

Waarderen van water in een regionaal watersysteem

Stijn Reinhard
Jan van Bakel (Alterra)
Aris Gaaff
Karel van Bommel

Projectcode 62610

Juni 2004

Rapport 4.04.03

LEI, Den Haag

Het LEI beweegt zich op een breed terrein van onderzoek dat in diverse domeinen kan worden opgedeeld. Dit rapport valt binnen het domein:

- ☐ Wettelijke en dienstverlenende taken
- ☐ Bedrijfsontwikkeling en concurrentiepositie
- ☐ Natuurlijke hulpbronnen en milieu
- ☒ Ruimte en Economie
- ☐ Ketens
- ☐ Beleid
- ☐ Gamma, instituties, mens en beleving
- ☐ Modellen en Data

Waarderen van water in een regionaal watersysteem

Reinhard, A.J., P.J.T. van Bakel, A. Gaaff en K.H.M. van Bommel

Den Haag, LEI, 2004

Rapport; 4.04.03; ISBN 90-5242-920-0; Prijs € 18,- (inclusief 6% BTW)

87 p., fig., tab., bijl.

Dit rapport betreft het ontwikkelen van een methode om water in een regionaal watersysteem te kunnen waarderen. De economische context van de waardebeoordeling van water is beschreven, waarbij de kenmerken van water als economisch goed een rol spelen. Op basis hiervan is een kader voor de waardebeoordeling geformuleerd, ontleend aan de welvaartstheorie. De waarde van water kan alleen voor een specifieke situatie worden bepaald. Hiertoe wordt een casestudy uitgewerkt. In het casestudygebied wordt een maatregel doorgerekend om de piekafvoer te reduceren door het water langer bovenstrooms vast te houden. Een economische analyse van de afweging tussen vermeden schade benedenstrooms en kosten bovenstrooms is uitgewerkt. De veranderingen ten gevolge van de maatregel in het casestudygebied zijn gewaardeerd. De resultaten van de casestudy tonen aan dat het ontwikkelde raamwerk geschikt is om water te waarderen in een regionaal watersysteem.

Bestellingen:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: publicatie.lei@wur.nl

Informatie:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: informatie.lei@wur.nl

© LEI, 2004

Vermenigvuldiging of overname van gegevens:

- ☒ toegestaan mits met duidelijke bronvermelding
- ☐ niet toegestaan



Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO-NL) van toepassing. Deze zijn gedeponneerd bij de Kamer van Koophandel Midden-Gelderland te Arnhem.

Inhoud

	Blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1. Inleiding	13
1.1 Ontwikkelingen in het waterbeheer	13
1.2 Achtergrond	14
1.3 Probleem- en doelstelling	15
1.4 Afbakening	16
2. Economische context	17
2.1 Waarden van water	17
2.2 Welvaartstheorie	18
2.3 Totale economische waarde	21
2.4 Methoden om de waarde van water te bepalen	25
2.5 Inventarisatie analysemodellen	27
2.5.1 Rol analysemodellen in economisch onderzoek	27
2.5.2 Partiële methoden	28
2.5.3 Integrale methoden	30
2.6 Plaatsbepaling van dit onderzoek	32
3. Het raamwerk	33
3.1 Raamwerk en afbakening	33
3.2 Variabelen van het watersysteem	38
3.2.1 Grond- en oppervlaktewaterstand	38
3.2.2 Hydrologisch model	38
3.3 Goederen en diensten	41
3.3.1 Droge voeten	41
3.3.2 Agrarische producten	41
3.3.3 Industriële producten	42
3.3.4 Transport	42
3.3.5 Afvaltransport	42
3.3.6 Recreatie	43
3.3.7 Drinkwater	43
3.3.8 Natuur	43
3.4 Operationalisering van de waardering	44
3.4.1 Actoren	44
3.4.2 Grondgebruik	45
3.4.3 Ruimtelijk schaalniveau (GIS)	46

	Blz.
3.5 Overzicht en samenvatting	47
4. Beschrijving van de case Gemert-Bakel	48
4.1 Inleiding	48
4.2 Hoogwater rond Den Bosch	48
4.3 Beleidsvarianten voor het gebied	48
4.4 Hydrologische consequenties van de ingrepen	50
4.5 Hydrologische consequenties van de ingrepen	51
5. Economische uitwerking van de case	52
5.1 Uitwerking van de afweging	52
5.2 Efficiënte piekreductie	53
5.3 Schade door wateroverlast in Den Bosch	55
6. Case Gemert-Bakel in raamwerk	58
6.1 Variabelen van het watersysteem	58
6.2 Goederen en diensten	58
6.2.1 Droge voeten	59
6.2.2 Agrarische producten	62
6.2.3 Industriële producten	65
6.2.4 Transport	65
6.2.5 Afvaltransport	65
6.2.6 Recreatie	66
6.2.7 Drinkwater	66
6.2.8 Natuur	66
6.3 Baten benedenstrooms	68
6.4 Overzicht van kosten en baten	70
6.5 Conclusies	71
7. Conclusies en aanbevelingen	74
7.1 Conclusies	74
7.2 Discussie	74
7.3 Aanbevelingen	75
Literatuur	78
Bijlagen	83
Bijlage 1 Analyse landbouwgewassen	83
Bijlage 2 Grondgebruiktypen	85
Bijlage 3 Het begrip schade	87

Woord vooraf

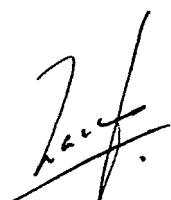
Binnen het Nederlandse waterbeleid is sprake van een cultuuromslag. Deze werkt ook door in het wateronderzoek. In verschillende nota's is de vraag verwoord naar meer gamma onderzoek en bèta-gamma integratie. Het LNV-programma 'Integraal Waterbeheer' heeft invulling gegeven aan deze behoefte, onder andere door voorliggend onderzoek. In dit rapport wordt een methode uitgewerkt en getest om de verschillende en conflicterende waarden van water in het landelijk gebied te bepalen en af te wegen.

Het doel van deze studie is om een kader te ontwikkelen voor het bepalen van de waarde van water dat kan worden toegepast in vervolgonderzoek. Tussenresultaten van dit onderzoek zijn bijvoorbeeld gebruikt voor het rapport 'Blauwe diensten'.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Wino Aarnink is opgetreden als contactpersoon.

Het rapport is een resultaat van bèta-gamma integratie; het LEI en Alterra hebben het project gezamenlijk uitgevoerd. Vanuit het LEI hebben Stijn Reinhard (projectleiding), Aris Gaaff en Karel van Bommel aan dit rapport meegewerkt. Tom Kuhlman en Marcel Betgen hebben de economische GIS-bewerkingen uitgevoerd. De inbreng van Alterra is geleverd door Jan van Bakel en Walter Immerzeel.

De ontwikkelde methodiek is in de casestudy Gemert-Bakel getest. Hiertoe hebben de onderzoekers, onafhankelijk van het waterschap Aa en Maas, een pakket maatregelen samengesteld om water langer bovenstrooms vast te houden. Bij de afronding van het onderzoek is dankbaar gebruikgemaakt van het deskundige commentaar van René de Louw van dit waterschap op een eerdere versie van dit rapport.



Prof.dr.ir. L.C. Zachariasse
Algemeen Directeur LEI B.V.

Samenvatting

Achtergrond

In de omgang met water ziet Nederland zich voor problemen gesteld. Door het broeikaseffect rekenen we met een versnelde stijging van de zeespiegel, waardoor de problemen van afwatering worden vergroot. Door bevolkingsgroei en economische groei neemt de druk op de ruimte toe, waardoor zowel waterberging als natuur in de knel komen.

Probleemstelling

Gezien de veranderingen in het watersysteem en in de maatschappelijke wensen ten aanzien van het watersysteem is het de vraag of het huidige watersysteem effectief en efficiënt is. Daarom is nagegaan of een andere allocatie van water tot een grotere welvaart leidt. De welvaart is maximaal als water wordt ingezet overeenkomstig zijn waarde.

De doelstelling van dit project is het ontwikkelen van een kader om de waarde van water te bepalen in het landelijk gebied. Het kader is geconcretiseerd door middel van een casestudy. Aan de hand van de op deze wijze bepaalde waarden van water is geanalyseerd of de allocatie van water efficiënt is in deze case.

Water heeft geen marktprijs

De menselijke waardering van water kent vele facetten, van economisch belang tot ecologische waarde en van overlast en risico's tot belevingswaarde van water. Een probleem bij het kwantificeren van de verschillende waarden van water is dat deze zelden expliciet worden gemaakt. Ook is er geen volkomen markt van water, zodat de prijs over het algemeen niet gelijk is aan de waarde. Water is geen homogeen goed, de toekenning van eigendomsrechten is moeilijk, het aanbod is onzeker en de waarde is negatief in het geval van overstromingen.

Het theoretisch kader van het bepalen van de waarde van water in deze studie wordt geleverd door de welvaartseconomische theorie. Welvaart kan worden omschreven als het verschil tussen de baten die mensen ontleen aan het gebruik van goederen en diensten en de kosten die worden gemaakt om deze goederen en diensten te produceren. Bij goederen en diensten gaat het niet alleen om tastbare goederen en diensten, maar ook om minder tastbare zaken zoals rust, veiligheid of landschappelijke kwaliteit.

Afweging van watervraagstukken

De economische waarde van water hangt af van de (alternatieve) aanwending ervan. Bij waterprojecten spelen veel ongelijksoortige aspecten mee, waardoor de afweging een complexe zaak is. Om deze ongelijksoortige aspecten onder één noemer te brengen worden deze aspecten naar economische waarden vertaald. Om tot een afweging te komen zijn analysemodellen ontwikkeld. In dit rapport baseren we ons op maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA).

Raamwerk voor waardering van veranderingen in regionaal watersysteem

Voor het analyseren van de waarde van water gebruiken we een raamwerk dat is gebaseerd op de causale keten van ingrepen in het regionale watersysteem. We starten met een voorgenomen ingreep in het regionale watersysteem en gaan na hoe de verschillende variabelen van het regionale watersysteem worden beïnvloed. Deze variabelen beïnvloeden op hun beurt weer het watergebruik en de waterdiensten. Deze veranderingen kunnen worden gewaardeerd. Ten slotte wordt de verandering van de waardering geëvalueerd, waarna kan worden besloten de ingreep aan te passen. De hier gevolgde benadering beperkt zich tot fysieke ingrepen in het regionale watersysteem.

Goederen en diensten die samenhangen met water zijn in het raamwerk onderscheiden. Voor ieder watergoed of waterdienst is er een passende manier om de verandering monetair te waarderen. Om de waardering te operationaliseren is het noodzakelijk om de producenten en consumenten van de goederen en diensten - dit zijn de actoren die afhankelijk zijn van het regionale watersysteem - in kaart te brengen. Hiervoor is een koppeling nodig tussen de ruimtelijke informatie over het watersysteem en de goederen en diensten. Deze koppeling is door middel van grondgebruik gemaakt. Dit sluit aan bij de wijze waarop hydrologische gegevens beschikbaar zijn, namelijk via een fijnmazig (grid)systeem.

De belangrijkste hydrologische gegevens zijn berekend met het model SIMGRO. Dit model beschrijft de stroming in de verzadigde zone, de onverzadigde zone en het oppervlaktewater. Per locatie vindt vervolgens een berekening plaats, door van alle grondgebruiksvormen de bijbehorende veranderingen in goederen en diensten te waarderen. Vervolgens wordt gesommeerd over alle locaties en alle goederen om tot een regionale waardering te komen.

Casestudy langer vasthouden van water in Gemert-Bakel

In deze case staat het conserveren van water centraal om piekafvoeren te vermijden. Tijdens de hoogwaterperiode van begin 1995 ontstonden er problemen met de afwatering rondom Den Bosch. Het waterschap Aa en Maas heeft als doelstelling de piekafvoeren met 50% te reduceren, de helft door middel van het langer vasthouden van water bovenstrooms en de andere helft via het bergen van water, om daarmee de kans op overstromingen benedenstrooms (met name Den Bosch) sterk te reduceren. Dit is conform de voorkeursvolgorde van de WB21 (waterbeheer in de 21ste eeuw)-trits: vasthouden-bergen-afvoeren. In onze voorbeeldstudie is één mogelijke variant doorerekend: het optrekken

van alle in het gebied aanwezige stuwen tijdens perioden met hoge afvoeren tot 10 cm beneden maaiveld.

Vooraf extra waterschade bovenstrooms voor woningen en bedrijven

De belangrijkste hydrologische variabelen in de casestudy zijn de grondwaterstand en de inundatiekans. De kosten en baten die samenhangen met het effect van de grondwaterstand op goederen en diensten betreffen met name agrarische productie. De opbrengst van gewassen is afhankelijk van het grondwaterstandverloop. Zowel te hoge als te lage niveaus van het grondwaterstandverloop leiden tot een opbrengstreductie ten opzichte van het ideale peil.

Op grond van de berekende waarden van productieverandering in de landbouw en van verandering in de inundatiekansen is een overzicht van kosten en baten gemaakt. De nettokosten van de doorgerekende maatregelen bovenstrooms bedragen bijna 8 miljoen euro per jaar voor het casestudygebied; tegenover 9 miljoen euro aan brutokosten staan 1 miljoen baten bovenstrooms als gevolg van verminderde droogteschade in de landbouw.

De vermeden schaden benedenstrooms liggen grofweg tussen de 50.000 euro en de half miljoen euro per jaar. In onze berekeningen is alleen de schade in Den Bosch gekwantificeerd. Als we uitgaan van grote gevolgen van het broeikas effect en van de zeespiegelstijging op het regionale watersysteem dan zijn de baten anderhalf miljoen euro per jaar. De baten staan in geen verhouding tot de kosten van de maatregelen. Dit betekent dat conform het ontwikkelde kader de maatregelen bovenstrooms moeten worden aangepast (bijvoorbeeld door schade aan kapitaalintensieve grondgebruiksvormen te beperken).

Verhogen stuwen effectief maar niet efficiënt

De in dit rapport uitgewerkte maatregelen om 25% piekreductie te realiseren, door middel van het langer vasthouden van water via het optrekken van alle in het gebied aanwezige stuwen tot 10 cm beneden maaiveld, zijn effectief. In plaats van de beoogde 25% reductie wordt door deze maatregel 40% reductie gehaald. Wel zullen aanvullende maatregelen, zoals het bergen van water, nodig zijn om halvering van de piekafvoer te realiseren in Gemert-Bakel. De volgende vragen vloeien hier uit voort:

- Zijn de maatregelen efficiënt?

Het lijkt zeer aannemelijk dat optrekken van de ene stuw meer kosten (schade) met zich meebrengt dan de andere. Enige variatie in het optrekken van de stuwen, gelet op de mogelijke schade bij kapitaalintensief grondgebruik, lijkt een goedkopere oplossing;

- Is de bereikte piekreductie effectief?

De kosten van reductie van de piekafvoer zijn veel groter dan de berekende baten. De berekende piekafvoer is niet effectief in het verminderen van schade door wateroverlast. Hierbij speelt ook een rol dat de afvoer van de Aa maar voor een deel debet is aan de wateroverlast rond Den Bosch. Ook de piekafvoeren van andere rivieren zullen moeten worden verminderd;

- *Is de bereikte piekreductie efficiënt?*

De bereikte piekreductie is niet efficiënt, kleinere reductiepercentages leiden tot een gunstigere verhouding van kosten en baten. De economisch optimale piekreductie is dus kleiner dan 40%. Ook is het goed mogelijk dat het vasthouden van water in het stroomgebied van de Dommel minder kosten met zich meebrengt dan in Gemert-Bakel.

Kwantitatieve trits Vasthouden - Bergen - Afvoeren niet efficiënt

De voorgestelde piekreductie van 25% door het langer vasthouden van water bovenstrooms is effectief maar niet efficiënt voor het terugdringen van de wateroverlast benedenstrooms. Bovendien moet nog eens 25% piekreductie via bergen van water worden uitgevoerd. Gegeven de kostencurve van piekafvoerreductie is een kleinere vermindering van de piekafvoer efficiënter. Hieruit kunnen we concluderen dat het langer vasthouden van water bovenstrooms slechts voor een deel van de wateroverlastproblematiek efficiënt is. Een efficiënte oplossing voor de wateroverlast benedenstrooms moet worden gezocht in een combinatie van technische en ruimtelijke maatregelen samen met economische instrumenten.

Conclusie

In dit rapport is een raamwerk ontwikkeld om water te kunnen waarderen in een regionaal watersysteem. Het raamwerk is gebaseerd op de welvaartstheorie. Om de waarde te kunnen bepalen, is het nodig de effecten van voorgenomen veranderingen te bepalen en te waarderen. Het ontwikkelde raamwerk is toepasbaar gebleken in de case Gemert-Bakel.

Om de maatschappelijke kosten en baten van waterbeheer eenduidig te bepalen, is het noodzakelijk dat breedgedragen richtlijnen worden vastgelegd.

1. Inleiding

1.1 Ontwikkelingen in het waterbeheer

In de omgang met water ziet Nederland zich al eeuwen geplaagd voor dezelfde problemen: bescherming tegen overstromingen, zorg voor voldoende water van aanvaardbare kwaliteit voor huishoudens en bedrijven, afvoer en zuivering van afvalwater, regeling van het juiste waterpeil voor de landbouw (en ander grondgebruik in het landelijk gebied), het beheer van vaarwateren voor de scheepvaart, en het behoud van natuurlijke, cultuurhistorische en landschappelijke waarden. Echter, ook al blijven de problemen - en daarmee de fundamentele doelstellingen van waterbeheer - dezelfde, de fysieke situatie waarin die problemen zich voordoen verandert, en ook wijzigt de maatschappelijke omgeving waarbinnen de doelstellingen worden geformuleerd. Door het broeikaseffect rekenen we met een versnelde stijging van de zeespiegel, waardoor de problemen van afwatering worden vergroot. Door bevolkingsgroei en economische groei neemt de druk op de ruimte toe, waardoor zowel waterberging als natuur in de knel komen. Dezelfde oorzaken verergeren het probleem van vervuiling, en steeds kostbaarder maatregelen moeten worden genomen om zowel de kwaliteit van het drinkwater als van het afvalwater te garanderen.

Naarmate het bestaande systeem sterker gaat afwijken van het optimale (optimaal in termen van de veranderde omgeving) neemt echter ook de druk tot vernieuwing toe. Al in de jaren zestig werd begonnen met een structurele aanpak van het probleem van watervervuiling. In de jaren daarna groeide het besef dat een afstemming van waterbeheer op andere relevante beleidsterreinen noodzakelijk was. Hieruit kwam de notitie *Omgaan met Water* voort (Ministerie van V&W, 1985). Daarin werd het concept integraal waterbeheer gelanceerd als basis voor het nationale beleid ten aanzien van water. Integraal waterbeheer betekent dat eerst een aantal doelstellingen met betrekking tot water geformuleerd worden en vervolgens bij elke beslissing wordt geëvalueerd welke gevolgen die voor water en voor die doelstellingen kan hebben. Water wordt daarmee een centraal punt in de planning in plaats van een sluitpost. Volgend op *Omgaan met Water* is er de *Derde Nota Waterhuishouding* (Ministerie van V&W, 1989) gekomen, waarin integraal waterbeheer centraal staat. In de *Evaluatienota Water* (Ministerie van V&W, 1994) werd vastgesteld dat de beleidsdoelen over een breed front niet werden gehaald, en vervolgens werd het concept integraal waterbeheer in de *Vierde Nota Waterhuishouding* (Ministerie van V&W, 1998) verder uitgewerkt. Ook in de *Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening* (Ministerie van VROM, 2001) wordt dit concept verwoord.

Sinds het midden van de jaren negentig is het Nederlandse waterbeleid bezig met een cultuuromslag. Grote wateroverlast maakte duidelijk dat er ook bij de ruimtelijke inrichting van Nederland rekening gehouden moet worden met het water. Het is in Nederland lange tijd gebruikelijk geweest om het water dienstbaar te maken aan het grondgebruik. Allerlei technologische ingrepen hebben dit mogelijk gemaakt. Naast de technische benadering wordt er nu ook naar ruimtelijke oplossingen gezocht. De voorkeursvolgorde *vasthouden-*

bergen-afvoeren van de Commissie Waterbeheer 21^e eeuw (WB21, 2000) staat hierbij centraal. In de praktijk betekent dit dat er vanuit het waterbeheer een zeer forse ruimtevraag te verwachten valt. In de *Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening* wordt over 490.000 hectare tot 2050 gesproken.

Maatschappelijke veranderingen uit zich in de rangorde van onze doelstellingen: aan natuur en milieu wordt tegenwoordig een hogere prioriteit toegekend dan vijftig jaar geleden; hoewel de scheepvaart is toegenomen is het relatieve belang ervan verminderd in vergelijking met andere vormen van vervoer, terwijl recreatie op het water juist belangrijker geworden is. Het aantal landbouwers en daarmee hun politieke invloed is verminderd, en daarmee ook de prioriteit van landbouwbelangen in het waterbeleid.¹ Naast deze verschuivingen in de doelstellingen zijn technische vernieuwingen van invloed, die in het algemeen ons vermogen om problemen op te lossen verhogen - zozeer dat we een tijdlang meenden dat het probleem van bescherming tegen overstromingen onder controle was; hieronder kunnen we ook wetenschappelijke ontdekkingen rangschikken, die onze kennis van hydrologische en ecologische systemen vergroten. Verder zijn er organisatorische veranderingen in de manier waarop wij als samenleving met onze problemen omgaan - en daarbij horen ook de problemen rond water.

Al deze processen leiden tot veranderingen in het waterbeheer: accentverschuivingen in het nastreven van de verschillende doelstellingen, het toepassen van nieuwe wetenschappelijke kennis en technische innovaties, andere organisatievormen. Uiteraard gebeurt dat ook, maar de vraag is of de huidige systemen van waterbeheer voldoende zijn aangepast aan de omstandigheden van vandaag. De indruk bestaat dat dit niet het geval is, omdat bestaande systemen altijd een zekere inertie vertonen. Het kost veel moeite, tijd en geld om een systeem op te bouwen en als het eenmaal bestaat is er gewoonlijk een sterke neiging het tegen veranderingen te beschermen. Gevestigde institutionele belangen spelen hierbij uiteraard ook een rol.

Toch is er in de praktijk nog betrekkelijk weinig veranderd in de manier waarop diverse overheden met water omgaan: 'Economische en ruimtelijke ontwikkelingen zijn nog steeds sturend, het waterbeheer is volgend' (Van Rooy & Sterrenberg 2000:30). Er wordt nog steeds gezocht naar de juiste manier om de genoemde ideeën in de praktijk om te zetten. Ongetwijfeld is één van de problemen de reeds genoemde institutionele inertie: nieuwe organisatievormen zullen nodig zijn om integraal waterbeheer vorm te kunnen geven, en verantwoordelijkheden zullen moeten worden herverdeeld tussen de diverse overheden.

1.2. Achtergrond

Zoals in de vorige paragraaf is aangegeven, is het denken over waterbeheer de afgelopen jaren sterk veranderd en het belang van andere actoren (niet-landbouw) in het landelijk gebied is sterk toegenomen. Hierbij komt de vraag naar voren of het huidige watersysteem effectief en efficiënt is. Wat betreft effectiviteit: door veranderingen in de doelstellingen is

¹ Hoewel de productiewaarde van de landbouw niet is afgenomen, is het aandeel in de bruto binnenlandse productie wel kleiner geworden.

het mogelijk dat het watersysteem niet in voldoende mate bijdraagt aan deze nieuwe doelstellingen. Bijvoorbeeld een diepe ontwatering ten behoeve van de landbouw heeft repercussies voor natuurgebieden in de omgeving. Gezien de toegenomen waardering van natuur (zeker in vergelijking met landbouw) in Nederland is het goed mogelijk dat het watersysteem niet meer effectief is.

Wat betreft de efficiëntie: efficiëntie kan enerzijds duiden op de technische kant van de zaak, op de vraag of het bij gegeven stand van de techniek mogelijk is om hetzelfde product of dezelfde dienst te leveren met minder inspanning of grondstoffen (en daarmee tegen lagere kosten). Efficiëntie kan anderzijds duiden op de organisatorische kant van de zaak, op de vraag of het mogelijk is door het economisch proces (het proces van ruil, van koop en verkoop) anders te organiseren een hoger niveau van behoeftebevrediging te realiseren bij gegeven schaarste van hulpbronnen. De wijze waarop het economisch proces georganiseerd is, noemen we het systeem van allocatie. Tot de kenmerken van een systeem van allocatie behoren de verdeling van beschikkingsrechten over actoren, het mechanisme dat het proces van ruil regelt (bijvoorbeeld het marktmechanisme of een systeem van belastingen en subsidies), en de verhouding waarin actoren tegenover elkaar staan (bijvoorbeeld of er sprake is van concurrentie of van monopolie; Diederiksen et al., 2002). Om uitspraken over effectiviteit¹ en efficiency van het watersysteem te kunnen doen is het noodzakelijk de waarde van water te kennen.

Water heeft een waarde in alle stadia van de hydrologische kringloop en deze waarde is afhankelijk van een veelvoud aan factoren. Water (in het watersysteem) wordt echter niet verhandeld op een markt, zodat degene die het meest overheeft voor het gebruik van water niet automatisch degene is die het zal gebruiken. In Nederland wordt de waarde van water niet weerspiegeld in de prijs. Grote hoeveelheden water worden nog steeds gebruikt voor laagwaardige doeleinden. Zo wordt water van hoge kwaliteit gebruikt voor beregening in de landbouw, terwijl de toename van de netto toegevoegde waarde door beregening minder kan zijn dan de waarde die anderen eraan zouden kunnen ontleen. Het gevolg is dat water waarschijnlijk niet maatschappelijk optimaal over de verschillende gebruikers is verdeeld. Het is eveneens wenselijk om inzicht te hebben in de invloed van verschillende actoren op (de waarde van) water. Actoren, zoals waterwinning, industrie, landbouw en de natuur, stellen niet alleen eisen aan waterkwantiteit en -kwaliteit, maar beïnvloeden ook de kwantiteit en kwaliteit van het water in het watersysteem.

1.3 Probleem- en doelstelling

Vanuit maatschappelijk oogpunt wordt water optimaal verdeeld (gealloceerd) over de gebruikers als het nut dat de uiteindelijke gebruikers aan het gebruik van water ontleen maximaal is. Gezien de veranderingen in het watersysteem en in de maatschappelijke wensen ten aanzien van het watersysteem is het de vraag of het huidige watersysteem effectief en efficiënt is.

¹ Is het doel niet in 'economische termen' geformuleerd, dan is de waarde van water niet nodig om de effectiviteit te bepalen.

De doelstelling van dit project is het ontwikkelen van een methode (kader) om de waarde van water te bepalen in het landelijk gebied voor de verschillende actoren in het watersysteem. De methode wordt geconcretiseerd aan de hand van een casestudy. Aan de hand van deze waarden van water wordt geanalyseerd of het watersysteem effectief is en of de allocatie van water efficiënt is en welke aanknopingspunten er zijn om dat te verbeteren.

