

1719

bibl.

Rioolbeheer: de risico's in de hand

Voordrachtenbundel symposium 4 september 2002

4 september 2002

Hans Korving



Symposium

Rioolbeheer: de risico's in de hand

**VOORDRACHTENBUNDEL BEHOREND BIJ HET SYMPOSIUM
'RIOOLBEHEER: DE RISICO'S IN DE HAND' GEHOUDEN OP 4 SEPTEMBER
2002**

Inlichtingen:
Hans Korving
Sectie Gezondheidstechniek
Faculteit Civiele Techniek, TU Delft
Stevinweg 1
2628 CN Delft
tel 015-2785457
e-mail j.l.korving@citg.tudelft.nl



VOORWOORD

Deze bundel is uitgereikt bij het symposium 'Rioolbeheer: de risico's in de hand' gehouden op woensdag 4 september 2002 aan de TU Delft. Het symposium vormt een onderdeel van het onderzoek 'Kosteneffectiviteit van maatregelen in rioleringsbeheer'. In 2001 zijn HKV Lijn in water, Stichting RIONED en TU Delft begonnen met een onderzoek over het bepalen van de kosteneffectiviteit van maatregelen aan de riolering. De kosteneffectiviteit van een maatregel hangt o.m. af van de betrouwbaarheid van de informatie waar beslissingen over die maatregel op gebaseerd worden. Het onderzoek richt zich daarom voornamelijk op onzekerheden in de informatie en de invloed daarvan op de beslissingen. De begeleidingsgroep bestaat uit Prof.dr.ir. François Clemens (TUD), Prof.dr.ir. Jan van Noortwijk (TUD/HKV), Dr.ir. Pieter van Gelder (TUD), Ir. Ton Beenen (RIONED) en Ir. Hans Geerse (HKV).

Tijdens het symposium worden de resultaten van dit onderzoek en twee hieraan gerelateerde onderzoeksprojecten gepresenteerd. De rode draad van het symposium is de vraag hoe om te gaan met onzekerheden en risico's in het rioleringsbeheer. Het programma van de middag is als volgt:

14.00	Introductie	François Clemens (TUD)
14.10	Vaststellen actuele status riolering m.b.v. statistiek	Peter van Gestel (Delta Pi/KEMA)
14.50	Volksgezondheidsrisico's t.g.v. foute aansluitingen	Niels Schaart (TUD)
15.30	Theepauze	
16.00	Onzekerheden in hydraulische beoordeling riool	Hans Korving (HKV/TUD)
16.40	Borrel	

Aan de orde komen vragen als, hoe groot zijn de risico's van duurzame systemen en hoe betrouwbaar is een toestandsbeoordeling van het riool? In het bijzonder wordt aandacht besteed aan de vraag hoe we de risico's verbonden aan onze maatregelen kunnen verkleinen. Doel van het symposium is enerzijds de vakwereld te informeren over de recente ontwikkelingen en anderzijds van deskundigen uit de praktijk terugkoppeling te krijgen over de onderzoeksresultaten.

Mede namens de begeleidingsgroep wens ik u een interessante middag toe.

Hans Korving

INHOUD

Vaststellen actuele status riolering met behulp van statistiek.....	9
Peter van Gestel (Delta Pi / KEMA)	
Volksgezondheidsrisico's ten gevolge van foute aansluitingen	15
Niels Schaart (TU Delft)	
Onzekerheden in de hydraulische beoordeling van rioolstelsels	29
Hans Korving (HKV Lijn in water / TU Delft)	
Deelnemerslijst.....	47

Vaststellen actuele status riolering met behulp van statistiek

Peter van Gestel (Delta Pi)

VERWERKING VAN EXPERTMENINGEN IN EEN MODEL WAARMEE DE CLASSIFICATIE VAN TOESTANDSASPECTEN BIJ RIOLERINGEN VOORSPELD KAN WORDEN

Samenvatting van het KEMA rapport '*Vaststellen van de actuele status van het rioolnet met behulp van statistiek Fase 2 Verwerking expertmeningen.*', conceptversie 0.3, in opdracht van Stichting RIONED.

INLEIDING

In Nederland is de status van het rioolnet nog onvoldoende in kaart gebracht. Het is ook nog niet mogelijk voorspellingen te doen over de kwaliteit en de restlevensduur van het rioolnet. In opdracht van de stichting RIONED wordt hier onderzoek naar gedaan. Hiertoe is ondermeer het project "Het vaststellen van de actuele status van het rioolnet met behulp van de statistiek" in opdracht gegeven. Het project voert KEMA in samenwerking met Delta Pi uit in opdracht van stichting RIONED. KEMA heeft deze opdracht gekregen, omdat zij op andere terreinen statistische modellen heeft opgesteld waarmee bijvoorbeeld levensduurvoorspellingen en onderhoudsstrategieën kunnen worden gegenereerd.

Doel van het project is het ontwikkelen van een model waarmee de status van het rioolnet kan worden voorspeld. De betrouwbaarheid van voorspellingen neemt af naarmate de periode van voorspelling langer wordt. Het onderzoek is gericht op een betrouwbare voorspelling op een termijn van 5 tot 10 jaar.

Het model voorspelt de kwaliteitsontwikkeling van een riolering. Er zijn factoren die een positieve of negatieve invloed op de kwaliteit van een riolering hebben. Door deze factoren in kaart te brengen en de invloed op de levensduur vast te stellen, kan een voorspelling gedaan worden over het verloop van de kwaliteit. In de eerste fase van het project zijn de kritische factoren vastgesteld en is de structuur van het model opgezet, waarbij de aandacht is gericht op de classificatie volgens NEN 3399.

In fase 2 zijn expertmeningen in het model verwerkt en is een voorlopig computermodel ontwikkeld, waarmee de verwachte classificatie kan worden berekend.

BEGELEIDINGSGROEP

KEMA en Delta Pi worden in het onderzoek ondersteund door een begeleidingsgroep. De begeleidingsgroep heeft twee taken:

1. Adviseren aan de Stichting RIONED over de uitvoering van het project.
2. Waar nodig en gewenst sturen van het project en leveren van aanvullende kennis.

De begeleidingsgroep is in 2001 geformeerd en bestaat uit:

1. De heer Van de Velde, gemeente Hengelo (voorzitter), verantwoordelijk voor beheer en onderhoud riolering.
2. De heer Van den Akker, Van den Akker BV, inspectie en reiniging van riolen
3. De heer Clemens, TU Delft, vakgroep gezondheidstechniek, faculteit civiele techniek en geowetenschappen, Witteveen en Bos, ingenieursbureau
4. De heer Schilling, DHV Milieu en infrastructuur, advisering
5. De heer Van der Valk, Van der Valk en de Groot BV, rioolreiniging en inspectie
6. De heer Vat, Ingenieursbureau Oranjewoud BV, advisering

De begeleidingsgroep is in fase 2 uitgebreid met

7. De heer Van Woerden, Gemeentewerken Rotterdam
8. De heer Van Noortwijk, TU Delft, HKV

RESULTATEN ONDERZOEK FASE 2

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten van fase 2 samengevat.

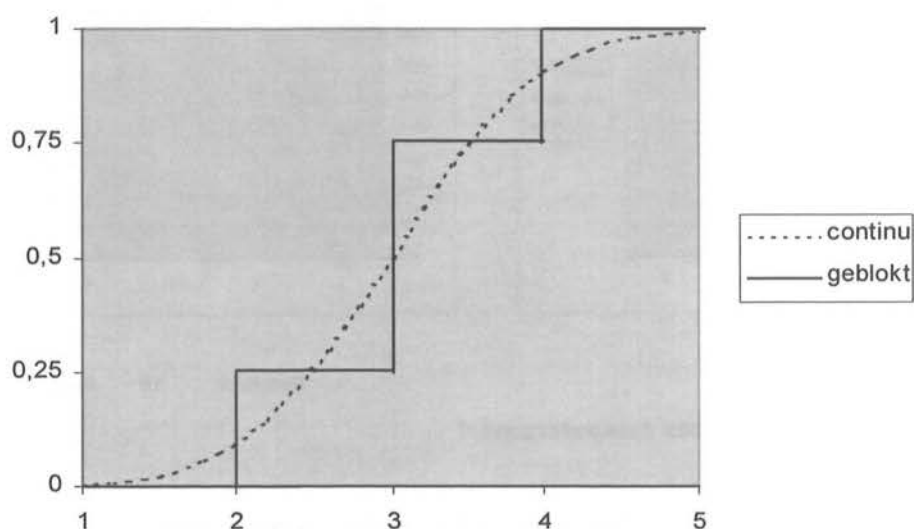
De expertmeningen en dataverwerking. Op basis van de in fase 1 verkregen set kritische factoren is een enquête gemaakt. Na bespreking werd het aantal factoren dat de experts moesten meenemen in hun beoordeling te groot bevonden. Het aantal kritische factoren is daarom teruggebracht. De factoren die uiteindelijk opgenomen zijn in de enquête zijn:

- Jaar van aanleg (<1960, 1960-1970, 1970-1980, 1980-1990, >1990)
- Grondslag (klei, zand, veen)
- Diepte (>3m, <3m)
- Grondwaterstand (boven of onder riool)
- Verkeersbelasting (normaal of zwaar)
- Type riool (gescheiden of gemengd)
- Opleverinspectie (ja, nee, nvt)

De vragenlijst is op elke code en classificatie toegepast (60 x). Steeds werden er verschillende combinaties van kritische factoren voorgelegd. Bovendien kregen de experts de gelegenheid een eigen combinatie op te geven, waarvan men vond dat deze informatie niet mocht ontbreken. De enquête leverde ruim 2000 records op met een voorspelling voor de classificatie van toestandsaspecten over 5 en over 10 jaar, gebaseerd op 6 verschillende expertmeningen.

Het statistische model. Met het statistische model worden de expertmeningen vertaald in kanskrommen. De experts konden voor 5 en voor 10 jaar drie waarden opgeven. Een minimale, een gemiddelde en een maximale waarde. Aan de minimale waarde wordt 25% kans toegekend, aan de gemiddelde waarde 50% en aan de maximale waarde eveneens 25%. Met een record (een basiskromme) kan een toekomstige waarde dus een kans krijgen van 25%, 50%, 75% of 100%. De voorspellingen van verschillende records, van toepassing op hetzelfde toestandsaspect, kunnen worden gecombineerd. Door records te combineren kan de uiteindelijke kansverdeling ook andere waarden aannemen. Sommige experts hebben in de

vragenlijst gebruik gemaakt van de mogelijkheid om twee getallen op te geven in een cel. Deze mening is vertaald door twee records aan te maken. Een record met het ene getal en het andere record met het andere getal. Impliciet wordt er dus vanuit gegaan dat de desbetreffende expert aan beide meningen evenveel waarde hecht. Overigens is de gekozen verdeling (25%, 50%, 25%) een gebruikelijke verdeling bij probabilistische besluitvormingsmodellen (zie afb. 1).



afb. 1. relatie continue verdeling en blokverdeling

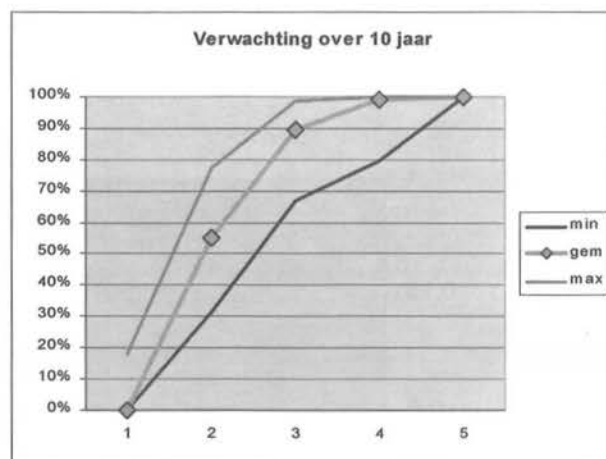
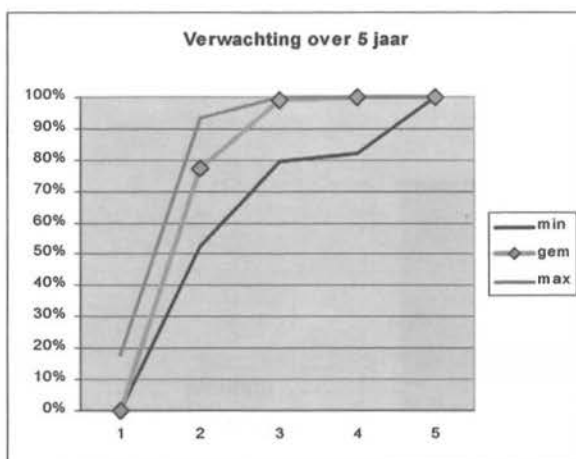
Deze verdeling is gebaseerd op de aannamen dat de maximale waarde een getal vertegenwoordigt waarvan men vindt dat de kans minstens 90% is dat de werkelijke waarde kleiner is en evenzo vertegenwoordigt de minimale waarde een getal waarvan de expert vindt dat de kans minstens 90% is dat de werkelijke waarde groter is. In afb. 1 zijn deze aannamen en de vertaling naar de gekozen basisverdeling nog eens als voorbeeld weergegeven.

Werking van het computermodel. Aan de hand van enkele berekeningsresultaten wordt in dit hoofdstuk de werking van het computermodel gedemonstreerd. In afb. 2 is het beginscherm van het computermodel te zien. Dit scherm geeft het resultaat weer van een filteractie (via de button Filteren) op de totale database van 2015 records. 15 records voldeden aan de voorwaarden.

Op basis van deze 15 basiskrommen wordt een gemiddelde kromme berekend. Voorspeld wordt dat over 5 jaar met 80% kans de classificatie kleiner of gelijk zal zijn aan 2 en dat de kans nagenoeg 100% is dat de classificatie maximaal 3 wordt. Voorspeld wordt ook dat over 10 jaar met 55% kans de classificatie nog steeds kleiner of gelijk zal zijn aan 2 en dat er 10% kans is dat de classificatie groter zal zijn dan 3. Op basis van het aantal records berekent het computermodel de boven- en ondergrenzen overeenkomstig de formules in bijlage I van het rapport uit fase 1 (KEMA, 2001).

Filteren

Printen



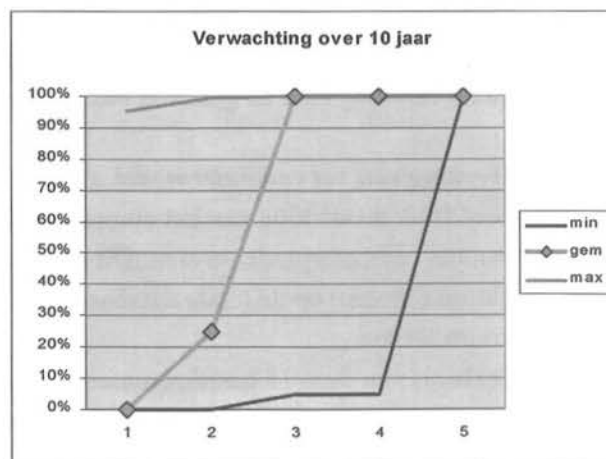
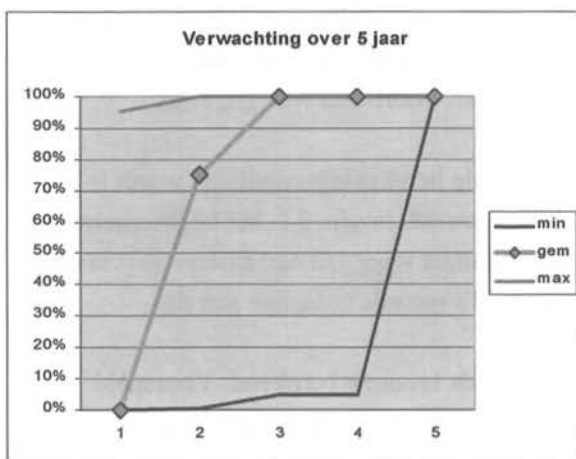
Resultaat 15 Records

afb. 2. willekeurig voorbeeld uitvoer computermodel

Afb. 3 laat zien dat als de voorspelling gebaseerd is op 1 record de uitspraak zeer onbetrouwbaar wordt.

