

AANPAK WATEROVERLAST IN POLDERS OP BASIS VAN RISICOBEBEHEER



OLIVIER HOES

STELLINGEN
Behorende bij het proefschrift
Aanpak wateroverlast in polders op basis van risicobeheer
van Olivier Hoes
Delft, 19 maart 2006

1. Door de effecten van toegenomen welvaart, verstedelijking, bodemdaling en klimaatverandering zullen verbeteringsmaatregelen nodig zijn om de aanwezige berging- en afvoercapaciteit in polders aan te passen. De in het Nationaal Bestuursakkoord Water geformuleerde werknormen zijn ongeschikt voor het bepalen van het nut en de noodzaak van die te nemen verbeteringsmaatregelen.
2. Gelet op de grote diversiteit van de Nederlandse polders is een uniforme norm niet wenselijk; de waterschappen moeten per peilgebied vaststellen wat het beschermingsniveau moet zijn.
3. De waterbeheerder moet niet het voorkomen van inundaties centraal stellen, maar het verminderen van de schade door inundaties.
4. De in het regionale waterbeheer veelvuldig toegepaste 'stochastenmethode' voor het bepalen van de faalkans van watersystemen is fundamenteel onjuist.
5. In Nederland is het risico van wateroverlast groter dan het risico van een overstroming vanuit zee of de grote rivieren.
6. Het integraal ophogen van heel Nederland naar 5m+NAP is het overwegen waard. Hier is namelijk ca 90 miljard m³ zand voor nodig. Bij een zandprijs van € 5,-/m³ zou dit € 450 miljard kosten. Wanneer Nederland jaarlijks 1% van het Bruto Nationaal Product hier aan zou besteden, zijn we in 2080 op hoogte en is wereldwijd de zeespiegel 0.2 mm gedaald.
7. In zijn boek de Menselijke Maat vergelijkt Salomon Kroonenberg de herhalingstijd waarop dijken worden ontworpen met de tijdschalen van periodiciteit en trendbreuken in het zeeniveau. Deze vergelijking is niet relevant, omdat de dijk niet voor gebeurtenissen over 10 000 jaar is ontworpen, maar voor waterstanden met een kans van 1/10 000 jaar binnen de tijdschaal van de fysieke of economische levensduur van de dijk, die veel korter is. (S. Kroonenberg (2006), De menselijke maat, De aarde over tienduizend jaar, p. 206)
8. De nieuwe dienstregeling van de Nederlandse Spoorwegen was vooral voor de NS bedoeld om de punctualiteit te verbeteren en niet om de reizigers efficiënter naar hun bestemming te brengen.
9. De introductie van de master-structuur op de Universiteiten en de verplichting om colleges in het Engels te geven, heeft ervoor gezorgd dat de Nederlandstalige studenten het niet verstaan en de Engelstalige studenten het niet begrijpen.
10. Commerciële software zonder een 'UNDO'-knop is niet meer van deze tijd.

Deze stellingen worden oponeerbaar en verdedigbaar geacht en zijn als zodanig goedgekeurd door de promotor prof. ir. R. Brouwer.

Aanpak wateroverlast in polders op basis van risicobeheer

Aanpak wateroverlast in polders op basis van risicobeheer

Proefschrift

ter verkrijging van de graad van doctor
aan de Technische Universiteit Delft,
op gezag van de Rector Magnificus prof. dr. ir. J.T. Fokkema,
voorzitter van het college voor promoties,
in het openbaar te verdedigen op maandag 19 maart 2007 om 15.00 uur

door Olivier Anton Camillo HOES
civiel ingenieur
geboren te Haarlem

Dit proefschrift is goedgekeurd door de promotor:

Prof. ir. R. Brouwer

Samenstelling promotiecommissie:

Rector Magnificus	Voorzitter
Prof.ir. R. Brouwer	Technische Universiteit Delft, promotor
Prof. dr. ir. N.C. van de Giesen	Technische Universiteit Delft
Prof. drs. ir. J.K. Vrijling	Technische Universiteit Delft
Prof. dr. ir. E. Schultz	Unesco-IHE Institute for water education
Prof. dr. A. van der Veen	Universiteit Twente
Dr. ir. P.J.T. van Bakel	Alterra - Wageningen Universiteit
Dr. ir. W. Schuurmans	Nelen & Schuurmans

ISBN 978-90-9021597-6

Foto voorkant: Mijdrecht, 26-08-2002, door Sjaak Ursem.

Optima Grafische Communicatie
Pearl Buckplaats 37 Rotterdam
Postbus 84115, 3009 CC, Rotterdam
Telefoon: +31 (0)10 220 11 49
www.ogc.nl

Voorwoord

Waarom heb ik mij vier jaar bezig gehouden met regen in polders? Een eenduidig antwoord op deze vraag is lastig te geven. Terugkijkend denk ik dat het een mengeling is geweest van drie dingen:

Een romantische fascinatie voor water: Want wat is er mooier dan een ogenschijnlijk onuitputtelijke stroom water die over een stuw in een poldersloot stroomt?

De aantrekkingskracht van een ongrijpbaar vraagstuk en het groeiende besef dat een sluitend antwoord niet bestaat op ogenschijnlijk eenvoudige vragen als: hoeveel neerslag is er gevallen? Hoeveel is er afgevoerd? Wat is de kans op wateroverlast? En hoe erg vinden we dat?

De drang om een rationele aanpak te formuleren. Met de toenemende politieke aandacht voor 'wateroverlast in polders' is een afweging tussen maatschappelijke kosten en baten van mogelijke maatregelen steeds verder naar de achtergrond verdwenen. De wijze waarop honderden miljoenen euro's voor het op orde brengen van onze watersystemen worden gemotiveerd, wekt - op zijn zachtst gezegd - soms irritatie op.

Ik wil iedereen bedanken die mij op een of andere manier heeft gesteund bij dit onderzoek. Als eerste mijn promotor professor Robert Brouwer voor de mogelijkheid om dit onderzoek uit te voeren en voor de vrijheid om zelf mijn pad te bepalen. Daarnaast Wytze Schuurmans voor zijn waardevolle commentaar op de diverse concepten en deelstudies. Het onderzoek heeft verder veel profijt gehad van de inbreng van diverse studenten, het Hoogheemraadschap van Rijnland, het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, WaterNet, Waterschap Zuiderzeeland en mijn collega's bij Nelen en Schuurmans. Bedankt voor jullie inbreng en adviezen.

Olivier Hoes

Haarlem, december 2006

Inhoudsopgave

Voorwoord	i
Samenvatting	viii
Summary	xii
1 Inleiding	1
1.1 Nederland en water	1
1.2 Wateroverlast in polders	2
1.3 Probleembeschrijving	3
1.3.1 Aanleiding WB21	3
1.3.2 Advies commissie WB 21	4
1.3.3 Onderbouwing normstelsel	5
1.3.4 Gebruik normen in de praktijk	6
1.3.5 Benodigde investering	6
1.4 Probleemstelling	7
1.5 Doelstelling	7
1.6 Opbouw van de studie	8
2 Beoordelen van een watersysteem	11
2.1 Beoordelingsniveaus	11
2.2 Beoordelen van een polder	12
2.3 Toetsen systeemafmetingen	13
2.4 Toetsen systeemgedrag	14
2.5 Toetsen van risico van falen	15
2.6 Gebiedsgerichte toetsing	16
2.7 Eisen in perspectief	17
3 Identificeren van risico's	19
3.1 Bepalen van risico	19
3.2 Risico van wateroverlast als gevolg van neerslag	21
3.3 Normwaarde voor risico	22
3.4 Kosten-batenanalyse	25
3.5 Aandachtspunten bij vaststellen kosten en baten	26
3.5.1 Verschillen in eenheid	26

3.5.2	Verschillen in tijd	26
3.5.3	Tijdshorizon analyseperiode	27
3.5.4	Schaduw prijzen of marktprijzen?	28
3.5.5	Verrekenen van oude investeringen	28
3.5.6	Inflatie en afschrijvingen	29
3.6	Vergelijken van kosten en baten	29
3.6.1	Netto contante waarde	29
3.6.2	Kosten-batenverhouding	30
3.6.3	Interne rentabiliteit	31
3.6.4	Jaarlijkse kosten	32
3.6.5	Evaluatie	32
3.7	Bepalen van kosten voor verbeteringsmaatregelen	33
3.8	Bepalen van baten van verbeteringsmaatregelen	34
3.9	Verantwoording methode	34
4	Schade door wateroverlast	37
4.1	Inleiding	37
4.2	Onderverdeling van schade door wateroverlast	38
4.2.1	Directe schade	38
4.2.2	Indirecte schade	40
4.2.3	Imponderabilia	41
4.2.4	Bepalingen veroorzaakt door onzekerheid in schade	41
4.3	Waarderen van schade	42
4.4	Modelleren van schade	43
4.5	Bestaande leidraden en programma's	44
4.5.1	Engeland	45
4.5.2	Australië	46
4.5.3	Verenigde Staten	47
4.5.4	Nederland: HIS schade en slachtoffemodule	48
4.5.5	Nederland: schadefuncties WB21	49
4.5.6	Evaluatie	54
4.6	Schademodel	56
4.6.1	Afwatering of ontwatering	56
4.6.2	Schadecategorieën en schadebedragen	57
4.6.3	Diepte-schadefuncties	59
4.7	Risico van wateroverlast op pixelniveau	60

4.8	Samenvatting en conclusie	61
5	Kans op hoge waterstanden door extreme neerslag	63
5.1	Introductie	63
5.2	Extreme waarde analyse	64
5.2.1	Algemeen	64
5.2.2	Jaamaxima	64
5.2.3	R-grootste waarden	67
5.2.4	Peak over threshold	67
5.2.5	Toepasbaarheid en keuze	69
5.3	Simulaties van waterstanden	70
5.3.1	Algemeen	70
5.3.2	Statistiek vóóraf: ontwerp buien	71
5.3.3	Statistiek vóóraf: stochastische gebeurtenissen	73
5.3.4	Statistiek achteraf: continue simulaties	75
5.4	Neerslagreeksen	76
5.4.1	Algemeen	76
5.4.2	Gemeten reeksen	76
5.4.3	Representativiteit van de Bilt	77
5.4.4	Combineren van neerslag van verschillende locaties	83
5.4.5	Genereren van neerslagreeksen	86
5.5	Simuleren van waterstanden met een model	86
5.6	Statistische verwerking van waterstanden	88
5.7	Evaluatie	89
6	Beschrijving methode	91
6.1	Scenario analyse	91
6.1.1	Algemeen	91
6.1.2	Analyse huidige situatie	91
6.1.3	Scenarioanalyse	91
6.1.4	Maatregelenanalyse	92
6.2	Stappen per scenario	92
6.2.1	Algemeen	92
6.2.2	Neerslag op het systeem	93
6.2.3	Model maken en simulaties uitvoeren	94
6.2.4	Bepalen van schade bij inundaties	94
6.2.5	Risico bepalen	94

6.2.6	Ontwerp van maatregelen	95
6.2.7	Raming van de kosten van maatregelen	95
6.2.8	Kosten-baten vergelijking	96
7	Case studies	97
7.1	Inleiding	97
7.2	Noorderkwartier	97
7.2.1	Vraagstelling	97
7.2.2	Scenario's	98
7.2.3	Resultaten	98
7.2.4	Beschouwing	99
7.3	Westeramstel	101
7.3.1	Vraagstelling	101
7.3.2	Scenario's	101
7.3.3	Resultaten	102
7.3.4	Beschouwing	102
7.4	Haarlemmemeerpolder	103
7.4.1	Vraagstelling	103
7.4.2	Scenario's	103
7.4.3	Resultaten	106
7.4.4	Beschouwing	107
7.5	Flevopolder	108
7.5.1	Vraagstelling	108
7.5.2	Scenario's	108
7.5.3	Resultaten	110
7.5.4	Beschouwing	111
7.6	Evaluatie	112
8	Conclusie en aanbevelingen	113
8.1	Conclusie	113
8.2	Aanbevelingen	114
	Literatuurlijst	115
I	Contante waarde van een lineair toenemende serie betalingen	123
II	Equivalent aantal neerslagstations	125

III	Transformatie neerslagreeks naar 2050	133
IV	Beschrijving risicomodel	135
V	Case Noorderkwartier	141
VI	Case Westeramstel	151
VII	Case Haarlemmermeer	161
VIII	Case Flevopolder	175
	Curriculum Vitae	188

Samenvatting

Inleiding

Dit proefschrift handelt over wateroverlast in polders als gevolg van hevige neerslag. Onder normale omstandigheden is een goed functionerend polderwatersysteem in staat om zonder problemen een teveel aan neerslag af te voeren. Echter, tijdens extreme neerslag kan het gebeuren dat er meer regen valt dan het systeem kan verwerken, waardoor wateroverlast optreedt.

Toekomstscenario's

Zonder aanpassing van onze waterhuishoudkundige systemen, zal de kans op wateroverlast toenemen als gevolg van:

- Verwachte veranderingen in het klimaat, die zullen leiden tot heviger neerslag en een toename van de neerslaghoeveelheid;
- De effecten van bodemdaling en zeespiegelrijzing; en
- Verstedelijking en de toename van verharde oppervlakken, waardoor neerslag sneller tot afstroming zal komen.

Terwijl de kans op overlast zal toenemen, neemt de acceptatiegraad van mogelijke wateroverlast af. Met de technologische vooruitgang die de afgelopen decennia is geboekt op het gebied van het waterbeheer en de toegenomen economische waarde van het beschermde gebied, wordt het af en toe 'falen' van een watersysteem steeds minder geaccepteerd. De maatschappij verwacht van de waterbeheerder, dat zij kan rekenen op 'droge voeten'.

Binnen deze context hebben de waterschappen de taak om te bepalen of de watersystemen op orde zijn en nu en in de toekomst voldoende bescherming bieden tegen wateroverlast. Zo niet, dan zullen zij moeten bepalen welke verbeteringsmaatregelen nodig zijn om het gewenste beschermingsniveau te bereiken.

Ontwerpmethoden

Op zichzelf is het beoordelen van een watersysteem en het bepalen van maatregelen een klassiek ontwerpvoorbeeld, ware het niet dat tegenwoordig tegelijkertijd met veel onzekerheden rekening moet worden gehouden. De vraag is dan ook of de methoden, die tot op heden worden toegepast voor het beoordelen van een watersysteem, moeten worden aangepast. De beschikbare beoordelingsmethoden kunnen worden onderverdeeld in drie hiërarchische categorieën:

1. Toetsing van systeemafmetingen
2. Toetsing van het systeemgedrag
3. Toetsing van het risico van wateroverlast

Vooral de eerste twee methoden worden gebruikt in het waterbeheer. De derde methode wordt in de praktijk van het waterbeheer nog niet standaardmatig toegepast, omdat de stappen voor het doorlopen van deze analyse nog niet volledig zijn uitgewerkt.

Bij een toetsing van de systeemafmetingen wordt een watersysteem beoordeeld op de afmetingen van de elementen waaruit deze is opgebouwd, zoals de gemaalcapaciteit, de drooglegging, of de oppervlakte open water. Een tweede beoordelingsniveau is om te kijken naar het systeemgedrag, oftewel, het functioneren van het watersysteem, zoals optredende waterstanden. Op het hoogste beoordelingsniveau wordt gekeken naar het risico van wateroverlast, waarbij risico gelijk is aan de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade.

Op alle niveaus wordt al dan niet impliciet gebruik gemaakt van een risicoafweging; de toetswaarden voor minimale afmetingen zijn afgeleid van toelaatbare waterstanden en deze zijn weer afgeleid van het risico van wateroverlast. De grondslag voor de toetswaarden is een situatie waarin er evenwicht is tussen de kosten van investeringen en de vermindering van het risico van wateroverlast.

Stelling

Voor het dimensioneren van *nieuwe* watersystemen is toetsing aan nomwaarden voor systeemafmetingen of het systeemgedrag eenvoudiger toe te passen dan een toetsing van het risico van wateroverlast. Echter, voor het aanpassen van *bestaande* systemen kunnen zij leiden tot buitenproportioneel inefficiënte maatregelen.

De thesis van dit proefschrift is daarom dat voor het aanpassen van bestaande watersystemen een toetsing op basis van risico's de enige juiste methode is en dat verbeteringsmaatregelen zouden moeten worden geïdentificeerd op basis van een kosten-batenanalyse. Hiervoor zijn meerdere argumenten te geven:

- Technisch: een kosten-batenanalyse houdt veel beter rekening met specifieke lokale omstandigheden zoals de maaiveldhoogteverdeling, landgebruik en de schakeling van peilvakken dan de nu in de praktijk gebruikte nomen;
- Besluitvorming: een kosten-batenanalyse geeft inzicht in de gevolgen van allerlei toekomstscenario's als klimaatverandering, bodemdaling en veranderingen in de ruimtelijke ordening in een voor iedereen te begrijpen eenheid, namelijk geld; en
- Proces: een kosten-batenanalyse zorgt voor een transparanter besluitvormingsproces omdat expliciet moet worden gemaakt waarom het aantrekkelijk is om maatregelen te nemen.

Beschrijving methode

Deze studie presenteert een beoordelingsmethode, waarbij op een gedetailleerder niveau dan tot nu toe gebruikelijk, watersysteemanalyses worden uitgevoerd op basis

van kosten en baten. De kern van de methode is een risicomodel waarmee de risico's en afname van de risico's (de baten) op pixelniveau worden bepaald. Dit is mogelijk geworden door de laatste jaren toegenomen beschikbaarheid van digitale kaarten, de sterk gestegen rekenkracht van computers en steeds geavanceerdere GIS-software voor de benodigde bewerkingen op de resultaten.

Voor het beoordelen van een watersysteem en het dimensioneren van maatregelen zijn twee stappen nodig: een risicoanalyse en een kosten-batenanalyse. In de eerste stap, de risicoanalyse, wordt het risico van wateroverlast berekend. Maatregelen moeten genomen worden als het risico te groot of ongelijkmatig over het watersysteem is verdeeld. Immers, zonder risico op wateroverlast is het aanpassen van een watersysteem niet nodig. Wanneer door het hoge risico op wateroverlast maatregelen gewenst zijn, is een kosten-batenanalyse nodig om te bepalen of er een redelijke verhouding bestaat tussen de kosten van de maatregelen en de afname van het risico. Hiervoor worden de resultaten van de risicoanalyses van verschillende scenario's (met en zonder maatregelen) gebruikt om de baten van de maatregelen te kwantificeren.

Case studies

Om de praktische toepasbaarheid van deze voorgestelde aangepaste beoordelingsmethode te toetsen is in het kader van dit promotieonderzoek een onderzoeksapplicatie ontwikkeld. Hiermee worden risico's berekend door koppeling van gesimuleerde waterstanden aan schade-dieptefuncties en geografische informatie als landgebruik en maaiveldhoogte. Met de applicatie kunnen scenario-berekeningen worden uitgevoerd, waardoor de gevolgen van maatregelen (mede) in samenhang met aspecten als klimaatverandering, bodemdaling, en ruimtelijke ordening voor het risico van wateroverlast in beeld komen. Met de onderzoeksapplicatie zijn vier casestudies uitgevoerd. Doel en resultaat van de case studies zijn hieronder samengevat.

Studie Noorderkwartier – Studie Westeramstel

In de eerste twee casestudies (Noorderkwartier en Westeramstel) is de toetsing aan gebruikelijke normen voor de kans op hoge waterstanden (de werknormen uit het Nationaal Bestuursakkoord Water) vergeleken met de nieuw ontwikkelde beoordelingsmethode.

In de case Noorderkwartier zijn voor 225 polders de kosten en baten van maatregelen om aan de werknormen te voldoen onderzocht. De casestudie laat zien dat toepassing van de werknormen niet leidt tot optimale maatregelen in termen van kosten en baten.

In de casestudie Westeramstel zijn voor twee vergelijkbare waterbergingslocaties - één in een tuinbouwgebied en één in een graslandgebied - de kosten en baten onderzocht. Het verschil in de kosten-baten verhouding dat optrad was groot en werd vooral veroorzaakt door het verschil in schade, dat met de waterbergingslocaties kan worden voorkomen. In het tuinbouwgebied met de duurdere gewassen wordt veel meer schade

voorkomen, terwijl het voorkómen van inundatieschade aan gras in verhouding weinig oplevert.

Geconcludeerd kan worden dat de toepassing van de werknormen uit het Nationaal Bestuursakkoord Water in deze twee cases niet heeft geleid tot een optimale combinatie van kosten en baten. Uitvoering van de casestudies heeft bij de betrokken waterschappen geleid tot aanpassing van het normstelsel. Zij hebben de ontwikkelde methode als nieuwe werkwijze omarmd. De verwachting is dat het Nederlandse waterbeheer zich in de komende jaren meer en meer op kosten-batenanalyses zal gaan ontwikkelen.

Studie Haarlemmermeer – Studie Flevopolder

In de casestudies drie en vier (Haarlemmermeer en Flevopolder) is de bruikbaarheid van het raamwerk voor verschillende scenario's onderzocht. Dit gaf voor casestudie Haarlemmermeer een beeld van de ruimtelijke spreiding van het risico van wateroverlast en bovendien inzicht in de mogelijke toename van die overlast door veranderingen in klimaat en ruimtelijke ordening. In de casestudie Flevopolder werd tevens het effect van bodemdaling onderzocht. Deze casestudie laat zien dat het risico van wateroverlast toeneemt door zowel klimaatverandering, veranderingen in de ruimtelijke ordening en bodemdaling. Veel belangrijker is het echter, dat de casus laat zien dat het gezamenlijke effect veel groter blijkt te zijn dan de som van de effecten van deze processen afzonderlijk. Doorgaans worden de watertoets, het toetsen aan de werknormen en de herziening van peilbesluiten via afzonderlijke sporen uitgewerkt. Deze casestudie laat zien dat daarmee de risicotename door de waterschappen wordt onderschat.

Geconcludeerd kan worden dat de beoordelingsmethode goed in staat is om het effect van scenario's op risico's van wateroverlast zichtbaar te maken.

Conclusie

Het doel van dit onderzoek was om een alternatieve beoordelingsmethode op te zetten om watersystemen en maatregelen te toetsen. Het is gelukt om een geschikte beoordelingsmethode op te zetten waarmee kan worden bepaald hoe hoog het risico op wateroverlast is en hoe dit onder verschillende scenario's verandert. Daarnaast kan met deze methode worden getoetst of de kosten van maatregelen in verhouding staan tot de baten. Aanbevolen wordt om de in dit onderzoek ontwikkelde methode als basis te nemen voor een toetsingskader van bestaande systemen en afwegingskader voor maatregelen.

Olivier Hoes

Summary

Introduction

The subject of this dissertation is flooding in lowland areas, which is caused by intense precipitation. Under normal circumstances a well functioning lowland water system is able to discharge surplus rainfall without problems. However, flooding might happen during extreme precipitation events, when rainfall exceeds the discharge capacity.

Future scenarios

The probability of flooding will increase when we do not adapt our water systems, because of:

- Expected changes in climate, which will lead to an increase of more intense precipitation;
- The consequences of subsidence and sea level rise; and
- Urbanisation and an increase of paved surfaces, which will lead to more rapid runoff.

While the probability of flooding will increase, the degree of acceptance by Dutch society of possible flooding is decreasing. Due to technological advancements in the field of water management over the last decades and the increased economic value of the protected area, acceptance of 'failing' water systems is decreasing. The society expects from water manager that they may count on 'dry feet'.

Within this context the task of water boards is to determine whether water systems are still suitable to provide sufficient protection against flooding. If not, the boards have to determine which improvement measures are necessary to raise the level of protection.

Design methods

The analysis of a water system in order to find out whether measures are necessary is a classic design problem. However, nowadays more uncertainties need to be incorporated in the analysis. This leads to the question whether the methods that are most commonly applied need to be adjusted or not. The commonly applied and available methods can be classified in three hierarchic levels:

1. Assessment of the dimensions of elements which make up the water system;
2. Assessment of the behaviour of a water system;
3. Assessment of the risk of flooding.

Normally, water systems are tested to standards that have been set at the first level of dimensions or second level of system behaviour. However, because the third method was not fully developed it has not been applied standardly in the Netherlands.

Assessment of the dimensions of elements which make up the water system includes, for example, the pump capacity, free board or the open water area. The second level is the systems behaviour, i.e. the result of the functioning of elements of a water system which is expressed in water levels. Thirdly, the risk of flooding is set to equal to the expected value of the annual damage caused by flooding.

A consideration of risks is included more or less implicitly at all levels; limiting values for the dimensions of elements are derived from limiting values for permissible water levels. These are, in turn, derived from limiting values for the risk of flooding. Departure point for the limiting values is an equilibrium situation between the cost of investments and the decrease of the risk of flooding.

Thesis

The use of limiting values for the dimensions of elements or system behaviour for the design of new water systems is simpler than an assessment of the risk of flooding. However, this may result in disproportional use of societal and financial means in order to comply with the set standards when they are applied to adapt existing systems.

That is why the thesis of this dissertation is that an assessment to adapt an existing water system which is based on risks is the only correct method, and that improvement measures should be based on a cost/benefit analysis, with the following arguments:

1. Technically: a cost/benefit analysis enables the specific local circumstances such as the large variation in elevation, land use, and connections with other compartments within the same polder to be taken into account better than the present standards do;
2. Decision-making: a cost/benefit analysis provides insights in the consequences of all kinds of future scenarios such as climate change, subsidence, and spatial developments in a for everyone understandable unit: namely money; and
3. Process: a cost/benefit analysis assists in a more transparent decision making process, since it forces decision-makers to make explicit why it is attractive to take certain measures.

Description of the method

This dissertation presents an assessment method which is based on cost and benefit and which therefore requires a more detailed water system analysis than that is commonly done. The core of the method is a risk model with which the risk and risk decrease (the benefits) of different scenarios can be estimated.

In order to analyse the water system and to dimension the measures, two analyses need to be carried out: a risk analysis and a cost-benefit analysis. In the risk analysis the expected annual damage caused by flooding due to intense precipitation is calculated. This calculation is done in order to determine whether risk is too large or unevenly distributed over a water system. If this is the case, measures will have to be taken to

limit the risk and/or evenly distribute smaller risk over a larger area in the polder. After all, in the absence of risk, no measures would have to be taken at all.

Nonetheless, if measures are necessary due to high risk of flooding, a cost-benefit analysis is needed. This analysis is carried out to determine whether the ratio between the cost of measures and the benefit of decreasing the risk through implementation of that measure is reasonable. The results of the risk-analysis based on different scenarios (i.e. with or without implemented measures) are then used to quantify the benefit of measure implementation.

Case studies

Within the framework of this dissertation a research application has been developed in order to test the practical applicability of the presented and adapted methodology. With this application the risks can be calculated by connecting simulated water levels to depth damage functions and to geographic information such as land use and elevation. Furthermore, with this application, scenario calculations can be executed in order to estimate, for example, the consequences of climate change, subsidence, and spatial developments on the risk of flooding due to intense precipitation. Four case studies have been carried out to prove the thesis of this dissertation and to show the practical applicability of the proposed method. The objective and results of the case studies are summarized below.

Study Noorderkwartier – Study Westeramstel

In the first two cases studies Noorderkwartier and Westeramstel, the use of present concept standards (determined in the Nationaal Bestuursakkoord Water) for water system behaviour was compared with the new approach, which focuses on the risk of flooding as described above.

The cost and benefit of measures to comply with the commonly used concept standards of 225 polders have been investigated in the Noorderkwartier area. The case study shows that the application of the standards does not automatically lead to optimal measures in terms of societal cost and benefit.

In the Westeramstel case study the cost and benefit of two water storage measures are compared; a storage pond in a grassland area and a storage pond in a horticultural area. The cost benefit ratio differed enormously. This can be attributed to the difference in damage that can be avoided by creation of a storage pond; in the horticultural area the damage avoided is more significant than in the grassland area because of the more expensive crops. Reducing inundation damage to the grassland does not yield a comparable profit.

It can be concluded that for these two case studies the application of the commonly used standards has not lead to an optimal combination of cost and benefit. These case studies have lead to an adjustment of the standards by the respective water boards

which have also accepted the method developed for this research as their new working method. The expectation is that in the future the Dutch water management sector will develop more and more based on the results achieved through cost/benefit analyses.

Study Haarlemmemeer – Study Flevopolder

In the cases studies carried out in the Haarlemmemeer and the Flevopolder, the usefulness of the framework for different scenarios was examined. For the Haarlemmemeer this approach gave an adequate picture of the spatial spreading of the present risk of flooding due to excessive precipitation throughout the area. It also gave insight in the possible increase in risk due to climate change and spatial developments in the area.

In the Flevopolder case study the effect of ground subsidence was also examined. This study showed that the risk of flooding is increasing due to climate change as well as due to spatial developments and subsidence. More importantly, the case study showed that the collective effects of these processes are much larger than the sum of the effects of these processes separately. Generally, the testing of the commonly used standards and the revision of decisions at which water level a water system is maintained, are developed along separate paths. This case study, however, shows that doing so results in underestimation of the risk increase.

It can be concluded that the presented method is suitable to visualize the consequences of different scenarios on the risk of flooding.

Conclusion

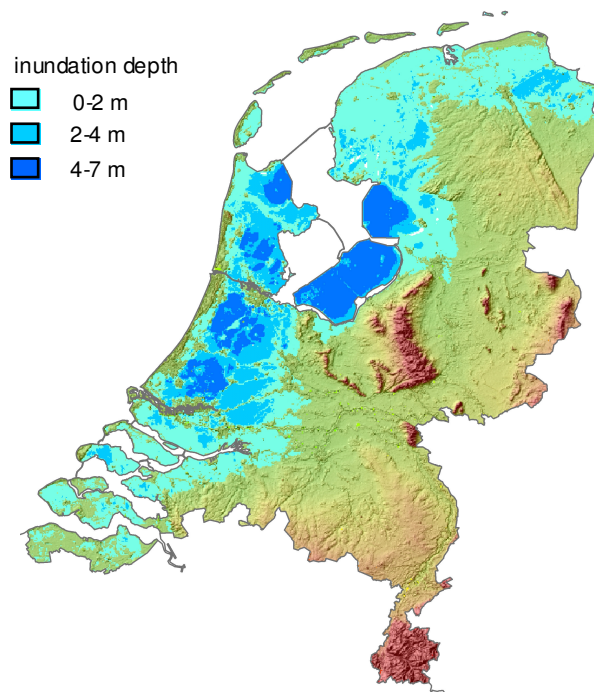
Objective of this research was to develop an alternative method for the assessment of water systems and measures. It can be concluded that we succeeded in developing a method with which the risk of flooding can be determined for different scenarios. Furthermore, the method can be applied to test whether the costs of measures are in proportion to the benefits. It is recommended to use the developed method as a basis for assessment of existing water systems and framework for the weighing of measures.

Olivier Hoes

1 Inleiding

1.1 Nederland en water

Nederland is ontstaan na eeuwen van landaanwinning, ontwatering en afwatering in de Delta van drie rivieren: de Rijn, de Maas en de Schelde. Deze vormen de hoofdstructuur van het Nederlandse watersysteem, dat bestaat uit hoge en lage gronden. Het lager gelegen polderlandschap ligt grotendeels onder zeeniveau, waar het met duinen en dijken tegen de zee en rivieren wordt beschermd en is voorzien van een uitgebreide infrastructuur van sloten, kanalen, stuwen, duikers en gemalen om het neerslagoverschot af te voeren (Zie Figuur 1-1).



Figuur 1-1 Nederland met in blauw de gebieden onder gemiddeld zeeniveau; zonder waterbeheer zouden deze gebieden permanent onder water staan (bron: GDI)

Onder normale omstandigheden is een goed functionerend watersysteem in staat om buitenwaterstanden te keren en het overschot aan neerslag af te voeren. Het watersysteem faalt wanneer inundaties en wateroverlast optreden door bijvoorbeeld het bezwijken van duinen en dijken, of door hoge (grond)waterstanden als gevolg van veel neerslag.

Bij een goed ontworpen watersysteem is er evenwicht tussen de kosten van investeringen (ontwerp, beheer en onderhoud) en de schade bij falen. Wanneer de dijken, watergangen en gemalen worden gedimensioneerd op te uitzonderlijke situaties, ontstaat een te kostbaar watersysteem. Met andere woorden, als er nooit wateroverlast zou optreden is het systeem overgedimensioneerd en te duur ontworpen.

In de afgelopen jaren is wateroverlast meerdere malen voorgekomen (1993, 1995, 1998, 2000, 2001, 2002, 2004). Dit heeft de vraag opgeroepen of de huidige infrastructuur nog wel voldoet. Sindsdien zijn diverse studies uitgevoerd, met aanbevelingen ter verbetering van de waterinfrastructuur (o.a. IPO, 2000; TAW, 2000; Stowa, 2001; RIVM, 2004; Min. VenW, 2005a; Eigenraam, 2006).

1.2 Wateroverlast in polders

Wateroverlast is een verzameltem voor schade, ongemak en ontredde door hoge waterstanden (Most e.a., 1999). In Nederland kan wateroverlast worden veroorzaakt door het doorbreken van een waterkering, maar ook door overvloedige neerslag. Deze dissertatie richt zich primair op wateroverlast veroorzaakt door overvloedige neerslag in polders. Een polder is een hydrologisch afgescheiden eenheid waarin de waterstand volledig kan worden beheerst, onafhankelijk van de omgeving. De onderdelen en het hydrologisch functioneren van polders staat o.a. beschreven in Kley e.a. (1969), Schultz (1992), Ven (2003). Hiermee is niet gezegd dat de methode niet toepasbaar is op vrij afwaterende systemen, zoals beken en rivieren.

Door overvloedige neerslag in het stroomgebied van een rivier (bijv. de Elbe en de Donau in 2002 en 2006) of het doorbreken van een waterkering (New Orleans in augustus 2005) kunnen levensbedreigende situaties ontstaan. Overlast door overvloedige neerslag in polders is veelal niet levensbedreigend, omdat de inundatiediepte is beperkt tot decimeters. De overlast kan wel aanzienlijk zijn, wanneer de schade frequent optreedt.

De zorg voor de afvoer van overvloedige neerslag en het voorkomen van wateroverlast in polders is in Nederland een taak van de waterschappen. Naast de afvoer van water verzorgen de waterschappen onder andere waterkeringen, watergangen, de wateraanvoer ten tijde van droogte en de waterkwaliteit. De bevoegdheden van de waterschappen is bij wet geregeld in de waterschapswet van 1991. De waterschappen staan onder toezicht van de provincies. Relevante wettelijke instrumenten zijn o.a. het peilbesluit en de waterakkoorden. In een peilbesluit geeft de waterkwantiteitsbeheerder het streefpeil aan dat zoveel mogelijk gehandhaafd moet worden. Een

waterakkoord is een overeenkomst tussen waterkwantiteitsbeheerders over de aan- en afvoer van water.

1.3 Probleembeschrijving

1.3.1 Aanleiding WB21

Overvloedige neerslag op 13 en 14 september 1998 en op 27 en 28 oktober 1998 zette grote delen van Nederland onder water. Doordat schade als gevolg van extreme neerslag destijds niet verzekeraar was, is voor deze twee gebeurtenissen de Wet Tegemoetkoming Schade (WTS) bij rampen en zware ongevallen van toepassing verklaard. Door het Rijk is circa 290 miljoen euro uitgekeerd vanuit de WTS als schadecompensatie. Aanvullend is in de gebieden waar de WTS buiten werking bleef, schade vergoed onder de regeling oogstschade 1998.

Voor soortgelijke incidenten in het Westland op 4 oktober 1999, 8 tot 10 november 2000 en op 19 september 2001 is de WTS niet van toepassing verklaard. De redenering van de minister was dat de situatie in het Westland niet uitzonderlijk is te noemen, maar het gevolg is van structurele waterhuishoudkundige problemen (brief Min LNV d.d. 22-10-2001, kenmerk DL. 2001/4360). Bovendien werd gesteld dat de Rijksoverheid bij (oogst)schade niet kan blijven dienen als een soort verzekeringsmaatschappij.

Daarmee drong de vraag zich op in hoeverre de regionale watersystemen 'op orde zijn' en hoe dit kon worden getoetst. De importantie van de vraag werd verder versterkt door de verwachte klimaatveranderingen, waarbij rekening gehouden moet worden met een toename van de neerslag (Brandsma, 1995; IPCC, 2001; Können, 2001; KNMI, 2006) (Zie Tabel 1-1).

Tabel 1-1 Verwachte veranderingen in neerslag, verdamping e.d. (KNMI, 2006)

	G	G+	W	W+
Gemiddelde temperatuur	$\Delta T=1^{\circ}\text{C}$	$\Delta T=1^{\circ}\text{C}$	$\Delta T=2^{\circ}\text{C}$	$\Delta T=2^{\circ}\text{C}$
Verandering luchtstromen	nee	ja	nee	ja
Gemiddelde winterneerslag	+4%	+7%	+7%	+14%
Gemiddelde zomerneerslag	+3%	-10%	+6%	-19%
Potentiële verdamping	+3%	+8%	+7%	+15%
Zeespiegelstijging	15-25cm	15-25cm	20-35cm	20-35cm

Bovenstaande feiten en verwachtingen waren de aanleiding voor het uitvoeren van een landelijke studie naar de gewenste aanpassingen in de waterhuishoudkundige inrichting van ons land door de Commissie Waterbeheer 21e eeuw.

1.3.2 *Advies commissie WB 21*

In 2000 heeft de commissie waterbeheer 21^e eeuw advies uitgebracht aan de staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat en de voorzitter van de Unie van Waterschappen over de waterhuishoudkundige organisatie en inrichting van Nederland in de 21^e eeuw. De commissie concludeert dat ons huidige watersysteem vaak niet 'op orde' is en dat het huidige systeem van waterbeheer zeker niet in staat is om toekomstige ontwikkelingen op te vangen (WB21, 2000; p. 25).

Eén van de aanbevelingen van de commissie was het invoeren van een normenstelsel voor regionale stroomgebieden. Hiermee wordt volgens de commissie onder andere zichtbaar hoe het staat met de bescherming van burgers en maatschappelijke en economische waarden.

Opmerkelijk is dat de commissie aanbeveelt om een normenstelsel te ontwikkelen, maar hier impliciet al een voorschot op neemt door te concluderen dat het huidige systeem vaak niet op orde is. Een wetenschappelijke onderbouwing van de conclusie ontbreekt en is daardoor meer een statement voor maatschappelijke en politieke aandacht dan een afgewogen oordeel.

In het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW, 2003) zijn normen voor regionale watersystemen opgenomen. Deze normen zijn in concept opgenomen en worden daarom werknormen genoemd. De werknormen bestaan uit een maximale frequentie voor inundatie door neerslag, waarbij onderscheid gemaakt wordt naar verschillende vormen van grondgebruik (Zie Tabel 1-2). De achterliggende gedachte bij de werknormen is dat de verhouding van maatschappelijke kosten en baten optimaal is.

Basis voor de werknormen uit Nationaal Bestuursakkoord Water zijn de rapportages Kok e.a. (2000) en Stowa (2001). Uit deze rapportages wordt duidelijk dat de vaststelling van de werknormen niet op objectieve gronden heeft plaatsgevonden. Ook op de gehanteerde werkwijze is wetenschappelijk een en ander aan te merken.

Tabel 1-2 *Werknormen uit het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW, 2003)*

Grondgebruiktype	Maaiveld criterium	Gemiddelde Herhalings-tijd
Grasland	5%	1 x per 10 jaar
Akkerbouw	1%	1 x per 25 jaar
Hoogwaardige land- en tuinbouw	1%	1 x per 50 jaar
Glastuinbouw	1%	1 x per 50 jaar
Bebouwd gebied	0%	1 x per 100 jaar

1.3.3 *Onderbouwing normstelsel*

Grondslag voor de normering is de situatie, waarin de verhouding van maatschappelijke kosten en baten optimaal is. De normering is gebaseerd op een beperkt aantal (hypothetische) case studies. Voor 8 basiswatersystemen van 1000 ha is het optimale bereik aan gewenste overschrijdingsfrequenties bepaald van hoe vaak inundatie mag optreden (Zie Tabel 1-3). Uit de tabel blijkt dat het bereik zelfs binnen dezelfde basiswatersystemen groot is. De norm is vervolgens tot stand gekomen door ongeveer in het midden van de bandbreedtes ronde getallen te kiezen (Zie Stowa 2001-35 p. 6-3 en bijlage C, p. C-19).

Tabel 1-3 *Optimale bereik aan herhalings-tijden (1/jaar) (naar STOWA, 2001)*

	0% maaiveld- hoogte	1% maaiveld- hoogte	5% maaiveld- hoogte
grasland veen	1 - 4	1 - 10	1 - 22
grasland klei	1 - 13	3 - 20	5 - 25
akkerbouw klei	2 - 50	5 - 1000	17 - 1000
hoogwaardige land- en tuinbouw	3 - 1000	11 - 1000	50 - 1000
glastuinbouw	3 - 500	14 - 1000	33 - 1000
bebouwd gebied	100 - 1000	667 - 1000	1000
grasland zand	1 - 13	3 - 17	7 - 33
akkerbouw zand	1 - 50	3 - 1000	33 - 1000

De suggestie die vervolgens met de werknomen wordt gewekt, is dat wanneer een watersysteem hieraan voldoet dit watersysteem goed functioneert. De spreiding aan optimale resultaten laat echter al zien, dat zelfs binnen hetzelfde basiswatersysteem een gedeelte onder- en een gedeelte overgedimensioneerd wordt.

1.3.4 *Gebruik nomen in de praktijk*

De werknormen vormen het vertrekpunt voor de waterschappen bij het toetsen van het watersysteem en het voorbereiden van waterhuishoudkundige en ruimtelijke maatregelen om aan de nomen te voldoen. De daadwerkelijke en grootschalige uitvoering van maatregelen zal wachten totdat de definitieve besluitvorming over de normering heeft plaatsgevonden.

Voor het voorkomen van wateroverlast bestaat vooraansnog geen wettelijke regeling. In het tekstvoorstel van artikel 2.10 van de Integrale Waterwet¹ wordt een basis gelegd voor de normering van watersystemen op het punt van wateroverlast. De Integrale Waterwet vervangt, voor zover mogelijk, de Wet op de waterhuishouding, de Wet verontreiniging oppervlaktewateren, de Wet verontreiniging zeewater, de Grondwaterwet, de Wet Droogmakerijen en Indijkingen, de Wet op de waterkering, de Wet beheer rijkswaterstaatswerken en de Waterstaatswet 1900.

1.3.5 *Benodigde investering*

De financiële opgave om aan de gestelde werknomen te voldoen en daarmee het regionale watersysteem op orde te brengen is geraamd op € 9 miljard voor de periode tot 2015. Daarna is € 19 miljard nodig tot 2050 voor het op orde houden van de regionale watersystemen (IBO, 2004).

Momenteel zijn de beheerkosten van het regionale grond- en oppervlaktewaterbeheer € 0,8 miljard per jaar. De kosten voor de waterketen (drinkwater, riolering en zuivering) bedragen circa € 3 miljard per jaar. Het beheer van het hoofdwatersysteem (Noordzee, IJsselmeer en grote rivieren) kost circa € 1 miljard per jaar (IBO, 2004).

1 Integrale Waterwet, Artikel 2.10 (bergings- en afvoercapaciteit watersystemen) Bij provinciale verordening wordt de bergings- en afvoercapaciteit vastgesteld, waarop daarbij aan te wijzen regionale wateren door de beheerder moeten zijn ingericht, gelet op de gemiddelde overstromingskans per jaar van daarbij aan te wijzen gebieden door water vanuit die watersystemen, alsmede op de verder voor die capaciteit bepalende factoren (min. VenW, 2005b)

Afgezien van de onnauwkeurigheid in de ramingen is duidelijk dat het op orde brengen van het watersysteem een aanzienlijke investering vraagt. Het is daarom niet alleen wetenschappelijk, maar ook maatschappelijk gewenst dat er een solide onderbouwing is voor deze investeringen in het waterbeheer, die rechtstreeks volgen uit de voorgestelde werknormen.

1.4 Probleemstelling

Sinds de commissie WB21 en het Nationaal Bestuursakkoord Water worden de regionale watersystemen in Nederland getoetst aan de werknormen voor wateroverlast. Wanneer het systeem niet voldoet worden maatregelen geformuleerd om het systeem aan de werknormen te laten voldoen.

De thesis van dit proefschrift is dat de werknormen niet voldoen, omdat er onvoldoende rekening wordt gehouden met specifieke omstandigheden, waardoor de benodigde maatregelen die nodig zijn om aan de werknormen te voldoen maatschappelijk en financieel niet verantwoord kunnen worden.

Voor het aanpassen van bestaande watersystemen is een gebiedsgerichte afweging nodig en verbeteringsmaatregelen moeten worden geïdentificeerd op basis van kosten en baten. Een dergelijk afwegingskader ontbreekt bij het huidige voorgestelde normstelsel.

1.5 Doelstelling

Het doel van de studie is om ten eerste aan te tonen, dat de hierboven genoemde thesis betreffende de onbruikbaarheid van de huidige normen waar is. En ten tweede een wetenschappelijk onderbouwde methode op te zetten voor het beoordelen van watersystemen. Deze methode moet praktisch uitvoerbaar zijn en gebaseerd op een objectieve afweging van kosten en baten. De methode moet zowel toepasbaar zijn voor het toetsen van bestaande polderwatersystemen, als ook het dimensioneren van verbeteringsmaatregelen.

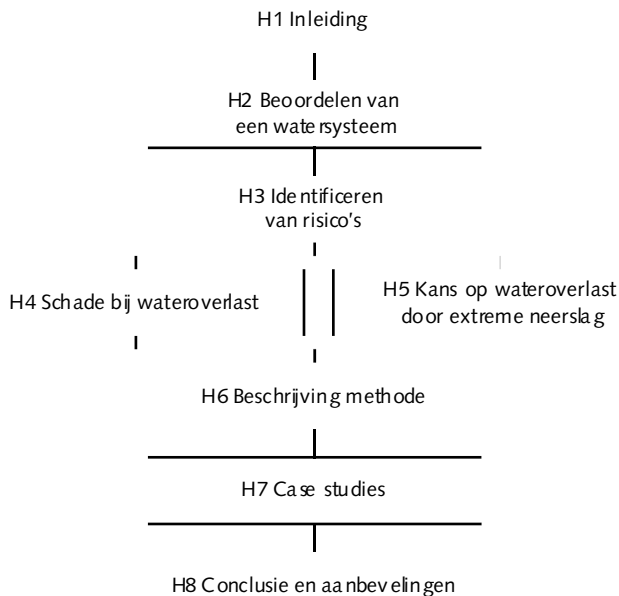
Om te komen tot een juiste beoordelingsmethode ten behoeve van het afleiden van verbeteringsmaatregelen is het van belang:

- De juiste beoordelingsgrootheden te identificeren. De juiste grootheden volgen uit de aard van de beoordeling en de kenmerken van het systeem. Met de aard en de kenmerken van de beoordeling wordt bedoeld of gekeken wordt naar effecten op bijvoorbeeld waterkwaliteit of wateroverlast en of het een beoordeling betreft van bestaande watersystemen of van een nieuw aan te leggen watersysteem.

- De juiste scenario's te hanteren bij het berekenen van die grootheden. Wat zijn de relevante autonome effecten? Welke mogelijke veranderingen in het klimaat zijn van belang, welke veranderingen in bodem en ruimtelijke ordening?
- Veelbelovende maatregelen te identificeren en deze door te voeren in de scenario's. Het gaat hier om de verwerking van de niet-autonome effecten op het systeem. Het vereist vakmanschap en ervaring om op voorhand goede maatregelen te formuleren.
- Maatregelen scoren verschillend bij de diverse scenario's. Daarnaast zijn ze ook vaak in uiteenlopende mate gevoelig voor variaties in die scenario's (Prudhomme e.a., 2003). De vraag is hoe op basis van deze variatie in informatie uiteindelijk het beste maatregelenpakket kan worden afgeleid?

1.6 Opbouw van de studie

Dit proefschrift is als volgt opgebouwd (Zie Figuur 1-2):



Figuur 1-2 Structuur van dit proefschrift

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de verschillende wijzen waarop het watersysteemgedrag kan worden beoordeeld. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 ingegaan op het beoordelen van risico's en wordt een methode

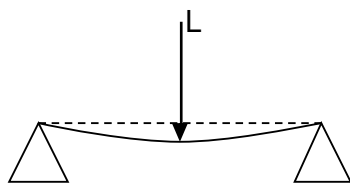
gepresenteerd waarmee bestaande polderwatersystemen en maatregelen kunnen worden beoordeeld, gebaseerd op een kosten-batenanalyse. De kosten zijn daarbij gekoppeld aan de maatregelen, de baten volgen uit de afname van schade en de kans op hoge waterstanden. Hoofdstuk 4 beschrijft de wijze waarop schade door wateroverlast kan worden berekend en hoofdstuk 5 beschrijft het vaststellen van de kans op wateroverlast. In hoofdstuk 6 is de methode samengevat. De praktische toepasbaarheid van de methode is geïllustreerd in hoofdstuk 7 aan de hand van een viertal case studies. De conclusies en aanbevelingen worden beschreven in hoofdstuk 8.

2 Beoordelen van een watersysteem

2.1 Beoordelingsniveaus

Om een systeem te beoordelen zijn grootheden nodig, waarvoor criteria of normwaarden kunnen worden gesteld. Vaak bestaan er meerdere aan elkaar gerelateerde grootheden op verschillende niveaus, waardoor een keuze gemaakt moet worden. De juiste grootheid volgt uit de aard van de beoordeling en de kenmerken van het systeem.

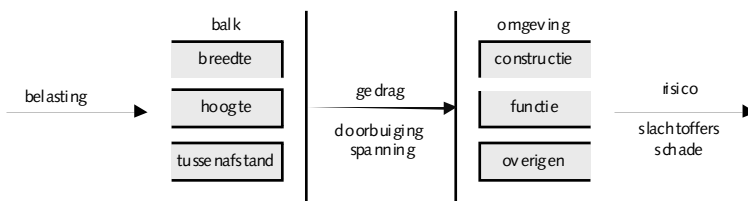
Een systeem is te definiëren als een geheel van elkaar wederzijds beïnvloedende elementen, gericht op het bereiken van een bepaald doel of doelen. Een eenvoudig systeem is bijvoorbeeld een ligger op twee steunpunten, die doorbuigt als gevolg van een belasting L (Zie Figuur 2-1).



Figuur 2-1 Een ligger op twee steunpunten belast door een puntlast L

Wanneer we de doorbuiging toelaten en onder falen verstaan dat de ligger bezwijkt, faalt dit systeem wanneer de belasting L groter is dan de sterkte R . Om falen van het systeem te voorkomen kunnen verschillende typen eisen worden gesteld aan de ligger (Zie Figuur 2-2). Zoals eisen aan:

1. de afmetingen van ligger;
2. het gedrag, zoals de doorbuiging van de ligger;
3. het risico van falen.



Figuur 2-2 Om falen te voorkomen kan een systeem op meerdere aspecten worden beoordeeld, zoals eisen aan de afmetingen, het gedrag of aan het risico van falen.

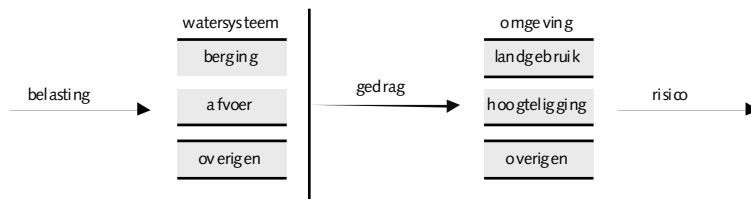
Deze eisen staan niet los van elkaar, maar zijn hiërarchisch en van elkaar afgeleid. Om deze eisen te kunnen stellen, moeten de eisen bestaan uit een set normwaarden voor een of meerdere toetsgrootheden en een duidelijke toetsmethode¹.

2.2 Beoordelen van een polder

Een polder is net als de ligger een systeem dat bestaat uit elementen (Zie Figuur 2-3). De systeembelasting wordt bepaald door de combinatie van neerslag, kwel en verdamping. De centrale grootheden die de 'sterkte' van het systeem bepalen zijn de berging- en afvoercapaciteit. De reactie van het systeem op de belasting is het systeemgedrag, waarvan de effecten zich manifesteren in de omgeving. Net als bij de ligger kunnen om falen te voorkomen op drie hiërarchische niveaus eisen worden gesteld aan het watersysteem in de polder. Eisen aan:

- de afmetingen van systeemafmetingen, zoals de berging- en afvoercapaciteit;
- het systeemgedrag, zoals de optredende waterstanden;
- het risico van falen, zoals de combinatie van de kans op en schade door waterstanden en inundatie.