1.4 Afbakening

In deze studie zal het watersysteem in het landelijk gebied worden onderzocht. Water in de stedelijke omgeving wordt niet geanalyseerd (dit wordt onderzocht in het NIDO-programma 'waarden van water'). Daarom zal afvalwater en vervuiling van water vooralsnog niet specifiek aan de orde zijn. Ook zullen we ons vooralsnog richten op functies waarbij de waterkwantiteit vooropstaat. Waterkwantiteitsvraagstukken van het landelijk gebied krijgen de laatste jaren veel aandacht, onder andere retentiebekkens en peilverhoging (peilbeheer). Ook is daar al meer onderzoek naar gedaan, waarvan we de resultaten kunnen inzetten voor deze studie (ruimte voor water, plannen met water). Natuurlijk zijn bij het watervraagstuk in het landelijk gebied het kwaliteitsaspect en het kwantiteitsaspect niet van elkaar los te koppelen. Waar nodig komt ook het kwaliteitsaspect om de hoek kijken.

2. Economische context

2.1 Waarden van water

Waarde wordt toegekend door mensen. In zijn algemeenheid geeft de waarde een indicatie van de preferenties voor een goed, dienst of gebeurtenis. De menselijke waardering van water kent vele facetten, van economisch belang (watervoorziening voor landbouw, energievoorziening en bedrijven, wonen op water, waterrecreatie) tot ecologische waarde (biodiversiteit, gradiënten, ecologische hoofdstructuur, schaal van gebieden) en van overlast, risico's en gevoelens van onveiligheid (Van den Berg et al., 2002) tot culturele en emotionele waardering (belevingswaarde van water in landschappen en woonwijken). Over het laatste waardebegrip is nog weinig bekend. Als gevolg van uiteenlopende, soms zelfs tegenstrijdige inschattingen op deze onderdelen is het problematisch de waarde van water te bepalen.

Een probleem bij het kwantificeren van de verschillende waarden van water is dat deze zelden expliciet worden gemaakt. Ook is er geen volkomen markt van water, zodat de prijs over het algemeen niet gelijk is aan de waarde. Er is geen markt voor water omdat het geen normaal economisch goed is. Het heeft een groot aantal kenmerken die het onderscheidt van andere goederen. Savenije (2002) schetst een overzicht van de argumenten waarom water geen gewoon economisch goed is. Het meest belangrijk is dat water niet kan worden beschouwd als een homogeen goed. Zo onderscheiden Ward en Michelsen (2002) vier dimensies van water: kwantiteit, kwaliteit, locatie en tijdigheid van het aanbod. Er zijn allerlei soorten van waterkwaliteit, lopend van oppervlaktewater tot drinkwater, ieder met zijn eigen vraag- en aanbodkenmerken (zie ook paragraaf 2.3). Bovendien kan de kwaliteit nog variëren zowel over tijd als tussen verschillende locaties. Een cruciaal kenmerk van water(voorraden) vanuit een economisch gezichtspunt is dat de toekenning van eigendomsrechten moeilijk is. Watergebruik is daardoor in grote mate niet-uitsluitbaar (non-excludable), het is wel concurrerend met andere watergebruik. Het kan dus niet worden gezien als een publiek goed (die zijn namelijk zowel niet-uitsluitbaar en niet-concurrerend). Water krijgt vaak het label 'common pool resource' (gemeenschappelijke voorraad hulpbron); dit betekent dat er een eindige hoeveelheid water beschikbaar is die moet worden verdeeld vanuit een gemeenschappelijke voorraad over verschillend gebruik en over een gebied. De klassieke 'tragedy of the commons' kan zich voordoen, omdat gebruikers bij de aanwending van water geneigd zijn de effecten van hun activiteiten op andere gebruikers niet mee te laten wegen.

Het derde belangrijke kenmerk, met name voor oppervlaktewater is dat het aanvullen van de voorraad zowel seizoensgeboden als stochastisch is; dit betekent dat het aanbod van water onzeker is. Bijvoorbeeld perioden van droogte kunnen perioden met zware regenval afwisselen.

Ten slotte is de waarde van water negatief in het geval van overstroming (als het aanbod boven een drempelwaarde komt), en kosten worden gemaakt om deze potentiële inundaties te voorkomen.¹

De waarde van water hangt dus samen met de kwantiteit en kwaliteit van het water, die weer afhankelijk zijn van plaats en tijd. Met plaats wordt niet alleen de geografische locatie bedoeld, maar ook de diepte waarop het water zich bevindt.

Sinds de formulering van het vierde principe van de Dublin-conferentie over 'Water and the Environment' in 1992, waarin wordt gesteld dat water als een economisch goed moet worden beschouwd, is er veel discussie en bezorgdheid ontstaan over de betekenis en gevolgen ervan (voor een overzicht zie Meijerink en Ruijs, 2003 en Savenije en Van der Zaag, 2001). Savenije en Van der Zaag onderscheiden twee stromingen in het interpreteren van het vierde Dublin-principe. De eerste stroming vindt dat water moet worden geprijsd overeenkomstig zijn economische waarde. De tweede hangt aan dat in de geïntegreerde besluitvorming rondom water de verdeling van deze schaarse grondstof tot zijn recht komt (wat niet tot financiële transacties hoeft te leiden). In dit rapport bouwen we voort op de tweede stroming.

In de volgende paragrafen van dit hoofdstuk worden de achtergronden gegeven die vanuit een economische invalshoek voor een bepaling van waarde van water van belang zijn. Aan de orde komen: het theoretisch kader van de welvaartstheorie (in paragraaf 2.2). Daar wordt geconcludeerd dat vanuit maatschappelijk oogpunt water optimaal wordt verdeeld (gealloceerd) over de gebruikers als het nut dat de uiteindelijke gebruikers aan het gebruik van water ontlelen maximaal is. De economische waarde van water wordt in onderdelen uitgesplitst in paragraaf 2.3. In de daaropvolgende paragraaf passeren methoden de revue die het mogelijk maken de waarde van de verschillende componenten van de waarde van water te kwantificeren.

Het beleidsdoel is de welvaart te maximaliseren. Dit houdt in water inzetten overeenkomstig zijn waarde. Om na te gaan of het watersysteem en watergebruik effectief en efficiënt is, moeten we nagaan of een andere allocatie van water niet tot een grotere welvaart leidt (neo-Paretiaans criterium). Voor de integrale beoordeling van veranderingen in het watersysteem als gevolg van menselijk ingrijpen zijn verschillende technieken beschikbaar, zoals kosten-batenanalyse en multicriteria-analyse. Deze methoden worden in paragraaf 2.5 besproken.

2.2 Welvaartstheorie

Het theoretisch kader van het bepalen van de waarde van water in deze studie wordt geleverd door de welvaartseconomische theorie. Deze theorie beschrijft een aantal voorwaarden waaraan voldaan moet zijn om schaarse middelen zo te gebruiken dat de welvaart die de middelen voortbrengen maximaal is. Welvaart en efficiëntie zijn sleutelbegrippen in deze theorie. Voor een overzicht wordt verwezen naar Walker (1981).

Welvaart kan worden omschreven als het *verschil* tussen de *baten* die mensen ontlelen aan het gebruik van goederen en diensten en de *kosten* die worden gemaakt om

¹ In feite is 'droge voeten' hier het economisch goed.

deze goederen en diensten te produceren.¹ Welvaart kan hierbij ruim worden gedefinieerd. Dit betekent dat het bij goederen en diensten niet alleen gaat om tastbare goederen en diensten, die veelal op een markt worden verhandeld. Ook minder tastbare zaken zoals rust, veiligheid of landschappelijke kwaliteit dragen bij aan welvaart in brede zin. Zowel de totale baten die mensen in de maatschappij ontleenen aan goederen en diensten en de productiekosten als de verdeling van deze baten en kosten over de mensen zijn bepalend voor de welvaart.

Een van de voorwaarden om welvaart te maximaliseren is dat het niet mogelijk is om het totale nut van alle mensen in de maatschappij te verhogen door minder van een bepaald goed of dienst te consumeren ten koste van consumptie van een ander goed of dienst (*efficiëntie in consumptie*). Het volgende voorbeeld kan dat illustreren. Stel dat iemand een bepaalde gelimiteerde hoeveelheid van 10 liter water per dag tot zijn beschikking heeft en dat diegene twee mogelijkheden heeft om dit water te gebruiken. Hij/zij kan het gebruiken als drinkwater of voor besproeiing van de tuin. Bij een efficiënt gebruik van het water zal deze consument het watergebruik zodanig verdelen dat de baten van de laatste druppels die hij opdrinkt gelijk zijn aan de baten van de laatste druppels die hij aan besproeiing besteedt. Als deze laatste baten bijvoorbeeld lager zouden zijn, zou hij/zij die immers beter als drinkwater kunnen gebruiken. Als aan deze efficiëntievoorwaarde is voldaan zijn de totale baten die de consument aan de 10 liter water ontleent maximaal.

De tweede voorwaarde voor maximalisatie van welvaart heeft betrekking op het gebruik van deze productiefactoren, die worden ingezet voor de productie van goederen. In het algemeen worden drie soorten productiefactoren onderscheiden: arbeid, kapitaal en grondstoffen. Aan de voorwaarde van *efficiëntie in productie* is voldaan als de bijdrage aan de productie van een goed of dienst voor elke 'laatste' eenheid van een productiefactor gelijk is (vergelijk de laatste druppel water in het voorgaande voorbeeld). In een (theoretische) situatie waarin efficiëntie maximaal is, is het niet mogelijk door veranderingen in de inzet van productiefactoren de productie van een bepaald goed te verhogen, zonder dat dit ten koste gaat van de productie van andere goederen.

Efficiëntie in zowel consumptie als productie zijn voorwaarden waaraan gelijktijdig voldaan moet zijn om in theorie maximale welvaart te bereiken. In de praktijk gaat het echter niet om de vraag hoe maximale welvaart bereikt kan worden, maar of een bepaalde *verandering in de aanwending van productiefactoren* en de productie en consumptie van goederen en diensten welvaart meer of minder efficiënt is. Uitgaande van bijvoorbeeld twee situaties om water te gebruiken, komt dit erop neer dat bepaald wordt of het saldo van baten en kosten in situatie 1 (de uitgangssituatie) hoger of lager is dan het saldo in situatie 2, waarin productiemiddelen anders worden ingezet en andere goederen of diensten worden voortgebracht. Als het saldo in situatie 1 lager is, betekent dit dat deze situatie minder efficiënt is dan situatie 2. Het is dan mogelijk om een hoger baten-kostensaldo te

¹ In de economische theorie wordt gesproken over 'nut' in plaats van baten. Een omschrijving van nut wordt onder andere gegeven door Eijgenraam et al. (in OEEI, 2000): 'Nut is een economisch theoretisch begrip, waarmee keuzes modelmatig kan beschrijven. Nut is datgene wat individuen ervaren bij het gebruik van goederen en diensten, en wat ze proberen te maximaliseren. De term 'baten' wordt gebruikt in kosten-batenanalyses, die als een praktische toepassing van de welvaartseconomie kunnen worden beschouwd en waarin de baten in monetaire eenheden worden uitgedrukt. Baten kunnen worden gezien als een praktische maatstaf voor nut.'

bereiken door een andere inzet van productiemiddelen, waardoor de efficiëntie in consumptie en/of productie toeneemt. Dit veronderstelt overigens wel dat het mogelijk is het saldo van baten en kosten te bepalen, wat in de praktijk lang niet altijd het geval is.

Naast efficiëntie is echter ook de verdeling van baten en kosten over mensen bepalend voor de welvaart. Uit de literatuur zijn verschillende relaties bekend tussen de verdeling van kosten en baten en welvaart. Uitspraken over de verdeling van kosten en baten van het gebruik van water in verschillende situaties valt buiten de afbakening van het onderzoek. In het algemeen kan worden gesteld dat de economische wetenschap weinig kan zeggen over de relatie tussen kosten en baten en welvaart. Er zijn enkele theoretische relaties bekend, zoals het Pareto-criterium en het criterium van Rawls, maar de vraag welke verdeling van kosten en baten over mensen optimaal is (dat wil zeggen de hoogste welvaart oplevert) is een normatieve kwestie (zie Cullis en Jones, 1992). Het is niet aan de economische wetenschap om daar uitspraken over te doen. Voor water is het verdelingsvraagstuk echter van groot belang. Vandaar dat velen vrezen dat indien water strikt als een economisch goed wordt beschouwd (zie paragraaf 2.1, Dublin-principes) een deel van de bevolking verstoken blijft van goed drinkwater.

Waarde

Waarde is een begrip dat niet direct in de welvaartstheorie voorkomt. Toch is een relatie van waarde met de welvaartstheorie voor de hand liggend. In het algemeen wordt immers waarde toegekend aan (materiële en immateriële) goederen en diensten, terwijl de welvaartstheorie ook goederen en diensten (in ruime zin) als uitgangspunt heeft voor welvaart. In Van Dale wordt waarde omschreven als 'grootte van betekenis dat iets heeft als bezit, als gehalte, als middel tot een doel, door betrekking of door een combinatie van deze of enkele van deze factoren'. Door een welvaartseconomische bril kan 'grootte van betekenis' worden gezien als de bijdrage die een goed of dienst levert aan de welvaart. De *waarde* van een goed of dienst wordt in dit onderzoek daarom gedefinieerd als de *baten* die aan het goed of dienst worden ontleend verminderd met de *kosten* om het goed of de dienst te produceren. Dit betekent dat er een directe relatie is tussen efficiëntie en waarde. Een efficiënter gebruik van goederen, diensten en/of productiefactoren leidt immers tot hoger saldo van baten en kosten voor een bepaalde hoeveelheid goederen of diensten (of een gelijk saldo van baten en kosten, waarmee meer goederen en diensten geproduceerd en geconsumeerd kunnen worden) en daarmee tot een hogere waarde van de produceerde goederen en diensten.

Ook aan *productiemiddelen* kan overigens waarde worden toegekend. Met behulp van productiemiddelen worden immers goederen en diensten die waarde hebben voortgebracht. De waarde van een productiemiddel wordt daarom gedefinieerd als de bijdrage die dit productiemiddel levert aan de productie van een goed of dienst. Deze waarde wordt bepaald door de benodigde hoeveelheid van de productiefactor voor een bepaalde omvang van de productie, de mate waarin substitutie door een andere productiefactor mogelijk is, de vraag naar de productiefactor voor de productie van andere goederen of diensten en de beschikbare hoeveelheid van de productiefactor. Omdat een productiefactor een bijdrage levert aan de productie van een goed/dienst, is de waarde van een productiefactor een onderdeel van de waarde van dit goed/dienst.

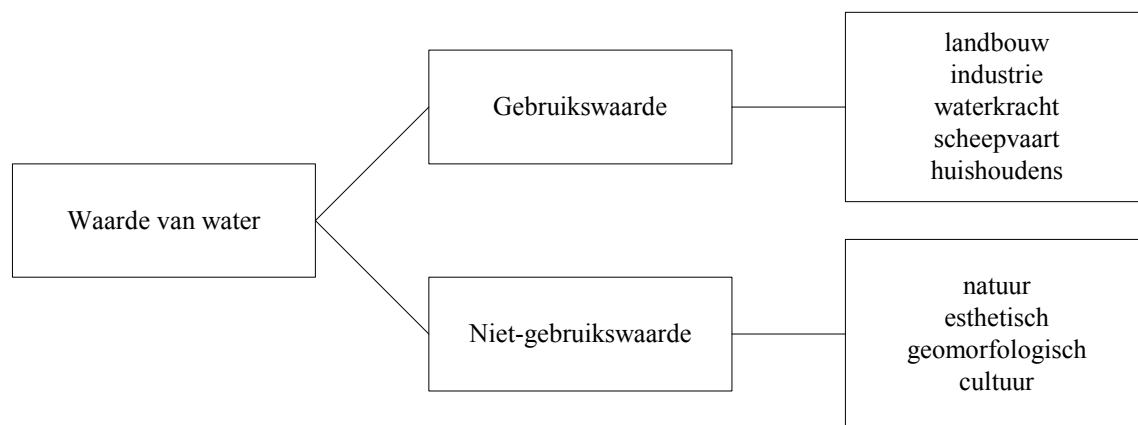
Van belang voor de bepaling van de waarde van water zijn dus de baten en kosten verbonden met de productie en consumptie van goederen en diensten. Dit betekent, dat achtereenvolgens geanalyseerd zal moeten worden:

- welke goederen en diensten afhankelijk zijn van (de inzet van) water;
- hoe de kosten en baten bepaald kunnen worden.

2.3 Totale economische waarde

De economische waarde van water hangt af van de (alternatieve) aanwending ervan. In paragraaf 2.2 wordt weergegeven dat water in de welvaartseconomie zowel van belang is als consumptiegoed en als productiemiddel. In deze paragraaf worden het gebruik van water en de waardering van dit gebruik nader ontleed. Deze waardering wordt bepaald door de grondgebruiksfuncties die worden beïnvloed door water.

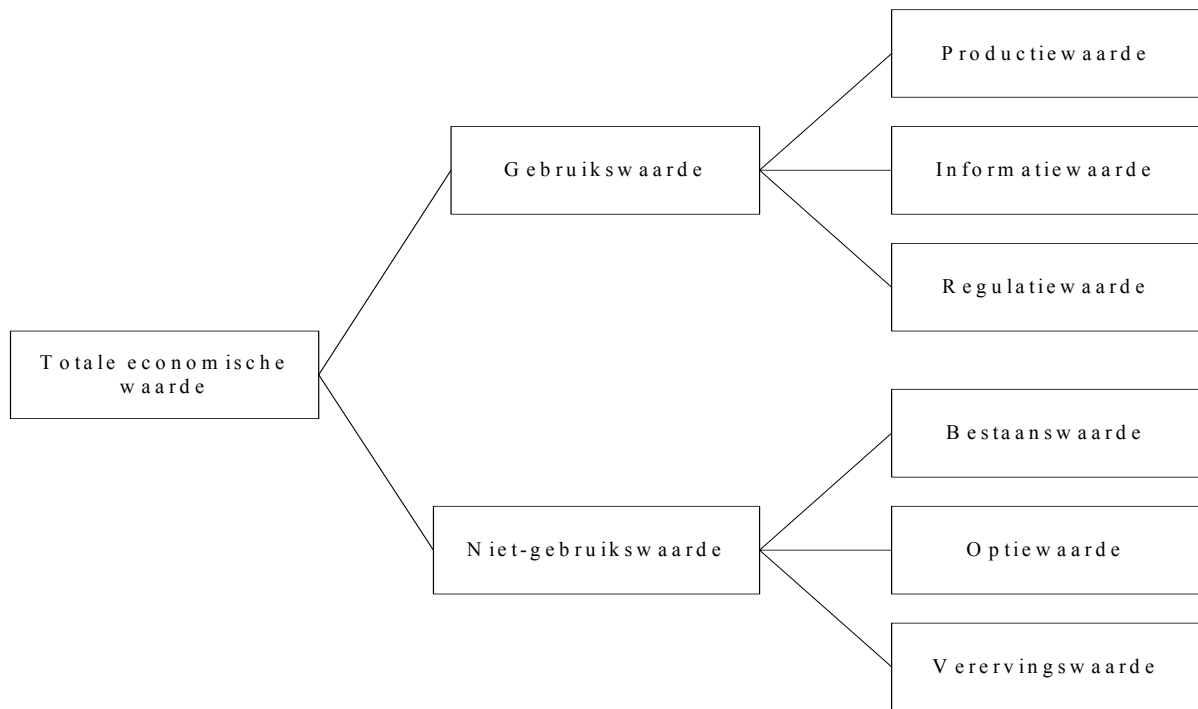
Agudelo (2001:11) heeft de waarde van water als volgt uitgesplitst (figuur 2.1):



Figuur 2.1 Waarde van water naar gebruik

De indeling van figuur 2.1 is geënt op de indeling van de waarde van natuur. Vanwege deze analogie gaan we iets dieper in op de waardering van natuur; dit heeft tevens het voordeel dat we de relatie tussen water en natuur ook kunnen waarderen.

In de literatuur over economische waardering wordt de totale economische waarde van de natuur opgebouwd uit een aantal componenten (Pearce en Moran, 1994; Ruijgrok, 2000). Figuur 2.2 toont dat de twee hoofdcomponenten van de totale economische waarde, de *niet-gebruikswaarde* en de *gebruikswaarde* zijn. Zoals de naamgeving aangeeft, gaat het hierbij om de welvaart die de mens ontleent aan respectievelijk de wetenschap dat de natuur bestaat, en het gebruik van de natuur.



Figuur 2.2 De totale economische waarde van natuur
Bron: Ruijgrok (2000).

De niet-gebruikswaarde wordt soms ook wel intrinsieke waarde genoemd. Wanneer men dit letterlijk opvat als waarde voor zichzelf, is dit eigenlijk geen goede benaming. De niet-gebruikswaarde is immers gelijk aan de welvaart die de mens ontleent aan het bestaan van de natuur en niet de welvaart die de natuur (planten en dieren) er zelf aan ontleent. De niet-gebruikswaarde kan onderverdeeld worden in een *bestaanswaarde*, een *optiewaarde* en een *verervingwaarde*. De bestaanswaarde is gelijk aan de waarde die de huidige generatie hecht aan het bestaan van de natuur, ongeacht gebruik. Men zou dit 'natuur voor de heb' kunnen noemen. Onder optiewaarde verstaan we de waarde die de mens hecht aan het open houden van de mogelijkheid van toekomstig gebruik door de *huidige* generatie. De

verervingswaarde is de waarde die de mens hecht aan het open houden van de mogelijkheid van toekomstig gebruik *door toekomstige* generaties. Omdat het hier gaat om de mogelijkheid tot eventueel gebruik en niet om daadwerkelijk gebruik, worden deze twee waardecomponenten als onderdeel van de niet-gebruikswaarde beschouwd. In de praktijk zijn bestaanswaarden, optiewaarden en verervingswaarden veelal lastig van elkaar te onderscheiden.

Met de term gebruikswaarde doelen we op actueel gebruik. De gebruikswaarde van de natuur kan bepaald worden door de waarde van productiefuncties, regulatiefuncties en informatiefuncties te bepalen. *Productiefuncties* hebben betrekking op de producten die de natuur voortbrengt, zoals hout, schoon water of vis, maar ook diensten zoals mogelijkheden voor de recreatiesector. Deze producten kunnen de mens direct (bijvoorbeeld visvangst) of indirect (bijvoorbeeld planktonproductie maakt elders visooft mogelijk) welvaart opleveren. *Regulatiefuncties* zijn regulerende processen die veelal indirect (dat wil zeggen via een productiefunctie) welvaart opleveren voor de mens. Voorbeelden van regulatiefuncties zijn waterzuivering of klimaatregulering. *Informatiefuncties* hebben betrekking op de informatie die de natuur de mens verschaft. Zij leveren meestal direct welvaart op. Het kan hierbij gaan om bijvoorbeeld esthetische, religieuze of wetenschappelijke informatie. Informatiefuncties zijn in feite een soort productiefuncties. Bij informatiefuncties gaat het om de voortbrenging van diensten en bij productiefuncties om het voortbrengen van tastbare producten.

Bij het bepalen van de totale economische waarde van een ecosysteem op basis van alle functies die het vervult, is het belangrijk om dubbeltellingen te voorkomen. In de praktijk treft men vaak overlap aan tussen regulatiefuncties en productiefuncties.

Het lijkt dan ook zinvol en gerechtvaardigd om voor natuur altijd twee waarden te hanteren: de maatschappelijke (totale economische waarde, zie figuur 2.2) en de intrinsieke waarde (Ruijgrok, 2000). De intrinsieke waarde kan bepaald worden door ecologen die ecosystemen scoren op criteria zoals biotische en abiotische zeldzaamheid, biotische en abiotische diversiteit en vervangbaarheid, uitgaande van natuurlijkheid. Uiteindelijk weerspiegelt de intrinsieke waarde het belang van het ecosysteem voor het behoud van bepaalde soorten én het belang van het ecosysteem voor het functioneren van andere ecosystemen.

Savenije en Van der Zaag (2001) presenteren de verdeling van de waarde van water over verschillende componenten; (zie figuur 2.3).

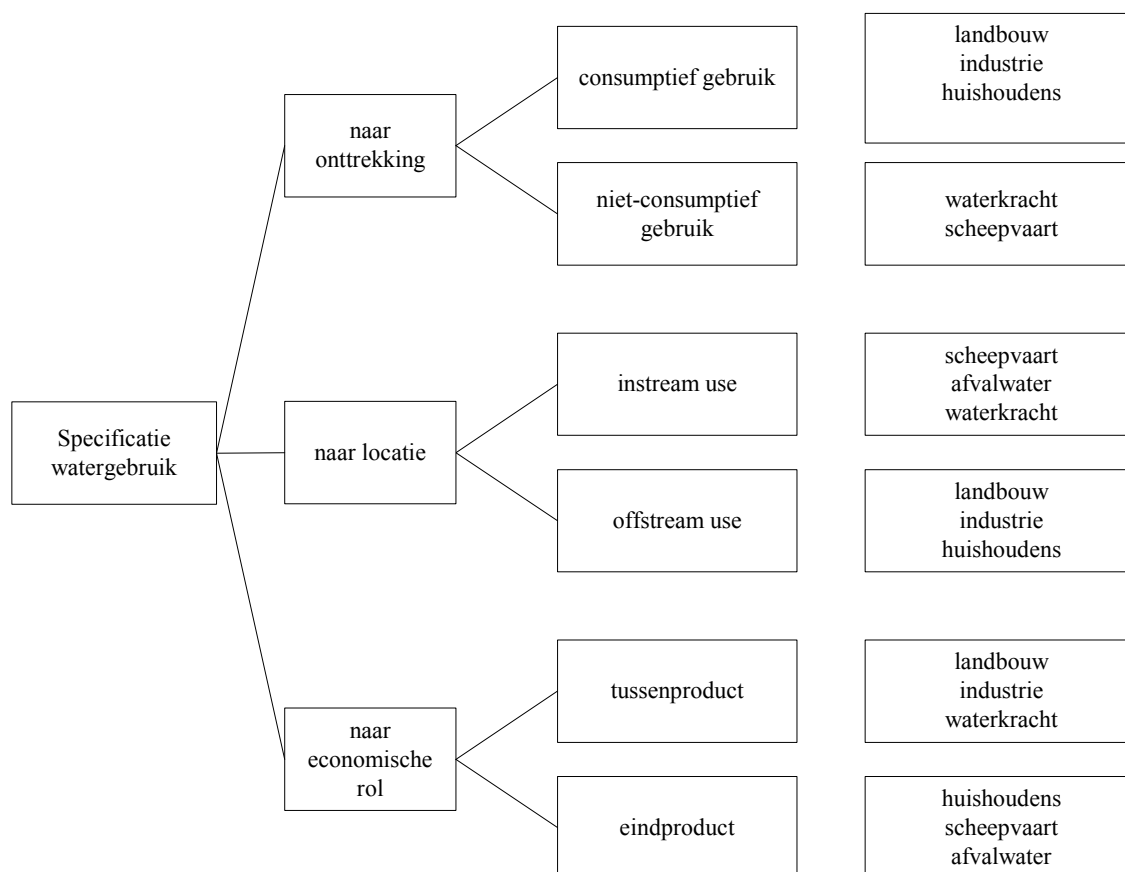
Intrinsieke waarde		↑ Volledige waarde ↓
Aanpassing voor sociale doelen	↑ Economische waarde ↓	
Netto indirecte baten		
Nettobaten van water dat terugstroomt in het systeem		
Waarde voor gebruikers van water		

Figuur 2.3 Algemene principes voor het waarderen van water via het gebruik

In bovenstaande figuur wordt aan water ook een intrinsieke waarde toegekend, analoog aan natuur. Naar onze mening komt hier juist een verschil tussen water en natuur aan het licht.

