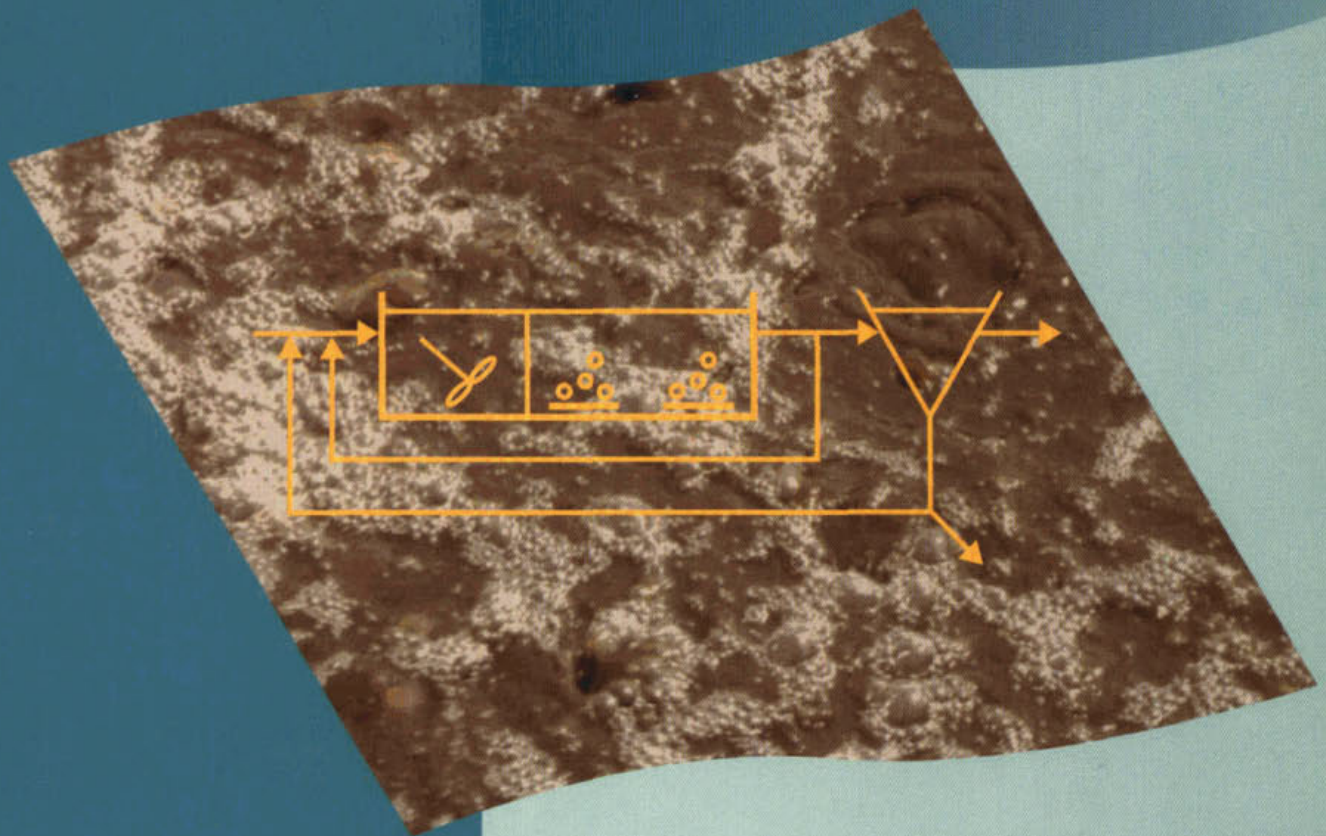


SIMBA-PROTOCOL

*Richtlijnen voor het dynamisch modelleren
van actiefslibsystemen*



2000

16

SIMBA-PROTOCOL

*Richtlijnen voor het dynamisch modelleren
van actiefslibsystemen*

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66
E-mail stowa@stowa.nl
<http://www.stowa.nl>

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment
Postbus 1110
3300 CC Zwijndrecht
tel. 078 - 629 33 32
fax 078 - 610 42 87
e-mail: hff@wxs.nl
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.5773.095.2

2000 16

INHOUDSOPGAVE

	blz.
TEN GELEIDE	iii
SAMENVATTING	iv
1 INLEIDING	1
1.1 Algemeen	1
1.2 Probleemstelling	1
1.3 Doel	1
1.4 Onderzoeksopzet	2
1.5 Leeswijzer	2
2 INVENTARISATIE VAN BESTAANDE PROTOCOLSTRUCTUREN	3
2.1 Algemeen	3
2.2 Influentkarakterisering	3
2.2.1 Methode	5
2.2.2 Meetduur	5
2.2.3 Monstername	6
2.2.4 Interne stromen	6
2.2.5 Tijdsbesteding	6
2.3 Opbouw simulatiemodel	6
2.3.1 Berekenen van volumina	8
2.3.2 Beschrijving nabezinking	8
2.3.3 Compartimentering	8
2.3.4 Hydraulische gegevens en procesconfiguratie	8
2.3.5 Implementatie van een regelaar	9
2.4 Calibratie en validatie	9
2.4.1 Parameterschatter	11
2.4.2 Stappenplan	11
2.4.3 Validatie	12
3 KNELPUNTANALYSE	13
3.1 Influentkarakterisering	13
3.2 Opbouw simulatiemodel	14
3.3 Calibratie en validatie	15
4 SIMBA-PROTOCOL	17
4.1 Algemeen	17
4.2 Doelstelling formuleren	18
4.3 Procesbeschrijving	18
4.4 Gegevensverzameling en gegevenscontrole	20
4.5 Modelopbouw	22
4.5.1 Algemeen	22
4.5.2 Compartimentering	24
4.5.3 Beluchting	25
4.5.4 Bezinking	26
4.5.5 Regelingen	27

4.6	Karakterisering van stromen	27
4.7	Calibratie ASM1	28
4.7.1	Algemeen	28
4.7.2	Calibratie slibproductie	31
4.7.3	Calibratie ammoniumconcentratie in het effluent	32
4.7.4	Calibratie nitraatconcentratie in het effluent	33
4.7.5	Calibratie procesinterne concentraties	33
4.8	Calibratie fosfaatverwijdering	34
4.9	Validatie	35
5	CONCLUSIES	36
6	REFERENTIES	37
7	LIJST MET AFKORTINGEN	38

BIJLAGEN

Bijlage 1: Korte beschrijving van SIMBA en de biochemische modellen	39
1.1 Het softwarepakket SIMBA	40
1.2 Achtergrond IAWQ-Model no 1 (ASM1)	40
1.3 Beschrijving ASM1	43
1.3.1 Algemeen	43
1.3.2 Processen in ASM1	44
1.3.3 Parameters in ASM1	44
1.4 ASM2d	47
1.5 TUD-model	48
1.6 ASM3	48
Bijlage 2: Schematische weergave totale protocolstructuur	50

Ten geleide

Voor een gestandaardiseerd gebruik van dynamische modellering van actiefslibsystemen is in 1995 door de STOWA geadviseerd om uit te gaan van het simulatiepakket SIMBA. In het kader van verankering heeft de STOWA voor een periode van drie jaar een SIMBA-gebruikersplatform in stand gehouden. In den lande hielden de gebruikers elkaar verder op de hoogte via lokale gebruikersplatforms. Nederlandse waterbeheerders, adviesbureau's en universiteiten hebben inmiddels meerdere jaren ervaring met het modelleren van actiefslibsystemen. De specialistische ervaring met het totale traject van een modelstudie is daarentegen tot heden onvoldoende gedocumenteerd.

In dit STOWA-rapport is de beschikbare kennis gestructureerd weergegeven in de vorm van een SIMBA-protocol. Het protocol kan als leidraad worden gezien om SIMBA op een zodanige manier toe te passen bij de dynamische modellering van actiefslibsystemen, dat kennisoverdracht op een herkenbare en gestandaardiseerde wijze kan plaatsvinden.

Het onderzoek werd uitgevoerd door HASKONING Ingenieurs- en Architectenbureau (projectteam bestaande uit ir. J. Kruit en dr. ir. J.J.W. Hulsbeek) en de Technische Universiteit Delft (prof. dr. ir. M.C.M. van Loosdrecht). Voor de begeleiding van het project zorgde een commissie bestaande uit ir. P. Versteeg (voorzitter), ir. J.O.J. Duin, ir. K. Meinema, ir. P.J. Roeleveld en ir. R.M.W. Schemen.

Voor het opstellen van het SIMBA-protocol is gebruik gemaakt van de beschikbare praktijkkennis bij waterbeheerders, adviesbureau's en universiteiten. De STOWA is de geraadpleegde organisaties erkentelijk voor hun medewerking.

Utrecht, april 2000

De directeur van de STOWA

ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

In dit rapport zijn richtlijnen gegeven voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen met behulp van het simulatiepakket SIMBA. Het doel is het verschaffen van een eenduidig protocol voor de gebruikers van SIMBA, waarbij kennisoverdracht op een herkenbare en gestandaardiseerde wijze kan plaatsvinden. Het opstellen van een protocol was met name bedoeld om de momenteel beschikbare kennis gestructureerd weer te geven zodat SIMBA op een juiste wijze tijdens modelstudies kan worden ingezet. Een verantwoord gebruik is essentieel omdat SIMBA steeds vaker wordt gebruikt voor optimalisatiestudies en voor de optimalisatie van deelaspecten tijdens de ontwerpfase.

Voordat het protocol werd opgesteld zijn ervaren SIMBA-gebruikers geïnterviewd, om een beeld te krijgen van de huidige werkwijzen die worden toegepast bij het gebruik van SIMBA tijdens modelstudies. Tijdens de interviews kwamen verschillende aspecten met betrekking tot het SIMBA-gebruik aan de orde, zoals:

- influentkarakterisering;
- modelopbouw;
- calibratie.

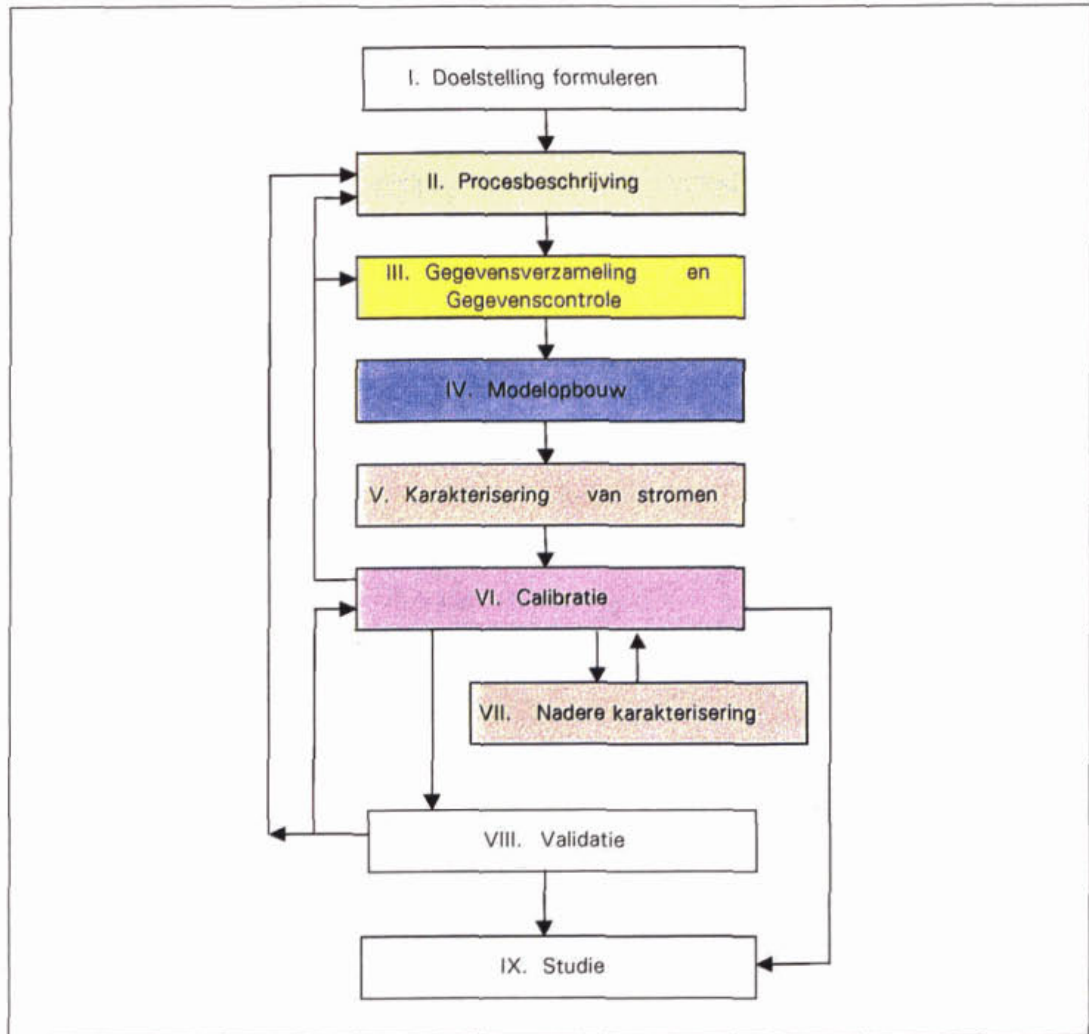
Tijdens de inventarisatie van de interviews werd een goed beeld verkregen van de werkwijzen met betrekking tot het SIMBA-gebruik. Er werden echter ook knelpunten met betrekking tot bovengenoemde aspecten geanalyseerd. Voor de knelpunten zijn oplossingen geformuleerd die vervolgens in het protocol zijn opgenomen. Er blijkt met name onduidelijkheid te bestaan over de meetfrequentie en meetduur voor het karakteriseren van verschillende stromen. In het protocol worden hiervoor richtlijnen aangegeven. Ten aanzien van de calibratie blijkt dat er geen eenduidigheid bestaat. In het protocol wordt geadviseerd om gedurende de calibratie een stappenplan te volgen.

De protocolstructuur is afhankelijk van de doelstelling van de modelstudie. In het protocol wordt onderscheid gemaakt in drie verschillende modelstudies:

- systeemkeuze tijdens voorontwerp;
- optimalisatiestudie;
- ontwikkeling van regelstrategieën.

De mate van detaillering van het model en de meetfrequenties van relevante stromen is afhankelijk van bovengenoemde doelstellingen. Voor de ontwikkeling van regelstrategieën zal de mate van detaillering het grootste zijn.

De hoofdstructuur van het protocol is in de figuur op de volgende pagina weergegeven.



Procesbeschrijving

Als eerste stap tijdens een modelstudie dient een afbakening te worden gemaakt van de relevante procesonderdelen. Vaak is het niet noodzakelijk dat de gehele rwzi wordt gemodelleerd. Alleen die onderdelen die binnen de te beschrijven dynamiek vallen zijn nuttig om op te nemen in het model.

Gegevensverzameling en gegevenscontrole

In deze fase moet de samenstelling en het debiet van de stromen naar de verschillende procesonderdelen en het volume van de procesonderdelen worden bepaald. Hierbij wordt geadviseerd te werken van grof naar fijn. Van de te onderzoeken rwzi zijn in de regel al veel gegevens beschikbaar (daggemiddelde concentraties en variabele debieten). In het protocol wordt geadviseerd in eerste instantie de samenstelling en debieten uit de beschikbare gegevens te genereren. Ontbrekende relevante gegevens moeten vervolgens met gerichte metingen worden bepaald. Door het uitvoeren van massabalansen

(CZV, drogestof, stikstof en fosfaat) kunnen de gegevens gecontroleerd worden.

Modelopbouw

Op basis van de procesbeschrijving moet de modelopbouw plaatsvinden. De opbouw van het model is een essentiële fase tijdens de modelstudie want zolang het procesmodel niet goed is opgesteld heeft een calibratie geen zin. Tijdens opbouw van het model worden de procesonderdelen in het model gedefinieerd. Hierbij komen aspecten als compartimentering, beluchting, bezinking en regelingen aan de orde. Voor de regelingen geldt dat deze in de meeste gevallen zo gemodelleerd dienen te worden dat de dynamiek van de processen juist wordt beschreven. Alleen als het effect van een regeling met een modelstudie wordt onderzocht is het noodzakelijk dat het gedrag van de gemodelleerde regeling overeenkomt met de praktijksituatie.

Karakterisering van stromen

De stappen tot en met de modelopbouw kunnen worden uitgevoerd zonder dat er een intensieve meetcampagne heeft plaatsgevonden. Door gebruik te maken van historische gegevens en/of enkele gerichte metingen kunnen de relevante stromen worden gekarakteriseerd. Tot deze stromen behoren: influent, effluent en slib in het proces.

Als het model wordt gebruikt voor een systeemkeuzestudie zijn in de meeste gevallen daggemiddelde concentraties van influent en effluent en een variërend debiet voldoende. Indien het model voor optimalisatiedoeleinden of het ontwikkelen van regelstrategieën wordt gebruikt is vaak een hogere meetintensiteit (4-uurs- of 2-uurs monsters) noodzakelijk waarbij ook andere stromen dan influent en effluent moeten worden bemonsterd.

Calibratie

Als de modelopbouw en de minimaal benodigde gegevens in het model zijn ingevoerd kan een eerste calibratie worden uitgevoerd. Indien blijkt dat er grote aanpassingen van modelparameters noodzakelijk zijn, zal er waarschijnlijk een structurele fout in het procesmodel aanwezig zijn. Het heeft dan weinig zin om een intensieve meetcampagne te gaan uitvoeren voordat het procesmodel is aangepast.

Indien blijkt dat het model de effluentkwaliteit niet voldoende goed beschrijft kan door het variëren van invoergegevens overwogen worden een nadere karakterisering van verschillende relevante stromen uit te voeren. Onder de relevante stromen worden hier niet alleen influent en effluent, maar ook de interne stroom en recirculatiestromen verstaan. Door deze werkwijze kan wellicht het aantal te analyseren componenten en het aantal analyses worden gereduceerd. Met behulp van de nieuwe gegevens kan vervolgens het model nauwkeuriger worden gecalibreerd.

In het protocol wordt geadviseerd de calibratie volgens het volgende stappenplan uit te voeren:

- (I) slibproductie;
- (II) ammoniumconcentratie in het effluent;
- (III) nitraatconcentratie in het effluent;
- (IV) concentraties van relevante componenten in andere stromen.

In het protocol wordt aangegeven welke modelparameters kunnen worden aangepast om het model te kunnen calibreren:

- slibproductie: X_s en X_i (k_{BZV});
- ammoniumconcentratie in het effluent: K_{O_2} , K_{NH_4} , b_A ;
- nitraatconcentratie in het effluent: η_{NO_3} , b_H , K_{O_2} , K_{NO_3} , K_{OH} .

Nadat de calibratie succesvol is uitgevoerd kan voordat begonnen wordt met de studie eventueel een validatie van het model worden uitgevoerd. Hiervoor moeten dan wel voldoende gegevens uit twee verschillende perioden bekend zijn. Met de ene set gegevens kan het model worden gecalibreerd, waarna met de andere set gegevens een validatie kan worden uitgevoerd.

Een detaillering van het protocol is schematisch weergegeven in bijlage 2.

1 INLEIDING

1.1 Algemeen

Voor een gestandaardiseerd gebruik van dynamische modellering van actief slibsystemen is in 1995 door de STOWA geadviseerd om uit te gaan van het simulatiepakket SIMBA. SIMBA is een computerprogramma waarmee de biologische processen voor stikstof- en fosfaatverwijdering kunnen worden gemodelleerd. De beschrijving van de verschillende processen is gebaseerd op het actiefslibmodel (ASM) dat door de IAWQ is gepubliceerd en waarvan inmiddels meerdere versies zijn verschenen. Het actiefslibmodel nr. 1 (ASM1) beschrijft de processen voor de biologische CZV- en stikstofverwijdering. In het actiefslibmodel nr. 2 (ASM2) zijn daar de processen voor de biologische fosfaatverwijdering aan toegevoegd. Het model ASM2d is een gereviseerde versie van ASM2 omdat het ook rekening houdt met de aanwezigheid van denitrificerende fosfaatophopende bacteriën. Het actiefslibmodel nr. 3 is gebaseerd op het ASM1 (dus zonder fosfaatverwijdering) en corrigeert voor een aantal tekortkomingen van ASM1.

Mede vanwege de ontwikkeling van de door de IAWQ gepresenteerde actiefslibmodellen zijn er meerdere versies van SIMBA op de markt gebracht. In een aantal versies is het ook mogelijk om de biologische fosfaatverwijdering te beschrijven met het TUD-model.

In bijlage 1 wordt de opbouw van het computerprogramma SIMBA in het kort voorgesteld en worden de belangrijkste aspecten van de bovengenoemde modellen weergegeven.

