

Stichting RIONED

# Interacties tussen riolering en zuivering

*Het proefschrift van dr. ir. J.G. Langeveld  
samengevat en bediscussieerd*

© oktober 2004

**Stichting RIONED, Ede**

Stichting RIONED is zich volledig bewust van haar taak een zo betrouwbaar mogelijke uitgave te verzorgen. Niettemin kunnen Stichting RIONED en de auteurs geen enkele aansprakelijkheid aanvaarden voor eventueel in deze uitgave voorkomende onjuistheden.

*Auteur:* dr. ir. J.G. Langeveld

*Opmaak:* Grafisch Atelier Wageningen

*Druk:* Modern, Bennekom

ISBN: 90 73645 190

# Voorwoord

Het afvalwatersysteem is een samenhangend systeem. Mede door de organisatorische scheiding in het beheer van de riolering door de gemeente en het beheer van de zuiveringstechnische werken door zuiveringsschap of waterschap zijn de inhoudelijke samenhangen nog weinig onderzocht. De wisselwerking tussen beide delen van het afvalwatersysteem heeft Jeroen Langeveld onderzocht en resulteerde in zijn proefschrift 'Interactions in wastewater systems'.

Stichting RIONED wil belangwekkende Nederlandse promoties onder de aandacht brengen van een breder publiek van professionals en tegelijk de vakdiscussies stimuleren. Het eerste deel van de publicatie *Interacties tussen riolering en zuivering* beschrijft het onderzoek met accent op de relevantie voor de praktijk. In het tweede deel komen zes deskundigen aan het woord die reflecteren op de toepassingsmogelijkheden van de resultaten. Tot slot antwoordt Jeroen Langeveld.

| 3

De belangrijkste conclusie van het onderzoek is dat de interacties binnen het afvalwatersysteem van groot belang zijn voor het functioneren van het systeem. De prestaties van de afvalwaterzuivering zijn niet alleen afhankelijk van de hoeveelheid influent, maar ook van variaties in de influentsamenstelling. De effectiviteit van gangbare milieumaatregelen blijkt afhankelijk van de beschouwde verontreiniging.

Toepassing van deze kennis heeft een duidelijke meerwaarde met het oog op de afstemming van maatregelen ter vermindering van overstortingen en verbetering van het effluent. De interacties in het afvalwatersysteem dienen te worden betrokken in optimalisatiestudies.

Graag dank ik de auteur en de commentatoren voor de totstandkoming van deze publicatie. Ik hoop dat zij u inspireren in uw praktijk.

drs. H.J. Gastkemper  
directeur Stichting RIONED  
oktober 2004



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	7
<b>1 Inleiding</b>	9
1.1 Aanleiding onderzoek	9
1.2 Start onderzoek	9
1.3 Leeswijzer	10
<b>2 Historie en internationale ontwikkelingen</b>	11
<b>3 Gevoeligheid van een rwzi voor influentfluctuaties</b>	15
3.1 Analyse op basis van influent- en effluentmetingen	15
3.2 Model rwzi Katwoude	18
3.3 Gevoeligheidsanalyse	18
<b>4 Analyse rioleringsmodellen</b>	23
4.1 Hydrodynamica	23
4.2 Transport van opgeloste stof	27
4.3 Transport van gesuspendeerd materiaal	35
4.4 Omzettingen in de riolering	37
<b>5 Praktijkvoorbeeld</b>	40
5.1 Referentiesituatie: functioneren van het huidige afvalwatersysteem	42
5.2 Analyse van de invloed van het seizoen en het dwa-profiel	46
5.3 Invloed van extra berging	49
5.4 Invloed van beschikbare pompcapaciteit	52
5.5 Invloed van hydraulische verblijftijd in de persleiding	56
<b>6 Conclusies en aanbevelingen</b>	59
6.1 Conclusies	59
6.2 Aanbevelingen	60
6.3 Tot besluit	62
<b>Literatuur</b>	64
<b>Reacties</b>	71
Jean Berlamont	72
Harry van Mameren	75
Bert Palsma	78

Hielke van der Spoel	80
Marie-Claire ten Veldhuis	83
Jan Zuidervliet	87
<b>Antwoord</b>	91
Jeroen Langeveld	
<b>Summary</b>	94

## Samenvatting

Het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* is gericht op de analyse van het belang van deze interacties op het functioneren van het afvalwatersysteem. Op basis van literatuur, meetdata en modellen is aangetoond dat een afvalwaterzuivering niet alleen gevoelig is voor variaties in het influentdebiet, maar ook voor variaties in de influentsamenstelling. Met een gevoeligheidsanalyse van een volledig gekalibreerd zuiveringsmodel zijn eisen opgesteld voor de influentgegevens, die nodig zijn voor de gedragsanalyse van een rwzi tijdens neerslag. Op basis van de uitgevoerde gevoeligheidsanalyse zijn eisen geformuleerd, waaraan rioleringsmodellen moeten voldoen om geschikt te zijn voor een analyse van de interacties binnen het afvalwatersysteem.

De kwaliteit van de resultaten van de huidige generatie rioleringsmodellen is voor de belangrijkste rioleringsprocessen geanalyseerd. Deze processen zijn in kaart gebracht op basis van veldmetingen en een uitgebreide analyse van de werking van rioleringsmodellen. De conclusie is dat met de huidige modellen voor de hydrodynamica en het transport van opgeloste stoffen een analyse mogelijk is van het functioneren van het gehele afvalwatersysteem tijdens rwa én dwa.

| 7

In een praktijkvoorbeeld is de invloed van de interacties binnen het afvalwatersysteem op het functioneren geanalyseerd. De resultaten hiervan zijn gebaseerd op de beschikbare gekalibreerde deelmodellen voor riolering en afvalwaterzuivering. De resultaten laten het volgende zien:

- Het rendement van gangbare maatregelen (zoals aanpassing van de pompcapaciteit of het aanbrengen van extra berging op de totale via de overstort geloosde vuillast) en het effluent is sterk afhankelijk van de stof waarmee dit rendement wordt getoetst. Voor stikstof bijvoorbeeld kan vermindering van het overstortingsvolume via de genoemde maatregelen leiden tot een sterke verslechtering van het rwzi-rendement. Het gevolg is een toename van de totaal geloosde stikstofvracht. Voor CZV geldt juist het tegengestelde, aangezien de afvalwaterzuivering voor de CZV-concentratie in het effluent nauwelijks gevoelig is voor fluctuaties in het influent (zolang de nabezinktanks van een afvalwaterzuivering niet hydraulisch overbelast raken).
- De bui-eigenschappen (het neerslagverloop, maar ook het moment van de bui: valt de bui bijvoorbeeld samen met maximale dwa?) hebben veel invloed op het functioneren van een afvalwatersysteem en op de verdeling van de totaal geloosde vuilvracht via een afvalwaterzuivering en de overstorten.

Door goed in te spelen op de bui-eigenschappen en op de variabele rwzi-capaciteit (bijvoorbeeld door temperatuurseffecten) om deze bui te verwerken, is een vermindering mogelijk van de totaal via het effluent en de overstort geloosde vracht. Een voorbeeld

hiervan is sturing van de gemalen tijdens middelgrote buien, zodat juist geen overstorting optreedt en tegelijkertijd de rwzi-belasting beperkt blijft.

De belangrijkste conclusie van het onderzoek is dat de interacties binnen het afvalwatersysteem van groot belang zijn voor het functioneren van het systeem. Toepassing van deze kennis heeft een duidelijke meerwaarde met het oog op de afstemming van lozingen via de overstort en het effluent. Zo kunnen deze interacties worden betrokken in optimalisatiestudies. Inmiddels borduurt het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem II* voort op de veelbelovende resultaten van dit onderzoek.



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding onderzoek

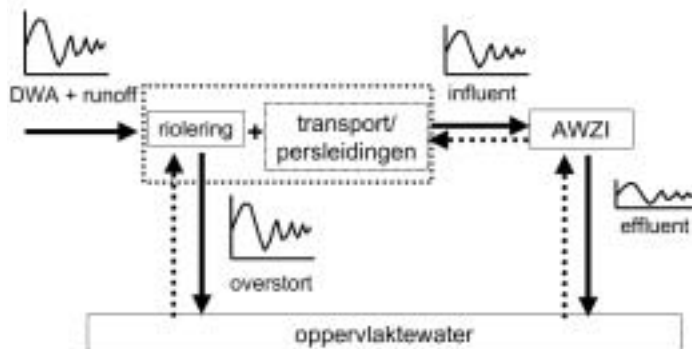
In Nederland is optimalisatie van afvalwatersystemen sinds het eind van de vorige eeuw gemeengoed (Van Mameren, 2001). In *module B1000* van de Leidraad Riolering staat informatie over de praktische uitvoering van optimalisatiestudies. Daarmee lijkt optimalisatie van afvalwatersystemen goed ontwikkeld. In het licht van de huidige normen, basisinspanning en effluenteisen klopt dit beeld redelijk. Toch bestaat het gevoel dat met de gangbare optimalisatiestudies niet het onderste uit de kan wordt gehaald. Vooral de interacties binnen het afvalwatersysteem blijven in deze studies onderbelicht. Daardoor is het heel goed mogelijk dat huidige maatregelen op basis van deze optimalisatiestudies, bij een verdere analyse van de interacties binnen het afvalwatersysteem een stuk minder aantrekkelijk blijken. Een bekend voorbeeld is de negatieve doorwerking van extra berging in de riolering op het functioneren van een rwzi (Durchschlag, 1990). Hierbij doet een extra vuillast bij de rwzi een deel van de winst bij de overstort teniet.

| 9

## 1.2 Start onderzoek

Om een beter beeld te krijgen van het belang van interacties binnen het afvalwatersysteem, is eind 1999 aan de TU Delft het promotieonderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* gestart. Figuur 1 geeft een schematisch overzicht van een afvalwatersysteem. Volgens een internationaal gangbare definitie (Foundation for Water Research, 1998) omvatten de interacties hierbij twee belangrijke aspecten:

- de riolering heeft effect op het functioneren van de rwzi, via haar invloed op het verloop van zowel het debiet als de influentsamenstelling;
- de rwzi-effluent en het rechtstreeks via overstorten en uitlaten geloosde afvalwater beïnvloeden de kwaliteit van het oppervlaktewater.



Figuur 1 Afvalwatersysteem en interacties

Het onderzoek naar de interacties binnen het afvalwatersysteem heeft een sterk verkennend karakter gekregen binnen een zeer breed onderzoeksveld. Om een dergelijk breed onderzoek goed van de grond te krijgen, is een uniek samenwerkingsverband gestart, waaraan Arcadis (samen met HKV Lijn in water en Vertis), Grontmij en Witteveen+Bos deelnamen. Mede dankzij de inzet en brede achtergrond van de afgevaardigde werkgroepsleden is het onderzoek succesvol verlopen. Tastbare resultaten zijn een proefschrift en een goed lopend vervolgonderzoek.

### 1.3 Leeswijzer

Deze samenvatting gaat in op de belangrijkste onderzoeksaspecten en -resultaten. Meer gedetailleerde informatie en een verdere onderbouwing staan in het proefschrift zelf.

10 |

Hoofdstuk 2 geeft een historisch overzicht, waarin de samenhang binnen het afvalwatersysteem centraal staat. Dit hoofdstuk sluit af met een beschouwing van de internationale ontwikkelingen, in het bijzonder van de integrale modellen voor afvalwatersystemen.

Op basis van een uitgebreide literatuurstudie is gekozen voor de probleemgeoriënteerde benadering, zoals voorgesteld door *Rauch et al. (1998)*. Daarom is in hoofdstuk 3 eerst geanalyseerd hoe gevoelig een rwzi is voor influentfluctuaties.

Hoofdstuk 4 gaat vervolgens na in hoeverre deze influentfluctuaties met rioleringsmodellen te beschrijven zijn.

In hoofdstuk 5 illustreert een praktijkvoorbeeld het belang van de interacties binnen het afvalwatersysteem op het functioneren van dit systeem. Dit hoofdstuk maakt in het bijzonder de samenhang binnen het afvalwatersysteem zichtbaar en geeft handvatten voor verbetering van het functioneren van een afvalwatersysteem in de praktijk. In hoofdstuk 6 staan de conclusies en aanbevelingen.

Na de literatuurlijst geven enkele deskundigen hun reacties, waarop de auteur tot slot antwoordt.

## 2 Historie en internationale ontwikkelingen

De ontwikkeling van de riolering in Nederland kwam pas in de tweede helft van de 19e eeuw op gang. Deze ontwikkeling had drie oorzaken (*Van Zon, 1986*):

- sterke toename van urbanisatie en industrialisatie;
- groeiend inzicht in de samenhang tussen volksgezondheid en leefomstandigheden (*Snow, 1855*);
- enorme stankoverlast.

Naast bescherming van de volksgezondheid was in deze dagen terugwinning van nutriënten van groot economisch belang. Bij het zoeken naar een oplossing voor de ‘rioolkwesitie’ (*Symons, 1873*) speelden beide aspecten een grote rol. Dit uitte zich in de ontwikkeling van vele oplossingen, waarvan met name het Liernur-systeem (*Krepp, 1867*), het tonnenstelsel en het nu conventionele gravitaire stelsel (spoelstelsel) werden gebruikt.

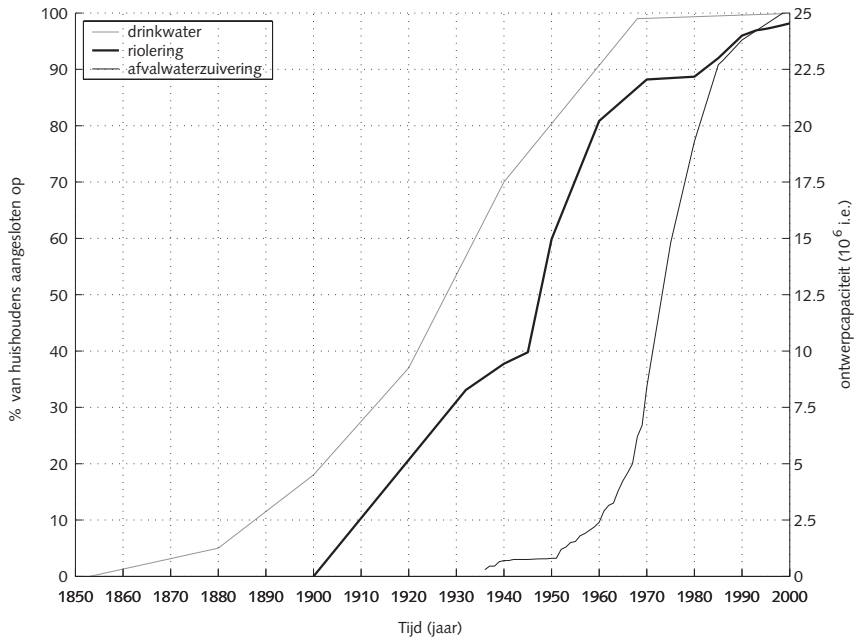
| 11

### *Liernur-systeem als voorbeeld*

Met het oog op de samenhang binnen het afvalwatersysteem is het Liernur-systeem een interessant voorbeeld. Dit systeem bestond onder meer uit een vacuümriolering die de fecaliën inzamelde voor verdere verwerking tot mest voor toepassing in de landbouw. Na de grootschalige aanleg van een drinkwaterleiding en de toepassing van spoeltoiletten raakte het afvalwater dermate verdund, dat opwerking tot mest economisch niet meer haalbaar was. Vooral door de sterke ontwikkeling van het openbare drinkwaternet, bleek rond 1900 dat alleen het spoelstelsel het afvalwater adequaat kon inzamelen en transporteren. Omdat het afvalwater te verdund was om nog economisch rendabel tot mest te worden opgewerkt (kunstmest was inmiddels relatief goedkoop beschikbaar), werd het vaak rechtstreeks geloosd op zo groot mogelijk oppervlaktewater.

### *Toename afvalwaterzuivering*

Door de bevolkingsgroei en de toename van verontreinigingen in het afvalwater, ontstond in de loop van de 20e eeuw een onhoudbare situatie. De geloosde vuilvracht oversteeg sterk het zelfreinigende vermogen van het oppervlaktewater. Met de komst van de *Wvo* in 1970 heeft afvalwaterzuivering een grote vlucht genomen (zie figuur 2).



Figuur 2 Ontwikkeling van de gezondheidstechnische infrastructuur in Nederland

Sinds 1970 is niet alleen de geïnstalleerde zuiveringscapaciteit sterk toegenomen, maar ook het aantal verwijderde stoffen. In 1970 lag de nadruk nog op BZV en zwevende stoffen, maar in 1978 werd een effluenteis voor Kjeldahl-stikstof van kracht. Vanaf 1985 kwamen steeds strengere eisen voor de nutriënten stikstof en fosfaat.

#### *Lozingseisen riolering*

De riolering heeft een soortgelijke ontwikkeling doorgemaakt: steeds werden de eisen voor toegestane lozingen via de overstorten en uitlaten verscherpt. Tot 1951 gold als eis dat een overstort pas mocht aanspringen bij een bepaalde verdunningsgraad, meestal vijf tot tien keer dwa. Omdat rwzi's een hydraulische capaciteit hebben van twee tot maximaal vier keer dwa, leverde dit in de praktijk problemen op (Van den Akker, 1952). De toegestane theoretische jaarlijkse overstortingsfrequentie, die in 1951 (Ribius, 1951) werd ingevoerd, was wat dat betreft eenvoudiger te hanteren.

#### *Introductie van de basisinspanning*

Met de grootschalige aanleg van rwzi's in de jaren zeventig werd duidelijk dat de vuilvracht die rechtstreeks via overstorten op het oppervlaktewater werd geloosd, nog steeds de kwaliteit van het oppervlaktewater schaadde. Door de aanleg van veel verkeerde aansluitingen (Clemens, 2001) bleek de theoretisch goede oplossing van

gescheiden stelsels in de praktijk nauwelijks tot vermindering van de jaarlijks geloosde vuilvracht te leiden (*Van der Sluis et al., 1989*). Daarom wordt sinds medio jaren tachtig gepleit voor de aanleg van verbeterd gescheiden stelsels. In 1985 werd in het kader van het Rijn-actieprogramma en het Noordzee-actieplan bepaald dat de jaarlijks geloosde vuilvracht met vijftig procent moest verminderen ten opzichte van het referentiejaar 1985. Dit leidde uiteindelijk tot de introductie van de basisinspanning (*CUWVO, 1992*), waarmee het toegestane jaarlijkse overstortingsvolume werd vastgelegd.

De ontwikkeling van de riolering en de afvalwaterzuivering vertoont dus een duidelijke samenhang. Voor beide is een tendens zichtbaar naar steeds strengere eisen voor het milieutechnisch functioneren. Met de invoering van de *Kaderrichtlijn Water* in het verschiet, lijkt het einde van deze ontwikkeling nog lang niet in zicht.

| 13

#### *Metingen en modelberekeningen*

Figuur 2 laat verder zien dat vrijwel alle huishoudens (98 procent) op de riolering zijn aangesloten en dat ook de rwzi-capaciteit aan het eind van de befaamde S-curve zit, waarmee de ontwikkeling van grootschalige technologische systemen kan worden beschreven (*Bijker et al., 1987*). Dit betekent dat de huidige systemen aan nieuwe eisen moeten worden aangepast, zodra de overheid deze eisen vaststelt. Gezien de grote financiële consequenties is het logisch dat nu de nadruk vooral op optimalisatiestudies ligt, waarin gemeenten en waterschappen proberen het huidige afvalwatersysteem maximaal te laten presteren. Interessant punt hierbij is dat bij de huidige normstelling het functioneren van de afvalwaterzuiveringen op basis van metingen wordt getoetst, terwijl het functioneren van de riolering op basis van modelberekeningen wordt getoetst. Daarnaast is het in de praktijk gangbaar (*Van Mameren, 2001*) dat in optimalisatiestudies voor afvalwatersystemen een op volume gebaseerde aanpak voor de riolering wordt gehanteerd, terwijl het functioneren van de rwzi vaak alleen statisch wordt bekeken. Hiermee blijft het effect van de werkelijke dynamiek tijdens rwa op het functioneren van het afvalwatersysteem als geheel buiten beschouwing.

#### *Integrale aanpak*

Internationaal is al jarenlang grote belangstelling voor analyse van het afvalwatersysteem als geheel. Verschillende congressen besteedden hier begin jaren negentig volop aandacht aan, zoals Interurba I (*Lijklema et al., 1993*) en Sewage into 2000 (*Kruize et al., 1993*). In die tijd was de verwachting dat de beschikbare modellen op de deelgebieden riolering en afvalwaterzuivering binnen enkele jaren konden worden gebundeld tot integrale modellen, waarmee het functioneren van afvalwatersystemen zou worden geoptimaliseerd. In de academische wereld is deze verwachting inmiddels uitgekomen. Tabel 1 geeft een overzicht van enkele van deze integrale modellen. Maar de praktijk blijkt weerbarstiger (*Rauch et al., 2002*). Omdat de gedetailleerde beschikbare

deelmodellen zonder vereenvoudigingen zijn geïntegreerd tot integrale modellen, vragen zij enorm veel data (bijvoorbeeld voor modelkalibratie). Daarnaast was tijdens de ontwikkeling van de integrale modellen de kennis over de interacties tussen de verschillende onderdelen van het afvalwatersysteem nog niet sterk ontwikkeld. Dus was er niet veel zicht op belangrijke processen en parameters. Het gevolg is dat deelmodellen in de beschikbare integrale modellen worden gebruikt voor toepassingen waarvoor ze niet bedoeld of soms zelfs niet geschikt zijn.

Tabel 1 Integrale modellen

Pakket	riolering	AWZI	oppervlaktewater	
SIMBA	SIMBAsewer	SIMBA		(Alex et al., 1999)
	KOSMO	SIMBA		(Leinweber et al., 1999)
ICS	MOUSE	STOAT	MIKE	(Clifforde et al. 1999)
Synopsis	KOSIM	ASM1	DUFLOW	(Schütze et al., 2002)
	Hydroworks	SIMBA		(Juillard et al., 2002)

#### Belangrijke knelpunten

De belangstelling voor een integrale aanpak van afvalwatersystemen heeft toch wel inzicht opgeleverd in de samenhang binnen het afvalwatersysteem en vooral in enkele (ook voor Nederland) belangrijke knelpunten:

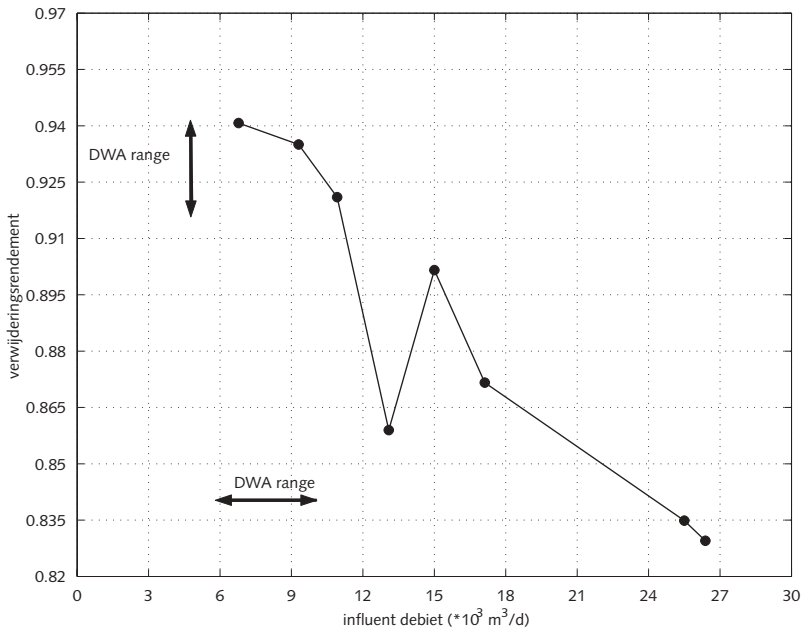
- Lozingslocatie: hoe kunnen lozingen op verschillende locaties worden gewogen?
- Parameterselectie: dit knelpunt is vergelijkbaar met het vorige punt, omdat ongelijke grootheden onderling worden vergeleken. Uit de literatuur blijkt dat de uitkomst van een afvalwatersysteemoptimalisatie anders is als op CZV of op stikstof wordt geoptimaliseerd (Jack et al., 1999; Guderian et al., 1998).
- Tijdsaspecten: de karakteristieke tijdschaal van processen op een rwzi (zoals slibgroei) en in een riolering (zoals overstorten of slibopwoeling) verschillen sterk. Dit heeft grote gevolgen voor onder meer de benodigde meetfrequentie en modelleerinspanning.

### 3 Gevoeligheid van een rwzi voor influentfluctuaties

Om inzicht te krijgen in de te stellen eisen voor de kwaliteit van influentdata, is in dit onderzoek de gevoeligheid van het functioneren van een rwzi voor fluctuaties in het influent geanalyseerd. Hierbij is de analyse van het functioneren beperkt tot de effluentkwaliteit; de slibverwerking is buiten beschouwing gebleven. Beschikbare metingen en een gevoeligheidsanalyse op basis van een gekalibreerd zuiveringsmodel illustreren de gevoeligheid voor influentfluctuaties.

#### 3.1 Analyse op basis van influent- en effluentmetingen

Op elke rwzi voeren waterschappen routinematige metingen uit binnen het verplichte bemonsteringsprogramma. Deze routinemetingen laten geen duidelijk direct verband zien tussen de rwzi-belasting en de effluentkwaliteit. Maar het verwijderingsrendement voor stikstof neemt wel degelijk af bij toename van het influentdebiet (zie figuur 3). Deze afname is vooral toe te schrijven aan de verdunning van het influent, waardoor het verschil tussen influent- en effluentconcentraties afneemt.

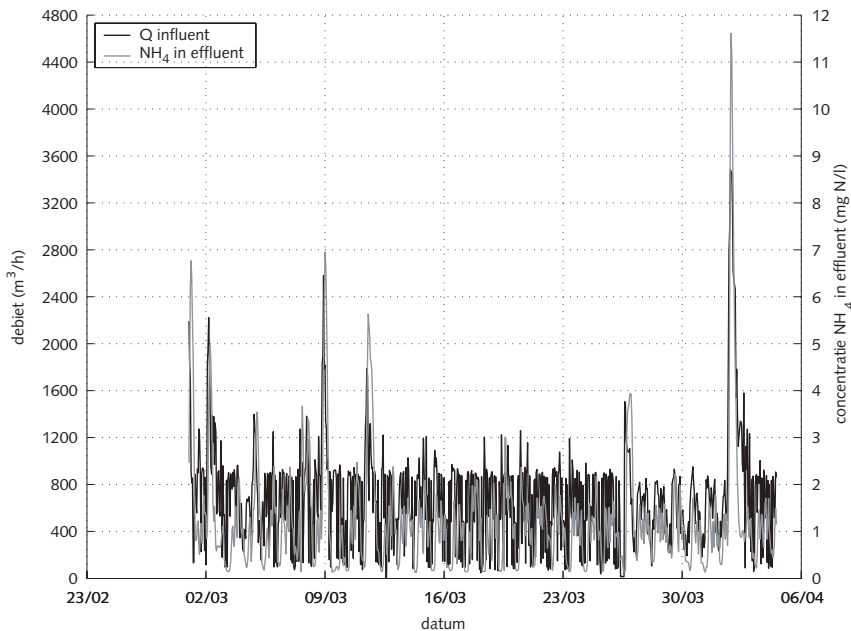


Figuur 3  $N_{\text{totaal}}$  verwijderingsrendement ( $1 - N_{\text{totaal effluent}} / N_{\text{totaal influent}}$ ).

De 'dip' in het verwijderingsrendement wordt veroorzaakt doordat 3 van de 20 dagen die het rendement in dit punt bepalen een zeer laag rendement van minder dan 65% hadden.