Filteren

Printen



Resultaat 1 Records

afb. 3. uitvoer computermodel gebaseerd op 1 record

Het ene record kan dus meer overeenkomsten met de opgegeven combinatie hebben dan andere. Bovendien kan het zo zijn dat sommige overeenkomsten niet of minder relevant zijn voor het gekozen toestandsaspect. Daarom worden de gefilterde records gewogen. De computercode kent aan elke kritische factor een defaultwaarde toe, die door de gebruiker van het programma kan worden gewijzigd. De defaultwaarden zijn afhankelijk van het gekozen toestandsaspect. Ook bij deze kanskromme worden boven- en ondergrenzen bepaald. De grenzen worden bepaald op basis van het aantal overgebleven records waaruit de kanskromme is samengesteld, dus niet op basis van de hoogte van de weegfactoren.

In de presentatie zal een voorbeeld worden uitgewerkt.

HET BELANG VAN HET MODEL EN DE RICHTING VAN HET ONDERZOEK

In hoofdstuk 3 is beschreven hoe het model voor een enkel toestandsaspect op basis van de huidige classificatie en de optredende kritische factoren een kansmatige voorspelling doet over de classificatie voor over 5 en 10 jaar. Vooralsnog is deze voorspelling gebaseerd op expertmeningen en in veel gevallen is de voorspelling afgeleid van situaties die vergelijkbaar zijn, maar waarvan de set kritische factoren niet precies overeenkomen.

Zonder een waardeoordeel te geven over de nauwkeurigheid van de voorspelling, immers de validatie van het model heeft nog niet plaatsgevonden, is de totstandkoming van dit model een belangrijke stap in het onderzoek. Het gebruik van expertmeningen en later in combinatie met praktijkgegevens brengt in versneld tempo het tijdstip dichterbij dat dergelijke voorspellingen op probabilistische wijze kunnen worden gedaan.

Met het model wordt teruggegaan naar de basis en als eerste zijn daarin de inspectieresultaten en de mening van deskundigen over welke kritische factoren de mate waarin de kwaliteit achteruitgaat maatgevend verwerkt.

Het model en daarmee het onderzoek is vanaf dit punt op vele manieren uit te bouwen en te verbeteren. In de presentatie worden de verschillende onderzoeksrichtingen behandeld.

Het onderzoek is er op gericht om het model uit te breiden met het budgettaire aspect. Hierdoor krijgt een beheerder de mogelijkheid om op economische gronden te bepalen welke maatregelen hij wel en welke hij niet zou willen laten uitvoeren op streng en (geclusterd) op buurtniveau. Vanzelfsprekend wordt daarbij aansluiting gezocht bij reeds uitgevoerd onderzoek (Korving *et al.*). Tevens kan het idee onderzocht worden om het model reeds in de ontwerpfase toe te passen, waardoor op basis van dezelfde systematiek inzicht wordt verkregen in de te verwachte theoretische levensduur.

CONCLUSIES

In de eerste fase van het project "Vaststellen van de actuele status van het rioolnet met behulp van statistiek" is de basis gelegd voor een technisch levensduur model. Dit model is gebaseerd op de constatering dat er kritische factoren bestaan die van invloed zijn op de kwaliteit van een riolering.

In samenwerking met de begeleidingsgroep is de relatie tussen de toestandsaspecten (NEN 3399) en de kritische factoren vastgelegd. Zeven kritische factoren zijn verwerkt in het huidige model.

Aan de hand van expertmeningen is het model ingevuld. Het model is zo gemaakt dat met de ruim 2000 records probabilistische voorspellingen kunnen worden gedaan over de classificatie van alle toestandsaspecten voor de komende 5 en 10 jaar, waarbij alle combinaties van de zeven geselecteerde kritische factoren mogelijk zijn. De uitkomsten van de modelberekeningen worden gepresenteerd met een boven- en ondergrens zodat een beeld wordt gegeven van de nauwkeurigheid van de uitspraak. Bovendien wordt aangegeven op hoeveel records de voorspelling is gebaseerd.

Met het beëindigen van fase 2 van het onderzoek is een belangrijke basis gelegd voor het voorspellen van de technische levensduur van het rioolstelsel in Nederland. Logische vervolgstappen zijn het verder vullen van de database met gegevens uit de praktijk, het valideren van het model en het uitbreiden van de scope van het model door niet alleen uitspraken te doen over het verloop van de classificatie van een enkele waarneming, maar ook op streng en buurniveau.

Hiermee kan uiteindelijk het doel van het model bereikt worden om de voorspelling van de verwachte technische levensduur op buurniveau te kunnen gebruiken ter ondersteuning van het financiële en politieke besluitvormingsproces met betrekking tot de onderhoudsstrategie en de vervanging van rioolstelsels.

REFERENTIES

KEMA (2001). *Vaststellen van de actuele status van het rioolnet met behulp van statistiek Fase 1 Kritische factoren en modelvorming*. projectnr. 50151067-KPS/MEC 01-6133, in opdracht van Stichting RIONED.

KEMA (2002). *Vaststellen van de actuele status van het rioolnet met behulp van statistiek Fase 2 Verwerking expertmeningen*. conceptversie 0.3, in opdracht van Stichting RIONED.

Volksgezondheidsrisico's ten gevolge van foute aansluitingen

Niels Schaart (TU Delft)

INLEIDING

Deze bijdrage beschrijft de resultaten en de achtergronden voor het afstudeerproject "Stedelijk water en volksgezondheid; een risicoanalyse", waarin de mogelijke risico's voor de volksgezondheid bij een stedelijk watersysteem worden gekwantificeerd. Het te behandelen watersysteem is het systeem in het Stevinhof in Deventer. Het Stevinhof is een straat in deelwijk het Jeurlink van VINEX-locatie de Vijfhoek.

Het afstudeeronderzoek kan worden onderverdeeld in een aantal fasen. De te onderscheiden fasen zijn achtereenvolgens de probleemanalyse, het verzamelen van gegevens, het inzicht krijgen in het gekozen systeem, de inventarisatie van de mogelijke gevaren, de analyse met foutenbomen en tot slot de kwantificering van de risico's. Dit verslag is dan ook in deze volgorde opgebouwd.

PROBLEEMANALYSE

In het tweede deel van de negentiende eeuw is men begonnen met de aanleg van riolering. Dit had als doel het afvoeren van huishoudelijk en industrieel afvalwater met het oog op de bevordering van de volksgezondheid. Tevens moest het regenwater via de riolering worden afgevoerd om zodoende wateroverlast te voorkomen. De laatste jaren wordt op steeds meer plaatsen in het stedelijk gebied regenwater afgekoppeld. Dit heeft als doel het water beter te gebruiken. Het regenwater wordt dan niet afgevoerd, maar wordt vastgehouden en benut. Ook worden er op meer plaatsen systemen ingevoerd, die gebruik maken van huishoudwater. Bij deze systemen wordt aan de waterbehoefte voldaan door water van mindere kwaliteit te gebruiken op plaatsen, waar water van drinkwaterkwaliteit niet strikt noodzakelijk is. Te denken valt hierbij aan bijvoorbeeld het gebruik van huishoudwater voor toiletspoeling. Het voordeel bij gebruik van huishoudwater is, dat er geen (schaars) drinkwater wordt gebruikt op plekken, waar dat niet nodig wordt geacht. Bovendien is het gebruik van huishoudwater goedkoper vanwege de geringere zuivering.

Door het afkoppelen van het hemelwater en het gebruik van huishoudwater ontstaat er een nieuwe situatie ten aanzien van de volksgezondheid. Het hemelwater wordt niet meteen afgevoerd, maar wordt vastgehouden en benut. Dit zou, gezien eventuele verontreinigingen van het hemelwater, een gevaar kunnen vormen voor de mens. Deze gevaren kunnen ontstaan door contact met fecaal verontreinigd water of contact met ongedierte of micro-organismen die bij of in het water leven. Ook het gebruik van huishoudwater zou een gevaar voor de mens kunnen betekenen.

Bij het gebruik van huishoudwatersystemen moet er rekening gehouden worden met het feit, dat er meer leidingen in de grond liggen ten opzichte van een situatie met alleen water van drinkwaterkwaliteit en dat de kans op het foutief aansluiten van leidingen daardoor groter wordt. Omdat in dergelijke watersystemen water van verschillende kwaliteit stroomt, kan een foutaansluiting gevaar opleveren voor de volksgezondheid, als er water bij een tappunt komt, dat niet de gewenste kwaliteit heeft. Een bekend voorbeeld van een foutaansluiting was in 2001 in het nieuws. In een huis in Deventer, waar een individueel huishoudwatersysteem met hemelwatertank operationeel was, kon door een foute aansluiting zwart afvalwater de hemelwatertank in sijpelen. Deze fout werd pas na een aantal maanden ontdekt, waardoor het huishoudwater fecaal verontreinigd was en de wasmachine werd gevoed met sterk verontreinigd water.

De foutaansluiting in Deventer is een verkeerde aansluiting, opgetreden bij aanleg van het systeem. Echter indien het systeem foutloos wordt opgeleverd, is er nog steeds kans op een foute aansluiting. Hierbij moet met name worden gedacht aan verkeerde aansluitingen, gerealiseerd door de bewoners zelf, de doe-het-zelvers. Aangezien het verschil tussen de verschillende leidingen in huis en in de grond nauwelijks te zien is, of niet bekend is bij de bewoners, is het denkbaar dat afvalwater dat eigenlijk via de zwartwaterafvoer het huis dient te verlaten, op de hemelwaterafvoer wordt aangesloten. Hierbij kan men denken aan het aanleggen van een kraan met afvoer in een werkruimte, waar bijvoorbeeld afvalwater waar de vloer mee geschrobd is, weggegooid wordt. Stoffen, die normaliter in de gootsteen geloosd worden en via de zwartwaterafvoer tot afstroming komen, komen dan bij een verkeerde aansluiting terecht in de hemelwatertank, waardoor het huishoudwater vervuild raakt. Vervuild huishoudwater kan gevaar opleveren voor de volksgezondheid.

Het incident in Deventer levert een interessante uitdaging op te onderzoeken hoe groot de risico's voor de volksgezondheid zijn bij toepassing van een systeem met hemelwatertanks. Dit levert een probleemstelling en een doelstelling op voor het afstudeeronderzoek:

Probleemstelling. De gevaren voor de volksgezondheid bij gebruik van het watersysteem met hemelwatertanks in het Stevinhof in de Vijfhoek (Deventer) zijn niet bekend.

Doelstelling. Het in kaart brengen van alle mogelijke risico's voor de volksgezondheid bij het watersysteem in het Stevinhof in Deventer, het kwantificeren van deze risico's en het vergelijken van deze risico's met een traditionele referentiesituatie.

INFORMATIE VERZAMELEN

Teneinde de doelstelling na te streven, zijn gegevens verzameld. Het verzamelen van de benodigde informatie kan worden opgedeeld in twee delen. Het eerste deel omvat het in kaart brengen van gegevens over foute aansluitingen, voor zowel foute aansluitingen aangelegd door de bewoners als door de aannemer. Hierin wordt gezocht naar incidenten, waarbij leidingen fout zijn aangesloten. Deze incidenten kunnen in een later stadium van het onderzoek gebruikt worden als data voor de risicoanalyse. Het verkrijgen van informatie omtrent het percentage foute aansluitingen bij oplevering zal echter een moeilijke taak worden. Aannemers zullen deze informatie uiteraard niet graag vrijgeven, waardoor er ook

via andere wegen naar informatie gezocht zal moeten worden. Daarnaast moet gezocht worden naar gedetailleerde informatie over het watersysteem in het Stevinhof, om inzicht te krijgen in de werking ervan. Als de informatie over het systeem verzameld en bestudeerd is, kan begonnen worden met de inventarisatie van de mogelijke gevaren en de risicoanalyse.

Het zoeken naar foute aansluitingen verliep teleurstellend. Na het zoeken in archieven van kranten, op internet en na het benaderen van vele instanties, waaronder installateurs, waterleidingbedrijven, waterschappen, belangenbehartigers voor bewoners en vele andere instanties, werden slechts drie gevallen van foute aansluitingen gevonden. Dit waren naast de foutaansluiting in Deventer twee incidenten in Leidsche Rijn in Utrecht. Het betrof hier echter foutaansluitingen voor collectieve huishoudwatersystemen. Uitbreiding van het zoekgebied naar België en Engeland leverde ook geen treffers op.

Hoewel het bijzonder moeilijk bleek de gewenste gegevens over het watersysteem te bemachtigen, is uiteindelijk toch alle benodigde informatie verkregen. De resultaten van het zoeken naar gedetailleerde informatie over het watersysteem vindt u verder in het rapport terug onder de titel systeemanalyse.

SYSTEEMANALYSE

Het schaalniveau waarop de analyse is uitgevoerd, is een straat. Aangezien het Stevinhof uit twee rijen van elk 14 woningen bestaat, is gekozen om alleen de straatkant met de oneven huisnummers uit te werken. Dit houdt in, dat de risicoanalyse voor de huisnummers 1 tot en met 27 wordt uitgevoerd. Omdat alle 28 huizen in het Stevinhof identiek zijn opgeleverd, hoeft het watersysteem binnenshuis slechts voor één huis besproken te worden. In een later stadium van het onderzoek wordt het systeem uitgebreid naar het niveau van de rij van 14 huizen. Dit verslag richt zich alleen op het watersysteem van één huis.

De huizen aan het Stevinhof zijn van het type Brinkvilla en hebben twee etages. Op de begane grond vindt men onder andere een WC en een keuken. De bovenverdieping bestaat uit een badkamer, een CV-hok, een WC en een berging waar de wasmachine in geplaatst kan worden. Beide WC's hebben een wasbak met kraantje. In de badkamer bevindt zich een douche, een wastafel en een bad. Andere watertappunten zijn de keukenkraan op de begane grond, de wasmachine op de eerste etage en de suppletie unit voor de hemelwatertank op de begane grond.

Het watersysteem is een systeem met twee gescheiden netten voor de watervoorziening. Eén net is het traditionele drinkwaternet; het andere is het zogenaamde huishoudwaternet. Huishoudwater is water van een mindere kwaliteit dan drinkwater en is niet geschikt voor consumptie. Hergebruik van grijswater wordt niet toegepast in de Brinkvilla's, omdat bij ziekte van één persoon in het huishouden, de overige bewoners ook geïnfecteerd kunnen worden. Het grijswater wordt daarom gewoon afgevoerd via de droogweerafvoer.