1.2 Probleemstelling

Het uitvoeren van een modelstudie doorloopt een aantal fasen die nauwgezet moeten worden uitgevoerd om betrouwbare modelresultaten te verkrijgen. Voor één van deze fasen, de influentkarakterisering, zijn STOWA-richtlijnen opgesteld (96-08) en aangescherpt (99-13). Er zijn echter geen richtlijnen gegeven voor bijvoorbeeld modelopbouw en calibratie, terwijl ook deze fasen kritiek zijn voor een verantwoord SIMBA-gebruik. Nederlandse waterbeheerders, ingenieursbureau's en universiteiten hebben inmiddels meerdere jaren ervaring met het modelleren van actiefslibsystemen. De specialistische ervaring met het totale traject van een modelstudie is daarentegen tot heden onvoldoende gedocumenteerd.

1.3 Doel

Het doel van dit rapport is het verschaffen van een protocol voor de gebruikers van SIMBA. Met behulp van een adequaat protocol kan SIMBA op een verantwoorde manier worden toegepast in de dynamische modellering van actiefslibsystemen waarbij kennisoverdracht op een herkenbare en gestandaardiseerde wijze kan plaatsvinden. Het opstellen van een protocol is met name bedoeld om de momenteel beschikbare kennis gestructureerd weer te

geven zodat SIMBA op een juiste wijze tijdens de modelstudies wordt ingezet. Een verantwoord gebruik is essentieel omdat SIMBA wordt ingezet bij optimalisatiestudies en wordt gebruikt voor de optimalisatie van deelaspecten tijdens de ontwerpfase.

Het protocol dient gezien te worden als een richtlijn, waarvan in locatiespecifieke situaties kan worden afgeweken.

1.4 **Onderzoeksopzet**

Voordat het SIMBA-protocol is opgesteld, zijn ervaren SIMBA-gebruikers uit Nederland geïnterviewd. De ervaringen en werkwijzen zijn op deze manier geïnterviewd en met elkaar vergeleken. Aan de hand van deze inventarisatie is uiteindelijk het SIMBA-protocol ontstaan. Tijdens de interviews werden ook knelpunten gesignaleerd waarvoor oplossingen zijn aangedragen die vervolgens zijn opgenomen in de protocolstructuur.

1.5 **Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 wordt een inventarisatie van de bestaande protocolstructuren weergegeven, waarbij naast de verschillende werkwijzen ook bijzonderheden zijn vermeld. De knelpunten en de hiervoor aangedragen knelpunten zijn weergegeven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 is de protocolstructuur beschreven. De protocolstructuur dient als leidraad voor de SIMBA-gebruikers die al enige ervaring hebben met SIMBA en ASM1. Het protocol is gebaseerd op ASM1 maar er worden ook enkele richtlijnen met betrekking tot ASM2 aan de orde gesteld. Nieuwe SIMBA-gebruikers wordt geadviseerd eerst hoofdstuk 2 en 3, en bijlage 1 te lezen alvorens met behulp van hoofdstuk 4 begonnen wordt met een eerste modelstudie. Dit rapport eindigt met enkele conclusies in hoofdstuk 5.

2 INVENTARISATIE VAN BESTAANDE PROTOCOLSTRUCTUREN

2.1 Algemeen

Voor het opstellen van het SIMBA-protocol zijn verschillende SIMBA-gebruikers in Nederland geïnterviewd. Tijdens de interviews kwamen verschillende aspecten met betrekking tot het SIMBA-gebruik aan de orde:

- influentkarakterisering;
- modelopzet;
- calibratie.

Na een inventarisatie van de interviews bleek dat circa 50 – 60 projecten door adviesbureaus zijn uitgevoerd. De ondervraagde waterbeheerders hebben in totaal tot op heden circa 25 projecten zelfstandig uitgevoerd. Veel waterbeheerders hebben gezamenlijk met de adviesbureaus basismodellen voor rwzi's opgesteld tijdens de start van een modelstudie. Vervolgens zijn de variantenstudies met deze modellen zelfstandig door de waterbeheerders uitgevoerd.

In veel gevallen worden de waterbeheerders die al enige ervaring met SIMBA hebben alleen nog maar door de adviesbureaus ondersteund bij zeer specifieke problemen.

De modellen worden voornamelijk ingezet bij de uitvoering van optimalisatiestudies en SIMBA wordt steeds vaker tijdens de ontwerpfase van een nieuwbouw of uitbreiding van een rwzi ingezet. Hierbij wordt vooral het model ASM1 (CZV- en N-verwijdering) gebruikt. Modellen die naast de N-verwijdering ook biologische fosfaatverwijdering beschrijven (ASM2d, TUD-model) worden meer door universiteiten en adviesbureaus toegepast.

De verschillende aspecten die tijdens de interviews naar voren zijn gekomen worden in dit hoofdstuk nader belicht. In de volgende paragrafen zijn voor de onderdelen influentkarakterisering, opbouw simulatiemodel en calibratie en validatie, de ervaringen van de SIMBA-gebruikers beschreven.

2.2 Influentkarakterisering

Een belangrijk onderdeel bij de ontwikkeling van een model is de influentkarakterisering. In tabel 1 zijn de belangrijkste aspecten weergegeven. Naast de influentkarakterisering is ook het bepalen van de effluentconcentraties van bepaalde componenten van belang. Hierover worden in deze paragraaf ook enkele opmerkingen gemaakt.

Tabel 1: De belangrijkste aspecten ten aanzien van de uitvoering van een influentkarakterisering door de betrokken organisaties

Parameter	DHV	Grontmij	Vertis	Witteveen + Bos	HASKONING
Volgens STOWA	ja	Ja	ja	ja	ja
Aantal meetcampagnes	2	2	1	1	2
Meetduur (d)	10 (3 - 4)	2 - 3	14 (3-4)	21	7
Soort monster (h-mengmonsters)	24 (2)	2	24 (4)	24	24
Tijdsbesteding (d)	1	2	1	1	2
Bijzonderheden		Xs en X ₁ verifiëren m.b.v. slib-productie	meetfrequentie interne stromen afhankelijk van methode slib-verwerking	meetfrequentie afhankelijk van soort, hoeveelheid en verblijftijd van proces	

Parameter	GTD	HDSR	HHR	USHN	WZE	ZHEW
Volgens STOWA	nee	ja	ja	ja	ja	ja
Aantal meetcampagnes	1	1	1 - 2	1	1 - 2	2
Meetduur (d)	7	7	7	5	14	7
Soort monster (h-mengmonsters)	4	24 (2)	24 (1)	24	4 (24)	24 (4)
Tijdsbesteding (d)	2 - 3	1 - 2	1 - 2	2 - 3	1	4 - 5
Bijzonderheden			in verschillende seizoenen meten	visie werken van grof naar fijn		

Parameter	TU Delft	TU Eindhoven
Volgens STOWA	ja	ja
Aantal meetcampagnes		1
Meetduur (d)	zo beperkt mogelijk	3
Soort monster (h-mengmonsters)	24 (soms 2 h)	6
Tijdsbesteding (d)	20% (inclusief bemonstering) van totale tijdsduur	1 - 2
Bijzonderheden		totale fractie afbreekbaar CZV altijd meten

2.2.1 Methode

De influentkarakterisering wordt door vrijwel alle betrokken organisaties uitgevoerd volgens de STOWA-richtlijn (STOWA 1996). De verschillende parameters blijken in de praktijk goed meetbaar. Een uitzondering hierop is echter de bepaling van k_{BZV} . In de praktijk blijkt dat deze parameter voor één type afvalwater sterk kan variëren. Daarnaast is de afwijking ten opzichte van de literatuurwaarden in sommige gevallen aanzienlijk. De grote variatie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een variërende kinetiek voor de BZV-afbraak. De waarde van k_{BZV} is noodzakelijk voor de berekening van de fractie langzaam afbreekbaar CZV (X_s). De grote variatie in de waarde van de k_{BZV} heeft er toe geleid dat deze parameter als calibratieparameter wordt gebruikt bij het calibreren van de slibproductie. Tijdens de calibratie wordt bij verschillende k_{BZV} -waarden X_s berekend en vervolgens X_i bepaald, waarbij de som $X_i + X_s$ constant blijft.

Uit onderzoek van Hoogheemraadschap van Rijnland (HHR) is gebleken dat het niet mogelijk is een eenduidige influentkarakteristiek voor het afvalwater vast te stellen. Metingen in verschillende seizoenen leidden tot verschillende influentkarakteristieken. Daarnaast bleek de variatie tussen de monsters in één meetcampagne groot te zijn (Versteeg, 1998)

Uit onderzoek van de Technische Universiteit Eindhoven (TUE) en Zuiveringschap Limburg is gebleken dat de BZV₅-meting in combinatie met de gemeten k_{BZV} geen geschikte parameter is om het biodegradeerbaar CZV ($S_s + X_s$) te bepalen. Daarentegen bleek de verhouding $(S_s + X_s)/CZV_{TOT}$ veel constanter te zijn. Volgens de TUE kunnen daarom, indien historische gegevens beschikbaar zijn, CZV_{TOT} metingen vanwege de betere representativiteit voor de bepaling van biodegradeerbaar CZV ($S_s + X_s$) gebruikt worden in plaats van BZV-metingen (Weijers, 1999). Hierbij is het echter wel noodzakelijk om door middel van simulaties BZV_∞-concentraties te vertalen naar een concentratie biodegradeerbaar CZV ($S_s + X_s$).

Uit ervaringen van andere waterbeheerders blijkt dat in sommige gevallen, ook historische influentgegevens kunnen worden gebruikt om een standaard-samenstelling van het huishoudelijk afvalwater te bepalen. Deze influentgegevens worden vervolgens voor een modelstudie ingezet.

2.2.2 Meetduur

Drie adviesbureaus gaan voor de influentkarakterisering uit van twee meetcampagnes. De duur van een meetcampagne varieert daarbij van 2 tot 10 dagen. Deze adviesbureaus gebruiken de gegevens van één meetcampagne gewoonlijk voor de calibratie terwijl de gegevens van de andere campagne worden gebruikt voor een validatie. Twee adviesbureaus gaan uit van één meetcampagne met een meetduur van 14 tot 21 dagen. Deze bureaus gebruiken de influentkarakterisering van de eerste helft van de meetcampagne voor de calibratie en de gegevens van de tweede helft van de campagne worden gebruikt voor een validatie.

De meeste waterbeheerders voeren één meetcampagne uit waarbij de meetduur tussen de beheerders varieert van 5 tot 14 dagen. De gegevens van de influentkarakterisering worden alleen gebruikt ten behoeve van de calibratie, bij uitzondering wordt een validatie uitgevoerd.

2.2.3 Monstername

Ten behoeve van de influentkarakterisering worden in de meeste gevallen 24-uursmengmonsters (debietproportioneel) genomen. Vaak wordt er ook op enkele dagen een intensief bemonsteringsprogramma uitgevoerd. Deze intensieve bemonstering (van influent en effluent) wordt uitgevoerd om de dynamiek onder DWA-condities van de CZV-, ammonium-, en nitraatconcentratie te kunnen bepalen. Grontmij en enkele waterbeheerders gaan daarbij standaard uit van 2- of 4-uursmengmonsters (debietproportioneel). Uit de analysesresultaten wordt een daggemiddelde bepaald die in een influentbestand van het SIMBA-model wordt ingevoerd.

Enkele organisaties gebruiken voor de bepaling van de dynamiek niet de effluentconcentraties maar de concentraties in de afloop van de beluchtingsruimte. Hiermee wordt een mogelijke uitvlakking van de dynamiek ten gevolge van de nabezinktanks voorkomen.

2.2.4 Interne stromen

Indien de invloed van de interne stroom op het zuiveringsrendement onderzocht moet worden, moet deze stroom apart worden bemonsterd. Als de interne stroom voor de vraagstelling niet verder van belang is kan deze gezamenlijk met het influent worden bemonsterd. Als dit niet mogelijk is, of indien vanwege de vraagstelling een aparte bemonstering noodzakelijk is, wordt de meetfrequentie bepaald door de variatie in de aanvoer.

2.2.5 Tijdsbesteding

De gemiddelde tijdsbesteding zoals weergegeven in tabel 3 is de tijd die nodig is om de analysegegevens en de hydraulische gegevens te ordenen, te beoordelen en in te voeren in het influentbestand. De gemiddelde tijdsbesteding bedraagt daarvoor gemiddeld één tot twee dagen.

2.3 **Opbouw simulatiemodel**

In deze paragraaf wordt een inventarisatie gegeven van de belangrijkste aspecten (tabel 2) met betrekking tot de opbouw van een simulatiemodel in SIMBA.

Tabel 2: Vergelijking van aspecten met betrekking tot de opbouw van een simulatiemodel

Parameter	DHV	Grontmij	Vertis	Witteveen + Bos	HASKONING
Berekening Volumina	HSA-berekeningen	Slibbelasting; HSA-berekeningen	HSA- berekeningen	HSA- berekeningen	HSA-berekeningen
Model nabezinktanks	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix
Aantal compartimenten	Afhankelijk van type actiefslibstelsysteem	Afhankelijk van het zuurstofprofiel	Afhankelijk van zuurstof/ammoniumprofiel	Zo weinig mogelijk compartimenten	Afhankelijk van zuurstofprofiel
Regelaars	Eigen ontwerp	Eigen ontwerp	Blokken uit SIMBA, eigen ontwerp	Blokken uit SIMBA, eigen ontwerp	Blokken uit SIMBA, eigen ontwerp
Tijdsbesteding (d)	1 - 2	2	2	½ - 2	2

Parameter	GTD	HDSR	HHR	USHN	WZE	ZHEW
Berekening Volumina	HSA-berekeningen	HSA-berekeningen	HSA- berekeningen	Berekeningen volgens Beuthe	HSA-berekeningen	Gedefinieerde slibbelasting
Model nabezinktanks	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix	Blok SC-mix
Aantal compartimenten	Gevoelsmatig	Carrousel: ca. 15 Propstroom: 6 (denitrificatie als één tank)	Afhankelijk van zuurstofprofiel	Afhankelijk van type rwzi; per beluchter 1 nitrificatie en 1 - 2 denitrificatie-comp.	Fysisch bepaald en gevoelsmatig	Afhankelijk van type actiefslibstelsysteem en gevoelsmatig
Regelaars	Blokken uit SIMBA, P-regelaars	S-functie P + PI (SIMBA)	Blokken uit SIMBA, eigen ontwerp, zo eenvoudig mogelijk	Blokken uit SIMBA	Blokken uit SIMBA	Blokken uit SIMBA
Tijdsbesteding (d)	1		1 - 2	3 (excl. specifieke regelaars)	1 - 3	2 - 3

Parameter	TU Delft	TU Eindhoven
Berekening Volumina	Alleen bestaande rwzi gemodelleerd	Tot nu toe alleen bestaande rwzi gemodelleerd, dus volumina uit de procesgegevens
Model nabezinktanks	Blok SC-mix	Blok SC-mix
Aantal compartimenten	Afhankelijk van zuurstofprofiel; zo weinig mogelijk	Afhankelijk van zuurstofprofiel
Regelaars	Zo eenvoudig mogelijk	Blokken uit SIMBA, eigen ontwerp
Tijdsbesteding (d)	1	4 - 10

2.3.1 Berekenen van volumina

Indien volumina van een te modelleren rwzi onbekend zijn worden deze in de meeste gevallen bepaald met behulp van HSA-berekeningen. In sommige gevallen worden de volumina bepaald op basis van een gedefinieerde slibbelasting.

2.3.2 Beschrijving nabezinking

Alle ondervraagde organisaties maken gebruik van het blok SC-mix uit de SIM-BA-bibliotheek. Dit is een blok waarin een verblijftijd van het water wordt gedefinieerd en waarin de concentratie zwevende stof in het effluent kan worden aangegeven.

In de praktijk blijkt de nitraatconcentratie in het retourslib (en effluent) vaak lager te zijn dan in de afloop van de beluchtingsruimte. Dit betekent dat er met name tijdens een lange verblijftijd van het slib in de nabezinktanks een denitrificatieproces kan plaatsvinden. Dit probleem wordt in modelstudies opgelost door het volume van de nabezinktank(s) te verkleinen en/of een denitrificatiecompartiment in de retourstroom op te nemen met een volume dat overeenkomt met het volume van de slibdeken in de nabezinktanks of een volume gebaseerd op de gemeten nitraatconcentratie in het retourslib.

2.3.3 Compartimentering

Indien de te modelleren rwzi in de praktijk is gecompartmenteerd wordt deze fysische indeling ook in het model toegepast. Indien deze fysische compartimentering (bijv. bij een omloopsysteem) niet voorhanden is wordt doorgaans het aantal compartimenten ten aanzien van het nitrificatieproces met behulp van een zuurstof- (over lengte en diepte) en/of ammoniumprofiel bepaald. Voor het denitrificatieproces blijken doorgaans twee tanks in serie voldoende te zijn.

De visie van de TUD en Witteveen + Bos is het aantal compartimenten zo gering mogelijk te houden in verband met de rekentijd. Vertis daarentegen gaat ervan uit dat niet alleen het aantal compartimenten maar ook de gradiënt in de tijd van bepaalde componenten (bijvoorbeeld zuurstofgradiënt bij de implementatie van een bepaalde zuurstofregeling) bepalend is voor de rekentijd.

2.3.4 Hydraulische gegevens en procesconfiguratie

Onder de gebruikers is geen eenduidigheid hoe het beste met de hydraulische gegevens kan worden omgegaan. Enkele gebruikers gaan ervan uit dat de gemeten debieten van een rwzi juist zijn. Tijdens de calibratiefase wordt vervolgens overwogen extra inspanningen te leveren om de gegevens te verifiëren. Een aantal gebruikers besteedt al tijdens het opstellen van het model veel aandacht aan de verificatie van de hydraulische gegevens.

Vooraf de registratie van de debieten van de interne recirculatiestroom en de spuislibstroom blijkt in de praktijk tot onnauwkeurigheden te leiden. Er moeten vaak afgeleide parameters als vermogens of bedrijfstijden worden afgelezen, op

basis waarvan de pompdebieten moeten worden afgeschat. Ook blijkt regelmatig dat kleine veranderingen in de procesconfiguratie hebben plaatsgevonden ten opzichte van het ontwerp, die alleen bij de bedrijfsvoering van een rwzi bekend zijn. Het is dan ook noodzakelijk de betreffende rwzi te bezoeken om eventuele onzekerheden weg te nemen.

Enkele ondervraagde gebruikers laten de betreffende debietmeters voor een bemonsteringsperiode extra calibreren. Andere gebruikers gaan ervan uit dat de calibratie van de debietmeters tijdens het reguliere onderhoudsprogramma voldoende is.

2.3.5 Implementatie van een regelaar

De implementatie van een regelaar is afhankelijk van de vraagstelling. Indien de modelstudie wordt uitgevoerd om regelstrategieën te ontwikkelen is het noodzakelijk dat de te onderzoeken regelingen gedetailleerd worden geprogrammeerd zodat het gedrag van de regelingen met de werkelijkheid overeenkomt. In andere gevallen (bijvoorbeeld systeemkeuzestudies) kan volstaan worden met een eenvoudige regelaar die is opgebouwd met blokken uit de SIMBA-bibliotheek. Hierbij gaat het om die situaties waarbij de biologische processen in de verschillende compartimenten goed beschreven moeten worden en niet de regelaars. Indien loop/wachttijden zijn opgenomen in de werkelijke regeling is het verstandig om de gemodelleerde regeling te vereenvoudigen om de rekentijd te reduceren.

Verder zijn sterke variaties in de aanvoer en implementatie van bepaalde procesregelingen bepalend voor de rekentijd en kunnen zeer grote recirculatiestromen, zoals aanwezig in een omloopsysteem, leiden tot lange rekentijden.

In die gevallen waarbij SIMBA als instrument wordt gebruikt om de toepassing van verschillende regelingen te onderzoeken is het noodzakelijk dat deze regelingen in MATLAB[®] worden geprogrammeerd. Deze regelingen worden tot dusver meestal door adviesbureaus geprogrammeerd.

2.4 **Calibratie en validatie**

In tabel 3 zijn de belangrijkste aspecten voor de calibratie en validatie uit de interviews weergegeven. Indien door een organisatie een stappenplan wordt toegepast tijdens de calibratie zijn de prioriteit en de eventueel te veranderen kinetische en stoichiometrische parameters weergegeven.

Behalve op effluentconcentratie wordt ook met behulp van meetwaarden uit verschillende procesonderdelen ((NH₄-N, NO₃-N, O₂ etc.) gecalibreerd. Deze interne concentraties bevatten meer dynamische informatie dan de effluentconcentraties.