Naast het routinematige meetprogramma meten <gemeenten?> tegenwoordig op veel rwzi's continu enkele parameters, bijvoorbeeld voor de procesregeling. Deze metingen zijn vaak met een hoge frequentie (één meting per minuut) beschikbaar. Zij kunnen een schat aan informatie bevatten over de gevoeligheid van het functioneren van de rwzi voor influentfluctuaties. Figuur 4 geeft een voorbeeld voor rwzi Hoek van Holland, waar enkele weken lang elke minuut het verloop van het influentdebiet en de ammoniumconcentratie in het effluent is geregistreerd. De figuur laat duidelijk een sterke samenhang zien tussen het influentdebiet en de ammoniumconcentratie in het effluent. Elke piek in het influentdebiet valt samen met een piek in de ammoniumconcentratie. De hoogte van de ammoniumconcentratie lijkt niet direct gecorreleerd te zijn met het maximum influentdebiet.

16 |

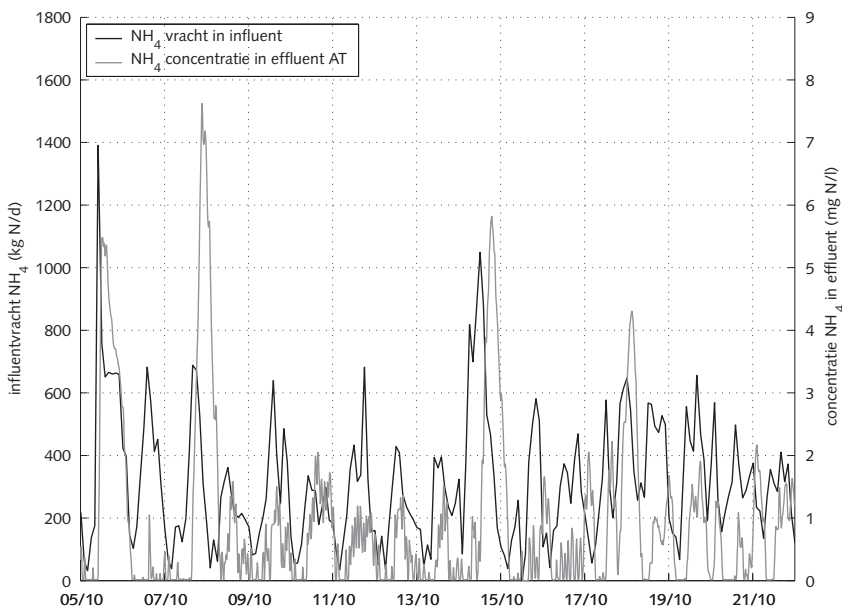


Figuur 4 Ammoniumconcentratie in het effluent uitgezet tegen het influentdebiet

Meetwaarden rwzi Hoek van Holland, 28 februari tot 4 april 2003 (Van der Veldt, 2003). De fluctuaties in de effluentkwaliteit vertonen een sterke samenhang met het influentdebiet.



Figuur 5 geeft een soortgelijk overzicht, maar dan voor de ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank tegen de ammoniumvracht in het influent. Ook hier blijkt een duidelijke relatie te zijn tussen fluctuaties in het influent en, in dit geval, de toeloop naar de nabezinktanks.



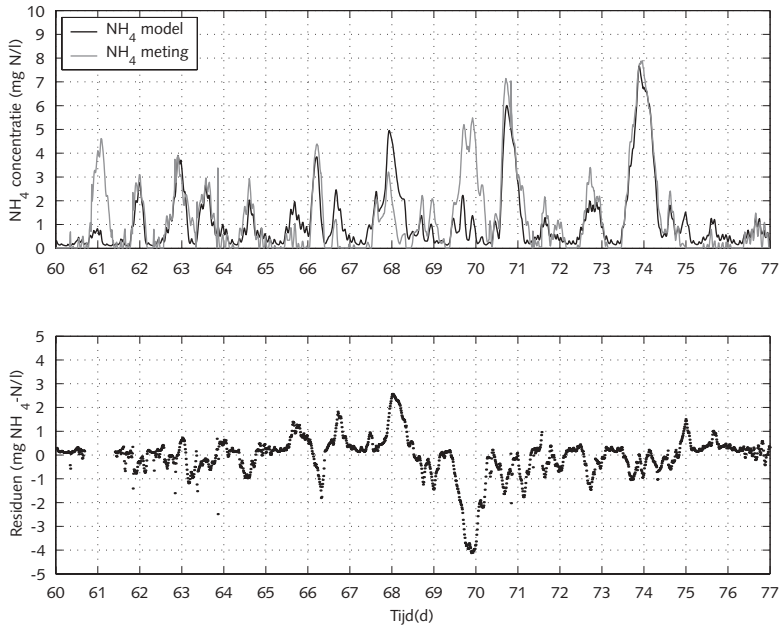
Figuur 5 Ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank en de ammoniumvracht in het influent

Meetwaarden rwzi Katwoude, 19 september tot 5 december 2002 (Stok, 2003). De pieken in de ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank vallen samen met pieken in de ammoniumvracht in het influent. Maar niet alle pieken vallen samen. Zo ziet u voor 6 oktober wel een piek in het influent, maar niet in de afloop van de beluchtingstank. De piek in de influentvracht komt waarschijnlijk door onbetrouwbare metingen van de sensor.

De beschikbare continue metingen laten zien dat het functioneren van de rwzi wel degelijk gevoelig is voor influentfluctuaties. Bij rwzi Katwoude levert elke bui een piek op in de ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank.

### 3.2 Model rwzi Katwoude

Met het simulatiepakket SIMBA is voor rwzi Katwoude een ASM1-model (Henze *et al.*, 2000) opgesteld. Dit model is gekalibreerd op basis van de beschikbare metingen van de sensoren, aangevuld met monsternamesessies. Een uitgebreide discussie van de kalibratie en validatie vindt u in het Langeveld (2004). Hier volstaat de in figuur 6 gegeven vergelijking van het modelresultaat met de metingen van de ammoniumsensor bij de afloop van de beluchtingstank. De overeenstemming tussen modelresultaat en meting is over het geheel bekeken behoorlijk. Daarom kon het model gebruikt worden voor een verdere gevoeligheidsanalyse van het functioneren van de rwzi voor influentfluctuaties.



Figuur 6 Simulatiere resultaten voor nitrificatie

In de bovenste grafiek ziet u de berekende en de gemeten ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank. De onderste grafiek toont de residuen: het verschil tussen model en meting. Voor dag 60 werd aangetoond dat de ammoniumsensor in het influent onbetrouwbare resultaten gaf. Dat is waarschijnlijk ook op dag 69 het geval.

### 3.3 Gevoeligheidsanalyse

Om de effecten van de interacties binnen het afvalwatersysteem goed in te schatten, moeten rioleringsmodellen het verloop van influentdebiet én -samenstelling 'voldoen-

de nauwkeurig' kunnen beschrijven. Voor de term 'voldoende nauwkeurig' moest binnen het onderzoek naar interacties een duidelijke definitie komen. In dit geval wordt verondersteld dat met een rioleringsmodel gegenereerde influentgegevens voldoende nauwkeurig zijn. Ten minste, als het modelresultaat van een afvalwaterzuiveringsmodel niet significant afwijkt van de situatie waarin geen fout in de influentgegevens zou zitten. Hierbij fungeert het gekalibreerde model van rwzi Katwoude uit de vorige paragraaf als afvalwaterzuiveringsmodel.

Uit het onderzoek blijkt dat het nitrificatieproces op de rwzi het meest gevoelig is voor fluctuaties in het influent (zie ook *Bruns, 1999; Urbaniak, 1998*). Daarom is in de gevoeligheidsanalyse de ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank de maatgevende parameter. Hierbij geldt een afwijking van de buigemiddelde ammoniumconcentratie met 0,5 mg N/l als significant.

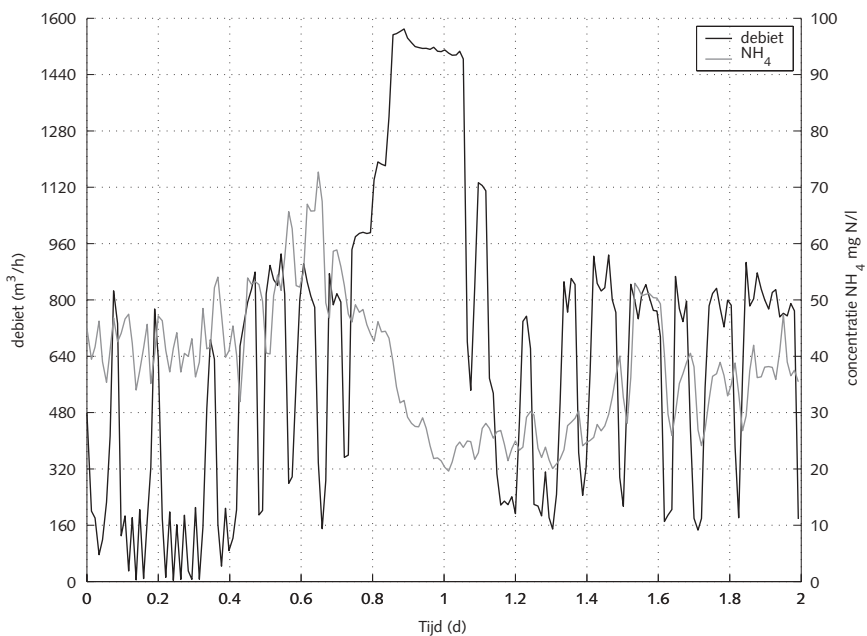
#### *Gevoeligheid voor drie parameters*

De gevoeligheid voor influentfluctuaties is onder meer bepaald voor drie parameters:

- debiet;
- ammoniumconcentratie in het influent;
- concentratie gesuspendeerd CZV in het influent (om het effect van slibuitspoeling uit de riolering te analyseren).

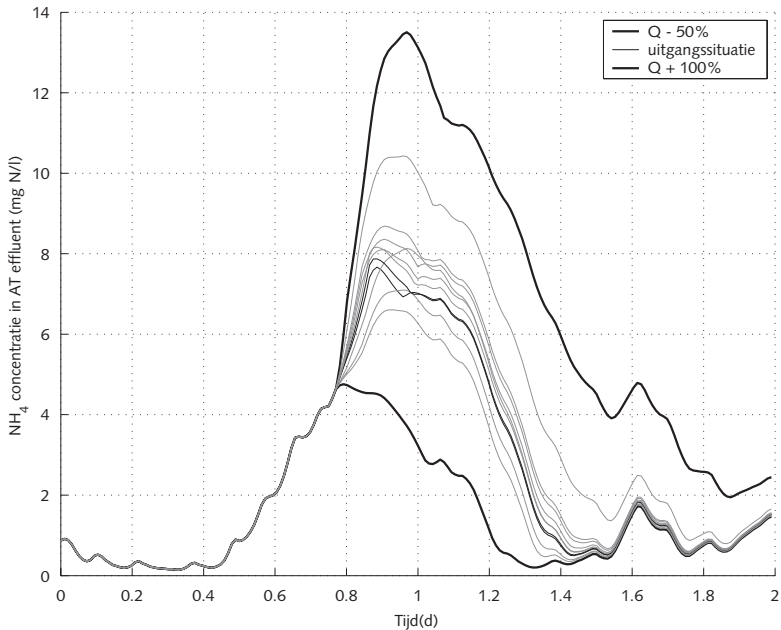
De gevoeligheidsanalyse bestaat uit de volgende stappen:

- Bepalen van de basissituatie: een bui waarvoor het functioneren van de rwzi is gekalibreerd. Hierbij kan ervan worden uitgegaan dat de simulatieresultaten de werkelijkheid representeren.
- Samenstellen van influentbestanden, waarin de genoemde parameters individueel systematisch worden gevarieerd binnen een range van - 50% tot + 100% van de oorspronkelijke waarde. Deze variaties zijn toegepast voor drie verschillende perioden:
  - gehele bui;
  - verdunningsfase (periode vanaf begin van de bui tot eind van verdunning, zie figuur 7);
  - herstelfase (herstel van de influentconcentratie tot dwa-niveau).
- Uitvoeren van simulaties met model rwzi Katwoude.
- Analyseren van modelresultaten: figuur 8 geeft een voorbeeld van de modelresultaten voor een variatie van influentdebiet tijdens de verdunningsfase voor de in figuur 7 weergegeven bui. Voor elk modelresultaat is vervolgens bepaald hoeveel de buigemiddelde ammoniumconcentratie afwijkt van de originele waarde.
- Bepalen welke variatie in het influent leidt tot significante afwijking van de modelresultaten: door voor elke variatie te bepalen in hoeverre de buigemiddelde ammoniumconcentratie afwijkt van de originele waarde. In tabel 2 vindt u een samenvatting van de analyseresultaten.



Figuur 7 Uitgangssituatie gevoeligheidsanalyse: verloop influentdebit en ammoniumconcentratie

In de beginfase van de bui (vanaf  $t = 0,75$  d tot  $t = 1$  d) is de influentverduunning duidelijk zichtbaar. Het herstel tot de dwa-concentratie is in dit geval minder goed te zien.



Figuur 8 Effect van systematische fouten in de influentdata tijdens de verdunningsfase

De gestippelde lijn geeft het oorspronkelijke verloop van de ammoniumconcentratie in de afloop van de beluchtingstank weer. De dikke lijnen tonen het resultaat van de simulaties waarin het influentdebiet met respectievelijk vijftig procent was verlaagd en honderd procent was verhoogd. De tussenliggende dunne lijnen geven de resultaten weer van binnen dit interval liggende variaties in het influentdebiet.

Tabel 2 Minimale eisen voor influentdata

criterium	debiet			NH4 in influent			CZV opgel. in influent		
	verdunnings fase	herstel fase	hele bui	verdunnings fase	herstel fase	hele bui	verdunnings fase	herstel fase	hele bui
ondergrens	-25	-50	-10	-50	-50	-25	-	-	-
bovengrens	25	40	10	25	50	15	100	100	50

De waarden in de tabel geven de maximale toegestane procentuele afwijking in influentgegevens.

De percentages in tabel 2 zijn de minimale eisen voor rioleringsmodellen om ze te kunnen gebruiken voor analyse van de doorwerking van de influentfluctuaties op het

functioneren van de rwzi. Het influentdebiet mag bijvoorbeeld gedurende de verdunningsfase met 25 procent afwijken, zonder dat het modelresultaat significant afwijkt. Over de hele bui mag het debiet maar tien procent afwijken. Uit tabel 2 volgt verder dat de eisen voor de kwaliteit van de gegevens over de ammoniumconcentratie in het influent ongeveer dezelfde zijn als voor het influentdebiet. Dit was ook te verwachten, aangezien een rwzi een beperkte nitrificatiecapaciteit heeft en daardoor de ammoniumvrucht (of meer algemeen: de stikstofvrucht) in het influent bepalend is. De CZV-concentratie in het influent heeft een zeer kleine invloed op de effluentsamenstelling.

## 4 Analyse rioleringsmodellen

In het vorige hoofdstuk staat aan welke eisen de simulatieresultaten van een rioleringsmodel moeten voldoen, om ze te kunnen gebruiken voor een analyse van de interacties binnen het afvalwatersysteem. Dit hoofdstuk gaat verder in op de mogelijkheden van de huidige rioleringsmodellen om aan deze eisen te voldoen. In tabel 3 vindt u een overzicht van de belangrijkste rioleringsprocessen. Alle processen komen aan de orde, behalve het sedimenttransport.

Tabel 3 Parameters, de bijbehorende processen en hun relevantie voor de interacties in het afvalwatersysteem

Parameter	betrokken processen	relevant
debiet	hydrodynamica	ja
opgelost/fijn gesuspendeerd materiaal (< 63 µm)	transport opgeloste stof	ja
gesuspendeerde/bezinkbare fracties (63 µm –100 µm)	sedimentatie/resuspensie	nauwelijks
sediment(> 100 µm)	sediment transport	nee
afbreekbaarheid	omzettingen	wellicht

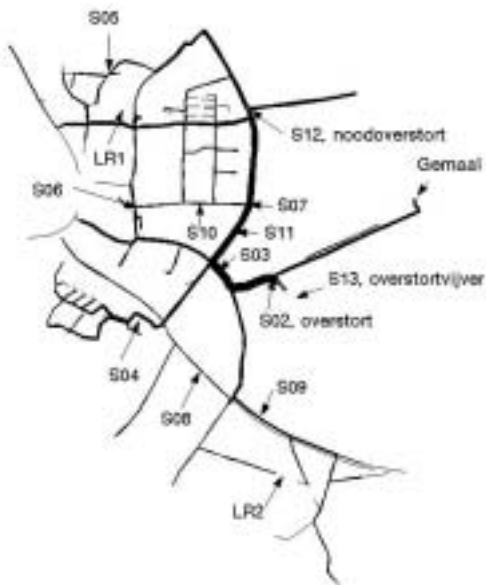
| 23

### 4.1 Hydrodynamica

Het proefschrift van prof. dr. ir. François Clemens (2001) toonde aan dat het met de huidige commercieel verkrijgbare rioleringsmodellen in principe goed mogelijk is de hydrodynamica van rioelstelsels te modelleren. Clemens bewees dit op basis van het kleine en relatief vlakke rioelstelsel De Hoven. Inmiddels is kalibratie van hydrodynamische modellen de kinderschoenen voorbij (Henckens et al., 2003). Voor het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* is het rioelstelsel van Loenen met vijftien buien gekalibreerd. Deze buien fungeren ook als basis voor de analyse van de huidige kennis van het transport van gesuspendeerd materiaal in paragraaf 4.3. Tabel 4 geeft een overzicht van de rioelstelselkenmerken van Loenen. Figuur 9 toont de lay-out van het stelsel en het voor modelkalibratie ingerichte hydraulische meetnet.

Tabel 4 Kenmerken rioelstelsel Loenen

Oppervlak	in totaal 56.5 ha, waarvan 23.4 ha verhard
aantal inwoners	2100
onderdrempel berging	900 m <sup>3</sup> (3.8 mm)
Pompcapaciteit	209 m <sup>3</sup> /h, waarvan 141 m <sup>3</sup> /h (0.6 mm/h) beschikbaar is als poc
aantal overstorten	2

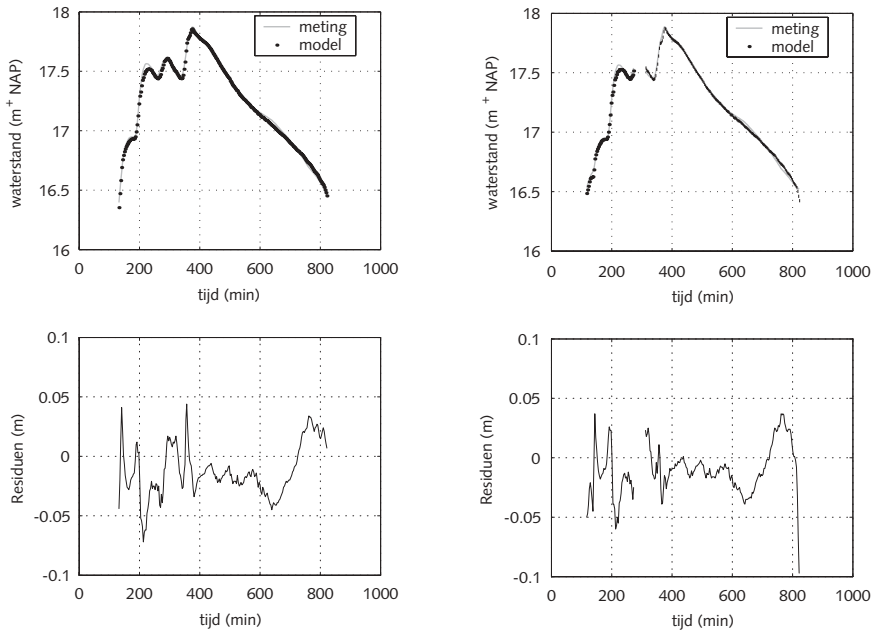


Figuur 9 Rioolstelsel Loenen

Het hydraulisch meetnet omvat twee neerslagmeters (LR1 en LR2) en twaalf drukhoogtesensoren (S02 tot S13), waarvan één in de overstortvijver.

Figuur 10 geeft een indruk van de kwaliteit van de modelresultaten na kalibratie, volgens de door Clemens ontwikkelde procedure. De gesimuleerde waterstanden hebben een afwijking van ongeveer enkele centimeters. Wat dit betekent voor de kwaliteit van de gesimuleerde debieten, staat in figuur 11. Deze figuur geeft een vergelijking van het gemeten en berekende debiet bij het eindgemaal.

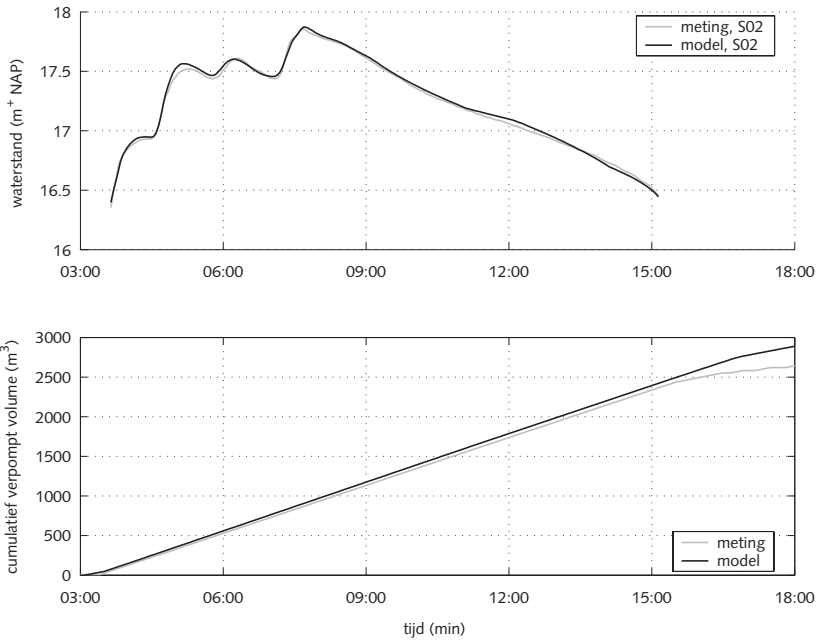




Figuur 10 Gemeten en gemodelleerd verloop van de waterstanden voor de bui van 18/07/01

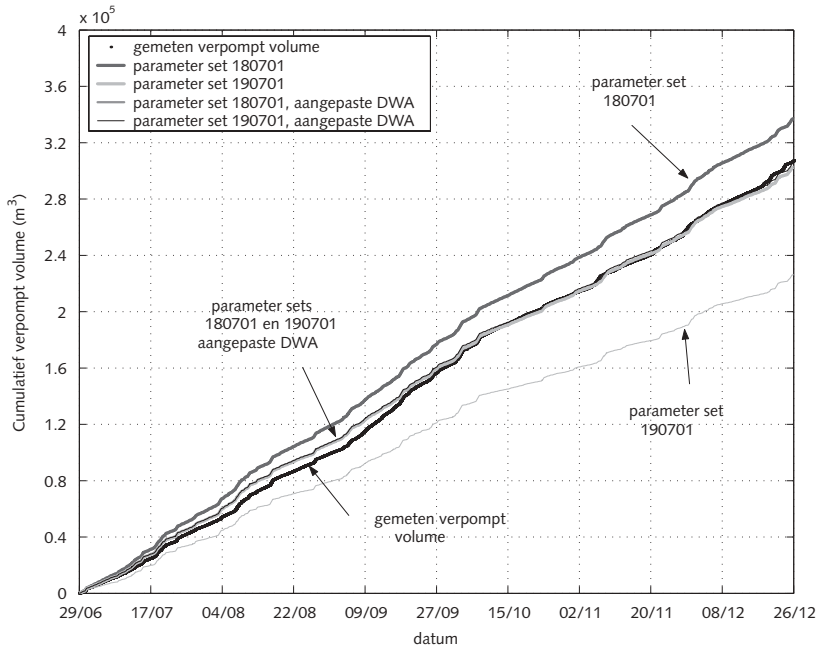
Tijdens de bui komt het debietenverloop in de meting en het model goed overeen (zie figuur 11). Na de bui begint het cumulatief verpompte volume af te wijken. Dit komt door een dwa-verschil in het model en de werkelijkheid. De dwa is namelijk tijdens de kalibratie gevarieerd om zo een optimale overeenkomst te krijgen tussen model en meting. Dit is verdedigbaar, omdat de dwa in werkelijkheid varieert en de werkelijke dwa tijdens een bui onbekend is.

Figuur 12 laat zien dat de dwa gemiddeld over de meetperiode  $740 \text{ m}^3/\text{d}$  zou moeten bedragen, om het tijdens een half jaar gemeten en gesimuleerde verpompte volume te laten overeenkomen. Deze  $740 \text{ m}^3/\text{d}$  komt goed overeen met het gemiddelde drinkwaterverbruik van  $730 \text{ m}^3/\text{d}$  voor 2001 in Loenen.



Figuur 11 Cumulatief verpompt volume voor de bui van 18/07/01

In de bovenste grafiek ziet u het gemeten en berekende waterstandsverloop voor het meetpunt S02, dat het dichtst bij het pompstation ligt. De onderste grafiek toont de gemeten en gemodelleerde verpompte volumes.



Figuur 12 Gemeten en gesimuleerd verpompt volume voor de gehele meetperiode in Loenen

De gehele meetperiode is doorgerekend met de sets modelparameters na kalibratie van de buien van 18/07/01 en 19/07/01. De dwa voor bui 18/07/01 bedraagt  $984 \text{ m}^3/\text{d}$  en voor bui 19/07/01  $290 \text{ m}^3/\text{d}$ . Na aanpassing van de dwa tot  $740 \text{ m}^3/\text{d}$  in beide sets modelparameters, kon voor beide sets het totaal over een halfjaar verpompte volume behoorlijk goed worden gesimuleerd.

De kalibratieresultaten van het hydrodynamisch model van Loenen ondersteunen de conclusie van Clemens, dat de huidige commercieel verkrijgbare rioleringssoftware het hydrodynamisch gedrag van een rioolstelsel per bui prima kan simuleren. Daarnaast kan ruim worden voldaan aan de in tabel 2 geformuleerde eisen voor de gewenste nauwkeurigheid van de gesimuleerde debieten.

#### 4.2 Transport van opgeloste stof

In Nederland is sinds het debacle van de vuiluitworpmodellen (Aalderink, 1994) niet veel ondernomen op het gebied van waterkwaliteitsmodellering in de riolering. Het vorige hoofdstuk gaf aan dat waterkwaliteitsmodellering wel degelijk van belang is. De nu commercieel verkrijgbare rioleringspakketten kennen alle een module voor beschrijving van het transport van opgeloste stof. Maar over de kwaliteit van deze modules is niet veel bekend, omdat de beschikbare literatuur over dit onderwerp niet

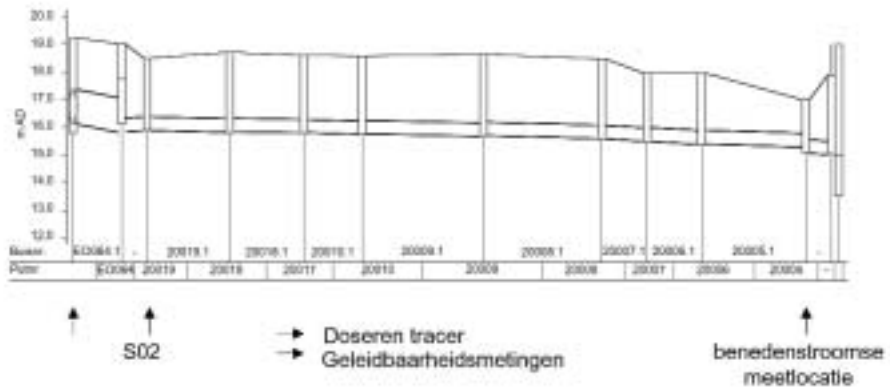
eenduidig is en geen uitspraken doet over de gewenste kwaliteit van de simulatieresultaten. In het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* is daarom gekozen om twee beschikbare modellen tegen het licht te houden: SOBEK en Hydroworks. Hierbij is de kwaliteit van de modelresultaten getoetst op basis van:

- tracerexperimenten;
- het gemeten verloop in de ammoniumconcentratie tijdens rwa.