Het huishoudwater in de huizen aan het Stevinhof wordt toegepast als toiletspoeling en bij gebruik van de wasmachine. Als bron voor het huishoudwater wordt het regenwater, dat op het dak valt, gebruikt. Dit regenwater wordt via de dakgoten opgevangen en getransporteerd

naar een betonnen hemelwatertank met een inhoud van 2000 liter. Alvorens het water de tank bereikt, wordt het gefilterd door een zelfreinigende cycloonfilter. In de tank bevindt zich ook een pomp, waarmee het gefilterde hemelwater, dat nu de naam huishoudwater draagt, naar de tappunten binnenshuis wordt gepompt. De pomp zuigt het huishoudwater op via een vlotterfilter, waardoor er altijd water van de bovenste laag wordt ingenomen. Als water vanaf de bodem zou worden opgezogen, kan er eventueel bezonken slib worden meegezogen.

Op het moment dat de tank leeg dreigt te raken, schakelt een vlotterschakelaar aan en via een magneetventiel wordt de tank automatisch bijgevuld met drinkwater. Het bijvullen van de tank met drinkwater vindt plaats via open suppletie, omdat het drinkwater dan niet in contact kan komen met het huishoudwater en de twee systemen geheel gescheiden blijven functioneren. Indien er dusdanig veel neerslag valt dat de tank volloopt, wordt het overtollige huishoudwater via een overstort geloosd op het hemelwaterriool. De overstort is uitgevoerd als een sifon, om stankoverlast te vermijden en ongedierte te weren. Bovendien treedt er een spoeeffect op als de overlaat water doorlaat, waardoor drijvend vuil de tank kan verlaten. Achter de overstort is een terugslagklep geplaatst, zodat er geen ongefilterd hemelwater de tank in kan stromen als het waterpeil in de rioolbuis hoger is dan het peil in de tank.

De afwatering kan worden opgedeeld in binnenriolering en hemelwaterafvoer. Zoals reeds beschreven, wordt het hemelwater opgeslagen in een hemelwatertank. De binnenriolering is vertakt uitgevoerd en voert al het afvalwater af vanuit het huis naar het aansluitpunt op de droogweerafvoer (DWA) onder de straat. De afvoerpunten van het vertakte stelsel zijn te vinden bij de wastafel, de douche, het bad, de CV ketel, de wasmachine, de WC's, de gootsteen in de keuken en de beide wasbakken in de WC's.

MOGELIJKE GEVAREN VOOR SYSTEEM

Nu het watersysteem in kaart is gebracht, kan begonnen worden met de gevarenanalyse voor het systeem. Het doel van deze analyse is om de mogelijke gevaren voor de volksgezondheid te achterhalen en in een later stadium de kansen op gevaar te kwantificeren. Er moet inzicht verkregen worden in de dierlijke en menselijke verontreinigingen, waarmee de systemen te maken zullen krijgen. Hiertoe wordt in deze paragraaf de mogelijkheid tot het foutief aansluiten van leidingen uitgewerkt. Er zal systematisch worden gezocht naar mogelijkheden waar leidingen fout aangesloten kunnen worden en bekeken worden of deze foute aansluitingen gevaar voor de volksgezondheid opleveren. Bovendien zullen andere mogelijkheden geanalyseerd worden, die gevaar voor de volksgezondheid op kunnen leveren.

Foute aansluitingen. Bij de analyse is het watersysteem voor één Brinkvilla opgedeeld in een aantal punten. Voor de hemelwatertoevoer, de drinkwatertoevoer en de huishoudwatertoevoer, alsmede voor de afvoer van het huishoudelijk afvalwater zijn 48 punten gekozen, waartussen leidingen aangelegd zijn, zodat het systeem naar behoren functioneert. Aan de hand van deze punten is een tabel opgesteld, waarin alle punten tegen elkaar zijn uitgezet. De rijen van de tabel zijn de "van" punten en de kolommen zijn de "naar" punten. Op deze manier kunnen alle mogelijke punten fictief met elkaar verbonden worden en kan worden bekeken of zo'n verbinding mogelijk een gevaarlijke situatie oplevert. Dit levert weliswaar een grote hoeveelheid aan mogelijke verbindingen op die stuk voor stuk

geanalyseerd zullen moeten worden, hetgeen veel tijd zal kosten, maar op deze wijze kan men met zekerheid zeggen, dat er geen enkele verbinding over het hoofd gezien wordt.

Ten eerste zijn de punten in de tabel aangegeven, die de correcte verbindingen weergegeven. Dit zijn de verbindingen volgens de tekeningen van de installateur en dus zoals ze in de huizen aangelegd horen te zijn. Deze verbindingen zijn in de tabel aangegeven met een groene kleur.

Ten tweede zijn met een blauwe kleur alle aansluitingen weergegeven, die het systeem wel laten functioneren, maar die niet volgens de tekeningen zijn aangelegd. Het betreft hier in feite dus een foute aansluiting, maar omdat het systeem gewoon blijft functioneren en op plekken waar water van drinkwaterkwaliteit een vereiste is, het water ook die kwaliteit heeft, hoeven deze foute aansluitingen niet meegenomen te worden in de risicoanalyse. Het zijn meestal aansluitingen tussen twee punten waar water van dezelfde kwaliteit nodig is. Het maken van een aansluiting vanaf de badkraan naar de wastafelkraan is hier een goed voorbeeld van. Het systeem functioneert prima en er is geen gevaar voor de gezondheid van de bewoners, maar de aansluiting is niet volgens de tekeningen gemaakt. Bij deze categorie zijn ook aansluitingen opgenomen zoals een leiding van de WC kraan op de begane grond naar de WC kraan op de eerste etage. Deze aansluitingen kunnen ook wel worden aangeduid als niet logische aansluitingen.

De volgende categorie zijn de aansluitingen, waardoor het systeem niet meer functioneel is of aansluitingen, waardoor er van geldverspilling sprake is (gemarkeerd met de gele kleur). Deze foute aansluitingen leveren echter geen gevaar op voor de volksgezondheid. Als de wasmachine wordt gevoed door water van drinkwaterkwaliteit, functioneert het systeem, daar er kleren gewassen kunnen worden. Maar omdat er duurder drinkwater gebruikt wordt voor de was, is hier sprake van geldverspilling. Een ander voorbeeld is, als er een leiding met koud water van drinkwaterkwaliteit wordt aangesloten op een punt waar warm water benodigd is. Het systeem functioneert dan niet naar behoren, maar het levert geen gevaar op voor de volksgezondheid.

Met een oranje kleur is aangegeven welke aansluitingen zo onwaarschijnlijk zijn, dat ze niet meegenomen worden als foute aansluitingen bij de risicoanalyse. Het aansluiten van een afvoerleiding met een diameter van minstens 50 mm op een drinkwaterleiding of huishoudwaterleiding van maximaal 22 mm wordt zeer onwaarschijnlijk geacht en wordt daarom niet als gevaar beschouwd voor de volksgezondheid. Hierbij kan tevens worden opgemerkt, dat er bij een dergelijke aansluiting water uit een afvoerput zal spuiten, waardoor de mogelijkheid tot foutief aansluiten nog onwaarschijnlijker wordt.

Ten slotte zijn de foute aansluitingen met gevaar voor de volksgezondheid in kaart gebracht. Deze zijn in de tabel opgenomen met een rode kleur. Ter controle is gekeken of ergens nog een aansluiting over het hoofd gezien is. Als er in de tabel geen blanco vakjes zijn, zijn alle mogelijke aansluitingen geanalyseerd. De risicoanalyse wordt aan de hand van de rode vakjes in de tabel uitgevoerd, omdat alleen deze foutaansluitingen een gevaar voor de volksgezondheid kunnen opleveren.

Hemelwatertank. De gevaren, die bij het verkeerd aansluiten van leidingen een rol spelen, zijn de gevaren die ontstaan als er bij een watertappunt water van een mindere kwaliteit wordt geleverd dan op die plek nodig is. Dit kan vervuild water zijn uit de hemelwatertank, omdat een afvoerleiding op de hemelwatertank is aangesloten of bijvoorbeeld een foutaansluiting van een huishoudwaterleiding op de keukenkraan, waardoor huishoudwater uit de keukenkraan stroomt.

Er kan echter ook gevaar optreden als alle leidingen correct zijn aangesloten. Hierbij kan men denken aan een slechte kwaliteit van het afstromend hemelwater van het dak, waardoor vervuilingen in de hemelwatertank terechtkomen. Dit kan bijvoorbeeld voorkomen, wanneer vogeluitwerpselen op het dak zijn gevallen. Tijdens een regenbui spoelen de fecaliën met het water mee het dak af en komen uiteindelijk in het huishoudwater terecht, wat hierdoor fecaal verontreinigd raakt. Contact met fecaal verontreinigd water van dierlijke oorsprong, kan gevaar opleveren.

Het huishoudwater in de tank kan vervuild raken als het filter niet werkt en bijvoorbeeld vuil en bladeren doorlaat. Tevens kan het water vervuild raken door rottende bladeren in de dakgoot. Een ander element van de hemelwatertank, de afsluitklep, kan eveneens falen, waardoor er water vanuit de riolering de tank in kan lopen. Dit kan alleen plaatsvinden als het peil in de rioolbuis hoger is dan het peil in de hemelwatertank.

Leidingen. Groei van biofilm in de waterleidingen kan ook gevaar inhouden. Na verloop van jaren groeit er langzaam een biofilmpje in drinkwaterleidingen en huishoudwaterleidingen, zelfs als er weinig bacteriën in het water zitten en er weinig voedsel voor die bacteriën in het water aanwezig is. Vooral in stilstaande leidingen treedt biofilmvorming op. Vorming van biofilm is de reden, dat leidingen geregeld gespuid moeten worden.

Bovengenoemde gevaren kunnen uiteraard ook voorkomen in combinatie met elkaar. In de foutenboom analyse zullen deze mogelijkheden worden meegenomen. Ter verduidelijking een voorbeeld: er is een foute aansluiting gemaakt van het aansluitpunt van het huishoudwater op de keukenkraan en bovendien werkt het filter in de hemelwatertank niet. Bij consumptie van water uit de keukenkraan, drinkt men nu vervuild huishoudwater in plaats van drinkwater!

Gebruiksanalyse. Bovenstaande gevaren kunnen louter gevolgen hebben voor personen, indien deze personen in contact komen met het water. M.a.w. er moet blootstelling optreden. Blootstelling kan binnenshuis optreden bij de verschillende tappunten. Een tappunt is een punt, waar water gebruikt wordt door de bewoners. Dit zijn achtereenvolgens de badkraan, de douche, de wastafel, de WC-wasbakken en spoelbakken op begane grond en eerste etage, de keukenkraan, de CV, de wasmachine en de suppletie unit voor de hemelwatertank.

Vervolgens wordt geanalyseerd voor welke doeleinden water wordt gebruikt in het huis. Dit is eenvoudig, omdat dit voor elk huishouden hetzelfde is. Water in huis wordt achtereenvolgens dan gebruikt voor consumptie, voedselbereiding, persoonlijke hygiëne, afwassen plus schoonmaken, aanvulling hemelwatertank, centrale verwarming, wassen van kleren en het spoelen van het toilet. De tappunten zijn samen met de functies uitgezet in onderstaande tabel 1, waarin is te zien welke functie of functies elk tappunt heeft.

tabel 1. Watergebruik

	Watergebruik voor:							
	Toilet spoeling	Kleren wassen	Centrale ver- warming	Aanvullen hemel- watertank	Afwas & schoon- maak	Persoon- lijke hygiëne	Voedsel- bereiding	Con- sumptie
Badkraan (15)								
Douchekraan (19)								
Wastafel (17)								
WC-wasbak (BG) (8)								
WC-wasbak (E1) (9)								
Keukenkraan (10)								
CV (21)								
Suppletie Unit (12)								
WC (BG)(4)								
WC (E1) (7)								
Wasmachine(6)								

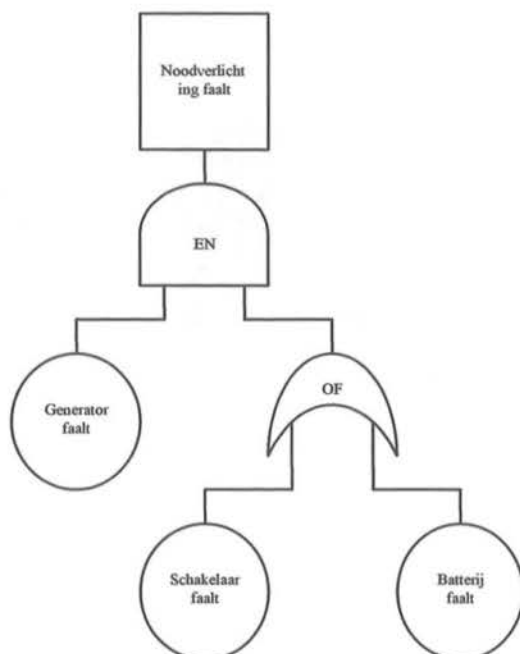
Het aanvullen van de hemelwatertank en het watergebruik van de centrale verwarming worden niet meegenomen in de risicoanalyse. De twee genoemde onderdelen van het systeem zijn namelijk volledig gesloten en er kan geen contact optreden met de bewoners; er treedt geen blootstelling op. Voor de risicoanalyse blijven dan zes categorieën over, waar blootstelling kan optreden:

- G1: Spoelen van toilet
- G2: Wassen van de kleren
- G3: Afwassen en schoon maken
- G4: Persoonlijke hygiëne
- G5: Voedselbereiding
- G6: Consumptie

FALEN VAN HET SYSTEEM

De wegen die leiden tot het falen van het systeem zullen worden weergegeven door foutenbomen. Voordat over wordt gegaan op het definiëren van falen bij het systeem van het Stevinhof en het weergeven van de foutenbomen, wordt een korte introductie gegeven over foutenbomen.

Introductie foutenbomen. Een foutenboom is een schematische weergave van een logische opeenvolging van alle gebeurtenissen die samen tot één ongewenste gebeurtenis leiden. Deze gebeurtenis staat bovenaan de foutenboom en draagt de naam topgebeurtenis. Een topgebeurtenis wordt, net als een tussenliggende gebeurtenis, weergegeven door een rechthoek. Basisgebeurtenissen zijn gebeurtenissen op het laagste niveau en worden met een cirkel aangegeven. Indien een gebeurtenis niet verder wordt uitgewerkt, wordt een ruit gebruikt. Een driehoek geeft een verwijzing aan; de boom wordt op een andere plek verder ontwikkeld. Als een tussenliggende of topgebeurtenis alleen kan optreden, wanneer er twee of meer basisgebeurtenissen optreden, wordt een EN-poort gebruikt. Als een gebeurtenis kan optreden, als een of meerdere basisgebeurtenissen optreden, wordt een OF-poort gebruikt.



afb. 1. Voorbeeld foutenboom

In afb. 1 is een voorbeeld van een foutenboom gegeven voor een bemalingspomp. De stroom voor de pomp wordt normaliter geleverd door een generator. Als de generator echter faalt, is er een schakelaar, die een accu inschakelt, zodat de pomp blijft functioneren. Het falen van de pomp kan worden omschreven als de topgebeurtenis. Deze gebeurtenis kan alleen optreden als de generator faalt en het reservesysteem faalt. Het reservesysteem faalt als de schakelaar niet werkt of de accu niet werkt.

