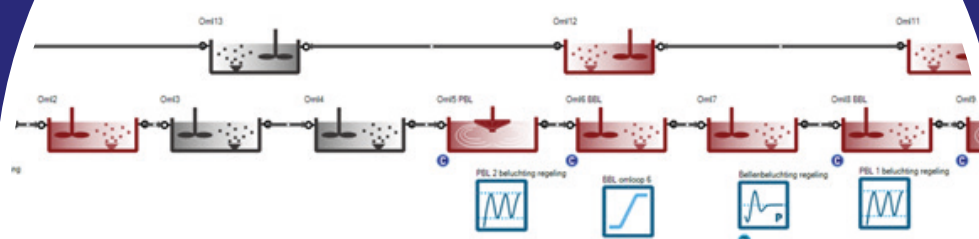


HANDREIKING DYNAMISCH SIMULEREN IN SUMO

EEN UPDATE VAN HET SIMBA-PROTOCOL, GESPECIFICEERD VOOR DYNAMISCH MODELLEREN IN SUMO



HANDREIKING DYNAMISCH SIMULEREN IN SUMO
EEN UPDATE VAN HET SIMBA-PROTOCOL, GESPECIFICEERD
VOOR DYNAMISCH MODELLEREN IN SUMO

RAPPORT

2025

45

ISBN 978.94.6479.123.5



COLOFON

Amersfoort, december 2025

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer STOWA
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Amanda Vierwind – Sweco
Niels Koldewijn – Sweco
Annette Buunen-van Bergen – Sweco
Patricia Clevering-Loeffen – Sweco

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Miriam Verdurmen – Waterschap Vallei en Veluwe
Jeremy Versteegh – Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
Pui Tan Li – Waterschap Hollandse Delta
Lobke de Pooter – Hoogheemraadschap van Rijnland
Nick Ivens – Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard
Karin Bertens Zorzano – Waterschap Aa en Maas
Cora Uijterlinde – STOWA

Medewerkers van de waterschappen van RWZI's Bergambacht, Amersfoort, Hellevoetsluis en Winterswijk zijn betrokken geweest bij de data-verstrekking voor de modelopzet van de cases en voor vragen over de modelopbouw, kalibratie/validatie en optimalisaties.

VORMGEVING Buro Vormvast
STOWA STOWA 2025-44
ISBN 978.94.6479.123.5

De inhoud van deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden in de publicatie, of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud ervan.

STOWA spant zich in de rechthebbenden van in de uitgave gebruikte afbeeldingen te respecteren conform het auteursrecht. Indien u desondanks van mening bent dat uw rechten in het geding zijn, dan verzoeken wij u contact met ons op te nemen.

TEN GELEIDE

In negen stappen biedt de handreiking structuur en richting voor het gebruik van het dynamisch model SUMO in studies bij het ontwerpen en optimaliseren van rioolwater-zuiveringsinstallaties (rwzi's).

Veel Nederlandse rwzi's moeten op korte of lagere termijn voldoen aan strengere effluent-eisen, zoals die voortvloeien uit de Kaderrichtlijn Water en de herziene EU Richtlijn Stedelijk afvalwater.

Statische modellen, zoals het HSA-model voor stikstof en het Scheer-model voor fosfor, worden in Nederland vaak gebruikt. Echter, omdat deze modellen uitgaan van optimale omstandigheden en steady state situaties, zijn ze niet altijd toereikend. Door aanscherping van effluenteisen wordt de dynamiek in aanvoer en zuiveringsprocessen steeds belangrijker.

Dynamisch modelleren biedt inzicht in de optimalisatiemogelijkheden van rwzi's van zowel bestaande en in de ontwerpfase verkerende installaties. Het model laat snel zien wat mogelijk is, waar de rek en ruimte zit, en welke optimalisaties mogelijk zijn. Waterschappen kunnen hierdoor uitbreidingen en nieuwbouw uitstellen en/of efficiënter dimensioneren. Dit is kostenbesparend, duurzaam en speelt in op de krapte aan specialistische kennis en personeel.

In 1995 stelde STOWA een handreiking op voor het simulatiepakket SIMBA. Momenteel tonen meerdere waterschappen interesse in het dynamisch simulatiemodel SUMO. Dit model is gebruiksvriendelijk en overzichtelijk, biedt tal van mogelijkheden qua modellen en dankzij de "open-source" aard van de modellen is de achterliggende kinetiek en formules zichtbaar en herleidbaar.

Parallel aan deze handreiking is het rapport Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases (STOWA 2025-45) opgesteld, waarin vier cases zijn uitgewerkt aan de hand van het stappenplan uit deze handreiking. Dit toont de meerwaarde en het gebruik van dynamisch modelleren aan.

Mark van der Werf
Directeur STOWA

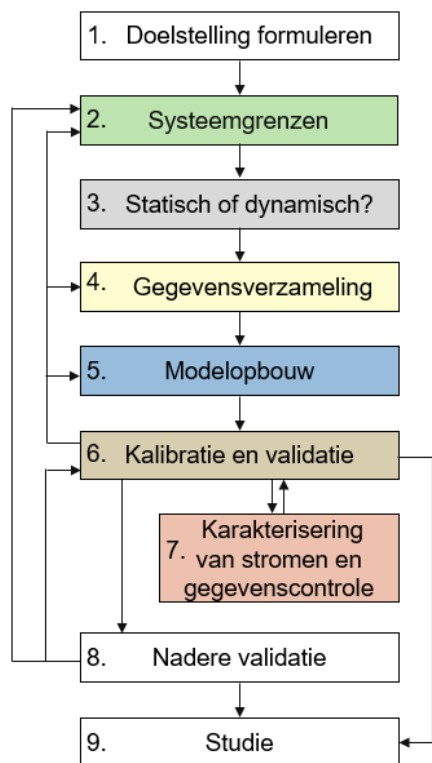
SAMENVATTING

Statische modellen zoals het HSA-model voor stikstofverwijdering en het model van Scheer voor fosforverwijdering worden vaak gebruikt in Nederland, maar zijn niet altijd toereikend doordat ze uitgaan van optimale omstandigheden, bepaalde veiligheidsfactoren hanteren en rekenen met een steady state situatie. Door de aanscherping van effluenteisen in de toekomst wordt de dynamiek in het aanvoerpatroon en het zuiveringsproces steeds belangrijker. Hier biedt dynamisch modelleren een uitkomst. Een dynamisch model biedt meer inzicht dan een statisch model, zowel in datavolume, verschillende parameters als in diverse stromen en procesonderdelen. Dit maakt een dynamisch model geschikter voor uitdagingen bij lagere effluentconcentraties, zoals het behalen van strenge(re) KRW-eisen, dan een statisch model. Bovendien levert dynamisch modelleren aanvullende informatie op die relevant is voor de invulling van de EU Richtlijn Stedelijk Afvalwater (RSA), zoals inzicht in broeikasgassen en energieverbruik en -productie.

Dynamisch modelleren biedt inzicht in de optimalisatiemogelijkheden van de rwzi, zowel in bestaande installaties als in een ontwerptraject. Het model geeft snel en direct bruikbaar inzicht in wat mogelijk is met een rwzi. Waar zit de rek, waar zit de ruimte en welke optimalisatie-mogelijkheden zijn er? Door dynamisch te modelleren kunnen waterschappen bestaande installaties optimaal benutten, wat uitbreidingen, nieuwbouw of het bijbouwen van nabehandeling ten behoeve van nutriënten kan uitstellen, verminderen of leidt tot efficiënter dimensioneren. Dit is kostenbesparend en duurzaam, en speelt in op de krapte op de arbeidsmarkt en de beperkte beschikbaarheid van specialistische kennis en personele inzet.

Dit rapport is een handreiking voor dynamisch modelleren met behulp van simulatiepakket SUMO, waarbij inzicht wordt gegeven in dynamisch modelleren als aanvulling op of vervanging van statische berekeningen. SUMO is een dynamisch simulatiemodel dat de water-, slib- en gaslijn kan modelleren en resultaten snel inzichtelijk maakt. De simulatiere resultaten zijn eenvoudig te vergelijken met praktijkwaarden van online sensoren en analyses van (debiet-proportionele) bemonsteringen. SUMO is gebaseerd op de actief slibmodellen van de International Association on Water Quality (IAWQ), een taakgroep van de International Water Association (IWA). Meerdere waterschappen tonen interesse in SUMO vanwege het gebruiksgemak, de overzichtelijkheid, en de vele mogelijkheden qua modellen. Bovendien zijn de modellen open source, waardoor de achterliggende kinetiek en formules zichtbaar en herleidbaar zijn.

De hoofdstructuur voor het opstellen van een dynamisch model bestaat uit het volgende stappenplan:



Deze handreiking biedt structuur en richting zodat SUMO eenduidig gebruikt kan worden in modelstudies. Bij locatie-specifieke situaties kan echter worden afgeweken van de stappen. Voor effectieve modellering is procestechnologische kennis van groot belang en gebruikers dienen kritisch te evalueren of het model overeenkomt met de praktijk. Parallel aan het opstellen van de handreiking is een rapport opgesteld waarin vier cases worden behandeld waar dynamisch simuleren (met SUMO) wordt toegepast ('Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases', STOWA rapport 2025-45).

SUMO maakt het mogelijk een digital twin van de zuivering te creëren, waarvoor een gedetailleerd logboek van wijzigingen in de regelingen en betrouwbare sensordata noodzakelijk is. De benodigde data zijn locatie specifiek en afhankelijk van de doelstelling van de digital twin.

STOWA IN HET KORT

KENNIS OVER WATER, VOOR NU ÉN LATER

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer – kortweg STOWA – is het kennisplatform van regionale waterbeheerders in Nederland. Vanuit ons kantoor in Amersfoort werken we aan het ontwikkelen, verzamelen, verspreiden en implementeren van toegepaste kennis. Die kennis hebben waterbeheerders nodig om de opgaven waar zij voor staan, goed uit te kunnen voeren. Of het nu gaat om klimaatadaptatie (zowel stedelijk als landelijk gebied), een goede waterkwaliteit, duurzame en effectieve afvalwaterzuivering, veilige dijken en kaden, energietransitie of circulaire economie.

Het soort kennis dat wij ontwikkelen, is breed: technisch en natuurwetenschappelijk, maar soms ook bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk. Om te zorgen dat die kennis maximaal kan worden toegepast in de praktijk, presenteren we onze onderzoeksresultaten indien mogelijk in de vorm van praktische handreikingen, tools en instrumenten. Ook faciliteren we met het oog op kennisdoorwerking Communities of Practice en organiseren we daarvoor allerlei bijeenkomsten en webinars. Via onze eigen en andermans media geven we uitleg over de achtergronden bij ons werk.

STOWA werkt vraaggestuurd. We inventariseren welke kennisvragen waterbeheerders hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers: universiteiten, kennisinstituten, kennisbedrijven of adviesbureaus. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van gezamenlijke kennisprojecten op ons. Maar wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de projectresultaten de deelnemers praktische handelingsperspectieven bieden. Ieder project wordt om die reden begeleid door een commissie waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden vastgesteld door programmacommissies, waar waterbeheerders ook zitting in hebben.

STOWA is onafhankelijk, onpartijdig en transparant. De afnemers van onze kennis moeten erop kunnen vertrouwen dat de inhoud van onze rapporten objectief en representatief is. Alleen zo kan onze kennis worden ingezet voor beter waterbeheer en innovaties die antwoord geven op de uitdagingen van vandaag en morgen. Het is aan waterbeheerders te bepalen hoe ze de kennis van STOWA in de praktijk gebruiken.

STOWA is een stichting die de richtlijnen volgt voor organisaties zonder winstoogmerk (RJ-640). In ons jaarverslag is daarom naast een cijfermatige jaarrekening ook een directieverslag opgenomen over de stichting en haar activiteiten. Het budget bedraagt jaarlijks ongeveer 20 miljoen euro. Onze deelnemers leggen gezamenlijk ieder jaar ongeveer 10 miljoen in als structurele bijdrage. Daarnaast ontvangen we jaarlijks ongeveer 10 miljoen euro in de vorm van bijdragen aan afzonderlijke projecten.

HANDREIKING DYNAMISCH SIMULEREN IN SUMO

EEN UPDATE VAN HET SIMBA- PROTOCOL, GESPECIFICEERD VOOR DYNAMISCH MODELLEREN IN SUMO

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Algemeen	1
1.2	Softwarekeuze	2
1.3	Doel	2
1.4	Aanpak	2
1.5	Leeswijzer	3
2	SUMO-STAPPENPLAN	4
2.1	Doelstelling formuleren	4
2.2	Systeemgrenzen	5
2.3	Statisch of dynamisch?	6
2.4	Gegevensverzameling	9
2.5	Modelopbouw	12
2.5.1	Algemeen	12
2.5.2	Compartimentering	14
2.5.3	Nabezinktank	15
2.5.4	Regelingen	16
2.5.5	Beluchttingsregeling	17
2.6	Kalibratie en validatie	18
2.6.1	Algemeen	18
2.6.2	Kalibratie slibproductie	21
2.6.3	Kalibratie ammoniumconcentratie	22
2.6.4	Kalibratie nitraatconcentratie	23
2.6.5	Kalibratie fosfaatverwijdering	23

2.7	Karakterisering van stromen en gegevenscontrole	24
2.7.1	Karakterisering van stromen	24
2.7.2	Aanvullende metingen	25
2.8	Nadere validatie (optioneel)	25
2.9	Studie	25
3	REFERENTIES	27
4	LIJST MET AFKORTINGEN	28
4.1	Fractionering	28
4.2	Afkortingen in SUMO	30
4.3	Afkortingen in SUMO-stappenplan	31
BIJLAGE 1	KORTE BESCHRIJVING VAN SUMO EN DE BIOCHEMISCHE MODELLEN	32
BIJLAGE 2	SCHEMATISCHE WEERGAVE TOTALE STAPPENPLAN STRUCTUUR	33
BIJLAGE 3	MASSABALANSEN	36
BIJLAGE 4	ACCEPTABELE AFWIJKING RESULTATEN DYNAMISCH MODEL	38
BIJLAGE 5	BENODIGDE DATA DYNAMISCH SIMULEREN	40

1

INLEIDING

1.1 ALGEMEEN

In Nederland wordt vaak een statisch model zoals het HSA-model¹ (voor stikstofverwijdering) en het model van Scheer (voor biologische fosfor verwijdering) gehanteerd in ontwerp of optimalisatiestudies (STOWA-rapporten 2017-46 en 1993-07)². Een van de eerste stappen in het model is het kalibreren, hierbij wordt nagegaan of het model een goede benadering geeft van de praktijksituatie. Dit lukt niet altijd doordat een statisch model uitgaat van bijvoorbeeld een optimale interne recirculatie, optimale zuurstofvoorziening en altijd toerekent naar een steady state. Een statisch model is dus niet altijd toereikend. Onder andere door aanscherping van de effluenteisen in de toekomst wordt de dynamiek in het aanvoerpatroon van de rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi), in de biologie van het zuiveringsproces en daarmee in het effluent van steeds groter belang. Als gevolg hiervan is onder meer in het recent gepubliceerde STOWA-rapport 'KRW-maatregelen voor nutriëntenverwijdering in de afvalwaterketen' (2024-27) aanbevolen om landelijk naar de verbetering van de huidige modellen of naar de ontwikkeling en/of bruikbaarheid van nieuwe modellen te kijken. Hier biedt dynamisch modelleren een uitkomst.

In 1995 is door STOWA geadviseerd om het simulatiepakket SIMBA te gebruiken voor de dynamische modellering van actief slibsystemen (STOWA 2000-16). Anno 2025 wordt dit advies aangepast naar het simulatiepakket SUMO. SUMO is een afkorting voor 'Super Model' en is software ontwikkeld door Dynamita voor het modelleren van actief slibsystemen. Een Nederlandse handreiking voor het gestandaardiseerd gebruik van simulatiepakket SUMO is gewenst.

Een protocol voor gestandaardiseerd gebruik van dynamische modellen is in 2000 opgesteld specifiek voor SIMBA (STOWA 2000-16). Hierbij is uitgebreid onderzoek gedaan naar bestaande protocolstructuren door middel van interviews bij waterbeheerders, universiteiten en adviesbureaus. Om die reden is het SIMBA-protocol als basis gebruikt voor de SUMO-handreiking. Dit rapport kan daarom worden gezien als een update van het SIMBA-protocol voor het dynamisch simuleren van actiefslibsystemen. Daarnaast is het Engelstalige protocol voor het toepassen van actief slib systeem modellen geraadpleegd (Rieger et al., 2013).

Net als bij andere simulatiepakketten voor dynamische modellen zijn de verschillende processen in SUMO gebaseerd op de diverse actiefslibmodellen (ASM) die door de International Association on Water Quality (IAWQ) zijn gepubliceerd³. Op basis van de ASM-modellen heeft het bedrijf Dynamita modellen ontwikkeld die beschikbaar zijn in SUMO (open-source). In bijlage 1 zijn de belangrijkste aspecten van bovengenoemde modellen kort toegelicht.