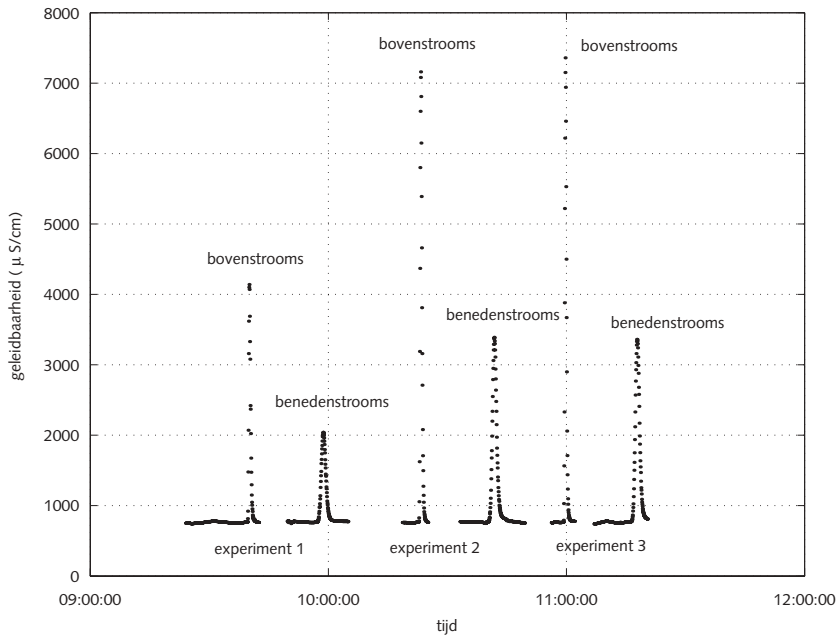
#### Tracerexperimenten

In de rioolstelsels van Loenen en Beekbergen zijn in vier strengen tracerexperimenten uitgevoerd. In Loenen werd water met een hoge concentratie NaCl (87,5 g/l) gedoseerd als tracer, waarna in twee benedenstroomse putten (zie figuur 13) de geleidbaarheid is gemeten. De resultaten van het tracerexperiment laten een behoorlijke afvlakking zien tijdens het transport in de 454 meter lange streng (zie figuur 14).

28 |

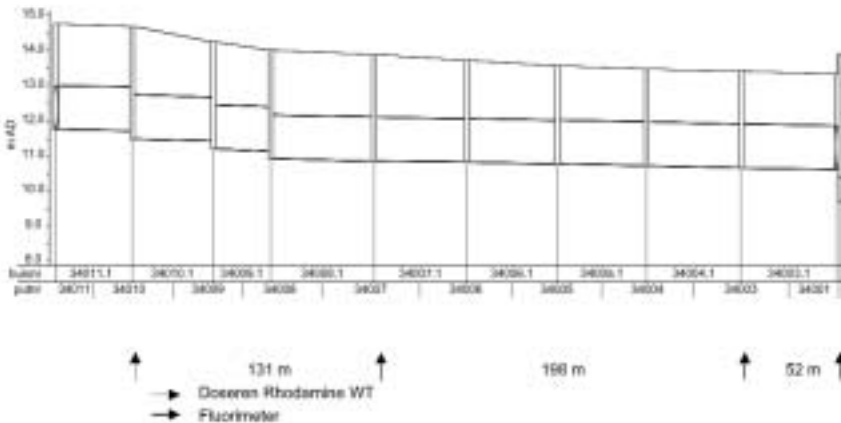


Figuur 13 Loenen, streng 454 m lang,  $\varnothing$  0,5 m; meetlocatie S02 verwijst naar figuur 9

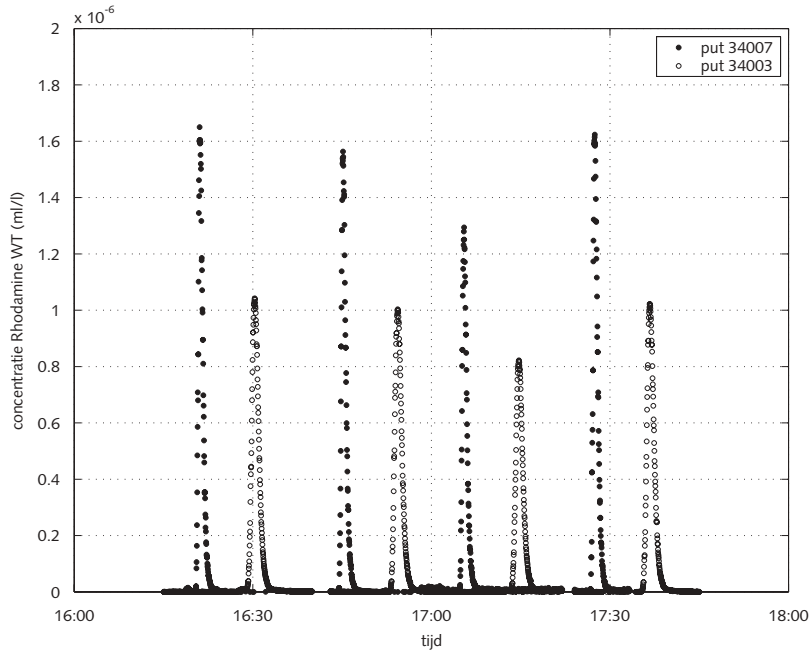


Figuur 14 Gemeten geleidbaarheid van tracerexperimenten Loenen, 14/12/01

Bij het tracerexperiment in Beekbergen is de kleurstof Rhodamine WT als tracer gebruikt in combinatie met fluorimeters als sensoren (zie figuur 16). Net als in Loenen treedt in deze streng een behoorlijke afvlakking van de concentraties op.



Figuur 15 Tracerexperiment Beekbergen, streng Wippenpol,  $\varnothing$  1,25 m



Figuur 16 Gemeten Rhodamine WT-concentraties op 16/09/03 in streng Wippenpol in Beekbergen

In totaal zijn in Loenen en Beekbergen negen succesvolle tracerexperimenten uitgevoerd. In elk experiment was een duidelijke afname van de piekconcentratie van de tracer waarneembaar. Deze afname kan alleen worden verklaard door afvlakking, omdat uit de analyse van de metingen blijkt dat de massabalansen voor de boven- en benedenstroomse meetpunten steeds maar een verschil van enkele procenten vertoonden.

#### Modellering

Voor beschrijving van het transport van opgeloste stof in de riolering wordt vergelijking 4.1 algemeen gebruikt. De resultaten van de tracerexperimenten zijn gebruikt om te toetsen of deze vergelijking wel geldig is in de riolering. Bij toepassing van vergelijking 4.1 wordt namelijk aangenomen dat de stroming eindimensionaal is, de opgeloste stof volledig gemengd is over de doorsnede én dat het transport met de gemiddelde lokale stroomsnelheid plaatsvindt (Bouteligier et al., 2002). Om te kunnen toetsen of vergelijking 4.1 toepasbaar is binnen de riolering, is in Matlab een model gemaakt dat een verwaarloosbare numerieke dispersie vertoont. In figuur 17 vindt u de resultaten van dit model voor een van de experimenten in Beekbergen. Om een goede overeenstemming tussen model en meting te krijgen, moest een dispersiecoëfficiënt van  $0,13 \text{ m}^2/\text{s}$  worden toegepast. Hoewel de residuen laten zien dat de

eendimensionale benadering niet volledig opgaat, is geconcludeerd dat vergelijking 4.1 kan worden gebruikt voor de beschrijving van het transport van opgeloste stof in de riolering.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} - K \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = 0 \tag{4.1}$$

waarbij

$c$  = concentratie ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

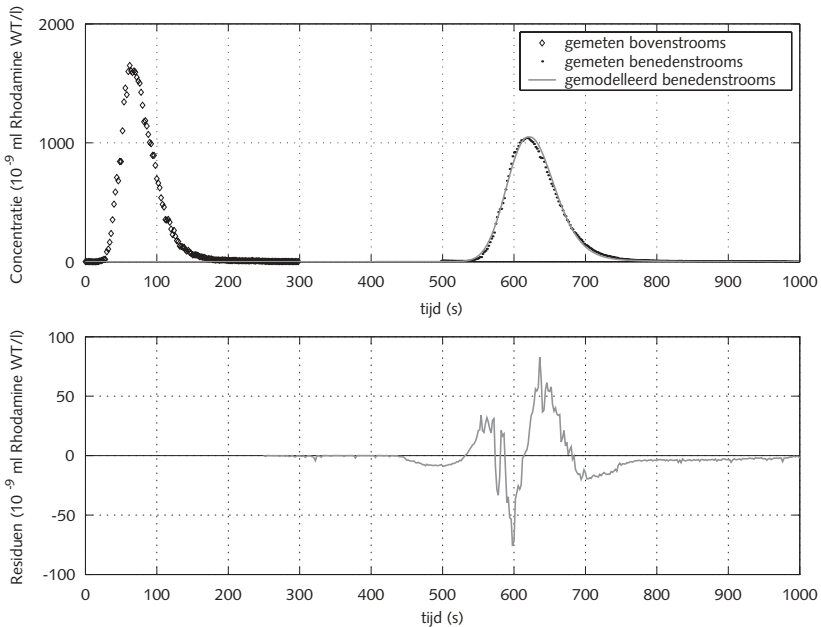
$u$  = stroomsnelheid ( $\text{m}/\text{s}$ )

$t$  = tijd ( $\text{s}$ )

$x$  = ruimtecoördinaat ( $\text{m}$ )

$K$  = dispersiecoëfficiënt ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

De eerste twee termen uit vergelijking 4.1 beschrijven het advectief transport. Dit is te bepalen zodra de stroomsnelheid van het rioolwater bekend is uit metingen of uit een goed gekalibreerd hydrodynamisch model. De derde term uit de vergelijking beschrijft het dispersief transport. De longitudinale dispersiecoëfficiënt  $K$  geldt hierbij als de te kalibreren parameter.

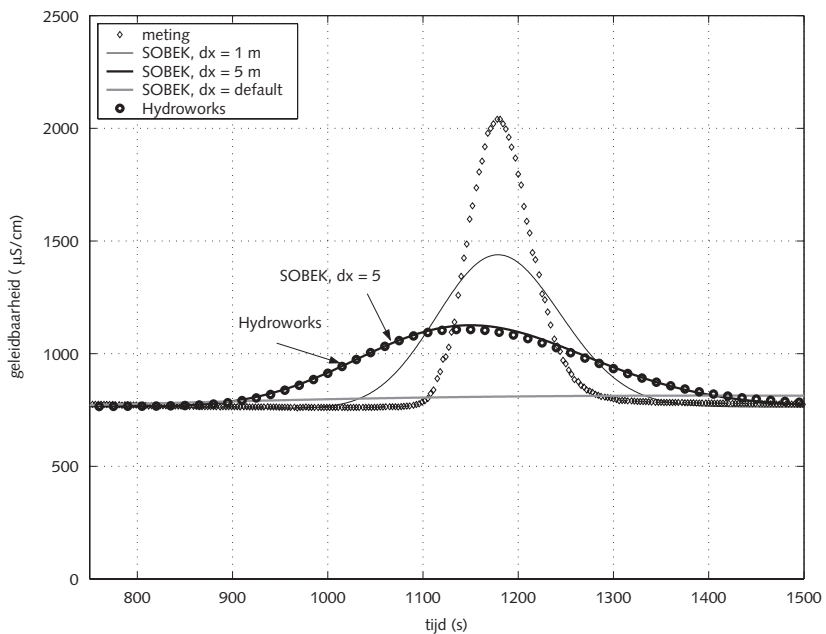


Figuur 17 Modelling van het verloop van de Rhodamine WT-concentratie met het Matlab-model, tracerexperiment 16/09/03

Beekbergen, streng Wippenpol, dispersiecoëfficiënt =  $0,13 \text{ m}^2/\text{s}$ . De bovenste grafiek toont het gemeten en gemodelleerde concentratieverloop. De onderste grafiek geeft de residuen weer.

Volgens de literatuur (Huisman *et al.*, 2000) vertonen de commercieel verkrijgbare rioleeringsmodellen een grote numerieke dispersie. De resultaten van een modelvergelijking in figuur 18 bevestigen dit. Deze figuur geeft de resultaten van doorrekening van het verloop van de geleidbaarheid met SOBEK en Hydroworks voor een van de experimenten in Loenen. Geen van de modellen (drie varianten in SOBEK, één in Hydroworks) komt in de buurt van resultaten die te behalen zijn met een model dat geen numerieke dispersie vertoont. Een verdere omschrijving van de gebruikte modelconfiguraties in SOBEK vindt u het originele proefschrift.

32 |



Figuur 18 Gemeten geleidbaarheid in het benedenstroomse meetpunt in Loenen (14/12/01, experiment 1) vergeleken met modelresultaten verkregen met Hydroworks en drie verschillende SOBEK-versies

De vrijwel horizontale, gestreepte lijn is het resultaat van een berekening in de SOBEK-standaardmodelsetup. SOBEK neemt hierbij aan dat de ruimtestap  $dx$  gelijk is aan de buislengte, wat een enorme numerieke dispersie veroorzaakt. Door in een aangepaste versie de ruimtestap  $dx$  tot respectievelijk 5 m en 1 m te verkleinen, kan de numerieke dispersie flink worden beperkt. Maar de numerieke dispersie is zelfs bij een ruimtestap

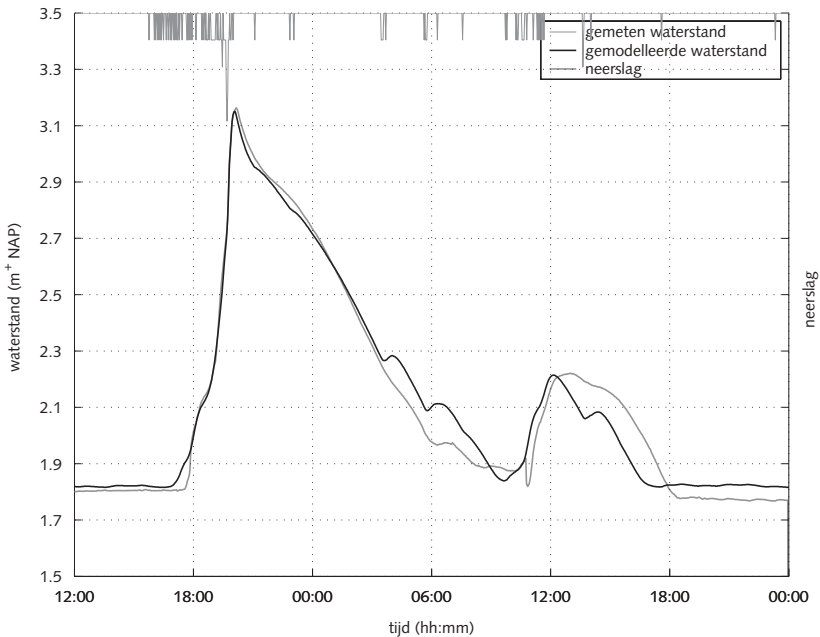


van één meter nog altijd  $0.4 \text{ m/s}^2$ . De numerieke dispersie in Hydroworks en in SOBEK bij een ruimtestap  $dx$  van 5 m bedraagt  $1,1 \text{ m/s}^2$ . Dit is ruim meer dan de fysieke dispersie.

#### Kwaliteit van implementatie van vergelijking 4.1

Naast toetsing op geldigheid van vergelijking 4.1 binnen de riolering, zijn de tracerexperimenten gebruikt om de kwaliteit van de implementatie van deze vergelijking in de huidige commercieel verkrijgbare software te analyseren. De resultaten laten zien dat de numerieke dispersie aan de hoge kant is. Maar het is de vraag in hoeverre dit in de praktijk van doorslaggevend belang is. Bijvoorbeeld bij doorrekening van het verloop van de ammoniumconcentratie tijdens een bui. Een tracerproef vraagt tenslotte het uiterste van een model, omdat de concentratiegradiënten heel groot zijn. Om na te gaan of de modellen in de praktijk kunnen voldoen, is in het rioelstelsel van Ulvenhout een week lang het verloop van de ammoniumconcentratie gemeten. Naast een dwa-profiel heeft deze meetperiode zeer waardevolle metingen opgeleverd tijdens de bui van 01/03/04. Daarnaast was in deze periode in het stelsel een hydraulisch meetnet geïnstalleerd en voerde Witteveen+Bos in opdracht van de gemeente een kalibratie van een hydrodynamisch model uit. Na verwijdering van enkele systematische fouten, is het model gekalibreerd met vrijwel dezelfde nauwkeurigheid als voor het rioelstelsel van Loenen. De modelkalibratieresultaten voor de bui van 01/03/04 vindt u in figuur 19.

| 33



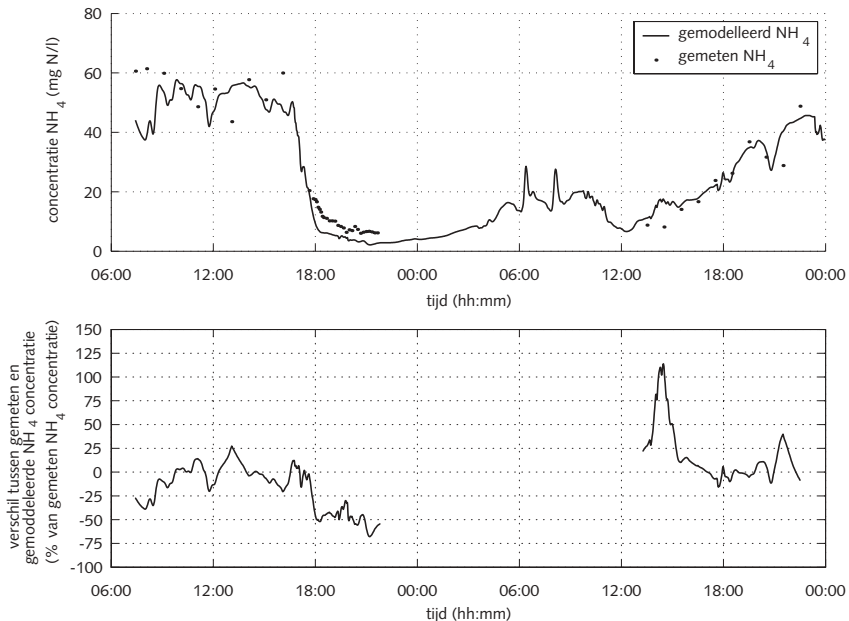
Figuur 19 Gemeten en gemodelleerd verloop van de waterstanden voor de bui van 01/03/04 in rioelstelsel Ulvenhout in de rioelput dichtbij de monsternamelocatie

Het verloop van de ammoniumconcentratie tijdens de bui is berekend door:

- invoering van het gemeten dwa-profiel in het model;
- simulatie met inloopparameters volgens de door Witteveen+Bos uitgevoerde kalibratie.

In figuur 20 ziet u de berekeningsresultaten. Hydroworks kan het verloop van de ammoniumconcentratie behoorlijk goed beschrijven. Het model lijkt zowel de gemeten verdunning als het herstel na de bui goed te volgen. Voor de verdunningsperiode is de gemiddelde afwijking  $-17\%$ , voor de herstelperiode na de bui  $17\%$ . Deze gemiddelde fout ligt ruim binnen de grenzen (respectievelijk  $-50\%$  en  $+50\%$ ) voor een acceptabele afwijking van het model die in tabel 2 staan. Helaas kon de gemiddelde afwijking over de gehele bui niet worden berekend, doordat tijdens een deel van de bui metingen ontbraken door een verstopte monsternameslang. Toch is geconcludeerd dat de huidige rioleringsmodellen de variaties in concentraties van opgeloste stof (zoals ammonium) voldoende goed kunnen volgen om ze te gebruiken voor analyse van de interacties binnen het afvalwatersysteem. De geconstateerde tekortkomingen van de huidige rioleringsmodellen die in een hoge numerieke dispersie resulteren, blijken in de praktijk minder belangrijk. Dit doordat de concentratiegradiënten niet zo groot zijn.

34 |



**Figuur 20** Modelling van het ammoniumconcentratieverloop tijdens de bui van 01/04/03 in Ulvenhout. De bovenste grafiek geeft het gemeten en met Hydroworks berekende ammoniumverloop gedurende de bui. De onderste grafiek geeft de afwijking van het model ten opzichte van de meting in procenten.

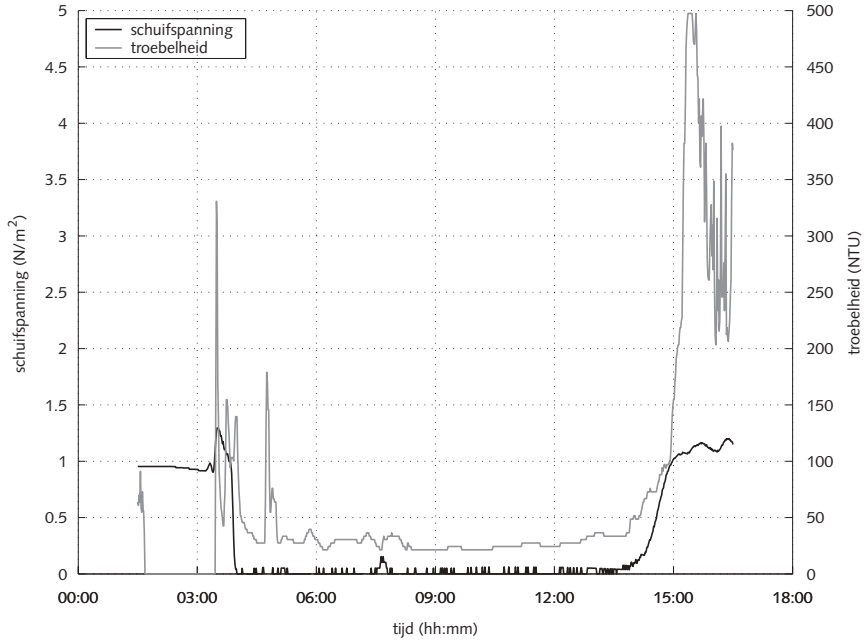
### 4.3 Transport van gesuspendeerd materiaal

Het gesuspendeerd materiaal omvat meestal meer dan 70% van de sedimentmassa die in een riool wordt getransporteerd (Ashley et al., 1999). Daarnaast is een aanzienlijk deel van de totale vuilvracht gebonden aan de vaak fijne gesuspendeerde deeltjes (Van Nieuwenhuijzen, 2001; Bertrand-Krajewski et al., 1993). Daarom is het gesuspendeerde materiaal vooral erg belangrijk voor de vuilvrachtlozing via overstorten. Maar de 'state of the art' van de modellering van transport van gesuspendeerd materiaal in de riolering staat in schril contrast met het belang dat aan deze fractie wordt toegekend. Volgens recent onderzoek is dit transport binnen een bandbreedte van een factor 2 te beschrijven (Tait et al., 2003). Voor de rwzi is dit voldoende, zelfs als wordt aangenomen dat alle CZV-fracties uit tabel 2 zich voornamelijk als gesuspendeerd materiaal in de riolering bewegen.

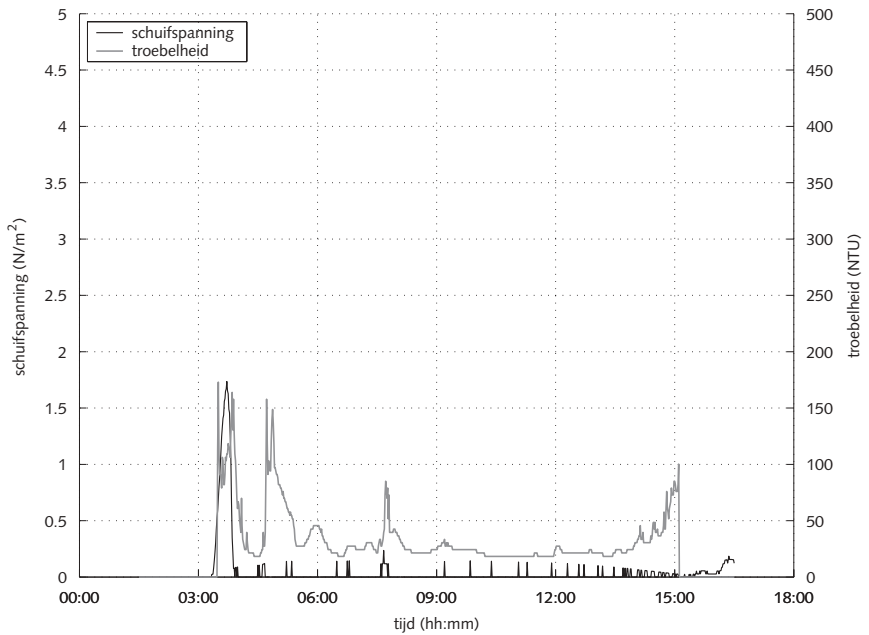
| 35

Uitgebreide analyse van de beschrijving van gesuspendeerd materiaal in Hydroworks en Mouse (Bouteligier et al., 2002; Margetts, 2000) geeft aan dat nog veel te winnen valt, vanwege de grote tekortkomingen van beide pakketten voor modellering van het transport van gesuspendeerd materiaal. Voor een lopend onderzoek naar transportprocessen in de riolering aan de TU Delft was in het rioolstelsel van Loenen een meetnet met troebelheidsensoren geïnstalleerd. Dit meetnet was operationeel in dezelfde periode als het hydraulisch meetnet, dat is gebruikt voor de kalibratie van het eerder genoemde hydrodynamisch model (zie figuur 9).

Vanwege het belang van de gesuspendeerde fractie voor de vuiluitworp via de overstort, is voor het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* een verkenning uitgevoerd naar het transport van gesuspendeerd materiaal in de riolering. Dit is gebeurd op basis van de beschikbare metingen uit Loenen. Henckens (2001) en Schellart (2002) voerden de eerste analyses van de troebelheidsmetingen uit. Maar beiden konden geen duidelijke relatie leggen tussen troebelheid en hydraulische parameters, zoals waterstanden. Op basis van het per bui gekalibreerde hydrodynamisch model van Loenen, is een analyse uitgevoerd van de relatie tussen berekende schuifspanning en gemeten troebelheid (zie figuur 21 en 22). Hiervoor zijn de veertien buien gebruikt waarvoor betrouwbare troebelheidsmetingen beschikbaar waren.



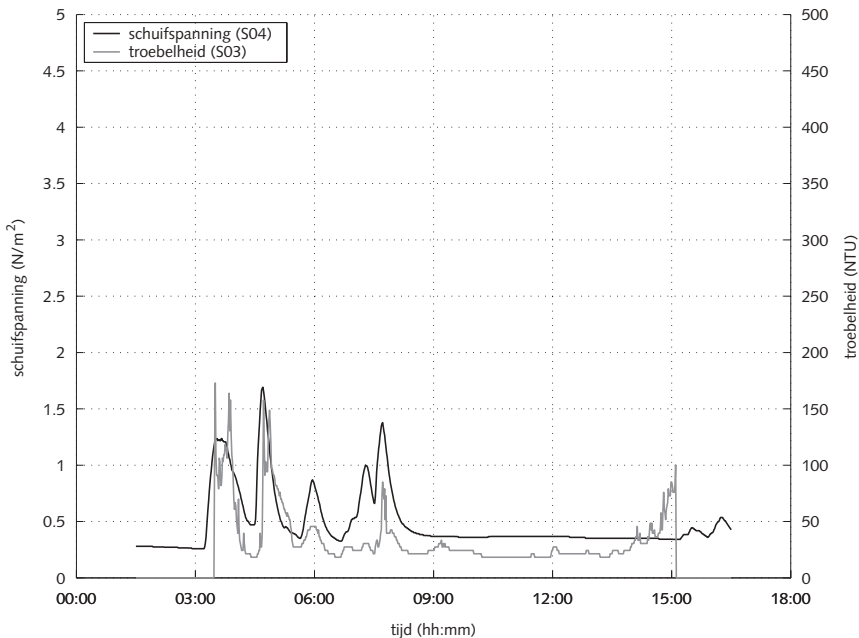
Figuur 21 Troebelheid en lokale schuifspanning, Loenen, bui 18/07/01, locatie S07



Figuur 22 Troebelheid en lokale schuifspanning, Loenen, bui 18/07/01, locatie S03

Uit figuur 21 en 22 blijkt dat zowel de troebelheid als de lokale schuifspanning een piek vertonen tijdens het vollopen van de riolering. Ook tijdens de bui zijn duidelijke pieken in de troebelheid zichtbaar. Maar de lokale schuifspanningen variëren dan nauwelijks, doordat het riool eenvoudigweg vol staat (zie ook figuur 10). De lokale schuifspanning is hiermee alleen een goede indicator voor de eerste troebelheidspiek.

