBA-blok voor simulatie van de membraantank. De membraantank werd gemodelleerd met het door DHV ontwikkelde blokje. In dit MBR-model vindt ideale scheiding van vaste en opgeloste stof plaats. Daarnaast wordt de biologie in de tank gemodelleerd als een ASM2d-ideaal-gemengde tank. De invloed van de beluchting in de membraantank op de biologie, is gemodelleerd als zuurstofinbreng d.m.v. bellenbeluchting.

3.2.2 PROCESREGELINGEN

De regeling van de ijzerdosering is opgenomen in het predenitrificatieblokje PD of in de beluchtingstank N. De volgende bedrijfswijzen zijn geïmplementeerd:

- Handbedrijf (constante dosering).
- Fosfaatregeling (PI-regelaar handhaaft een ingesteld setpoint voor PO_4 in het effluent).
- Me/P-verhoudingsregeling (vaste molaire verhouding op basis van de P-influentvracht).

De regeling van de bellenbeluchting is opgenomen in het nitrificatieblokje N. Een PI-regelaar handhaaft een ingesteld setpoint voor O_2 in de nitrificatietank.

De spuislibregeling bestaat uit een PI-regelaar die een ingesteld setpoint voor het drogestofgehalte handhaaft in Denitank12.

De membraanbeluchting wordt in de praktijk cyclisch bedreven met een frequentie in de orde grootte van 10-15 seconden. Dergelijke hoge schakelfrequenties zijn zeer ongunstig voor de rekentijden van het model. De membraanbeluchting is derhalve gemodelleerd als een constante beluchting. Dit is toegestaan omdat de frequentie van de beluchting hoger ligt dan de snelheid van de belangrijkste biologische processen.

3.3 KARAKTERISERING

3.3.1 BESCHIKBARE METINGEN

Voor de karakterisering van debieten en concentraties zijn de volgende informatiebronnen gebruikt:

- Dagwaarden welke routinematig worden bijgehouden door medewerkers op de rwzi Varsseveld (CZV, BZV, SS, N_{kj}, NH₄-N, NO₃-N, P_{totaal}).
- 1-minuten-waarden uit de procesautomatisering, afkomstig van de on-line meetapparatuur (influentdebiet, recirculatie debieten, O₂).
- Op aanvraag uitgevoerde laboratoriumanalyses welke specifiek nodig zijn voor de modellering (vetzuren, BZV_∞ en P_{ortho}).

Voor de karakterisering is informatie gebruikt over de periode van 26 oktober t/m 29 oktober 2004. De motivatie hiervoor is dat in deze periode voldoende laboratoriumanalyses beschikbaar waren en dat de belangrijke procesparameters (temperatuur, aanvoerdebiet, slibgehalte etc.) in deze periode constant waren.

3.3.2 INFLUENTKARAKTERISERING

Voor de SIMBA-modellering is het influent gekarakteriseerd door middel van ASM2d-fractionering. Deze influentkarakterisering bestaat uit de volgende stappen:

1. Data voorbereiden.
2. Data valideren.
3. Identificatie van globale influentparameters.
4. Gedetailleerde ASM2d-fractionering.

De globale influentparameters zijn verkregen door de analysedata van 26 t/m 29/10/2004 te middelen. Tabel 1 geeft hiervan een overzicht.

TABEL 1 GEMIDDELTE WAARDEN VAN DE INFLUENTCONCENTRATIES VAN DE SIMULATIE-UNIT

Parameter	CZV _{totaal}	CZV _{opgelost}	BZV ₅	CZV _{vetzuren}	N _{kj}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{totaal}	PO ₄ -P
Eenheid	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Waarde	648	213	243	117	58	38	1,5	12,9	7,7

Voor de gedetailleerde karakterisering is gebruik gemaakt van de methode die wordt beschreven in een publicatie van Roeleveld en van Loosdrecht "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands" [ref. 3]. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de parameter kBOD, welke een maat is voor de afbreekbaarheid van de organische stof. De kBOD-waarde is gebaseerd op één BZV-oneindig analyse binnen de calibratieperiode (26 t/m 29/10/2004) en vervolgens geverifieerd aan een tweede analyse van voor de calibratieperiode. Bij de BZV-oneindig analyses wordt het BZV-verloop over 10 dagen gemeten. Vervolgens worden fractioneringsparameters voor de biologisch afbreekbare fractie in het CZV afgeleid. De aldus gevonden k_{BZV} -waarden (kBOD) voor beide tijdstippen waren consistent met elkaar en bedroegen 0,45.

Tabel 2 geeft het resultaat van de ASM2d-influentkarakterisering weer. Alle gekarakteriseerde parameters zijn vergeleken met en voldeden aan de in de literatuur [ref. 1, 2, 3] vermelde verwachte waarden.

TABEL 2 ASM2D-FRACTIES IN HET INFLUEN

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Waarde
S_F	CZV opgelost, direct afbreekbaar	mg/l	74,6
S_A	CZV opgelost, vluchtige vetzuren	mg/l	116,7
S_I	CZV opgelost, inert	mg/l	21,7
X_I	CZV niet-opgelost, inert	mg/l	306,2
X_S	CZV niet-opgelost, langzaam afbreekbaar	mg/l	128,8
SNH4	Ammonium-stikstof	mg/l	38,2
SN03	Nitraat-stikstof	mg/l	1,5
SPO4	Ortho-fosfaat	mg/l	7,7

3.4 CALIBRATIE

3.4.1 WERKWIJZE

Achtereenvolgens werden de volgende grootheden gecalibreerd:

1. Slibproductie.
2. Nitrificatie (ammoniumconcentratie in het effluent).
3. Denitrificatie (nitraatconcentratie in het effluent).
4. Defosfatering (fosfaatconcentratie in het effluent).

In de stappen 1 t/m 3 zijn de in het SIMBA-protocol gesuggereerde parameters onderzocht op hun gevoeligheid. In stap 4 zijn elders in de literatuur [ref. 1] gesuggereerde parameters onderzocht (defosfatering is niet beschreven in het SIMBA-protocol). In elke stap werden alleen de gevoeligste parameters gecalibreerd.

3.4.2 MEETGEGEVENS EN GLOBALE INSTELLINGEN

Vooraf werden temperatuur, interne debieten e.d. op de juiste waarde gezet. Hiertoe werden analysemetingen (Tabel 3) en gegevens uit de off-line database (Tabel 4) gemiddeld over de calibratieperiode (26 t/m 29/10/2004).

TABEL 3 PROCESGEGEVENS SIMULATIE-UNIT. GEMIDDELDEN VAN ANALYSEMETINGEN 26 T/M 29/10/2004

Onderdeel	Parameter	Eenheid	Gemiddelde waarde
Effluent	CZV opgelost	mg/l	24
	N_{kj}	mg/l	2,3
	NH_4-N	mg/l	0,05
	NO_3-N	mg/l	1,3
	Ptotaal	mg/l	0,22
	PO_4-P	mg/l	0,17
Reactor	Drogestofgehalte	g/l	10,8
	Temperatuur	°C	20,7

DS-SETPOINT

Het drogestofgehalte in de reactor wordt in het model geregeld met een PI-regelaar. Deze gebruikt de drogestofmeting (in denitank12) om het te onttrekken spuislibdebiet (uit denitank3) te bepalen. Het setpoint (droge stof in denitank12) werd ingesteld op 10,8 g/l.

TABEL 4

PROCESGEGEVENS SIMULATIE-UNIT. GEMIDDELDEN VAN 1-MINUTENDATA 26 T/M 29/10/2004

Variabele	Eenheid	Gemiddelde waarde
Influentdebiet	m ³ /d	21,6
Interne recirculatie (Denitank3=>N)	m ³ /d	1.056
Recirculatie (Denitank3=>Pre-DN)	m ³ /d	250
Membraancirculatie (Denitank12=>Membraantank)	m ³ /d	190
Zuurstofmeting in bioreactor	mg O ₂ /l	1,36

O₂-SETPOINT

Het zuurstofsetpoint van de beluchtingsregeling op de nitrificatietank (in het model) werd voor de calibratie op de gemiddeld, gemeten zuurstofconcentratie (in de praktijk) ingesteld (1,36 mg/l).

MEMBRAANBELUCHTING

De beluchting in de membraantank wordt in de praktijk pulserend bedreven. In oktober 2004 werd dagelijks geëxperimenteerd met verschillende intervaltijden. In de periode van 26 oktober t/m 29 oktober 2004 wisselden de intervaltijden ook, maar relatief beperkt ten opzichte van andere dagen. Bovendien is de invloed van de MBR-beluchting sowieso relatief klein ten opzichte van de beluchting van het biologische circuit. De intervaltijden konden derhalve worden gemiddeld en gemodelleerd als een constante beluchting.

KORTSLUITSTROOM

Afbeelding 3 geeft met een stippellijn weer dat er mogelijke kortsluitstroom op zou kunnen treden tussen de predenitrificatieruimte en de nitrificatietank. Het model werd in eerste instantie als volgt ingesteld: 50% van de uitstroom uit de predenitrificatieruimte stroomt rechtstreeks naar de nitrificatietank; de andere 50% heeft een verblijftijd in denitrificatie-compartment 3.

3.4.3 SLIBPRODUCTIE

De slibproductie is gecalibreerd aan de hand van de in de praktijk gemeten dagelijkse spuislibvracht. Voor berekening van het spuislib is het gemiddelde genomen over een langere periode dan de calibratieperiode: 1 september 2004 t/m 8 november 2004. Gedurende deze periode was de ijzerdosering actief en constant (circa 0,8 mol Fe/mol P_{influent}). De gemiddelde slibproductie bedroeg ongeveer 8,5 kg DS/dag. Zonder calibratie was de slibproductie van het SIMBA-model 7,9 kg DS/dag. Gezien de onnauwkeurigheid van de meting van de slibproductie is besloten om deze afwijking te accepteren en de default instellingen te handhaven.

3.4.4 NITRIFICATIE

De nitrificatie is gecalibreerd op basis van de gemiddelde ammoniumconcentratie in het effluent. In het ASM-model wordt de ondergrens tot welke ammonium gereduceerd kan worden, grotendeels bepaald door de biologische parameter KNNH4 ("Ammonium-verzadigingscoëfficiënt voor Autotrofen"). Omdat in een MBR in de praktijk zeer lage ammoniumgehalten worden gemeten, moet KNNH4 lager gezet worden dan in modellen van conventionele zuiveringen (default waarde: 1,0 mg/l [ref. 1, 2]). Derhalve is de ammoniumconcentratie in het model allereerst gereduceerd (van 1,0 naar 0,4 mg NH₄/l) door KNNH4 te verkleinen (van 1,0 naar 0,5 mg/l).

Vervolgens is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor alle relevante calibratieparameters. Uit de gevoeligheidsanalyse volgde dat ammonium relatief ongevoelig was voor calibratie-

parameter KNO₂. Door het verlagen van de afbraakconstante voor autotrofen is de ammonium-concentratie verder gereduceerd tot circa 0,1 mg NH₄/l. Tabel 5 geeft het resultaat van de calibratie weer.

TABEL 5 CALIBRATIE NITRIFICATIE

Parameter	Default	Gecalibreerd
KNO ₂	0,5	niet aangepast
KNNH ₄	1,0	0,5
bAUT	0,15	0,1
NH _{4,eff}	<i>Doel: 0,1 mg/l</i>	<i>Resultaat: 0,1 mg/l</i>

3.4.5 DENITRIFICATIE

De denitrificatie is gecalibreerd op basis van de gemiddelde nitraatconcentratie in het effluent. Uit de gevoeligheidsanalyse volgde dat nitraat vooral gevoelig is voor de calibratieparameters KNO₂, KHO₂ en etaHNO₃. Tabel 6 geeft het resultaat van de calibratie weer.

TABEL 6 CALIBRATIE DENITRIFICATIE

Parameter	Default	Gecalibreerd
KNO ₂	0,5	0,38
KHNO ₃	0,5	niet aangepast
KHO ₂	0,2	0,25
etaHNO ₃	0,8	1,0
bH	0,4	niet aangepast
NO _{3,eff}	<i>Doel: 1,3 mg/l</i>	<i>Resultaat: 1,4 mg/l</i>

3.4.6 DEFOSFATERING

De defosfatering werd gecalibreerd op basis van de gemiddelde fosfaatconcentratie in het effluent. Uit de gevoeligheidsanalyse volgde dat fosfaat vooral gevoelig was voor de calibratieparameters qPHA en muPAO. Tabel 7 geeft het resultaat van de calibratie weer.

TABEL 7 CALIBRATIE DEFOSFATERING

Parameter	Default	Gecalibreerd
qPHA	3,0	3,75
etaPNO ₃	0,6	niet aangepast
qfe	3,0	niet aangepast
Kfe	4,0	niet aangepast
muPAO	1,0	0,75
KP	0,2	niet aangepast
PO _{4,eff}	<i>Doel: 0,2 mg/l</i>	<i>Resultaat: 0,2 mg/l</i>

3.5 VALIDATIE

3.5.1 INLEIDING

De calibratie zoals beschreven in §3.4, heeft plaatsgevonden op basis van gemiddelde omstandigheden. De waarde van het model is vervolgens gevalideerd op basis van een tweetal dynamische situaties. Dit betreft het dagelijks verloop van het nitraatgehalte (§3.5.2) en het lange-termijn verloop van het fosfaatgehalte (§3.5.3).

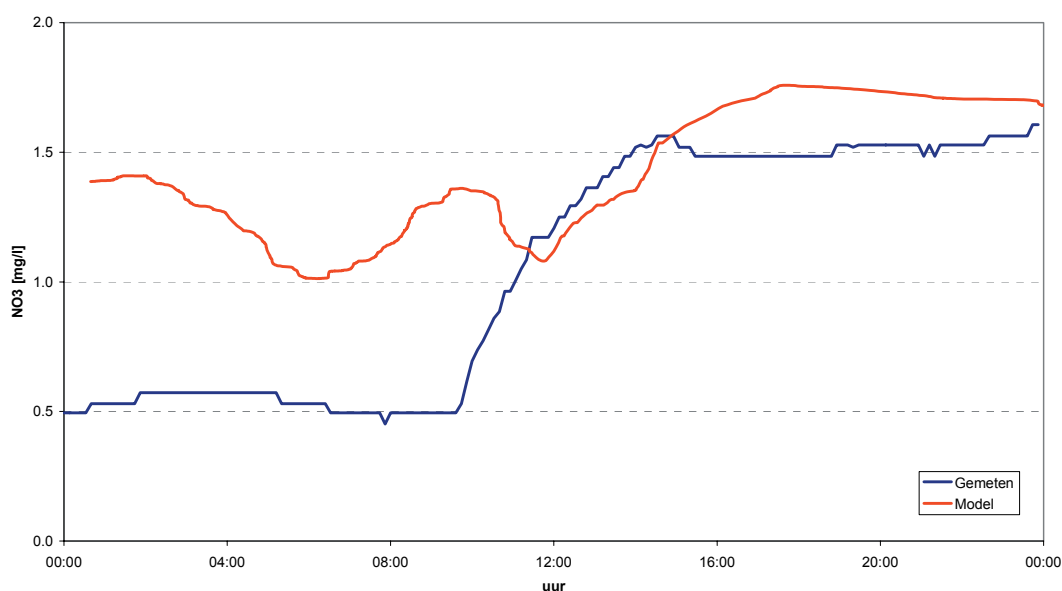
3.5.2 DYNAMIEK NITRAAT

25 oktober 2004 was een dag van onregelmatige aanvoer en een andere temperatuur dan tijdens de calibratieperiode. Deze dag is gebruikt om te controleren of het model onder wisselende omstandigheden de effluentconcentraties juist voorspelt. Hiertoe werden de beschikbare influentmetingen uit de database (debiet, CZV, NH_4 , NO_3 , PO_4) in het model geladen. Het gemeten CZV werd verder opgedeeld volgens de eerder bepaalde fractionering (zie §3.3.2).

Het verloop van de berekende effluentconcentraties kwam kwalitatief goed overeen met de gemeten waarden. Kwantitatief wordt voor het eerste deel van de dag een te hoge nitraatconcentratie voorspeld, zoals weergegeven in Afbeelding 5.

Nader onderzoek wees uit dat de nitraatconcentratie in het model in het algemeen (onder allerlei omstandigheden) nauwelijks onder de 1,0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ komt. Dit kwam tijdens de calibratie niet aan het licht, omdat de te calibreren waarde 1,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ was. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de standaard calibratiemethode (volgens het SIMBA-protocol) mogelijk niet toereikend is voor MBR-installaties, of andere installaties, waarmee relatief lage nitraatgehalten kunnen worden bereikt.