Immers, hoewel schoon water op veel locaties schaars is, kan het overal worden gemaakt, bijvoorbeeld chemisch op basis van de elementen waterstof en zuurstof, of fysisch uit waterdamphoudende lucht. Natuur daarentegen kan niet op commando worden gecreëerd volgens een specificatie. Immers, een specifiek natuurdoeltype is afhankelijk van specifieke condities. We kennen water in dit onderzoek geen intrinsieke waarde toe, wel is water onontbeerlijk voor de intrinsieke waarde van natuur.

Agudelo (2001:11) heeft ook het gebruik van water verder uitgesplitst (zie figuur 2.4).



Figuur 2.4 Drie verschillende onderverdelingen van watergebruik

We gebruiken in deze studie de onderverdeling naar economische rol. Verder spelen de indeling naar locatie en naar onttrekking vooral een rol bij de waarde van het water dat na gebruik terugvloeit naar het systeem.

Seyam, Hoekstra en Savenije (2002) presenteren het 'value flow'-concept. Hun hypothese is dat de volledige waarde van een water deeltje afhangt van het pad dat het volgt in de hydrologische kringloop en de waarde die het genereert langs dit pad. De waarde van een waterdeeltje op een zekere plaats en op een zeker moment is dan de waarde die het op die plaats heeft plus de waarde die het op een later moment benedenstrooms genereert. De waarde van water stroomt in tegengestelde richting van de

fysieke stroom van water. Het 'value flow'-concept is in hun paper uitgewerkt voor wateronttrekking bovenstrooms. Als de vraag naar schaars water toeneemt, moet de verdeling van water worden herzien van een bestaande aanwending van het water naar een nieuw watergebruik. De opportunitykosten van wateronttrekking bovenstrooms geven de doorslag bij de verdeling van water. De waarde van een waterreservoir wordt dus bepaald door de waarde die het water genereert op zijn weg naar zee.

2.4 Methoden om de waarde van water te bepalen

In deze paragraaf worden het gebruik van water en waarderingsmethoden aan elkaar gekoppeld. Om op basis van de welvaartseconomie de waarde van water te kwantificeren, moet het gebruik van water door de actoren worden gewaardeerd. Verschillende methoden worden benoemd om de waarde van water te kwantificeren. Agudelo (2001) onderscheidt er drie:

1. methoden die waarden ontleen aan informatie met betrekking tot watermarkten of aan water gerelateerde baten;
2. methoden die de waarde ontleen aan de afgeleide vraag naar water. Hier wordt water gezien als tussenproduct (intermediate good), als een productiemiddel voor andere goederen en diensten (bijvoorbeeld beregening, proceswater en waterkracht);
3. methoden die waarde afleiden van de directe consumptieve vraag naar water, in gevallen waar water wordt beschouwd als een (a) eindproduct of (b) dienst, aangewend door de eindafnemer (de consument).

Ad 1. Indien er een markt is voor water of waterrechten kan op basis van de tot stand gekomen prijzen de waarde van water worden bepaald. In Nederland zijn geen watermarkten, zodat we niet via prijsvorming de waarde van water kunnen bepalen.

Ad 2. Zoals in paragraaf 2.2 is beschreven, is de productie efficiënt als de bijdrage aan de productie van een goed of dienst voor elke laatste eenheid van een productiefactor gelijk is. De waarde van water als productiemiddel wordt bepaald uit de marginale productiviteit (of grensproductiviteit, zie Dietz et al., 1990) van water in het productieproces. Als data beschikbaar zijn van de hoeveelheid input (productiemiddel) en output (product), dan kan de outputelasticiteit van water als productiemiddel worden bepaald en op basis daarvan de waarde¹. Ook kunnen op basis van technische informatie 'dose-response'-modellen worden gebruikt; bijvoorbeeld de relatie tussen waterstand en gewasopbrengst.

Ad 3a. De waarde van water als consumptiegoed is natuurlijk erg afhankelijk van het gebruik. Merrett (1997:53) beschrijft vraagfuncties en prijsvorming van water als consumptiegoed. Mensen hebben water om te drinken nodig, ongeacht de prijs. Ook de hoeveelheid water die voor koken wordt gebruikt is nauwelijks afhankelijk van de prijs. Daarentegen zal de hoeveelheid water die wordt gebruikt om de auto te wassen verminderen als de prijs stijgt; zie tabel 2.1.

¹ Bijvoorbeeld Reinhard et al. (1999), bijvoorbeeld bepalen de waarde van een input (stikstofoverschot is in hun studie gemodelleerd als input) waarvoor geen markt bestaat op deze wijze.

Tabel 2.1 Schematisch overzicht van verschillend huishoudelijk consumptief gebruik van water (ontleend aan Savenije en van der Zaag, 2001)

Gebruik van water	Prijselasticiteit
Drinken	0
Koken	↑ ↓
Lichaamsverzorging	
Toiletspoeling	
Wassen van kleren	
Tuin/wassen auto	-1

Ad 3b. Voor het niet-consumptief gebruik van water kunnen we, naar analogie van de waardering van functies van natuur (zie figuur 2.2), andere waarderingmethoden gebruiken. Reinhard et al. (2003); Blom en van Soest (2003); Perman et al. (1996:251) en Hanley en Spash (1993) geven een overzicht van de belangrijkste waarderingmethoden: reiskostenbenadering (travel cost method), hedonische prijzen, Contingent Valuation Methode (CVM), dosis-responsemethoden, schaduwprojectenmethode en vermijdingskosten. Deze methoden kunnen worden onderscheiden naar aanpak (zie tabel 2.2). Revealed preference-methoden meten de waargenomen voorkeur van actoren blijkend uit hun acties. Stated preference-methoden geven de voorgenomen voorkeur die niet is geëffectueerd.

Tabel 2.2 Waarderingmethoden onderscheiden naar type aanpak (ontleend aan OEEI 2000)

Aanpak	Methode
Revealed preference	Toegevoegde waarde (geprijsde goederen)
	Hedonische prijzen
	Reiskostenmethode
	Vermijdingskosten
	Dosis-responsemethode
Stated preference	Contingent Valuation
	Conjunct-analyse

De reiskostenmethoden, hedonischeprijzenmethoden en CVM bepalen de voorkeuren van actoren voor alternatieve situaties. In de dosis-responsemethoden worden de gevolgen (response) van een ingreep (dosis) bepaald in de fysieke eenheden van het goed dat wordt beïnvloed (bijvoorbeeld afname van aardappelopbrengst in kg). In feite wordt in de eerste stap de relatie tussen ingreep en haar gevolgen vastgesteld.

$$R = f(D, \Omega) \quad (2.1)$$

waar:

R = reactie, gevolg (response)

D = ingreep (dosis)

Ω = vector van variabelen die van invloed zijn op de relatie van D op R.

In de tweede stap wordt de reactie monetair gewaardeerd. Als de waarde per eenheid van R gelijk is aan V dan is de waardeverandering van de ingreep gelijk aan

$$W = V\Delta R \quad (2.2)$$

waar:

W = waardeverandering door ingreep D

V = waarde per eenheid R

Nadeel van deze methode is dat er fouten kunnen worden gemaakt in het vaststellen van de relatie tussen ingreep en effect (vergelijking 2.1). Als de effecten groot zijn, dan kunnen deze de prijsvorming beïnvloeden. Verder wordt er geen rekening gehouden met substitutie mogelijkheden. Als bijvoorbeeld door een ingreep het grondwaterpeil sterk stijgt, kan het land te nat worden voor de teelt van aardappels (die er nu worden geteeld). Het is echter waarschijnlijk dat de boer dan aardappels zal vervangen door een gewas dat beter bestand is tegen een hoge grondwaterstand (bijvoorbeeld gras). Door deze substitutie wordt in het dosis-responsemodel de werkelijke schade voor de boer overschat. Anderzijds wordt er geen rekening gehouden met aanpassingskosten (voor de overschakeling van aardappelen op gras) waardoor de schade wordt onderschat.

2.5 Inventarisatie analysemodellen

2.5.1 Rol analysemodellen in economisch onderzoek

Bij waterprojecten spelen veel ongelijksoortige aspecten mee, waardoor de afweging een complexe zaak wordt. Om deze ongelijksoortige aspecten onder één noemer te brengen worden deze aspecten naar economische waarden vertaald, zodat een economische projectbeoordeling kan worden gemaakt. Een economische projectbeoordeling draagt bij aan het zinvol afwegen van vaak ongelijksoortige en ongelijk verdeelde effecten. Een gedeelte van de effecten is in financiële termen weer te geven. Hierbij moet gedacht worden aan de investeringskosten en bijvoorbeeld lagere beheerskosten. De projecten

kunnen naast de financiële aspecten ook bijvoorbeeld effecten op milieu of maatschappelijk belang hebben. Dit maakt de beoordeling niet gemakkelijker, omdat hiervoor niet direct een marktprijs voorhanden is. Om toch tot een afweging te komen zijn analysemodellen ontwikkeld. Voor een overzicht van deze modellen wordt verwezen naar Ministerie van Financiën (1992). Bij de modellen is een onderscheid te maken tussen partiële en integrale modellen. Eerst worden de partiële modellen behandeld en vervolgens de integrale modellen.

2.5.2 Partielle methoden

Partiële modellen beoordelen afzonderlijk en op hun eigen manier de verschillende aspecten van projecten. Effecten worden in iedere methode afgemeten in waarden die karakteristiek zijn voor het aspect waarop ze zich richten: milieu- of natuurwaarden, sociale of culturele waarden en financiële of economische waarden. De financiële en economische analysemodellen worden afzonderlijk behandeld, aangezien daarover de meeste literatuur bestaat.

Er bestaat een aantal analysemethodieken voor niet-economische factoren. Allereerst de Natuurrendementsanalyse (NRA), die zich richt op de effecten van beleid en beheer ten aanzien van milieu en natuur en inzicht geeft in de omvang en ecologische waarde van de effecten van beleid. Beleidsalternatieven kunnen zo worden gerangschikt op basis van milieu- en natuurrendement. De NRA geeft geen maatschappelijk nut weer.

De draagvlakanalyse (DA) probeert inzicht te verschaffen in de door betrokkenen en belanghebbenden beleefde legitimiteit en steun voor beleid. Dit kan in het algemeen gebeuren aan de hand van onderzoek naar gedrag, houdingen, standpunten en meningen van mensen - al dan niet georganiseerd in sociale, economische of bestuurlijke netwerken. De DA is bedoeld om de alternatieven te rangschikken.

De NRA en de DA kunnen bruikbaar zijn voor het rangschikken van niet-kwantificeerbare effecten.

Financiële en economische effecten

Er is veel onderzoek uitgevoerd naar analysemodellen voor financiële en economische effecten met betrekking tot water. Hiervoor worden meestal de kosten-batenanalyse (KBA) en de kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) gebruikt.

Kosten-batenanalyse

Het doel van een KBA is om alle effecten te monetariseren en op te tellen. In de praktijk is dit niet altijd mogelijk. Dit betekent echter niet dat in een methodiek altijd hetzelfde wordt geïnterpreteerd. De KBA komt zelfs in veel verschijningsvormen voor. Vanwege deze weinig overzichtelijke situatie is het zogenaamde 'OEEI'-rapport¹ (OEEI, 2000) opgesteld.

Bij de economische beoordeling van grote infrastructurele werken werden niet alleen sterk verschillende methoden gehanteerd, maar er bestond ook geen consensus over de toepasbaarheid van modellen. Er bestond wel consensus over de noodzaak van kosten-

¹ Onderzoeksprogramma Economische Effecten van Infrastructuur

batenanalyses. Ondanks dat de OEEI voor infrastructurele werken is geschreven, is deze ook nuttig voor 'wateronderzoek', omdat er goede algemene methodiek wordt beschreven.

OEEI is in beginsel ontwikkeld voor grootschalige (infrastructurele) projecten, maar is in principe geschikt voor de analyse van grote en kleine projecten. Het onderscheid tussen grote en kleine projecten komt tot uiting in de breedte van het onderzoek naar de projecteffecten. Terwijl bij kleine projecten het voordeel voor een beperkt aantal direct betrokkenen duidelijk aanwijsbaar is en de effecten op anderen vaak minder relevant worden geacht, zijn bij grote effecten de effecten omvangrijker en vaak diffuus van de doorwerking op de rest van de economie of op het milieu. Dit impliceert dat de directe effecten ook voor kleine projecten relevant zijn en dat de indirecte effecten minder van belang zijn.

Bij OEEI wordt een onderscheid gemaakt tussen de voorfase en de besluitvorming. In de voorfase worden de alternatieven globaal geanalyseerd op basis van 'kengetallen'. Nadat duidelijk is geworden op welke zoekrichtingen het onderzoek zich concentreert, kan een meer diepgaande kosten-batenanalyse plaatsvinden. De globale analyse wordt uitgevoerd om te voorkomen dat enerzijds niet-realistische alternatieven ook in een laat stadium om aandacht blijven vragen en dat anderzijds in een te vroeg stadium bruikbare projectalternatieven worden verworpen.

Na de globale 'kengetallen'-KBA worden voor de serieuze projectalternatieven uitgebreidere KBA's uitgevoerd. Voor deze KBA's is meer informatie nodig dan voor de 'kengetallen'-KBA. Om de berekening te structureren, deelt OEEI de projecteffecten in een matrix in, waarbij de effecten worden getypeerd aan de hand van de welvaartstheorie en geclassificeerd op basis van drie criteria: (1) binnen het gebied, buiten het gebied, (2) geprijsde, niet-geprijsde effecten en (3) herverdeling, efficiency. Daarnaast vindt een typering aan de hand van de causale benadering plaats (directe en indirecte effecten). Met het indelen van de projecteffecten wordt duidelijk bij welke KBA (financieel, economisch, partieel, integraal) zij meegenomen dienen te worden.

Ook in *Baten van Water* (Brouwer et al., 2003) en *Kosten en baten analyse van ruimtelijke waterberging* (Strookman, 2001) is een onderscheid gemaakt tussen financiële en economische KBA. Het verschil tussen beide wordt veroorzaakt door een verschil in perspectief van waaruit naar kosten en baten wordt gekeken, oftewel wie de kosten draagt en deelt in de opbrengsten. In een financiële KBA worden de voor- en nadelen berekend van projecten voor de partij die ze uitvoert. De voordelen worden gevormd door opbrengsten en de vermeden kosten van het project. De nadelen bestaan uit de kosten en de misgelopen opbrengsten van het project. De uitkomsten van de financiële KBA bieden ook inzicht of er herverdeling van de kosten en baten dient plaats te vinden, omdat deze inzicht geeft in het effect voor de individuele actor.

In een economische KBA wordt ook rekening gehouden met de voor- en nadelen van derden. Kosten en baten kunnen in dit geval worden gezien vanuit een nationaal-economisch perspectief. Dit betekent dat niet alleen rekening wordt gehouden met de vraag hoeveel een project voor de betrokken partijen oplevert, maar ook de nationale economie.

Voor de KBA worden waar mogelijk de projecteffecten voorzien van een monetaire waarde. Voor de waardebepaling van kosten en baten wordt gebruikgemaakt van prijzen zoals die op de markt tot stand komen (de financiële prijzen) en van economische waarden. Economische waarden geven de juiste schaarsteverhouding weer. Hiervoor kunnen reken-

of schaduw prijzen worden gebruikt. Economische waarden worden gebruikt voor goederen en diensten:

- die niet via de markt worden verhandeld;
- waarvan de marktprijs de schaarsteverhouding niet weerspiegelt;
- die correctie behoeven op grond van externe effecten. Externe effecten zijn positieve en negatieve invloeden die buiten de markt om doorwerken op de productievoorwaarden van producenten of het bevredigingspeil van consumenten.

De verschillende studies nemen verschillende kosten mee in de berekening van de KBA. Zowel Brouwer als Strookman hebben overheadkosten ingecalculeerd. Hiervoor wordt 3% van de totale inrichtings- en investeringskosten ingerekend (Strookman, 2001).

In *Ruimte voor water* (CPB, 2000) wordt alleen aandacht besteed aan de economische KBA. In de economische KBA worden overdrachten tussen actoren, bijvoorbeeld de aankoop van grond door de overheid, niet meegenomen, omdat dit geen economische kostenpost is. Het CPB gaat ervan uit dat de vrijgekomen arbeid op termijn weer empuoi zal vinden. Dit betekent dat op nationaal niveau de afname van de productiecapaciteit beperkt is. Het kapitaal en de arbeid zullen geleidelijk over 10 jaar weer volledig ingezet zijn. Deze aanname wordt door de andere studies gedeeld. Strookman houdt rekening met de andere schakels in het agrocluster, waarbij zij ervan uitgaat dat het verlies aan netto toegevoegde waarde bij de andere schakels ook in 10 jaar is hersteld. Dit is echter een arbitraire aanname, omdat dit sterk van de sector afhankelijk zal zijn (Strookman, 2001).

Kosteneffectiviteitsanalyse

Met de KEA kunnen twee typen analyses worden uitgevoerd (Meeusen et al., 2001):

- een analyse waarin wordt gezocht naar het alternatief dat de laagste kosten met zich meebrengt, gegeven de omvang van de effecten van de alternatieven;
- een analyse waarin wordt gezocht naar het alternatief dat de gunstigste effecten heeft bij een bepaalde omvang van de kosten.

In *Groundwater management for agriculture and nature* (Hellegers, 2001) wordt de KEA gebruikt, omdat de baten moeilijk te kwantificeren zijn. Ook Brouwer ziet de KEA als een methode om de kosten bij de NRA te betrekken. De KEA geeft geen oordeel over de maatschappelijke waarde van het alternatief, maar is meer geschikt om alternatieven te rangschikken op basis van of de kosten of de effecten. De KEA kan gezien worden als een uitgekleele versie van de KBA.

2.5.3 Integrale methoden

Maatschappelijke KBA (MKBA)

De MKBA is een integrale afwegingsmethodiek waarbij de economische KBA wordt uitgebreid, door rekening te houden met voor- en nadelen die zich niet in de markt manifesteren, de externe effecten. Om deze externe effecten in een economische KBA mee te kunnen nemen, moeten zij in monetaire grootheden worden uitgedrukt. Een MKBA geeft dus inzicht in de kosten en baten van veranderingen en de verdeling van de kosten en

baten over actoren. Op basis van de monetaire waardering van kosten en baten kan een integrale beoordeling worden gegeven van de verandering. Op deze manier worden de consequenties van ingrepen en ontwikkelingen in het watersysteem inzichtelijk gemaakt en kan MKBA dienen ter ondersteuning van het beleid. Omdat de monetaire waarden van de externe effecten meestal een afgeleide zijn, is het wel goed om een gevoeligheidsanalyse uit te voeren om na te gaan wat de effecten van prijsveranderingen zijn. Het Ministerie van Financiën dringt sterk aan op het gebruik van de MKBA voor de bepaling van de wenselijkheid van maatschappelijke investeringsprojecten. Voor infrastructurele projecten van nationaal belang is een MKBA volgens de OEEI-leidraad inmiddels verplicht gesteld (Meeusen et al., 2001).

Multi Criteria Analyse (MCA)

De MCA is geschikt voor het afwegen van alternatieven waarbij meerdere criteria een rol spelen, vooral als de criteria worden gemeten in niet-vergelijkbare eenheden. In de MCA kunnen ook kwalitatieve aspecten in de afweging worden meegenomen. De MCA is geschikt om de KBA of MKBA met de draagvlakanalyse of de natuurrendementsanalyse verenigen, door de uitkomsten van de verschillende methodieken volgens een wegingsfactor in de MCA op te nemen. De wegingsfactoren hangen van de preferenties af. Volgens Meeusen is de MCA vooral geschikt in locatiekeuzevraagstukken waar verschillende belangengroeperingen betrokken zijn, met uiteenlopende belangen die uitmonden in uiteenlopende, relevant geachte criteria. Volgens zowel Meeusen als Brouwer is de MCA geschikt voor het rangschikken van alternatieven.

Afweging MCA en MKBA

Volgens Brouwer vormt de MCA de meest integrale beoordeling, omdat deze een beoordeling toestaat aan de hand van meerdere criteria, die bovendien allemaal in hun eigen waarden en eenheden gemeten kunnen worden. Brouwer komt tot de conclusie dat de MCA en MKBA tot totaal verschillende rangschikkingen van uitkomsten kunnen komen, omdat de ecologische en sociale aspecten in de twee methodieken verschillend worden benaderd. Bij de MCA is het van belang dat er veel aandacht wordt besteed aan de bestuurlijke en maatschappelijke indicatoren, omdat deze veel minder nauwkeurig zijn dan de economische en ecologische berekeningen. Een beperking van de MCA ten opzichte van de MKBA is dat de uitkomst in principe geen welvaartstheoretische betekenis heeft. De uitkomst van een MCA geeft alleen een rangorde weer van de onderscheiden opties.

De MCA kan in het algemeen breder worden ingezet, omdat de MCA geen beperkingen stelt ten aanzien van het aantal en de aard van de criteria en dat de MKBA dat wel doet (Meeusen et al., 2001).

2.6 Plaatsbepaling van dit onderzoek

In dit onderzoek vindt een integrale benadering van een regionaal watersysteem plaats. Hierbij worden zowel de aspecten van grondwater als van oppervlaktewater in de berekening meegenomen. De waarden van water van alle actoren worden in beschouwing genomen, hiermee kan het worden gezien als een uitwerking van het 'value flow'-concept op het niveau van het regionale watersysteem.

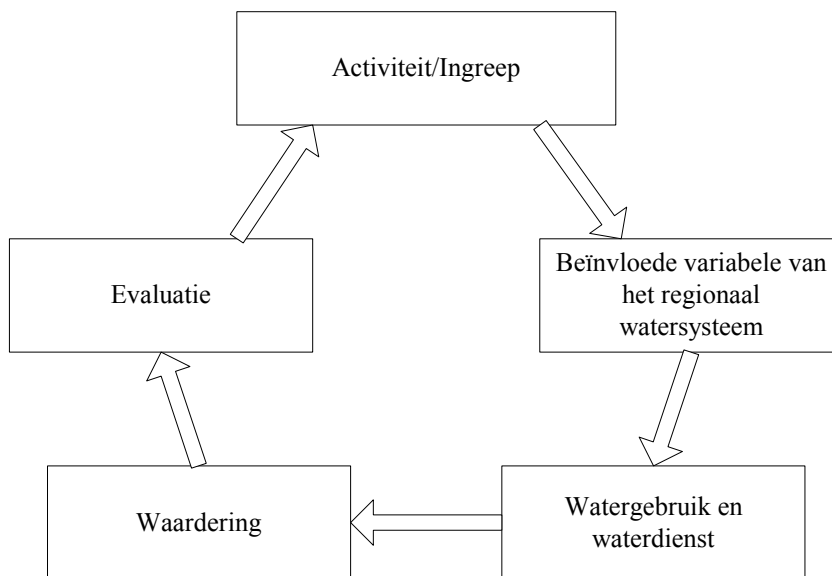
In andere studies is of één bepaald aspect van water in de berekening meegenomen, bijvoorbeeld grondwater in *Groundwater management for agriculture and nature* (Hellegers, 2001) of zijn op een hoger aggregatie niveau de kosten en baten bepaald *Kosten en baten analyse van ruimtelijke waterberging* (Strookman, 2001) en *Ruimte voor water* (CPB, 2000).

3. Het raamwerk

Voor de bepaling van de waarde van water wordt in deze studie uitgegaan van de methode van maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA, zie paragraaf 2.5.3). Hierbij wordt het nut dat potentiële gebruikers onttelen aan het gebruik van water afgezet tegen de baten van alternatieve aanwendingsmogelijkheden. In dit hoofdstuk wordt een raamwerk voor operationalisering van de waarde voor water gepresenteerd (paragraaf 3.1). In dit raamwerk worden de gevolgen van maatregelen op de variabelen van het regionale watersysteem (met name grond- en oppervlaktewaterstand) bepaald (paragraaf 3.2). Hiertoe worden de kosten en baten bepaald per goed of dienst waarbij water een rol speelt. Het aantal goederen en diensten dat direct of indirect beïnvloed wordt door water is in beginsel onbepaald en onbeperkt (paragraaf 3.3). Binnen het kader van dit onderzoek kan echter een aanzienlijke beperking worden aangebracht. Daarom is voor een overzichtelijke presentatie besloten het raamwerk op enkele punten, die niet van belang zijn voor de casestudy, af te bakenen (paragraaf 3.4). Uitgangspunt blijft dat dit kader voor andere praktijkgevallen kan worden ingezet.

3.1 Raamwerk en afbakening

Het raamwerk dat wordt geoperationaliseerd in dit onderzoek is voor dit project samengesteld op basis van een combinatie van het DPSIR framework en de 'programming cycle' van het evolutieproces. Het DPSIR framework (Driving force, Pressure, State, Impact, Response) is ontwikkeld door het Europese Milieu Agentschap (EEA, European Environment Agency) voor op indicatoren gebaseerde rapportages over het milieu. De 'programming cycle' wordt gebruikt bij evaluatiestudies; hierin worden de problemen, strategie, doelen, input, activiteiten, output en verwacht effect met elkaar in verband gebracht (EC, 1999). Bij het opstellen van het raamwerk was al een beeld gevormd van de beschikbare data en modellen. Als echter de relatie tussen de variabelen van het watersysteem en het watergebruik niet duidelijk is, zal dat eerst nader moeten worden onderzocht, bijvoorbeeld aan de hand van de DPSIR framework.



Figuur 3.1 Causale keten van ingrepen in het regionale watersysteem tot waardering

In MKBA gaat het om het waarderen van welvaartsveranderingen die teweeg worden gebracht door voorgestelde veranderingen (de verandering is de activiteit c.q. ingreep in figuur 3.1). Het gaat dus niet om de bepaling van de absolute waarde, maar om de vergelijking van situaties waarbij sprake is van *veranderingen* of ingrepen in het watersysteem of verschillende scenario's, ontwikkelingsmogelijkheden, enzovoort. Met andere woorden: waarden die niet beïnvloed worden door voorziene veranderingen, doordat de goederen of diensten die de waarde vertegenwoordigen er geen effect van ondervinden, kunnen buiten beschouwing blijven. Bijvoorbeeld: alleen indien verandering voorzien wordt in bevaarbaarheid van aanwezige waterwegen moet scheepvaart in de beschouwingen meegenomen worden; als drinkwater in het beschouwde gebied niet wordt gewonnen, maar uitsluitend gedistribueerd en geconsumeerd, blijft productie van drinkwater buiten de analyse, enzovoort.

Veranderingen kunnen worden onderscheiden in:

- fysieke ingrepen in het watersysteem;
- wijzigingen in de context (aard en hoeveelheid van het gebruik, institutionele omgeving, enzovoort).

De hier gevolgde benadering beperkt zich tot *fysieke* ingrepen in het regionale watersysteem. Andersoortige veranderingen blijven buiten beschouwing. Tot deze laatste kunnen bijvoorbeeld gerekend worden wet- en regelgeving (heffing op de winning van grondwater, interregionale schadeverevening), technologische ontwikkelingen (teelt van minder watergevoelige gewassen), gedragswijziging (gebruik van mineraalwater in flessen), enzovoort. Vanzelfsprekend werken eventuele veranderingen hierin wel door in de uiteindelijke waardering van water via de gebruikte kengetallen.