Figuur 23 geeft een vergelijking van de troebelheid in S03 (vrij benedenstrooms in het stelsel) en de schuifspanning in S04 (een stuk verder bovenstrooms). In S04 treedt tijdens de bui geen opstuwung op en varieert de schuifspanning tijdens de bui een stuk meer, doordat de waterstanden meer variëren. De pieken in schuifspanning in S04 en de troebelheid in S03 vertonen een opvallende samenhang. Dit is ook waargenomen bij andere locaties en andere buien. Daarom is geconcludeerd dat de schuifspanning wel degelijk een belangrijke parameter is voor beschrijving van het transport van gesuspendeerd materiaal. Verder onderzoek moet uitwijzen in hoeverre dit uiteindelijk kan leiden tot een betere voorspelling van de vuilvracht via de overstort.



Figuur 23 Gemeten troebelheid op locatie S03 en berekende schuifspanning op locatie S04

#### 4.4 Omzettingen in de riolering

Over de omzettingen in de riolering doen indianenverhalen de ronde. Op zich is de riolering inderdaad te beschouwen als een grote reactor waar allerlei omzettingen

plaatsvinden. In het verleden is in studies geprobeerd de omzettingen zo te sturen, dat ofwel geen rwzi meer nodig is ofwel de benedenstroomse rwzi zo prettig mogelijk influent krijgt. De eerste optie is vooral aantrekkelijk als nutriëntenverwijdering niet nodig is en alleen CZV hoeft te worden verwijderd. Om de CZV-verwijdering in de riolering op te voeren, is onder meer voorgesteld actief slib bovenstrooms te doseren (Koch en Zandi, 1973; Green et al., 1995), het rioolwater te beluchten (Mourato, 2003; Koch en Zandi, 1973) of nitraat te doseren (Aesoy et al., 1998). De tweede optie omvat een zodanige balancerings van het afvalwater, dat de rwzi zo gunstig mogelijk influent krijgt door controle van de reaëratie (Hvitved-Jacobsen et al., 2002). Voor moderne rwzi's is het gunstig om relatief veel makkelijk afbreekbaar CZV in het influent te hebben. Het CZV wordt in het riool afgebroken onder aërobe omstandigheden en gevormd onder anaërobe omstandigheden. Voor het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* is de omzettingssnelheid onder aërobe omstandigheden geanalyseerd in de eindstreng Wippenpol van het rioolstelsel van Beekbergen (zie figuur 15).

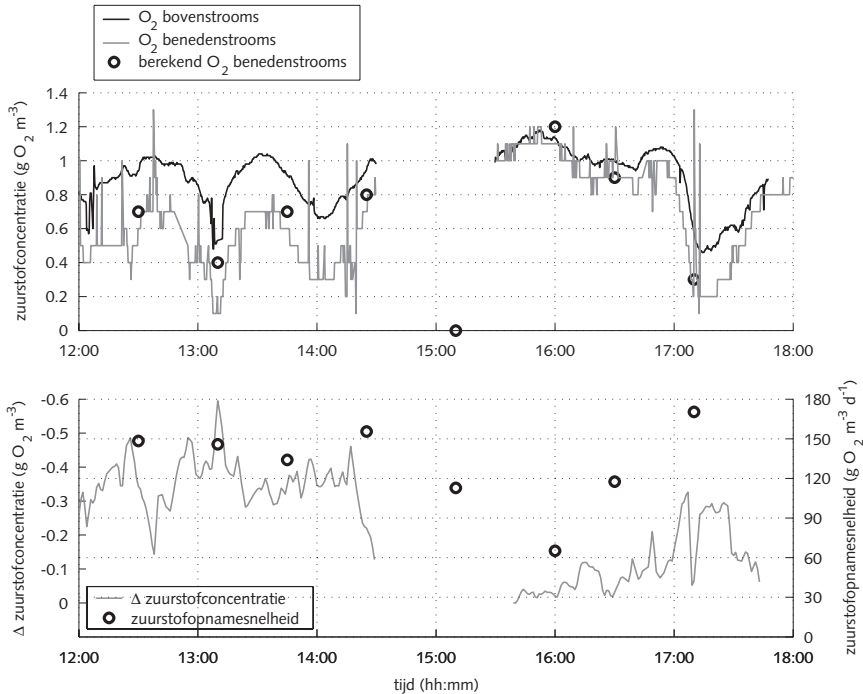
Het direct meten van de omzettingen in het riool is tamelijk lastig. In plaats daarvan is voor streng Wippenpol een zuurstofbalans opgesteld, om zo de orde van grootte van de omzettingen te kunnen inschatten. Ervan uitgaande dat geen zuurstofaccumulatie in de streng optreedt (Huisman, 2001), is de zuurstofbalans voor Wippenpol:

$$\text{instroom} + \text{reaëratie} = \text{uitstroom} + \text{conversie in biofilm} + \text{conversie in suspensie} \quad (4.2)$$

Tijdens het experiment op 16/09/03 zijn vier van de vijf zuurstofbalansonderdelen met metingen bepaald:

<i>instroom</i>	de bovenstroomse zuurstofconcentratie is elke vijftien seconden gemeten
<i>uitstroom</i>	de benedenstroomse zuurstofconcentratie is elke vijftien seconden gemeten
<i>omzettingen in biofilm</i>	niet gemeten
<i>omzettingen in rioolwater</i>	omzettingen in het rioolwater zijn geschat op basis van de gemeten zuurstofopnamesnelheid van het rioolwater

Daarnaast is enkele malen het debiet bepaald met massabalansen op basis van de tijdens de eerdergenoemde tracerproeven gedoseerde Rhodamine WT. Figuur 24 geeft een overzicht van de metingen en resultaten uit een op het ASM1 (actiefslibmodel voor de afvalwaterzuivering) gebaseerd model dat de omzettingen in de riolering beschrijft (Hvitved-Jacobsen et al., 1998). Dit model kan de afname in zuurstofconcentratie over de streng behoorlijk goed beschrijven. Zeker gezien het feit dat de modelparameters niet per meting zijn aangepast, maar eenmalig van de complete dataset.



Figuur 24 Experiment in Beekbergen, streng Wippenpol, 16/09/03

De bovenste grafiek geeft de zuurstofmetingen in het bovenstroomse en benedenstroomse meetpunt. Hierbij is de benedenstroomse tijdas verschoven met de berekende gemiddelde looptijd. De onderste grafiek toont het afnameverloop in zuurstofconcentratie over de streng en de zuurstofopnamesnelheid van het afvalwater.

## 5 Praktijkvoorbeeld

De voorgaande hoofdstukken geven inzicht in de huidige proceskennis en mogelijkheden voor modellering van het dynamisch gedrag van zowel de riolering als de rwzi. Dit praktijkvoorbeeld illustreert de rol van de interacties binnen het afvalwatersysteem. Door eigenschappen als berging en pompcapaciteit te variëren, ontstaat een beeld van de samenhang binnen het afvalwatersysteem.

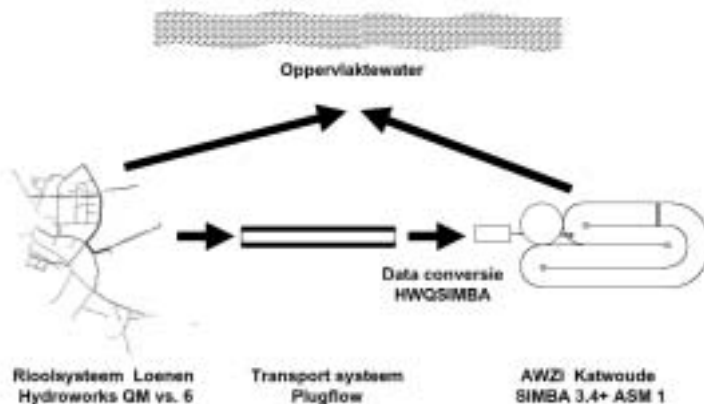
Het functioneren van het afvalwatersysteem wordt hier op basis van de volgende parameters bekeken:

- overstortingsvolume;
- ammonium, vracht en concentraties;
- totaal stikstof, vracht en concentraties;
- biodegradeerbaar CZV. CZV kan naar afbreekbaarheid in een aantal fracties worden opgesplitst. In dit geval zijn alleen de biodegradeerbare fracties meegenomen. Dit om te ondervangen dat via een overstort geloosd CZV totaal andere karakteristieken heeft dan via het rwzi-effluent geloosd CZV (Servais et al., 1999).

40 |

### Systembeschrijving

In de voorgaande hoofdstukken vindt u een uitgebreide analyse van het dynamisch functioneren van het rioolstelsel Loenen en de rwzi Katwoude. Deze kennis is in een semi-hypothetisch voorbeeld gebundeld door het rioolstelsel Loenen te koppelen aan de rwzi Katwoude (zie figuur 25). Uitgangspunt hierbij is dat beide op hetzelfde ontvangende water lozen. In de praktijk is dit meestal niet het geval, waardoor een vaak subjectieve afweging tussen lozen op verschillende locaties noodzakelijk is (Geerse en Lobbrecht, 2002).



Figuur 25 Semi-hypothetisch stedelijk afvalwatersysteem



Het afvalwatersysteem is gemodelleerd op basis van het beschikbare Hydroworks-model voor Loenen en het SIMBA-model voor rwzi Katwoude. Het Hydroworks-model is gebruikt om het debietenverloop en de verdunningsgraad uit te rekenen. Het is mogelijk via het programma 'plugflow' het propstroomeffect van persleidingen mee te nemen. Dit propstroomeffect ontstaat doordat een verandering in debiet benedenstrooms vrijwel direct merkbaar is. Een verandering in concentratie dient zich pas benedenstrooms aan ná een periode gelijk aan de hydraulische verblijftijd. Dit propstroomeffect is vooral aan het begin van een bui sterk. Dat komt doordat op dat moment het afvalwater met rwa-debiet bij de rwzi arriveert, maar de concentratie nog op dwa-niveau ligt. Het gevolg is een piek in de influentvracht die groter wordt naarmate de persleiding een grotere hydraulische verblijftijd heeft (*Van der Graaf, 1992*).

Omzetting van de Hydroworks-uitvoerfiles naar invoerfiles voor SIMBA gebeurt met het programma HWQSIMBA, dat samen met Marcel Boomgaard is ontwikkeld. Dit programma schaaft het debiet op van de 6500 inwoner equivalenten van Loenen naar de 84.300 inwoner equivalenten van Katwoude. Ook past het programma de voor elke tijdstap berekende verdunningsgraad toe op de bekende gemiddelde dwa-afvalwatersamenstelling. Dit houdt in dat de fractionering van het afvalwater constant is gehouden. Dat is in dit geval toegestaan, omdat influentmetingen tijdens rwa op de rwzi Katwoude deze aanname ondersteunden. Conversiefactoren worden vaak toegepast om de incompatibiliteit van Hydroworks en SIMBA op te vangen (*Schütze, 1998; Fronteau et al., 1996*).

| 41

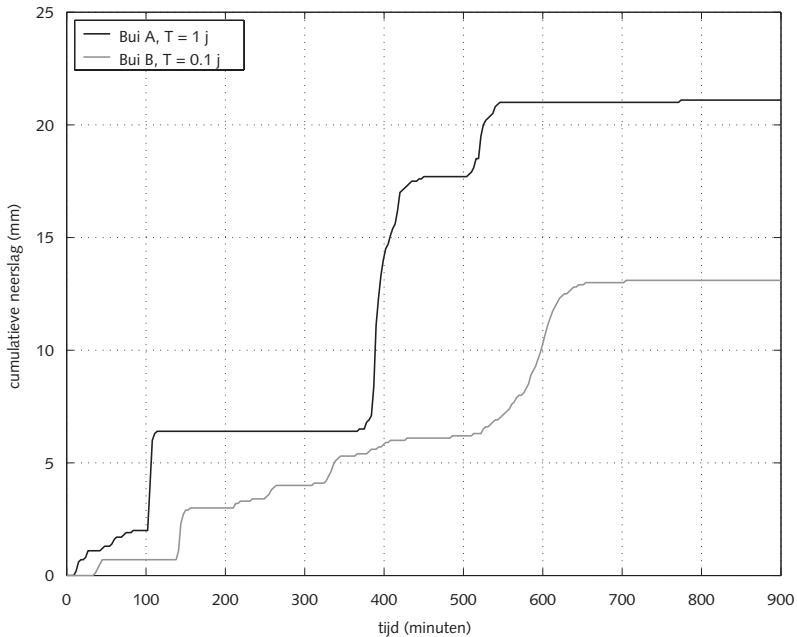
#### *Gevarieerde eigenschappen van het afvalwatersysteem*

De doorwerking van maatregelen aan de riolering op het functioneren van het gehele afvalwatersysteem is als volgt in beeld gebracht:

- aanbrengen 6 mm extra berging in bergbezinktank (*Henckens, 2004*);
- verlagen pompcapaciteit van 0,7 mm/h naar 0,5 mm/h;
- variëren hydraulische verblijftijd in de persleiding van 0 tot 24 uur.

#### *Toegepaste buien*

In dit praktijkvoorbeeld zijn twee verschillende buien gebruikt. Bui A heeft een herhalingsstijd van 1 jaar en bui B van 0,1 jaar. In figuur 26 vindt u de cumulatieve neerslag voor beide buien.



Figuur 26 Cumulatieve neerslag voor bui A en B

De herhalingsperiode voor beide buien is afgeleid van de regenduurlijnen voor De Bilt (*Bouwknicht en Gelok, 1988*).

### 5.1 Referentiesituatie: functioneren van het huidige afvalwatersysteem

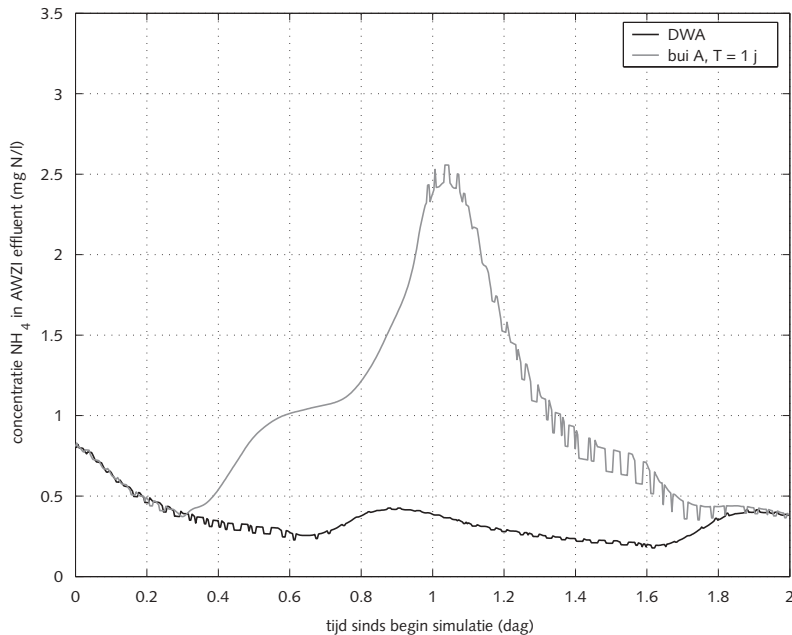
De referentiesituatie is het functioneren van het afvalwatersysteem in figuur 25 met de volgende karakteristieken:

- geen extra berging in bergbezinktank;
- pompcapaciteit van 0,7 mm/h;
- geen persleiding;

waarbij is aangenomen dat:

- het actief slib een temperatuur heeft van 15°C;
- de dwa een 24-uurs profiel heeft voor het debiet;
- de afvalwaterconcentratie over de dag constant is.

Het functioneren van het referentiesysteem is geanalyseerd voor de dwa-situatie en beide buien. Bui A resulteert in een overstorting van 7 mm, terwijl bui B juist niet overstort. In figuur 27 ziet u het verloop van de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent tijdens dwa en tijdens bui A. Tijdens de bui loopt de ammoniumconcentratie in het effluent op tot 2,5 mg N/l en neemt daarna weer snel af tot het dwa-niveau.

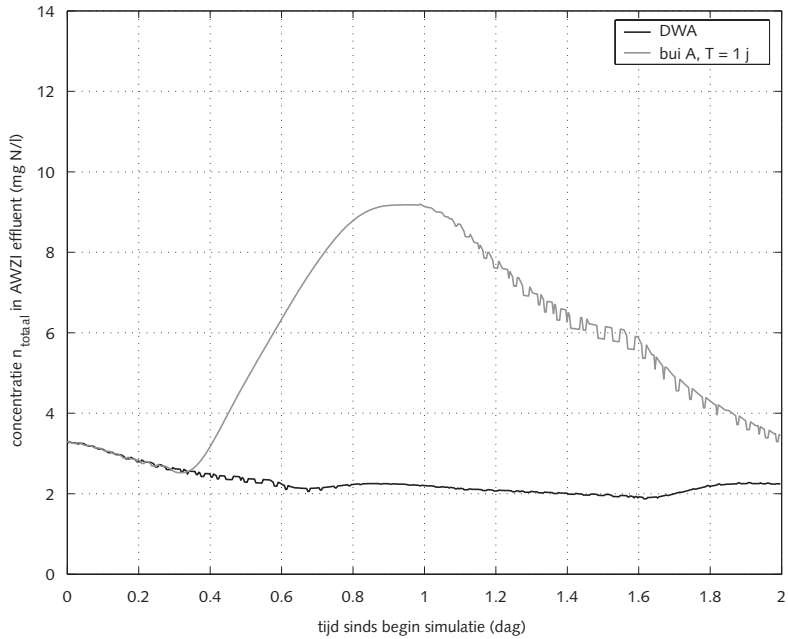


Figuur 27 Gesimuleerde ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent tijdens bui A (T = 1 j)

Na de bui daalt de ammoniumconcentratie tot het normale dwa-niveau. De tijd op de x-as is relatief ten opzichte van de start van de simulatie om 17:30 uur. De bui zelf begint om 22:30 uur.

Naast de ammoniumconcentratie zijn de concentraties totaal stikstof en afbreekbaar CZV bepaald (zie figuur 28 en 29). In tegenstelling tot het verloop van de ammoniumconcentratie is voor deze parameters de kwaliteit van de simulatie met SIMBA niet gekwantificeerd wegens een gebrek aan data. Dit betekent dat u de simulatieresultaten voor deze parameters moet zien als een indicatie van het functioneren van de rwzi. In de rest van deze samenvatting worden de fracties totaal stikstof en afbreekbaar CZV alleen nog als totaalvrachten beschouwd, zoals in tabel 5 verderop in deze paragraaf.

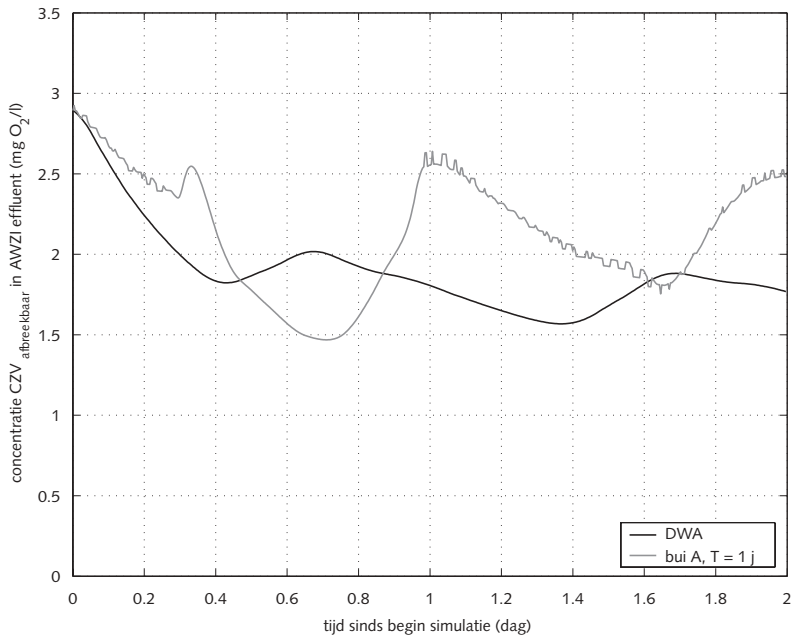
Daarnaast zijn in het gebruikte Hydroworks-model alleen de hydrodynamica en het transport van opgeloste stof meegenomen. In werkelijkheid draagt het rioolsediment zeer waarschijnlijk bij aan de totale vracht aan afbreekbaar CZV die overstort (Chebbo et al., 2003; Vollertsen 1998). Daarom is deze vracht in de berekeningen onderschat.



Figuur 28  $N_{\text{totaal}}$ -concentratie in het effluent tijdens bui A (T = 1 j)

De  $N_{\text{totaal}}$ -concentratie neemt tijdens de bui significant toe, om na de bui weer af te nemen tot het dwa-niveau.

De concentratie totaal stikstof in het rwzi-effluent neemt significant toe tijdens de bui. Toch liggen de waarden nog steeds duidelijk onder de vereiste 10 mg N/l. Zoals verwacht, varieert de concentratie afbreekbaar CZV in het effluent nauwelijks tijdens de bui.



Figuur 29 Concentratieverloop afbreekbaar CZV in het rwzi-effluent tijdens bui A (T = 1 j)

De afwijking ten opzichte van het verloop tijdens dwa is verwaarloosbaar.

Bij bui B is het verloop van de concentraties tijdens de bui vergelijkbaar met die bij bui A, hoewel beide buien sterk verschillen in totaal volume en neerslagintensiteit.

Tabel 5 geeft een overzicht van de geloosde vuilvracht via het effluent en de overstort onder dwa-omstandigheden en tijdens beide buien. Beide buien laten een duidelijke toename zien van de via de rwzi geloosde vuilvracht. Voor ammonium en totaal stikstof komt dit door afname van het verwijderingsrendement op de rwzi (zie figuur 3) in combinatie met het toegenomen debiet. De toename van het totaal debiet ten opzichte van de dwa-situatie is een factor 2,3 voor bui A en 2,2 voor bui B. De toename van de vracht afbreekbaar CZV is vooral te wijten aan het toegenomen debiet, aangezien de concentratie afbreekbaar CZV in het effluent tijdens de buien nauwelijks stijgt (zie figuur 29).

De relatieve bijdrage aan de totaal geloosde vuilvracht varieert sterk per parameter. Voor ammonium en totaal stikstof is de bijdrage van de via de overstort geloosde vracht relatief klein. De vracht afbreekbaar CZV die via de overstort is geloosd, is tijdens bui A bijna twee keer zo groot als de vracht via de rwzi. Dit geeft aan dat beperking van

overstortingen voor CZV veel effectiever is dan voor stikstof. Dit effect is in de praktijk zelfs nog groter, omdat in dit geval de bijdrage van rioolsediment is verwaarloosd.

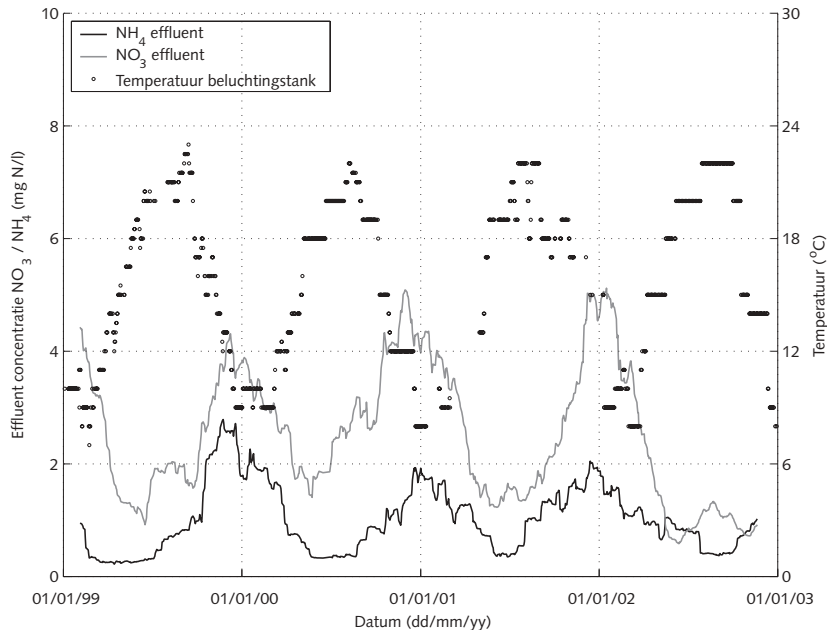
Tabel 5 Geloosde vrachten tijdens dwa, bui A (T= 1 j) en bui B (T= 0.1 j)

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	DWA	bui A	bui B	DWA	bui A	bui B	DWA	bui A	bui B
overstort	0	13	0	0	23	0	0	154	0
AWZI	6	39	52	39	239	197	45	79	91
totaal	6	52	52	39	262	197	45	233	91

## 5.2 Analyse van de invloed van het seizoen en het dwa-profiel

46 |

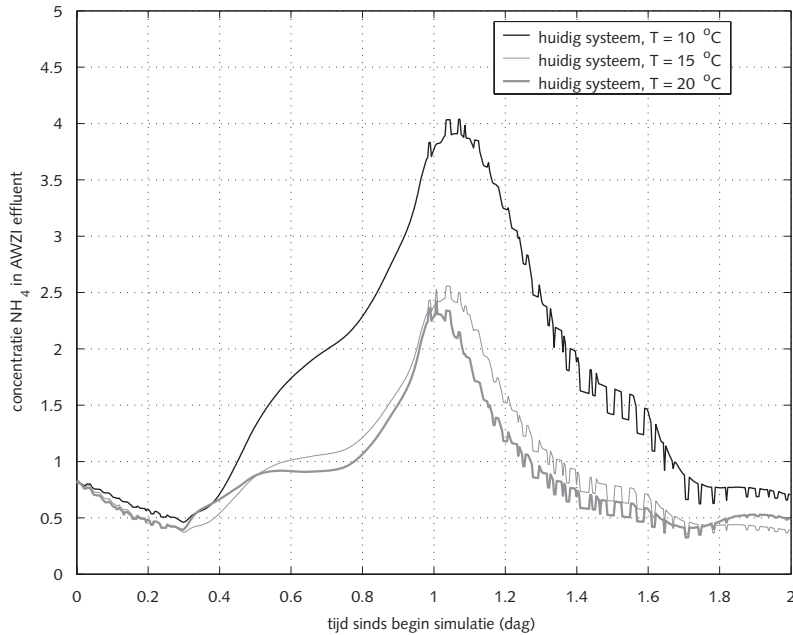
De voorgaande paragraaf liet zien dat beide buien een duidelijk effect hebben op de effluentsamenstelling en op de totaal geloosde vracht. Deze resultaten voor de referentiesituatie zijn bereikt voor een temperatuur van 15°C. De temperatuur van het actief slib varieert over het jaar, wat in de praktijk een duidelijk effect heeft op de effluentkwaliteit (zie figuur 30). Daarnaast vertoont de dwa een patroon over de dag. Het moment van de dag waarop de bui valt, kan dus van belang zijn.