Tabel 3. Vergelijking van aspecten met betrekking tot de calibratie en validatie

Parameter	DHV		Grontmij		Vertis		Witteveen + Bos		HASKONING	
Calibratie	Ja, statisch dan dynamisch		Ja		Ja		Ja		Ja, statisch dan dynamisch	
Stappenplan*	Nee, met parameterschatter		Ja		Ja		Ja		Ja	
Controle hydraulische gegevens en influentkarakteristiek	1	(voor het veranderen van kinetische parameters)	1		1	(vóór het veranderen van kinetische parameters)	4		1	
Slibproductie	2	(k_{BZV} dus X_S/X_I , Y_H , b_H)	2	(k_{BZV} dus X_S/X_I)	2	(X_S/X_I , Y_H)	1	(Y_H , X_S/S_S)	2	(X_S/X_I , Y_H , b_H)
Zuurstofinbreng	2	(α -factor)	3	(zuurstofprofiel i.o. met praktijk)	3	(zuurstofprofiel)				
Nitrificatie	2	(μ_A , b_A)	4	(K_{O_2} , K_{NH_4})	3	(μ_A)	2	(μ_A , K_{NH_4} , Y_A)	3	(K_{NH_4} , K_{O_2})
Denitrificatie	2	(K_{NO_3})	5	(K_{NO_3} , η_{NO_3})	4	(K_{NO_3})	3	(η_{NO_3})	4	(η_{NO_3})
Validatie	ja		ja		Ja		ja			
Tijdsbesteding (d)			5		2 - 3		5 - 10		5	

Parameter	GTD		HDSR		HHR		USHN		WZE		ZHEW	
Calibratie	Ja		Ja		nvt		Ja		Ja		Ja, direct dynamisch	
Stappenplan*	Nee		Ja (z. Vertis)				Nee		Nee		Ja	
Controle hydraulische gegevens en influentkarakteristiek	4		1				1		1		1	
Slibproductie	1	(Y_H , b_H)	2	(X_S/X_I , Y_H)			1		3	(Y_H , μ_H)	2	(X_I , S_S)
Zuurstofinbreng	1	(α -factor)	3	(zuurstofprofiel)			2				3	α -factor
Nitrificatie	2	(Y_A)	3	(μ_A)			2		2	(Y_A , μ_A)	3	(Y_A , b_A , K_{O_2})
Denitrificatie	nvt								nvt		4	(η_{NO_3} , b_H , Y_H)
Validatie	nvt		nvt		nvt		Nvt		nvt		nvt	
Tijdsbesteding (d)	2		5		nvt		3		3 - 4		3 - 4	

Parameter	TU Delft		TU Eindhoven	
Calibratie	Ja (eerst statisch dan dynamisch)		Ja	
Stappenplan*	Ja		Nee, parameterschatter	
Controle hydraulische gegevens en influentkarakteristiek	1			
Zuurstofinbreng	1 (zuurstofprofiel)		zuurstofprofiel	
Slibproductie	2 (k_{BZV})			
Nitrificatie	3 (K_{O_2})			
Denitrificatie	4 (η_{NO_3})			
Validatie	procesinterne parameters of batch test met slib of een andere periode		Ja	
Tijdsbesteding (d)			5 - 10	

- = de volgorde (prioriteit) van een stappenplan wordt aangegeven met cijfers van 1 t/m 5

Van de gebruikers zijn er twee organisaties die een parameterschatter toepassen. De overige gebruikers blijken de calibratie in fasen uit te voeren, waarbij een stappenplan wordt aangehouden.

2.4.1 Parameterschatter

Indien een parameterschatter wordt toegepast worden tijdens de calibratie enkele kinetische parameters geselecteerd (maximaal 5) die willekeurig, binnen vastgestelde marges, gevarieerd worden. De TUE gebruikt een parameterschatter waaraan een selectie van parameters vooraf gaat. De parameters (3 – 5) die door de parameterschatter worden gebruikt mogen namelijk geen interactie met elkaar hebben. Het programma kiest die waarden voor de parameters waarbij de berekende effluentconcentraties het beste met de gemeten waarde overeenkomen.

2.4.2 Stappenplan

Indien de calibratie wordt uitgevoerd met behulp van een stappenplan wordt meestal als eerste de slibproductie gecalibreerd. Hiervoor wordt in de meeste gevallen de k_{BZV} -waarde van het influent aangepast. Een verandering van de snelheidsconstante k_{BZV} betekent dat de fractie langzaam afbreekbare organische stof (X_s) in het influent verandert. In paragraaf 2.2.1 is al aangegeven dat de bepaling van de k_{BZV} onnauwkeurig is. De bepaling kan wel een indicatie geven binnen welk bereik de k_{BZV} gevarieerd kan worden. Meestal wordt de fractie X_s in combinatie met de fractie inert onopgeloste organische stof (X_i) gevarieerd, waarbij de som van X_s en X_i constant blijft. Indien de gesimuleerde slibproductie dan nog niet voldoende overeenkomt met de werkelijke slibproductie worden door enkele SIMBA-gebruikers de opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen (Y_H) en/of de afstervingsnelheid van heterotrofen (b_H) binnen vastgestelde grenzen gevarieerd.

Als tweede stap wordt het nitrificatieproces gecalibreerd. Hiervoor worden in de meeste gevallen de verzadigingscoëfficiënt (affiniteitsconstante) voor zuurstof en ammonium (K_{O_2} en K_{NH_4}) gevarieerd. Enkele ondervraagde SIMBA-gebruikers variëren gedurende deze stap ook het zuurstofprofiel (setpoints) om de werkelijke zuurstofinbreng te simuleren.

Na calibratie van de nitrificatie wordt het denitrificatieproces gecalibreerd door de gesimuleerde nitraatconcentratie in het effluent in overeenstemming te brengen met de werkelijke nitraatconcentratie. Hiervoor wordt meestal de waarde η_{NO_3} aangepast. η_{NO_3} is de reductiefactor voor de hydrolyse van X_s onder anoxische omstandigheden ten opzichte van aërobe omstandigheden.

Bij het opstellen van het model ASM1 werd aangenomen dat de hydrolyse van X_s onder anoxische omstandigheden moest worden gereduceerd tot een factor 0,4 ten opzichte van aërobe omstandigheden. Deze aanname is waarschijnlijk niet terecht. De hydrolyse vindt plaats in aanwezigheid van exo-enzymen. De omzettingssnelheden van enzymen is onafhankelijk van de aan- of afwezigheid van zuurstof, zodat een hogere waarde van de reductiefactor waarschijnlijker

lijkt. De standaardwaarde (0,4) wordt daarom vaak verhoogd tot een waarde tussen 0,6 en 1.

De ervaring van de meeste ondervraagde SIMBA-gebruikers bij calibratie is dat indien de influentkarakterisering en de hydraulische gegevens betrouwbaar zijn vastgesteld, de waarden in het biokinetische model geen of een minimale aanpassing behoeven.

2.4.3 Validatie

Validaties worden vooral door de ondervraagde adviesbureaus en universiteiten uitgevoerd. Er worden drie procedures gevolgd:

- enkele adviesbureaus valideren het model met gegevens uit het tweede gedeelte van een intensieve meetcampagne die niet voor de calibratie zijn gebruikt;
- andere adviesbureaus voeren een validatie uit met gegevens uit een andere periode (bijvoorbeeld bij een andere temperatuur) ten opzichte van de gegevens die voor de calibratie zijn gebruikt;
- Brdjanovic (Brdjanovic 1998, STOWA 1999-08) maakte voor de validatie van een model gebruik van batch-experimenten die waren uitgevoerd met slib van de gemodelleerde rwzi.

3 KNELPUNTANALYSE

In dit hoofdstuk worden de knelpunten behandeld zoals die tijdens de inventarisatie van de bestaande protocolstructuren naar voren zijn gekomen. Oplossingen voor deze knelpunten worden aangedragen en zullen deel uitmaken van het SIMBA-protocol.

3.1 Influentkarakterisering

Knelpunt: bepaling k_{BZV}

De influentkarakterisering wordt door alle ondervraagde SIMBA-gebruikers volgens de STOWA-richtlijn uitgevoerd. Het probleem bij de influentkarakterisering is de bepaling van k_{BZV} . In de praktijk blijkt de waarde voor k_{BZV} voor één type afvalwater aan grote variaties onderhevig te zijn. De waarde van k_{BZV} bepaalt de X_s - en X_i -concentratie in het influent. De waarden van de X_s - en X_i -concentratie in het influent hebben een grote invloed op de slibproductie in het model.

Oplissing:

De bepaling van de parameter k_{BZV} kan verbeterd worden door het BZV op meerdere dagen te bepalen dan tot nu toe gebruikelijk is. Voor het verkrijgen van een goede k_{BZV} -waarde dient het BZV op dag 1,2,3,4,5,7 en 10 te worden bepaald (STOWA, 1999-13 en Roeleveld en Kruit (1998)). In het protocol wordt voorgesteld om de parameter k_{BZV} als calibratieparameter te gebruiken. Indien de k_{BZV} bepaald is kan deze waarde als richtwaarde gelden tijdens de calibratie. Indien er geen waarden voor k_{BZV} bekend zijn kunnen de volgende grenswaarden worden gehanteerd: 0,15 – 0,6 (startwaarde 0,25). Een onderverdeling in ruw en voorbezonden afvalwater is voorsnog niet mogelijk. Hier wordt nogmaals opgemerkt dat het meten van de k_{BZV} de voorkeur heeft.

Knelpunt: Meetfrequentie en meetduur

Tijdens de interviews bleek dat er bij het uitvoeren van een karakterisering van verschillende stromen nogal wat verschil bestond ten aanzien van de meetfrequenties en de meetduur.

Oplissing:

Het blijkt dat voor een representatieve influentkarakterisering het bemonsteren van 24-uurs mengmonsters (debietproportioneel) voldoende is. Indien RWA-condities of de invloed van met name een discontinue slibverwerking gemodelleerd dienen te worden is het noodzakelijk om de meetfrequentie te verhogen (bijvoorbeeld 2-uurs of 4-uurs mengmonsters). Een piekbelasting kan namelijk een grote invloed hebben op de effluentkwaliteit. In het protocol wordt geadviseerd om van grof naar fijn te werken. Na het uitvoeren van een eerste simulatie met een goed procesmodel en reeds bekende influentgegevens, kan inzichtelijk worden gemaakt voor welke componenten in het influent een intensievere karakterisering noodzakelijk is. Voor een juiste beschrijving van de N-verwijdering blijkt het doorgaans noodzakelijk de ammonium- en nitraatconcentratie in het effluent of afloop beluchtingsruimte voldoende frequent te bemonsteren (2-uurs mengmonsters).

Het nodig geachte aantal meetcampagnes en de meetduur voor de influentkarakterisering blijkt bij de waterbeheerders over het algemeen lager te zijn dan gewenst door de adviesbureaus. Het aantal meetcampagnes en de meetduur is afhankelijk van de vraagstelling en de nauwkeurigheid van de resultaten die worden nagestreefd. Voor een systeemkeuzestudie wordt een meetduur van 1 tot 3 dagen voorgesteld terwijl voor een optimalisatie studie of het ontwikkelen van regelstrategieën een meetduur van respectievelijk 3 – 7 en 7 dagen wordt voorgesteld. In afhankelijkheid van de garantiestelling en de te vergelijken effecten kan zelfs worden overwogen om per seizoen een meetcampagne uit te voeren. De samenstelling van het afvalwater blijkt namelijk in veel gevallen per seizoen significant te variëren (Versteeg, 1998).

3.2 Opbouw simulatiemodel

Knelpunt: achterhalen detailinformatie

Het achterhalen van detailinformatie over de procesconfiguratie en hydraulische gegevens blijkt in de praktijk veel tijd te kosten. Dit wordt met name door de waterbeheerders onderschat.

Oplossing:

Met betrekking tot dit aspect wordt geadviseerd te werken van grof naar fijn. Een uitgebreid bezoek aan de betreffende rwzi kan zeer effectief zijn. In veel gevallen blijkt namelijk dat er kleine veranderingen in de procesconfiguratie ten opzichte van het ontwerp hebben plaatsgevonden, die alleen bij de bedrijfsvoerder van de rwzi bekend zijn. Door een bezoek aan de rwzi wordt bovendien een gevoel voor de werking van de rwzi verkregen.

Knelpunt: bepaling aantal compartimenten

De bepaling van het aantal compartimenten in het model en het omgaan met onvolledige menging blijkt niet altijd eenduidig te zijn.

Oplossing 1:

Indien een rwzi sterk gecompartmenteerd is, wordt aanbevolen deze compartimentering ook in het model toe te passen. Een verdeling van de voordennitrificatieruimte in twee tot drie compartimenten blijkt doorgaans voldoende. Wanneer er geen fysieke compartimentering aanwezig is (bijvoorbeeld omloopsystemen), zal moeten worden bepaald welk deel aëroob en welk deel anoxisch is. Deze verdeling kan met behulp van een zuurstofprofiel worden bepaald. Hierbij dient opgemerkt te worden dat er naast een zuurstofprofiel over de lengte ook, afhankelijk van het beluchtingssysteem en de mengvoorzieningen, een zuurstofprofiel over de diepte kan ontstaan. Een zuurstofprofiel over de diepte duidt op een onvolledige menging. Door het aantal compartimenten in het model te verhogen en parallel te schakelen kan hiermee rekening worden gehouden. Het aantal compartimenten voor het modelleren van een omloopsysteem bedraagt 10-15.

Oplossing 2:

Voor een onvolledige menging kan ook tijdens de calibratie worden gecorrigeerd door de zuurstofverzadigingscoëfficiënt (K_{O_2}) aan te passen. Deze aanpassing

blijkt in de praktijk vooral noodzakelijk wanneer vierkante bakken met een complexe menging moeten worden gemodelleerd of als de slibvlokken erg groot zijn. In het laatste geval blijken er dan binnenin de vlok anoxische in plaats van aërobe omstandigheden te heersen. Naast K_{O_A} kan ook K_{O_H} worden gevarieerd om voor de grootte van de slibvlokken te corrigeren. In de praktijk blijkt namelijk dat in het aërobe gedeelte van de rwzi anoxische condities kunnen voorkomen binnenin de slibvlok.

Knelpunt: modelleren van regelaars

Voor het modelleren van complexe (multivariabele) regelaars is zeer specifieke kennis van MATLAB[®] vereist. De SIMBA-gebruikers vragen zich af of het gedrag van de gemodelleerde regelaar altijd met de praktijksituatie overeen moet komen.

Oplossing:

In het algemeen kan gesteld worden dat een regelaar zo gemodelleerd dient te worden, dat het gemodelleerde effect van de regelaar overeenkomt met de praktijk. Het advies luidt om de in te zetten regelaars zo simpel mogelijk te houden. Alleen als het effect van verschillende regelaars moet worden onderzocht, is het noodzakelijk dat het gedrag van de gemodelleerde regelaar overeenkomt met de praktijksituatie. De expertise van een meet- en regeltechnicus is hierbij onontbeerlijk.

3.3 **Calibratie en validatie**

Knelpunt: keuze te veranderen parameters

Er blijkt geen eenduidigheid te bestaan met betrekking tot de keuze van kinetische en stoichiometrische parameters die tijdens de calibratie van de verschillende processen kunnen worden gewijzigd.

Oplossing

In het protocol wordt geadviseerd om gedurende de calibratie een stappenplan te volgen, waarbij wordt geadviseerd de volgende volgorde aan te houden:

1. slibproductie;
2. nitrificatie;
3. denitrificatie.

Hierna kan op interne concentraties worden gecalibreerd. In hoofdstuk 4 is de voorgestelde calibratiemethode gedetailleerd weergegeven. Hierbij zijn ook de parameters aangegeven die eventueel gevarieerd kunnen worden.

Knelpunt: inzet automatische parameterschatter

Voor de calibratie kan naast het stappenplan ook een automatische parameterschatter worden ingezet. Het is de SIMBA-gebruiker tot op heden niet duidelijk welke methode het beste resultaat oplevert.

Oplossing:

In het protocol wordt geadviseerd om een calibratie volgens het stappenplan uit te voeren. Het voordeel om een calibratie volgens het stappenplan uit te voeren is dat steeds slechts één parameter wordt gevarieerd. Op deze manier is het effect van een variatie in de betreffende parameter nauwkeurig vast te stellen. Bij de inzet van een parameterschatter is dit niet mogelijk, omdat de parameters gelijktijdig worden gevarieerd. De inzet van een parameterschatter wordt pas mogelijk indien de SIMBA-gebruiker veel ervaring heeft met de calibratiemethode.

Knelpunt: verkorten tijdsduur calibratie

Er bestaat onduidelijkheid over het verkorten van de tijdsduur van de calibratie door vóór de calibratieprocedure meer aandacht te schenken aan het procesmodel (verificatie hydraulische gegevens).

Oplossing:

Uit een inventarisatie van de tot nu toe opgedane ervaringen kan geconcludeerd worden dat de duur van de calibratieprocedure aanzienlijk gereduceerd kan worden indien het procesmodel nauwkeurig is opgezet en gegevens goed zijn geverifieerd. Het blijkt in de praktijk, indien het procesmodel goed is opgebouwd, dat nauwelijks een bijstelling van de standaardwaarden van de parameters noodzakelijk is. Dit duidt erop dat de N-verwijdering goed kan worden beschreven met het ASM1.

Knelpunt: Gegevens voor validatie

Er blijken voor de validatie van een model twee soorten gegevens te worden gebruikt. Enkele SIMBA-gebruikers gebruiken voor de calibratie het eerste gedeelte en voor de validatie de gegevens van het tweede gedeelte van een aaneengesloten meetperiode. Andere SIMBA-gebruikers gebruiken de gegevens uit een andere periode dan waarmee het model is gecalibreerd voor de validatie (bijv. calibratie met gegevens winterperiode en validatie met gegevens van de zomerperiode).

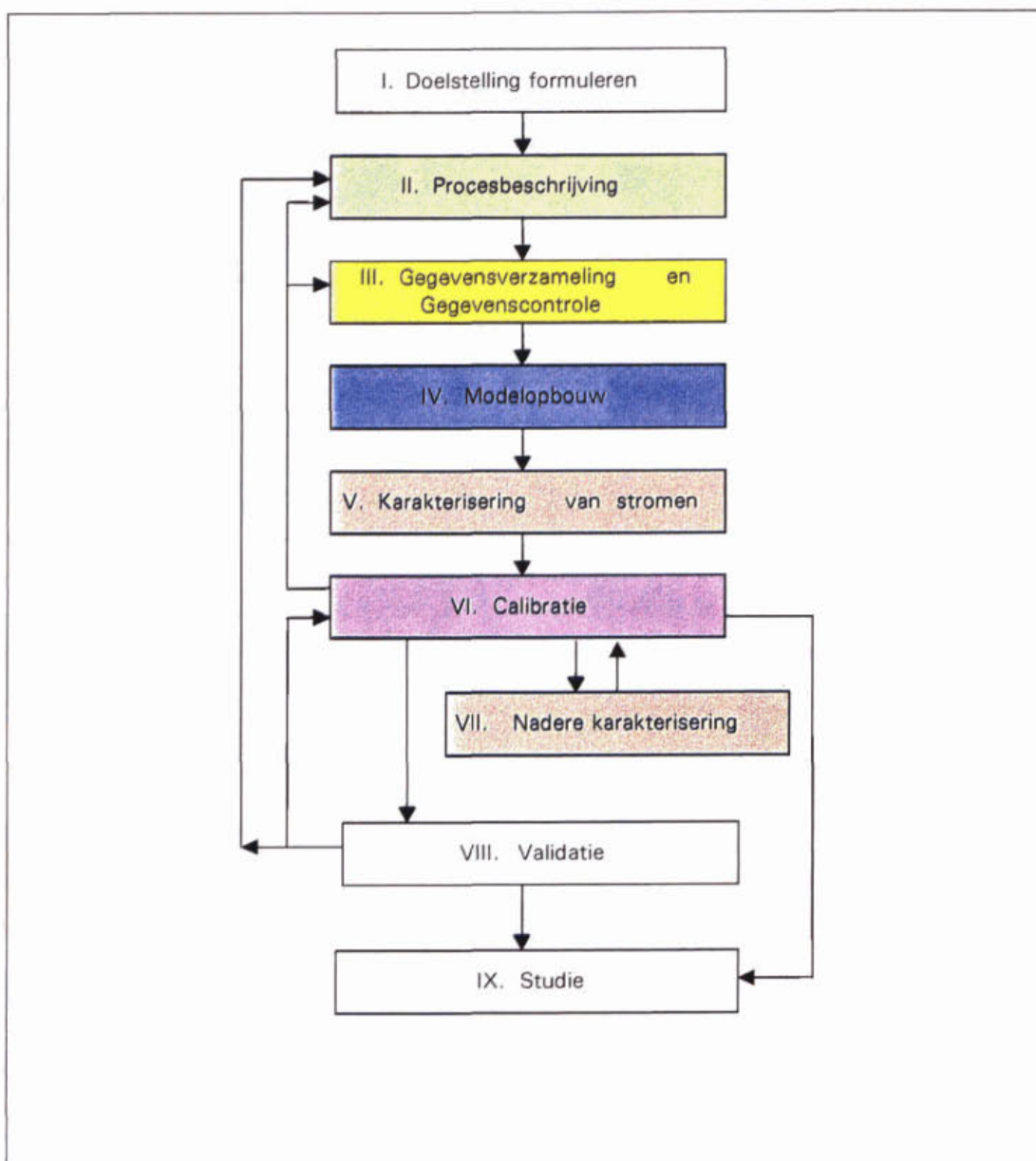
Oplossing:

In het protocol wordt voorgesteld om de validatie uit te voeren met gegevens uit een andere periode ten opzichte van de gegevens die voor de calibratie zijn gebruikt.