Ook hier geldt dat de verschillende niveaus - afmetingen, gedrag en falen - niet los van elkaar staan, maar van elkaar zijn afgeleid. In de volgende paragrafen wordt hier dieper op ingegaan.



Figuur 2-3 Bij een polderwatersysteem kunnen eisen worden gesteld aan de afmetingen, het gedrag en aan het risico van falen.

In Figuur 2-3 staat zowel bij watersysteem als bij omgeving nog 'overigen'. Andere onderdelen van het watersysteem die het gedrag beïnvloeden zijn

¹ Zo is in NEN 6760 getiteld: "Technische grondslagen voor bouwconstructies – TGB 1990 – Houtconstructies – Basiseisen – eisen en bepalingmethoden" naast de eisen ook de methode beschreven om de maximale doorbuiging en spanning in buitenste vezel te bepalen (NEN 6760, 2001).

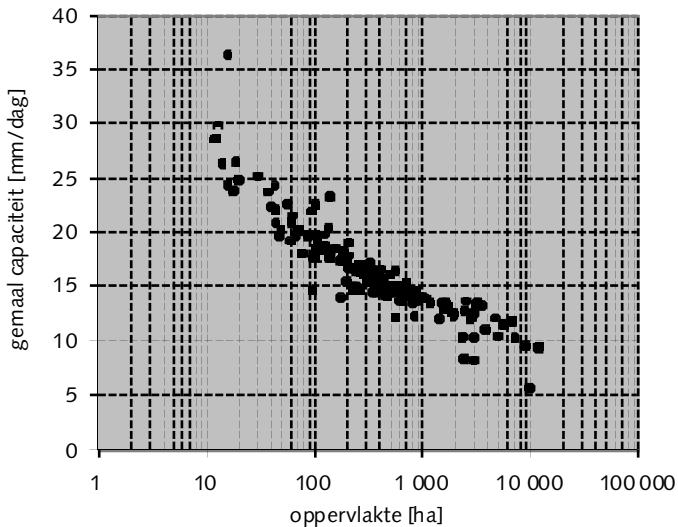
bijvoorbeeld de taludhelling, de marge tussen aan- en afslagpeilen e.d. Overige omgevingsaspecten die het risico beïnvloeden zijn bijvoorbeeld het type gewas of bebouwing.

2.3 Toetsen systeemafmetingen

Eisen aan de afmetingen van een polderwatersysteem hebben de vorm van normwaarden voor de afmetingen van de afvoer- en bergingscapaciteit.

Afvoerapaciteit

Het gemaal en watergangen van een watersysteem moeten een afvoerapaciteit hebben die voldoende is om fluctuaties van het streefpeil niet te vaak en niet te groot te laten worden. In Nederland wordt voor het dimensioneren van stuwen en gemalen als richtlijn uitgegaan van orde grootte 15 mm/dag. Voor relatief kleine polders wordt een grotere ontwerpafvoer en voor grote polders een kleinere ontwerpafvoer gebruikt (Zie Figuur 2-4). Afvoernormen zijn begrensd met een maximum om te voorkomen dat benedenstrooms knelpunten ontstaan.



Figuur 2-4 Gemaalcapaciteit en oppervlakte van alle 225 polders in het beheersgebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

Waterberging

Water wordt geborgen in en op de grond en in de watergangen. De berging in en op de grond is een belangrijke component door het relatief grote oppervlak in vergelijking tot het open water. In de grond kan water worden geborgen in de onverzadigde zone. De beschikbare berging in de grond wordt bepaald door de dikte van de onverzadigde zone en het poriënvolume

minus het al aanwezige bodemvocht. De beschikbare berging in de waterlopen wordt bepaald door de oppervlakte aan open water, het waterpeil en de toegestane stijging.

Het streefpeil heeft een belangrijke invloed op de potentiële berging en het voorkomen van wateroverlast, doordat het waterpeil en de grondwaterstand met elkaar verbonden zijn. Door een marge aan te houden tussen het streefpeil en maaiveld wordt voorkomen dat de grondwaterstand bij neerslag de wortelzone of het maaiveld bereikt. Bij de vaststelling van het streefpeil heeft men te maken met de bodemsoort, keuze van gewassen, de hoogte van het maaiveld en de opbrengstkrommen van gewassen.

Het voordeel van eisen aan waterberging en afvoercapaciteit is dat de toetsing van deze afmetingen aan grenswaarden eenvoudig kan worden uitgevoerd door een vergelijking met de vaste parameters van het watersysteem.

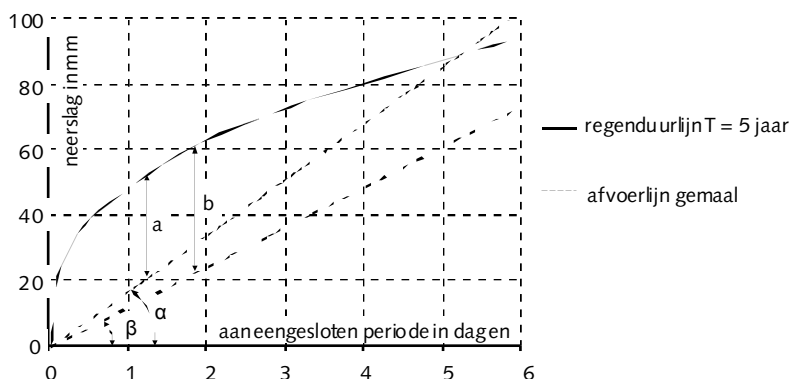
2.4 Toetsen systeemgedrag

Bij toetsing van het systeemgedrag is de toetsingsgrootheid vaak de waterstand. Het verloop van de waterstand wordt bepaald door het gezamenlijk functioneren van de elementen van een watersysteem aan een zekere systeembelasting.

In zijn meest elementaire vorm wordt een dergelijke toetsing in polderwatersystemen uitgevoerd met behulp van de regenduurlijn (zie Figuur 2-5). Doordat berging en afvoer uitwisselbaar zijn, worden geen absolute eisen aan bergings- en afvoercapaciteit gesteld. Een relatief beperkte afvoer kan zo bijvoorbeeld worden gecompenseerd door extra berging en een beperkte berging door extra afvoercapaciteit.

Wanneer we naar een meer geavanceerde toetsing van systeemgedrag toegaan, bijvoorbeeld bij het toetsen van reeksen van waterstanden, zijn veel meer gegevens nodig. Wanneer deze niet in de vorm van metingen beschikbaar zijn moet gebruik worden gemaakt van een model om het systeemgedrag te simuleren.

Een voorbeeld van een dergelijke waterstandtoets is de nomering uit het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW, 2003). De toetsgrootheid (waterstand) moet hierbij aan bepaalde norm met betrekking tot de herhalingsijd van inundatie van maaiveld voldoen. Deze normwaarden verschillen hierbij per type landgebruik (Zie Tabel 1-2).



Figuur 2-5 Vereenvoudigde bepaling van de gemealcapaciteit. (naar Klein, 1966) Bij de bemalingscapaciteit β moet met een gemiddelde herhalingstijd van één keer in de vijf jaar de neerslaghoeveelheid b in de open waterberging en de grond worden geborgen. En bij de bemalingscapaciteit a moet de neerslaghoeveelheid a worden geborgen.

2.5 Toetsen van risico van falen

Bij het toetsen van het risico van falen wordt de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade (=risico) als toetsingsgrootte gebruikt. De methode om te toetsen of een systeem aan de eisen voldoet is bewerklijker dan de eisen aan de systeemafmetingen of het systeemgedrag. In principe is de schade meetbaar, maar in de praktijk zijn deze data niet voorhanden. Om deze reden wordt gebruik gemaakt van modellen waarmee het gedrag en vervolgens de schade bij wateroverlast kan worden gesimuleerd. Onderdeel van deze modellen zijn gegevens over het landgebruik en de hoogteligging, maar ook informatie over of wateroverlast iets onherstelbaar beschadigt of dat dit nog gerepareerd kan worden. Voor het afleiden van de normwaarden waaraan wordt getoetst is een analyse op een hoger niveau nodig, waarbij bijvoorbeeld het risico van wateroverlast door overvloedige neerslag wordt vergeleken met het risico van het bezwijken van een primaire waterkering, verkeersveiligheid, gezondheidsrisico's e.d.

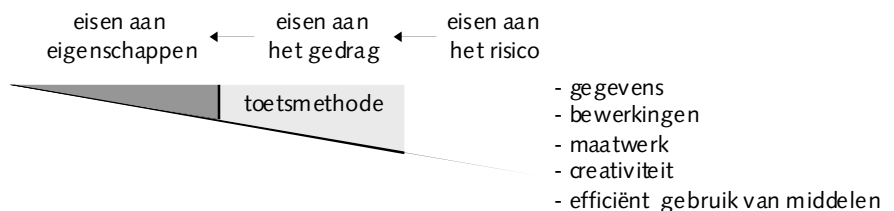
In het Nederlandse waterbeheer wordt een risicobeschouwing nog niet routinematig toegepast. Slechts een enkele publicatie gaat in op het risico van falen door overvloedige neerslag in watersystemen (Reinhard e.a., 2004). Deze beperkte interesse kan verschillende oorzaken hebben, zoals onbekendheid met de methode, de bewerkelijkheid van risicobepaling, of de verwachte onnauwkeurigheid door het ontbreken van gegevens.

2.6 Gebiedsgerichte toetsing

Het is mogelijk om een watersysteem op alle drie de verschillende niveaus te toetsen. Ieder toetsingsniveau heeft specifieke voor- en nadelen. Algemeen geldt: hoe lager het niveau, hoe eenvoudiger de toetsmethode en hoe minder informatie nodig is. Figuur 2-6 toont de informatievraag van de toetsing op de verschillende niveaus.

Bij de toetsing van systeemafmetingen kan worden volstaan met het evalueren van vaste gegevens van het watersysteem, veelal vastgelegd in de legger. Bij het toetsen van het gedrag zijn modelsimulaties noodzakelijk om de benodigde informatie te leveren. Bij toetsing van risico's is aanvullende informatie nodig over de schade bij wateroverlast.

De prijs die moet worden betaald voor een eenvoudige toetsing is dat maatregelen om te voldoen aan de eisen veelal overgedimensioneerd zijn¹. Dit wordt veroorzaakt doordat de eisen die worden gehanteerd geen maatwerk zijn, maar afgeleid zijn van een ander (hypothetisch) watersysteem.



Figuur 2-6 Eisen aan afmetingen zijn afgeleid van het gedrag en eisen aan het gedrag zijn afgeleid van het risico van falen. Hoe lager de eisen hoe eenvoudiger de benodigde toetsmethode.

Is nu te zeggen welke toetsingsgrootte de voorkeur verdient? Deze vraag zal vanuit een wetenschappelijk perspectief anders worden beantwoord dan vanuit de praktijk. Wetenschappelijk gezien is de methode die het dichtst bij de basale eisen staat de beste. De basale maatschappelijke eis is het beheersen van risico's op effectieve en economische wijze. Immers uiteindelijk komt het toetsen en verbeteren van watersystemen neer op het bepalen van de gebieden met een verhoogd risico van wateroverlast en een kosten/baten afweging voor het op orde brengen van het systeem. Toetsing op basis van risico's ligt daarom het meest voor de hand.

¹ Van de Eiffeltoren in Parijs wordt beweerd dat deze ontworpen volgens de huidige ontwerpmethodes en eisen met de helft van het staal uitgevoerd had kunnen worden.

Vanuit de praktijk kan de beste methode anders zijn, omdat de methode zowel ambtelijk als bestuurlijk werkbaar moet zijn. Eenvoudigere methoden hebben in dat opzicht een streepje voor. Het is ook niet zo dat de eenvoudiger afgeleide vormen van toetsing geen goede resultaten kunnen opleveren. Zolang het hogere doel - evenwicht tussen de kosten van investeringen en de schade bij falen - maar een correcte vertaling heeft gekregen in de normwaarden voor systeemgedrag of systeemafmetingen. Of een dergelijke vertaling mogelijk is hangt ondermeer af van:

- Ruimtelijke variatie in de economische waarde van landgebruik;
- Verschillen in kwetsbaarheid van gebieden door verschillen in hoogteligging en schakeling van peilvakken.

Bij een beperkte ruimtelijke variatie in economische waarde van landgebruik en een beperkte variatie in kwetsbaarheid van gebieden en kosten van maatregelen, kan eenvoudige normtoetsing bevredigende maatregelen opleveren.

Door de grote verscheidenheid aan watersystemen en de ruimtelijke variatie in hoogteligging en grondgebruik verdient een (gebiedspecifieke) toetsing op basis van risico's de voorkeur, mits het praktisch uitvoerbaar is. Gelet op de geraamde investeringen in het waterbeheer mag worden verwacht dat de meerkosten als gevolg van het gebruik van meer locatiespecifieke gegevens ruimschoots opwegen tegen de besparingen op maatregelen.

2.7 Eisen in perspectief

Het beoordelen van een watersysteem is stap één, maar het formuleren van de juiste verbeteringsmaatregel wanneer een systeem niet voldoet is een ander. Het is goed te benadrukken dat bij het zoeken naar de beste maatregel de toetsmethode slechts een van de overwegingen vormt. De beslissing of het wel of niet aantrekkelijk is om een waterhuishoudkundig systeem te verbeteren hangt niet alleen af van de eisen die aan het systeem worden gesteld, ook andere technische, financiële, sociale en politieke overwegingen spelen een rol.

- *Technische overwegingen*
Kunnen de voorgestelde verbeteringen binnen de (lokale) technische mogelijkheden worden gerealiseerd?
- *Financiële overwegingen*
Kunnen de kosten voor de voorgestelde verbeteringen worden opgebracht? Het realiseren van een streefbeeld kan aantrekkelijk zijn, maar zonder geld is er geen project.

- *Sociale overwegingen*
Accepteren de burgers dat hun geld aan de voorgestelde verbeteringen wordt uitgegeven? Mogelijke liggen de prioriteiten anders.
- *Politieke overwegingen*
Voordat de politiek een beslissing neemt worden eigen argumenten aan de hiervoor besproken informatie toegevoegd, als gevolg van risico-aversie of de eigen agenda. Het kan zijn dat met de verbeteringen conflicten ontstaan met een buurwaterschap of dat de zittende politiek door de naderende verkiezingen een beslissing over impopulaire verbeteringen uitstelt.

In de praktijk worden de kosten en baten van deze overwegingen zelden expliciet gemaakt, maar in het besluitvormingsproces intuïtief afgewogen. Een manier van impliciete integrale afweging is het beargumenteerd afwijken van de normwaarden op grond van de bovengenoemde "zachte" overwegingen. Het afstemmen van toetsingsmethoden op bovengenoemde overwegingen vallen buiten het kader van dit proefschrift.

3 Identificeren van risico's

Dit hoofdstuk beschrijft de elementen van het raamwerk voor het beoordelen van risico's en de kwaliteit van verbeteringsmaatregelen op basis van een afweging van kosten en baten.

3.1 Bepalen van risico

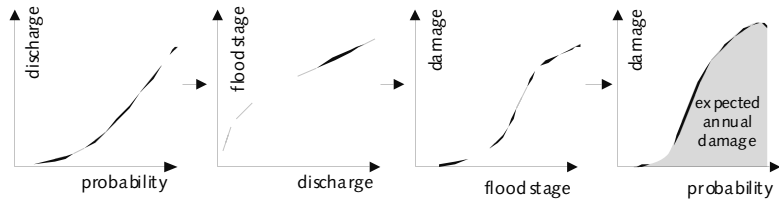
Om het risico van wateroverlast door overvloedige neerslag te kunnen bepalen moet duidelijk zijn wat onder risico wordt verstaan. Aan het woord risico worden verschillende betekenissen toegeschreven. In de van Dale (2005) wordt het begrip omschreven als 'gevaar voor schade of verlies'. Het woord risico wordt gebruikt om de kans op een tegenvaller aan te geven of om de onzekerheid rond een verwachte uitkomst uit te drukken. Dit verschil leidt tot spraakverwarring. Bij de beoordeling van grote infrastructurele projecten worden met risico's de onzekerheid van de gevolgen bedoeld (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004), terwijl bij overstromingen met risico kans maal gevolg, of beter de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bedoeld wordt. In formulevorm

$$R = \int_0^{\infty} f(h)D(h)dh \quad (\text{verg. 3-1})$$

Waarin:

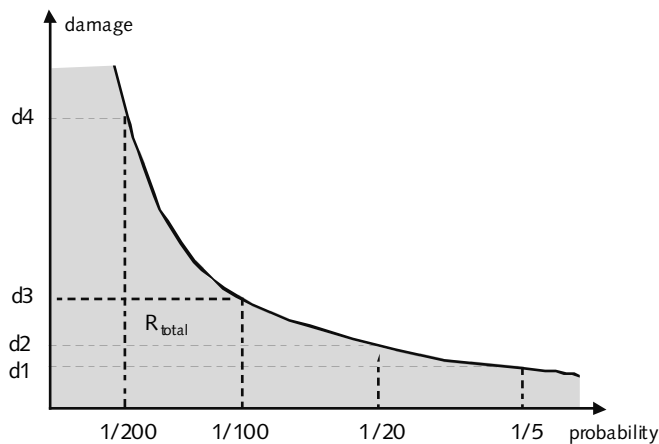
- R = verwachtingswaarde jaarlijkse schade
- f(h) = kansdichtheidsfunctie van de waterstanden
- D(h) = schade als functie van de waterstand

Hoe met dit concept het risico van overstromingen van rivieren kan worden bepaald is beschreven in Penning-Rowse e.a. (1977), Penning-Rowse e.a. (1986), Arnell (1986), Moser (1997), Samuels (2005) en Messner e.a. (2006). Analytische oplossingen van vergelijking 3-1 zijn niet beschikbaar (USACE, 1996; Beard 1997). In theorie kan deze functie worden benaderd door over een lange periode voor elk jaar de schade te verzamelen en daarover een statistisch model te fitten, maar in de praktijk bestaan deze data niet.



Figuur 3-1 De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade is de oppervlakte van het grijze gebied in de rechtergrafiek (USACE, 1996).

Als alternatief wordt bestaande hydrologische, hydraulische en economische informatie gecombineerd (Zie Figuur 3-1). Bij rivieren is de hydrologische informatie een kansverdeling van de afvoer. Als de relatie tussen waterstand in de rivier en de afvoer van de rivier uniek is, kan de kansverdeling van de afvoer worden getransformeerd naar een kansverdeling van de waterstand. Op dezelfde manier kan, wanneer de relatie tussen waterstand in de rivier en de schade uniek is, de kansverdeling van de waterstand worden getransformeerd naar een kansverdeling van de schade. De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade is te bepalen door de kansverdeling van de schade te integreren. In de praktijk wordt dit gedaan door voor meerdere herhalingstijden de schade te bepalen. In het geval van Figuur 3-2 kan de verwachtingswaarde worden benaderd met bijvoorbeeld de trapeziumregel, de midpointregel of regel van Simpson.



Figuur 3-2 Schade-kansgrafiek (FD-curve); de oppervlakte onder de curve is de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade (Messner e.a., 2006).

In de praktijk is met dit concept voornamelijk overstromingen van de bovenrivieren onderzocht (o.a. Vis e.a., 2003; Apel e.a., 2004). Het risico van overstromingen langs benedenrivieren of de zee, waarbij het achterland

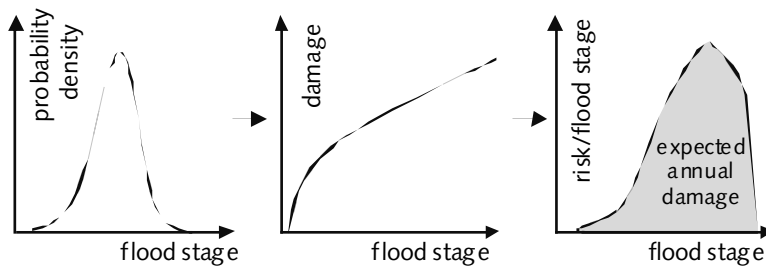
wordt beschermd door dijken, vereist een andere aanpak, omdat het overstromingsrisico nu niet wordt bepaald door een kansverdeling van de afvoer en een unieke relatie tussen de afvoer en de waterstand, maar door de kans op bezwijken van alle dijksecties en kunstwerken langs die rivier. De hiervoor benodigde gegevens zijn lastig te bepalen, waardoor een vereenvoudigde aanpak of standaardwaarden worden toegepast (TAW, 2000; Vrijling 2001; De Bruin, 2005; Eigenraam, 2005). Dit maakt risicoanalyses van benedenrivieren tot op heden indicatief (Min V&W, 2005a).

3.2 Risico van wateroverlast als gevolg van neerslag

De risico's van wateroverlast door overvloedige neerslag in polders zijn nog niet bestudeerd. Weliswaar is bij het opstellen van werknomen de optimale frequenties van water op maaiveld op enkele voorbeeldsystemen bepaald, maar de combinatie met schade waarbij expliciet rekening is gehouden met de ruimtelijke variatie in de waarde van gebieden en de verschillen in kwetsbaarheid is niet uitgewerkt.

Het risico van wateroverlast door overvloedige neerslag strekt zich uit van frequent verhoogde grondwaterstanden met weinig schade, tot extreme uitgestrekte inundaties van maaiveld met veel schade. Dit spectrum wordt gekarakteriseerd door een kansdichtheidsfunctie van waterstanden, die wordt bepaald door het gezamenlijk functioneren van de elementen van het watersysteem, die afhankelijk van hun precieze combinatie een locatieafhankelijke werking hebben. Hierdoor ontbreekt een unieke relatie tussen neerslag en waterstand en zijn zowel de kans als de schade ruimtelijk gedistribueerd. Dit heeft consequenties voor het berekenen van de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade. Om deze reden is de werkwijze als in Figuur 3-1 aangepast (Zie Figuur 3-3).

In polders wordt voor iedere onderscheiden eenheid (huis, kavel, pixel e.d.) uit een simulatie een kansverdeling voor de (grond)waterstanden bepaald. Dit soort berekeningen was tot voor kort nagenoeg onmogelijk. De beschikbaarheid van digitale kaarten, de sterk toegenomen rekenkracht van computers en steeds geavanceerdere GIS-software voor de benodigde bewerkingen op de resultaten maken dit soort analyses nu wel mogelijk.



Figuur 3-3 Verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade door een vermenigvuldiging van een kansdichtheid met een schade diepte functie

Wanneer de relatie tussen waterstand en schade uniek is kan de kansverdeling worden getransformeerd naar een risico-waterstandrelatie. De oppervlakte onder de risico-waterstandrelatie is de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade en is te bepalen door de kansverdeling van het risico per waterstand over de waterstanden te integreren.

De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade wordt berekend door integratie. Hiertoe wordt de range aan mogelijke waterstanden onderverdeeld in geschikte intervallen, waarbij de schadeomvang in ieder interval ongeveer gelijk is. Vervolgens wordt het verschil in overschrijdingskans tussen onder- en bovengrens van elk interval vermenigvuldigd met de schade bij deze waterstand. Dit bedrag per jaar is het risico per waterstand. De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade wordt benaderd met de som van deze producten. In formulevorm:

$$R = \sum_{i=0}^N \left[(P((i+1) \cdot \Delta h) - P(i \cdot \Delta h)) * D(i \cdot \Delta h) \right] + O(\Delta h) \quad (\text{verg. 3-2})$$

Waarin:

- R = verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade
- D = de schade
- P = overschrijdingskans
- Δh = stap in de waterstand

3.3 Normwaarde voor risico

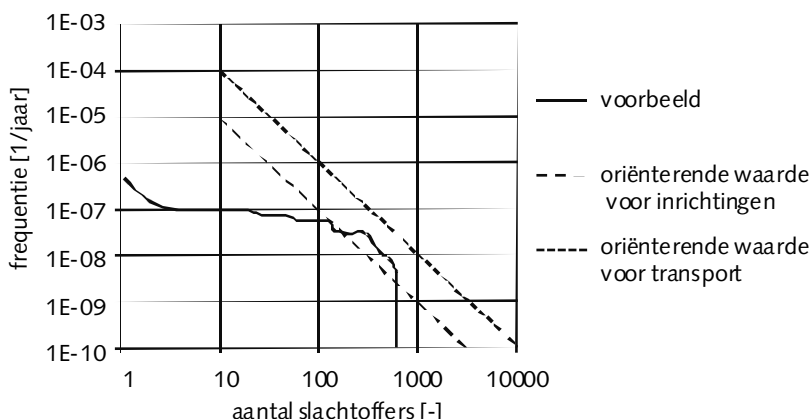
Het resultaat van de in de vorige paragraaf besproken methode is een ruimtelijk gedistribueerde verwachtingswaarde voor de jaarlijkse schade in euro's per eenheid per jaar (NB: het gaat om economische schade door neerslag, waarbij geen slachtoffers kunnen vallen). Door het risico in geld uit te drukken kunnen risico's, die verschillen in gevolgen en waarschijnlijkheid, met elkaar vergeleken worden. Zoals het risico van overvloedige neerslag in

een polder vóór en ná een maatregel, of het verschil in risico tussen verschillende polders.

De toegevoegde waarde van een vergelijking tussen risico's is, dat inzichtelijk wordt welk risico het grootst is en wellicht zo groot dat het aantrekkelijk is om met maatregelen het risico te verkleinen. Dit betekent dat voor nieuw aan te leggen watersystemen een normwaarde nodig is om het systeem op te dimensioneren (ontwerpeis). Voor een bestaand watersysteem kan de normwaarde gebruikt worden voor het identificeren van knelpunten. Voor het vervolgens daadwerkelijk nemen van maatregelen in bestaande systemen is een normwaarde niet genoeg, maar is een afweging van kosten en baten nodig.

In het regionale waterbeheer worden risicoanalyses nog niet standaardmatig toegepast, waardoor normwaarden nog niet bestaan. In andere vakgebieden bestaan deze normwaarden al wel. Zo worden door het ministerie van VROM grenswaarden gesteld aan het plaatsgebonden risico. Het plaatsgebonden risico geeft de kans op overlijden als gevolg van een bepaald gevaar op een bepaalde plaats. Als landelijk geldende grenswaarden voor het plaatsgebonden risico geldt 1:1 000 000 jaar (VROM, 2002).

Voor activiteiten met een groot aantal potentiële slachtoffers (neerstorten van een vliegtuig op Schiphol) zegt het individueel risico niet zoveel, maar is het groepsrisico een betere maat. Het groepsrisico is de kans per jaar op dat groepen personen slachtoffer worden van een ongeval. Het groepsrisico is afhankelijk van de kans op een ongeval met een bepaalde omvang en het aantal aanwezige potentiële slachtoffers. Het groepsrisico is dus afhankelijk van de locatie waar een activiteit plaatsvindt. Hierdoor kan het groepsrisico veranderen wanneer bijvoorbeeld een woonwijk wordt uitgebreid in de nabijheid van een risicovolle activiteit. Doorgaans wordt het groepsrisico bepaald als de overschrijdingskans op overlijden van een groep van 10, 100 of 1000 personen en weergegeven in een FN-curve (Zie Figuur 3-4).



Figuur 3-4 Voorbeeld van een FN-curve voor het groepsrisico (bron: www.tno.nl)
Een FN-curve is vergelijkbaar met de FD-curve uit Figuur 3-2.

Voor het groepsrisico bestaan geen normwaarden, maar oriëntatiewaarden (BEVI, 2004). Voor inrichtingen bedraagt de oriëntatiewaarde voor de kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-5} per jaar, met de kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-7} per jaar en met de kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-9} per jaar.

Het individueel risico en groepsrisico hebben beide betrekking op dodelijke slachtoffers. In het geval van wateroverlast door overvloedige neerslag in polders blijft de inundatiediepte doorgaans tot enkele decimeters beperkt. De schade is dan vooral economische schade en het risico een maatschappelijk risico.

Voor verschillende maatschappelijke risico's is (grotendeels) bekend wat de verwachtingswaarde van de schade is. Zo is het risico van een dijkdoorbraak langs de Rijn circa € 6 miljoen/jaar (De Bruijn, 2005). In het project Veiligheid Nederland in Kaart zijn voor diverse gebieden de economische risico's onderzocht. Voor de Noordoostpolder bedraagt het economische risico € 2.1 miljoen/jaar. Voor Zuid-Holland € 2.3 miljoen/jaar en voor de polder Land van Heusden/ Maaskant € 37 miljoen/jaar (Min. V&W, 2005a).

Voor het maatschappelijke risico van wateroverlast door overvloedige neerslag bestaan nog geen normwaarden. Een normwaarde kan zijn gebaseerd op twee grondslagen:

1. Een maximum toelaatbaar risico; in combinatie met
2. Een beschouwing van de kosten en baten voor het aanpassen van het bestaande systeem.

Een landelijke normwaarde voor het maximum toelaatbaar risico in combinatie met een beschouwing van de kosten en baten doet recht aan de economische belangen. Het vaststellen van een normwaarde vergt nadere studie en valt buiten de scope van dit onderzoek. Los van de te hanteren normwaarden is inzicht in beide aspecten van belang voor een afgewogen besluit over maatregelen. Het risicobedrag is daarbij een maat voor de urgentie van het probleem en de kosten en baten is een maat voor de effectiviteit van maatregelen.

3.4 Kosten-batenanalyse

Een methode om de wenselijkheid voor het verbeteren van een watersysteem te evalueren is door alle kosten en baten te beschouwen en deze te vergelijken. Deze aanpak is gevolgd bij het afleiden van de Deltahoogte (Zie Dantzig, 1956; Deltacommissie, 1960). De baten worden gevormd door een toename van de welvaart en de kosten door een afname van de welvaart.

Het grondbeginsel van de moderne economische theorie is dat zowel de maatschappij als individu, binnen randvoorwaarden van schaarse productiemiddelen en conflicterende behoeften en wensen, altijd zijn of haar welzijn probeert te maximaliseren. Volgens het Pareto-principe (Jackson, 1992) is een investering acceptabel, als het welzijn van minimaal één individu is toegenomen en van niemand is afgenomen. Het maximale welzijn is bereikt wanneer het niet meer mogelijk is om één individu te laten profiteren, zonder dat iemand anders iets van zijn of haar welzijn moet inleveren.

De praktijk is dat daar waar productiemiddelen of producten worden herverdeeld er altijd individuen zijn die profiteren en anderen die wat verliezen. Het verlies van een individu is een verlies voor de maatschappij waar dit individu deel van uitmaakt. Aan de andere kant is het welzijn van de maatschappij groter geworden, doordat sommigen door de herverdeling er op vooruit gegaan zijn. Volgens het Hicks-Caldor compensatieprincipe (Jackson, 1992) geldt dat de maatschappij er als geheel op vooruit is gegaan wanneer de toename van het welzijn (baten) groot genoeg is om de verliezen (kosten) te compenseren.

3.5 Aandachtspunten bij vaststellen kosten en baten

3.5.1 *Verschillen in eenheid*

Een probleem bij het vergelijken van kosten en baten zijn de verschillen in tijd en eenheid. Deze verschillen kunnen worden geïllustreerd met bijvoorbeeld de keuze tussen het bouwen van een groter poldergemaal of het schadeloos stellen van de fruitteilers in een polder waar regelmatig wateroverlast optreedt.

Door de bouw van het gemaal kan een groter debiet ($\Delta x \text{ m}^3/\text{min}$) worden uitgeslagen, waarmee wateroverlast kan worden voorkomen. Door het schadeloos stellen van de verloren oogst van de fruitteilers (y ton appels) kan het huidige gemaal blijven bestaan en is geen investering nodig. De keuze wordt bepaald door de vraag of $\Delta x \text{ m}^3/\text{min}$ gemaalcapaciteit meer waard is dan y ton appels. Om deze twee met elkaar te kunnen vergelijken moeten ze in dezelfde monetaire eenheid worden uitgedrukt.

3.5.2 *Verschillen in tijd*

In het voorbeeld van gemaalcapaciteit en appels kost de bouw van het gemaal nu geld en treedt de schade aan de appeloogst pas wellicht over enkele jaren op. De vraag is nu of de appels dit jaar evenveel waard zijn als de appels over bijvoorbeeld 5 jaar. Voor het waterschap kunnen de kosten van compensatie van een verloren appeloogst over 5 jaar te verkiezen zijn boven een investering in het gemaal nu. Bijvoorbeeld omdat het meer flexibiliteit biedt om in te spelen op toekomstige veranderingen en tot die tijd kan het geld anders geïnvesteerd worden.

Kosten en baten op verschillende tijdstippen kunnen niet met elkaar worden vergeleken. Honderd euro nu is meer waard dan hetzelfde bedrag op een ander tijdstip in de toekomst. Om deze reden moeten bedragen, die op verschillende momenten in de tijd worden betaald of verdiend, worden geconverteerd naar vergelijkbare bedragen (contante waarde of *present value*). Hiertoe worden alle bedragen vermenigvuldigd met een in de tijd kleiner wordende factor. De basis voor contante waarde berekeningen is de formule:

$$CW = M(1+i)^{-t} \quad (\text{verg. 3-3})$$

Waarin:

CW = Contante waarde op $t=0$

M = Bedrag op tijdstip t

i = Discontovoet

Voor het bepalen van contante prijzen tegen een vast prijspeil wordt gebruik gemaakt van een reële discontovoet. Dat wil zeggen een discontovoet die gecorrigeerd is voor inflatie. De hoogte van de discontovoet heeft een grote invloed op de contante waarde van de kosten en baten. Projecten met weinig initiële investeringen zijn aantrekkelijker bij een hoge discontovoet, terwijl projecten met langlopende baten aantrekkelijker zijn bij een lage discontovoet.

De discontovoet geeft alléén de tijdsvoorkeur voor geld aan en dit is niet gelijk aan de rente die zou moeten worden betaald wanneer geld wordt geleend. Dit omdat deze rente door de heersende geldmarktcondities wordt bepaald (Schnell, 1997; Griffin 2006).

In Nederland wordt gebruik gemaakt van een discontovoet van 4% en eventueel een risico-opslag van 3% om rekening te houden met projectspecifieke risico's als deze al niet zijn meegenomen in de kosten- en batenramingen (Kabinetsstandpunt, 2003). Deze risico-opslag van 3% is dubieus, omdat de onzekerheid in kosten en baten niets met een tijdvoorkeur voor geld te maken heeft. Door de risico-opslag worden vooral baten, die op de lange termijn verkregen worden gereduceerd.

3.5.3 *Tijdshorizon analyseperiode*

De tijdhorizon T of analyseperiode is de duur waarbinnen de gevolgen van een project zullen worden meegenomen. Voor de analyseperiode kan de technische levensduur, economische levensduur, of kortere of langere analyseperiode gekozen worden (James e.a., 1971; Turner e.a. 1994; Schnell 1997; Griffin, 2006). Als de analyseperiode veel korter is dan de economische levensduur moet de restwaarde in rekening worden gebracht.

De economische levensduur is voorbij wanneer de marginale baten kleiner worden dan de marginale kosten. Met andere woorden: de verwachte opbrengst tot de volgende reparatie is kleiner dan de kosten voor het beheer en onderhoud. De technische levensduur is voorbij wanneer een systeem haar functie niet meer kan vervullen. De economische levensduur is altijd kleiner of gelijk aan de technische levensduur.

De analyseperiode wordt soms korter gekozen dan de technische of economische levensduur om onzekere gebeurtenissen in de verre toekomst uit de analyse te laten. Zo wordt voor vaarwegprojecten (Min. V&W, 2002) en infrastructurele projecten (Min. VenW, 2004) soms een tijdshorizon van 30 jaar of 50 jaar aangehouden. Het slechts een beperkte tijdshorizon vooruitkijken om rekening te houden met onzekerheid is net zo dubieus als het opheffen van de discontovoet, omdat onzekerheid ten aanzien van

kosten en baten niets te maken met het tijdstip van de uitgaven of inkomsten.

3.5.4 *Schaduw prijzen of marktprijzen?*

Het waarderen van kosten en baten in geld kan tegen marktprijzen en schaduw prijzen. Of van markt- of schaduw prijzen wordt gebruik gemaakt is afhankelijk van het type kosten-batenanalyse en de mate waarin prijzen op de markt tot stand komen.

In een financiële kosten-batenanalyse wordt gekeken vanuit de positie van het individu en worden goederen en diensten gewaardeerd tegen marktprijzen.

Bij een economische kosten-batenanalyse wordt gekeken naar het welzijn van een groep. Hoewel marktprijzen van goederen en diensten het vertrekpunt zijn van een economische kosten-batenanalyse, vertegenwoordigen marktprijzen niet het beste belang voor de groep. Daarom worden de marktprijzen met een schaduw prijsfactor aangepast naar de waarde die op een perfecte markt zou worden betaald. Deze correctie is nodig, omdat marktprijzen afwijken als gevolg van politieke besluiten, monopolies, belastingen, subsidies, incomplete of misleidende informatie en onvolledige concurrentie (Schnell, 1997).

Bij een sociale kosten-batenanalyse wordt net als bij een economische kosten-batenanalyse gekeken naar het welzijn van een groep, maar worden de prijzen waarop kosten en baten worden gewaardeerd verder aangepast aan beleidsvoorkeuren. Bijvoorbeeld door het bevoorstellen van waterberging in combinatie met natuurontwikkeling in een bepaalde regio in een land, waar weinig natuur is.

3.5.5 *Verrekenen van oude investeringen*

Alléén toekomstige kosten of baten dienen in een beslissing te worden betrokken. Uitgaven in het verleden zijn zogenaamde gedane investeringen of *sunk cost* en mogen niet meegenomen worden in de analyse. Zij kunnen de beslissing toch niet meer beïnvloeden (Schnell, 1997).

Toch worden uitgaven uit het verleden soms gebruikt om een beslissing tussen alternatieven te forceren. Hiervoor zijn twee redenen:

1. Het waterschap heeft bijvoorbeeld politieke redenen of een beleidsmatige verplichting om hoe dan ook het project af te ronden, zodat de gedane uitgaven in ieder geval niet zijn weggegooid;

2. Ongewaardeerde activa in een boekhouding hebben geen waarde en kunnen toekomstige investeringen beperken.

Desondanks mogen fouten uit het verleden geen reden zijn, om door te gaan met een project, dat niet kan worden gerechtvaardigd op grond van de toekomstige financiële baten. Doorgaan met het project is dan niet in het economische belang van de ingelanden of andere betrokkenen.

3.5.6 *Inflatie en afschrijvingen*

Inflatie

Het principe achter kosten-batenanalyses is om alle kosten en baten in dezelfde eenheid uit te drukken en met elkaar te vergelijken. Door inflatie is een euro in 2006 echter niet hetzelfde waard als in 2007. Waardoor in een kosten-batenanalyse alle goederen tegen constante prijzen - bijvoorbeeld in euro's met als vast prijspeil 2006 - worden gewaardeerd, ongeacht het tijdstip waarop ze plaatsvinden. Met inflatie wordt rekening gehouden door toekomstige kosten en baten met een reële discontovoet te waarderen. Een reële discontovoet is de nominale discontovoet gecorrigeerd voor inflatie.

Afschrijvingen

Met de waardevermindering van goederen hoeft geen rekening gehouden te worden. De slinkende boekwaarde van kapitaalgoederen door slijtage is een boekhoudkundige aanpassing op de jaarrekening. In een kosten-batenanalyse wordt met de vervangingskosten rekening gehouden op de datum wanneer deze plaatsvinden.

3.6 Vergelijken van kosten en baten

Voor het vergelijken van kosten met baten bestaan 4 methoden (James, 1971; Schnell, 1997; Griffin, 2006):

1. Netto contante waarde (present value);
2. Kosten-batenverhouding (cost benefit ratio);
3. Interne rentabiliteit (internal rate of return); en
4. Jaarlijkse kosten (annual cost).

3.6.1 *Netto contante waarde*

Wanneer verschillende alternatieven met de netto contante waarde methode (NCW-methode) worden beoordeeld, wordt het alternatief gekozen met de grootste contante waarde van verdisconteerde baten min kosten.

$$NCW = \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+i)^t} \quad (\text{verg. 3-4})$$

Waarin:

NCW = netto contante waarde
t = jaarnummer
B_t = baten in jaar t
C_t = kosten in jaar t
i = discontovoet
T = tijdshorizon

Alle kosten en baten moeten worden geconverteerd naar hetzelfde basisjaar, met de zelfde discontovoet en voor dezelfde analyseperiode. Zelfs als de economische levensduur van de verschillende alternatieven verschilt, moet de vergelijking worden gebaseerd op een gemeenschappelijke periode. Dit door het verlengen van de geleverde service na de beëindiging van de alternatieven met de kortste levensduur of door het berekenen van de restwaarde van de alternatieven met een langere levensduur.

3.6.2 Kosten-batenverhouding

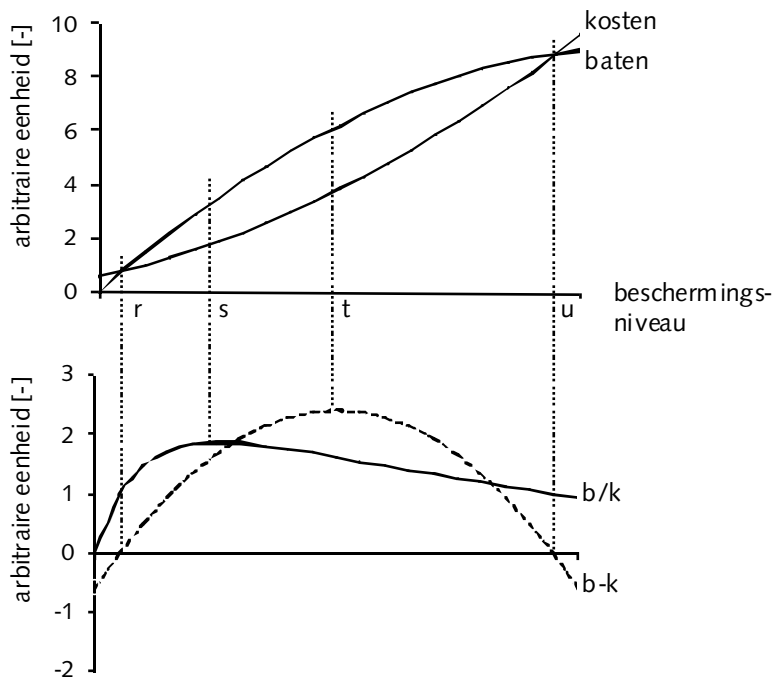
Bij deze methode wordt niet gekeken naar het verschil, maar naar het quotiënt van kosten en baten: de contante waarde van de kosten gedeeld door de contante waarde van de baten:

$$KBR = \frac{\sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+i)^t}} \quad (\text{verg. 3-5})$$

Waarin:

KBR = kosten baten ratio
t = jaarnummer
B_t = baten in jaar t
C_t = kosten in jaar t
i = discontovoet
T = tijdshorizon

Wanneer verschillende alternatieven met elkaar worden vergeleken is het alternatief met de laagste kosten-batenverhouding niet gelijk aan het voorkeursalternatief als bepaald met de NCW-methode. Dit kan worden geïllustreerd aan de hand van Figuur 3-5 waarin voor verschillende beschemingsniveaus de kosten en baten zijn opgenomen.



Figuur 3-5 Theoretische relatie tussen kosten en baten voor verschillende beschermingsniveaus (naar Penning-Rowse e.a., 1986).

Voor alle beschermingsniveaus tussen 'R' en 'U' zijn de baten groter dan de kosten. Het alternatief 'R' heeft de voorkeur indien er eigenlijk geen geld is en het project toch gerealiseerd moet worden. Als ondergrens wordt dan maar geaccepteerd dat in ieder geval de kosten gelijk zijn aan de baten. Alternatief 'U' heeft de voorkeur als er veel geld en weinig projecten zijn. Hier wordt dan als bovengrens geaccepteerd dat de kosten in ieder geval gelijk zijn aan de baten.

Het alternatief met de grootste kosten-batenverhouding 'S' heeft de voorkeur wanneer geld schaars is (optimaal rendement). Indien geld geen probleem is dan heeft het project 'T' met de grootste netto baten de voorkeur (maximale baten). (Let op: de keuze of 'iets' kosten zijn of negatieve baten is veelal onduidelijk, maar beïnvloedt wel de kosten-batenverhouding (Schnell, 1997; Griffin 2006)).

3.6.3 Interne rentabiliteit

De interne rentabiliteit geeft aan bij welke hoogte van de discountvoet de netto contante waarde gelijk is aan nul. Wanneer onduidelijkheid bestaat

over de juiste discontovoet, kan de interne rentevoet een indicatie geven voor het te verwachten rendement

$$IR = i \quad \text{waarbij} \quad \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+i)^t} = 0 \quad (\text{verg. 3-6})$$

Waarin:

IR = interne rentabiliteit
t = jaarnummer
B_t = baten in jaar t
C_t = kosten in jaar t
i = discontovoet
T = tijdshorizon

3.6.4 *Jaarlijkse kosten*

Voor de jaarlijkse kostenmethode worden alle kosten en baten omgerekend naar jaarlijkse kosten en baten, door de contante waarde te vermenigvuldigen met een constante factor. Op deze manier wordt de variatie in de tijd van kosten en baten uitgesmeerd over de analyseperiode.

$$\sum_{t=0}^T \frac{JK}{(1+i)^t} = NCW = \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+i)^t} \quad (\text{verg. 3-7})$$

Waarin:

JK = jaarlijkse kosten
t = jaarnummer
B_t = baten in jaar t
C_t = kosten in jaar t
i = discontovoet
T = tijdshorizon

3.6.5 *Evaluatie*

Elk van de genoemde technieken heeft voor- en nadelen:

- De netto contante waardemethode is eenvoudig in het gebruik, maar niet geschikt om alternatieven in volgorde van grootte te plaatsen;
- Voordeel van de interne rentabiliteit is dat het niet nodig is om een discontovoet te kiezen;
- Nadeel van de IR-methode is de mogelijkheid van meerdere oplossingen;
- De kosten-batenverhouding wordt veelvuldig gebruikt;
- De jaarlijkse kostenmethode is gelijk aan de contante waardemethode, maar wordt soms gebruikt, omdat mensen meer gewend zijn aan het gebruik van jaarlijkse kosten in plaats van contante waarde.

De te kiezen methode wordt bepaald door het doel van de analyse. In dit proefschrift wordt dan ook geen methode voorgeschreven. Voor het Nederlandse waterbeheer is de inzet van kosten-batenanalyses bedoeld om te achterhalen hoe de kosten van een maatregel in verhouding staan tot de schade die ermee wordt voorkomen. Waar het om gaat is te voorkomen dat 'te dure' maatregelen worden genomen. In de casestudies Noorderkwartier en Westeramstel in hoofdstuk 7 zal gebruik worden gemaakt van de kosten-batenverhouding.

3.7 **Bepalen van kosten voor verbeteringsmaatregelen**

De kosten van verbeteringsmaatregelen in het waterbeheer zijn de uitgaven om het risico te verlagen. In bijna alle projecten is het bepalen van de kosten makkelijker dan het bepalen van de baten. De kosten worden bepaald door investeringskosten en kosten voor beheer en onderhoud. Welk verder zijn uit te splitsen in:

1. *Goederen en diensten*
Het identificeren van mogelijke maatregelen, als het ontgraven en verplaatsen van grond of de aanschaf van stuwen is meestal niet lastig. Ook de kosten per eenheid zijn doorgaans wel te achterhalen. Het probleem van het schatten van de kosten van goederen en diensten wordt bepaald door hoeveel en wanneer;
2. *Arbeid*
Dit omvat de gemaakte kosten gedurende de planvorming, uitvoeringsfase en voor beheer en onderhoud. Net als bij goederen en diensten zijn de kosten per eenheid vaak goed vast te stellen. Het bepalen hoeveel arbeid en wanneer die nodig is, is vaak veel lastiger vast te stellen;
3. *Land*
Het bepalen van de economische waarde van land - bijvoorbeeld voor het realiseren van open water uit grasland - is moeilijk, omdat de functieverandering maakt dat toekomstige productie verloren gaat. Een zuivere waardebeoordeling wordt verkregen wanneer het land wordt gewaardeerd tegen de som van alle toekomstige jaarlijkse netto-opbrengsten die zonder het project zouden zijn verkregen. Wanneer de grond eenmalig aan het begin van een project wordt gewaardeerd tegen de kosten die worden gemaakt om de grond aan te kopen, wordt er eigenlijk vanuit gegaan dat de betaalde prijs nagenoeg gelijk is aan de prijs die zou worden betaald op een markt waar vraag en aanbod met elkaar in evenwicht zijn. Dit is echter zelden het geval: óf de grond is al eigendom en de aanschafkosten zouden niet mogen worden

meegenomen (Zie paragraaf 3.5.5), óf de prijs is onzuiver als gevolg van niet-economische, maar persoonlijke afwegingen als prestige, voorkeur en/of onvolledige informatie. Als alternatief kan de grond worden gewaardeerd tegen de contante waarde van jaarlijkse pacht die zou moeten worden betaald voor de grond. De pacht is een beter alternatief voor de netto contante waarde van alle toekomstige productie dan de grondprijs, omdat de pachtprijs eerder op basis van evenwicht tussen vraag en aanbod tot stand komt.

3.8 Bepalen van baten van verbeteringsmaatregelen

Waterbeheer is een collectieve dienst met als doel functieondersteuning en voldoende bescherming. Volgens de hiervoor beschreven principes van kosten-batenanalyses moeten de kosten van de investeringen hiervoor opwegen tegen de baten.

Baten van maatregelen zijn bijvoorbeeld het gevolg van:

1. Een grotere opbrengst door:
 - een grotere productie
 - kwaliteitsverbetering
 - verschuiving in tijd en plaats van waar product wordt verkocht
 - veranderingen in vorm
2. Of een kostenbesparing door:
 - automatisering
 - verminderde transportkosten
 - voorkomen van verliezen

Bij verbeteringen van een watersysteem is de meest geschikte techniek voor het bepalen van de baten het berekenen van de kostenbesparing door het voorkomen van verliezen als gevolg van een suboptimale functieondersteuning (Shabman e.a., 1996).

De baten van het voorkomen van wateroverlast zijn opbrengsten in de vorm van een vermindering van de toekomstige schade uitgedrukt in geld of goederen die per project kunnen verschillen in hoedanigheid. Ofwel gelijk aan de contante waarde van het verschil tussen de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade mét en de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade zonder de maatregel. Dit wordt nader uitgewerkt in hoofdstuk 4 Schade door wateroverlast.

3.9 Verantwoording methode

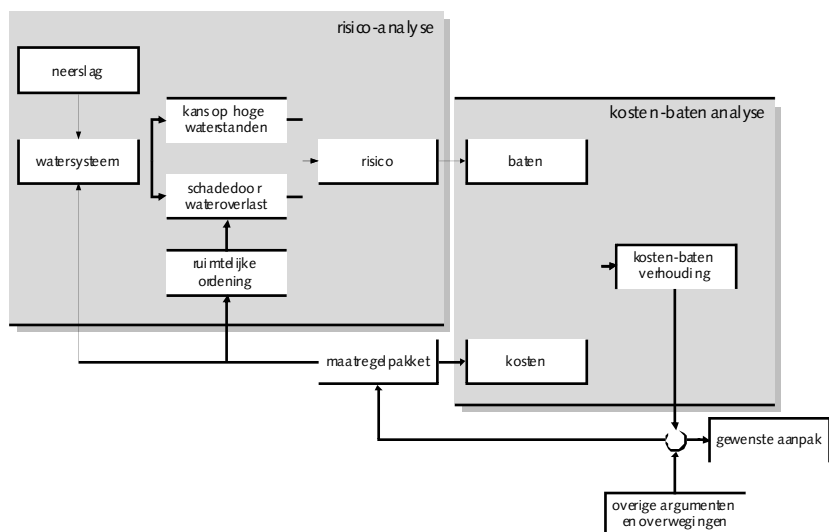
In dit hoofdstuk zijn de principes voor het bepalen van de risico's van wateroverlast beschreven en hoe deze gebruikt kunnen worden in een

kosten-batenanalyse. Het risico is gebaseerd op het product van kans en gevolg en is gelijk aan de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade. Dit type berekeningen wordt voor overstromingen van rivieren of uit zee al ontwikkeld, maar voor wateroverlast door neerslag in regionale watersystemen nog niet standaardmatig toegepast

Om het risico van wateroverlast als eis voor het toetsen van een watersysteem te kunnen gebruiken, is een normwaarde en een toetsmethode nodig. Normwaarden voor een maximaal risico bestaan nog niet. Het gebruik van risico van wateroverlast om een watersysteem op te beoordelen is gebaseerd op twee grondslagen:

1. Een maximum toelaatbaar risico;
2. Een maximum kosten-baten verhouding.

Beide aspecten zijn van belang voor een afgewogen besluit over maatregelen (Zie Figuur 3-6). Het maximum risicobedrag doet recht aan de economische belangen en is een maat voor de urgentie van het probleem. De kosten-baten verhouding is een maat voor de effectiviteit van maatregelen. De kosten worden bepaald door de investeringskosten en de kosten voor beheer en onderhoud. De baten zijn gelijk aan de contante waarde van het verschil tussen de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade mét en de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade zonder de maatregel.



