



Baten van Water: Naar een Integrale Evaluatie Methodiek

Case Studie Ruimtelijke
Waterberging in het
Benedenrivierengebied

EINDCONCEPT

Auteurs

Ir. R. Brouwer
Drs. R. van Ek
Drs. J. Bouma

Juni 2000

Inhoudsopgave

Voorwoord	3
Samenvatting	5
1. Inleiding	7
1.1. Aanleiding en Doel	7
1.2. Leeswijzer	8
2. Integraal Kader	10
2.1. Raamwerk	10
2.2. Beoordelingsmethoden	12
3. Plangebied en Beleidsopties	16
3.1. Plangebied	16
3.2. Beleidsopties	17
4. Natuur Rendement Analyse	20
4.1. Inleiding	20
4.2. Beschrijving van het Ecosysteem in de Uitgangssituatie	20
4.2.1. Beschrijving Voorkomende Natuur	20
4.2.2. Waardering Voorkomende Natuur	23
4.3. Bepaling Hydrologische Veranderingen	24
4.4. Bepaling Ecologische Veranderingen	28
4.4.1. Veranderingen in Voorkomende Natuur	28
4.4.2. Waardering van Veranderingen in Natuur	29
4.5. Bepaling Referentie	32
4.6. Bijdrage Waterbeleid aan Doelstellingen Natuurbeleid	32
4.7. Discussie en conclusies	33
5. Kosten Baten Analyse	35
5.1. Inleiding	35
5.2. Kosten	35
5.2.1. Financiële Kosten Dijkversterking	35
5.2.2. Financiële Kosten Ruimtelijke Waterberging	37
5.2.3. Economische Kosten Ruimtelijke Waterberging	41
5.3. Baten	45
5.3.1. Economische Baten Ruimtelijke Waterberging	46
5.4. Kosten Baten Analyse	46
5.5. Discussie en Conclusies	47

6. Draagvlak Analyse	49
6.1. Inleiding	49
6.2. Huidig Gebruik en Belangen	50
6.3. Beleving van Water	51
6.3.1. <i>Water als Waardevol Cultuur-Historisch Landschapselement</i>	52
6.3.2. <i>Water als Levensbedreigend Risico</i>	52
6.4. Beleving van Nieuw Beleid	53
6.4.1. <i>Nieuwe Risico Benadering</i>	53
6.4.2. <i>Communicatie en Informatie</i>	53
6.4.3. <i>Verwachte Invloed op Belangen</i>	55
6.4.3.1. Bewoners	55
6.4.3.2. Landbouwsector	55
6.4.3.3. Natuurorganisaties	56
6.4.3.4. Waterleidingbedrijven	57
6.4.3.5. Recreatiesector	57
6.4.3.6. Bestuur	57
6.5. Discussie en Conclusies	58
7. Integrale Beoordeling I: Kosten Effectiviteit Analyse	63
8. Integrale Beoordeling II: Sociaal-Economische Analyse	66
9. Integrale Beoordeling III: Maatschappelijke Kosten Baten Analyse	68
9.1. Inleiding	68
9.2. Waardering van de Maatschappelijke Baten van Veerkrachtige Watersystemen	69
10. Integrale Beoordeling IV: Multi Criteria Analyse	72
10.1. Inleiding	72
10.2. Ecologische Baten en Economische Kosten	73
10.3. Maatschappelijke Beleving als Additioneel Criterium	76
10.4. Bestuurlijke Beleving als Additioneel Criterium	78
10.5. Discussie en Conclusies	81
11. Conclusies	83
Literatuurlijst	88
Bijlagen	91

VOORWOORD

Het project Baten van Water is onderdeel van de Waterverkenningen (WVK) van Rijkswaterstaat. In het project wordt geprobeerd antwoord te geven op de vraag hoe naast de kosten ook de maatschappelijke baten van integraal waterbeleid en beheer explicieter dan voorheen in beeld kunnen worden gebracht. Dit gebeurt aan de hand van concrete case studies.

Gedurende de loop van het project is het accent enigszins verschoven naar het ontwikkelen van een algemeen integraal evaluatiekader van waterbeleid en beheer. Hierbij is expliciet aandacht besteed aan beschikbare methoden om de maatschappelijke kosten en baten van waterbeleid op een integrale manier te evalueren en tegen elkaar af te wegen. Een algemeen kader is ontwikkeld waarbinnen beleidsalternatieven met elkaar vergeleken en afgerekend kunnen worden op hun verschillende voor- en nadelen. Dit conceptuele kader wordt in dit rapport geïllustreerd aan de hand van een eerste concrete case studie.

De case studie betreft een op dit moment zeer beleidsrelevant onderwerp, namelijk ruimtelijke waterberging. Het studiegebied is het Benedenrivierengebied waarvoor door de stuurgroep Integrale Verkenning Benedenrivieren (IVB) op 28 februari 2000 een advies aan de Staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat is uitgebracht. Hoewel er geen sprake was van een formele opdracht, heeft de projectgroep Baten van Water door middel van een "*quick scan*" getracht de maatschappelijke kosten en baten voor de stuurgroep beter in beeld te brengen. Nadat de stuurgroep het advies heeft uitgebracht is de case studie methodologisch uitgewerkt als illustratie van de voorgestelde integrale aanpak. Deze gedetailleerde uitwerking wordt gepresenteerd in dit rapport.

Met de uitkomsten van de studie moet zeer voorzichtig worden omgesprongen. De betrouwbaarheid van de resultaten laat nogal te wensen over. De beschikbare informatie was zeer beperkt, wat er onder andere toe heeft geleid dat er zo nu en dan zeer grove aannames zijn gemaakt.

Ik hoop dat de studie het belang van het gebruik van gepaste evaluatiemethoden duidelijk maakt om het streven naar integraal waterbeleid en beheer op de juiste manier vorm en inhoud te geven.

Namens de projectgroep Baten van Water,

Roy Brouwer

Lelystad, 29 mei 2000

Auteurs

Roy Brouwer
Remco van Ek
Jetske Bouma

Met dank aan

IVB-stuurgroep

René Boeters (Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland)
Loes de Jong (Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland)
Karien Luursema (Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland)
René Piek (Provincie Zuid-Holland)
Edwin Snippen (RIZA Dordrecht)

RIZA

Helga Aarts
Jelte Bosma
Jan Eulen
Henk van Haperen
Margreet Hobbelen
Niels Vlaanderen
Harold van Waveren

RIKZ

Iris Borup
Karel van den Ende
Mathi den Exter
Frans Otto
Gert-Jan Rotmensen
Joost Stronkhorst

Ministerie Verkeer en Waterstaat, Beleidsdirectie Water
Joost Buntsma

Samenvatting

Dit rapport presenteert de eerste concrete case studie die is uitgewerkt binnen het project Baten van Water. Baten van Water is onderdeel van de "Waternetwerken" van Rijkswaterstaat. Kennisontwikkeling en kennisontsluiting zijn belangrijk doeleinden van de Waternetwerken. Dit rapport beoogt hieraan bij te dragen door:

- 1) De presentatie van een conceptueel raamwerk voor de evaluatie van integraal waterbeleid en beheer.
- 2) De concrete uitwerking van het raamwerk voor een nieuw beleidsonderwerp, namelijk ruimtelijke waterberging waarbij zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van de natuurlijke veerkracht van watersystemen.

De belangrijkste vragen die in dit rapport aan de orde worden gesteld zijn:

- 1) Hoe kunnen de maatschappelijke effecten van integraal waterbeleid ten aanzien van dit onderwerp zichtbaar worden gemaakt?
- 2) Hoe kunnen verschillende maatschappelijke effecten vervolgens tegen elkaar worden afgewogen ter ondersteuning van beleidskeuzes?

Om deze tweede vraag te kunnen beantwoorden, moeten deze effecten eerst op één of andere manier met elkaar vergelijkbaar worden gemaakt. Dit is het belangrijkste doel van de hier gepresenteerde studie: de verschillende consequenties van integraal waterbeleid en beheer inzichtelijk maken, waar mogelijk kwantificeren en met elkaar vergelijken.