4 SIMBA-PROTOCOL

4.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt de protocolstructuur beschreven. Het protocol is op basis van de resultaten van de inventarisatie van de bestaande protocolstructuren (hoofdstuk 2) opgesteld. De oplossingen van de knelpunten, zoals beschreven in hoofdstuk 3, zijn in het protocol opgenomen. Figuur 1 geeft de hoofdstructuur van het protocol weer en in bijlage 2 is de totale protocolstructuur schematisch weergegeven. De detaillering van de protocolstructuur wordt per onderdeel in de volgende paragrafen uitgewerkt.



Figuur 1: Schematische weergave van het SIMBA-protocol

4.2 Doelstelling formuleren

De protocolstructuur is afhankelijk van de doelstelling van de modelstudie. Een modelstudie kan om verschillende redenen worden uitgevoerd:

- systeemkeuze tijdens voorontwerp;
- optimalisatiestudie;
- ontwikkeling van regelstrategieën.

De mate van detaillering van het model en de meetfrequenties van zowel influent als andere relevante stromen zal voor bovengenoemde soorten modelstudies van boven naar beneden belangrijker worden.

Indien een modelstudie met betrekking tot een systeemkeuze wordt uitgevoerd zal de meetfrequentie voor de influentkarakterisering lager zijn dan in het geval de modelstudie voor optimalisatiedoelinden wordt uitgevoerd. In het geval van een systeemkeuze kan in de meeste gevallen worden teruggegrepen op historische gegevens daar het om een vergelijking gaat van verschillende procesconfiguraties in een nieuwe toekomstige situatie, zodat gewerkt moet worden met geprognosticeerde influentkarakteristieken. Met behulp van de historisch gegevens kunnen de verhoudingen tussen de verschillende componenten worden vastgesteld. Indien de doelstelling van de modelstudie het ontwikkelen van regelstrategieën of optimalisatie van bijvoorbeeld de bedrijfsvoering is, dan zal vaak een intensieve influentkarakterisering noodzakelijk zijn, daar deze gegevens *normaliter* niet voorhanden zijn.

4.3 Procesbeschrijving

Na de doelstelling dienen de grenzen te worden bepaald van het systeem dat wordt gemodelleerd. Vaak is het niet noodzakelijk de hele rwzi te modelleren. Alleen die onderdelen die binnen de te beschrijven dynamiek vallen zijn nuttig om in het model op te nemen. De structuur voor de procesbeschrijving is weergegeven in figuur 2.

Bij het definiëren van de procesonderdelen voor het model van de rwzi moet bepaald worden welke onderdelen een significante invloed hebben op het dynamische karakter van de te modelleren rwzi.

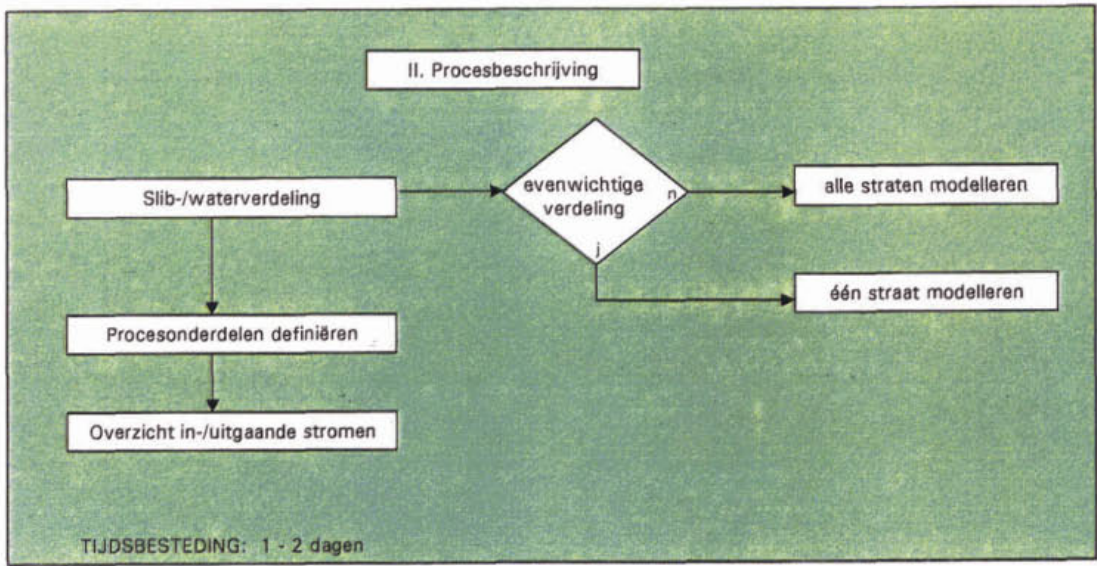
Als een installatie uit meerdere parallelle straten bestaat dient te worden opgelet dat de waterverdeelwerken en de retourslibverdelers het water en slib gelijk verdelen. In de praktijk gebeurt dit vaak niet en kleine afwijkingen kunnen behoorlijk doorwerken in de modeluitkomsten.

Indien kan worden uitgegaan van een evenwichtige slib/watervedeling kunnen alle parallelle straten op dezelfde wijze worden gemodelleerd. Er kan dan overwogen worden te doen alsof de rwzi bestaat uit één zuiveringsstraat of er kan worden besloten om slechts één van de parallelle straten te modelleren.

Als er geen sprake is van een evenwichtige slib/watervedeling zullen alle straten afzonderlijk gemodelleerd dienen te worden. Hierbij kan gebruik worden ge-

maakt van het SIMBA-blok "splitter". In dit blok kan een bepaalde verdeling van stromen worden gedefinieerd.

De variaties in de concentraties van de verschillende componenten dienen in de ordegrrootte van een uur nog goed te worden beschreven. De snellere processen zoals zuurstofoverdracht en chemische reacties kunnen daarom worden beschreven als evenwichtsprocessen. Zo kan voor de zuurstofoverdracht een eenvoudig stofoverdrachtsmodel worden gebruikt.



Figuur 2: Protocolstructuur bepaling procesbeschrijving

Voor processen die veel trager verlopen, zodat binnen een uur geen grote variaties zijn vast te stellen, kan worden aangenomen dat ze in een "bevroren toestand" zijn. In feite veranderen de concentraties nauwelijks ten opzichte van de variatie van de concentratie in de afloop van de verschillende procesonderdelen in het te modelleren systeem. Dit geldt bijvoorbeeld voor de slibgisting of een indikker, deze processen hoeven derhalve niet te worden gemodelleerd anders dan dat ze een extra afvalwaterstroom kunnen veroorzaken voor het zuiveringsproces. De concentratievariaties in deze afvalwaterstromen zijn zeer klein ten opzichte van de variaties in het influent. De debietvariaties van dergelijke stromen zijn belangrijker.

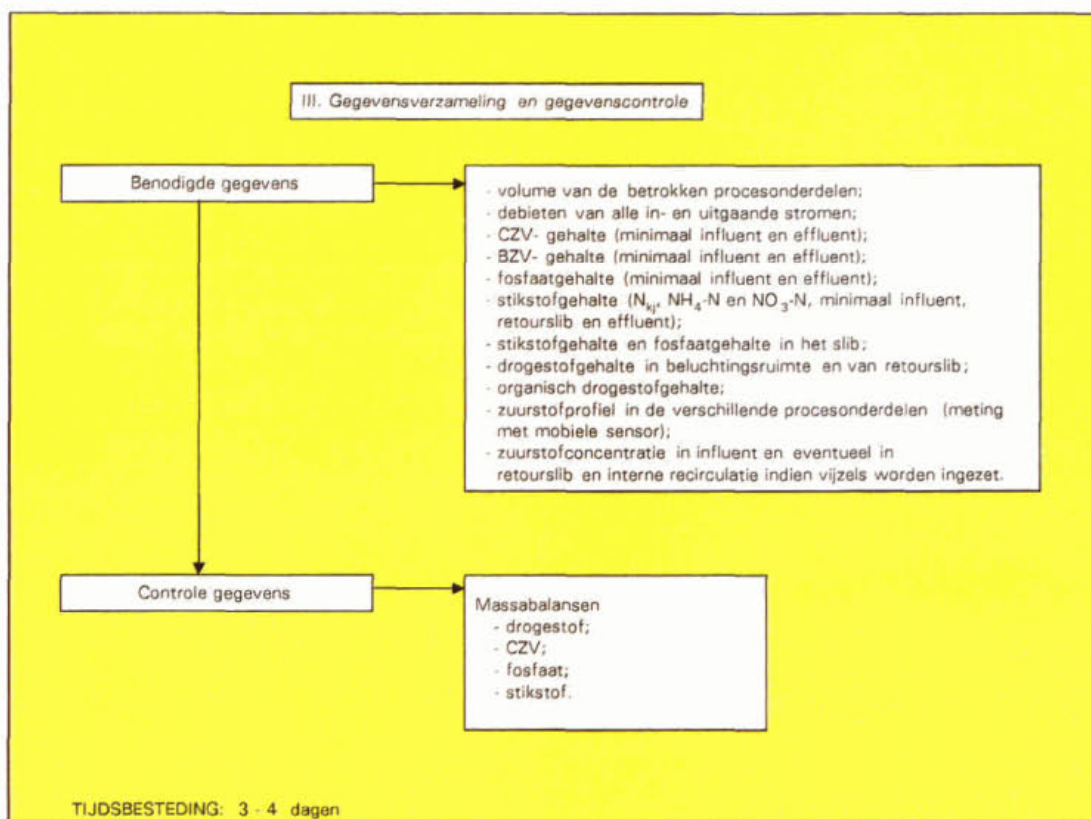
In de meeste gevallen is het alleen noodzakelijk om het actiefslibproces met de nabezinker te beschrijven. Alle stromen (bijvoorbeeld afloop indikkers, spuislib etc.) die het systeem in- of uitgaan dienen wel te worden vastgelegd. Wanneer een voorbezinktank aanwezig is en niet van belang is voor de modelstudie, kan de afloop van de voorbezinktank als influent worden gekarakteriseerd in plaats van het ruwe influent.

Wanneer biologische fosfaatverwijdering optreedt is het mogelijk om met behulp van ASM 1 de CZV- en N-omzetting te beschrijven. Hiertoe dient uiteraard de anaërobie tank te worden beschreven. In die tank wordt effectief geen CZV verwijderd (geen beluchting) anders dan door denitrificatie van nitraat afkomstig

uit de retourstroom. In de anaërobe reactor wordt snel afbreekbare organische stof (S_s) omgezet in een opslagproduct in de cellen van de fosfaat-accumulerende micro-organismen (PAO's). Dit kan worden beschreven als een omzetting van S_s in langzaam afbreekbare organische stof (X_s). Dit kan in SIM-BA worden verdisconteerd via een soort 'procesregelaar' waarin S_s dat de anaërobe reactor verlaat wordt omgezet in X_s . Indien dit niet gebeurt wordt de denitrificatiesnelheid verkeerd ingeschat.

4.4 Gegevensverzameling en gegevenscontrole

Voor alle stromen moet het debiet en de samenstelling worden vastgesteld. Dit geldt voor het influent, retourstromen, andere interne stromen, effluent en spuislib. Een probleem is dat het niet altijd mogelijk is de genoemde debieten goed te meten. In figuur 3 is schematisch weergegeven welke gegevens noodzakelijk zijn om te kunnen starten met de modelstudie. In figuur 3 is verder aangegeven hoe de aangeleverde gegevens gecontroleerd kunnen worden.



Figuur 3: Protocolstructuur gegevens verzamelen en controleren

Een foute inschatting van het spuidebiet leidt tot een foute voorspelling van het zuurstofverbruik en/of het denitrificatieproces. In een calibratieprocedure kunnen deze fouten worden 'weggecalibreerd' maar het resulterende model heeft geen waarde meer voor variantenstudies.

Het gemeten spuidebiet kan in sommige gevallen gecontroleerd worden door de hoeveelheid afgevoerd slib te bepalen. Indien er slibgisting of voorbezinking plaatsvindt is dit echter niet mogelijk. In dat geval kan een goede meting van het fosfaatgehalte van het slib en een fosfaatbalans behulpzaam zijn.

Met behulp van een fosfaatbalans kan het spuidebiet worden berekend, of kunnen de primaire procesgegevens worden gecontroleerd.

$$P_i = P_e + P_s \quad (1)$$

P_i = totale fosfaatvracht in het influent (kg P/d);
 P_e = totale fosfaatvracht in het effluent (kg P/d);
 P_s = totale fosfaatvracht in het spuislib (kg P/d).

$$P_s = Q_s * G_s * [P_s] \quad (2)$$

P_s = totale fosfaatvracht in het spuislib (kg P/d);
 G_s = drogestofgehalte spuislib (kg/m³);
 Q_s = spuislibdebiet (m³/d);
 $[P_s]$ = fosfaatconcentratie in het spuislib (kg P/kg ds).

Voor de stikstofbalans geldt:

$$N_i = N_e + N_s + N_d \quad (3)$$

N_i = totale stikstofvracht in het influent (kg/d);
 N_e = totale stikstofvracht in het effluent (kg/d);
 N_s = totale stikstofvracht in spuislib (kg/d);
 N_d = totaal gedenitrificeerde stikstofvracht (kg/d).

Voor de nitrificatie geldt:

$$N_{kji} = N_{kje} + N_s + N_n \quad (4)$$

N_{kji} = totale Kjeldahl-stikstofvracht in het influent (kg/d);
 N_{kje} = totale Kjeldahl-stikstofvracht in het effluent (kg/d);
 N_n = totaal genitrificeerde stikstofvracht (kg/d).

In de praktijk geldt dat N_i en N_{kji} vrijwel gelijk zijn.

De bepaling van de juiste hoeveelheid spuislib is extra van belang omdat het totale zuurstof- en nitraatverbruik in het proces direct is gekoppeld aan het spuislibdebiet:

$$\text{CZV}_i = \text{CZV}_e + \text{OUR} + (\text{Nd} * 2,86) + (\text{Q}_s * \text{G}_{s,\text{organisch}} * 1,42) - (4,56 * \text{N}_n) \quad (5)$$

- CZV_i = CZV-vracht in influent (kg O₂/d);
 CZV_e = CZV-vracht in effluent (kg O₂/d);
 OUR = gemeten zuurstofverbruik (kg O₂/d);
 2,86 = zuurstofreductie-equivalent (1 kg NO₃-N komt bij het denitrificatieproces overeen met 2,86 kg zuurstofequivalenten (kg O₂/kg NO₃-N);
 $\text{G}_{s,\text{organisch}}$ = organisch drogestofgehalte spuislib (kg o.d.s./m³);
 Q_s = spuislibdebiet (m³/d);
 1,42 = omrekeningsfactor om een hoeveelheid organische drogestof in CZV-equivalenten om te rekenen (kg CZV/kg o.d.s.);
 4,56 = omrekeningsfactor voor de berekening van het zuurstofverbruik bij de nitrificatie van 1 kg NH₄-N tot NO₃-N.

Vaak kan ook door een combinatie met een meting van slibgehaltenes worden geëvalueerd of de debietmetingen juist zijn. Zo geldt:

$$\text{G}_a = ((\text{Q}_{rs} * \text{G}_{rs}) + (\text{Q}_i * \text{G}_i)) / (\text{Q}_i + \text{Q}_{rs}) \quad (6)$$

- G_a = drogestofgehalte in een reactor (kg d.s./m³);
 Q_{rs} = retourslibdebiet (m³/d);
 G_{rs} = drogestofgehalte retourslib (kg d.s./m³);
 G_i = drogestofgehalte in het influent (kg d.s./m³);
 Q_i = influentdebiet (m³/d).

Alle termen uit bovenstaande vergelijking moeten afzonderlijk worden vastgesteld. Het gebruik van deze vergelijking om een onbekende uit te rekenen heeft als nadeel dat het niet zeker is of de procesgegevens kloppen. Voor diverse procesonderdelen waar stromen met een verschillend slibgehalte optreden (b.v. bezinkers, indickers, anaërobe tank in een UCT proces) kan op deze wijze worden gecontroleerd of de verzamelde gegevens kloppen.

Het is van belang dat de bepaling van het spuislibdebiet niet op basis van een meting van één dag gebeurt maar op basis van bijvoorbeeld een maandgemiddelde (de slibleeftijd ligt ook in die orde grootte).

4.5 Modelopbouw

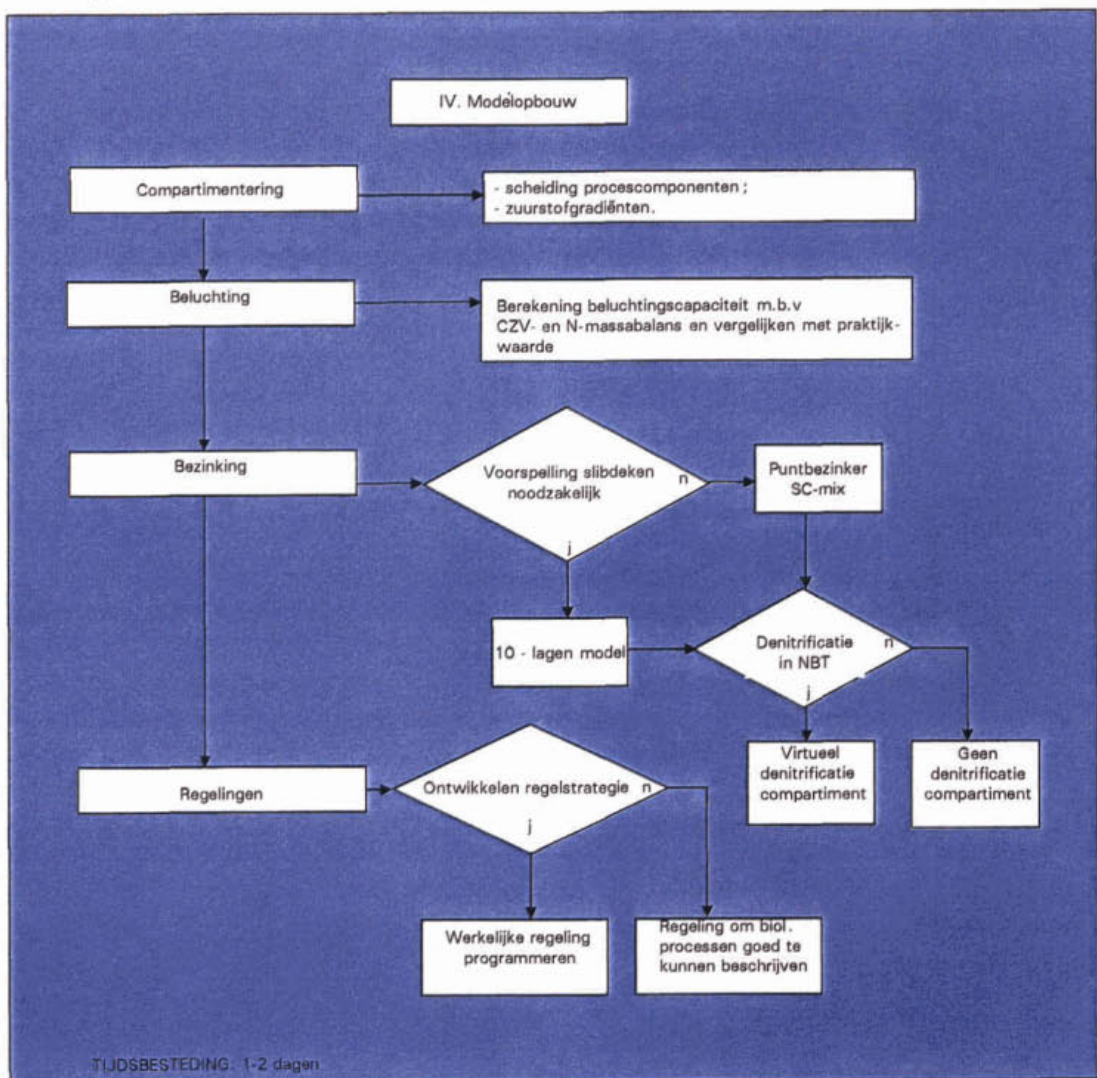
4.5.1 Algemeen

Op basis van een procesbeschouwing dient een overzicht te worden gemaakt van de verschillende te modelleren procesonderdelen. Dit zijn de anaërobe, anoxische en aërobe ruimtes, de bezinktank etc. De modelopbouw is een zeer belangrijke fase tijdens de modelstudie want zolang het procesmodel niet goed is opgesteld heeft een calibratie van het actiefslibmodel geen zin. Er kan worden gesteld (bij het gebruik van ASM1) dat wanneer er gedurende de calibratie

grote aanpassingen van modelparameters nodig zijn er een structurele fout in het procesmodel aanwezig is. Het verdient daarom aanbeveling om eerst het proces goed te beschrijven voordat wordt overgegaan tot een intensieve meetcampagne.

Een voordeel van het eerst opstellen van het model en het simuleren met constante concentraties (daggemiddelde) en variabele debieten is, dat dit kan helpen om de bemonstering voor een intensieve campagne te optimaliseren en daarmee geld te besparen (kortere meetduur, lagere meetfrequentie en minder parameters).