Figuur 3-6 Stappenplan voor het beoordelen van een watersysteem.

4 Schade door wateroverlast

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op schade door wateroverlast. Schade door wateroverlast varieert met de wijze waarop een gebied inundeert en de gebiedsspecifieke karakteristieken. Zo is de schade als gevolg van een dijkdoorbraak langs de Nieuwe Waterweg bij Rotterdam vele malen groter, dan de schade bij lokale inundaties in veenweidegebied door hevige neerslag. Zhou (1995) maakt het volgende onderscheid in inundaties:

- Kleine inundaties, waarbij enkel grasland en wat veldjes blank staan;
- Middelgrote inundaties, waarbij ook bouwland en hier en daar het water in een boerderij of huis staat;
- Grote inundaties, waarbij wegen, spoorwegen en gedeeltes van dorpen en steden zijn overstroomd. Dit type overstromingen geeft slachtoffers;
- Catastrofale inundaties met grote schade aan steden, snelwegen en spoorwegen, waarbij een groot aantal mensen gevaar loopt.

De schade door wateroverlast als gevolg van hevige neerslag in polders is het gevolg van een te hoge grondwaterstand of door uit de sloot tredend oppervlakte water. Door de sterk gefragmenteerde indeling van Nederlandse watersystemen is er bij deze inundaties eigenlijk geen gevaar voor slachtoffers en staat het water hooguit enkele decimeters boven maaiveld. Grote en catastrofale overstromingen door enkel neerslag in regionale watersystemen zijn in Nederland bijna onmogelijk. De dreiging van grote en catastrofale overstromingen bestaat wel, maar wordt dan veroorzaakt door een dijkdoorbraak van een boezemkade, een dijk langs de grote rivieren of een doorbraak vanuit zee.

Voor het berekenen van het risico van overvloedige neerslag zal de schade bij wateroverlast moeten worden gemodelleerd, omdat langjarige homogene meetreeksen van schade niet bestaan. Achtereenvolgens worden behandeld:

- De soorten schade (4.2);
- Methoden voor het waarderen van schade (4.3);
- Het modelleren van schade (4.4);
- Bestaande schademodelen (4.5);
- Ontwikkeld schademodel (4.6).

4.2 Onderverdeling van schade door wateroverlast

Schade of verlies door natuurrampen als overstromingen kunnen op verschillende manieren worden geclassificeerd (Zie Dutta e.a., 2001; BTE, 2001; Penning-Rowse e.a., 2003; De Bruin 2005, Messner e.a., 2006). Het eerste onderscheid dat vaak gemaakt wordt is tussen weegbare schade ('tangibles') en imponderabilia ('intangibles'). Weegbare schade is schade welke in geld kan worden uitgedrukt, en daarom kan worden vergeleken en beoordeeld. Schade aan gebouwen en hun inventaris is een voorbeeld van weegbare schade. Imponderabilia zijn niet in geld uit te drukken schades, zoals angst en trauma's.

Een ander onderscheid is er tussen directe en indirecte schade. Directe schade wordt veroorzaakt door rechtstreeks contact met het water, terwijl indirecte verliezen worden veroorzaakt door onderbreking en ontwrichting van economische en sociale activiteiten als gevolg van de directe schade. Schade aan gebouwen is directe schade, terwijl productieverliezen indirecte schade is. Bijna alle literatuur over schade door overstromingen beperkt zich tot de eenvoudiger te bepalen directe weegbare schade (Merz, 2004).

Directe schade, indirecte schade en imponderabilia kunnen verder worden onderverdeeld in eerste orde, tweede orde en derde orde schade. Figuur 4-1 illustreert de onderverdeling van schade volgens de hierboven beschreven criteria.

4.2.1 *Directe schade*

Directe schade wordt veroorzaakt door fysiek contact met het water. Deze schade omvat schade aan of verlies van land- en tuinbouwproducten, schade aan infrastructuur en nutsvoorzieningen en schade aan gebouwen en hun inventaris.

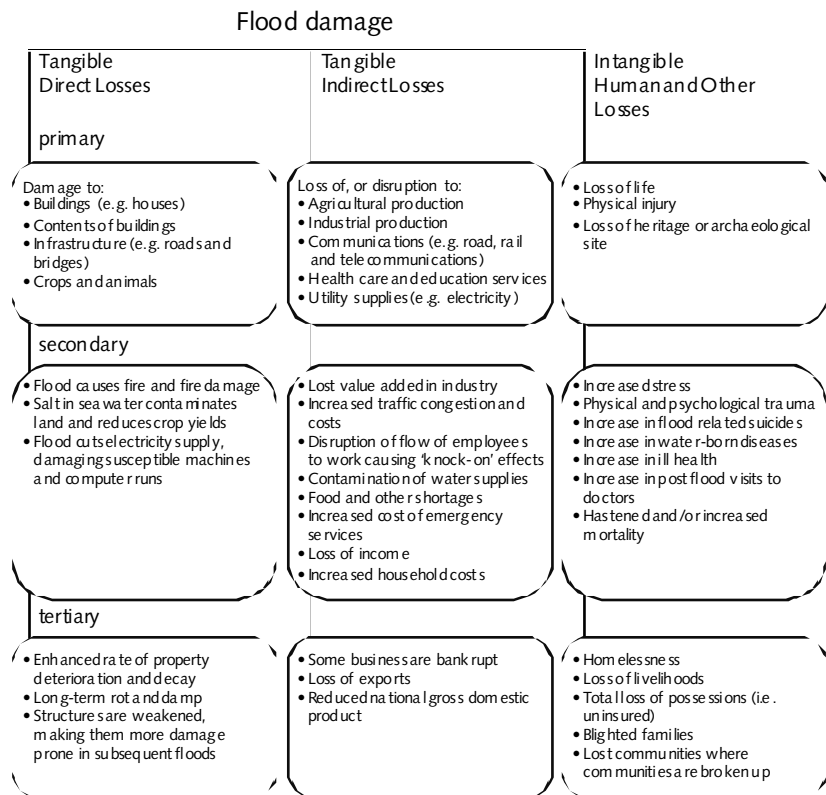
Land- en tuinbouwproducten

Bij land- en tuinbouwproducten is de schade door wateroverlast het verlies van een gedeelte van de oogst. Dit verlies wordt niet enkel bepaald door het contact met het water, maar ook door de omstandigheden waaronder hoge grondwaterstand of de inundatie plaatsvindt. In het groeiseizoen is de voornaamste oorzaak voor een verminderde gewasopbrengst een gebrek aan zuurstof in de wortelzone, doordat alle poriën in de bodem gevuld zijn met water (anaërobie). Toch treedt ook buiten het groeiseizoen schade op aan bouwland, die later in het groeiseizoen leidt tot een verminderde gewasopbrengst. Door bijvoorbeeld een verminderde draagkracht door hoge grondwaterstanden in het vroege voorjaar, kan het land pas later worden bewerkt. Of door langdurige passen in de wintermaanden ontstaat een korst aan maaiveld (verslapping), waardoor de toplaag van de bodem in het

voorjaar lang nat, hard en zuurstofloos blijft (Bolt e.a. 2000). Andere factoren die de schade beïnvloeden zijn bijvoorbeeld de zouttolerantie van gewassen, de waterkwaliteit, achterblijven van slib en dergelijke (Pivot, 2002).

Infrastructuur en nutsvoorzieningen

De schade aan infrastructuur en nutsvoorzieningen wordt niet bepaald door de inundatiediepte of het seizoen, maar meer door een drempelwaarde tussen of er wel of geen contact met het inundatiewater is geweest. Zo kan de inhoud van een verdeelkast als verloren worden beschouwd, wanneer het water het schakelpaneel heeft bereikt. De mate en de duur van de inundatie is dan van ondergeschikt belang. De schade aan een asfaltverharding wordt beïnvloed door bijvoorbeeld het achterblijven van slib in de poriën en of er tijdens de inundatie met zwaar materieel over de weg is gereden (door de verzadigde wegfundering en ondergrond is de draagkracht van de verharding afgenomen).



Figuur 4-1 Indeling in schade categorieën (Parker, 2000).

Gebouwen en inventaris

Voor de schade aan gebouwen en hun inventaris zijn vooral de diepte, de duur en aanwezigheid van verontreinigingen de hoofdvariabelen (Thieken e.a., 2005; Kleist e.a., 2006). Bij wateroverlast door overvloedige neerslag is de directe schade aan gebouwen bijvoorbeeld het uitzetten en loslaten van stucwerk, kringen in schilderwerk en stank, schimmel en rot van bijvoorbeeld de begane grondvloer. Schade aan de inventaris is bijvoorbeeld meubilair dat niet op tijd naar de eerste verdieping gebracht kon worden.

4.2.2 *Indirecte schade*

Indirecte schade is het gevolg van een overstroming in de omgeving. Dergelijke schade omvat productieverliezen als gevolg van ontregelde infrastructuur en nutsvoorzieningen, kosten voor het opruimen van het gebied en de kosten van noodmaatregelen, als evacuaties, politieassistentie en dergelijke.

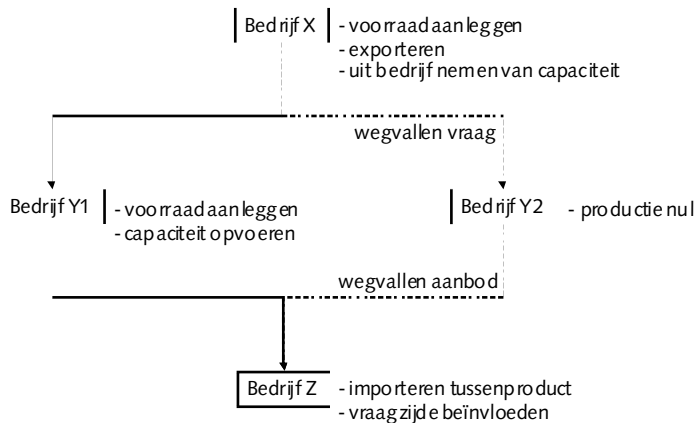
Het bepalen van de indirecte schade is lastiger dan het bepalen van directe schade doordat (Parker, 1992):

- De overstroming een kettingreactie aan indirecte schade veroorzaakt aan zowel de vraag- als aanbodzijde;
- De werkelijke schade gescheiden moet worden van een verschuiving van productie in de tijd of een verschuiving naar een andere locatie;
- Enkel met marginale uitgaven rekening gehouden moet worden in plaats van de totale herstelkosten naar de situatie van voor de inundatie.

De omvang van de indirecte schade als gevolg van het tijdelijk wegvallen van een economische activiteit weerspiegelt de kwetsbaarheid van een economie. De indirecte schade is laag wanneer de economie zich gemakkelijk kan aanpassen aan overstromingen, doordat elders aanwezige overcapaciteit kan worden ingezet om de verliezen te beperken. De indirecte schade is hoog wanneer de door de overstroming stilgelegde productie moeilijk kan worden vervangen (Zie Figuur 4-2).

Om de indirecte schade te bepalen bestaan verschillende methoden. Zie voor een overzicht Cochrane (2004). Hoewel de indirecte schade sterk door gebiedsspecifieke factoren en de omvang van de overstroming wordt beïnvloed, wordt om praktische redenen de indirecte schade door middel van een multiplier toegevoegd aan de directe schade. Het is namelijk ondoenlijk om voor elk geval een gedetailleerde studie te doen naar de omvang van de indirecte schade. De multipliers die de mate van doorwerking van directe schade naar indirecte schade weergeven, verschillen

van sector tot sector. Een multiplier is hoog, wanneer de verwevenheid van een sector met de economie in de regio groot is.



Figuur 4-2 De indirecte schade is afhankelijk van de mate waarin X, Y1 en Z de wegevalen productie van Y2 kunnen opvangen (naar FEMA, 1999; Veen, 2004).

4.2.3 Imponderabilia

Imponderabilia zijn effecten die wel meegenomen horen te worden, maar niet in geld zijn uit te drukken. Deze schade omvat

- Stress als gevolg van maatschappelijke ontwrichting;
- Bezorgdheid over een eventuele volgende overstroming;
- Toenemende afkeer van de (lokale) overheid;
- Emotionele waarde van persoonlijke bezittingen
- Verlies van cultureel erfgoed.

Het bepalen van deze schade is subjectief en wordt bijna nooit meegenomen bij de economische evaluatie van kosten en baten (Zhai e.a., 2005). Lekuthai e.a. (2001) heeft 'bezorgdheid voor een eventuele volgende overstroming' gekwantificeerd door een relatie te leggen tussen bezorgdheid, de afname van productiviteit en duur en diepte van een overstroming. In zijn case studie van een grote overstroming van Bangkok in 1995 bleek dat de schade voor verschillende scenario's circa 20% hoger uitkomt door met de afname van de productiviteit rekening te houden.

4.2.4 Beperkingen veroorzaakt door onzekerheid in schade

De onzekerheden die worden geïntroduceerd door het toepassen van een multiplier voor indirecte schade en het verwaarlozen van imponderabilia beperkt de toepasbaarheid van de in dit proefschrift gepresenteerde methode tot schade in gebieden met een beperkte omvang.

De schades bij wateroverlast door hevige neerslag in Nederland zijn doorgaans nog wel door de maatschappij op te vangen. Voor grootschalige rampen waarbij de gevolgschade niet door de maatschappij kan worden opgevangen, maar waarbij de ramp leidt tot permanente onbewoonbaarheid of ontwrichting, zullen bij het bepalen van risico beperkende maatregelen de indirecte schades en imponderabilia wel meegenomen moeten worden.

4.3 Waarderen van schade

Voor het waarderen van schade in geval van wateroverlast kan onderscheid gemaakt worden tussen twee hoofdcategorieën:

1. Een gedetailleerde inventarisatie van individuele huizen, bedrijfsgebouwen, landerijen etc.;
2. Of gestandaardiseerde data, waarbij elk (type) huis op gelijke manier gewaardeerd wordt (Messner, 2006).

De keuze voor de ene of andere methode hangt af van de grootte van het gebied, complexiteit van het landgebruik, de gewenste nauwkeurigheid en scenario's. Om deze reden bestaat er dan ook niet één correcte methode.

In de vorige paragraaf is uitgelegd dat de schade bij wateroverlast is onder te verdelen in directe, indirecte schade en imponderabilia. Om deze typen schades te waarderen in geld bestaan verschillende technieken, waarvan de belangrijkste de restwaarde, vervangingswaarde, restauratiekosten, kosten van preventieve maatregelen. Deze zullen in het kort in deze paragraaf worden besproken. Daarnaast bestaan nog Hedonic Pricing, Contingent Valuation, Input-output analyses. Deze technieken worden toegepast als er geen goede markt is waaruit een prijs kan worden afgeleid. Zie Pearce (2006) voor een beschrijving van deze methoden.

Restwaarde

De restwaarde is de geschatte waarde van het gebouw of inventaris vlak voor de schade door wateroverlast optrad. Voor het bepalen van de restwaarde wordt elk jaar een gedeelte van de aanschafwaarde afgeschreven. De jaarlijkse afschrijving wordt bepaald door de economische of technische levensduur.

Vervangingswaarde

Bij deze methode wordt de schade aan een gebouw of gewas gewaardeerd als de potentiële uitgaven voor het vervangen van de aangetaste gebouwen of gewassen tegen de prijs, waarvoor dit kapitaalgoed op de inkoopmarkt kan worden aangeschaft. Probleem bij het gebruik van de vervangingswaarde kan het vaststellen van de actuele waarde van goederen zijn, die niet meer gemaakt worden of grote technische veranderingen

hebben ondergaan. Wat is bijvoorbeeld de vervangingswaarde van een zwart-wit televisie?

Restauratiekosten

Deze techniek neemt de kosten van herstel van de oorspronkelijke functie als maat voor de waarde van de schade. Probleem hierbij is dat de restauratiekosten niet altijd de waarde vertegenwoordigen waarvoor een gebouw vervolgens hersteld kan worden na een overstroming, omdat door de grote vraag naar aannemers na een overstroming de prijzen omhoog gaan.

Kosten van preventieve maatregelen

Wanneer de restwaarde, vervangingswaarde of restauratiekosten niet of lastig te bepalen zijn, kan de schade worden geschat als de waarde van de kosten voor preventieve maatregelen. Een bijzondere vorm van dit type kosten zijn *relocation cost*, waarbij de potentiële schade wordt gewaardeerd naar de uitgaven voor het verplaatsen van een functie naar een andere locatie.

Door Penning-Rowsell (2003) en Messner (2006) wordt voorgesteld om bij kosten-batenanalyses voor wateroverlast bij voorkeur de restwaarde te gebruiken; omdat met de vervangingswaarde de schade aan de economie wordt overschat. Over de herstelkosten wordt niets gezegd. Beter uitgangspunt is om - afhankelijk van of het schade aan land- en tuinbouwproducten, infrastructuur en nutsvoorzieningen of gebouwen en inventaris betreft - het minimum van de herstelkosten, restwaarde of vervangingswaarde als de schade voor de economie te gebruiken, omdat dit minimum de werkelijke schade aan de economie vertegenwoordigt.

4.4 Modelleren van schade

Voor een nauwkeurige bepaling van de volledige schade door wateroverlast is het wenselijk dat alle categorieën uit Figuur 4-1 worden meegenomen. Echter afhankelijk van beschikbare data, middelen, tijd etc. is een pragmatische aanpak noodzakelijk. Doorgaans wordt gebruik gemaakt van de unit-loss methode (Dutta e.a., 2001). Het gebruik van deze methode is internationaal geaccepteerd als de standaardmethode voor het schatten van schade als gevolg van overstromingen (Messner e.a., 2006). De gebruikte formule om de schade te berekenen is:

$$S = \sum_{i=1}^n \alpha_i S_{\max,i} \quad (\text{verg. 4-1})$$

Waarin:

S	= totale schade	(€)
α_i	= factor afhankelijk van categorie i en lokale omstandigheden	(-)
N	= aantal eenheden	(-)
$S_{\max, i}$	= maximale schade per eenheid in de categorie i	(€)

Voor het toepassen van deze methode voor het bepalen van de schade bij wateroverlast moeten vijf stappen doorlopen worden:

1. Het identificeren en inventariseren van relevante eenheden;
2. Het schatten van de maximum schade per eenheid;
3. Het opstellen van schadefuncties per eenheid;
4. Het bij wateroverlast per eenheid berekenen van de schade;
5. Het sommeren van alle schades van alle eenheden.

De betrouwbaarheid van de methode hangt af van de indeling in categorieën en de schaal van de ruimtelijke eenheden die wordt gebruikt. Voor de indeling in categorieën is het wenselijk om deze zo te kiezen dat binnen elke categorie schadebedragen en schadefuncties overeen komen. Voor de schaal van de ruimtelijke eenheden is het niet wenselijk om het meest gedetailleerde niveau te kiezen, maar een niveau dat net voldoende gedetailleerd is om de onderzoeksvraag te kunnen beantwoorden en waarvoor ook de gegevens redelijkerwijs eenvoudig kunnen worden verzameld.

De schade tijdens een inundatie wordt bepaald door de karakteristieken van een overstroming, zoals de inundatiediepte, inundatieduur, seizoen, stroomsnelheid, de stijgsnelheid, de aanwezigheid van verontreinigingen en of inundatie plaatsvindt met zoet of zout water. Volgens Messner e.a. (2006) wordt bij schadebepaling hoofdzakelijk rekening gehouden met de inundatiediepte. Afhankelijk van het doel van de schadebepaling en het type overstroming worden soms andere kenmerken toegevoegd. Het seizoen en de duur is bijvoorbeeld van belang voor de landbouwschade en de stijgsnelheid bijvoorbeeld voor het bepalen van de schade aan inventaris, omdat men geen tijd heeft gehad om spullen van de begane grond naar de eerste verdieping te brengen. Voorwaarde voor het kunnen meenemen van andere karakteristieken dan inundatieduur is dat deze bekend of te bepalen zijn.

4.5 Bestaande leidraden en programma's

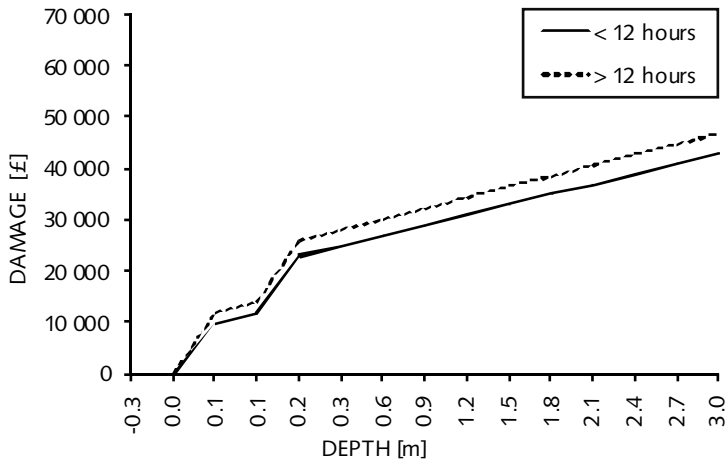
Verschillende landen hebben software ontwikkeld voor het berekenen van schade door wateroverlast. De belangrijkste zijn Engeland, Verenigde Staten, Australië en Nederland.

4.5.1 Engeland

Toonaangevend in het onderzoek naar schade door inundaties is het Flood Hazard Research Centre (FHRC) van Middlesex University UK. Dit onderzoeksinstituut verzamelt veel data over de sociale en economische verliezen als gevolg van overstromingen in het Verenigd Koninkrijk. Het FHRC heeft vier handleidingen geschreven voor het bepalen van de schade door overstromingen. De meest recente handleiding - de 'multi-coloured manual' - combineert de inhoud van de drie eerder gepubliceerde handleidingen (Penning-Rowse e.a., 2003).

De methodes in de manual zijn uitgesplitst naar de schaal van het gebied en gewenste nauwkeurigheid van de studie. Zo wordt onderscheid gemaakt in een evaluatie op macro-, meso-, of microschaal. In de handleiding zijn meer dan 100 schadefuncties voor woonbebouwing en 10 functies voor overige bebouwing opgenomen.

Naast de inundatiediepte wordt rekening gehouden met of de schade ontstond door een overstroming met zout of zoet water, of de inundatieduur langer of korter dan 12 uur duurde (Zie Figuur 4-3), en of de overstroming was aangekondigd of niet. Voor al deze situaties zijn aparte functies afgeleid. De schadefuncties uit de 'multi-coloured manual' worden onder andere in de volgende 2 modellen in Engeland gebruikt: Estimating Damage (ESTDAM) en Modelling and Decision Support Framework (MDSF). Beide modellen zijn voornamelijk bedoeld voor het bepalen van de schade aan bebouwd gebied.



Figuur 4-3 Voorbeeld diepte-schadefunctie voor een inundatieduur kleiner en groter dan 12 uur (Penning-Rowse e.a., 2003).

ESTDAM is in de 70-er jaren ontwikkeld door het FHRC voor microschaal studies. Het model bevat voor elke woning, gebouw, eenheid details over landgebruik en hoogte. Door het model wordt met behulp van een inundatiekaart eerst voor elk object de inundatiediepte berekend. Daarna wordt met de inundatiediepte de schade bepaald door de uit voor dat landgebruik relevante diepte-schadefunctie de schade te bepalen (Penning-Rowse, 1986).

MDSF staat voor Modelling and Decision Support Framework en is ontwikkeld in 2001 ter ondersteuning van het overstromingsrisicobeheer in stroomgebieden. Het programma is opgezet door een consortium, waaronder het Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Wallingford en het FHRC. MDSF is een GIS-tool bij ArcView en bevat geen hydraulisch model of een beslismodel. Het ondersteunt alleen bij het bepalen van de economische en sociale effecten.

Voor beide programma's geldt, dat om de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade te bepalen voor verschillende overstromingsscenario's met bekende herhalingsperiode de schade moet worden bepaald. De verwachtingswaarde kan dan worden benaderd als in Figuur 3-2. Dit is mogelijk door de unieke relaties tussen debiet en overschrijdingskans en tussen debiet en waterstand.

4.5.2 *Australië*

Het Department of Natural Resources and Mines heeft in 2002 een richtlijn ontwikkeld voor het bepalen van directe en indirecte schade door overstromingen (NRM, 2002). In de leidraad worden 5 stappen doorlopen voor het schatten van de schade bij overstromingen:

1. Schat het getroffen gebied en de inundatiediepte;
2. Selecteer geschikte diepte-schadefuncties voor het schatten van de directe schade. In de leidraad worden 3 functies gegeven (Zie Tabel 4-1);
3. Gebruik de diepte-schadefuncties om de schade te bepalen;
4. Schat de indirecte schade. In de praktijk wordt een multiplier gebruikt van 15% voor woonhuizen en 55% voor commerciële gebouwen;
5. Bepaal de totale schade als gevolg van de directe en indirecte schade.

In Australië worden twee modellen gebruikt: ANUFLOOD en FloodAus. Beide modellen zijn voornamelijk bedoeld voor het bepalen van de schade aan bebouwd gebied.

ANUFLOOD is ontwikkeld door het Centre for Resource and Environmental Studies van the Australian National University en bedoeld om de schade in stedelijk gebied te schatten. Op dit moment wordt het model beheerd door het Natural Hazards Research Centre van Macquarie University. Input gegevens voor het model zijn een digitaal hoogtebestand, een kaart met het onroerend goed, een inundatiekaart van het gebied en schadefuncties. Ook met ANUFLOOD is de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade te bepalen door, net als in Figuur 3-2, voor meerdere overstromingsscenario's met bekende herhalingsjijd de schade te bepalen

Tabel 4-1 Schade- dieptefuncties voor woonhuizen in ANUFLOOD (NRM, 2002).

Depth over Floor Level	Small house (<80m ²) (AUS\$)	Medium house (80-140m ²) (AUS\$)	Large house (>140m ²) (AUS\$)
0.0m	905	2 557	5 873
0.1m	1 881	5 115	11 743
0.6m	7 370	13 979	25 351
1.5m	17 379	18 585	32 276
1.8m	17 643	18 686	32 768

FloodAus is een op GIS gebaseerde risico-tool ontwikkeld door Risk Frontiers voor het schatten van het risico van overstromingen in stedelijk gebied. De uitvoer van het model is een database met adressen, waarin voor elk adres de geschatte herhalingsjijd voor inundatie van de begane grondvloer, 1 meter boven de begane grondvloer en 2 meter boven de begane grondvloer staat (Zie www.riskfrontiers.com).

4.5.3 Verenigde Staten

In de Verenigde Staten zijn verschillende organisaties betrokken bij het voorkomen van schade door wateroverlast. Hierdoor is er geen standaardmethode ontwikkeld (Bruin e.a., 2001). Wel heeft de U.S. Army Corps of Engineers een leidraad: 'Risk based analyses for flood damage reduction studies' (USACE, 1996). Daarnaast zijn de twee meest gebruikte modellen in de Verenigde Staten HEC-FDA en HAZUS-MH.

Het computerprogramma HEC-FDA is het door het Hydrologic Engineering Centre (HEC) van het United States Army Corps of Engineers ontworpen Flood Damage Analysis (FDA) programma. In het programma moet een profiel van debieten of waterstanden worden opgegeven voor herhalingsjijden van 2, 5, 10, 25, 50, 100, 250 en 500 jaar. Voor het

berekenen van de schade moeten vervolgens schadecategorieën en schadefuncties worden opgegeven voor bijvoorbeeld de constructie en inboedel van woonhuizen en commerciële gebouwen.

HAZUS-MH staat voor 'Hazard United States - Multiple Hazards' en is in eerste instantie ontwikkeld voor het schatten van schade door aardbevingen door de Federal Emergency Management Agency (FEMA). Later zijn daar andere mechanismen aan toegevoegd, zoals overstromingen. In het programma wordt voor het schatten van schade onderscheid gemaakt in 3 niveaus van grof naar fijn. Het verschil tussen de niveaus wordt bepaald door de beschikbare gegevens en het doel van de analyse. Voor een grove analyse op niveau 1 is reeds default data opgenomen in het programma. Voor een gedetailleerdere analyse op niveau 2 of 3, zal door de gebruiker gegevens moeten worden toegevoegd, zoals maaiveldhoogtegegevens, een inundatiekaart en gegevens over de inundatiediepte. Via enkele tussenstappen kan vervolgens de schade worden geschat voor vaste herhalings tijden van 10, 50, 100, 200 en 500 jaar en de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade.

Ook voor HEC-FDA en HAZUS geldt, dat de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade wordt benaderd door de schade van verschillende herhalings tijden te combineren overeenkomstig Figuur 3-2.

4.5.4 *Nederland: HIS schade en slachtoffersmodule*

In Nederland zijn er geen wettelijke richtlijnen, maar is er een standaardmethode voor het bepalen van schade en slachtoffers bij overstromingen van een dijkkringgebied. Deze module is onderdeel van een Hoogwater Informatie Systeem (HIS). Daarnaast zijn er ten behoeve van de Commissie Waterbeheer 21^e eeuw schadefuncties opgesteld.

De HIS-schade en slachtoffersmodule van het ministerie van Verkeer en Waterstaat wordt gebruikt voor het berekenen van de verwachte schade en slachtoffers bij een overstroming na een duin- of dijkdoorbraak (Vrisou van Eck e.a., 2000). Invoergegevens voor het model zijn:

- Een overstromingscenario;
- Diepte-schadefuncties en maximum schadebedragen;
- Een vastgoedkaart van Nederland.

Het overstromingscenario bevat informatie over de diepte, stroomsnelheid, stijgsnelheid (door verdrinken) en een beschuttingsfactor. In de module zijn 11 schadefuncties opgenomen voor verschillende vormen van landgebruik.

De vastgoedkaart bevat informatie over het aantal huizen, de locatie van wegen e.d.

Net als de software uit Engeland, de Verenigde Staten en Australië is de HIS-schade en slachtoffersmodule voornamelijk bedoeld voor het bepalen van de schade aan bebouwd gebied. De onderverdeling van het grondgebruik in niet bebouwde gebieden is summier: landbouw, glastuinbouw of recreatie.

Voor de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade zal ook van verschillende scenario's met bekende herhalingsstijd, de schade moeten worden gecombineerd overeenkomstig Figuur 3-2.

4.5.5 *Nederland: schadefuncties WB21*

Ten behoeve van de Hoogwatersnommering regionale watersystemen in opdracht van de commissie waterbeheer 21^e eeuw is een methode opgesteld voor het modelleren van schade door ondiepe grondwaterstanden. De methode maakt onderscheid in 5 verschillende vormen van landgebruik: grasland, akkerbouw, hoogwaardige land- en tuinbouw, glastuinbouw en stedelijk gebied.

De algemene formule voor het bepalen van de schade is:

$$S = f(s, h, \Delta t) \cdot S_{\max} \quad (\text{verg. 4-2})$$

Waarin:

S = schade per hectare of object (€)

$f(s, h, \Delta t)$ = schadefunctie, afh. van seizoen (s), diepte (h) en duur (Δt) (-)

S_{\max} = maximaal schadebedrag (€)

De voorgestelde maximale schadebedragen staan in Tabel 4-2. De bedragen zijn bepaald als gemiddelde bruto werkelijke opbrengst per hectare en ontleend aan de informatie van het Bedrijven Informatie Net (BIN) van het Landbouw Economisch Instituut (LEI).

Een schadefunctie geeft de relatie tussen de schade en de diepte en/of duur tussen 0% (geen schade) en 100% (maximale schade), afhankelijk van het type bebouwing of het gewas. Omdat de landbouwschade sterk afhangt van het moment binnen het groeiseizoen zijn de volgende perioden gedefinieerd: voorjaar (1 maart - 1 juni), zomer (1 juni - 1 september), herfst (1 september - 1 november), winter (1 november - 1 maart).

Met vertrappingverliezen (koeien) en bewerkbaarheid (tractor) wordt rekening gehouden door de som van overschrijdingen van de kritieke grondwaterstand te bepalen (SOW_x). Hierbij wordt de natschade bepaald door de mate waarin en de duur van overschrijding van een kritieke

grondwaterstanddiepte. Deze wordt uitgedrukt in cm.dag. Bijvoorbeeld: bij een kritieke grondwaterstand van 40 cm beneden maaiveld geldt dat een grondwaterstand van 10 cm beneden maaiveld gedurende 1 dag overeenkomt met een SOW_{40} van 30 cm maal 1 dag is 30 cm.dag. Dit concept is geïntroduceerd door Sieben (1964).

Tabel 4-2 Schadebedragen voor verschillende vormen van landgebruik (Bolt e.a., 2000).

Landgebruik	Schadefunctie karakteristieken	max. schade per hectare
Grasland	seizoen/vertrappingverliezen	€ 900.-
Akkerbouw	seizoen, bewerkbaarheid, verdrinking	€ 3 600.-
Hoogwaardige land- en tuinbouw	seizoen, bewerkbaarheid, verdrinking	€ 18 000.-
Glastuinbouw	diepte of duur	€ 230 000.-
Stedelijk gebied	diepte	€ 2.300 000.-

Met verdrinking (anaërobie) wordt rekening gehouden door de som van gekwadrateerde overschrijdingen van de kritieke grondwaterstand ($SKOW_x$). Hierbij wordt de natschade bepaald door de mate waarin en de duur van overschrijding van een kritieke grondwaterstanddiepte uitgedrukt in $cm^2.dag$. Bijvoorbeeld: bij een kritieke grondwaterstand van 40 cm beneden maaiveld geldt dat een grondwaterstand van 10 cm beneden maaiveld gedurende 1 dag overeenkomt met een $SKOW_{40}$ van 30 cm maal 30 cm maal 1 dag is 900 $cm^2.dag$. Op deze manier wordt rekening gehouden met het kwadratische karakter van schade door verdrinking.

Grasland

De schade aan grasland wordt voornamelijk bepaald door vertrappingsverliezen en niet zozeer door hoge grondwaterstanden. De voorgestelde schadefunctie voor grasland is (Zie Bolt e.a., 2000):

$$f(h, \Delta t) = c_0(t) \cdot SOW_{dr} \quad (\text{verg. 4-3})$$

Waarin:

$f(h, \Delta t)$	= schadefunctie voor grasland	(-)
$c_0(t)$	= bewerkbaarheidschadecoëfficiënt	($cm^{-1}.d^{-1}$)
SOW_{dr}	= som van overschrijdingswaarde	(cm.d)

De bewerkbaarheidschadecoëfficiënten voor grasland zijn door Postma (1992) voor 3 bodemtypen afgeleid (Zie Tabel 4-3).

Tabel 4-3 Coëfficiënten voor de bewerkbaarheidschade $c_0(t)$ voor grasland (Postma, 1992, overgenomen uit Bolt, 2000).

Bodemtype	Voorjaar [cm ⁻¹ d ⁻¹]	Zomer [cm ⁻¹ d ⁻¹]	Najaar [cm ⁻¹ d ⁻¹]	Winter [cm ⁻¹ d ⁻¹]	Drempel waarde [cm-mv]
Leemam, matig fijn zand	20·10 ⁻⁵	26·10 ⁻⁵	6·10 ⁻⁵	0	20
Lemig, matig fijn zand	10·10 ⁻⁵	17·10 ⁻⁵	8·10 ⁻⁵	0	40
Moerige eerdgrond	5·10 ⁻⁵	17·10 ⁻⁵	8·10 ⁻⁵	0	75

Door de schade te bepalen voor de situatie waarin het grondwater één dag aan maaiveld staat wordt een indruk verkregen van de maximale schade per dag en de verschillen in schade per bodemtype en periode (Zie Tabel 4-4).

Tabel 4-4 Maximale schade per hectare per dag met het grondwater aan maaiveld.

Bodemtype	Voorjaar [€]	Zomer [€]	Herfst [€]	Winter [€]
Leemam, matig fijn zand	3.60	4.70	1.10	-
Lemig, matig fijn zand	3.60	6.10	2.90	-
Moerige eerdgrond	3.40	11.50	5.40	-

Akkerbouw en hoogwaardige land en tuinbouw

In tegenstelling tot grasland zijn de overige landbouwgewassen bijzonder gevoelig voor verdrinking. Als vuistregel wordt gehanteerd dat bij drie dagen water aan maaiveld het gewas is afgestorven (Bolt e.a., 2000). De voorgestelde schade functie is het maximum van de schade door verminderde bewerkbaarheid en schade door verdrinking (Zie Bolt e.a., 2000):

$$f(h, \Delta t) = \max(c_1(t) \cdot SOW_{dr}, c_2(t) \cdot SKOW_{dvw}) \quad (\text{verg. 4-4})$$

Waarin:

$$\begin{aligned} f(h, \Delta t) &= \text{schadefunctie} && (-) \\ c_1(t) &= \text{bewerkbaarheidschadecoëfficiënt} && (\text{cm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}) \end{aligned}$$

SOW_{dr}	= som van de overschrijdingswaarde	(cm.d)
$c_2(t)$	= verdrinkingschadecoëfficiënt	($cm^{-2} \cdot d^{-1}$)
$SKOW_{dwz}$	= som van de kwadratische overschrijdingswaarde	($cm^2 \cdot d$)
dwz	= onderkant wortelzone	(cm-mv)

De bewerkbaarheidschadecoëfficiënten voor bouwland en hoogwaardige land- en tuinbouw zijn afgeleid van de bewerkbaarheidschadecoëfficiënt voor grasland (Zie Tabel 4-5 en Tabel 4-6).

Tabel 4-5 Coëfficiënten voor de bewerkbaarheidschade $c_1(t)$ voor bouwland (Bolt e.a., 2000, bewerkt)

Bodemtype	Voorjaar [$cm^{-1}d^{-1}$]	Zomer [$cm^{-1}d^{-1}$]	Herfst [$cm^{-1}d^{-1}$]	Winter [$cm^{-1}d^{-1}$]	Drempel waarde [cm-mv]
Zand	$8 \cdot 10^{-5}$	$14 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-5}$	0	85
Lichte zavel	$9 \cdot 10^{-5}$	$15 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-5}$	0	120
Zware zavel	$8 \cdot 10^{-5}$	$14 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-5}$	0	150
Lichte klei	$9 \cdot 10^{-5}$	$16 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-5}$	0	120
Zware klei	$10 \cdot 10^{-5}$	$16 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-5}$	0	140

Tabel 4-6 Coëfficiënten voor de bewerkbaarheidschade $c_1(t)$ voor hoogwaardige land- en tuinbouw (Bolt e.a., 2000, bewerkt)

Bodemtype	Voorjaar [$cm^{-1}d^{-1}$]	Zomer [$cm^{-1}d^{-1}$]	Herfst [$cm^{-1}d^{-1}$]	Winter [$cm^{-1}d^{-1}$]	Drempel waarde [cm-mv]
Zand	$14 \cdot 10^{-5}$	$24 \cdot 10^{-5}$	$11 \cdot 10^{-5}$	0	85
Lichte zavel	$14 \cdot 10^{-5}$	$24 \cdot 10^{-5}$	$12 \cdot 10^{-5}$	0	120
Zware zavel	$14 \cdot 10^{-5}$	$23 \cdot 10^{-5}$	$11 \cdot 10^{-5}$	0	150
Lichte klei	$16 \cdot 10^{-5}$	$27 \cdot 10^{-5}$	$13 \cdot 10^{-5}$	0	120
Zware klei	$16 \cdot 10^{-5}$	$27 \cdot 10^{-5}$	$13 \cdot 10^{-5}$	0	140

De verdrinkingschadecoëfficiënt $c_2(t)$ is voor bouwland en hoogwaardige land- en tuinbouw gelijk en afgeleid van de vuistregel dat bij 3 dagen water aan maaiveld de schade maximaal is (Zie Tabel 4-7).

Tabel 4-7 Coëfficiënten voor de schade door verdinking $c_2(t)$ voor bouwland (Bolt e.a., 2000, bewerkt)

Periode	Voorjaar [cm ⁻² d ⁻¹]	Zomer [cm ⁻² d ⁻¹]	Herfst [cm ⁻² d ⁻¹]	Winter [cm ⁻² d ⁻¹]	Onderkant wortelzone [cm-mv]
Zand	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	0	40
Lichte zavel	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	0	40
Zware zavel	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	21·10 ⁻⁵	0	40
Lichte klei	7·10 ⁻⁵	7·10 ⁻⁵	7·10 ⁻⁵	0	70
Zware klei	5·10 ⁻⁵	5·10 ⁻⁵	5·10 ⁻⁵	0	80

Glastuinbouw

In de glastuinbouw kunnen twee teeltvormen worden onderscheiden: teelt in de grond en substraatteelt (in bakken/potten). Feitelijk kan in kassen geen schade optreden als gevolg van hoge grondwaterstanden door de combinatie van afdichting met glas, aanwezigheid van een neerslagbassin en bemalen drainagestelsel. Schade treedt in principe alleen op door inundatie met uit de watergangen tredend oppervlaktewater.

Door Bolt e.a. (2000) zijn 2 schadefuncties voor schade aan glastuinbouw beschreven. De eerste is een diepte-schadefunctie, waarbij vanaf een inundatiediepte van 0.5 meter de schade maximaal is (Zie Bolt e.a., 2000) (Zie Figuur 4-4):

$$f(h) = \min((0.2 + 1.6 * h), 1) \quad (\text{verg. 4-5})$$

Waarin:

$$\begin{aligned} f(h) &= \text{schadefunctie} & (-) \\ h &= \text{inundatiediepte boven maaiveld} & (m) \end{aligned}$$

De tweede functie is een schade-duurfunctie, waarbij net als bij de SKOW benadering voor akkerbouw en hoogwaardige land- en tuinbouw wordt verondersteld dat de schade na 3 dagen 100% bedraagt (Zie Bolt e.a., 2000):

$$f(\Delta t) = \min((0.5 + 0.06 * \Delta t^2), 1) \quad (\text{verg. 4-6})$$

Waarin:

$$\begin{aligned} f(\Delta t) &= \text{schadefunctie} & (-) \\ \Delta t &= \text{duur van de inundatie} & (d) \end{aligned}$$

Stedelijk gebied

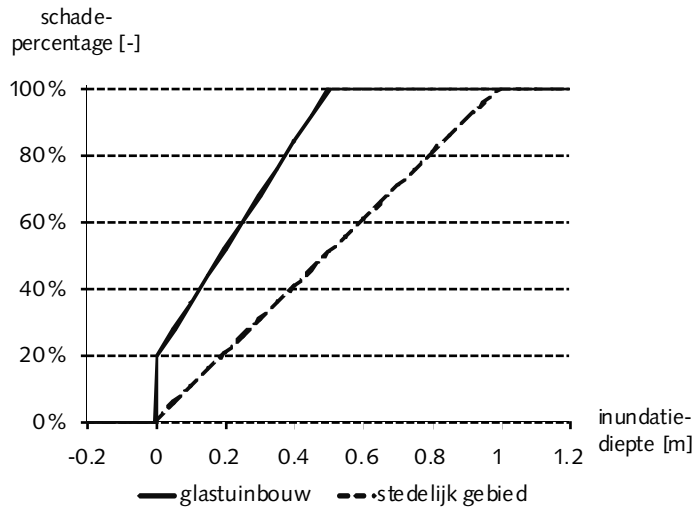
Door Bolt e.a. (2000) is de schade aan stedelijk gebied met de volgende schade-diepte functie beschreven (Zie Bolt e.a., 2000) (Zie Figuur 4-4):

$$f(h) = \min((0.01 + h), 1) \quad (\text{verg. 4-7})$$

Waarin:

$f(h)$ = schadefunctie (-)

h = inundatiediepte boven maaiveld (m)



Figuur 4-4 Diepte-schade functie voor de glastuinbouw en stedelijk gebied

Met de ontwikkelde methodiek kan voor een gebeurtenis op een reproduceerbare wijze de schade worden berekend. Van deze gebeurtenis is het verloop van de (grond)waterstand in de tijd, tijdstip in het jaar, het landgebruik en de grondsoort benodigd.

4.5.6 Evaluatie

In deze paragraaf zijn in verschillende landen gebruikte schademethoden bestudeerd. Algemeen kan gezegd worden dat elke methode is afgestemd op het doel van de studie en de locatie waarvoor de methode is ontwikkeld, waardoor de methodes niet zonder meer toepasbaar zijn in andere gebieden.

Op de WB21 schadefuncties na, zijn de meeste van deze programma's specifiek ontwikkeld voor het schatten van de schade aan gebouwen, inventaris en infrastructuur als gevolg van een grote of catastrofale

overstroming (zie paragraaf 4.1) en niet geschikt voor het bepalen van de schade door hevige neerslag, waarbij de schade een combinatie is van hoge grondwaterstanden en een tot hooguit enkele decimeters beperkte inundatie van maaiveld.

Alle bestudeerde programma's hebben met elkaar gemeen dat ze gebruik maken van de unit-loss methode en schadefuncties. Verder is in elk programma de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade te bepalen door voor verschillende overstromingen de schade te bepalen en deze schade te wegen met de kans van voorkomen van de respectievelijke overstroming.

Met de schadefuncties van Bolt e.a. (2000) is wel de schade bij een gebeurtenis te bepalen, maar niet de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade. Dit omdat als gevolg van de niet-lineaire neerslag-afvoerprocessen en de aanwezigheid van allerlei kunstwerken in polderwatersystemen niet a-priori de kans van voorkomen van de wateroverlast door die gebeurtenis is te bepalen (NB: de herhalings tijd van een neerslaggebeurtenis is niet de herhalings tijd van de waterstand die deze gebeurtenis veroorzaakt).

De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade is wel te benaderen door met de resultaten van een langjarige continue simulatie en de schadefuncties de totale schade te bepalen en te delen door het aantal gesimuleerde jaren. Immers, als de simulatie lang genoeg is, benaderd de gemiddelde schade per jaar de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade. Voordeel van deze benadering is dat eenvoudig rekening gehouden kan worden met diepte, seizoen en duur van de overlast. Nadeel is dat enkel van de gesimuleerde gebeurtenissen de schade wordt bepaald en niet gekeken wordt naar extremere gebeurtenissen. Daarnaast is een gedistribueerd hydrologisch en grond- en oppervlaktewatervorm model nodig in een GIS omgeving nodig. De ontwikkeling van deze modellen in Nederland heeft nog niet geleid tot een voor continue simulaties toepasbaar model. Een stap in die richting is beschreven in Walsum e.a. (2006).

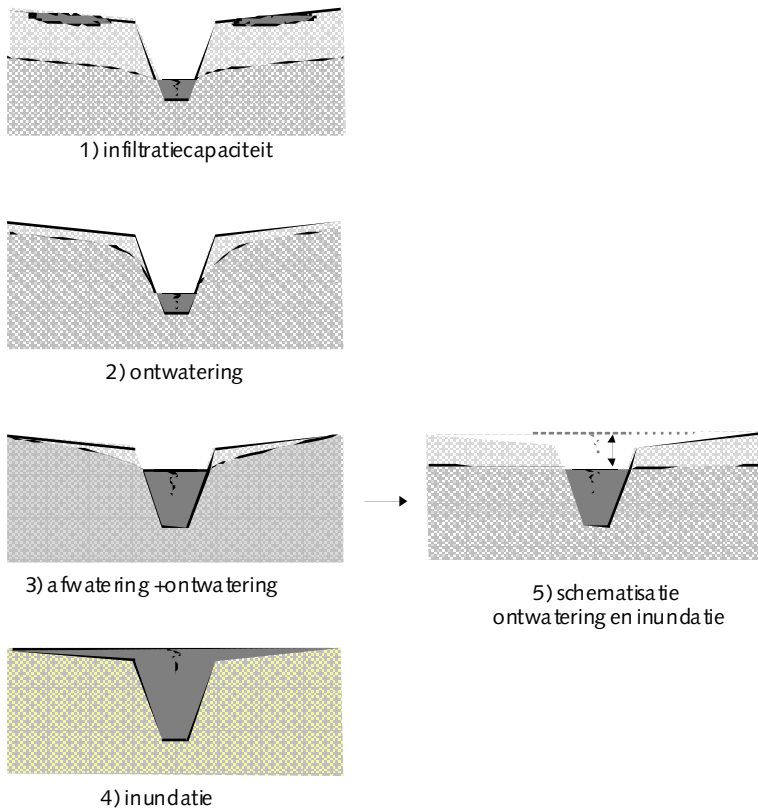
In deze studie is gebruik gemaakt van het kans maal gevolg concept uit paragraaf 3.2. Voordeel van een simulatie waarbij eerst de kans en vervolgens de schade wordt bepaald is dat dit aansluit op de werkwijze waarbij het systeemgedrag wordt beschouwd door het toetsen van de overschrijdingskansen van inundatie. Voor het bepalen van de gevolgen wordt gebruik gemaakt van een unit-loss model en diepte-schadefuncties.

4.6 Schademodel

4.6.1 Afwatering of ontwatering

Ten aanzien van wateroverlast door overvloedige neerslag kan een onderscheid gemaakt worden in wateroverlast door:

1. een te geringe infiltratiecapaciteit;
2. een beperkte ontwatering;
3. een beperkte ontwatering en afwatering
4. inundatie van maaiveld.



Figuur 4-5 Typering schade door wateroverlast.

Infiltratiecapaciteit

Bij wateroverlast door een te geringe infiltratiecapaciteit ontstaan plassen op het land, terwijl de berging in de onverzadigde zone nog niet is gevuld (situatie 1 in Figuur 4-5). De neerslagintensiteit is in dit geval groter dan de intensiteit waarmee het water in de bodem kan infiltreren. Doorgaans duurt

deze overlast iets langer dan de neerslaggebeurtenis. In uitzonderlijke gevallen kunnen door verslemping plassen gedurende langere tijd blijven bestaan. In voorliggende studie wordt deze wateroverlast niet meegenomen, omdat de infiltratiecapaciteit een eigenschap van de grond in combinatie met het landgebruik is en buiten de verantwoordelijkheid van de waterschappen valt.

Ontwatering

Bij wateroverlast als gevolg van een beperkte ontwatering is de grondwaterstand hoog, terwijl het oppervlaktewater op streefpeil staat (situatie 2 in Figuur 4-5). Deze hoge grondwaterstand wordt veroorzaakt door de beperkte drainagecapaciteit van de grond. De schade die hierdoor wordt veroorzaakt is aanzienlijk indien gedurende langere tijd de grondwaterstand tot in de wortelzone reikt. In deze studie wordt deze wateroverlast niet meegenomen, omdat het beheer en onderhoud van de drainagecapaciteit de verantwoordelijkheid is van de landeigenaar en niet van de waterschappen.

Afwatering en ontwatering

Wateroverlast door een beperkte afwatering is de verantwoordelijkheid van de waterschappen. Deze wateroverlast wordt veroorzaakt door een beperkte afvoercapaciteit van het stelsel aan waterlopen (situatie 3 in Figuur 4-5). De consequentie van het omhoogkomen van het oppervlaktewaterpeil is dat tevens de ontwatering gehinderd wordt en hoge grondwaterstanden worden veroorzaakt.

Inundatie

Wanneer de afwatering zover gehinderd wordt dat het oppervlaktewaterpeil gelijk komt aan maaiveld, is sprake van inundatie (situatie 4 in Figuur 4-5). In deze situatie is er geen ontwatering meer. Voorliggende studie gaat over wateroverlast door een beperkte afwatering en inundatie (situatie 3 en 4). Dit omdat deze overlast onder de verantwoordelijkheid van de waterschappen valt. Om deze overlast los van wateroverlast als gevolg van een beperkte ontwatering (drainageproblemen) te kunnen beschouwen, wordt voor het bepalen van de schade aangenomen dat er geen drainageweerstand is, waardoor de grondwaterstand gelijk wordt genomen aan de oppervlaktewaterstand (situatie 5 in Figuur 4-5).