- 1 HSA staat voor Hochschulansatz en is een methode bedacht door de TU Aachen voor het dimensioneren van voorzieningen voor stikstofverwijdering in rioolwaterzuiveringsinstallaties.
- 2 Het HSA-model en het model van Scheer liggen gebruikelijk ten grondslag aan statische modellen die Nederlandse ingenieurs(advies)bureaus gebruiken voor berekeningen aan rwzi's. Ook kan gedacht worden aan modellen als het nabezinktankmodel van STOWA en het Chen en Hashimoto model.
- 3 Meer informatie over het gebruik van de ASM modellen kan gevonden worden in 'Guidelines for Using Activated Sludge Models' (Rieger et al., 2013).

1.2 SOFTWAREKEUZE

Voor dynamische modellering van actief slibsystemen adviseerde STOWA in 1995 om het simulatiepakket SIMBA te gebruiken. Tegenwoordig is simulatiepakket SUMO beschikbaar en dit is laagdrempeliger en eenvoudiger te gebruiken vergeleken met andere dynamische modellen waarmee de biologische processen voor stikstof- en fosfaatverwijdering kunnen worden gemodelleerd. Andere simulatieprogramma's, naast SIMBA, voor het dynamisch modelleren van actief slibsystemen zijn bijvoorbeeld Biowin, GPS-X, WEST, STOAT en ASIM.

SUMO heeft naast het simulatiepakket een digital twin toolkit genaamd Sumolator. Dit is een model in SUMO wat online gekoppeld is aan een zuivering en automatisch en realtime data kan uitwisselen met de zuivering. In deze handreiking wordt niet dieper ingegaan op het gebruik van Sumolator⁴.

1.3 DOEL

Het doel van dit rapport is het verschaffen van een handreiking voor de gebruikers van SUMO. Er wordt inzicht gegeven over de toepassing van dynamisch modelleren als aanvulling op of vervanging van een statische berekening met bijvoorbeeld het HSA-model en/of het model van Scheer. Met behulp van een adequaat stappenplan kan SUMO op een verantwoorde manier worden toegepast in de dynamische modellering van actiefslibsystemen.

Het opstellen van een handreiking is met name bedoeld om de beschikbare kennis gestructureerd weer te geven zodat SUMO op een eenduidige wijze tijdens modelstudies kan worden ingezet. De handreiking dient gezien te worden als een richtlijn waarvan kan worden afgeweken in het geval van locatie specifieke situaties.

Het is belangrijk te benadrukken dat deze handreiking een richtlijn is en dat procestechnologische kennis essentieel is om een goed model te kunnen opzetten. Gebruikers dienen voortdurend kritisch te evalueren wat er modelmatig plaatsvindt en of dit realistisch is in de praktijk, en tevens of het naar de praktijksituatie vertaald kan worden.

1.4 AANPAK

Zoals eerder benoemd, is het SIMBA-protocol als opzet gebruikt voor het opstellen van de SUMO-handreiking. Waar nodig is het SIMBA-protocol aangevuld om het geschikt te maken voor SUMO.

Voor het opstellen van het SIMBA-protocol, zijn destijds ervaren SIMBA-gebruikers geïnterviewd. Na het vergelijken van de ervaringen en werkwijzen, is het protocol ontstaan. De gesignaleerde knelpunten en oplossingen zijn opgenomen in het SIMBA-protocol. Indien van toepassing zijn deze knelpunten ook opgenomen in de SUMO-handreiking.

⁴ Meer informatie over Sumolator kan hier worden gevonden: <https://dynamita.com/products.html>

1.5 LEESWIJZER

Deze handreiking bevat het stappenplan voor dynamische modellering van actief sliabsystemen in simulatiepakket SUMO. In hoofdstuk 2 is stapsgewijs beschreven hoe een SUMO-model opgebouwd kan worden. Hoofdstuk 3 bevat referenties en hoofdstuk 4 een lijst met afkortingen.

Parallel aan het opstellen van voorliggende handreiking is een rapport opgesteld waarin vier cases worden behandeld waar dynamisch simuleren (met SUMO) wordt toegepast ('Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases', STOWA 2025-45). In dit rapport wordt de opzet van het dynamische model beschreven in de bijlagen, hierbij worden dezelfde stappen gevolgd zoals beschreven in deze handreiking. Het is aan te bevelen deze voorbeelden te bekijken als u nieuw bent met het gebruik van SUMO.

Daarnaast heeft Dynamita een aantal hulpmiddelen beschikbaar gesteld. Via het kopje 'Help' in SUMO is een document met de frequently asked questions te vinden (Sumo FAQ) en een introductiedocument van SUMO (Sumo Quick Tutorial). Op de website van Dynamita zijn een aantal uitlegvideo's en webinars geplaatst over SUMO⁵ en er is veel informatie over het gebruik van SUMO in de Dynamita Wiki⁶ te vinden. Deze informatie is ook beschikbaar via de 'Home'-pagina in SUMO. Deze handreiking is een aanvulling op de al beschikbare hulpmiddelen. Er wordt naar de Dynamita Wiki verwezen wanneer dit meerwaarde biedt.

5 <https://dynamita.com/docs.html>

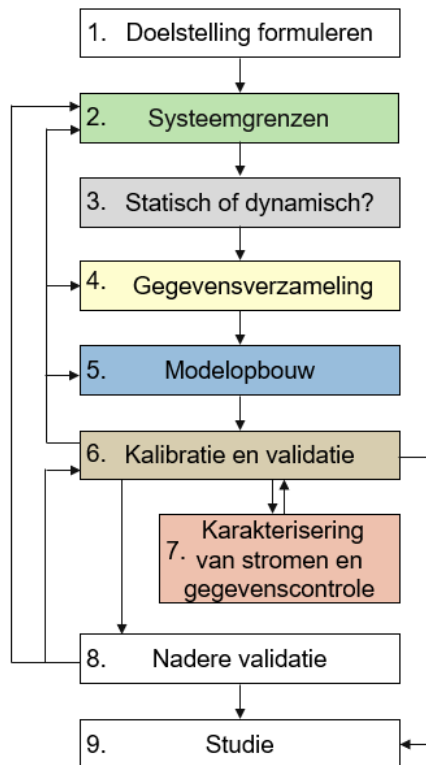
6 <https://wiki.dynamita.com/en/home>

2

SUMO-STAPPENPLAN

In dit hoofdstuk wordt de structuur voor het stappenplan toegelicht. In Figuur 2.1 is de hoofdstructuur weergegeven. De detaillering van de structuur wordt per onderdeel in de volgende paragrafen uitgewerkt. In bijlage 2 zijn de schema's van de totale stappenplan structuur weergegeven.

Figuur 2.1 Schematische weergave van de hoofdstructuur van het SUMO-stappenplan



2.1 DOELSTELLING FORMULEREN

De opbouw van het stappenplan, en daarmee het model, hangt af van het doel van de modelstudie. De doelstelling bepaalt waar het model voor wordt gebruikt en welke vraag het dient te beantwoorden. Er zijn verschillende redenen om een modelstudie uit te voeren:

1. Ontwerp van nieuwbouw.
2. Systeemkeuze.
3. Optimalisatiestudie.
4. Ontwikkeling/optimalisering van regelstrategieën.

Hierbij is het eerste type modelstudie gericht op nieuwbouw en zijn de laatste drie types gebaseerd op bestaande installaties. De mate van detaillering van het model en de meetfrequenties van zowel het influent als andere relevante stromen zal voor bovengenoemde type modelstudies van boven naar beneden belangrijker worden. Naar verwachting is de informatiebehoefte bij nieuwbouw vergelijkbaar met een systeemkeuze. Bij een systeemkeuze kan in de meeste gevallen geen gebruik worden gemaakt van historische gegevens, omdat het over het algemeen gaat om een vergelijking van verschillende procesconfiguraties in een toekomstige situatie. Dit betekent dat gewerkt moet worden met geprognosticeerde data voor het influent. De historische gegevens kunnen hulp bieden bij het vaststellen van de verhoudingen tussen de verschillende procesonderdelen.

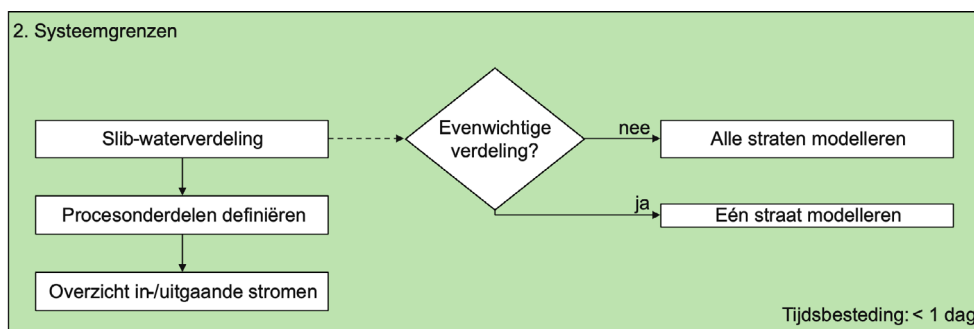
Indien het type modelstudie een optimalisatiestudie is of het ontwikkelen van regelstrategieën (van bijvoorbeeld de beluchttingsregeling, retourslibregeling of interne recirculatie) dan zal vaak meer data nodig zijn. Dan is naast influent- en effluentbemonsteringen ook sensor (uur)data essentieel.⁷

Het is mogelijk om SUMO te gebruiken in ontwerpstudies voor de nieuwbouw van een zuivering. Eventueel kan hierbij worden gekozen om SUMO te hanteren als aanvulling op een statische berekening. De eerste stap is bijvoorbeeld om met een statische berekening een indicatie van de benodigde procesonderdelen en volumes te bepalen. Vervolgens kan SUMO gebruikt worden om dit na te rekenen en de dynamische stromen te optimaliseren. In deze handreiking wordt niet dieper ingegaan op het gebruik van SUMO voor het ontwerpen van nieuwe zuiveringen.

2.2 SYSTEEMGRENZEN

Na het vaststellen van de doelstelling worden de grenzen van het te modelleren systeem bepaald. Het is niet altijd nodig de hele rwzi te modelleren. Alleen de onderdelen die relevant zijn voor de te beschrijven dynamiek en de te beantwoorden onderzoeksvragen zijn nuttig om in het model op te nemen. Daarnaast wordt in deze stap het niveau van de benodigde complexiteit van het model bepaald (steady state versus dynamisch, meerdere straten versus de hele rwzi uitvoeren in één straat). De structuur voor de procesbeschrijving is weer gegeven in Figuur 2.2.

Figuur 2.2 Structuur voor de bepaling van de systeemgrenzen



⁷ Voor een goede kalibratie/ validatie tijdens een optimalisatiestudie is het belangrijk om te weten wat er 'tussen' het influent en effluent gebeurt. Hiervoor is sensordata vereist.

Bij het vaststellen van de grenzen van het systeem en welke procesonderdelen meegenomen dienen te worden in het model, dient ook te worden bepaald welke onderdelen een significante rol spelen in het dynamische karakter van de te modelleren rwzi. Als een installatie uit meerdere parallelle straten bestaat dient te worden gecontroleerd of de verdeelwerken en de retourslibverdelers het water en slib gelijkmatig verdelen. In de praktijk gebeurt dit niet altijd, en kleine afwijkingen kunnen aanzienlijke invloed hebben op de modeluitkomsten. Als er van een gelijke verdeling van slib en water kan worden uitgegaan, kunnen alle parallelle straten op dezelfde wijze worden gemodelleerd. Er kan dan overwogen worden de rwzi te benaderen alsof deze uit één zuiveringsstraat bestaat of er kan besloten worden om slechts één van de parallelle straten te modelleren. Als er geen sprake is van een gelijke verdeling van slib en water, dienen ofwel alle straten afzonderlijk gemodelleerd te worden of kan één van de parallelle straten gemodelleerd worden met een aangepaste aanvoer. Dit laatste betekent dat de aanvoer naar die specifieke straat aangepast moet worden naar de daadwerkelijke aanvoer in de praktijk (indien bekend).

Indien de waterlijn dynamisch wordt gemodelleerd dan is het in de meeste gevallen alleen noodzakelijk om het actiefslibproces met de nabezinktank te modelleren. Eventuele verdeelwerken of putten hebben over het algemeen een verwaarloosbaar klein volume en kunnen worden weggelaten uit de modelopbouw. Wanneer een voorbezinktank aanwezig is en deze niet van belang is voor de modelstudie, dan kan ervoor worden gekozen om de afloop van de voorbezinktank als influent mee te nemen in plaats van het ruwe influent (indien meetgegevens beschikbaar zijn). Zodoende wordt de werking van de voorbezinktank irrelevant voor de modelstudie en worden eventuele onzekerheden wat betreft het rendement van de voorbezinktank buiten beschouwing gelaten. Dit is bijvoorbeeld gunstig wanneer retourstromen vanuit de sliblijn worden teruggevoerd naar de waterlijn via de voorbezinktank. Indien de voorbezinktank wel van belang is voor de modelstudie, en onderdeel is van de onderzoeksvraag, dan dient deze te worden opgenomen in het model.

Voor biologische fosfaatverwijdering geldt dat SUMO dit meeneemt wanneer de omstandigheden geschikt zijn voor de betreffende fosfaat accumulerende micro-organismen (PAO). In anaerobe omstandigheden wordt snel afbreekbare organische stof (lagere vetzuren) omgezet in een opslagproduct voor de PAO's en wordt fosfaat losgelaten. Bij aerobe omstandigheden nemen de PAO's het fosfaat weer in overmaat op. Indien de omstandigheden ongunstig zijn voor PAO's dan is de concentratie van deze micro-organismen minimaal in het model. Door de omstandigheden in het model te veranderen of optimaliseren kan onderzoek worden gedaan naar de impact op de concentratie PAO's en daarmee de biologische fosfaatverwijdering.

Voor het modelleren van de sliblijn gelden dezelfde overwegingen als in de waterlijn. Na het vaststellen van de doelstelling worden de grenzen van het te modelleren systeem bepaald. Welke procesonderdelen meegenomen dienen te worden, wordt bepaald door de onderdelen welke een significante rol spelen in het dynamische karakter van de te modelleren sliblijn.

2.3 STATISCH OF DYNAMISCH?

Voordat een onderzoek of studie start, waarbij modelberekeningen benodigd zijn, dient in de aanpak een afweging gemaakt te worden of een statisch model) voldoet of dat er gekozen moet worden voor een (aanvullende) dynamische modellering. Enerzijds is deze afweging afhankelijk van het doel van het onderzoek en anderzijds van de mogelijkheid om de betreffende zuivering (of onderdeel van de zuivering) goed te kunnen modelleren in een statisch

model. Daarnaast is het bij de keuze relevant om te overwegen of andere onderzoeken zijn gepland waarvoor een dynamisch model nodig is.

Opgemerkt dient te worden dat er een groot verschil is tussen het dynamisch of statisch doorrekenen van een installatie:

- Bij statische modellen:
 - wordt uitgegaan van een vast jaargemiddeld dagdebiet;
 - wordt uitgegaan van optimale zuurstofgehalten, in ieder geval niet beperkend voor de nitrificatie;
 - wordt er naar een steady state toegerekend;
 - eerst wordt vastgesteld hoeveel ruimte (slibmassa) nodig is voor nitrificatie en vervolgens wordt vastgesteld hoeveel ruimte (slibmassa) nog beschikbaar is voor denitrificatie;
 - lagere stikstofwaarden niet kunnen worden berekend⁸;
 - bij aanwezigheid van een A-trap of een voorbezinktank wordt uitgegaan van een vast rendement. Het biologisch functioneren van de A-trap is niet opgenomen in de statische modellering.
- Bij dynamische modellen:
 - is het mogelijk om situaties dynamisch door te rekenen. Dat betekent dat er gerekend kan worden met:
 - Variaties in aanvoer van influent, (effluent)recirculaties en (slib)retourstromen. Deze variaties betreffen zowel het debiet als de concentratie.
 - Variabele zuurstofconcentraties op basis van regelingen, maar ook op basis van (variabele) setpoints.
- Variabel slibgehalte.
 - worden bij aanwezigheid van een A-trap de biologische processen (absorptie en omzettingen) meegenomen waardoor het rendement van de A-trap (en dus de toevoer van de B-trap) sterk afhankelijk wordt van de gekozen of ingestelde omstandigheden in de A-trap (zoals zuurstofgehalten en slibgehalten).
 - kan voor de voorbezinktank zowel een vast OB-verwijderingsrendement als een dynamisch rendement worden meegenomen. Daarnaast kan de configuratie van de voorbezinktank worden ingesteld als een reactief of non-reactief volume, vergelijkbaar met de nabezinktank⁹. Zie paragraaf 2.5.3 voor een uitgebreide toelichting.
 - verlopen processen als nitrificatie, denitrificatie en biologische fosfaat verwijdering door de gehele installatie heen op basis van lokale zuurstofgehalten en beschikbaarheid van BZV.