In figuur 4 wordt de opbouw van het procesmodel met de verschillende aandachtspunten schematisch weergegeven.



Figuur 4: Schematische weergave modelopbouw

4.5.2 Compartimentering

De stroming van het slibwatermengsel door de rwzi beïnvloedt het zuiveringsrendement en dient dus op een juiste manier te worden beschreven. Dit kan gebeuren door het proces te beschrijven als een combinatie van compleet gemengde reactoren met recirculatie en retourstromen. Een combinatie van kennis en gevoel ligt doorgaans aan de basis van een goede beschrijving van de compartimentering.

Een basisbeschrijving van het zuiveringsproces omvat de anaërobe, anoxische en aërobe ruimte als aparte compleet gemengde tanks, met onderlinge uitwisselstromen. Voor gecompartmenteerde installaties is dit eenvoudig: het procesmodel ziet eruit zoals het fysieke proces. Voor systemen zonder compartimenten, bijvoorbeeld omloopsystemen en systemen met oppervlaktebeluchting, is het nodig te evalueren welk deel van het volume aëroob is en welk deel anoxisch. Dit kan via een gemeten zuurstofprofiel worden bepaald. Hierbij dient te worden opgelet dat er zowel zuurstofgradiënten in de lengte als in de diepte kunnen optreden (met name bij oppervlaktebeluchting). Een zuurstofprofiel over de diepte duidt op een onvolledige menging. Hiermee kan rekening worden gehouden door het aantal compartimenten te verhogen en parallel te schakelen.

Het is echter ook mogelijk om tijdens de calibratie de zuurstofverzadigingscoëfficiënt K_{O_2} of de nitraatverzadigingscoëfficiënt (K_{NO_3}) aan te passen. Voor een onderscheid tussen anoxische en anaërobe compartimenten kan een redoxmeting worden ingezet. Aanbevolen wordt het model te calibreren door bovengenoemde verzadigingscoëfficiënten te variëren. Indien dit niet mogelijk blijkt kan het aantal compartimenten worden uitgebreid.

Nadat het aërobe, anaërobe en anoxische volume zijn vastgesteld dient te worden geëvalueerd of deze als een propstroom of als één compleet gemengd compartiment kunnen worden beschreven. Er geldt dat indien een nulde-orde proces beschreven wordt (concentratie heeft geen invloed op de processnelheid) kan worden volstaan met één gemengd compartiment. Een biologische reactie kan als nulde-orde reactie worden verondersteld indien de werkelijke concentratie 1,5 - 2 keer hoger ligt dan de verzadigingscoëfficiënt (K_s) van de betreffende component. Hierbij dient in de praktijk te worden gelet op de ammonium-, nitraat- en zuurstofconcentratie.

Hoeveel reactoren nodig zijn, is ook afhankelijk van het doel van de modelstudie. Indien het doel van de studie is om de kwaliteit van het effluent te simuleren blijkt dat drie reactoren in serie voldoende zijn. Indien procesregelingen gesimuleerd dienen te worden is het aantal reactoren erg afhankelijk van de positie van de sensoren. De variatie van bijvoorbeeld de zuurstofconcentratie op de positie van de sensor dient dan betrouwbaar met behulp van het model te worden gesimuleerd.

Uitgaande van bovenstaande benadering bestaat een omloopsysteem onder normale omstandigheden uit 10 - 15 compartimenten. Een compartimentering van de voordennitrificatieruimte in 1 - 3 compartimenten blijkt in de meeste gevallen voldoende.

De modelblokken die gebruikt worden voor de opbouw van de beluchtingstank bevatten een hydraulisch model. In dit model zit een coëfficiënt ("Ablaufcoëfficiënt") die standaard gesteld is op een waarde van 200.000. Ieder modelblok (bijv. I_nitrim.m, I_denim.m en I_anaem2.m) wordt gemodelleerd als een compartiment waarvan de uitstroming over een drempel plaatsvindt. Indien er grote recirculatiestromen worden toegepast (bijvoorbeeld bij het beschrijven van een omloopsysteem) leidt dit tot hoge overstorthoogtes waardoor de totale inhoud van het procesvolume kunstmatig wordt verhoogd. Door de bovengenoemde coëfficiënt in de betreffende modelblokken te verhogen tot 2.000.000 kunnen deze problemen worden vermeden.

4.5.3 Beluchting

De beluchting dient direct goed te worden geïmplementeerd op basis van een luchtinbrengcapaciteit en de bijbehorende procesregeling. De zuurstofinbrengcapaciteit dient daarvoor bekend te zijn. Indien de zuurstofinbrengcapaciteit niet goed of onnauwkeurig bekend is moet dit uit de bedrijfsgegevens worden afgeleid. Het zuurstofverbruik kan met behulp van een N- en CZV-balans over de installatie worden berekend (vergelijking 3 - 5).

Door de gedenitrificeerde hoeveelheid nitraat uit te rekenen (hiervoor moet het N-gehalte van het slib bekend zijn) kan het zuurstofverbruik worden berekend, dat via het denitrificatieproces wordt 'teruggewonnen' ($= N_d \cdot 2,86$). Het zuurstofverbruik voor de nitrificatie kan worden berekend indien de vracht te nitrificeren stikstof (N_n) bekend is. Met behulp van vergelijking 5 kan dan het zuurstofverbruik worden berekend.

Wanneer alleen de zuurstofconcentratie bekend is, kan er ook voor worden gekozen om een zuurstofsetpoint in te stellen om zo de bedoelde zuurstofconcentratie in het simulatiemodel te forceren. De zuurstofconcentratie in het model is dan gelijk aan de gemeten zuurstofconcentratie in de praktijk.

Behalve door de beluchting kan ook door het retourslib en influent (inzet van vijzels) zuurstofinbreng plaatsvinden. De zuurstofconcentratie in de betreffende stromen dient derhalve bij de karakterisering te worden bepaald. Indien er zuurstof aanwezig is in de betreffende stromen zal hier rekening mee moeten worden gehouden. Het niet goed beschrijven van de beluchting en zuurstofinbreng door bijvoorbeeld retourslibvijzels heeft gevolgen voor het denitrificatieproces en eventueel de biologische fosfaatverwijdering. Voor iedere milligram zuurstof die in de simulatie teveel wordt ingebracht kan het denitrificatieproces met 0,4 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ worden onderschat.

4.5.4 Bezinking

Voor het beschrijven van de nabezinker zijn diverse modellen beschikbaar. Een aantal is opgesteld om de hoogte van de slibdeken in de bezinker goed te voorspellen. Het model genereert ook een slibgehalte (organisch drogestof) in het effluent, dit berekende slibgehalte is echter zeer onbetrouwbaar. Het opnemen van een dynamisch bezinkmodel (bijvoorbeeld het Takacs model, Takacs, 1991) is alleen nodig indien de slibmassa in de bezinker een significant deel is van de totale slibmassa en de slibspiegel vaak in hoogte varieert. Ook wanneer de slibhuishouding en slibuitspoeling bij RWA van belang is, dient de bezinker dynamisch te worden gesimuleerd. Hiervoor is een aparte calibratie van het bezinkproces noodzakelijk, deze calibratie wordt echter in deze rapportage niet verder toegelicht.

In alle andere gevallen is het voldoende om de nabezinker als een puntbezinker (blok SC-mix) te simuleren. In het protocol is voor de beschrijving van de nabezinker het blok SC-mix als uitgangspunt genomen. Bij het gebruik van het blok SC-mix dient de juiste concentratie organische drogestof in het effluent te worden opgegeven in het model. Indien dit niet gebeurt, wordt de slibproductie en daarmee de denitrificatiecapaciteit waarschijnlijk fout voorspeld. Als voorbeeld: 300 mg CZV in het influent genereert ongeveer 100 mg organisch drogestof. Als er 10 mg organische drogestof in het effluent zit, beïnvloedt dit de voorspelde slibleeftijd al met 10%.

Daarnaast vinden er in de nabezinker biologische processen plaats (denitrificatieproces). Het modelleren van een nabezinker is op zich niet lastig wanneer er betrouwbare metingen aan effluent en retourslib uitgevoerd zijn. Het belangrijkste is dat de hoeveelheid slib in het totale systeem in werkelijkheid en in de simulatie ongeveer gelijk zijn.

Voor een juiste beschrijving dienen de processen in het slib in de nabezinktanks te worden gesimuleerd. Bij het gebruik van een puntbezinker kunnen daartoe één of meer virtuele compartimenten in het retourslib worden opgenomen. De beslissing of er een denitrificatiecompartiment in het retourslib moet worden opgenomen (figuur 4) hangt af van de zuurstof- en nitraatconcentratie in de afloop van de beluchtingsruimte ten opzicht van genoemde concentraties in het effluent. In het kader van het modelleren van biologische fosfaatverwijdering is dit aspect ook van belang.

Het totale volume moet ongeveer overeen komen met het volume van de slibdeken in de nabezinktank. Aanbevolen wordt om uit te gaan van twee compartimenten. In het eerste compartiment reageert de resterende zuurstof uit de beluchtingsruimte waarna er in het tweede compartiment denitrificatie kan plaatsvinden. Meting van het nitraat- en/of de zuurstofconcentratie in het retourslib kan worden gebruikt om het totale volume en de verhouding van de volumes van de twee tanks te calibreren. De som van het volume van de nabezinktank en het totale volume van de virtuele compartimenten moet overeenkomen met het werkelijke volume van de nabezinking.

4.5.5 Regelingen

Over het algemeen is het voldoende dat de regelaars zo gemodelleerd worden dat de dynamiek van de biologische processen in de rwzi juist wordt beschreven. Dit betekent dat de gemodelleerde effluentconcentraties overeen moeten komen met de werkelijke effluentconcentraties. De te modelleren regeling moet zo eenvoudig mogelijk worden gehouden.

Alleen als het effect van een regeling met een modelstudie wordt onderzocht is het noodzakelijk dat het gedrag van de gemodelleerde regeling overeenkomt met de praktijksituatie.

4.6 **Karakterisering van stromen**

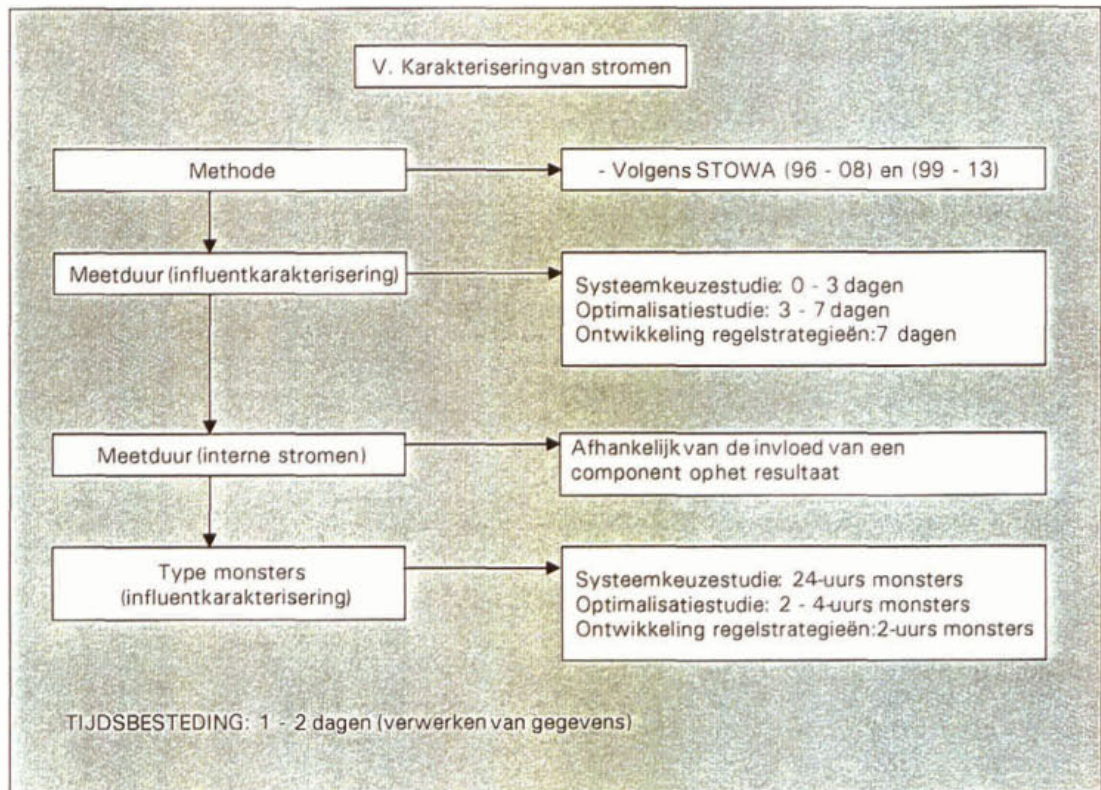
De stappen I tot en met IV kunnen worden uitgevoerd zonder dat er een intensieve meetcampagne heeft plaatsgevonden. In een volgende stap kunnen, door gebruik te maken van historische gegevens en/of enkele gerichte metingen, de belangrijkste stromen worden gekarakteriseerd. Tot deze stromen behoren onder andere: influent, effluent en slib in het proces. Metingen die eventueel uitgevoerd moeten worden zijn bijvoorbeeld zuurstofgradiënten, nitraatconcentratie in het effluent versus nitraatconcentratie in het retourslib en N- en P-gehalte van het slib. De gebruikte gegevens kunnen eventueel worden vergeleken met gegevens van andere rwzi's uit het beheersgebied. Uitgaande van deze karakterisering (daggemiddelden en variaties met betrekking tot debiet) kan vervolgens een eerste calibratie worden uitgevoerd (zie paragraaf 4.7). Voor bepaalde doelstellingen, bijvoorbeeld systeemkeuzestudies, kan het op deze manier karakteriseren van stromen (combinatie historische gegevens en enkele gerichte metingen) voldoende zijn.

Indien de modelstudie wordt gebruikt voor het ontwikkelen van regelstrategieën of voor optimalisatie van bijvoorbeeld de bedrijfsvoering kan deze eerste karakterisering ook nuttig zijn. Als namelijk een goed procesmodel is opgesteld en gebruikt wordt in een simulatie met een variabel influentdebiet wordt inzichtelijk op welke plaatsen in het proces de concentraties het meest variëren. Door op die plaatsen te bemonsteren kan vervolgens een effectieve calibratie plaatsvinden. Een bijkomend voordeel van deze aanpak is dat, omdat er gericht verschillende stromen met mogelijk een verschillende intensiteit bemonsterd worden, een aanzienlijk reductie van de analysekosten zal ontstaan. Uit de resultaten van de eerste modelberekeningen blijkt namelijk dat het niet noodzakelijk is alle componenten in de te bemonsteren stromen zeer nauwkeurig tijdsafhankelijk te meten. Voor het uitvoeren van een modelstudie ten behoeve van het ontwikkelen van regelstrategieën of voor optimalisatiedoelinden is het wel noodzakelijk dat het influent en effluent nauwkeurig worden bepaald.

Voor de influentkarakterisering wordt verwezen naar de methodiek zoals beschreven in STOWA (1996) en Roeleveld en Kruit (1998). Hierbij dient opgemerkt te worden dat tijdens een STOWA-onderzoek (STOWA 1999-13) is gebleken dat de bepaalde k_{BZV} in het algemeen groter is dan $0,23 \text{ d}^{-1}$. Voor het verkrijgen van een goede k_{BZV} waarde wordt daarom aanbevolen het BZV_5 te bepalen op dag 1, 2, 3, 4, 5, 7, 10. Indien de k_{BZV} bepaald is kan deze waarde

als richtwaarde gelden tijdens de calibratie. Indien er geen waarden voor k_{BZV} bekend zijn kunnen de volgende grenswaarden worden gehanteerd: 0,15 – 0,6 (startwaarde 0,25). Hierbij wordt opgemerkt dat het meten van de k_{BZV} de voorkeur heeft.

In figuur 5 zijn de aandachtspunten ten aanzien van de karakterisering van de verschillende stromen aangegeven. Het aantal dagen voor de meetduur moet als een richtwaarde worden gezien. In eerste instantie wordt aanbevolen uit te gaan van 24-uurs mengmonsters (debietproportioneel). Afhankelijk van de doelstelling (zie figuur 5) kan de meetfrequentie worden verhoogd.



Figuur 5: Schematische weergave van aandachtspunten met betrekking tot de karakterisering van stromen

4.7 Calibratie ASM1

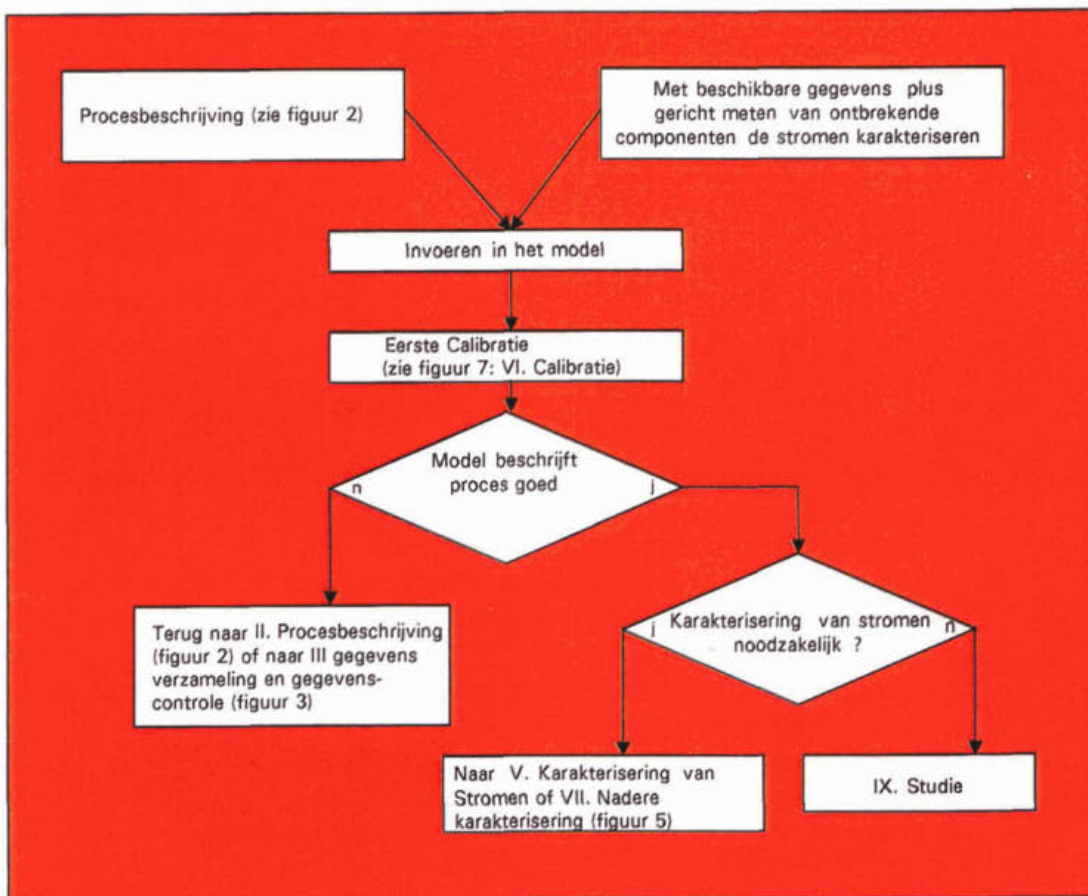
4.7.1 Algemeen

Indien de modelopbouw of de beschikbare gegevens niet goed blijken te zijn heeft een calibratie vaak geen zin; sterker nog, de ervaring heeft geleerd dat indien grote aanpassingen tijdens de calibratie nodig zijn dit vaak een gevolg is van een foute procesbeschrijving (bijvoorbeeld foute slibproductie, aanwezigheid van anoxische zones in de aërietank, beluchting van het retourslib in de vijzel etc.). In dit geval moeten de modelopbouw en de gebruikte gegevens herzien worden. Indien tijdens de fase van de modelopbouw geen bezoek gebracht

is aan de rwzi wordt aangeraden op dit punt van de studie de rwzi te bezoeken en een gesprek met de bedrijfsvoerder aan te gaan.

Indien uit de eerste modelberekeningen blijkt dat de procesbeschrijving goed is kan afhankelijk van de doelstelling van de studie (optimalisatiestudie of ontwikkeling regelstrategieën) overwogen worden om een extra karakterisering van verschillende relevante stromen uit te voeren. Hierbij kunnen kosten gespaard worden door met het gecalibreerde model gevoeligheidsanalyses uit te voeren, zodat wellicht het aantal te analyseren componenten en het aantal analyses gereduceerd kan worden. Een gevoeligheidsanalyse kan worden uitgevoerd door bepaalde invoergegevens van het model te variëren.

In bepaalde gevallen (systeemkeuzestudie) kan de nauwkeurigheid van het gecalibreerde model al voldoende zijn, zodat direct kan worden overgegaan tot de variantenstudie zonder dat een extra karakterisering van stromen en een uitgebreide calibratie en validatie hoeven te worden uitgevoerd. Bovengenoemde werkwijze is in figuur 6 schematisch weergegeven.