De baten van water zijn in deze studie in een breed integraal kader geplaatst:

- Er wordt gekeken naar de kosten en baten van waterbeleid, omdat deze vaak onlosmakelijk met elkaar zijn verbonden. Kosten gaan vaak uit voor de baten, vermeden kosten zijn ook baten en gedeelde baten vormen kosten.
- Het onderscheid tussen financiële en economische kosten en baten is uitgewerkt. In het geval van grootschalige projecten zoals in deze case studie is de overheid een belangrijke speler in het maatschappelijke krachtenveld en kunnen haar acties grote gevolgen hebben op de economie. In deze gevallen zal de behoefte aan economische analyses toenemen, om beleid ook maatschappelijk te kunnen uitleggen en rechtvaardigen.
- Er is niet alleen gekeken naar baten uitgedrukt in geld, maar ook naar niet in geld uitgedrukte baten, zoals ecologische en sociaal-culturele baten. Deze zijn uiteindelijk in een multi criteria analyse bij elkaar gebracht.

In het conceptuele raamwerk wordt een onderscheid gemaakt tussen *milieuwaarden* en *maatschappelijke waarden* om duidelijk te maken dat er vanuit verschillende perspectieven met behorende methoden naar de baten van water kan worden gekeken. De milieuwaarde en maatschappelijke waarde van aquatische ecosystemen zijn niet hetzelfde en kunnen dus ook niet zomaar bij elkaar worden opgeteld, omdat ze verschillende perspectieven en achterliggende dimensies representeren. In integraal waterbeleid en beheer moet echter met beide rekening worden gehouden.

De verschillende effecten van beleid en beheer op milieu en maatschappij zijn in de case studie eerst afzonderlijk van elkaar beoordeeld en daarna in hun onderlinge samenhang. Om effecten van beleid integraal te kunnen beoordelen moet van tevoren duidelijk zijn (a) wat de uitgangssituatie is, (b) welke doeleinden worden nagestreefd en (c) welke beleidsopties hiervoor bestaan.

In de uitgevoerde studie is gebruik gemaakt van beschikbare informatie uit een *beleidsverkenning* advies om in de toekomst in het Benedenrivierengebied onder het meest pessimistische scenario van klimaatverandering, bodemdaling en zeespiegelstijging huidige

veiligheidsniveaus te kunnen handhaven. Twee belangrijke beleidsopties zijn onderzocht: doorgaan zoals voorheen met het verder versterken van dijken of ruimte creëren voor rivieren, waarbij zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van natuurlijke processen om water op te vangen.

Bescherming tegen hoogwater is één van de belangrijkste doelstellingen van integraal beleid in het gebied. Andere belangrijke doelstellingen van integraal waterbeleid aan de hand waarvan de beleidsopties zijn beoordeeld zijn:

- Het vergroten van de veerkracht van watersystemen waardoor ook een bijdrage wordt geleverd aan natuurherstel.
- Het vergroten van samenhang tussen waterbeleid, natuurbeleid en beleid voor ruimtelijke ordening.
- Vroegtijdige inbreng en betrokkenheid van maatschappelijke groeperingen.
- Kosteneffectiviteit: het behalen van beleidsdoelstellingen tegen de laagst mogelijke kosten.

Een belangrijk leerpunt van de studie is dat een integrale evaluatie van beleidsstrategieën in beleidsverkenningen of beleidsvorming binnen Rijkswaterstaat multidisciplinaire kennis en samenwerking vereist. Er bestaat grote behoefte aan informatiesystemen en methoden waarmee verschillende maatschappelijke kosten en baten van integraal waterbeleid en beheer op een evenwichtige manier tegen elkaar kunnen worden afgewogen.

1. Inleiding

1.1. Aanleiding en Doel

Water heeft een belangrijke maatschappelijke waarde. Water is immers van levensbelang. Aan de andere kant kan de waarde van water ook heel snel dalen, namelijk in tijden van wateroverlast. De waarde wordt dan zelfs negatief en mensen willen worden gecompenseerd voor de door hun geleden overlast. Eeuwenlang wordt er in Nederland al geïnvesteerd in waterkering en (grond)waterpeil beheer. De kosten van dit beheer zijn terug te vinden in de financiële verslaggeving van de overheid. De baten van het waterbeheer zijn vaak veel minder zichtbaar. Iedereen voelt wel aan dat er tegenover deze kosten maatschappelijke opbrengsten of baten staan. Echter, deze zijn vaak moeilijk te kwantificeren of net als de kosten in geld uit te drukken.

In het project Baten van Water binnen de Waterverkenningen (WVK) van Rijkswaterstaat wordt verkend hoe de baten van integraal waterbeleid en beheer beter zichtbaar kunnen worden gemaakt. Het gaat daarbij nadrukkelijk niet alleen om in geld uitgedrukte economische baten, maar ook om niet in geld uitgedrukte maatschappelijke baten zoals natuurwaarden en belevingswaarden. In het project wordt een integrale beoordeling- en afwegingsmethodiek ontwikkeld, waarbij financieel-economische ("*geld*"), hydro-ecologische ("*groen*") en sociaal-culturele ("*gevoel*") aspecten in hun onderlinge samenhang worden bekeken. Deze methodiek wordt getest aan de hand van concrete case studies. In dit rapport wordt de methodiek in een eerste case studie uitgewerkt.

De eerste case studie betreft een op dit moment zeer beleidsrelevant onderwerp. De studie kijkt naar ruimtelijke berging van wateroverlast als een alternatief voor verdere dijkversterking en verhoging. Sinds maart 1999 is de projectgroep Baten van Water betrokken geweest bij de Integrale Verkenning Benedenrivieren (IVB). Binnen de IVB worden de effecten van waterstandsverlagende maatregelen verkend op het Benedenrivierengebied in de periode 2000-2050. Hierbij wordt rekening gehouden met de wettelijk vastgestelde veiligheidsnormen teneinde te komen tot een inrichtingsstrategie gericht op het waar mogelijk voorkomen van een volgende ronde van dijkverzwaring met inachtneming van het natuurbelang (de Jong en anderen, 2000). Nagegaan wordt in hoeverre conflicten ontstaan tussen verschillende belangen als gevolg van het ontwikkelen van maatregelen die compenseren voor de verwachte verhoging van de waterstand in het Benedenrivierengebied.

Binnen de IVB zijn 26 regionale maatregelen bedacht, buitendijks en binnendijks, die gefaseerd op verschillende tijdstippen genomen kunnen worden. Tezamen zijn deze maatregelen de komende 50 jaar in staat de versnelde stijging van de zeespiegel en de verhoogde afvoer onder het meest pessimistische klimaat scenario het hoofd te bieden. Een eerste combinatie van maatregelen wordt nodig geacht tot en met het jaar 2015 en betreft grotendeels ingrepen in de buitendijkse uiterwaarden van de Lek, Merwede en Bergsche Maas en binnendijks in en rond de Biesbosch. Na 2015 worden binnendijkse maatregelen voorgesteld die ofwel ingrepen in huidige waterlopen betreffen of het aanleggen van nieuwe waterlijnen.

De projectgroep Baten van Water heeft de positieve en negatieve maatschappelijke effecten in beeld gebracht van enerzijds traditionele dijkverhoging en anderzijds het door de stuurgroep IVB geïdentificeerd alternatief maatregelenpakket voor ruimtelijke waterberging in Zuid-Holland tot en met het jaar 2050. Het belangrijkste doel van de hier gepresenteerde studie is het ontwikkelde conceptuele raamwerk concreet in te vullen aan de hand van een praktische case studie. De studie is in die zin voor de projectgroep Baten van Water een belangrijk leermoment. Echter, gehoopt wordt dat de studie tegelijkertijd ook aan anderen duidelijk maakt wat het nut en de noodzaak is om de maatschappelijke voor- en nadelen van keuzemogelijkheden in integraal waterbeleid op een éénduidige, systematische en transparante

wijze te expliciteren, met elkaar vergelijkbaar te maken en tegen elkaar af te wegen. Verwacht wordt dat de noodzaak hiertoe in de toekomst zal toenemen om beleid en beheer vanuit verschillende maatschappelijke standpunten uit te leggen en te rechtvaardigen.

Gezien de korte tijd die beschikbaar is geweest voor het uitvoeren van de studie en het feit dat er alleen gebruik is gemaakt van reeds beschikbare informatie, is de studie niet volledig noch compleet. In sommige gevallen zijn vergaande veronderstellingen gemaakt bij gebrek aan voldoende informatie. Dit heeft uiteraard grote invloed op de nauwkeurigheid van de getallen. Het is uitermate belangrijk hier rekening mee te houden bij de interpretatie, conclusies en aanbevelingen op basis van de hier gepresenteerde resultaten.