Afbakening

In de eerste plaats is reeds in 1.4 aangegeven dat het onderzoek zicht beperkt tot het watersysteem in het landelijk gebied. Verder wordt ervan uitgegaan dat de ruimtelijke schaal waarop resultaten bepaald en gepresenteerd worden *regionaal* of *subregionaal* is. Effecten die zich beperken tot één of enkele individuele huishoudens of productiehuishoudens worden verwaarloosd. Maar ook effecten die zich op nationale schaal manifesteren, bijvoorbeeld substitutie of wijziging van risico's, blijven buiten beschouwing. Indien er sprake is van manifeste (al dan niet beoogde) effecten in naburige regio's, behoren deze effecten uiteraard wel tot de analyse.

Variabelen van het regionale watersysteem

Een nadere vereenvoudiging wordt aangebracht door het aantal variabelen dat beschouwd kan worden te beperken tot vier. De variabelen van het watersysteem zijn in feite een combinatie van verschijningsvorm, vindplaats en gebruiksvorm van water; gebruikelijk worden onderscheiden (Diederiksen et al., 2002):

- oppervlaktewater;
- grondwater;
- afvalwater;
- drinkwater.

Van belang is dat op elke plaats en tijd eenduidig vastgesteld kan worden tot welke variabele het water behoort. Verdere detaillering van genoemde variabelen volgens de hydrologische kringloop is mogelijk. In de hier aangegeven vierdeling is bijvoorbeeld neerslag niet apart opgenomen, omdat aangenomen wordt dat de waardering ervan plaatsvindt via oppervlaktewater, afvalwater of grondwater; indien bijvoorbeeld neerslag rechtstreeks opgevangen wordt voor drinkwater, dan wel via dauw rechtstreeks een essentiële bijdrage levert aan de groei van gewassen, zou deze aparte variabele kunnen worden toegevoegd.

Goederen en diensten

Voor de waardering van water is het vervolgens van belang de goederen en diensten te identificeren die samenhangen met de verschillende variabelen van het watersysteem. Aangezien het gaat om goederen en diensten die beïnvloed worden door *veranderingen* is de lijst beperkt en overzienbaar.

Als activiteiten die fysiek ingrijpen in het watersysteem, worden in dit onderzoek onderscheiden¹:

- peilbeheer (kwantitatief waterbeheer);
- waterkwaliteitsbeheer;
- beregening en drainage.

¹ Deze activiteiten beïnvloeden de vier dimensies van water, kwantiteit, kwaliteit, locatie en tijdigheid; zie paragraaf 2.1.

In principe zijn andere activiteiten denkbaar, zoals verstedelijking (verandering van opnamecapaciteit, bodemgesteldheid en afwatering), drinkwaterwinning, enzovoort. Deze blijven voorshands buiten beschouwing. Elk van de activiteiten beïnvloedt uiteindelijk een goed (of dienst), die vervolgens gewaardeerd kan worden. Deze beïnvloeding vindt plaats via een tussenstap van fysieke variabelen. Daarmee wordt de causale keten zoals weergegeven in Figuur 3.1.

Voor het onderscheid van goederen en diensten wordt als vertrekpunt genomen het onderzoek naar de bepaling van de prijs van water (Diederer et al., 2002). Hier worden in een analytisch kader 12 categorieën goederen of diensten onderscheiden, waarbij onderscheid gemaakt wordt naar betaling: *voor* water of *tegen* water. Omdat in het huidige onderzoek de maatschappelijke kosten en baten centraal staan, ongeacht voor welk doel ze gemaakt worden, worden de 12 categorieën hier gehergroepeerd, waarbij vervolgens een verband gelegd is met ingrepen in het watersysteem. Verder zijn enkele categorieën verder uitgesplitst (bijvoorbeeld natuur en landschap). Daarmee ontstaat het overzicht van goederen en diensten zoals weergegeven in tabel 3.1. Een motiverende toelichting wordt in het vervolg van dit hoofdstuk gegeven. Omdat watervariabelen zoals grondwaterstand van belang zijn voor diverse producten en anderzijds ook producten beïnvloed (kunnen) worden door meer dan één variabele, is ervan afgezien directe causale verbanden in de tabel op te nemen, omdat dit de overzichtelijkheid niet ten goede zou komen.

Tabel 3.1 Overzicht van onderscheiden goederen en diensten die beïnvloed worden door veranderingen in het (regionale) watersysteem

Activiteit die vatbaar is voor verandering a)	Beïnvloede variabele van het regionale watersysteem	Goederen & diensten	Waardering
peilbeheer (kwaliteitsbeheer) beregening en drainage (verstedelijking) (drinkwaterwinning)	oppervlaktewaterstand	'droge voeten'	inundatieschade woningen, bedrijfsgebouwen en andere functies, waaronder tijdelijk onbruikbare infrastructuur
		Transport	goederenvervoer over water
	grondwaterstand	agrarische producten	productieverlies akkerbouwproducten door te hoge of te lage grondwaterstand
		industriële producten	voor zover grondwater of drinkwater wordt gebruikt bij productie
		afvaltransport	chemisch, biologisch, thermisch verontreinigd water
	(oppervlaktewater- en grondwaterkwaliteit)	Recreatie	waterrecreatie, overige recreatie
		Drinkwater	substituut voor grond- en oppervlaktewater
	(bodemvochtigheid)	Natuur	fysieke natuurproducten, recreatie, niet-gebruikswaarde
		Landschap	niet-gebruikswaarde

a) de activiteiten die niet in de casestudy worden meegenomen, zijn tussen haakjes () aangegeven

Bij dit overzicht moet bedacht worden dat water zowel een consumptiegoed als een productiefactor is, afhankelijk van de actor van waaruit water beschouwd wordt en de markt. Dit is geen principieel probleem, maar vereist in de analyse wel dat bij waardebeoordeling duidelijk en nader onderscheid wordt gemaakt voor de waardering om dubbeltellingen te voorkomen. Daarbij zullen worden onderscheiden: actoren en grondgebruik. Deze komen in 3.4 nader aan de orde. Alvorens hierop wordt ingegaan, worden de variabelen (in 3.2) en de goederen en diensten (in 3.3) kort beschreven.

Waardering

In dit raamwerk in eerste instantie alleen ingegaan op de *huidige gebruikswaarde*, met uitzondering van natuur en landschap, die vaak ook niet-gebruikswaarde hebben. Optiewaarde bestaat per goed in principe uit dezelfde typen kosten en baten; de waarde van de huidige gebruikswaarde en de optiewaarde verschillen op een bepaald moment uiteraard wel. Aan functies (van water) kan quasi-optiewaarde worden toegekend als het voortbestaan van deze functies wordt bedreigd door bepaalde ingrepen, die niet zodanig kunnen worden teruggedraaid dat de functie wordt hersteld. Voor de invulling van het raamwerk vereist dit dat per functie wordt nagegaan of er dergelijke ingrepen denkbaar zijn.

3.2 Variabelen van het watersysteem

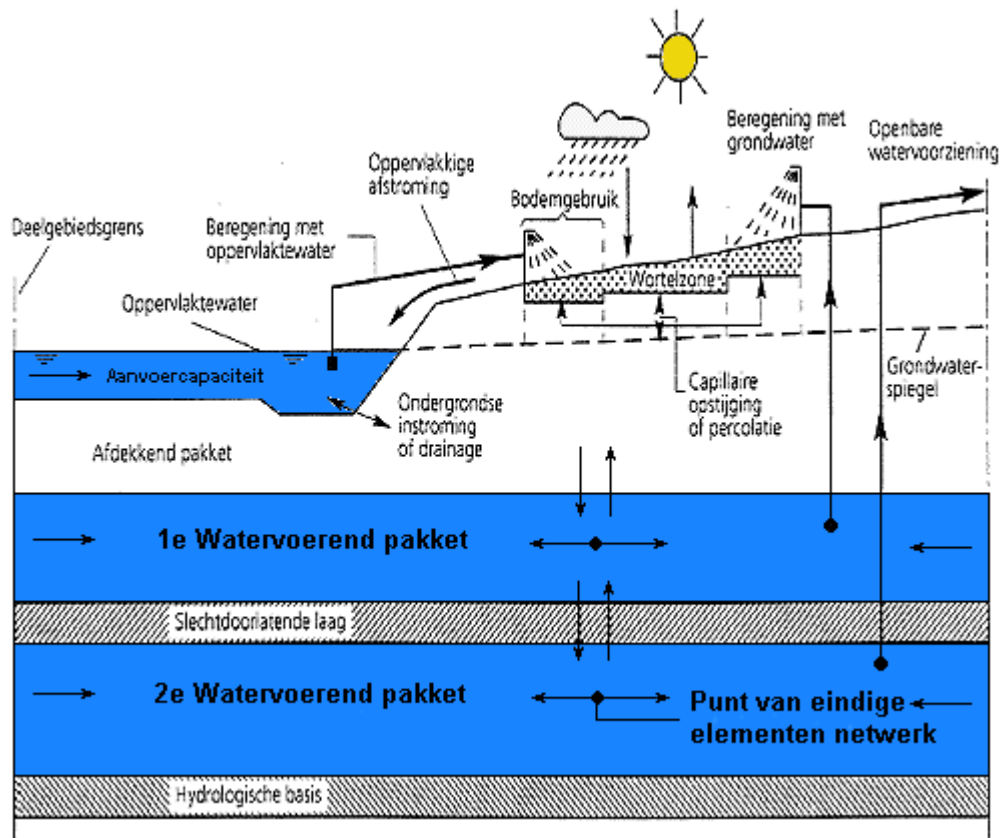
3.2.1 Grond- en oppervlaktewaterstand

Het grondwaterstandverloop is enerzijds een resultante van een hydrologisch systeem en anderzijds een productiefactor. Hoewel de grondwaterstand de uitkomst is van een hydrologisch systeem en daarmee een variabele, kan het anderzijds ook worden beschouwd als een economisch goed. Het hydrologische model wordt niet alleen bepaald door 'natuurlijke' factoren zoals bodemgesteldheid, maar ook door bepaalde maatregelen van peilbeheerders, in het bijzonder via beïnvloeding van de oppervlaktewaterstand. In die zin zijn zowel oppervlaktewaterstand en grondwaterstand bij uitstek publieke goederen, terwijl met de productie c.q. het handhaven ervan in het algemeen aanzienlijke kosten gemoeid zijn, waarbij er in de praktijk vaak moeilijk onderscheid te maken is tussen de inspanningen voor peilbeheer van oppervlaktewater en van grondwater.

In het hier gevolgde raamwerk worden grondwaterstand en oppervlaktewaterstand niet als een economisch goed op zichzelf opgevat, maar als een 'tussenproduct'; de kosten van productie worden ontleend aan (veranderingen in) peilbeheer, terwijl de baten tot uitdrukking komen bij de goederen of diensten die ervan gebruikmaken. Deze kosten van productie zijn met name de investeringen die verricht moeten worden voor handhaving van een bepaald peil, evenals de beheerkosten.

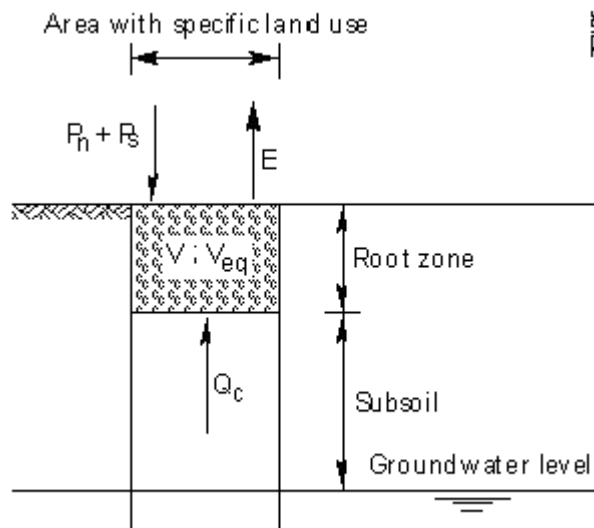
3.2.2 Het hydrologisch model

Om de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen in een gebied te kunnen kwantificeren, is door Alterra het regionale model SIMGRO ontwikkeld. SIMGRO beschrijft de stroming in de verzadigde zone, de onverzadigde zone en het oppervlaktewater (Querner en Van Bakel, 1989; Veldhuizen et al., 1998). In figuur 3.2 is een schematisch beeld gegeven van het model. Het niet-stationaire karakter van dit model, waarbij de interactie tussen de hydrologische processen in grond- en oppervlaktewater van belang is, maakt het mogelijk de variaties binnen het hydrologisch systeem door veranderende randvoorwaarden, zoals de weersomstandigheden, te beschrijven.



Figuur 3.2 Schematisatie van watervoerende en weerstandsbiedende lagen in SIMGRO

Het modelgebied wordt verder opgedeeld in een aantal eindige elementen met knooppunten. In een watervoerende laag treedt horizontale stroming op en in een weerstandsbiedende laag alleen verticale stroming. Op deze wijze wordt de verzadigde grondwaterstroming quasi-driedimensionaal beschreven. De berekening van de onverzadigde grondwaterstroming vindt plaats per knooppunt van het eindige elementennetwerk. De waterhuishouding van zo een knooppunt is weergegeven in figuur 3.3.



Figuur 3.3 Schema van de onverzadigde zone in het model SIMGRO

Voor de berekening van het vochttransport in de onverzadigde zone worden twee reservoirs beschouwd, één voor de wortelzone en één voor de ondergrond. Hierbij is de ondergrond gedefinieerd als het profiel tussen wortelzone en freatisch vlak (grondwaterspiegel) volgens figuur 3.3.

Voor de berekening van het oppervlaktewatersysteem worden substroomgebieden gedefinieerd. Deze bestaan doorgaans uit een aantal knooppunten. Het oppervlaktewater binnen een substroomgebied, in werkelijkheid een groot aantal leidingen, wordt beschouwd als één reservoir. De oppervlaktewateren van de substroomgebieden zijn onderling gekoppeld. Er wordt per substroomgebied rekening gehouden met aan- of afvoer van oppervlaktewater, drainage of infiltratie, oppervlakkige afstroming en onttrekking voor beregening. Voor elk reservoir moet een relatie opgegeven worden tussen oppervlaktewaterstanden en de daarbij behorende afvoercapaciteit. Bovendien is het mogelijk een streefpeil voor de zomerperiode te specificeren. Peilbeheer is mogelijk door deze te koppelen aan de grondwaterstanden in de directe omgeving ervan.

Voor het berekenen van de interactie tussen grondwater en oppervlaktewater zijn in het algemeen vijf typen ontwateringmiddelen te onderscheiden, namelijk greppels, drains, tertiaire sloten, secundaire waterlopen (beekjes en sloten in onderhoud van waterschappen) en primaire waterlopen (beken, rivieren en kanalen). Van deze ontwateringmiddelen is verondersteld dat ze in het model per eenheid van oppervlak uniform aanwezig zijn per knooppunt van het elementennetwerk. Voor elk van deze systemen wordt de drainage of infiltratie berekend.

3.3 Goederen en diensten

3.3.1 Droge voeten

Met 'droge voeten' wordt bedoeld de vrijwaring van wateroverlast, in het bijzonder die welke veroorzaakt wordt door permanente of tijdelijke overschrijdingen van het (beoogde) oppervlaktewaterpeil. Naar wateroverlast, evenals de kosten en baten die daaraan verbonden zijn, is de laatste jaren veel onderzoek verricht (onder meer STOWA 2001, CPB 2000). In een regionaal watersysteem zoals hier beschouwd, zijn van belang de kosten en baten van veranderingen in de overstromingskans, die bijvoorbeeld door verschuivingen in grondgebruik de efficiëntie van productie en consumptie kunnen worden beïnvloeden. Daarnaast kan de kans op overstromingen doorwerken via afschrijvingskosten, verzekeringskosten en de waarde van onroerend goed.

Centraal in de analyse van kosten en baten staat het begrip *inundatiekans*. Waar de inundatiekans toeneemt, stijgen de (jaarlijkse) kosten. Of deze kosten tot uitdrukking gebracht worden in hogere verzekeringspremies ofwel zich manifesteren bij calamiteiten is daarbij op zich minder relevant. Baten treden op, waar de inundatiekans afneemt. Dit is niet noodzakelijkerwijs in hetzelfde gebied als waar maatregelen getroffen worden. Kosten en baten die veroorzaakt worden door wijziging van de inundatiekans worden wel statistische kosten en baten genoemd (CPB, 2000). In principe hebben alle economische functies (waaronder individuele huishoudens) in het gebied dat beïnvloed wordt door maatregelen in het regionale watersysteem te maken met een verhoogde of verlaagde inundatiekans.

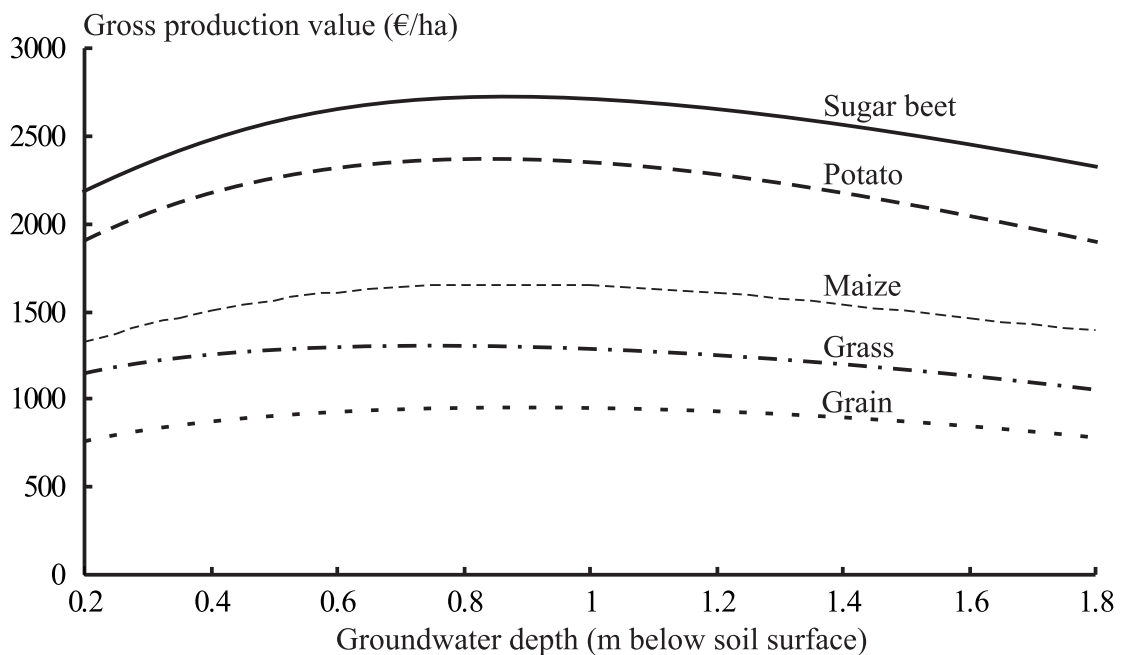
3.3.2 Agrarische producten

Grondwater is een productiefactor voor agrarische bedrijven. De opbrengst (=baten) is afhankelijk van het grondwaterstandverloop, en wel op een voor elk gewas te specificeren wijze. Aangezien zowel te lage als te hoge grondwaterstand tot opbrengstvermindering leidt, heeft een productiefunctie typisch de vorm zoals in figuur 3.4 (Van Wijk et al., 1988). Het feit dat schadegevoeligheid door te hoge grondwaterstanden (natschade) groter is dan schadegevoeligheid door te lage grondwaterstanden (droogteschade) blijkt eruit dat de curve links van het maximum steiler is dan rechts van het maximum.

Voor akkerbouwproducten kan de productiefunctie rechte reeks toegepast worden, voor veehouderijproducten indirect via die van gras en/of snijmaïs die als voedergrassen gebruikt worden.

De genoemde functie geeft het directe effect van grondwaterstand op opbrengsten; deze kan binnen zekere grenzen gebruikt worden voor de totale derving van opbrengst. Bij te lage of te hoge grondwaterstanden kunnen compenserende maatregelen genomen worden, die extra kosten meebrengen, bijvoorbeeld inzet van grondwater voor beregning en eventueel drinkwater.

Boven een bepaalde grondwaterstand zal in eerste instantie sprake zijn van extra natschade door hetzij minder opbrengsten hetzij kosten voor drainage en/of bemaling. Bij nog verdere stijging is geen productie meer mogelijk; de opbrengst wordt dan nihil, terwijl bovendien additionele gevolgschade kan ontstaan.



Figuur 3.4 Productiefunctie gewassen (ontleend aan van Wijk et al., 1988)

3.3.3 Industriële producten

Industriële producten zijn alleen relevant voorzover inzet van (met name: grond)water een rol speelt bij de productie en de beschikbaarheid van grondwater onderhevig is aan veranderingen. Daarnaast kan afvalwater gegenereerd worden, dat wil zeggen oppervlaktewater met een bepaalde vervuilingsgraad (waaronder thermische vervuiling).

3.3.4 Transport

Goederen- en personentransport per schip is een dienst die verricht kan worden met inzet van, maar zonder verbruik van (oppervlakte)water. Indien er sprake is van verandering van de vaarweginfrastructuur, kunnen de daaruit voortvloeiende kosten (en eventuele baten) eenvoudig bepaald worden, aangezien hier sprake is van een bestaande markt.

3.3.5 Afvaltransport

Voor productiehuishoudens vormt water behalve een productiefactor die verbruikt wordt ook een mogelijkheid om afval te verwijderen. Naast chemische en biologische afval kan dit ook thermisch afval (koelwater) zijn.

Voor afvalwaterbeheerders/zuiveringsbedrijven is gezuiverd afvalwater een geleverd product.

3.3.6 Recreatie

Recreatie is een verzamelnaam voor een aantal specifieke goederen en diensten die in meer of mindere mate afhankelijk zijn van (oppervlakte)water: varen, vissen, zwemmen, enzovoort. Recreatie kan rechtstreeks in verband staan met water, maar ook indirect, wanneer recreatie plaatsvindt in gebieden die afhankelijk zijn van water en voor zover veranderingen in het watersysteem deze recreatieve functie beïnvloeden, met name natuurgebieden. In het eerste geval is in het algemeen de aanwezigheid van breed oppervlaktewater (meer dan 6 m) de bepalende factor; bij een indirect verband gaat het met name om grondwater.

De waardering van recreatie is te bepalen uit de reiskosten die gemaakt worden om het desbetreffende gebied te bezoeken en de uitgaven die in het gebied verricht worden.

3.3.7 Drinkwater

Veel van de functies van drinkwater worden niet beïnvloed door veranderingen in het watersysteem, tenzij het gebied een waterwingebied is. De waarde van drinkwater zal in het algemeen ontleend worden aan het feit dat het een tegen marktprijs verkrijgbaar universeel substituut vormt voor met name grondwater.

In situaties waar het beschouwde watersysteem een wingebied voor drinkwater omvat, zullen ook de kosten en baten van veranderingen in het watersysteem voor de productie van drinkwater bepaald moeten worden.

3.3.8 Natuur

'Natuur' staat voor een variëteit aan goederen en diensten, waarvoor al dan niet markten bestaan. Een eerste systematisering wordt aangebracht door onderscheid te maken in nat (aquatisch) en droog (terrestisch) en daarnaast in de onderscheiden functies (waardecategorieën) van natuur (zie figuur 2.2). Deze functies zijn weer in goederengroepen op te delen:

- fysieke output (geoogste of gewonnen producten);
- recreatie;
- diverse soorten indirecte gebruikswaarde;
- niet-gebruikswaarde.

Aan de hand van deze indeling, is een overzicht te maken (tabel 3.2) van goederen en diensten die onderscheiden kunnen worden naar samenhang met het watersysteem. Voor fysieke output en recreatie is waardebepaling in het algemeen goed mogelijk via bestaande markten of waarderingsmethoden (zie ook paragraaf 3.3.6). Opgemerkt moet worden dat ook het type 'droge' natuur (en daarmee de waardering) afhankelijk zal zijn van met name de grondwaterstand.

Tabel 3.2 Goederen en diensten in de groep 'natuur' die samenhangen met het watersysteem

Functionies (a)	Goederengroep	Relatie tot Watersysteem	
		direct, 'nat': oppervlaktewater	indirect, 'droog': natuurgebieden die afhankelijk zijn van (veranderingen in) het watersysteem
Productiefunctie	Fysieke output	Vis, riet	hout etc.
Productiefunctie	Recreatie	waterrecreatie: zie onder recreatie (paragraaf 3.3.6)	wandelen, fietsen, etc.: zie onder recreatie (paragraaf 3.3.6)
Regulatiefunctie	indirecte gebruikswaarde	onroerend goed waarvan de waarde beïnvloed wordt door water;	zuiveringsfunctie van grondwater, al dan niet voor drinkwaterwinning
Bestaanswaarde	Natuur omwille van de natuur	bestaan natte biotoop/ ecosysteem	bestaan droge biotoop/ ecosysteem

(a) de functie verwijst naar figuur 2.2, waarin de verschillende waarden die natuur heeft worden geëxpliciteerd.

3.4 Operationalisering van de waardering

Ten behoeve van de operationalisering van het waardebegrip, is het noodzakelijk nader in te gaan op de producenten en consumenten van de hiervoor genoemde goederen en diensten, kortom de *actoren* die afhankelijk zijn van het regionale watersysteem (paragraaf 3.4.1).

Verder zal, in de mate waarin dat mogelijk is, inzicht moeten worden verkregen in de hoeveelheden en de kosten en baten (of de daarvoor bepalende factoren). Hiervoor is een koppeling nodig tussen de ruimtelijke informatie over het watersysteem (met name variabelen van het watersysteem en hoeveelheden) en de goederen en diensten. Het voor de hand liggende instrument om deze koppeling te maken is door middel van *grondgebruik* (paragraaf 3.4.2). Dit sluit aan bij de wijze waarop hydrologische gegevens beschikbaar zijn, namelijk via een fijnmazig (grid)systeem. Aan dit systeem zijn zowel de watergegevens als gebruiksgegevens te koppelen (paragraaf 3.4.3).

3.4.1 Actoren

Actoren zijn degenen voor wie water (in enige vorm) waarde vertegenwoordigt. De categorieën actoren zijn zo fijnmazig gekozen, dat een waardebepaling voor de actor zo scherp mogelijk is. Dit houdt een verfijning in ten opzichte van de actorgroepen die onderscheiden zijn in Diederiksen et al. (2002) en Bos en Vleugel (2002). De volgende actoren worden in de case Gemert-Bakel onderscheiden:

- akkerbouwers;
- veehouders;
- recreatiebedrijven;
- overige (niet-agrarische) bedrijven;
- woningbezitters/bewoners;
- natuurbeheerders;

- waterpeil- /kwaliteitsbeheerders;
- recreanten;
- natuurliefhebbers (dit is een diffuse categorie, die in feite gebruikt wordt om de natuurwaardering te operationaliseren);
- overheden.