AFBEELDING 5 GEMETEN EN GESIMULEERDE NITRAATVERLOOP IN HET EFFLUENT



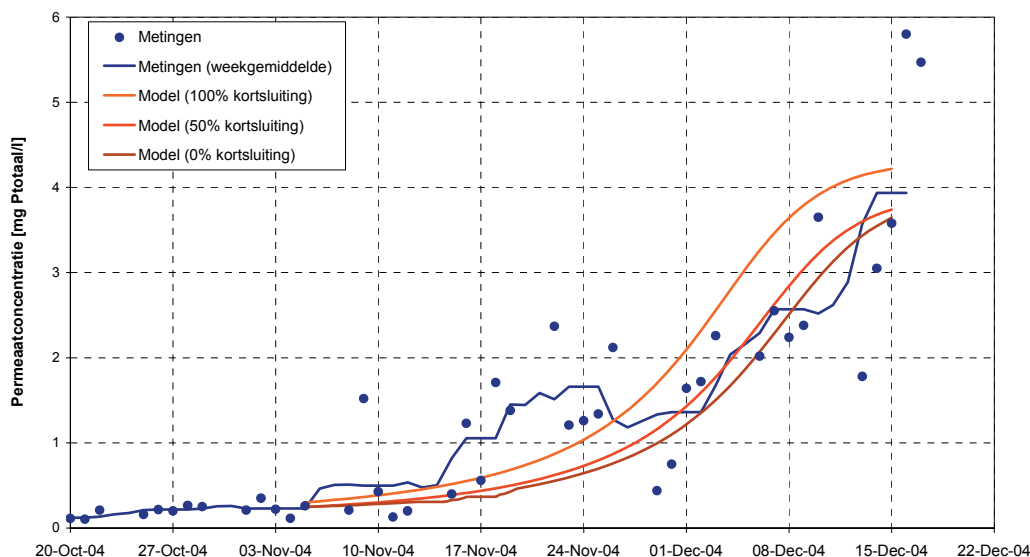
In §3.4.4 werd al beschreven dat de verzadigingsconstante voor de nitrificatie, KNNH_4 , verder dan te doen gebruikelijk, teruggezet werd. Waarschijnlijk dat voor de denitrificatie iets vergelijkbaars geldt. De verzadigingsconstante voor de denitrificatie, KHNO_3 , zou dan verder dan te doen gebruikelijk moeten worden aangepast, zodat lagere NO_3 -gehalten mogelijk worden. Deze ervaring is meegenomen in de calibratie van het model van de MBR Varsseveld (zie §4.4).

3.5.3 DYNAMIEK DEFOSFATERING

Op 5 november werd op de simulatie-unit de ijzerdosering uitgezet. Onderzocht is of het model de effluentconcentraties juist voorspelt. Voorts werd onderzocht of een eventueel optredende interne kortsluitstroom tussen de predenitrificatieruimte en de denitrificatieruimte 3 juist is gemodelleerd. Afbeelding 6 toont de gemeten en voorspelde P_{totaal} -waarden.

Hieruit volgt dat de invloed van ijzerdosering op de defosfatering goed door het model wordt gesimuleerd en dat de bij de calibratie gekozen configuratie (50% kortsluiting) beter voldoet dan 0% kortsluiting (100% kortsluiting lijkt praktisch onwaarschijnlijk). In de modelberekeningen is daarom verder uitgegaan van 50% kortsluiting.

AFBEELDING 6 RESPONSIE VAN P_{TOTAAAL} IN HET PERMEAAT NA UITSCHAKELING VAN DE IJZERDOSERING



3.5.4 SAMENVATTING

Voor de calibratie en validatie van het model van de simulatie-unit is een aantal procesparameters aangepast. Een overzicht hiervan is weergegeven in Tabel 8.

TABEL 8 OVERZICHT VAN CALIBRATIE-PARAMETERS

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Default	Calibratie
KNNH4	NH ₄ -verzadigingswaarde autotrofen	g N/m ³	1,0	0,5
bAUT	Afsterftesnelheid autotrofen	1/d	0,15	0,1
KNO2	O ₂ -verzadigingswaarde autotrofen	g O ₂ /m ³	0,5	0,38
KHO2	O ₂ -verzadigingswaarde heterotrofen	g O ₂ /m ³	0,2	0,25
etaHNO3	Reductiefactor voor denitrificatie	-	0,8	1,0
qPHA	Snelheidsconstante voor PHA-opslag	g XPHA/(g XPAO*d)	3,0	3,75
muPAO	Maximale groeisnelheid PAO's	1/d	1,0	0,75

4

MBR VARSSEVELD

4.1 INLEIDING

De MBR Varsseveld bestaat uit een voorbehandeling, een actiefslibstelsysteem met beluchting en vier membraantanks. Het ontwerp en de werking van de MBR Varsseveld is beschreven in het hoofdrapport (STOWA 2006-05, ref.4) welke tegelijkertijd met dit deelstudierapport is uitgebracht.

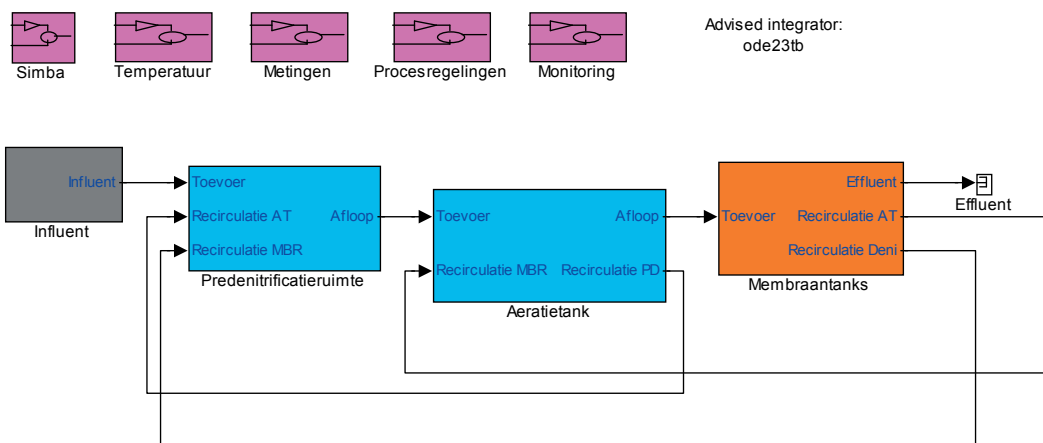
In dit hoofdstuk is allereerst de modelopbouw in SIMBA beschreven (§4.2). In de SIMBA modellering worden de biologische en fysisch/chemische processen van het actiefslibstelsysteem beschreven. De voorbehandeling wordt niet gemodelleerd en het influent ná de voorbehandeling wordt als uitgangspunt genomen. In §4.3 is de influentkarakterisering beschreven. Hiertoe is een aantal aanvullende metingen uitgevoerd. De validatie van het model is beschreven in §4.4. In hoofdstuk 5 zijn vervolgens de resultaten van de berekeningen gepresenteerd welke met het gevalideerde model van de MBR Varsseveld zijn uitgevoerd.

4.2 MODELPOUW

4.2.1 MBR VARSSEVELD

Afbeelding 7 toont een overzicht van het SIMBA-model van de MBR Varsseveld met haar belangrijkste onderdelen: het influent (karakterisering en debiet), de voordennitrificatieruimte, de beluchtingstank en de membraantanks (MT1 t/m MT4).

AFBEELDING 7 SIMBA-MODEL MBR VARSSEVELD



Daarnaast zijn er ondersteunende blokjes:

- Temperatuur (keuze tussen een constante temperatuur of variërende temperatuur);
- Metingen (definitie van de grafieken welke tijdens de simulatie in beeld worden gebracht);
- Procesregelingen (definitie en instellingen van alle procesregelingen).

INFLUENT

Het influent is gemodelleerd conform §4.3. De volgende opties zijn geïmplementeerd:

- Een constant influent met gemiddelde dwa-waarden (ten behoeve van statische calibratiedoelinden);
- Een variërend influent (variërende debieten en concentraties in te lezen uit verschillende bestanden met data afkomstig uit de analyselijsten en uit het off-line databestand);
- Een RWA-gebeurtenis (instelbare lengte en sterkte van de regenweeraanvoer en influentconcentraties).

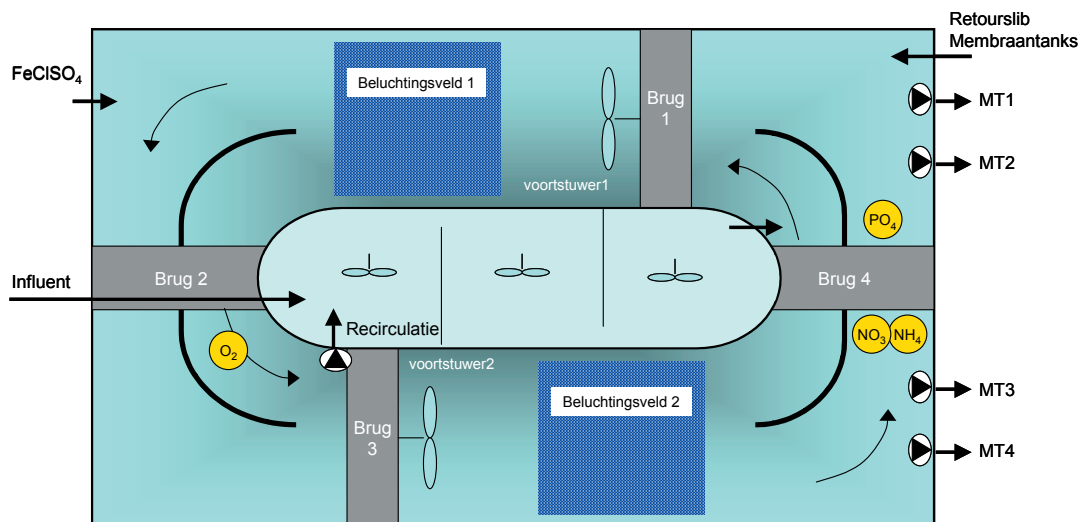
VOORDENITRIFICATIERUIMTE

De voordennitrificatieruimte is gemodelleerd als een serie van drie ideaal gemengde compartimenten. In het eerste compartiment kan ijzer worden gedoseerd ten behoeve van de chemische defosfatering.

BELUCHTINGSTANK

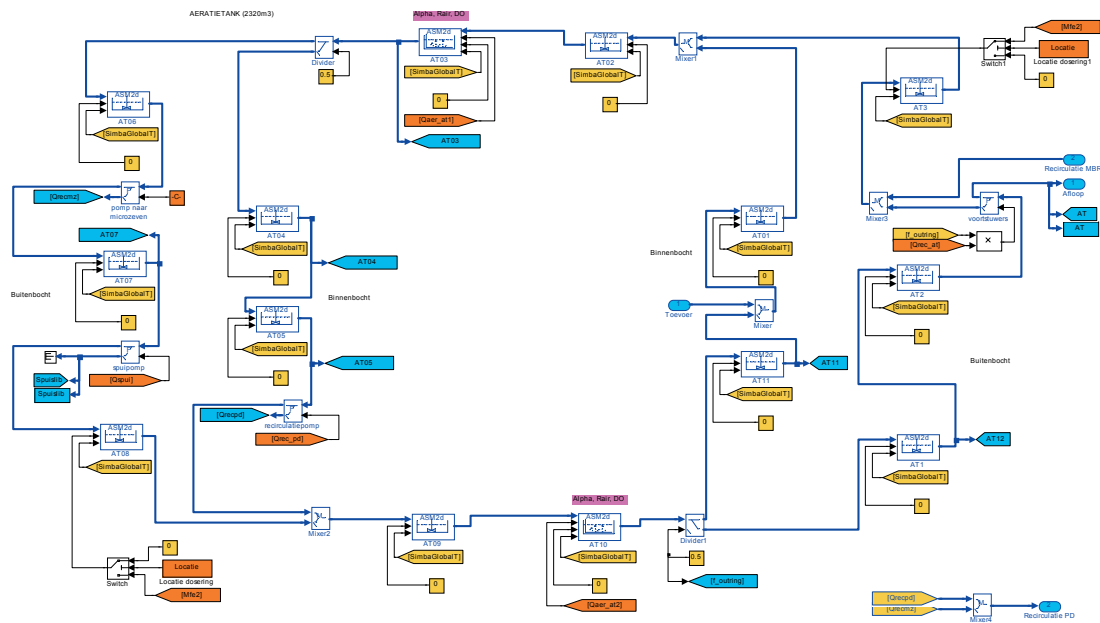
De beluchtingstank van de MBR Varsseveld is een omloopsysteem met fijne bellenbeluchting. De bellenbeluchting vindt plaats op twee lokaties, zoals is weergegeven in Afbeelding 8. In deze afbeelding is tevens de lokatie van de zuurstof-, ammonium-, nitraat- en fosfaatanalyzers schematisch weergegeven.

AFBEELDING 8 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BELUCHTINGSTANK (INCL. VOORDENITRIFICATIE-TANK)



Het omloopsysteem is gemodelleerd door veertien ideaal gemengde compartimenten te koppelen als een omloopsysteem (Afbeelding 9).

AFBEELDING 9 SIMBA-MODEL VAN HET OMLOOPSYSTEEM



De binnenbochten van de tank zijn elk gemodelleerd als twee compartimenten (dit is het minimum aantal dat vereist is om de exacte locatie van de aanvoer vanuit de denitrificatieruimte en de lokatie van de zuurstofsensoren te modelleren). De buitenbochten zijn elk opgedeeld in drie compartimenten (dit is het minimum aantal dat vereist is om de exacte locatie te modelleren van de retourpomp naar de microzeven, de spuislibpomp, de ijzerdosering en de membraantoevoerpompen). De rechte stukken zijn elk gemodelleerd als twee compartimenten (onbelucht gevolgd door bellenbeluchting).

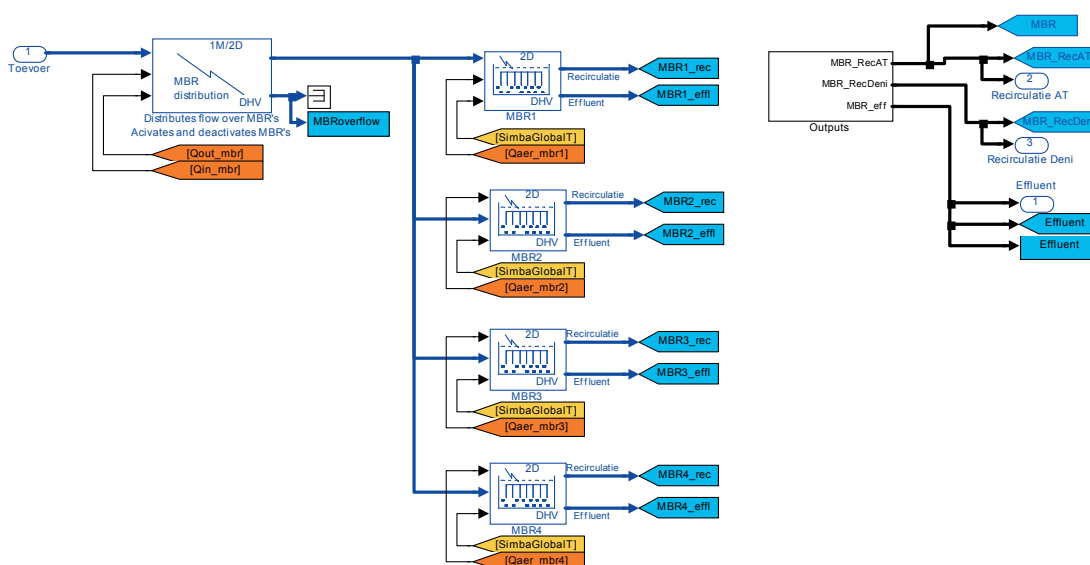
MEMBRAANTANKS

Afbeelding 10 toont het SIMBA-model van de membraantanks. De individuele membraanstraten zijn elk gemodelleerd met een MBR-blok (ideale scheiding; ASM2d-reacties; bellenbeluchting). Het aan- en uitschakelen van membraanstraten op basis van de influentiaanvoer is gemodelleerd met het blok "MBR-distributie".

Het distributie-blok:

- krijgt van een externe regeling opgelegd hoe groot het aanvoer- en permeaatdebiet van de membraantanks gezamenlijk moet zijn;
- bepaalt het aantal membraantanks dat in bedrijf is (aan de hand van het opgelegde, gezamenlijke permeaatdebiet);
- berekent het aanvoerdebiet naar elk van de membraantanks (verdeelt het opgelegde, gezamenlijke aanvoerdebiet naar de membraantanks);
- berekent het gewenste permeaatdebiet voor de in bedrijf zijnde membraantanks (verdeelt het opgelegde, gezamenlijke permeaatdebiet van de membraantanks).