1.2. Leeswijzer

De structuur van het rapport is als volgt.

Na deze inleiding volgt eerst in hoofdstuk 2 een korte bespreking van het conceptuele raamwerk dat wordt gehanteerd voor een integrale beoordeling van waterbeleid. Hoofdstuk 3 geeft aan waar precies zich de case studie afspeelt en detailleert de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen zoals die zijn geïdentificeerd door de IVB-stuurgroep.

Vervolgens worden in de volgende drie hoofdstukken de effecten van traditionele dijkverzwaring en ruimtelijke waterberging op ecologie, economie en maatschappij besproken.

- Hoofdstuk 4 presenteert de uitkomsten van de hydrologische en ecologische veranderingen in het Benedenrivierengebied als gevolg van traditionele dijkverzwaring en ruimtelijke waterberging. Onderzocht wordt in welke mate deze ecologische veranderingen bijdragen aan bestaande natuurdoelstellingen in een Natuur Rendement Analyse (NRA).
- Hoofdstuk 5 presenteert de financiële en economische gevolgen van enerzijds traditionele dijkverzwaring en anderzijds alternatieve ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied. De rentabiliteit en doelmatigheid van ruimtelijke waterberging ten opzichte van traditionele dijkverzwaring wordt onderzocht in een Kosten Baten Analyse (KBA).
- In hoofdstuk 6 komen de sociale en culturele aspecten van de twee onderzochte beleidsopties dijkverzwaring en ruimtelijke waterberging aan de orde in een Draagvlak Analyse (DA). Deze aspecten hebben enerzijds betrekking op het gebruik en de inrichting van het Benedenrivierengebied en anderzijds op de beleving van bestaand en nieuw beleid en de gevolgen op overstromingsrisico's.

Deze afzonderlijk van elkaar geschatte effecten op ecologie, economie en maatschappij worden op hun onderlinge samenhang beoordeeld en getoetst in hoofdstukken 7 tot en met 10.

- Hoofdstuk 7 presenteert een eerste belangrijke stap om waterbeleid op een integrale wijze te beoordelen. De hydro-ecologische gevolgen van de twee beleidsopties worden gekoppeld aan de financieel-economische gevolgen in een Kosten Effectiviteit Analyse (KEA).
- In hoofdstuk 8 wordt de samenhang tussen de economische en sociale gevolgen onderzocht in een Sociaal-Economische Analyse (SEA).

- Hoofdstuk 9 laat zien hoe de economische waarden van de maatschappelijke functies die veerkrachtige aquatische ecosystemen vervullen kunnen worden meegenomen in een Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA).
- Hoofdstuk 10 brengt de hydro-ecologische, financieel-economische en sociaal-culturele aspecten samen in een Multi Criteria Analyse (MCA).

Tenslotte worden conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan in hoofdstuk 11.

In de bijlagen van dit rapport wordt voor de geïnteresseerde lezer een gedetailleerdere bespreking gegeven van het achterliggende theoretische kader van het project Baten van Water en de verschillende stappen die leiden tot een meer integrale evaluatie van keuzes in waterbeleid en beheer.

2. Integraal Kader

2.1. Raamwerk

De belangrijkste vraag waar de projectgroep Baten van Water zich mee bezig houdt is hoe de maatschappelijke baten van integraal waterbeleid en beheer beter zichtbaar kunnen worden gemaakt. Hiertoe wordt verkend hoe voor- en nadelen van waterbeleid en beheer:

- kunnen worden gekwantificeerd;
- met elkaar vergelijkbaar kunnen worden gemaakt;
- tegen elkaar kunnen worden afgewogen.

Figuur 2.1 presenteert het algemene conceptuele kader. Analyse van de uitgangssituatie, identificatie van (mogelijke) problemen en definitie van doeleinden leiden tot de benoeming van één of meerdere beleidsopties om de geïdentificeerde problemen op te lossen. Deze opties kunnen vervolgens in meer of mindere mate van detail worden uitgewerkt in beleidsscenario's en bijbehorende pakketten van maatregelen op het niveau van de waterbeheerder.

Deze maatregelen voor het beheer van water werken direct dan wel indirect door op het milieu en de maatschappij. Zo hebben maatregelen om ons land te beschermen tegen overstromingen en vernatting een enorme invloed gehad op de inrichting ons land, dat wil zeggen de (on)mogelijkheden van wonen en werken, maar ook op de voorkomende natuur.

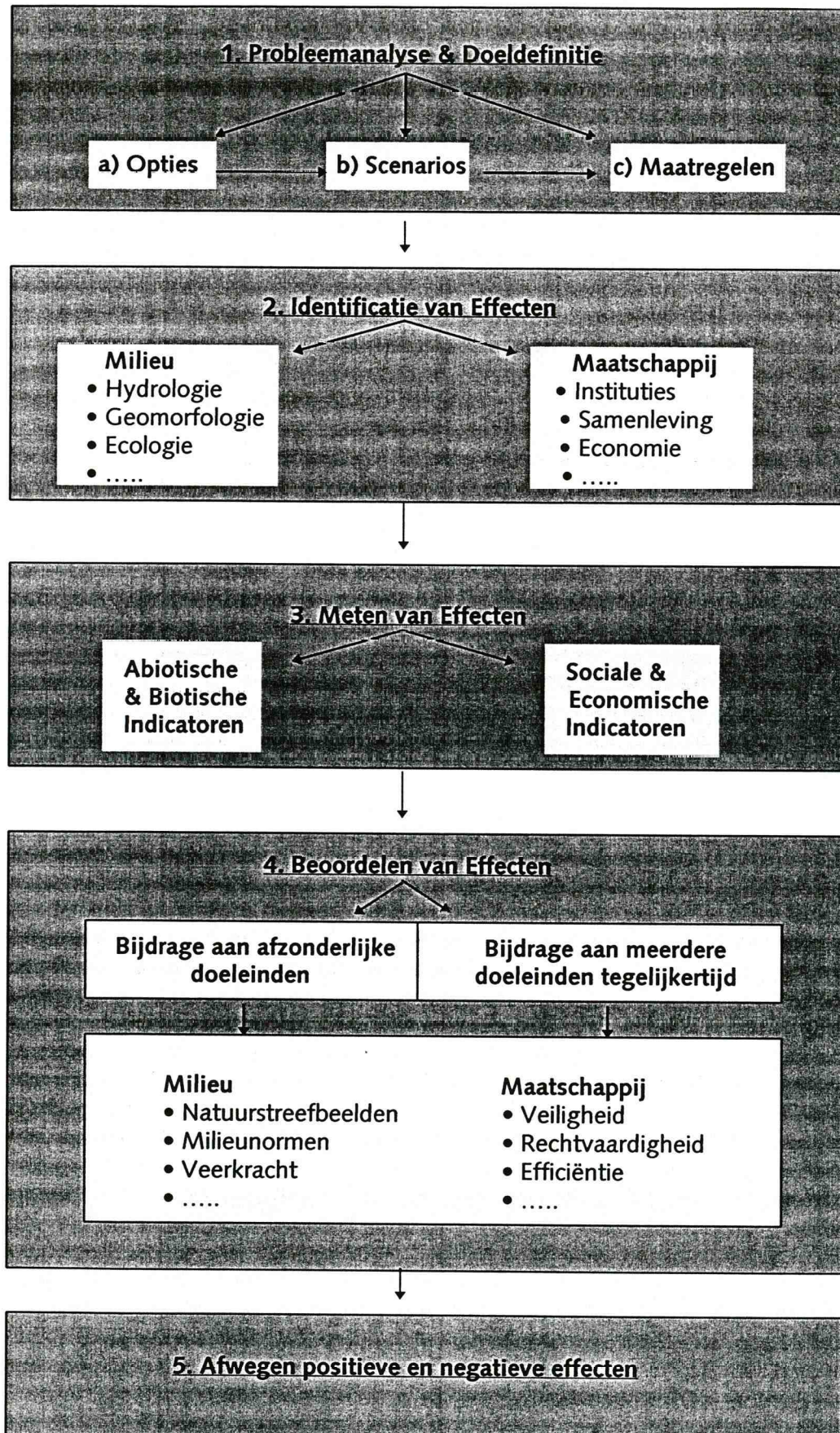
Binnen deze twee categorieën - milieu en maatschappij - kunnen weer verschillende subcategorieën worden onderscheiden, afhankelijk van de specifieke context en omstandigheden waarin de maatregelen worden genomen en uitgewerkt. Er bestaat een sterke en meestal onlosmakelijke samenhang tussen milieu en maatschappij. Om enkele voorbeelden te noemen:

- het peilbeheer van grondwater beïnvloedt de economische activiteiten die in een gebied plaats vinden zoals landbouw, maar ook de aanwezige natuur;
- waterzuivering is essentieel voor het garanderen van een goede kwaliteit van het drinkwater en dus van invloed op de volksgezondheid, maar ook op de ecologische kwaliteit van watersystemen;
- de aanwezigheid van water in een stad (kanalen, fontein etc.) of een landschap vormt vaak een belangrijk element in de beleving van mensen van een stad of een landschap, en is dus mede bepalend voor de keuze van mensen om ergens te wonen of te recreëren.