4.6.2 *Schadecategorieën en schadebedragen*

Voor het schademodel in deze studie is gebruik gemaakt van de Landelijke Grondgebruikkaart Nederland (LGN4) en de maximum schadebedragen van Tabel 4-8. Ten opzichte van andere kaarten heeft de LGN als voordeel dat

een gedetailleerd onderscheid gemaakt wordt in verschillende soorten gewassen en natuur.

Tabel 4-8 Legenda van de LGN4 en de gehanteerde maximum schadebedragen (prijspeil 2004)

Code	Sub-klasse	maximum schadebedrag
1	Agrarisch gras	€ 1.000,- /ha
2	Mais	€ 1.500,- /ha
3	Aardappelen	€ 2.500,- /ha
4	Bieten	€ 2.000,- /ha
5	Granen	€ 1.500,- /ha
6	Overige landbouwgewassen	€ 3.500,- /ha
8	Glastuinbouw	€ 225.000,- /ha
9	Boomgaarden	€ 100.000,- /ha
10	Bloembollen	€ 25.000,- /ha
11	Loofbos	-
12	Naaldbos	-
16	Zoet Water	-
17	Zout Water	-
18	Stedelijk bebouwd gebied	€ 225.000,- /ha
19	Bebouwing in buitengebied	€ 225.000,- /ha
20	Loofbos in bebouwd gebied	-
21	Naaldbos in bebouwd gebied	-
22	Bos met dichte bebouwing	-
23	Gras in bebouwd gebied	€ 1.000,- /ha
24	Kale grond in bebouwd buitengebied	-
25	Hoofdwegen en spoorwegen	€ 100.000,- /ha
26	Bebouwing in agrarisch gebied	€ 225.000,- /ha
30	Kwelders	-
31	Open zand in kustgebied	-
32	Open duinvegetatie	-
33	Gesloten duinvegetatie	-
34	Duinheide	-
35	Open stuifzand	-
36	Heide	-
37	Matig vergraste heide	-
38	Sterk vergraste heide	-
39	Hoogveen	-
40	Bos in Hoogveengebied	-
41	Overige moerasvegetatie	-
42	Rietvegetatie	-
43	Bos in moerasgebied	-
44	Veenweidegebied	€ 1.000,- /ha
45	Overig open begroeid natuurgebied	-
46	Kale grond in natuurgebied	-

De LGN4 is de Land Gebruiksaanpak Nederland 4 van het Centrum voor Geoinformatie van Wageningen Universiteit (zie www.lgn.nl) en maakt onderscheid in een groot aantal vormen van landgebruik in pixels van 25*25

meter. De kaart is gebaseerd op satellietbeelden van 1999 en 2000. Hierdoor loopt de kaart enkele jaren achter en zal die door de gebruiker moeten worden gecorrigeerd. Ondertussen is de LGN5 uit gebaseerd op satellietbeelden van 2003 en 2004.

Naast de LGN zijn ook andere bestanden beschikbaar, zoals de TOP10vector, GBKN en Corina. De LGN heeft ten opzichte van deze kaarten als enige een vrij gedetailleerd onderscheid in soorten gewassen en natuur, maar is grof in de onderverdeling in bebouwd gebied.

Voor de maximale schadebedragen van gewassen is gebruik gemaakt van LEI (2004) en het Bedrijven-Informatienet van het Landbouw Economisch Instituut (LEI). Het maximale schadebedrag van bebouwd gebied is gesteld op € 225.000,-/ha. Dit is lager dan in de schadefuncties van Bolt e.a. (2000) (Zie Tabel 4-2), wat wordt veroorzaakt doordat het bij wateroverlast door hevige neerslag niet aanneemelijk is dat de bebouwing moet worden vervangen. Waarschijnlijk dient enkel de schade te worden opgeruimd of hersteld, zoals het leegpompen van kelders, slib verwijderen, schoonmaken, nieuwe vloerbedekking, stucwerk, schilderen, etc.

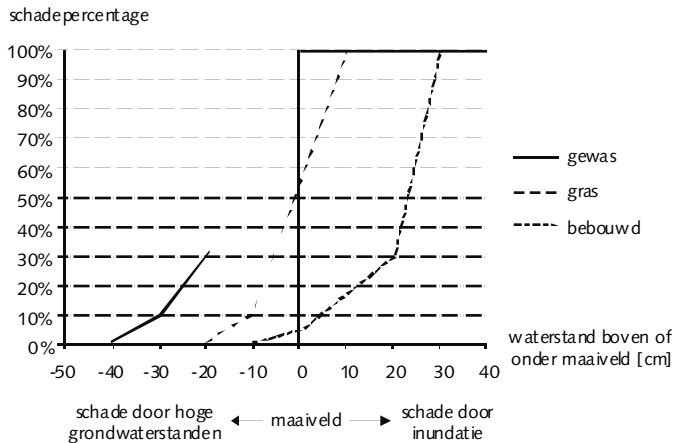
4.6.3 *Diepte-schadefuncties*

Een diepte-schadefunctie geeft de relatie tussen de schade en de inundatiediepte tussen 0% (geen schade) en 100% (maximale schade) en is afhankelijk van het type bebouwing of het gewas. Diepte-schadefuncties worden ook wel toestand-schadefuncties of verliesfuncties genoemd.

In deze studie wordt gebruik gemaakt van drie schadefuncties: gewas, gras en bebouwd (Zie Figuur 4-6).

1. Functie gewas is voor alle gewassen die vallen in de categorie akkerbouw en hoogwaardige land en tuinbouw. Bij deze categorie wordt al schade in rekening gebracht vanaf een oppervlaktewaterstand van 40 cm onder maaiveld. Vanaf water aan maaiveld wordt het volledige schadebedrag in rekening gebracht. Hierdoor wordt rekening gehouden met schade door hoge grondwaterstanden in de wortelzone voorafgaand aan inundatie van maaiveld;
2. Functie gras is voor grasland. Bij deze diepte-schadefunctie treedt pas schade op vanaf een oppervlaktewaterstand op 20 cm onder maaiveld. Vanaf 10 cm boven maaiveld is de schade maximaal;
3. Functie bebouwd is voor bebouwd gebied. Bij deze diepte-schadefunctie wordt schade in rekening gebracht vanaf 10 cm onder maaiveld en is het schadebedrag maximaal bij een waterstand van 30

cm boven maaiveld. Deze hoogte is gekozen, omdat het woningpeil normaliter 30 cm boven de as van de weg wordt aangelegd.



Figuur 4-6 Diepte-schadefuncties voor gewas, gras en bebouwd.

Voor het bepalen van de hoogteligging is in de casestudies van hoofdstuk 7 gebruik gemaakt van de AHN. De AHN is het Actueel Hoogtebestand Nederland (zie www.ahn.nl). Dit is een bestand van de Adviesdienst Geoinformatie van Rijkswaterstaat, waarvoor in de periode 1996-2003 met een minimale punt dichtheid van één punt per 16 m² met laseraltimetrie heel Nederland is ingevlogen.

4.7 Risico van wateroverlast op pixelniveau

Voor het risicomodel is gebruik gemaakt van een grid van 25*25meter, zodat de kaart aansluit op de resolutie van de resolutie van de LGN4. Theoretisch kan ook aangesloten worden op de gedetailleerdere 5*5 meter resolutie van de AHN. Alleen wordt daarmee het risico overschat

De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade wordt bepaald door per pixel:

- Het landgebruik te bepalen (uit de LGN4);
- Bij dat landgebruik de juiste schadefunctie en maximale schadebedrag te identificeren (Zie paragraaf 4.6);
- De juiste kansdichtheidsfunctie van openwaterstanden te bepalen;
- Via integratie van de kansdichtheidsfunctie rond een eindig aantal waterstanden, de kans van optreden van die waterstanden te bepalen;

Vervolgens wordt per pixel en voor ieder van deze waterstanden:

- De schade bepaald bij elke waterstand;

- De verwachtingswaarde bepaald door het vermenigvuldigen van de kans maal schade.

Daarna is de verwachtingswaarde van de schade per pixel de som van de verwachtingswaarde van de schade van alle waterstanden. Het resultaat van deze bewerkingen is een ruimtelijk gedistribueerde risicokaart, waarin gebieden met grote en kleine risico's zijn te onderscheiden.

4.8 Samenvatting en conclusie

In dit hoofdstuk is het (modelmatig) inventariseren van de schade door wateroverlast bestudeerd. Schade door wateroverlast kan worden ingedeeld in directe schade, indirecte schade en imponderabilia. Voor het bepalen van het risico van wateroverlast wordt doorgaans alleen directe schade geschat. Het bepalen van de indirecte schade en imponderabilia is lastig, omdat daar meer informatie voor nodig is dan redelijkerwijs beschikbaar.

De bestaande schademodellen voor het bepalen van de schade door wateroverlast zijn allemaal afgestemd op het doel en de locatie waarvoor de methode is ontwikkeld. Hierdoor zijn de methodes niet zonder meer toepasbaar in andere gebieden. De methodes hebben met elkaar gemeen, dat de schade wordt geïnventariseerd door het 'bedreigde' gebied te categoriseren in gelijkvormige eenheden en voor elke eenheid de schade te bepalen met behulp van schadefuncties. Deze schadefunctie geeft de schade als functie van bijvoorbeeld de inundatiediepte, duur, seizoen e.d. Doorgaans wordt echter vooral naar de diepte gekeken, omdat duur en seizoen lastiger mee te nemen zijn en aangenomen wordt dat deze van beperkte invloed zijn.

Het hoofdstuk is afgesloten met de beschrijving van een schademodel, welk in de casestudies zal worden gebruikt. Voor dit schademodel wordt in de basis gebruik gemaakt van de LGN4. Voor deze kaart is gekozen, omdat deze onderscheid maakt in verschillende soorten gewassen, natuur en bebouwing. Daarnaast zijn 3 diepte-schadefuncties opgesteld, waarmee de schade kan worden bepaald als percentage van een maximaal schadebedrag. Voor deze maximale schadebedragen zijn voor de gewassen de marktprijzen voor de gewasopbrengst gebruikt. Voor bebouwd gebied is niet de vervangingswaarde, maar de kosten voor herstelkosten gebruikt. Doorgaans zal bij wateroverlast door overvloedige neerslag de schade aan bebouwing kunnen worden hersteld.

5 Kans op hoge waterstanden door extreme neerslag

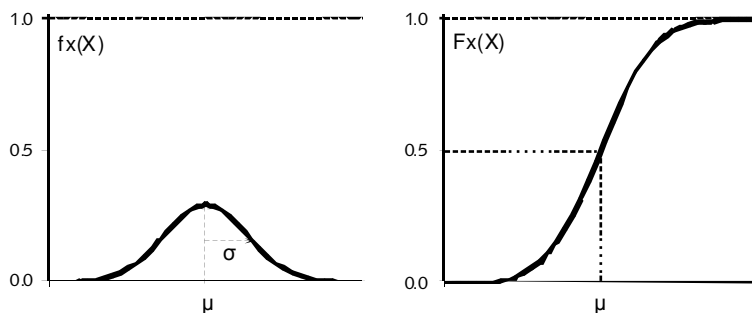
5.1 Introductie

Voor het kunnen toepassen van het schademodel uit het vorige hoofdstuk is informatie nodig over de kans op extreme oppervlaktewaterstanden. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op het bepalen van deze kans.

In de statistiek is kans de waarschijnlijkheid op een bepaalde gebeurtenis. Deze waarschijnlijkheid kan beschreven worden met een kansdichtheidsfunctie of kansverdelingsfunctie. Eigenschappen van een kansdichtheidsfunctie zijn:

$$f(x) > 0 \quad \text{en} \quad \int_{-\infty}^{\infty} f(x) dx = 1$$

In geval van een normale verdeling is de kansdichtheidsfunctie bepaald door 2 parameters; gemiddelde μ en standaardafwijking σ (Zie Figuur 5-1).



Figuur 5-1 Kansdichtheidsfunctie en kansverdelingsfunctie van een normale verdeling.

In dit hoofdstuk wordt uitgewerkt hoe met extreme waarden statistiek uit een lange tijdserie van gemeten waterstanden een kansdichtheidsfunctie kan worden bepaald.

Daarna worden de in de praktijk gebruikte methoden beschreven, waarmee met een neerslag-afvoermodel waterstanden worden gesimuleerd: statistiek vooraf en statistiek achteraf. De praktijk verschilt van de theorie, omdat gemeten reeksen van waterstanden doorgaans niet bestaan.

Vervolgens wordt ingegaan op continue simulaties van waterstanden met langjarige neerslagreeksen. Hiervoor kunnen gemeten neerslagreeksen, maar ook synthetische reeksen worden gebruikt.

5.2 Extreme waarde analyse

5.2.1 Algemeen

Extreme waarde analyse onderzoekt de grootste (of kleinste) waarden in een gemeten reeks van bijvoorbeeld waterstanden of debieten om de kans op inundatie te bepalen. Voor het afleiden van een kansdichtheidsfunctie uit een gemeten reeks waterstanden bestaan meerdere methoden, waarvan de belangrijkste zijn de jaarmaxima en r -grootste waarden - beide gebaseerd op de generalized extreme value distribution (GEV) - en de peak over threshold extremen gebaseerd op de generalized pareto distribution (GPD). Deze methoden worden hieronder in het kort en alleen in hoofdlijnen besproken. Voor een beschrijving van deze en andere statistische verdelingen wordt verwezen naar andere literatuur (Bijvoorbeeld: Gelder, 2000; Coles, 2001; Bedford e.a., 2001)

5.2.2 Jaarmaxima

De jaarmaxima-methode is gebaseerd op de klassieke extreme waarde theorie, die beschrijft hoe uit een moederverdeling n verzamelingen van waarden worden getrokken en uit elke verzameling het maximum (of minimum) wordt geselecteerd, de verdeling door deze maxima een van de volgende drie functies benaderd (Buishand 1989):

$$\text{Type I (Gumbel)} \quad F(x) = \exp(-\exp(-x)) \quad (\text{verg. 5-1})$$

$$\text{Type II (Fréchet)} \quad F(x) = \exp(-x^{-\alpha}) \quad x > 0 \text{ en } \alpha > 0 \quad (\text{verg. 5-2})$$

$$\text{Type III (Weibull)} \quad F(x) = \exp(-(-x)^{\alpha}) \quad x < 0 \text{ en } \alpha > 0 \quad (\text{verg. 5-3})$$

Bij de jaarmaxima-methode is de hierboven bedoelde moederverdeling een lange tijdserie van waarnemingen van bijvoorbeeld n is 100 jaar. Een deelverzameling uit de moederverdeling is in dit geval het totaal aan waarnemingen in een willekeurig jaar. In totaal zijn er dan 100 deelverzamelingen, waaruit één maximum waarde wordt gefilterd. Deze maxima worden vervolgens bij elkaar gevoegd tot een deelverzameling van 100 extremen.

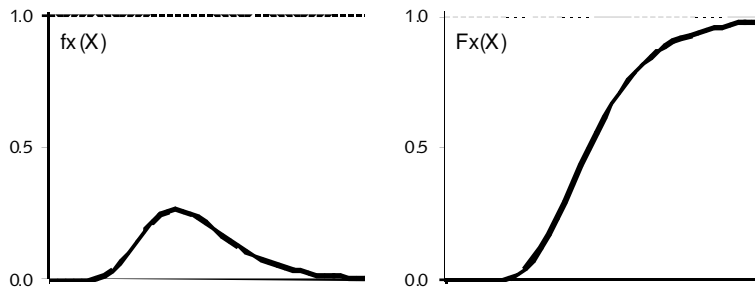
De drie functies zijn door de Von Mises (1936) gecombineerd naar de Generalized Extreme Value (GEV) distribution:

$$F(x) = \exp\left(-\exp\left(-\left(\frac{x - x_0}{\beta}\right)\right)\right) \quad \zeta = 0 \quad (\text{verg. 5-4})$$

$$F(x) = \exp\left(-\left(1 + \zeta\left(\frac{x - x_0}{\beta}\right)\right)^{-1/\zeta}\right) \quad \zeta \neq 0 \quad (\text{verg. 5-5})$$

Waarin:

- F = cumulatieve kans of overschrijdingskans
 x = variabele
 x₀ = locatieparameter
 β = schaalparameter
 ζ = vorm parameter



Figuur 5-2 Kansdichtheidsfunctie en kansverdelingsfunctie van de Generalized Extreme Value distribution met vormparameter $\zeta = 0$

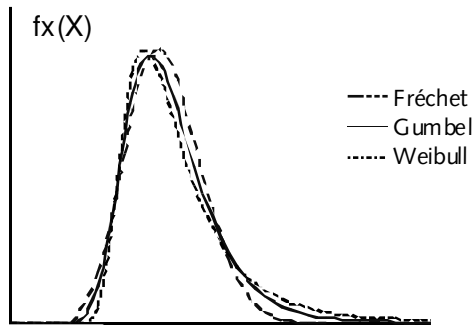
De vormparameter ζ bepaalt het type verdeling (Zie Figuur 5-3). Wanneer de vormparameter $\zeta \rightarrow 0$, is de GEV-verdeling gelijk aan de Gumbel verdeling. Deze overgang van GEV naar Gumbel is gebaseerd op de relatie:

$$(1 + \zeta x)^{1/\zeta} \rightarrow \exp(x) \quad \text{als } \zeta \rightarrow 0 \quad (\text{verg. 5-6})$$

Verder komt de functie overeen met een Fréchet-verdeling bij een positieve vormparameter en met een Weibull-verdeling wanneer de parameter negatief is (Coles, 2001; Katz e.a., 2002). In deze situatie is de variabele x naar boven begrensd:

$$x_{\text{max}} = x_0 - \frac{\beta}{\zeta} \quad \zeta < 0 \quad (\text{verg. 5-7})$$

Op nagenoeg alle hydrologische verschijnselen wordt een GEV-verdeling (Gumbel) met een vormparameter $\zeta = 0$ gefit. Ten eerste, omdat bij weinig waarnemingen het resultaat erg gevoelig is voor de vormparameter. Ten tweede, omdat er geen fysisch bewijs is dat Type 3 ook daadwerkelijk aan de bovenkant is begrensd door een maximum. En als laatste vanwege de simpelere oplossing als de vormparameter $\zeta = 0$ (Buishand, 1989).



Figuur 5-3 GEV-kansdichtheidsfuncties met gelijke locatie- en schaalparameter, maar verschillende vormparameters.

Voor het schatten van de locatie, schaal en vormparameters bestaan meerdere technieken: zoals method of moments, maximum likelihood, probability weighted moments of L-moments. Deze methoden geven voor dezelfde dataset verschillende uitkomsten. Het vergelijken van de verschillende methoden is dan ook een favoriet onderwerp onder statistici.

Voor hydrologische verschijnselen zijn de verschillen tussen deze methoden gering in verhouding tot de onwetendheid ten aanzien van trends en of de reeks wel of niet stationair is en bijvoorbeeld onzekerheid als gevolg van de beperkte hoeveelheid data.

De onzekerheid als gevolg van de beperkte hoeveelheid data kan inzichtelijk gemaakt worden met een onzekerheidsinterval door het bepalen van een standaardafwijking of door het bootstrappen van nieuwe datasets.

Voor de standaardafwijking in het geval $\zeta = 0$ (Gumbel) geldt (Abild e.a., 1992):

$$SE(X_i) = \sqrt{\frac{\beta^2}{n} (0.608Z^2 - 0.514Z + 1.109)} \quad (\text{verg. 5-8})$$

Waarin:

- n = aantal jaamaxima
- β = schaalparameter
- Z = $\ln(-\ln(1-T^{-1}))$

De standaardfout is klein bij;

- veel waarnemingen;
- een kleine schaalparameter;
- frequente gebeurtenissen.

Bij bootstrappen wordt met teruglegging uit de originele dataset een groot aantal - zeg 1000 - nieuwe datasets getrokken. Bepaalde waarnemingen kunnen dus meerdere malen voorkomen. Vervolgens wordt voor elke dataset een kansverdeling geschat. Voor het bepalen van het 95% betrouwbaarheidsinterval worden van de 1000 kansverdelingen de 50 hoogste en 50 laagste verwijderd. Zie Efron (1993) voor een uitgebreide beschrijving.

5.2.3 R-grootste waarden

Bij de R-grootste waarden methode wordt uit de gemeten serie waterstanden voor elk jaar de R grootste waarden uit de waarnemingen gefilterd (Smith, 1986). De gezamenlijke kansdichtheidsfunctie voor deze waarnemingen uit dat jaar is:

Voor $\zeta = 0$:

$$f(x_1, \dots, x_r) = \beta^{-r} \exp \left[-\exp \left(-\left(\frac{x_r - x_0}{\beta} \right) \right) - \sum_{i=1}^{r-1} \left(\frac{x_i - x_0}{\beta} \right) \right] \quad (\text{verg. 5-9})$$

Voor $\zeta \neq 0$:

$$f(x_1, \dots, x_r) = \beta^{-r} \exp \left[-\left(1 - \zeta \left(\frac{x_r - x_0}{\beta} \right) \right)^{\frac{1}{\zeta}} + \left(\frac{1}{\zeta} - 1 \right) \sum_{i=1}^{r-1} \ln \left(1 - \zeta \left(\frac{x_i - x_0}{\beta} \right) \right) \right] \quad (\text{verg. 5-10})$$

Waarin:

- f = kansdichtheidsfunctie
- x_r = variabele
- x_0 = locatieparameter
- β = schaalparameter
- ζ = vorm parameter

Wanneer deze functie voor alle jaren wordt opgesteld is het product van al deze kansdichtheidsfuncties bij benadering gelijk aan de gezamenlijke kansdichtheidsfuncties van alle waarnemingen.

Om deze methode te kunnen toepassen moet een keuze gemaakt worden hoeveel waarnemingen R meegenomen worden in de analyse en welk minimum tijdinterval tussen de waarnemingen wordt genomen.

5.2.4 Peak over threshold

Bij de peak over threshold (POT) worden alle pieken geselecteerd boven een drempelwaarde en bij elkaar gevoegd tot een deelverzameling. Ten opzichte van de GEV-verdeling kunnen bij POT meerdere waarnemingen uit een jaar worden geselecteerd. Het aantal pieken in deze verzameling wordt bepaald

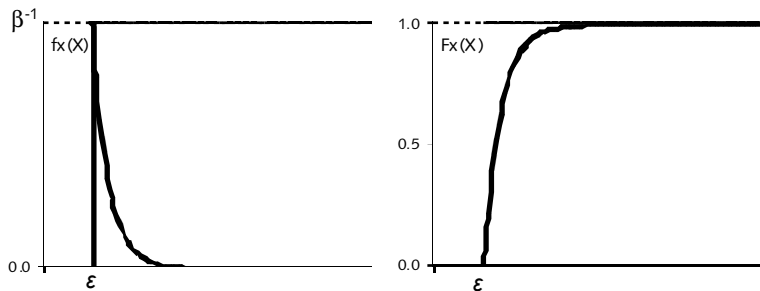
door de hoogte waarop de drempel gekozen wordt. De verdeling door deze punten is de Generalized Pareto Distribution (GPD) :

$$F(x) = 1 - \exp\left[-\frac{(x - \varepsilon)}{\beta}\right] \quad \zeta = 0 \quad (\text{verg. 5-11})$$

$$F(x) = 1 - \left[1 - \frac{\zeta}{\beta}(x - \varepsilon)\right]^{\beta/\zeta} \quad \zeta \neq 0 \quad (\text{verg. 5-12})$$

Waarin:

- ζ = vormparameter
- β = schaalparameter
- ε = drempelwaarde



Figuur 5-4 Kansdichtheid en kansverdelingsfunctie van de Generalized Pareto Distribution voor $\xi = 0$.

Om de herhalings tijden te bepalen is een correctie nodig met de rate parameter $\lambda = n/M$, waarin n het aantal overschrijdingen van de gekozen drempelwaarde en M de lengte in jaren van de originele tijdserie is. Dan kan per herhalings tijd de waarde X_T berekend worden met

$$X_T = \varepsilon + \frac{\beta}{\zeta} \left[1 - (\lambda T)^{-\zeta}\right] \quad \zeta \neq 0 \quad (\text{verg. 5-13})$$

$$X_T = \varepsilon + \beta \ln(\lambda T) \quad \zeta = 0 \quad (\text{verg. 5-14})$$

De standaardafwijking voor de GPD-verdeling bij $\zeta = 0$ is:

$$SE(X_T) = \sqrt{\frac{\beta^2}{n} (1 + [\ln(\lambda T)]^2)} \quad (\text{verg. 5-15})$$

Waarin:

- n = aantal jaamaxima
- β = schaalparameter

λ	= n/M
T	= herhalingstijd
n	= aantal waarnemingen
M	= aantal jaar

5.2.5 Toepasbaarheid en keuze

Incidenteel worden andere methoden toegepast, maar met de hiervoor besproken methoden zijn de meest gebruikte extreme waarde verdelingen behandeld. Een keuze tussen GEV, R-grootste waarden of peak over threshold ten behoeve van het bepalen van het risico van wateroverlast wordt bepaald door de hoeveelheid beschikbare jaren met waterstanden en of het risico voornamelijk door de frequente of extreme gebeurtenissen bepaald wordt.

Het voordeel van een GEV-verdeling is dat er nagenoeg geen subjectieve keuzes gemaakt worden. Een nadeel van de klassieke extreme waarde theorie is dat wanneer meerdere extreme waarden voorkomen in een jaar, alleen de hoogste waarde wordt meegenomen, ook als de op één na hoogste extreme waarde hoger is dan de extremen in anderen jaren. Dit maakt dat ten behoeve van de betrouwbaarheid de minimum lengte van een tijdserie circa 30 jaar moet bedragen. Voor kortere series moet een andere aanpak gevolgd worden: de R-grootste waarden of peak over threshold.

Het voordeel van de peak over threshold methode is dat alle hoge waarnemingen worden meegenomen en ook bij korte series een kansverdeling kan worden geschat. Nadeel is dat een drempelwaarde gekozen moet worden en dat de onafhankelijkheid tussen waarnemingen een periode moet worden geselecteerd waarbinnen slechts één waarneming wordt meegenomen. Deze keuzes zijn subjectief en beïnvloeden de resultaten.

Bij peak over threshold wordt de herhalingstijd tussen gebeurtenissen bepaald en bij een GEV-verdeling de herhalingstijd tussen jaren met een dergelijke gebeurtenis. Wanneer het risico van wateroverlast voornamelijk bepaald wordt door frequente gebeurtenissen ($T < 5$ jaar), de beschikbare tijdserie beperkt is en eventuele schade snel kan worden hersteld en schade meerdere malen per jaar kan optreden, is de peak over threshold methode meer geschikt. Het gebruik van de jaarmaxima leidt hier tot een onderschatting van verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade (Parker, 1983). De herhalingstijden bepaald met jaarmaxima kunnen – bij een gelijk aantal waarnemingen - worden geconverteerd naar peak over threshold herhalingstijden met

$$T_{pot} = - \left(\ln \left(1 - \frac{1}{T_{am}} \right) \right)^{-1} \quad (\text{verg. 5-16})$$

Wanneer voldoende (stel minimaal 20 á 30 jaar) data beschikbaar zijn, de schade door de extremen met een herhalings-tijd van $T > 5$ jaar wordt bepaald en schade niet meteen hersteld kan worden (landbouwschade) is een GEV-verdeling meer geschikt. Daarnaast is een GEV-verdeling minder subjectief dan de peak over threshold methode, waarbij een drempel en een timespan gekozen moet worden. Dit is een voordeel wanneer de resultaten frequent gereproduceerd moeten worden.

Met andere variabelen (bijvoorbeeld duur van de overlast) kan wel rekening gehouden worden, door een gezamenlijke kansdichtheidsfunctie te bepalen. Om voor twee of meer variabelen een gezamenlijke kansdichtheidsfunctie te kunnen bepalen kan een simulatie worden uitgevoerd met orde-grootte minimaal 30ⁿ jaar neerslag, waarbij n het aantal variabelen is waarvoor de kansdichtheidsfunctie wordt bepaald.

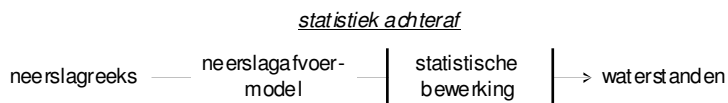
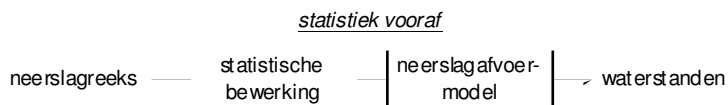
5.3 Simulaties van waterstanden

5.3.1 Algemeen

In de praktijk bestaan geen goede meetreeksen van waterstanden in polders die geschikt zijn om een kansverdeling van waterstanden te bepalen, omdat

- slechts op een beperkt aantal locaties en pas enkele jaren wordt gemeten;
- metingen vaak plaatsvinden op voor wateroverlast irrelevante locaties, zoals aan de zuigzijde van eenemaal;
- bij alle watersystemen in de loop van de tijd systeemkenmerken veranderd zijn (ander stuw-tje,emaal, toename verhard oppervlak e.d.), waardoor eventuele reeksen niet homogeen zijn.

Om deze redenen wordt in de praktijk doorgaans een werkwijze gevolgd, waarbij waterstanden worden berekend met simulaties op een model van het watersysteem. Voor het bepalen van een kansverdelingfunctie bestaan verschillende methoden, die variëren in de manier waarop de neerslag wordt ingevoerd. Grofweg kan een indeling worden gemaakt tussen statistiek vóór en achteraf (Zie Figuur 5-5). Bij statistiek vóór worden één of enkele ontwerpbuien c.q. gebeurtenissen op een neerslagafvoemodel doorgerekend, waarvan op voorhand de kans op optreden bepaald is. Bij statistiek achteraf wordt een lange reeks neerslag en verdamping gesimuleerd, waarna met de resultaten de kans op optreden wordt bepaald.



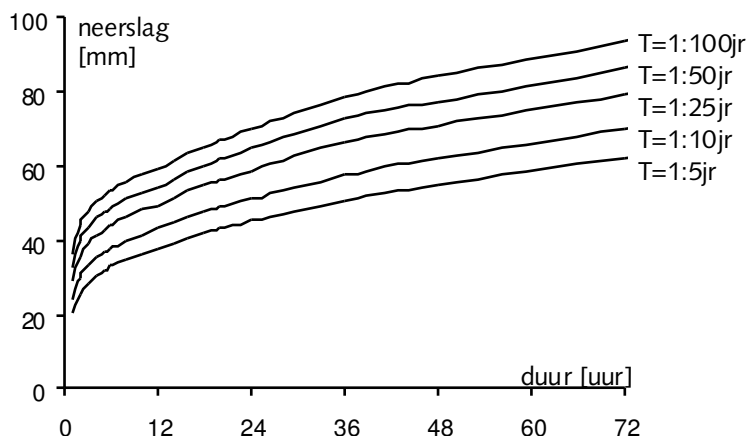
Figuur 5-5 Verskil tussen statistiek vooraf en statistiek achteraf

5.3.2 *Statistiek vóóraf: ontwerpbuïen*

Simulaties van ontwerpbuïen worden gebruikt om bij een neerslaghoeveelheid, waarvan de overschrijdingskans bekend is, de maximale waterstand te berekenen. Een ontwerpbuï bestaat uit een neerslagvolume, neerslagduur, herhalingstijd en een verdeling van het volume over de tijd. Voor het toepassen van een ontwerpbuï moet een duur en een herhalingstijd worden gekozen, waarna een volume neerslag kan worden afgelezen uit een regenduurlijn (Zie Figuur 5-6) of uit een tabel (Zie Tabel 5-1).

Tabel 5-1 Neerslaghoeveelheid per herhalingstijd en duur (Strijker e.a., 2004)

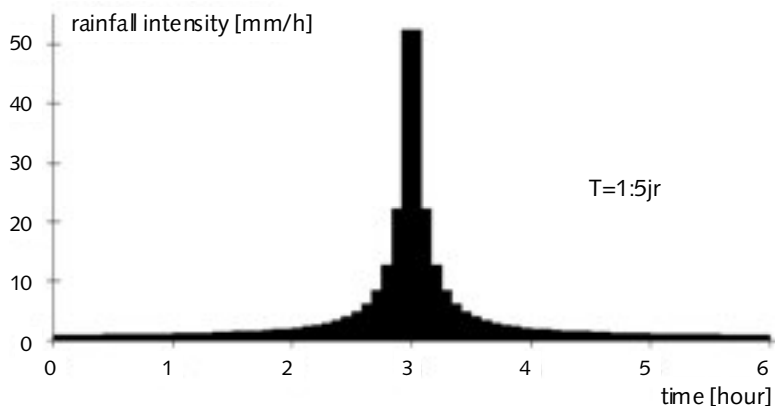
	T=1:10jr [mm]	T=1:25jr [mm]	T=1:50jr [mm]	T=1:100jr [mm]
2 uur	30	36	40	45
4 uur	36	43	49	56
8 uur	40	47	53	58
12 uur	44	52	58	65
24 uur	52	61	68	76
36 uur	58	67	74	80
3 dagen	70	79	85	92
4 dagen	78	87	93	99
5 dagen	84	94	100	106
6 dagen	91	102	109	116
7 dagen	96	107	115	121
8 dagen	103	114	121	128
9 dagen	109	120	128	136
10 dagen	113	125	133	141



Figuur 5-6 Regenduurlijnen van de Bilt voor verschillende herhalings tijden

Wat wordt berekend is de waterstand bij één ontwerp bui, waarna wordt verondersteld dat de herhalings tijd T van deze ontwerp bui gelijk is aan de herhalings tijd van de berekende waterstand (bijv. Delfland, 2004). Door deze veronderstelling wordt het watersysteem per definitie te veilig voorgesteld, omdat met ontwerp buien met een andere duur dezelfde waterstand kan worden berekend. Deze waterstand zal dus vaker optreden.

De keuze voor de duur kan worden omzeild door het toepassen van composiet buien. Dit is een bui waarin voor één herhalings tijd alle duren zijn bevat (Vaes, 1999). Composiet buien lijken op de discrete buien bepaald met de Alternating Block Method van Ven te Chow (1986).



Figuur 5-7 Composietbui met een herhalings tijd van 2 jaar (bron Vaes, 1999).

Nadeel van composietbuien is dat:

- elke bui dezelfde vorm heeft;
- in echte buien hoge en lage intensiteiten elkaar afwisselen;
- verschillende neerslagprocessen worden samengevoegd.

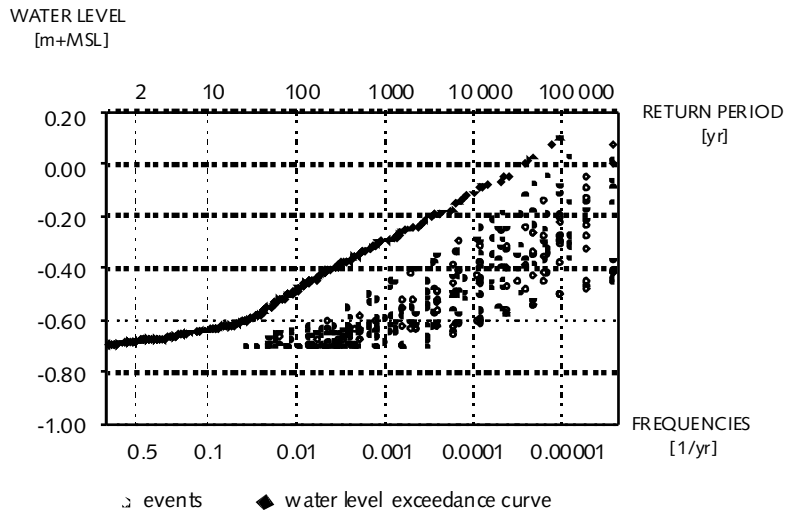
Toelichting op het laatste punt: Ontwerp buien zijn opgesteld uit neerslagmaxima die het gevolg kunnen zijn van verschillende processen. Convectieve neerslag is maatgevend voor korte duren, terwijl aanhoudende frontale neerslag maatgevend is voor lange duren. Bij het oplopen van de duur worden bij het afleiden van de composietbui de door convectieve neerslag veroorzaakte maxima dan ook op een zeker moment verdrongen door de maxima van aanhoudende neerslag van frontale depressies, waardoor de neerslag van twee verschillende processen in één composietbui worden samengevoegd.

5.3.3 *Statistiek vóóraf: stochastische gebeurtenissen*

Bij stochastische gebeurtenissen worden naast de neerslag ook andere stochastische variabelen onderscheiden, die van invloed zijn op hoge waterstanden, bijvoorbeeld initiële grondwaterstand, bodemvochtgehalte of neerslagduur. Van deze variabelen worden afzonderlijk de kansverdelingen bepaald, waarna zij worden gediscrètiseerd en samengevoegd tot een groot aantal gebeurtenissen. De maximale waterstand die bij elke gebeurtenis hoort wordt uitgerekend met het neerslag-afvoermodel.

Van elke gebeurtenis is op voorhand de kans op voorkomen bekend en gelijk aan de gecombineerde kans van de stochasten. Hierbij moet rekening worden gehouden met de afhankelijkheid tussen de stochasten. De overschrijdingskans op een zekere waterstand is te bepalen door de kans van voorkomen van alle gebeurtenissen met een hogere maximale waterstand te sommeren (Zie Figuur 5-8).

Voordeel ten opzichte van ontwerp buien is dat met meer variabelen dan enkel het neerslagvolume rekening wordt gehouden. Het nadeel is wel dat om de methode zinnig te kunnen toepassen, de kansverdeling van alle onderscheiden stochastische variabelen en onderlinge correlaties bekend moet zijn. In de praktijk is dit echter nooit het geval.



Figuur 5-8 De overschrijdingscurve is de sommatie van de kans van voorkomen van alle rechts en hoger liggende gebeurtenissen (Hoes, 2005a)

In het Nederlandse waterbeheer wordt de methode door diverse waterschappen gebruikt, die allen voor het neerslagvolume alléén kijken naar de statistiek die hoort bij een duur van 9 dagen. Doordat de duur niet als stochastische variabele wordt meegenomen worden veel statistische handelingen voorkomen, maar wordt ook de situatie te veilig voorgesteld. Dit doordat statistische informatie van neerslag van een kortere of langere duur, die tot dezelfde wateroverlast kan leiden, geen onderdeel uitmaakt van de analyse.

Ter illustratie zijn in Tabel 5-2 de jaartallen van de neerslagmaxima van de reeks van 1906-2003 van de Bilt voor verschillende duren op grote volgorde gezet. In de tabel is te zien dat de gebeurtenis uit bijvoorbeeld 1960 of 1998 voor de verschillende duren (6, 24, 48, 96, 144, 192 en 240 uur) een andere positie heeft. Welke duur maatgevend is wordt bepaald door de looptijd van een watersysteem. A-priori is dan ook aan een neerslaggebeurtenis niet te zeggen welke herhalingsjijd de waterstand bij die neerslaggebeurtenis zou hebben gehad.

Tabel 5-2 Jaartallen van neerslagmaxima van verschillende duren in grote volgorde (in rij 1 staat het jaartal en tussen haakjes de neerslaghoeveelheid van de maximale hoeveelheid die gevallen is in achtereenvolgens 6 uur, 24uur, 48 uur, 96 uur, 144 uur, 192 uur en 240 uur)

plot positie	N=6uur	N=24uur	N=48uur	N=96uur	N=144uur	N=192uur	N=240uur
1	1952 (54.3mm)	1952 (65.6mm)	12-10-1960 (91.6mm)	12-10-1960 (109.8mm)	1912 (121.9mm)	1912 (126.8mm)	31-10-1998 (143.3mm)
2	1961 (51.3mm)	1917 (64.6mm)	1966 (72.9mm)	1917 (93.3mm)	9-6-1998 (114.6mm)	31-10-1998 (124mm)	1912 (140.6mm)
3	1966 (47.9mm)	1966 (62.9mm)	1917 (72.7mm)	1912 (84.5mm)	10-10-1960 (112.4mm)	1987 (122.2mm)	1969 (134.8mm)
4	1953 (46.3mm)	12-10-1960 (62.8mm)	1946 (72.5mm)	5-3-1998 (84.1mm)	1946 (99.9mm)	1961 (114.7mm)	1961 (127.7mm)
5	1931 (45.3mm)	1994 (61.8mm)	1948 (68.8mm)	1966 (83.6mm)	1917 (97.7mm)	10-10-1960 (113.6mm)	1987 (126.5mm)
6	1948 (44.7mm)	1946 (61.6mm)	1983 (68.2mm)	1969 (78.1mm)	1969 (96.2mm)	1969 (110.4mm)	13-10-1960 (118.4mm)
7	1936 (41.1mm)	1948 (59.4mm)	1942 (67mm)	1986 (77.8mm)	1966 (95.7mm)	1946 (106.3mm)	1946 (113.5mm)
8	1943 (40.6mm)	1942 (58.2mm)	1952 (65.6mm)	1981 (77.6mm)	1981 (93.1mm)	1957 (103.3mm)	1917 (111.3mm)
9	6-6-1998 (37.8mm)	1931 (54.7mm)	1965 (65mm)	1983 (77.2mm)	1961 (88.7mm)	1981 (102.7mm)	1957 (108.1mm)
10	12-10-1960 (37.7mm)	1918 (54.2mm)	6-6-1998 (64.1mm)	1942 (77.2mm)	1942 (88.2mm)	1966 (100.6mm)	1981 (107.9mm)
11	1947 (37.4mm)	1965 (52.3mm)	1994 (61.8mm)	1946 (77.1mm)	1948 (87.2mm)	1917 (99.7mm)	1930 (107.8mm)
12	1942 (37.3mm)	1943 (52.2mm)	1918 (60mm)	1943 (76.1mm)	1920 (86.2mm)	2001 (97.8mm)	1994 (107.8mm)
13	1930 (36.7mm)	1961 (51.8mm)	23-8-1912 (59.8mm)	1920 (74mm)	1957 (84.4mm)	1948 (97.6mm)	2001 (106.6mm)
14	1979 (35.8mm)	1983 (51.4mm)	1920 (58.2mm)	2001 (72.4mm)	1987 (84mm)	1918 (96.7mm)	1986 (106.2mm)
15	1995 (34.2mm)	1934 (49.9mm)	1930 (56.9mm)	1948 (71.9mm)	1992 (83.2mm)	1980 (96.6mm)	1966 (105.9mm)
16	1946 (33.9mm)	6-6-1998 (49.6mm)	1934 (56.5mm)	1965 (64.5mm)	1943 (75.5mm)	1983 (86.3mm)	1938 (94.8mm)

5.3.4 Statistiek achteraf: continue simulaties

Bij statistiek achteraf wordt een lange tijdreeks met neerslag en verdamping gebruikt voor het simuleren van een reeks waterstanden met een neerslag-afvoermodel van het watersysteem. Met de resultaten van de simulatie kan voor elke willekeurige locatie in het watersysteem een waterstandreeks van dezelfde lengte als de gebruikte neerslagreeks worden bepaald. Met deze waterstandreeks kan vervolgens met de extreme waarden statistiek uit paragraaf 5.2 een kansdichtheidsfunctie bepaald worden.

Het voordeel van het simuleren van een lange reeks waterstanden ten opzichte van de stochastische gebeurtenissen of ontwerpbuien is dat de kansverdeling van de diverse stochastische variabelen niet hoeft te worden geschat. Het model berekent bijvoorbeeld zelf de initiële grondwaterstand en bodemvochtgehalte op basis van de invoer aan neerslag en verdamping.

Verder is het niet nodig om keuzes te maken over neerslagduur of over het wel of niet meenemen van de correlaties tussen de kansverdeling van de stochastische variabelen, doordat het model ze allemaal zelf op basis van de invoer bepaalt (Lamb, 2004; Calver e.a., 2005).

Om deze reden is voor de casestudies gebruik gemaakt van statistiek achteraf en continue simulaties van neerslag. In de volgende paragraaf wordt ingegaan op de vraag welke lange neerslagreeksen voor continue simulaties gebruikt kunnen worden.

5.4 Neerslagreeksen

5.4.1 Algemeen

Neerslagreeksen voor continue simulaties moeten lang genoeg zijn om een statistische verdeling te schatten en een tijdsresolutie hebben die klein genoeg is om de afvoerdynamiek te herproduceren. Gecombineerd betekent dit voor de Nederlandse situatie dat alleen neerslagreeksen met een resolutie in uurwaarden of kleiner en van 20 jaar of langer in aanmerking komen om waterstanden mee te simuleren. Dagwaarden zijn te grof voor het simuleren van waterstanden.

Achtereenvolgens zullen in de volgende paragrafen besproken worden:

1. gemeten reeksen;
2. combineren van neerslag van verschillende locaties;
3. genereren van neerslagreeksen.

5.4.2 Gemeten reeksen

In Nederland wordt zowel door het KNMI als de waterschappen neerslag geregistreerd. De langst beschikbare reeks in uurwaarden is de reeks van De Bilt vanaf 1906 (Zie Tabel 5-3).

Tabel 5-3 KNMI-stations waar meer dan 30 jaar uurneerslag geregistreerd is.

Station	Startdatum	Station	Startdatum
De Bilt	1-1-1906	Amsterdam/Schiphol	1-1-1971
Den Helder/De Kooy	1-1-1957	Eindhoven	1-1-1971
Vlissingen	1-1-1957	Valkenburg (ZH)	1-5-1972
Groningen/Eelde	1-1-1957	Leeuwarden	1-1-1974
Maastricht/Beek	1-1-1957	Rotterdam	1-1-1974
		Twente	1-6-1974

Door de jaren heen zijn verschillende wijzigingen doorgevoerd in de wijze waarop de neerslag wordt geregistreerd. Zo is afhankelijk van het station de meethoogte, meetinstrument en toegepaste correcties verandert. Tot de jaren tachtig bijvoorbeeld werden de uurwaarnemingen aangepast aan de dagwaarnemingen met de handregenmeter. Hierdoor zijn de reeksen niet homogeen.

Naast het KNMI wordt ook door de waterschappen neerslag geregistreerd ten behoeve van het operationeel beheer en waterbalansen. Reeksen met dagwaarden gaan meer dan 100 jaar terug, maar dagwaarden zijn te grof om waterstanden in een polderwatersysteem mee te simuleren. Waarnemingen met een fijnere tijdsresolutie (uur- of kwartierwaarden) worden pas enkele jaren geregistreerd. Zo registreert het Hoogheemraadschap van Rijnland bijvoorbeeld op zes stations neerslag met een meetfrequentie van 10 minuten en een inwinfrequentie van één uur (Zie Tabel 5-4). Het hoogheemraadschap van Delfland registreert op negen over het beheersgebied verspreid liggende stations in kwartierwaarden, waarvan het merendeel pas sinds 2003 operationeel is. De reeksen van Delfland en Rijnland zijn te kort om continue simulaties mee uit te voeren.

Tabel 5-4 Neerslagstations van het Hoogheemraadschap van Rijnland.

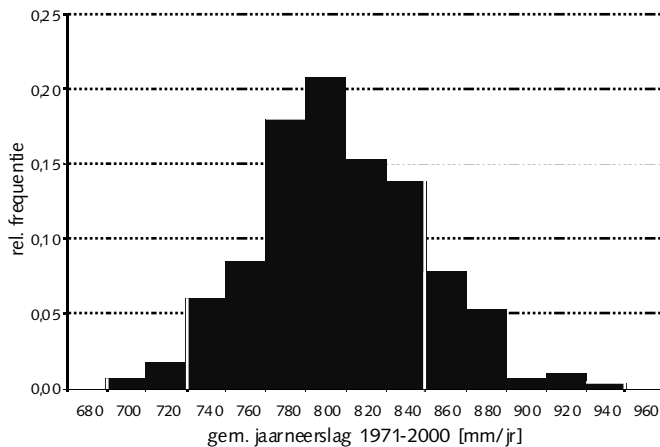
Station	startdatum	Station	startdatum
Katwijk	1-11-1993	Nieuwe Wetering	19-2-1992
Spaarndam	1-12-1996	Palenstein	1-12-1996
Lijnden	1-12-1996	Reeuwijk	1-12-1996

5.4.3 *Representativiteit van de Bilt*

De reeks van De Bilt wordt zowel voor regenduurlijnen, ontwerpbuizen en als reeks voor een continue simulaties gebruikt, ook als het te onderzoeken watersysteem niet in de buurt van De Bilt ligt. Deze keuze is het gevolg van het gegeven dat De Bilt de langst beschikbare reeks is en er volgens het KNMI geen locaties in Nederland zijn aan te wijzen waar kortdurende neerslag (<24uur) significant anders is dan de Bilt (Zie Buisland 1983; 1984 en 1991). Voor wateroverlast door neerslag is niet enkel kortdurende neerslag van belang, maar het hele spectrum aan duren (1 uur tot enkele weken).

In Figuur 5-9 is de representativiteit van de jaarneerslag van De Bilt voor Nederland gevisualiseerd. In De Bilt viel in het tijdvak 1971-2000 gemiddeld 793 mm/jaar met een standaardafwijking van 162 mm/jaar. Het gemiddelde

over 283 stations bedroeg 797 mm/jaar. De standaardafwijking over de stations is 41 mm/jaar.



Figuur 5-9 Histogram van de jaargemiddeldes van 283 KNMI stations over het tijdvak 1971-2000

Niet duidelijk is of de verschillen in jaarsommen over de stations wordt veroorzaakt doordat het vaker of harder regent en wat de invloed is op de frequentie van wateroverlast. Dit punt is voor waterschappen relevant. Immers, een grotere jaarsom is géén argument om een grotere afvoercapaciteit te installeren. Het verschil kan immers worden veroorzaakt doordat het alleen vaker regent, maar niet harder. In deze situatie zullen enkel de draaiuren van het gemaal iets groter zijn, maar de afwijkingen van streefpeil niet extremer.

In Hoes (2005b) zijn met zeven neerslagreeksen van dertig jaar op negen verschillende watersystemen de kans op het optreden van hoge oppervlaktewaterstanden onderzocht (NB: zeven reeksen, negen watersystemen en dertig jaar waterstanden geeft totaal 1890 jaar waterstanden). De negen watersystemen verschillen in grondsoort, oppervlakte open water en landgebruik. De gebruikte KNMI-stations zijn Vlissingen, Rotterdam, Valkenburg (ZH), Schiphol, De Bilt, Den Helder en Groningen.

Uit elke reeks is bepaald:

- de waterstand die hoort bij een herhalingstijd van $T = 5$ jaar;
- of er een maatgevende periode is waarin extremen voorkomen;
- de gemiddelde jaarsommen en standaardafwijking; en
- of er een neerslagpatroon is dat kenmerkend is voor wateroverlast

Waterstanden T=5jaar

Uit de series van 30 jaar waterstanden zijn de waterstanden bepaald die horen bij een herhalingstijd van T = 5 jaar door een GEV-0 verdeling (met vormparameter $\zeta=0$) te fitten door de jaarmaxima. (Zie Tabel 5-5). Deze herhalingstijd is gekozen, omdat de reeks een duur heeft van 30 jaar en de resultaten bij T= 5 jaar ruim binnen de lengte van de reeks liggen.

In Tabel 5-5 is te zien dat de waterstanden berekend met de neerslagreeks van Rotterdam consequent veel hoger liggen dan de resultaten berekend met de neerslagreeks van De Bilt. Alleen de resultaten van station Valkenburg komen in de buurt van Rotterdam. De waterstanden berekend met de neerslag van de overige stations zijn in orde van grootte gelijk aan die van De Bilt.

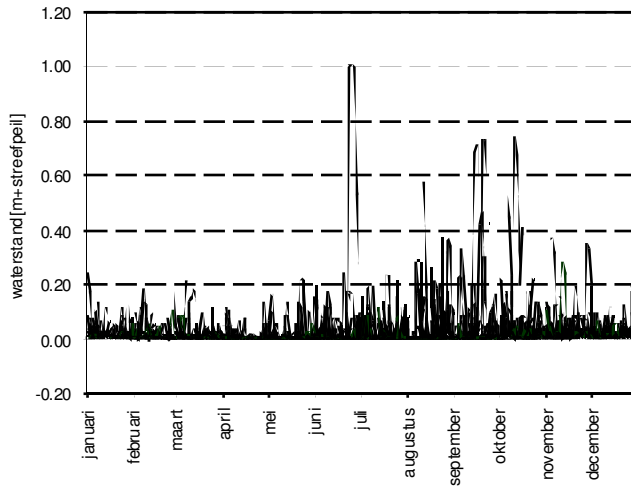
Tabel 5-5 Waterstanden bij een herhalingstijd van 5 jaar.