Figuur 30 Temperatuurverloop van het slib en het lopend gemiddelde van de ammonium- en nitraatconcentratie in het effluent; rwzi Katwoude, 1999-2002

*Invloed van seizoenvariaties: afvalwatertemperatuur*

Figuur 31 illustreert het effect van een variatie in de afvalwatertemperatuur voor bui A voor een temperatuur van 10, 15 en 20°C. De figuur laat zien dat de doorwerking van bui A op de effluentkwaliteit afhankelijk is van de temperatuur. Temperatuurverlaging tot 10°C leidt tot een sterke toename van de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent, terwijl temperatuurverhoging tot 20°C nauwelijks effect heeft op de ammoniumconcentratie. Dit temperatuurseffect is ook duidelijk zichtbaar in de via de rwzi geloosde stikstofvracht (zie tabel 6).



**Figuur 31** Effect van de temperatuur van het actief slib op de ammoniumconcentratie in het effluent tijdens bui A (T = 1 j)

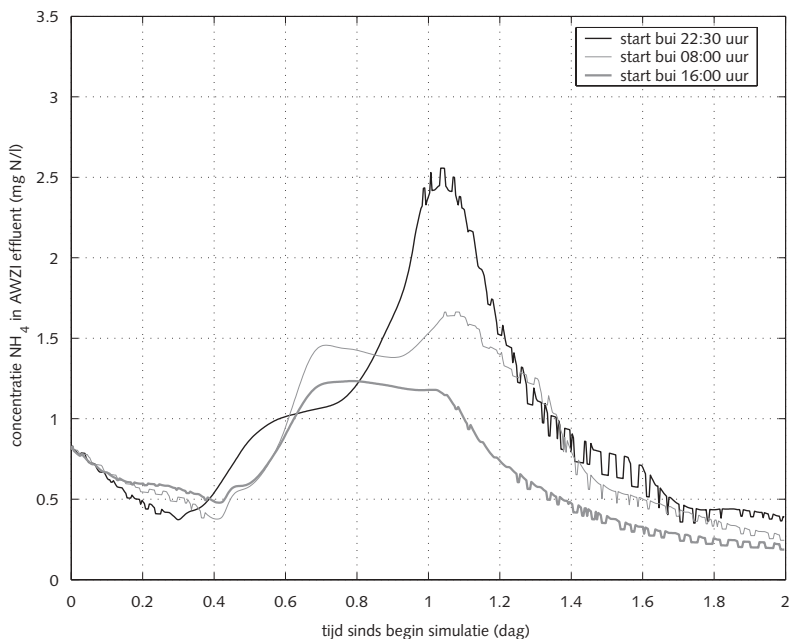
**Tabel 6** Geloosde vracht tijdens bui A bij een temperatuur van 10, 15 en 20°C

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	10°C	15°C	20°C	10°C	15°C	20°C	10°C	15°C	20°C
overstort	13	13	13	23	23	23	154	154	154
AWZI	67	39	37	320	239	147	73	79	122
totaal	80	52	50	343	262	170	227	233	276

Een belangrijk gevolg van de temperatuursafhankelijke respons van de rwzi op een bui, is dat de verdeling van de via het effluent en via de overstort geloosde vracht varieert met de temperatuur. Bij optimalisatiestudies van een afvalwatersysteem kan de temperatuur hierdoor invloed hebben op het uiteindelijke optimalisatieresultaat.

#### *Invloed van het dwa-profiel op de reactie van het afvalwatersysteem op een bui*

De dwa vertoont normaal gesproken een duidelijk 24-uurs profiel. Dit betekent dat het effect van een bui op het functioneren van een afvalwatersysteem afhankelijk is van het moment waarop de bui valt. Figuur 32 illustreert het verloop van de ammoniumconcentratie in het effluent tijdens bui A, als deze bui zou zijn begonnen om respectievelijk 08:00, 16:00 en 22:30 uur. In deze drie gevallen varieert alleen de begintijd van de bui, maar de respons op de bui is totaal anders.



**Figuur 32** Effect van aanvangstijd bui A (T = 1 j) op de ammoniumconcentratie in het effluent

De tijd op de x-as is relatief ten opzichte van de simulatiestart voor alle drie de buien. Het is duidelijk dat het moment waarop een bui valt, invloed heeft op het verloop van de ammoniumconcentratie in het effluent.

Figuur 32 geeft de indruk dat de effluentkwaliteit en daarmee wellicht ook de geloosde effluentvracht sterk afhankelijk zijn van het moment waarop de bui begint. Maar



de berekende vrachten uit tabel 7 laten zien dat deze indruk niet klopt en dat de via de rwzi geloosde vuilvracht voor alle parameters nauwelijks varieert. De via de overstort geloosde vracht varieert daarentegen sterk. Dat komt omdat het dwa-volume dat tijdens de bui wordt geproduceerd, voor de drie verschillende aanvangstijden varieert. Hierdoor varieert niet alleen het overstortingsvolume (zie tabel 8), maar is de verdunningsgraad sterk afhankelijk van het tijdstip van de bui.

Tabel 7 Geloosde vrachten tijdens bui A, beginnend om 22:30, 08:00 en 16:00 uur

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	22:30	08:00	16:00	22:30	08:00	16:00	22:30	08:00	16:00
overstort	13	62	32	23	107	56	154	735	386
AWZI	39	37	34	239	212	220	79	76	82
totaal	52	99	66	262	319	277	233	812	468

| 49

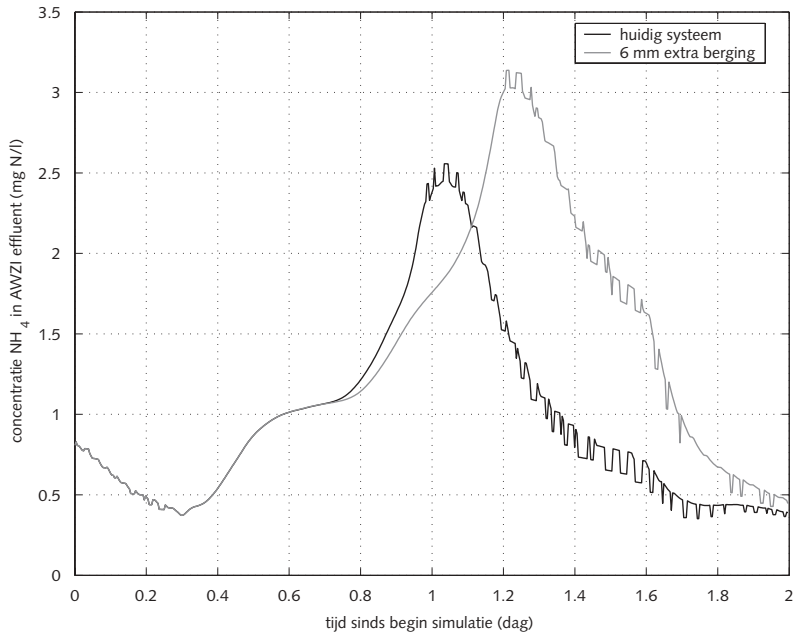
Tabel 8 Overgestort volume tijdens bui A, beginnend om 22:30, 08:00 en 16:00 uur

Locatie	begintijd bui		
	22:30	08:00	16:00
overstortingsvolume (mm)	6.9	8.1	7.3

De resultaten uit tabel 7 zijn erg belangrijk voor optimalisatiestudies van een afvalwatersysteem. Aangezien de verdeling van de vuilvracht via de rwzi en de overstort sterk varieert, varieert ook het relatieve effect van maatregelen aan de riolering of de rwzi. Dit kan de keuze voor een bepaalde maatregel sterk beïnvloeden, zoals de volgende paragrafen illustreren.

### 5.3 Invloed van extra berging

De invloed van extra berging op het functioneren van het afvalwatersysteem wordt bekeken met twee versies van bui A, beginnend om respectievelijk 22:30 en 08:00 uur. Voor bui A van 22:30 uur neemt door extra berging het overgestorte volume af van 7 mm naar 1 mm. Maar de extra berging heeft wel een negatief effect op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent (zie figuur 33). Dit komt doordat de rwzi tijdens lediging van de bergbezinktank langer wordt belast met een rwa-debiet.



Figuur 33 Effect van 6 mm extra berging op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent voor bui A ( $T = 1$  j), beginnend om 22:30 uur

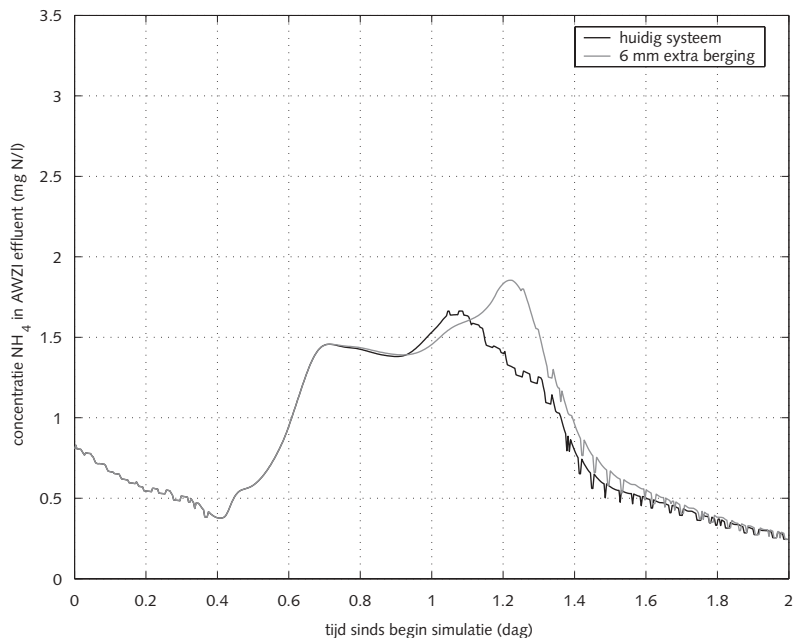
De extra berging heeft een negatief effect op de effluentkwaliteit.

In tabel 9 vindt u een overzicht van het effect van extra berging op de totaal op het oppervlaktewater geloosde vuilvracht. Hoewel de extra berging een behoorlijke reductie oplevert voor de via de overstort geloosde vuilvracht, is het effect op de via de rwzi geloosde vracht ammonium en totaal stikstof negatief. In dit geval domineren de negatieve effecten op de effluentkwaliteit de positieve effecten op de overgestorte vuilvracht voor de parameters ammonium en totaal stikstof. Voor afbreekbaar CZV is het totaaleffect van de extra berging positief.

Tabel 9 Invloed van extra berging op de geloosde vuilvracht voor bui A, beginnend om 22:30 uur

locatie	Ammonium (kg $\text{NH}_4\text{-N}$ )		$\text{N}_{\text{totaal}}$ (kg N)		CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)	
	huidig	6 mm extra berging	huidig	6 mm extra berging	huidig	6 mm extra berging
overstort	13	2	23	4	154	25
AWZI	39	58	239	326	79	95
totaal	52	60	262	330	233	120

In figuur 34 ziet u de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent voor bui A van 08:00 uur. De invloed van extra berging is weer negatief voor de ammoniumconcentratie in het effluent. Maar in dit geval is het totaaleffect van extra berging positief door de relatief grote reductie van de via de overstort geloosde vuilvracht (zie tabel 10).



Figuur 34 Effect van 6 mm extra berging op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent voor bui A ( $T = 1$  j), beginnend om 08:00 uur

Net als in het vorige geval heeft de extra berging een negatief effect op de effluentkwaliteit, doordat de rwzi langere tijd verhoogd hydraulisch wordt belast.

Tabel 10 Invloed van extra berging op de geloosde vuilvracht voor bui A, beginnend om 08:00 uur

locatie	Ammonium (kg $\text{NH}_4\text{-N}$ )		$\text{N}_{\text{totaal}}$ (kg N)		CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)	
	huidig	6 mm extra berging	huidig	6 mm extra berging	huidig	6 mm extra berging
overstort	62	40	107	69	735	472
AWZI	37	50	212	290	76	90
totaal	99	90	319	359	812	562

De vracht totaal stikstof en afbreekbaar CZV vertoont dezelfde trend als voor bui A, beginnend om 22:30 uur. Het negatieve effect op het functioneren van de rwzi domineert voor de vracht totaal stikstof, terwijl op de vracht afbreekbaar CZV via de overstort juist het positieve effect van extra berging domineert.

Een zeer belangrijk gevolg van de geconstateerde verschillen in de totale vracht die het afvalwatersysteem loost op het oppervlaktewater bij verschillende aanvangstijden van een bui, is het feit dat de optimale configuratie van een afvalwatersysteem varieert in de tijd. Op basis hiervan is geconcludeerd dat het noodzakelijk is het effect van het moment waarop een bui valt, te betrekken in een optimalisatie van een afvalwatersysteem.

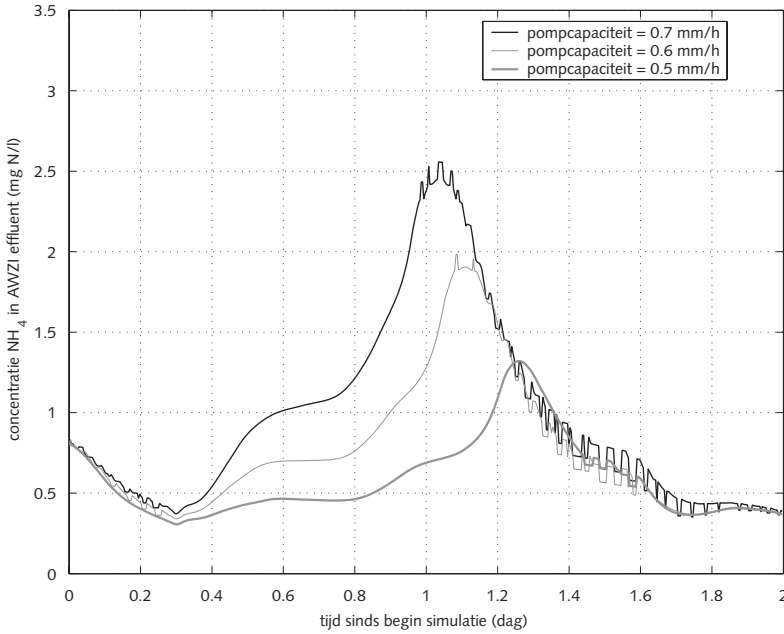
#### 5.4 Invloed van beschikbare pompcapaciteit

De pompcapaciteit of hydraulische belasting van de rwzi wordt vaak beschouwd als een van de belangrijkste parameters voor het functioneren van de rwzi (*Bruns, 1999; Guderian et al., 1998; Erbe et al., 2002*). In dit geval is de invloed van de beschikbare pompcapaciteit geanalyseerd voor de volgende buien:

- bui A, beginnend om 22:30 uur;
- bui A, beginnend om 08:00 uur;
- bui B, beginnend om 08:00 uur.

*Bui A, beginnend om 22:30 uur*

Figuur 35 laat het effect zien van verlaging van de beschikbare pompcapaciteit op de ammoniumconcentratie in het effluent. De nitrificatie op de rwzi heeft duidelijk baat bij een verlaging van de hydraulische belasting. Maar het overstortingsvolume stijgt met een afnemende pompcapaciteit: van 6,9 mm bij een pompcapaciteit van 0,7 mm/h tot 8,6 mm bij een pompcapaciteit van 0,5 mm/h. Daardoor daalt de via het effluent geloosde ammoniumvracht, terwijl de via de overstort geloosde ammoniumvracht stijgt (zie tabel 11).



**Figuur 35** Effect van verlaging van de pompcapaciteit op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent, bui A (T= 1 j), beginnend om 22:30 uur

In dit geval is verlaging van de pompcapaciteit positief voor de totale vracht ammonium en totaal stikstof, maar negatief voor de vracht afbreekbaar CZV. Dit laatste komt door de toename van de via de overstort geloosde vracht, die al bij een pompcapaciteit van 0,7 mm/h dominant is.

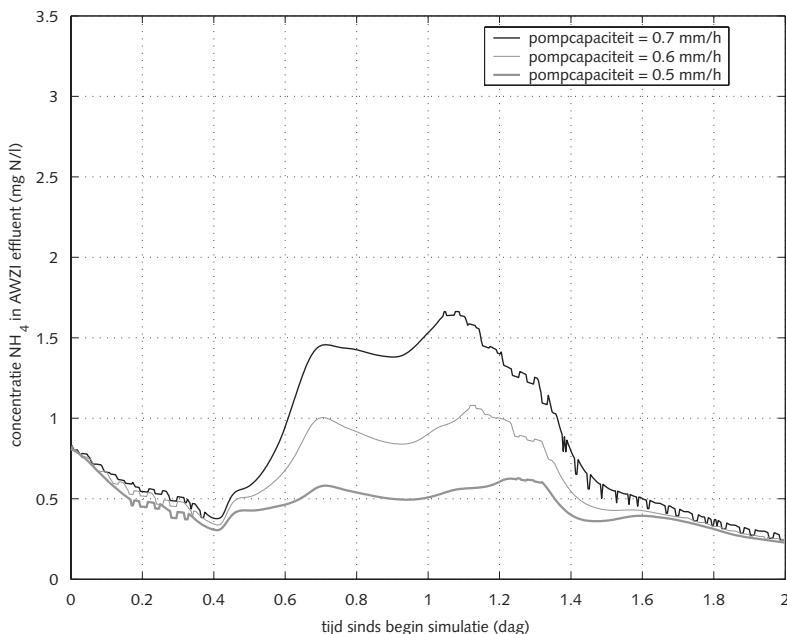
**Tabel 11** Geloosde vracht tijdens bui A, beginnend om 22:30 uur

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h
overstort	13	14	16	23	24	29	154	164	196
AWZI	39	28	19	239	207	176	79	74	69
totaal	52	42	35	262	231	204	233	238	264

*Bui A, beginnend om 08:00 uur*

Voor bui A, beginnend om 08:00 uur, is de situatie weer totaal verschillend van de situatie voor bui A, beginnend om 22:30 uur, net als in de vorige paragraaf bij de discussie over de effecten van extra berging. Figuur 36 laat zien dat de ammoniumconcentratie in het

effluent afneemt bij verlaging van de pompcapaciteit. Met het oog op de totaal op het oppervlaktewater geloosde vuilvracht valt op dat verlaging van de pompcapaciteit tot 0,6 mm/h positief werkt. Maar verdere verlaging tot 0,5 mm/h zorgt ervoor dat de totaal geloosde ammoniumvracht juist weer stijgt. Daarnaast stijgt de in totaal geloosde vuilvracht afbreekbaar CZV bij een afnemende pompcapaciteit, net als bij bui A, beginnend om 22:30 uur. Op basis van deze resultaten kan weer worden geconcludeerd dat de verdeling van de vuilvracht over het rwzi-effluent en de overstort bepalend is voor het totale effect van maatregelen binnen het afvalwatersysteem. Bovendien is het moment waarop een bui plaatsvindt bepalend voor de optimale instelling van de gemaalcapaciteit.



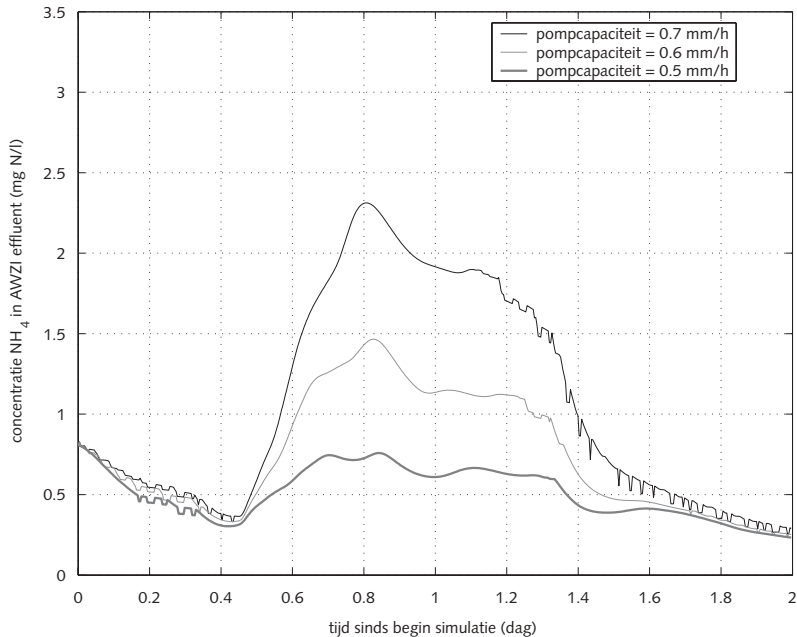
Figuur 36 Effect van verlaging van de pompcapaciteit op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent, bui A ( $T = 1$  j), beginnend om 08:00 uur

Tabel 12 Geloosde vracht tijdens bui A, beginnend om 08:00 uur

locatie	Ammonium (kg $\text{NH}_4\text{-N}$ )			$\text{N}_{\text{totaal}}$ (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h
overstort	62	69	83	107	212	145	735	825	991
AWZI	37	24	15	212	183	157	76	69	62
totaal	99	94	98	320	304	302	812	895	1053

Bui B, beginnend om 08:00 uur

Bui B leidde in de referentiesituatie niet tot een overstorting. Door de pompcapaciteit tot 0,6 en 0,5 mm/h te verlagen, vindt wel een overstorting plaats met een volume van respectievelijk 0,7 en 1,6 mm. Figuur 37 illustreert dat verlaging van de pompcapaciteit leidt tot een verbetering van de effluentkwaliteit, zelfs nog sterker dan bij bui A.



Figuur 37 Effect van verlaging van de pompcapaciteit op de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent, bui B ( $T=0,1$  j), beginnend om 08:00 uur

Tabel 13 laat zien dat verlaging van de pompcapaciteit leidt tot vermindering van de totaal geloosde vuilvracht ammonium en totaal stikstof. Voor het afbreekbaar CZV geldt juist het tegenovergestelde. Dit resultaat is vergelijkbaar met de resultaten voor bui A, beginnend om 22:30 uur.

Tabel 13 Geloosde vracht tijdens bui B, beginnend om 08:00 uur

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h	0.7 mm/h	0.6 mm/h	0.5 mm/h
overstort	0	3	12	0	5	21	0	35	143
AWZI	52	33	18	197	169	141	91	81	71
totaal	52	36	30	197	174	162	91	116	214

56 |

De sterke reductie van de via de rwzi geloosde vracht ammonium en totaal stikstof bij een kleine verlaging van de pompcapaciteit, laat zien dat hier een mogelijkheid ligt voor optimalisatie van een afvalwatersysteem. Tenslotte leiden maar ongeveer tien van de ruim vijftig buien per jaar met een neerslaghoogte groter dan 5 mm tot een overstorting. Bij de overige buien kan de pompcapaciteit zodanig worden verlaagd, dat juist geen overstorting optreedt. Dit kan leiden tot een aanzienlijke reductie van de totale via de rwzi geloosde vracht ammonium en totaal stikstof, zonder dat een overstorting plaatsvindt. Deze aanpak vereist real-time-control (RTC) gebaseerd op weersvoorspellingen om te kunnen inschatten tot welk niveau de pompcapaciteit veilig kan worden teruggeschroefd.

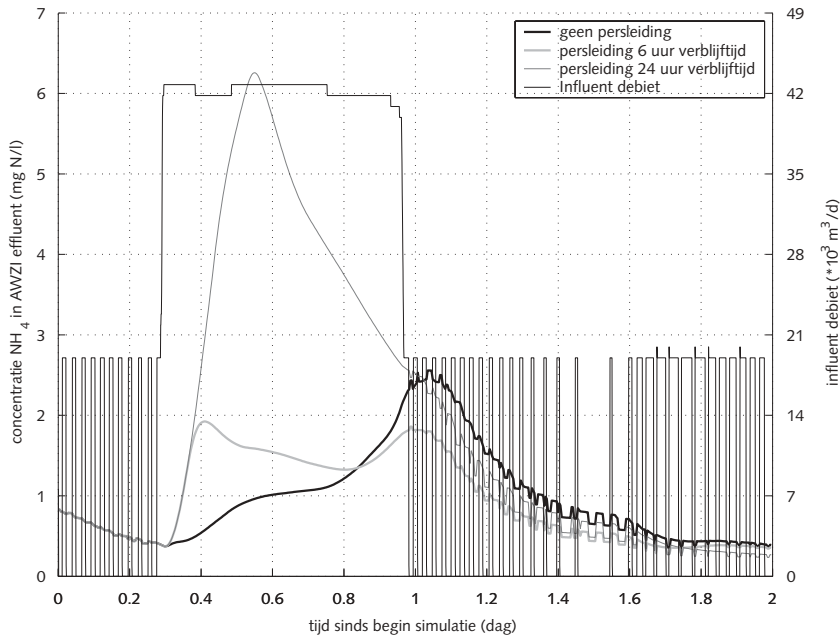
De resultaten voor de twee versies van bui A laten zien dat voor grote buien die tot een overstorting leiden, het totale effect van de pompcapaciteitverlaging afhankelijk is van het moment van de bui. Dit leidt tot verdere complicatie van de optimalisatie van een afvalwatersysteem. De resultaten voor bui B tonen aan dat voor de middelgrote buien die juist niet tot een overstorting leiden, een (tijdelijke) verlaging van de pompcapaciteit de totale geloosde vuilvracht sterk kan beperken.

### 5.5 Invloed van hydraulische verblijftijd in de persleiding

Persleidingen komen veel voor in de huidige gecentraliseerde afvalwatersystemen. Zij kunnen sterk bijdragen aan de variaties in de influentvracht die op een rwzi aankomt (Van der Graaf, 1992). Deze paragraaf geeft een analyse van het effect van de persleiding-grootte (uitgedrukt in hydraulische verblijftijd bij dwa) op het functioneren van een rwzi. In figuur 38 ziet u het effect van een persleiding op de ammoniumconcentratie in het effluent voor de volgende situaties:

- geen persleiding (= referentiesituatie uit paragraaf 6.1);
- persleiding met een hydraulische verblijftijd bij dwa van zes uur;
- persleiding met een hydraulische verblijftijd bij dwa van 24 uur.





**Figuur 38** Effect van een persleiding op het verloop van de ammoniumconcentratie in het rwzi-effluent, bui A, beginnend om 22:30 uur

De persleiding met een hydraulische verblijftijd van zes uur lijkt een positief effect te hebben op het functioneren van de rwzi. Omdat de piek in ammoniumconcentratie niet langer 2,5 mg N/l maar slechts 2 mg N/l bedraagt. Maar deze piek valt samen met de periode met een hoge hydraulische belasting (zie figuur 38). Hierdoor is de via het effluent geloosde ammoniumvracht bij een persleiding met een hydraulische verblijftijd van zes uur, ongeveer twintig procent hoger dan in de referentiesituatie (zie tabel 14).

De persleiding met een hydraulische verblijftijd van 24 uur heeft een duidelijke invloed op de ammoniumconcentratie in het effluent. De maximum ammoniumconcentratie stijgt tot 6,3 mg N/l en de via het effluent geloosde vracht stijgt met ruim tweehonderd procent.

De hydraulische verblijftijd van de persleiding heeft voor alle beschouwde parameters een duidelijke invloed op de effluentvracht. Uiteraard heeft een persleiding geen gevolgen voor de via de overstort geloosde vuilvracht. Net als de pompcapaciteit en de beschikbare berging heeft een persleiding hiermee een duidelijke invloed op de verdeling van de in totaal via de rwzi en de overstort geloosde vuilvracht. Dit leidt tot de

conclusie dat ook de aanwezigheid van persleidingen van belang is bij de analyse van het functioneren en vervolgens eventuele optimalisatie van een afvalwatersysteem.