Een dynamisch model heeft als voordeel dat het vaker kan worden gebruikt als het eenmaal is opgezet. Het kost meer tijd kosten om het op te zetten dan een statisch model, maar een dynamisch model zal meer inzicht geven in bijvoorbeeld de werking van de zuivering, de optimalisatiemogelijkheden, de impact van een veranderende procesregeling en de haalbare (jaar- of zomergemiddelde) effluentkwaliteit. Mocht een statisch model geschikt zijn voor een bepaalde studie, dan kan het toch nuttig zijn om voor een dynamisch model te kiezen als er andere studies zijn gepland waarvoor dynamische modellering nodig is. Aanpassingen aan een dynamisch model in SUMO zijn vaak snel door te voeren om het geschikt te maken voor een ander doel.

⁸ In STOWA 2024-27 staat dat het HSA-model een ondergrens heeft voor N-totaal waarop betrouwbaar kan worden gerekend. Nitraat is hierin de beperkende factor en de ondergrens voor $\text{NH}_4\text{-N}$ is gezet op 1,0 mg N/l.

⁹ Zie de Dynamita wiki voor meer informatie over de modellen van (o.a.) de voorbezinktank https://wiki.dynamita.com/en/process_units

Tabel 2.1 Samenvatting verschillen statisch model en dynamisch model

	Statisch model	Dynamisch model
Berekening	Richting steady state Stapsgewijs: eerst berekening benodigde ruimte voor nitrificatie, dan berekening beschikbare ruimte voor denitrificatie	Nitrificatie, denitrificatie en biologische fosfaatverwijdering verloopt door gehele installatie op basis van lokale zuurstofgehalten en BZV beschikbaarheid. Zowel dynamisch als statische modellering mogelijk.
Detailniveau	Laag	Hoog
Tijdsintensiviteit	Laag	Hoog
Debeten	Vast jaargemiddeld dagdebiet	Variaties in aanvoer van influent, (effluent)recirculaties en retourstromen
Concentraties	Vast	Variabel
Slibgehalte	Vast	Variabel
Zuurstofgehalten	Optimale zuurstofgehalten. Geen beperking voor nitrificatie	Variabele zuurstofconcentraties op basis van regelingen en/of setpoints in gehele installatie
A-trap	Biologisch functioneren (absorptie/ omzettingen) niet meegenomen ➔ Vast rendement voor de werking	Biologisch functioneren (absorptie/ omzettingen) meegenomen ➔ Rendement afhankelijk van omstandigheden, zoals zuurstofgehalten en BZV beschikbaarheid
Voorbezinktank	Vast verwijderingsrendement (op basis van meetdata of aannames)	Het verwijderingsrendement voor OB-verwijdering kan zowel als een vast rendement als een dynamisch rendement worden meegenomen. Daarnaast kan worden gekozen voor verschillende configuraties, vergelijkbaar met de nabezinktank zie 2.5.3, waarbij de voorbezinktank een reactief of non-reactief volume is.
Te gebruiken voor nieuw doel	Relatief eenvoudig aan te passen voor nieuwe studie	Meestal gemakkelijk om model aan te passen voor nieuwe studie

Indien in deze fase van het stappenplan de keuze valt op een statisch model in plaats van een dynamisch model dan kan dit stappenplan worden beëindigd, zoals weergegeven in Figuur 2.3. In dat geval is het minder tijdsintensief om een statisch model te hanteren. Als er voor een dynamisch model is gekozen dan kan worden doorgegaan naar de volgende stap, namelijk de gegevensverzameling.

UITDAGING: KEUZE VOOR EEN STATISCH OF DYNAMISCH MODEL

Bepalen of een statisch model voldoende is voor een studie of dat een (aanvullend) dynamisch model (SUMO) nodig is.

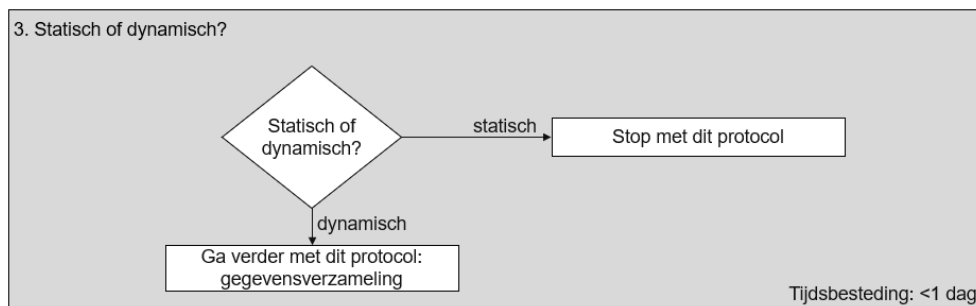
Oplossing

De keuze is afhankelijk van het doel van de studie en de mogelijkheid om de zuivering goed te kunnen modelleren in een statisch model. Het opstellen van een statisch model is minder tijdsintensief dan een dynamisch model (SUMO), zoals gegeven in Tabel 2.1. Statisch modelleren is ook mogelijk in SUMO, maar het is aan te bevelen om een minder complexe berekening te doen als een aanvullend dynamisch model niet nodig is.

De parameters die in SUMO worden ingevoerd, kunnen statisch of dynamisch worden ingevoerd. Het model kan steeds dynamischer worden gemaakt door de hoeveelheid dynamische parameters te verhogen. Zo kan een realistischer en gedetailleerder SUMO-model worden gecreëerd afhankelijk van de beschikbare data en het gewenste doel van de studie. Het kost tijd om een model gedetailleerder te maken en het resulteert vaak in een langere rekentijd van het model.

Figuur 2.3

Stappenplan structuur statisch of dynamisch?



2.4 GEGEVENSVERZAMELING

Indien voor dynamische modellering is gekozen, dient in deze fase de samenstelling en het debiet van de stromen naar de verschillende procesonderdelen en het volume van de procesonderdelen te worden vastgesteld. Dit geldt voor het influent, retourstromen, andere interne stromen zoals recirculatie(s), effluent en spuislib. Vaak zijn veel gegevens al beschikbaar. Daarnaast is het aan te bevelen om een overzicht te maken van alle relevante metingen die worden gedaan, zoals met behulp van online (sensor)meters van de concentratie droge stof, zuurstof, ammonium, nitraat, nitriet en/of fosfaat in de biologie, influent en/of het effluent. Over het algemeen geldt dat een nauwkeurige gegevensverzameling (en -controle) veel tijd kan schelen in de opvolgende stappen van het stappenplan. De benodigde gegevens en het bijbehorende detailniveau is bepaald in stap 2 (systeemgrenzen, paragraaf 2.2).

Vanuit het SIMBA-protocol en de ontwikkelaars van SUMO (Dynamita) wordt geadviseerd altijd een influent karakterisering uit te voeren van de verschillende inkomende stromen. Zodoende kan de fractionering van deze stromen op basis van de karakterisering modelmatig worden ingevuld.

Ervaringen tot op heden in Nederland leert dat, afhankelijk van de doelstelling van de modelstudie, ook kan worden gestart met dynamisch modelleren op basis van gegevens die al beschikbaar zijn voordat wordt overgegaan op een nadere karakterisering van de inkomende stromen.

In Nederland wordt het influent normaliter circa één keer in de week of twee weken bemonsterd, afhankelijk van de grootte van de rwzi. Indien niet voor iedere dag een influentconcentratie wordt meegegeven als input in het model dan zijn er in SUMO twee mogelijkheden:

- op de dagen zonder meetwaarde wordt lineair geïnterpoleerd tussen de dagen met meetwaarde;
- de meetwaarde wordt 'vastgehouden' totdat er een nieuwe meetwaarde is.

Geen van beide opties benadert de praktijk, mocht er tussen twee meetdagen een regenweeraanvoer (RWA) dag zijn dan zal zowel de geïnterpoleerde concentratie als de vastgehouden concentratie niet overeenkomen met de verdunde concentratie in de praktijk. De twee standaardopties in SUMO zijn daardoor niet wenselijk.

Als er online meters zijn voor de influentconcentraties, is het ook mogelijk om de missende meetdagen op te vullen met de resultaten van de online meters. Het is daarbij belangrijk om te controleren of de online meters betrouwbaar zijn. Door de data van de online meters

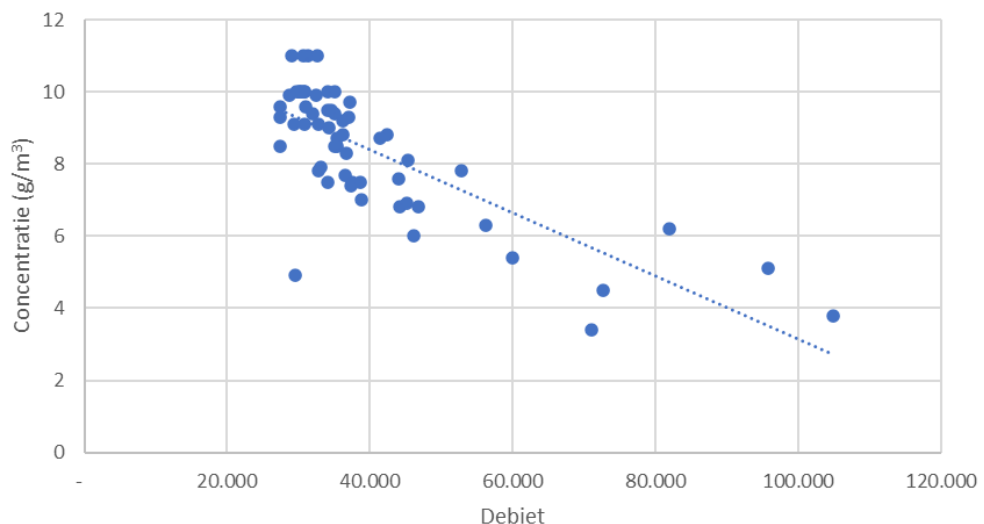
te vergelijken met de meetdagen waarvan wel data beschikbaar is, kan de betrouwbaarheid worden gecontroleerd.

Wanneer SUMO wordt ingezet met dynamische invoergegevens, in tegenstelling tot steady state berekeningen, dan adviseert Rieger et al. (2013) niet alleen naar dagelijkse waarden, maar ook naar typische dag patronen te kijken. Hier geldt opnieuw dat het benodigde detailniveau van de gegevens afhankelijk is van de doelstelling van het model. Wanneer een hoog detailniveau wordt gevraagd dan betekent dit dat een analyse benodigd is van hoe het debiet of concentraties gedurende de dag veranderen. Daarbij wordt tevens aanbevolen om te kijken naar het verschil in dagpatroon tijdens weekend- en weekdays omdat dit verschilt. Door de dagvariaties in het debiet en de influent- concentratie (CZV, N en P) te bepalen kan een hogere dataresolutie worden bereikt (dagelijkse of zelfs uur- data).

Een alternatieve methode om meer inzicht in de influent data per dag te krijgen is om een relatie te vinden tussen enerzijds de influent concentratie CZV, NKj en P-totaal en anderzijds het influent dagdebiet, zie Figuur 2.4. Op basis van het dagelijkse influentdebiet wordt een inschatting gemaakt van de dagelijkse influent concentratie CZV, NKj en P-totaal, voor de dagen dat er geen meetwaarde beschikbaar is.

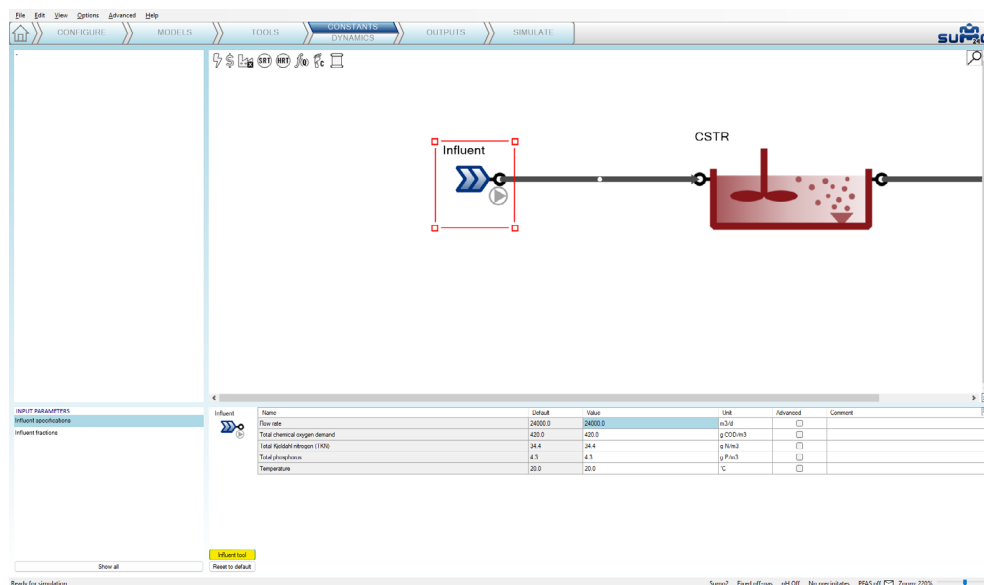
Figuur 2.4

Relatie tussen enerzijds het influentdagdebiet en de gemeten influentconcentratie. Dit figuur dient als voorbeeld



Wanneer de influentgegevens zijn vastgesteld dan kunnen deze worden ingevuld in de 'influent tool' waarbij de fractionering van de invoergegevens wordt gecontroleerd. Deze tool is te vinden door bij 'INPUTS' het flow element 'influent' te selecteren en vervolgens linksonder 'Influent tool' te kiezen (zie Figuur 25). Zie ook influentkarakterisering in de Wiki van Dynamita en Figuur 2.5 waarin een uitsnede wordt gegeven van SUMO waar de influent tool gevonden kan worden in het influent.

Figuur 2.5 'Influent tool' openen (zie gele arcering)



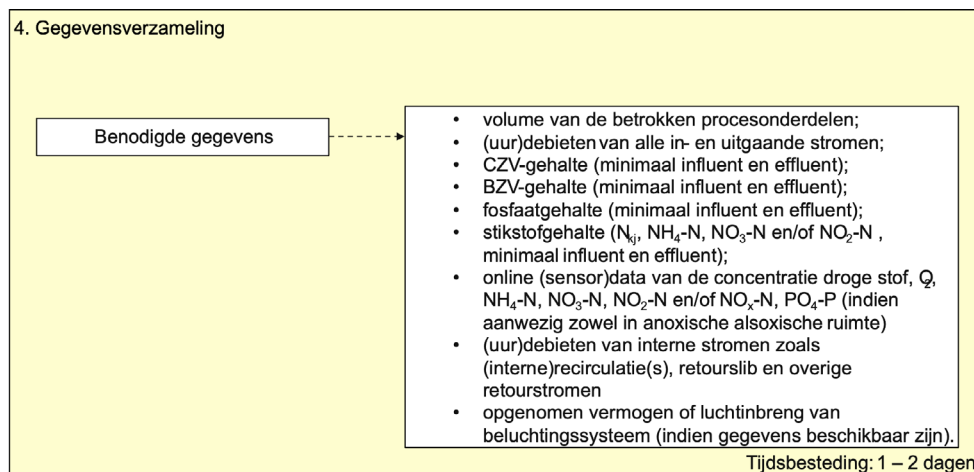
De dagelijkse influent gegevens, samen met de uitkomsten van de influenttool, wordt vervolgens als input gebruikt voor de simulatie. Vervolgens kan worden bepaald of de inschatting van de influent karakteristiek voldoende is aan de hand van de sensordata in de biologie. Deze data zijn vaak (minimaal) op uur-basis beschikbaar. Wat in deze 'voldoende' is, is afhankelijk van de doelstelling van de studie zoals beschreven in paragraaf 2.1 en in paragraaf 2.6.1 wordt ingegaan op acceptabele afwijkingen van modelmatige resultaten vergeleken met de praktijksituatie.

Indien de twee mogelijkheden binnen SUMO of bovengenoemde methoden niet voldoende is voor doelstelling van de dynamisch studie dan zijn aanvullende metingen nodig om de influent karakteristiek te bepalen. In STOWA 1996-08 zijn richtlijnen opgesteld en in STOWA 1999-13 aangescherpt. Het SIMBA-protocol (STOWA 2000-16) en Rieger et al. (2013) beschrijft de influent karakterisering uitgebreid.

In Figuur 2.6 is schematisch weergegeven welke gegevens noodzakelijk zijn om te kunnen starten met de modelstudie.