Grond	Kenmerk	De Bilt [mNA]	Vlissingen [mNAP]	Rotterdam [mNAP]	Valkenburg [mNAP]	Schiphol [mNAP]	Den Helder [mNAP]	Eelde [mNAP]
1 Veen	Onverhard	0.20	0.22	0.27	0.25	0.22	0.23	0.17
2 Veen	Tuinbouw	0.23	0.25	0.30	0.27	0.24	0.26	0.20
3 Veen	Stedelijk	0.23	0.26	0.30	0.27	0.24	0.26	0.20
4 Klei	Onverhard	0.12	0.10	0.26	0.20	0.08	0.14	0.08
5 Klei	Tuinbouw	0.30	0.32	0.48	0.38	0.31	0.36	0.26
6 Klei	Stedelijk	0.32	0.32	0.44	0.41	0.32	0.36	0.28
7 Zand	Onverhard	0.18	0.16	0.25	0.19	0.13	0.21	0.14
8 Zand	Tuinbouw	0.66	0.66	0.75	0.72	0.61	0.66	0.58
9 Zand	Stedelijk	0.70	0.71	0.77	0.78	0.63	0.69	0.66

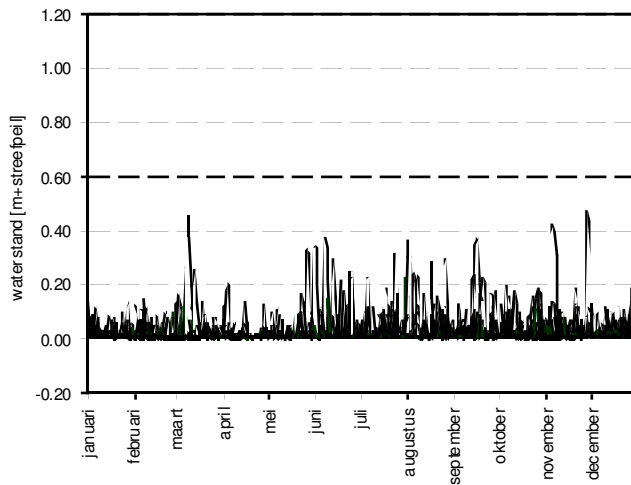
Maatgevende periode

In Figuur 5-10 zijn de 30 jaar waterstanden van Rotterdam (1974-2004) geplot van één van de negen polders, met klei als grondsoort en gras en glastuinbouw als grondgebruik. Deze polder heeft het streefpeil op 0,0 m NAP en maaiveld op 1,0 m NAP. De waterstanden staan op de y-as en op de x-as de maanden. De uitschieter in juni is van 25 juni 1975, waarbij circa 100 mm in 3 dagen viel. De overige drie extremen boven de 60 cm zijn allemaal

in het najaar: 16 september 1998, 21 september 2001 en 11 oktober 1982.
De maatgevende periode van hoge waterstanden ligt grofweg tussen augustus en december.



Figuur 5-10 Met de neerslag van Rotterdam gesimuleerde waterstanden in een kleipolder over de periode 1974-2004.



Figuur 5-11 Met de neerslag van De Bilt gesimuleerde waterstanden in een kleipolder over de periode 1974-2004.

In Figuur 5-11 staan voor dezelfde periode en polder de resultaten van het neerslagstation van De Bilt. De hoogste gesimuleerde waterstanden in de Bilt zijn van 8 maart 1998, van 5 november 1998 en 28 november 1983. De

incidentele pieken zijn circa 25 cm lager zijn dan die van Rotterdam. Daarnaast valt op dat de peilstijgingen niet enkel in het najaar voorkomen.

Neerslaghoeveelheden

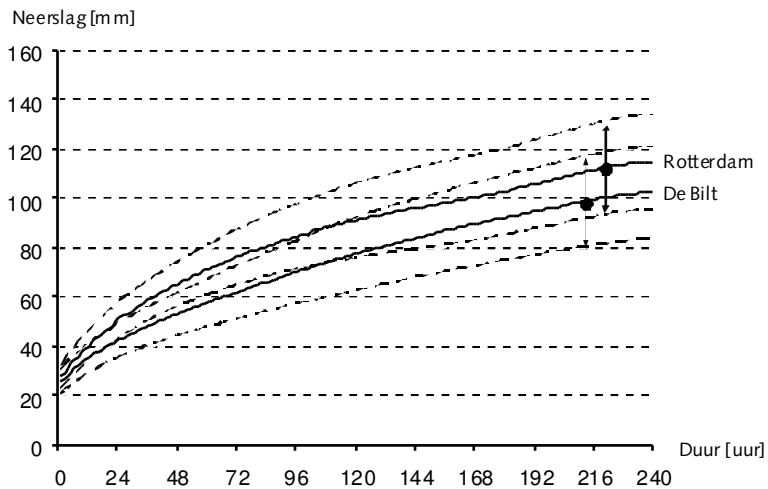
Per neerslagreeks en per jaar zijn de jaarsommen bepaald en vervolgens per station het gemiddelde, de standaardafwijking en het neerslagvolume bepaald dat met een kans van 95% wordt onderschreden (Zie Tabel 5-6). Hierbij is aangenomen, dat de verdeling van jaarsommen aan een normale verdeling voldoet. Voor deze analyse zijn alleen de neerslaggegevens gebruikt van het tijdvak 1974 tot en met 2003, zodat voor elk station een gelijke periode van dezelfde lengte is genomen. In Tabel 5-6 valt op dat de verschillen in jaarsom te klein zijn om de verschillen in waterstanden te verklaren.

Tabel 5-6 Gemiddelde jaarsom, standaardafwijking en 95% bovengrens over 1974-2003.

	KNMI-station	gemiddelde [mm/jaar]	Standaard- afwijking [mm]	Neerslag 95% [mm/jaar]
1	De Bilt	812	162	1079
2	Vlissingen	738	126	945
3	Rotterdam	822	149	1068
4	Schiphol	802	156	1058
5	Eelde	795	130	1008
6	Valkenburg	802	141	1033
7	Den Helder	756	118	950

Regenduurlijn Rotterdam en De Bilt

In Figuur 5-12 staan de regenduurlijnen van Rotterdam en De Bilt voor een overschrijdingskans van T=1:5 jaar. Wat opvalt, is dat de regenduurlijn van Rotterdam voor duren langer dan 48 uur consequent 10 mm meer neerslag bevat (door het gebrek aan voldoende jaren vertonen de betrouwbaarheidsintervallen grote overlap, waardoor het verschil weliswaar opmerkelijk, maar niet significant genoemd kan worden).

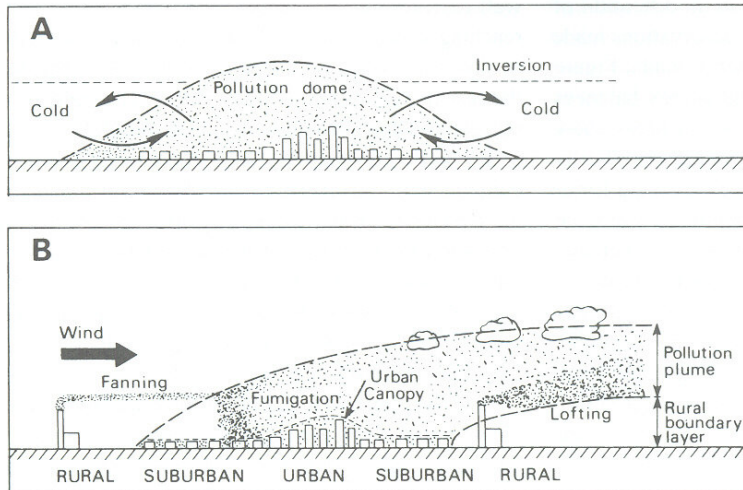


Figuur 5-12 Regenduurlijn met een herhalingsijd van $T=5$ jaar van Rotterdam en De Bilt op basis van de neerslag 1974-2003 incl. 95% betrouwbaarheidsinterval.

De verschillen in waterstanden en regenduurlijnen tussen Rotterdam en De Bilt worden mogelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van het stedelijke gebied van Rotterdam. Een soortgelijke conclusie staat ook in Buishand (1979), waarin de neerslagnaansommen van Rotterdam en Amsterdam zijn vergeleken met een ruraal gebied in Zeeland en de kop van Noord-Holland. Hiervoor zijn mogelijke verklaringen (Zie Buishand, 1980):

- de aanwezigheid van veel (petrochemische) industrie in de Rotterdamse haven;
- de overgang warm-koud-warm wanneer verzadigde lucht de Nieuwe Waterweg passeert;
- orografische en themografische effecten door de warmte die de stad uitstraalt (Zie Figuur 5-13)

Soortgelijke stadseffecten zijn bijvoorbeeld ook in Londen, Wenen, Chicago, Berlijn en New York gevonden (Changnon, 2001).



Figuur 5-13 Configuraties van luchtvervuiling rond een stad (a) koepel (b) pluim (Barry, 2003).

Op basis van de uitgevoerde analyses kan niet worden geconcludeerd dat in het kustgebied de kans op wateroverlast wordt onderschat, wanneer met de neerslagreeks van De Bilt wordt gerekend (Hoes, 2005b). De reeks van het KNMI-station is te kort om statistisch significante verschillen aan te tonen. Wel is geconstateerd dat er met de neerslag van 1974-2003 opmerkelijke verschillen zijn in waterstanden. In de regio van Rotterdam kan de kans op waterlast worden onderschat wanneer gebruik wordt gemaakt van de neerslag van De Bilt

5.4.4 Combineren van neerslag van verschillende locaties

Naast Rotterdam hebben ook op andere stations (bijv. Schiphol, Den Helder) de afgelopen decennia extreme neerslaggebeurtenissen plaatsgevonden die extremer waren dan de extreemste gebeurtenis in De Bilt. Wanneer enkel gebruik gemaakt wordt van de neerslagreeks van De Bilt wordt deze informatie niet meegenomen.

Om deze extremen niet te negeren en extrapolaties die het gevolg zijn van louter waarnemingen van De Bilt te beperken, kan de neerslag van meerdere stations worden gecombineerd. Onder de aanname dat de neerslag het gevolg is van dezelfde statistische verdeling, kan hiermee een betrouwbaarder schatting van de extreme waterstanden worden verkregen.

Hiervoor bestaan verschillende mogelijkheden (vergelijk Buishand, 1991):

- Middelen van puntstatistiek over een gebied
- Simultaan maximaliseren van de joint likelihood function
- Station-jaar methode
- Equivalent aantal onafhankelijke stations

Middelen van puntstatistiek over een gebied

De verschillende reeksen kunnen naast elkaar worden doorgerekend, waarna voor elk station resultaten worden bepaald door bijvoorbeeld een GEV-0 (met $\xi=0$) te schatten door een log-likelihoodfunctie te maximaliseren (Zie bijlage IV). De verschillende resultaten worden vervolgens gemiddeld over een gebied. De T=25 jaar waterstand is dan bijvoorbeeld het gemiddelde van wat met de verschillende reeksen als waterstand voor T=25 jaar is berekend. Deze methode kan op verschillende manieren worden toegepast. Bijvoorbeeld, door wanneer de lengtes van de reeksen niet gelijk zijn, de lengte van de reeks als weegfactor te gebruiken voor hoe zwaar de waarnemingen mee tellen.

Simultaan maximaliseren van de joint likelihood function

In plaats van voor elk station één GEV-0 verdeling te schatten, kan ook in één keer een gezamenlijke verdeling worden geschat. Dit is het simultaan maximaliseren van een joint likelihood function. Hiertoe wordt de som genomen van de (log)likelihood functies van de verschillende reeksen. Van deze functie worden vervolgens de afgeleiden gelijk gesteld aan nul om de parameters te bepalen. De zo verkregen vergelijkingen van oplossingen zijn een functie van de oplossing, die door te itereren bepaald zal moeten worden.

Station-jaar methode

In de station-jaarmethode worden de jaamaxima van verschillende stations als aparte maxima uit één reeks behandeld (Buishand, 1984; Buishand, 1991). De reeksen worden achter elkaar geplakt, waarbij wordt aangenomen dat de maxima onafhankelijke random variabelen zijn. Bijvoorbeeld: als 4 reeksen van 40 jaar worden gecombineerd wordt een reeks verkregen van 160 jaar neerslag. Hierdoor is het mogelijk om betrouwbaarder schattingen te doen in de staart van de verdeling, mits de stations niet te dicht bij elkaar liggen.

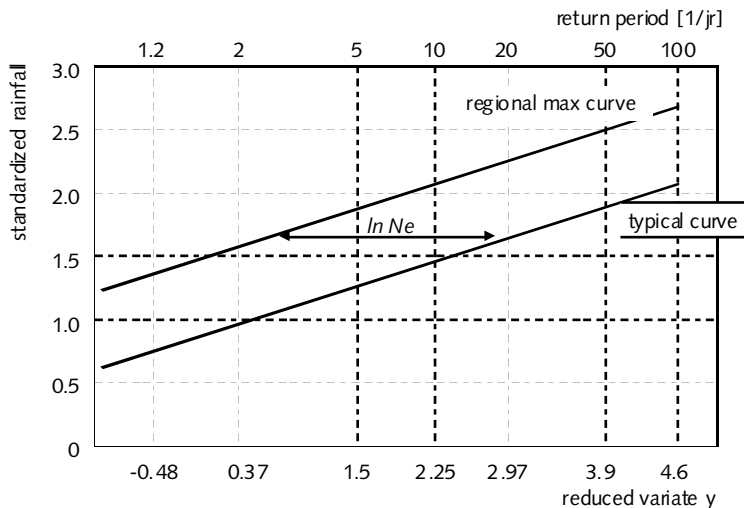
Reed e.a. (1989) hebben aangetoond dat de station-jaarmethode minder onzuiver is dan op het eerste gezicht lijkt en dat de gecombineerde lengte van de series een effectieve lengte is. Dit komt doordat dezelfde extreme gebeurtenis - die op meerdere locaties extremen geeft - met uiteenlopende

herhalingstijden voorkomt in de analyse. De maxima van de verschillende stations gedragen zich asymptotisch onafhankelijk (Buishand, 1984).

Equivalent aantal onafhankelijke stations

Dales e.a. (1989) hebben de station-jaarmethode verder verbeterd door in het geval van ruimtelijk afhankelijke stations de totale lengte van de reeks iets te reduceren. Hiertoe wordt een equivalent aantal onafhankelijke stations (N_e) bepaald op basis van het verschil tussen een regional growth curve en de typical growth curve van gestandaardiseerde neerslag (Zie Figuur 5-14).

Het equivalent aantal onafhankelijke stations N_e is het getal kleiner of gelijk aan het werkelijke aantal neerslagstations, waarmee de totale reeks gecorrigeerd moet worden, om de stations als onafhankelijk te kunnen beschouwen.



Figuur 5-14 Definitie van het equivalent aantal onafhankelijke stations

De typical growth curve is de curve door de maxima van een station. Doordat de maxima uit dezelfde verdeling komen, liggen de typical growth curves van verschillende stations over elkaar. De regional growth curve is de curve door de maxima van de maxima van de verschillende stations. In bijlage II is deze methode geïllustreerd.

De methode is ontwikkeld voor neerslag, maar kan worden gebruikt om de effectieve lengte van een met een samengestelde neerslagreeks gesimuleerde reeks waterstanden te reduceren. Een nadeel bij de methode van Dales e.a. (1989) is dat het equivalent aantal onafhankelijk stations langzaam groter wordt bij grotere herhalingstijden. Met andere woorden het

lijkt alsof hoe extremer de gebeurtenissen hoe meer deze het gevolg lijkt te zijn van lokale neerslag (asymptotische onafhankelijkheid).

In Reed e.a. (1999) is de methode daarom verder ontwikkeld tot de Focussed Rainfall Growth Extension (FORGEX) (Zie Steward e.a., 1999; Reed e.a. 1999; Faulkner e.a., 1999). In deze methode wordt de gestandaardiseerde neerslag van verschillende stations gebruikt. Voor het bepalen van de neerslaghoeveelheid op een bepaald punt bij een bepaalde duur wordt de neerslag van net voldoende omringende stations gebruikt om niet te hoeven extrapoleren. Bij oplopende herhalings tijden wordt dan gebruik gemaakt van een groter groeiend netwerk aan neerslagstations. Voor het simuleren van waterstanden is de FORGEX-methode niet bruikbaar.

5.4.5 *Genereren van neerslagreeksen*

Wanneer een langere reeks dan de beschikbare series nodig is kan ook een reeks worden gegenereerd met een stochastische neerslag generator. Voornamelijk voor dagwaarden bestaan veel verschillende methoden. Voor kortere tijdsresoluties kunnen de methoden in twee categorieën worden onderverdeeld: *profile based* modellen en *pulse based* modellen (Wójcik e.a., 2002).

Pulse-based modellen

In pulse based modellen arriveren neerslagcellen in een poisson cluster proces. Dit proces is of het Bartlett-Lewis of het Neyman-Scot proces. Elke neerslagcel vertegenwoordigt een rechthoekige pulse met een random intensiteit en random duur. De neerslagintensiteit op een willekeurig punt in de tijd is de som van de intensiteiten van alle actieve neerslagcellen op dat moment (Onof e.a., 2000).

Profile-based modellen

In een profile based model worden gebeurtenissen gesimuleerd uit kansverdeling voor de interval-arrival time, duur en conditionele verdeling van de totale hoeveelheid of gemiddelde intensiteit gegeven de duur. De totale hoeveelheid wordt vervolgens opgedeeld in de benodigde tijdstap (Heneker e.a., 2001).

5.5 **Simuleren van waterstanden met een model**

De kans op hoge waterstanden door extreme neerslag is uiteindelijk invoer voor het berekenen van de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade. Voor de praktische toepasbaarheid zijn rekenmodellen nodig waarmee deze waarden kunnen worden gekwantificeerd. Meer specifiek is een

hydrologisch model van het watersysteem nodig om vanuit neerslaggegevens waterstanden te berekenen. Aanvullend is een statistisch model nodig om uit de berekende waterstanden een waterstand-kansrelatie af te leiden.

In het waterbeheer worden een groot aantal modellen gebruikt. In principe is er niet iets als 'het beste' model. De onderzoeksvraag in combinatie met de kenmerken van het watersysteem, reeds aangeschafte software en de beschikbare gegevens bepalen veelal met welk model en welk detailniveau een schematisatie van het te onderzoeken watersysteem wordt gebouwd.

In de case-studies van hoofdstuk 7 is gebruik gemaakt van het door WLIDelft Hydraulics ontwikkelde computerprogramma Sobek (Sobek, 2000). Sobek wordt veelvuldig toegepast door de Nederlandse beroepspraktijk voor het bouwen van modellen van watersystemen van polders, beken en rivieren. Het programma is opgebouwd uit de volgende modules:

RR	= Rainfall Runoff
CF	= Channel Flow
SF	= Sewer Flow
RF	= River Flow
RTC	= Real Time Control
WQ	= Water Quality
EM	= Emissions
OF	= Overland Flow
GW	= Ground Water

Voor deze studie is gebruik gemaakt van de module RR. De Sobek-RR module berekent het neerslag-afvoerproces in een watersysteem. Elk watersysteem is geschematiseerd door aan een aantal met elkaar verbonden knopen eigenschappen toe te kennen. Van een polder is elk peilvak opgebouwd uit drie knopen. Een knoop voor verhard gebied, één knoop voor onverhard gebied en één knoop voor open water. De waterbalans van onverhard en verhard gebied wordt toegekend aan de open water knoop. Deze openwaterknoop staat vervolgens met gemalen en stuwen in verbinding met de rest van het watersysteem.

Over het gebruik van Sobek-RR in deze studie zijn nog twee opmerkingen belangrijk:

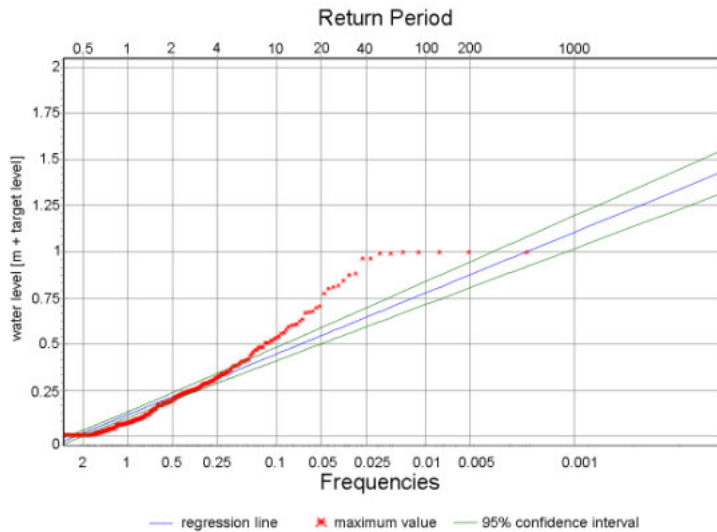
1. Met de Sobek-RR module bedraagt de rekentijd van de watersysteemberekeningen afhankelijk van de omvang van de schematisatie in de orde van dagen tot weken. Dit is niet verwonderlijk als men bedenkt dat voor het doorrekenen van 100 jaar met een

rekentijdstap van 5 minuten voor één knoop orde 10 miljoen berekeningen nodig zijn.

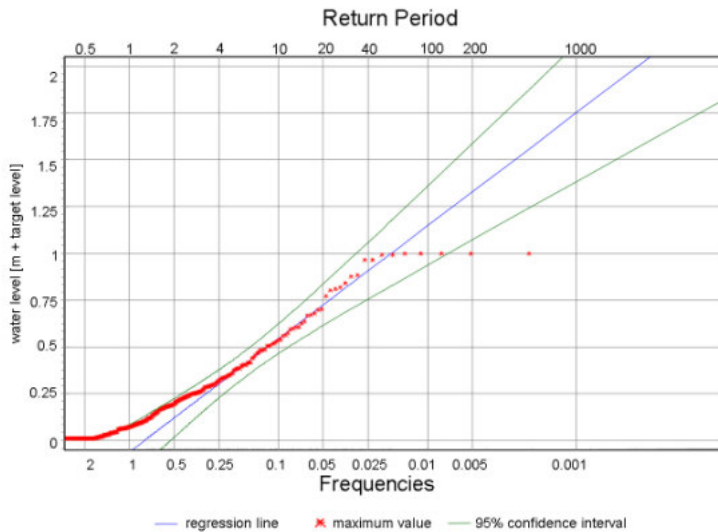
2. Door het gebruik van Sobek-RR wordt de waterstand in een peilvak als horizontaal verondersteld, terwijl er in werkelijkheid verhang is. Dit verhang is in een goed gedimensioneerd peilvak gering. Men probeert immers het streefpeil zo goed mogelijk te handhaven, waardoor deze aanname is te rechtvaardigen. Eventueel kunnen met de Sobek-CF module alle sloten en kanalen worden geschematiseerd. In dat geval wordt met de gediscrètiseerde 1-dimensionale ondiepwatervergelijkingen (De Saint-Venant) het watersysteem doorgerekend en worden verhang en golfverschijnselen meegenomen. Hierdoor zal de rekentijd, afhankelijk van het detailniveau van de schematisatie, grofweg verdubbelen. In Mark e.a. (2004) is een casestudie uitgewerkt, waarin voor Dhaka met een 1-D hydrodynamisch model en GIS wateroverlast in stedelijk gebied uitgewerkt.

5.6 Statistische verwerking van waterstanden

Voor de statistische verwerking van de berekende waterstanden is in alle case studies gebruik gemaakt de statistical toolbox van Hymos ontwikkeld door WLIDelft Hydraulics. Daarbij is een GEV-0 (Gumbel) verdeling toegepast. De plaats- en de schaalparameter zijn geschat met behulp van maximum likelihood methode (Bijlage) en de waarden rond streefpeil en boven maaiveld zijn ge-censored (Harter, 1968; Leese, 1973). Het uitsluiten van de jaamaxima rond streefpeil en boven maaiveld is nodig, omdat het watersysteem zich daar anders gedraagt dan binnen de drooglegging (Zie Figuur 5-15 en Figuur 5-16). De discontinuïteit nabij streefpeil markeert de herhalings-tijd, waarmee het gemaal continu op maximaal vermogen draait. De discontinuïteit bij maaiveld markeert de herhalings-tijd van inundatie.



Figuur 5-15 GEV-0 (Gumbel) verdeling door alle jaarmaxima.



Figuur 5-16 GEV-0 (Gumbel) verdeling, waarbij de data rond streefpeil (0.0 m + streefpeil) en de data boven maaiveld (1.0 m + streefpeil) zijn ge-censored.

5.7 Evaluatie

In dit hoofdstuk is ingegaan op de statistiek voor het bepalen van kansdichtheidsfuncties van waterstanden uit tijdseries. De klassieke extreme

waarden statistiek op jaamaxima wordt voor bijna alle hydrologische processen gebruikt. Gebrek aan voldoende lange series met waarnemingen heeft echter de behoefte gecreëerd om ook met weinig data kansdichtheidsfuncties te schatten. Naast de klassieke verdelingen bestaan daarom verschillende andere mogelijkheden als R-grootste waarden en POT-methoden.

Voor het bepalen van kansdichtheidsfuncties van waterstanden in regionale Nederlandse watersystemen bestaan nauwelijks series en als ze al bestaan zijn ze door veranderingen in het watersysteem niet homogeen. Om toch iets te kunnen zeggen over de kans op wateroverlast zullen dan ook waterstanden moeten worden gesimuleerd met een model. Voor dergelijke simulaties bestaan grofweg twee methoden statistiek vóóraf en statistiek achteraf.

Bij statistiek vooraf wordt de gediscretiseerde kansverdeling van één of enkele stochastische variabelen gecombineerd tot gebeurtenissen waarvan op voorhand de kans op voorkomen bekend is. Bij statistiek achteraf wordt een langjarige neerslagreeks gebruikt om langjarige reeksen van waterstanden te simuleren, waarmee een kansverdeling kan worden bepaald. In voorliggend onderzoek wordt de voorkeur gegeven aan statistiek achteraf, omdat hiervoor weinig subjectieve keuzes gemaakt hoeven te worden en omdat voor statistiek vooraf de correlaties tussen de variabelen meestal onbekend zijn en worden verwaarloosd, zonder dat de invloed ervan is onderzocht.

Voor het simuleren van waterstanden met een langjarige reeks wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van reeksen in uurwaarden van minimaal 20 jaar. De onzekerheid bij slechts 20 waarnemingen is echter zo groot dat bij voorkeur van de langst beschikbare reeks gebruik dient te worden gemaakt. In Nederland is dit de neerslagreeks in uurwaarden van de Bilt vanaf 1906. Wanneer een nog langere reeks gewenst is, kan de neerslag van verschillende stations worden gecombineerd tot één lange reeks of kan een reeks worden gegenereerd met een neerslaggenerator.

In de casestudies zal gebruik gemaakt van langjarige simulaties van neerslag voor het bepalen van waterstandsreeksen. In de case studies Noorderkwartier, Westeramstel en Haarlemmermeer is gebruik gemaakt van de circa 100 jarige neerslagreeks van De Bilt vanaf 1906. Voor de Flevopolder is gebruik gemaakt van een samengestelde neerslagreeks van bijna 180 jaar, waarbij de neerslag van De Bilt, Groningen, Vlissingen en Den Helder vanaf 1957 is gebruikt (Zie Bijlage III).

6 Beschrijving methode

6.1 Scenario analyse

6.1.1 *Algemeen*

Bij een goed ontworpen watersysteem is er evenwicht tussen de kosten van investeringen en de schade bij falen. Door processen als klimaatverandering, bodemdaling en veranderingen in de ruimtelijke ordening verschuift dit evenwicht en zullen wellicht maatregelen moeten worden genomen. De noodzaak voor het verbeteren van een watersysteem wordt dan bepaald door twee vragen:

1. Hoe groot is de toename van het risico? en;
2. Is het zinvol om in een afname van het risico te investeren?

Om deze vragen te beantwoorden is een analyse van de huidige situatie, toekomstige ontwikkeling en effect van maatregelen gewenst. Over het algemeen kunnen de volgende analyses worden onderscheiden:

- Analyse huidige situatie
- Scenarioanalyse
- Maatregelenanalyse

6.1.2 *Analyse huidige situatie*

Om de eerste vraag 'Hoe groot is de toename van het risico' te beantwoorden is een analyse van de huidige en toekomstige situatie nodig. Voor de huidige situatie wordt gebruik gemaakt van de nu geïnstalleerde berging – en afvoercapaciteit en het huidige landgebruik, hoogteligging en neerslaggegevens. Het met deze gegevens berekende risico van wateroverlast zal bij benadering overeenkomen met de langjarig gemiddelde schade per jaar (€/jaar).

6.1.3 *Scenarioanalyse*

De tweede analyse is een analyse van verschillende scenario's, waarin voor verschillende toekomstige situaties het risico van wateroverlast wordt bepaald. Voorbeelden van toekomstige situaties zijn klimaatscenario's, veranderingen in de ruimtelijke ordening en bodemdaling. In alle case studies van hoofdstuk 7 is bijvoorbeeld het risico van wateroverlast bepaald voor het aan het scenario $\Delta T=1^{\circ}\text{C}$ in 2050 (Zie Können, 2003) aangepast

neerslagreeks van de Bilt. De verandering van het risico ten opzichte van het risico van de huidige situatie bepaald de impact van een verandering.

6.1.4 *Maatregelenanalyse*

Om de vraag te beantwoorden of het zinvol is om te investeren in een afname van het risico, zal het effect van maatregelen op het risico van wateroverlast moeten worden onderzocht. Voorbeelden van maatregelen zijn het aanpassen van de afvoercapaciteit, veranderen van de schakeling van peilvakken, bijstellen van streefpeilen, maar ook het verplaatsen van kwetsbare landgebruikfuncties.

In hoofdstuk 7 zijn voor twee case studies de verandering van het risico van wateroverlast als gevolg van maatregelen in het waterbeheer onderzocht. In deze studie wordt niet verder inhoudelijk ingegaan op het opstellen van een goed maatregelenpakket.

Het ontwerpen en opstellen van maatregelen, daarbij inbegrepen het opzetten van een betrouwbare kostenraming, vereist veel ervaring, deskundigheid en gebiedskennis die normaal gesproken in de waterschapswereld aanwezig is.

Voor het uitvoeren van deze analyses is een methodiek opgesteld die kan worden samengevat in een stappenplan.

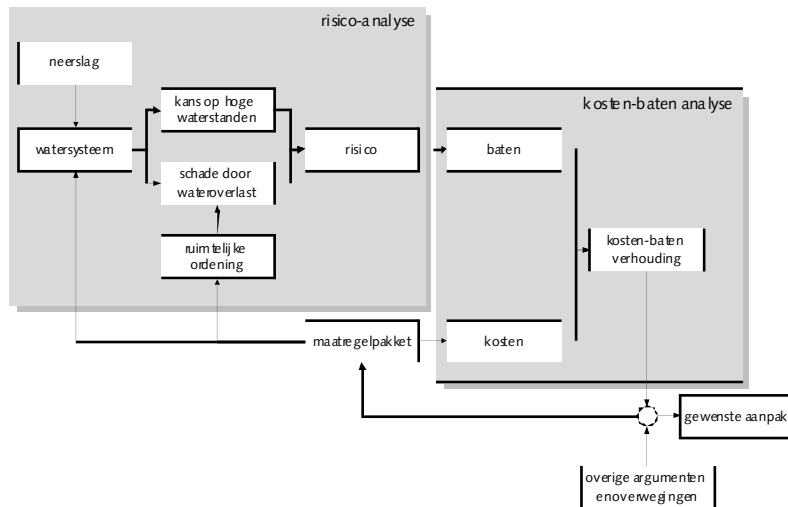
6.2 **Stappen per scenario**

6.2.1 *Algemeen*

De in deze studie gezochte methodiek voor de beoordeling van watersystemen kan nu met de in de voorgaande hoofdstukken verzamelde kennis worden samengevat (Zie ook Figuur 6-1).

Voor elke scenario uit paragraaf 6.1 zullen de volgende stappen moeten worden doorlopen:

- a. Neerslag op het systeem;
- b. Model maken en simulaties uitvoeren;
- c. Bepalen schade bij inundaties;
- d. Bepalen van het risico.



Figuur 6-1 Stappenplan voor het beoordelen van een watersysteem

Deze vier stappen gelden voor de analyse van de huidige situatie, scenario analyse. Voor de scenario's met maatregelen komen daar nog de volgende stappen bij:

- e. ontwerpen van maatregelen om het risico te verminderen
- f. vaststellen van de kosten van deze maatregelen
- g. uitvoeren van de kosten-batenanalyse om de efficiency van de ontworpen maatregelen te toetsen.

6.2.2 Neerslag op het systeem

Eerste stap voor elke analyse is het selecteren van een geschikte neerslagreeks. Voor de neerslag op het systeem wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van een zo lang mogelijke uurreeks. De langst beschikbare uurreeks is die van het KNMI in De Bilt van 1906 tot heden. Voor een meer nauwkeurige statische analyse kan een langere reeks worden gebruikt.

Voor een juiste analyse moet de tijdstappen van de neerslagreeks kleiner zijn dan de snelheid waarop hydrologische processen zich afspelen. Dit betekent dat voor de Nederlandse polders reeksen met dagwaarnemingen niet geschikt zijn.

6.2.3 *Model maken en simulaties uitvoeren*

Voor het uitvoeren van een scenarioanalyse is een hydrologisch model nodig. In de praktijk van het waterbeheer worden meerdere softwarepakketten gebruikt, die verschillen in de manier waarop de hydrologische processen beschreven zijn. Zo zijn er pakketten die de nadruk op de grondwatercomponent hebben (Modflow, Triwaco, Simgro) en in anderen is vooral het oppervlaktewater uitvoeriger te schematiseren (Sobek, MIKE11, Duflo). De keuze voor een pakket wordt bepaald door het karakter van het te onderzoeken watersysteem. Met het model kunnen vervolgens simulaties worden uitgevoerd. Een simulatie met 100 jaar neerslag zal voor elke watergang in het systeem 100 jaar waterstanden opleveren.

Voor deze studie is gekozen voor een aanpak waarbij met de 100 jaar waterstanden eerst een kansdichtheidsfunctie wordt geschat, voordat de inundatie en schade wordt bepaald.

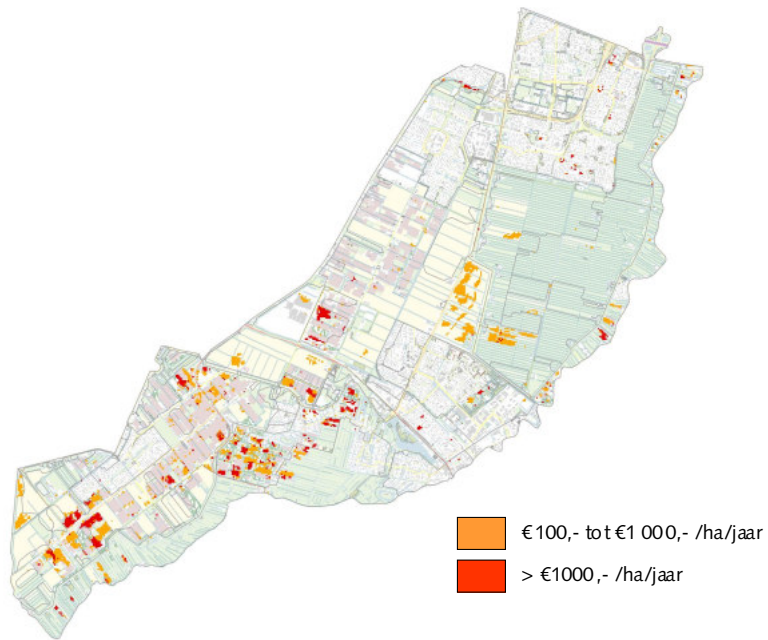
6.2.4 *Bepalen van schade bij inundaties*

De huidige hydrologische modellen zijn hoe langer hoe meer GIS georiënteerd. In voorliggende studie is gebruik gemaakt van een losse koppeling. Hiermee wordt bedoeld dat de gegevens in het GIS en het Hydrologisch model onafhankelijk blijven met een uitwisseling van bestanden (Werner, 2004).

Voor het berekenen van de schade bij inundaties wordt gebruik gemaakt van de indeling in landgebruik volgens de Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland, maximale schadebedragen (Zie Tabel 4-8) en zijn een drietal schade-dieptefuncties opgesteld (Zie paragraaf 0).

6.2.5 *Risico bepalen*

Om de voorgestelde methodiek toe te kunnen passen moet een groot aantal bewerkingen worden uitgevoerd. In het kader van dit promotieonderzoek een onderzoeksapplicatie ontwikkeld waarmee risico's worden berekend. Deze applicatie is beschreven in bijlage V. Samengevat zoekt de applicatie voor elke pixel van 25*25 meter het landgebruik, de maaiveldhoogte, de kansdichtheid van waterstanden, schade-dieptefunctie en maximum schadebedrag op. Vervolgens wordt de het bereik aan mogelijke oppervlaktewaterstanden onderverdeeld in kansdichtheidsfunctie verdeeld in intervallen, waarna voor elk interval het risico bepaald wordt door het product van kans en schade. Per pixel is het totale risico gelijk aan de som van de producten voor alle waterstanden.



Figuur 6-2 Voorbeeld risicokaart

6.2.6 *Ontwerp van maatregelen*

Het probleem bij het ontwerp van maatregelen is vooral hoeveel waterberging, gemaalcapaciteit e.d. Het doel van de maatregelen is het verlagen van het risico van wateroverlast. In Figuur 6-1 is te zien dat met maatregelen het risico van wateroverlast kan worden beïnvloed door ingrepen in de ruimtelijke ordening of het watersysteem. Deze veranderingen kunnen worden doorgevoerd in de landgebruikskaart waarmee de schade wordt berekend en in het hydrologische/hydrodynamische model, waarmee de neerslagsimulaties worden uitgevoerd.

6.2.7 *Raming van de kosten van maatregelen*

De raming van de kosten van maatregelen betreft de investeringskosten en kosten voor beheer en onderhoud. Welk verder zijn uit te splitsen in goederen, diensten, arbeid en land. De kosten per eenheid zijn te bepalen aan de hand van de in praktijk beschikbare gegevens.

6.2.8 *Kosten-baten vergelijking*

Laatste stap is een kosten-batenanalyse, waarin de kosten van een maatregel worden vergeleken met de baten van die maatregel. De baten van een maatregel worden bepaald door de afname van het risico van wateroverlast. Omdat deze afname een jaarlijks bedrag (€/jaar) is, zal de contante waarde bepaald moeten worden met de formules uit paragraaf 3.5.2.

Het uitvoeren van de maatregelenanalyse en kosten-batenanalyse is een iteratief proces en eindigt met een voorstel van de meest geschikte verbeteringsmaatregel. Het nemen van een besluit ter uitvoering van deze maatregel is aan het bestuur.

7 Case studies

7.1 Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken is een methode ontwikkeld en de benodigde modellen toegelicht om polderwatersystemen te toetsen. Een van de eisen die aan de methode is gesteld is dat de methode praktisch toepasbaar moet zijn.

Om de praktische toepasbaarheid aan te tonen is een viertal case studies uitgevoerd in nauwe samenwerking met de verantwoordelijke waterschappen. In twee case studies zijn tevens de werknormen uit het NBW toegepast. Daarbij is onderzocht of toepassing van de werknormen het gewenste resultaat oplevert, namelijk de situatie dat maatschappelijke kosten en baten optimaal zijn.

- Case Noorderkwartier is in paragraaf 7.2 samengevat;
- Case Westeramstel is in paragraaf 7.3 samengevat;
- Case Haarlemmeerpolder is in paragraaf 7.4 samengevat;
- Case Flevopolder is in paragraaf 7.5 samengevat.

De complete casestudies staan respectievelijk in de bijlagen V, VI, VII en VIII.

7.2 Noorderkwartier¹

7.2.1 *Vraagstelling*

Het Noorderkwartier is het gehele gebied van de provincie Noord-Holland tussen het Noordzeekanaal tot en met Texel. Het gebied beslaat ongeveer 200.000 ha met 225 polders, waaronder enkele diepe droogmakerijen, zoals de Schermer, Beemster, Pumer en de Wormer. Voor deze casestudie is voor het hele gebied de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bepaald voor de huidige situatie en de situatie $\Delta t = +1^\circ\text{C}$ in 2050. Daarnaast zijn de kosten en baten onderzocht van de benodigde maatregelen om aan de werknormen uit het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW, 2003) te voldoen.

¹ Gebaseerd op Hoes (2005d)

7.2.2 *Scenario's*

Voor de toetsing van het Noorderkwartier aan de werknormen is een uitgebreid modelinstrumentarium ontwikkeld, waaronder een gedetailleerd neerslag-afvoermodeel. Na de toetsing bleek dat in de huidige situatie circa 1 op de 10 gebieden niet aan de werknormen voldeed. Voor de situatie met klimaatverandering voldeed circa 1 op de 6 gebieden niet aan de werknormen.

Om aan de werknormen te voldoen is in drie stappen (pakket A, B, en C) het maatregelenpakket C bepaald. Dit pakket C bestond uit 1 750 ha extra open water, 700 m³/min extra pompcapaciteit en het verbeteren c.q. automatiseren van circa 400 stuwen. De totale investering voor deze maatregelen bedroeg 280 miljoen euro. Voor de evaluatie van de normen zijn de baten van de benodigde maatregelen bepaald van de maatregelenpakketten A, B en C in overeenstemming met de methodiek uit hoofdstuk 3, 4, en 5.

7.2.3 *Resultaten*

In Tabel 7-1 staan de kosten en baten voor de verschillende scenario's. De baten van de maatregelen zijn bepaald als de contante waarde van de afname van de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade ten opzichte van het scenario zonder maatregelen. In overeenstemming met de afspraken uit het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW, 2003) is uitgegaan van het middenscenario van WB21 ($\Delta t = +1^\circ\text{C}$ in 2050 uit Können, 2001). De contante waarde van de maatregelen is berekend met een levensduur van 50 jaar en discontovoet van 4%, waarbij de maatregelen zijn uitgesmeerd over een periode van 15 jaar, omdat de maatregelen niet in een keer in jaar 0 genomen kunnen worden.

De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade is 6.6 miljoen euro per jaar in de huidige situatie en circa 9.6 miljoen euro per jaar in 2050. De toename bedraagt dus bijna 50%, terwijl de neerslagintensiteit maximaal met 10% toenam. De verklaring voor de grote toename van het risico kan worden verklaard uit het feit dat de herhalingsstijd van inundatie ongeveer halveert.

De ruimtelijke variatie van het risico over het gebied varieerde van € 0 tot € 10.000 per hectare per jaar, met gemiddeld € 50 per hectare per jaar (Zie Figuur 7-1).

Zelfs na maatregelenpakket C voldoet nog steeds 4% van de gebieden niet aan de werknormen. Voor deze gebieden bleek het niet mogelijk om realistische maatregelen te nemen.

De meest duidelijke knelpunten kunnen worden opgelost met eenvoudige en effectieve maatregelen, waarmee het risico afneemt van € 9.6 naar € 5.0 miljoen per jaar (pakket A). Daarna wordt het echter lastig om het risico verder te laten afnemen (Zie Tabel 7-1).

Tabel 7-1 Kosten en Baten voor verschillende scenario's.

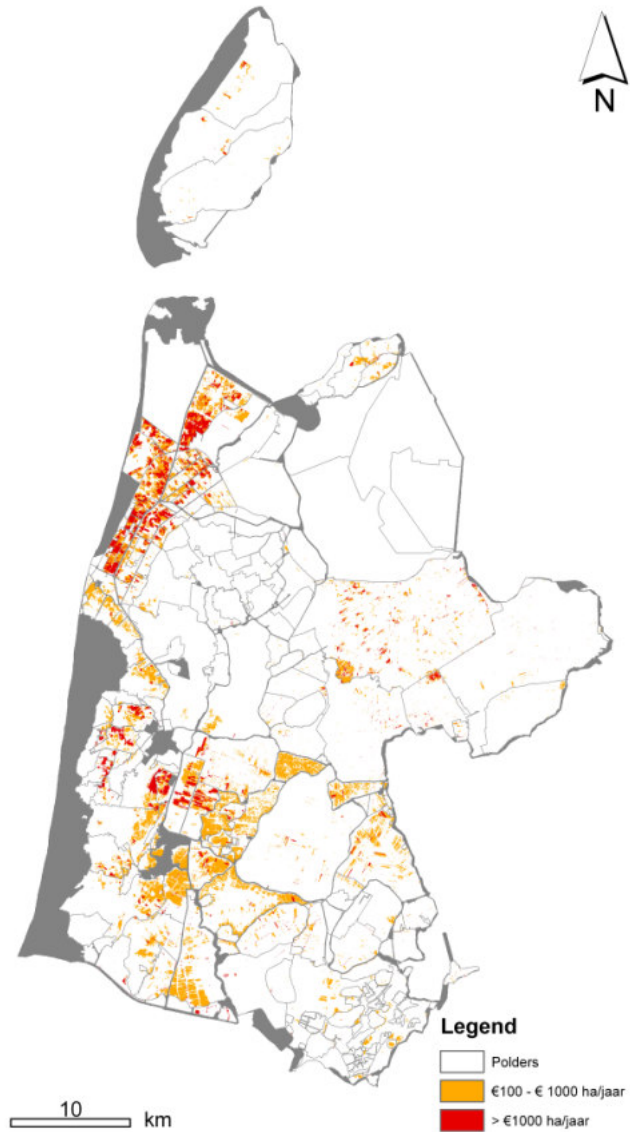
Scenario	Aantal falende gebieden	risico [M€/jaar]	Baten vergeleken met het 2050 klimaat [M€/jaar]	Contante waarde van de baten [M€]	Contante waarde van de kosten [M€]
2004 klimaat	10 %	6.6	-	-	
2050 klimaat	13 %	9.6	-	-	-
Pakket A, 2050	9 %	5.0	4.6	73	100
Pakket B, 2050	6 %	4.5	5.1	81	170
Pakket C, 2050	4 %	4.2	5.4	86	280

7.2.4 Beschouwing

De kosten-batenverhouding van de maatregelen per polder liet verschillen zien van 0.1 (gunstig) tot meer dan 100. Geconcludeerd kan worden dat de toepassing van de werknormen uit het NBW vanuit kosten-baten in elk geval in Noord Holland niet leidt tot een maatschappelijk optimale combinatie van maatschappelijk kosten en baten. Als men zich aan de werknormen had gehouden had men 280 miljoen moeten uitgeven.

Het bestuur van het hoogheemraadschap en de provincie Noord-Holland heeft naar aanleiding van deze casestudie besloten om de werknormen niet blind over te nemen, maar de maatregelen te prioriteren. Voor de komende 10 jaar is een budget beschikbaar gesteld van 100 miljoen, waarmee het hoogheemraadschap de kosten van maatregelen met een gunstige kosten-batenverhouding voor zijn rekening neemt. Bij een kosten-batenverhouding groter dan 1.5 wordt door het hoogheemraadschap alleen een bijdrage geleverd.

Het hoogheemraadschap heeft tevens besloten om het systeemgedrag als norm vast te leggen om normopvulling te voorkomen.

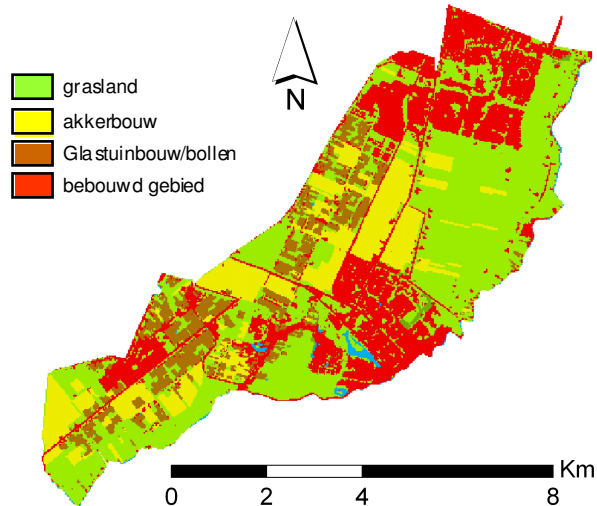


Figuur 7-1 Spreiding van het risico van wateroverlast in het Noorderkwartier

7.3 Westeramstel¹

7.3.1 Vraagstelling

Westeramstel is een gebied van 5 000 ha tussen Amstelveen en Aalsmeer en bestaat onder andere uit 2 droogmakerijen, die rond 1770 zijn drooggelegd. Het landgebruik is als volgt verdeeld: 45% grasland, 15% akkerbouw, 30% bebouwd gebied en 10% tuinbouw (Zie Figuur 7-2).



Figuur 7-2 Landgebruik Westeramstel

In het watergebiedsplan Westeramstel (DWR, 2005) is bepaald, dat om aan de werknormen te voldoen een oplossing nodig is voor circa 250 000 m³ water. De twee meest ingrijpende maatregelen - naast het aanpassen van enkele stuwen en duikers - is de uitbreiding van de oppervlakte water met 8 hectare: een plas van 2 ha en een plas van 6 ha. De doelstelling van voorliggende casestudie is om de kosten-baten verhouding van deze twee waterbergingslocaties te bepalen.

7.3.2 Scenario's

Voor het bepalen van de kosten en baten is gebruik gemaakt van de voor het watergebiedsplan met Sobek bepaalde modelresultaten. De twee waterbergingslocaties zijn in de schematisatie doorgevoerd als een

¹ gebaseerd op Hoes e.a. (2006a)

uitbreiding van de bestaande hoeveelheid open water: 2 ha nabij de Rozenlaan/Egeltjesbos in de Zuiderlegmeerpolder (tuinbouwgebied) en 6 ha in een peilvak nabij de N201 in de Bovenkerkerpolder (grasland).

7.3.3 Resultaten

In Tabel 7-2 staat een overzicht van de kosten en baten van de twee waterberging locaties. De kosten zijn geschat op circa € 100 000.-/ha voor het verwerven en ontgraven van de grond. De baten zijn bepaald als de contante waarde van de afname van het risico door de maatregelen. De contante waarde is berekend met een reële discontovoet van 4% en een oneindige analyseperiode.

Tabel 7-2 kosten en baten van de 2 waterbergingslocaties

waterberging		Zonder maatregel [€/jaar]	Met maatregel [€/jaar]	Baten [€/jaar]	Contante waarde baten [€]	Geschatte Kosten [€]	C/B ratio
2 ha in tuinbouwgebied	2004	32 000	25 000	7 000	175 000	200 000	1
	2050	63 000	50 000	13 000	325 000		0.6
6 ha in weidegebied	2004	2 000	1 500	500	12 500	600 000	50
	2050	3 300	2 600	700	17 500		35

7.3.4 Beschouwing

In de tabel is te zien dat het verschil in de kosten-batenverhouding tussen de 2 locaties groot is: een C/B van 1 en een C/B van 50. Dit verschil in kosten-batenverhouding wordt onder andere veroorzaakt door het verschil in baten; met de waterbergingslocatie van 6 ha wordt incidenteel schade aan grasland voorkomen, terwijl bij de locatie van 2 ha in het tuinbouwgebied door de duurdere gewassen veel meer schade kan worden voorkomen.

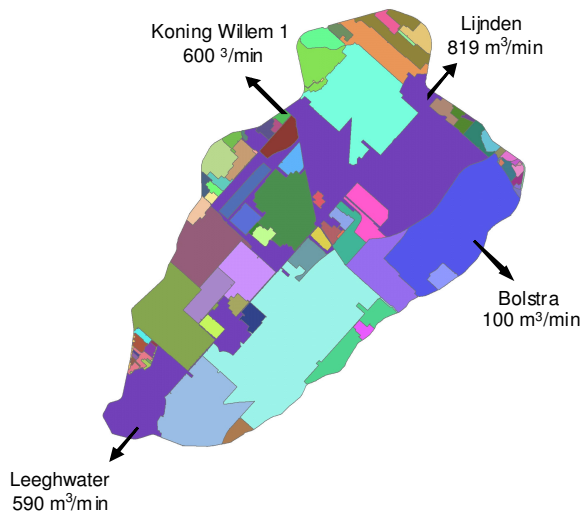
Geconcludeerd kan worden dat de toepassing van de werknormen uit het NBW vanuit kosten-baten niet heeft geleid tot een optimale combinatie van kosten en baten. Beide plassen worden echter niet enkel met het argument aangelegd om aan de werknormen te voldoen, maar zijn ook het gevolg van een bredere maatschappelijke verantwoordelijkheid van het hoogheemraadschap (natuurontwikkeling, compensatie voor uitbreiding van verhard oppervlak e.d.). De hier bepaalde baten zijn enkel het gevolg van minder wateroverlast. Het verschil in kosten en baten (netto contante

waarde) kan worden gezien als het bedrag dat de maatschappij over heeft voor het realiseren van deze nevendoele.