**Tabel 14 Geloosde vrachten tijdens bui A, beginnend om 22:30 uur, bij verschillende hydraulische verblijftijden van de persleiding**

locatie	Ammonium (kg NH <sub>4</sub> -N)			N <sub>totaal</sub> (kg N)			CZV <sub>afbreekbaar</sub> (kg CZV)		
	0 h	6 h	24 h	0 h	6 h	24 h	0 h	6 h	24 h
overstort	13	13	13	23	23	23	154	154	154
AWZI	39	49	118	239	236	268	79	97	200
totaal	52	62	131	262	258	291	233	251	354

## 6 Conclusies en aanbevelingen

### 6.1 Conclusies

#### *Hoofdconclusie*

De hoofdconclusie van het onderzoek is dat de interacties tussen riolering en afvalwaterzuivering daadwerkelijk van belang zijn voor het functioneren van het afvalwatersysteem als geheel. Fluctuaties in het influentdebiet en de influentsamenstelling beïnvloeden de werking van een afvalwaterzuivering, beoordeeld op basis van de effluentkwaliteit. Dit betekent dat ontwerp en operationeel beheer van de riolering niet alleen doorwerken op de lozingen via de overstort (zoals tot nu toe wordt aangenomen), maar ook op de effluentlozingen via de afvalwaterzuivering. Hierdoor verdienen ontwerp en operationeel beheer van de riolering meer aandacht dan tot nu toe gebruikelijk is bij optimalisatiestudies van een afvalwatersysteem.

De huidige proceskennis (opgenomen in commercieel beschikbare rekenmodellen voor de riolering en de afvalwaterzuivering) maakt een realistische analyse mogelijk van de effecten voor ammonium van de interacties binnen het afvalwatersysteem. Dit is een belangrijke conclusie, omdat ammonium de meest gevoelige indicator is voor het functioneren van het afvalwatersysteem onder wisselende belastingen.

#### *Parameter bepaalt uitkomst*

Een tweede conclusie is dat de parameter waarop het functioneren van een afvalwatersysteem wordt beoordeeld (zoals overstortingsvolume, ammonium, totaal stikstof of CZV), grotendeels de uitkomst van een afvalwatersysteemoptimalisatie bepaalt. Deze conclusie bevestigt in grote lijnen de huidige vakliteratuur (*Guderian et al., 1998; Rauch and Harremoës, 1997; Jack en Ashley, 2002; Lau et al., 2002*). Hierin staat dat de optimale configuratie van een afvalwatersysteem erg afhankelijk is van de beschouwde parameter. Met het oog op de *Kaderrichtlijn Water* is deze conclusie zeer belangrijk. Maatregelen die op basis van de huidige richtlijnen optimaal zijn, kunnen binnen enkele jaren contraproductief blijken, doordat het functioneren wordt beoordeeld op andere parameters. Interpretatieverschillen van het functioneren van een afvalwatersysteem op basis van de diverse genoemde parameters worden veroorzaakt door:

- de per parameter variërende verdeling van de vuilvracht geloosd via de afvalwaterzuivering en de overstort;
- de variërende gevoeligheid voor influentfluctuaties van het functioneren van een afvalwaterzuivering wat betreft de stikstof- en CZV-verwijdering.

Om ook de eventuele negatieve doorwerking van maatregelen binnen het afvalwatersysteem in beeld te brengen, moet in optimalisatiestudies dus de kennis van de interacties binnen het afvalwatersysteem worden gebruikt.

### *Ruimte voor optimalisatie is bui-afhankelijk*

Een andere interessante conclusie is dat de ruimte voor optimalisatie binnen een afvalwatersysteem bui-afhankelijk is. Grote buien die tot een overstorting leiden, vragen om een speciale aanpak: een compromis tussen vermindering van de vuilvracht via de overstort en die via de afvalwaterzuivering. Kleinere buien komen veel vaker voor. Hiervoor is vermindering van de totaal geloosde vuilvracht al mogelijk door tijdens de buien niet de volledig beschikbare pompcapaciteit te benutten. Als de gebruikte pompcapaciteit zodanig wordt ingesteld dat juist geen overstort optreedt, kan de afvalwaterzuivering worden ontzien. Hierdoor is de via het effluent geloosde vuilvracht terug te brengen, zonder negatieve effecten elders.

Daarnaast blijkt dat de hoeveelheid afvalwater in een rioolsysteem bij het begin van een bui, grote invloed kan uitoefenen op zowel de effluentkwaliteit als de lozing van de overstort. Omdat deze hoeveelheid water in enkele gevallen (verloren berging, vreemd water) wel degelijk is aan te pakken, behoort dit belangrijke aspect in de toekomst te worden meegenomen in optimalisatiestudies van afvalwatersystemen.

In een ideale situatie wordt het afvalwatersysteem per bui zodanig gestuurd, dat de op dat specifieke moment beschikbare zuiveringscapaciteit van de afvalwaterzuivering, de actuele staat van de riolering én de bui-eigenschappen optimaal worden gebruikt. In de praktijk vraagt dit om een sturingssysteem dat de variërende capaciteit van de riolering en afvalwaterzuivering kan meenemen.

## **6.2 Aanbevelingen**

Uiteraard zijn met de afronding van het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* nog lang niet alle vragen beantwoord. Wel heeft het onderzoek enkele veelbelovende en interessante onderwerpen opgeleverd voor vervolgonderzoek. Een deel van de aanbevelingen komt de komende jaren aan de orde bij het vervolgonderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem II*, dat inmiddels aan de TU Delft is gestart.

Sturing op afvalwatersamenstelling (ofwel pollution based RTC, *Risholt et al., 2002; Seggelke en Rosenwinkel 2002; Schilling en Kollatsch, 1990*) is een zeer interessante optie voor het omgaan met de in de tijd variërende belasting van afvalwatersystemen. De kennis over de interacties binnen het afvalwatersysteem kan worden gebruikt om nieuwe sturingsstrategieën te ontwikkelen.

De grootste uitdaging voor verder onderzoek in dit kader is ontwikkeling van een methodologie voor het ontwerp van monitoringsnetwerken om de gegevens aan te leveren die voor sturing nodig zijn. Deze methodologie moet minimaal de juiste meetlocaties kunnen identificeren én minimale eisen voor de te gebruiken sensoren opstellen. Denk hierbij aan eisen als meetfrequentie en betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de meetdata. Een dergelijke methodologie kan bijvoorbeeld worden

gebaseerd op de algemene eisen voor het ontwerp van meetnetten die Vanrolleghem (*et al.*, 1999) formuleerde. Een andere optie is uitbreiding van de door Clemens (2001; 2002) ontwikkelde methode voor het ontwerp van meetnetten voor kalibratie van een hydrodynamisch model. Langeveld (*et al.*, 2004) heeft al een eerste verkenning in deze richting uitgevoerd.

Daarnaast wordt aanbevolen de aandacht te richten op sensoren die voldoen aan deze specifieke eisen en die geschikt zijn om in de agressieve en moeilijk bereikbare riolerings naar behoren te functioneren. Een overzicht van de stand van zaken op het sensorengedebiet vindt u in *Grünig en Orth, 2002; Häck en Lorenz, 2002; VanRolleghem en Lee, 2003* en *Lorenz et al., 2002*.

De analyse van beschikbare meetgegevens toonde aan dat het operationele beheer en het onderhoud van afvalwatersystemen een erg belangrijk, maar meestal verwaarloosd aspect is als het gaat om het functioneren van het afvalwatersysteem. Daarom wordt verdere analyse aanbevolen van de invloed van operationele aspecten op het functioneren van de riolering en de afvalwaterzuivering afzonderlijk én in onderlinge samenhang. Alleen op deze manier is het mogelijk de aanwezige systeemcapaciteit maximaal te benutten. Dit onderwerp laat zich uiteraard goed combineren met de eerdergenoemde aanbevelingen voor sturing.

Daarnaast wordt verdere analyse aanbevolen van de oorzaken van hoge influentvrachten tijdens buien. Inzicht hierin kan helpen bij de verdere ontwikkeling van rioleringsmodellen of bij een betere inrichting van meetnetten. Daarnaast kan dit inzicht worden gebruikt voor ontwikkeling van nieuwe strategieën, gericht op het omgaan met (of zelfs voorkomen van) pieken in de belasting van afvalwaterzuiveringen.

Nitrificatie bleek als zuiveringsproces het meest gevoelig voor influentfluctuaties. Daarom wordt aanvullend onderzoek aanbevolen naar maatregelen om de negatieve effecten van buien op de nitrificatie te ondervangen. Deze maatregelen kunnen zich aan de ene kant richten op beperking van de influentfluctuaties en aan de andere kant op (tijdelijke) verhoging van de nitrificatiecapaciteit op een afvalwaterzuivering. Een voorbeeld van de eerste strategie is de toepassing van het urineafscheidingsconcept (*Larsen en Gujer, 1996*). Bij de tweede strategie horen maatregelen als een tijdelijke verhoging van de concentratie nitrificerders in het actief slib en toepassing van een geheel nieuw processchema voor de zuivering. Het aantal nitrificerende bacteriën kan bijvoorbeeld tijdelijk worden verhoogd door de nitrificerders in een aparte reactor op te kweken, zoals in het BABE-concept (*Salem et al., 2003*), en ze vervolgens bij het begin van een bui toe te voegen aan het actief slib.

Voor optimalisatie van afvalwatersystemen is de via de overstort geloosde vuilvracht een erg belangrijke parameter. Binnen optimalisatiestudies wordt de geloosde vuil-

vracht via het rwzi-effluent en via een overstort vergeleken. Dat kan direct door de totale vracht te bekijken. Of indirect door de via de overstort en de rwzi geloosde vrachten te wegen of te kijken naar de impact op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. In het praktijkvoorbeeld van hoofdstuk 5 is aangenomen dat de kwaliteit van de simulatieresultaten voor de riolering en afvalwaterzuivering gelijk zijn in termen van betrouwbaarheid en nauwkeurigheid. Maar de onzekerheden gerelateerd aan modellering van de riolering of afvalwaterzuivering verschillen sterk. Aanbevolen wordt de kwaliteit van dergelijke simulatieresultaten onderling te vergelijken. Om zo eisen te kunnen opstellen voor de kwaliteit van rioleringsmodellen, die de vuiluitwerp via overstorten voorspellen. Deze aanbeveling kan de ontwikkeling van rioleringsmodellen verder stimuleren en de introductie van het concept van onzekerheidsanalyse introduceren binnen optimalisatiestudies van afvalwatersystemen.

62 |

Als rekenresultaten in de vorm van impact-duur-frequentierelaties worden vereist, kan de introductie van de kennis van de interacties binnen optimalisatiestudies met volledig gedetailleerde rekenmodellen tot onoverkomelijke rekenproblemen leiden. Daarom wordt aanbevolen modellen zodanig te vereenvoudigen, dat zij juist alleen de relevante dynamiek van het afvalwatersysteem kunnen beschrijven.

Ten slotte wordt aanbevolen het onderzoek naar de interacties uit te breiden naar alle parameters gerelateerd aan de waterkwaliteitsaspecten, die voor de *Kaderrichtlijn Water* in de toekomst in beschouwing moeten worden genomen.

### 6.3 Tot besluit

De beschouwing van de interacties binnen het afvalwatersysteem geeft een duidelijk beeld van de samenhang binnen het afvalwatersysteem. Dit draagt er hopelijk toe bij dat riolisten en zuiveraars over en weer begrip krijgen voor elkaars jargon, wensen, mogelijkheden en beperkingen. Het op het eerste gezicht triviale (her)kennen van elkaars jargon is een belangrijke component voor een succesvolle communicatie en samenwerking tussen beide beroepsgroepen. Zeker met het oog op de te verwachten verdergaande samenwerking binnen de afvalwaterketen.

Ten slotte geven de onderzoeksresultaten aan dat het zeer raadzaam is het werkelijke functioneren van de riolering en afvalwaterzuivering verder te analyseren. Vooral praktische aspecten als het in- en uitslagpeil van gemalen, pompstoringen en dode berging, kunnen grote invloed hebben op de geloosde vuillast via de afvalwaterzuivering én de riolering. Een van de randvoorwaarden voor optimalisatie van het operationeel beheer is de beschikking over allerlei 'gewone' data. Hieronder vallen bijvoorbeeld verpompte debieten bij diverse gemalen, variaties in influentvrachten en procesgegevens op een rwzi. Uit al deze gegevens kan in principe namelijk worden opgemaakt wat er binnen

een afvalwatersysteem speelt en op welke punten verbeteringen mogelijk zijn. Tijdens het onderzoek bleek dat goede gegevens over het werkelijke functioneren van een afvalwatersysteem schaars zijn. Dat komt vooral doordat in Nederland al jarenlang wordt gewerkt met een ‘papieren’ werkelijkheid. Dat geldt bijvoorbeeld voor de befaamde basisinspanning. Meer oog hebben voor wat er in het veld gebeurt en het waarderen van de inspanningen om inzicht te krijgen in het werkelijke functioneren is een proces waar de auteur van het proefschrift met deze samenvatting een steentje aan hoopt bij te dragen.

# Literatuur

**Aalderink, R.H. (1994).** *Een vergelijkend onderzoek naar vuiluitworpmoedellen voor rioolstelsels.* Landbouw Universiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Ecologie, Wageningen, december 1994.

**Aesoy, A., Odegaard, H., Haegh, M., Risla, F., Bentzen, G. (1998).** Upgrading wastewater treatment plants by the use of biofilm carriers, oxygen addition and pre-treatment in the sewer network. *Wat.Sci.Tech.* 37(9), pp. 159-166.

**Akker, J., van den, (1952).** *Rioleringen. Deel I. Het ontwerpen en berekenen van een riolenet.* Sijthoffs Uitgeversmaatschappij N.V.: Leiden, 1952.

64 |

**Alex, J., Risholt L.P., Schilling W., Integrated modeling system for simulation and optimization of wastewater systems, pp. 1553-1561.** In: *Joliffe, I.B., Ball, J.E., Proceedings of the Eight International Conference on Urban Storm Drainage.* Sydney: The Institution of Engineers.

**Ashley, R.M., Hvitved-Jacobsen, T., Bertrand-Krajewski, J.-L. (1999).** Quo vadis sewer process modelling? *Wat.Sci.Tech.* 39(9), pp. 9-22.

**Bertrand-Krajewski, J.-L., Lefebvre, M., Lefai, B., Audic, J.-M. (1995).** Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and its storage tank during storm events. *Wat.Sci.Tech.* 31(7), pp. 1-12.

**Bijker, W.E., Hughes, Th.P., Pinch, T.J. (1987).** *The social construction of technological systems; new directions in the sociology and history of technology.* Cambridge, Mass: MIT Press, 1987.

**Bouteligier, R., Vaes, G., Berlamont, J. (2002).** In sewer sediment and pollutant transport models. In: *9ICUD Ninth International Conference on Urban Drainage*, Portland, Oregon, USA, 8-13 september 2002.

**Bruns, J. (1999).** *Dynamische Koppelung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss.* Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft; Bd. 151. (Stuttgart, Univ. Diss., 1998) München: Oldenbourg, 1999.

**Chebbo, G., Ashley, R. M., Gromaire-Mertz, M.-C. (2003).** The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks. *Wat.Sci.Tech.* 47(4), pp. 1-10.



**Clemens, F.H.L.R. (2001).** *Hydrodynamic models in urban drainage: application and calibration*. PhD-thesis Delft University of Technology, Delft.

**Clemens, F.H.L.R. (2002).** Evaluation of a method for the design of monitoring networks in urban drainage. In: *9ICUD Ninth International Conference on Urban Drainage*, Portland, Oregon, USA, 8-13 september 2002. CD-ROM, 17 pages.

**Clifforde, I.T., Tomicic, B., Mark, O. (1999).** Integrated wastewater management – A European vision for the future, pp. 1041-1049. In: *Joliffe, I.B., Ball, J.E., Proceedings of the Eight International Conference on Urban Storm Drainage*. Sydney: The Institution of Engineers.

**CUWVO werkgroep VI (1992).** *Overstorting en riolstelsels en regenwaterlozingen*. (in Dutch) Den Haag, 1992.

| 65

**Durchschlag, A. (1990).** Longterm simulation of pollutant loads in wastewater treatment plant effluents and combined sewer overflows. *Wat.Sci.Tech.* **22**(10/11), pp. 69-76.

**Erbe, V., Frehmann, T., Geiger, W.F., Krebs, P., Londong, J., Rosenwinkel, K.-H., Seggelke, K. (2002).** Integrated modelling as an analytical and optimisation tool for urban watershed management. *Wat.Sci.Tech.* **46**(6-7) pp. 141–150.

**Foundation for Water Research (FWR), (1998).** *Urban Pollution Management Manual. 2nd Edition. A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather*. FR/CL 0009.

**Fronteau, C., Bauwens, W., Vanrolleghem, P., Smeets, M. (1996).** An immission based evaluation of the efficiency of the sewer-wwtp-river system under transient conditions. *Proc. 7ICUSD*, pp. 467-472.

**Geerse, J.M.U., Lobbrecht, A.H. (2002).** Assessing the performance of urban drainage systems: 'general approach' applied to the city of Rotterdam. *Urban Water* **4** (2002) pp. 199-209.

**Graaf, J.H.J.M., van der. (1992).** Interactions of sewerage and waste-water treatment; practical examples in the Netherlands, In: *Developments and upgrading in sewerage and wastewater treatment. Proc. Int. Conf. Sewage into 2000*.

**Green, M., Shelef, G., Messing, A. (1985).** Using the sewerage system main conduits for biological treatment – Greater Tel-Aviv as a conceptual model. *Wat.Res.* **19**(8), pp. 1023-1028.

Grüning, H., Orth, H., (2002). Investigations on the dynamic behaviour of the composition of combined wastewater using on-line analyzers. *Wat.Sci.Tech.* 45(4-5), pp. 77-83.

Guderian, J., Durchschlag, A., Bever, J. (1998). Evaluation of total emissions from treatment plants and combined sewer overflows. *Wat.Sci.Tech.* 37(1), pp. 333-340.

Häck, M., Lorenz, U., (2002). Online load measurement in combined sewer systems – possibilities of an integrated management of wastewater transportation and treatment. *Wat.Sci.Tech.* 45(4-5), pp. 421-428.

Henckens, G. (2001). *On monitoring of turbidity in sewers*. MSc thesis. TU Delft. Delft, NL.

66 |

Henckens, G., Langeveld, J.G. en Berkum, P. van. (2003). Kalibratie van het hydrodynamische rioleringsmodel van Loenen. (in Dutch) *Rioleringswetenschap en techniek*. Jaargang 3, nr. 11 pp 45-60.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. en Loosdrecht, M. van. (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3*. IWA Scientific and Technical Report No. 9, 2000.

Huisman, J.L. (2001). *Transport and transformation processes in combined sewers*. PhD thesis, ETH Zürich, IHW Schriftenreihe Band 10, Zürich, Switzerland.

Hvitved-Jacobsen T., Vollertsen J., Matos J.S. (2002). The sewer as a bioreactor - a dry weather approach. *Wat.Sci.Tech.*, 45(3), pp. 11-24.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, P.H. (1998). A process and model concept for microbial wastewater transformations in gravity sewers. *Wat.Sci.Tech.* 37(1), pp. 233-241.

Jack, A.G., Ashley, R.M. (2002). The impact of the controlled emptying of in-sewer storage on wastewater treatment plant performance. *Wat.Sci.Tech.* 45(3), pp. 247-253.

Jack, A.G., Ashley, R.M., Akunna, J., Wotherspoon, D.J.J., Petrie, M. (1999). Total emission analysis for combined sewers and wastewater treatment plants. In: Joliffe, I.B., Ball, J.E., *Proc. 8ICUSD*. Sydney: The Institution of Engineers.

Juillard, C., Masse, B., Zug, M., Dormoy, T., Tabuchi, J.P. (2001). Integrated sewerage modelling: the case study of Grand-Couronne (sewer storage tank WWTP). In: *Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas – INTERURBA II*. Conf. Proc. Lisbon, Portugal, 19-22 February 2001.

**Koch, M., Zandi, I. (1973).** Use of pipelines as aerobic biological reactors. *Journal WPCF*. 45(12). pp. 2537-2548.

**Korving, H. (2004).** *Probabilistic assessment of the performance of combined sewer systems*. PhD thesis TU Delft, Delft, NL.

**Krepp, F.C. (1867).** *The sewage question: general review of all systems and methods for draining cities and utilising sewage. Also a description of Liernur's system*. London, z.uitg., 1867.

**Kruize, R.R. (1993).** *Sewage into 2000; developments and upgrading in sewerage and wastewater treatment; proceedings of the International Conference held in Amsterdam, 31 August-4 September 1992*. Oxford: Pergamon, 1993.

**Langeveld, J.G. (2004).** *Interactions within wastewater systems*. PhD thesis TU Delft, Delft, NL.

**Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R., Henckens, G.J.R. (2004).** Integrated modelling and data needs: quantification based on the interactions within the wastewater system. *Proceedings of CityNet 19<sup>th</sup> EJSW on process data and integrated urban water modelling*. 11-14 March 2004, Meaux-la-Montagne, France.

**Larsen, T.A., Gujer, W. (1996).** Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Wat.Sci.Tech.* 34(3-4) pp. 87-94.

**Lau, J., Butler, D., Schütze, M. (2002).** Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water*, 4(2), June 2002, pp. 181-189.

**Leinweber, U. (2002).** *Anforderungen an die Modellierung bei der integrierten Betrachtung von entwässerung und Kläranlage*. Dissertation Kaiserslautern. Germany

**Leinweber, U., Hansen, J., Thomas, M., Schmitt, T.G. (1999).** *Integrated design of sewerage system and wastewater treatment plant*. IFAT99: 11th European Sewage and Refuse Symposium. Liquid wastes section.

**Lijklema, L., Tyson, J.M., Le Souef, A.S. (eds) (1993).** Interurba '92 - Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas. *Proceedings of INTERURBA '92 Wat.Sci.Tech.* 27(12), p. 244.

**Lorenz, U., Fleischmann, N., Dettmar, J. (2002).** Adaptation of a new online probe for qualitative measurement to combined sewer systems. In: *9ICUD Ninth International Conference on Urban Drainage*, Portland, Oregon, USA, 8-13 september 2002.

**Mameren, van, H. (2001).** Afvalwatersysteemstudies in Nederland. Voordracht namens ONRI Werkgroep Riolering, *Vakbeurs riolering* 9 oktober 2001.

**Margetts J. (2000).** Sewer sediment Modelling- Dishing the Dirt. *WaPUG Autumn Meeting*, November 2000, Blackpool, UK, p. 7.

**Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., Hvitved-Jacobsen, T. (2003).** Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Wat.Sci.Tech.* **47**(4) pp. 93-100.

**Nieuwenhuijzen A.F. van (2002).** *Scenario Studies into Advanced Particle Removal in the Physical-Chemical Pre-treatment of Wastewater*. PhD-thesis Delft University of Technology, Delft, NL.

**Rauch, W., Aalderink, H., Krebs P., Schilling, W., Vanrolleghem, P. (1998).** Requirements for integrated wastewater models – driven by receiving water objectives. *Wat.Sci.Tech.*, **38**(11), pp. 97-104.

**Rauch, W., Harremoës, P. (1997).** Acute pollution of recipients in urban areas. *Wat.Sci.Tech.* **36**(8-9), pp. 179-184.

**Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J.-L., Krebs, P., Mark, O., Schilling, W., Schütze, M., Vanrolleghem, P.A. (2002).** Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Wat.Sci.Tech.* **45**(3), pp. 81-94.

**Ribus, F.J. (1951).** Waterverontreiniging door regenoverstorten. *Publieke Werken*, p. 19.

**Risholt, L.P., Schilling, W., Erbe, V., Alex, J. (2002).** Pollution based real time control of wastewater systems. *Wat.Sci.Tech.* **45**(3) pp. 219-228.

**Sakrabani, R., Ashley, R.M. and Vollertsen, J. (2004).** The importance of accounting for the biodegradability of sewer solids for the management of CSOs. In: *Proceedings NOVATECH 2004. Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management* Volume 1, pp. 565-572

**Salem, S., Berends, D.H.J.G., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2003).** Bio-augmentation by nitrification with return sludge. *Water Research* **27** pp. 1794-1804.

**Schellart, A. (2002).** *The use of turbidity measurements for sewer sediment monitoring.* MSc thesis. TU Delft, Delft, NL.

**Schilling, W., Kollatsch, D.T. (1990).** Reduction of combined sewer overflow pollution loads by detention of sanitary sewage. *Wat.Sci.Tech.* **22**(10/11), pp. 205-212.

**Schütze, M. (1998).** *Integrated Simulation and Optimum Control of the Urban Water System* PhD thesis; Department of Civil Engineering; Imperial college of Science, Technology and Medicine; University of London.

**Schütze, M., Butler, D., Beck, M.B. (2002).** *Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems.* Springer-Verlag London Berlin Heidelberg. ISBN 1-85233-533-X.

**Seggelke, K., Rosenwinkel, K.-H.(2002).** Online-simulation of the WWTP to minimise the total emission of WWTP and sewer system. *Wat.Sci.Tech.* **45**(3), pp. 101-108.

**ervais, P., Seidl, M., Mouchel, J.-M.(1999).** Comparison of parameters characterizing organic matter in a combined sewer during rainfall events and dry weather, *Water Environ. Res.*, **71**, p. 408 (1999).

**Sluis, J.W. van der, Hove, D. ten, en Boer, B. de (1989).** *Eindrapportage en evaluatie van het onderzoek 1982-1989.* Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

**Snow, J.M.D. (1855).** *On the Mode of Communication of Cholera*, second (extended) edition London: John Churchill, New Burlington Street, England, 1855.

**Stok, J. (2003).** *Invloed influentfluctuaties op de werking van een afvalwaterzuivering.* MSc-thesis Delft University of Technology, Delft, NL

**Symons, M. (1873).** *De rioolkwestie in het bijzonder het verwijderen van onze faecale stoffen met het oog op Hollandse toestanden beschouwd.* 's-Gravenhage: z. uitg., 1873.

**Tait, S., Chebbo, G., Skipworth, P.J., Ahyerre, M., Saul, A.J. (2003).** Modeling in-sewer deposit erosion to predict sewer flow quality. *Journal of Hydraulic Engineering* **129** (4), pp. 316-324.

**Urbaniak, S. (1998).** *Belastungsschwankungen und ihre Auswirkungen auf die Leistung von Abwasserreinigungsanlagen.* Mitteilung No. 64, Institut für Wasserwesen, Universität der Bunderwehr München.

**Vanrolleghem, P.A., Lee, D.S. (2003).** On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. *Wat.Sci.Tech.* 47(2), pp. 1-34.

**Vanrolleghem, P.A., Schilling, W., Rauch, W., Krebs, P., Aalderink, H. (1999).** Setting up measuring campaigns for integrated wastewater modelling. *Wat.Sci.Tech.* 39(4) pp. 257-268.

**Veldt, D.J. van der (2003).** *Effluent als bron voor 'ander' water en vervuilende stoffen bij de ultrafiltratie van effluent.* MSc thesis. TU Delft, Delft, NL.

**Vollertsen, J. (1998).** *Solids in combined sewers – Characterisation and transformation.* PhD Dissertation, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University, Aalborg, Denmark.

**Zon, H. van, (1986).** *Een zeer onfrisse geschiedenis; studies over niet-industriële verontreiniging in Nederland. 1850-1920.* Den Haag: Staatsuitgeverij, 1986.

# Reacties

## Jean Berlamont

**Prof. dr. ir. J. Berlamont is hoogleraar aan het Departement Burgerlijke Bouwkunde, Laboratorium voor Hydraulica van de KU Leuven.**

In zijn proefschrift heeft Jeroen Langeveld de aandacht gevestigd op een zowel in Vlaanderen als in Nederland reeds lang bestaand probleem, namelijk de (verwaarlozing van de) interactie tussen riolering, afvalwaterzuivering en het ontvangende oppervlaktewater.

72 |

Traditioneel beheren verschillende instanties de riolering, rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) en het oppervlaktewater. In Vlaanderen zijn dat respectievelijk de gemeente, Aquafin en, al naargelang de waterloop bevaarbaar is of niet, AWZ of AMINAL. In Nederland bestaat een gelijkaardige toestand. Alle beheerders hebben hun eigen prioriteiten met het oog op de doelstellingen waarop ze worden afgerekend. Er is geen communicatie tussen hen. De rwzi-operator weet bijvoorbeeld zelfs niet welk aanslagpeil de rioleringsontwerper voor de vijzelpompen aannam. Zelfs als hij het zou willen weten, zou de operator die informatie maar moeilijk kunnen vinden in de berekeningsnota van het ingenieursbureau, waartoe hij geen toegang heeft. Hij kiest aan- en afslagpeilen om *zijn* doelstelling optimaal te bereiken: een maximaal rendement van de zuivering, dat is een maximale reductie van BZV of CZV. Dat daardoor mogelijk ergens wateroverlast ontstaat of de overstortfrequentie toeneemt (omdat de afwaartse randvoorwaarde te hoog is), is niet zijn zorg. Hij weet het zelfs niet.