Hieraan zijn, afhankelijk van de toepassing, bijvoorbeeld toe te voegen:

- tuinbouwers;
- drinkwaterbedrijven (alleen indien die water betrekken uit het gebied);
- afvalwaterbeheerders/rioolzuivering;
- eigenaren/bewoners van woonboten;
- scheepvaartbedrijven;
- vaarwegbeheerders;

3.4.2 Grondgebruik

Bij de keuze van de *typen grondgebruik* zijn verschillende invalshoeken te kiezen, gebaseerd op beschikbaar gegevensmateriaal en eerder onderzoek vanuit sectorale of thematische invalshoek. De belangrijkste zijn:

- de categorieën zoals vermeld in de *normeringstudie regionale wateroverlast* (STOWA, 2001). Aansluiting hierbij zou betekenen dat de resultaten van hydrologische berekeningen op lokaal niveau vertaald kunnen worden via schadebedragen naar waarderingen (van het handhaven een bepaalde waterstand en van schade toegebracht bij verstoring). Dit systeem is evenwel niet dekkend. Zo is 'bouwland' niet verder uitgesplitst. Verder wordt bij bebouwing onderscheid gemaakt in 3 categorieën: extensief, intensief en gemiddeld; in de hier beschouwde regionale situatie, kan uitgegaan worden van meer gedetailleerde informatie op kaartniveau (zonder dat overigens op individueel objectniveau hoeft te worden gewerkt);
- de bodemgebruiksvormen uit de studie *Schade na overstroming* (DWW, 2000); ook hierin wordt agrarisch grondgebruik niet verder uitgesplitst dan in glastuinbouw en overige landbouw. Wel wordt hierin woonbebouwing verder uitgesplitst naar boerderijen en 3 woningtypen;
- de *CBS-Bodemstatistiek*. Deze is enerzijds gedetailleerd (zo zijn er bijvoorbeeld aparte categorieën 'onverharde wegen', 'begraafplaats' en 'sociaal-culturele voorzieningen', die in een studie naar watersystemen in het landelijk gebied een ondergeschikte rol spelen), terwijl anderzijds agrarisch grondgebruik slechts verdeeld wordt naar 'glastuinbouw' en 'overig agrarisch'. Daarentegen worden wel relevante categorieën als 'woongebied', 'glastuinbouw' en 'water voor recreatie' onderscheiden;
- het *Landelijk Grondgebruikbestand Nederland*, dat binnen landbouwgebieden (buiten glastuinbouw) onderscheid maakt naar enkele hoofdgewassen;
- het Ruimtelijk Economisch Model (REM) dat door het LEI is ontwikkeld en toegepast bij MKBA's en waarin de grondgebruiktypen natuur en water wel worden onderscheiden, evenals verschillende soorten agrarische bedrijvigheid (Reinhard et al., 2003).

Op basis van een afweging tussen detaillering en onderscheidend vermogen en rekening houdend met het vóórkomen van categorieën in het gebied van de casestudy (zie hoofdstuk 4 en 6) is gekozen voor de volgende grondgebruiktypen; zie tabel 3.3.

Tabel 3.3 Overzicht van grondgebruiktypen.

Landbouw	Grasland
	Maïs
	Aardappelen
	Bieten
	Graan
Tuinbouw	Vruchtbomen
	Glastuinbouw
	overige akkerbouw en tuinbouw
Infrastructuur	Weginfrastructuur
	Vliegvelden
	stortplaatsen en wrakkenopslagplaatsen
Oppervlaktewater	oppervlaktewater voor recreatie
	overig oppervlaktewater
Bos en Natuur	Bos
	natte natuur
	droge natuur
Recreatie	Verblijfsrecreatie
	dagrecreatie (waaronder parken, plantsoenen, sportvoorzieningen)
Bebouwing	Woonbebouwing
	kantoren, dienstverlening, voorzieningen
	Bedrijventerreinen
Overig	overig (onverharde wegen, stortplaatsen, enzovoort)

De relatie tussen de hier gegeven gebruiktypen en de categorieën die gebruikt worden in de CBS-bodemstatistiek en het landelijk grondgebruikbestand Nederland is opgenomen in bijlage B.

3.4.3 Ruimtelijk schaalniveau (GIS)

Als ruimtelijke schaal waarop uitspraken gedaan zullen worden over de waarde van water wordt uitgegaan van het (sub)regionale niveau. Hierbij kan worden gedacht aan het grondgebied van enkele gemeenten. In oppervlakte gemeten is dit in de orde van 10^8 m² tot 10^9 m². Het watersysteem (en de veranderingen daarin) spelen zich echter af op een niveau dat veel fijnmaziger is, tot de orde van 10^2 m² tot 10^3 m². Economische waardebeoordeling op een te klein schaalniveau is evenwel niet zinvol, omdat het individuele productiehuis houdens of zelfs slechts delen ervan beslaat. Gekozen is daarom voor een

schaalniveau dat - al naar gelang de gegevens - varieert van $0,5 \cdot 10^3 \text{ m}^2$ tot 10^4 m^2 ; dit komt overeen met gridsystemen met eenheden van 25 m bij 25 m tot 100 m bij 100 m.

3.5 Overzicht en samenvatting

De consequentie van het hiervoor geschetste analysekader, is dat (in theorie) een sluitend overzicht gemaakt kan worden waarin alle combinaties van actoren, variabelen van het watersysteem, grondgebruik en goederen of diensten zijn opgenomen. Dit overzicht wordt weergegeven in tabel 3.4.

Tabel 3.4 Database raamwerk waardebeoordeling van water

record	waardering: kosten en /of baten				
	actor	variabele van het watersysteem	grondgebruik	goed of dienst	uitwerking
1	A	grondwater	Grasland	agrarische producten	waarderingmethode
2	A	oppervlaktewater	Grasland	agrarische producten	waarderingmethode
3					
		etc.			
I	A	grondwater	aardappelen	agrarische producten	waarderingmethode
		etc., etc.		recreatie	waarderingmethode
J	B	grondwater	enzovoort	agrarische producten	waarderingmethode
J+1	B	oppervlaktewater	enzovoort	agrarische producten	waarderingmethode
		...			
		enzovoort		recreatie	waarderingmethode
				natuur	waarderingmethode
9999	Z	afvalwater	natte natuur	natuur	waarderingmethode

In de praktijk is de 'database' van tabel 3.4 veel kleiner dan de structuur suggereert. Het aantal combinaties van actoren, grondgebruiktype, etcetara. bij een bepaald goed of dienst is zeer beperkt. Vervolgens kan ook bij de waarderingmethoden slechts gekozen worden uit een beperkt repertoire.

Samenvatting:

- per *goed of dienst* worden de betrokken actoren en variabelen van het watersysteem bepaald;
- per combinatie wordt een *waardebeoordeling* vastgesteld;
- per *locatie* vindt vervolgens een berekening plaats, door van alle grondgebruikvormen de bijbehorende veranderingen in goederen en diensten te waarderen;
- vervolgens kan gesommeerd worden over alle locaties en alle goederen om tot een regionale waardering te komen.

4. Beschrijving van de case Gemert-Bakel

4.1 Inleiding

Het ontwikkelde raamwerk wordt toegepast in een casestudy. In de case Gemert-Bakel staat het conserveren van water centraal om piekafvoeren te vermijden. Op basis van de beschikbare data en modellen van het casestudygebied wordt het in hoofdstuk 3 beschreven raamwerk ingevuld. In dit hoofdstuk wordt de achtergrond van deze case gepresenteerd (paragraaf 4.2), het gebied wordt nader beschreven in paragraaf 4.3. De beleidsoptie is beschreven in paragraaf 4.4. Deze optie legt vast welke waarden van water op welke punten in de kringloop worden bepaald. De beïnvloede parameters (hydrologische consequenties) van de voorgestelde ingrepen in het gebied zijn beschreven (paragraaf 4.5). De waarde van water in de case Gemert-Bakel wordt voor de verschillende actoren berekend in hoofdstuk 6.

4.2 Hoogwater rond Den Bosch

Tijdens de hoogwaterperiode van begin 1995 ontstonden er problemen met de afwatering rondom Den Bosch. Zo is onder meer als gevolg van het begeven van een Dommelkade het Bossche broek en daarmee ook een gedeelte van de rijksweg A2 onder water gelopen. Noodkaden zijn ten tijde van het hoogwater aangelegd op diverse plaatsen, waaronder Den Bosch Zuid. Behalve voor de directe omgeving van de stad Den Bosch is er ook sprake geweest van andere plaatsen waar hinder als gevolg van de hoge Maasstand en de afvoeren van de Dommel en de Aa is ondervonden. Herhaling van deze gevolgen van het hoogwater wordt maatschappelijk onaanvaardbaar geacht (Heidemij, 1995).

De hoogwatersituatie van begin 1995 werd veroorzaakt door een samenloop van omstandigheden. Het betrof het samenvallen van de hoge waterstand in de Maas en de hoge afvoeren van de Dommel en de Aa. Beide werden veroorzaakt door overvloedige neerslag in de stroomgebieden. De hoge waterstanden hebben geleid tot inundatie van een aantal beekdalen en het Bossche Broek. De waterhuishoudkundige situatie in de omgeving van Den Bosch is complex. Het gebied ligt op de overgang van de hogere Brabantse dekzandruggen naar het lage rivierengebied van Midden-Nederland. Van de hogere gronden voeren de Dommel en de Aa water af. In de stad Den Bosch komen beide rivieren samen in de Dieze. Het water wordt afgevoerd naar de Maas.

4.3 Gebiedskenmerken Gemert-Bakel

Het totale afvoergebied van de Bakelse Aa beslaat ongeveer 87.000 ha. Het casestudygebied is 27.870 ha groot. Het gebied helt van oost (30 m+ NAP) naar west

(13 m+ NAP). De grotere waterlopen volgen de helling van het gebied. Het gebied is vrij afwaterend, met stuwen wordt de stroming in de waterlopen gereguleerd. In het gebied komen geen onderbemalingen voor. Het gebied wordt doorsneden door de Peelrandbreuk, het oostelijk deel van het gebied is gelegen op de Peelhorst, het westelijke deel ligt in de Centrale Slenk. De bodem bestaat voornamelijk uit grove zandgronden (veldpodzolen, hoog zwarte enkeerden) en lemig fijne zandgronden (beekeerden en kanteerden). Omdat de gebieden geologisch verschillen vertonen ze een ander afvoergedrag. De breuk is door versmering sterk ondoorlatend waardoor lokaal grote gradiënten in de grondwaterstand kunnen bestaan. De grondwaterstroming loopt evenwijdig aan de breuk van zuidoost naar noordwest. Het bovenste grondwater stroomt vanuit infiltratiegebieden naar de waterlopen. De nattere gronden zijn gedraineerd (10% van het gebied). In tabel 4.1 wordt het landgebruik in het gebied weergegeven.

Tabel 4.1 Verdeling van het landgebruik in het casestudygebied Gemert-Bakel in ha en als percentage van het totale oppervlak

Grondgebruik	Areaal (ha)	Percentage
Woongebieden	1984	7,1
Bedrijfsterrein (incl. wakkenopslagplaats)	445	1,6
Kantoren	188	0,7
Infrastructuur (incl. vliegveld)	949	3,4
Agrarisch	17253	61,9
- Aardappelen	553	2,0
- Bieten	638	2,3
- Boomgaard	31	0,1
- Granen	356	1,3
- Gras	9342	33,5
- Maïs	5218	18,7
- Glastuinbouw	93	0,3
- Overige	1022	3,7
Verblijfsrecreatie	99	0,4
Dagrecreatie	295	1,0
Bos	5317	19,1
- Loofbos	1781	6,4
- Naaldbos	3536	12,7
Natuurgebieden	1042	3,7
- Droge natuur	720	2,6
- Natte natuur	322	1,1
Overige	298	1,1
Totaal	27870	100,0

4.4 Beleidsvarianten voor het gebied

In de visie van het waterschap Aa en Maas staat als doelstelling een reductie van de piekafvoeren met 50%, om daarmee de kans op overstromingen benedenstrooms (met name Den Bosch) sterk te reduceren. Deze ambitieuze doelstelling dient bij voorkeur te worden gerealiseerd door allereerst het water tijdens hoge neerslagen zoveel mogelijk vast te houden, en als dat onvoldoende soelaas biedt te bergen op en naast de hoofdwaterlopen. Dit is conform de voorkeursvolgorde van de kwantitatieve WB21-trits: vasthouden-bergen-afvoeren. De realisatie van deze doelstelling is nog onderwerp van studie. Omdat het hier een voorbeeldstudie betreft is één mogelijke variant doorgerekend: het optrekken van alle in het gebied aanwezige stuwen tijdens perioden met hoge afvoeren tot 10 cm beneden maaiveld. Deze maatregel kan worden gezien als een mogelijke invulling van water vasthouden. Het waterschap wil de helft van deze piekreductie via water vasthouden realiseren en de andere helft via waterberging.

We onderzoeken in dit kader niet of er andere oplossingen zijn dan piekafvoerreductie om de waterschade benedenstrooms te verminderen. Zo zijn er wellicht technische oplossingen mogelijk (extra gemaal bij Den Bosch) die minder kosten dan de piekafvoerreductie.

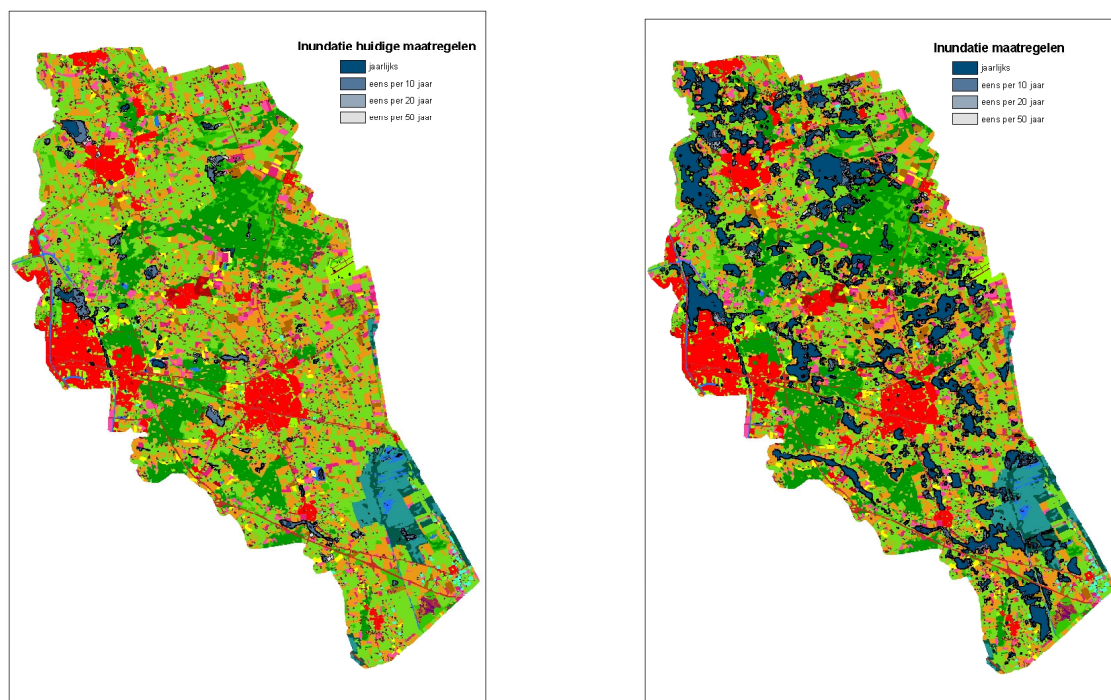


4.5 Hydrologische consequenties van de ingrepen

Het model is doorgerekend met de extreme gebeurtenissen zoals die zijn samengesteld uit een combinatie van begingrondwaterstand en neerslaghoeveelheid gedurende 9 dagen voor de studies naar omvang en locatie van bergingsgebieden in opdracht van de Brabantse waterschappen (Van Bakel et al., 2003). Het model is doorgerekend voor de huidige situatie en voor die waarin de stuwen tot 10 cm onder maaiveld zijn opgetrokken bij hoge afvoer (de maatregel).

Uit de modelberekeningen blijkt dat de maatregel ongeveer het beoogde effect heeft. De afvoer van het stroomgebied van de Bakelse Aa, waar het gebied Gemert-Bakel ongeveer de helft van uitmaakt, die in 1% van de tijd wordt bereikt of overschreden zakt van ongeveer 12 m³/s naar circa 7 m³/s; een reductie van 40% als gevolg van de maatregel. Door de ingreep stijgt de grondwaterstand en de kans op inundatie in het casestudygebied.

Per gebeurtenis is met de methode van WB21 de natschade als opbrengstreductiepercentage bepaald voor landbouwgrond, waarbij de schade een functie is van tijd en mate van onderschrijding van een kritieke grondwaterstanddiepte. Van zowel de huidige situatie als de situatie na ingreep is de schadeverwachting bepaald als de som van schade per gebeurtenis maal kans op voorkomen. In figuur 4.1 is te zien dat de natschade fors toeneemt als gevolg van de maatregel, vooral langs de beken.



Figuur 4.1 Inundatie van het gebied Gemert-Bakel in de huidige situatie en na invoeren van de maatregel.

5. Economische uitwerking van de case

In dit hoofdstuk worden de economische aspecten van de case nader geanalyseerd. Bepaald wordt welke waarden van water moeten worden geanalyseerd. In het volgende hoofdstuk wordt het ontwikkelde raamwerk (zie hoofdstuk 3) toegepast op de case. De goederen en diensten die door de maatregel worden beïnvloed, worden in hoofdstuk 6 geïdentificeerd en gewaardeerd.

5.1 Uitwerking van de waardering

Het doel dat is geformuleerd voor het gebied Gemert-Bakel, is het verminderen van de piekafvoer met 25% door water vast te houden en 25% via waterberging. De totale piekreductie bedraagt 50%, conform de doelstelling van WB21. Het achterliggende doel is om het overstromingsrisico benedenstrooms c.q. in Den Bosch te verkleinen.

De doelstelling van halvering van de piekafvoer is op basis van een technische afweging tot stand gekomen. De achterliggende doelstelling van de piekreductie met 50% is om de totale maatschappelijke kosten die zijn verbonden aan piekafvoer te verminderen. In de case Gemert-Bakel is dat het geval als de kosten van het vasthouden van water bovenstrooms kleiner zijn dan de vermeden schade benedenstrooms. 50% piekreductie is dan niet het doel maar het middel om de totale maatschappelijke kosten van wateroverlast te verminderen. De vraag of de maatregelen om water langer bovenstrooms vast te houden en zo een piekreductie van 25% te halen effectief en efficiënt zijn, valt in vier onderzoeksvragen uiteen:

- zijn de maatregelen effectief om de beoogde piekreductie te bereiken? De maatregelen om deze 25% piekreductie te realiseren, zijn effectief als deze er inderdaad toe leiden dat de piekafvoer met een kwart afneemt;
- zijn de maatregelen efficiënt? Wordt de beoogde reductie tegen de laagste kosten gehaald;
- is de 25% piekreductie effectief? Is er door het halveren van de piekafvoer minder wateroverlast (sommatie van overlast bovenstrooms en benedenstrooms);
- is de 25% piekreductie efficiënt? Wordt de vermindering van de wateroverlast tegen de laagste kosten bereikt? Vijfentwintig procent hoeft natuurlijk niet het economisch optimale reductiepercentage door middel van het vasthouden van water te zijn.

In principe kunnen we het raamwerk loslaten op het casestudygebied om zo de kosten van de maatregelen te bepalen. Van het casestudygebied is informatie beschikbaar om deze exercitie uit te voeren. Er is een hydrologisch model van het gebied en we weten het grondgebruik. Daarnaast hebben we informatie van buiten het casestudygebied nodig om de baten voor het benedenstroomse gebied in kaart te brengen. Het probleem bij de vermeden schade benedenstrooms is dat het water uit het casestudygebied maar een van de

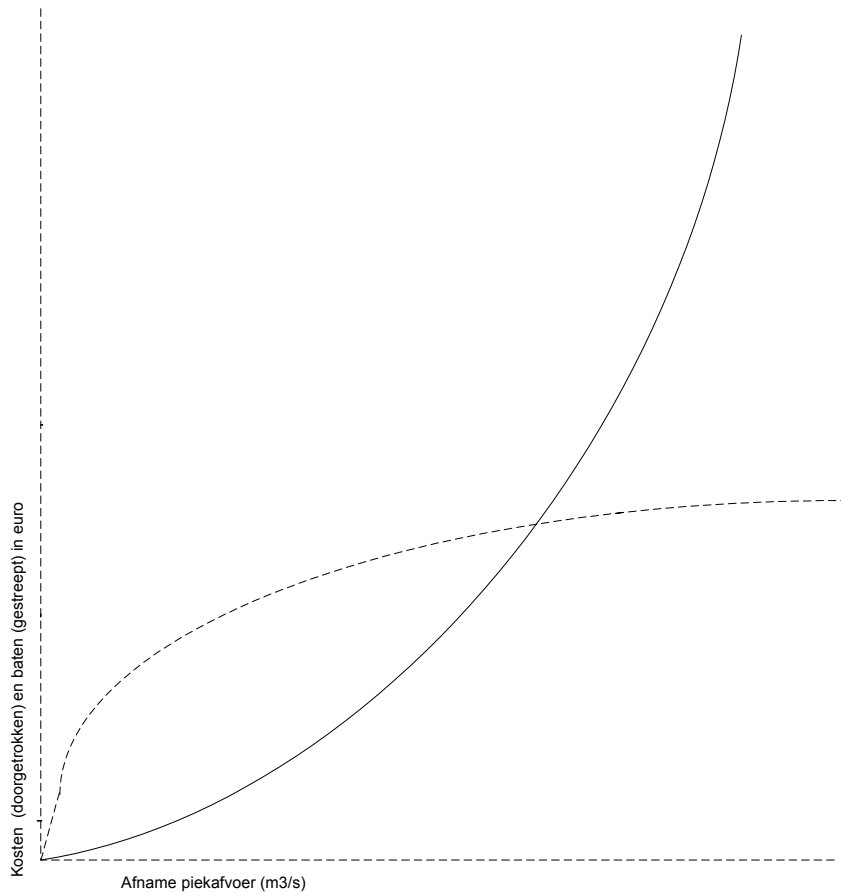
oorzaken is van de wateroverlastrisico's benedenstrooms. De invloed van maatregelen uit het casestudygebied wordt steeds kleiner hoe verder je stroomafwaarts komt en het water van de Bakelse Aa mengt met water van andere waterlopen. Vandaar dat we op basis van eerder onderzoek en enkele aannames een schatting zullen maken van de vermeden schade benedenstrooms als gevolg van de ingrepen (zie paragraaf 5.3).

5.2 Efficiënte piekreductie

In deze paragraaf analyseren we hoe de optimale piekreductie kan worden bepaald. De optimale piekreductie wordt bereikt als de marginale kosten van piekreductie gelijk zijn aan de marginale baten van deze reductie. De kosten van de maatregelen om piekafvoer te reduceren bestaan uit (i) de kosten van maatregelen zelf (bijvoorbeeld extra investeringskosten en onderhoudskosten voor de stuwen); zie paragraaf 6.1 en (ii) gederfde opbrengsten bovenstrooms (iii) extra schade bovenstrooms; zie paragraaf 6.2. De baten van de reductie van piekafvoer zijn de vermeden waterschadelasten benedenstrooms; zie paragraaf 6.3. In bijlage C wordt het begrip schade nader uitgewerkt.

Startpunt van de analyse is de relatie tussen piekreductie en kosten en baten van het regionale watersysteem. Piekreductie wordt hier uitgedrukt in m^3/s reductie ten opzichte van de maximale piekafvoer.

We kunnen veronderstellen dat de relatie tussen piekreductie en kosten bovenstrooms wordt gekenmerkt door toenemende kosten per eenheid (m^3/s) piekreductie (toenemende marginale kosten). Immers, een kleine vermindering van de piekafvoer kan met eenvoudige en goedkope middelen worden bereikt, zonder dat dit veel schade bovenstrooms tot gevolg zal hebben. Iedere volgende vermindering zal meer kosten (grotere ingrepen en meer schade); Vlaanderen en van der Veeren (2002). De concave kostencurve is weergegeven in figuur 5.1 als de doorgetrokken curve; deze correspondeert met de standaardkosteneffectiviteitscurves. De kostencurve begint in de oorsprong, omdat we aannemen dat zelfs een kleine reductie al met kosten gepaard gaat.



Figuur 5.1 Relatie tussen afname van de piekafvoer en de kosten en baten van de benodigde maatregelen

We veronderstellen verder dat een kleine afname van de maximale piekafvoer zal leiden tot grote vermeden schadekosten. Immers, bij maximale piekafvoer zullen delen van het gebied benedenstrooms blank staan, wat kan leiden tot enorm grote schade. Een verdere reductie van de piekafvoer zal tot afnemende baten per m^3/s reductie leiden. De convexe batencurve is ook weergegeven in figuur 5.1 als de gestreepte curve; deze correspondeert met standaardbatencurven. Een probleem is dat we niet (exact) weten hoe groot de maximale piekafvoer is. We weten dus ook niet waar de batencurve de Y-as snijdt. De werkelijke batencurve kan dus hoger of lager liggen dan de met een gestreepte lijn in figuur 5.1 weergegeven batencurve. We veronderstellen dat door klimaatverandering en bodemdaling de batencurve in de loop der tijd naar boven zal schuiven.

In feite kent de schade benedenstrooms een maximum. Als alles is vernietigd, dan kan er geen extra schade meer worden geleden. We weten niet of deze maximale schade bij de maximale piekafvoer wordt bereikt. We nemen impliciet aan dat dat niet het geval is. Mocht de maximale schade al bereikt zijn bij een kleinere, dan maximale piekafvoer dan levert de eerste reductie van de piekafvoer geen baten op.

Voor het gemak hebben zijn de kosten- en batenfuncties als continue functies weergegeven in figuur 5.1. In de praktijk zijn het echter discontinue functies. Voor de batenfunctie geldt bijvoorbeeld dat als bij een bepaalde piekafvoer een dijk net overloopt,

een minimale reductie van dezelfde piekafvoer een enorme stijging van de baten optreedt. Immers, het gebied achter de dijk overstroomt bij deze reductie niet meer en zijn er grote vermeden kosten.

De exacte kosten- en batenfuncties zijn niet bekend. In feite zijn beide functies weer opgebouwd uit de investeringskosten en schadefuncties van de grondgebruikvormen in het gebied Gemert-Bakel en het benedenstroomse gebied. De kostenfunctie van het casestudygebied kan alleen worden berekend door een hydrologisch model en een economisch model aan elkaar te koppelen en met deze modellen zeer veel verschillende maatregelen en combinaties van maatregelen door te rekenen. Zo kunnen verschillende punten van de kostenfunctie worden bepaald en de functie zelf worden geschat. De kostenfunctie zal ook verschillen tussen stroomgebieden, zodat geen gebruik kan worden gemaakt van kennis die elders is verkregen (zo die er zou zijn).

Zoals beschreven in paragraaf 4.4 is een maatregelenpakket vastgesteld waarmee de vanuit beleidsoogpunt beoogde 25% reductie van piekafvoer door water langer vast te houden kan worden bereikt. De gevolgen van deze maatregelen zijn gewaardeerd door middel van het in hoofdstuk 3 beschreven raamwerk. Deze waardering is uitgewerkt in hoofdstuk 6. Via deze werkwijze wordt dus slechts één punt verkregen van de kostenfunctie in figuur 5.1. Van de batenfunctie worden met behulp van aannames enkele punten ingeschat (zie paragraaf 5.3). Wat we kunnen meten is dus alleen of voor die maatregelen de baten groter zijn dan de kosten. Voor het economisch optimum zijn de werkelijke kostencurve en batencurve nodig. Het snijpunt van de marginale kosten- en batencurven is de economisch optimale reductie (de marginale kosten- en batencurven zijn niet opgenomen in dit rapport). Op grond van onze aannames over de vorm van de kosten- en batencurve kunnen we aangeven of het optimum wordt bereikt via een hoger dan wel een lager reductiepercentage.