7.4 Haarlemmermeerpolder¹

7.4.1 Vraagstelling

De Haarlemmermeerpolder is een droogmakerij van 18,300 ha gelegen tussen grofweg Amsterdam en Leiden (Zie Figuur 7-3). De onderzoeksvraag van deze casestudy is: waar bevinden zich de grootste risico's van wateroverlast en hoe veranderen deze risico's als gevolg van klimaatverandering en veranderingen in de ruimtelijke ordening?



Figuur 7-3 De Haarlemmermeerpolder bestaat uit 18 300 ha, 83 peilvakken en 4 gemalen; de gezamenlijke afvoercapaciteit van de gemalen bedraagt 16,5 mm/dag

7.4.2 Scenario's

Om de vraag te beantwoorden is de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bepaald voor de huidige situatie en voor vier toekomstscenario's, waarbij tegelijk rekening is gehouden met klimaatverandering (zie Figuur 7-4). De vier toekomstscenario's zijn Global Economy, Transatlantic Market, Strong Europe, Regional Communities (CPB, 2003; RIVM, 2004; RIVM,

¹ Gebaseerd op Hoes e.a. (2005c)

2005). De scenario's verschillen in de mate van economische groei, bevolkingsontwikkeling en huishoudenvorming.

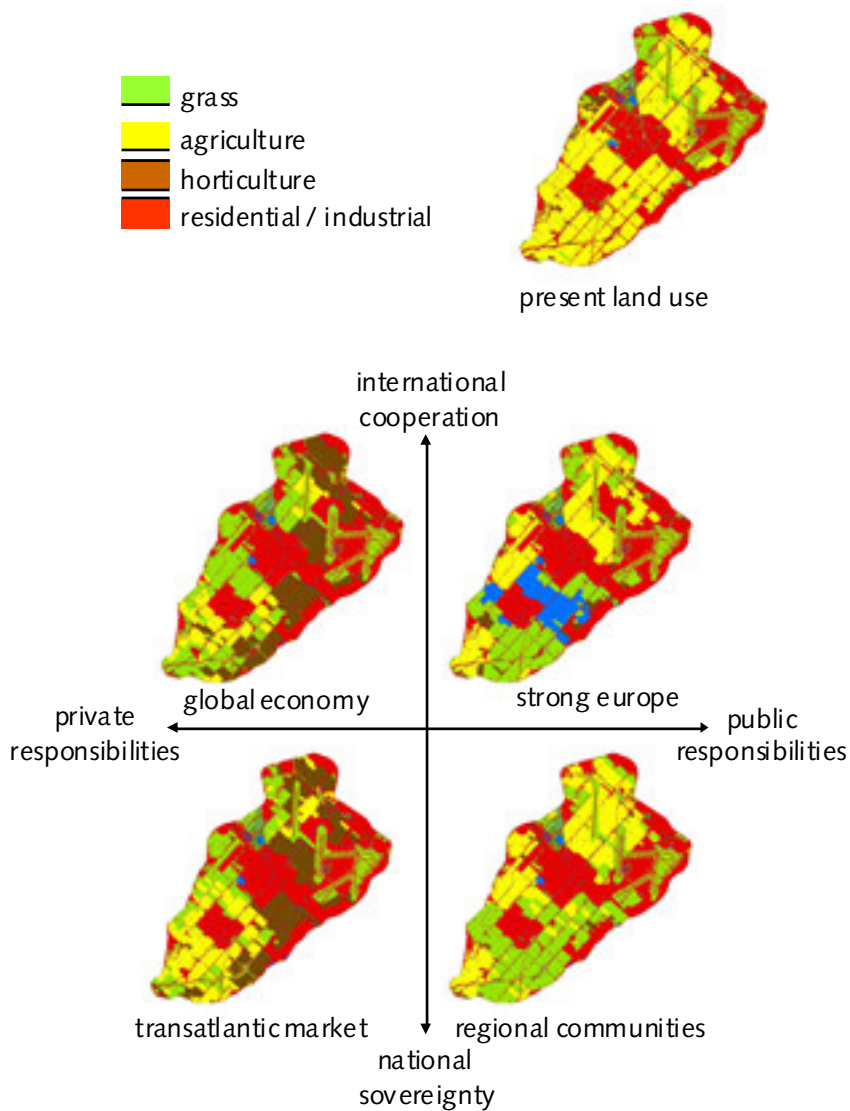
Tabel 7-3 Verdeling van de oppervlakte voor verschillende vormen van landgebruik

	Huidig landgebruik [ha]	Global Economy [ha]	Strong Europe [ha]	Transatlantic Market [ha]	Regional Communities [ha]
Water	400	400	1 800	400	400
Natuur	300	300	300	300	300
Grasland	2 700	5 300	4 900	3 900	6 000
Landbouw	7 900	1 700	3 700	3 000	4 700
Tuinbouw	300	3 500	400	3 500	200
Bebouwd	6 700	7 100	7 200	7 200	6 700
Totaal	18 300	18 300	18 300	18 300	18 300

In Tabel 7-3 is voor de verschillende scenario's uitgesplitst hoe de verdeling van het landgebruik verandert. Het areaal landbouwgebied neemt in ieder scenario af. Het is voor de akkerbouwers niet meer rendabel om met een grote oppervlakte relatief dure grond in de Randstad te concurreren met bijvoorbeeld Oost-Europa.

In de scenario's Global Economy en Transatlantic Market gaat de afname van het landbouwareaal gepaard met een toename aan hoogwaardige tuinbouw; door een intensiever landgebruik probeert men een grotere opbrengst per hectare te genereren.

In het scenario Strong Europe is een groot meer gepland tussen Hoofddorp en Nieuw-Vennep op de bodem van de Haarlemmermeer. In het scenario Regional Communities vinden geen grote veranderingen plaats: de voormalige akkerbouwgronden zijn in gebruik als grasland.

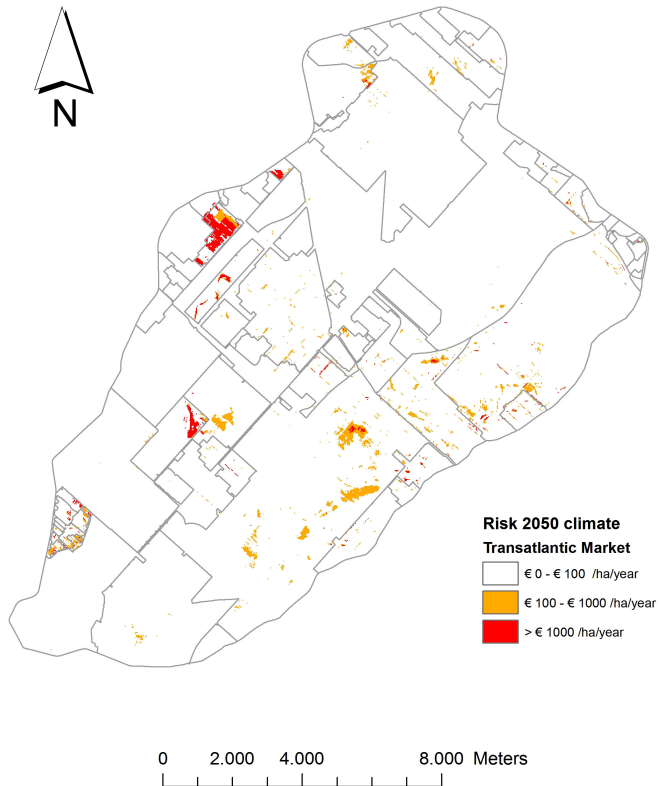


Figuur 7-4 Ruimtelijke beelden van de Haarlemmermeer (gebaseerd op MNP-data).

Voor Figuur 7-4 zijn de gegevens van het RIVM (2005) gecombineerd met gegevens uit de LGN4 van Alterra, de TOP10 van de topografische dienst van het kadaster en enkele bestanden van de gemeente Haarlemmermeer en luchthaven Schiphol.

7.4.3 Resultaten

Het resultaat van de simulaties is samengevat in Tabel 7-4 en geïllustreerd in Figuur 7-5. Het risico van wateroverlast door extreme neerslag in de Haarlemmemeer bedraagt in de huidige situatie circa € 2,0 miljoen per jaar en neemt door klimaatverandering (scenario $\Delta T=1^{\circ}\text{C}$ uit Können, 2001) toe tot € 2,4 miljoen per jaar.



Figuur 7-5 Risico kaart voor 2050 klimaat en het landgebruikscenario Transatlantic Market

Tabel 7-4 Verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade per scenario in de Haarlemmeerpolder

Scenario	Risico [M€/jaar]	Toename ΔR [M€/jaar]	Contante Waarde ΔR (r=4%; N=50) [M€]
2000	2.0		
2050 + huidig landgebruik	2.4	+ 0.4	+ 3.1
2050 + global Economy	2.5	+ 0.5	+ 3.8
2050 + strong Europe	1.9	- 0.1	- 0.8
2050 + transatlantic Market	2.6	+ 0.6	+ 4.6
2050 + regional communities	2.3	+ 0.3	+ 2.3

Voor het bepalen van de contante waarde van de verandering van het risico tussen 2000 en 2050 is er vanuit gegaan dat deze verandering lineair toeneemt van de situatie in 2000 naar 2050. Deze contante waarde is bepaald met (Zie Bijlage II):

$$CW = M[(1+i)^{N+1} - (N+1+i)] / [i^2(1+i)^N]$$

De verschuiving van akkerbouw naar tuinbouw in de scenario's Global Economy en Transatlantic Market veroorzaken bovenop de klimaatverandering een extra toename van het risico, doordat bij dezelfde gebeurtenis de schade groter wordt.

In het scenario Strong Europe neemt het risico van wateroverlast af, door enerzijds een verschuiving van akkerbouw naar grasland en anderzijds de toename van het open water, waardoor peilstijgingen worden gedempt en op die locaties geen schade meer kan optreden. Hierdoor is het risico van Strong Europe nagenoeg gelijk aan het huidige risico in 2000. Indien het open water economisch effectief moet worden aangelegd dan mag deze orde grote € 5 miljoen kosten.

7.4.4 Beschouwing

De vraagstelling was: hoe verandert het risico van wateroverlast door klimaatverandering en veranderingen in de ruimtelijke ordening? De casestudie heeft laten zien dat met beschreven methode het risico en de

verandering ervan ruimtelijk verdeeld kan worden bepaald. Hiermee is inzichtelijk en gekwantificeerd op welke locaties het risico hoog is en hoe dit risico verandert als gevolg van veranderingen in het klimaat en veranderingen in de ruimtelijke ordening.

Geconcludeerd wordt dat de veranderingen in de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade relatief klein zijn t.o.v. de totale verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade in de Haarlemmermeer. Dit kan worden verklaard doordat de veranderingen in risico alleen significant zijn op bestaande kwetsbare locaties in het watersysteem. Dat wil zeggen in gebieden waar het risico al hoog is. Op robuuste locaties zijn de gevolgen van klimaatverandering of veranderingen in de ruimtelijke ordening nauwelijks merkbaar. Dit betekent ook dat de 'negatieve baten' van relatief gering zijn en vanuit een kosten-batenbeschouwing de noodzaak om het systeem aan te passen gering is.

7.5 Flevopolder¹

7.5.1 Vraagstelling

De Flevopolder beslaat circa 100.000 ha met als dominant grondgebruik akkerbouw (Zie Figuur 7-6). In deze casestudy is onderzocht hoe het risico van wateroverlast in de Flevopolder verandert, als gevolg van:

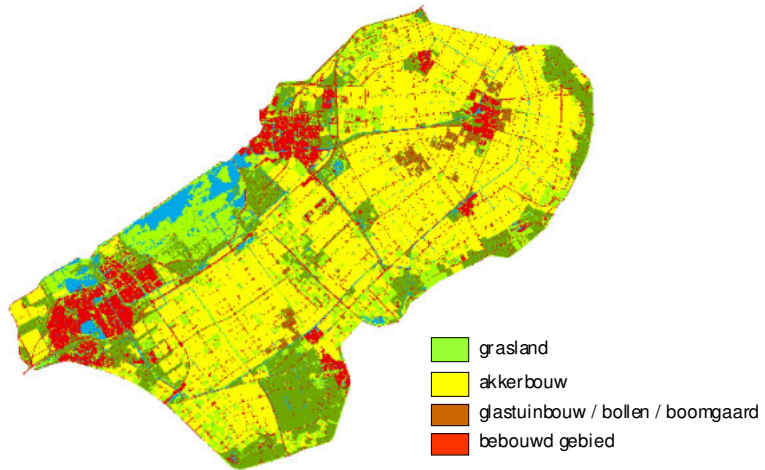
1. klimaatverandering;
2. veranderingen in de ruimtelijke ordening en
3. bodemdaling.

Hiertoe is voor verschillende scenario's de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bepaald. Voor de simulaties is gebruik gemaakt van een door waterschap Zuiderzeeland beschikbaar gesteld neerslag-afvoemodel van het gebied. In dit model worden circa 450 eenheden onderscheiden. Voor de huidige klimaatsituatie is een gecombineerde neerslagreeks gebruikt van meerdere stations (Zie Bijlage II)

7.5.2 Scenario's

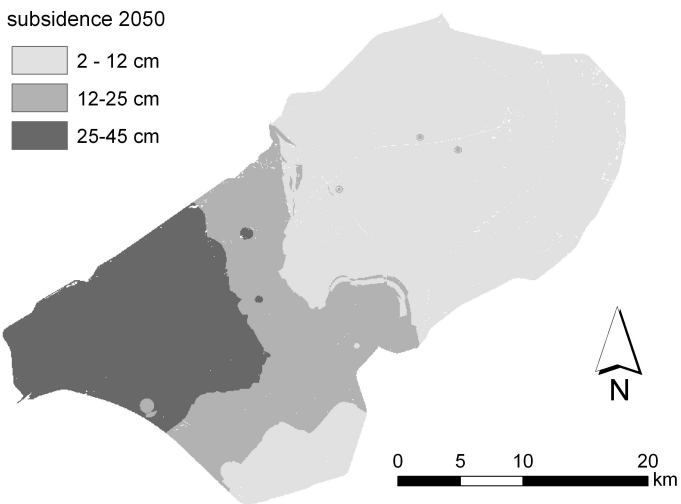
Voor de toekomstige klimaatsituatie is deze neerslagreeks aangepast aan het middenscenario voor 2050 waarbij de gemiddelde temperatuur met 1°C is toegenomen (Zie Können, 2001 en Bijlage III).

¹ Gebaseerd op Hoes (2006b)



Figuur 7-6 Huidige grondgebruik in de Flevopolder (LGN4).

Voor de analyse met bodemdaling is gebruik gemaakt van de huidige AHN en de aan de verwachte bodemdaling tot 2050 aangepaste AHN (Zie Figuur 7-7). Deze bodemdaling is het gevolg van de betrekkelijke jonge leeftijd van de Flevopolder; Oostelijk Flevoland was voltooid in 1957 en Zuidelijk Flevoland in 1968.

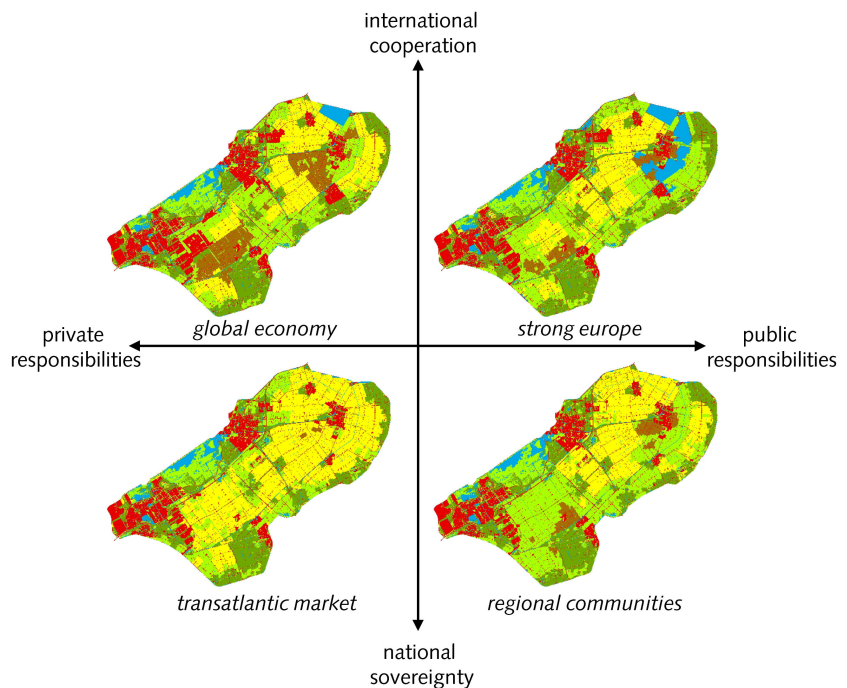


Figuur 7-7 Bodemdaling t tot 2050 in de Flevopolder (bron: Zuiderzeeland)

Met de gevolgen van veranderingen in de ruimtelijke ordening is rekening gehouden met 4 mogelijke grondgebruikscenario's: Global Economy,

Transatlantic Market, Strong Europe en Regional Communities. Deze scenario's zijn opgesteld door de LGN4, de plankaart Oostvaarderswold voor het middengebied van de Flevopolder en de Ruimtelijke Beelden van Nederland (RIVM, 2005) te combineren.

Het plan Oostvaarderswold betreft onder andere de bouw van een groot aantal woningen nabij Almere. De Ruimtelijke beelden van Nederland zijn gebaseerd op het rapport Four Futures of Europe (CPB, 2003) en het rapport Kwaliteit en Toekomst, Verkenning van Duurzaamheid (RIVM, 2004). De scenario's verschillen in de mate van economische groei, bevolkingsontwikkeling en huishoudenvorming.



Figuur 7-8 Scenario's voor de ruimtelijke ordening van de Flevopolder (gebaseerd op MNP-data).

7.5.3 Resultaten

Het resultaat is samengevat in Tabel 7-5. De verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bedraagt circa € 1.0 miljoen per jaar. De toename van het risico door bodemdaling is maatgevend in verhouding tot klimaatverandering en veranderingen in de ruimtelijke ordening. De verklaring hiervoor is dat in het model rekening is gehouden met de bodemdaling door de

maaiveldhoogte aan te passen, maar de streefpeilen niet. Dit is in overeenstemming met het beleid bij het waterschap Zuiderzeeland, dat de huidige peilen wil handhaven (de watergangen en kunstwerken zijn bij de aanleg met een overdiepte aangelegd, zodat deze op termijn niet hoefden te worden aangepast).

Indien klimaatverandering, veranderingen in de ruimtelijke ordening en bodemdaling afzonderlijk optreden dan is de toename van de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade:

- door klimaatverandering € 0.7 miljoen/jaar,
- van veranderingen in de ruimtelijke ordening maximaal € 0.9 miljoen/jaar, en
- van bodemdaling € 2.2 miljoen/jaar.

De som van deze drie processen is € 3.8 miljoen/jaar. Indien de processen simultaan worden gesimuleerd bedraagt de contante waarde van de toename € 11.3 miljoen/jaar. De drie processen versterken elkaar, doordat het risico het gevolg is van een vemenigvuldiging van kans maal gevolg.

Tabel 7-5 Verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade voor diverse scenario's [M€/jaar]

Scenario	Huidig klimaat (2005)		$\Delta t=+1^{\circ}\text{C}$ (2050)	
	Huidige hoogte [M€/jaar]	+ bodemdaling [M€/jaar]	Huidige hoogte [M€/jaar]	+ bodemdaling [M€/jaar]
Huidig landgebruik	1.0	3.2	1.7	5.2
Global Economy	1.6	7.3	2.6	11.3
Strong Europe	1.5	6.6	2.2	9.2
Transatlantic Market	1.6	5.9	2.6	9.7
Regional Communities	1.9	7.5	3.0	11.0

7.5.4 *Beschouwing*

Deze casestudie laat zien dat door klimaatverandering, ruimtelijke ontwikkeling en bodemdaling het risico van wateroverlast toeneemt, maar

vooral dat het gezamenlijke effect groter is dan het effect van deze processen afzonderlijk. Voor de praktijk is dit belangrijk. Doorgaans wordt de watertoets (ruimtelijke ordening), het toetsen aan de werknormen (klimaatverandering) en het opstellen van de peilbesluiten op afzonderlijke sporen uitgewerkt. Deze casestudie laat zien dat daarmee de risicotoename wordt onderschat.

7.6 Evaluatie

“The proof of the pudding is in the eating” luidt een Engels gezegde. De case studies laten zien dat het mogelijk en lonend is om op regionaal en lokaal niveau een risicoanalyse uit te voeren. De risicobeschouwing geeft de waterbeheerder en de bestuurder veel inzicht, maar is ook in staat om abstracte zaken als klimaatsverandering, bodemdaling en ruimtelijke ontwikkelingen onder eenzelfde noemer te kwantificeren. Hiermee is de risicoanalyse een zeer krachtig instrument om besluiten te onderbouwen.

De risicobenadering kent ook een aantal gevaren. Van belang is om te realiseren dat de getallen en scenario's niet als de absolute waarheid mogen worden geïnterpreteerd. Vooral in de watersysteemmodellen en in de schademodelen kunnen modelfouten zitten en zijn er diverse onzekere parameters. Het gebruik van grote ruimtelijk gedistribueerde modellen, maken de modellen gedetailleerder, maar daarmee niet noodzakelijkerwijs nauwkeuriger. Het kalibreren van de watersysteemmodellen is kostbaar en tijdrovend en wordt mogelijk daarom nog te weinig gedaan. Voor de schademodelen is meer onderzoek nodig naar betrouwbare schadefuncties van de directe schade en de indirecte gevolgschade.

Bij de interpretatie van de kosten-batenanalyse is het van belang om niet te streven naar een kosten-batenverhouding van kleiner of gelijk aan één. In de eerste plaats doet dit geen recht aan de (on)nauwkeurigheid waarmee de kostenbaten factor is bepaald. In de tweede plaats is waterbeheer een integraal vraagstuk dat zich niet laat reduceren tot een economische optimalisatie. Dit betekent dat risicobeschouwing en de hiervan afgeleide kosten-batenverhouding met verstand moet worden meegewogen in een reeks van criteria en overwegingen. Het grote voordeel van de risicoanalyse ten opzichte van het hanteren van een norm is dat het ruimte laat voor een afgewogen oordeel. Niet vergeten moet worden dat de onzekerheden rond de kosten-batenverhouding van dezelfde orde zijn als rond een (werk)norm.

8 Conclusie en aanbevelingen

8.1 Conclusie

Door de overvloedige neerslag in de jaren '90 en de verwachte toename van de neerslag ten gevolge van de klimaatsverandering zijn de waterschappen het regionale watersysteem aan het herzien. De Commissie Waterbeheer 21^e eeuw heeft aanbevolen om dit in de periode tot 2015 uit te voeren en om hiervoor een normenstelsel te ontwikkelen. In het Nationaal Bestuursakkoord Water zijn hiervoor werknormen geïntroduceerd. De grondslag van de werknormen is dat de kosten van maatregelen in verhouding moeten staan tot de gerealiseerde baten.

De stelling van dit proefschrift is, dat deze werknormen in poldersystemen ongeschikt zijn, omdat ze niet leiden tot een maatregelenpakket waarvan de kosten in verhouding staan tot de baten. Geconcludeerd wordt dat de stelling is bewezen. In een aantal case studies is bepaald dat toepassing van de werknormen leidt tot maatregelen waarvan de kosten tot 100 maal hoger zijn dan de baten.

Het doel van de dissertatie is om een wetenschappelijk onderbouwde en praktisch uitvoerbare toetsmethode op te zetten om watersystemen en maatregelen te toetsen. Geconcludeerd wordt dat het gelukt is om een methode op te zetten waarmee van een maatregelenpakket kan worden getoetst of de kosten in verhouding staan tot de baten. De kern van de methode is een risicomodel, waarmee de risico's en afname van de risico's (de baten) worden bepaald. Het afleiden van de maatregelen is iteratief proces gebaseerd op kennis en ervaring van de waterbeheerder en valt buiten de scope van deze dissertatie. Wel kan met de voorgestelde methode het afgeleide maatregelenpakket worden getoetst.

De praktische toepasbaarheid van de methode en het toepassingsgebied is in vier casestudies geïllustreerd. Uitvoering van deze case studies heeft bij de waterschappen geleid tot aanpassing van het normenstelsel en de ontwikkelde methode is als werkwijze voorgeschreven. Geconcludeerd wordt dat met de methode het effect van maatregelen, maar ook het effect van klimaatverandering en veranderingen in de ruimtelijke ordening expliciet kan worden gemaakt.

8.2 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om de in dit onderzoek ontwikkelde methode als basis te nemen voor een toetsingskader van bestaande systemen en afwegingskader voor maatregelen.

Aanbevolen wordt om de werknormen zoals voorgesteld in het Nationaal Bestuursakkoord water niet als norm te hanteren, maar als indicatoren voor aandachtsgebieden.

De methode kan nog op een aantal punten worden verfijnd. Naast het hanteren van een hogere resolutie kan hierbij worden gedacht aan het koppelen van de WOZ-waarde van onroerend goed aan objecten in het Top10vector bestand. Verder is nader onderzoek noodzakelijk naar de relatie tussen schade en wateroverlast als gevolg van overvloedige neerslag op een regionaal schaalniveau. Een betere schademodelering zal direct de kwaliteit van de maatregelanalyse ten goede komen.

Aanbevolen wordt om een besliskader te ontwikkelen, waarin de kosten en baten van maatregelen in relatie tot de andere relevante beslisriteria zijn geplaatst, zodat de praktische besluitvorming maximaal wordt ondersteund. De voorliggende studie vormt hierbij een belangrijk element.

Literatuurlijst

- Abild J., Andersen E.Y., Rosbjerg D. (1992), The Climate of Extreme Winds at the Great Belt, Denmark, *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 41-44 (1992) 521-532;
- Apel H., Thieken A.H., Merz B., Blöschl G. (2004), Flood risk assessment and associated uncertainty, *Natural Hazards and Earth System Sciences* (2004) 4: 295–308;
- Arnell N.W. (1986), Average Annual Damage By Flood Frequency Zone, *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol 112, no 1, p. 104-114;
- Barry R.G. and Chorley R.C. (2003), *Atmosphere, Weather and Climate*, London, Routledge;
- Beard L.R. (1997), Estimating Flood Frequency and Average annual damage, *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol 123, issue 2, 84-88;
- Bedford T. en Cooke R.M. (2001), *Probabilistic Risk Analysis: Foundations and methods*, Cambridge University Press, New York;
- BEVI (2004), *Besluit Externe Veiligheid Inrichtingen*, Staatsblad 2004-250;
- Bolt F.J.E. van der en Kok M. (2000), *Hoogwaternormering regionale watersystemen, Onderdeel schademodelering, i.o.v. Commissie Waterbeheer 21e eeuw, Alterra/HKV Lijn in Water*;
- Brandsma T. (1995) *Hydrological impact of climate change, A sensitivity study for the Netherlands*, PhD thesis, Technische Universiteit Delft;
- Bruijn K.M. de, Heijer F. den (2001), *Flood damage modelling in the Netherlands: preliminary report status quo, trend and event analysis*, WL Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands;
- Bruin K.M. de (2005), *Resilience and flood risk management*, proefschrift Technische Universiteit Delft;
- BTE (2001), *Economic Costs of Natural Disasters In Australia*, Bureau of Transport and Economics (BTE) report 103, Australia;
- Buishand T.A. (1984), Bivariate extreme value data and the station year method, *Journal of Hydrology*, 69 (1984) 77-95;
- Buishand T.A. (1989), *Statistics of extremes in climatology*, *Statistica Neerlandica* 43, nr1, 1-30;
- Buishand T.A., Vel ds C.A. (1980), *Neerslag en verdamping, klimaat van Nederland 1, De Bilt*;
- Buishand, T.A. (1979). *Urbanization and changes in precipitation, a statistical approach*, *J. Hydrology*, 40 (1979) 365-375;

- Buishand, T.A. (1983), uitzonderlijk hoge neerslaghoeveelheden de theorie van extreme waarden, cultuur technisch tijdschrift, jaargang 23, nr 1 juni/juli 1983;
- Buishand, T.A. (1991) extreme rainfall estimation by combining data from several sites, hydrological sciences – journal – des sciences hydrologiques, 36, 4, 8/1991;
- Calver A., Crooks S., Jones D., Kay A., Kjeldsen T., Reynard N. (2005), National river catchment flood frequency method using continuous simulation, DEFRA - Flood management Division, R&D technical report FD2106/TR;
- Changnon S.A. (2001), Assessment of Historical Thunderstorm Data for Urban Effects: The Chicago Case, Climatic Change, Volume 49, Issue 1-2, April 2001, Pages 161 – 169;
- Cochrane H.C. (2004), Economic loss: myth and measurement, Disaster Prevention and Management, vol. 13(4), p. 290-296;
- Coles S. (2001), An introduction to statistical modelling of extreme values in hydrology, Springer, London;
- CPB (2003), four futures of Europe, Centraal Plan Bureau, Den Haag;
- Dales M.Y. en Reed D.W. (1989) Regional flood and storm hazard assessment, report no. 102, Institute of Hydrology, Wallingford;
- Dantzig D. van (1956) Economic decision problems for flood prevention, Econometrica 24, p. 276-287;
- Delfland (2004), Handreiking watertoets, Hoogheemraadschap van Delfland, Delft;
- Deltacommissie (1960) Rapport Deltacommissie, Den Haag, SDU-uitgevers;
- Dutta D., Herath S., Musiak K. (2003), A mathematical model for flood loss estimation, journal of hydrology 277(2003), p. 24-49;
- DWR (2005), Watergebedsplan Westeramstel, Dienst Waterbeheer en Riolering, Hilversum;
- Efron B. en Tibshirani R.J. (1993), An introduction to the Bootstrap, Boca Raton;
- Eigenraam C.J.J. (2006), Optimal safety standards for dike ring areas, CPB discussion paper no 62, Centraal Planbureau Den Haag;
- Faulkner D.S., Jones D.A. (1999), The FORGEX method of rainfall growth estimation II: Examples and confidence interval, Hydrology and Earth System Sciences, 3(2), 197-203;
- FEMA (1999), HAZUS, technical manual, volume 3, FEMA, Washington, USA;
- Gelder P. van (1999), Statistical methods for the risk based design of civil structures, proefschrift Technische Universiteit Delft;
- Griffin R.C., (2006), Water Resource Economics, the analysis of scarcity, policies, and projects, The MIT press, Cambridge;

- Harter H. L., Moore A.H. (1968). Maximum-likelihood estimation, from doubly-censored samples, of the parameters of the first asymptotic distribution of extreme values. *Journal of the American Statistics Association*, 63: 889-901;
- Heneker T.M., Lambert M.F., Kuczera G. (2001), A point rainfall model for risk-based design, *Journal of Hydrology*, Volume 247, 2001 issues 1-2, p. 54-71;
- Hoes O.A.C. (2006b), Flood risk impact of spatial developments, climate change, and subsidence: case study in the Netherlands, proceed. Internat. Symposium of Lowland Technology, p. 433-438, Saga, Japan;
- Hoes O.A.C. en Nelen A.J.M. (2005a), Continuous simulation or event-based modelling to estimate flood probabilities? In M. de Conceicao Cunha & CA Brebbia (Eds.), *Water Resources Management III* (pp. 3-10). Algarve: WITpress;
- Hoes O.A.C., Biesma J., Stoutjesdijk K., Kruijning F.E. van (2005b), Invloed van de zee op de neerslagverdeling en de frequentie van wateroverlast, *H2O: tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer*, 1, 20-22;
- Hoes O.A.C., Kruijning F.E. van (2005c), Risk assessment to quantify the interaction between land use and water management In s.n. (Ed.), *Land use and water management in a sustainable network society* (pp. 1-15). Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam;
- Hoes O.A.C., Schuurmans W. (2006a), Flood standards or risk analyses for polder management in the Netherlands, *Journal of Irrigation and Drainage*, 55: s113-s119 (2006);
- Hoes O.A.C., Schuurmans W., Strijker J. (2005d), Water systems and risk analysis. *Water science and technology*, 51(5), 105-112;
- IBO (2004), *Inter-departementaal Beleidsonderzoek Bekostiging Waterbeheer*, ministerie van financiën, Den Haag;
- Inter Provinciaal Overleg, *Ruimte voor de aanpak van regionale wateroverlast, kansenkaart waterberging*, Den Haag;
- Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, Cambridge University Press;
- Jackson P., in Maloney J., (1992) *What's new in economics*, Manchester University Press;
- James L.D., Lee R.R. (1971) *Economics of water resources planning*, McGraw-Hill, New York;
- Kabinetstandpunt *Anders omgaan met water*; Den Haag, 2001;
- Kabinetstandpunt *over waardering van risico's bij publieke investeringsprojecten*, Den Haag, 2003;
- Katz R.W., Parlange M.B., Naveau P. (2002) Statistics of extremes in hydrology, *Advances in water resources* 25(2002) 1287-1304;

- Klein J.L. (1966) Polders, college dictaat Technische Universiteit Delft;
- Kleist L., Thieken A. H., Köhler P., Müller M., Seifert I., Borst D. and Werner U. (2006), Estimation of the regional stock of residential buildings as a basis for a comparative risk assessment in Germany, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 6, p. 541–552;
- Kley J. van der, Zuidweg H.J. (1969), *Polders en Dijken*, A gon Elsevier, Amsterdam;
- KNMI (2006), *Klimaat in de 21e eeuw, vier scenario's voor Nederland*, KNMI, De Bilt;
- Kok M., Lammers I.B.M., Lobbrecht A.H., Versteeg R.P., Bakel P.J. T. van, Bolt F.J.E. van der, *Hoogwaternormering regionale watersystemen*, Leidraad, Groene versie, HKV lijn in water en Alterra, Lelystad;
- Können G.P. (2001), *Climate scenarios for impact studies in the Netherlands*, Royal Netherlands Meteorological Institute, De Bilt;
- Lamb R. en Kay, A.L. (2004), Confidence intervals for a spatially generalized, continuous simulation flood frequency model for Great Britain, *Water Resources Research*, Vol. 40, W07501;
- Leese M. N. (1973). Use of censored data in the estimation of Gumbel distribution parameters for annual maximum flood series. *Water Resources Res.*, 9: 1534-1542;
- LEI (2004), *Land- en tuinbouw cijfers 2004*, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen, The Netherlands;
- Lekuthai A. en Vongvisessomjai S. (2001), Intangible Flood Damage Quantification, *Journal of Water Resources Management*, Vol. 15, Issue 5, p. 343 - 362;
- Mark O., Weesakul S., Apirumanekul C., Aroonnet AS.B., Djordjevic S. (2004) Potential and limitations of 1D modelling of urban flooding, *Journal of Hydrology*, 299 (2004), p. 284-299;
- Merz B., Kreibich H., Thieken A., Schmidtke R. (2004), Estimation uncertainty of direct monetary flood damage to buildings, *Natural Hazards and Earth System Science* 4: 153- 163;
- Messner F., Penning-Rowsell E., Green C., Meyer V., Tunstall S., Veen A. van der (2006), *Guidelines for Socio-economic Flood Damage Evaluation*, Floodsite report nr. T9-06-01, Wallingford UK;
- Ministerie VenW (2002), *leidraad kosten-batenaalyse vaarwegprojecten*, ministerie van verkeer en waterstaat, adviesdienst verkeer en vervoer;
- Ministerie VenW (2004), *Risicowaardering, aanvulling op de leidraad OEI*, Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken, Den Haag;
- Ministerie VenW (2005a), *Veiligheid Nederland in kaart, Hoofdrapport onderzoek overstromingsrisico's*, DWV-2005-081, Dienst Weg en Waterbouw, Delft;
- Ministerie VenW (2005b), www.waterwet.nl;

- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieu, 5e nota over de ruimtelijke ordening, PK B deel 1, ruimte maken ruimte delen, Den Haag 2001;
- Mises R. von (1936). La distribution de la plus grande de n valeurs. Reprinted in Selected Papers Vol umen II. American Mathematical Society, Providence, R. I., 1954, 271 – 294;
- Moser D.A. (1996), The Use of Risk Analysis by the U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California, p. 27-34;
- Most H. van der, Bolt F.J.E. van der (1999), Normen voor waterbeheer: op welke gronde n?, WL Delft Hydraulics, Delft;
- NBW (2003), Nationaal Bestuursakkoord Water, (www.nederlandleeftmetwater.nl), Den Haag;
- NEN 6760 (2001), Technische gr ondslage n voor bouwconstructies – TGB 1990 – Houtconstructies – Basiseisen – eise n en bepalingsmethoden, Nederlands Normalisatie Instituut, Delft;
- NRM (2002), Guidance on the assessment of Tangible Flood Damage, Department of Natural Resources and Mines, Queensland Australia;
- Onof C., Chandler R.E., Kakou A., Northrop P., Wheather H.S., Isham, V. (2000), Rainfall modelling using poisson-cluster processes: a review of developments. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, vol. 14, issue 6, p. 384-411;
- Palmer T.N. en Raisanen J., (2002), Quantifying the risk of extreme seasonal precipitation events in a changing climate, Nature, 415, 512-514;
- Parker (2000) Floods, vol I-II, Routledge London;
- Parker D.J. (1992), The assessment of the economic and social impacts of natural hazards, report no 12, flood hazard research centre, the Middlesex University London;
- Parker D.J., Green C., Thompson P.M. (1983), Red herrings, teapots and icebergs: are we missing some of the crucial flood alleviation benefits?, Flood alleviation benefit cost analysis: cranfield conferece papers, Middlesex Polytechnic Flood Hazard Research Centre, Enfield, London, UK;
- Pearce D., Atkinson G., Mourato S. (2006), Cost-benefit analysis and the environment: recent developments, OECD
- Penning-Rowse E.C., Chatterton, J.B. (1977), The benefits of flood elevation, a manual of assessment techniques, Saxon House, Farnborough;
- Penning-Rowse E.C., Parker D.J., Harding D.M. (1986), Floods and drainage, british policies for hazard reduction, agricultural improvement and wetland conservation, Allen & Unwin, London;
- Pennin-Rowse E.C., Johnson C, Tunstall S, Tapsell S, Morris J, Chatterton J, Coker A, Green C (2003), The Benefits of flood and coastal defence:techniques and data for 2003, Flood Hazard Research Centre, Middlesex University;

- Pivot J.M., Josien E., Martin P. (2002) Farms adaptation to changes in flood risk: a management approach, *Journal of Hydrology*, 267 (2002), p. 12-25;
- Postma J. (1992), Kwantificering van de relatie tussen grondwaterstandsverloop en productievermindering ten gevolge van wateroverlast op grasland. Rapport 190. SC-DLO, Wageningen;
- Prudhomme C., Jakob D., Svensson C. (2003), Uncertainty and climate change impact on the flood regime of small UK catchments, *Journal of Hydrology*, 277 (2003), p. 1-23;
- Reed D.W., Faulkner D.S., Stewart E.J. (1999), The FORGEX method of rainfall growth estimation II: Description, *Hydrology and Earth System Sciences*, 3(2), 197-203;
- Reed D.W., Stewart E.J. (1989), Focus on rainfall growth estimation, in proceedings 2nd National Hydrol. Symp. 3.57-3.65, British Hydrology Society, London, UK;
- Reinhard S., van Bakel J., Gaaff A., van Bommel K. (2004), Waarden van water in een regionaal watersysteem, Landbouw Economisch Instituut, Den Haag;
- RIVM (2004), Kwaliteit en Toekomst, verkenning van duurzaamheid, Milieu en Natuurplanbureau, RIVM, Bilthoven;
- RIVM (2005), Ruimtelijke beelden, Visualisatie van een veranderd Nederland in 2030, RIVM, Bilthoven;
- Samuels P. (2005), Language of risk, project definitions, Floodsite report T32-04-01(www.floodsite.net);
- Schnell M., (1997), Cost-benefit analysis for engineers and planners, Thomas Telford, London;
- Schultz E. (1992), Waterbeheersing van de Nederlandse droogmakerijen, PhD thesis, Technische Universiteit Delft;
- Shabman L. en Stephenson K. (1996), Searching for the correct benefit estimate: empirical evidence for an alternative perspective, *Land Economics*, vol.72 no.4, p. 433-449;
- Sieben W.H. (1964), Verband tussen ontwatering en opbrengst bij de jonge zavelgronden in de Noordoostpolder, van zee tot land no 40, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad;
- Smith D. I. (1994), Flood Damage Estimation – A Review of Urban Stage-Damage Curves and Loss Functions, *Water South Africa* 20, 231-238;
- Smith R.L., (1986), Extreme value theory based on the r largest annual events, *Journal of Hydrology* 86, p. 27-43;
- Sobek (2000), Manual and technical reference, WL Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands;

- Stewart E.J., Reed D.W., Faulkner D.S., Reynard N.S. (1999), The FORGEX method of rainfall growth estimation I: review of requirement, *Hydrology and Earth System Sciences*, 3(2), 187-195;
- Stowa (2001), Normering Regionale wateroverlast, publicatie 2001-35, Hageman, Zwijndrecht;
- Strijker J., Hoes O.A.C. (2004), Extreme neerslaghoeveelheden voor ontwerpbuien, *H2O: tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer*, 7(37ste), 18-21;
- TAW (2000), Van Overschrijdingskans naar Overstromingskans, Achtergrondrapport, Technische Adviescommissie Waterkeeringen, Den Haag;
- Thieken, A. H., M. Müller, H. Kreibich, Merz B.(2005), Flood damage and influencing factors: New insights from the August 2002 flood in Germany, *Water Resources Research*, vol. 41, W 12430;
- Turner R.K., Pearce D., Bateman I.J. (1994), *Environmental Economics, An elementary introduction*, Harvester Wheatsheaf, pp. 328;
- USACE (1996), Risk based analysis of flood damage reduction studies, Manual No. 1110-2-1619, U.S. Army Corps of Engineers, Washington;
- Vaes G. (1999), The influence of rainfall and model simplification on the design of combined sewer systems, PhD thesis, KU Leuven;
- van Dale (2005) *Hedendaags Nederlands, Groot woordenboek, van Dale Lexicografie*;
- Veen A. van der (2004), Economic hotspots: visualizing vulnerability to flooding, In Pahl-Wostl, C., Schmidt, S., Rizzoli, A.E. and Jakeman, A.J. (eds), *Complexity and Integrated Resources Management, Transactions of the 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, Volume 1*, pp. 34-44. iEMSs: Manno, Switzerland;
- Ven G.P. van de (2003), *Leefbaar laagland, geschiedenis van de waterbeheersing en de landaanwinning in Nederland*, Matrijs;
- Ven Te Chow (1986), *Applied Hydrology*, McGraw-Hill, New York;
- Vis M., Klijn F., Bruijn K.M. de, Buuren M. van (2003), Resilience strategies for flood risk management in the Netherlands, *International Journal for River Basin Management* Vol. 1, No. 1 (2003), pp. 33-40;
- Vrijling J.K. (2001), Probabilistic design of water defense systems in The Netherlands, *Reliability Engineering & System Safety*, Vol. 74, Issue 3, 337-344;
- Vrisou van Eck N., Kok M. (2000) *Standaardmethode Schade en Slachtoffers als gevolg van overstromingen*, Publicatie W-DWW-2001-028, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft;
- VROM (2002), *Ontwerp-besluit vaststelling milieukwaliteitseisen voor externe veiligheid*, Staatscourant dd. 22 feb 2002, nr 38 / pag. 15. Sdu, Den Haag;

Walsum P.E.V. van, Lourens A., Velthuizen A. A., Snepvangers J.J.J.C., Dik P.E., Minnema B., Groenendijk P. (2006) Flexibel geïntegreerd systeem voor regionale hydrologische modellering, combinatie van Modflow en Simgro, Stromingen 12 (2006) nummer 2, p. 19-28;

WB21 (2000), Waterbeleid voor de 21e eeuw, advies van de commissie waterbeheer 21e eeuw, Den Haag;

Werner M.G.F. (2004) Spatial flood extent modelling a performance-based comparison, proefschrift Technische Universiteit Delft;

Wójcik R., Buisson T.A. (2003), Simulation of 6 hourly rainfall and temperature by two resampling schemes, Journal of Hydrology, Vol.273, issues 1-4, p. 69-80;

Zhai G., Fukuzono T., Ikeda S., (2005) Modeling Flood Damage: Case of Tokai Flood 2000, Journal of the American Water Resources Association, Vol. 41, nr 1, 77-92;

Zhou H.M. (1995), Towards an operational risk assessment in flood alleviation, theory, operationalization and application, proefschrift Technische Universiteit Delft;

I **Contante waarde van een lineair toenemende serie betalingen**

De contante waarde van een bedrag M in de toekomst is gelijk aan:

$$CW = M(1+i)^{-t}$$

Waarin:

CW = Contante waarde op $t=0$

M = Bedrag na t jaren

i = Discontovoet

Met deze formule kunnen alle toekomstige kosten en baten contant gemaakt worden. Echter, door combineren kunnen nieuwe factoren worden afgeleid, waarmee veel vermenigvuldigingen worden voorkomen.

Wanneer als gevolg van klimaatverandering het risico de komende N jaren toeneemt, dan is deze toename in de meest eenvoudige vorm lineair elk jaar met een vastbedrag M .

De contante waarde van deze toename bedraagt:

$$CW = M[(1+i)^{-1} + 2(1+i)^{-2} + 3(1+i)^{-3} + \dots + N(1+i)^{-N}]$$

Wanneer beide zijden met $1+i$ worden vermenigvuldigd ontstaat:

$$(1+i)CW = M[1 + 2(1+i)^{-1} + 3(1+i)^{-2} + 4(1+i)^{-3} + \dots + N(1+i)^{-N+1}]$$

Wanneer deze 2 vergelijkingen van elkaar worden afgetrokken:

$$-iCW = M[-1 - (1+i)^{-1} - (1+i)^{-2} - (1+i)^{-3} - \dots - N(1+i)^{-N}]$$

Vermenigvuldiging van beide zijden met $(1+i)$:

$$-(1+i)iCW = M[-(1+i) - 1 - (1+i)^{-1} - (1+i)^{-2} - (1+i)^{-3} - \dots - N(1+i)^{-N+1}]$$

Wanneer deze 2 vergelijkingen van elkaar worden afgetrokken:

$$i^2CW = M[(1+i) - (N+1)(1+i)^{-N+1} + N(1+i)^{-N}]$$

Wanneer vervolgens links en rechts worden vermenigvuldigd met $(1+i)^N$:

$$CW = M[(1+i)^{N+1} - (N+1)(1+i)] / [i^2(1+i)^N]$$

II Equivalent aantal neerslagstations

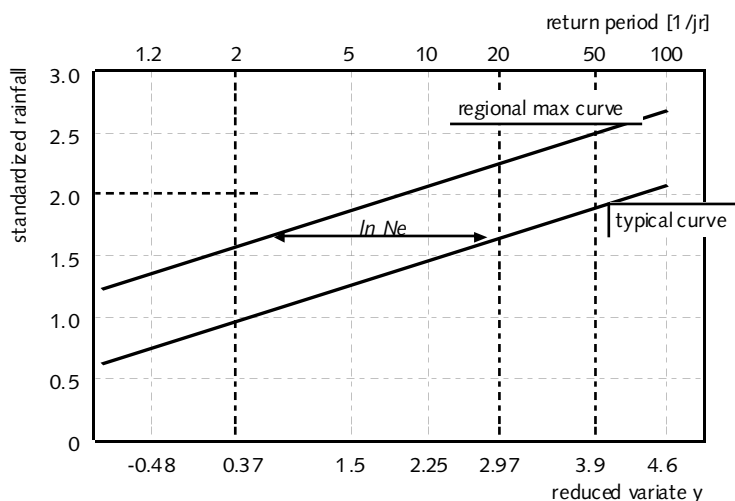
Voor het simuleren van een lange reeks waterstanden wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van een zo lang mogelijke neerslagreeks. Doorgaans wordt voor deze simulaties gebruik gemaakt van de bij het KNMI in De Bilt geregistreeerde neerslagwaarnemingen in uurwaarden over het tijdvak 1906-heden. Voor deze reeks wordt gekozen, omdat deze reeks de langst beschikbare uurreeks van Nederland is en veelal wordt aangenomen dat de neerslag van De Bilt representatief is voor Nederland (Zie Buishand 1983; 1984 en 1991).

Om te toetsen hoe een watersysteem zich onder extremere neerslag gedraagt, is het resultaat van een simulatie met alleen neerslagwaarnemingen van De Bilt beperkt. De lengte van de reeks van de Bilt - bijna 100 jaar - maakt het lastig om – zonder te extrapoleren- een uitspraak te doen over welke waterstand met een herhalingstijd extremer dan één keer in de 100 jaar wordt overschreden. Verder is bekend dat de reeks van De Bilt serieuze extreme neerslaggebeurtenissen mist, die in de kortere reeksen van bijvoorbeeld stations Valkenburg, Rotterdam en Den Helder wel voorkomen (Hoes, 2005). Het gevolg hiervan is dat met de gegevens van alleen De Bilt de situatie mogelijk te veilig wordt voorgesteld en watersystemen te klein kan worden gedimensioneerd.

Met de neerslaggegevens van andere stations kan rekening worden gehouden door een lange neerslagreeks samen te stellen met de neerslag van verschillende stations. Bij bijvoorbeeld 4 stations met reeksen van 40 jaar (1960-2000) ontstaat zo één reeks van 160 jaar neerslaggegevens. De lange reeks wordt vervolgens door meteorologen gebruikt om bijvoorbeeld om jaarmaxima voor neerslag met als duur 24 uur uit te filteren. Dit is de station-jaarmethode.

In Buishand (1984) wordt gesteld dat de data niet strikt noodzakelijk onafhankelijk hoeven te zijn, doordat de afhankelijkheid afneemt naar mate de gebeurtenissen extremer worden (asymptotische onafhankelijkheid van maxima).

Dales en Reed (1989) hebben de station-jaarmethode verder verbeterd door in het geval van ruimtelijk afhankelijke stations de totale lengte van de reeks iets te reduceren. Hiertoe wordt een equivalent aantal onafhankelijke stations (N_e) bepaald op basis van het verschil tussen een regional growth curve en de typical growth curve van gestandaardiseerde neerslag (Zie Figuur 5-14).



Figuur II-1 Definitie van het equivalent aantal onafhankelijke stations

De typical growth curve is de curve door de maxima van een station. Doordat de maxima uit dezelfde verdeling komen liggen de typical growth curves van verschillende stations over elkaar. De regional growth curve is de curve door de maxima van de maxima van de verschillende stations.

De methode wordt hieronder driemaal toegepast:

1. Voorbeeld op 5 000 getallen die uit dezelfde verdeling getrokken zijn;
2. Op de combinatie van de neerslag van Vlissingen, De Bilt, Den Helder en Eelde van de periode 1957-2003;
3. Op de combinatie van de neerslag van Vlissingen, De Bilt, Den Helder en Eelde, Rotterdam, Valkenburg en Schiphol (1972-2003).

Voorbeeld

Uit één en dezelfde Gumbelverdeling met $\mu = 150$ en $\sigma = 25$ zijn 5000 getallen getrokken. Deze 5000 getallen zijn gesplitst in 5 groepjes van 1000 getallen en in kolommen naast elkaar gezet (Zie tabel II-1 hieronder). Elke dataset van 1000 getallen stelt hier (fictief) de 1000 jaar neerslagmaxima in mm op een station voor met een bepaalde duur D . Elke dataset is een set voor een typical growth curve. Doordat de getallen uit dezelfde verdeling komen liggen de verschillende typical growth curves nagenoeg over elkaar.

Vervolgens is voor het bepalen van de regional growth curve per regel het maximum bepaald. Deze dataset is dus de maxima van de jaamaxima over de 5 verschillende stations. Dit is kolom nummer 6 in. In de tabel is te zien dat elke serie bij toerbeurt het maximum levert voor deze laatste kolom.