In theorie kunnen de effecten van beleid en maatregelen worden gemeten of geschat en uitgedrukt in één of meerdere relevante indicatoren. In het geval van milieu-effecten kan dat gebeuren met behulp van abiotische of biotische indicatoren. Voorbeelden van abiotische indicatoren zijn veranderingen in de hoeveelheid water die door een rivier wordt afgevoerd (kubieke meter water per seconde) of het nitraat gehalte van water (milligram per liter water). Een voorbeeld van biotische indicatoren is een verandering in het voorkomen van bepaalde plant- en diersoorten in een gebied. In het geval van maatschappelijke effecten kan hetzelfde gebeuren met sociale indicatoren zoals bijvoorbeeld het aantal mensen dat woont of werkt in een bepaald gebied waarin maatregelen worden getroffen of economische indicatoren zoals bijvoorbeeld de investeringskosten van deze maatregelen.

Om beleid en maatregelen te beoordelen kan gekeken worden in welke mate de effecten ervan positief of negatief uitvallen ten opzichte van een gekozen referentie of uitgangssituatie. Dit gebeurt meestal aan de hand van een aantal van te voren of achteraf gekozen beoordelingscriteria. Anderzijds kan ook gekeken worden in welke mate de effecten van verschillende beleidsopties bijdragen aan het bereiken van de doeleinden van bestaand beleid. Ook in dit geval spelen meestal verschillende criteria een rol bij het maken van een keuze tussen verschillende beleidsopties en daarbij horende maatregelen.

Figuur 2.1: Conceptueel raamwerk voor de evaluatie van integraal waterbeleid



Zorg voor veiligheid en volksgezondheid is meestal één van de belangrijkste doeleinden en zal dus meestal één van de eerste aspecten zijn waarop de effecten van beleid of maatregelen worden beoordeeld. De overheid vindt bovendien dat veiligheid en gezondheid moet gelden voor iedereen, dus sociaal rechtvaardig beleid. Veiligheid en gezondheid voor iedereen, maar wel tegen de laagst mogelijke kosten, dus beleid dat tevens kosteneffectief is. Zo kunnen er meerdere criteria tegelijkertijd een rol spelen. Streven naar integraal en duurzaam waterbeleid betekent in het algemeen dat zowel milieu en maatschappelijke overwegingen een rol spelen in de besluitvorming, en beleid en maatregelen dus ook op beide zal worden afgerekend.

Nadat de effecten van beleid of maatregelen zijn beoordeeld aan de hand van één of meerdere criteria, moet nog het belang van ieder criterium in de uiteindelijke afweging worden bepaald om een keuze te kunnen maken tussen beleidsopties. In het project Baten van Water is een duidelijk onderscheid gemaakt tussen het wetenschappelijk-adviserende en het politieke domein van waterbeleid en beheer. De projectgroep streeft ernaar een integraal beoordelings- en afwegingskader te ontwikkelen dat de politieke besluitvorming ondersteunt, niet vervangt. De mate waarin beoordelingscriteria meewegen in de uiteindelijke besluitvorming is een politieke keuze. Hoe en in welke mate in de praktijk in verschillende situaties met verschillende aspecten, belangen en perspectieven rekening wordt gehouden is niet alleen afhankelijk van de beschikbare tijd, informatie en middelen, maar ook van de politieke context.

2.2. Beoordelingsmethoden

Effecten van beleid en beheer kunnen op verschillende manieren worden gekwalificeerd en gekwantificeerd - aan de hand van metingen, schattingen en expert judgement -, worden beoordeeld en tegen elkaar afgewogen. In Figuur 2.2 worden een aantal belangrijke methoden gepresenteerd die zijn gebruikt in deze case studie.

Grofweg kunnen drie belangrijke typen van methoden worden onderscheiden:

- methoden die mogelijke effecten van beleid en beheer op betrokkenen en hun belangen beoordelen;
- methoden die mogelijke effecten van beleid en beheer op milieu en natuur beoordelen;
- methoden die de effecten van beleid en beheer op de economie beoordelen.

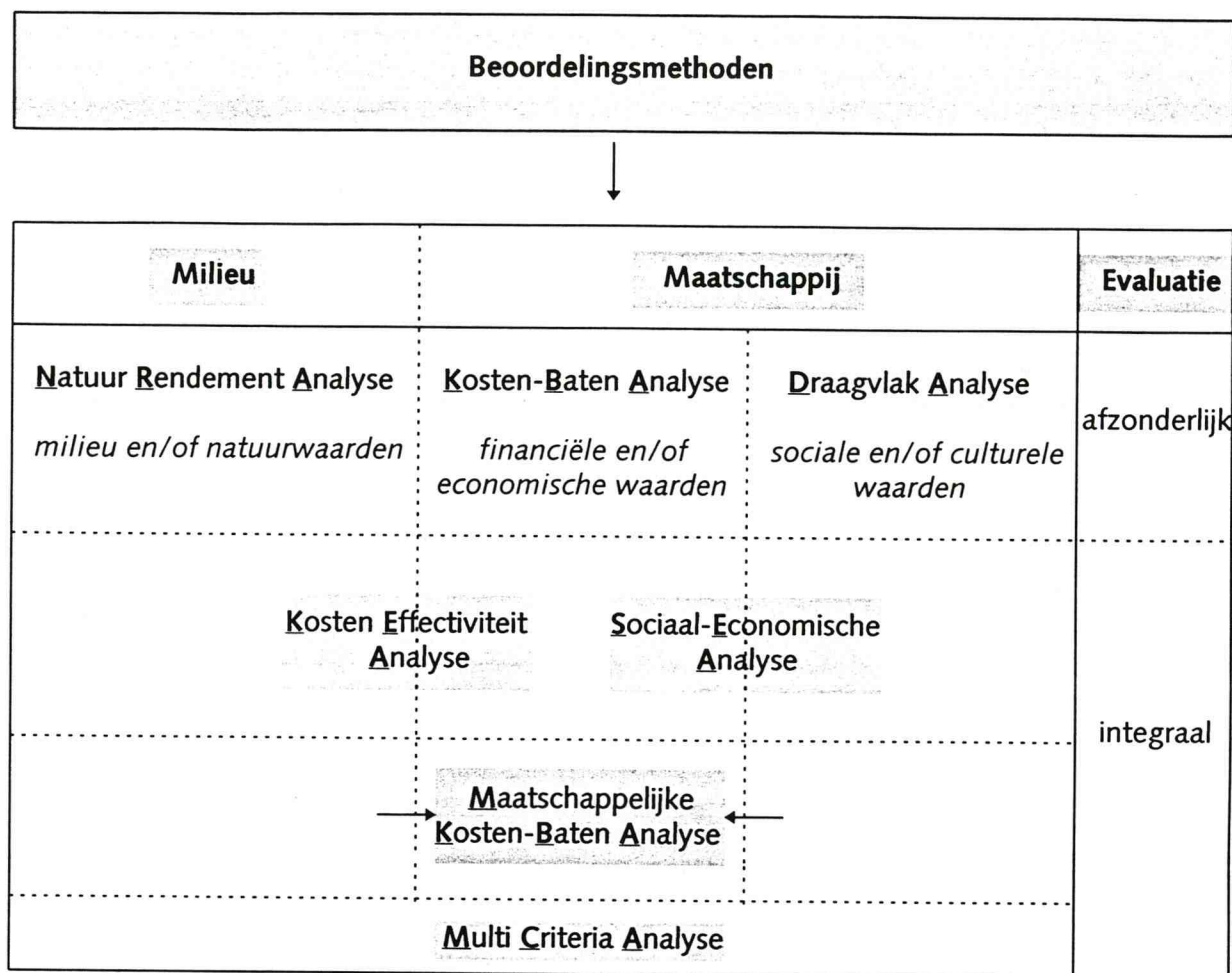
Deze methoden beoordelen afzonderlijk en op hun eigen manier de verschillende aspecten van beleid en beheer. Effecten worden in iedere methode afgemeten in waarden die karakteristiek zijn voor het aspect waarop ze zich richten: milieu- of natuurwaarden, financiële of economische waarden en sociale of culturele waarden. In Bijlage 2.1 worden deze waarden gedefinieerd.