5.3 Schade door wateroverlast benedenstrooms

Voor het bepalen van de verandering van de schaderisico's benedenstrooms door het vasthouden van water rond de Bakelse Aa, hebben we dus idealiter de relatie tussen waterstand in de Aa en de schade nodig en de afname van de waterstand benedenstrooms als gevolg van het vasthouden van water in het stroomgebied van de Aa; weergegeven als piekreductie en baten in figuur 5.1. Daarbij gaan we bewust voorbij aan het feit dat ook op andere locaties schade kan optreden, bijvoorbeeld in Veghel en Berlicum

Om met de laatste relatie te beginnen: de twee rivieren die afwateren op de Dieze zijn de Dommel en de Aa (zie paragraaf 4.2). De Dommel heeft een stroomgebied van 171.000 ha waarvan 136.000 ha in Nederland is gelegen. De Aa heeft een stroomgebied van 87.000 ha. We kunnen grofweg stellen dat een derde van het water bij Den Bosch afkomstig is van de Aa (hierbij nemen we aan dat de neerslag evenredig is verdeeld over het gebied). Tevens vormt het casestudygebied Gemert-Bakel ongeveer een derde van het stroomgebied van de Aa. Dus de maatregelen beïnvloeden maar eennegende deel van het water dat via de Dieze wordt afgevoerd.

Voor de relatie tussen waterstand en schade

In normale omstandigheden wordt al het water van de Dommel en de Aa zonder problemen gespuid op de Maas. Een overzicht van debiet (in m^3s^{-1}), waterstand en frequentie is voor de rivieren rond Den Bosch weergegeven in tabel 5.1 voor normale situaties en voor de hoogwatersituatie in januari/februari 1995. Het hoogwaterpeil van de Aa komt veel vaker voor dan het hoogwaterpeil van de andere rivieren (Dommel en Maas).

Tabel 5.1 Overzicht van normale en hoogwatersituatie van rivieren rond Den Bosch

	Normale situatie			Hoogwater		
	Afvoer m^3/s	Peil	Frequentie keren/jaar	Afvoer m^3/s	Peil	Frequentie keren/jaar
Maas	50-500	0,5-1,0	100	2.880	4,94	1/33
Dieze	25	2,25	100	93	4,87	Zie tekst
Dommel	15	2,75	130	106	4,92	1/50
Aa	5 - 10	3,80	100	52	5,36	1/5

Bron: Heidemij (1995), bewerking LEI.

Er zijn vier verschillende hoogwatersituaties en bijbehorende schades doorgerekend (Heidemij, 1995). In tabel 5.2 zijn het waterpeil en de schade per actorgroep weergegeven.

Tabel 5.2 Schade van vier Dieze-peilen naar eigendoms categorie (prijspeil 1995)

Situatie	I	II	III	IV
Diezepeil in NAP	+4,90	+5,05	+5,20	+5,30
Schade in euro* 10^6 (a)				
Overheden	1,13	2,04	2,27	3,63
Particulieren	0,23	1,36	1,36	>1,82
Agrariërs	0,23	0,45	0,68	0,91
Bedrijven	0,23	0,23	0,23	>2,72
Totaal	1,82	4,08 ^b	5,54	>9,07 ^c

Bron: Heidemij (1995).

a) De kosten zijn in de oorspronkelijke studie afgerond op miljoenen gulden; b) In tabel 10 van het Heidemij rapport is een sommatiefoutje geslopen. Bij het totaal van situatie II wordt 8 miljoen gulden vermeld. Op basis van de vermelde kostenposten moet dat 9 miljoen zijn; c) Binnen de gehanteerde aannamen kan worden gesteld dat de omvang van de schade in de eerste drie situaties beneden de 4.5 miljoen euro ligt. Indien situatie IV optreedt dan geldt ter indicatie dat de schade minimaal 9.07 miljoen euro bedraagt. De schade kan vele malen hoger liggen, en hangt in grote mate af van de omstandigheden ter plaatse van onder andere industrieterrein Ritevelden (niet uitgewerkt).

Heidemij (1995) geeft geen frequenties van voorkomen van de vier situaties. Dit hangt samen met het feit dat het afvoergedrag van de Maas kan veranderen door maatregelen bovenstrooms en dat de relatie tussen afvoeren van de Maas en die van de Dommels en Aa statistisch onbekend is. Als indicatie van de frequentie kan worden gesteld dat de vier situaties boven de frequentie van 1/1250 jaar liggen. Dit is de frequentie van de Maas van NAP +6.40. Bij een lager peil treden reeds de problemen op. Het gaat dus om

een frequentie in de orde van grootte van eens in de honderden jaren. Dit kan als bovengrens worden gezien. De frequenties behorende bij de waterstand in de Aa en de Dommel in de afgelopen hoogwaterperiode lagen tussen de 1/5 en 1/50 jaar. De ondergrens kan daarom in de orde van grootte van eens in de tientallen jaren worden gezien. (De hoogste gemeten stand van de Dieze in 1995 was N.A.P. +4,87). In het kader van deze studie veronderstellen we dat situatie I een overschrijdingskans kent van eens in de 25 jaar en dat bij iedere volgende situatie de kans een factor 3 jaren kleiner wordt. Conform de tekst uit het Heidemij-rapport is de overschrijdingskans van situatie IV dus groter dan de normatieve frequentie van eens in de twaalfhonderdvijftig jaar die de overheid hanteert. In hoofdstuk 6 worden enkele alternatieven van onderstaande overschrijdingskansen doorgerekend.

Tabel 5.3 Overschrijdingskansen van vier alternatieve hoogwatersituaties.

Situatie	I	II	III	IV
Diezepeil in NAP	+4,90	+5,05	+5,20	+5,30
Overschrijdingskans (in jaren)	1/25	1/75	1/225	1/675

Bron: Heidemij (1995) en aannames LEI.

6. Case Gemert-Bakel in raamwerk

In dit hoofdstuk worden voor de casestudy Gemert-Bakel conform het ontwikkelde raamwerk achtereenvolgens beschreven de variabelen van het regionale watersysteem, de goederen en diensten die door deze variabelen worden beïnvloed, evenals hun waardering. Vooraf kan worden opgemerkt dat in het kader van een vergelijking van veranderingen in het watersysteem op regionale schaal de absolute kosten en baten (van het handhaven) van een bepaald niveau van de variabelen (grondwater- en oppervlaktewaterstand) niet relevant zijn. Ook de toedeling naar actoren doet in deze analyse nog niet ter zake. Relevant in deze regionale studie zijn niet de kosten en baten van een bepaald peil als zodanig, maar de effecten van veranderingen. De kosten zijn in het algemeen in de vorm van investeringen te bepalen (de extra inzet van arbeid en kapitaal), terwijl de baten verdisconteerd worden hetzij via de productiefuncties van bedrijven, hetzij via vermindering (of vergroting) van gederfde inkomsten.

6.1 Variabelen van het watersysteem

De producent van een beïnvloed grondwaterstandverloop, maakt *kosten* in de vorm van investeringen in bemalingcapaciteit, stuwen, drainage-infrastructuur, inlaatmogelijkheden, enzovoort evenals beheerkosten hiervan. De bijbehorende actor is in het algemeen het Waterschap. In het geval van onderbemaling kunnen ook private partijen actor zijn als 'producent' van een bepaald grondwaterstandverloop. De *baten* van handhaven van het peil vallen toe aan de in het gebied gevestigde productiehuishoudens en bewoners, evenals de *kosten* van het niet handhaven van het beoogde peil. Zij komen met name bij de agrarische producten aan de orde. Aangezien de doorgerkende maatregel bestaat uit het optrekken van bestaande stuwen, is er geen sprake van investeringskosten of extra onderhoudskosten van de stuwen. Voor de waterbeheerder zijn er alleen operationele kosten verbonden aan de maatregel. Er wordt immers met de bestaande infrastructuur (waterlopen en kunstwerken) gewerkt. De operationele arbeidskosten worden geschat op 25.000 euro per jaar. Deze kostenpost is gebaseerd op de aanname van gemiddeld 5 keer per jaar alle stuwen omhoog en weer omlaag zetten, waarbij dit 6 mensdagen per keer kost.

De kosten en baten die samenhangen met het effect van de grondwaterstand op goederen en diensten worden in paragraaf 6.2 behandeld.

6.2 Goederen en diensten

In deze paragraaf worden alle goederen en diensten behandeld voor zover zij worden beïnvloed door de verandering van de grond- en oppervlaktewaterstand als gevolg van de voorgestelde ingreep in de stuwhoogte. De belangrijkste bepalende kenmerken van de

waarde van water in het regionale watersysteem zijn de grondwaterstand en de inundatiekans. Deze zijn door Alterra berekend met het model SIMGRO (zie paragraaf 3.2.2). De gevolgen voor de in paragraaf 3.3 besproken goederen en diensten worden hier uitgewerkt.

6.2.1 Droge voeten

De (totale) kosten die door regionale waterbeheerders gemaakt worden om droge voeten te behouden, variëren sterk, afhankelijk van het type activiteit dat uitgevoerd wordt. Voor enkele activiteiten kan dit ontleend worden aan de *Normeringsstudie Regionale Wateroverlast*, zie tabel 6.1. Normeringen wijzen op bedragen in de orde van € 25 tot € 100 per ha, waarbij het met name gaat om kosten die gemaakt worden ter voorkoming van water 'van opzij'. Aangezien de kosten van waterkering niet zijn veranderd door de maatregel worden deze in het vervolg van deze studie niet in beschouwing genomen.

Tabel 6.1 Gangbare normen voor waterkeringen

Type waterbeheersing	Kosten
Primaire waterkering	$0,45 \cdot 10^6 \text{ €} - 2,25 \cdot 10^6 \text{ €}$ per dijkkringgebied (circa 20.000 ha)
Boezemkaden	$0,0225 \cdot 10^6 \text{ €} - 0,09 \cdot 10^6 \text{ €}$ per polder

STOWA (2001), deel A, p.7.

De actoren die baat ontlene aan deze kosten voor waterkering zijn de economische eigenaren van goederen die schade ondervinden bij inundatie. Deze goederen zijn:

- woonbebouwing;
- bedrijfsbebouwing (grondgebruik: bedrijventerreinen en kantoren/dienstverlening/voorzieningen);
- gronden voor agrarische productie;
- natuurgebieden (grondgebruik: bos, natte natuur, droge natuur);
- (weg)infrastructuur;
- overige gronden (alle overige grondgebruiktypen, waaronder oppervlaktewater).

Specifiek voor raming van schade als gevolg van overstromingen zijn recentelijk berekeningswijzen gepubliceerd. Door Rijkswaterstaat is onder meer ontwikkeld de *Standaardmethode Schade en Slachtoffers als gevolg van overstromingen* (Vrisou van Eck en Kok, 2001), waarin kengetallen zijn opgenomen. In principe wordt schade berekend door voor elke grondgebruiksvorm het maximale waardeverlies te bepalen, evenals een schadefunctie die aangeeft welk percentage van dit maximale verlies optreedt bij gegeven omstandigheden:

$$S = \sum_{i=1}^N \alpha_i n_i S_i \quad (6.1)$$

met α_i = schadefactor categorie i , afhankelijk van de omstandigheden

n_i = aantal eenheden in categorie i

S_i = maximale schade per eenheid in categorie i

De omstandigheden betreffen in de eerste plaats de waterdiepte bij overstroming, maar daarnaast kunnen ook factoren als stroomsnelheid en wind een rol spelen. In het hier beschouwde geval van ingrepen in het bovenstroomse regionale watersysteem met als gevolg een verhoging van de inundatiekans, wordt aangenomen dat dergelijke complicerende factoren geen rol spelen en dat uitsluitend rekening gehouden hoeft te worden met inundatie, die bovendien van geringe diepte zal zijn.

Deze operationalisering van de schadefuncties en maximale schadebedragen verschilt per actorgroep. In tabel 6.2 zijn voor enkele categorieën en overstromingsdiepten de corresponderende waarden weergegeven. De schade aan agrarische productie is hierin niet opgenomen, omdat hiervoor in paragraaf 6.2.2 LEI-gegevens worden gebruikt.

Tabel 6.2 Schadefactoren en maximale schadebedragen bij overstroming

Categorie	max. schadebedrag € (afgerond)	eenheid	schadefactor α bij diepte van		
			0,05 m	0,1 m	0,15 m
Eengezinswoningen	145 000	stuk	0,016	0,031	0,046
Laagbouwwoningen	115 000	stuk	0,033	0,065	0,096
Middenbouwwoningen	115 000	stuk	0,017	0,033	0,049
Hoogbouwwoningen	115 000	stuk	0,011	0,022	0,033
Bedrijven	a)	arbeidsplaats	0,005	0,010	0,015
Wegen en spoorwegen	100 b)	m	0,014	0,028	0,042
Elektra en communicatie	273 000	arbeidsplaats	0,040	0,080	0,120
Vervoermiddelen	14 000	stuk	0,000	0,000	0,000
Gemalen	91 000	stuk	0,045	0,090	0,135
Stedelijk gebied	15 000	ha	0,050	0,010	0,015
Oppervlaktewater	2 000	ha	0,050	0,010	0,015
Intensieve recreatie	148 000	ha	0,050	0,010	0,015
Extensieve recreatie	900	ha	0,050	0,010	0,015
Vliegvelden	4 540 000	ha	0,050	0,010	0,015

a) afhankelijk van de bedrijfstak; b) categorie 'overige wegen'

Bron: Vrisou van Eck en Kok (2001), bewerking LEI.

Op grond van de in tabel 6.2 opgenomen waarden zijn voor de hier gehanteerde grondgebruiksvormen schadebedragen per ha berekend. Voor *woonbebouwing* is daarbij een aanname gemaakt van de verdeling naar woningtype en woningdichtheid per type. Op grond van deze verdeling (zie tabel 6.3) is uitgegaan van een maximaal schadebedrag van

€ 160.000/ha. Een nauwkeuriger raming is mogelijk indien dit kengetal wordt vervangen door WOZ-waarden.

Tabel 6.3 Aannamen over samenstelling woningvoorraad in het casestudygebied Gemert-Bakel

Woningtype	aantal/ha	aandeel in voorraad
Eengezinswoningen ¹	30	60%
Laagbouwwoningen	35	20%
Middenbouwwoningen	35	15%
Hoogbouwwoningen	40	5%
Totaal		100%

Bron: Eigen raming LEI.

De jaarlijkse kosten als gevolg van een inundatiekans $p_{inundatie}$ van een gebied met woonbebouwing zijn dan:

$$C_{an} = 160.000 * p_{inundatie} * \alpha \text{ (€/ha)} \quad (6.2)$$

Hierbij is ervan uitgegaan, dat de schade *per gebeurtenis* niet afhangt van de frequentie (of de herhalingstijd) van de gebeurtenis. Dit is een gebruikelijke benadering, die bijvoorbeeld ook gevolgd is bij bepaling van de kosten en baten van ruimtelijke maatregelen ter beperking van overstromingsrisico's (zie CPB, 2000). Dit is een benadering; zo is bij neerslagschade bekend dat het schadebedrag per gebeurtenis toeneemt naarmate de herhalingstijd groter is (zeldzamer gebeurtenis), zie Van Asseldonk et al. (2000), Figuur 1.

In de berekening zijn op gridniveau (zie 3.4.3) de inundatiekansen bepaald in de huidige situatie en in de situatie na uitvoering van maatregelen, evenals de bijbehorende oppervlakten van woonbebouwing. Gesommeerd over alle grids levert dit voor de huidige situatie een naar inundatiekansen gewogen oppervlak $A_{won}(\text{huidig})$ en een $A_{won}(\text{maatregel})$, waaruit

$$\Delta A_{won} = A_{won}(\text{huidig}) - A_{won}(\text{maatregel}) \quad (6.3)$$

Indien ΔA_{won} positief is, resulteert een toename van de kosten:

$$\Delta C_{an} = 160.000 \Delta A_{won} * \alpha \quad (6.3a)$$

Indien ΔA_{won} negatief is, worden de effecten als baten opgenomen:

$$\Delta B_{an} = 160.000 \Delta A_{won} * \alpha \quad (6.3b)$$

Voor bedrijfsbebouwing is onderscheid gemaakt naar bedrijventerrein en kantorengedebieden. Op bedrijventerrein wordt uitgegaan van 4 sectoren: industrie (inclusief nutsbedrijven en delfstoffenwinning), bouw, handel/horeca en transport/communicatie. De maximale schadebedragen uit tabel 6.2 zijn uitgedrukt in bedragen *per arbeidsplaats*. Deze zijn teruggerekend naar bedragen per ha door gebruik te maken van terreincoëfficiënten (m² per arbeidsplaats), terwijl daarnaast een aanname is gemaakt van de verdeling van arbeidsplaatsen naar sectoren. In tabel 6.4 zijn de desbetreffende basisgegevens vermeld.

¹ Deze categorie betreft eengezinswoningen en boerderijen; de schade heeft betrekking op zowel inboedel- als opstalschade

Het resultaat is een schadebedrag van € 245.000 op een hectare gemiddeld bedrijventerrein.

Tabel 6.4 Aannamen over de sectoren die gevestigd zijn op gebieden met grondgebruikfunctie bedrijventerrein

Sector	max. schade per arbeidsplaats in €	terreincoefficiënt (m ² per arbeidsplaats)	aandeel van sector in totale werkgelegenheid	aantal arbeidsplaatsen per sector op gemiddeld terrein van 1 ha	bijdrage aan schade in € op gemiddeld terrein van 1 ha bij inundatie 0,1m (afgerond)
Industrie a)	322.000	300	39%	11,1	35.700
Bouw	121.000	120	8%	2,2	2.700
Handel en horeca	194.000	260	23%	6,6	12.700
Transport en communicatie	273.000	530	31%	8,9	193.800
Totaal			100%	28,8	245.000

a) inclusief delfstoffenwinning en nutsbedrijven.

Bron: Vrisou van Eck en Kok (2001), CPB (2002), CBS/Statline (werkgelegenheid provincie Noord-Brabant, 31-12-2000), bewerking: LEI

Bij de berekening van de schadebedragen is uitgegaan van zowel de directe schade, dat wil zeggen de schade aan kapitaalgoederen door teloorgang of beschadiging als de indirecte schade, waaronder met name productieverlies, inkomstenderving en schoonmaakkosten begrepen zijn. De berekening van de kosten en baten vindt verder geheel analoog plaats aan die bij woningen.

Voor kantoorgebieden is gerekend met de schadewaarden voor banken/verzekeringen (maximaal schadebedrag € 152.000 per arbeidsplaats) en een terreincoefficiënt van 120 m²/arbeidsplaats, wat neerkomt op een maximaal schadebedrag van € 12,7 miljoen/ha.

Voor *weginfrastructuur* verschilt de schade sterk naar gelang het soort weg. In de 'Standaardmethode' worden rijkswegen, autowegen en overige wegen onderscheiden. In het hier beschouwde studiegebied is er van uitgegaan, dat spoorwegen en auto(snel)wegen buiten de inundatiegebieden blijven. Als maximale schade is daarom € 100/m gehanteerd (tabel 6.2). Dit bedrag is vertaald naar een schade per ha van € 40.000 door uit te gaan van een gemiddelde (bruto)breedte van 25 m.

6.2.2 Agrarische producten

Grondwater vormt een productiefactor voor de landbouw. De opbrengst van gewassen (waaronder begrepen gras en snijmaïs als voedergewas voor veeteelt) is afhankelijk van het grondwaterstandverloop. Zowel te hoge als te lage niveaus van het grondwater leiden tot een opbrengstreductie ten opzichte van het ideale grondwaterstandverloop (referentieopbrengst). In het hydrologische model (paragraaf 3.2.2) is bepaald welk reductiepercentage optreedt per grid (100 * 100 m), zowel voor te hoge waterstanden (natschade) als te lage waterstanden (droogteschade). Deze reductiepercentages zijn

losgelaten op de referentieopbrengsten. Tevens is de verandering van de inundatiekans bepaald door SIMGRO; deze is gebruikt om de inundatieschade te berekenen. Eerst wordt de inundatieschade behandeld en daarna de schade (of baten) van de veranderingen in de grondwaterstand. De referentieopbrengsten zijn ontleend aan het Bedrijveninformatienet. van het LEI en per gewas opgenomen in tabel 6.5.

Tabel 6.5 Referentieopbrengsten van onderscheiden gewassen

Gewas	opbrengst in € per hectare per jaar
Gras (a)	1.300
Maïs	732
Aardappelen	4.509
Bieten	3.159
Granen	822
Vruchtbomen	20.239

a) schatting op basis van het aantal VEM per jaar voor een grasland.
Bron: Informatienet.

Inundatie

Voor landbouwgronden wordt voor inundatie uitgegaan van de volgende aannamen (zie bijlage A voor een beschrijving van de berekening):

- inundatie van akkerbouwgronden tijdens het groeiseizoen (1 april-1 oktober) leidt tot volledige derving van de opbrengstwaarde in het desbetreffende jaar. Bij een inundatiekans $p_{inundatie}$ en een jaaropbrengst van het gewas $Y_{gewas,jaar}$ dus $p_{inundatie} * Y_{gewas,jaar}$ gemiddeld per jaar. In de berekening is geen onderscheid aangebracht in inundaties *tijdens* en *buiten* het groeiseizoen. Er is daarom aangenomen dat tweederde van de inundaties buiten het groeiseizoen plaats vindt;
- de gevolgen van inundatie van grasland zijn sterk afhankelijk van de lengte van de inundatieperiode en het seizoen, deze schade is door SIMGRO bepaald;
- inundatie van glastuinbouw wordt analoog behandeld aan die van bedrijvigheid, met een maximaal schadebedrag (€ 320.000/ha) en schadefunctie ontleend aan de *Standaardmethode*.

Grondwaterstand

De berekening van de effecten van de hogere grondwaterstand vindt plaats voor gras, maïs, aardappelen, bieten, granen en vruchtbomen. Hiermee is circa 90% van het grondgebonden landbouwareaal¹ afgedekt. Voor twee productgroepen is een afzonderlijke berekening gemaakt: glastuinbouw en overige, niet-genoemde, akkerbouw en tuinbouw (die in de bodemstatistieken niet nader onderscheiden worden).

De mogelijke schade voor de glastuinbouw hangt af van de mate waarin van de natuurlijke bodem gebruik wordt gemaakt. Er zijn drie hoofdtypen teelt: vruchtgroenten, snijbloemen en potplanten. Bij de gewassen op volle grond ontstaan problemen wanneer

¹ gemiddeld over Nederland

het grondwater op minder dan 50 cm onder het maaiveld komt te staan. Bij potplanten doet dit probleem zich uiteraard niet voor en bij vruchtgroenten in het algemeen evenmin, daar deze tegenwoordig vrijwel uitsluitend op substraat worden geteeld. Alleen bij snijbloemen komt zowel teelt in de grond als op substraat voor, en daar kan productieverlies ontstaan als gevolg van een te hoge grondwaterstand. In de andere gevallen ontstaat alleen schade bij overstroming.

Uit een recente publicatie van het LEI blijkt dat in Oost-Brabant van het totale areaal onder glas 63% benut wordt voor vruchtgroenten die onder substraat worden geteeld, 9% voor potplanten en 3% voor snijbloemen onder substraat; 5% wordt gebruikt voor snijbloemen in de grond en de rest is niet gespecificeerd (Ruijs et al., 2002:69). Dit betekent dat slechts een klein gedeelte van de kassen kwetsbaar is voor schade zoals berekend voor akkerbouw- en weidegebieden. Bij de berekening van schade is er daarom van uitgegaan dat deze voornamelijk ontstaat door inundatie; deze is in hoofdstuk 6.2 behandeld.

Overige gewassen

Het betreft hier voornamelijk gewassen als diverse soorten kool, koolzaad, uien en andere groenten. Voor de productiewaarde per hectare is een gemiddelde genomen dat aanzienlijk hoger ligt dan bij granen maar lager dan bijvoorbeeld bij aardappelen, namelijk € 2.357 /ha/jaar.

Op basis van de reductiepercentages die door SIMGRO zijn berekend, met gebruikmaking van de HELP-tabel, zijn de natschade en de droogteschade per gewas berekend per grid, zowel in de huidige situatie als na het treffen van maatregelen gericht op piekreductie. Ook in de huidige situatie immers, treden natschade en droogteschade op, doordat de grondwaterstand niet op alle plaatsen en op alle tijden de voor agrarische productie optimale waarde heeft. De natschade neemt toe, terwijl de droogteschade afneemt; per saldo neemt de totale schade toe. De grootste toename van de schade per hectare, zowel absoluut als relatief, treedt op bij boomgaarden, terwijl de schadetoename, gemeten in euro per hectare, bij granen en gras beperkt is.

Tabel 6.6 Nat- en droogteschadebedragen (gemiddeld) per hectare voor de meest verbouwde gewassen in het studiegebied

Product	schade door droogte in €/ha		natschade in €/ha		opbrengst/ ha (in €)	nat- en droogte schade in €/ha	
	huidig	maatregelen	huidig	maatregelen		huidig	maatregelen
Aardappels	719	528	135	594	4.509	854	1.122
Bieten	510	374	146	482	3.159	655	856
Boomgaard	2.647	1.510	241	2.316	20.239	2.889	3.826
Granen	134	101	47	99	822	181	200
Gras	184	130	64	159	1.300	248	289
Maïs	114	85	30	104	732	144	190
Overige	387	301	75	247	2.357	462	548

Bron: SIMGRO-model, HELP-tabellen, Informatienet

De genoemde bedragen hebben uitdrukkelijk betrekking op het beschouwde studiegebied en kunnen dus niet gebruikt worden als gemiddelde schadebedragen per hectare voor de desbetreffende gewassen in andere gebieden of bij andere maatregelen.

De totale schade als gevolg van een niet optimale grondwaterstand, neemt toe na een wijziging in het regionale watersysteem en wel met circa € 489.000. Dit is het saldo van een batenpost van € 1.007.000 als gevolg van vermindering van droogteschade en een kostenpost van € 1.497.000 als gevolg van grotere natschade. Ruim eenderde van de toename van de schade komt voor rekening van gras.

Tabel 6.7 Totale toename van schade aan landbouwgewassen in het casestudygebied ten gevolge van maatregelen, in € 1.000/jaar

Gewas	Droogteschade			Natschade			Totale schade			
	huidig	Maatregel	afname (=baten)	huidig	maatregel	toename (=kosten)	huidig	maatregel	toename	aandeel %
Aardappels	375	255	120	33	218	185	408	473	65	13
Bieten	301	203	98	40	215	175	341	418	77	16
Boomgaard	25	13	12	1	19	18	26	32	6	1
Granen	43	31	12	5	20	15	48	51	3	1
Gras	1.589	1.091	498	112	784	673	1.701	1.875	174	36
Maïs	542	368	174	68	380	312	610	748	138	28
Overige	336	243	93	29	148	120	365	391	26	5
Totaal	3.211	2.204	1.007	288	1.784	1.497	3.499	3.988	489	100

6.2.3 Industriële producten

We veronderstellen dat de beschikbaarheid van grondwater (en oppervlaktewater) voor de industrie niet wordt beïnvloed door de maatregelen. Immers, de maatregelen leiden tot een hogere grondwaterstand en lokale inundatie als er piekafvoer van de Aa is; deze zullen de beschikbaarheid van (grond)water voor de industrie niet veranderen.