Tabel II-1 voor beeld met 5 reeksen van 1000 getallen

Nr	serie 1	serie 2	serie 3	serie 4	serie 5	maxima
1	130	166	150	208	155	208
2	217	135	130	109	120	217
3	188	184	184	191	197	197
4	149	185	209	162	141	209
5	205	164	275	157	236	275
...						
...						
999	137	146	177	157	172	177
1000	162	191	141	136	143	191

Voor elke set is met behulp van een maximum likelihood methode de μ en σ bepaald. In de tabel is te zien dat voor serie 1 t/m 5 μ ongeveer 150 is en σ circa 25 (opmerking: dat kon ook niet anders want ze kwamen uit dezelfde verdeling). Van de data set met de maxima van de maxima is alleen de μ een stuk hoger: 191, maar de σ is gelijk aan de σ 's van de 5 datasets: 25.

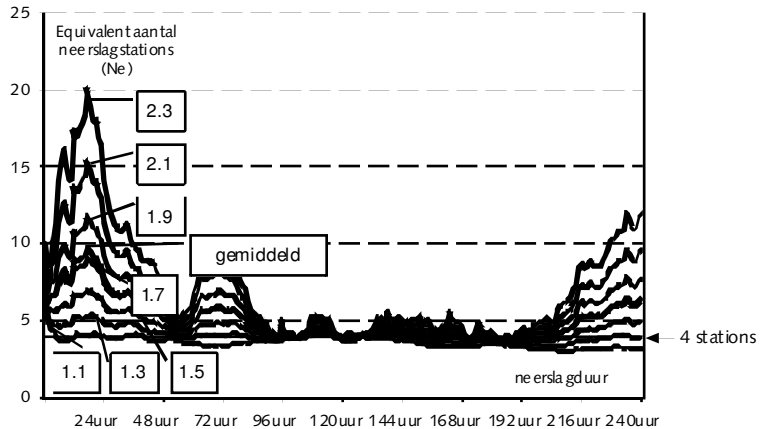
Tabel II-2 Schatting van μ en σ met maximum likelihood methode

	μ	σ
serie 1	150.2	24.8
serie 2	151.1	25.6
serie 3	150.0	25.1
serie 4	149.3	24.9
serie 5	150.7	25.4
Maxima van de maxima	191.3	24.8

De betekenis van μ en σ is geïllustreerd in figuur II-2. μ is de neerslag ter plaatse van het snijpunt met de y-as. σ is de helling van de lijn. Doordat de μ 's verschillen begint de regional max curve een stuk hoger en doordat de σ 's gelijk zijn lopen de lijnen parallel.

1.1 komt overeen met 1.1 keer de mediaan, 1.5 met 1.5 keer de mediaan etc.

De resultaten voor het aantal equivalente neerslagstations N_e bij gestandaardiseerde neerslag 1.1, 1.2 enz voor alle duren van 0 uur tot 240 uur staan in Figuur II-3.



Figuur II-3 Het aantal equivalent aantal onafhankelijke stations (N_e) van de regionale growth curve van de stations Vlissingen, De Bilt, De Kooy en Eelde

Opmerkingen naar aanleiding van figuur II-3:

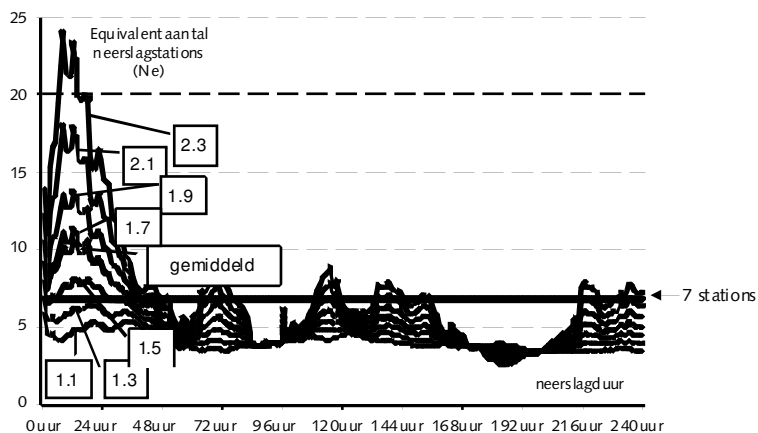
- Het equivalent aantal onafhankelijke stations N_e is bijna overal groter dan 4. Alleen voor heel frequente neerslag (de gestandaardiseerde neerslag is 1.1) is N_e rond de 72 uur en 216 uur iets kleiner dan 4 stations;
- Het equivalent aantal onafhankelijke stations is bij extremere neerslag (voor de gestandaardiseerde neerslag >1.5) voor alle duren in ieder geval groter dan 4;
- Voor korte duren (tot 72 uur) en lange duren (circa 200 uur) is bij zeer extreme neerslag N_e veel groter (de gestandaardiseerde neerslag is >1.9).

Het lijkt alsof hier N_e de onafhankelijkheid voorbij schiet (alsof hier sprake is van een negatieve correlatie: door een extreem op één station is de waarschijnlijkheid van een extreem op een ander station in hetzelfde jaar kleiner). Dales en Reed (1989) hebben iets soortgelijks in Engeland gevonden, en is door hun verklaard als het gevolg van toevalligheid in de data a.g.v. korte series. Met series die lang genoeg zijn (duizend jaar) bestaat een dergelijke negatieve correlatie waarschijnlijk niet meer.

Conclusie: het is gerechtvaardigd om voor de stations Vlissingen, De Bilt, Den Helder en Eelde uit te gaan van 4 onafhankelijke stations. Door ze te combineren ontstaat een reeks van 4 keer (1957-2003) is 188 jaar.

De Bilt, Rotterdam, Valkenburg, Schiphol Vlissingen, De Kooy en Eelde (1972-2003)

Om een nog langere reeks te maken moet neerslag worden gecombineerd van reeksen met verschillende lengte en nog meer stations. De grootste overlap in reeksen is in de periode 1972- heden. Van de stations Vlissingen, Rotterdam, Valkenburg, Schiphol, De Bilt, Den Helder en Eelde is het aantal equivalente neerslagstations voor duren van 1 tot 240 uur en gestandaardiseerde neerslag van 1.1 tot 2.3 bepaald (Zie Figuur II-4).



Figuur II-4 Het aantal equivalent aantal onafhankelijke stations (N_e) van de regionale growth curve van de stations Vlissingen, De Bilt, De Kooy, Eelde, Rotterdam, Valkenburg en Schiphol.

Uit de figuur kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt:

- Tot een neerslagduur van circa 36 uur is voor de extremere herhalingsstijden (gestandaardiseerde neerslag >1.5) het N_e groter dan 7;
- Voorbij een neerslagduur >36 uur zijn de 7 stations niet onafhankelijk, maar varieert met de duur en de neerslag; N_e bedraagt gemiddeld 5.0.

Conclusie: Het netwerk van de 7 stations Vlissingen, De Bilt, Den Helder, Rotterdam, Valkenburg, Schiphol en Eelde is niet onafhankelijk. De reeksen kunnen niet zomaar aan elkaar worden geplakt. De correctiefactor N_e is een functie van de duur en de herhalingsstijd.

Uit praktische overwegingen wordt het aantal equivalente stations onafhankelijke stations gesteld op $N_e = 5.0$. Met deze aanname en de hiervoor bepaalde resultaten is de lengte van de reeks 330 jaar. Rekening houdend met het equivalent aantal stations zal deze reeks moeten worden behandeld als ware zij afkomstig van 270 jaar neerslag (Zie Tabel II-2).

Tabel II-2 Samengestelde duur van de reeksen

Van	Tot en met	Aantal Jaar	N_e	
1-1-1906	1-1-1957	51	1.0	51
1-1-1957	1-1-1972	16	4.0	64
1-1-1972	1-1-2004	31	5.0	155
Totaal				270 jaar

III Transformatie neerslagreeks naar 2050

In deze bijlage is de procedure beschreven waarmee de neerslagreeksen gecorrigeerd zijn voor klimaatverandering. De procedure is overgenomen uit het rapport: Karakteristieke respons van watersystemen van de Commissie Waterbeheer 21e eeuw (Grontmij, 2000).

Tabel III-1 Klimaatscenario's KNMI (Können, 2001)

	KNMI	$\Delta T = 1^\circ \text{C}$	$\Delta T = 2^\circ \text{C}$	$\Delta T = 4^\circ \text{C}$
	zichtjaar 2050	midden	maximum	
	zichtjaar 2100	minimum	midden	maximum
Jaarneerslagsom	X	+3%	+6%	+12%
Zomerneerslagsom	Y	+1%	+2%	+4%
Winterneerslagsom	Z	+6%	+12%	+25%
Neerslagintensiteit in buien	P	+10%	+20%	+40%
Verdamping		+4%	+8%	+16%

Stappen voor correctie neerslagreeksen voor klimaatverandering:

a = gemeten 24 uursom

b = gecorrigeerde uursom

De correctie van de neerslagreeks is zodanig uit te voeren, dat in het winterhalfjaar alle 24 uursommen boven een correctiegrens C_{winter} toenemen met factor P. Voor het zomerhalfjaar is ervan uitgegaan dat alle dagsommen groter dan 20 mm met een factor P toenemen en tevens dat 24 uursommen beneden een correctiegrens C_{zomer} gelijk worden gemaakt aan nul.

WINTER:

- als $a > C_{\text{winter}}$, dan $b = P \cdot a$;
- anders $b = X \cdot a$
- met C_{winter} zodanig dat: som (b) = $Z \cdot \text{som}(a)$.

ZOMER:

- als $a > 20 \text{ mm}$; dan $b = P \cdot a$
- als $a < C_{\text{zomer}}$; dan $b = 0$
- anders $b = X \cdot a$
- met C_{zomer} zodanig dat som (b) = $Y \cdot \text{som}(a)$.

IV Beschrijving risicomodel

Structuur

Voor het bepalen van het risico en verandering ervan door maatregelen of ontwikkelingen is een risicomodel ontwikkeld dat in alle case studies is toegepast. Het programma is geschreven in C++ en maakt gebruik van één scherm, waarop alle invoerbestanden en opties kunnen worden geselecteerd die nodig zijn. In Figuur V-1 staat de structuur van het programma.



Figuur V-1 Structuur van het programma risicomodel

Invoerbestanden

Het programma maakt gebruik van drie kaarten in ASCII-formaat en drie bestanden in csv-formaat.

Landgebruikskaart.asi

Voor de landgebruikskaart zijn meerdere bestanden beschikbaar, zoals de, LGN, TOP10vector, GBKN en Corina. Deze bestanden zijn van verschillende instanties en verschillen in detailniveau, legenda en prijs. Van deze kaarten maakt alleen de LGN een vrij gedetailleerd onderscheid in soorten gewassen en natuur. Hiertegenover staat dat de LGN ten aanzien van bebouwd gebied erg grof is en de TOP10vector veel gedetailleerder.

In de casestudies is gebruik gemaakt van de LGN4 van het Centrum voor Geo-informatie van Wageningen Universiteit (zie www.lgn.nl). Deze kaart is een gridbestand in cellen van 25*25 meter en gebaseerd op satellietbeelden van 1999 en 2000. Hierdoor loopt de kaart altijd enkele jaren achter en zal door de gebruiker moeten worden gecorrigeerd. In Figuur van de Haarlemmeer is bijvoorbeeld over de LGN4 heen de polderbaan, hogesnelheidslijn en de nieuwbouwwijken Getsewoud, Floriande en Stellinghof toegevoegd. (Inmiddels is de LGN5 uit gebaseerd op satellietbeelden van 2003 en 2004).

Hoogtekaart.asci

Het meest gedetailleerde landsdekkende hoogtebestand in Nederland is het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) (zie www.ahn.nl). Dit is een bestand van de Adviesdienst Geoinformatie van Rijkswaterstaat, waarvoor in de periode 1996-2003 met een minimale punt dichtheid van één punt per 16 m² met laseraltimetrie heel Nederland is ingevlogen. Figuur 1-1 is afgeleid van dit bestand door voor elke 100*100 meter het gemiddelde te bepalen van de onderliggende metadata.

Voor het risicomodel wordt gebruik gemaakt van een grid van 25*25meter. Voor de casestudies is hiervoor het 5*5 meter bestand bewerkt naar een 25*25 meter bestand, waarbij voor elke cel de mediaan als representatieve hoogte wordt aangehouden.

Vakindeling.asci

De vakkenkaart geeft de indeling in te onderscheiden vakken in een polder. Dit bestand is nodig om de alle informatie een geografische plek te geven. De indeling kan de peilvakindeling zijn, maar voor grote peilvakken kan ook een sub-indeling worden gebruikt.

Streefpeilen.csv

Het streefpeilen bestand heeft voor ieder vak uit de vakindeling 5 kolommen. Dit bestand koppelt van elk peilvak de streefpeilen aan een locatie op de kaart vakindeling en het bestand waarin voor dat vak het systeemgedrag is opgenomen

Tabel V-1 kolommen in het bestand peilvakken_streefpeilen.csv

kolomnaam	voorbeeld	beschrijving
Id_hymstat	pv_123	De identity waaraan het bestand systeemgedrag is gekoppeld
Winterpeil	-190	Winterstreefpeil van het betreffende peilvak
Zomerpeil	-170	Zomerstreefpeil van het betreffende peilvak
Afk_hoogte	-80	Realistische schatting van de hoogst haalbare waterstand
Id_kaat	1	De identity van het peilvak in de peilvakkenkaart

Schade_diepte.csv

Het bestand schade_diepte.csv heeft 14 kolommen. In dit bestand is voor elke landgebruiksvorm van de landgebruikskaart een diepte-schade functie en een maximaal schadebedrag gekoppeld

Tabel V-2 Kolommen in het bestand landgebruik_schade_diepte.csv

kolomnaam	voorbeeld	beschrijving
LGN	1	Code waaraan de landgebruikskaart is gekoppeld
Hoofdklass	Agrarisch	Hoofdindeling van de LGN
Klass	Gras	Sub-indeling van de LGN
K5	1	dummy
Maximale schade	1000	schadebedrag afhankelijk van landgebruik bij 30 cm inundatie [€]
SR1	0	Schade % bij waterstand op 50 cm beneden maaiveld
SR2	0	Schade % bij waterstand op 40 cm beneden maaiveld
SR3	0	Schade % bij waterstand op 30 cm beneden maaiveld
SR4	0	Schade % bij waterstand op 20 cm beneden maaiveld
SR5	0.1	Schade % bij waterstand op 10 cm beneden maaiveld
SR6	0.5	Schade % bij waterstand gelijk aan maaiveld
SR7	0.7	Schade % bij 10 cm inundatie
SR8	1	Schade % bij 20 cm inundatie
SR9	1	Schade % bij 30 cm inundatie

Systemgedrag.csv

Het bestand *systemgedrag* heeft 3 kolommen. In dit bestand staat de uitvoer van de statistical toolbox van Hymos. In geval van een Gumbel-verdeling betekent dit een schaal- en locatieparameter.

Tabel V-3 Kolommen in het bestand *systemgedrag.csv*

kolomnaam	voorbeeld	beschrijving
location	pv_123	De identity waaraan het bestand <i>systemgedrag</i> is gekoppeld
Scale par. beta	0.10	Schaalparameter [m]
Location par. Xo	-1.70	Locatieparameter [m]

Invoerscherm

The screenshot shows a dialog box titled "GISE bewerkingen" with the following sections:

- Input:** Fields for "Kaarten (asci-bestand)", "Arits", "Pebvallen", and "IGW/IS", each with a "Browse" button.
- Overige invoer (csv-bestanden):** Fields for "pebvallen + streepvallen", "IGW naar IS/ schadetabel", and "Output format", each with a "Browse" button.
- Uitvoer:** Checkboxes for "massveld curve", "micro analyse", "schale", and "mushroom".
- Uitvoer instellingen:** A "rekeningtijd" field with the value "11" and a "jaar" label, and fields for "Uitvoer pad" and "Uitvoer kaart", each with a "Browse" button.

At the bottom of the dialog are buttons for "Start bewerking", "Cancel", and "Exit".

Bewerkingen

In het programma zijn 4 opties opgenomen:

1. Maaiveldcurve voor het bepalen van een cumulatieve frequentieverdeling van alle hoogtecellen per peilvak;
2. Schade voor het bepalen van de schade bij een door de gebruiker te selecteren herhalingsstijd;
3. Inundatie voor het bepalen van een inundatiediepte kaart bij een door de gebruiker te selecteren herhalingsstijd.
4. Risicoanalyse voor het bepalen van de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade;

Maaiveldcurve

De optie maaiveldcurve bepaald per peilvak een cumulatieve frequentieverdeling van de onderliggende hoogtedata. Met deze gegevens kan bijvoorbeeld bepaald worden bij welke hoogte hoeveel m² is geïnundeerd.

Inundatiediepte kaart

De inundatiediepte kaart wordt berekend door per peilvak bij de door de gebruiker opgegeven herhalingsstijd een waterstand te bepalen:

$$X = X_0 - \beta \cdot \ln\left(-\ln\left(1 - \frac{1}{T}\right)\right)$$

Waarin:

X	= waterstand	[m]
X ₀	= plaatsfactor	[m]
	= schaalfactor	[m]
T	= herhalingsstijd	[1/jr]

In het bestand systeemgedrag.csv staan de waardes voor X₀ en . Vervolgens wordt de inundatiediepte kaart bepaald door voor elke pixel van de waterstand X de maaiveldhoogte van die pixel af te trekken. Het resultaat is de inundatiediepte op de desbetreffende locatie.

Schade kaart

De schade kaart wordt bepaald door bij de waterstanden uit de inundatiediepte kaart te bepalen wat de bijbehorende schade is. Hiertoe wordt per pixel opgezocht wat het landgebruik is (landgebruik.asc) en de schade door het bij die landgebruikvorm behorende maximale schadebedrag te vermenigvuldigen met de schade factor afhankelijk van de diepte.

Risicokaart

Door het risicomodel wordt voor elke pixel van 25*25m de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade bepaald door per pixel:

- Het bepalen van het landgebruik uit de LGN4;
- Het bij dat landgebruik selecteren van de schadefunctie en maximale schadebedrag;
- Het opzoeken van de bij die pixel behorende kansdichtheidsfunctie van open waterstanden en deze onderverdelen in een interval van 5 cm.

Vervolgens wordt per pixel en schijf van 5 cm:

- De kans van voorkomen bepaald dat een jaarmaximum in die schijf van 5 cm valt;
- De schade bepaald bij een waterstand in die schijf van 5 cm;
- De verwachtingswaarde bepaald door het vermenigvuldigen van de kans maal schade.

Daarna is de verwachtingswaarde van de schade per pixel de som van de verwachtingswaarde van de schade van alle waterstanden..

V Case Noorderkwartier

Water systems and risk analysis¹

O.A.C. Hoes*, W. Schuurmans** and J. Strijker***

*Department of Water Resources, Delft University of Technology, P.O. Box 5048, 2600 GA Delft, The Netherlands (E-mail: o.a.c.hoes@citg.tudelft.nl)

**Nelen & Schuurmans Consultants, P.O. Box 292, 3720 AG, Bilthoven, The Netherlands (E-mail: wytze.schuurmans@nsconsult.nl)

***Hollands Noorderkwartier Water Board, P.O. Box 850, 1440 AW, Purmerend, The Netherlands (E-mail: j.strijker@hknk.nl)

Abstract Worldwide the water management sector is about to review the design standards for water systems, as expected climate changes may possibly increase the frequency of flood events. This paper reviews new flood standards for surface water systems in The Netherlands, also presenting a cost-benefit analysis. Flood standards were formulated after several serious incidents in 1998 and 2001 to inform residents about the level of protection that they may expect to receive. At this moment all water boards are about to evaluate their water systems using these standards. The cost-benefit approach has been applied to determine whether the necessary measures to comply with such standards were cost-effective. We found that the standards make too much a simplification of the variety of water systems, and lead to costly measures without being beneficial while many small-scale floods in The Netherlands do not cause any significant damage. A better starting point to anticipate on climate change is to prevent damage, instead of the prevention of flooding.

Keywords Climate change; flood frequency; mitigation measures; risk analysis

Introduction

Heavy rainfalls in many countries around the world in recent years have shown that occasional flooding cannot always be prevented (e.g. Elbe, Germany 2002; Jakarta, Indonesia 2002; Yangtze, China 1998). Moreover, the frequency of flood events is likely to increase in the future due to expected climate change, sea level rise, subsidence, deforestation, and

¹ Water Science & Technology, Vol 51 No 5 pp 105-112

ongoing urbanization. The United Nations Environmental Program estimated that annual losses due to climate change are expected to rise to US\$ 300 billion a year worldwide. In order to keep the risk of flooding under control, many water systems need to be upgraded on a large scale (IPCC, 1998; Stumpe and Tielrooij, 2000).

In The Netherlands, the national government, provincial governments and water boards have formulated an action program to prepare the Dutch water systems for future changes. For regional water systems, the water boards must check their water systems with regard to flooding, and must formulate measures to improve their water systems. These measures will have to be carried out before 2015, and the costs for The Netherlands are estimated at € 9 billion (Meijerink, 2004).

In order to check regional water systems, all water boards are carrying out system analyses on a detailed scale using computer models. One of the key questions is: how do we define an appropriate standard for flooding? Flood standards have been specified in the above mentioned action program. The standards will be made definitive after an evaluation in 2005. This paper deals with the evaluation of the proposed flood standards, using data based on a three-year research study, carried out by the province of North Holland, the Hollands Noorderkwartier Water Board, Nelen & Schuumanns Consultants and Delft University of Technology (HHNK, 2004).

The question is, whether these proposed flood standards are a proper way to ensure that effective and cost-efficient measures will be taken in order to deal with regional flood problems. This question can be answered by applying a risk analysis. The cost-benefit ratio of measures necessary to comply with the standards can be assessed by means of such an analysis. In this paper the proposed standards, and the rationale behind risk analyses are explained and applied to the regional water systems in the province of North Holland.

Flood standards

The Netherlands are vulnerable to flooding, as large parts of the country are flat and located below mean sea level (see Figure 1). These low areas are particularly vulnerable, as floods can be caused by dike and dune breaches, but also by heavy rainfall.

Standards were proposed in 2003 to protect regional water systems against floods. These standards consist of a maximum flood frequency for different types of land use. The rationale behind the standards is that more vulnerable areas must be better protected (see Table 1).



Figure 1. The black areas are located below mean sea level.

All water boards are now checking whether their water systems meet the proposed standards, and if they do not, they are urged to define the necessary financial means and technical efforts to comply with the standards. In 2005 the proposed standards will be evaluated and formalized.

Applied evaluation method of the proposed standards

The Hollands Noorderkwartier Water Board and the province of North Holland have evaluated the flood standards, on basis of a cost-benefit analysis. In this analysis, the costs are the measures needed to comply with the proposed standards. The benefits are the reduction of the annual risk, which is in turn defined by the probability of flooding and the damage caused by flooding.

Table 1. Proposed flood standard

Standard related to land use	Maximum inundated area	Return period [1/yr]
Grassland	5 %	1/10
Arable land	1 %	1/25
(Greenhouse) horticulture	1 %	1/50
Urban and industrial	0 %	1/100

It was not easy to apply the cost-benefit analyses on a detailed scale. First, a reliable and detailed computer simulation model of the water system was

made. With this model and hundred years of historic rainfall and evaporation records, water level frequency curves were determined for both the actual and future situation (expected climate change). To check whether the water system meets the proposed flood standards, the maximum acceptable water levels were specified for each location on the basis of the proposed flood standards. For those areas, which did not comply with the standards, improvement measures were formulated, and simulated using the computer model of the water system. Additional sets of alternative measures were taken which were less costly. Finally, a cost-benefit analysis for the various measures was carried out.

Exceedance probability

To establish the exceedance probability of extreme water levels, a simulation model was essential as sufficient suitable measurement data are not available. A combined rainfall runoff and hydraulic model was applied to simulate water levels, using the SOBEK program package. The model included over 200,000 parameters. So GIS was used for pre- and post-processing, to handle this large amount of data. Furthermore, continuous simulation of hundred years of hourly rainfall and daily evaporation data were used to determine reliable probability distribution functions of water levels for about 2,000 locations. These distribution functions were found by fitting a general extreme value distribution to the annual maxima, using the maximum likelihood method with left censoring for the estimation of parameters (See Figure 2) (Harter, 1968; Leese 1973, Bedford and Cooke, 2001).

To estimate the impact of climate change, the same procedure was applied with adapted rainfall and evaporation series. (See Table 2). The water boards agreed to use a climate scenario of $\Delta T = +1^\circ\text{C}$ for the situation in 2050 (Grontmij, 2000; KNMI, 2003).

Table 2. Climate change scenarios

	$\Delta T = +1^\circ\text{C}$	$\Delta T = +2^\circ\text{C}$	$\Delta T = +4^\circ\text{C}$
Annual precipitation	+3%	+6%	+12%
Summer precipitation	+1%	+2%	+4%
Winter precipitation	+6%	+12%	+25%
High 10 day precipitation sum in winter	+10%	+20%	+40%
Evaporation	+4%	+8%	+16%

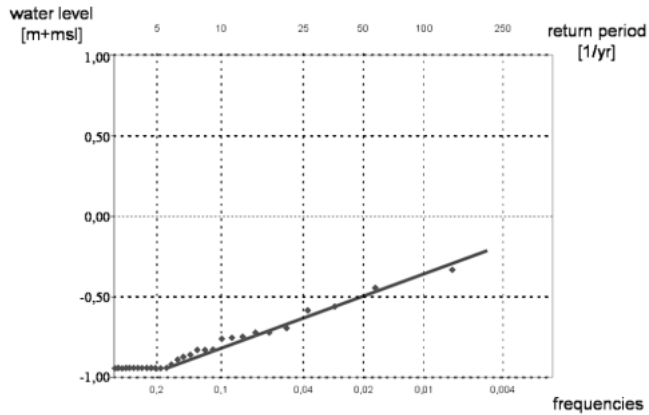


Figure 2. Water level – frequency graph

Flood standards

A normative water level has to be decided, to check whether a water system meets the proposed standards. According to the proposed standards, the normative water levels are equal to an elevation where 0%, 1%, or 5% of the surface is flooded (See Table 1). The normative levels were determined in GIS with a digital land use map, an elevation map and the geographical boundaries of each location. An example of the elevation distribution functions, according to how the land is used, is given in Figure 3.

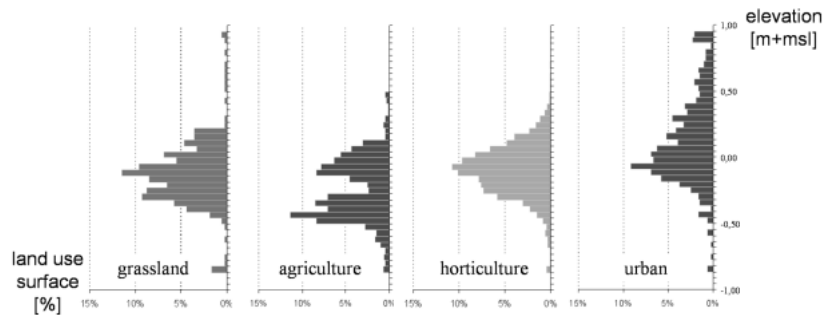


Figure 3. Example of elevation distribution

At each location the probability distribution function of water levels was checked against the normative water levels (see Figure 4). When the curve did not exceed the normative levels, the water system complied with the standards, and if not, measures will have to be taken. We found that in 2050 nearly one of six locations would not meet the standards (see Figure 5).

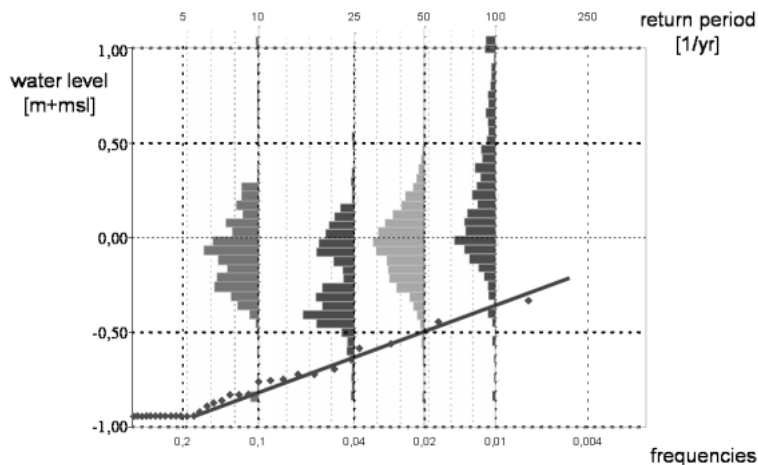


Figure 4. Combined elevation distribution and water level – frequency graph.

Flood alleviation measures

Basically there are two possibilities: changing the land use in the lower areas or changing the water system. In this study, land use has not been altered. A wide range of measures is available to lower the probability distribution function in such a way that it is in line with the standards. The measures applied included a combination of an increase of the storage capacity by increasing the open water area, an increase of the discharge capacity and the application of real-time control to make optimal use of the storage and discharge capacities.

To explore which measures would be necessary to meet the proposed standards an iterative procedure was followed. By reviewing the problem areas in detail, a first set of tailor-made measures was proposed by an experienced group of local water managers and consultants. The proposed measures (denoted as package A) were modelled and the effects were computed with the model framework. Based on the results, additional measures were proposed by the same group and evaluated again by simulation (package B). The final set of measures (package C) consisted of 1750 hectares of additional open water storage, 700m³/min of additional pump capacity, and the improvement or real-time control of about 400 weirs. The total investments for these measures amounts €280 million.



Figure 5. Inundation Map of the Noorderkwartier; black areas are flooded 1:100 years

Cost-benefit ratio and risk analysis

To evaluate the standard, the cost-benefit ratio of the required investments has been computed. The cost-benefit ratio is a purely monetary approach, which can be applied here, as there is hardly any safety risk related to heavy rainfalls. The costs are determined by the construction, operation and maintenance of the proposed measures. The benefits are equal to the reduction of the annual risk caused by flooding (Arnell, 1986). The risk of flooding is defined as

$$E(S) = \int S(x) dP(x)$$

Here $E(S)$ is the expected average annual damage, $S(x)$ is the damage caused by water level x , and $P(x)$ is the probability of water level x . The integration is needed to deal with the full range of increased water levels. Hence, to determine the risk of flooding, two functions are needed. First, the probability density function of increased water levels is necessary, which is equal to the derivative of the probability distribution function. And secondly, a water level damage function is necessary. The determination of proper damage functions usually invokes a lot of discussion and limits the accuracy of the absolute risk. However, when this damage function is consequently applied to compare different water systems, or to compare different

measures in the same water system, some inaccuracy is acceptable (Figure 6).

For this study a GIS-oriented damage model was made to assess the damage of small and medium-scale floods using the unit loss method. In this model only direct tangible damages were assessed, and thus indirect tangible damages and intangible damages were neglected (Tobin and Montz, 1997). Direct tangible damages are measurable damages caused by physical contact with water. Indirect tangible damages are secondary or higher-order damage caused by a flood or a flood nearby. Intangible damages are immeasurable damage e.g. the anxiety of residents.

The unit loss method counts items categorized in terms of relevant units. For practical reasons, the relevant units were selected according to the same types of land use as applied to the inundation standards. The damages allocated to each item were calculated with depth-loss functions. Extensive literature is available about depth-loss functions, which indicates that much is still unknown. This is not surprising if one realises that even after real floods, the actual damage is difficult to assess. The depth-loss functions were applied to the actual land use and altitude per grid cell of the area.

Results and discussion

To evaluate the proposed standard the cost benefit ratio was computed for various scenarios listed in Table 3.

Table 3. Cost benefit ratio for different scenarios

Scenario	areas not meeting the standards	annual risk [M€]	present value of benefit [M€]	total costs of measures [M€]	cost benefit ratio
2004 climate	10 %	6.6			
2050 climate	13 %	9.6			
Package A, 2050	9 %	5.0	73	100	1,4
Package B, 2050	6 %	4.5	81	170	2,1
Package C, 2050	4 %	4.2	86	280	3,3

The total annual risk for 2050 has been calculated at € 9.6 million. The spatial variation of the risk ranges from € 0 to €10,000 per hectare per year, with an average value of €50 per hectare per year. The benefit of the measures has been calculated as the present value of the decrease in annual risk, with a term of 50 years and a rate of 4%. Moreover, the measures were spread out over a period of 15 years, as they cannot be constructed at once. Based on the results, the following comments can be made:

1. The increase of risk due to climate change (2050) was estimated at 50%, whereas the expected increase of the rainfall intensity was only about 10%. The rather big increase of risk can be explained by the fact that the return periods of heavy rainfall events (and floods) decrease by far more than the 10% change in intensity.
2. About 4% of the areas did not meet the proposed standards, even after implementing package C. Moreover, it seemed difficult to have all areas fulfil the proposed standards. Apparently, the standards are too rigorous for some areas.
3. It is relatively easy to reduce the risk from € 9.6 to 5.0 million per year (package A). However, a further reduction of the risk is difficult to achieve, because only the most obvious bottlenecks can be solved by taking some simple and effective measures. Real-time control measures proved to be especially effective and are not very costly.
4. Instead of looking at the cost-benefit ratio, one can also look at the marginal cost-benefit ratio. This is the ratio of additional costs and additional benefits. If package A is used as a reference, the marginal costs-benefit ratio of package B is about 10, and the ratio of C is 30. From an economical point of view, it is not worthwhile implementing measures from package B or C.

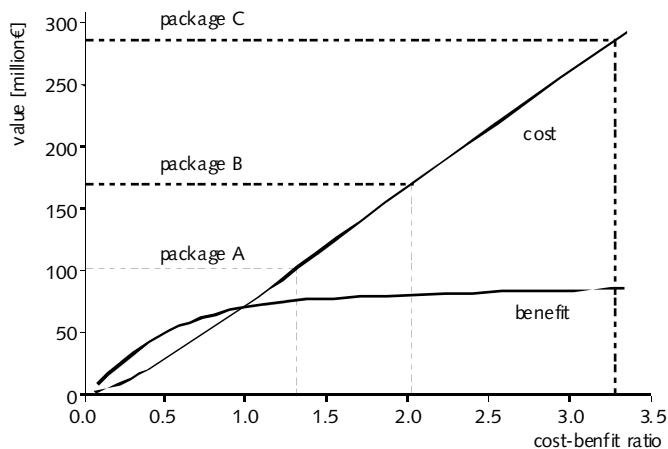


Figure 6 Cost-benefit ratio of measures

Conclusions

The proposed standards do not lead to cost-efficient measures, although the standards are differentiated for different types of land use. We also found that standards cannot be easily adapted in such a way that the standards do lead to cost-efficient measures. The standards are simply too much of a simplification of the existing situation.

Risk analysis is a far better method for existing systems to spot the vulnerable areas in the system. This kind of analysis had so far been uncommon for large-scale water systems as the computation time needed to determine the probability distribution function was excessive. However, the data available at present and computer simulation models make such risk analyses applicable on a large and detailed scale. The surplus value of such an analysis is that it forces you to show what you want to do, and what the consequences of these choices are. As such, these will help decision makers to make a choice between measures.

References

- Arnell, N.W. (1986). Average annual damage by flood frequency zone. *J. Water Resources Planning and Management*, 12, 104–113.
- Bedford, T. and Cooke, R.M. (2001). *Probabilistic risk analysis: Foundations and methods*, Cambridge University Press, New York.
- Grontmij (2000). Karakteristieke respons van regionale watersystemen, commissie WB 21-thema 6. Report 13/99010374/Ack, Grontmij, Houten, The Netherlands (in Dutch).
- Harter, H.L. (1968). Maximum-likelihood estimation, from doubly-censored samples, of the parameters of the first asymptotic distribution of extreme values. *J. Am. Stat. Assoc.*, 63, 889–901.
- HNK (2004). *Bescherming Wateroverlast Noorderkwartier*, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Purmerend, The Netherlands (in Dutch).
- IPCC (1998). *The regional impacts of climate change: An assessment of vulnerability*, Cambridge University Press, New York.
- KNMI (2003). *Toestand van het klimaat in Nederland*. KNMI, de Bilt, The Netherlands (in Dutch).
- Leese, M.N. (1973). Use of censored data in the estimation of Gumbel distribution parameters for annual maximum flood series. *Wat. Resour. Res.*, 9, 1534–1542.
- Meijerink M.H. (2004). *IBO Bekostiging Waterbeheer*. Ministry of Finance, Den Haag, The Netherlands (in Dutch).
- Stumpe J. and Tielrooij F. (2000). *Waterbeleid voor de 21e eeuw, advies van de commissie waterbeheer 21e eeuw*. Commissie Waterbeheer 21e eeuw, Den Haag, The Netherlands (in Dutch).

VI Case Westeramstel

FLOOD STANDARDS OR RISK ANALYSES FOR POLDER MANAGEMENT IN THE NETHERLANDS¹

OLIVIER HOES¹ AND WYTZE SCHUURMANS²

1 Delft University of Technology, Delft, the Netherlands

2 Nelen & Schuurmans Consultants, Utrecht, the Netherlands

ABSTRACT

The government of the Netherlands has formulated an action programme to prepare the Dutch water systems for future changes like climate change, subsidence, and spatial developments, as these are expected to increase both frequency and damage of flood events. One of the commitments made was that all water agencies are obliged to test their regional surface water systems to new flood standards based on an acceptable probability of flooding. The question addressed in this paper is whether this type of flood standards is appropriate to ensure that cost-efficient measures are taken. A case study is used to illustrate that applying the proposed standards can lead to inefficient measures, and that a better objective is to minimize flood risk, within acceptable cost.

key words: flood risk; flood standards; climate change

RÉSUMÉ

Le gouvernement des Pays Bas a formulé un programme d'action pour préparer les systèmes hollandais de l'eau pour de futurs changements comme le changement de climat, affaissement, et développements spatiaux, comme on s'attend à ce que ceux-ci augmentent la fréquence et les dommages des événements d'inondation. Un des engagements faits était que toutes les agences de l'eau sont obligées d'examiner leurs systèmes régionaux d'eau de surface à de nouvelles normes d'inondation basées sur une probabilité acceptable d'inondation. La question adressée en cet article est, si ce type de normes d'inondation est approprié pour s'assurer que des mesures efficaces de coût sont prises. Une étude de cas est employée pour illustrer cela qui applique les normes proposées peut mener aux mesures

¹ Irrig. And Drain. 55: S113-S119 (2006)

inefficaces, et qu'un meilleur objectif est de réduire au minimum le risque d'inondation, dans le coût acceptable.

MOTS CLÉS : risque d'inondation ; normes d'inondation ; changement de climat

INTRODUCTION

The Netherlands is situated in the delta of three rivers: the Rhine, the Meuse, and the Scheldt. Due to this location large parts are flat and located near or below mean sea level, and protected against the sea by dunes and levees (Figure 1).



Figure 1. The Netherlands: in grey the areas below mean sea level. The project area, dealt with in this paper, is located in the black rectangle.

As a consequence many areas have to be drained by pumping stations. Therefore, besides floods caused by breaches of dunes and levees, floods can also occur when rainfall exceeds the discharge capacity in the (main) drains in polder areas. These rainfall-induced inundations are not life-threatening, but cause social disruption and economic damage. It can be extremely frustrating when the same farmer sees his harvest washed away in consecutive years.

After several flood incidents by heavy rainfall in 1998, 2000 and 2001 the government proposed developing standards with regard to flooding accidents due to heavy precipitation (Table I). The objective of these standards was to inform residents in a polder of the minimum level of protection that can be expected, and to anticipate future climate change, subsidence and spatial developments. The standards consist of a maximum allowable flood frequency for different types of land use. The rationale

behind the standards is that more expensive areas should be better protected than others. All 26 water boards in the Netherlands today evaluate whether the water systems in their regions meet the proposed standards; if not, required financial and technical efforts to comply with the standards need to be defined. The proposed standards on protection against flooding by excessive precipitation in polder areas will be evaluated and formalized by the end of 2006.

Table 1. Proposed flood standards for regional water systems (NBW, 2003)

Land use	Return period [1/yr]
Grassland	1/10
Agriculture	1/25
(Greenhouse) horticulture	1/50
Urban and industrial	1/100

The total costs of necessary measures to have all water systems in the Netherlands comply with the standards are estimated at €38 billion (Meijerink, 2004). However, the question is whether the standards are a proper way to ensure that the measures taken will be effective in practice and cost-efficient indeed. This question can be answered by applying a cost-benefit analysis, in which the cost is determined by the measures to improve the water system and the benefit is defined as the present value of the decrease in expected annual damage as a result of the measures. In this paper the proposed standards and rationale behind the proposed alternative risk based analyses are explained and illustrated with a case study of the Westeramstel polder area, the Netherlands (see the black rectangle in Figure 1).

WATER SYSTEM ANALYSES

Introducing the case study

The Westeramstel area (5 000 ha) is located in the flat western part of the Netherlands, and consists of two former lakes, which were reclaimed around 1770. At present, the surface level of the former lake bottom is already 4.0m below mean sea level, but is expected to sink another 40–80 cm due to subsidence in this century. The fertile peat soil is cultivated as follows: 45% pasture, 30% urban areas, 15% arable land and 10% of horticulture in greenhouses (see Figure 2).

Analysis levels

Nearly all decisions in water management are in some way based on

weighing benefits and cost. However, how this weighing is precisely done has changed over the years as the availability of data, computer capacity and pressure on water systems have increased. When analysing a (confined polder) water system, three levels can be distinguished:

- Elements of a water system. Before the widespread possibility of modelling water systems and simulating scenarios existed, adaptive measures were determined by guidelines for elements of a water system. For example, it was common practice in the Netherlands to design pumping stations at $10\text{m}^3\text{min}^{-1}$ per 100 ha. These types of design rules are often conservative in order to be applicable for the diversity of water systems. However, it remains uncertain with what frequency flooding may occur, as the rules are subtracted from other systems than the water system of interest;
- System behaviour. It is also possible to make standards on the combined functioning of the elements of a water system, for example: withstand a flood with a return period of 100 years without significant damage. This is from the type of the presently proposed Dutch standards. To analyse whether a system can withstand such events a flood frequency analysis is necessary. A disadvantage is that only the frequency and not the damage is part of the analysis, whereas the benefit of a measure depends on the damage prevented with this measure;
- Cost–benefit assessment. The starting point for this type of decision is the present level of protection, and contains both an assessment of changes in system behaviour and damage induced by e.g. climate change or prevented by measures. This type of study needs more data and calculation capacity, but allows for a more efficient use of means once measures are to be proposed and designed.

Evaluation of standards in the case study

To evaluate the Westeramstel water system a reliable and detailed computer simulation model of the water systems in the area was made. With this model, simulations of 100 years of historic rainfall and evaporation records were used to determine probability distribution functions (PDFs) of simulated water levels. This kind of long simulations had been uncommon for large-scale water systems before then, as the computation time to determine the PDF was considerable (weeks). However, the present data availability and computer simulation models make these continuous simulations applicable on a large and detailed scale.

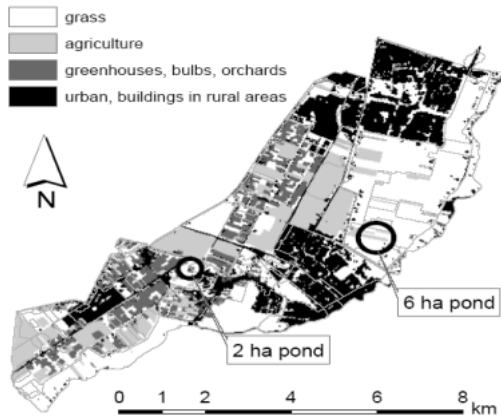


Figure 2. Land use in the Westeramstel area

The PDFs were determined by fitting a Gumbel distribution through annual maxima. At each location the PDF of water levels was compared to a digital terrain model of the area. We found that nearly one out of each four locations did not meet the criteria from Table I in the present situation. PDFs were also made for a future situation in which the climate has changed by adapting the rainfall and evaporation series according to Table II. All water boards in the Netherlands agreed to use a climate scenario in which the average temperature will rise by 1 degree ($\Delta T=1^\circ\text{C}$) as the situation in 2050. It was found that in 2050 nearly one out of three locations will not meet the standards.

Table II. Climate change scenarios (Können, 2001)

	$\Delta T = 1^\circ\text{C}$ (%)	$\Delta T = 2^\circ\text{C}$ (%)	$\Delta T = 4^\circ\text{C}$ (%)
Annual precipitation	+3	+6	+12
Summer precipitation	+1	+2	+4
Winter precipitation	+6	+12	+25
Precipitation intensities in showers	+10	+20	+40
Evaporation	+4	+8	+16

MEASURES

In general terms, there are essentially two ways to comply with the standards: (1) a relocation of expensive land use to less vulnerable locations, or (2) adapting the water system behaviour. The first type has for example

measures such as changing the land use from agriculture to pasture (grassland). Adapting the water system behaviour in such a way that the area meets the standards, offers a wider range of measures, for example increasing the storage capacity (more and wider canals and ponds), increasing their discharge capacity (adapting weirs, culverts, pumps) and applying real-time control to make optimal use of the installed storage and discharge capacities.

For the Westeramstel area it was estimated that in order to comply with the standards some 250 000m³ water excess need to be accommodated. The two most important measures in the case study area are the construction of two ponds: a pond of 2 ha in a greenhouse area and a pond of 6 ha in a grassland area. See the circles in Figure 2 for their respective location. The measures are evaluated to derive their cost–benefit ratio.

COST-BENEFIT OF MEASURES

Expected annual damage

To evaluate the proposed measures, the cost–benefit ratio of the required investments has been computed. The cost–benefit ratio is a clear monetary approach, which can be applied in this case, as there is hardly any safety risk related to heavy rainfall. The costs are determined by the proposed measures. The benefits are equal to the present value of the reduction of the expected annual damage (EAD) accomplished by the measures. The EAD can be calculated with the definition of risk, which reads probability times consequences (NRC, 2000):

$$EAD = \int S(h)f(h)dh$$

in which $f(h)$ is the PDF of water level h and $S(h)$ is the damage caused by water level h . The integration is needed to deal with the complete range of all possible water levels. When determining the risk of flooding, two functions are needed: (1) the PDF already computed to check the water system to the standards; and (2) depth damage functions.

For this study a GIS-oriented unit-loss model was made to assess the damage per grid cell. In the model only direct first-order damage was assessed. Direct first-order damage is measurable damage caused by physical contact with water. Higher-order, indirect and intangible damage was neglected, as it is small in proportion to direct damage for small-scale inundations and hard to estimate as it depends on many more factors than high water levels (Penning-Rowell, 1986; Parker, 2000).

A unit-loss model counts items categorized in terms of relevant units. Relevant units were taken according to the legend of a commonly used

digital Dutch land use map, which distinguishes over 20 kinds of land use in grid cells of 25_25 m. The damage assigned to every item was calculated with depth damage functions (Figure 3) and data from the Dutch Agricultural Economics Research Institute LEI (LEI, 2004) (Table III).

Table III. Maximum damage and damage function per class

Class	Damage function	Maximum damage (€ha ⁻¹)
Pastures	II	1,000
Maize	II	1,000
Cereals	I	1,500
Sugar beet	I	2,000
Potatoes	I	2,500
Other agricultural crops	I	3,500
Flower bulb cultivation	I	25,000
Orchards	II	100,000
Main roads and rail roads	III	100,000
Greenhouses	III	225,000
Buildings in agricultural area	III	225,000
Buildings in rural area	III	225,000
Urban area	III	225,000

There is much literature about depth damage functions, which indicates that much is still unknown. This is not surprising if one considers that even after real floods, the actual damage is difficult to assess. The determination of a proper depth damage function usually invokes a lot of discussion and limits the accuracy of the absolute risk. However, when these functions are consequently applied to compare measures in different water systems, or to compare different measures within the same area, some impreciseness is acceptable.

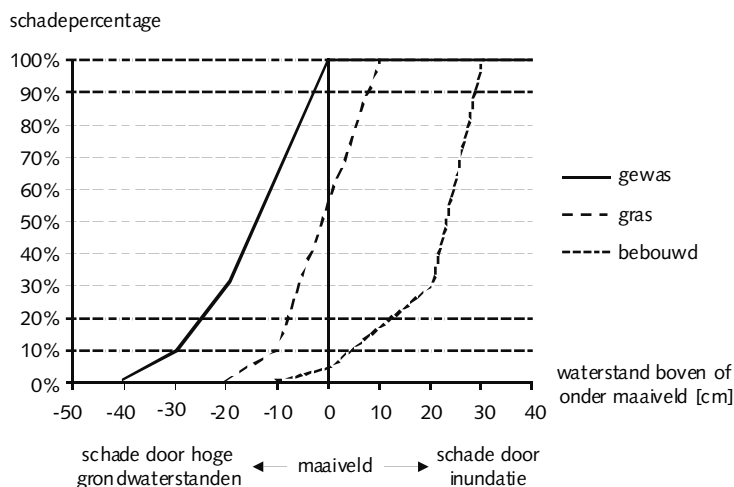


Figure 3. Depth-damage functions

RESULTS

To evaluate the proposed ponds in the Westeramstel polder area the benefit and cost were computed. Table IV gives an overview of the benefit and cost. The benefit of the measures was calculated as the present value of the decrease in EAD compared to the present situation without measures. The present value was calculated with an endless term and a rate of 4%.

The spatial variation of EAD over the area ranges from €0 to €10 000 ha⁻¹yr⁻¹, with an average value of €50 ha⁻¹yr⁻¹. This kind of risk-spread map (Figure 4) appeared to be highly useful to explain to non-engineers the impact of measures, climate change, and the differences between measures.

DISCUSSION AND CONCLUSION

The case study showed that the increase of risk due to expected climate change (2050) was estimated at 50–90%, whereas the expected increase of rainfall intensities was only about 10%. The rather big increase of risk can be explained by the fact that the return periods of heavy rainfall events (and floods) decrease more than the 10% change in intensity, but happen roughly twice as often. Concerning the measures, it was shown that the cost–benefit ratio per pond differed enormously from a C/B ratio of 1 (favourable) up to 50 (very unfavourable). Despite the inherent uncertainties in risk modelling, this information is useful to determine which measures should be taken first and which measures should not be taken. The proposed new standards, however, cannot be easily adapted in such way that the standards do lead to cost-efficient measures. Even within the same land use functions the differences in vulnerability, damage, measures and benefit of

measures are too big to simply change the return periods for different land use functions.

Table IV. Benefit and cost in € of the 2 ponds for different scenarios.

		Without measures (€yr ⁻¹)	With Measures (€yr ⁻¹)	Benefit (€yr ⁻¹)	Present Value of Benefit (€)	Cost (€)	C/B ratio
Area 1 greenhouses	2004	32 000	25 000	7 000	175 000	200 000	1
	2050	63 000	50 000	13 000	325 000		0.6
Area 3 agriculture	2004	2 000	1 500	500	12 500	600 000	50
	2050	3 300	2 600	700	17 500		35

In the past water systems were designed following simple rules of thumb and were gradually replaced by more sophisticated standards in the course of time. The present standards are based on water system behaviour, such as proposed failure probabilities for flooding. The newly proposed standards, which take into account better the system characteristics, can be considered as an improvement, but still cannot cope with all the 21st century challenges in water management. The proposed standards are in fact an oversimplification for the enormous investments needed to adapt the water systems to the new (expected) conditions.

A cost–benefit analysis is therefore recommended in addition to these standards. The benefits of measures are equal to the reduction of flood risk, and benefits can nowadays be relatively easily computed. The surplus value of such an analysis is that it forces a managing water board to show what it wants to do in the near future in a polder, and what the consequences are of these choices. By this it helps the decision makers to choose between measures. But it must be recommended not to use the cost–benefit analyses for an economic optimization, only for ruling out the inadequate measures. The cost–benefit analyses should assist the decision-making process when selecting sensible measures.



Figure 4. Present risk spread in Westeramstel polder area.