Figuur 6: Schematische weergave van de procedure met betrekking tot calibratie en karakterisering van stromen

In de Nederlandse situatie (vlak rioolstelsel met enkele uren verblijftijd en riolen die niet droogvallen) is het vaak mogelijk om alleen op basis van een variabel influentdebiet met constante influentconcentraties het model te calibreren. Eventueel kan daarna een fijnafstelling plaatsvinden op basis van de variatie in de concentratie (bijvoorbeeld tijdens regenval). Bij het calibreren kan het praktisch zijn om eerst de slibsamenstelling tot een constante samenstelling door te rekenen met een constant gemiddeld debiet. Met deze samenstelling kan daarna met een variabel debiet verder worden gesimuleerd. Deze procedure bespaart significant rekentijd.

Bij voorkeur moet een calibratie met gegevens onder wintercondities worden uitgevoerd, daar dit ten aanzien van de stikstofverwijdering de bepalende periode is. Verder dient een calibratie altijd te gebeuren binnen de nauwkeurigheid van de gemeten effluentconcentratie. Het heeft geen zin om het model tot op de laatstgemeten decimaal te calibreren, als de meeton nauwkeurigheid van de analyse 5 - 10% bedraagt. Uitgaande van de NEN-voorschriften kan de onnauwkeurigheid van de verschillende analyses met betrekking tot de effluentconcentraties worden bepaald.

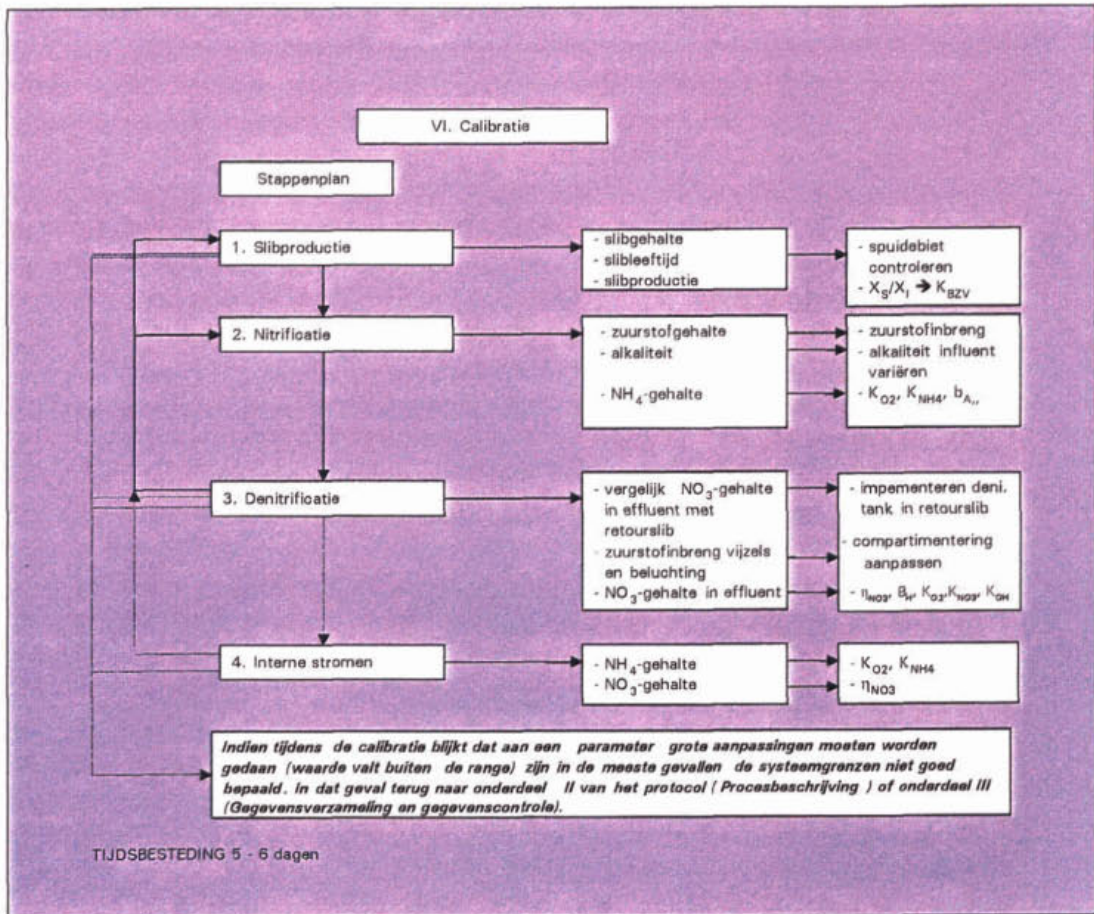
In tabel 4 wordt per analyse de afronding van de gemeten concentraties weergegeven.

Tabel 4: Afronding per analyse

Analyse	Concentratie bereik (mg/l)	Afronding op (mg/l)
CZV	0 - 100	1
BZV	10 - 20	0,1
NO ₃ -N	0,25 - 2,30	0,02
	> 2,30	0,25
NH ₄	0 - 1	0,01
	1 - 100	0,1
P _{tot}	0 - 1	0,01
	1 - 10	0,01

Uit tabel 4 kan worden geconcludeerd dat uitgaande van $N_{tot} = 10$ mg/l de fout circa +/- 0,35 mg/l kan bedragen (optellen afronding voor stikstofcomponenten). Voor P_{tot} in het effluent (1-2 mg P/l) mag de fout maximaal circa +/- 0,01 mg/l bedragen. Uiteindelijk wordt in het model de vracht bepaald, zodat de fout bij het bepalen van de debieten moet worden opgeteld bij de mogelijke meeton nauwkeurigheid van de analyse. Uitgaande dat voor N_{tot} de fout bij de aflezing van de debieten circa 2% bedraagt zou de totale fout 0,7 mg/l (7%) bedragen. In de praktijk blijkt de monsternamefout groter te zijn dan de meeton nauwkeurigheid van de analyse zodat een afwijking van N_{tot} en P_{tot} van circa 10% acceptabel is.

Voor het calibreren wordt het volgende stappenplan voorgesteld: (I) slibproductie, (II) ammoniumconcentratie in het effluent en (III) nitraatconcentratie in het effluent, (IV) op interne concentraties. Het calibratieproces is in figuur 7 schematisch weergegeven.



Figuur 7: Schematische weergave calibratieproces

4.7.2 Calibratie slibproductie

Voor de calibratie van de slibproductie kan het beste worden uitgegaan van het organisch drogestofgehalte. De calibratie van de slibproductie gaat fout indien:

- de spuislibvracht en/of het spuislibdebiet niet goed bekend zijn;
- het opgegeven organisch drogestofgehalte in het effluent niet betrouwbaar is;
- de slibmassa in de nabezinker niet goed wordt verdisconteerd in het model via een virtuele anoxische reactor in de retourslibstroom.

Voor de calibratie van het slibgehalte kunnen bepaalde modelparameters worden aangepast. De fractie X_i is één van de meest dominante parameters die de slibleeftijd bepalen; hoe hoger de slibleeftijd des te gevoeliger het model is voor deze fractie. Daarom kan deze fractie worden gebruikt voor de calibratie. Gedurende de calibratie worden de fracties X_i en X_s zo gevarieerd dat de som van beide componenten constant blijft. Voor de berekening van de fractie X_i moet de fractie X_s bekend zijn. Om de fractie X_s te kunnen berekenen moet de waarde van k_{BZV} bekend zijn, daarom wordt geadviseerd de k_{BZV} te meten. De gemeten waarde voor de k_{BZV} kan dan als startwaarde dienen tijdens de calibratie. Door de k_{BZV} van het influent binnen bepaalde grenzen te variëren, kan een cali-

bratie van de slibproductie worden uitgevoerd. Hierbij mag geen irreële waarde van de k_{SZV} worden gekozen. Indien het laatstgenoemde toch optreedt blijkt vaak dat de procesbeschrijving of de gebruikte gegevens niet correct zijn.

Het model rekent met CZV-balansen, waarbij het slib-CZV moet worden voorspeld. Er is een eenduidige relatie tussen organisch drogestofgehalte en het CZV ($CZV = G_{\text{organisch}} * 1,42$). Deze eenduidige relatie bestaat niet tussen CZV en het drogestofgehalte (G), omdat de anorganische fractie van verschillende slibsoorten kan variëren. De anorganische fractie is niet goed (of alleen met veel moeite) via het actief-slibmodel te voorspellen. Uit het voorspelde organisch drogestofgehalte en een gemeten asfractie kan het totale slibgehalte worden berekend.

Voor de calibratie wordt het spuidebiet in de spuislibregeling vastgelegd. Vervolgens worden de fracties X_i en X_s in het influent gevarieerd (calibratie k_{SZV}), waarbij de som van beide fracties gelijk blijft, totdat het slibgehalte, de slibleef-tijd of de slibproductie vergelijkbaar worden met de praktijkwaarden.

4.7.3 Calibratie ammoniumconcentratie in het effluent

Voor de calibratie van de N-verwijdering dient eerst het nitrificatieproces te worden beschreven. Als de slibproductie (inbouw van stikstof in het slib) goed is beschreven kan het nitrificatieproces worden gecalibreerd op de ammoniumconcentratie in het effluent.

Indien de ammoniumconcentratie in de simulatie te laag is verloopt het nitrificatieproces in werkelijkheid trager dan in de simulatie. Dit kan worden veroorzaakt door een te grote inschatting van het aëroob volume (een deel van de aëratieruimte is feitelijk anoxisch). Dit kan met behulp van een zuurstofmeting op diverse plaatsen in de reactor worden geverifieerd (zie figuur 3).

De ammoniumconcentratie in het effluent kan door een aanpassing van de verzadigingscoëfficiënt voor zuurstof of ammonium worden gecalibreerd. Indien de ammoniumconcentratie in het effluent te hoog is ($> > 2 * K_{NH_4}$) dan kan de zuurstofverzadigingscoëfficiënt (K_{O_2}) of de afstervingsnelheid voor autotrofen (b_A) worden gevarieerd (zie voor de standaardwaarden van de verschillende parameters tabel 5 in bijlage 1). Als de ammoniumconcentratie in het effluent echter vergelijkbaar is met circa $2x K_{NH_4}$, is een verdere compartimentering wellicht een betere maatregel. Door een verdere compartimentering zal de NH_4 -omzettingssnelheid vergroot worden, zodat de ammoniumconcentratie in het effluent wordt verlaagd.

Indien een grote aanpassing van modelparameters voor de calibratie van de ammoniumconcentratie in het effluent nodig is, blijkt in de meeste gevallen een fout procesmodel daarvan de oorzaak te zijn. In dat geval moet de procesbeschrijving of de gebruikte gegevens herzien worden (terug naar II of III in de protocolstructuur).

4.7.4 Calibratie nitraatconcentratie in het effluent

Indien de ammoniumconcentratie in het effluent en de slibproductie goed zijn voorspeld komt een afwijking van de nitraatconcentratie in het effluent door een onjuiste beschrijving van het denitrificatieproces. Dit kan bijvoorbeeld worden veroorzaakt door conversie in de bezinker; daartoe dient de nitraatconcentratie in de afloop van de aërobe tank met het effluentgehalte en het retourslibgehalte te worden vergeleken. Zonodig moet de procesmodellering van de bezinker worden aangepast (zie paragraaf 4.5.4).

Indien de nitraatconcentratie niet goed is kan de reductiefactor voor de hydrolyse onder anoxische condities worden aangepast (η_{NO_3}) tot een waarde tussen 0,6 en 1. Een invloed van η_{NO_3} is afhankelijk van de X_s - en de nitraatconcentratie in het influent. Als de X_s - en de nitraatconcentratie laag zijn zal een variatie van η_{NO_3} weinig invloed hebben. Een verdere compartimentering heeft dan meer effect. Als de concentratie X_s hoog is, heeft een variatie van η_{NO_3} wel effect. Indien de concentratie X_s laag is, zal voor de calibratie de afstervingsnelheid (b_H) gevarieerd moeten worden. In het geval dat het denitrificatieproces hoofdzakelijk door *simultane denitrificatie* wordt beschreven (omloopsystemen) kan het denitrificatieproces alleen door een variatie van de verzadigingscoëfficiënten (K_{NO_3} , K_{O_2} en K_{OH}) worden gecalibreerd.

Tenslotte moet er een controle plaatsvinden met betrekking tot de omzetting in het virtuele denitrificatiecompartiment. De nitraatomzetting in dit virtuele compartiment moet ervoor zorgen dat de nitraatconcentratie van de afloop beluchtingsruimte en de nitraatconcentratie in het retourslib overeenkomen met de realiteit.

Na deze calibratiestap dient beoordeeld te worden of het slibgehalte en de ammoniumconcentratie in het effluent nog goed worden voorspeld. Zeker als de hydrolysesnelheid is aangepast kunnen deze parameters veranderen. Indien bovengenoemde concentraties niet goed worden voorspeld moet het stappenplan opnieuw worden uitgevoerd.

4.7.5 Calibratie procesinterne concentraties

Indien er concentratiemetingen voorhanden zijn van de ammonium- of nitraatconcentraties in de slibretour, eind anoxische of anaërobe fase kunnen deze worden aangewend voor een verdere calibratie. Als deze gegevens niet voorhanden zijn kan een nadere karakterisering worden uitgevoerd. Het tot dan toe gecalibreerde model kan door het variëren van bijv. influentconcentraties behulpzaam zijn bij het bepalen van de componenten in relevante stromen die met een bepaalde intensiteit (zie figuur 6) nader gekarakteriseerd zouden moeten worden (bijv. interne stroom of recirculatiestromen). De resultaten van deze nadere karakterisering kunnen vervolgens worden gebruikt om het model nader te calibreren. Indien er afwijkingen optreden, moet steeds worden beoordeeld welk onderdeel van het proces hier het meest invloed op heeft, waarna de betrokken parameter kan worden aangepast.

Deze strategie kan met name zeer goed werken in propstroom en duidelijk gecompartmenteerde processen. Voordat modelparameters worden aangepast is het verstandig om eerst te evalueren of een aanpassing in de beschrijving van de compartimentering (aantal compartimenten) van de zuivering ten opzichte van de werkelijkheid tot vergelijkbare effluentgehalten leidt.

Na deze calibratie dient opnieuw te worden bekeken of de effluent- en slibconcentraties nog steeds goed worden voorspeld, indien dit niet het geval is dient de bovenstaande calibratielus opnieuw geheel te worden doorlopen. Meestal is één iteratieslag voldoende om tot een goed gecalibreerd model te komen. Hierbij moet het voorgestelde stappenplan dan nog eens worden doorlopen.

4.8 Calibratie fosfaatverwijdering

Met het calibreren van biologische of chemische fosfaatverwijdering is minder ervaring dan met het calibreren van de CZV- en N-verwijdering (ASM1). In het volgende worden enkele aandachtspunten ten aanzien van de calibratie van de fosfaatverwijdering weergegeven.

Aangezien er naast biologische fosfaatverwijdering ook fosfaatverwijdering via chemische processen kan optreden, dient als eerste te worden onderzocht in hoeverre dit in de praktijksituatie voorkomt. Chemische processen (anders dan door Fe-precipitatie) worden niet in de modellen beschreven. Indien de pH van het systeem circa 7.3 bedraagt mag worden aangenomen dat er geen noemenswaardige precipitatie plaats zal vinden.

Voor het beschrijven van de fosfaatverwijdering is het nog meer dan voor de N-verwijdering noodzakelijk dat de slibproductie (en het P-gehalte van het slib) goed bekend is, omdat de fosfaatverwijdering geheel via het spuislib plaatsvindt. Indien de slibproductie niet goed bekend is, wordt het fosfaatgehalte in het effluent ook onjuist berekend. Voor de biologische fosfaatverwijdering is het tevens van belang dat het vetzuurgehalte van het influent, de gehalten aan zuurstof en nitraat in het influent en in de retour- en recirculatiestroom bekend zijn. Een foute inschatting van deze parameters leidt per definitie tot een foute modellering van de fosfaatverwijdering.

In het ASM2 en ASM2d worden aan enkele componenten (biomassa) in het influent automatisch stikstofconcentraties gerelateerd. De gemeten stikstofconcentraties moeten hiervoor worden gecorrigeerd omdat anders de ingaande stikstofvracht hoger is dan gemeten.

Bij de calibratie van het ASM2d moeten eerst de slibproductie en de ammoniumconcentratie in het effluent goed worden beschreven. Daarna dient de nitraat- en fosfaatconcentratie in het effluent simultaan te worden gecalibreerd. Probleem is dat de terugvoer van nitraat door het retourslib de fosfaatverwijdering beïnvloedt, terwijl een onjuiste inschatting van de biologische fosfaatverwijdering een verkeerde nitraatconcentratie in het retourslib te zien geeft.

Doordat de fosfaatverwijdering de resultante is van P-afgifte en P-opname kan de effluentconcentratie goed worden voorspeld zonder dat de kinetiek goed

wordt beschreven. Voor de fosfaatverwijdering is het daarom nodig om te calibreren op het P-gehalte (en de S_A en S_F gehalten) in de overloop van de anaërobe tank. Bij het gebruik van ASM2d wordt door de onderlinge verknoping van alle processen in het model deze calibratiestap bemoeilijkt. Het bij de TUD opgestelde model voor biologische fosfaatverwijdering heeft hiermee minder problemen.

4.9

Validatie

Indien er van twee verschillende perioden voldoende gegevens bekend zijn, is het mogelijk een calibratie uit te voeren met de gegevens van één periode. Vervolgens kan dan het model gevalideerd worden met behulp van de set gegevens uit de andere periode.

Indien er zowel van een winterperiode als een zomerperiode voldoende representatieve gegevens aanwezig zijn, wordt aanbevolen een calibratie met de gegevens uit de winter uit te voeren en vervolgens een validatie uit te voeren op basis van de gegevens uit de zomerperiode.

Bij het uitvoeren van een validatie moet men zich altijd realiseren dat het niet altijd mogelijk is om een validatie uit te voeren met gegevens uit een andere periode. Door de variabele invloed van bepaalde factoren (seizoensafhankelijke industrie, toerisme, temperatuur) is het niet altijd mogelijk om met één model de rwzi voor het gehele jaar goed te beschrijven.

CONCLUSIES

1. Op basis van de verkregen informatie van ervaren SIMBA-gebruikers in Nederland was het mogelijk de momenteel beschikbare kennis gestructureerd in een protocolstructuur weer te geven. Het protocol kan als leidraad worden gezien om SIMBA op een verantwoorde manier toe te passen bij de dynamische modellering van actiefslibsystemen.
2. Tijdens de interviews kwamen enkele knelpunten naar voren waarvoor oplossingen zijn aangedragen. Deze oplossingen zijn ook opgenomen in de protocolstructuur.
3. In het protocol wordt geadviseerd tijdens de calibratie volgens een stappenplan te werk te gaan, waarbij steeds één parameter wordt gevarieerd. Tijdens het uitvoeren van het stappenplan wordt de volgende volgorde geadviseerd:
 - 1: slibproductie;
 - 2: nitrificatie;
 - 3: denitrificatie.

REFERENTIES

1. Brdjanovic (1998), Modelling Biological Phosphorus Removal in Activated Sludge Systems, PHD, Delft University of Technology.
2. Haandel, A.C. van, Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (1981), The Activated Sludge Process Part 3 – Single Sludge Denitrification, *Wat Res.*, vol 15, 1135 – 1152.
3. Henze, M., Grady, C.P.L. jr, Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T. (1986), Activated Sludge Model No. 1 by IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Scientific and Technical Reports No. 1, IAWPRC, London.
4. Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais G.v.R. (1995) Activated Sludge Model No. 2 by IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Scientific and Technical Reports No. 3, IAWQ, London.
5. Murnleitner, E., Kuba, T., Van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J. (1996), An Integrated Metabolic Model for the Aerobic and Denitrifying Biological Phosphorus Removal Process, *Biotechnol. Bioeng.*, 52, 685 – 695.
6. Roeleveld, P. en Kruit, J. (1998), Richtlijnen für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden, *Korrespondenz Abwasser*, 3, 465 – 468.
7. STOWA (1996) *Methoden voor influentkarakterisering*, rapport 96-08.
8. STOWA (1999-08), *Modellering van biologische fosfaatverwijdering in actiefslibsystemen*, rapport 99-08.
9. STOWA (1999-13) *Inluentkarakterisering van ruw en voorbehandeld afvalwater; de invloed van voorbezinking en voorprecipitatie*, rapport 99-13.
10. Takacs, G., Patry, G., Nolasco, D. (1991), A Dynamic Model of the Clarification-Thickening processes, IAWPRC Scientific and Technical report No. 1, *Wat. Res.*, Vol. 25, No. 10, 1263 – 1272.
11. Versteeg, P. (1998), *Rijnlands afvalwater; Water met één karakter?*, Modelkrant, Uitgave van de Technische Commissie Modellering Zuiveringsprocessen, nr 1, maart 1998.
12. Weijers, S. (1999), On BOD Tests for the Determination of Biodegradable COD for Calibrating Activated Sludge Model No. 1, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 39, No. 4, 177 – 184.