Nadat alle mogelijke gevaren voor het Stevinhof geanalyseerd zijn, kunnen deze worden weergegeven in foutenbomen. Voordat begonnen wordt met het opstellen van de foutenbomen, is het van groot belang duidelijk te definiëren wat falen voor het watersysteem in het Stevinhof inhoudt. De topgebeurtenis zal moeten worden gedefinieerd. Normaliter zal deze bij watersystemen omschreven worden als de gebeurtenis, waarbij er geen water geleverd wordt. Voor het onderzoek naar de gevaren voor de volksgezondheid gaat deze omschrijving echter niet op. In het geval dat geen water geleverd wordt, kan dit alleen consequenties voor de volksgezondheid hebben, indien het water voor een langdurige periode niet beschikbaar is. Echter, deze situatie wordt niet relevant geacht voor het onderzoek, omdat situaties als deze niet in Nederland voor zullen komen.

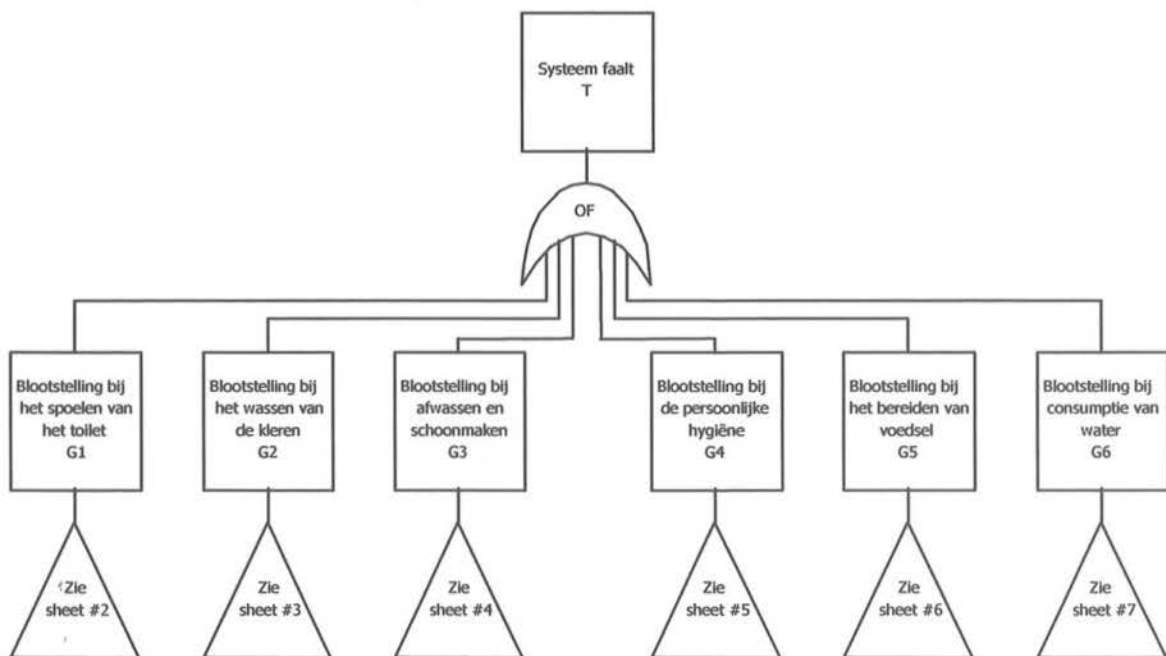
In dit onderzoek leidt falen van het systeem tot gevaar voor de volksgezondheid. Falen wordt omschreven als het optreden van blootstelling aan een gevaar voor de volksgezondheid bij gebruik van het systeem. In de analyse is reeds bekeken op welke manieren er zo'n situatie kan ontstaan. Er is geanalyseerd naar wat er binnen het systeem mis kan gaan, zodat het systeem gevaar op kan leveren voor de volksgezondheid. Om foutenbomen te kunnen opstellen is het van belang deze gebeurtenissen te vertalen in basisgebeurtenissen. Daarna moet worden geanalyseerd welke basisgebeurtenissen alleen of in combinatie met andere

basisgebeurtenissen kunnen leiden tot de ongewenste gebeurtenis, de topgebeurtenis, waar het systeem volgens de definitie zal falen. Het verstopt raken van leidingen of het falen van de pomp wordt niet als basisgebeurtenis beschouwd voor dit project, omdat de volksgezondheid hierdoor niet in gevaar komt. Er is dus geen basisgebeurtenis in de foutenbomen te vinden die het falen van een pomp aangeeft.

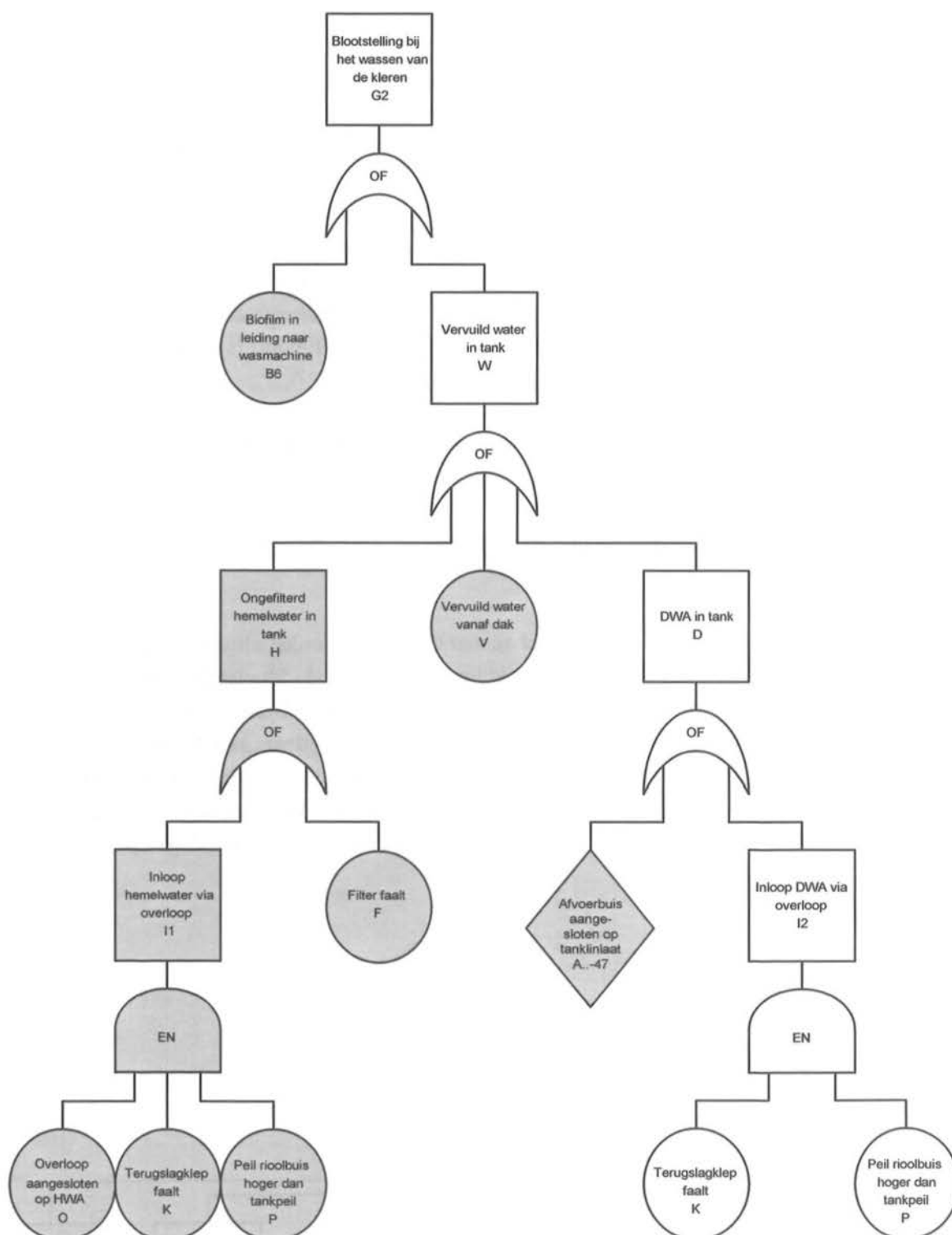
Opstellen foutenbomen Stevinhof. De categorieën uit de gebruiksanalyse vormen de eerste foutenboom. De topgebeurtenis kan worden onderverdeeld in blootstelling bij gebruik van een of meerdere van de zes genoemde functies. Afb. 2 laat deze foutenboom zien en verwijst waar elke tak wordt uitgewerkt. Afb. 2 laat eveneens zien dat er een OF-poort is gebruikt: het systeem faalt als er een of meer van de zes takken falen.

Omdat het uitwerken van de boom uit afb. 2 een breed vertakte boom oplevert en het onmogelijk is om alle takken hier te behandelen, is besloten voor deze bijdrage alleen blootstelling bij het gebruik van de wasmachine te behandelen. Deze tak van de foutenboom is gekozen, omdat het de opgetreden fout weerspiegelt uit 2001, die bekend is geworden via de media.

Afb. 2 laat zien dat de gebeurtenissen G1 tot en met G6 verder worden uitgewerkt in sheets 2 tot en met 7. Aangezien dit verslag zich beperkt tot gebeurtenis G2, blootstelling bij het wassen van de kleren, wordt alleen sheet 3 in dit verslag besproken. Deze tak is in Afb. 3 opgenomen. Het rode pad in afb. 3 laat de weg tot falen van het systeem zien bij het incident waar rioolwater de tank in liep. De oorzaak van het rioolwater in de tank was het falen van de terugslagklep en een hoger peil in de rioolbuis dan in de tank, waardoor water kon stromen van de rioolbuis naar de tank. Omdat dit niet werd geblokkeerd door de terugslagklep, had het vuile water vrij baan.



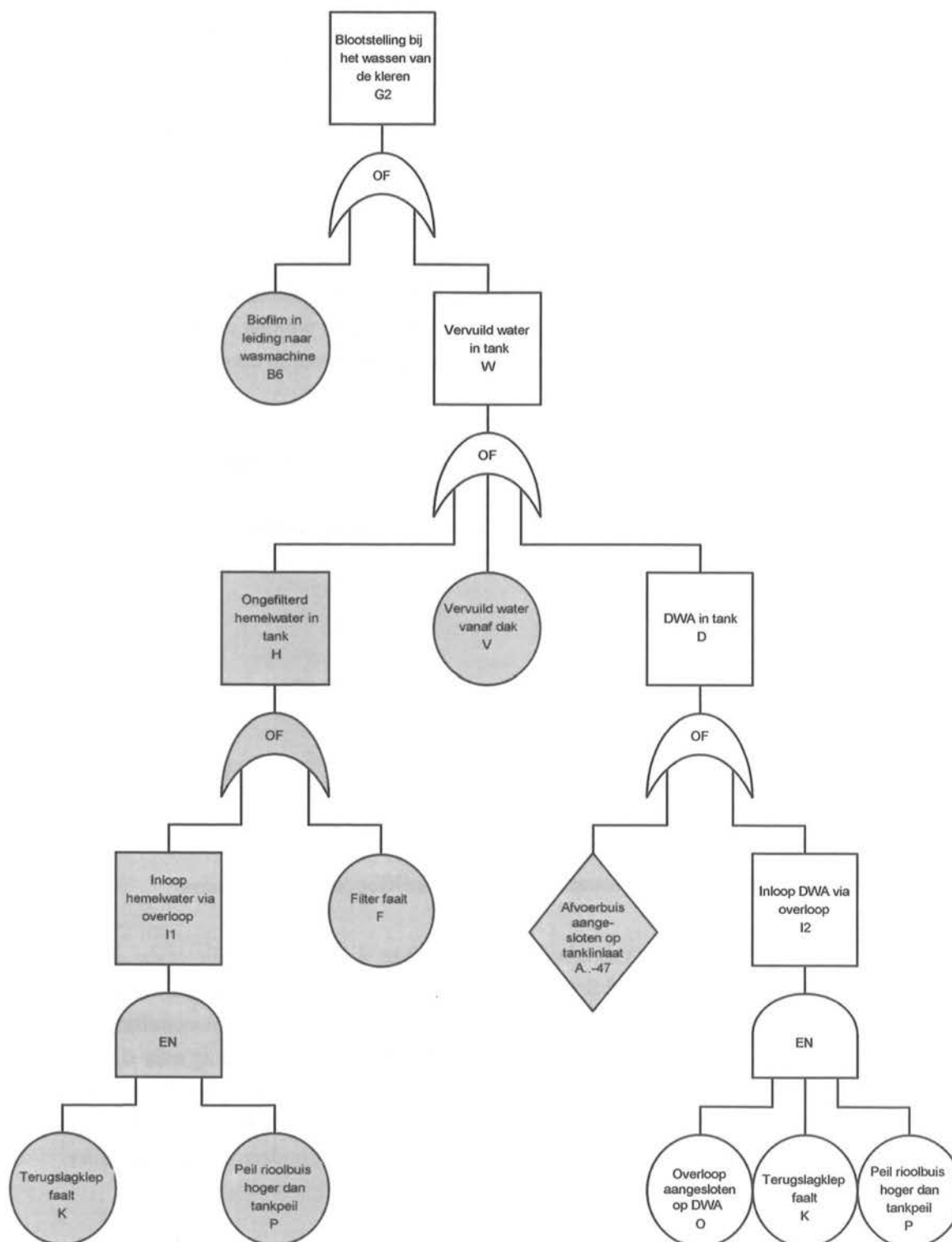
afb. 2. Foutenboom totale systeem



afb. 3. Foutenboom bij gebruik wasmachine met watersysteem Stevinhof voor ingreep

Afb. 3 laat verder zien, dat ook op een andere manier DWA in de tank kan komen. Dit is het geval wanneer een afvoerleiding uit huis is aangesloten op de tankinlaat. Omdat de binnenriolering een groot aantal afvoerpunten kent, is deze gebeurtenis niet verder uitgewerkt. In feite zou in plaats van de ruit een OF-poort in de figuur moeten staan met 20

basisgebeurtenissen, maar dan wordt de figuur onduidelijk. Tot slot kan uit de figuur worden gehaald, wanneer ongefilterd hemelwater in de tank terecht kan komen.



afb. 4. Foutenboom bij gebruik wasmachine met watersysteem Stevinhof na ingreep

Nadat de oorzaak van het incident bekend was geworden, is besloten alle aansluitingen van de overloop op de droogweerafvoerleiding te vervangen door een aansluiting op de hemelwaterafvoerleiding. In afb. 4 is te zien hoe het systeem kan falen na deze ingreep. Bij vergelijking van de foutenbomen van afb. 3 en 4, is te zien, dat het voorkomen van DWA in de tank na de ingreep een stap verder weg is. Het binnenstromen van ongefilterd hemelwater in de tank is echter een stap dichterbij gekomen. Gezien het feit dat DWA meer schadelijke gevolgen voor de volksgezondheid kan hebben dan ongefilterd hemelwater, is dit een goede keuze.

Opmerkelijk is, dat er niet voor de aanleg besloten is de overlaat op het hemelwaterriool aan te sluiten. Dit is waarschijnlijk gedaan, omdat er vanaf het huis naar de straat alleen een DWA-leiding lag en geen hemelwaterafvoerleiding. Omdat een aansluiting op het hemelwaterriool in dat geval per huis doorgetrokken zou moeten worden vanaf de straat, is waarschijnlijk gekozen voor een aansluiting op de droogweerafvoer in combinatie met een terugslagklep.