AFBEELDING 10 SIMBA-MODEL VAN HET DISTRIBUTIE-BLOK EN DE VIER MEMBRAANTANKS



In de praktijk worden membraantanks bij- en afgeschakeld op basis van het niveau in de aëratietank. Dit kan niet als zodanig worden gemodelleerd, omdat SIMBA ervan uit gaat dat alle niveaus constant zijn. Een niveaustijging in de praktijk is een indicatie van een toenemende aanvoer. Het niveau in de aëratietank is dus een indicatie voor het influentdebiet. In het distributie-blok worden de straten dan ook bij- en afgeschakeld op basis van (grenswaarden op) het aanvoerdebiet. De beluchting van de membraantanks wordt elders bepaald (zie §4.2.2).

4.2.2 PROCESREGELINGEN

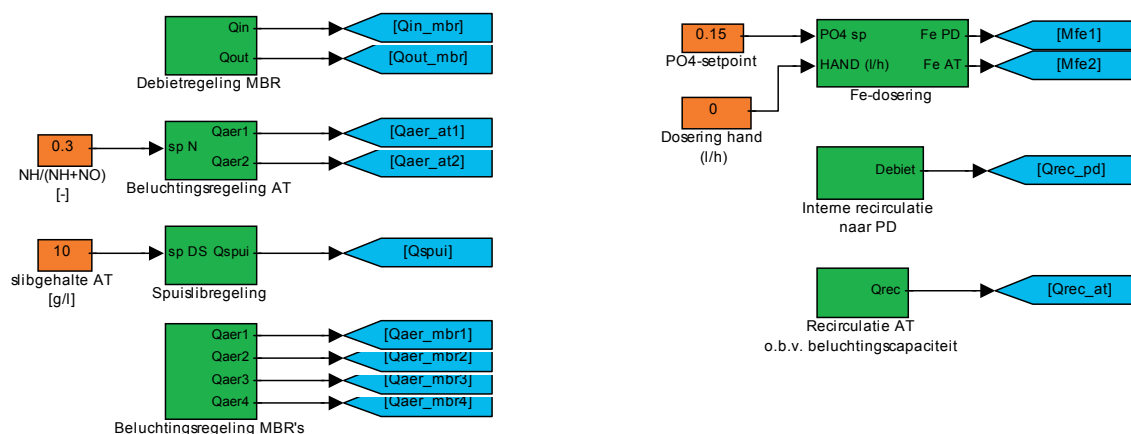
Alle procesregelingen zijn gescheiden van het hydraulisch/biologische model van de installatie en ondergebracht in een afzonderlijk blok. Afbeelding 11 geeft een overzicht van de procesregelingen in het model.

De *Debietregeling MBR* bepaalt het totale debiet dat over de membraantanks wordt gevoerd (instelbaar, afhankelijk van permeaatdebiet of drogestofgehalte in de membraantank) en het totaal te onttrekken permeaatdebiet (gelijk aan het influentdebiet minus het spuislibdebiet). Deze waarden worden opgelegd aan het MBR-distributie blok.

De *Beluchtingsregeling AT* (aëratietank) simuleert de indirecte zuurstofregeling (een stikstof-PI-regelaar bepaalt het setpoint van een zuurstof-PI-regelaar). De stikstofsetpoint wordt uitgedrukt als het quotiënt van de ammoniumconcentratie en de som van de concentratie ammonium en nitraat. Bij de regeling wordt gebruik gemaakt van de ammonium- en nitraat-analysers die in het omloopsysteem zijn geplaatst (zie Afbeelding 8).

In de simulatieberekeningen is uitgegaan van een relatief lage specifieke zuurstofinbrengcapaciteit van $12 \text{ g O}_2/(\text{Nm}^3 \cdot \text{m})$, zoals is gemeten in de deelstudie "OC en hydraulica".

AFBEELDING 11 PROCESREGELINGEN IN HET SIMBA-MODEL



De *Spuislibregeling* (PI-regelaar) handhaaft het opgegeven drogestofsetpoint door het spuislibdebiet dynamisch aan te passen. In de simulatieberekeningen is uitgegaan van een drogestofgehalte van 10 kg/m³.

De *Beluchttingsregeling MBR's* berekent de beluchting voor elk van de membraantanks. De beluchting van een membraantank is afhankelijk van de bedrijfsmode van die tank (te detecteren aan het feit of er wel/of geen permeaatdebiet wordt onttrokken). Deze waarden worden opgelegd aan het MBR-distributie blok.

De *Fe-dosering* kan plaatsvinden in de predenitrificatietank of in de aeratietank. De regeling kan op drie manieren plaatsvinden (net als in de praktijk):

- Handbedrijf (constante dosering).
- Debietregeling (vaste verhouding tussen doseerdebiet en influentdebiet).
- Fosfaatregeling (PI-regelaar handhaaft een ingesteld setpoint voor PO₄ in de aeratietank).

De *Interne recirculatie naar PD* (de predenitrificatieruimte) is afhankelijk van het nitraatgehalte in de aeratietank en is regelbaar tussen 1.000 en 2.000 m³/h.

De *Recirculatie AT o.b.v. beluchttingscapaciteit* simuleert de omloopsnelheid in de aeratietank welke afhangt van de ingeschakelde beluchttings- en voortstuwingscapaciteit. De instellingen hiervan zijn gebaseerd op de metingen uit de deelstudie "OC en hydraulica" van het onderzoeksprogramma. Ook de efficiëntie van de zuurstofinbreng in zowel de aeratietank als de membraantanks, en de alfactor, zijn aspecten die op basis van de metingen van deze deelstudie zijn ingesteld.

4.3 INFLUENTSAMENSTELLING

4.3.1 INLEIDING

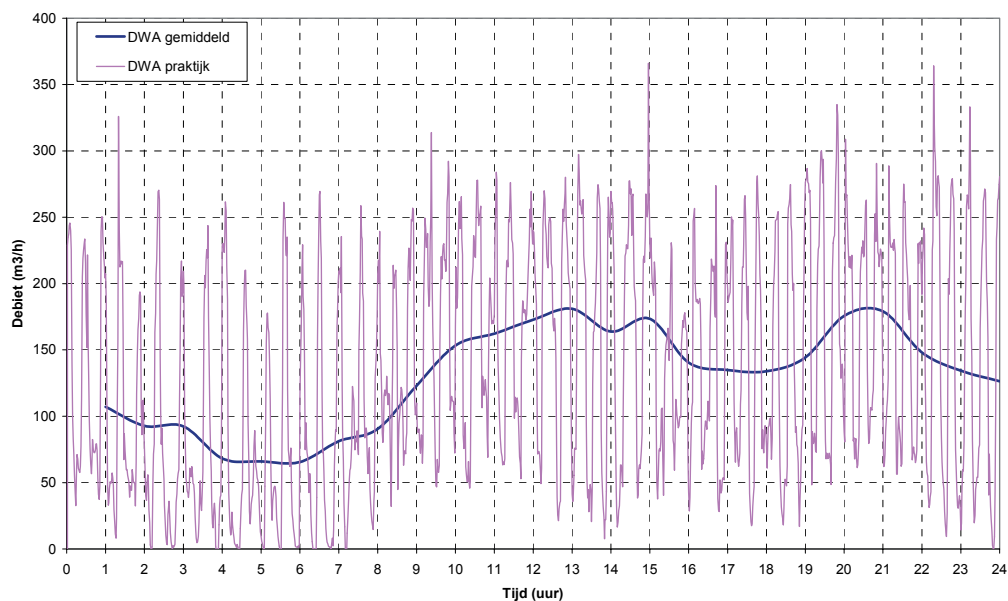
Ten behoeve van de modelvalidatie is een aanvullende influentkarakterisering benodigd. Daarnaast is het wenselijk om het effect van de voorbehandeling op de influentkarakterisering te onderzoeken.

Ten behoeve van de deelstudie “voorbehandeling” is in de maanden oktober 2005 t/m januari 2006 het influent na de verschillende voorbehandelingsstappen (fijnroosters, zandvetvanger, microzeven) aanvullend bemonsterd. Van deze monsters zijn onder andere de CZV-, stikstof- en fosfaatgehalten gemeten. Daarnaast is van het voorbehandelde influent regelmatig het BZV-gehalte en het gehalte aan vetzuren gemeten. Ook is éénmalig de BZV-oneindig gemeten. Tenslotte is ook driemaal het verloop van de CZV-, $\text{NH}_4\text{-N}$ -, en $\text{PO}_4\text{-P}$ -concentratie in het influent na de microzeven gemeten.

4.3.2 INFLUENTDEBIET

Het afvalwater wordt op de rwzi Varsseveld aangevoerd door drie influentgemalen. Deze gemalen worden geschakeld op basis van het niveau in de verzamelput ter plaatse. Het gevolg is dat de aanvoer zeer sterk fluctueert. Het DWA verloop op een gemiddelde dag is weergegeven in Afbeelding 12. Ten behoeve van de snelheid van de modelberekeningen is over het algemeen gerekend met het gemiddelde (afgevlakte) DWA-verloop uit deze afbeelding.

AFBEELDING 12 HET VERLOOP VAN HET INFLUENTDEBIET OP DE DWA-DAG



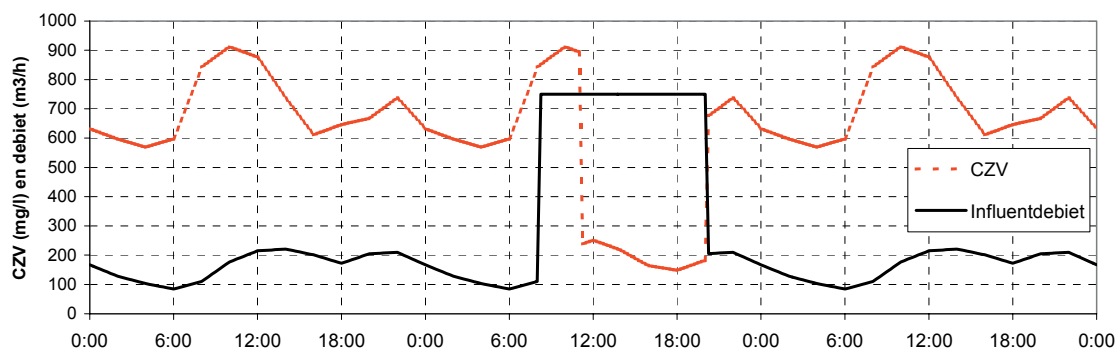
In de modellering kan ook een RWA-dag worden gesimuleerd. Hierbij kan het influentdebiet op een gewenst tijdstip worden verhoogd naar het maximale influentdebiet ($755 \text{ m}^3/\text{h}$) gedurende een instelbare tijd. In het model wordt hiertoe bovenop het normale DWA-debiet een regenwateraanvoer gezet. De influentconcentraties van dit regenwater zijn gedurende een instelbaar aantal uren gelijk aan die van het DWA-influent. Daarna wordt er van uitgegaan dat de influentconcentraties van het regenwater nul zijn.

Een RWA-gebeurtenis is in dit rapport als volgt gedefinieerd:

- Een simulatie van 3 dagen, achtereenvolgens DWA, RWA en weer een DWA-dag;
- De regenbui begint om 8:00 uur en duurt 12 uur;
- De eerste 3 uur van de regenbui bevat het regenwater DWA-concentraties.

Een RWA-gebeurtenis is weergegeven in afbeelding Afbeelding 13.

AFBEELDING 13 GRAFISCHE PRESENTATIE VAN EEN RWA-GEBEURTENIS (3 DAGEN)



4.3.3 INFLUENTCONCENTRATIES

Op de rwzi Varsseveld is gedurende het eerste jaar na de opstart veel aandacht besteed aan influent en effluentbemonstering. Hierbij is het ruwe influent bemonsterd. De beluchtingstank wordt echter gevoed met het influent na de voorbehandeling. Tijdens de voorbehandeling (achtereenvolgens fijnroosters, zand-/vetvanger en microzeven) wordt een deel van de vervuiling verwijderd. De gemiddelde verwijderingsrendementen die voor de influentsamenstelling van de modellering zijn aangehouden, zijn weergegeven in Tabel 9. Deze wijken enigszins af van de rendementen die in de deelstudie “voorbehandeling” zijn gemeten.

TABEL 9 SAMENSTELLING RUW EN VOORBEHANDELD INFLUENT

Parameter	Ruw influent [mg/l]	Voorbehandeld influent [mg/l]	Rendement voorbehandeling [%]
CZV	800	700	12
N _{kj}	54	52	4
P _{totaal}	17	15	12

4.3.4 INFLUENTKARAKTERISERING

De influentkarakterisering is uitgevoerd volgens de methode van Roeleveld en van Loosdrecht [ref.3]. Hiertoe zijn achtereenvolgens de KBOD en de verschillende CZV-fracties bepaald. Op basis van de KBOD waarde wordt in het model de CZV-opdeling gekarakteriseerd. De KBOD kan worden afgeleid uit de BZV-oneindig meting waarbij het verloop van het BZV-gehalte in de tijd wordt gemeten. De bepaling van KBOD is gebaseerd op twee meetseries, waarvan één bij DWA en één bij lichte RWA. De resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 14. Op basis van deze fit is besloten uit te gaan van een KBOD-waarde van 0,36.

Op basis van de reguliere en aanvullende metingen is het voorbehandelde influent van de rwzi Varsseveld gekarakteriseerd. Het resultaat is weergegeven in Tabel 10.

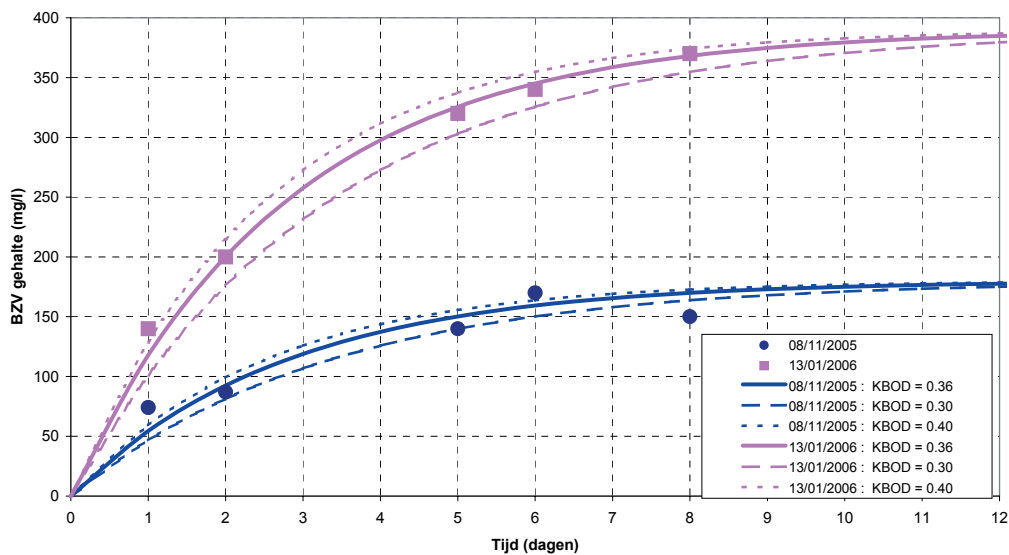
TABEL 10

INFLUENTKARAKTERISERING VOORBEHANDELD INFLUENT

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Waarde
S_I	CZV opgelost, inert	%	4
S_F	CZV opgelost, direct afbreekbaar	%	16
S_A	CZV opgelost, vluchtige vetzuren	%	17
X_S	CZV niet-opgelost, langzaam afbreekbaar	%	23
X_I	CZV niet-opgelost, inert	%	40
TOTAAL		%	100

AFBEELDING 14

KBOD-BEPALING AAN DE HAND VAN TWEE METINGEN

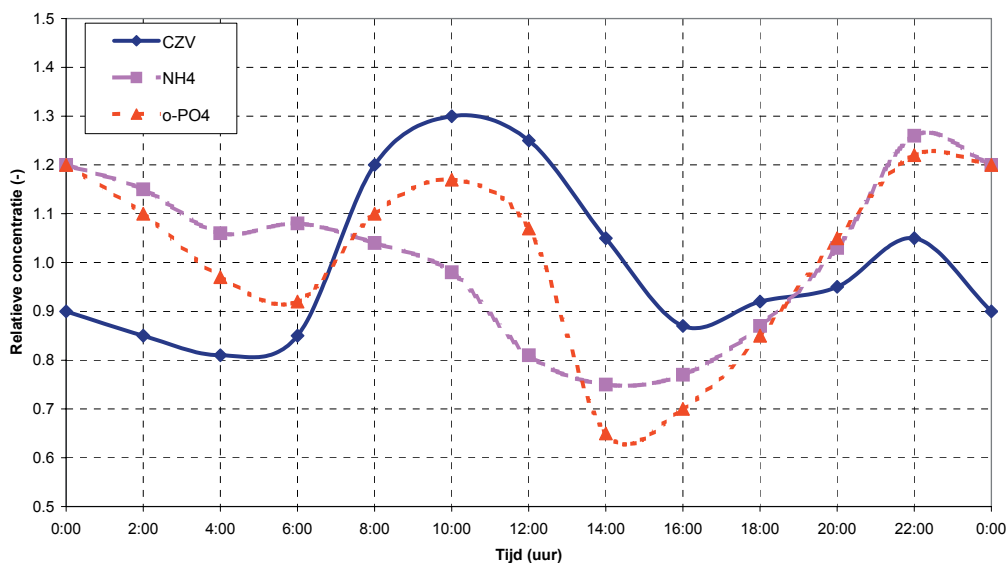


4.3.5 CONCENTRATIEVERLOOP

In de modellering zijn de dagelijkse variaties van de belangrijkste influentparameters meegenomen. Hiertoe zijn deze drie maal geanalyseerd op basis van 2-uurs monsters.