Natuur Rendement Analyse (NRA) richt zich in het algemeen op de effecten van beleid en beheer ten aanzien van milieu en natuur en probeert inzicht te verschaffen in de omvang en ecologische waarde van deze effecten.¹ Beleidsalternatieven kunnen zo worden gerangschikt op basis van hun milieu- en natuurrendement.

Kosten Baten Analyse (KBA) is een monetaire evaluatie van de voordelen en nadelen van verschillende beleidsopties of maatregelen. Deze voor- en nadelen worden zoveel mogelijk door middel van marktprijzen in geld gewaardeerd. Aan de hand van de berekende netto baten kunnen verschillende beleidsalternatieven worden gerangschikt op basis van hun rentabiliteit en doelmatigheid.

¹ In de Engelstalige literatuur ook wel “*environmental performance analysis*” genoemd. Hier is dit vertaald als natuur rendement analyse, omdat in deze studie is gekeken naar de effecten van hydrologische veranderingen op botanische natuur.

Figuur 2.2: Methoden voor de evaluatie van integraal waterbeleid



Draagvlak Analyse (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 - die beïnvloed worden door beleid.

Draagvlak kan mede beïnvloed worden door of misschien zelfs wel gemeten worden met behulp van de uitkomsten van de twee voorgaande methoden. Een belangrijk verschil met de twee voorgaande methoden is echter dat DA zich specifiek richt op de beleving van beleid en de gevolgen ervan door de verschillende betrokkenen en belanghebbenden.

Draagvlak van beleid kan positief of negatief zijn. Net als de voorgaande methoden kunnen beleidsalternatieven dus worden gerangschikt op basis van het draagvlak dat ervoor bestaat.

De uitkomst van een NRA, KBA of DA is in principe per methode één of meerdere indicatoren die inzicht verschaffen in de ecologische, economische en sociale voor- en nadelen van beleidsopties en bijbehorende maatregelen. Deze indicatoren zeggen afzonderlijk echter nog niets over het totale effect van beleid en beheer of hoe afzonderlijk gekwantificeerde effecten met elkaar vergeleken en afgewogen kunnen en dienen te worden. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van integrale methoden.

De effecten van beleid of maatregelen op milieu of natuur kunnen bijvoorbeeld worden gekoppeld aan de kosten die hierbij worden gemaakt. Op deze manier wordt beleid en beheer beoordeeld op zowel milieu- of natuureffecten als op economische effecten. Dit wordt ook wel Kosten Effectiviteit Analyse (KEA) genoemd. In principe kan een KEA twee uitkomsten genereren:

- 1) Gegeven de fysieke effecten wordt geanalyseerd hoe deze effecten kunnen worden gerealiseerd tegen de laagst mogelijke kosten.
- 2) Gegeven de beschikbare financiële middelen wordt geanalyseerd hoe deze zo effectief mogelijk kunnen worden ingezet.

In beide gevallen resulteert de analyse in een rangschikking van beleidsalternatieven op basis van zowel kosten als milieu- of natuureffecten. De uitkomst van een KEA kan bijvoorbeeld inzicht geven in hoeveel iedere geïnvesteerde gulden aan natuur oplevert. Door deze analyse voor een reeks van alternatieve beleidsopties uit te voeren, kan bekeken worden welke optie de meeste baten in de vorm van natuur oplevert.

Economische effecten kunnen ook worden gekoppeld aan sociale effecten in een Sociaal-Economische Analyse (SEA). Zo kan bijvoorbeeld worden bekeken hoeveel werkgelegenheid beleid of beheer in een bepaald gebied oplevert en tegelijkertijd wat hiervan de economische betekenis is.

Net als in een KEA blijven de economische en sociale effecten in een SEA meestal uitgedrukt in hun eigen waarden en eenheden. Kosten effectiviteit wordt bijvoorbeeld uitgedrukt in guldens per fysieke eenheden gereduceerde emissies van water belastende stoffen. Werkgelegenheid kan worden uitgedrukt in mensjaren en economische betekenis wederom in guldens. Vandaar dat KEA en SEA in Figuur 2.2 zijn gepositioneerd op de gestippelde scheidingslijn tussen enerzijds NRA en KBA en anderzijds KBA en DA. Werkgelegenheidseffecten kunnen bijvoorbeeld een belangrijke graadmeter zijn voor het verwachte maatschappelijke draagvlak van beleid.

Een niveau lager in Figuur 2.2 kan KBA ook zodanig worden uitgebreid dat er in de beoordeling van kosten en baten ook rekening wordt gehouden met milieu-effecten of sociale effecten. Deze effecten manifesteren zich meestal niet direct in marktprijzen zoals normaal gesproken het geval is bij de berekening van kosten en baten in KBA. Dit is in Figuur 2.2 Maatschappelijke KBA (MKBA) genoemd. Om met deze effecten die in principe buiten het economische marktsysteem vallen rekening te houden zijn een aantal economische waarderingsmethoden ontwikkeld.

Vergeleken met traditionele KBA kijkt MKBA weliswaar met een bredere integrale blik naar de verschillende effecten van beleid en beheer, maar door de waarde van deze effecten in geld uit te drukken worden ze op dezelfde wijze en aan de hand van één en hetzelfde criterium tegen elkaar afgewogen als die effecten waarvoor wel marktprijzen voorhanden zijn, namelijk economische doelmatigheid. Beleidsalternatieven worden nog steeds gerangschikt op basis van de berekende netto baten. Vandaar dat MKBA in Figuur 2.2 weliswaar iets hoger is gepositioneerd op de integrale ladder, maar wel recht onder KBA. In principe kan ook rekening worden gehouden met andere sociale en milieu-effecten - aangegeven met de twee pijlen in Figuur 2.2 - maar deze effecten worden nog steeds gemeten aan de hand van financiële en economische waarden.

Multi Criteria Analyse (MCA) staat tenslotte geheel onderaan in Figuur 2.2, omdat deze methode in het algemeen integrale beoordeling toestaat aan de hand van meerdere criteria, die bovendien allemaal in hun eigen waarden en eenheden kunnen worden gemeten. In

principe kunnen dus alle typen waarden - milieu of natuurwaarden, financiële of economische waarden, sociale of culturele waarden - in de afweging worden meegenomen door standaardisatie procedures die de methode eigen zijn. Het eindresultaat van een MCA is wederom een rangschikking van beleidsalternatieven, maar nu op basis van een gewogen of ongewogen somming van de gestandaardiseerde effectscores.

3. Plangebied en Beleidsopties

3.1. Plangebied

Sinds 1998 onderzoekt de ambtelijke werkgroep Integrale Verkenning Benedenrivieren (IVB) de kansen van rivierverruimende maatregelen langs de oevers van de Lek, Merwede, Maas en Waal. De kritieke situaties tijdens de hoogwaters van 1993 en 1995 hebben laten zien hoe actueel het overstromingsgevaar hier is. Polders werden bedreigd en mensen moesten worden geëvacueerd. Het besef groeit dat er iets moet gebeuren om overstromingen in het Benedenrivierengebied in de toekomst te voorkomen.

De locatie van het plangebied - het Benedenrivierengebied - is weergegeven in Figuur 3.1. Het Benedenrivierengebied wordt in het westen begrensd door de Nieuwe Waterweg en het Haringvliet, in het oosten door de Hollandse IJssel, Lek en Merwede, in het noorden door de Nieuwe Waterweg, Nieuwe Maas en het Hartelkanaal en in het zuiden door de Maas, Biesbosch, Hollandsch Diep en Haringvliet.

Het Benedenrivierengebied is het mondingsgebied van de Rijn en de Maas voorzover deze rivieren onder invloed staan van de getijden. Waar de invloed van de getijden afwezig is, wordt gesproken van het Bovenrivierengebied.