Om het watersysteem van het Stevinhof te kunnen vergelijken met een traditioneel watersysteem, is in afb. 5 de foutenboom voor het gebruik van de wasmachine bij een systeem zonder hemelwatertank en ook zonder huishoudwater opgesteld.



afb. 5. Foutenboom bij gebruik wasmachine met traditioneel watersysteem

Vergelijken we de foutenbomen van afb. 5 met de afb. 3 en 4, dan zien we direct dat de foutenboom bij het systeem van het Stevinhof voor of na de ingreep meer mogelijkheden tot falen heeft dan een traditioneel systeem, waar slechts één mogelijkheid tot blootstelling optreedt. Deze enige mogelijkheid is als er zich een biofilmlaagje in de leiding naar de wasmachine heeft gevormd. Aangezien biofilmvorming na verloop van tijd in elke drinkwaterleiding zal optreden, is het twijfelachtig in hoeverre de biofilm in een leiding naar de wasmachine gevaar op zal leveren. In een later stadium van dit onderzoek zal hier nader onderzoek naar worden verricht.

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Voorlopige conclusies.

- Informatie omtrent foute aansluitingen is zeer schaars en moeilijk te vinden.

- Het achterhalen van informatie over bestaande watersystemen is een moeilijk en tijdrovend karwei. Veelal is niet duidelijk wie bouwtekeningen of informatie heeft, waardoor vele instanties benaderd moeten worden.
- De kans op falen bij een systeem met hemelwatertank zal groter zijn, omdat er meer mogelijke gebeurtenissen zijn die tot falen van het systeem kunnen leiden.
- Het plaatsen van een hemelwatertank is een voorbeeld van een maatregel, die genomen is in het kader van het milieu. Door het gebruik van huishoudwater wordt er bespaard op kostbaar drinkwater. Er is echter alleen gekeken naar het milieu aspect; het is onbekend wat de consequenties zijn voor de volksgezondheid. Vergelijken we dit met willekeurige andere systemen, zoals waterkeringen, zien we dat de kansen op falen wel in beschouwing genomen worden.

Nader onderzoek.

- Het opstellen van gebeurtenisbomen om het systeem van een andere kant te belichten. Een gebeurtenisboom is een schematische weergave van het verband tussen een begingebuurtenis en alle mogelijke gevolgen.
- Inzicht krijgen in bacteriën en virussen die bij dit watersysteem de volksgezondheid kunnen bedreigen. Er zal inzicht verkregen moeten worden in de zuiveringsstap die wordt toegepast. Dit inzicht is noodzakelijk voor de bepaling of sommige stoffen een gevaar kunnen opleveren, of dat deze stoffen door de zuivering tegen worden gehouden.
- Met behulp van de foutenbomen zullen de mogelijke gevaren voor de volksgezondheid gekwantificeerd worden. Als deze kwantificering voltooid is, kan er een vergelijking worden gemaakt tussen het bestaande traditionele en het nieuwe duurzame systeem. Zodoende kan worden bepaald in welke mate het risico wordt vergroot bij het aanleggen van nieuwe duurzame systemen.
- Het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse om te kijken welke invloed variatie van elementen van het systeem heeft op de topgebeurtenis en om te achterhalen welke elementen veel invloed hebben op de topgebeurtenis.
- Om de gebruiksfuncties onderling te kunnen vergelijken, moet er onderzoek gedaan worden naar de gebruiksfrequenties bij de tappunten. Het consumeren van water bij de keukenkraan zal vaker plaatsvinden dan bij de WC-wasbak, waardoor de kans op blootstelling groter zal zijn bij de keukenkraan.

Aanbeveling.

- Indien de risico's tijdsafhankelijk gemaakt worden, zullen de kansen op falen van het systeem groter worden. Dit geldt met name voor aansluitingen gerealiseerd door doe het zelfers. Vanaf het moment dat het systeem wordt opgeleverd, zullen door bewoners, installateurs of aannemers fouten gemaakt kunnen worden tijdens onderhouds- of reparatiewerkzaamheden of het aanleggen van nieuwe leidingen.

Onzekerheden in de hydraulische beoordeling van rioolstelsels

Hans Korving (TU Delft/HKV Lijn in water)

INLEIDING

Beslissingen over investeringen in beheer en onderhoud van de riolering moeten vaak genomen worden op basis van onzekere informatie over de conditie en het hydraulisch functioneren van het rioolstelsel in kwestie. Daarom kunnen aan de beslissingen over rioolbeheer aanzienlijke risico's kleven (bijv. over- of onderdimensionering van een rioolstelsel en voorbarig of juist achterstallig onderhoud).

De beslissingen worden vaak gebaseerd op één modelberekening. Echter in elke modelvoorspelling schuilt onzekerheid (bijv. Harremoës en Madsen, 1999). Als besluiten over ingrepen in een rioolstelsel gebaseerd worden op onbetrouwbare of onjuiste informatie, neemt de kans op foute beslissingen toe. Het is dus van belang de betrouwbaarheid van de modelresultaten te kennen.

Onzekerheid in modelresultaten komt meestal voort uit de gebruikte modelstructuur en de hierin ingevoerde waarden van de modelparameters. Voor de analyse van de invloed van die onzekerheid zijn twee technieken gebruikt: Monte Carlo simulaties en Bayesiaanse analyse. Met de Monte Carlo techniek kan de voortplanting van fouten bestudeerd worden. Het effect van onzekerheden in modelparameters op berekende overstortvolumes wordt afgemeten aan de spreiding in herhalingstijden van berekende overstortvolumes. Bayesiaanse analyse is geschikt om te onderzoeken hoe goed een kansverdelingsfunctie bij de overstortdata past. Wanneer maar een beperkte hoeveelheid gegevens beschikbaar is, zijn zogenaamde Bayesiaanse schattingsmethoden zeer bruikbaar. Ook bij riooloverstorten is dit het geval: een rioolstelsel stort maar een paar keer per jaar over. De Bayesiaanse benadering is al eerder toegepast door Chbab en Van Noordwijk (2002) o.a. voor de voorspelling van maatgevende afvoeren van de Rijn.

Deze bijdrage bespreekt de spreiding in herhalingstijden van berekende overstortvolumes als gevolg van onzekerheden in modelparameters en bestaat uit een congresartikel en een korte toelichting hierop. Het artikel zal worden gepresenteerd op een internationaal congres in Portland (USA).

Korving, H., Clemens, F., Noordwijk, J. van en Gelder, P. van (2002) Bayesian estimation of return periods of CSO volumes for decision-making in sewer system management. In: *Proceedings of 9th Int. Conf. on Urban Drainage*. September 2002, Portland, Oregon, USA.

De toelichting geeft een beschrijving van de onzekerheden die een rol spelen bij de modellering van een rioolstelsel. De onderzoeksvraag is in welke mate onzekerheden in de modelparameters doorwerken in de modelresultaten. Vervolgens komen de onderzoekstechnieken aan bod: Monte Carlo simulaties en Bayes gewichten. Spreiding in

herhalingstijden van overstortvolumes is gehanteerd als maatstaf voor deze modelonzekerheid. Het rioolstelsel van De Hoven (Deventer) dient als voorbeeld. Tot slot worden de resultaten geplaatst in de context van het totale onderzoek en komen verdere onderzoeksvragen aan bod. Het artikel voor het congres in Portland gaat meer in detail op de problematiek in.

ONZEKERHEDEN IN MODELLERING VAN HET RIOOL

Meestal wordt de beoordeling van de prestaties van de riolering gebaseerd op een berekende serie overstortvolumes en water op straat gebeurtenissen. Een model is echter slechts een beschrijving van de werkelijkheid en kan fouten of onzekerheden bevatten. Dit brengt de vraag naar voren welke elementen in de modellering van een rioolstelsel beschouwd moeten worden als onzeker en in welke mate de modelresultaten gevoelig zijn voor die onzekerheden.

- Onzekerheden in de neerslag zijn het gevolg van variatie in de tijd, ruimtelijke verschillen en meetfouten. Bijv. de ruimtelijke variabiliteit in de neerslag draagt gemiddeld voor 30% bij aan de overall onzekerheid in de modelresultaten (Willems, 2001). Droogweerafvoer (dwa) bestaat uit (huishoudelijk) afvalwater en lekkend grondwater en kan aanzienlijke variaties in de tijd vertonen. Bijv. de lekwateraanvoer varieert als gevolg van een fluctuerende grondwaterstand en kan tot 50% bijdragen aan de dwa (Clemens, 2001).
- Het gegevensbestand van het rioolstelsel (stelselgeometrie, afvoerend oppervlak, runoff parameters, etc.) zoals gebruikt in het model is nooit helemaal foutloos. Er kunnen fouten in de database zitten die de modelresultaten sterk beïnvloeden. Vooral fouten in afvoerende oppervlakken en structuur van het rioolstelsel (buisdiameters, aanwezigheid van buizen, etc.) zijn van invloed (Clemens, 2001).
- De procesbeschrijvingen in rioolmodellen zijn niet perfect. De modellen bestaan uit twee aparte procesbeschrijvingen: neerslagafvoer en hydraulica in het riool. Het neerslagafvoermodel bestaat uit bevochtiging van droog (straat)oppervlak, plassenberging, verdamping en oppervlakteafvoer. De processen zijn sterk vereenvoudigd in het model opgenomen en de onzekerheden komen voort uit variatie in afvoer in de tijd, lokale verschillen in kenmerken van afvoerende oppervlakken, gebrek aan gegevens en onvoldoende kennis over de processen. De uitvoer van het neerslagafvoermodel dient als invoer voor het hydraulische gedeelte van het model. In het algemeen worden onzekerheden veroorzaakt door incomplete of foute procesbeschrijvingen, fouten in de database van het rioolstelsel en numerieke of software fouten. Kalibratie verkleint de onzekerheid in modelresultaten.

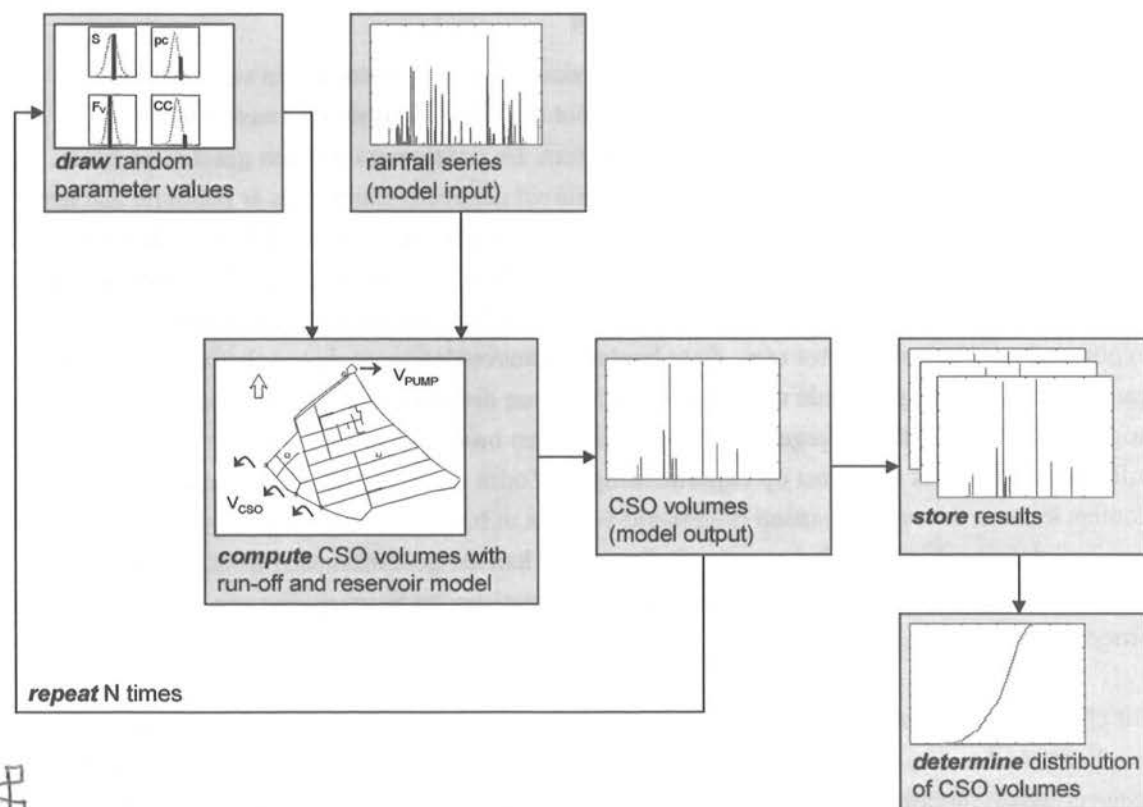
Uit het voorgaande kan opgemaakt worden dat veel verschillende onzekerheden een rol spelen. Omgaan met deze keur aan onzekerheden vereist classificatie, aangezien reductie van elk type onzekerheid zijn eigen aanpak vereist. Onzekerheden kunnen primair ingedeeld worden in:

- Inherente onzekerheid die willekeurigheid in waarnemingen representeert, d.w.z. variatie in bekende populaties (bijv. beperkte hoeveelheid neerslagmetingen);
- Epistemische onzekerheid die het gevolg is van beperkte kennis van processen of gegevens (bijv. kennis over processen die zich in de riolering afspelen en die de samenstelling van het afvalwater beïnvloeden). Epistemische onzekerheid valt weer onder te verdelen in modelonzekerheid en statistische onzekerheid.

In deze bijdrage komen deze laatste twee onzekerheden aan bod: onzekerheid in modelparameters en statistische onzekerheid. De onzekerheid in modelparameters is bestudeerd m.b.v. Monte Carlo simulaties. Statistische onzekerheid is in kaart gebracht met Bayesiaanse schattingsmethoden.

ONZEKERHEIDSANALYSE: MONTE CARLO SIMULATIES

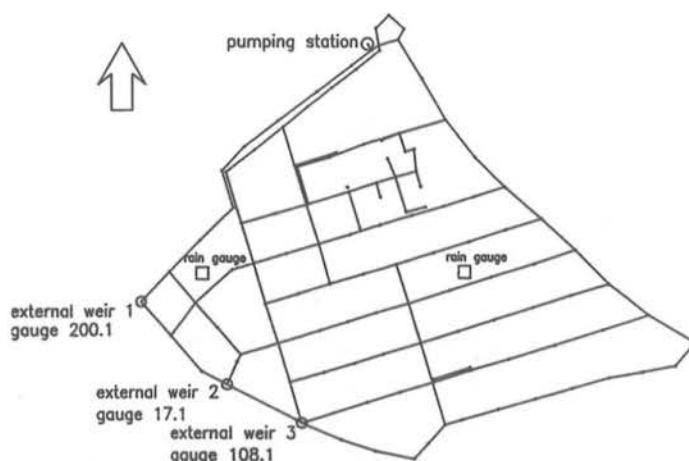
Monte Carlo simulatie is een eenvoudige, maar veel rekentijd vergende methode om de gevoeligheid van modeluitkomsten voor kleine veranderingen in de modelinvoer te onderzoeken. Hier is de Monte Carlo techniek gebruikt om de invloed van parameteronzekerheid op overstortvolumes te kwantificeren. De techniek is schematisch weergegeven in afb. 1. en impliceert het trekken van waarden voor de invoervariabelen van het model uit apriori kansverdelingsfuncties van die variabelen en opeenvolgende modelsimulaties met al die getrokken waarden. De apriori kansverdelingsfuncties zijn meestal gebaseerd op beschikbare gegevens of expertkennis. Een schatting van de overall onzekerheid in de modelresultaten wordt verkregen uit een statistische analyse van de modeluitvoer van alle runs.



afb. 1. Monte Carlo techniek.