Nu de Europese *Kaderrichtlijn Water* van kracht is en zowel in Nederland als in Vlaanderen geïmplementeerd wordt (Vlaams decreet Integraal Waterbeleid, 9 juli 2003), belijdt iedereen wel het 'integraal waterbeheer', maar op weinig plaatsen resulteert dit in een 'geïntegreerd' beheer van riolering, afvalwaterzuivering en oppervlaktewater.

Jeroen Langeveld heeft in zijn proefschrift nochtans aangetoond, dat heel wat gewonnen kan worden aan zuiveringsrendement of aan vermindering van de impact op het ontvangend water, door het ontwerp, beheer en de sturing van zuivering en riolering beter op elkaar af te stemmen. Hij is van mening dat de 'tools' die daarvoor nodig zijn, met name *voldoende* nauwkeurige rioleringsmodellen voor het transport van opgelost en zwevend materiaal, beschikbaar zijn. Hij vindt dat het uitblijven van onderlinge afstemming te wijten is aan een verschil in beheerstructuur van rwzi en riolering én het verschillend jargon dat riolteurs en zuiveraars hanteren. Hierbij enkele kanttekeningen.

Het optimaal beheer van riolering, rwzi en oppervlaktewater moet tot doel hebben de 'impact van de riolering op het ontvangende oppervlaktewater' te minimaliseren (rwzi-



effluent én emissies via de overstorten). Dit is gemakkelijker gezegd dan gedaan: hoe definieert men de ‘impact van de riolering en de zuivering’? Gaat het over de acute impact van de overstorten (piekconcentraties?) of de impact op lange termijn van het effluent van de rwzi’s (gemiddelde concentraties, jaarlijkse (vuil)vrachten)? Gaat het om het lokale effect (‘near field’) of over het effect in een controlepunt ergens langs de waterloop (‘far field’)? Overigens, welke parameter moet men kiezen? Over welke stof gaat het? Het rwzi-rendement is namelijk sterk afhankelijk van de stof of parameter waarvoor men het rendement berekent: BZV/CZV, ammonium, stikstof, bacteriën, enzovoorts. Uit multidisciplinair onderzoek in Vlaanderen bleek dat het niet mogelijk is de ‘impact’ op een waterloop eenduidig met één parameter te definiëren en dus te kwantificeren (Vaes et al., 2002). Men moet een aantal verschillende parameters hanteren om het rwzi-rendement en de impact van de overstorten op het oppervlaktewater in te schatten. In de praktijk is dat niet eenvoudig. Zo is een maatregel die goed is voor het één misschien nadelig voor het ander. Zo blijkt uit het proefschrift dat een reductie van het overstortvolume leidt tot een sterke verslechtering van het rwzi-rendement. Met als gevolg een toename van de totaal geloosde stikstofvracht, terwijl voor CZV net het tegenovergestelde geldt.

| 73

Aan de hand van enkele praktijkvoorbeelden toont Jeroen Langeveld aan dat de gebruikte software voor het transport van water en zwevende en opgeloste stoffen *voldoende* goed is om een analyse van het functioneren van het gehele afvalwatersysteem tijdens neerslag mogelijk te maken. Dus ook om de zuivering optimaal aan de influentgegevens aan te passen. Dit is op zichzelf een interessante analyse. Kunnen we met die modellen, *niettegenstaande* hun beperkingen, iets zinvol aanvangen? Dit is goede ingenieurspraktijk.

Wat de hydraulica betreft, is de conclusie zeker correct; voor zwevende en opgeloste stoffen mijns inziens echter een beetje optimistisch. Meestal zijn de modellen die men ter beschikking heeft *niet* gekalibreerd, zeker niet voor het transport van zwevende of opgeloste stoffen (onder andere bij gebrek aan goede data). Met een niet-gekalibreerd model, dus met het gebruik van de ‘default’-parameters, is de voorspelling van vuilvrachten misschien mogelijk, maar die van concentraties hoogst onzeker (Bouteligier, 2002). Bovendien bevatten de modellen (onder andere voor de ‘robuustheid’) heel wat numerieke dispersie. Zelfs als er metingen beschikbaar zijn, is deze dispersie moeilijk te schatten en bovendien verschillend van stof tot stof en van de ene bui tot de andere (Bouteligier et al., 2004). Opnieuw ontstaat hierdoor grote onzekerheid over concentraties.

Uit het werk van Jeroen Langeveld komt bovendien naar voren dat het rwzi-rendement tijdens een regenperiode ook afhankelijk is van de bui-eigenschappen. “Door goed in te spelen op de bui-eigenschappen en de variabele rwzi-capaciteit om deze bui te verwerken, kan een reductie worden bereikt van de totale via het effluent en de overstort

geloosde vracht. Dit kan bijvoorbeeld door bij middelgrote buien de gemalen zodanig te sturen, dat juist geen overstorting optreedt en dus de belasting van de rwzi wordt beperkt”. Om dit in de praktijk te kunnen brengen, moet men echter beschikken over een goede meting en voorspelling van de neerslag over het ganse gebied. Dat is zelden of nooit het geval. Bovendien zou men ook de rioleringsmodellen operationeel moeten gebruiken, om met voorspelde neerslag afvoer- en influentgegevens te berekenen en zodoende de sturing te optimaliseren. Hoe interessant ook, lijkt dit in de praktijk nog niet direct te doen.

Jeroen Langeveld heeft in zijn proefschrift aangetoond dat de enige goede manier om riolering, rwzi en oppervlaktewater goed te beheren ‘integraal waterbeheer’ is. Hierbij wordt op alle componenten ingegrepen, om globaal een vooropgesteld kwaliteits-objectief zo dicht mogelijk te benaderen. Er blijven echter nog heel wat praktische, conceptuele en technische hinderpalen die beletten dat dit in de praktijk op korte termijn en routinematig zal kunnen gebeuren. Zoals de versnippering van bevoegdheden en de afwezigheid van een samenwerkingstraditie tussen rioleurs, zuiveraars en oppervlaktewaterbeheerders. Maar ook de moeilijkheid om de ‘impact’ van overstorten en rwzi’s op oppervlaktewater eenduidig te definiëren en te kwantificeren. En de onvolmaaktheid van onze modellen en hun ongeschiktheid om in de praktijk het transport in het riool te voorspellen en dus de sturing te optimaliseren.

### Referenties

**Bouteligier, R. (2002).** Kwaliteit huidige vuiluitworpmoedellen: resultaten van een vergelijkend onderzoek. *Rioleringswetenschap en -techniek*. volume 2, no. 5, pp. 65-78.

**Bouteligier, R., Vaes, G., Berlamont, J., Flamink, C.M.L., Langeveld, J., Clemens, F.H.L.R. (2004).** Advection-dispersion modelling tools: what about numerical dispersion? Submitted for the *4th International Conference on Sewer Processes and Networks*, Funchal, Madeira, Portugal, pp. 22-24, november 2004.

**Vaes, G., Berlamont, J., Luyckx, G. (2002).** Riooloverstorten, randvoorzieningen. @wel, No 4, april 2002 (www.Wel.Be).

# Harry van Mameren

**Ir. H.J. van Mameren werkt als projectleider en groepsleider Buitenland bij de PMC Riolering van Witteveen+Bos.**

## **Algemeen**

Onlangs vroeg Stichting RIONED mij een reactie te schrijven op de Nederlandse samenvatting van het proefschrift van Jeroen Langeveld. Mijn reactie bestaat uit een aantal onderdelen: een reactie op het onderwerp zelf en mijn ervaringen met het onderwerp. Daarnaast wil ik ingaan op mijn ervaringen met het afvalwatersysteem in het buitenland en besluiten, hoe kan het ook anders, met een oproep voor meer onderzoek.

## **Het proefschrift**

Het proefschrift van Jeroen Langeveld beschrijft met name de technische kant van de interacties in het afvalwatersysteem. Het laat daarbij (in deze samenvatting) op prettige wijze zien dat de parameters waarop gestuurd wordt, de resultaten van een OAS-studie sterk beïnvloeden. Hij heeft terecht ‘de laagst maatschappelijke kosten’ en ‘het milieurendement’ niet of nauwelijks genoemd, laat staan uitgewerkt. Het blijkt dat kiezen voor CZV of voor een stikstofcomponent al tot voldoende problemen leidt.

Ik ben het van harte eens met de laatste paragraaf uit deze samenvatting (Tot besluit) en ik hoop dat een ieder die goed leest en daarmee in zijn eigen omgeving aan de slag gaat. Het blijkt inderdaad dat riolisten en zuiveraars een eigen jargon hebben en elkaar minder goed begrijpen dan wenselijk is. In de volgende onderdelen wil ik ook ingaan op de noodzaak van het werkelijke systeemgedrag van water(deel)systemen.

Een licht kritisch geluid wil ik nog wel laten horen over het gepresenteerde praktijkvoorbeeld: de combinatie van het rioelstelsel Loenen met de rwzi Katwoude. De kritiek betreft niet het werk van Jeroen, maar gaat over het ontbreken van een ‘disclaimer’ over de beperkingen van de gemaakte keuzes. De ervaring leert dat een samenvatting of zelfs een compleet proefschrift niet helemaal goed gelezen of begrepen wordt, terwijl er vervolgens toch nieuwe voorschriften op worden gebaseerd. Kortom: men gaat met het werk aan de haal. De gemaakte keuzes, zoals Loenen als rioelstelsel met zijn heel specifieke eigenschappen (zéér goed onderzocht) of de keuze van de neerslagbui, hebben op zichzelf grote invloed op de uitkomsten. Het is mijn indruk dat bij de keuze van een groot vlak rioelstelsel gecombineerd met bui C (lengte 16 uur, totaal 25 mm) of bui D (lengte 20 minuten, totaal 30 mm), er een andere balans gevonden zal worden tussen de verschillende varianten.

### **Ervaring met interacties**

Het onderwerp interacties tussen watersystemen boeit mij al vele jaren. Tijdens mijn afstuderen aan de TU Delft deden David de Smit en ik praktijkonderzoek aan de Utrechtse Vecht en bouwden wij een computermodel op het grensvlak van een rwzi en oppervlaktewater. Wat later, in mijn eerste dienstbetrekking als kersvers ingenieur, mocht ik nog een laatste onderzoek voor de NWRW afronden. Na afronding van het totale NWRW-onderzoek was er vrijwel geen geld meer beschikbaar voor aanvullend onderzoek, omdat alles nu wel onderzocht was. Het meten aan riolering kwam vrijwel stil te liggen. In die dagen waren de ingenieurbureaus allemaal bezig het ultieme vuilemissiemodel te bouwen, waarvan Jeroen zo fijntjes in één regel heeft beschreven hoe dat is afgelopen. Wel, ook daarin is nogal wat van mijn tijd gaan zitten.

Er is veel creativiteit gaan zitten in het laten voldoen van rioolstelsels aan de overstortingsfrequentie en later aan de ‘basisinspanning’, waarbij gekozen werd om riolering te zien als een zelfstandig systeem. De achterliggende reden om de vervuiling vanuit een rioolstelsel te verminderen, is een beetje als het kind met het badwater weggespoeld. Er werd tenslotte geen rekening gehouden met het ontvangende oppervlaktewater. Gelukkig komt dit weer een beetje in beeld door meer aandacht voor het ‘waterkwaliteitsspoor’, dat overigens tegelijk geformuleerd is met de ‘basisinspanning’. Al een aantal jaren leeft het besef dat de afgesproken of opgelegde eisen vanuit de ‘basisinspanning’ niet altijd het optimum waren, zowel financieel als technisch. Dit heeft geleid tot meer samenwerking in de afvalwaterketen.

Na afronding van een aantal OAS-studies en een Leidraadmodule over dit onderwerp (B1000), is het mij wel duidelijk dat de interacties in het afvalwatersysteem in feite bestaan uit interacties en interactoren. De technische kant van de interacties heeft Jeroen een beetje ontrafeld, hoewel er nog genoeg overblijft voor verder onderzoek. Aan de niet-technische kant van de interacties blijft voorlopig nog genoeg te doen om mensen met soms tegengestelde belangen te laten samenwerken.

### **Buitenlandse ervaringen**

Hoe verhouden de interactoren in Nederland zich tot die in het buitenland? Vanwege het relatief grote buitenland ten opzichte van Nederland wil ik mij beperken tot voormalige communistische landen, waarvan er recentelijk enkele zijn toegelaten tot de Europese Unie, en andere landen die hun uiterste best doen om ook wat geld te krijgen. De meeste van deze landen hebben een soort waterbedrijf, waarin drinkwaterproductie en -distributie naast riolering en zuivering zitten. De toezichthouders op de lozingen zitten buiten deze waterbedrijven, bij een hogere overheid is het meestal de provincie of iets dergelijks. De structuur van de waterbedrijven is meestal een soort overheids-NV met een of meer gemeenten als aandeelhouders. Verschillende bedrijven zijn overigens verkocht aan Franse en Britse ondernemingen, wat weer voor nieuwe uitdagingen zorgt.

Om een lang verhaal kort te houden: in het algemeen geldt dat de samenwerking in deze waterbedrijven vaak niet goed loopt. In tegenstelling tot levering van drinkwater is riolering meestal het ondergeschoven kind dat veel geld kost en niets oplevert. Een rwzi is een mooi stuk infrastructuur dat daarmee politiek interessant is, maar voor riolering krijg je alleen geld als het *echt* nodig is. Gelukkig heeft de EU nogal wat richtlijnen op dit gebied en verstrekt zij er ook behoorlijke bedragen voor. De riolering komt er dus wel of wordt hersteld.

Samenwerking tussen de zeer strak gescheiden sectoren werd vroeger niet zo op prijs gesteld en eigenlijk is dat vandaag de dag nog zo. Hoe de interactie zal gaan als de *Kaderrichtlijn Water* moet worden geïmplementeerd, is mij nu nog niet zo duidelijk. In Nederland komt de samenwerking wel tot stand, omdat daarvan de voordelen worden ingezien. Helaas komen de verwachtingen niet altijd uit, maar de intenties zijn er. Vanwege de planverplichting die in Nederland al enige jaren bestaat (behoorlijk uniek in de wereld), is er ook een goede basis voor OAS-studies.

| 77

### Ten slotte

Ten slotte wil ik nog ingaan op andere interacties. Gelukkig meten de riolisten (rioleurs) weer (uitgebreid) aan de rioolssystemen, met als doel het functioneren van deze systemen goed te doorgronden en er een model mee te kunnen kalibreren. Een studie zoals die van Jeroen Langeveld had niet tot stand kunnen komen zonder deze gegevens.

De interactie die naar mijn mening nog wel enige impuls kan gebruiken, is de relatie met het oppervlaktewater. Er worden veel maatregelen uitgevoerd voor veel geld, maar het blijft lastig om aan te geven of de maatregelen het gewenste effect zullen hebben. De waterkwaliteitsspoortoetsing lijkt steeds meer op een theoretische exercitie op basis van theoretische gegevens, in plaats van op een onderzoek naar de werkelijke ontvangstcapaciteit van het oppervlaktewater. Het lijkt me ook daarom gewenst onderzoek te doen naar het werkelijke systeemgedrag van oppervlaktewater om ook dit systeem beter te leren kennen. Met name onderzoek dat het mogelijk maakt om modellen te kalibreren (waterkwantiteit) in de nabijheid van effluentlozingen en overstorten, gebeurt helaas maar weinig.

## Bert Palsma

**Drs. Bert Palsma werkt bij STOWA.**

*Eindexamen conservatorium, met lof geslaagd!*

*Maar zet nu Frans Bauer maar weer op.*

*Alle lof voor dr. Langeveld!*

Zowel het onderwerp als de uitvoering van het onderzoek is letterlijk grensoverschrijdend: 'Interactie tussen riolering en afvalwaterzuivering'. De conclusies liegen er dan ook niet om; "het bepalen van de optimale configuratie van een afvalwatersysteem is in hoge mate afhankelijk van de beschouwde parameter". Dat heeft nogal wat implicaties als we het waterkwaliteitsspoor en/of de *Kaderrichtlijn Water* (KRW) moeten implementeren.

78 |

Het onderzoek van Jeroen bouwt voort op lange jaren van kennisvergaring door zijn vakbroeders en voorgangers. Dat is goed en past in de beste academische tradities. Het is onmogelijk om in vier jaar werk van decennia over te doen. Hierdoor heeft bijvoorbeeld Loenen een prominente plaats in het onderzoek. Het werk van Jeroen (en van anderen vóór hem) maakt mij onrustig en onzeker.

Wat zou het mooi zijn als de resultaten van fundamenteel onderzoek toegepast zouden worden in de praktijk. Het hoeft niet morgen, maar op termijn zou toch een verbetering van kennis en inzicht moeten doorwerken in de samenleving. Sterker nog, het is juist het werk van Stichting RIONED en de STOWA om de link te leggen tussen de praktijk van het (afval)waterbeheer en wetenschappelijk onderzoek. In mijn dagelijks werk meen ik hier af en toe aan bij te dragen, geholpen door mensen uit praktijk en wetenschap. Meestal blijf ik er vrolijk bij en heb ik het idee dat we langzaam de goede kant uit gaan. Zaken als OAS-studies en afvalwaterakkoorden worden steeds beter. Na het lezen van Jeroens werk bekruipt me het gevoel dat het gat tussen praktijk en wetenschap eerder groter dan kleiner wordt, terwijl we in de praktijk voor immense uitdagingen staan. Zoals gezegd, dwingen het waterkwaliteitsspoor en de KRW tot een beter begrip van de systemen (zowel afvalwater als oppervlaktewater). Voor dit betere begrip, een betere systeemanalyse, is de wetenschap onontbeerlijk.

Ik hoop dat Jeroen in zijn nieuwe functie kan helpen het gat tussen wetenschap en praktijk te verkleinen. Het waterbeheer en de samenleving zijn daar ten eerste bij gebaat.

### **De riolist**

Jeroen heeft laten zien dat hij als riolist op een Guarneri of een Stradivarius (de modellen) kan spelen. Hij had hiervoor de mooiste partituren (onder andere stelsel Loenen) en uitgebreid de tijd om te oefenen onder kundige begeleiding (promotie aan TU Delft). Nu moet hij laten zien dat hij zonder partituur of met maar een paar losse noten (gebrek aan gegevens) toch muziek kan maken. Extra handicap hierbij is dat veel mensen liever naar Frans Bauer of Koos Alberts luisteren, in plaats van naar Chet Baker of Glenn Gould.

## *Hielke van der Spoel*

**Ir. H. van der Spoel werkt als senior technoloog bij de afdeling Planvorming van de Sector Afvalwaterketenbedrijf van het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.**

Alvorens in te gaan op het werk van Jeroen, wil ik kort ingaan op de organisatie waarbij ik werkzaam ben. Interacties binnen het afvalwatersysteem bepalen bij het AWKB sinds eind jaren negentig de normale dagelijkse gang van zaken. Dit blijkt ook meteen uit de missie van het AWKB: 'Het AWKB transporteert en zuivert afvalwater, en realiseert samen met partners de ontwikkeling van een duurzame en optimale afvalwaterketen in het Hollands Noorderkwartier'. Om die reden is de voormalige sector Werkenbeheer getransformeerd tot een afvalwaterketenbedrijf. Bij de afdeling Planvorming is een team van medewerkers actief, dat alle takken van sport beheerst om de afvalwaterketen optimaal in te richten. Dit team bestaat uit rioleringstechnologen (ook wel riolisten genoemd), zuiveringstechnologen, een beleidsmedewerker, een procesmanager, projectleiders, een relatiebeheerder die de relaties met de samenwerkingspartners (lees: gemeenten) beheert en een aantal projectondersteunende medewerkers.

De genoemde organisatievorm wordt succesvol ingezet bij optimalisatiestudies om te voldoen aan de basisinspanning. Deze optimalisatiestudies voert het AWKB samen met de gemeente uit. Ondertussen is er aanleiding en interesse om een stap verder te gaan. Daartoe zetten gemeenten, het AWKB en de TU Delft gezamenlijke onderzoeksprojecten op en voeren deze uit om meer inzicht te krijgen in het functioneren van het afvalwatersysteem. Voorbeelden hiervan zijn het bergbezinkbassin met lamellen in Limmen, het meetproject aan de riolering van Castricum en het onderzoek naar de gevoeligheid van het functioneren van rwzi Katwoude voor influentfluctuaties. Het zal u als lezer inmiddels duidelijk zijn dat zich niet alleen interacties binnen het afvalwatersysteem afspelen, maar ook daarbuiten.

Het werk van Jeroen maakt duidelijk dat de interacties tussen riolering en afvalwaterzuivering daadwerkelijk van belang zijn voor het functioneren van het afvalwatersysteem als geheel. Met de huidige systeem- en proceskennis kunnen nu met beschikbare rekenmodellen realistische analyses worden gemaakt. In het vervolg van dit schrijven zal ik verder ingaan op de meerwaarde van kennis over interacties binnen het afvalwatersysteem, waar nog onduidelijkheden zitten en waar kansen liggen om het afvalwatersysteem verder te optimaliseren.

Verfrissend is dat niet alleen is gekeken naar CZV als vervuilende component die geëmitteerd wordt uit het afvalwatersysteem, maar ook naar ammoniumstikstof en de totale hoeveelheid stikstof. Bestudering van ammoniumstikstof is van belang, omdat



ammonium toxisch kan zijn voor vissen en omdat verwijdering van ammonium in een rwzi erg gevoelig kan zijn voor fluctuaties in de aanvoer.

Nieuw is dat met bestaande modellen voor actief slib het gedrag van rwzi's niet alleen tijdens droog weer, maar ook tijdens neerslaggebeurtenissen goed kan worden gemodelleerd en gesimuleerd. Jeroen laat zien dat het daarbij wel van belang is dat de samenstelling van het aangevoerde water goed bekend is. Een grote onbekende bij modellering van een rwzi tijdens neerslag, was tot nu toe altijd de rol van een 'first flush': opwerveling van bezonken vuil uit het rioolstelsel, dat een bui als een geconcentreerde vuilprop naar de rwzi voert. Verrassend genoeg is tijdens metingen aan de rwzi Katwoude geen first flush geconstateerd en kan op basis van alleen verdunning met hemelwater goed worden gesimuleerd wat het rwzi-gedrag is bij verwijdering van CZV en ammonium.

Transport van gesuspendeerd materiaal in rioolstelsels dat in de regel een hoog gehalte CZV bevat, is een belangrijke parameter en onderwerp van wetenschappelijk onderzoek. Omdat de overheid de vuiluitworp uit rioolstelsels reglementeert op basis van CZV. Uit de gevoeligheidsanalyse, waarin de gevoeligheid van een rwzi voor variaties in het influent voor CZV wordt bepaald, volgt dat de rwzi zeer ongevoelig is voor variaties van gesuspendeerd CZV in het influent. Niet duidelijk is of de afwezigheid van een first flush en de lage gevoeligheid van de rwzi voor gesuspendeerd CZV in het influent representatief is voor alle Nederlandse rwzi's of dat dit resultaat specifiek voor het afvalwatersysteem van rwzi Katwoude geldt.

| 81

Het hypothetische praktijkvoorbeeld, waarin de modellen van het rioolstelsel Loenen en de rwzi Katwoude aan elkaar worden gekoppeld, levert een aantal mooie cases op. Het voorbeeld maakt goed duidelijk wat de kwantitatieve effecten zijn van fluctuaties in de aanvoer. Ontwerpers van afvalwatersystemen krijgen hierdoor een goed gevoel van richting voor het kiezen van een optimalisatiestrategie.

Een nieuw en op het eerste gezicht bijzonder inzicht is dat het terugbrengen van de pompovercapaciteit tijdens de simulaties leidt tot een kleinere ammoniumemissie uit het afvalwatersysteem. Dit laat de hersenen van afvalwaterketenontwerpers flink kraken, omdat deze gewend zijn aan de vuistregel dat verhoging van pompovercapaciteit leidt tot emissieverlaging. Dat dit wel voor CZV geldt maar niet voor ammonium, vergt een gewenningsproces.

Het hypothetische praktijkvoorbeeld laat ook goed zien dat een persleiding tussen rio- lering en rwzi een groot effect heeft op de ammoniumemissiepiek uit een rwzi. Zelf heb ik het vermoeden dat de combinatie van een persleiding en verhoging van de pompovercapaciteit leidt tot een nóg sterkere verhoging van de emissiepiek. Het effect van verlaging van de pompovercapaciteit op de emissie uit het afvalwatersysteem, is volgens mij met een persleiding nog veel groter dan de reductie die is berekend in de hypothetische praktijksituatie.

De kracht van kennis van interacties is dat meer inzicht wordt verkregen in het effect van dynamische gebeurtenissen als buien op het functioneren van afvalwatersystemen. Tot nu toe was de ontwerpfilosofie voor rwzi's vooral gericht op gemiddelde prestaties op lange termijn (jaargemiddelden). Met de kennis van interacties kan ook aandacht worden besteed aan verlaging van kortdurende ammoniumpiekemissies in het effluent van rwzi's.

Ik vraag me wel af hoe met de kennis van interacties nu in de praktijk moet worden omgegaan bij optimalisatie van afvalwatersystemen. Duidelijk is dat een gekalibreerd SIMBA-model van een specifieke rwzi de effluentkwaliteit goed kan simuleren. Het is me nog niet helemaal duidelijk in welke mate er een goed situatiespecifiek rioleringsmodel aanwezig moet zijn om via simulatie een goede optimalisatiestudie te kunnen uitvoeren, en welke modelleringsinspanning daarvoor moet worden geleverd. Het gevaar is ook dat het allemaal te complex wordt. We moeten ervoor waken dat er niet tot vele decimalen achter de komma geoptimaliseerd wordt, terwijl andere onzekerheden vele factoren groter zijn. Zoals prognoses, het werkelijke effect op het ontvangende oppervlaktewatersysteem en de werkelijke fysieke toestand van het rioolstelsel.

Mijn verwachting is dat beheerders van afvalwaterketens (gemeenten en waterschappen) op de korte termijn op de conventionele wijze gezamenlijk zullen doorgaan met optimalisatiestudies voor de basisinspanning en het waterkwaliteitsspoor. Kennis van interacties kan verder richting en inhoud geven aan het optimalisatieproces. Voorlopers in het veld zullen deze kennis zeker betrekken bij hun planvormingsactiviteiten. Zij anticiperen op toekomstige ontwikkelingen in normstelling en beleid en passen de nieuwste kennis toe bij de ontwikkeling en inrichting van een duurzame en optimale waterketen.

## Marie-Claire ten Veldhuis

**Ir. Marie-Claire ten Veldhuis is riool- en waterbeheerder Breda.**

In zijn proefschrift uit 2004 leerde Hans Korving ons het functioneren van de vitale onderdelen, met name de pompen en gemalen, in het rioolsysteem beter in de gaten te houden. Intussen drukt menig adviseur ons op het hart de gegevens over ligging en afmetingen van dat uitgestrekte ondergrondse systeem beter vast te leggen. Nu komt Jeroen Langeveld met een proefschrift, waarin hij maant tot samenwerking van rioolbeheerders met hun zuiveringsbeheerder, het waterschap of hoogheemraadschap.

Aan de TU Delft en gedurende een baan bij een adviesbureau heb ik het stedelijk waterbeheer van diverse kanten kunnen bekijken. Na een paar jaar in Breda kan ik nu al die aanbevelingen proberen ter harte te nemen in de weerbarstige praktijk van het rioolbeheer. Maar als het rioolsysteem niet goed bekend is, hebben meten, rekenen en aanbevelingen geen zin. Dus hebben we in deze stad met frisse moed de duizenden ondergrondse kilometers, verborgen overstorten en drempels met veel landmeten op de kaart gezet. Binnenkort komt er bovendien een goed meldsysteem voor storingen op de gemalen. Het moment is nabij waarop meten in het rioolstelsel in deze stad zinvol kan worden.