6.2.4 Transport

In het gebied van de onderzochte case Gemert-Bakel is geen (of nauwelijks) sprake van scheepvaart. Met de getroffen maatregelen in de regionale waterhuishouding wordt de scheepvaart dus niet of verwaarloosbaar veranderd. Immers, bij grote afvoer van de Aa zullen er reeds beperkingen gelden voor de scheepvaart zonder maatregelen; met maatregelen wordt de piekafvoer kleiner.

6.2.5 Afvaltransport

Afvaltransport komt voor in het gebied maar de invloed van de verhoging van de grondwaterstand en de grotere inundatiekansen op afvaltransport is klein en lastig te bepalen. Afvaltransport wordt daarom buiten beschouwing gelaten in deze casestudy.

6.2.6 Recreatie

Recreatie komt voor in het gebied maar de invloed van de verhoging van de grondwaterstand en de grotere inundatiekans op recreatie is lastig te bepalen. In geval van piekafvoeren zijn de bredere waterlopen langer onbruikbaar voor recreatie en natuurgebieden zullen natter zijn en daardoor minder toegankelijk voor recreanten. Echter, het is niet bekend in welk deel van het jaar de extra inundaties zullen plaatsvinden. Zo zal wateroverlast in de winter een kleiner effect hebben dan die in de zomer. In het kader van de case Gemert-Bakel baseren we ons op reeds bestaande informatie over schade bij inundatie. Voor natuurgebieden zijn in de *Standaardmethode* geen aparte maximale schadebedragen en schadefuncties opgenomen. Aangenomen is dat deze bij benadering gelijk zijn aan die voor extensieve recreatie. Dit komt neer op een maximaal schadebedrag van € 900/ha en een schadefactor die voor geringe inundatiehoogten ($< 0,53$ m) numeriek gelijk is aan deze inundatiehoogte in meters.

6.2.7 Drinkwater

In het gebied van de onderzochte case Gemert-Bakel is geen (of nauwelijks) sprake van drinkwaterwinning. Met de getroffen maatregelen in de regionale waterhuishouding worden deze watergerelateerde goederen en diensten dus niet of verwaarloosbaar veranderd.

6.2.8 Natuur

In de case Gemert-Bakel wordt de natuur op twee manieren beïnvloed door het verhogen van de stuwen. Enerzijds worden natuurgebieden vaker geïnundeerd, anderzijds stijgt de grondwaterstand. Deze veranderingen zullen optreden tijdens perioden met grote afvoeren van de Aa. Per functie van natuur (zie paragraaf 2.3) is nagegaan in hoeverre deze wordt beïnvloed door de ingreep.

De grotere vochtigheid zal een negatief effect hebben op de *productie(functie)* van recreatie. Immers, een nat natuurgebied kan minder recreanten opnemen en is minder aantrekkelijk voor recreanten. De invloed van de vernatting op de *productie* van hout is waarschijnlijk ook in lichte mate negatief. Voor de *regulatie en informatiefunctie* zal het effect van de maatregel te verwaarlozen zijn. Het effect van de maatregelen op de *niet-gebruikswaarde* van natuur wordt beïnvloed door inundatie en grondwaterstandverloop.

De bestaanswaarde hangt in ieder geval af van de herkomst van het inundatiewater. Zeker is dat de gevolgen voor de natuur afhangen van de herkomst van het inundatiewater, de soort natuur en de inundatiefrequentie, maar deze relatie kan niet worden gekwantificeerd op basis van de huidige kennis. Het is nog maar de vraag of inundatie leidt tot eutrofiering. De hoeveelheid sediment lijkt belangrijker te zijn voor de natuurwaarde;

voedselrijk water kan immers op voedselarme gronden terecht komen. De onzekerheid over de gevolgen van inundatie voor de natuur is nog erg groot¹.

De *bestaanswaarde* wordt door de hogere grondwaterstand (evenals de andere niet-gebruiksfuncties) groter voor natuurgebieden die nu te lijden hebben van verdroging. Verdroging is de structureel te lage stand van het grondwater met als gevolg aantasting van het ecologisch systeem en natuurwaarden. Droogte is een tijdelijk probleem en gegevens daaromtrent zijn schaars. Door de maatregel zal in enkele perioden het grondwater stijgen en worden bossen en natuur natter. Vernatting in bossen wordt vaak ten behoeve van natuurontwikkeling uitgevoerd. De effecten hiervan op bomen zijn niet geheel duidelijk. Vernatting heeft invloed op de wortelgroei en de vitaliteit van bomen. Bij het verhogen van de GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand) is het gevaar van bossterfte door aanhoudende hoge grondwaterstand en secundaire aantastingen reëel (Bouman et al., 2001). Aangezien door de maatregelen de grondwaterstand bij piekafvoer zal toenemen, is het geen oplossing voor het verdrogingsprobleem.

Voor kwantificering van de invloed van veranderingen van de grondwaterstand op de *bestaanswaarde* van natuur kunnen we gebruikmaken van de relatie tussen grondwaterstand en natuurdoeltypen zoals die in Waternood wordt gebruikt (Runhaar et al., 2002). We veronderstellen dat de waardeverandering van de niet-gebruikswaarde van natuur evenredig is met de verandering van de doelrealisatie. Twee problemen moeten dan worden opgelost. De bestaanswaarde van natuur (bij volledige doelrealisatie) per natuurdoeltype is niet bekend; deze zal moeten worden bepaald. De methode om de natuur te waarderen en de grootte van deze waarde zijn nog volop in discussie binnen wetenschap (en beleid). De ecologische waarde van de natte natuur in het casestudygebied Gemert-Bakel is matig tot laag (blijkend uit de kaarten van Bleij et al., 2002:95-97). Daarnaast is niet bekend in hoeverre het percentage doelrealisatie stijgt als gevolg van de hogere grondwaterstand door de maatregelen. Op grond van literatuur maken we een aanname van de verandering van de doeltype-realiserie.

De waarde van natuur in het algemeen kan naar analogie worden afgeleid uit de kosten die worden gemaakt om het areaal natuur (de EHS) uit te breiden. Het feit dat de overheid bereid is dit bedrag te betalen voor extra natuur geeft aan dat dit de (minimum)waarde van nieuwe natuurgebieden is. De kosten voor de maatschappij bestaan uit de 4% interest op aankoopprijs van (landbouw)grond; deze stellen we op 35.000 euro per hectare. Aangezien de bewuste grond in het casestudygebied nu al natuur (of bos) is, veranderen de beheerkosten niet door de maatregelen en worden niet meegenomen. De relevante bestaanswaarde van natuur is dan 1.400 euro per jaar.

We veronderstellen dat natte natuur nu reeds een doelrealisatie kent van gemiddeld 50% Finke et al. (2001) vonden in hun studie voor de Leijen dat de gemiddelde doelrealisatie van natuur slechts 41% bedraagt doordat voor de grondwaterafhankelijke natuurdoelen vrijwel overal de voorjaarsgrondwaterstand te laag is. Zij plaatsten de kanttekening dat het wellicht een onderschatting is op basis van oudere gegevens. Echter, uit hun berekeningen kwam naar voren dat vernattingsmaatregelen een lichte vermindering

¹ Nu wordt er nog vaak gedacht aan win-winsituaties. Waarbij natuur en overstromingsgebieden worden gecombineerd. In het rivierengebied en deltagebied is inundatie en natuur gemakkelijker te combineren dan in de case Gemert-Bakel.

van de realisatiegraad (circa 5%) van de landbouw tot gevolg hadden door natschade, terwijl de maatregelen geen verbetering van de realisatiegraad van de geplande natuurdoelen tot gevolg hadden. De in hun onderzoek voorgestelde vernattingsmaatregelen zijn dus kennelijk nog niet voldoende om de geplande natuurdoeltypen te realiseren. Aangezien de doelrealisatie ook van andere zaken afhankelijk is zal de stijging van de grondwaterstand niet direct leiden tot een volledige doelrealisatie.

We nemen aan dat de doelrealisatie voor natte natuur met 5% toeneemt, door de verhoging van de grondwaterstand bij grote waterafvoer. Grote waterafvoeren vinden vooral plaats als de grondwaterstand al behoorlijk hoog is, vandaar dat de doorgerekende maatregelen niet bij zullen dragen aan een grote vermindering van de verdroging. Op basis van de parameters voor de geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) en GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) (Runhaar et al., 2002) veronderstellen we dat de stijging van de grondwaterstand geen invloed heeft op de doelrealisatie voor droge natuur, aangezien deze een groot traject van grondwaterstand hebben waarin de doelrealisatie niet verandert. De verandering van de doelrealisatie van droge natuur is daarom gelijk aan nul verondersteld.

Natte natuur omvat 322 ha in het casestudygebied en loofbos 1.781 ha. We veronderstellen dat 2.103 ha natte natuur en loofbos een verbetering van de doelrealisatie kent van 5%. Waarde van deze natuur per hectare is 1.400 euro (zie hierboven). Zodat de bestaanswaarde toename van natuur gelijk is aan $2.103 \times 0,05 \times 1.400 = 147.210$ euro per jaar voor het hele casestudygebied.

Het moge duidelijk zijn dat we met de hierboven beschreven aannames als een olifant door de porseleinkast lopen. Echter, deze illustratie van de schade van natuur in de casestudy legitimeert niet een grondiger en nauwkeuriger aanpak. Om inzicht te krijgen in de orde van grootte van de baten voor natuur is inzicht in de gevoeligheid van belang. We kunnen vaststellen dat de baten voor natuur recht evenredig zijn met de toename van de doelrealisatie. Als ook droge natuur en loofbos profiteren van de maatregel, dan nemen de baten evenredig met het areaal toe. In het geval van zeldzamere natuur (die twee keer zoveel waard is) en een verbetering van de doelrealisatie met 10%, zijn de jaarlijkse baten gelijk aan bijna 6 ton euro (4 keer zoveel). De baten voor natuur kunnen ook lager zijn als de grondwaterstand aan het begin van het groeiseizoen niet hoger is geworden, of als water van slechte kwaliteit in de natuurgebieden terechtkomt.

6.3 Baten benedenstrooms

Financiële gevolgen

Door Heidemij (1995) is getracht een indruk te krijgen van de mate waarin schade kan ontstaan als gevolg van de vier in beeld gebrachte situaties en de globale orde van grootte van deze schade. Hierbij wordt opgemerkt dat niet alle overlast gekwantificeerd kon worden. Indirecte schaden (bijvoorbeeld milieuschade) en immateriële schade zijn niet in beeld gebracht. Gezien de beperkte gegevens wordt ten aanzien van de kans van het optreden van een risico geen uitspraak gedaan door de Heidemij. Dit hangt samen met wat reeds eerder is gesteld ten aanzien van de frequenties; het optreden van een risico is sterk afhankelijk van de duur en hoogte van een hoge waterstand. Ten aanzien van

levensbedreigende risico's kan worden gesteld dat hiervan geen sprake is. De overige risico's zijn buiten beschouwing gelaten genomen:

- het begeven van kaden;
- het niet toereikend zijn van gemalen (inclusief haar afvoermogelijkheden).

Beschrijving van de berekening

Aangezien de kosten bovenstrooms en rond Den Bosch allebei zijn gegeven door middel van kansen, is geen omrekening naar contante waarden gemaakt. Verder is ervan uitgegaan dat de frequenties gegeven in Heidemij (1995) overschrijdingskansen zijn. Dit betekent dat we de verschillende frequenties en bijbehorende schades kunnen sommeren, waarbij we moeten corrigeren voor het feit dat bij een overschrijding in situatie III ook situatie I en II al zijn overschreden (dubbelstellingen moeten worden geëlimineerd, zie vergelijking 6.4). Als benadering van de integraal van de overstromingsschade worden de frequenties aangepast, zodat het totaal verwachte risico gelijk is aan frequentie*schade ¹:

$$TS = S1*Fr1+S2*Fr2+S3*Fr3+S4*Fr4 \quad (6.4)$$

Waarbij: TS = verwachte overstromingsschade per jaar

$$Fr1 = 0,5*(f1+f2)$$

$$Fr2 = 0,5*(f2+f3)-Fr1$$

$$Fr3 = 0,5*(f3+f4)-Fr2-Fr1$$

$$Fr4 = 0,5*(f3+4)+0,5*(f4)-Fr3-Fr2-Fr1$$

Waarbij:

f_i = Frequentie van situatie i, = I, II, III, IV; waarbij I laagste frequentie is (zie tabel 5.2 en 5.3).

Fr_i = Aangepast Frequentie van situatie i (om integraal te benaderen), = I, II, III, IV

S_i = Schade in situatie i = I, II, III, IV

De schadebedragen zijn in 1995 bepaald. Deze bedragen zijn gecorrigeerd voor het prijspeil 2002². De vermeden schade in Den Bosch is volgens onze aannames 220.000 euro per jaar. Dit is een onderschatting aangezien niet alle kosten door Heidemij zijn meegenomen, ook is de schade in Veghel en Berlicum niet gekwantificeerd. Deze onderschatting vindt vooral plaats bij situatie IV en bij kleinere overstromingskansen (het steile deel van de kostencurve aan de rechterkant van figuur 5.1). Om de gevoeligheid te bepalen voor deze onderschatting is verondersteld dat de schade in situatie IV met een factor 10 is onderschat, en dat de schade van een overstroming met een overschrijdingskans die weer een derde kleiner is (eens in de 2025 jaar) een factor 100 groter is dan die in situatie oorspronkelijke IV. In dat geval is de vermeden schade 1,45 miljoen euro per jaar. Als we de frequenties van de situaties hebben overschat in hoofdstuk 5, dan hebben we de vermeden baten overschat. Uit vergelijking 6.4 kunnen we

¹ Op basis van Min V&W (1990) Beleidsanalyse Gebruiksfuncties. Water voor nu en later. Geciteerd in 'Raamwerk voor de uit te voeren MKBA binnen de droogtestudie' Rotterdam, 2003.

² met behulp van de OECD Gross Domestic Production deflator waarbij 1995=1.074 en 2002=0.9108.

opmaken dat de vermeden schade recht evenredig is aan de frequenties. Dus als we aannemen dat de frequenties van overschrijding met een factor 3 zijn overschat dan is de vermeden schade een kleine vijf ton euro per jaar. Als door het broeikas effect en zeespiegelstijging de overschrijdingsfrequenties zullen toenemen, dan neemt ook de vermeden schade recht evenredig toe. Stel hier dat de frequentie van hoge piekafvoeren een factor 3 stijgt, dan nemen de baten benedenstrooms toe tot ruim 4,37 miljoen euro.

Hierbij moeten we dan in ogenschouw nemen dat de Aa maar voor een negende deel verantwoordelijk is voor de waterschade in Den Bosch. We kunnen grofweg stellen dat de piekafvoerreductie van de Aa leidt tot een vermindering van de waterschade in Den Bosch van ruim 50.000 euro tot 162.000 euro per jaar. Als we uitgaan van grote consequenties van klimaatverandering en zeespiegelstijging op het regionale watersysteem dan zijn de vermeden schades op zijn hoogst bijna vijf ton euro per jaar.

6.4 Overzicht van kosten en baten

Op grond van de berekende waarden van productieverandering in de landbouw en van verandering in de inundatiekansen kan uit het overzicht van kosten en baten bovenstrooms worden opgemaakt dat de netto kosten bovenstrooms ruim 8 miljoen euro per jaar bedragen voor het hele casestudygebied; tegenover 9,5 miljoen euro aan brutokosten staan 1,3 miljoen baten als gevolg van verminderde droogteschade in de landbouw en natuur (tabel 6.8).

De vermeden schaden benedenstrooms liggen grofweg tussen de 50.000 euro en de 162.000,- euro per jaar. Als we uitgaan van grote gevolgen van het broeikas effect en van de zeespiegelstijging op het regionale watersysteem, dan zijn de baten een half miljoen euro per jaar (tabel 6.8). De baten staan in geen verhouding tot de kosten van de maatregelen. De piekreductie van 25% door middel van het vasthouden van water is in dit geval effectief noch efficiënt. De piekreductie is niet effectief omdat het doel van deze reductie is de schade door wateroverlast te verkleinen. Dit doel wordt niet bereikt als de kosten groter zijn dan de baten van de ingreep.

De grote kosten van de maatregelen kunnen we vooral op het conto schrijven van de inundatieschade van woongebieden, bedrijventerreinen en kantoren. Bij de bepaling van deze schades speelt een rol dat de grondgebruikkaart en de inundatiekaart niet volledig op elkaar aansluiten. Met andere woorden de hydrologische en de economische dimensies zijn in GIS niet exact hetzelfde. Zo is aan ieder grid een grondgebruiksfunctie toegekend; met lijnvormige elementen zoals kanalen stuit je met deze aanpak op problemen. Hierdoor is het mogelijk dat volgens onze analyses inundaties optreden in woongebieden, waar bij lokale controle zou blijken dat er geen sprake is van overstrooming van huizen. De schade aan gebouwen bovenstrooms is dus waarschijnlijk overschat.

Afname van de wateroverlast in Den Bosch leidt tot een relatief kleine batenpost. Het is duidelijk dat deze niet de grote kosten bovenstrooms legitimeert. De kosten bovenstrooms voor de landbouw zijn al groter dan de baten benedenstrooms.

Tabel 6.8 *Overzicht van kosten en baten samenhangend met de ingreep in het regionale watersysteem, naar grondgebruikvorm, in € 1.000,- per jaar*

	Kosten	Baten	Saldo
<i>Bovenstrooms</i>			
Kosten uitvoeren maatregel	25	0	-25
Woongebieden	5.086	0	-5.086
Bedrijfsterrein (incl. wakkenopslagplaats)	1.280	0	-1.280
Kantoren	1.023	0	-1.023
Infrastructuur (incl. vliegveld)	104	0	-104
Agrarisch	1.497	1.007	-490
Glastuinbouw	107	0	-107
Verblijfsrecreatie	68	0	-68
Bos en natuurgebieden	33	147	114
Totaal bovenstrooms	9.232	1.154	-8.069
<i>Benedenstrooms</i>			
Overheden	0	68	68
Particulieren	0	33	33
Agrariërs	0	17	17
Bedrijven	0	44	44
Totaal benedenstrooms	0	162	162
Totaal	9.232	1.316	-7.907

6.5 Conclusies

In de case Gemert-Bakel zijn maatregelen doorgerekend om de overstromingskans benedenstrooms te verminderen. Door het optrekken van de stuwen tijdens een periode met hoge afvoeren wordt de grondwaterstand bovenstrooms verhoogd en de kans op inundatie (oppervlaktewaterstand) groter. Voor agrarische producten zijn de gevolgen van de maatregelen bovenstrooms bepaald via het model SIMGRO. Voor natuur zijn nog weinig gegevens voorhanden om de gevolgen van inundatie en grondwaterstand te bepalen en om deze veranderingen monetair te waarderen. Door middel van enkele aannames is een inschatting gemaakt voor de waardeverandering van natuur. De rode functies (wonen, werken enzovoort) zijn over het algemeen niet afhankelijk van de grondwaterstand maar natuurlijk wel van de inundatiekans. Benedenstrooms is het verminderde risico op overstroming gewaardeerd. Ook hier zijn de gevonden schadebedragen (de negatieve waarden van water) omgeven door een onzekerheidsmarge.

Regionaal watersysteem effectief noch efficiënt

Het huidige watersysteem in de case Gemert-Bakel is niet effectief aangezien niet alle doelen worden gehaald. In dit rapport hebben we ons met name gericht op de overstromingsrisico's benedenstrooms (en deze gewaardeerd voor de situatie rond Den Bosch). Aan de hand van de waarden van water die zijn bepaald, kunnen we de vier onderzoeksvragen voor de casestudy zoals geformuleerd in paragraaf 5.1 beantwoorden:

- *zijn de maatregelen effectief om de beoogde piekreductie te bereiken?*
De in dit rapport uitgewerkte maatregelen om 25% piekreductie te realiseren via het vasthouden van water door middel van het optrekken van alle in het gebied aanwezige stuwen tot 10 cm beneden maaiveld zijn effectief gebleken. In plaats van de beoogde 25% reductie werd 40% gehaald. Aanvullende maatregelen waaronder het bergen van water zullen nodig zijn om beoogde halvering van de piekafvoer van de Bakelse Aa te realiseren;
- *zijn de maatregelen efficiënt?*
Het lijkt zeer aannemelijk (gelet op de inundatiekaart 4.3) dat optrekken van de ene stuw meer kosten (schade) met zich meebrengt dan de andere. Enige variatie in het optrekken van de stuwen, gelet op de mogelijke schade, lijkt een maatschappelijk goedkopere oplossing;
- *is de bereikte piekreductie effectief?*
We hebben aangetoond dat de kosten van reductie van de piekafvoer groter zijn dan de berekende baten. De bereikte piekafvoer is niet effectief in het verminderen van de wateroverlast. Hierbij speelt ook een rol dat de afvoer van de Aa maar voor een klein deel debet is aan de wateroverlast rond Den Bosch. Ook de piekafvoeren van andere rivieren zullen moeten worden verminderd;
- *is de bereikte piekreductie efficiënt?*
De bereikte piekreductie is niet efficiënt, kleinere reductiepercentages leiden tot een gunstigere verhouding van kosten en baten. De economisch optimale piekreductie is dus kleiner dan 40%. Ook is het mogelijk dat het vasthouden van water in het stroomgebied van de Dommel minder kosten met zich meebrengt dan in Gemert-Bakel.

Aanvullende maatregelen bovenstrooms

In feite blijkt bij evaluatie van de voorgestelde maatregelen om water langer vast te houden dat ze niet geschikt zijn om het gestelde doel (tegengaan van wateroverlast benedenstrooms) te bereiken. Conform het ontwikkelde kader in figuur 3.1 zouden in de volgende ronde de maatregelen bovenstrooms worden aangepast. Een voor de hand liggende aanpassing is om de schade aan kapitaal intensieve vormen van grondgebruik zoals gebouwen (woonhuizen, kantoren enzovoort) te beperken door stuwen die deze schade veroorzaken minder omhoog te halen en door kleine dijkjes langs woonwijken aan te leggen waardoor deze overstroming wordt tegengegaan. De kosten bovenstrooms stijgen dan met de verdisconteerde investeringskosten in deze additionele waterkeringen, maar de schade aan gebouwen bovenstrooms zal aanzienlijk dalen. Als door deze aanpassingen inundatie van woningen, kantoren en bedrijventerreinen kan worden voorkomen zullen de maatregelen om piekreductie te realiseren effectiever zijn. Echter de kosten, met name die

voor de landbouw, zullen dan nog steeds de baten overtreffen. Het saldo wordt gunstiger maar nog steeds niet positief.

Kwantitatieve trits 'Vasthouden - Bergen - Afvoeren' niet efficiënt

De voorgestelde piekreductie van 40% door middel van langer vasthouden van water is effectief maar niet efficiënt voor het terugdringen van de wateroverlast in Den Bosch. Gegeven de kostencurve van piekafvoerreductie is een kleinere vermindering van de piekafvoer efficiënter. Hieruit kunnen we concluderen dat het vasthouden van water slechts voor een deel van de wateroverlastproblematiek efficiënt is. In het kader van de Noodwet Grote Rivieren zijn inmiddels door Rijkswaterstaat kaden langs de A2 aangelegd. Hierdoor zal de A2 bij piekafvoer overeenkomstig die uit 1995 niet meer onder water komen te staan. Dit is een voorbeeld van een technische maatregel die efficiënter is (minder kost) dan een ruimtelijke oplossing als vasthouden bovenstrooms of bergen van overtollig water. Deze maatregel is niet volgens het principe vasthouden - bergen - afvoeren. Dit principe is alleen efficiënt als de marginale kosten van het vasthouden, bergen en afvoeren gelijk zijn.

7. Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

Raamwerk voor bepaling waarde van water

In dit rapport is een methode beschreven om de waarde van water te bepalen voor alle relevante actoren en functies op verschillende plaatsen in het regionale watersysteem. Het ontwikkelde raamwerk sluit aan op de maatschappelijke kosten-batenanalyse, waarbij de waardering van watergebruik en de opportunity kosten van water (de waarde van alternatieve aanwending) een centrale rol spelen. Om de waarde van water te bepalen is de relatie nodig tussen voorgenomen veranderingen in het watersysteem en de waardering van het watergebruik of van de waterdienst. Aangezien alternatieve aanwending van water een cruciale rol speelt, kan de waarde van water alleen worden bepaald door alternatieven met elkaar te vergelijken.

Water is geen gewoon economisch goed. Zo is het onder andere geen homogeen goed; we onderscheiden vier dimensies: kwantiteit, kwaliteit, locatie en tijdigheid. De waarde van water kan niet in zijn algemeenheid worden bepaald, maar is onder andere afhankelijk van locatie en tijd. Tevens is de toekenning van eigendomsrechten aan water moeilijk. De door ons gebruikte aanpak sluit goed aan op het 'value flow'-concept. Immers, de gehele doorwerking van de voorgestelde ingreep op de variabelen van het watersysteem moeten worden geanalyseerd om de kosten en baten compleet te krijgen.

Het ontwikkelde kader is getest voor de case Gemert-Bakel (Bakelse Aa). Het is mogelijk gebleken om het ontwikkelde raamwerk toe te passen op deze case. Ook is het geschikt gebleken om de waarde van water te bepalen op basis van kengetallen. Op zich kunnen alle waarden van water worden meegenomen in het ontwikkelde raamwerk. Zij laten zich echter niet allemaal gemakkelijk monetair waarderen. Een voordeel van dit raamwerk is dat alleen veranderingen (de effecten van maatregelen) hoeven te worden gewaardeerd.

7.2 Discussie

Doelen vastgesteld zonder zicht op kosten

De effectiviteit van het regionale watersysteem is bepaald aan de hand van de doelen die zijn gesteld aan het watersysteem. In deze studie zijn maatregelen doorgerekend om deze doelen te bereiken. Echter, het is natuurlijk ook mogelijk om deze doelen bij te stellen en een hoger inundatierisico benedenstrooms voor lief te nemen. Mensen zijn door het waterbeheer van de afgelopen decennia gewend geraakt geen last te hebben van water. Men vindt dat de overheid hen voor deze risico's moet behoeden. Maar dit valt niet tegen elke prijs vol te houden. De doelen zoals gesteld in WB21 moeten waarschijnlijk meer worden gezien als ambitie waarbij de marginale kosten van maatregelen om deze doelen te

bereiken tot een bijstelling kunnen leiden. Voor de EU-Kaderrichtlijn Water hebben van der Bolt et al. (2003) aangetoond dat vastgelegde beleidsdoelen tot onvoorzien hoge kosten kunnen leiden.

Een andere oplossingsrichting van de wateroverlast vormt de vergroting van de schadetolerantie in Den Bosch. Nu is als feit aangenomen dat de wateroverlast in Den Bosch maatschappelijk onaanvaardbaar is. Mensen dulden op geen enkel moment meer overlast van water. Gegeven de fysieke ontwikkelingen in het watersysteem (broeikaseneffect, zeespiegelstijging) is het zinvol om wateroverlast bespreekbaar te maken, zodat niet langer met man en macht al het water uit de kelders van Den Bosch hoeft te worden gehouden. Echter, de belevingswaarde van het overstromingsrisico in Den Bosch is moeilijk in te schatten; dus ook de waarde van afname van dit risico. Een schaderegeling voor inwoners van Den Bosch lijkt eveneens een efficiëntere oplossing dan het bovenstrooms vasthouden van overtollig water gedurende piekafvoer.