REFERENCES

- Können GP. 2001. Climate Scenarios for Impact Studies in the Netherlands. Royal Netherlands Meteorological Institute: De Bilt, the Netherlands.
- LEI. 2004. Land- en tuinbouw cijfers 2004. Landbouw Economisch Instituut: Wageningen, the Netherlands (in Dutch).
- Meijerink MH. 2004. IBO Bekostiging Waterbeheer. Ministry of Finance: Den Haag, the Netherlands (in Dutch).
- NBW. 2003. Nationaal Bestuursakkoord Water. Den Haag: the Netherlands (in Dutch).
- NRC. 2000. Risk Analysis and Uncertainty in Flood Damage Reduction Studies. National Research Council: Washington, DC.
- Parker DJ. 2000. Floods. Routledge Hazards and Disasters Series, vols I and II. Routledge: London.
- Penning-Rowsell EC, Parker DJ, Harding DM. 1986. Flood and Drainage, British Policies for Hazard Reduction, Agricultural Improvement and Wetland Conservation. Allen and Unwin: London.

VII Case Haarlemmermeer

Risk assessment to quantify the interaction between land use and water management ¹

Olivier Hoes (o.a.c.hoes@citg.tudelft.nl)

Department of Water Resources, Delft University of Technology, P.O. box 5048, 2600 GA, The Netherlands

Frans van Kruiningen,

Rijnland Water Board, Leiden, P.O. box 156, 2300 AD, The Netherlands

ABSTRACT

Heavy rainfall in recent years has shown that occasional flooding cannot always be prevented. Moreover, it is likely that the frequency and damage of flood events will increase in the future due to climate change, subsidence, and ongoing urbanization, what makes many water authorities, particularly in low land areas, anxious about the future. So, water authorities want to anticipate on both climate change and spatial planning to control the risk of flooding. The question addressed in this paper is: how do climate change and spatial planning increase the risk of flooding and how should the water authorities react? To answer this question a case study has been carried out for Haarlemmermeer polder. For this area a detailed risk assessment has been carried out, using a combination of hydrological models, GIS and a damage model. The rationale behind risk analyses is explained in our paper, and illustrated with our case study. Vulnerable and robust areas can be identified with risk assessment. It will be shown that both the consequences of spatial developments and climate change may dominate, and may increase the risk of flooding enormously, but that this is not homogeneously distributed over the areas. The surplus value of risk analysis is that it allows better cooperation between spatial planners and water authorities.

Key Words: flood risk, flood damage, climate change, polders.

INTRODUCTION

¹ 45th congress of the European Regional Science Association, Amsterdam, 23-08-2005/27-08-2005

The Netherlands is situated in the Delta of three rivers: The Rhine, The Meuse, and the Scheldt. Centuries of land reclamation, water management, drainage induced land subsidence has created a polder landscape where large parts are flat, below mean sea level, and need protection against the sea by dunes and levees.

Furthermore, each area also needs a network of canals and pumping stations to discharge excess rainfall. So, next to floods caused by breaches of dunes and levees, floods can also occur when rainfall exceeds the limited discharge capacity of the canals or pumping stations. This type of flooding is not life threatening, but can be extremely frustrating when the same farmer sees his harvest washed away in consecutive years.

In recent years this type of rainfall induced floods occurred rather frequently (1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2004). Furthermore, it is likely that in the future the frequency and damage of these types of flood events will increase due to expected climate change, sea level rise, subsidence, and ongoing urbanization. So, in order to control the risk of flooding, worldwide many water systems have to be upgraded (IPCC, 2001; WB21, 2000).

The research question addressed in this paper is: how do climate change and developments in land use increase the risk of flooding? This is important information, as when the impact of one of the two is negligible, attention can be focused on the development that increases the risk of flooding the most.

To answer this question a detailed case study has been carried out for Haarlemmeer polder. A 18,500 ha former lake near Amsterdam, reclaimed in 1852 by three steam driven pumping stations. This polder is selected as land use in the Haarlemmeer polder is diverse, and changing more rapidly compared to other locations in the Netherlands. For this area a detailed risk assessment has been carried out, using a combination of hydrological models, GIS and depth-damage functions to determine the effect of climate change and developments in land use, on the risk of flooding.

Interrelationship between land use and water management

Water management aims at creating clean and safe water systems, to support all surrounding land use functions. This means that water levels in canals are maintained as constant as possible to prevent damage by floods or droughts. Nevertheless, is there always a possibility that the discharge and storage capacity is insufficient, as there might be a rainfall event bigger than the design capacity.

It is possible in theory to build a water system with an extreme low probability of failure. However, such systems are not built in practice, as they need expensive infrastructure, which is not in proportion to the damage prevented in case of an event. So, there is always a certain risk of flooding that we have to accept. This risk, defined as probability of a flood multiplied by the damage, increases in the future by climate change and developments in land use. Firstly, climate change is expected to lead to more often and higher rainfall showers in the Netherlands, what will lead to an increase in number of floods. Secondly, developments in land use lead to an increase of flood risk, as i.e. urbanization lead to an increase of damage in case of an event, as the economic value increases (See Figure 1). Next, urbanization may lead to a faster runoff of precipitation, as the paved surface increases.

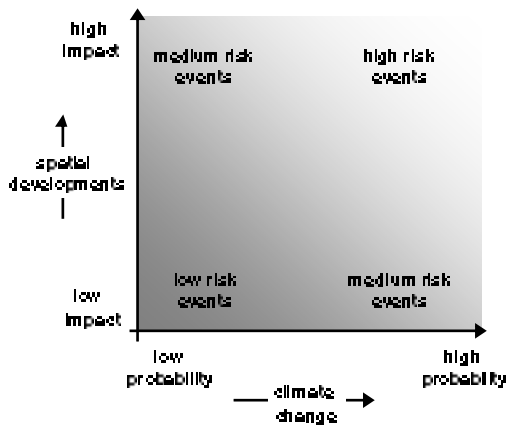


Figure 1 Spatial developments and climate change increase the risk of flooding.

Policy in the Netherlands

Recently, policy is made in the Netherlands to support water authorities in reducing the negative effects of climate change and developments in land use. In 2001 the national government, together with water authorities and provincial governments, developed instrumentation to anticipate on spatial developments. This instrumentation is compulsory by the law on spatial planning as from November 2003, and ensures that water interests are taken into account in among others local and regional spatial and land use planning initiatives. The objective of this instrumentation is to prevent negative effects from spatial developments or that their impact is compensated for elsewhere (RIZA, 2003).

Next to this instrumentation, flood standards are proposed to inform residents on the minimum level of protection that can be expected, and to prepare the Dutch regional water systems for the consequences of climate

change (NBW, 2003). The standards consist of a maximum allowable flood frequency for different types of land use.

Both the planning instrumentation and flood standards work well, however the result of this separate approach is that solutions are developed in different directions. Water managers try to reduce the probability of flooding, and spatial planners aim to reduce the impact in case of flooding (See Figure 2). This makes that besides successful projects, sometimes possible win-win situations are overlooked or measures to comply with the standards are proposed without any benefits.

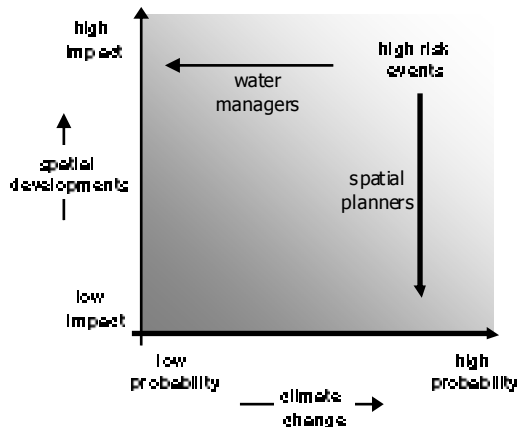


Figure 2 Water managers aim to reduce the probability of flooding, whereas spatial planners aim to reduce the impact of flooding.

FLOOD RISK CONCEPT

Flood risk calculations are based on a multiplication of the probability of failure and consequences in case of failure. Failure occurs when the (meteorological) load exceeds the strength or capacity of the structures protecting the area from flooding. Particularly, river floods and sea floods have been studied regularly (Vrijling 2001, Vis, 2003; Duta 2003; Apel, 2004). Risk assessment of these floods are characterized by firstly a classification in dike or dune sections and structures, with each a failure probability. Next, for each section or structure the risk can be determined by a multiplication of the failure probability with the damage in case of failure. At last, the total flood risk of an area behind a dike or within a dike ring is equal to the joint risk of the sections and structures.

Risk assessment of floods due to precipitation exceeding the drainage capacity of a canal network, as in polders, has not been studied yet in the Netherlands. The difference with the risk of high river discharges or high sea water levels is that the threat is from above, and there is not just one failure

probability for an element protecting an area. Failure of the drainage and discharge capacity is a scale from more frequent small floods, with minor damage, to extreme large floods with more severe damage. Moreover, this probability distribution differs for each plot or pixel, depending on elevation. This difference may look small at first sight, but is an enormous increase in calculations, while both probability and damage are spatially distributed. The total risk in an area equals expected annual damage by summing all multiplications from probability and damage.

CASE STUDY HAARLEMMERMEER

Flood probability

To evaluate the water system of the Haarlemmermeer polder a reliable and detailed computer simulation model of the water system was made. With this model, simulations of historic rainfall and evaporation records were used to determine probability distribution functions of water levels. For these continuous simulations were used rainfall series of hourly values for the period of 1906-2003 measured at the head office of the Royal Dutch Meteorological institute at the Bilt (So nearly 100 years). This kind of long simulations had been uncommon for large-scale water systems, as the computation time to determine the probability distribution function was considerable (weeks!). However, the present data availability, computer simulation models and possibility to have computers do parallel calculations make these continuous simulations applicable on a large and detailed scale. The PDF's were determined by fitting a Gumbel distribution through the annual maxima of water levels for each location in the model.

Flood damage modelling

To estimate the damage for all possible floods a unit-loss model was made. In our model only direct first order damage was assessed, which is caused by physical contact with water. Higher order, indirect and intangible damage was neglected, as it is small in proportion to direct damage for small-scale inundations and hard to estimate as it depends on many more factors than high water levels (Penning-Rowse, 1986; Parker, 2000).

A unit-loss model counts items categorized in terms of relevant units. The relevant units were taken according to the land use functions of Table 1 in raster cells of 25*25 m. The maximum damage per item was based data from the Dutch Agricultural Economics Research Institute (LEI, 2004). The fraction of damage assigned to every item was calculated with depth-damage functions (See Figure 3).

There is much literature about depth-damage functions, which indicates that much is still unknown (e.g. Penning Rowsell, 1977; Appelbaum, 1985; Smith, 1994; Zhai, 2005). This is not surprising if one considers that even after real floods, the actual damage is difficult to assess. Many of the existing functions focus on damage to buildings, and do not incorporate damage to crops by high ground water levels. However, not calibrated with flood data, we modelled 3 depth-damage functions that incorporate both high ground water levels as surface water levels. The first function reflects agricultural and horticultural crops that are vulnerable for high ground water levels, as flower bulbs and potatoes. The second function represents grass that may be flooded now and then, as long as the duration stays limited to several days. The last function represents damage to buildings, green houses and roads, whereas damage becomes significant when surface becomes flooded with several dm, as many building, and roads are constructed roughly 3 dm above the surrounding surface level.

Table 1 Maximum damage and damage function per class

Class	Damage function	Maximum damage
Water	-	€ 0,- /ha
Nature	-	€ 0,- /ha
Pastures	II	€ 1.000,- /ha
Agricultural crops	I	€ 2.500,- /ha
Horticulture (flower bulbs)	I	€ 25.000,- /ha
Orchards	I	€ 100.000,- /ha
Main roads and rail roads	III	€ 100.000,- /ha
Greenhouses	III	€ 225.000,- /ha
Residential buildings in rural area	III	€ 225.000,- /ha
Residential buildings in urban area	III	€ 225.000,- /ha
Industrial areas	III	€ 500.000,- /ha

The determination of a proper depth damage function usually invokes a lot of discussion and limits the accuracy of the absolute risk. The applied model does not make any sub distinction in flood duration, season or between new expensive urban areas and economically written off houses. However, when these functions are consequently applied to make comparisons between scenarios, some impreciseness is acceptable.

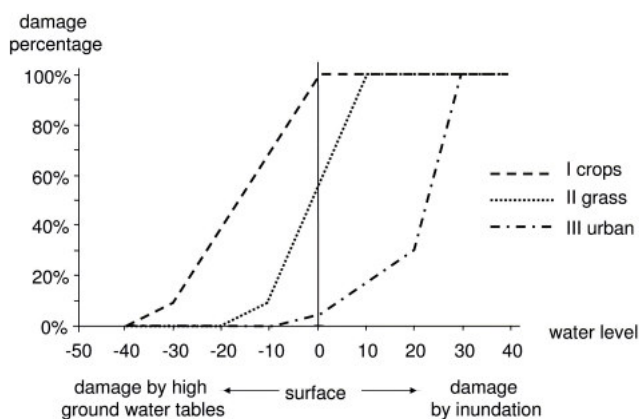


Figure 3 Depth damage functions

Climate change simulations

The earth's average temperature is slowly increasing due to increased emission of green house gasses in the last decades. The exact consequences of this temperature rise are uncertain, but worldwide climatologists agreed upon possible severe changes in climate. For the Netherlands is expected that the future will develop to warmer summers, increased precipitation in winter and more severe and frequent extreme precipitation events. To be able to analyze the impact of climate change simulations the Royal Dutch Meteorological Institute at The Bilt has formulated climate change scenarios for temperature rises of 1, 2 and 4 degrees (See Table 2). All water boards in the Netherlands agreed to use a climate scenario in which the average temperature will rise with 1 degree ($\Delta T = 1^\circ\text{C}$) as the situation in 2050 (NBW, 2003). For our simulations we adapted the rainfall and evaporation series of 1906-2003 at the Bilt according to changes in Table 2.

Table 2. Climate change scenarios (KNMI, 2003)

	$\Delta T = 1^\circ\text{C}$	$\Delta T = 2^\circ\text{C}$	$\Delta T = 4^\circ\text{C}$
Annual precipitation	+3%	+6%	+12%
Summer precipitation	+1%	+2%	+4%
Winter precipitation	+6%	+12%	+25%
High 10 day precipitation sum in the winter	+10%	+20%	+40%
Evaporation	+4%	+8%	+16%

Developments in land use

The risk of flooding alters by spatial developments. For example, the potential damage increases when an agricultural area is changed to greenhouse horticulture. Furthermore, a change in spatial planning may – besides potential damage – also increase the probability of flooding. An increase of the paved surface by urbanisation will decrease the possibility of rainfall to infiltrate and increase the rapid runoff to surface water, what may alter the flood extent in case of extreme precipitation.

Estimates on land use over terms of 30-50 years are difficult to make. For large infrastructure projects the term between initiative and completion is in the order of 20 years, and the term of small-scale projects is only several years. A map with future land use involves large uncertainties. Nevertheless, when we want to anticipate on effects on water management, and make reservations for future measures, we need insight in future changes in spatial planning.

Four maps -Global Economy, Transatlantic Market, Strong Europe, and Regional Communities - were used to estimate the influence of future developments in land use in the Haarlemmeer on the risk of flooding (See figure 4). The basis of these scenarios is developed by the Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis and describe four futures of Europe (CPB, 2003). The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) has worked out the sustainability aspect of these four scenarios (RIVM, 2004) and translated to 4 land use maps for the Netherlands in year 2030 (RIVM, 2005).

The translation from spatial impressions from the Netherlands to spatial impressions of the Haarlemmermeerpolder was made by combining the RIVM data with maps from the Dutch National Mapping Agency (TOP10NL), and Centre for Geo Information (LGN) and maps of the Haarlemmeer Municipality.

According to these scenarios, both rural and urban environment will change thoroughly during the next decades. Each scenario shows a deterioration of present agricultural areas, depending upon the degree of government protection assumed in a scenario (See Table 3). Fairly large areas of arable farming will be superseded by horticulture in scenarios of Global Economy and Transatlantic market. A large lake on the bottom of the Haarlemmeer is foreseen in the scenario Strong Europe. Less development takes place with the Regional Communities scenario were only agricultural areas are replaced with pastures

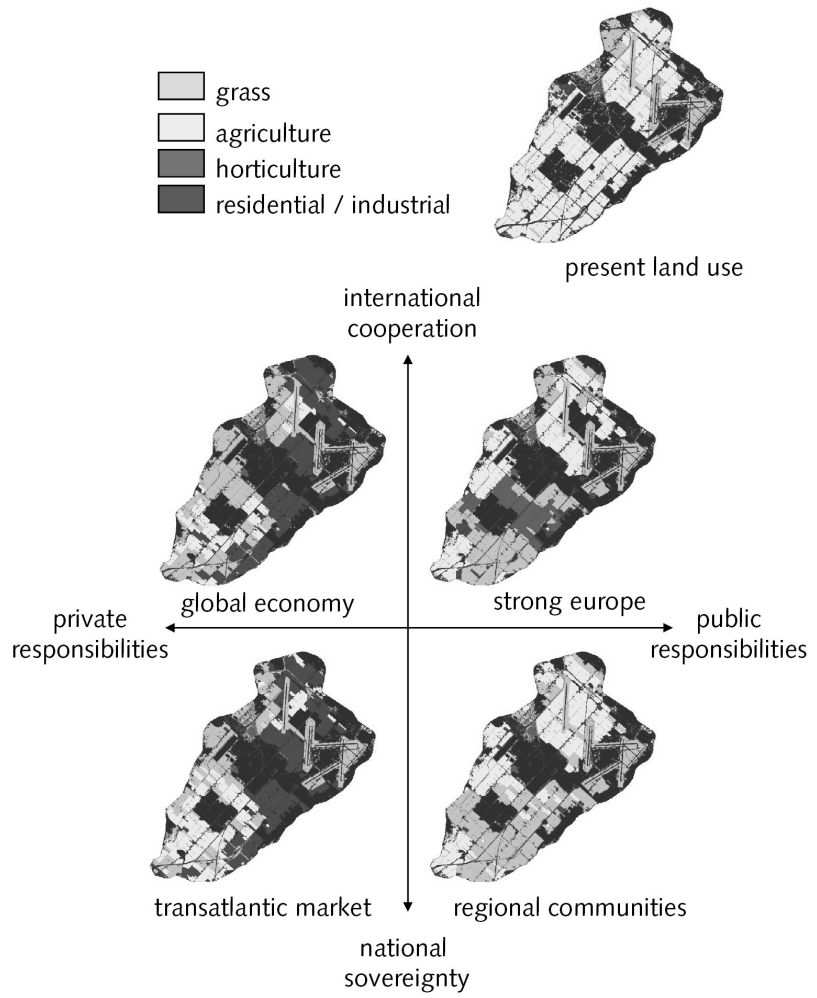


Figure 4 Four future spatial maps of Haarlemmermeerpolder

Table 3 Surface of different types of land use per scenario

	Present Land Use Yr 2000 [ha]	Global Economy yr 2030 [ha]	Strong Europe yr 2030 [ha]	Transatlantic Market yr 2030 [ha]	Regional Communities yr 2030 [ha]
Water	400	400	1 800	400	400
Nature	300	300	300	300	300
Grass land	2 700	5 300	4 900	3 900	6 000
Agriculture	7 900	1 700	3 700	3 000	4 700
Horticulture	300	3 500	400	3 500	200
Build-up areas	6 700	7 100	7 200	7 200	6 700
Total	18 300	18 300	18 300	18 300	18 300

Results

The results of simulated scenarios are summarized in table 4. The risk in the Haarlemmeer polder amounts nearly € 2 Million a year in the present situation. The results show that the increase in risk due to climate change ($\Delta t=1^\circ$ in 2050) was estimated at 20 %, whereas the expected increase of the rainfall intensities was only about 10%. The larger increase of risk can be explained by that the return periods of heavy rainfall events (and floods) decrease more than the 10% change in intensity; extreme events will happen more often.

The shift from agriculture to horticulture in the scenarios Global Economy and Transatlantic Market cause an increase in risk, as the damage in case of the same event became larger. Analyses of the data showed that this increase is not homogeneous, but counts particularly for flood prone areas.

The risk decreases in the Strong Europe and scenario, because of the shift from agriculture to grass land, and the enormous increase of open water. The present value of this decrease (after climate change) amounts euro 12.5 M, which can be considered as the benefit from the new lake in the Haarlemmeer polder.

Table 4 Expected annual damage per scenario in the Haarlemmermeerpolder

Climate	Risk [euro/year]	Increase [euro/year]	Present Value (r=4%; T=∞)
2000	2,000,000		
2050 climate + present land use	2,400,000	+ 400,000	+ 10,000,000
2050 climate + Global Economy	2,500,000	+ 500,000	+ 12,500,000
2050 climate + Strong Europe	1,900,000	- 100,000	- 2,500,000
2050 climate + Transatlantic Market	2,600,000	+ 600,000	+ 15,000,000
2050 climate + regional communities	2,300,000	+ 300,000	+ 7,500,000

The spatial variation of risk over the area ranges from € 0 to €10,000 per hectare per year (See Figure 5). The risk spread throughout the area shows vulnerable and robust areas. This kind of risk spread maps is highly useful to explain to non-engineers that the impact of climate change, and the differences between land use options are not homogenous for each plot within a polder.

CONCLUSION

The research question of this study was: how do climate change and spatial planning increase the risk of flooding? This paper has outlined a method of estimating the risk of flooding due to precipitation under different scenarios. The case study of the Haarlemmermeer showed that the impact of climate change will increase the risk significantly, but the change of the land use may be bigger, depending on the scenario.

Limitations of the presented methodology are the uncertainties in the data used and the ignorance of others than direct damage. Uncertainties are present in the probability distribution functions, depth damage functions, and model with which water levels were simulated. The analyses should be improved by taking into account all these uncertainties, before these type of simulations are used for decisions in water management. The ignorance of others than direct damage, like indirect and intangibles, may become a problem, as these may increase the benefit of spatial developments

enormously. For this reason it is recommended to let risk analyses only be a part of e.g. a multi criteria analyses.

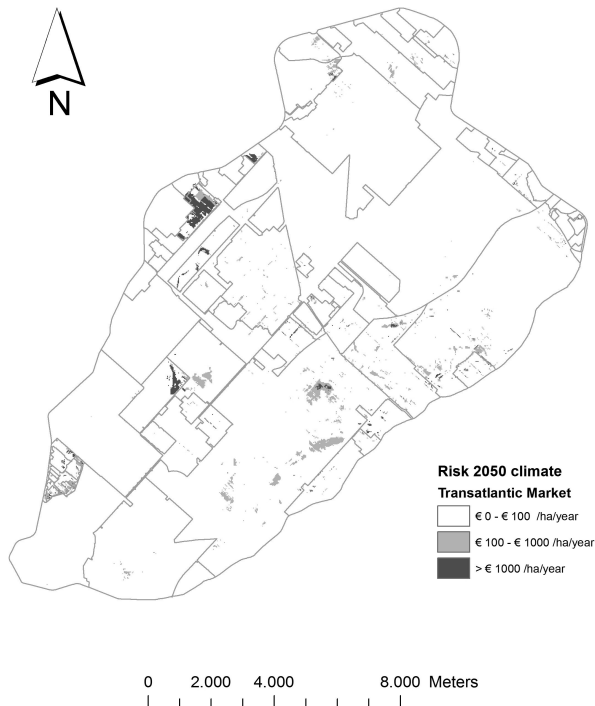


Figure 5 Risk map for 2050 climate scenario and land use scenario Transatlantic Market

Land use planning is in practice far more complex as they have to deal not only with flood problems, but with many other functions, like recreation, nature development and urbanization. The benefits of these developments cannot only be expressed in terms of flood risk reduction. The value of risk analysis for land use planners is therefore to give clear arguments on to what extent water authorities benefit from spatial developments, and to what extent they may expect water authorities to contribute to spatial developments.

REFERENCES

Apel H., Thielen A.H., Merz B., Blöschl G. (2004), Flood risk assessment and associated uncertainty, *Natural Hazards and Earth System Sciences* (2004) 4: 295–308;

Appelbaum, S. J. (1985). Determination of Urban Flood damage, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 111(3), 269-283;

- CPB (2003), four futures of Europe, Centraal Plan Bureau, Den Haag (in Dutch);
- Dutta D., Herath S., Musiaka M., (2003), A mathematical model to estimate flood loss estimation, *Journal of Hydrology* 277 (2003) 24-49;
- IPCC (2001), *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, Cambridge University Press;
- KNMI (2003), *Toestand van het klimaat in Nederland, de Bilt* (in Dutch);
- LEI (2004) *Land- en tuinbouw cijfers 2004*, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen, The Netherlands (In Dutch);
- NBW (2003), *Nationaal Bestuursakkoord Water*;
- Parker (2000) *Flood*, vol I-II, Routledge London;
- Penning-Rowsel E.C., Chatterton, J.B. (1977), *the benefits of flood elevation*. Saxon House, Farnborough;
- Penning-Rowsel E.C., Parker D.J., Harding D.M. (1986), *Floods and drainage*, Allen & Unwin, London;
- RIVM (2004), *Kwaliteit en Toekomst, verkenning van duurzaamheid, Milieu en Natuurplanbureau, RIVM, Bilthoven* (in Dutch);
- RIVM (2005), *Ruimtelijke beelden, Visualisatie van een veranderd Nederland in 2030*, RIVM, Bilthoven (in Dutch);
- RIZA (2003), *Handreiking watertoets, Lelystad* (www.watertoets.net);
- Smith, D. I.: (1994), 'Flood Damage Estimation – A Review of Urban Stage-Damage Curves and Loss Functions, *Water South Africa* 20, 231–238;
- Vis M., Klijn F., Bruijn K.M. de, Buuren M. van (2003), *Resilience strategies for flood risk management in the Netherlands*, *International Journal for River Basin Management* Vol. 1, No. 1 (2003), pp. 33–40;
- Vrijling J.K. (2001) *Probabilistic design of water defense systems in The Netherlands*, *Reliability Engineering & System Safety*, Vol. 74, Issue 3, 225-364;
- WB21 (2000), *waterbeleid voor de 21^e eeuw, advies van de commissie waterbeheer 21^e eeuw*; Den Haag;
- Zhai G., Fukuzono T., Ikeda S., (2005) *Modeling Flood Damage: Case of Tokai Flood 2000*, *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 41, nr 1, 77-92;

VIII Case Flevopolder

FLOOD RISK IMPACT OF SPATIAL DEVELOPMENTS, CLIMATE CHANGE, AND SUBSIDENCE: CASE STUDY IN THE NETHERLANDS

O.A.C.Hoes¹

ABSTRACT: Polder areas are vulnerable for inundations by extreme precipitation, as runoff may temporarily exceed the limited discharge capacity of drainage canals and pumping stations. This type of flooding is not life threatening, but can cause considerable economic damage. Furthermore, it is likely that frequency and damage of this type of flood events will increase in the future. The research question addressed in this paper is whether there is any need to improve the water system with respect to climate change, subsidence and spatial developments. To answer this question the case of the Flevo polder was studied. It will be shown that the risk increase of spatial developments, subsidence and climate change simultaneously is larger than the sum of the individual risk increase per category.

Keywords: climate change, spatial developments, subsidence, risk, impact, damage

INTRODUCTION

The Netherlands has been created after centuries of land reclamation, water management, and drainage induced land subsidence in the Delta of three rivers: The Rhine, The Meuse, and the Scheldt. Large parts of the present landscape are below mean sea level, and need protection against the sea by dunes and levees (See Figure 1). Furthermore, each area is equipped with a network of canals, weirs and pumping stations to discharge excess rainfall.

A polder water system is functioning well when it is able to withstand high outside water levels and discharge excess rainfall to the sea. The system fails when inundations occur by e.g. dike collapses or high (ground) water levels caused by extensive precipitation in combination with limited discharge capacities.

Rainfall induced floods occurred rather frequently in recent years in the Netherlands (1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2004). This type of flooding in

¹ In press

polder areas is not life threatening, but can be extremely frustrating when the same farmer sees his harvest washed away in consecutive years. Furthermore, it is likely that in the future these types of flood events will happen more often, and cause more damage than nowadays. The frequency of flooding is expected to increase because of climate change. Besides, the damage in case of an event will increase due to an intensification of land use and shifts towards more expensive land use functions.

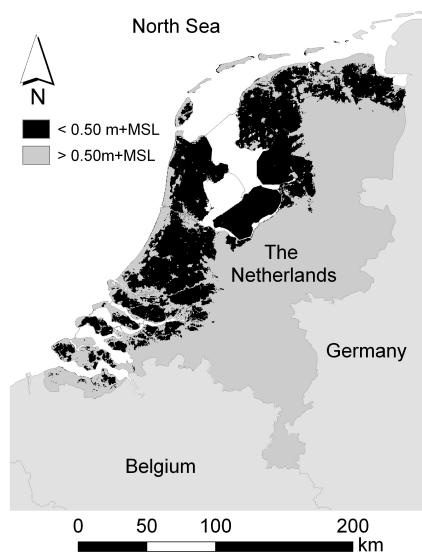


Figure 1 The Netherlands: in black the areas below 0.50m+mean sea level that would be flooded without dikes, dunes and pumping stations

This (potential) sequence of events has started a discussion in the Netherlands whether discharge capacities currently available should be reviewed and adapted. One of the problems recognized is that the improvement of existing systems is more difficult than adapting design rules for new water systems. The necessity is determined by the robustness of the present system, the potential damage to be prevented, and financial possibilities of water authorities to invest in measures.

The research question addressed in this paper is whether there is any need to improve the water system with respect to climate change, subsidence and spatial developments. To answer this question we need to know what the increase in damage will be and whether it is worthwhile to invest in measures to reduce the risk of flooding. Perhaps these measures themselves are more expensive than the flood damage.

To answer this question a detailed case study has been conducted for the Flevo polder. This 97,000 ha polder is the largest in the Netherlands; it was selected because land use in the polder is diverse and changing rapidly compared to other locations in the Netherlands. For this area a detailed risk assessment was made, using a combination of hydrological models, Geographical Information Systems (GIS) and depth–damage functions.

FLOOD RISK

In an optimal water system there is equilibrium between costs and benefits. In other words, flooding causing damage may occur now and then in this system, but will not be a real problem as long as extra costs for measures for a better system are equal or larger than the damages prevented by these measures (please note again that this paper discusses flooding caused by extensive rainfall, which do not result in human casualties). If a too extraordinary meteorological event is used to design the dikes, canals and pumping stations, a too expensive water system will be the result. So, there is always a certain risk of flooding that we have to accept. This risk is defined as the probability of a flood multiplied by the consequences in case of failure, and is equal to the expected annual damage (EAD) (USACE, 1996; Penning-Rowsell, 2003). The exact procedure to determine the risk of flooding depends on the type of water system studied. In general, flooding risks for river and sea systems have been studied regularly (Vrijling, 2001; Vis, 2003; Apel, 2004). Polder systems in relation to extensive rainfall are much less studied.

To evaluate the Flevo polder water system a detailed lumped rainfall-runoff model of the water system was made. With this model, 188 years of historic (hourly!) rainfall and daily evaporation records were introduced to determine 188 years of water levels. Such long term simulations are still uncommon for most Dutch polder water systems, as still not long ago computation times to determine the probability distribution functions were considerable (weeks!). However, present data availability, available computer simulation models and the possibility to have computers performing parallel calculations make long term continuous simulations applicable on a large and detailed scale. The probability distribution functions were determined by fitting a Gumbel distribution through the annual maxima of water levels for each location in the model.

To estimate the damage for all possible floods a unit-loss model was made. In our model only direct, first order damage was assessed, which is caused by physical contact with water. Higher order, indirect and intangible damage was neglected, as it is usually small compared to direct damage for small-scale inundations. Furthermore, it is relatively difficult to estimate indirect

damages as these depend on many more factors than high water levels (Penning-Rowsell, 1986; Parker, 2000).

A unit-loss model counts items categorized in terms of relevant units. The relevant units were defined according to the land use functions of Table 1 in raster cells of 25*25 m. The maximum damage per item was based on data from the Dutch Agricultural Economics Research Institute (LEI, 2004). The fraction of damage assigned to every item was calculated with depth-damage functions (See Figure 2).

Table 1 Maximum damage per land use class

Land use class	Damage function	Maximum damage
Water	-	€ 0.- /ha
Nature	-	€ 0.- /ha
Pastures	II	€ 1,000.- /ha
Arable crops	I	€ 2,500.- /ha
Horticulture, flower bulbs	I	€ 25,000.- /ha
Orchards	I	€ 100,000.- /ha
Main (rail) roads	III	€ 100,000.- /ha
Residential buildings	III	€ 225,000.- /ha
Industrial areas	III	€ 500,000.- /ha

There is much literature about depth-damage functions, basically indicating that much is still unknown (e.g. Penning-Rowsell, 2003; Appelbaum, 1985; Smith, 1994; Zhai, 2005). This is not surprising if one considers that even after real floods actual damages are difficult to assess. Many of the existing functions focus on damage to buildings and do not incorporate damage to for example crops caused by high ground water levels. We modelled 3 depth-damage functions incorporating both high ground and surface water levels. The first function reflects arable and horticultural crops that are vulnerable for high ground water levels, as flower bulbs and potatoes. The second function represents grass that may be flooded now and then, as long as the duration stays limited to several days. The last function represents damage to buildings, green houses and roads, with damage becoming significant when surface becomes flooded with several decimeters, as many buildings and roads are constructed roughly 30 centimeters above the surrounding surface level.

Determination of a proper depth damage function usually invokes a lot of discussion and limits the accuracy of the absolute risk. The applied model does not make any sub-distinctions in flood durations or seasons, or between new expensive urban areas and old houses without real economic value. However, when these functions are applied consistently, comparisons between different scenarios are possible and some impreciseness is acceptable.

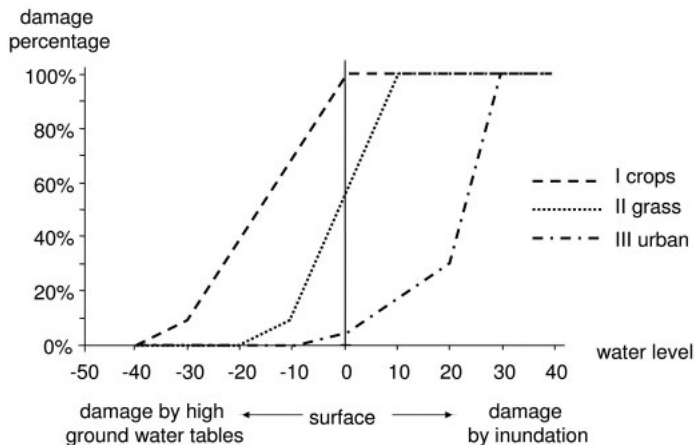


Figure 2 Depth damage functions

CASE STUDY FLEVO POLDER

The Flevo polder is a 97,000 ha large polder situated in the IJsselmeer lake in the centre of the Netherlands (Figure 3). The polder was constructed in two phases. In the 1950-1957 period the 54,000 ha North-East part of the Flevo polder was constructed; the second 43,000 ha South-East part was realized between 1959 and 1968.

The polder area includes two cities for which the first houses were built in 1976. Lelystad was founded in 1980 (currently with 72,000 inhabitants) and Almere was founded in 1984 (180,000 inhabitants). It is a national policy that the city of Almere may build 45,000 houses until 2030. Furthermore, a famous wetland area of 60 km² is located in the polder. This area accommodates amongst others some 30 rare bird species and a game population of 3,000 animals.

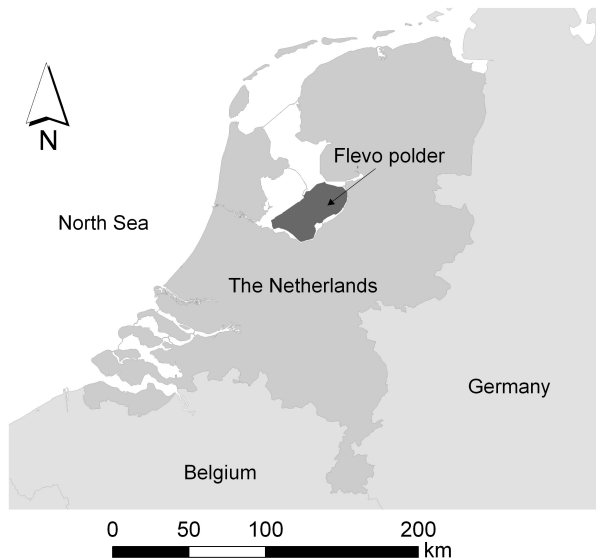


Figure 3 Location of the Flevo polder in the Netherlands

Climate change

The earth's average temperature is slowly increasing due to increased emission of green house gasses in the last decades. The exact consequences of this temperature rise are uncertain, but worldwide climatologists agreed upon possible severe changes in climate. For the Netherlands it is expected that the future will bring warmer summers, increased precipitation in winter and more severe and frequent extreme precipitation events. To be able to analyze the potential impacts of climate change, the Royal Dutch Meteorological Institute at The Bilt has formulated climate change scenarios for temperature rises of 1, 2 and 4 degrees (See Table 2). All water boards in the Netherlands agreed to use a climate scenario in which the average temperature will rise with 1 degree ($\Delta T = 1^\circ\text{C}$) in 2050 (NBW, 2003). For our simulations we adapted the rainfall and evaporation series according to changes in Table 2.

Spatial developments

The damage in case of flooding over time is influenced by spatial developments. For example, the potential damage increases when an agricultural area is changed to horticulture. Furthermore, a change in spatial planning may – besides potential damage - also increase the probability of flooding. An increase of the paved surface by urbanisation will decrease the

possibility of rainfall to infiltrate and increase the rapid runoff to surface water, what may alter the flood extent in case of extreme precipitation.

Table 2 Expected consequences of a global temperature rise (Können, 2001)

	$\Delta T=0.5^{\circ}\text{C}$	$\Delta T=1^{\circ}\text{C}$	$\Delta T=2^{\circ}\text{C}$
Yearly precipitation	+1.5%	+3%	+6%
Summer precipitation	+0.5%	+1%	+2%
Winter precipitation	+3%	+6%	+12%
Intensity in showers	+5%	+10%	+20%
Evaporation	+2%	+4%	+8%
Sea level rise	+10 cm	+25 cm	+45 cm

In the case study, four maps each showing a possible future economic scenario (Global Economy, Transatlantic Market, Strong Europe, and Regional Communities) were used to estimate the influence of future developments in the Flevo polder on the risk of flooding (See Figure 4). The bases of these scenarios were developed by the Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis; they describe four futures of Europe (CPB, 2003). The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) has included sustainability aspects of the four scenarios (RIVM, 2004) and translated them to land use maps for the Netherlands in 2040 (RIVM, 2005). The translation from spatial impressions of the Netherlands to spatial impressions of the Flevo polder was done by combining the RIVM data with maps from the Dutch National Mapping Agency (TOP10NL), Centre for Geo Information (LGN), and maps of the Municipalities.

According to these scenarios, both the rural and urban environment will change thoroughly during the next decades. Each scenario shows a deterioration of present arable areas and an expansion of built-up areas, depending upon the degree of government protection assumed in a scenario (See Table 3). Fairly large areas of arable farming will be superseded by horticulture in the Global Economy scenario. In total agriculture (meadows, arable land, and horticulture) will remain dominant, but the expectation is, to stay ahead of East-European competitors, the more expensive crops have to be cultivated more closely together. A large lake in the Flevo polder is foreseen in the Strong Europe scenario. Less development takes place with the Transatlantic Market scenario, in which agricultural areas are replaced with pastures

Table 3 Surface in km² of different types of land use per scenario in 2040

	Present land use	Global Economy	Strong Europe	Transatlantic Market	Regional Communities
Water	50	60	100	50	50
Nature	240	260	260	250	260
Meadows	90	180	230	120	260
Arable land	460	200	180	390	210
Horticulture	20	80	30	-	30
Built-up areas	110	190	170	160	160
Total	970	970	970	970	970

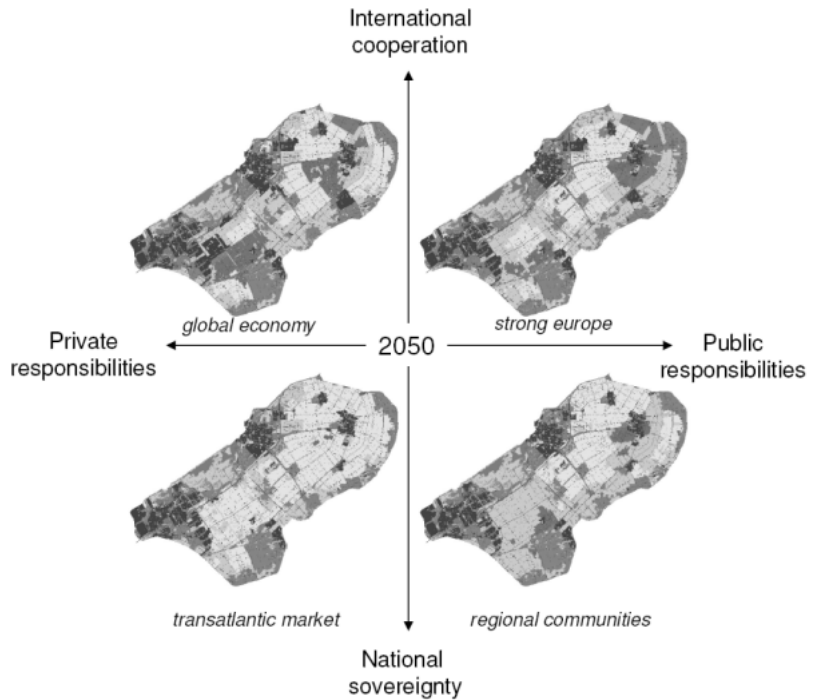


Figure 4 Four future spatial maps of Flevo polder

Subsidence

The surface of the Flevo polder is located at -4.4 m MSL. At the time of construction was already known, that the surface would descend several decimetres as a result of the sudden drop in ground water tension. To compensate for this surface subsidence at the same target levels, all canals were constructed deeper than necessary. To analyze the effect of subsidence on the expected annual damage the calculations were repeated with an adapted digital elevation model of the polder. Figure 5 shows the expected subsidence in the coming 50 years. The subsidence is considerable because of the relatively young age of the polder. The expected lowering of the surface until 2050 amounts from 2 to 12 cm in the North Eastern part of the polder. In the South Western part the lowering amounts from 20 up to 35 cm (Figure 5).

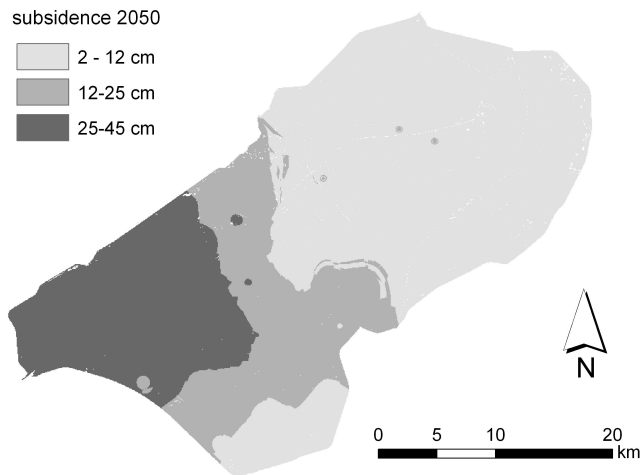


Figure 5 Expected subsidence until 2050

RESULTS AND DISCUSSION

The results of simulated scenarios are summarized in table 4. The risk in the Flevo polder amounts to nearly M€ 1.0 a year in the present situation (taking into account land use, elevation and climate). The results show that the increase in risk due to climate change ($\Delta t=1^\circ$ in 2050) was estimated at M€ 1.7 a year (70 %), whereas the expected increase of the rainfall intensities was only about 10% (See table 4). The larger increase of risk can be explained by the fact that the return periods of heavy rainfall events (and floods) decrease more than the 10% change in intensity; extreme events will happen more frequently. Analyses of the data show that this risk increase is

not homogeneous and shifts particularly to less robust areas within the water system of the polder.

An increase in built-up areas and shifts in agriculture (not taking into account climate change and subsidence) causes an increase in risk from M€ 1.0 to M€ 1.5 up to M€ 1.9 depending on the scenario, as damage for similar events becomes larger. This increase is of the same order of magnitude as the increase in risk due to climate change ($\Delta t=1^\circ$ in 2050).

The simulations show that the increase in risk because of subsidence is normative compared to climate change and spatial developments. The main explanation for this result is that when the surface subsides, target water levels are maintained at present levels, as these are defined in relation to Mean Sea Level and not to land surface levels (which was the reason to construct deep canals some 40 years ago). In practice, subsidence will never end, as target levels have to be revised at minimum once every ten years by law.

Table 4 Expected annual damage in M€/year per scenario in the Flevo polder

Spatial Scenario	present climate (2005)		$\Delta t=+1^\circ\text{C}$ (2050)	
	present elevation	+ subsidence	present elevation	+ subsidence
Present Land Use	1.0	3.2	1.7	5.2
Global Economy	1.6	7.3	2.6	11.3
Strong Europe	1.5	6.6	2.2	9.2
Transatlantic Market	1.6	5.9	2.6	9.7
Regional Communities	1.9	7.5	3.0	11.0

The combined effect of spatial developments and climate change is worse than the sum of their separate effects. To take one example, the shift from present land use towards regional communities combined with climate change and subsidence shows this combined effect:

1. The risk increase by climate change, at present land use and elevation, amounts M€ 0.7/year (See table 6);
2. The risk increase by spatial development from present land use towards regional communities, at present climate and elevation, is M€ 0.9/year;

3. The risk increase by subsidence, at present land use and climate, is M€ 2.2/year.

So the sum of their separate effects (M€ 0.7/year + M€ 0.9/year+ M€ 2.2/year) is M€ 3.8/year. When simulated together the increase in risk amounts to M€ 10.0/year, which is larger. This effect of a larger risk increase when combining processes is visible in all scenarios studied. The cause of the influence of combining effects is the multiplication of probability and consequences.

The spatial variation of risk over the area ranges from € 0 to €10,000 per hectare per year (See Figure 6). The risk spread throughout the area shows vulnerable and robust areas. This kind of maps showing the spatial risk pattern is very useful to explain to several stakeholders (citizens, politicians, usually not being engineers) that impacts of climate change and differences between land use options are not similar for each plot within a polder. Risk patterns are not homogeneous.

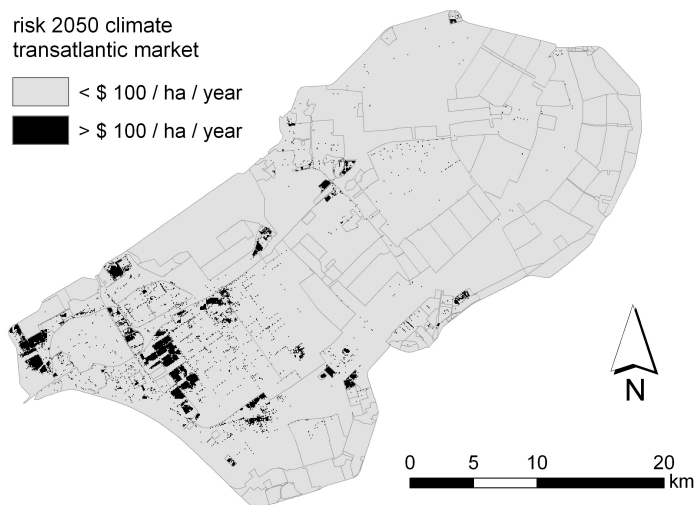


Figure 6 Risk map for scenario *Transatlantic Market*, 2050 climate and subsidence

CONCLUSION

The research question addressed in this paper was whether there is any need to improve the water system with respect to climate change, subsidence and spatial developments. To answer this question we need to know what the increase in damage will be and whether it is worthwhile to invest in measures to reduce the risk of flooding.

This paper has outlined a method for estimating the risk of flooding due to precipitation under different scenarios. The case study of the Flevo polder showed that the impact of climate change, will increase the risk significantly, but that, depending on the scenario, changes of the land use may have more influence. However, normative is the increase caused by subsidence.

Limitations of the methodology presented are the influence of uncertainties in the data used and taking into account only direct damage. Ignoring indirect damage may become a problem, as avoiding these risks may increase the benefit of spatial developments enormously. For this reason it is recommended to include risk analyses only as a part of decision making procedures, to prevent measures that are absolute unfeasible.

Although the results of this study are based on future scenarios, which do not show the 'real' future, the case study clearly shows the feasibility of this type of analysis. The results allow stakeholders to monitor spatial developments in polder systems and anticipate on the effects of possible future developments on their water systems in terms of risks, costs and benefits. An important result of this study is that it is vital to take into account the combined risks of future developments. It was clearly shown that the sum of the individual risks of the three categories climate change, land use and subsidence was lower than the combined risks when taking into account all three categories simultaneously, in all scenarios. Thus, despite all uncertainties, it is certain that any decision making process concerning future water management aimed at risk reduction should not be based on separate tracks of analysis, as this will tend to underestimate risks.

REFERENCES

- Apel H., Thielen A.H., Merz B., Blöschl G. (2004), Flood risk assessment and associated uncertainty, *Natural Hazards and Earth System Sciences* (2004) 4: 295–308;
- Appelbaum, S. J. (1985). Determination of Urban Flood damage, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 111(3), 269-283;
- CPB (2003), *four futures of Europe*, Centraal Plan Bureau, Den Haag (in Dutch);
- Können G.P. (2001). *Climate scenarios for impact studies in the Netherlands*. Royal Netherlands Meteorological institute, De Bilt, the Netherlands.
- LEI (2004) *Land- en tuinbouw cijfers 2004*, Landbouw Economisch Instituut, Wageningen, The Netherlands (In Dutch);
- NBW (2003), *Nationaal Bestuursakkoord Water* (in Dutch);

- Parker (2000) Flood, vol I-II, Routledge London;
- Penning-Rowsel E.C., et.al. (2003), the benefits of flood and coastal defence: techniques and data for 2003. Flood Hazard Research Center;
- Penning-Rowsel E.C., Parker D.J., Harding D.M. (1986), Floods and drainage, Allen & Unwin, London;
- RIVM (2004), Kwaliteit en Toekomst, verkenning van duurzaamheid, Milieu en Natuurplanbureau, RIVM, Bilthoven (in Dutch);
- RIVM (2005), Ruimtelijke beelden, Visualisatie van een veranderd Nederland in 2030, RIVM, Bilthoven (in Dutch);
- Smith, D. I.: (1994), 'Flood Damage Estimation – A Review of Urban Stage-Damage Curves and Loss Functions, Water South Africa 20, 231–238;
- USACE (1996), Risk based analysis for flood damage reduction studies, manual 1110-2-1619, U.S. Army Corps of Engineers, Washington
- Vis M., Klijn F., Bruijn K.M. de, Buuren M. van (2003), Resilience strategies for flood risk management in the Netherlands, International Journal for River Basin Management Vol. 1, No. 1 (2003), pp. 33–40;
- Vrijling J.K. (2001) Probabilistic design of water defense systems in The Netherlands, Reliability Engineering & System Safety, Vol. 74, Issue 3, 225-364;
- Zhai G., Fukuzono T., Ikeda S., (2005) Modeling Flood Damage: Case of Tokai Flood 2000, Journal of the American Water Resources Association, Vol. 41, nr 1, 77-92;

Curriculum Vitae

Olivier Hoes is geboren op 12 november 1972 te Haarlem. Na het doorlopen van het VWO tussen 1986-1991 aan het Lyceum Sancta Maria te Haarlem studeerde hij Weg- en Waterbouwkunde aan de HTS Haarlem. Tijdens deze studie liep hij stage bij het missieziekenhuis R.S. st. Elisabeth te Lela op het door een zware aardbeving getroffen eiland Flores in Indonesië. In het ziekenhuis hielp hij bij de wederopbouw van verschillende afdelingen. In juli 1995 haalde hij met lof het ingenieursdiploma, waarna hij terug ging naar het ziekenhuis op Flores. In september 1997 begon hij zijn studie Civiele Techniek aan de Technische Universiteit Delft. In februari 2001 studeerde hij met lof af in de richting land- en waterbeheer. Zijn afstudeerwerk betrof onderzoek naar of met operationeel beheer de waterkwaliteit in boezemstelsels is te beïnvloeden.

Van februari 2001 tot februari 2003 heeft hij gewerkt voor Nelen en Schuurmans BV en HBG-Civiel. In maart 2003 startte hij zijn promotieonderzoek naar het risico van wateroverlast in polders. In die functie verzorgde hij tevens diverse colleges op het gebied van waterbeheer in polders en civiele techniek in ontwikkelingslanden. Zijn onderzoek werd parallel uitgevoerd met werkzaamheden voor Nelen en Schuurmans BV op het gebied van waterbeheer.