De gemiddelde resultaten van deze analyses zijn weergegeven in Afbeelding 15.

AFBEELDING 15

HET VERLOOP VAN DE CZV-, NH₄- EN PO₄-P-GEHALTES IN HET INFLUENT NA DE MICROZEVEN

4.4 VALIDATIE

4.4.1 INLEIDING

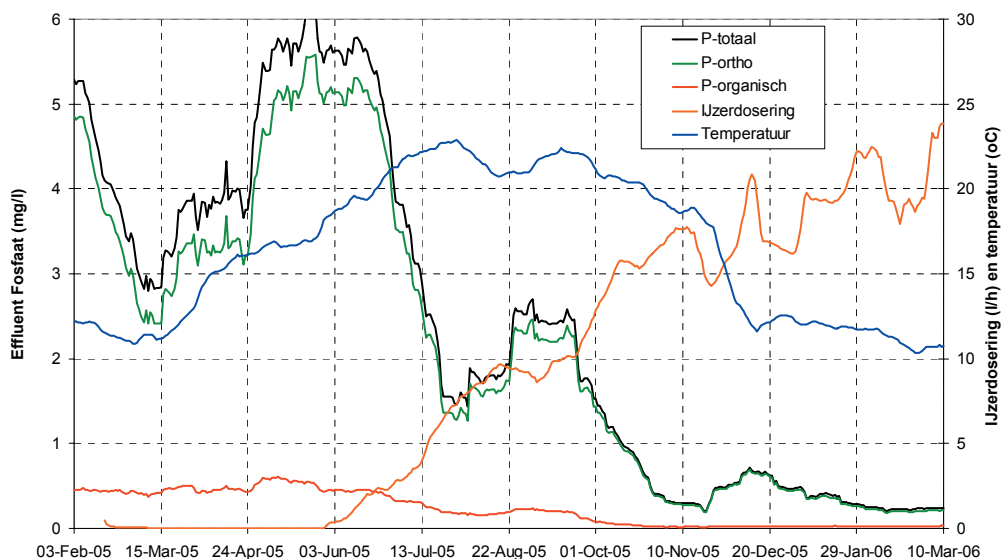
Ten behoeve van de modellering van de MBR Varsseveld is uitgegaan van de calibratieresultaten van de simulatie-unit, zoals beschreven in §3.4. De validatie van deze parameters vindt plaats op basis van de aanvullende metingen (zie §4.3) en de resultaten van de MBR Varsseveld. In §4.4.2 zijn de resultaten van de praktijkmetingen beschreven, de validatieresultaten zijn beschreven in §4.4.3. Ten behoeve van de validatie is een aantal modelparameters aangepast (zie §4.4.4).

4.4.2 IJZERDOSERING EN FOSFAATVERWIJDERING

De fosfaatverwijdering op Varsseveld vindt plaats met behulp van ijzerdosering en via biologische fosfaatverwijdering. De eerste maanden na de opstart heeft geen ijzerdosering plaatsgevonden. Het doel hiervan was om te onderzoeken in hoeverre het fosfaat met behulp van biologische fosfaatverwijdering kan worden verwijderd. Vanaf eind mei 2005 is de ijzerdosering gestart op een laag niveau. De dosering is in enkele stappen verhoogd.

Een overzicht van de ijzerdosering en het verloop van het effluentfosfaatgehalte en de procestemperatuur is weergegeven in Afbeelding 16. Het fosfaatgehalte vlak na de opstart van de MBR Varsseveld varieerde tussen 3 en 8 mg PO₄-P/l, met een gemiddelde van ca. 4-5 mg PO₄-P/l. Na aanvang van de ijzerdosering (eind mei 2005) neemt het fosfaatgehalte af tot een niveau van ca. 2 mg PO₄-P/l. De dosering bedraagt dan 0,3-0,4 mol Fe/mol P_{totaal, influent}. Na een verdere verhoging van de ijzerdosering tot ca. 0,8 mol Fe/mol P_{totaal, influent} (eind september 2005) daalt het fosfaatgehalte verder tot 0,2-0,3 mg PO₄-P/l.

AFBEELDING 16 HET VERLOOP VAN DE IJZERDOSERING, DE PROCESTEMPERatuur EN HET EFFLUENTFOSFAATGEHALTE



4.4.3 VALIDATIEBEREKENINGEN

Met behulp van het SIMBA-model is de bovenstaande praktijkperiode van 400 dagen nagebootst. Het doel hiervan is het valideren van het model op het gebied van de ijzerdosering en biologische / chemische fosfaatverwijdering.

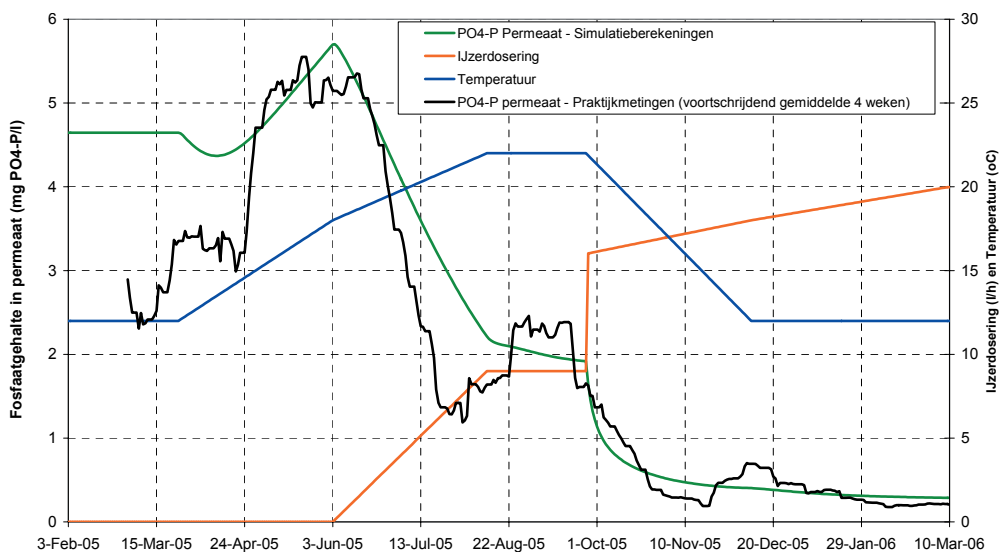
Bij de uitvoering van de berekeningen is een aantal onderdelen vereenvoudigd:

- er is uitgegaan van een constante aanvoer van 4.000 m³/dag en constante influentgehalten;
- er is uitgegaan van een vaste beluchttingsregeling (N-setpoint van 0,2, zie Afbeelding 20);
- de temperatuur en ijzerdosering zijn stapsgewijs gewijzigd (zie Afbeelding 17).

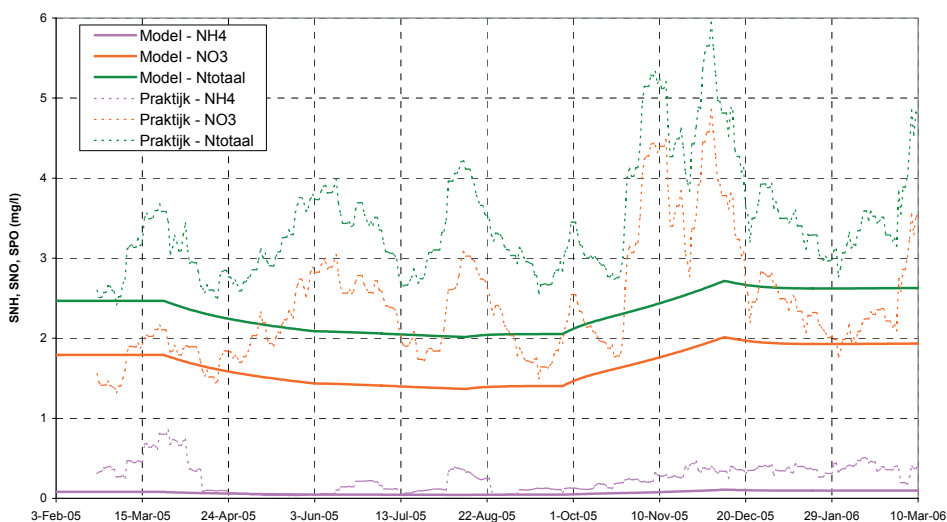
Het verloop van het fosfaatgehalte zoals gemeten in de praktijk en berekend met SIMBA is weergegeven in Afbeelding 17. Met uitzondering van de beginperiode komt het verloop van het fosfaatgehalte in het effluent goed overeen met de praktijkresultaten.

Het nitraatgehalte tijdens de validatie varieert van 1,5 tot 2,0 mg/l. In de praktijk zijn deze variaties groter (1,5 – 5 mg/l) en ligt het gemiddelde niveau hoger dan tijdens de validatie (zie Afbeelding 18). Dit is een gevolg van de relatief constante belasting en gelijkmatige beluchting in de modelsimulaties waardoor betere resultaten kunnen worden bereikt.

AFBEELDING 17 VERGELIJKING TUSSEN PRAKTIJKMETINGEN EN SIMULATIEBEREKENINGEN – IJZERDOSERING EN FOSFAAT



AFBEELDING 18 VERGELIJKING TUSSEN PRAKTIJKMETINGEN EN SIMULATIEBEREKENINGEN - STIKSTOF



4.4.4 MODELPARAMETERS

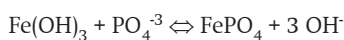
Ten behoeve van de bovenstaande validatie van het model van de MBR Varsseveld is een aantal modelparameters aangepast. Een overzicht van de gecalibreerde (simulatie-unit) en gevalideerde (MBR Varsseveld) modelparameters waarvan in hoofdstuk 5 is uitgegaan is weergegeven in Tabel 11.

TABEL 11 OVERZICHT VAN DE CALIBRATIE- EN VALIDATIE MODELPARAMETERS

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Default	Calibratie	Validatie
KNNH4	NH ₄ -verzadigingswaarde autotrofen	g N/m ³	1,0	0,5	
bAUT	Afsterftesnelheid autotrofen	1/d	0,15	0,1	
KN02	O ₂ -verzadigingswaarde autotrofen	g O ₂ /m ³	0,5	0,38	
KH02	O ₂ -verzadigingswaarde heterotrofen	g O ₂ /m ³	0,2	0,25	0,2
etaHNO3	Reductiefactor voor denitrificatie	-	0,8	1,0	0,8
qPHA	Snelheidsconstante voor PHA-opslag	g XPHA/(g XPAO*d)	3,0	3,75	3,0
muPAO	Maximale groeisnelheid PAO's	1/d	1,0	0,75	
iNSI	N-gehalte van Si	g N/g CZV	0,01		0,02
iPSI	P-gehalte van Si	g P/g CZV	0		0,001
iPXS	P-gehalte van Xs	g N/g CZV	0,01		0,015
KPRE.	Snelheidsconstante fosfaatprecipitatie	m ³ /(g Fe(OH) ₃ .d)	1,0		1,5
KRED	Snelheidsconstante fosfaatredissolutie	1/d	0,6		0,5

FOSFAATPRECIPITATIE

De belangrijkste validatieparameters zijn de snelheidsconstanten van het fosfaatprecipitatieproces. De chemische fosfaatverwijdering wordt gemodelleerd als een evenwicht tussen ijzerhydroxide (Fe(OH)₃) en ijzerfosfaat (FePO₄). De ijzerdosering vindt in het model plaats met Fe(OH)₃. Het evenwicht tussen ijzerhydroxide en ijzerfosfaat is als volgt:



De snelheidsvergelijking van de fosfaatprecipitatie is een 1^e orde proces, waarbij de snelheid afhankelijk is van het fosfaatgehalte en het ijzerhydroxidegehalte. De snelheidsvergelijking van de fosfaatredissolutie is een 0^e orde proces, waarbij de snelheid alleen afhankelijk is van

het ijzerfosfaatgehalte. Uit de validatieberekeningen is gebleken dat bij de standaard instellingen van de beide snelheidsconstanten ($K_{PRE} = 1,0$ en $K_{RED} = 0,6$) het effluentfosfaatgehalte bij de gegeven ijzerdosering hoger is dan in de praktijk is gemeten. Bij aanpassing van beide constanten, zodanig dat het evenwicht sterker naar ijzerfosfaat gaat, was een goede validatie wel mogelijk. De aanpassing zorgt ervoor dat ook bij zeer lage fosfaatgehalten fosfaatprecipitatie in voldoende mate kan plaatsvinden.

DENITRIFICATIE

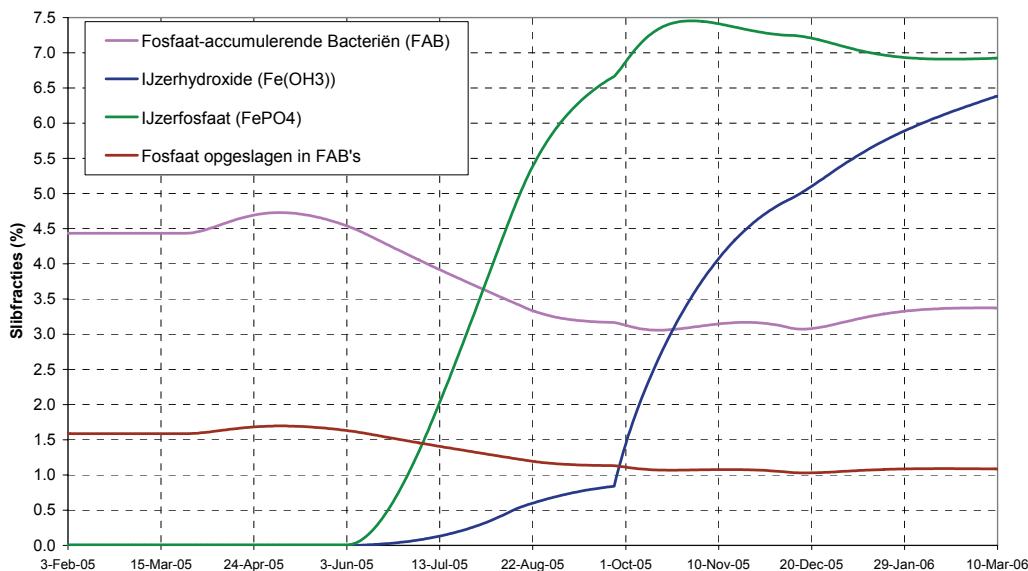
Tijdens de calibratiefase van de simulatie-unit zijn twee parameters (K_{HO2} en η_{HNO3}), zodanig aangepast dat het denitrificatieproces positief werd beïnvloed (zie §3.4.5). Bij de validatie van het model van de MBR Varsseveld zijn beide parameters weer op de default-waarde gezet omdat het nitraatgehalte tijdens de berekening anders te laag zou uitvallen.

4.4.5 EVALUATIE

De modelvalidatie zoals beschreven in deze paragraaf, heeft plaatsgevonden op basis van een praktijkperiode van 400 dagen. De validatie had met name tot doel om de biologische en chemische fosfaatverwijdering te beoordelen. Op basis van de resultaten kan worden geconcludeerd dat de modelleringsresultaten goed overeenkomen met de praktijkresultaten.