Figuur 2.6

Stappenplan structuur gegevensverzameling



Zoals benoemd in paragraaf 2.1 is de benodigde meetfrequentie voor de bemonsteringen en/of data lager bij een systeemkeuzestudie dan in het geval van een optimalisatiestudie. Daarnaast geldt bij een systeemkeuzestudie vaak dat het gaat om een vergelijking van verschillende procesconfiguraties in een toekomstige situatie en is er geen (dynamische) data beschikbaar. In deze gevallen is een daggemiddelde concentratie van het influent en effluent, en een variërend dagdebiet voldoende om een systeemkeuze te kunnen maken.

Voor een systeemkeuzestudie kan een statische berekening voldoende zijn. Mochten er aanvullende onderzoeksvragen zijn wat betreft configuratie of verdeling van (retour)stromen dan geeft een dynamische modellering aanvullende inzichten.

Voor optimalisatiedoeleinden of het ontwikkelen van regelstrategieën is vaak een hogere meetintensiteit benodigd. Hierbij wordt de beschikbaarheid van (uur) sensor data in de biologie (anoxische en oxische ruimtes) essentieel en is uur-data van het debiet van het influent en interne stromen zoals recirculaties benodigd. Dit is echter vaak (standaard) aanwezig.

2.5 MODELOPBOUW

2.5.1 ALGEMEEN

Bij het bepalen van de systeemgrenzen dient een overzicht te worden opgesteld van de te modelleren procesonderdelen. Dit zijn onder andere de anaerobe, anoxische en aerobe ruimtes en de bezinktank(s). De opbouw van het model is een cruciale fase in de modelstudie. De kalibratie van het actiefslibmodel is namelijk zinloos als het procesmodel niet overeenkomt met de praktijksituatie. Als er gedurende de kalibratie grote aanpassingen van (kinetische en/of stoechiometrische) modelparameters nodig zijn, is de kans erg groot dat er een structurele fout in het procesmodel aanwezig is. Het is daarom aan te raden om de opbouw van het model te controleren voordat wordt overgegaan tot het aanpassen van modelparameters of een intensieve meetcampagne.

UITDAGING: KEUZE TYPE COMPARTIMENT

Bepalen welke 'process unit' in SUMO het meest geschikt is om te gebruiken voor het modelleren van een procesonderdeel.

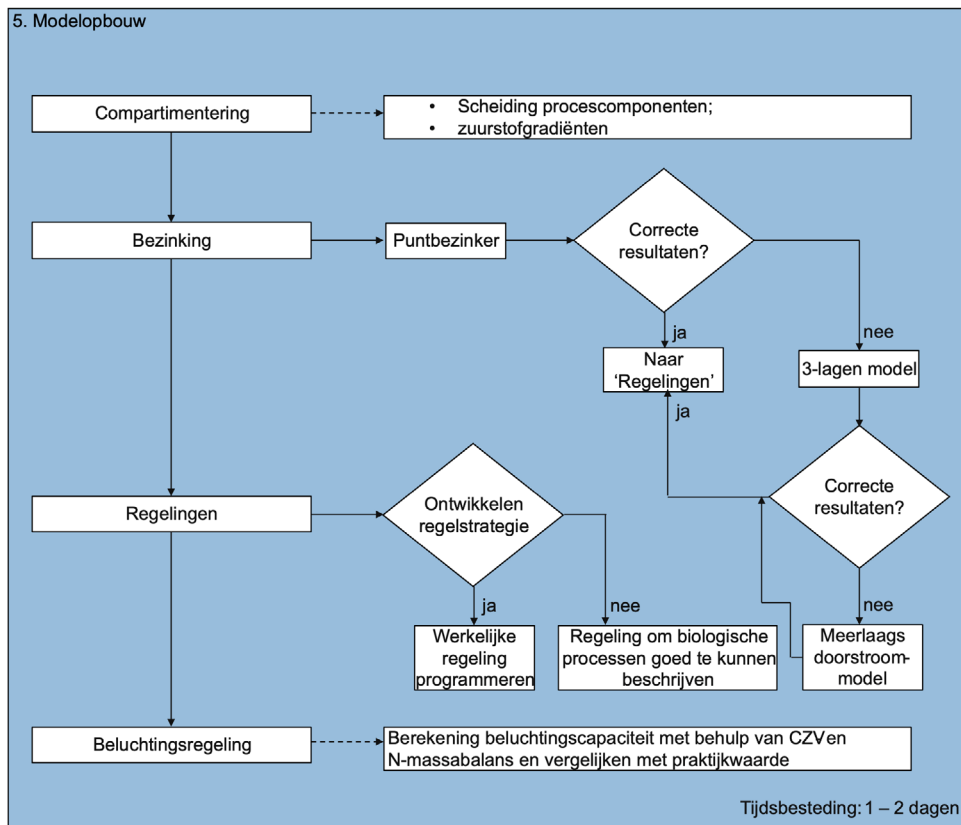
Oplossing

Om te bepalen welke 'process unit' het best gekozen kan worden om een procesonderdeel te modelleren in SUMO, is het aan te bevelen om de Dynamita Wiki te raadplegen (https://wiki.dynamita.com/en/process_units). Deze wordt bijgewerkt als er nieuwe 'process units' aan SUMO worden toegevoegd. De volgende 'process units' worden vaak gebruikt, namelijk:

- Voorbezinktank: 'Separators – Primary'
- Biologische tank (anaeroob/anoxisch/aeroob): 'Bioreactors – CSTR'
- Nabezinktank: 'Separators – Clarifier'

In Figuur 27 wordt de opbouw van het procesmodel met de verschillende aandachtspunten schematisch weergegeven, in paragraaf 2.5.2 t/m 2.5.5 worden de aandachtspunten toegelicht.

Figuur 27 Schematische weergave van de modelopbouw



UITDAGING: ACHTERHALEN DETAILINFORMATIE

Het achterhalen van detailinformatie over de procesconfiguratie en gegevens is van groot belang.

Oplossing

Het is aan te raden om bij dit onderwerp van grof naar fijn te werken. Een bezoek aan de betreffende rwzi kan zeer effectief zijn. Vaak zijn er kleine wijzigingen in de procesconfiguratie ten opzichte van het oorspronkelijke ontwerp. Deze informatie is bekend bij de bedrijfsvoerder van de rwzi. Daarnaast biedt een bezoek aan de rwzi de mogelijkheid om een beter begrip te krijgen van de werking van de installatie.

2.5.2 COMPARTIMENTERING

De stroming van het slibwatermengsel door de rwzi beïnvloedt het zuiveringsrendement en moet daarom nauwkeurig worden beschreven. Dit kan worden gedaan door het proces te modelleren als een combinatie van compleet gemengde reactoren met recirculatie en retourstromen. Een basisbeschrijving van het zuiveringsproces omvat de anaerobe, anoxische en aerobe 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, zoals omloopsystemen, is het nodig om deze op te delen in meerdere zones. Hierbij wordt de beluchting, sensoren, aanvoer en afvoer van de omloop en retourslib in aparte zones ingedeeld. Op deze wijze wordt een zuurstof en concentratie profiel door de tank gesimuleerd welke de praktijksituatie benadert. Een combinatie van kennis en gevoel ligt doorgaans aan de basis van een goede compartimentering (STOWA 2000-16).

Wanneer de compartimentering de praktijksituatie niet goed benadert, bijvoorbeeld door sterke afwijking van de sensordata, dan kan ervoor worden gekozen om aanvullende metingen uit te voeren om bijvoorbeeld het zuurstofprofiel te bepalen, zie onderstaand tekstblok.

UITDAGING: BEPALING AANTAL COMPARTIMENTEN

Bij het bepalen van het aantal compartimenten in het model en het omgaan met onvolledige menging, is het vaak niet duidelijk wat de beste aanpak is.

Oplossing

Als een rwzi sterk gecompartmenteerd is, wordt aanbevolen deze compartimentering ook in het model toe te passen. Het opdelen van de voordennitrificatieruimte in twee tot drie compartimenten is meestal voldoende. Als er geen fysieke compartimentering is, zoals bijvoorbeeld bij omloopsystemen, moet deze op basiskennis (en gevoel) worden opgedeeld. Indien de kalibratie/validatie van de modelopbouw niet goed lukt, en de modelmatige resultaten sterk afwijken van de praktijk, kan het helpen de modelopbouw meer te compartimenteren. Voor het modelleren van een omloopsysteem is het aan te raden om 10 – 15 compartimenten te gebruiken.

Indien de kalibratie/validatie met bovenstaande aanpak niet lukt dan kan de compartimentering worden gecontroleerd op basis van een zuurstofprofiel. Het is hierbij belangrijk om te weten dat, afhankelijk van het beluchtingssysteem en de mengvoorzieningen, er naast een zuurstofprofiel over de lengte ook een profiel over de diepte kan bestaan. Een zuurstofprofiel over de diepte wijst op onvolledige menging. Door het aantal comparti-

menten in het model te verhogen en parallel te schakelen, kan hier rekening mee worden gehouden.

Over het algemeen geldt dat hoe meer compartimenten er modelmatig worden gehanteerd, hoe langer de simulatietijd zal zijn.

Nadat het aerobe, anaerobe en anoxische volume is vastgesteld, dient te worden bepaald of deze als een propstroom of als één compleet gemengd compartiment kunnen worden beschreven. Er geldt dat kan worden volstaan met één gemengd compartiment als een nulde-orde proces beschreven wordt (concentratie heeft geen invloed op de processnelheid). Een biologische reactie kan als nulde-orde reactie worden verondersteld als de werkelijke concentratie 1,5 – 2 keer hoger ligt dan de verzadigingscoëfficiënt (K_s) van de betreffende component. Hierbij moet in de praktijk gelet worden op de ammonium-, nitraat- en zuurstofconcentratie. In de praktijk wordt echter gezien dat compartimentering van de aerobe, anaerobe en anoxische ruimten noodzakelijk is.

Het aantal benodigde compartimenten hangt af van het doel van de modelstudie. Voor het simuleren van procesregelingen is het aantal reactoren erg afhankelijk van de positie van de sensoren. De variatie van bijvoorbeeld de zuurstofconcentratie op de positie van de sensor moet dan modelmatig overeenkomen. Op basis van deze benadering bestaat een omloopstelsel uit circa 10 – 15 compartimenten en is een compartimentering van de anaerobe ruimte en de voordennitrificatieruimte in 1 – 4 compartimenten meestal voldoende.

2.5.3 NABEZINKTANK

Voor het beschrijven van de nabezinktank zijn in SUMO 3 modellen beschikbaar¹⁰:

1. Puntbezinker (volumeless point separator).
2. 3-lagen model (three compartment model).
3. Meerlaags doorstroommodel (layered flux model).

Het is aan te bevelen om te beginnen met een puntbezinker waar een ‘perfecte’ slib-/waterscheiding wordt gemodelleerd en er geen reactief volume aanwezig is (in SUMO: volumeless point separator). Tijdens het kalibreren van het model zal duidelijk worden of deze aanname resulteert in modelmatige resultaten welke de praktijksituatie benaderen. Bij het gebruik van de puntbezinker dient dezelfde concentratie onopgeloste bestanddelen in het effluent als in de praktijk te worden opgegeven in het model. Als dit niet gebeurt, wordt de slibproductie en daarmee de nitrificatiecapaciteit waarschijnlijk fout voorspeld. De concentratie onopgeloste bestanddelen¹¹ in het effluent van een nabezinktank staat standaard op 10 mg/L. Vaak komt dit overeen met de praktijk, maar op basis van eigen meetdata kan dit worden aangepast.

Indien de modelmatige resultaten niet goed overeenkomen met de praktijk dan kan worden overgestapt op een 3-lagen model (in SUMO: three compartment model). Dit zijn de ‘schoon water laag’, de slibdeken en de ingedikte sliblaag. In dit model wordt onderscheid gemaakt in de verschillende lagen/ compartimenten welke aanwezig zijn in een nabezinktank. Hierbij is er ook een reactief volume aanwezig waarin kan worden gedenitrificeerd onder anoxische omstandigheden in de aanwezigheid van nitraat. Het reactieve volume is ook van belang voor de biologische fosfaatverwijdering.

10 Voor een voorbezinktank zijn in SUMO dezelfde opties beschikbaar.

11 In SUMO ‘Effluent solids’, maar in het Nederlands ‘onopgeloste bestanddelen’ of ‘zwevende stof’.

Mocht het 3-lagen model de praktijk niet benaderen dan is er de optie om een meer-laags doorstroommodel te gebruiken (in SUMO: layered flux model). Dit is een gedetailleerd bezinkmodel waarbij de gebruiker zelf het aantal bezinklagen, met een maximum van negen lagen, in de nabezinktank kan aangeven. Het is dan ook van belang dat er een goed begrip is van de werking van de nabezinktank (en de sliblagen) in de praktijk. In dit model moet het aantal sliblagen, de diepte van invoer en de slibafvoer worden ingegeven. Per sliblaag wordt de slibbezinking berekend en gesimuleerd.

Voor de laatste twee nabezinktank modellen geldt dat het werkelijke volume van de nabezinktank en het totale volume van de virtuele compartimenten van de nabezinktank overeen dienen te komen. Over het algemeen geldt dat hoe complexer het gehanteerde model, hoe langer de simulatietijd.

De bezinktanks (inclusief voorbezinktank) maken gebruik van op massabalans gebaseerde algebraïsche modellen. Hierbij zijn verschillende invoerparameters mogelijk, zie de Dynamita wiki voor meer informatie over het model achter de bezinktanks (https://wiki.dynamita.com/en/PU_spec_models). In een bezinktank wordt de mate van verwijdering van parameters als CZV, BZV, N en P niet apart ingegeven. Op basis van de ingegeven influentkarakteristiek en de ingegeven invoerparameters (bijvoorbeeld het verwijderde percentage onopgeloste bestanddelen) wordt de verwijdering van de andere parameters bepaald.¹²

2.5.4 REGELINGEN

Over het algemeen is het voldoende dat de regelingen zo gemodelleerd worden dat de dynamiek van de biologische processen in de rwzi juist wordt beschreven. Het dynamische model dient de praktijksituatie te benaderen. De modelresultaten zullen nooit exact overeenkomen met de gemeten praktijkwaarden. Voor de vergelijking van verschillende maatregelen is dit vaak ook niet strikt noodzakelijk. Dit betekent dat de gemodelleerde effluentconcentratie in ieder geval de trend moet volgen van de werkelijke effluentconcentraties en van de gemodelleerde concentraties in bijvoorbeeld de actief slib tank van de online sensoren. De modelmatige resultaten van verschillende berekeningen kunnen met elkaar worden vergeleken. Bij de vergelijking wordt vooral gekeken naar de verbetering of verslechtering van de effluentkwaliteit ten opzichte van de referentiesituatie en in welke mate deze verbetert of verslechtert.

De te modelleren regeling dient zo eenvoudig mogelijk gehouden te worden. 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.

In SUMO worden regelingen toegevoegd met behulp van 'Controllers'. Meer informatie om een keuze te maken voor een type 'Controller' kan worden gevonden in de Dynamita Wiki¹³. Voorbeelden voor het gebruik van 'Controllers' zijn te vinden in de bijlagen van het rapport 'Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases' (STOWA 2025-45) of in SUMO onder het tabblad 'Home' bij voorbeeldprojecten^{14,15}.

12 Hetzelfde geldt voor de voorbezinktank

13 <https://wiki.dynamita.com/en/controllers>

14 De voorbeeldprojecten zijn direct zichtbaar als SUMO wordt geopend.

15 Zeer gedetailleerde of complexe regelingen kunnen met behulp van 'Plantwide code' in SUMO gemodelleerd worden in plaats van of in combinatie met een 'Controller'. Zie paragraaf 2.5.5, het voorbeeld van RWZI Winterswijk in bijlage 4 van STOWA 2025-45 en de Dynamita Wiki (<https://wiki.dynamita.com/en/PlantwideExcel>) voor meer toelichting.