De Monte Carlo techniek is als volgt toegepast voor het rioolstelsel van De Hoven (Korving *et al.*, 2002a). Eén Monte Carlo simulatie bestaat uit een groot aantal runs met een bakmodel van het stelsel. Met het bakmodel zijn overstortvolumes berekend. In alle Monte Carlo runs is voor elke modelparameter een nieuwe waarde getrokken en in het model ingevoerd. Uit de berekende overstortdata voor elke run kunnen verdelingstype en statistische parameters van

de kansverdelingsfunctie van de overstortvolumes geschat worden. Met deze geschatte verdelingen zijn vervolgens herhalingstijden van berekende overstortvolumes te bepalen. De wijze waarop staat beschreven in Korving *et al.* (2002a).

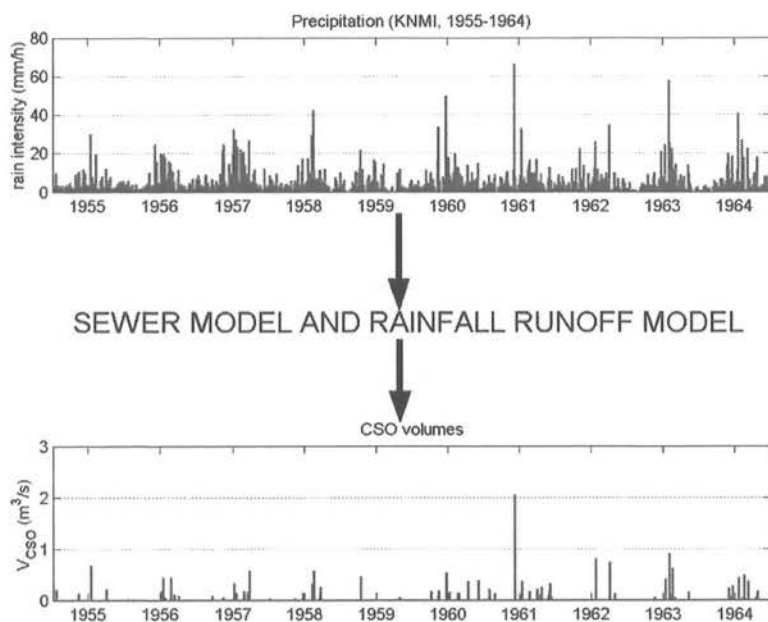


afb. 2. Rioolstelsel De Hoven (Deventer).

BAYESIAANSE SCHATTINGSMETHODEN

Met behulp van statistiek kunnen overschrijdingskansen van overstortingen vastgesteld worden. De uitkomst hiervan wordt voor een groot deel bepaald door de keuze van het kansverdelingstype en de kansverdelingsparameters. De parameters worden geschat op basis van beschikbare data. Als de beschikbare hoeveelheid gegevens klein is, is er behoefte aan het meenemen van alle vormen van onzekerheid en het benutten van alle beschikbare informatie. Dit is mogelijk in een Bayesiaanse analyse (Chbab en Van Noortwijk, 2002). De eerste stap in de Bayesiaanse aanpak is het toekennen van kansen aan het juist zijn van een aantal hypothesen met betrekking tot resp. de te hanteren kansverdeling en de te schatten statistische parameters. Deze zogenaamde a priori kansen bevatten die informatie die al beschikbaar is nog voordat de statistische gegevens of waarnemingen beschikbaar zijn. Vaak is deze informatie subjectief en berust op expertmeningen. Zodra nieuwe waarnemingen beschikbaar komen, kunnen de a priori kansen bijgewerkt worden m.b.v. de stelling van Bayes. Dit betekent dat de subjectieve informatie uit de a priori kansen gecombineerd wordt met de objectieve waarnemingen, zodat men tot een goede statistische beschrijving van het fysische proces komt.

Uit elke simulatie met het bakmodel van De Hoven, zoals in het voorgaande beschreven, resulteert slechts een klein aantal overstortingen: 5 tot 12 per jaar. Het bepalen van de juiste kansverdelingsfunctie en het schatten van de statistische parameters in die functie op basis van zo weinig gegevens kan erg onzeker zijn. De juiste kansverdelingsfunctie bij de overstortdata kan gevonden worden als zogenaamde Bayes gewichten gebruikt worden. D.w.z. in plaats van eenvoudigweg één type kansverdelingsfunctie te kiezen, kunnen verschillende mogelijke types in beschouwing genomen worden en gewichten toegekend worden aan de kansverdelingsfuncties afhankelijk van hoe goed de overstortdata en de kansverdelingsfunctie bij elkaar passen. Hoe groter het Bayes gewicht, des te beter past een kansverdelingsfunctie bij de data.

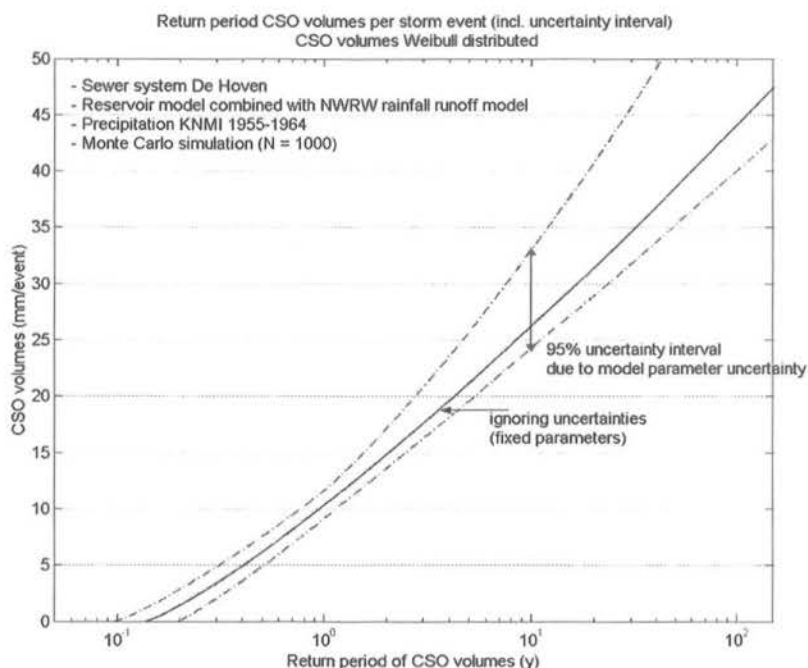


afb. 3. Resultaten rioolmodel. Eén simulatie met een 10-jarige neerslagreeks levert slechts 50-120 overstortingen op.

Voor de statistische analyse van De Hoven zijn de berekende overstortvolumes per bui gesommeerd om ze vervolgens statistisch te analyseren. Hierdoor zijn statistisch onafhankelijke gebeurtenissen gecreëerd. De juiste verdelingsfunctie is gekozen m.b.v. Bayes gewichten. Als mogelijke kansverdelingsfuncties voor de berekende overstortvolumes worden exponentiële, Rayleigh, normale, lognormale, gamma, Weibull en Gumbel verdelingen beschouwd. Uit de analyse blijkt dat een Weibull verdeling het best bij de berekende overstortvolumes past: grootste Bayes gewicht (Korving *et al.*, 2002). Vervolgens zijn met de Maximum Likelihood methode de parameters voor de Weibull verdeling bepaald.

Op basis van het voorafgaande is het mogelijk om een schatting te maken van de invloed van modelparameteronzekerheid op de overall modelresultaten. We beschikken immers over een groot aantal tijdreeksen met berekende overstortvolumes en hebben een idee over de kansverdelingsfunctie die het best deze volumes kan beschrijven. Als maat voor de onzekerheid in modelresultaten wordt de spreiding in de herhalingstijden van overstortvolumes gehanteerd.

Herhalingstijden van overstortvolumes kunnen uit de geschatte kansverdelingsfuncties berekend worden door rekening te houden met de gemiddelde herhalingstijd van overstortingen (zie Korving *et al.*, 2002a). Hierbij is aangenomen dat overstortingen onderling onafhankelijk zijn en dat de duur van één overstorting aanzienlijk korter is dan de tijd tussen twee overstortingen in.



afb. 4. Spreiding in herhalingstijden van berekende overstortvolumes t.g.v. onzekerheid in modelparameters.

In afb. 4 zijn de herhalingstijden van berekende overstortvolumes afgebeeld. Zowel het 95% onzekerheidsinterval dat het gevolg is van onzekerheid in de modelparameters, als de herhalingstijden bij verwaarlozing van die onzekerheden zijn getekend. Verwaarlozing van de onzekerheden is de huidige praktijk. Bijvoorbeeld bij een herhalingstijd van 0,5 jaren is het onzekerheidsinterval 2,7 mm (als gevolg van variërende modelparameters), tegenover een berekend overstortvolume (met verwaarlozing van onzekerheden in modelparameters) van 6,1 mm. Bij toenemende herhalingstijd wordt het onzekerheidsinterval alleen maar groter. De onzekerheid in modelresultaten blijkt dus aanzienlijk te zijn.

VERDER ONDERZOEK

Het doel van het onderzoek is als volgt geformuleerd: 'Doel van het onderzoek is beheerders van rioolstelsels inzicht te verschaffen in de mogelijkheden om de kosteneffectiviteit van maatregelen aan de riolering te vergroten. Hiertoe moet inzicht verkregen worden in de aard en omvang van de onzekerheden die verbonden zijn met beslissingen over aanpassingen van en vervangingen aan rioolstelsels.' Dit betekent dat bepaald moet worden hoe groot de onzekerheid is in de informatie over de toestand en het functioneren van het rioolsysteem op basis waarvan investeringen gepland worden. Bovendien is het noodzakelijk te weten in welke mate deze onzekerheid doorwerkt in de investeringen.

Het onderzoek besteedt daarom aandacht aan de volgende aspecten:

- de invloed van onzekerheid in modelparameters op berekende overstortvolumes, waarbij ook de rol van modelkalibratie aan bod komt.
- de invloed van natuurlijke variatie in neerslag op berekende overstortvolumes.

- de discrepantie tussen vermeend perfect functioneren (zoals aangenomen in hydraulische berekeningen) en werkelijk systeemgedrag dat voor een groot deel bepaald wordt door het technisch beheer van de riolering (bijv. pompstoringen en verstopte leidingen).

Uiteindelijk verschaffen de onderzoeksresultaten inzicht in de vraag welk van deze aspecten de meeste invloed heeft op de risico's verbonden aan de investeringen en aan welk aspect het best iets gedaan kan worden om die risico's te verkleinen.

LITERATUUR

- Chbab, E.H. en Noortwijk, J.M. van (2002). *Bayesiaanse statistiek voor de analyse van extreme waarden*. RIZA rapport 2002.006. RIZA, Lelystad.
- Clemens, F.H.L.R. (2001). *Hydrodynamic Models in Urban Drainage: Application and calibration*. PhD thesis. Technische Universiteit Delft, Delft.
- Harremoës, P. en Madsen, H. (1999). Fiction and reality in the modelling world – Balance between simplicity and complexity, calibration and identifiability, verification and falsification. *Water Science and Technology*. **39**(9), 47-54.
- Korving, H., Clemens, F., Noortwijk, J. van en Gelder, P. van (2002a). Bayesian estimation of return periods of CSO volumes for decision-making in sewer system management. In: *Proceedings of 9th Int. Conf. on Urban Drainage*. September 2002, Portland, Oregon, USA.
- Korving, H., Gelder, P. van, Noortwijk, J. van, en Clemens, F.(2002b). Influence of model parameter uncertainties on decision-making for sewer system management. *Proceedings of 5th Int. Conf. on Hydroinformatics*. Juli 2002, Cardiff, UK.
- Willems, P. (2001). Stochastic description of the rainfall input errors in lumped hydrological models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. **15** (2), 132-152.

Bayesian estimation of return periods of CSO volumes for decision-making in sewer system management

Hans Korving^{1,2}, François Clemens¹, Jan van Noortwijk^{2,3} and Pieter van Gelder⁴

¹ Department of Sanitary Engineering, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, P.O.Box 5048, 2600 GA, Delft, The Netherlands.

j.l.korving@citg.tudelft.nl

² HKV Consultants, P.O.Box 2120, 8203 AC, Lelystad, The Netherlands.

³ Department of Mathematics, Faculty of Information Technology and Systems, Delft University of Technology, P.O.Box 5031, 2600 GA, Delft, The Netherlands.

⁴ Department of Hydraulic Engineering, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, P.O.Box 5048, 2600 GA, Delft, The Netherlands.

KEYWORDS

Sewer system, probabilistic modelling, Bayesian analysis

ABSTRACT

Decisions on the rehabilitation of a sewer system are usually based on a single computation of CSO volumes using a time series of rainfall as system loads. A shortcoming of this method is that uncertainties in knowledge of sewer system dimensions are not taken into account. Besides, statistical uncertainties are left aside. This paper presents the effect of variations in sewer system dimensions on return periods of calculated CSO volumes. As an example the sewer system of 'De Hoven' (the Netherlands) is used. CSO volumes per storm event are computed using Monte Carlo simulations with a reservoir model of the sewer system. In each Monte Carlo run random values for the sewer system dimensions are drawn and substituted in the model. With regard to the computed CSO volumes probability distributions are estimated taking into account the statistical uncertainties involved. For this purpose so-called Bayes factors are used to determine weights that describe how well a probability distribution fits the computed data, i.e. the better the fit, the higher the weighing. With the fitted probability distributions the 95% uncertainty intervals of calculated CSO volumes and their corresponding return periods are computed. The results show that uncertainties in knowledge of sewer system dimensions cause a considerable variability in return periods of calculated CSO volumes.

INTRODUCTION

Decisions on sewer system rehabilitations are taken under substantial uncertainties, including uncertainties in knowledge of sewer system dimensions. As a result the effectiveness of investments in sewer system rehabilitation may be questioned. For example, in the Netherlands a number of examples are known in which the rehabilitations did not have the desired effect.

In current practice, assessment of sewer system performance is based on return periods of CSO (Combined Sewer Overflow) volumes and flooding events. However, sufficiently long

time series of measurements of for example CSO volumes are usually not available for a sewer system. Generating a series of CSO volumes with a model of the sewer system solves this problem of data scarcity. The model requires data on sewer system dimensions (e.g. storage volume, pumping capacity, contributing areas, etc) and hydraulic loads (precipitation and dry weather flow (dwwf)). Since only one model run is performed, uncertainties in knowledge of sewer system dimensions are not considered. As a result, the effect of uncertainties in system dimensions on the return period of calculated CSO volumes remains unknown.

For quantification of the influence of variations in system dimensions on the return period of calculated CSO volumes the probability distribution of calculated CSO volumes needs to be estimated. A practical difficulty in fitting probability distributions to CSO data is that often only a limited amount of data is available. If only sparse data is available more than one distribution seems to fit the observed data and only a few can be rejected on the basis of probability plots or goodness-of-fit tests (e.g. Chi-square or Kolmogorov-Smirnov).

Uncertainty about the distribution type and the parameters of the distribution comprise the statistical uncertainty. As an alternative, a Bayesian approach can be used to determine how well a probability distribution fits observed data. Bayesian estimation takes into account statistical uncertainties involved. This kind of distribution type selection has been applied to civil engineering problems by e.g. Van Gelder *et al.* (1999), Chhab *et al.* (2000), Van Gelder (2000) and Van Noortwijk *et al.* (2001). For applications of probabilistic modelling in the field of urban drainage, we refer to Novotny and Witte (1997), Reichert (1997), Willems and Berlamont (1999) and Willems (2001).