Tijdens de modellering van de praktijkperiode van 400 dagen veranderde de slibsamenstelling. Dit is een gevolg van de veranderingen in de procesomstandigheden, met name de introductie van de ijzerdosering. De wijzigingen in slibsamenstelling voor wat betreft de fosfaat-accumulerende bacteriën (FAB's) en de fosfaatcomponenten, is weergegeven in Afbeelding 19.

AFBEELDING 19 DE WIJZIGINGEN IN SLIBSAMENSTELLING IN DE TIJD



Ten gevolge van de ijzerdosering neemt de fractie biologische defosfateerders af van 4,4 naar 3,4% op drogestof basis. De fractie ijzerslib (ijzerhydroxide plus ijzerfosfaat) neemt in deze periode toe van 0 naar ruim 13%.

Geconcludeerd kan worden dat de toepassing van ijzerdosering ten koste gaat van de biologische fosfaatopname. Het biologisch opgenomen fosfaat neemt af van 1,6 naar 1,1%. De netto afname van de biologische fosfaatverwijderingscapaciteit is circa 20%.

5

RESULTATEN MBR VARSSEVELD

5.1 INLEIDING

Een belangrijk doel van het onderzoeksprogramma is het evalueren van het ontwerp van de MBR Varsseveld. Het model van de MBR Varsseveld kan hiervoor worden gebruikt. Er is een aantal onderzoeksgebieden gedefinieerd, welke in dit hoofdstuk zijn belicht. Dit betreft:

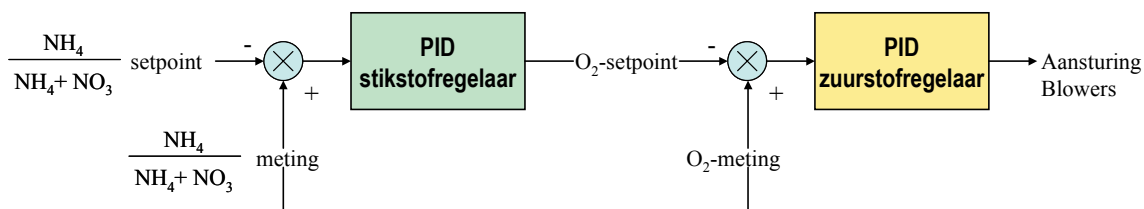
- optimalisatie van de beluchterregeling (§5.2);
- optimalisatie van de fosfaatverwijdering (§5.3);
- optimalisatie van de recirculatiestromen uit de membraantanks (§5.4).

5.2 BELUCHTERREGELING

5.2.1 INLEIDING

De beluchterregeling van de MBR Varsseveld vindt plaats op basis van stikstof en zuurstof. Het zuurstofsetpoint wordt bepaald door de verhouding tussen ammonium en nitraat. De regeling is schematisch weergegeven in Afbeelding 20. Indien de uitsturing van de blowers tussen 0-50% bedraagt wordt alleen het eerste beluchtingsveld (zie Afbeelding 8) belucht. Bij een uitsturing boven de 50% wordt de lucht verdeeld over beide beluchtingsvelden.

AFBEELDING 20 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BELUCHTERREGELING VAN DE MBR VARSSEVELD



Het doel van deze berekeningen welke in deze paragraaf zijn besproken is om de optimale instelling van de beluchterregeling (setpoint N, PID-constanten) vast te stellen. Daarnaast zal worden onderzocht welke invloed het wisselen van de schakelvolgorde van de beluchtingsvelden heeft. Hierbij wordt het tweede beluchtingsveld altijd belucht.

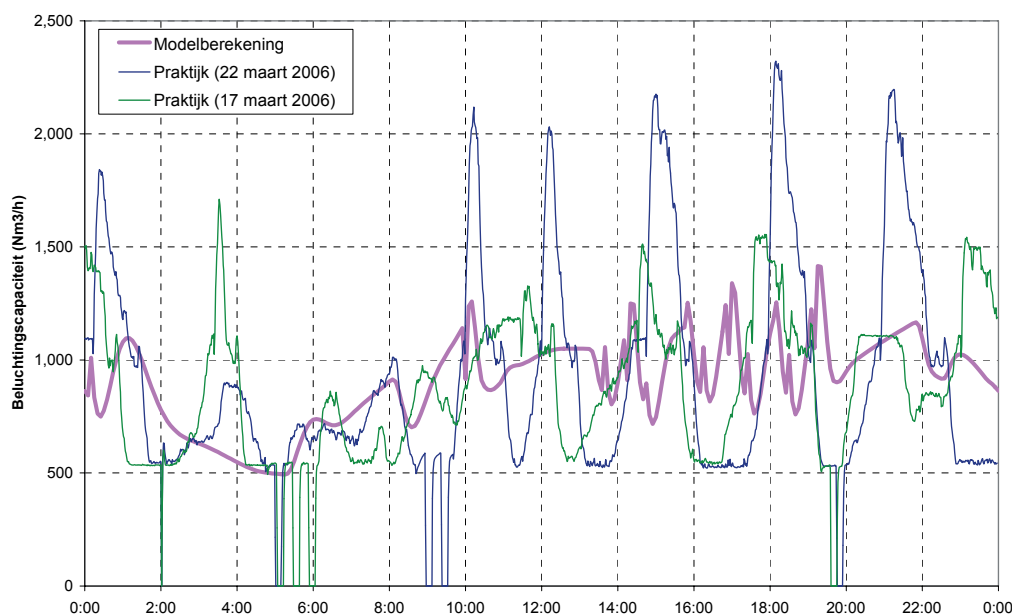
5.2.2 OPTIMALISATIE PID-INSTELLINGEN

Met behulp van het model is getracht om de beluchterregeling van de MBR Varsseveld na te bootsen. Dit bleek niet goed mogelijk te zijn. De beluchterregeling vertoont in de praktijk grotere fluctuaties dan in het model en de fluctuaties komen maar gedeeltelijk overeen (zie Afbeelding 21).

Het verschil tussen praktijk en model wordt waarschijnlijk veroorzaakt door één of meer van de volgende factoren:

- De schakelfrequentie van de membraantanks is in de praktijk rustiger dan in het SIMBA model. In de praktijk vindt buffering van de aanvoerfluctuaties in de beluchtingstank plaats, in het model is dit niet mogelijk;
- De fluctuaties in de influent aanvoer zijn in de praktijk groter dan in het model;
- De omloopsnelheid in het SIMBA model is constant gehouden omdat het model anders zeer traag wordt, in de praktijk zal de stroomsnelheid afnemen als de beluchtingscapaciteit toeneemt;
- Bij minimale beluchting gaat de beluchterregeling in de praktijk in een loop-/wachtijd regeling, in het model is dit niet het geval;
- In het model is de werking van de PID-regeling mogelijk anders dan in de praktijk.

AFBEELDING 21 HET VERLOOP VAN DE BELUCHTINGSREGELING IN DE PRAKTIJK EN IN HET SIMBA MODEL



Het is dus niet mogelijk om de PID-instellingen van de beluchterregeling te tunen met behulp van het model. Het is wel mogelijk om de beluchterregeling in het model verder te optimaliseren. Hiertoe zijn enkele PID-constanten en schakelconstanten aangepast. Met deze geoptimaliseerde regeling is in het vervolg van de modelstudie gewerkt. De geoptimaliseerde instellingen hadden in de praktijk niet het gewenste effect.

5.2.3 OPTIMALISATIE STIKSTOFSETPOINT

Het stikstofsetpoint (zie Afbeelding 20) bepaalt de verhouding tussen de ammonium- en nitraatconcentratie in het omloopsysteem. De regeling is namelijk gebaseerd op de on-line ammonium- en nitraatanalysers die in de beluchtingstank zijn geplaatst. De verhouding tussen ammonium en nitraat in het permeaat verschilt hiervan omdat in de membraantank beluchting plaatsvindt, waarbij ammonium wordt geoxideerd tot nitraat.

STIKSTOFSETPOINT

Met behulp van het model is de relatie tussen het stikstofsetpoint en de permeaatkwaliteit vastgesteld. De resultaten van de simulatieberekeningen zijn samengevat weergegeven in Tabel 12. De berekeningen zijn uitgevoerd bij een gemiddeld DWA-debiet (zie Afbeelding 12), een constante ijzerdosering in het omloopsysteem (huidige plek) van 20 l/h en een procestemperatuur van 12°C.

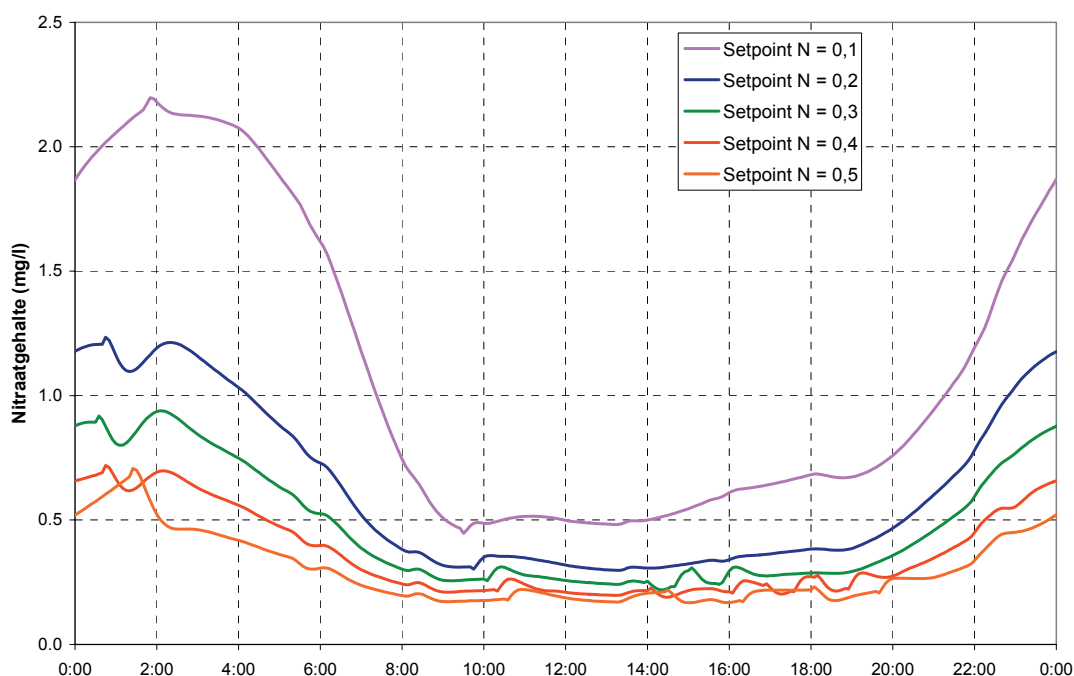
TABEL 12 RESULTATEN SIMULATIEBEREKENINGEN BELUCHTERREGELING – INSTELLING STIKSTOFSETPOINT

Stikstof-setpoint	Effluentkwaliteit					Capaciteit beluchting	Slib-productie	Bio-P slib
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{totaal}	PO ₄ -P	P _{totaal}			
[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[Nm ³ /h]	[kg/d]	[%]
0,1	0,08	2,47	3,14	0,79	0,82	1.035	1.456	0,5
0,2	0,12	1,89	2,60	0,35	0,39	905	1.489	2,2
0,3	0,17	1,66	2,41	0,20	0,23	874	1.504	3,6
0,4	0,22	1,49	2,30	0,16	0,20	858	1.512	4,3
0,5	0,26	1,42	2,27	0,15	0,19	829	1.515	4,4

Het verhogen van het stikstofsetpoint van 0,1 naar 0,5 heeft een verhoging van het gemiddelde ammoniumgehalte in het permeaat van 0,08 tot 0,26 mg NH₄-N/l tot gevolg. Het nitraatgehalte daalt hierbij van 2,47 naar 1,42 mg NO₃-N/l. In de praktijk wordt sinds medio 2005 een stikstofsetpoint van 0,3 toegepast. Het verder verhogen van dit setpoint leidt tot een relatief geringe winst in de stikstofverwijdering en de beluchtingscapaciteit. In de volgende modelsimulaties zal van een setpoint van 0,3 worden uitgegaan.

Opvallend is de toename van het fosfaatgehalte bij verlaging van het stikstofsetpoint. Dit wordt veroorzaakt door een aanzienlijke daling van het aandeel biologische defosfateerders in het slib. De oorzaak hiervan lijkt de toename van het nitraatgehalte in de voordennitrificatietank te zijn (zie Afbeelding 22). Door de toename van de beluchting neemt het nitraatgehalte in het omloopsysteem toe (zie Tabel 12). Het recirculatie-debiet van het omloopsysteem naar de voordennitrificatietank is constant gehouden, waardoor de nitraatvracht naar de voordennitrificatietank toeneemt. De toename van het nitraat, en in mindere mate ook zuurstof, in de voordennitrificatieruimte leidt tot een verlaging van het gehalte aan vetzuren, welke benodigd zijn voor de opname van reservestof door de biologische defosfaterende micro-organismen. De concurrentiepositie van deze organismen wordt daardoor verzwakt en de populatie zal daardoor verkleinen.

De simulatieberekeningen uit Tabel 12 zijn elk uitgevoerd bij de evenwichtssituatie. Dat wil zeggen dat de simulatieberekening net zolang (tot 100 dagen) is doorgedaan totdat de slib-samenstelling niet meer veranderde. Bij de beoordeling van de resultaten dient dit te worden gerealiseerd. Wijzigingen in de stikstof-setpoint, de ijzerdosering of de beluchtingscapaciteit zullen in de praktijk ook pas op langere termijn tot dergelijke effecten leiden.

AFBEELDING 22 HET NITRAATGEHALTE IN HET 1^e DEEL VAN DE VOORDENITRIFICATIETANK BIJ VERSCHILLENDE SETPOINTS

SCHAKELVOLGORDE BELUCHTINGSVELDEN

Bij een stikstofsetpoint van 0,3 en een procestemperatuur van 12°C is het effect van het wijzigen van de schakelvolgorde van de beluchtingsvelden onderzocht. De resultaten hiervan zijn gepresenteerd in Tabel 13.

TABEL 13 RESULTATEN SIMULATIEBEREKENINGEN BELUCHTERREGELING – SCHAKELVOLGORDE BELUCHTINGSVELDEN

Schakelvolgorde beluchtingsvelden [-]	Effluentkwaliteit					Capaciteit beluchting [Nm ³ /h]
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	N _{totaal} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	P _{totaal} [mg/l]	
1 → 2	0,17	1,66	2,41	0,20	0,23	874
2 → 1	0,17	1,67	2,42	0,20	0,23	888

Op basis van de modelberekeningen zijn geen significante verschillen waarneembaar in de effluentkwaliteit en het energieverbruik. De omschakeling heeft een lichte verhoging (0,1-0,2 mg/l) van het zuurstofgehalte in de membraantanks tot gevolg.

RWA EN BELUCHTINGSCAPACITEIT

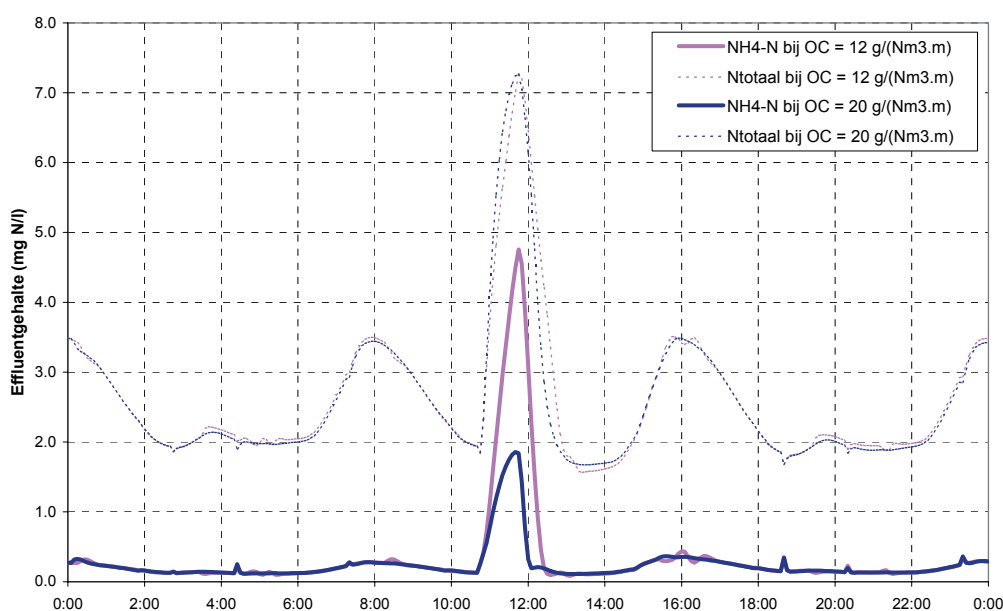
De werking van de beluchterregeling bij RWA is getest bij een stikstofsetpoint van 0,3. Bij deze instelling is een berekening uitgevoerd bij de huidige zuurstofinbrengcapaciteit van 12 g O₂/(Nm³.m) en de oorspronkelijke zuurstofinbrengcapaciteit van 20 g O₂/(Nm³.m). De resultaten van beide berekeningen zijn weergegeven in Tabel 14 en Afbeelding 23.