Betrouwbaarheid van de uitkomsten

Het combineren van twee GIS-gegevensbestanden (inundatiekaart op basis van SIMGRO en grondgebruikkaart) heeft misschien tot enkele kleine fouten geleid. Echter, een kleine afwijking kan er al leiden toe leiden dat bijvoorbeeld volgens onze berekeningen een kleine rand van een woonwijk blank komt te staan, terwijl dit in de praktijk niet zal gebeuren. Vanwege de hoge kosten die verbonden zijn aan inundatie van woongebieden, kan deze kleine afwijking flink doorwerken in de kosten.

In de door ons gekozen waarderingsmethoden hebben we te maken met een significante overschatting van de kosten bovenstrooms omdat het *substitutie-effect* niet is meegenomen. Boeren zullen het bouwplan aanpassen aan de veranderde situatie. Ook zal het waarschijnlijk lonend zijn om landbouwgrond die in de nieuwe situatie geen of zeer weinig opbrengsten kent, te herbestemmen als natuur.

Ook hebben we een onderschatting van de vermeden schade benedenstrooms, we hebben alleen gekeken naar de schade voor de stad Den Bosch de overstromingsschade aan de benedenloop van de Aa bij Veghel en Berlicum is niet betrokken in onze berekeningen. Het water wordt ook verder de Maas afgevoerd richting zee. Door de piekreductie in het gebied Gemert-Bakel zal de wateroverlast stroomafwaarts van Den Bosch iets kleiner zijn, maar deze afname is marginaal.

7.3 Aanbevelingen

Aanbevelingen voor beleid

Om de maatschappelijke kosten en baten van waterbeheer op een eenduidige manier te bepalen is het opstellen van MKBA-richtlijnen voor waterbeheer (conform OEI) door middel van een breed samengesteld consortium gewenst. Hierin moeten zowel technologische als economische instellingen zijn vertegenwoordigd om keuzes te maken ten aanzien van de te gebruiken hydrologische en economische modellen

Het in deze studie ontwikkelde raamwerk biedt inzicht in de mogelijkheden om water (uit economisch oogpunt) beter te verdelen over verschillende actoren. Het gedrag van actoren op waterkwantiteit en -kwaliteit kan worden beïnvloed door middel van

economische prikkels, zoals heffingen waarin de negatieve externaliteiten ten gevolge van het gebruik van water zijn geïnternaliseerd. Indien de prijs van water de waarde van water weerspiegelt, zal er een efficiënte verdeling van water over de gebruikers ontstaan.

Een efficiënte oplossing voor de wateroverlast benedenstrooms moet worden gezocht in een combinatie van technische en ruimtelijke maatregelen samen met economische en andere gedragsinstrumenten. Bij het afwegen van keuzes moeten hierbij ook methoden worden gebruikt die op economische leest zijn geschoeid.

Om effectievere en efficiëntere allocaties van water op te sporen moeten verschillende alternatieve verdelingen van water worden geanalyseerd, om de schaduwprijs van water goed te bepalen. Dit betekent dat deze alternatieven via een hydrologisch model moeten worden geanalyseerd, waarna in een tweede stap de economische analyse plaatsvindt. Op basis van enkele slim gekozen kleine veranderingen kunnen al aanknopingspunten voor verdere analyse van de verdeling van water worden gevonden. LNV kan met deze analyses nagaan of het maatschappelijk gewenst is in te grijpen in de waterkringloop, welke technische mogelijkheden er zijn en welke instrumenten daarvoor op het eerste gezicht geschikt lijken.

Tegenover de maatschappelijk baten die worden gegenereerd door een verandering in het watersysteem staan lang niet altijd geldstromen. Zo krijgen in onze casestudy de inwoners van Den Bosch zonder dat zij er voor hoeven te betalen een kleiner risico op waterschade. Terwijl de inwoners bovenstrooms extra kosten moeten maken vanwege de toegenomen wateroverlast. Een maatschappelijk gewenste situatie wordt gemakkelijker bereikt als degenen die baat hebben degenen die worden opgezadeld met extra kosten compenseren. Volgens het neo-Paretiaanse welvaartscriterium stijgt de welvaart als de 'winnaars' de 'verliezers' kunnen compenseren; van werkelijke schadeloosstelling hoeft geen sprake te zijn (Dietz et al., 1990).

De resultaten van het onderzoek zijn ook toepasbaar om blauwe diensten vorm te geven. Immers de waarde van water bij alternatief gebruik kan worden bepaald. Als deze nieuwe verdeling van water meer maatschappelijke baten oplevert, waarbij grondgebruikers extra kosten moeten dragen, is in potentie een blauwe dienst mogelijk. De kosten voor de verlener van de blauwe dienst kunnen op de in dit rapport beschreven wijze worden bepaald. Nader onderzoek is gewenst naar geschikte mechanismen (bijvoorbeeld contracten) om blauwe diensten vorm te geven.

Aanbevelingen voor onderzoek

De in deze studie gehanteerde werkwijze om via kengetallen maatregelen ex-ante te evalueren werkt goed voor het uittesten van de methode. Voor het vergroten van de realiteitswaarde van de resultaten is samenwerking met regionale waterbeheerders noodzakelijk. Voor het zoeken naar verbeteringen in het watersysteem is een interactief proces met de belanghebbenden de beste manier om draagvlak te creëren (zie ook Woud et al., 2003).

In dit onderzoek is de nadruk gelegd op de waardering van water, waarbij de verdeling van water over de relevante actoren door middel van technische maatregelen is geanalyseerd. Er zijn echter meer aspecten van belang bij ingrepen in het watersysteem. Economische instrumenten, bestuurlijke zaken en juridische aspecten zijn alleen aangestipt en niet nader onderzocht. In een vervolgonderzoek kunnen de meest interessante

economische instrumenten verder worden uitgewerkt, waarbij de transactiekosten een rol spelen.

Voor het doorrekenen van de gevolgen van ingrepen in het bovenstroomse regionale watersysteem zijn ook de kosten en baten benedenstrooms van belang. Het is natuurlijk ondoenlijk om alle consequenties benedenstrooms te analyseren voor een (relatief kleine) ingreep in het landelijk gebied. Conform het 'water flow'-concept accumuleert de waarde van water tegen de stroom in. Informatie over de waarde van water stroomafwaarts is goed bruikbaar voor het bepalen van water bovenstrooms. Om alle effecten van een maatregel 'eenvoudig' mee te kunnen nemen is het zinvol om een gemeenschappelijk databestand aan te leggen met daarin de doorerekende effecten vanaf verschillende knooppunten. Voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van maatregelen in het kader van de EU-Kaderrichtlijn water is dit belangrijke informatie.

De effecten van veranderingen van grondwaterstand worden gesimuleerd door SIMGRO. Een verbetering zou zijn om dit model te koppelen aan een landbouwbedrijfsmodel om substitutie-effecten en inpassing in de bedrijfsstrategie te kunnen bepalen. Daarnaast is een model nodig om de gevolgen van grondwaterstandveranderingen te vertalen naar effecten voor natuur. Wellicht kan hiervoor worden aangesloten op de systematiek die wordt gebruikt bij Waternood. Een volgend punt is dan de waardering van deze effecten, hierbij kunnen de inzichten van het consortium natuurwaardering worden gebruikt.

Literatuur

Asseldonk, M.A.P.M. van, M.P.M. Meuwissen, R.B.M. Huirne, *Risicofinanciering van oogstschade door extreme weersomstandigheden*. ISBN 90-6754-604-6. IRMA, Wageningen, 2000.

Agudelo, *The economic valuation of water; Principles and methods*. Value of Water Research Report Series No.8. IHE, Delft, 2001.

Bakel, P.J.T. van, P.E.V. van Walsum, M. Groenendijk en E.P. Querner, *Waterberging en verdrogingsbestrijding, Een nadere analyse van de mogelijkheden en beperkingen aan de hand van modelberekeningen in 2 stroomgebieden*. Alterra rapport 640. Wageningen, 2003.

Berg, A. van den, M. Jacobs, en F. Langers *Beleving Kustveiligheid*. Alterra rapport 583. Wageningen, 2002.

Bleij, B., R. van Eck en J.P.M. Witte (red.) *Baten van water; Ecologische waardenkaart van 'natte' natuur in Nederland*. RIZA rapport 2002.020. Lelystad, 2002.

Blokland, K.A., R.J.M. Kleijberg, *De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoeltypen. Holoceen Nederland*. NOV-rapport 3.2/STOWA-rapport 97-16. Lelystad, 1997.

Blom, M., J.P. van Soest, *Natuur is economie!* Kluwer, Alphen aan den Rijn, 2003.

Bolt, F.J.E. van der, H. van den Bosch, Th.C.M. Brock, P.J. G.J. Hellegers, C. Kwakernaak, T.P. Leenders, O.F. Schoumans en P.F.M. Verdonschot, *AQUAREIN; Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor landbouw, natuur, recreatie en visserij*. Alterra-rapport 835. Wageningen, 2003.

Bos, E.J. en J. Vleugel. *Verzilveren van de waterbeheerfunctie van natuurgebieden*. Rapport 4.02.03. LEI, Den Haag, 2003.

Bouman, M.A. L.B. Stelwagen, E.A. de Vries en A.F.M. Olsthoorn, *Verdrinken de bomen? Een onderzoek naar effecten van vernatting op de groei van bomen*. Alterra-rapport 314. Wageningen, 2001.

Brouwer, R., J. de Boer, R. van Ek en M. Hisschenmöller, *Baten van Water in Geld, Groen en Gevoel; Leidraad voor integrale beleidsevaluatie*. RIZA rapport 2003.026. Lelystad, 2003.

CPB, *Bedrijfslocatiemonitor; De BLM, opzet en recente aanpassingen*. Centraal Planbureau, Den Haag, 2002.

CPB, *Ruimte voor water; Kosten en baten van zes projecten en enige alternatieven*, Werkdocument No 130. Centraal Planbureau, Den Haag, 2000.

Cullis, J.G., P.R. Jones, *Public finance and Public choice: analytical perspectives*. McGraw-Hill International Ltd, Londen, 1992.

Diederer, P., F. Bunte, L.C. van Staalduinen, A. Huygen en E. Uytewaai, *De prijs van water Een financiële en institutionele analyse van het waterbeheer in Nederland*. LEI rapport 3.02.01. Den Haag, 2002.

Dietz, F.J., W.J.M. Heijman en E.P. Kroese. *Leerboek Algemene Economie, Micro-economie*. Stenfert Kroese, Leiden, Tweede herziene druk, 1990.

Dijkman, M., *Schade na overstroming; achtergrondrapport*. Publicatienummer W-DWW-2000-059. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft, 2000.

DWW, *Schade na overstroming; een eerste verkenning*. Publicatienummer W-DWW-2000-060. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft, 2000.

EC, *Evaluation design and management; Evaluating socio-economic programmes*. MEANS collection Volume 1. European Commission, Luxemburg, 1999.

Finke, P.A., W.P.C. Zeeman, G. Schouten, J. Runhaar, P. van der Molen, W. van der Meer, J.J. de Gruijter, M.F.P. Bierkens en P.J.T. van Bakel: *Beter werken met 'Waternood', Een proeftoepassing in het herinrichtingsgebied 'De Leijen'*. Alterra rapport 267. Wageningen, 2001.

Hanley, N. en C.L. Spash, *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar, Aldershot, 1993.

Heidemij, *Hoogwater rond 's-Hertogenbosch*. Fase 1 Inventarisatie en oplossingsrichtingen. [s.l.] Heidemij advies, 1995.

Hellegers, P.J.G.J., *Groundwater Management for Agriculture and Nature: An Economic Analysis*. Wageningen Universiteit, Wageningen, 2001.

IRC, *Criteria voor de bepaling en presentatie van het overstromingsgevaar en het schaderisico*. Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn, Projectgroep Actieplan Hoogwater, 2000.

Meeusen, M.J.G. (red), K.H.M. van Bommel, A.F. de Savornin Lohman, H.C.J. Vrolijk, W. Wijnen, *Toetsen op duurzaamheid voor het waterbeleid*. LEI rapport 6.01.09. Den Haag, 2001.

Meijerink, G. en A. Ruijs, *Water als economisch goed; Aandachtspunten voor beleid*. LEI rapport 3.03.04. Den Haag, 2003.

Merrett, S., *Introduction to the Economics of Water Resources; an international perspective*. UCL Press Limited, London, 1997.

Min. van Financiën, 1992, Afdeling Beleidsevaluatie en - instrumentatie. *Evaluatiemethoden, een introductie*. Sdu Uitgeverij, 4^{de} druk, Den Haag, 1992.

Ministerie van V&W, *Omgaan met water*. 1985.

Ministerie van V&W, *Water voor nu en later; Derde nota waterhuishouding* kabinetsstandpunt. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag, 1989.

Ministerie van V&W, *Vierde nota waterhuishouding, kabinetsstandpunt*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag, 1998.

Ministerie van VROM, *Vijfde nota over de Ruimtelijke Ordening. 2000/2002: Ruimte maken, ruimte delen Deel 3, kabinetsstandpunt*. Ministerie van VROM, Den Haag, 2001.

NRLO, *Over Stromen; Kennis- en innovatieopgaven voor een waterrijk Nederland*. Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek, Adviesraad voor het Wetenschaps- en Technologiebeleid en Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek. NRLO 2000/4. 2001.

OEEI, *Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (met name de delen: Leidraad voor kosten-baten analyse en Welvaartsaspecten bij de evaluatie van infrastructuurprojecten)*. CPB, NEI, VU et al., 2000.

Pearce, D. and M. Moran, *The economic value of biodiversity*. Earthscan Publications Ltd., Londen, 1994.

Querner E.P. and P.J.T. van Bakel, *Description of the regional groundwater flow model SIMGRO*. Report 7. 44 pp. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, 1989.

Perman, R, Y. Ma en J. McGilvray, *Natural Resources & Environmental Economics*. Longman, Londen en New York, 1996.

Reinhard, S., C.A. K. Lovell en G. Thijssen, 'Econometric Estimation of Technical and Environmental Efficiency: An Application to Dutch Dairy Farms'. *American Journal of Agricultural Economics* 81 1(February): 44-60 (1999).

Reinhard, S., J. Vreke, W. Wijnen, A. Gaaff, M. Hoogstra. *Integrale afweging van ruimtegebruik; Ontwikkeling van een instrumenten voor het beoordelen van veranderingen in aanwending van ruimte*. Rapport 4.03.03. LEI, Den Haag, 2003.

Rijkswaterstaat, 1994. Evaluatienota Water; Regeringsbeslissing en Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1998. Tweede Kamer 1993-1994.

Rooy, van, P. en L. Sterrenberg, *Het blauwe goud verzilveren; Integraal waterbeheer en het belang van omdenken*. Rathenau Instituut, Den Haag, Studie 41, 2000.

Ruijgrok, E.C.M., *Valuation of nature in coastal zones*, Academisch proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam. Elinkwijk b.v., Utrecht, 2000.

Ruijs, M.N.A., R.W. van der Meer, J.K. Nienhuis en P.C.M. Vermeulen, 2002: *Werkgelegenheidseffecten door structuurverandering in de glastuinbouw*; Een kwantitatieve studie naar de effecten van autonome ontwikkeling en herstructurering op de werkgelegenheid in bestaande glastuinbouwcentra. Rapport 4.02.07 (augustus 2002). LEI, Den Haag, 2002.

Runhaar, J., J.C. Gehrels, G. van der Lee, S.M. Hennekes, G.W.W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. de Louw. *Doelrealisatie natuur*. Rapportnummer 2002-26. STOWA, Utrecht, 2002.

Savenije, H.H.G. en P. van der Zaag, 'Demand management' en 'Water as an economic good'; *Paradigms with pitfalls*. Value of Water Research Report Series No.8. IHE, Delft, 2001.

Seyam, I.M., A.Y. Hoekstra en H.H.G. Savenije (2002), 'Calculation methods to assess the value of upstream water flows and storage as a function of downstream benefits'. *Physics and Chemistry of the Earth* 27:977-982.

STOWA, *Normering regionale wateroverlast: opzet en inhoud van het normeringssysteem* (Voorstel, Bijlagen en Deel A). Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht, 2001.

Strookman, M.J., *Kosten en batenanalyse van ruimtelijke waterberging*. Scriptie WU en RIZA, 2001.

Veldhuizen A.A., A. Poelman, L.C.P.M. Stuyt en E.P. Querner, *Software documentation for SIMGRO V3.0; Regional water management simulator*. SC-DLO Technical document 50, Wageningen, 1998.

Vlaanderen, N. en R. van der Veeren, Achtergronddocument van de werkgroep economie ten behoeve van het Handboek Europese Kaderrichtlijn Water 2002.

Vrisou van Eck, N. en M. Kok, *Standaardmethode Schade en Slachtoffers als gevolg van overstromingen*. Publicatienummer W-DWW-2001-028. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft, 2001.

Walker, B., *Welfare Economics and Urban Problems*. Hutcheson Publishing Group, London, 1981.

Ward, F.A. en A. Michelsen, 'The economic value of water in agriculture; concepts and policy implications'. *Water Policy*, 4 (2003) 423-446.

WB21, Waterbeleid voor de 21^e eeuw. Geef water de ruimte en de aandacht die het verdient. Advies van de Commissie Waterbeheer 21^e eeuw. s.l. 2000.

Wijk, A.L.M. van, R.A. Feddes, J.G. Wesseling en J. Buitendijk. Effecten van grondsoort en ontwatering op de opbrengst van akkerbouwgewassen. Rapport 31. ICW, Wageningen, 1988.

Witte, J.P.M. *National water management and the value of nature*. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen, 1998.

Woud, M., S. Reinhard en A. Gaaff. Cost-benefit analysis in interactive planning processes. In: Tress, G., B. Tress, B. Harms, P. Smeets en A. van der Valk, 'Planning Metropolitan Landscapes'. Wageningen, DELTA series 4. 2004.

.

Bijlage 1 Analyse landbouwgewassen

Analysevraag: hoeveel gewasschade in euro's is er aan de voorgedefinieerde landbouwgewassen binnen het plangebied onder de huidige toestand en onder maatregelen?

Tabel A1 Databestanden gebruikt voor de analyse

Data	Type bestand	Geleverd door:
<i>Geodata</i>		
LGN	Grid	Alterra
Natschade huidig	Grid	Alterra
Droogteschade huidig	Grid	Alterra
Natschade maatregel	Grid	Alterra
Droogte schade maatregel	Grid	Alterra
<i>Economische data</i>		
Opbrengst per hectare in (€)	Database	LEI

Tabel A2. Opbrengst per hectare in euro per jaar per gewas

Gewas	opbrengst per hectare (€)	Waarnemingen
gras	1.300 (1)	13
maïs	732	4
aardappelen	4.509	2
bieten	3.159	4
granen	822	3
overig	2.357	46
boomgaard	20.239 (2)	

- (1) ruwe schatting op basis van het aantal VEM per jaar voor een grasland
(2) uit binternet, geen van de bedrijven zat in het Informatie

Werkwijze:

Het LGN (Landelijk Grondgebruikbestand Nederland) is gereclassificeerd. Deze gridkaart kon nu met behulp van een rastercalculator (Spatial Analyst) worden geanalyseerd. Bij de calculatie is per grid (250*250 m) de volgende basis formule gebruikt voor de huidige situatie en voor de situatie met de maatregel.

$$OPG_{giw} = RED_{giw} * OP_g * 6,25$$

OP_g = Referentie opbrengst per hectare van gewas g; g=1,...,8;

OPG_{giw} = Opbrengstreductie als gevolg van te nat (w=1) of te droog (w=2) van gewas, g, in grid, i;

RED_{giw} = Reductiepercentage van grid i.

De reductiepercentages zijn voor de huidige situatie en voor de maatregel is bepaald door SIMGRO. Deze formule leverden 28 databestanden op met de schade per grid (reductietype w=2; maatregel=2 gewas g=7). De opbrengst per grid is per gewas gesommeerd voor het gehele casestudygebied en weergegeven in tabel 6.6.

Bijlage 2 Grondgebruiktypen

Categorie CBS-Bodemstatistiek	code	Description	Omschrijving	Categorie in DWW-overstromingsstudie (1)
Spoorwegen	IS	Infrastructure	Infrastructuur	Spoorwegen
Verharde wegen	IS	Infrastructure	Infrastructuur	Rijkswegen, Autowegen, overige wegen
Onverharde wegen	OU	Any other use	overig (2)	Overige wegen
Water voor recreatie	WL	Water - recreation	oppervlaktewater voor recreatie	Recreatie extensief (?)
Water (spaarbekken)	WS	Any other use	overig oppervlaktewater	Oppervlaktewater
Water (overig)	WS	Water - surface	overig oppervlaktewater	Oppervlaktewater
Vliegveld	IA	Infrastructure: airport	luchthaventerrein, incl. bedrijfsgebouwen	Vliegvelden
Wrakkenopslagplaats	DU	Dumping site	wrakkenopslag- en stortplaats	(?)
Stortplaats	DU	Dumping site	wrakkenopslag- en stortplaats	(?)
Begraafplaats	OU	Any other use	overig (2)	(?)
Sportterrein	LD	Leisure/recreation - [d]	dagrecreatie (waaronder parken, plantsoenen, sportvoorzieningen)	Recreatie intensief (?)
Volkstuin	LD	Leisure/recreation - [d]	dagrecreatie (waaronder parken, plantsoenen, sportvoorzieningen)	Recreatie intensief (?)
Delfstoffenwinning	OU	Any other use	overig (2)	Delfstoffenwinning, industrie, nutsbedrijven
Park & plantsoen	LD	Leisure/recreation - [d]	dagrecreatie (waaronder parken, plantsoenen, sportvoorzieningen)	Stedelijk gebied (?)
Verblijfsrecreatie	LR	Overnight recreation	Verblijfsrecreatie	Recreatie intensief
Dagrecreatie	LD	Leisure/recreation - [d]	dagrecreatie (waaronder parken, plantsoenen, sportvoorzieningen)	Recreatie intensief (?)
Woongebied	RE	Residential	Woongebied	Eengezinswoningen, laagbouwwoonwoningen, hoogbouwwoonwoningen, boerderijen
Soc.-cult. voorzieningen	UO	Utilities, offices	kantoren, dienstverlening, voorzieningen	Stedelijk gebied
Openbare voorzieningen	UO	Utilities, offices	kantoren, dienstverlening, voorzieningen	Stedelijk gebied (?)
Dienstverlenende sector	UO	Utilities, offices	kantoren, dienstverlening, voorzieningen	Handel/horeca, transport en communicatie, banken en verzekeringen
Bedrijfsterrein	CI	Industrial, commercial	Bedrijventerreinen	Bouw, handel/horeca, transport en communicatie
Bouwterrein (bedrijven)	OU	Any other use	overig (3)	(?)
Bouwterrein (overig)	RE	Residential	woongebied (4)	(?)
Bos	NF	Nature - forest	Bos	Recreatie extensief (?)
Glastuinbouw	AH	Agricultural -green houses	Glastuinbouw	Glastuinbouw
Droge natuur	ND	Nature - dry (terrestrial)	droge natuur	Recreatie extensief (?)
Natte natuur	NW	Nature - wet (aquatic)	natte natuur	(?)
Overige gronden			(5)	(?)

Categorie LGN ^a				
Gras	AG	Agricultural - grass	Grasland	Landbouw
Maïs	AM	Agricultural - maize	Maïs	Landbouw
Aardappelen	AP	Agricultural - potatoes	Aardappelen	Landbouw
Bieten	AB	Agricultural - beet	Bieten	Landbouw
Granen	AC	Agricultural - cereals	Graan	Landbouw
Overige landbouwgewassen	AO	Agricultural - other	overige akkerbouw en tuinbouw	Landbouw
Boomgaard	AF	Agricultural - fruit	Vruchtbomen	Landbouw
Bollen	AO	Agricultural - other	overige akkerbouw en tuinbouw	Landbouw

^a LGN= Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (alleen voor landbouwgebieden buiten glastuinbouw)

- (1) DWW (2000)
- (2) Overig omvat: halfverharde en onverharde wegen, delfstoffenwinning, begraafplaatsen
- (3) Bouwterrein bedrijven betreft in het algemeen uitgeefbaar bedrijventerrein, dus in feite onbebouwd terrein; in de waardering wordt uitgegaan van de schadefunctie die voor uitgeefbaar bedrijventerrein hier gelijkgesteld wordt aan onbebouwd, braakliggend terrein
- (4) Bouwterrein overig betreft in het algemeen woningbouwlocaties, die ten tijde van het opstellen van de statistiek nog in ontwikkeling zijn, maar voor variantberekeningen in de toekomst als bebouwd kunnen (en dienen te) worden aangemerkt
- (5) Tot de overige gronden worden door het CBS gerekend die gronden die niet bij één van de eerder genoemde categorieën kunnen worden ondergebracht, zoals niet met gras begroeide dijken, braakliggende terreinen (voor zover deze niet als bouwterrein kunnen worden beschouwd), niet meer in gebruik zijnde spoorbanen en fabrieksterreinen en in zee lopende pieren (voor zover deze bij hoog water niet onder water lopen).

Bijlage 3 Het begrip schade

Nadat een hoogwater is opgetreden, spreekt men van schade, voor een gebeurtenis van schaderisico (IRC, 2000). Het begrip schaderisico heeft betrekking op de mogelijkheid van het ontstaan van schade. Het begrip risico is een combinatie van de omvang van de mogelijke schade en de waarschijnlijkheid ervan. Een geringe schade met een hoge waarschijnlijkheid kan hetzelfde risico opleveren als een omvangrijke schade met een lage waarschijnlijkheid. Dit correspondeert niet met het gebruik van het woord risico in de omgangstaal, waarin het begrip risico meestal wordt gebruikt voor zeldzame gebeurtenissen met een omvangrijke schade.

Aangezien schade zeer ruim is gedefinieerd, dient de aard van de schade nader omschreven te worden.

Sociaal culturele schade:

- letselschade (inclusief dodelijke slachtoffers);
- verslechtering van het sociale milieu;
- verlies van cultuurgoederen en monumenten.

Milieuschade:

- milieuschade als gevolg van het vrijkomen van milieuverontreinigende stoffen;
- milieuschade als gevolg van lozing van milieuverontreinigende stoffen of thermische verontreiniging;
- schade aan aanwezige beschermde soorten en populaties.

Financiële schade:

- directe economische schade (aan roerende en onroerende zaken);
- tijdelijk productieverlies;
- indirecte economische schade (waardedaling grond, infrastructurele problemen, kosten voor schadepreventie);
- gevolgschaden op lange termijn (daling van waarde bij verkoop, daling grondprijzen).

Het schaderisico kan worden afgeleid uit het grondgebruik (vestigingsintensiteit) rekening houdend met de gevoeligheid ervan voor overstromingen. Bij de bepaling van de letselschade, de indirecte economische schade, de milieuschade en de lange termijn schade, zijn naast de beperkte historische gegevens afhankelijk van de gewenste nauwkeurigheid tevens theoretische gegevens van rekenmodellen vereist, die de globale schatting bevestigen. Voor de bepaling van de directe economische schade is informatie over het gebruik en de schade bij een bepaalde overstromingsdiepte vereist.