This paper discusses the variability in return periods of calculated CSO volumes due to uncertainties in knowledge of sewer system dimensions. For this purpose a Bayesian method for estimating the probability distribution of calculated CSO volumes is presented. At first, statistical uncertainties are treated. Subsequently, Bayesian estimation in general and a Bayesian approach for selecting probability models using so-called Bayes weights are considered. The effect of uncertainties in sewer system dimension on return periods of calculated CSO volumes is studied in a case study. Return periods are computed using Bayesian estimation. The paper ends with conclusions.

STATISTICAL UNCERTAINTIES

Types of uncertainty. According to Van Gelder (2000) uncertainties in decision and risk analysis can primarily be divided in two categories (Figure 1):

- Inherent uncertainty: uncertainties that originate from variability in known (or observable) populations and therefore represent randomness in samples (e.g. measured rainfall volumes).
- Epistemic uncertainty: uncertainties that originate from lack of knowledge of fundamental phenomena (e.g. rainfall-runoff process).

Inherent uncertainties represent randomness or variability in nature (Figure 1). For example, even in the event of sufficient data, one cannot predict the maximum rain intensity that will occur next year. The two main types of inherent uncertainty are inherent uncertainty in time (e.g. variations of rainfall intensities in time) and inherent uncertainty in space (e.g. fluctuations in local terrain slope).

Epistemic uncertainties represent the lack of knowledge about a physical system, e.g. limited knowledge about in-sewer processes (Ashley *et al.*, 1998) (Figure 1). The two main types of epistemic uncertainty are model uncertainty (due to lack of understanding of the physics) and statistical uncertainty (due to lack of sufficient data). Model uncertainty is subdivided into model parameter and model structure uncertainties, statistical uncertainty into statistical parameter and distribution uncertainties.

In general, epistemic uncertainties can be reduced as knowledge increases and more data becomes available.

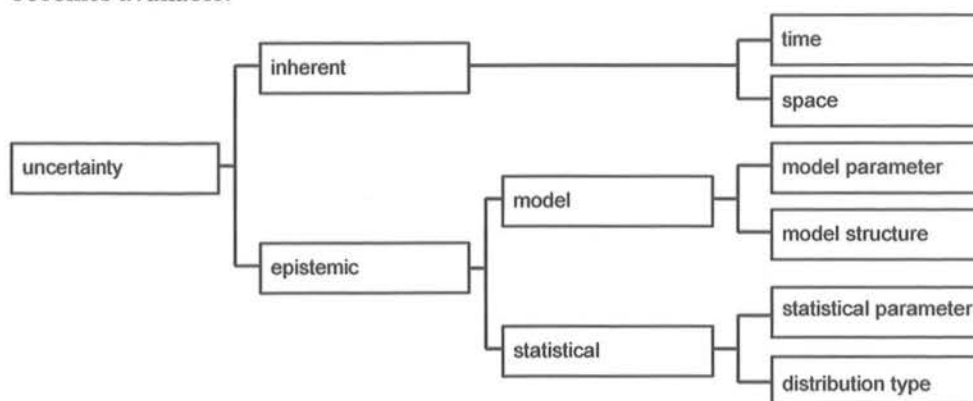


Figure 1. Types of uncertainty. Uncertainties can primarily be divided in inherent and epistemic uncertainty (Van Gelder, 2000). The latter consists of model and statistical uncertainty.

Statistical parameter and distribution type uncertainty. Statistical uncertainty may contribute considerably to the overall uncertainty. The uncertainty caused by the fact that the parameters of a distribution (e.g. normal, exponential and lognormal) are determined with a limited number of data is called statistical parameter uncertainty. Statistical parameter uncertainty can be calculated by means of bootstrapping or Bayesian methods (Van Gelder, 2000).

In addition to statistical parameter uncertainty, statistical distribution uncertainty is of importance. This type of uncertainty represents the uncertainty of the distribution type of a variable. For example, beforehand it is not clear whether rainfall intensities are exponentially or lognormally distributed or have another distribution. Besides, if only sparse data is available more than one distribution seems to fit the observations and only a few can be rejected on the basis of goodness-of-fit tests (Chi-square and Kolmogorov-Smirnov). Bayesian selection methods can be used to avoid this problem (Van Gelder, 2000 and Van Noortwijk *et al.*, 2001).

BAYESIAN ESTIMATION

Bayesian statistics is the only statistical theory that combines modelling inherent uncertainty and statistical uncertainty. The theory of Bayesian statistics is described in detail in a number of textbooks such as Benjamin and Cornell (1970). The theorem of Bayes (1763) provides a solution to the problem of how to learn from new data. Bayes' theorem (i.e. the conditional probability theorem) is written as,

$$\pi(\theta|\mathbf{x}) = \frac{\ell(\mathbf{x}|\theta)\pi(\theta)}{\int_{\Theta} \ell(\mathbf{x}|\theta)\pi(\theta)d\theta} = \frac{\ell(\mathbf{x}|\theta)\pi(\theta)}{\pi(\mathbf{x})}, \quad (1)$$

where $\pi(\theta|\mathbf{x})$ is the posterior density of $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_d)$ after observing data $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$, $\ell(\theta|\mathbf{x})$ is the likelihood function of observations $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ when the parameter $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_d)$ is known, $\pi(\theta)$ is the prior density of $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_d)$ before observing data $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ and $\pi(\mathbf{x})$ is the marginal density of the observations $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$.

If X has a probability density function $\ell(x|\theta)$, then the likelihood function of the independent observations $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ is given by,

$$\ell(\mathbf{x}|\theta) = \ell(x_1, x_2, \dots, x_n|\theta) = \prod_{i=1}^n \ell(x_i|\theta). \quad (2)$$

The likelihood function of the observations $\ell(\mathbf{x}|\theta)$ represents the inherent uncertainty of a random variable X when θ is given. Statistical uncertainty in θ is represented in the prior density $\pi(\theta)$ and the posterior density $\pi(\theta|\mathbf{x})$. Both statistical uncertainties are parameter uncertainty.

Using Bayes' theorem a prior distribution can be updated as soon as new observations are available. The more new observations are used, the smaller the parameter uncertainty in θ . In other words, Bayes' theorem updates subjective beliefs on the occurrence of an event based on new data. With the assessment of sewer system performance one is interested in the probability of exceeding a certain CSO volume x_0 . The posterior predictive probability of exceeding x_0 is calculated from the survival function of X (i.e. probability of exceeding x given parameter vector θ), which is denoted as,

$$\bar{F}(x|\theta) = 1 - F(x|\theta) = 1 - \Pr\{X \leq x|\theta\} = \int_x^{\infty} f(t|\theta)dt. \quad (3)$$

This gives a posterior predictive probability of exceedance equal to

$$\Pr\{X > x_0|\mathbf{x}\} = \int_{\Theta} \Pr\{X > x_0|\theta\}\pi(\theta|\mathbf{x})d\theta = \int_{\Theta} \bar{F}(x_0|\theta)\pi(\theta|\mathbf{x})d\theta, \quad (4)$$

where $\Pr\{X > x_0|\mathbf{x}\}$ is the predictive probability of exceeding x_0 when the observations $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ are given.

Bayesian statistics can not only represent statistical parameter uncertainty, but also take into account distribution type uncertainty using Bayes factors or Bayes weights.

BAYES FACTORS AND BAYES WEIGHTS

In decision-making for sewer system management the question arises which probability distribution should be chosen to model the performance parameter, i.e. CSO volumes. Instead of choosing one probability distribution type one could also consider various possible distributions and attach weights to the distributions according to how good the fits of these distributions are. Weight factors for probability distributions can be determined with different methods (see Van Gelder, 2000).

Hypothesis testing. The traditional approach would be to formulate two probability models (or hypotheses) H_1 and H_2 . A test statistic (e.g. χ^2 test) is used to judge whether hypothesis H_1 should be rejected or not. Probability model H_1 is rejected if the test statistic is smaller than a

certain value, which was determined beforehand. The traditional approach of model testing has quite a few disadvantages. It can only be applied if two models are nested. Besides, it can only offer evidence against a hypothesis H_1 or the alternative H_2 . Acceptance of hypothesis H_1 on the basis of the traditional approach is not possible.

Bayesian hypothesis testing. Van Gelder (2000) and Van Noortwijk *et al.* (2001) use a Bayesian method to choose one probability model from a set of possible models. The disadvantages of the traditional approach do not exist in this Bayesian hypothesis testing. The number of candidate models that can be considered simultaneously is not limited. Moreover, models do not have to be nested (one within another). The Bayesian approach to hypothesis testing originates from the work of the physicist Sir Jeffreys (Jeffreys, 1961). It is a methodology for quantifying the evidence in favour of a scientific theory using Bayes factors. The approach quantifies statistical uncertainty. Kass and Raftery (1995) give a recent overview of Bayes factors.

Consider a data set $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ and two candidate probability models H_1 and H_2 . The two hypotheses H_1 and H_2 represent two marginal probability densities $\pi(\mathbf{x}|H_1)$ and $\pi(\mathbf{x}|H_2)$. Given the prior probabilities $p(H_1)$ and $p(H_2) = 1 - p(H_1)$ the data produce posterior probabilities $p(H_1|\mathbf{x})$ and $p(H_2|\mathbf{x}) = 1 - p(H_1|\mathbf{x})$. When the two hypotheses are considered equally probable beforehand, $p(H_1) = p(H_2) = 0.5$ are chosen.

The posterior probabilities are obtained using Bayes' theorem,

$$p(H_k|\mathbf{x}) = \frac{\pi(\mathbf{x}|H_k)p(H_k)}{p(\mathbf{x}|H_1)p(H_1) + p(\mathbf{x}|H_2)p(H_2)} \quad k = 1, 2. \quad (5)$$

These probabilities are called Bayes weights, i.e. the posterior probability of model H_k being correct given the data $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$. The marginal density of the data $\pi(\mathbf{x}|H_k)$ under model H_k is obtained by integrating with respect to the parametric vector θ_k ,

$$\pi(\mathbf{x}|H_k) = \int \ell(\mathbf{x}|\theta_k, H_k) \pi(\theta_k|H_k) d\theta_k, \quad (6)$$

where $\pi(\theta_k|H_k)$ is the prior density of H_k and $\ell(\mathbf{x}|\theta_k, H_k)$ is the likelihood function of the data $\mathbf{x}$ given θ_k . The results can be summarised in the so-called Bayes factor,

$$B_{12} = \frac{p(H_1|\mathbf{x})/p(H_2|\mathbf{x})}{p(H_1)/p(H_2)}, \quad (7)$$

which can be reduced using Bayes' theorem to,

$$B_{12} = \frac{\pi(\mathbf{x}|H_1)}{\pi(\mathbf{x}|H_2)}. \quad (8)$$

Extending (5) to m candidate models H_k ($k = 1, \dots, m$) can easily be obtained,

$$p(H_k|\mathbf{x}) = \frac{\pi(\mathbf{x}|H_k)p(H_k)}{\sum_{j=1}^m \pi(\mathbf{x}|H_j)p(H_j)} \quad k = 1, \dots, m, \quad (9)$$

which results in Bayes factors defined as,

$$B_{jk} = \frac{\pi(\mathbf{x}|H_j)}{\pi(\mathbf{x}|H_k)} \quad j, k = 1, \dots, m. \quad (10)$$

Non-informative priors. For the purpose of predicting return periods of CSO volumes, one would like the observed or computed volumes to 'speak for themselves'. This means that a prior distribution should describe a certain 'lack of knowledge'. For this purpose so-called non-informative priors have been developed. Non-informative priors represent the type of information to be used for making the observations dominant when a particular likelihood model is given. According to Van Noortwijk *et al.* (2001) the Jeffreys prior is considered to be most appropriate for purposes of 'fully objective' formal model comparison. A disadvantage of non-informative priors is that these priors are improper, or in other words they do not integrate to one. Because of this the Bayes factors in (8) are undefined. The prior probability $p(H_k)$ is defined as,

$$p(H_k) = w(H_k) \int J(\theta_k | H_k) d\theta_k, \quad (11)$$

where $w(H_k)$ is the prior weight of probability model H_k and $J(\theta_k | H_k)$ is the integral over the non-informative Jeffreys prior, which is often infinite. The problem is resolved by defining the Bayes factors differently,

$$\frac{p(H_j | \mathbf{x})}{p(H_k | \mathbf{x})} = \frac{\pi(H_j | \mathbf{x})}{\pi(H_k | \mathbf{x})} \times \frac{w(H_j)}{w(H_k)} \quad j, k = 1, \dots, m. \quad (12)$$

Using (9) and (12) the posterior probability of model H_k being correct (i.e. the Bayes weight) can be rewritten as,

$$p(H_k | \mathbf{x}) = \frac{\pi(\mathbf{x} | H_k) w(H_k)}{\sum_{j=1}^m \pi(\mathbf{x} | H_j) w(H_j)} \quad k = 1, \dots, m. \quad (13)$$

It remains to choose the prior weights $w(H_k)$. For formal model comparison Van Noortwijk *et al.* (2001) propose to use equal prior weights, $w(H_k) = 1/m$, $k=1, \dots, m$.

When using the improper Jeffreys prior the marginal density of the data given in (6) is difficult to compute. A solution is to approximate the logarithm of the marginal density with the Laplace expansion (Van Noortwijk *et al.*, 2001),

$$\log(\pi(\mathbf{x} | H)) \approx \frac{d}{2} \log(2\pi) - \frac{d}{2} \log(n) + \log \ell(\mathbf{x} | \hat{\theta}, H) \quad (14)$$

for $n \rightarrow \infty$, where $\hat{\theta}$ is the maximum likelihood estimator under model H , d is the number of parameters in model H and n is the number of observations. The second and third term on the right-hand side of Eq.(14) form the so-called Schwartz Criterion for model selection. Despite the fact that the relative error in the Bayes factor using the Laplace expansion has an accuracy of $O(1)$, the approximation appears to work rather well in practice.

CASE STUDY: RETURN PERIOD ANALYSIS OF SEWER SYSTEM 'DE HOVEN'

The influence of variations in system dimensions, such as storage capacity and contributing areas, on the return period of calculated CSO volumes is studied by modelling the sewer system of 'De Hoven' (Clemens, 2001). The catchment 'De Hoven' (12.69ha) is situated in the Netherlands on the banks of the river IJssel in the city of Deventer. The sewer system (865m³) is of the combined type and comprises one pumping station (119m³/h) transporting the sewage to a treatment plant and three CSO structures. The sewer system is modelled as a reservoir with an external weir and a pump. The rainfall runoff is modelled with the so-called NWRW 4.3 model (Figure 2), the standard rainfall runoff model in the Netherlands. In this

model evaporation, infiltration, storage on street surfaces and overland flow are modelled as described in e.g. Clemens (2001).

Table 1. Variations in system parameters (from: Clemens, 2001).

System parameter	μ	σ	CV (%)
S (m^3)	865.0	43.25	5.0
pc (m^3/h)	119.0	5.95	5.0
A (ha)	12.69	0.64	5.0
CC ($m^{0.5}/s$)	1.40	0.35	25.0

The influence of variability in four sewer system dimensions is studied: storage volume (S), pumping capacity (pc), contributing area (A) and overflow coefficient (CC). These dimensions are assumed to be normally distributed with known μ and σ and independent. Averages and standard deviations are based on expert judgement (Clemens, 2001). As input of the computations a 10-year rainfall series (1955-1964) of KNMI (De Bilt, the Netherlands) is used.