Figuur 3.1: Locatie van het plangebied



Figuur 3.2: Locatie van de voorgestelde ruimtelijke waterbergingsmaatregelen



3.2. Beleidsopties

Na de hoogwater situaties in 1993 en 1995 werden de dijken met spoed versterkt. Echter, dit was een inhaalslag. Om het huidige veiligheidsniveau in het Benedenrivierengebied te handhaven worden twee fundamentele beleidsopties overwogen:

- verder gaan zoals in het verleden met dijkversterking;
- zoeken naar alternatieve rivierverruimende maatregelen.

De IVB-werkgroep heeft zich gericht op waterverlagende maatregelen die gefaseerd zouden kunnen worden uitgevoerd tussen nu (2000) en 2050. Daarbij is geanticipeerd op en is rekening gehouden met:

- een toename van de rivierafvoer en stijging van de zeespiegel door klimaatverandering;
- een verdere daling van de polders door inklinking en verhoging van de rivierbodem door afzetting van zand en slib.

Dijkversterking zou plaats moeten vinden langs de huidige dijkringen in het gebied, die in totaal een lengte van bijna 500 kilometer beslaan. In Figuur 3.2 geven de blauwe lijnen en de gearceerde stukjes land de locatie aan van 25 alternatieve maatregelen voor verdere dijkverzwaring in het Benedenrivierengebied. Deze maatregelen zijn geïdentificeerd door de IVB-werkgroep en worden kort omschreven in Tabel 3.1.² Een onderscheid is gemaakt tussen drie verschillende typen maatregelpakketten.

Voorgesteld wordt de maatregelen gefaseerd uit te voeren, waarbij een onderscheid is gemaakt tussen enerzijds maatregelen op de korte en middellange termijn en anderzijds maatregelen op de lange termijn. De eerste lopen tussen 2000 en 2015, terwijl de laatste worden genomen na 2015, tussen 2016 en 2050.

Het eerste pakket maatregelen sluit aan op bestaand ruimtelijk ordeningsbeleid en heeft als uitgangspunt het handhaven van de huidige dijkringen. De maatregelen betreffen ingrepen in winter- en zomerbedden en vinden allemaal buitendijks plaats, en wel tussen nu (2000) en 2015. Een aantal van de genoemde maatregelen in het eerste pakket betreft niet zozeer extra ruimtebeslag als wel het vergroten van de wateropslag capaciteit van het bestaande ruimtebeslag door water, zoals bijvoorbeeld de maatregelen waarbij de zomerbedden van de Lek, Merwede en Bergsche Maas worden verdiept.

Het tweede pakket maatregelen behoeft wel extra ruimte voor water, en wel in en rond de Biesbosch. Uitgangspunten zijn onder andere water als ordenend principe toelaten waar daarvoor kansen liggen door gebruik te maken van de huidige natte infrastructuur en ruimtelijke structuren binnendijks, gekoppeld aan kansen voor natuur. Ook deze maatregelen lopen op korte tot middellange termijn van 2000 tot en met 2015.

Tenslotte bestaat maatregelpakket 3 uit het trekken van extra waterlijnen, rondom huidige waterlopen of volledige nieuwe waterlijnen. Deze extra waterlijnen reflecteren een beleidsvisie op de langere termijn, na 2015 tot en met 2050, waarbij mogelijkheden worden gecreëerd voor het in de praktijk brengen van water als ordenend principe in de ruimtelijke inrichting van het Benedenrivierengebied, en waar nodig bestaande infrastructuur en dijkringen worden doorbroken.

De maatregelpakketten in Figuur 3.2 en Tabel 3.1 zijn complementair. Dat wil zeggen, dat de maatregelpakketten op korte tot middellange termijn (pakketten 1 en 2) ook na 2015 doorlopen, maar dan samen met het meer in de ruimtelijke ordening ingrijpende maatregelpakket 3.

² Voor een gedetailleerde beschrijving van de afzonderlijke maatregelen wordt verwezen naar het IVB-Advies (2000).

Tabel 3.1: Voorgestelde ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied

Maatregelpakket	Nr.*	Omschrijving maatregel
1. Buitendijks		
1.1 Ingrepen winterbed	1	Afvoer via het Steurgat (sluis eruit)
	2	Verbreden winterbed Nieuwe Merwede
	7	Afvoer via de Volkeraksluizen
	11	Verlagen dijk tussen Nwe Merwede en Brab.Biesbosch
	20	Ander sluitpeil van de stormvloedkering Nw. Waterweg
	22	Verwijderen obstakels uit winterbed
	28	Herinrichting 4e spaarbekken Brab.Biesbosch
1.2 Ingrepen zomerbed	3	Verdiepen zomerbed van de Lek
	21	Verdiepen zomerbed Merwede en Bergsche Maas
2. Binnendijks		
2.1 Biesbosch	4	Terugleggen dijk Kop van 't Land
	5	Geul door het Eiland van Dordrecht
	15	Compartimentering Brab. Biesbosch mbv voormalige kreken
2.2 Historische begrenzing Biesbosch en Maas	8	Herstel overlaatgebieden Brabantse oever
	10	Aansluiten Kanaal van Steenenhoek op Merwede
	13	Waterinlaat bij gemaal Altena naar Bakkerskil
3. Binnendijks		
3.1 Extra waterlijnen rond huidige waterlopen	9	Gebruik Merwede kanaal voor afvoer Lek en Merwede
	16	De Linge als nevengeul/komberging van de Waal
3.2 Nieuwe waterlijnen	6	Groene rivier van afgedamde Maas naar Steurgat
	12	Groene rivier van Bergsche Maas naar Steurgat
	17	Binnenbedijkte Maas en Oudeland v. Strijen (Hoeksche Waard)
	18	Groene rivier langs de Diefdijk
	19	Parallelgeulen langs de smalle delen van de Lek
	23	Gebruik maken van oude kreken IJsselmonde
	24	Gebruik maken van kreken westen Hoeksche waard
	26	Gebieden rondom Haringvliet, Hollands diep en Spui voor komberging

* In Figuur 3.2.

In de volgende hoofdstukken van dit rapport worden dus de effecten van de volgende twee fundamentele beleidsalternatieven bekeken en vergeleken:

- 1) Traditionele dijkverzwaring tussen nu en 2050, en
- (2) IVB-maatregelen tussen nu en 2050, waarbij een onderscheid is gemaakt tussen:

(2a) IVB-maatregelen tussen nu en 2015 (maatregelenpakket 1 en 2)

(2b) IVB-maatregelen tussen nu en 2050 (maatregelenpakket 1, 2 en 3).

In het laatste geval (2b) lopen maatregelenpakketten 1 en 2 van 2000 tot en met 2050 en wordt maatregelenpakket 3 pas ingevoerd na 2015.

4. Natuur Rendement Analyse

4.1. Inleiding

De effecten van ingrepen in de fysieke en ruimtelijke omgeving als gevolg van specifiek beleid kunnen in het algemeen worden beoordeeld aan de hand van abiotische of biotische indicatoren. Deze indicatoren kunnen beschrijvend zijn of normatief.³ Beschrijvende indicatoren reflecteren per definitie een actuele of voorspelde staat of conditie van milieu en natuur - tezamen het ecosysteem - aan de hand van relevant geachte abiotische en biotische parameters.⁴ Echter, een beschrijving alleen zegt soms niet veel. Daarom worden beschrijvende indicatoren vaak uitgedrukt in milieu of natuurwaarden aan de hand van:

- bepaalde waarderingsgrondslagen of criteria, en/of
- een referentiestaat of conditie.

Dit worden wel normatieve indicatoren genoemd. Duurzaamheidsindicatoren zijn hiervan een goed voorbeeld. Ze geven aan hoe ver het beleid verwijderd is van een gewenste duurzame situatie. De aanwezigheid van zeldzame plant- en diersoorten is een goed voorbeeld van een vaak gebruikt criterium om de ecologische waarde of kwaliteit van een bepaald gebied te bepalen.

In deze studie worden de effecten van waterbeleid en beheer op ecosystemen vastgesteld aan de hand van de stappen gepresenteerd in Figuur 4.1. De effecten van ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied op de natuur worden eerst gewaardeerd aan de hand van een aantal criteria en vervolgens gerelateerd aan een referentiesituatie. In het geval van dijkversterking worden geen hydrologische en dus ook geen ecologische effecten verondersteld.