LIJST MET AFKORTINGEN

X_A	=	autotrofen
X_H	=	heterotrofen
X_I	=	inert onopgeloste organische stof (CZV)
Y_H	=	opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen
Y_A	=	opbrengstcoëfficiënt voor autotrofen
S_S	=	snel-afbreekbaar organische stof
S_F	=	fermenteerbaar snel-afbreekbaar organische stof
μ_H	=	maximale specifieke groeisnelheid van heterotrofen
μ_A	=	maximale specifieke groeisnelheid van autotrofen
K_H, k_H	=	maximale specifieke hydrolysesnelheid
b_A	=	afstervingsnelheid van autotrofen
b_H	=	afstervingsnelheid van heterotrofen
η_B	=	reductiefactor voor de anoxische groei
η_r, η_{NO_3}	=	reductiefactor voor de anoxische hydrolyse
K_{O_2}	=	zuurstofverzadigingscoëfficiënt voor heterotrofen
K_{NO_3}	=	nitraatverzadigingscoëfficiënt voor heterotrofen
K_{NH_4}	=	ammoniumverzadigingscoëfficiënt voor autotrofen
k_{BZV}	=	snelheidsconstante voor BZV-meting
X_S	=	langzaam-afbreekbaar organische stof
G_a	=	drogestofgehalte in een reactor (kg ds/ m ³)
G_i	=	drogestofgehalte in het influent (kg d.s./m ³)
Q_{rs}	=	retourslibdebiet (m ³ /d)
G_{rs}	=	drogestofgehalte retourslib (kg ds/m ³)
Q_i	=	influentdebiet (m ³ /d)
CZV _i	=	CZV-vracht in influent (kg O ₂ /d)
CZV _e	=	CZV-vracht in effluent (kg O ₂ /d)
CZV	=	totale CZV-concentratie in influent (mg/l)
OUR	=	gemeten zuurstofverbruik (kg O ₂ /d)
2,86	=	zuurstofreductieequivalent (voor de reductie van 1 kg NO ₃ -N is 2,86 kg CZV nodig)
$G_{s,organisch}$	=	organisch drogestofgehalte spuislib (kg o.d.s./m ³)
Q_s	=	spuislibdebiet (m ³ /d)
1,42	=	omrekeningsfactor om een hoeveelheid organisch drogestof in CZV-equivalenten om te rekenen (kg CZV/kg o.d.s.)
PAO	=	fosfaat accumulerende micro-organismen
PHA	=	poly-hydroxy-alkonaat
P_i	=	totale fosfaatvracht in het influent (kg P/d)
P_e	=	totale fosfaatvracht in het effluent (kg P/d)
P_s	=	totale fosfaatvracht in het spuislib (kg P/d)
P_s	=	totale fosfaatvracht in het spuislib (kg P/d)
G_s	=	drogestofgehalte spuislib (kg/m ³)
[P _s]	=	fosfaatconcentratie in het spuislib (kg P/kg ds)
N_i	=	totale stikstofvracht in het influent (kg/d)
N_e	=	totale stikstofvracht in het effluent (kg/d)
N_s	=	totale stikstofvracht in spuislib (kg/d)
N_d	=	totaal gedenitrificeerde stikstofvracht (kg/d)
N_{kij}	=	totale Kjeldahl-stikstofvracht in het influent (kg/d)
N_{kje}	=	totale Kjeldahl-stikstofvracht in het effluent (kg/d)
N_n	=	totaal genitrificeerde stikstofvracht (kg/d)
4,56	=	omrekeningsfactor voor de berekening van het zuurstofverbruik bij de nitrificatie van 1 kg NH ₄ -N tot NO ₃ -N



BIJLAGE 1

KORTE BESCHRIJVING VAN SIMBA EN DE BIOCHEMISCHE MODELLEN

1 KORTE BESCHRIJVING VAN SIMBA EN DE BIOCHEMISCHE MODELLEN

1.1 Het softwarepakket SIMBA

SIMBA is een computerprogramma dat is gebaseerd op MATLAB/SIMULINK™, een grafisch georiënteerd simulatieprogramma. Met MATLAB® kunnen velerlei soorten processen en systemen worden gesimuleerd, SIMBA is een applicatie die binnen dit programma kan worden gebruikt om actiefslibsystemen te simuleren. In MATLAB® kunnen regelaars worden ontworpen die in SIMBA kunnen worden geïmplementeerd.

Met behulp van SIMBA kan op eenvoudige wijze grafisch een blokdiagram worden samengesteld met verschillende blokken uit een "bibliotheek". Met de aanschakeling van de verschillende blokken kan een rwzi modelmatig worden beschreven. De specifieke eigenschappen (volumina, zuurstofinbreng, drogestofconcentratie etc.) van de verschillende procesonderdelen moeten door het aanklikken van een blok handmatig worden ingegeven. Daarnaast dient een influentbestand te worden aangemaakt waarin de concentraties van de verschillende componenten en het debiet van het influent moeten worden ingevoerd.

De beschrijving van de verschillende (biologische) processen in de modelblokken is gebaseerd op het IAWQ-model. De eerste versie van SIMBA die op de markt kwam beschreef alleen het actiefslibmodel no. 1 (ASM1). Dit model beschrijft de biologische CZV- en N-verwijdering. In latere versies is ook het model ASM2d, TUD-model en ASM3 opgenomen. ASM2d en het TUD-model beschrijven naast de biologische N-verwijdering ook de biologische fosfaatverwijdering. Het ASM3 is bedoeld als opvolger van het ASM1.

In de volgende paragrafen (1.2 en 1.3) worden enkele aspecten ten aanzien van het model ASM1 nader belicht. In de praktijk blijkt namelijk dat dit model tot op heden het meest wordt gebruikt, zodat er voldoende ervaring is om tot een gestandaardiseerd protocol te komen. In paragraaf 1.4 en 1.5 worden de consequenties/ aandachtspunten met betrekking tot de integratie van biologische P-verwijdering (ASM2d en TUD-model) aangegeven. In paragraaf 1.6 wordt tenslotte het ASM3 kort toegelicht.

1.2 Achtergrond IAWQ-Model no 1 (ASM1)

Modellering van waterzuiveringsprocessen gebeurt in het algemeen op basis van het actiefslibmodel nr. 1 (ASM1) (Henze et al., 1986) van de IAWQ. Dit model beschrijft de omzetting van CZV en stikstof in actiefslibprocessen. Een belangrijk aspect van de introductie van ASM1 was de manier waarop modellen overzichtelijk worden gepresenteerd in een modelmatrix en de standaardisatie van de gebruikte symbolen. Het model zelf was in grote lijnen reeds in de literatuur bekend (o.a. van Haandel et al., 1981).

Doorgaans wordt ASM1 als standaardmodel gebruikt in simulatiepakketten zoals SIMBA. In de meeste gevallen wijken deze modellen echter op detailpunten af van het originele ASM1. In ASM1 worden bijvoorbeeld twee types inert onop-

geloste CZV gedefinieerd (afkomstig uit influent en afkomstig uit afgestorven biomassa) terwijl bij de implementatie van ASM1 in SIMBA ervoor is gekozen beide types inert onopgelost CZV te combineren in één CZV-fractie. Hetzelfde geldt voor het ammonificatieproces. Deze kleine vereenvoudigingen hebben nauwelijks effect op de modelresultaten.

Het ASM1 is opgesteld om de waargenomen respiratiesnelheden met zuurstof of nitraat goed te beschrijven. Door een koppeling van de CZV- en N-balans kunnen respectievelijk de slibproductie, het nitrificatieproces, het denitrificatieproces en effluentkwaliteit voor praktijksituaties goed worden voorspeld. Er is in het ASM1 niet getracht de werkelijke conversieprocessen goed te beschrijven, maar vooral om de waargenomen respiratie te beschrijven.

Er blijken in de praktijk vier verschillende respiratiesnelheden van het slib te kunnen worden onderscheiden. Dit betekent dat er tenminste vier processen beschreven moeten worden om een model te kunnen ontwikkelen. De volgende processen worden in het ASM1 beschreven:

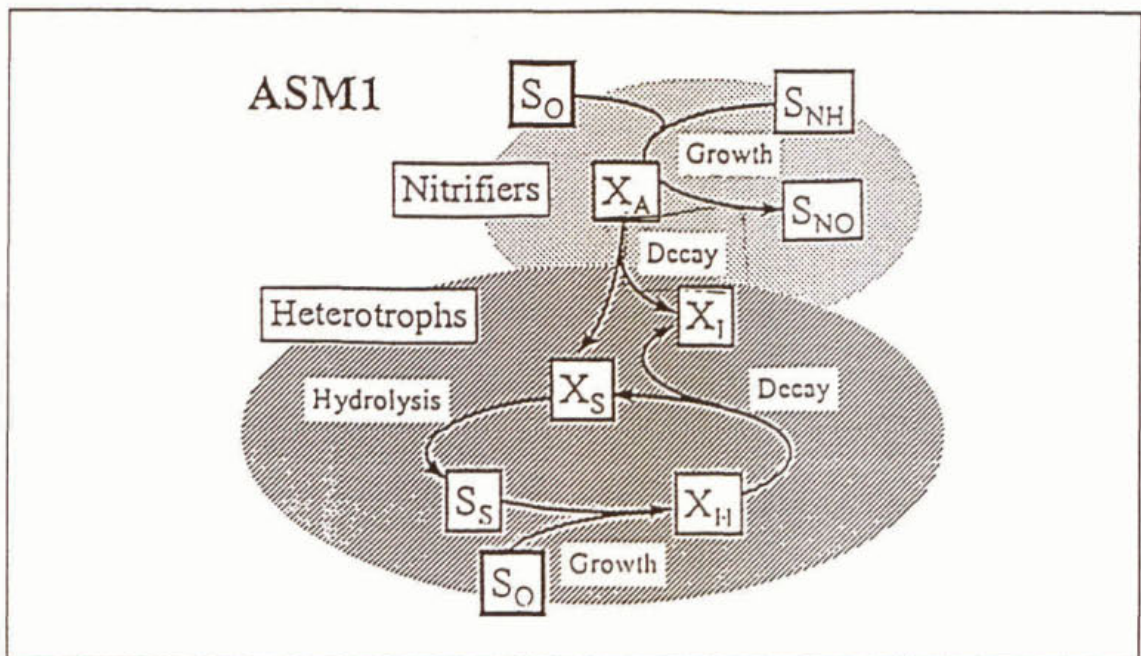
- Het nitrificatieproces;
- De omzetting van snel-afbreekbaar organische stof (S_s).
De fractie snel-afbreekbaar organisch stof komt bij een influentkarakterisering met behulp van een filtratiemethode het best overeen met de fractie opgelost CZV;
- De omzetting van langzaam-afbreekbaar organische stof (X_s).
Voor deze fractie is de term particulier of niet-opgelost CZV in gebruik geraakt. Deze fractie wordt via hydrolyse omgezet in snel-afbreekbaar organische stof. Het ontstane snel afbreekbare organische stof kan vervolgens worden omgezet, de hydrolyse is echter de snelheidsbepalende stap;
- Endogene respiratie.
Dit proces is gemodelleerd door te veronderstellen dat bacteriën met een bepaalde snelheid afsterven waarbij de afgestorven cel gedeeltelijk in langzaam-afbreekbaar organische stof wordt omgezet. Deze beschrijving van de endogene respiratie komt in werkelijkheid overeen met werkelijke microbiologische endogene respiratie plus de predatie van micro-organismen door protozoën tijdens het zuiveringsproces.

Bovenstaande verdeling is gebaseerd op het feit dat elke fractie een andere zuurstofverbruiksnelheid heeft. Naast een verdeling op basis van respirometrie kan er ook een verdeling (influentkarakterisering) op basis van filtratie worden uitgevoerd. In de praktijk leidt gebruik van membraanfiltratie of respirometrie tot een verschillende influentkarakterisering. Dit blijkt overigens geen grote praktische consequenties voor de modellering van actiefslibprocessen te hebben. In de praktijk is het daarom mogelijk om voor de influentkarakterisering de filtratiemethodiek te gebruiken in plaats van respirometrie (STOWA 1996-08).

De genoemde processen kunnen worden gebruikt voor het beschrijven van het zuurstof- en nitraatverbruik, waarbij een reductiefactor voor de tragere omzetting van nitraat is opgenomen.

Voor het nitrificatieproces geldt bij temperaturen onder de 25°C dat de omzetting van ammonium tot nitriet vrijwel altijd trager is dan de omzetting van nitriet naar nitraat. Dit betekent dat het uit twee reacties bestaande proces gezien kan worden als één reactie. Bij hogere temperaturen kan het opsplitsen van het nitrificatieproces echter van belang zijn, met name bij het toepassen van het model ten behoeve van industrieel afvalwater of bijvoorbeeld het modelleren van het Sharon-proces.

Alle processen zijn sterk aan elkaar gekoppeld. In figuur 8 is bijvoorbeeld de interactie tussen het afsterfproces en de heterotrofe groei in het ASM1 weergegeven. Als tijdens de calibratie een parameter wordt veranderd, veranderen vrijwel alle modeluitkomsten en is het moeilijk te bepalen welke parameter aangepast zou moeten worden om een goede modelbeschrijving te krijgen.



Figuur 8: Schematische weergave interactie tussen afsterfproces en groei in het ASM1

Belangrijk bij het werken met het ASM1 is dat de benaming van de processen vaak niet overeenkomt met de processen die feitelijk beschreven worden. Een voorbeeld hiervan is de hydrolyse van langzaam-afbreekbaar organische stof. Dit proces wordt met één vergelijking beschreven terwijl in de praktijk vaak een groep van processen (b.v. werkelijke enzymatische hydrolyse en consumptie van in de cel opgeslagen vetten) hiervoor verantwoordelijk is. Daar deze groep van processen vrijwel dezelfde verbruikssnelheid voor zuurstof of nitraat hebben, kan deze groep processen in het model met één vergelijking beschreven worden zonder dat er problemen optreden. Het model moet dus niet te sterk mechanistisch worden beschouwd.

1.3 Beschrijving ASM1

1.3.1 Algemeen

In figuur 9 is de modelmatrix voor ASM1 beschreven. De modelmatrix zoals die hier is weergegeven, kan als een tabel worden gelezen. Op de rijen staan de processen met de reactiostoichiometrie. Wanneer een verbinding niet bij het proces betrokken is, is niets ingevuld. In iedere rij heeft een component de waarde 1, dat is de component waarop de reactiesnelheid is gebaseerd (bijv. de vorming van biomassa X_H). Een andere component is via een opbrengstcoëfficiënt (bijv. Y_H) aan de omzetting verbonden. De andere getallen in een rij zijn in feite uitgerekend door gebruik te maken van een N-, CZV- of ladingsbalans. Een kolom laat zien hoe een bepaalde verbinding in het proces wordt gevormd of omgezet. Indien de getallen in een kolom worden vermenigvuldigd met de bijbehorende reactievergelijking en bij elkaar worden opgeteld is de omzetting van die component bepaald. Hierna worden de belangrijkste processen en parameters kort beschreven.

Process	1 X_I	2 X_P	3 X_H	4 X_A	5 X_S	6 X_N	7 S_I	8 S_S	9 S_{NH}	10 S_{NO}	11 S_N	12 S_O	13 S_{ALK}	Process rate Law ρ_j [$M L^{-3} T^{-1}$]
Heterotrophic Organisms, Degradation of Organic Material, Denitrification														
1 Aerobic Growth			+1					$-\frac{1}{Y_H}$	$-i_B$			$-\frac{1+Y_H}{Y_H}$	$-\frac{i_B}{14}$	$\mu_{ml} \cdot \frac{S_S \cdot S_O}{K_S + S_S \cdot K_{OH} + S_O} \cdot X_{II}$
2 Anoxic Growth Denitrification			+1					$-\frac{1}{Y_H}$	$-i_B$	$-\frac{1+Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$		$\frac{1-Y_H}{40 \cdot Y_H} \cdot \frac{i_B}{14}$		$\rho_1 \cdot \frac{K_{OH} \cdot S_{NO}}{S_O \cdot K_{HO} + S_{NO}} \cdot \eta_H$
3 Decay, Lysis		f_P	-1		$1-f_P$	$i_B - f_P \cdot i_B$								$b_H \cdot X_{II}$
Autotrophic Organisms, Nitrification														
4 Aerobic Growth				+1				$-i_B \cdot \frac{1}{Y_A}$		$\frac{1}{Y_A}$		$-\frac{4.57+Y_A}{Y_A}$	$-\frac{1}{7 \cdot Y_A} \cdot \frac{i_B}{Y_A}$	$\mu_{mL} \cdot \frac{S_{NH} \cdot S_O}{K_{NH} + S_{NH} \cdot K_{OA} + S_O} \cdot X_A$
5 Decay, Lysis		f_P	-1		$1-f_P$	$i_B - f_P \cdot i_B$								$b_A \cdot X_A$
Hydrolysis of Colloidal, Particulate and Organic Nitrogen Material														
6 Aerobic Hydrolysis of Organic Matter					-1			+1						$k_h \cdot \frac{X_S/X_H \cdot S_O}{K_X + X_S/X_H \cdot K_{OH} + S_O} \cdot X_H$
7 Anaerobic Hydrolysis of Organic Matter					-1			+1						$\rho_6 \cdot \frac{K_{OH} \cdot S_{NO}}{S_O \cdot K_{HO} + S_{NO}} \cdot \eta_g$
8 Org. Nitrogen						-1					+1			$(\rho_6 + \rho_7) \cdot (X_N/X_S)$
9 Ammonification													+1/14	$k_a \cdot S_N \cdot X_H$
Observed Conversion Rate X_i	$X_i = \sum_j v_{j,i} \cdot \rho_j \quad [M_i L^{-3} T^{-1}]$													Kinetic Parameters: μ_{mi} = max. Growth rate, T^{-1} K_{ii} = Saturation Coeff. [$M_i L^{-3}$] b_i = Decay Rate Constant [T^{-1}] k_h = Hydrolysis Rate Constant, $M_5 M_3^{-1} T^{-1}$ k_a = Ammonification Rate Constant, $L^3 M_3^{-1} T^{-1}$ η_g, η_H = Correction Factor for anoxic Growth and Hydrolysis [-] Indices i: H, A for Heterotrophic, Autotrophic Biomass S, NH, NO, O for Materials B, 9, 10 and 12 X for particul. Matter
Stoichiometric Parameters: Y_H, Y_A = Yield Coefficients for Heterotrophs and Autotrophs [M^{-1}] i_B, i_P = Nitrogen Content of Biomass and Partic. Products [$M_N M_X^{-1}$] f_P = Fraction of Particulate Products in Decay [M^{-1}]	Inert particulate Feed COD	Partic. inert Products COD	Heterotrophic Biomass COD	Autotrophic Biomass COD	Slowly biodegradable Substrate COD	Slowly biodegradable organic Nitrogen N	Inert soluble Organics COD	Soluble Substrate COD	Ammonium plus Ammonia N	Nitrite plus Nitrate N	Soluble org. Nitrogen N	Dissolved Oxygen O_2	Bicarbonate Alkalinity Mol HCO_3^-	

Figuur 9: Modelmatrix ASM1

1.3.2 Processen in ASM1

Hydrolyse:

Dit proces omvat zowel de enzymatische hydrolyse van b.v. eiwitten en vetten maar ook het verbruik van in de cellen opgeslagen reservestoffen. In beide gevallen komt snel-afbreekbaar organisch stof beschikbaar voor groei. De werkelijke hydrolyse is onafhankelijk van de aanwezigheid van zuurstof of nitraat. De omzettingssnelheid van in de cel opgeslagen reservestoffen is daarentegen wel afhankelijk van de aanwezigheid van zuurstof of nitraat. Daarom is het vaak noodzakelijk de aërobe, anaërobe en anoxische hydrolyse als aparte processen te beschrijven.

Groei van heterotrofe organismen:

Tijdens dit microbiële groeiproces wordt opgeloste snel-afbreekbare organisch stof omgezet in nieuwe bacteriën (X_H). Dit proces verloopt onder anoxische condities trager dan onder aërobe condities. Vandaar dat er zowel aërobe als anoxische groei is gedefinieerd.

Afsterving van biomassa:

Dit proces beschrijft het verbruik van organische stof voor het in stand houden van de cel en de effecten van predatie door virussen en protozoën in het systeem. De predatie door protozoën veroorzaakt de vorming van inert onopgelost organische stof (X_I).

Het nitrificatieproces of autotrofe groei:

Dit is een strikt aëroob proces: ammonium wordt geoxideerd tot nitraat, waarbij autotrofe organismen worden gevormd (X_A).

1.3.3 Parameters in ASM1

Opbrengstcoëfficiënt voor heterotrofen: (Y_H)

De organische stof die door bacteriën wordt opgenomen wordt deels omgezet in reservemateriaal. Onder laboratoriumcondities met reïncultures kan deze vorming van reservestoffen worden verwaarloosd. In actief-slibprocessen speelt dit echter een belangrijke rol. De opbrengstcoëfficiënt in ASM1 is de sommatie van vorming van nieuwe biomassa en vorming van reservestoffen. Hoewel de aërobe en anoxische opbrengstcoëfficiënt niet hetzelfde zijn (de anoxische opbrengstcoëfficiënt is 70-80% van de aërobe opbrengstcoëfficiënt) wordt er één opbrengstcoëfficiënt gebruikt om het model overzichtelijk te houden. Het gebruik van één opbrengstcoëfficiënt heeft geen waarneembare effecten op de uitkomsten van het model.