Want, zoals Jeroen terecht constateert, het is 'interessant' dat het functioneren van riolering slechts wordt getoetst op basis van modelberekening en niet op basis van werkelijke metingen in het rioolstelsel. Daarmee bedoelt hij te zeggen dat theoretische berekeningen, zonder een verband met praktijkwaarnemingen, onvoldoende betrouwbare informatie geven over het werkelijke functioneren van rioolstelsels.

De eerste praktijkproef met intensieve rioolstelselmetingen in Breda werd uitgevoerd in de periode 2002-2004 in Ulvenhout, een van de randgemeenten van Breda. Het resultaat was verrassend. De vele honderden kubieke meters bergbezinkvoorziening die op basis van modelberekeningen waren voorzien, maar in afwachting van de berekeningsresultaten nog niet aangelegd, bleken overbodig. Het ongekalibreerde model is opgesteld conform de richtlijnen van de Leidraad Riolering, met geactualiseerde gegevens voor het verharde oppervlak en overstorthoogten. Op basis van de meetresultaten zijn de belangrijkste veranderingen in het gekalibreerde model: aanpassing van de defaultwaarden van het inloopmodel uit de Leidraad, correctie van enkele geometrische gegevens en pompcapaciteiten, aanpassing van overstort- en doorlaatcoëfficiënten en vervanging van de standaard dwa-curve door de werkelijk gemeten droogweerafvoer. Met beide modellen is de jaarlijkse vuiluitworp berekend, met als resultaat dat het jaarlijks overstortend volume in het gekalibreerde model slechts 58% bedraagt van het volume dat het ongekalibreerde model berekent. In plaats van de aanleg van een grote

bergbezinkvoorziening, kan de vuiluitworp met het afkoppelen van een aantal hectares verhard oppervlak tot de vereiste 50 kg CZV/ha/j worden teruggebracht.

Gezien het gebrek aan metingen, blijft nog de vraag of deze conclusie ook geldt voor de rest van Breda. Zeker is dat de werkelijkheid drastisch kan afwijken van de uitkomsten die de modellen geven. De uitkomsten van water-op-sstraatberekeningen, vergeleken met waarnemingen van water op straat, leiden tot dezelfde conclusie: aan modelberekeningen hebben we niet genoeg om met vertrouwen te gaan bouwen.

Het is geruststellend in het proefschrift van Jeroen te lezen, dat de beschikbare modellen het hydrodynamisch gedrag van rioolstelsels tijdens een bui goed kunnen simuleren en zelfs het gedrag van ammonium voor het totale afvalwatersysteem goed kunnen weergeven. De belangrijkste vuilvracht vanuit de riolering, in verhouding tot het totale afvalwatersysteem, betreft echter niet ammonium maar CZV, waarvan het gedrag veel minder nauwkeurig te simuleren is.

84 |

De wijze Nasrudin zat voor zijn huis in het zand van de weg te wroeten. Gevraagd waarom vertelde hij dat hij zijn sleutel verloren had toen hij in de slaapkamer zijn broek uittrok. Op de vraag van een voorbijganger dat het dus beter was in de slaapkamer te zoeken, gaf hij als antwoord: “Ja, dat is zo, maar hier is tenminste licht”. Nu is de onderzoeker verstandig wanneer hij datgene onderzoekt en oplost wat hij oplossen kan. De oplossing van zaken die ingewikkelder of veel duurder zijn om te onderzoeken, komt daardoor toch naderbij. Maar lopen we niet het risico dat de aandacht zich concentreert op de lichtkring, datgene wat gemakkelijk te meten en modelleren is? Voor de rioolbeheerder is het in elk geval belangrijk dat er zo snel mogelijk ook resultaten over CZV beschikbaar komen.

In zijn onderzoek toont Jeroen aan dat de interactie tussen rioolsysteem en afvalwaterzuivering een belangrijke invloed heeft op de totale vuilvracht van rioolsysteem en afvalwaterzuivering samen. Vergroting van de berging in het rioolstelsel of de pompovercapaciteit leidt niet altijd tot vermindering van de vuilvracht, in elk geval niet voor de parameter ammonium. De invloed verschilt echter per parameter en per type regenbui. Bovendien is deze afhankelijk van het tijdstip waarop een regenbui valt, in verband met de hoeveelheid dwa in het stelsel. Samenwerking en optimalisatie voor het afvalwatersysteem als geheel blijkt dus per type situatie mogelijk.

Hoe zinvol is het een optimalisatiestudie van het afvalwatersysteem uit te voeren, wanneer door gebrek aan meetgegevens zo weinig bekend is over het werkelijke functioneren van het rioolstelsel? Temeer wanneer de optimale configuratie (bijvoorbeeld een combinatie van berging en pompovercapaciteit) van het systeem blijkt te verschillen per parameter. Optimalisatie voor vermindering van de totale ammoniumvrucht vraagt

bijvoorbeeld een kleine fluctuatie in aanvoer naar de zuivering, dus veel berging in het rioelstelsel en een kleine pompoevercapaciteit. Optimalisatie voor CZV vraagt juist het omgekeerde. Daar komt bij dat verschillende typen buien per parameter een andere optimale configuratie opleveren. De vraag is bovendien nog welke verdeling van vuilvrachten een reeks van buien achter elkaar zal opleveren. Sturing van de configuratie per type bui zou nutteloos kunnen blijken, wanneer bij een vaste configuratie van stelsel en zuivering de totale vuilvracht weinig afwijkt van de gesommeerde vracht van per bui gestuurde configuraties.

Aan het eind van zijn conclusies verwoordt Jeroen het ideaalbeeld van sturing met optimale gebruikmaking van het gehele afvalwatersysteem op elk specifiek moment. Dat gaat op voor een betrouwbaar, storingsvrij afvalwatersysteem, waarvan de stelselafmetingen goed bekend en actueel zijn. Het ideaalbeeld vereist bovendien het maken van een keuze voor een eenduidige doelstelling voor optimalisatie. Die keuze zal altijd een compromis moeten zijn tussen het belang dat aan de diverse vuilvrachtparameters wordt gehecht, de winst die per parameter behaald kan worden en investeringskosten.

| 85

Het onderzoek van Jeroen toont aan dat interactie tussen riolering en zuivering van betekenis is voor het functioneren van het totale afvalwatersysteem. Ook laat het zien dat sturing het functioneren kan veranderen, maar het toont geen duidelijke sturingsrichting voor optimalisatie. Inzicht in systeemgedrag is een streven voor de wetenschapper. Maar zolang dat niet volledig gelukt is, kan men slechts spreken van voortgang in inzicht, niet van resultaat. De rioelbeheerder staat met lege handen, zolang het gewenste systeemgedrag onduidelijk is.

Ik schaar mij daarom volledig achter de aanbeveling een goede methodologie voor monitoring te ontwerpen en de sensoren voor metingen in de riolering verder te verbeteren en uit te breiden. Een goed inzicht in het systeemgedrag van riolering en een betere controle op het functioneren van het systeem zijn eerste vereisten om de overstap te maken van maatregelgestuurd naar inzichtgestuurd rioelbeheer. Dit inzicht betreft voor de rioelbeheerder het functioneren van het rioelsysteem, voor de oppervlaktewaterbeheerder het functioneren van het watersysteem en de effecten van vuilvrachten op de waterkwaliteit. Zolang deze interactie niet goed in beeld is, zullen we niet in staat zijn de afvalwaterketen als geheel te optimaliseren, en hoeven waterbeheerder en rioelbeheerder nog niet met samenwerking te beginnen.

Meer dan dat, is het de vraag of kapitaalintensieve maatregelen op grond van het huidige beperkte systeeminzicht verantwoord zijn. De miljoenen die geïnvesteerd worden voor de aanleg van bergbezinkbassins en dubbele stelsels voor regen- en afvalwater, zijn gebaseerd op theoretische verwachtingen en een handvol praktijkmetingen. Bevinden we ons nog binnen de categorie van 'geen-spijtmaatregelen' die in het natio-

naal waterbeleid (WB21) wordt bepleit? Of rijden we al een station te ver en komen we over een paar jaar tot de ontdekking dat het allemaal veel efficiënter had gekund? Een kritische houding van rioolbeheerders en aanzienlijk meer diepgaande kennis dan we nu hebben, zijn nodig om de maatschappij voor ongewenste beslissingen in dit onzichtbare en ingewikkelde vak te behoeden. Om verder te komen, liggen in dit vakgebied nog vele onbegrensde mogelijkheden open: omdat er meer mensen komen, het ruimtegebruik intensiever wordt en we met al die mensen die ruimte tegelijk schoner, geuriger, het water er helderder en gezonder willen hebben dan ooit.

Ing. J. Zuidervliet is landelijk coördinator afvalwaterketen bij ARCADIS.

‘Wat zijn de toepassingsmogelijkheden in de rioleringspraktijk voor de RIONED-doelgroep?’ Zo luidde de vraag die Stichting RIONED zes personen voorhiel naar aanleiding van de voltooiing van het onderhavige promotieonderzoek. In mijn geval ga ik eerst in op de betekenis van het promotieonderzoek van Jeroen Langeveld, door uit te gaan van de dagelijkse praktijk. Daarna sta ik ook even stil bij de betekenis van fundamenteel onderzoek in het algemeen.

### De betekenis van het onderzoek

Komen de resultaten van *Interacties binnen het afvalwatersysteem* en straks *Interacties binnen het afvalwatersysteem II* niet te laat, kunt u zich afvragen. Er zijn immers binnen de kaders van de door gemeenten en zuiveringsbeheerders in te vullen basisinspanningen zojuist veel optimalisatiestudies afgerond. Laten we voor de beantwoording van die vraag die studies nog eens tegen het licht houden. De volgende meest voorkomende beperkingen dienen zich dan aan:

- Ontbreken van integrale berekeningen voor het gehele afvalwatersysteem leidt tot beperkt inzicht in de gevolgen van de interacties tussen de deelsystemen met suboptimalisatie als resultaat.
- Hydrodynamische berekeningen voor de riolering, veelal op basis van een bakbenadering en toepassing van standaardvuilgehalten voor het overstortwater, geven geen inzicht in locatiespecifieke vuilvrachten en de effecten daarvan op de kwaliteit van het ontvangende water. Het gevolg is ook weer een suboptimalisatie binnen het afvalwatersysteem, zonder dat de interacties met het ontvangende oppervlaktewater in beschouwing zijn genomen.
- Systeemoptimalisatie (berging tegenover pompcapaciteit) is veelal slechts doorgevoerd op basis van zuurstofbindende stoffen. Wat de effecten voor de opgeloste en gesuspendeerde stoffen zijn, blijft meestal onbekend.
- De technologische modellering van zuiveringsinrichtingen vindt meestal plaats onder stationaire omstandigheden, terwijl rioleringsberekeningen zich baseren op dynamische reeksberekeningen. Inzicht in de effecten van langdurige, hoge belastingen op de effecten op de effluentkwaliteit worden mede daardoor beperkt meegenomen.
- De basisinspanning voor de zuiveringsinrichtingen is gebaseerd op vuilgehalten en niet op vuilvrachten. Hierdoor valt een integrale afweging op basis van vrachten voor het gehele afvalwatersysteem buiten de kaders van de geldende wetgeving.

Gezien deze lijst van tekortkomingen en beperkingen, moeten we ons afvragen of we met de resultaten van de huidige generatie optimalisatiestudies wel de optimale situa-

tie in het vizier hebben gebracht. Ik vrees van niet en word daarin bevestigd door de resultaten van het promotieonderzoek van Jeroen Langeveld. Wat we niet moeten doen, is betreuren dat we destijds die studies hebben opgepakt. Dat was toen nodig onder de dwang van de geldende wet- en regelgeving. Bovendien zijn de verbeteringsmaatregelen tot stand gekomen op basis van de toen beschikbare kennis en inzichten. En zo zal het altijd wel blijven.

Dat betekent overigens niet dat de voorzieningen overbodig of nutteloos worden. Ik ben ervan overtuigd dat ze ook in de toekomst hun rol blijven spelen, door de inzet van de dan beschikbare kennis en ontwikkelde hulpmiddelen. De mogelijkheden daar toe dienen zich reeds aan in het onderzoek van Jeroen en krijgen een vervolg in *Interacties binnen het afvalwatersysteem II*. Mijn eerste les uit het promotieonderzoek voor de huidige praktijk is dan ook dat er geen bak meer gebouwd moet worden, zonder dat we rekening houden met de mogelijkheid om direct of op termijn sturingsvoorzieningen in te bouwen. Daarmee behoudt de voorziening zijn waarde en is de investering niet tevergeefs geweest.

88 |

Verder is het goed te weten dat onze laagbelaste zuiveringsinrichtingen weliswaar robuust zijn in hun functioneren (zeker voor zuurstofbindende stoffen als CZV), maar toch minder dan we met zijn allen veronderstelden. Kijk maar naar de gevoeligheid van de zuiveringsinrichting voor ammoniumfluctuaties in het influent (hoofdstuk 3). En op zo'n moment is de zekerheid dat rioleringsmodellen in staat zijn de processen rondom opgeloste stoffen op acceptabele wijze te simuleren, een geruststellende gedachte (paragraaf 4.2). Het betekent overigens wel een ommezwaai in het denken van de gemiddelde riolist. Hij moet in dit verband de overstap maken van het bezinkbare CZV naar de opgeloste stof. De belangstelling daarvoor ontbrak totaal, omdat die stoffen toch niet in de bergbezinkvoorziening kunnen worden tegengehouden.

Kijkend naar de riooloverstort is met name de gesuspendeerde stof van belang. De conclusie dat sleepspanning een belangrijke rol speelt bij beschrijving van het transport van deze stoffen, biedt perspectief voor de toepassing van vuiluitworpmoedellen op niet al te lange termijn (paragraaf 4.3). Omzettingen in de riolering blijven voornamelijk een lastig te beschrijven fenomeen, zodat betrouwbare modellering daarvan nog wel even op zich zal laten wachten. Gelukkig is de relevantie hiervan minder groot (tabel 3).

De case in hoofdstuk 5 voor een totaal afvalwatersysteem biedt ons zeer interessante inzichten, waarmee we in de dagelijkse praktijk al rekening kunnen houden. Zo blijkt het dwa-patroon van grote invloed te zijn op de vuiluitworp via de overstorten. Dit legt extra nadruk op de noodzaak dit patroon in reeksberekeningen mee te nemen. Verder moeten we ons in optimalisatieprocessen niet fixeren op één enkele vuilparameter.



Bergbezinkvoorzieningen zijn bijvoorbeeld positief voor de afvang van CZV uit het totale systeem, maar blijken voor stikstof en ammonium nadelig te zijn, omdat de effluentvracht uit de zuiveringsinrichting sterk kan toenemen. Verlaging van de pompcapaciteit is logischerwijs wel positief voor stikstof en ammonium, maar negatief voor CZV. Dit biedt overigens wel mogelijkheden tot sturing in de vorm van tijdelijke pompcapaciteitverlaging bij buien die niet tot overstorting komen. Een voorwaarde is dan wel dat we kunnen beschikken over betrouwbare neerslagvoorspellingen. Ten slotte blijkt de invloed van de verblijftijd in persleidingen voor alle parameters in het effluent groot te zijn, maar dat vermoeden we al.

Hoewel we de kennis van Jeroen Langeveld nog niet direct met rekenmodellen tot onze dagelijkse praktijk kunnen maken (het woord is aan de softwaremakers), kunnen rioollisten nu al hun voordeel doen door rekening te houden met de mogelijke gevolgen van hun handelen op de processen in het afvalwatersysteem. Dit besef alleen al geeft een grote meerwaarde aan het promotieonderzoek voor de dagelijkse praktijk. Laten we dat met zijn allen vaststellen. Het vervolg in de vorm van *Interacties binnen het afvalwatersysteem II* zal dat inzicht alleen nog maar versterken.

| 89

### **Het belang van fundamenteel onderzoek**

In mijn beleving duurt het een aantal jaren, laten we zeggen een vijf- tot tiental, voordat het belang van wetenschappelijk onderzoek in ons vakgebied doordringt bij de doelgroep: de gemeentelijke rioolbeheerder. Het probleem is dan dat die beheerder zich op dat moment niet realiseert wat ooit de basis heeft gevormd voor zijn 'alledaags handelen van nu'. En daardoor ontstaat er al gauw onbegrip tussen de wetenschappelijk onderzoeker en de pragmatische behartiger van de rioleringszorg. Maar gelukkig is er nog een derde partij die in het werkveld een intermediaire rol speelt: de adviseur. Behalve personeelsleden van adviesbureaus reken ik daartoe ook die van waterschappen en grotere gemeenten. Die adviseur is in staat de betekenis van wetenschappelijk onderzoek wél te herkennen, heeft het onderzoek vanuit zijn praktijksituatie misschien wel geïnitieerd en zelfs begeleid. De adviseur aanvaardt de resultaten in dank, want zij bieden nieuwe mogelijkheden om zijn werk nog meer inhoud te geven. Het is zijn taak om het wetenschappelijk gehalte te 'pragmatiseren' door er een gebruiksvriendelijk instrumentarium omheen te bouwen, verdergaand toegepast onderzoek te verrichten en de verkregen meerwaarde voor de rioolbeheerder ten opzichte van de dan geldende dagelijkse praktijk uit te dragen.

Als adviseur wil ik dan ook een stevig pleidooi houden voor hogere onderzoeksbudgetten. Ik vrees dat we momenteel niet op het rijk hoeven rekenen, dus moeten we andere bronnen zoeken. In de eerste plaats de doelgroep, de gemeentelijke rioolbeheerder dus. Als Stichting RIONED een iets hogere bijdrage aan haar begunstigers vraagt, ontstaat

er al gauw een mooi budget. Een simpele rekensom leert dat één euro per gezin per jaar (via het rioolrecht), een jaarlijks bedrag oplevert van zo'n zes miljoen euro. Een waarlijk mooi begin.

Een andere partij die we mogen aanspreken zijn de adviesbureaus. Vanwege hun min of meer directe belangen (het gaat om hun boterham in de toekomst) zouden zij een bijna morele verplichting moeten voelen om zowel in financiële als personele zin aan wetenschappelijk onderzoek bij te dragen. Het promotieonderzoek van Jeroen Langeveld en het vervolg hiervan in *Interacties binnen het afvalwatersysteem II* zijn goede voorbeelden die verdere navolging verdienen.

# Antwoord

## *Jeroen Langeveld*

Allereerst wil ik van de gelegenheid gebruikmaken om mijn zeer gerespecteerde vakgenoten te danken voor de moeite die ze hebben genomen zich te verdiepen in de samenvatting van mijn proefschrift. Het was spannend om te zien welke reacties de samenvatting bij hen zou oproepen. Na ruim vier jaar met het onderzoek bezig te zijn geweest, zijn veel zaken voor mijzelf immers triviaal geworden. Dat dit voor anderen gelukkig niet zo is, blijkt wel uit de reacties. Naast veel instemmende geluiden zijn er gelukkig enkele kritische kanttekeningen geplaatst. Juist deze kritische geluiden houden niet alleen mij, maar hopelijk ook u als lezer en zeker mijn opvolgers aan de TU Delft scherp.

| 91

Harry van Mameren en Jean Berlamont merken terecht op dat alleen is gekeken naar de interactie tussen riolering en afvalwaterzuivering, terwijl het uiteindelijk natuurlijk gaat om het ontvangende oppervlaktewater. Ik onderschrijf dit volledig en hoop dat in de nabije toekomst veel zal worden geïnvesteerd in onderzoek naar het effect van maatregelen binnen het afvalwatersysteem op de oppervlaktewaterkwaliteit. Wellicht dat de *Kaderrichtlijn Water* hierop een positieve invloed kan hebben, zoals Bert Palsma opmerkt.

Vrijwel alle respondenten vinden de conclusie dat het nogal wat uitmaakt of je het functioneren van een afvalwatersysteem beoordeelt op basis van CZV of stikstof (fracties) en op basis van vrachten of concentraties, van groot belang. Op zichzelf is dit geen verrassende conclusie, maar het geeft wel aan dat toetsing van het functioneren van een rioolstelsel op slechts één parameter (CZV) grote beperkingen heeft.

Marie-Claire ten Veldhuis stelt dat zij behoefte heeft aan meer (fundamentele) kennis over het gedrag van CZV in de riolering. De CZV-concentratie van overstortend water is immers nog niet goed met de huidige rioleringsmodellen te voorspellen. Sterker nog, op de afgelopen NOVATECH-conferentie in Lyon werden de resultaten gepresenteerd van een vergelijking van de modellen FLUPOL, MOUSE en Infoworks, met een aanpak waarin de vuiluitwerp werd voorspeld op basis van gemeten buigemiddeldewaarden (event mean concentrations, EMC). De conclusie was dat deze buigemiddeldeconcentraties tot betere resultaten leiden voor voorspelling van de jaarlijkse vuiluitwerp. Hoeveel buien je echter moet bemonsteren voordat je een betrouwbare buigemiddelde concentratie hebt, is nog onderwerp van studie.

Om de zaak nog wat gecompliceerder te maken, wil ik aan het belang van voorspelling van de CZV-concentratie toevoegen, dat eigenlijk de aard van het CZV (ofwel: hoe snel

afbreekbaar is het CZV?) betrokken zou moeten worden in de analyse van de vuiluitworp van rioolstelsels. Recent onderzoek (Sakrabani et al., 2004) heeft aangetoond dat tijdens een bui de afbreekbaarheid van CZV bij gelijkblijvende CZV<sub>totaal</sub>-concentraties zeer snel afneemt. De door Hielke van der Spoel aangehaalde discussie over het al dan niet bestaan van een 'first flush' in rioolstelsels komt hiermee in een ander daglicht te staan.

92 |

Marie-Claire ten Veldhuis komt in haar reactie ook tot de aanbeveling meer aandacht te besteden aan de ontwikkeling van sensoren en monitoring. Welnu, dit is een van de speerpunten in het inmiddels gestarte onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem II*. Deze aanbeveling past daarnaast binnen de bij enkele koplopers (zoals Hielke van der Spoel ze noemt) waarneembare behoefte aan meer inzicht in het systeemgedrag van de riolering. Ik ondersteun ook van harte haar pleidooi voor een overstap van maatregelgestuurd naar inzichtgestuurd rioolbeheer. Op slechts één punt ben ik het niet eens met Marie-Claire ten Veldhuis. Zij concludeert dat waterbeheerders en rioolbeheerders nog niet met samenwerken hoeven te beginnen, omdat er op dit moment nog onvoldoende kennis is over de impact van lozingen op het oppervlaktewater, zoals ook al gememoreerd door Jean Berlamont en Harry van Mameren. Het klopt dat nog geen eenduidige relatie tussen lozingen vanuit de riolering en de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater gelegd kan worden. Desondanks ben ik van mening dat ook met de beschikbare kennis wel degelijk meerwaarde kan worden bereikt met een goede samenwerking tussen de riool- en waterbeheerder. Ook al weet je dat je het ooit beter zult kunnen dan met de huidige inzichten mogelijk is.

Dit laatste brengt mij tot de door Harry van Mameren en Hielke van der Spoel aangehaalde relatie tussen interacties en interactoren. Het combineren van twee vakgebieden vereist dat de riolist en zuiveraar in elk geval dezelfde taal (leren) spreken. Een goede samenwerking in de afvalwaterketen is pas mogelijk, als de riolist en de zuiveraar over en weer begrip krijgen voor elkaars wensen en problemen.

Hielke van der Spoel constateert dat het onderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem* heeft geleid tot het inzicht dat zelfs onze laagbelaste afvalwaterzuiveringen wel degelijk gevoelig zijn voor influentfluctuaties. Hij verwacht dan ook dat deze kennis zal worden ingezet om met name de kortdurende ammoniumpiekmissies in het effluent van rwzi's te verlagen. Een van de mogelijkheden om deze kennis te benutten, is real-time-control (RTC), waarop in het onderzoek slechts zijdelings is ingegaan. De dynamiek van de processen in de riolering en afvalwaterzuivering én de gevoeligheid van het functioneren van een afvalwatersysteem voor operationele aspecten, geven aan dat er ruimte is voor verdere afstemming. Gezien de aard van het systeem is deze afstemming tijdsafhankelijk. RTC lijkt daarmee de aangewezen manier om continu te

zorgen voor een goede afstemming tussen riolering en afvalwaterzuivering. Jan Zuidervliet onderkent deze potentie en komt met de uiterst belangrijke suggestie om bij de implementatie van maatregelen binnen de riolering te zorgen voor regelmacht. Zo kan achteraf relatief eenvoudig worden ingehaakt op nieuwe ontwikkelingen. De mogelijkheden van RTC vormen overigens een van de speerpunten in het inmiddels gestarte vervolgonderzoek *Interacties binnen het afvalwatersysteem II*.

Jan Zuidervliet pleit ten slotte voor een verhoging van het budget voor rioleringsonderzoek. Eén euro per huishouden per jaar lijkt niet teveel gevraagd, om ervoor te zorgen dat de jaarlijkse aan riolering te besteden miljoenen beter onderbouwd kunnen worden uitgegeven. Dit pleidooi is mij uit het hart gegrepen. 1,3 FTE aan de TU Delft is wel erg mager om fundamenteel onderzoek naar riolering ook op langere termijn op peil te houden en om de adviseurs, die in de ogen van Jan Zuidervliet en Bert Palsma een belangrijke intermediaire rol hebben tussen wetenschap en praktijk, te voeden met nieuwe, sprankelende ideeën.

Als naast deze euro per huishouden de adviesbureaus het blijven aandurven zowel in financiële als personele zin aan wetenschappelijk onderzoek bij te dragen, kan de rioleringswetenschap in Nederland naast een goed exportproduct het schoolvoorbeeld worden voor de door velen zo gewenste kenniseconomie.

## Summary

The research project *Interactions within wastewater systems* focussed on analysing the importance of these interactions on wastewater system performance. Based on literature, measurements and model results wastewater treatment plants are shown to be sensitive to fluctuations in both the influent flow and composition. A sensitivity analysis using a well-calibrated ASM1 model resulted in minimum requirements for sewer process models to be used within an integrated approach.

The quality of model results achievable with state of the art sewer models was analysed for the most important in sewer processes. These processes were analysed using both field data and a thorough analysis of the sewer models. Based on the results it is concluded that current models are sufficient with respect to hydro-dynamics and the transport of solutes in order to be able to analyse the interactions within the wastewater system during both dry and wet weather flow.

Finally, the impact of the interactions within the wastewater system on wastewater system performance is illustrated in a semi-hypothetical case study. In this case study, the impact of measures such as additional storage or pumping capacity on total wastewater performance was analysed for the parameters CSO volume, ammonium, total nitrogen and biodegradable COD. The results confirm literature in showing that the optimal configuration of the wastewater system in terms of storage or pumping capacity depends on the parameter selected to assess wastewater system performance. This is due to the fact that increasing the storage and pumping capacity can have a detrimental impact on wwtp performance, especially with respect to nitrogen removal. In addition, it was shown that the characteristics of a storm event determine the available optimisation potential of wastewater systems. For large storm events causing CSO's to spill, a trade-off has to be found between reducing the pollution discharged via the CSO and the wwtp. For smaller storms, comprising the majority of storm events, wastewater system performance could easily be improved by temporarily reducing the pumping (or interceptor) capacity to a level just not causing the CSO's to spill. It has to be noted, however, that this is of course only one of the options available for wastewater system optimisation. Moreover, it is illustrated that due to the typically diurnal dwf profile, the time of the onset of a storm event is very important with respect to the total pollutant load discharged via both the wwtp effluent and the CSO.

The main conclusion is that the interactions are indeed important with respect to wastewater system performance and that current knowledge allows assessing these interactions. Clearly, wastewater system optimisation studies, as often applied in the

Netherlands, could benefit from this knowledge in terms of determining a trade off between measures reducing CSO discharges and discharges via the effluent of a wastewater treatment plant.