Voor de verschillende IVB-maatregelen zijn allereerst de hydrologische effecten vastgesteld. Daarna zijn met behulp van een bestaand hydro-ecologisch dosis-effect model op basis van zeer beperkt beschikbare informatie de effecten hiervan bepaald op ecotopen in het landschap en uitgedrukt in een natuurwaarde score. Om vervolgens inzicht te krijgen in de vraag of de verandering in natuurwaarde ook substantieel is, is het ecologische streefbeeld uit bestaand natuurbeleid als referentie gekozen. Door de verandering in natuurwaarde na een ingreep af te zetten tegen het ecologisch streefbeeld wordt inzicht verkregen in de omvang van de ecologische baten. De stappen zullen in de volgende paragrafen in meer detail worden uitgewerkt.

4.2. Beschrijving van het Ecosysteem in de Uitgangssituatie

4.2.1. Beschrijving Voorkomende Natuur

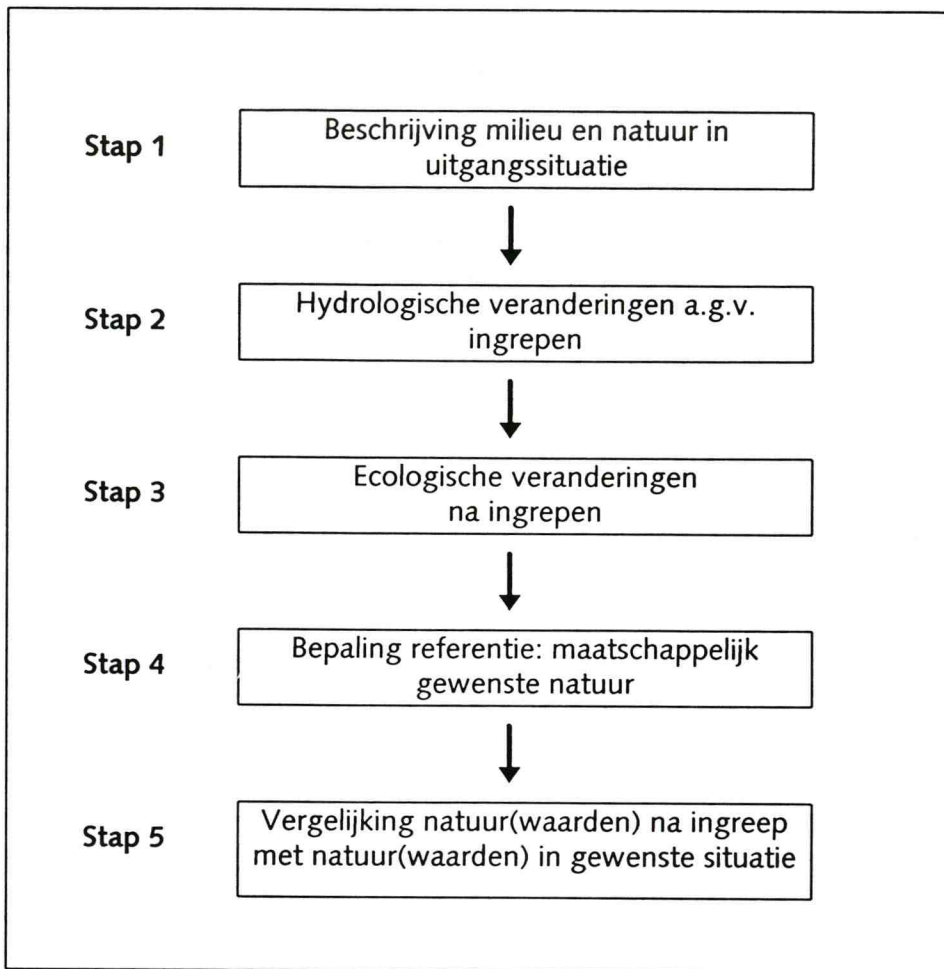
De ecologische uitgangssituatie in het IVB-plangebied is bepaald met behulp van het nationale florabestand FLORBASE.⁵ FLORBASE bevat informatie over het wel of niet voorkomen van wilde plantensoorten in Nederland per vierkante kilometer. Deze plantensoorten zijn ten behoeve van het in deze studie gebruikte hydro-ecologische voorspellingsmodel DEMNAT⁶ ingedeeld in achttien verschillende ecotoopgroepen, gebaseerd op het ecotopensysteem van het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML). Een beschrijving van deze indeling in ecotoopgroepen is opgenomen in Bijlage 4.1 van dit rapport.

³ Weterings en Opschoor (1994).

⁴ OECD (1994).

⁵ Zie van der Meijden en anderen (1996).

⁶ DEMNAT is een typisch "what-if" model, bestaande uit een set van dosis-effect relaties, een landsdekkende geografische schematisatie van bodem en vegetatie en een natuurwaarderingssysteem (van Ek en anderen, 1998; Witte, 1998).

Figuur 4.1: Stappen doorlopen in de Natuur Rendement Analyse

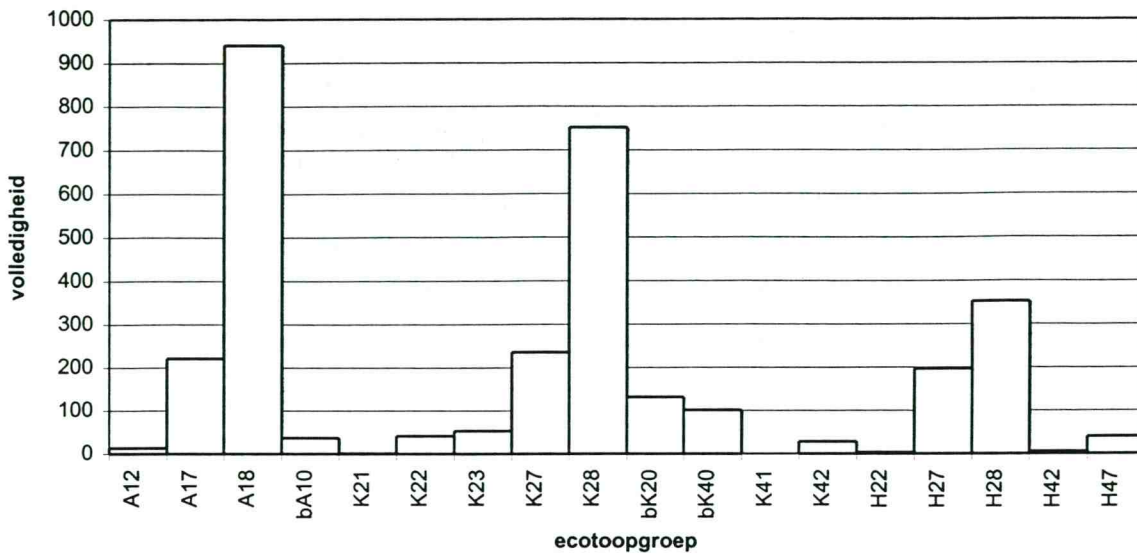
In DEMNAT wordt het voorkomen van ecotoopgroepen uitgedrukt in een zogenaamde botanische volledighedsindicator. Volledigheid is een geaggregeerde maat voor zowel de aanwezigheid als de kwaliteit van een ecotoopgroep. De volledigheid van een ecotoopgroep wordt bepaald per kilometercel door het voorkomen van de voor die ecotoopgroep kenmerkende plantensoorten te sommeren tot een score tussen 0 en 1 per ecotoopgroep per kilometercel. Hierbij wordt rekening gehouden met de mate waarin een plantensoort kenmerkend is voor een bepaalde ecotoopgroep (gewogen somming).⁷ Een volledigheidsscore gelijk aan 0 geeft aan dat de ecotoopgroep niet voorkomt of dat er onvoldoende indicatieve plantensoorten zijn aangetroffen. Dit kan het geval zijn wanneer de ecotoopgroep werkelijk niet aanwezig is, maar ook als de cel niet goed genoeg is geïnventariseerd. Een volledigheid gelijk aan 1 geeft aan dat de ecotoopgroep in botanisch opzicht zeer goed is ontwikkeld.

Om een beeld te krijgen van de aanwezigheid van de verschillende ecotoopgroepen binnen het IVB-plangebied, zijn de volledigheden per ecotoop per kilometerhok (de positieve waarden tussen 0 en 1) gesommeerd (Figuur 4.2). Figuur 4.2 geeft aan dat binnen het plangebied vooral natte matig voedselrijke (A17, K27, H27) tot zeer voedselrijke (A18, K28, H28) ecotoopgroepen voorkomen.⁸ Dit heeft onder andere te maken met de karakteristieken van de grond in het gebied. De ondergrond bestaat voornamelijk uit klei en veraarde en bemeste veengronden.