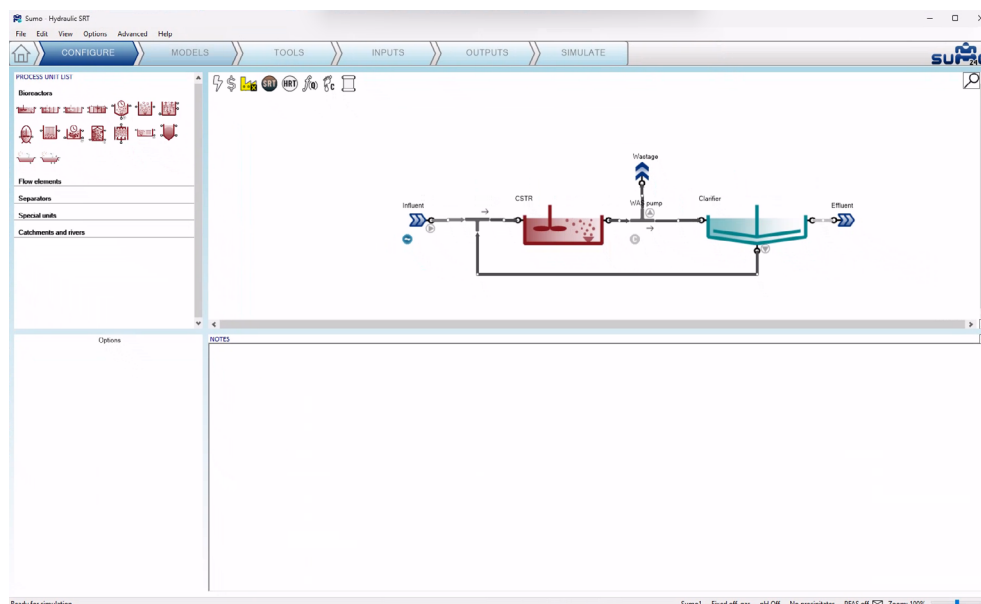
2.5.5 BELUCHTINGSREGELING

Voor het opzetten van de beluchtingsregeling wordt aanbevolen om te beginnen met het compartiment waar de opgeloste zuurstof (DO) wordt gemeten. In dit compartiment kan, bij de kalibratie, de gemeten DO worden ingezet als inputparameter van de beluchtingsregeling. De andere compartimenten kunnen vervolgens worden geregeld op basis van de beluchtingsregeling in dit compartiment¹⁶. Hierbij kan de volgorde van aan/ uitschakelen van andere beluchtingssystemen (punt- en/of bellenbeluchting) worden meegenomen met de bijbehorende inbrengcapaciteit. Vervolgens kan stapsgewijs de regeling dynamischer worden gemaakt indien dit gewenst is (afhankelijk van de doelstelling van de studie).

Wanneer de beluchtingsregeling onbekend is en alleen de zuurstofconcentratie bekend is, kan ervoor gekozen worden om een zuurstofsetpoint in te stellen om de gewenste zuurstofconcentratie in het model te forceren. In dit geval is de zuurstofconcentratie in het model gelijk aan de in de praktijk gemeten zuurstofconcentratie. Indien de zuurstofsensor onbetrouwbaar wordt geacht dan kan ervoor worden gekozen om de beluchting te regelen op basis van de ammonium sensor. In dit geval is de ammoniumconcentratie in het model gelijk aan de in de praktijk gemeten ammoniumconcentratie. Vervolgens kan andere sensordata (van NO_3 of PO_4) worden gebruikt om het model verder te kalibreren/ valideren.

Met de beschikbare controllers in SUMO kunnen veel typen beluchtingsregelingen worden gemodelleerd. Een aantal regelingen kunnen niet exact gemodelleerd worden met controllers als de werkelijke regeling, zoals matrixregelingen of regelingen waarbij het DO setpoint met een vaste waarde wordt aangepast. Voor 'custom' beluchtingsregelingen kan plantwide code een oplossing bieden. Zie Figuur 28 voor de plek om plantwide code te openen.

Figuur 28. 'Plantwide Code' openen (zie gele arcering rechts van de Process Unit List)



16 Dit kan in SUMO worden gedaan door bijvoorbeeld een PID controller te hanteren voor het compartiment met de DO-sensor en vervolgens een 'Ratio' controller te hanteren voor de overige compartimenten met beluchting. De ratio controller wordt dan geregeld door de PID controller. Zie de bijlages van STOWA 2025-45 voor voorbeelden van de toepassing hiervan of de voorbeeldprojecten onder het tabblad 'Home' in SUMO.

Na het openen van plantwide code, opent een Excel-bestand met drie tabbladen: 'Help', 'Parameters' en 'Code'. De tabbladen 'Parameters' en 'Code' dienen volgens een specifiek format te worden ingevuld. Het opzetten van een regeling in plantwide code is eenvoudiger voor mensen met codeerervaring. Een voorbeeld van een matrixbeluchttingsregeling die is gemodelleerd via plantwide code is zichtbaar in bijlage 4 van het rapport 'Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases' (STOWA 2025-45, case RWZI Winterswijk, Figuren B4-20 en B4-21). Na de aanpassingen in het Excel-bestand dient het bestand opgeslagen te worden om de wijzigingen te behouden.

Naast beluchting kan ook zuurstof worden ingebracht via het retourslib en influent (door het gebruik van vizels). Dit is in de meeste gevallen echter verwaarloosbaar klein. Dient dit toch meegenomen te worden dan is het nodig om de zuurstofconcentratie in deze stromen te meten. Een onjuiste beschrijving van de beluchting en zuurstofinbreng via bijvoorbeeld retourslibvizels kan gevolgen hebben voor het denitrificatieproces en mogelijk ook voor de biologische fosfaatverwijdering.

2.6 KALIBRATIE EN VALIDATIE

Bij het kalibreren van een model wordt geadviseerd een volledig jaar aan data te gebruiken. Zodoende wordt het model opgezet met data uit zowel een zomer- als winterperiode. Voorheen werden dynamische modellen over het algemeen niet met een volledig jaar gekalibreerd, maar slechts met data uit bijvoorbeeld een winterperiode. Vervolgens werd dit gevalideerd met de data van bijvoorbeeld de zomerperiode. Door een volledig jaar te hanteren tijdens de kalibratie wordt de kalibratie en validatie in één stap uitgevoerd (hierna: kalibratie).

In 'Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases' (STOWA 2025-45) is voor vier cases de kalibratie stap voor stap beschreven. Dit is voor RWZI Hellevoetsluis en RWZI Winterswijk gedaan met behulp van screenshots van SUMO.

2.6.1 ALGEMEEN

Wanneer de modelopbouw of beschikbare gegevens niet juist blijken te zijn, kan het model niet goed worden gekalibreerd. Het gevolg is dat er tijdens de kalibratie grote aanpassingen moeten worden gedaan. Dit kan bijvoorbeeld komen door de aanwezigheid van anoxische zones in de aeratietank, onjuiste gegevens van de slibproductie of een onjuiste beluchttingsregeling. In dit geval is het nodig de modelopbouw en de gebruikte gegevens te herzien. Voor de modelopbouw geldt dat het kan helpen de opbouw meer te compartimenteren als dit nog niet gedaan is. Als dit geen goed resultaat geeft dan kan de zuurstofverzadigingscoëfficiënt K_{O_2} of de nitraatverzadigingscoëfficiënt (K_{NO_3}) worden aangepast. Voor een onderscheid tussen anoxische en anaerobe compartimenten geldt dat een redoxmeting kan worden ingezet. Als de rwzi tijdens de modelopbouw niet bezocht is en er geen contact is geweest met de operator/bedrijfsvoerder, wordt aangeraden om op dit punt in de studie de rwzi te bekijken en te overleggen met de operator/bedrijfsvoerder. Dit benadrukt het belang van stap 4 en 5 (gegevensverzameling en modelopbouw) in dit stappenplan. Wanneer deze stappen zorgvuldig worden doorlopen dan kan dit veel tijd besparen in de kalibratie.

De eerste stap in het kalibreren van het model is te starten met constante jaargemiddelde influent concentraties en influent dagdebiet. Zodoende kan een eerste controle van het model worden uitgevoerd en wordt duidelijk of er slibgroei is in de biologische stappen en

of er überhaupt wordt genitrificeerd. Vervolgens kan stapsgewijs het model dynamischer worden gemaakt bijvoorbeeld door het influent te laten variëren per dag of uur, de gemeten influent concentraties per dag te variëren en het temperatuurprofiel per dag mee te geven. Een volgende stap is om ook de interne stromen (recirculaties en retourslib) te variëren.

Wanneer het debiet sterk varieert gedurende de dag dient het uurdebiet meegenomen te worden. Voor stabielere processen waarbij binnen een dag geen grote variaties zijn, zoals het slibgehalte of de temperatuur, kan worden uitgegaan van daggemiddelde data.

Wanneer de modelopbouw en de eerste stap in het kalibreren zijn uitgevoerd dan kan het modelmatige resultaat worden vergeleken met de praktijkwaarden. Indien blijkt dat het model de effluentkwaliteit niet benadert dan wordt geadviseerd nogmaals de gegevens en modelopbouw te controleren (paragraaf 2.4 en 2.5). Indien dit geen verbetering geeft wat betreft het overeenkomen van de modelmatige resultaten met de praktijk dan kan een nadere karakterisering van verschillende relevante stromen worden uitgevoerd. Onder de relevante stromen worden hier niet alleen influent en effluent, maar ook de interne - en recirculatiestromen verstaan. Een verdere karakterisering kan zowel het opvragen van aanvullende (uur of minuten) data betekenen als het uitvoeren van een meetcampagne teneinde het influent nauwkeuriger te kunnen karakteriseren. Door gevoeligheidsanalyses uit te voeren met het gekalibreerde model, kan mogelijk het aantal te analyseren componenten en de benodigde analyses worden verminderd. Gevoeligheidsanalyses kunnen worden uitgevoerd door bepaalde invoergegevens van het model te variëren¹⁷. De gegevenscontrole kan bijvoorbeeld worden uitgevoerd door massabalansen op te stellen en te evalueren, zie ook bijlage 3. Met behulp van de nieuwe gegevens kan vervolgens het model nauwkeuriger worden gekalibreerd (STOWA 2000-16).

Een indicatie van een voldoende goed gekalibreerd model volgens STOWA 2000-16 wordt gegeven in Tabel 22. Hierin wordt een mate van nauwkeurigheid gegeven waaraan getoetst kan worden. In STOWA 2000-16 wordt een redenering gegeven van de acceptabele onnauwkeurigheid op basis van meetonnauwkeurigheden bij monsternames in combinatie met een fout bij het bepalen van debieten. Het heeft geen zin om het model tot op de laatste decimaal te kalibreren als de meetonnauwkeurigheid van analyses 5 tot 10% bedraagt. Dit geldt tevens voor sensordata, zelfs indien deze regelmatig gekalibreerd worden dan zal er nog steeds een zeker mate van meetonnauwkeurigheid bestaan.

Tabel 22

Acceptabele afwijking van de modelresultaten vergeleken met de praktijkwaarden.

Analyse	STOWA 2000-16
N-totaal	+/- 10%
P-totaal	+/- 10%

In bijlage 4 is een meer uitgebreide tabel vanuit Rieger et al. (2013) opgenomen waarin de acceptabele afwijking voor verschillende doelstellingen wordt gegeven. Aan de hand van bovenstaande kan worden geconcludeerd wanneer het model voldoende goed is gekalibreerd.

¹⁷ Een gevoeligheidsanalyse kan in SUMO ook worden gedaan met behulp van 'Advanced' simulatie. Door de te variëren parameter aan te klikken bij 'Inputs' in de kolom 'Advanced' in SUMO, is het mogelijk om 'Advanced' simulatie te gebruiken. Zie de Bijlage in STOWA 2025-45 case RWZI Bergambacht voor een voorbeeld van de toepassing hiervan. Voor meer informatie, zie de Dynamita Wiki: <https://wiki.dynamita.com/en/advanced-simulations>

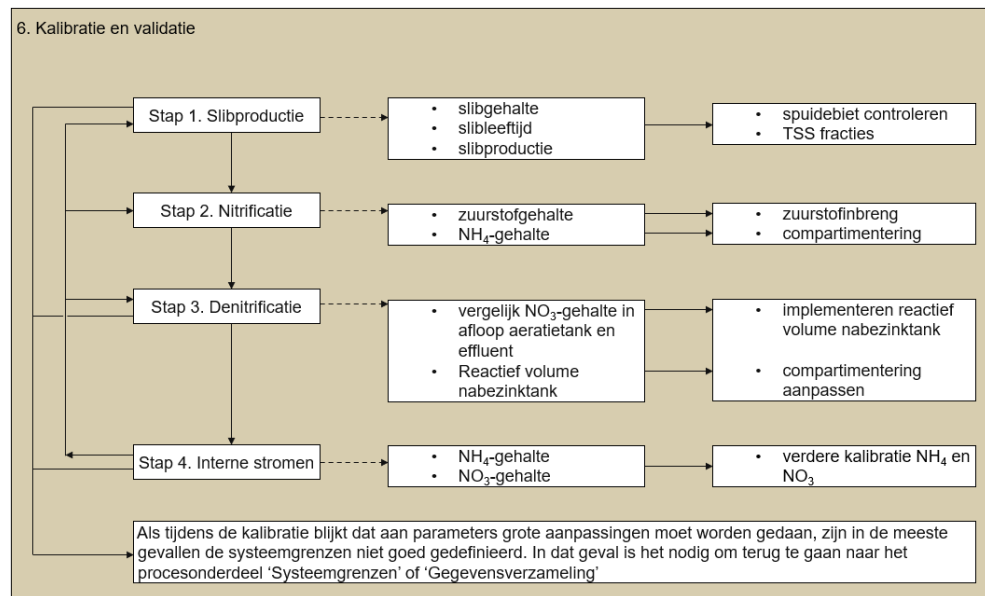
Bij het controleren van de modelgegevens met de praktijkdata wordt geadviseerd te starten met de slibproductie en -afvoer. Voor de daaropvolgende kalibratie is geen strikte volgorde, dus dat kan op basis van logica worden vastgesteld. Indien dat niet mogelijk is, kan het volgende stappenplan worden gevolgd:

1. Slibproductie.
2. Ammoniumconcentratie zowel in de biologie als in het effluent.
3. Nitraatconcentratie zowel in de biologie als in het effluent.
4. Concentraties van relevante componenten in andere stromen.

Het kalibratieproces is in Figuur 2.9 schematisch weergegeven.

Figuur 2.9

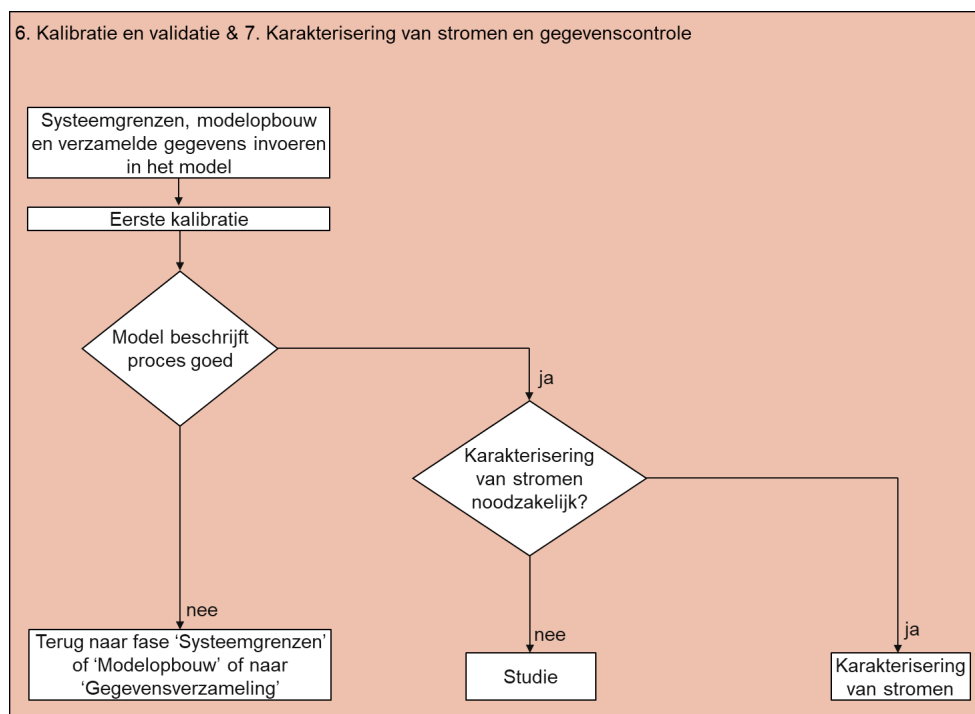
Schematische weergave kalibratieproces



Bij systeemkeuzestudies kan een grotere afwijking dan 10% toch voldoende zijn voor de doelstelling van het model en daarmee de studie (Tabel 22). Bij het interpreteren van de modelmatige resultaten wordt voornamelijk gekeken naar een verschil (verbetering of verslechtering) in bijvoorbeeld effluentkwaliteit.

De doelstelling bepaalt waar het model voor wordt gebruikt, wat een acceptabele afwijking is en welke vraag het dient te beantwoorden. Als het model antwoord geeft op de vraag dan is het model 'voldoende' gekalibreerd en is een verdere karakterisering of gegevenscontrole niet nodig. Deze werkwijze is schematisch weergegeven in Figuur 2.10.

Figuur 2.10 Schematische weergave van de procedure met betrekking tot kalibratie en validatie & karakterisering van stromen en gegevenscontrole



2.6.2 KALIBRATIE SLIBPRODUCTIE

Het kalibreren van de slibproductie is cruciaal voor een nauwkeurige modellering van de slibleeftijd en daarmee het nitrificatieproces. Als de slibleeftijd in de praktijk een kritieke factor is - bijvoorbeeld wanneer de minimale slibleeftijd niet voldoende is om de nitrificatie in het systeem te behouden - dan zijn de concentraties CZV (chemisch zuurstofverbruik) en OB (onopgeloste bestanddelen) in het influent van grote invloed. Een juiste inschatting van deze parameters is daarom noodzakelijk.