TABEL 14 RESULTATEN SIMULATIEBEREKENINGEN BELUCHTERREGELING – INVLOED RWA EN OC

OC [g O ₂ /(Nm ³ .m)]	Effluentkwaliteit					Beluchting [Nm ³ /h]
	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	N _{totaal} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	P _{totaal} [mg/l]	
12	0,63	1,80	2,91	0,19	0,22	971
20	0,33	2,05	2,85	0,20	0,23	608

Uit Afbeelding 23 blijkt dat aan het begin van een regenbui het ammoniumgehalte in het effluent snel stijgt. Bij een beluchtingscapaciteit van $12 \text{ g O}_2/(\text{Nm}^3\cdot\text{m})$ stijgt het ammoniumgehalte tot bijna 5 mg/l . Bij een hogere beluchtingscapaciteit is dit slechts circa 2 mg/l . De ammoniumpiek bij RWA wordt dus veroorzaakt door een tekort aan zuurstofinbrengcapaciteit. Het verhogen van de zuurstofinbrengcapaciteit heeft nauwelijks een verbetering van het N_{totaal} -gehalte tot gevolg omdat de extra verwijderde ammonium wordt omgezet in nitraat. Bij RWA treedt in beide situaties een N_{totaal} -piek van circa 7 mg/l op. De invloed van het verhogen van de zuurstofinbrengcapaciteit op het fosfaatgehalte tijdens RWA is verwaarloosbaar.

AFBEELDING 23 HET VERLOOP VAN HET $\text{NH}_4\text{-N}$ EN N_{totaal} -GEHALTE BIJ RWA IN RELATIE TOT DE ZUURSTOFINBRENG



5.3 FOSFAATVERWIJDERING

5.3.1 INLEIDING

De ijzerdosering vindt plaats in het omloopsysteem, in het gedeelte na het eerste beluchtingsveld (zie Afbeelding 8). De ijzerdosering is langzaam opgestart zoals beschreven in §4.4. Met behulp van het simulatiemodel wordt de optimalisatie van de ijzerdosering en de osfaatverwijdering onderzocht. Hierbij wordt gekeken naar de doseerregeling (§5.3.2) en de doseerlokatie (§5.3.3). In §5.3.4 is de relatie tussen de ijzerdosering en het fosfaatgehalte onderzocht.

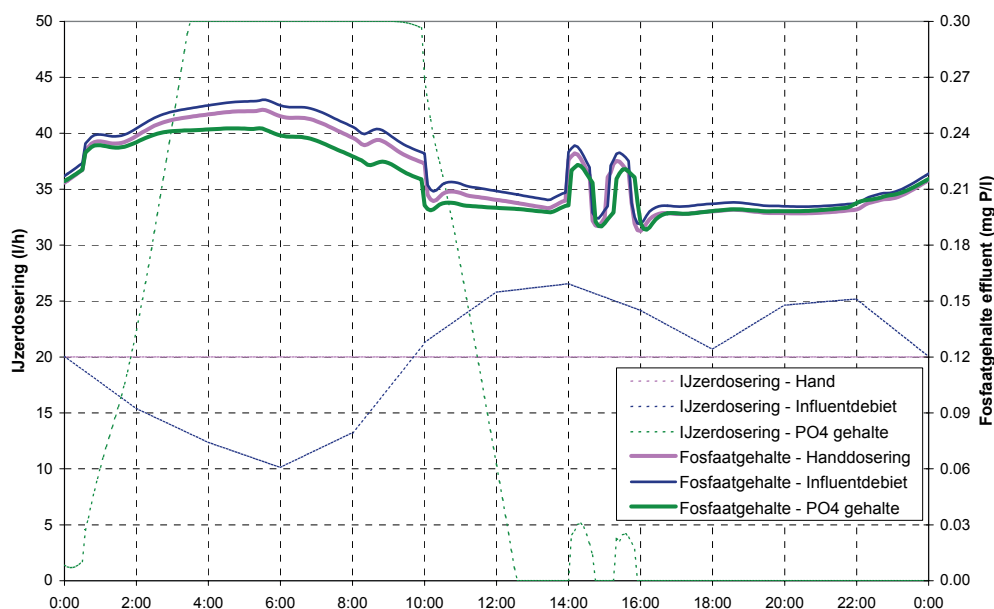
5.3.2 DOSEERREGELING

In de praktijk zijn verschillende doseerregelingen geïmplementeerd:

- Hand: vast doseerdebiet
- Influent: doseerdebiet gerelateerd aan het influentdebiet;
- Fosfaat: doseerdebiet geregeld op basis van het fosfaatgehalte in het omloopsysteem.

De dynamiek van het proces is onderzocht door het resultaat van deze drie regelingen met elkaar te vergelijken. In Afbeelding 24 is het fosfaatgehalte in het omloopstelsel en de ijzerdosering uitgezet voor de drie regelingen. Hierbij is uitgegaan van ijzerdosering in het omloopstelsel. De instellingen van de regelingen zijn zodanig gekozen dat dezelfde hoeveelheid ijzer per dag (gemiddeld 20 l/h) wordt gedoseerd.

AFBEELDING 24 HET VERLOOP VAN HET FOSFAATGEHALTE EN DE IJZERDOSERING BIJ VERSCHILLENDE REGELINGEN



De verschillende doseerregelingen leiden tot grote verschillen in het doseerpatroon. De handdosering is uiteraard constant, bij de influentdebietregeling is de dosering in het tweede deel van de dag hoger dan aan het begin van de dag, en bij de fosfaatregeling vindt de dosering met name in het eerste deel van de dag plaats. Desondanks zijn de verschillen in het fosfaatgehalte en het verloop hiervan gering.

Dit leidt tot de conclusie dat de chemische fosfaatverwijdering in het ASM2d-model een zeer trage dynamiek heeft en dat de hoeveelheid ijzer die wordt gedoseerd meer invloed heeft dan de wijze waarop het wordt gedoseerd.

5.3.3 DOSEERLOKATIE

De ijzerdosering vindt plaats in het omloopstelsel. Dit is de lokatie waar het fosfaatgehalte relatief laag is door de biologische opname die hier plaatsvindt. Mogelijk is hierdoor de effectiviteit van de dosering lager waardoor een groter doseerdebiet nodig is. Een alternatieve doseerlokatie is de voordennitrificatietank. Deze functioneert tevens als anaërobe tank waar fosfaatafgifte plaatsvindt. Een ijzerdosering in de toevoer naar de voordennitrificatietank kan mogelijk leiden tot een lager doseerdebiet. Met behulp van het model zijn beide situaties nagebootst voor twee verschillende doseringen. De resultaten van deze simulatieberekeningen zijn samengevat weergegeven in Tabel 15. Bij de modelberekeningen is uitgegaan van een stikstofsetpoint van 0,3 en een procestemperatuur van 12°C.

TABEL 15

RELATIE TUSSEN DE DOSEERLOKATIE EN DE FOSFAATVERWIJDERING

Doseerpunt	IJzerdosering	Fosfaatgehalte	Slibproductie
	[l/h]	[mg PO ₄ -P/l]	[kg/d]
Omloopstelsysteem	20	0,22	1.505
	39,2	0,14	1.660
Voordenitrificatietank	20	0,22	1.506
	39,2	0,14	1.661

Uit de resultaten blijkt dat er geen significant verschil is tussen dosering in het omloopstelsysteem en in de voordenitrificatietank.

5.3.4 RELATIE IJZERDOSERING EN FOSFAATGEHALTE

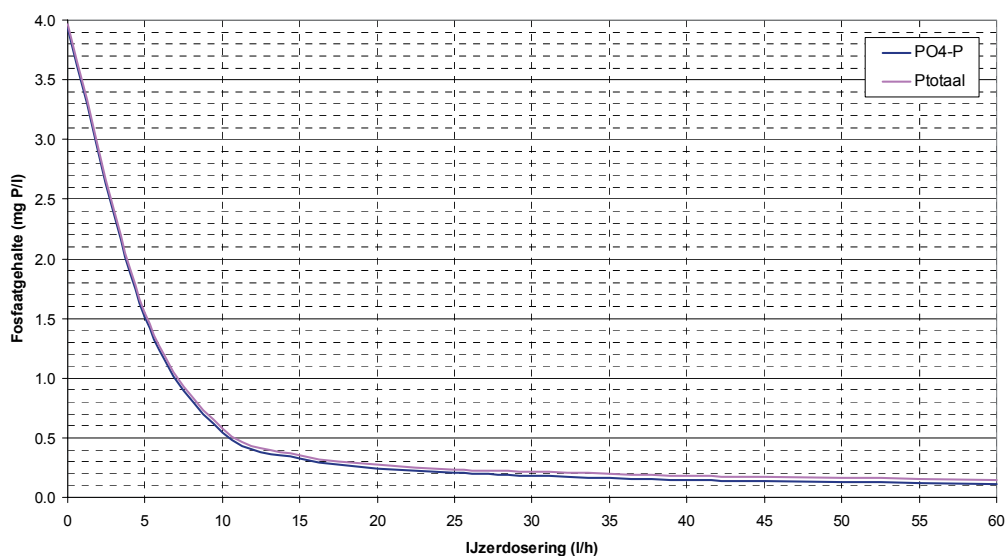
De streefwaarde voor de MBR Varsseveld is 0,15 mg P/l. Dit is aanzienlijk lager dan de fosfaateis die in het algemeen voor Nederlandse rwzi's geldt, namelijk 1-2 mg P/l. Het bereiken van een dergelijk lage effluentconcentratie is niet eenvoudig, aangezien de effectiviteit van zowel biologische als chemische processen afneemt naarmate de concentraties afnemen.

Dit blijkt wel uit de praktijkresultaten van de MBR Varsseveld (zie Afbeelding 16), waar een verdubbeling van de ijzerdosering het fosfaatgehalte deed dalen van 2,0 tot 0,2-0,3 mg PO₄-P/l. Uit Tabel 15 blijkt dat volgens het model het nogmaals verdubbelen van de hoeveelheid ijzer leidt tot een verlaging van het fosfaatgehalte van 0,22 tot 0,14 mg PO₄-P/l.

Om deze relatie voor een bredere range te kunnen beoordelen is een aantal modelberekeningen uitgevoerd met verschillende doseringen. Hierbij is telkens uitgegaan van een stikstofsetpoint van 0,3, een procestemperatuur van 12°C en ijzerdosering in het omloopstelsysteem. Het resultaat hiervan is weergegeven in Afbeelding 25.

AFBEELDING 25

DE INVLOED VAN DE IJZERDOSERING OP HET FOSFAATGEHALTE IN HET EFFLUENT



Een verhoging van de ijzerdosering tot 60 l/h, wat overeenkomt met een molaire verhouding van circa 2 mol Fe/mol P_{totaal, influent}, leidt tot een afname van het fosfaatgehalte tot 0,11 mg PO₄-P/l en 0,15 mg P_{totaal}.

5.4 RECIRCULATIE MEMBRAANTANKS

5.4.1 INLEIDING

De retourstroom uit de vier membraantanks wordt op de MBR Varsseveld teruggevoerd in het omloopsysteem (zie Afbeelding 8). Een alternatief, dat bijvoorbeeld op de MBR Heenvliet wordt toegepast, is het terugvoeren van deze stroom naar de voordennitrificatieruimte. Dit heeft een aantal voordelen, namelijk:

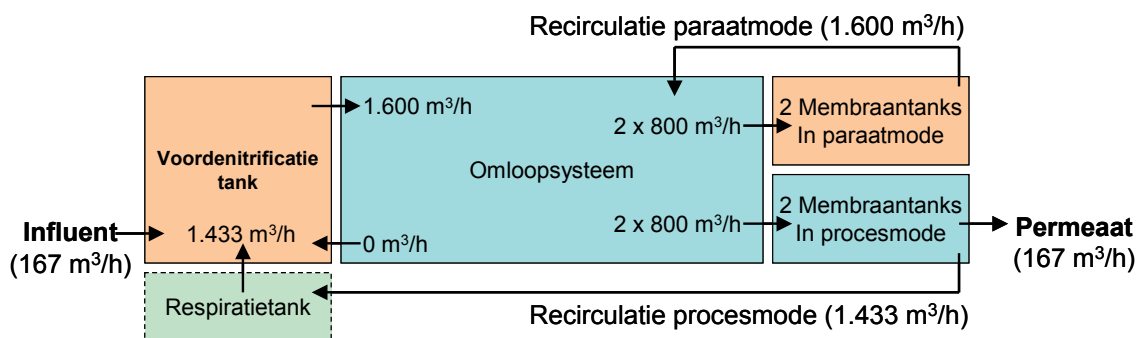
- o de nitraatconcentratie is er hoger dan in het omloopsysteem waardoor een effectievere recirculatie kan plaatsvinden (vooral interessant bij lage stikstofeisen);
- o de recirculatiestroom is reeds aanwezig en hiervoor dient dus geen extra pomp te worden geplaatst of extra energie te worden verbruikt.

Een nadeel is dat er ook zuurstof (3-5 mg/l) wordt teruggevoerd, wat niet wenselijk is in verband met de beschikbaarheid van vetzuren en andere makkelijk afbreekbare organische verbindingen voor het denitrificatieproces en in verband met de anaërobe omstandigheden voor de biologische fosfaatverwijdering. Dit nadeel kan mogelijk worden tegengegaan door het retourlib eerst in een gemengde tank te leiden voordat het in de voordennitrificatietank wordt geleid. In deze mengtank kan door middel van respiratie het zuurstofgehalte worden verlaagd.

5.4.2 OPZET BEREKENINGEN

Om deze effecten te onderzoeken zijn simulatieberekeningen uitgevoerd waarbij de retourstroom uit de membraantanks gedeeltelijk via de respiratietank naar de voordennitrificatietank wordt gevoerd. Hierbij is het volume van de mengtank gevarieerd. Alleen de retourstroom uit de membraantanks in procesmode (permeaatonttrekking is actief) wordt op deze wijze gerecirculeerd. De retourstroom uit de membraantanks in paraatmode (permeaatonttrekking is niet in bedrijf) wordt direct naar het omloopsysteem teruggevoerd. De systeemconfiguratie van de MBR Varsseveld met respiratietank is schematisch weergegeven in Afbeelding 26.

AFBEELDING 26 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE SYSTEEMCONFIGURATIE MET RESPIRATIETANK



De berekeningen zijn uitgevoerd bij een constante influentiaanvoer van 4.000 m³/dag (=167 m³/h). Hierbij zijn twee membraantanks in procesmode en twee in paraatmode. De recirculatiestroom die via de respiratietank naar de voordennitrificatietank wordt gevoerd is 1.433 m³/h. De recirculatiepomp, met een capaciteit van 1.000-2.000 m³/h, is uitgezet.

De berekeningen zijn uitgevoerd bij een stikstofsetpoint van 0,3. Als procestemperatuur is overgegaan naar 10°C waardoor het nitraatgehalte enigszins hoger is en een betere onderlinge vergelijking mogelijk is.

Allereerst is een berekening uitgevoerd waarbij de recirculatie vanuit de membraantanks geheel terug wordt gevoerd naar het omloopsysteem, zoals schematisch is weergegeven in Afbeelding 8. Hierbij is de interne recirculatiepomp op een vast debiet van 1.433 m³/h gesteld, om een eerlijke vergelijking met de andere berekeningen mogelijk te maken.

5.4.3 RESULTATEN

De resultaten van de modelberekeningen zijn samengevat weergegeven in Tabel 16.

Het direct terugvoeren van de recirculatiestroom uit de membraantanks in de voordennitrificatietank leidt tot een verbetering van de stikstofverwijdering maar tot een verslechtering van de (biologische) fosfaatverwijdering. Het fosfaateffluentgehalte neemt toe tot 0,7 mg P_{totaal}/l. Dit wordt veroorzaakt door de verhoogde terugvoer van zuurstof (en nitraat) in de voordennitrificatietank. Het zuurstofgehalte van de retourstroom uit de membraantanks bedraagt 6,2 mg/l en dit leidt tot een aanzienlijke daling van de beschikbare vetzuren.