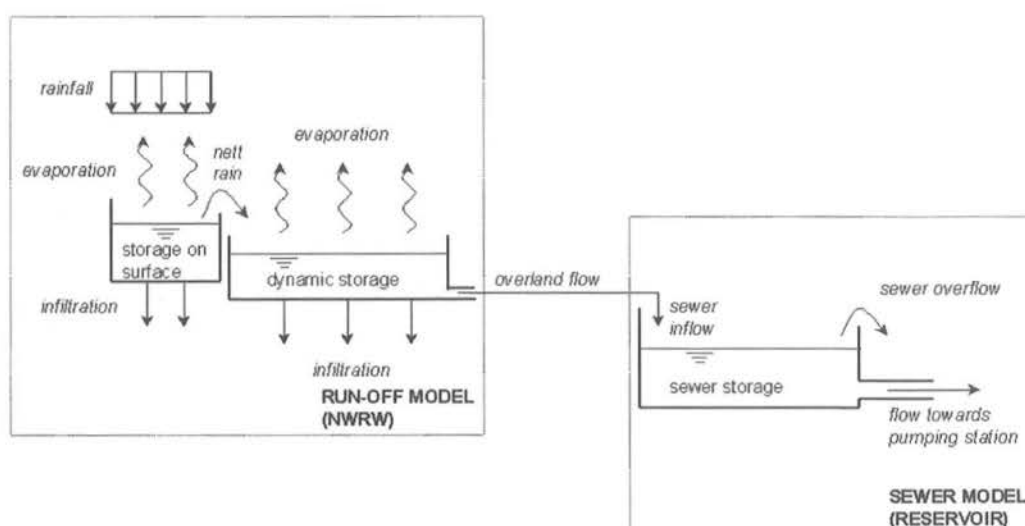


Figure 2. Model of sewer system. The model comprises a rainfall runoff model and a reservoir model with an external weir and a pump.

A Monte Carlo simulation with 1000 runs is performed. In each run a random value of the model parameters (S, pc, A, CC) is drawn from the probability distribution functions. The random samples are substituted in the reservoir model. The four parameter values are drawn independently, since their covariances are equal to 0 in the reservoir model. Otherwise, a simulation scheme based on a multi-variate normal distribution (Cholesky decomposition) can be considered. The computed CSO volumes are summed over the storm events. A storm event is defined as an event that starts when rainfall occurs resulting in a water level rise in the sewer system above dwf level. The event lasts until the water level drops below dwf level again. This results in statistically independent storm events and CSO volumes per storm event.

The uncertainties in the computed CSO volumes comprise not only model parameter uncertainty due to the variation in system parameters, but also model structure uncertainty due to the strongly simplified reservoir model and inherent uncertainty in time due to the temporal variation in rainfall. Model structure uncertainty decreases when a more detailed model is applied given sufficient data are available for model calibration.

Table 2. Prior and posterior Bayes weights for calculated CSO volumes per storm event for sewer system 'De Hoven'.

Bayes weight	Exponential	Rayleigh	Normal	Lognormal	Gamma	Weibull	Gumbel
Prior	0.1429	0.1429	0.1429	0.1429	0.1429	0.1429	0.1429
Posterior	0.0766	0.0000	0.0000	0.0087	0.4089	0.5059	0.0000

Using Bayes weights the distribution function with the best fit to the CSO data is chosen. Exponential, Rayleigh, normal, lognormal, gamma, Weibull and Gumbel distributions are considered. The Bayes weights are computed for 10 randomly selected runs from the Monte Carlo simulation with 1000 runs. In the computation of the weights, Jeffreys priors are used as prior distributions and the Laplace expansion is used for approximation of marginal densities. In Table 2 the averages of the prior and posterior Bayes weights of these 10 runs are given. The Weibull distribution appears to fit best with a Bayes weight of 51%. Therefore, the Weibull distribution is chosen to describe the calculated CSO volumes per storm event. A random variable X has a Weibull distribution with shape parameter $a > 0$ and scale parameter $b > 0$ if probability density is given by,

$$f(x) = \frac{a}{b} \left(\frac{x}{b}\right)^{a-1} \exp\left\{-\left(\frac{x}{b}\right)^a\right\}. \quad (15)$$

The corresponding survival function of the Weibull distribution (i.e. the probability of exceedance) is defined as,

$$\bar{F}(x) = \exp\left\{-\left(\frac{x}{b}\right)^a\right\}. \quad (16)$$

Given the data $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ the shape parameter a and the scale parameter b of a Weibull distribution can be estimated with the Maximum Likelihood (ML) method. As an alternative, the parameters could be estimated using Bayes' theorem. As the number of observations n approaches infinity, a ML estimate is similar to a Bayesian estimate with non-informative priors. However, the ML estimator produces a point estimate of parameters a and b , whereas a Bayesian analysis gives the probability densities of these parameters. The Bayes estimates of a and b are the posterior means of the posterior distributions of a and b , respectively. For the sake of convenience, a ML estimate is used. The fully Bayesian approach will be applied in a forthcoming paper. The loglikelihood of the Weibull distribution is,

$$\log \ell(\mathbf{x}|a, b) = n(\log(a) - a \log(b)) + (a-1) \sum_{i=1}^n \log(x_i) - \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i}{b}\right)^a. \quad (17)$$

With the Maximum Likelihood method those values of a and b are chosen for which the likelihood function (2) is maximised. Consequently, the maximum likelihood estimator of parameter vector (a, b) is defined as,

$$(\hat{a}, \hat{b}) = \max_{(a,b)} \ell(\mathbf{x}|a,b) = \max_{(a,b)} \log(\ell(\mathbf{x}|(a,b))) \quad (18)$$

Computation of return periods of calculated CSO volumes requires not only estimating the probability of threshold exceedances (i.e. CSO volumes per event), but also specifying the stochastic process of the occurrence times of these exceedances. The threshold exceedances are assumed to be mutually independent and to have a Weibull distribution. The occurrence process of exceedances of the threshold can be regarded as a Poisson process (see e.g. Buishand, 1989). As a result, the return period of a CSO volume depends on the exceedance probability of this volume and the average return period of exceedances (irrespective of the volume),

$$\frac{1}{T_{V_{CSO} > v_0}} = \frac{1}{T_{CSO}} * \Pr\{V_{CSO} > v_0 | \mathbf{x}\} = \frac{1}{T_{CSO}} (1 - \Pr\{V_{CSO} \leq v_0 | \mathbf{x}\}) = \frac{1}{T_{CSO}} (1 - F(v_{CSO})), \quad (19)$$

where $T_{V_{CSO} > v_0}$ is the return period of calculated CSO volumes (V_{CSO}) larger than v_0 , T_{CSO} is the average return period of CSOs irrespective of their volume, $\Pr\{V_{CSO} > v_0 | \mathbf{x}\}$ is the probability of exceeding volume v_0 given data set $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$ of computed CSO volumes and $F(v_{CSO})$ is the cumulative distribution function of CSO volumes. The average return period of calculated CSOs irrespective of the volume is,

$$T_{CSO} = \frac{\text{\# years (over which CSO events are measured)}}{\text{\# CSO events}}, \quad (20)$$

Figure 3 shows calculated CSO volumes per storm event and their corresponding return periods. Both the average CSO volume and the 95% uncertainty interval are displayed. The figure is based on the performed Monte Carlo simulation with 1000 runs. It demonstrates that calculated CSO volumes with a certain return period show considerable variation. For example, in the event of a return period of 0.5y the average calculated CSO volume is 6.1mm and the 95% uncertainty interval of this volume is 2.7mm. However, with a return period of 5y the average increases to 22.0mm and the 95% uncertainty interval to 6.2mm.

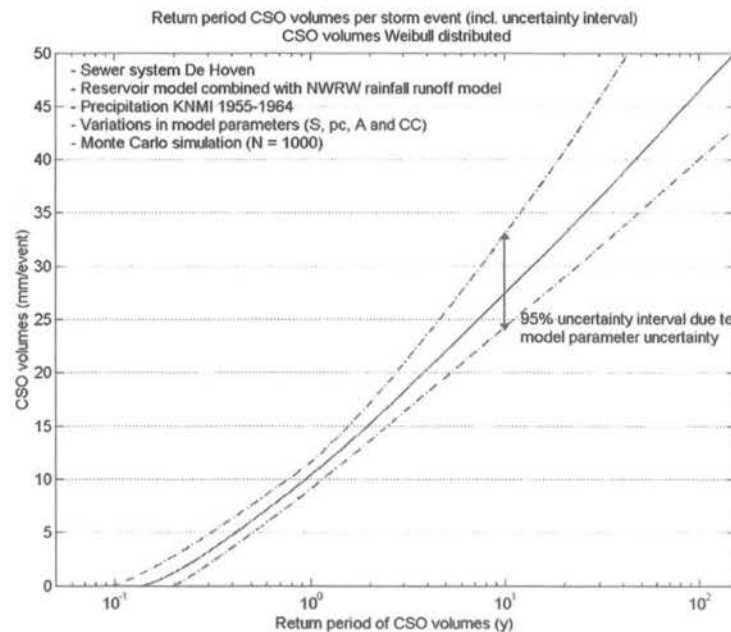


Figure 3. Return period of calculated CSO volumes per storm event (including 95% uncertainty interval). The CSO volumes per storm event are Weibull distributed.

CONCLUSIONS

Return periods of calculated CSO volumes are an important criterion in decision-making for sewer system rehabilitation. In this paper, the variability in return periods of CSO volumes of the sewer system 'De Hoven' is determined using Bayes weights. Determination of the distribution type of a data set with Bayes weights takes into account statistical uncertainties, which stem from lack of data. Using Bayes weights enables discrimination between different probability models and quantification of the fit between the distributions and the data. With respect to variability in the return periods of CSO volumes in 'De Hoven' the following conclusions are drawn:

- Bayes weights have been successfully applied to estimate return periods of calculated CSO volumes taking into account statistical uncertainties involved.
- Calculated CSO volumes per storm event are Weibull distributed.
- For a certain return period calculated CSO volumes show considerable variation due to uncertainties in knowledge of sewer system dimensions. The variation increases with increasing return periods.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper describes the results of a research, which is financially supported by and carried out in close co-operation with HKV Consultants (Lelystad, the Netherlands) and the RIONED Foundation (Ede, the Netherlands). The authors would like to thank HKV and RIONED for their support.

REFERENCES

- Ashley, R.M., Hvitved-Jacobsen, T. and Bertrand-Krajewski, J.-L. (1998). Quo Vadis Sewer Process Modelling?. In: *Developments in Urban Drainage Modelling: Proceedings of UDM'98*. London, UK. 35-49.
- Bayes, T. (1763). An essay towards solving a problem in the doctrine of chances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **53**, 370-418.
- Benjamin, J.R. and Cornell, C.A. (1979). *Probability, Statistics and Decision for Civil Engineers*. McGraw-Hill, New York.
- Buishand, T.A. (1989). Statistics of extremes in climatology. *Statistica Neerlandica*. **43** (1). 1-30.
- Chbab E.H., Van Noortwijk, J.M. and Duits, M.T. (2000). Bayesian frequency analysis of extreme river discharges. In: Tönsmann, F. and Koch, M. (eds.). *River Flood Defence, Proceedings of the International Symposium on Flood Defence*. Sept. 2000, Kassel, Germany. Kassel, Herkules Verlag. F51-F60.
- Clemens, F.H.L.R. (2001). *Hydrodynamic Models in Urban Drainage: Application and calibration*. PhD thesis. Technische Universiteit Delft, Delft.
- Jeffreys, H.J. (1961). *The Theory of Probability, Third Editon*. Clarendon Press, Oxford.
- Kass, R.E. and Raftery, A.E. (1995). Bayes factors. *Journal of the American Statistical Association*. **90** (430). 773-795.
- Novotny, V. and Witte, J.W. (1997). Ascertaining aquatic ecological risks of urban stormwater discharges. *Water Research*. **31** (10). 2573-2585.

- Reichert, P. (1997). On the necessity of using imprecise probabilities for modelling environmental systems. *Water Science and Technology*. **36** (5). 149-156.
- Van Gelder, P.H.A.J.M. (2000). *Statistical Methods for the Risk-Based Design of Civil Structures*. PhD thesis. Technische Universiteit Delft, Delft.
- Van Gelder, P.H.A.J.M., Van Noortwijk, J.M. and Duits, M.T. (1999). Selection of probability distributions with a case study on extreme Oder river discharges. In: Schüller, G.I. and Kafka, P. (eds.). *Safety and Reliability. Proceedings of Esrel '99 - 10th European Conference on Safety and reliability*. Munich-Garching, Germany. Rotterdam, Balkema. 1475-1480.
- Van Noortwijk, J.M., Kalk, H.J., Duits, M.T. and Chbab, E.H. (2001). The use of Bayes factors for model selection in structural reliability. In: *Proceedings of 8th International Conference on Structural Safety and Reliability (ICOSSAR)*. June 2001, Newport Beach, California, USA.
- Willems, P. (2001). Stochastic description of the rainfall input errors in lumped hydrological models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. **15** (2). 132-152.
- Willems, P. and Berlamont, J. (1999). Probabilistic modelling of sewer system overflow emissions. *Water Science and Technology*. **39** (9). 47-54.

DEELNEMERSLIJST

Beenen, A.	Stichting RIONED
Boogaard, E. van den	Stichting RIONED
Boomgaard, M.E.	TU Delft / Witteveen+Bos
Botterhuis, T.	HKV Lijn in water
Brouwer, W.	Gemeente Arnhem
Clemens, F.H.L.R.	TU Delft
Dirkzwager, A.H.	RIZA
Garde, W.G. van der	Nijmeegse Betonindustrie De Hamer
Geenen, A.	Gemeentewerken Rotterdam
Geerse, H.	HKV Lijn in water
Gelder, P.H.A.J.M.	TU Delft
Gestel, P. van	Delta Pi
Gietema, H.	ARCADIS Heidemij Advies
Goedbloed, D.	Gemeentewerken Rotterdam
Greefkes, mevr. G.	AWKB
Hartemink, J.W.	Witteveen+Bos
Hermans, R.H.J.J.	Stichting RIONED
Holleman, J.D.	Gemeente Rijnwoude
Kemeling, A.	Gemeentewerken Rotterdam
Korving, H.	TU Delft / HKV Lijn in water
Kraayestein, R.	Waterschap Zuiderzeeland
Langeveld, J.G.	TU Delft
Meijden, H. van der	Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
Molenaar, drs. A.	Gemeentewerken Rotterdam
Mulder, N.	Witteveen+Bos
Noortwijk, J. van	TU Delft / HKV Lijn in water
Oomens, A.J.	Grontmij Advies & Techniek
Overweel, J.	Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
Pangamanan, W.	DWR
Provost, F.	AQUAFIN
Qvick, A.	AQUAFIN
Reijs, M.F.	DWR
Ridder, A.C. de	Gemeente Ede
Schaart, N.	TU Delft
Smits, R.	AQUAFIN
Snelten, G.	ARCADIS Heidemij Advies
Swol, F.J.P. van	Gemeente Eindhoven
Valk, M.P.J.T.E. van der	Van der Valk + De Groot
Veldhuis, mevr. M.C. ten	Gemeente Breda
Veldkamp, R.G.	TU Delft

Verhoef, F.G.

Worst, W.J.P.

Gemeentewerken Rotterdam

Grontmij Advies & Techniek