Indien de slibleeftijd een minder grote rol speelt doordat er voldoende capaciteit is in de praktijksituatie, dan wordt een juiste inschatting van NKj (Kjeldahl stikstof) en NH_4 (ammonium) belangrijker dan CZV en OB. Kortom, bij het kalibreren van het model dient altijd te worden gestart met het kalibreren van de slibproductie. Dit vormt de basis voor een accurate verdere modellering van het systeem.

De modelmatige slibafvoer kan voor de voorbezinktank (primair slib) worden geregeld op basis van het percentage onopgeloste bestanddelen dat wordt verwijderd. Voor surplusslib wordt dit vaak geregeld op basis van het daadwerkelijk gemeten slibgehalte in de aeratietank. Voor de kalibratie van de slibproductie kan het beste worden uitgegaan van het evalueren van de modelmatige slibafvoer met de (maandgemiddelde) slibafvoer in de praktijk, dit geldt voor zowel primair als secundair slib. De afwijking die hier acceptabel is, is afhankelijk van de meetonnauwkeurigheid die wordt ervaren bij het bepalen van de slibafvoer. Als richting kan hier dezelfde acceptabele afwijking van 5 tot 10% worden aangehouden zoals in Tabel 2.2.

De kalibratie van de slibproductie kan afwijkingen vertonen wanneer:

- de spuislibvracht en/of het spuislibdebiet in de praktijk onvoldoende bekend en/of onvoldoende betrouwbaar zijn;
- het opgegeven gehalte onopgeloste bestanddelen in het effluent onbetrouwbaar is.

Indien de modelmatige slibafvoer niet goed overeenkomt met de praktijk dan wordt geadviseerd bovenstaande punten te controleren. Als dit geen positief effect heeft dan wordt geadviseerd een massabalans op te stellen om eventuele modelfouten te achterhalen (zie bijlage 3, vergelijking 5). Als laatste kan ervoor worden gekozen bepaalde modelparameters aan te passen.

De fractie inert onopgeloste organische stof is één van de meest dominante parameters die de slibleeftijd bepalen¹⁸. Hoe hoger de slibleeftijd is, hoe gevoeliger het model is voor deze fractie. Gedurende de kalibratie worden de andere TSS-fracties zo gevarieerd dat de som van de TSS-componenten gelijk blijft. Door de TSS fractionering van het influent binnen bepaalde grenzen te variëren, kan een kalibratie van de slibproductie worden uitgevoerd totdat het slibgehalte, de slibleeftijd en de slibafvoer vergelijkbaar worden met de praktijkwaarden. Hierbij mag geen irreële waarde van bijvoorbeeld X_u worden gekozen. Dit kan worden gecontroleerd door middel van de zogenaamde 'Influent tool' van SUMO, zie Figuur 25. Met deze tool wordt een Excelbestand geopend en onder het tabblad 'Check fractions' kan de influentkarakteristiek en fractionering worden gecontroleerd binnen bepaalde (default) bandbreedtes.

2.6.3 KALIBRATIE AMMONIUMCONCENTRATIE

De slibproductie dient gekalibreerd te zijn voordat gestart wordt met de kalibratie van de stikstofverwijdering. In dit geval is namelijk de inbouw van stikstof in het slib goed gemodelleerd en kan het nitrificatieproces worden gekalibreerd. De stikstofverwijdering wordt gekalibreerd door middel van de ammoniumconcentratie in de biologie (sensordata) en in het effluent (debiet proportionele monsters). Het kalibreren mede op sensordata is een verschil ten opzichte van voorgaande dynamische modelleringen (STOWA 2000-16). In het verleden was sensordata niet (standaard) voorhanden.

Als de ammoniumconcentratie in de simulatie lager is dan de gemeten waardes, verloopt het nitrificatieproces in de praktijk trager dan in de simulatie. Dit kan worden veroorzaakt door de modelopbouw, bijvoorbeeld door de compartimentering van het systeem of een verkeerde inschatting van de omloopsnelheid. De omloopsnelheid verwijst naar de tijd die een bepaalde hoeveelheid afvalwater nodig heeft om een ronde tank of een carrousel te doorstromen (feitelijk de voortstuwingssnelheid). Het is een belangrijke parameter bij het ontwerpen en optimaliseren van zuiveringsprocessen.

Indien er een te grote inschatting is gemaakt van het modelmatige aerobe volume dan dient dit aangepast te worden. In een omloopsysteem kan een deel van de aerobe ruimte in de praktijk anoxisch zijn. Door de compartimentering van het model aan te passen kan dit positieve resultaten geven voor de kalibratie. Ook het aanpassen van de omloopsnelheid kan positieve resultaten geven. De omloopsnelheid bepaalt grotendeels de zuurstofconcentratie in de compartimenten achter de beluchting en dus ook het nitrificatie/denitrificatie volume. Hierbij dient ook de kalibratie van de nitraatconcentratie in ogenschouw te worden genomen. Dit zijn immers "communicerende vaten".

¹⁸ In SUMO is dit 'frXU,TCOD': Fraction of particulate unbiodegradable organics (XU) in total COD (TCOD).

Indien er geen positieve resultaten worden verkregen door de compartimentering aan te passen kan worden overwogen om op diverse plaatsen in de reactor een zuurstofmeting uit te voeren om het aerobe volume te bepalen. Zodoende kan een verbeterde benadering van de zonering in het systeem worden verkregen en kan het model hierop worden aangepast.

Indien in beide gevallen de compartimentering geen positief resultaat geeft op de kalibratie kunnen er overige oorzaken zijn zoals een afwijkende temperatuur vergeleken met de praktijk, een inhiberende factor in het influent of wellicht een andere recirculatie vergeleken met de praktijk.

Als een grote aanpassing van de modelparameters voor de kalibratie van de ammoniumconcentratie nodig is dan blijkt er in de meeste gevallen een fout in een van de voorgaande stappen te zijn. In dat geval moet de gegevensverzameling of de modelopbouw worden herzien (terug naar stap 4 of 5 in de stappenplan structuur).

2.6.4 KALIBRATIE NITRAATCONCENTRATIE

Indien de ammoniumconcentratie en de slibproductie gekalibreerd zijn kan er nog een afwijking in de nitraatconcentratie in het effluent zijn. Dit kan voorkomen ondanks het meenemen van de nitraatconcentratie tijdens het kalibreren van de ammoniumconcentratie.

Een mogelijke oorzaak van een onjuiste modellering van het denitrificatieproces is bijvoorbeeld door aan- of afwezigheid van denitrificatie in de nabezinktank. Hierbij dient het nitraatgehalte in de afloop van de aeratietank (sensordata) en in het effluent te worden vergeleken. Aan de hand daarvan kan worden bepaald of er een reactief volume in de nabezinktank moet worden meegenomen. Zo nodig kan de procesmodellering van de nabezinktank worden aangepast, zie paragraaf 2.5.3. Ook hier geldt dat een verdere compartimentering van de anoxische zones in het model en/of het aanpassen van de omloopsnelheid een positief effect kan geven op het overeenkomen van de modelmatige concentratie met de praktijkwaarden. Hierbij dient ook de kalibratie van de ammoniumconcentratie in ogenschouw te worden genomen. Dit zijn immers “communicerende vaten”. Mocht er sprake zijn van een voordenenitrificatie met een interne recirculatie dan is dit ook een belangrijke parameter om mee te nemen in het kalibreren van het model.

Indien de concentratie ammonium en nitraat niet goed worden voorspeld moet het stappenplan opnieuw worden uitgevoerd.

2.6.5 KALIBRATIE FOSFAATVERWIJDERING

De stikstofverwijdering en slibproductie dient gekalibreerd te zijn voordat gestart wordt met de kalibratie van de fosfaatverwijdering. Het kalibratieproces van de stikstofverwijdering is vaak complexer dan de kalibratie van fosfaatverwijdering. Daardoor kan de kalibratie van de stikstofverwijdering resulteren in grote aanpassingen in het model en is het gewenst om deze kalibratie voorafgaand aan de kalibratie van de fosfaatverwijdering te doen.

Daarnaast is een correcte modellering van de slibafvoer (en het P-gehalte van het slib) essentieel voor de fosfaatverwijdering. De fosfaatverwijdering verloopt namelijk in basis geheel via de slibafvoer (zowel primair als surplusslib). Als de slibafvoer en dus de verwijdering van fosfaat via het slib niet juist wordt gemodelleerd, wordt het P-gehalte in de biologie en het effluent ook onjuist berekend.

Voor de fosfaatverwijdering is het van belang om vast te stellen of er naast biologische fosfaatverwijdering ook chemische fosfaatverwijdering plaatsvindt. Zowel biologische als chemische fosfaatverwijdering kan worden gesimuleerd in SUMO.

Voor de kalibratie van de biologische fosfaatverwijdering zijn de volgende parameters ook van belang:

- Het modelmatige vetzuurgehalte van het influent.
- Het zuurstofgehalte in het influent en in de retour- en recirculatiestromen.
- Het nitraatgehalte in het influent en in de retour- en recirculatiestromen.

Fouten in bovenstaande parameters leiden tot een onjuiste modellering van fosfaatverwijdering. De terugvoer van nitraat door het retourslib beïnvloedt bijvoorbeeld de fosfaatverwijdering.

Indien de modelmatige resultaten de praktijksituatie niet benaderen dan kan het helpen om een fosfaat massabalans op te stellen. Zodoende wordt inzicht verkregen in de vracht fosfaat in de verschillende ingaande en uitgaande stromen, zie bijlage 3. In SUMO kan dit ook door de fosfaatvrachten bij 'Outputs' weer te geven.

2.7 KARAKTERISERING VAN STROMEN EN GEGEVENSCONTROLE

De eerste stap in het stappenplan is het formuleren van de doelstelling, dit geeft de benodigde mate van detaillering van het model. Tot op heden leidt het volgen van bovenstaande stappenplan tot een gekalibreerd model welke aansluit op de doelstelling. Met andere woorden, de afwijking van het modelresultaat is acceptabel en de onderzoekvraag kan worden beantwoord door middel van het dynamische model. Hierbij worden geen grote aanpassingen aan (kinetische en/of stoechiometrische) modelparameters gedaan.

2.7.1 KARAKTERISERING VAN STROMEN

Indien het model niet aansluit op de doelstelling en de modelmatige resultaten te grote afwijkingen laten zien dan is het nodig om de stromen te karakteriseren. De influentkarakteristiek kan in SUMO worden gevonden met behulp van de 'Influent tool'¹⁹, Figuur 2.5. Hierna wordt een Excelbestand geopend en onder het tabblad 'Fractionation tree' is een overzicht te vinden van de verschillende fracties. Deze zijn weergegeven in hoofdstuk 4. Door gebruik te maken van historische gegevens en/of enkele gerichte metingen, kunnen de belangrijkste stromen worden gekarakteriseerd. Deze stromen omvatten onder andere het influent, en interne stromen in het proces. Mogelijke metingen zijn bijvoorbeeld een CZV/BZV karakterisering, of een bepaling van de N en P fracties.

Wanneer er enkel TOC (Totale Organische Koolstof) en/of TN (Totale Stikstof) metingen beschikbaar zijn in plaats van CZV- en NKj-metingen, zijn er enkele opties binnen het SUMO-model:

- In SUMO heeft het effluent al een empirische TCOD (Totale Chemische Zuurstofverbruik) naar TOC-conversie.
- Een andere optie is het werken met een conversiefactor, maar dit brengt extra onzekerheid met zich mee en is daarom niet gewenst. De factor verschilt tussen het influent en het effluent, waarbij de variatie in het influent groter is.
- Het is ook mogelijk om SUMO op BOD (Biochemisch Zuurstofverbruik) te laten draaien.

¹⁹ Deze tool is te vinden door bij 'Inputs' het flow element 'Influent' te selecteren en vervolgens linksonder 'Influent tool' te kiezen. Uitleg over het gebruik van de Influent tool is uitgebreid beschreven in de Dynamita Wiki: <https://wiki.dynamita.com/en/tools>

Deze alternatieve benaderingen kunnen worden toegepast afhankelijk van de beschikbaarheid van specifieke metingen en de vereisten van het model (Rieger et al., 2013).

2.7.2 AANVULLENDE METINGEN

Naast een karakterisering van stromen, kunnen ook aanvullende metingen zoals het bepalen van zuurstofgradiënten, nitraatconcentratie in het effluent versus nitraatconcentratie in het retourslib, of N- en P-gehalte in het slib, helpen bij het kalibreren van het model. Op welke locatie in het proces de gerichte metingen uitgevoerd dienen te worden, kan worden bepaald aan de hand van het dynamische model. Wanneer het model is gevoed met de beschikbare dynamische data dan wordt inzichtelijk op welke plaatsen in het proces de concentraties het meest variëren. Door op deze plaatsen te bemonsteren kan een effectieve meetcampagne en daarmee kalibratie worden gerealiseerd. Een mogelijk bijkomend voordeel van deze aanpak (gericht verschillende stromen met mogelijk een verschillende intensiteit bemonsteren) is een aanzienlijke verlaging van de analysekosten.

Als tijdens de kalibratie blijkt dat essentiële data mist dan kan er een (intensieve) meetcampagne worden opgestart om aanvullende gegevens te verzamelen. In bijlage 5 wordt een opsomming van benodigde data voor dynamisch simuleren gegeven.

2.8 NADERE VALIDATIE (OPTIONEEL)

Zoals beschreven bij de kalibratie en validatie, wordt bij het kalibreren van het model een volledig jaar (of mogelijk meer) aan data gebruikt. Het model wordt opgezet met data uit zowel een zomer- als winterperiode. Voorheen werden dynamische modellen over het algemeen niet met een volledig jaar gekalibreerd, maar slechts met de data uit bijvoorbeeld een winterperiode. Vervolgens werd dit gevalideerd met de data van bijvoorbeeld de zomerperiode.

Tegenwoordig wordt (standaard) veel meer gemeten én is het eenvoudiger geworden om data uit het beheersysteem te delen. Door deze ontwikkelingen is meer data beschikbaar en wordt een volledig jaar aan data gebruikt om het model te kalibreren. Het is nu niet meer nodig om het model extra te valideren. De validatie is immers gedaan door alle seizoenen in het jaar mee te nemen in de kalibratie. Optioneel kan een validatie worden gedaan met data van een ander jaar. Hiervoor moet representatieve data van twee verschillende jaren beschikbaar zijn. Indien de bedrijfsvoering van de installatie tussentijds is gewijzigd dan dient de gewijzigde bedrijfsvoering in het model te worden overgenomen.

2.9 STUDIE

De optimalisatiestudie kan worden gestart als het model voldoende gekalibreerd is voor het doel van de studie. In paragraaf 2.1 zijn verschillende redenen genoemd om een studie te starten, namelijk:

1. Ontwerp van nieuwbouw.
2. Systeemkeuze.
3. Optimalisatiestudie.
4. Ontwikkeling/optimalisering van regelstrategieën.

In ‘Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases’ (STOWA 2025-45) zijn vier voorbeelden van studies uitgewerkt:

- Voor RWZI Bergambacht is een studie gedaan met als doel het P-totaal in het effluent te verlagen door het retourslibdebiet aan te passen in combinatie met een vergrote anaerobe tank (optimalisatiestudie);
- Voor RWZI Amersfoort is onderzocht hoe een verlaging van $\text{NH}_4\text{-N}$ in de zomer bereikt kan worden met een combinatie van een verhoging van het drogestofgehalte, een aanpassing in de beluchtingsregeling en een aanpassing in de interne recirculatie (ontwikkeling/optimalisering van regelstrategieën);
- Voor RWZI Hellevoetsluis is een toename van de beluchting in de voornitrificatie en een afname van de beluchting in de omloop onderzocht om het N-totaal in het effluent te verlagen (optimalisatiestudie);
- Voor RWZI Winterswijk is de beluchtingsregeling aangepast om de NH_4 -pieken te verlagen (ontwikkeling/optimalisering van regelstrategieën).

In de bijlagen van ‘Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases’ (STOWA 2025-45) is het kalibratieproces van de vier cases beschreven en de hoofdrapportage bevat de resultaten van bovenstaande studies.

3

REFERENTIES

Rieger et al., (2013) Guidelines for Using Activated Sludge Models, EWA Task Group on Good Modelling Practice, IWA Publishing, London, UK ISBN: 9781780401164.

STOWA (2017). Handboek stikstof- en fosfaatverwijdering uit communaal afvalwater op rwzi's, rapport 2017-46.

STOWA (1993). Handboek stikstofverwijdering, rapport 1993-07.

STOWA (2024). KRW-maatregelen voor nutriëntenverwijdering in de afvalwaterketen, rapport 2024-27.

STOWA (1996) Methoden voor influent karakterisering, Inventarisatie en richtlijnen, rapport 1996-08.