TABEL 16 RESULTATEN SIMULATIEBEREKENINGEN RECIRCULATIE MEMBRAANTANKS (N-SETPOINT = 0,3, T = 10°C)

Recirculatie procesmode	Respiratietank		VDT#	Effluentkwaliteit				
	Volume	O ₂	O ₂	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{totaal}	PO ₄ -P	P _{totaal}
	[m ³]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Omloopsysteem	0	0	0,02	0,23	1,97	2,78	0,17	0,20
Voordennitrificatie-tank (via een respiratietank)	0	6,2	0,16	0,19	1,68	2,45	0,66	0,70
	100	5,1	0,12	0,19	1,68	2,44	0,58	0,61
	200	4,2	0,09	0,19	1,69	2,46	0,50	0,54
	400	2,7	0,05	0,20	1,73	2,50	0,41	0,44
	800	0,8	0,02	0,21	1,79	2,58	0,30	0,34

Zuurstofgehalte gemeten in het eerste van de drie compartimenten van de voordennitrificatietank (VDT)

Het toepassen van een respiratietank leidt tot een verlaging van het zuurstofgehalte in de retourstroom naar de voordennitrificatietank. Uit de berekeningen blijkt dat bij een tankvolume van 800 m³ nog steeds een zuurstofgehalte van 0,8 mg/l wordt teruggevoerd. Hierbij is de fosfaatverwijdering nog steeds minder goed dan bij de huidige instellingen.

De stikstofverwijdering neemt af bij toename van het volume van de respiratietank. Dit wordt veroorzaakt door de verbetering van de biologische fosfaatverwijdering, waardoor de denitrificeerders en de biologische defosfateerders moeten concurreren om de beschikbare organische stof in het influent.

Het recirculeren vanuit de membraantanks naar de voordennitrificatieruimte zou voor de MBR Varsseveld alleen zin hebben wanneer een relatief grote respiratietank wordt toegepast. Een volume van 800 m³ komt overeen met een hydraulische verblijftijd van ruim een half uur. Het volume van de gehele voordennitrificatietank bedraagt 680 m³. De benodigde respiratietank is zo groot dat het eventuele voordeel niet opweegt tegen de extra kosten. Voor een systeem met een UCT-configuratie, waarbij een aparte anaerobe tank is voor de biologische fosfaatverwijdering, zou een dergelijke oplossing wel zinvol kunnen zijn.

6

EVALUATIE

6.1 INLEIDING

Modellering van afvalwaterzuiveringsinstallaties is in de jaren negentig van de vorige eeuw opgekomen en in die tijd zeer veel toegepast in Nederland. De laatste vijf jaren is de populariteit van modellering echter sterk gedaald. Sinds de opkomst van de MBR worden modellen weer vaker toegepast. De MBR verschilt qua dynamiek sterk van conventionele systemen, de hydraulische verblijftijd is aanzienlijk lager, waardoor biologische processen in een kortere tijd moeten plaatsvinden. Bij het ontwerp en de analyse van MBR-systemen kunnen modellen worden gebruikt om deze onbekende effecten te kunnen beoordelen.

In deze deelstudie is met behulp van dynamische simulatie de dynamiek van de simulatie-unit en van de MBR Varsseveld onderzocht. De modellering heeft plaatsgevonden met het ASM2d-model voor stikstof- en fosfaatverwijdering. De calibratie en validatie van de modellen zijn aan de hand van de praktijkmetingen uitgevoerd. De modellen zijn vervolgens toegepast om meer inzicht te verkrijgen in de instellingen van de beluchterregeling, de relatie tussen de biologische en chemische fosfaatverwijdering, en de invloed van de retourstromen uit de membraantank.

In dit laatste hoofdstuk zal een aantal aspecten met betrekking tot de modellering nader worden belicht. Hierbij zullen achtereenvolgens de betrouwbaarheid van het model (§6.2) en de toepasbaarheid van dynamische simulatie bij zeer lage effluentconcentraties (§6.3) worden beschouwd.

6.2 BETROUWBAARHEID VAN HET MODEL

6.2.1 INLEIDING

Hoewel van de MBR Varsseveld en de simulatie-unit een grote data-set beschikbaar is, blijkt toch dat het niet altijd mogelijk is om met het model de praktijkresultaten na te bootsen. Dit is onder andere gebleken bij het tunen van de beluchterregeling van de MBR Varsseveld, waarbij het niet mogelijk bleek om de dynamiek van de beluchting exact na te bootsen. Enerzijds heeft dit te maken met het feit dat het model altijd een vereenvoudiging is van de werkelijkheid. Anderzijds is de praktijk grillig en zal de in het model constant veronderstelde influentsamenstelling variëren. Daarnaast speelt echter ook de gekozen modelbeschrijving een rol bij de betrouwbaarheid van de uitkomsten van dit onderzoek. In deze paragraaf zal een aantal aspecten die hieraan gerelateerd zijn worden beschouwd. Allereerst is dit de keuze voor het ASM2d-model (§6.2.2). Vervolgens zal in §6.2.3 de projectopzet worden geëvalueerd. In §6.2.4 zal tenslotte de betrouwbaarheid van de modellering van de biologische en chemische fosfaatverwijdering nader worden geëvalueerd.

6.2.2 ASM2D-MODEL

Voor de modellering van de biologische en chemische processen is gebruik gemaakt van het ASM2d-model. Dit model beschrijft de processen van CZV-verwijdering, stikstofverwijdering (nitrificatie en denitrificatie) en fosfaatverwijdering (biologisch en/of chemisch) [ref. 1]. Het model is, net als ieder model, een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Hierdoor kunnen bepaalde modelresultaten afwijken van de praktijk.

Bij de beschrijving van de biologische fosfaatverwijdering wordt in het ASM2d-model uitgegaan van één intern substraatcomponent, de zogenaamde PHA. Er zijn verschillende modellen ontwikkeld waarin op allerlei verschillende manieren het mechanisme van interne substraatopslag wordt gemodelleerd. Hierbij speelt vaak naast PHA ook glycogeen een belangrijke rol. Dergelijke uitbreidingen maken het model beter onderbouwd maar ook complexer. Aangezien er goede ervaringen zijn met de toepassing van het ASM2d-model of vergelijkbare modellen zoals het EAWAG bio-P model [ref. 4] is in deze studie uitgegaan van dit model.

6.2.3 CALIBRATIE EN VALIDATIE

In de opzet van het project is gekozen voor een gefaseerde aanpak. Allereerst is een model gebouwd van de simulatie-unit, dat vervolgens op basis van de metingen is gecalibreerd (§3.4) en gevalideerd (§3.5). In deze fase is een aantal modelparameters aangepast om met name de nitrificatie en de denitrificatie te kunnen fitten. De belangrijkste calibratieparameter is de ammonium-verzadigingswaarde voor nitrificatie (K_{NH4}), welke van invloed is op het minimaal haalbare ammonium-effluentgehalte. Het ammonium-effluentgehalte is in een MBR over het algemeen aanzienlijk lager dan in een conventionele installatie waardoor het noodzakelijk blijkt te zijn om voor deze parameter een lagere waarde te gebruiken dan volgens de literatuur is toegestaan.

Bij de validatie van het model van de MBR Varsseveld is vervolgens met name de fosfaatverwijdering nader geanalyseerd. Hierbij bleek het met name noodzakelijk om de parameters aan te passen welke het chemisch evenwicht tussen ijzerhydroxide en ijzerfosfaat bepalen (KPRE en KRED). De denitrificatie verliep beter dan in de praktijk waardoor het noodzakelijk was om een tweetal gecalibreerde parameters uit de eerste fase, weer terug te zetten op de standaardwaarden. Zelfs bij deze standaardinstellingen is het nitraatgehalte in het model nog wat lager dan in de praktijk (zie Afbeelding 18).

Door de verschillen tussen de simulatie-unit en de MBR Varsseveld bleek het niet geheel mogelijk om de MBR Varsseveld te modelleren op basis van de parameters van het simulatie-unit model. De belangrijkste verschillen tussen beide systemen en modellen zijn weergegeven in Tabel 17.

TABEL 17

BELANGRIJKSTE VERSCHILLEN TUSSEN DE SIMULATIE-UNIT EN DE MBR VARSSEVELD

Onderdeel	Simulatie-unit	MBR Varsseveld
Influentdebiet	Gelijkmatige aanvoer	Zeer grote DWA-variaties
Influentconcentraties	Afgevlakt in influentbuffer	Niet afgevlakt
Voorbehandeling	Microzeef	Fijnrooster, zand-/vetvang en microzeef
Beluchterregeling	Op basis van zuurstof	Op basis van stikstof en zuurstof
Membraantanks	Eén, continu in procesmode	Vier, gemiddeld twee in procesmode

6.2.4 FOSFAATVERWIJDERING

Op basis van de validatieresultaten van de MBR Varsseveld (zie §4.4) kan worden geconcludeerd dat het verloop van het fosfaatgehalte over het jaar, in relatie met de temperatuur en de ijzerdosering, goed kan worden gemodelleerd. Bij een nadere beschouwing van de verschillende processen blijkt echter dat de dynamiek van de fosfaatverwijdering niet altijd geheel overeenkomt met de gangbare theorie.

De biologische fosfaatverwijdering blijkt in de modelberekeningen een gevoelig proces te zijn, waarbij een geringe aanpassing van de beluchterregeling op langere termijn een groot effect heeft op de populatie biologische defosfateerders (zie §5.2.3). De gepresenteerde modelberekeningen zijn echter evenwichtsberekeningen, waarbij net zo lang is gesimuleerd totdat geen wijzigingen in concentraties meer optreden. Hierdoor is het mogelijk om de invloed van verschillende procesinstellingen goed te beoordelen. In de praktijk zullen dergelijke lange constante procesomstandigheden echter nooit voorkomen, waardoor de getoonde verschillen en gevoeligheden ook niet eenduidig kunnen worden waargenomen.

De chemische fosfaatverwijdering blijkt daarentegen in de modelberekeningen een zeer ongevoelig proces te zijn. Dit blijkt onder andere uit het feit dat een wijziging van de doseerregeling of de doseerlocatie nauwelijks invloed heeft op het verloop van de fosfaatconcentratie in het effluent (zie §5.3.2 en §5.3.3). Deze waarnemingen komen niet altijd overeen met de waarnemingen uit de praktijk. Op basis van praktijkervaringen wordt vaak aanbevolen om de ijzerchemicaliën in de beluchtingstank te doseren, omdat dan de groei van de biologische fosfaatbacteriën het minst wordt gehinderd. In de modelberekeningen zijn deze invloeden niet te zien. Hetzelfde geldt voor het dagelijks verloop van het fosfaatgehalte in de MBR Varsseveld. In de praktijk lijkt de wijze van doseren invloed te hebben op het verloop van het fosfaatgehalte, in het model is dit nauwelijks het geval.

6.3 VERGAANDE P- EN N-VERWIJDERING

6.3.1 INLEIDING

De effluenteisen voor de MBR Varsseveld zijn relatief streng in vergelijking met andere rwzi's (Tabel 18). Met name het fosfaatgehalte is zeer laag. De verwachting is dat ten gevolge van de Kaderrichtlijn Water (KRW) dergelijke lage effluent-normen in de toekomst mogelijk vaker zullen worden toegepast. De MBR installatie van Hilversum, welke naar verwachting in 2007 in bedrijf zal worden genomen, is reeds op basis van vergaande normen voor fosfaat (0,15 mg P/l) en stikstof (2,2 mg N/l) ontworpen.

TABEL 18

OVERZICHT VAN EFFLUENTEISEN

Parameter	Eenheid	Huidige normen	MBR Varsseveld ³⁾		MBR Hilversum
			Zomer	Winter	
Stikstof-totaal	mg/l	10 – 15 ¹⁾	5	10	2,2
Fosfaat-totaal	mg/l	1 – 2 ²⁾	0,15	1	0,15

1) Jaargemiddelde

2) Voortschrijdend gemiddelde van 10 achtereenvolgende metingen

3) Gemiddelde over de betreffende periode: zomer (april - oktober) en winter (november - maart)

Het ASM2d-model is, net als alle andere beschikbare modellen, ontwikkeld in een tijd dat de normen voor stikstof en fosfaat nog minder streng waren. Hierdoor is met deze modellen weinig ervaring met zeer lage effluentgehaltenes. Een belangrijke vraag bij de toepassing van modellen voor MBR-systemen, en andere systemen met zeer lage effluentgehaltenes, is of deze modellen nog wel toepasbaar zijn. In deze paragraaf is hiertoe een aantal aspecten nader belicht.

6.3.2 MONOD-KINETIEK

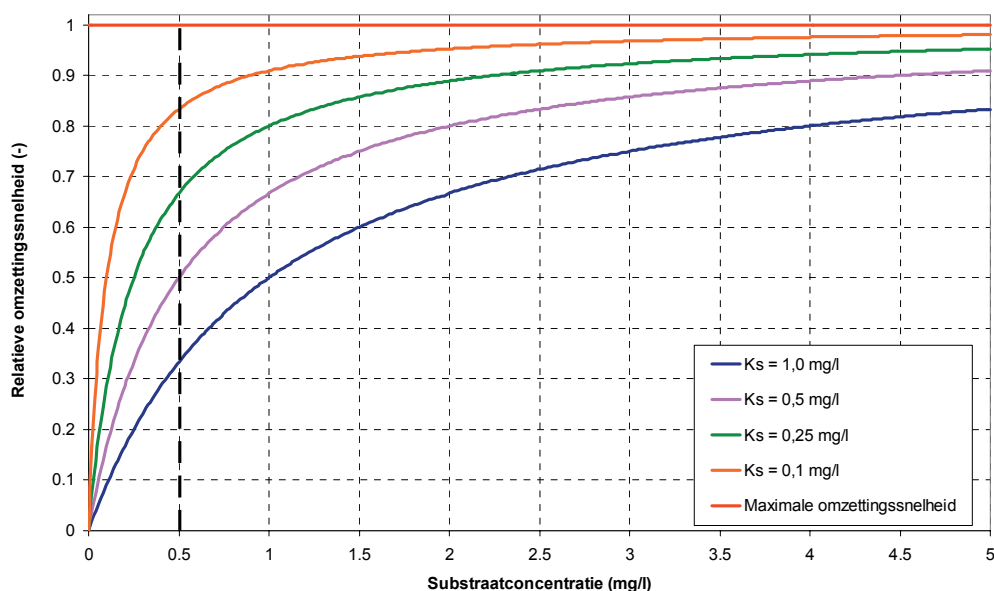
In het ASM2d-model wordt, net als in bijna alle andere modellen, gebruik gemaakt van de Monod-kinetiek om de invloed van substraatlimitering op de omzettingssnelheid te berekenen. De algemeen gebruikte formule waarin de actuele omzettingssnelheid (μ in h^{-1}) wordt berekend op basis van de maximale omzettingssnelheid (μ_{max} in h^{-1}), de substraatconcentratie (C_S in mg/l), de monod-constante (K_S in mg/l) en de biomassaconcentratie (X_B in mg/l), is als volgt:

$$\mu = \mu_{\text{max}} * (C_S / (K_S + C_S)) * X_B$$

In plaats van Monod-constante wordt hierbij vaak over de verzadigingswaarde gesproken. Dit is de substraatconcentratie waarbij de helft van de maximale omzettingssnelheid wordt bereikt. De invloed van de K_S -waarde op de omzettingssnelheid is grafisch weergegeven in Afbeelding 27.

In Afbeelding 27 kan de situatie voor het nitrificatieproces in de MBR Varsseveld worden getoond. De gemiddelde NH_4 -concentratie in het omloopsysteem van de MBR is circa 0,5 mg/l . De standaard K_S -waarde van ammonium voor de nitrificatiesnelheid bedraagt 1,0 [ref. 1]. Voor de calibratie van het model was het echter noodzakelijk om de K_S -waarde te verlagen naar 0,5. Bij gemiddelde omstandigheden ($C_S = 0,5 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) leidt dit tot een verhoging van de relatieve omzettingssnelheid van 0,34 naar 0,5, wat een verhoging is van circa 50%.