Autotrofe groeiopbrengst (Y_A)

De autotrofe groeiopbrengst ligt vast en komt sterk overeen met de gegevens vanuit de microbiologie. Voor het nitrificatieproces is het substraat ammonium eenduidig, zodat de gegevens van reïncultuurexperimenten kunnen worden gebruikt om de autotrofe groeiopbrengst te bepalen.

Snelheidsconstanten (μ, k, b)

De kinetiek voor opname van snel-afbreekbare organische stof en voor het nitrificatieproces zijn bekend. Het blijkt dat de kinetiek voor beide processen vrij constant is. De waarden voor de groeisnelheid (μ_H, μ_A) kunnen daarom uit de literatuur worden overgenomen.

De kinetiek voor de hydrolyse (k_H) kan sterk variëren omdat dit proces in feite het zuurstofverbruik ten gevolge van het vrijkomen van snel-afbreekbaar organisch stof uit hydrolyse van polymeren, de predatie door protozoën en de omzetting van reservestoffen beschrijft.

De kinetiek van de afstervingsprocessen (b_H en b_A) beschrijft het effect dat trager groeiende cellen (langere sibleeftijd) een lagere groeiopbrengst hebben. Deze kinetiek compenseert tevens de te hoge groeiopbrengst ten gevolge van het niet expliciet beschrijven van de vorming van reservestoffen. Daarnaast wordt de waarde van de afsterfsnelheid bepaald door de begrazingsnelheid van protozoën.

De opbrengstcoëfficiënten en afstervingsparameters vertonen onderling een sterke samenhang. De slibproductie wordt mede bepaald door deze twee parameters. De slibproductie wordt echter ook sterk bepaald door de gekozen fractie X_i (inert onopgeloste organische stof) in het influent.

Reductiefactoren (bijv.: η_{NO_3}, η_H)

De in het model beschreven processen zijn onderling sterk afhankelijk. Deze afhankelijkheid varieert onder de verschillende procescondities (anaëroob, anoxisch, aëroob). In sommige gevallen is het noodzakelijk om de snelheid onder bijvoorbeeld anoxische condities ten opzichte van aërobe condities met behulp van een reductiefactor aan te passen. Het verschil tussen de omzettingssnelheden onder de verschillende procescondities kunnen van zuivering tot zuivering sterk verschillen en is daarom een belangrijke calibratieconstante.

Verzadigings- en inhibitiecoëfficiënten (bijv.: $K_{O_2}, K_{NH_4}, K_{NO_3}$)

De snelheid van biologische reacties wordt beschreven met de verzadigingskinetiek (Monod kinetiek) of inhibitiekinetiek. De verzadigingscoëfficiënt beschrijft hoe de snelheid van de omzetting van de substraatconcentratie afhangt. Dezelfde wiskundige vergelijking wordt echter ook gebruikt als schakelfunctie. Dit maakt het mogelijk om ervoor te zorgen dat bijvoorbeeld heterotrofe groei wel verloopt wanneer er ammonium aanwezig is en niet als er geen ammonium aanwezig is. Het gebruik van een Monod-term vereenvoudigt de modelsimulatie.

In tabel 5 zijn de standaardwaarden van de kinetische en stoichiometrische parameters weergegeven. Tevens zijn de grenzen aangegeven waarbinnen de waarden van deze parameters gevarieerd mogen worden.

Tabel 5: Standaardwaarden van de kinetische en stochiometrische parameters in ASM1

Symbol	Omschrijving	Standaard	Bereik	Eenheid
Y_H	Opbrengstcoëfficiënt heterotrofen	0,67	0,46 – 0,69	gCZV/g CZV
Y_A	Opbrengstcoëfficiënt autotrofen	0,24	0,07 – 0,28	g CZV/g N
i_{NB}	Stikstofconcentratie van de biomassa	0,086		g N/ g CZV
i_{NP}	Stikstofconcentratie van biomassaproducten	0,06		g N/g CZV
f_p	Fractie inerte productvorming bij afsterving	0,08	0,08 – 0,20	-
μ_H	Maximale specifieke groeisnelheid heterotrofen	6	3,0 – 13,2	1/d
K_S	Verzadigingscoëfficiënt voor heterotrofen	20	10 – 180	g CZV/m ³
K_{OH}	Zuurstofverzadigingscoëfficiënt voor heterotrofen	0,2	0,01 – 0,20	g O ₂ /m ³
K_{NO}	Nitraatverzadigingscoëfficiënt voor heterotrofen	0,5		g NO ₃ -N/m ³
b_H	Afstervingsnelheid van heterotrofen	0,62	0,05 – 1,6	1/d
b_A	Afstervingsnelheid van autotrofen	0,15		1/d
η_p	Reductiefactor voor de anoxische groei	0,8		-
η_p, η_{NO_3}	Reductiefactor voor de anoxische hydrolyse	0,4	0,6 – 1,0	-
k_H	Maximale specifieke hydrolysesnelheid	3	1,0 – 3,0	1/d
K_X	Verzadigingscoëfficiënt voor de hydrolyse van langzaam-afbreekbaar organische stof	0,03	0,01 – 0,03	g CZV/g CZV
μ_A	Maximale specifieke groeisnelheid autotrofen	0,8	0,34 – 0,8	1/d
K_{NH_4}	Ammoniumverzadigingscoëfficiënt voor autotrofen	1,0		g NH ₃ -N/m ³
K_{OA}	Zuurstofverzadigingscoëfficiënt voor autotrofen	0,4		g O ₂ /m ³
K_a	Ammonificatiesnelheid	0,08		m ³ CZV/g. d.

ASM2d

Voor het beschrijven van biologische fosfaatverwijdering is het ASM2d door de IAWQ-werkgroep voorgesteld. Uitgangspunt bij dit model is het adequaat beschrijven van direct meetbare grootheden zoals het zuurstofverbruik en het fosfaatgehalte. Het gedrag van fosfaataccumulerende micro-organismen (PAO's) wordt niet beschreven. Het model kan worden gebruikt om biologische fosfaatverwijdering te beschrijven. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het model niet goed kan worden toegepast om de limiterende factoren voor de biologische fosfaatverwijdering te beschrijven.

Het voert hier te ver om alle parameters van het model hier uitgebreid te bespreken, daarom wordt volstaan met de belangrijkste aspecten. Voor verdere informatie wordt verwezen naar Henze et al. (1995).

De PAO's groeien vooral op lagere vetzuren. Dit betekent dat snel afbreekbaar organische stof is opgesplitst in twee componenten: de vetzuren (S_A) en fermenteerbaar snel afbreekbaar organische stof (S_F). Om S_F om te zetten in S_A is een verzuringproces ingevoerd. In het model wordt ervan uitgegaan dat dit proces door de heterotrofe organismen wordt uitgevoerd, maar dat de omzetting geen extra groei van de heterotrofe biomassa oplevert. De concentratie S_A kan middels een eenvoudige vetzuuranalyse (gaschromatografische bepaling) worden gemeten.

De PAO's nemen in de anaërobe ruimte acetaat op en scheiden fosfaat uit. Dit proces is opgenomen in het ASM2d, waarbij de verhouding acetaat/fosfaat sterk afhankelijk is van de pH (ook in het gebied 6,5-8). Deze verhouding kan worden bepaald uit een fosfaatafgifte-experiment met dosering van acetaat. Het acetaat wordt omgezet in een reservestof. Door de gekozen wijze van modelleren is deze reservestof een combinatie van glycogeen en poly-hydroxy-alkanoaat (PHA).

Onder aërobe condities vindt groei en fosfaatopslag plaats. Hierbij wordt reservestof (PHA) verbruikt. De opbrengstcoëfficiënten die in ASM2d worden gebruikt hebben geen relatie met de reële opbrengstcoëfficiënten omdat het metabolisme niet juist wordt beschreven.

De processen afsterving en hydrolyse hebben voor de modellering van biologische fosfaatverwijdering een belangrijke consequentie: afgestorven PAO's worden substraat voor de heterotrofen. Er vindt in het model geen groei van PAO's op de afgestorven cellen plaats. Het op deze manier modelleren van de afsterfprocessen leidt tot een situatie waarbij, nog meer dan bij het ASM1, de processen onderling zeer sterk door elkaar worden beïnvloed. Dit maakt calibratie van het ASM2d erg lastig.

1.5 TUD-model

Simultaan aan de ontwikkeling van ASM2d (hetgeen vooral is gebaseerd op onderzoek aan de universiteit van Kaapstad), is bij de TU-Delft een fosfaatverwijderingsmodel ontwikkeld dat is gebaseerd op het celmetabolisme van de betrokken organismen. De huidige ervaringen laten zien dat dit in het laboratorium ontwikkelde model goed kan worden gebruikt in de praktijk (Brdanovic, 1998, 1999-08). Een belangrijk feit hierbij is dat ondanks dat de processen in het TUD-model op een meer fundamenteel niveau worden beschreven dan in het ASM2d, het aantal modelparameters zelfs iets geringer is.

De belangrijkste verschillen tussen beide modellen zijn:

- het opnemen van glycogeen als modelcomponent, waardoor metingen van PHA kunnen worden gebruikt om het model te verifiëren;
- beschrijving van de opbrengstcoëfficiënten op basis van interne metabole coëfficiënten, waardoor de onderlinge relatie tussen deze parameters vast wordt gelegd;
- gebruik van het maintenance/endogene respiratieconcept waardoor de algemene modellering eenvoudiger is uit te voeren.

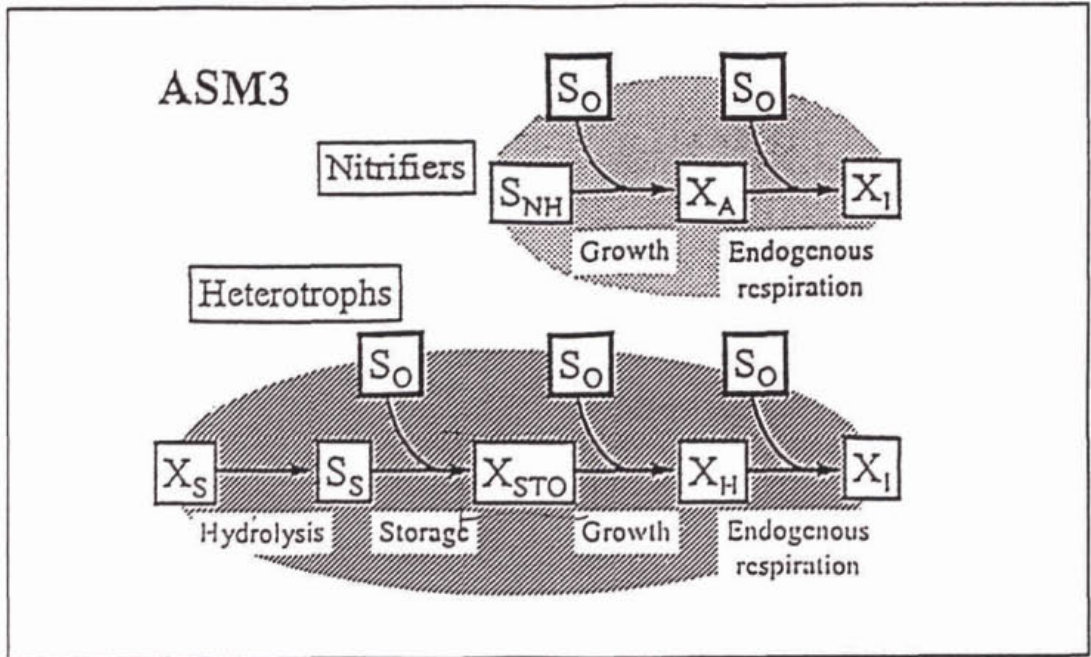
1.6 ASM3

Bij het gebruik van ASM1 zijn in de loop der tijd diverse aspecten naar boven gekomen die niet geheel juist zijn. Daarom heeft de IAWQ-werkgroep een aanzet gegeven om de CZV- en N-verwijdering op een andere manier te beschrijven. Het ASM3 is dus bedoeld als opvolging van ASM1. In het volgende worden enkele knelpunten van het ASM1 kort samengevat:

- een aantal limitatietermen ontbraken in ASM1, waardoor soms negatieve concentraties kunnen optreden;
- de ammonificatie blijkt een overbodig proces te zijn (speelt kinetisch geen rol omdat het zeer snel verloopt);
- verschillende soorten gesuspendeerd inert organische stof blijken het model overbodig complex te maken;
- hydrolyse is een dominant proces in ASM1, en tegelijkertijd blijken de parameters niet goed meetbaar;
- afsterving en hydrolyse van de afgestorven cellen leiden tot een cyclus van CZV in het model, waarbij slechts in één proces zuurstof wordt verbruikt. Dit maakt calibratie zeer complex (zie figuur 7);
- opslag van reservestoffen blijkt in veel gevallen een belangrijk proces te zijn. Zo wordt bij een respirometring met azijnzuur vaak waargenomen dat er twee substraten lijken te zijn.

De eerste drie aspecten hebben ertoe geleid dat er nogal wat varianten van ASM1 zijn ontstaan. De laatste drie punten gaven aanleiding om de gehele modelstructuur te veranderen. In de nieuwe structuur wordt de omzetting van substraat naar reservestoffen en groei van biomassa op reservestoffen beschreven. Daarnaast is het afstervingsproces vervangen door een endogeen respiratieproces (zie figuur 10). Dit geeft een structuur die meer lijkt op het TUD-model voor biologische fosfaatverwijdering. Met name de introductie van endogene adem-

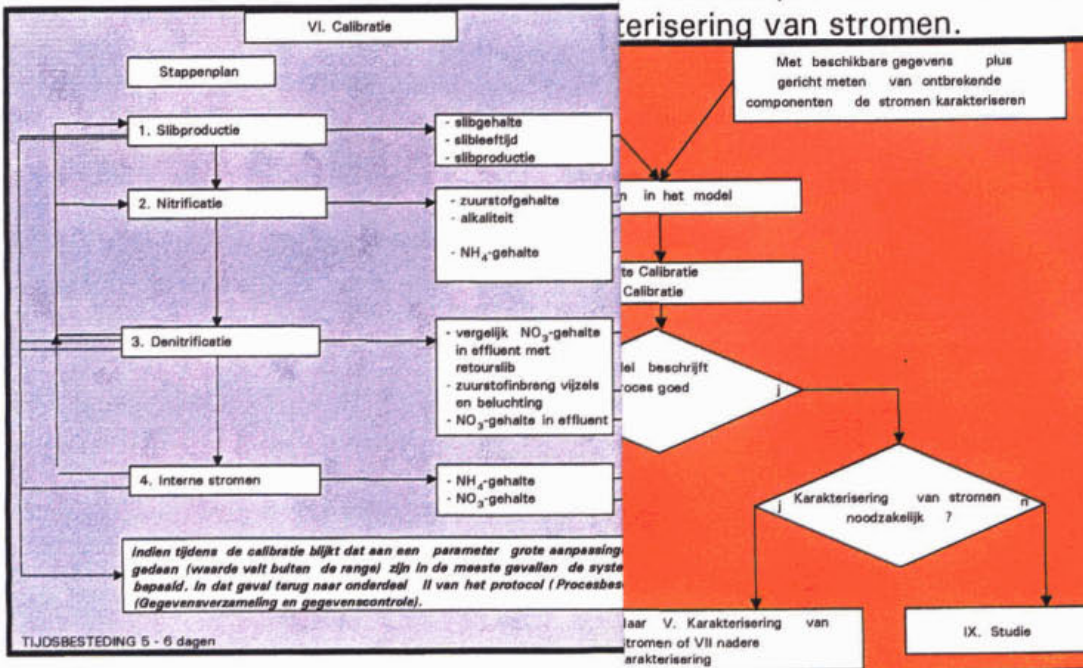
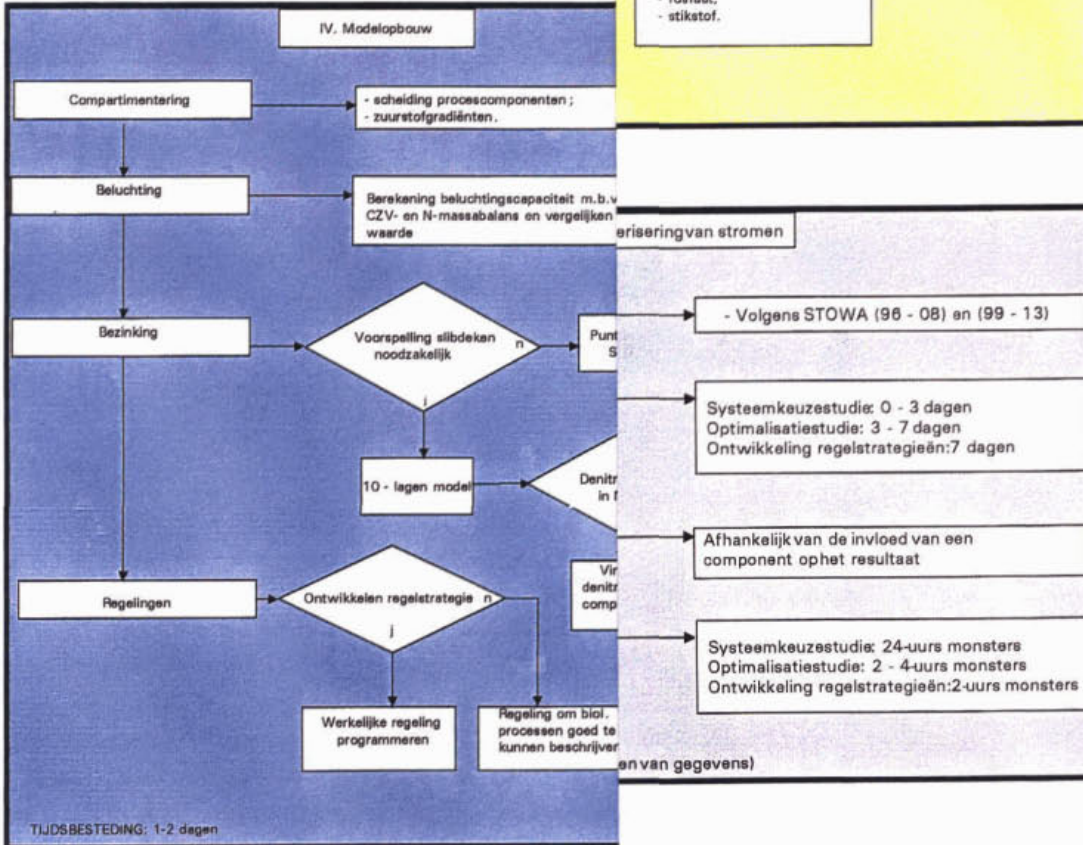
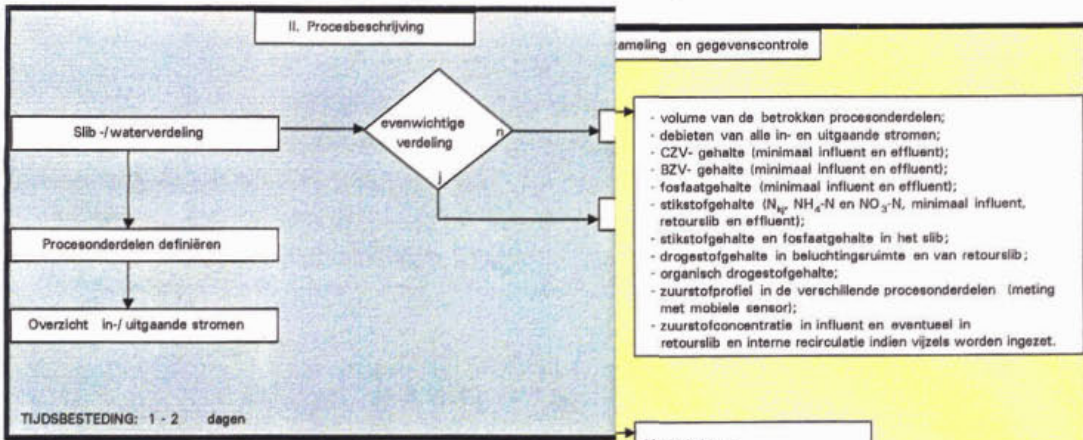
haling en de daarmee samenhangende structuur dat drie processen tot zuurstofverbruik leiden moet het calibreren van het model vereenvoudigen. Tot op heden is er echter niet voldoende ervaring om aan te geven of het ASM3 beter te calibreren is in vergelijking tot ASM1.



Figuur 10: Structuur ASM3

BIJLAGE 2

SCHEMATISCHE WEERGAVE TOTALE PROTOCOLSTRUCTUUR



ve van de procedure met betrekking
 terisering van stromen.