STOWA (1999) Influent karakterisering van ruw en voorbehandeld afvalwater, rapport 1999-13.

STOWA (2000). SIMBA-protocol: Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen, rapport 2000-16.

STOWA (2025). Toepassing van dynamisch simuleren in SUMO aan de hand van vier optimalisatiecases, rapport 2025-45.

Wiki database, The information hub for SUMO process simulator software and Digital Twin Toolkit, Dynamita, <https://wiki.dynamita.com/en/home>.

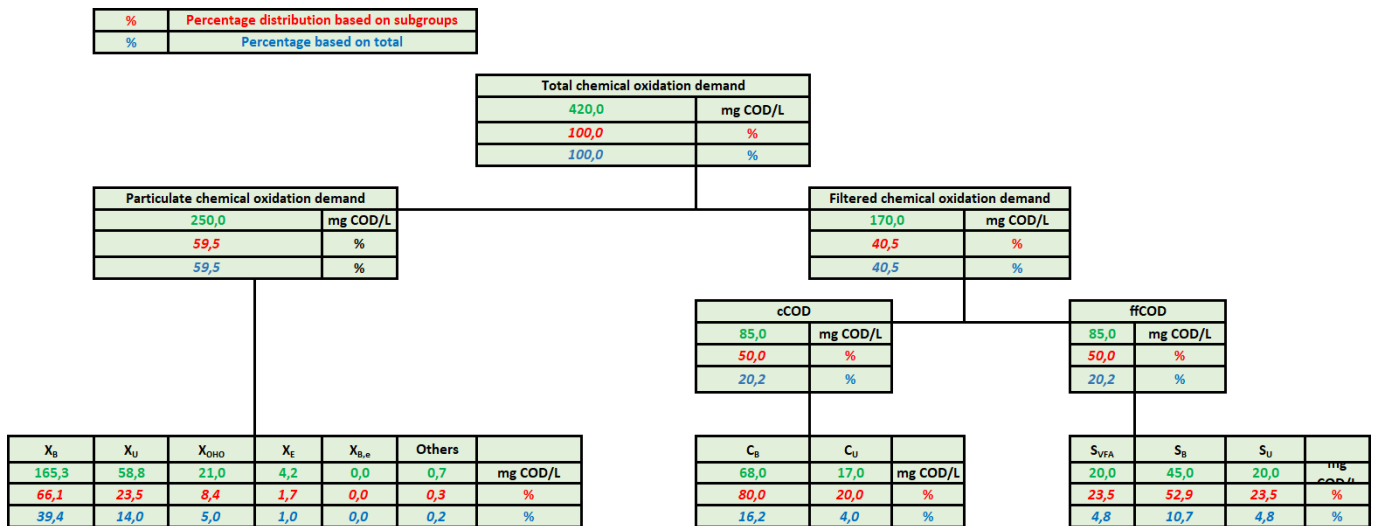
4

LIJST MET AFKORTINGEN

4.1 FRACTIONERING

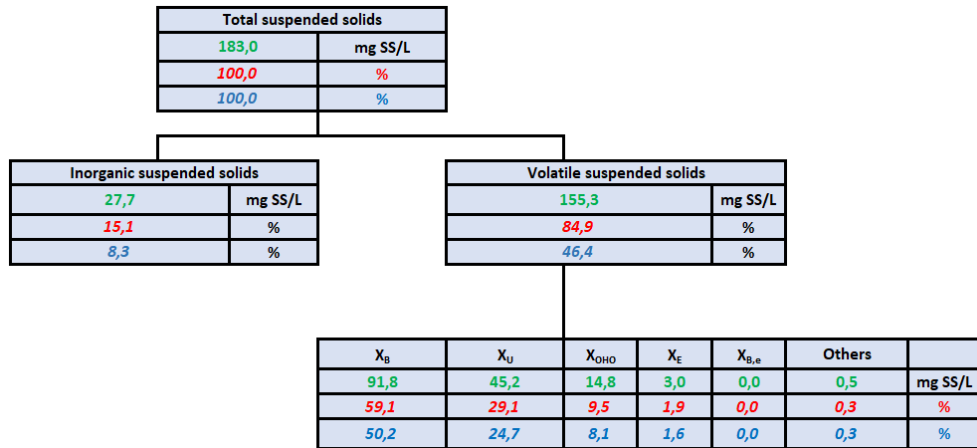
Onderstaand zijn de fractionation trees weergegeven als in de 'Influent tool' in SUMO. In paragraaf 2.6.2 is beschreven hoe deze geopend kan worden. Onderstaand zijn voorbeelden van de fractionation trees van CZV, onopgeloste bestanddelen, stikstof en fosfaat weergegeven, respectievelijk in Figuur 4.1, Figuur 4.2, Figuur 4.3 en Figuur 4.4. Onder elke figuur is uitgelegd wat de betekenis is van de gebruikte afkortingen.

Figuur 4.1 Fractionation tree in SUMO 'Influent tool' van CZV



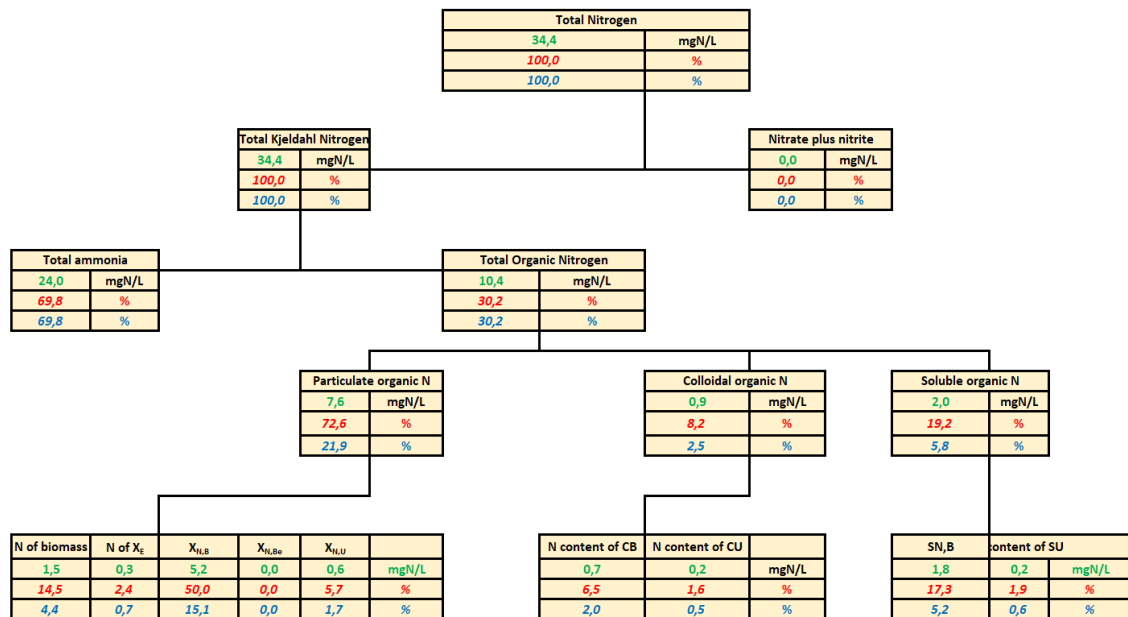
- X_B — Slowly biodegradable substrate.
- X_U — Particulate unbiodegradable organics.
- X_{OHO} — Ordinary heterotrophic organisms (OHO).
- X_E — Endogenous decay products.
- $X_{B,e}$ — Slowly biodegradable substrate from biomass decay.
- C_B — Colloidal biodegradable substrate.
- C_U — Colloidal unbiodegradable organics.
- S_{VFA} — Volatile fatty acids (VFA).
- S_B — Readily biodegradable substrate (non-VFA).
- S_U — Soluble unbiodegradable organics.

Figuur 4.2 Fractionation tree in SUMO 'Influent tool' van onopgeloste bestanddelen



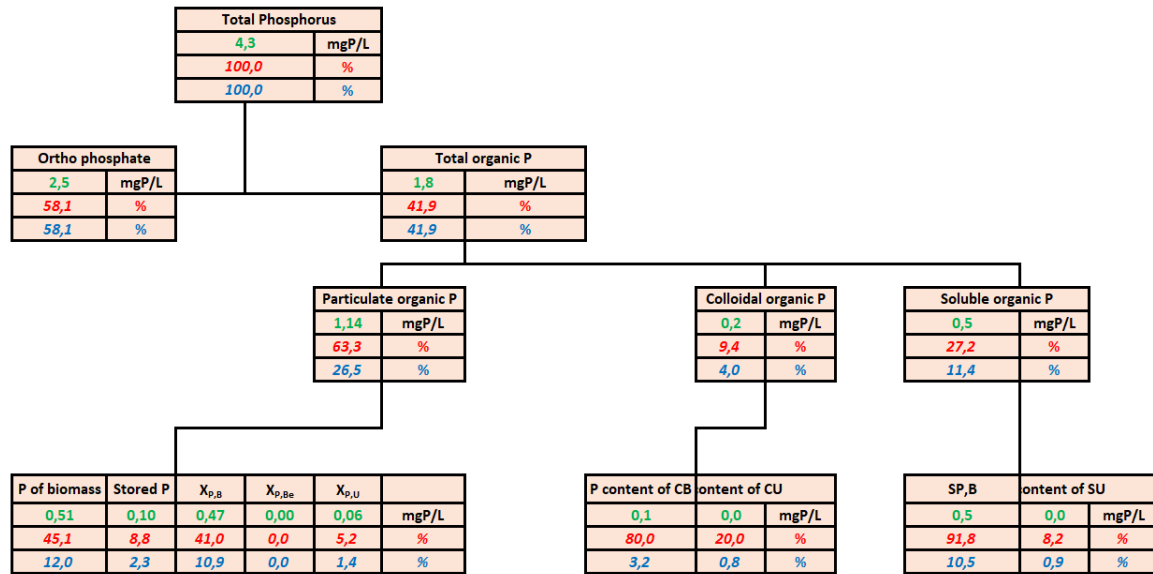
- X_B — Slowly biodegradable substrate.
- X_U — Particulate unbiodegradable organics.
- X_{OHO} — Ordinary heterotrophic organisms (OHO).
- X_E — Endogenous decay products.
- $X_{B,e}$ — Slowly biodegradable substrate from biomass decay.

Figuur 4.3 Fractionation tree in SUMO 'Influent tool' van stikstof



- N of X_E — Endogenous decay products.
- $X_{N,B}$ — Particulate biodegradable organic N (from X_B).
- $X_{N,Be}$ — Particulate biodegradable organic N (from X_{Be}).
- $X_{N,U}$ — Particulate unbiodegradable organic N.
- N content of CB — N content of colloidal biodegradable substrate.
- N content of CU — N content of colloidal unbiodegradable organics.
- $S_{N,B}$ — Soluble biodegradable organic N (from S_B).
- N content of SU — N content of soluble unbiodegradable organics.

Figuur 4.4 Fractionation tree in SUMO 'Influent tool' van fosfaat



- $X_{p,B}$ – Particulate biodegradable organic P (from X_B).
- $X_{p,Be}$ – Particulate biodegradable organic P (from X_{Be}).
- $X_{p,U}$ – Particulate unbiodegradable organic P.
- P content of CB – P content of colloidal biodegradable substrate.
- P content of CU – P content of colloidal unbiodegradable organics.
- $S_{p,B}$ – Soluble biodegradable organic P (from S_B).
- P content of SU – P content of soluble unbiodegradable organics.

4.2 AFKORTINGEN IN SUMO

De betekenis van de afkortingen van woorden die in SUMO worden gebruikt, zijn te vinden in de Dynamita Wiki²⁰.

Daarnaast worden in de SUMO-modellen veel afkortingen voor variabelen en parameters gebruikt. De betekenis hiervan is te vinden door in SUMO op 'MODELS' te klikken en vervolgens op 'Advanced'. Door met de rechtermuis-knop op het gewenste model te klikken, komt er 'Open model file (Read only mode)' tevoorschijn. Nadat hierop geklikt is, opent een Excel-bestand waar onder de tabbladen 'Parameters', 'PU Parameters', 'Components' en 'Calculated variables' de omschrijvingen van de afkortingen staan.

Hieronder zijn de influent fractions weergegeven in Tabel 4.1 (in dezelfde volgorde als in SUMO).

²⁰ <https://wiki.dynamita.com/en/Acronims>

Tabel 4.1 Afkortingen en betekenissen van de influent fractions in SUMO

Afkorting	Betekenis
frVSS,TSS	Fraction of VSS/TSS.
frSCCOD,TCOD	Fraction of filtered COD (SCCOD, 1.5 µm colloids) in total COD.
frSCOD,TCOD	Fraction of flocculated filtered (SCCOD, wo colloids) COD in total COD.
frVFA,SCCOD	Fraction of VFA in filtered COD (SCCOD, 1.5 µm, incl. colloids).
frSU,SCCOD	Fraction of soluble unbiodegradable organics (SU) in filtered COD (SCCOD, 1.5 µm, inclusief colloids).
frXU,TCOD	Fraction of particulate unbiodegradable organics (XU) in total COD.
frXOH,TCOD	Fraction of heterotrophs (OHO) in total COD.
frXE,XOHO	Fraction of endogenous products (XE) of OHOs.
frCU,CCOD	Fraction of colloidal unbiodegradable organics (CU) in colloidal COD.
frNHx,TKN	Fraction of NHx total Kjeldahl nitrogen (TKN).
frSP04,TP	Fraction of PO4 in total phosphorus (TP).
frN,SB	Fraction of N in readily biodegradable substrate (SB).
frN,XU	Fraction of N in particulate unbiodegradable substrate (XU).
frP,SB	Fraction of P In readily biodegradable substrate (SB).
frP,XU	Fraction of P in particulate unbiodegradable substrate (XU).

4.3 AFKORTINGEN IN SUMO-STAPPENPLAN

Een aantal afkortingen worden in dit rapport gebruikt. Deze zijn weergegeven in Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Betekenissen van de afkortingen gebruikt in het SUMO-stappenplan

Afkorting	Betekenis
ASM	Activated sludge model
COD	Chemical oxygen demand
DO	Dissolved oxygen
IAWQ	International Association on WaterQuality (IWA task group)
IWA	International Water Association
OHO	Ordinary heterotrophic organism
PAO	Phosphorus accumulating organism
rwzi	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
SUMO	Super Model
TSS	Total suspended solids
VFA	Volatile fatty acid

BIJLAGE 1

KORTE BESCHRIJVING VAN SUMO EN DE BIOCHEMISCHE MODELLEN

De verschillende processen in SUMO zijn gebaseerd op het actiefslibmodel (ASM) dat door de International Association on Water Quality (IAWQ) is gepubliceerd. Hiervan zijn meerdere versies 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 fosfaat accumulerende bacteriën. Het actiefslibmodel nr. 3 (ASM3) is gebaseerd op het ASM1 (dus zonder fosfaatverwijdering) en corrigeert voor een aantal tekortkomingen van ASM1. Het ASM3_BioP is een gereviseerde versie van ASM3, waar bio-P componenten aan zijn toegevoegd. Daarnaast is ook het Barker-Dold model verwerkt in SUMO, wat een combinatie is van het ASM1 model en het Wentzel bio-P model. Het ADM1 model, ontwikkeld door IWA Anaerobic Digestion Modelling (ADM) Task Group, is verwerkt voor dynamische simulaties van anaerobe processen.

Op basis van de ASM-modellen heeft het bedrijf Dynamita modellen ontwikkeld die beschikbaar zijn in SUMO. Bij 'MODELS' kan gekozen worden uit de volgende modellen: 'Oxygen requirement and sludge production' (Mini_SUMO), '1-step nitrification/denitrification' (Sumo1), '2-step nitrification/denitrification' (Sumo2) en 'Museum, focus and custom models'. '2-step nitrification/denitrification' is een model waarbij ammonium eerst in nitriet en vervolgens in nitraat wordt omgezet voordat het omgezet wordt naar stikstofgas. '1-step nitrification/denitrification' is een model waarbij ammonium in nitraat wordt omgezet voordat het naar stikstofgas is omgezet. '2-step nitrification/denitrification' wordt geadviseerd om te hanteren doordat er inzicht is in de eventuele nitrietproductie en wat simulatietijd betreft weinig verschilt met 1-step nitrification/denitrification. Door 'Museum, focus and custom models' te kiezen, is het mogelijk om de oorspronkelijke modellen die in de eerste paragraaf van de bijlage zijn geschreven te selecteren. Deze modellen en de focus modellen (Sumo2C, Sumo2S en Sumo4N) worden in deze handleiding verder niet behandeld. Zie de wiki van Dynamita voor meer informatie²¹.