AFBEELDING 27 INVLOED VAN DE K_S -WAARDE OP DE OMZETTINGSSNELHEID



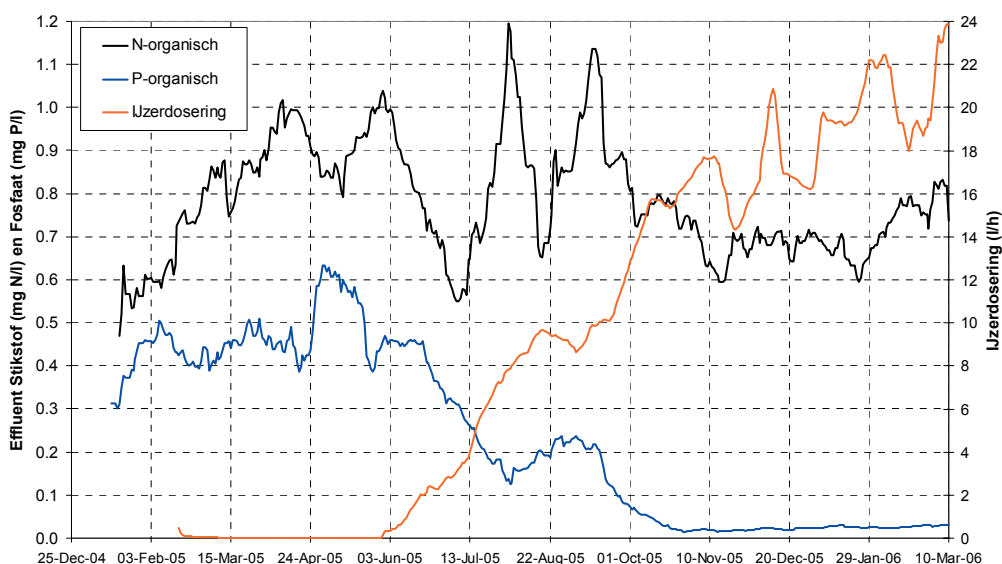
In de MBR Varsseveld worden zulke lage substraatconcentraties in de beluchtingstank bereikt, dat de instelling van de K_S -waarden een grotere invloed gaat hebben op de resultaten van de modelberekeningen. Dit geldt niet alleen voor ammonium, maar ook voor nitraat en fosfaat. De in de literatuur voorgestelde standaardwaarden zijn vaak gebaseerd op laagbelaste actiefslibsystemen met effluentconcentraties die aanzienlijk hoger liggen dan in een MBR.

De praktische oplossing voor deze problematiek is het aanpassen van de K_S -waarden, zodanig dat de praktijkresultaten met het model kunnen worden bereikt. Hiervoor is in deze studie gekozen. Voor de toekomst zou een aanpassing van de modelsystematiek kunnen worden overwogen, waarin niet de Monod-kinetiek wordt gebruikt, maar naar andere oplossingen worden gezocht voor de modellering van de invloed van lage substraatconcentraties.

6.3.3 ORGANISCH-FOSFAAT

Het organische-fosfaatgehalte in het permeaat varieert in de praktijk tussen 0,02 en 0,04 mg P/l indien ijzerdosering wordt toegepast. In de situatie zonder ijzerdosering is het organische-fosfaatgehalte in het permeaat echter aanzienlijk hoger en varieert dan in de praktijk tussen 0,4 en 0,6 mg P/l (Afbeelding 28). Een deel van het organisch gebonden fosfaat wordt blijkbaar vastgelegd ten gevolge van de ijzerdosering. Uit Afbeelding 25 blijkt echter dat in het model het organisch-fosfaatgehalte (is gelijk aan het verschil tussen P_{totaal} en $PO_4\text{-P}$) nauwelijks beïnvloedt wordt door de mate van ijzerdosering.

AFBEELDING 28 HET VERLOOP VAN HET ORGANISCH STIKSTOF- EN FOSFAATGEHALTE IN HET PERMEAAT VAN MBR VARSSEVELD



De organische-fosfaatconcentratie in het ASM2d model wordt berekend als fractie van de organische componenten in het water. In Tabel 19 is een overzicht gegeven van de aanwezige componenten en de fosfaatfracties hiervan. In het permeaat zijn uiteraard alleen de opgeloste organische componenten aanwezig.

TABEL 19

BEREKENING VAN DE ORGANISCHE-FOSFAATCONCENTRATIE

Parameter	Eenheid	S_A	S_F	S_T	Totaal
Permeaatconcentratie	mg CZV/l	0,04	0,55	28,26	28,85
Fosfaatfractie [ref.1,3] default	g P/g CZV	0	0,01	0	-
range	g P/g CZV	0	0,01-0,015	0,002-0,008	-
Fosfaatfractie modelberekening	g P/g CZV	0	0,01	0,001	-
Organisch-fosfaatconcentratie	mg P/l	0	0,006	0,028	0,034

De calibratie en validatie van het model heeft met name plaats gevonden op basis van de periode met ijzerdosering. Bij de huidige instellingen van het model is het organisch-fosfaatgehalte in het model (0,034 mg P/l) daarom goed in overeenstemming met de praktijkmetingen indien ijzerdosering wordt toegepast. Voor de situatie zonder ijzerdosering is dit echter niet het geval. Indien een maximale fosfaatfractie van de S_T van 0,008 wordt toegepast is het $P_{\text{organisch}}$ -gehalte 0,23 mg/l. Dit is nog altijd 40-60% lager dan gemeten in de praktijk.

6.3.4 ORGANISCH-STIKSTOF

De organische-stikstofconcentratie in het ASM2d model wordt, net als bij fosfaat, berekend als fractie van de organische componenten in het water. In Tabel 20 in een overzicht gegeven van de aanwezige componenten en de stikstof fracties hiervan.

TABEL 20

BEREKENING VAN DE ORGANISCHE-STIKSTOFCONCENTRATIE

Parameter	Eenheid	S_A	S_F	S_T	Totaal
Permeaatconcentratie	mg CZV/l	0,04	0,55	28,26	28,85
Stikstof fractie [ref.1,3] default	g N/g CZV	0	0,03	0,01	-
range	g N/g CZV	0	0,02-0,04	0,01-0,02	-
Stikstof fractie modelberekeningen	g N/g CZV	0	0,04	0,02	-
Organisch-stikstofconcentratie	mg N/l	0	0,02	0,57	0,59

Het organische-stikstofgehalte in het permeaat varieert in de praktijk tussen 0,6 en 1,2 mg N/l (zie Afbeelding 28). In de modelberekeningen is onder DWA-omstandigheden een gemiddelde van 0,59 mg N/l gehanteerd. Hierbij zijn de voor de stikstof fracties de maximale waarden uit de aanbevolen range toegepast. Het model berekent desondanks dus een relatief laag organisch-stikstofgehalte en daarmee ook een laag totaal-stikstofgehalte in het permeaat.

6.3.5 CONCLUSIES

Voor zowel stikstof als fosfaat komt de berekening van de organische fracties niet geheel overeen met de praktijk. Voor fosfaat betekent dit dat in een systeem zonder ijzerdosering een onderschatting van het fosfaatgehalte in het permeaat plaatsvindt. Voor stikstof geldt eveneens dat het berekende effluentgehalte relatief laag is ten opzichte van de praktijkmetingen.

Indien sprake is van zeer lage effluentgehaltenes voor stikstof en fosfaat vormt het organisch gebonden deel van deze componenten een relatief groot aandeel van het totaal. Voor de MBR Varsseveld is dit voor stikstof circa 20-25% en voor fosfaat 15-20% bij ijzerdosering en mogelijk tot 80% zonder ijzerdosering. Bij de toepassing van modellering voor dergelijke systemen is daarom voorzichtigheid geboden. Het model zal over het algemeen lagere effluentconcentraties berekenen dan in de praktijk kunnen worden bereikt.

7

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op basis van de uitgevoerde modelberekeningen van de MBR Varsseveld kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

MBR VARSSEVELD

- De aanbevolen instelling van de stikstofsetpoint van de van de beluchterregeling is 0,3-0,4. Bij een lager stikstofsetpoint neemt het nitraatgehalte toe, waardoor de werking van de biologische fosfaatverwijdering afneemt.
- Ten gevolge van de relatief lage beluchtingscapaciteit treden ammoniumpieken (tot 5 mg NH₄-N/l) op bij piekbelastingen (bijvoorbeeld bij RWA). Het vergroten van de beluchtingscapaciteit zal de ammoniumpieken doen afnemen, maar gaat wel gepaard met een nitraatpiek. Het N _{totaal}-gehalte in het permeaat wordt hierdoor niet significant lager.
- Het omwisselen van de schakelvolgorde van de beluchtingsvelden heeft geen effect op de effluentkwaliteit.
- Het verwijderen van de laatste tiende milligrammen fosfaat kost relatief veel ijzer. Om het effluentgehalte te verlagen van 0,3 naar 0,15 mg P _{totaal}/l is volgens de modellering een verdrievoudiging van het ijzerverbruik benodigd. In de praktijk lijkt deze afhankelijkheid aanzienlijk kleiner te zijn. Dit geeft aan dat de modelbeschrijving bij zeer lage effluentgehaltenes minder betrouwbaar is.
- Het toepassen van relatief hoge ijzertozedoseringen leidt tot een afname van de biologische fosfaatverwijderingscapaciteit. Biologische fosfaatverwijdering blijft echter ook bij dergelijke lage effluentconcentraties een rol van betekenis spelen.
- Het recirculeren van slib vanuit de membraantank direct naar de voordenicatietank in combinatie met het toepassen van een respiratietank, heeft voor de MBR Varsseveld geen meerwaarde. Mogelijk dat dit voor andere systeemconfiguraties (UCT-proces) wel zinvol is.

MODELLERING

- Met behulp van de standaard parameterwaarden is het niet mogelijk een MBR (lees: een systeem met extreem lage effluentgehaltenes) goed te modelleren. Aanpassing van de ammonium-verzadigingswaarde blijkt noodzakelijk te zijn om de in de praktijk gemeten ammoniumgehaltenes van lager dan 0,5 mg/l te kunnen modelleren.
- De modelbeschrijving onderschat over het algemeen het gehalte aan organisch gebonden stikstof en fosfaat. Dit heeft in een systeem met lage effluentgehaltenes een relatief grote invloed op het stikstoftotaal en fosfaattotaal effluentgehalte.
- Modellering kan een waardevol hulpmiddel zijn bij het ontwerp van een MBR-installatie. Met de in deze studie gevonden parameterwaarden en de in dit rapport beschreven kanttekeningen kan, beter dan voorheen, de dynamiek van een MBR worden gemodelleerd.

8

REFERENTIES

- [1] IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, 2000
Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3
IWA Publishing, Scientific and Technical Report No.9

- [2] STOWA, 2000
SIMBA protocol – Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen
STOWA-rapport, 2000-16

- [3] Roeleveld, P.J., and M.C.M. van Loosdrecht, 2002
Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands
Water Science and Technology, Vol.45, No.6, pp.77-87

- [4] Siegrist, H., L. Rieger, G. Koch, M. Kühni and W. Gujer, 2002
The EAWAG Bio-P module for activated sludge model No. 3
Water Science and Technology, Vol.45, No.6, pp.61-76

BIJLAGE 1

ASM2D-MODEL PARAMETERLIJST

Parameter	Unit	Default	Description
iNSI	g N/g COD	0,01	N content of inert soluble COD SI
iNSF	g N/g COD	0,03	N content of fermentabel substrate SF
iNXI	g N/g COD	0,02	N content of inert particulate COD XI
iNXS	g N/g COD	0,04	N content of slowly biodegradable substrate XS
iNBM	g N/g COD	0,07	N content of biomass, XH, XPAO, XAUT
iPSI	g P/g COD	0,00	P content of inert soluble COD SI
iPSF	g P/g COD	0,01	P content of fermentable substrate SF
iPXI	g P/g COD	0,01	P content of inert particulate COD XI
iPXS	g P/g COD	0,01	P content of slowly biodegradable substrate XS
iPBM	g P/g COD	0,02	P content of biomass, XH, XPAO, XAUT
iTSSXI	g TSS/g COD	0,75	TSS to COD ratio for XI
iTSSXS	g TSS/g COD	0,75	TSS to COD ratio for XS
iTSSBM	g TSS/g COD	0,90	TSS to COD ratio for biomass, XH, XPAO, XAUT
fSI	g COD/g COD	0,00	Production of SI in hydrolysis
YH	g COD/g COD	0,625	Yield coefficient of heterotrophic biomass
fXIH	g COD/g COD	0,10	Fraction of inert COD generated in biomass lysis
YPAO	g COD/g COD	0,625	Yield coefficient (biomass /PHA)
YPO4	g P/g COD	0,4	PP requirement (PO4 release) per PHA stored
YPHA	g COD/g P	0,20	PHA requirement for PP storage
fXIP	g COD/g COD	0,10	Fraction of inert COD generated in biomass lysis
YA	g COD/g N	0,24	Yield of autotrophic biomass
fXIA	g COD/g COD	0,10	Fraction of inert COD generated in biomass lysis
Kh	1/d	3,00	Hydrolysis rate constant
etaLN03	-	0,60	Anoxic hydrolysis reduction factor
etafe	-	0,40	Anaerobic hydrolysis reduction factor
KL02	g O2/m3	0,20	Saturation/inhibition coefficient for oxygen, hydrolysis
KLN03	g N/m3	0,50	Saturation/inhibition coefficient for nitrate, hydrolysis
KX	g XS/g XH	0,10	Saturation/inhibition coefficient for particulate COD
muH	g XS/(g XH*d)	6,00	Maximum growth rate on substrate, heterotrophics
qfe	g SF/(g XH*d)	3,00	Maximum rate for fermentation
etaHN03	-	0,80	Reduction factor for denitrification
bH	1/d	0,40	Rate constant for lysis and decay, heterotrophs
KH02	g O2/m3	0,20	Saturarion/inhibition coefficient for oxygen, heterotrophs
KF	g COD/m3	4,00	Saturation coefficient for growth on SF
Kfe	g COD/m3	4,00	Saturation coefficient for fermentation of SF
KHA	g COD/m3	4,00	Saturation coefficient for growth on acetate SA
KHN03	g N/m3	0,50	Saturation/inhibition coefficient for nitrate
KHNH4	g N/m3	0,05	Saturation coefficient for ammonium (nutrient), heterotrophs
KHP	g P/m3	0,01	Saturation coefficient for phosphate (nutrient), heterotrophs
KHALK	mole HCO3-/m3	0,10	Saturation coefficient for alkalinity (HCO3-), heterotrophs
qPHA	g XPHA/(g XPAO*d)	3,00	Rate constant for storage of XPHA (base XPP)

qPP	g XPP/(g XPAO*d)	1,50	Rate constant for storage of XPP
muPAO	1/d	1,00	Maximum growth rate of PAO
etaPNO3	-	0,60	reduction factor for anoxic activity
bPAO	1/d	0,20	Rate for lysis of XPAO
bPP	1/d	0,20	Rate for lysis of XPP
bPHA	1/d	0,20	Rate for lysis of XPHA
KPO2	g O2/m3	0,20	Saturation/inhibition coefficient for oxygen, growth of PAO
KPNO3	g N/m3	0,50	Saturation coefficient for nitrate, SNO3, growth of PAO
KPA	g COD/m3	4,00	Saturation coefficient for acetate, SA, growth of PAO
KPNH4	g N/m3	0,05	Saturation coefficient for ammonium (nutrient), growth of PAO
KPS	g P/m3	0,20	Saturation coefficient for phosphorus in storage of PP
KP	g P/m3	0,01	Saturation coefficient for phosphate (nutrient), growth of PAO
KPALK	mole HCO3-/m3	0,10	Saturation coefficient for alkalinity (HCO3-), growth of PAO
KPP	g XPP/g XPAO	0,01	Saturation coefficient for poly-phosphate
KMAX	g XPP/g XPAO	0,34	Maximum ratio of XPP/XPAO
KIPP	g XPP/g XPAO	0,02	Inhibition coefficient for PP storage
KPHA	g XPHA/g XPAO	0,01	Saturation coefficient or PHA
muAUT	1/d	1,00	Maximum growth rate of XAUT
bAUT	1/d	0,15	Decay rate of XAUT
KN02	g O2/m3	0,50	Saturation coefficient for oxygen, aut. growth
KNNH4	g N/m3	1,00	Saturation coefficient for ammonium (substrate), aut. growth
KNALK	mole HCO3-/m3	0,50	Saturation coefficient for alkalinity (HCO3-), aut. growth
KNP	g P/m3	0,01	Saturation coefficient for phosphorus (nutrient), aut. growth
KPRE	m3/(g Fe(OH)3*d)	1,00	Rate constant for P precipitation
KRED	1/d	0,60	Rate constant for redissolution
KALK	mole HCO3-/m3	0,50	Saturation coefficient for alkalinity
S02Satt20	g O2/m3	8,63736	D0 Saturation Concentration for 20°C
nu	-	0,7	Efficiency of the precipitant
KFe	-	0,5	Saturation coefficient for precipitation