Het is mogelijk om de achterliggende berekeningen van alle modellen te zien. Dit kan door de volgende stappen te volgen:

1. Klik op 'MODELS'
2. Klik op 'Advanced'
3. Klik met de rechtermuisknop op het gewenste model
4. Klik op 'Open model file (Read only mode)' om een Excel te openen

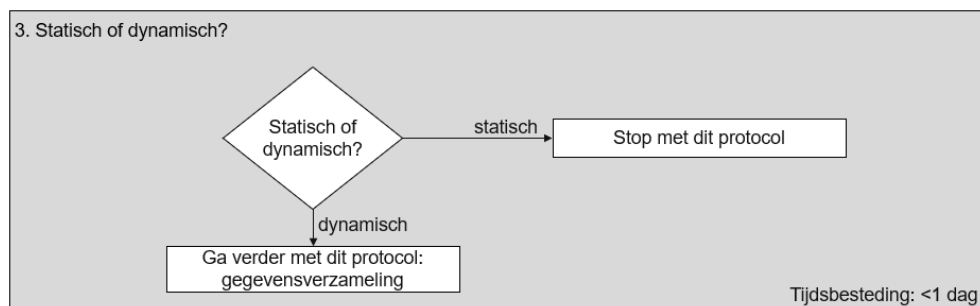
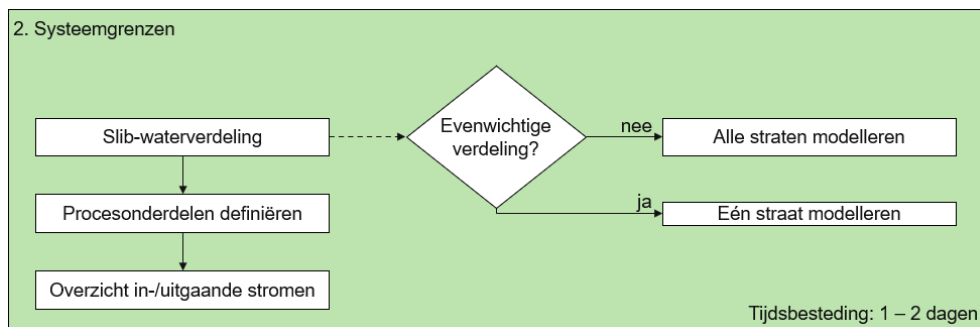
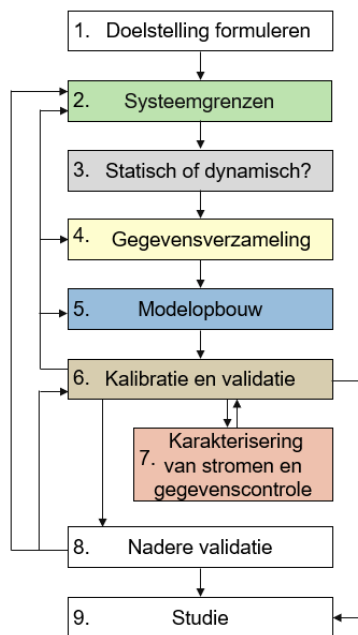
Vervolgens is in het tabblad 'Model' de Gujer kinetic matrix van het geselecteerde model zichtbaar en in het tabblad 'Calculated variables' zijn de formules zichtbaar die zijn gebruikt om de variabelen te berekenen.

²¹ https://wiki.dynamita.com/en/process_model

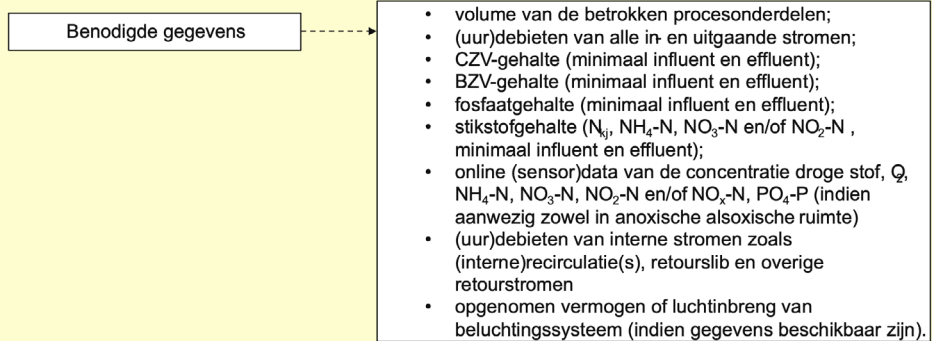
BIJLAGE 2

SCHEMATISCHE WEERGAVE TOTALE STAPPENPLAN STRUCTUUR

In deze bijlage zijn alle schematische weergaves van de stappenplan structuur nogmaals weergegeven.

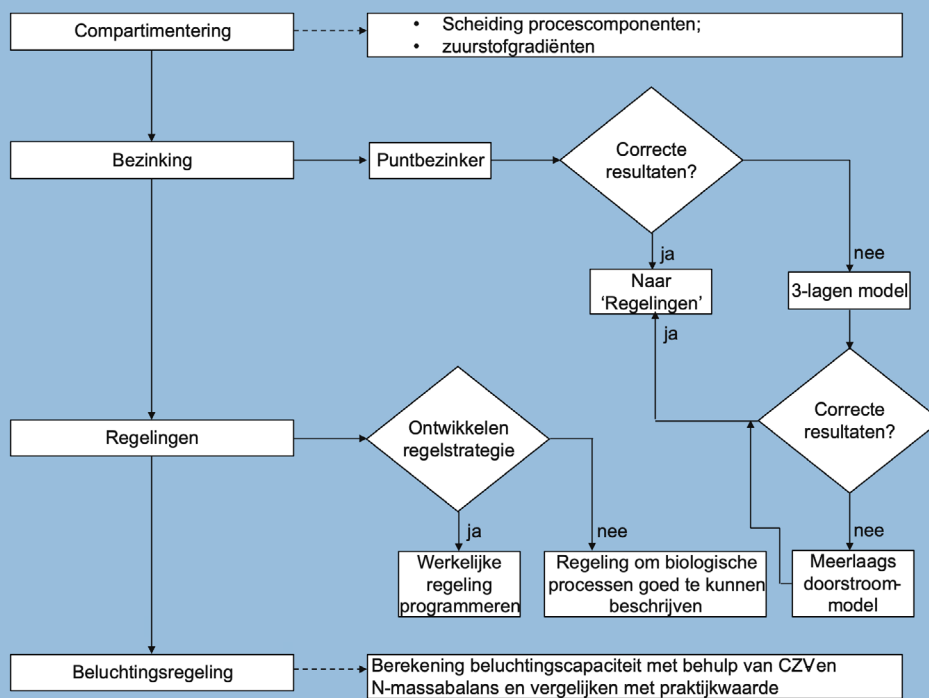


4. Gegevensverzameling



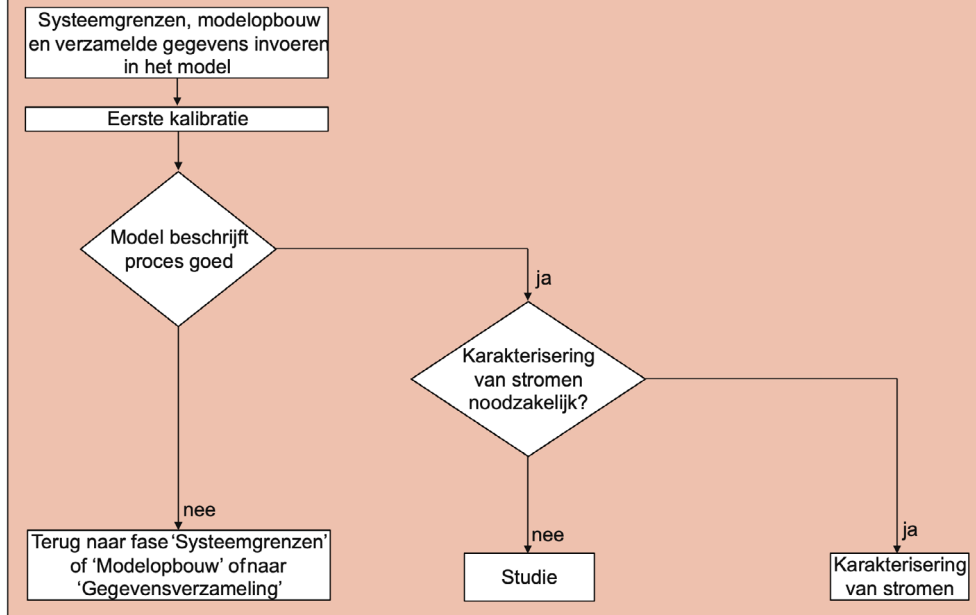
Tijdsbesteding: 1 – 2 dagen

5. Modelopbouw

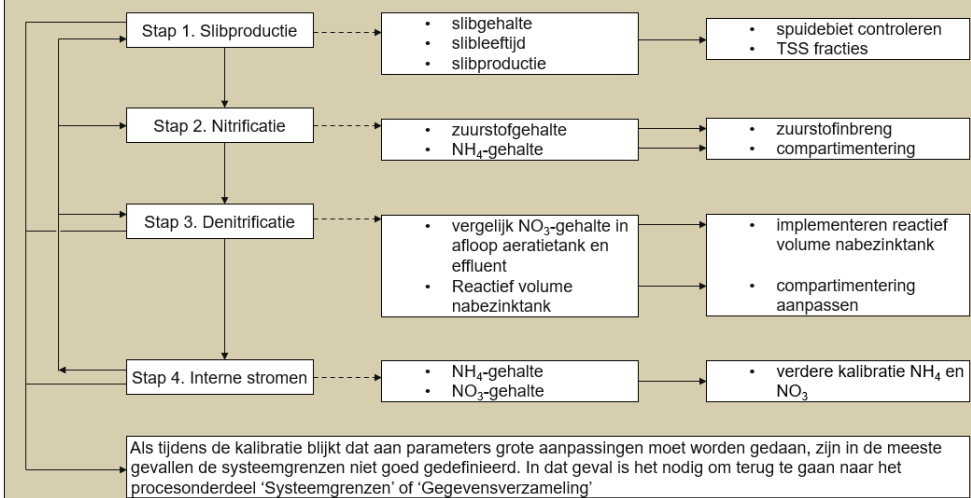


Tijdsbesteding: 1 – 2 dagen

6. Kalibratie en validatie & 7. Karakterisering van stromen en gegevenscontrole



6. Kalibratie en validatie



BIJLAGE 3

MASSABALANSEN

De massabalansen kunnen voor twee doeleinden gebruikt worden:

- berekenen van niet gemeten waarden;
- controleren van gemeten waarden.

Voor de **fosfaatbalans** geldt:

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

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);

Q_s : spuislibdebiet (m³/d);

G_s : droge stofgehalte spuislib (kg/m³);

$[P_s]$: 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_s : totale stikstofvracht in spuislib (kg/d);

N_n : totaal genitrificeerde stikstofvracht (kg/d).

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

Voor het **droge stofgehalte** geldt:

$$G_a = ((Q_{rs} * G_{rs}) + (Q_i * G_i)) / (Q_i + Q_{rs}) \quad (5)$$

G_a : droge stofgehalte in een reactor (kg d.s./m³);

Q_{rs} : retourslibdebiet (m³/d);

G_{rs} : droge stofgehalte retourslib (kg d.s./m³);

Q_i : influentdebiet (m³/d);

G_i : droge stofgehalte in het influent (kg d.s./m³).

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 (bijvoorbeeld bezinkers, indikkers, anaerobe 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 sibleeftijd ligt ook in die orde grootte).

BIJLAGE 4

ACCEPTABELE AFWIJKING RESULTATEN

DYNAMISCH MODEL

In Rieger et al. (2013) wordt voor verschillende scenario's de acceptabele afwijking in de modelresultaten gegeven, dit is afhankelijk van de doelstelling van de modelstudie:

Table 6.5 Target variables and error ranges proposed for the application matrix.

	Example	Influent	Simulation	Averaging period	Target variable	Acceptable error range ($\pm$)
1	Calculate sludge production	Steady-state	Steady-state	Monthly average	MLSS MLVSS/MLSS WAS mass load Effluent TSS SRT	10% 5% 5% 5 mg/L 1 d or 15% for SRT < 5 days
2	Design aeration system	Dynamic	Dynamic	Daily average Hourly Peaks	Air flow rate DO (profile) OUR	10% 0.3 mg/L 10 mg/L/h
3	Develop a process configuration for nitrogen removal	Steady-state	Steady-state	Monthly or annual average	NH _x -N NO _x -N N _{tot}	1.0 mg/L
4	Develop a process configuration for phosphorus removal	Steady-state	Steady-state	Monthly or annual average	PO ₄ -P P _{tot}	0.5 mg/L
5	Assess plant capacity for nitrogen removal	Dynamic	Dynamic	Monthly or annual average	NH _x -N NO _x -N N _{tot}	1.0 mg/L
6	Design a treatment system to meet peak effluent nitrogen limits	Dynamic	Dynamic	Instantaneous values	NH ₄ -N NO _x -N N _{tot}	0.5 mg/L
7	Optimise aeration control	Dynamic	Dynamic	Hourly average	Air flow rate DO profile Effluent NH _x -N	10% 0.5 mg/L 0.5 mg/L
8	Test effect of taking tanks out of service	Dynamic	Dynamic	Monthly average	NH _x -N NO _x -N N _{tot} PO ₄ -P P _{tot}	1.0 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 0.5 mg/L 0.5 mg/L
9	Use model to develop sludge wastage strategy	Dynamic	Dynamic	Weekly average Daily average	WAS load SRT NH _x -N PO ₄ -P	10% 1 d 1.0 mg/L 0.5 mg/L
10	Develop a strategy to handle storm flows	Dynamic	Dynamic	Hourly	MLSS Effluent TSS NH _x -N NO _x -N PO ₄ -P	10% 10 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 0.5 mg/L

(Continued)

Table 6.5 Target variables and error ranges proposed for the application matrix (*Continued*).

	Example	Influent	Simulation	Averaging period	Target variable	Acceptable error range ($\pm$)
11	Develop a general model for process understanding	No calibration			None	Not applicable
12	Develop a site specific model for operator training	Dynamic	Dynamic	Monthly	MLSS WAS load Effluent TSS NH _x -N NO _x -N PO ₄ -P Air flow rate DO	10% 5% 5.0 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 10% 0.5 mg/L
13	Develop a process configuration for nitrogen removal treating waste from a food production factory (soy sauce)	Dynamic	Dynamic	Minutes	MLSS WAS load Effluent TSS NH _x -N NO _x -N Air flow rate DO	10% 5% 5.0 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 10% 0.5 mg/L
14	Assess acceptability of new influent at a petrochemical site	Steady-state	Steady-state	Monthly, seasonal average	MLSS WAS load Effluent TSS NH _x -N NO _x -N Air flow rate DO Effluent COD _{sol}	10% 5% 5.0 mg/L 1.0 mg/L 1.0 mg/L 10% 0.5 mg/L 3.0 mg/L

BIJLAGE 5

BENODIGDE DATA DYNAMISCH SIMULEREN

Onderstaande opsomming is een indicatie van de gegevens die benodigd zijn voor de kalibratie van het model. Deze opsomming is voornamelijk gericht op de waterlijn. Voor de sliblijn zal er minder data aanwezig zijn doordat daar doorgaans minder intensief wordt bemonsterd en gemeten. Voor de sliblijn zijn ook de installatiegegevens, bemonsteringsgegevens en sensordata benodigd.

Overzicht benodigde data:

- Uurdebiet van het:
 - Influent.
 - (Interne) recirculaties.
 - Retourslib.
 - Slibafvoer (primaair en secundair).
- Uur-data van:
 - Uitsturing van de beluchting (opgenomen vermogen van blowers/bellenbeluchting en puntbeluchters).
 - Sensoren in de biologie (DO, NH_4 , NO_3 , OB, PO_4 , Temperatuur).
- Daggemiddelde data (debiet en concentraties) van het rejectiewater.
- Z-info rapporten:
 - Concentraties en vrachten in de waterlijn.
 - Concentraties en vrachten in de sliblijn.
 - Rapport waarin chemicaliëndosering (per dag) is opgenomen.
- Installatie gegevens:
 - PFD van de installatie.
 - Exacte dimensies/ afmetingen actiefslibtanks en voor- en nabezinktanks.
 - Exacte plaats van de online-meters in de tank.
 - Exacte plaats waar influent en retourslib worden ingevoerd.
 - Exacte plaats waar surplusslib wordt onttrokken.
 - Exacte plaats van de afloop van de beluchtingstank naar de nabezinktank.
 - Exacte plaats van beluchting (schotels/ platen).
 - Beluchttingsregeling, inclusief setpoints en de schakelvolgorde van bellenbeluchting en puntbeluchters (beluchttingsmatrix)
 - Recirculatieregeling (inclusief setpoints).
 - Retourslibregeling (inclusief setpoints).
 - Surplusslibafvoerregeling (inclusief setpoints)
 - Overige regelingen indien van toepassing.