⁷ Zie Witte en van der Meijden (1995).

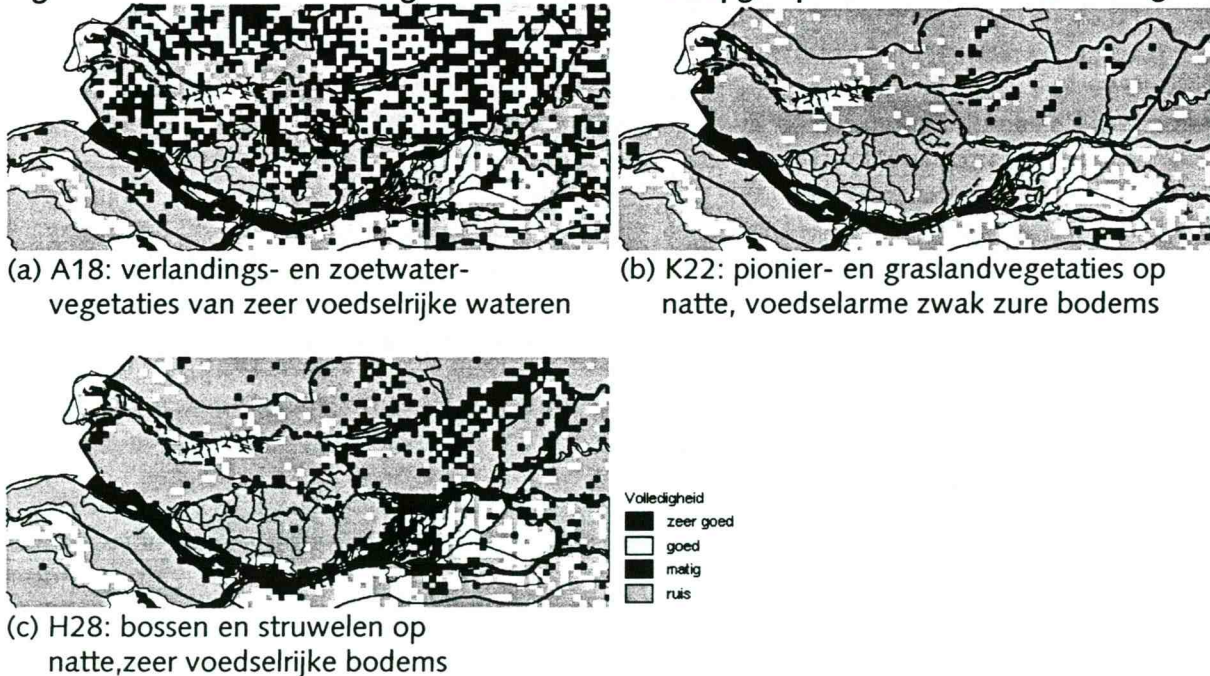
⁸ Zie Bijlage 4.2 voor een beschrijving van deze ecotoopgroepen.

Figuur 4.2: Gesommeerde volledigheidsscores in het Benedenrivierengebied (totaal = 3148)



Ter illustratie wordt in Figuur 4.3 ook nog de ruimtelijke spreiding in termen van volledigheid van een aantal ecotoopgroepen weergegeven in het Benedenrivierengebied.⁹ Ecotoopgroep A18 komt veel voor, met name in het Groene Hart (geëutrofiëerde sloten). Ecotoopgroep K22 (schrale natte graslanden met bijvoorbeeld Kleine Zeggen) is erg zeldzaam en komt sporadisch voor in het veenweide gebied (veengronden), in Voorne's duin (grondwater) en in Noord Brabant (veengronden op het overgangsgebied van zand naar klei). Ecotoopgroep H28 komt vooral voor langs de rivieren (rivierbegeleidende bossen) en in de Biesbosch.

Figuur 4.3: Botanische volledigheid van enkele ecotoopgroepen in het Benedenrivierengebied



⁹ Zie Witte (1998) voor een bespreking van deze verschillende volledigheidsklassen.

De in botanisch opzicht zeer waardevolle ecotoopgroepen zoals K22 en K23 komen voornamelijk voor aan de kust (Voorne's duin), waar geen maatregelen worden overwogen. Slechts enkele locaties waar IVB-maatregelen zijn voorgesteld zijn in botanisch opzicht redelijk waardevol. Het gaat daarbij met name om de veenweidegebieden en gebieden langs de Lek. Overigens is het Benedenrivierengebied wel van speciale botanische betekenis vanwege het voorkomen van een ondersoort van de Gewone Dotterbloem, te weten de Spindotter (*Caltha palustris subsp. araneosa*). Hoe de waarde van specifieke ecotoopgroepen kan worden beoordeeld aan de hand van bijvoorbeeld zeldzaamheid en hoe ecotoopgroepen onderling kunnen worden vergeleken zal in de volgende paragraaf aan de orde komen.

4.2.2. Waardering Voorkomende Natuur

DEMNAT is ook voorzien van een natuurwaarderingsmodule. Natuurwaardering kan plaatsvinden op basis van één of meerdere criteria. Vooral diversiteit, zeldzaamheid, kenmerkendheid, natuurlijkheid en grootte zijn belangrijke waarderingscriteria.¹⁰ Zeldzaamheid is één van de belangrijkste criteria in de natuurwaarderingsmodule van DEMNAT. Een theoretische beschrijving van de module is opgenomen in Bijlage 4.3.

Figuur 4.4: Botanische natuurwaarden van natte -en vochtige ecotopen in de uitgangssituatie in het Benedenrivierengebied

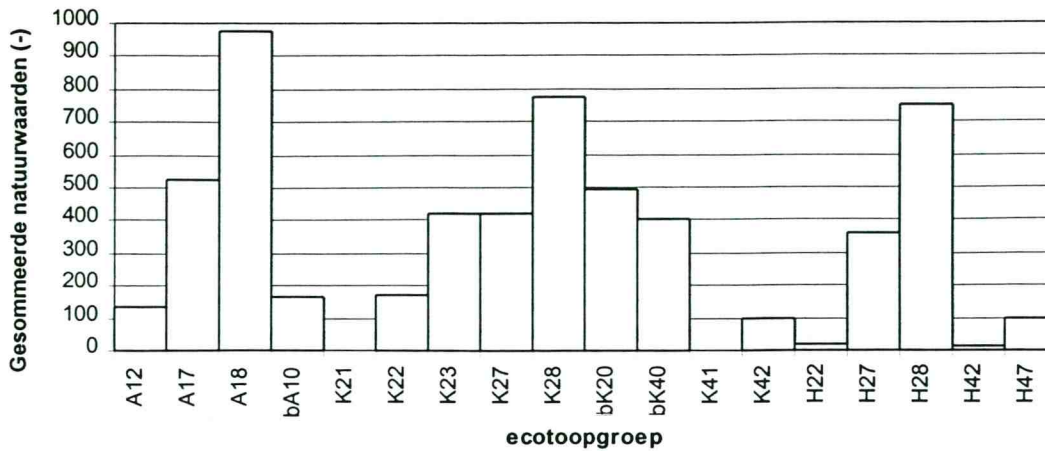


Figuur 4.4 geeft een beeld van de verspreiding van botanische natuurwaarden van natte en vochtige ecotopen in de uitgangssituatie in het plangebied. Volgens Figuur 4.4 komen er veel natte en vochtige natuurwaarden voor in het veenweidegebied, maar is de waarde per kilometerhok niet erg hoog. Slechts in enkele gebieden op de veengronden komen botanische hoge waarden voor (bijvoorbeeld Eendekooi in de Alblasserwaard). Ook de Biesbosch scoort in botanisch opzicht niet erg hoog. Botanisch zeer waardevol is de natte duinstrook in Voorne. In dit gebied heeft de drinkwaterwinning van oudsher niet zoveel invloed gehad, waardoor daar nog veel natte, kalkrijke duinvalleien te vinden zijn met *Parnassia*, orchideeën en verschillende soorten gentianen.

In Figuur 4.5 is de verdeling weergegeven van de natuurwaardesom per ecotoopgroep. Door hun vele voorkomen vertegenwoordigen de voedselrijke ecotopen het merendeel van de natuurwaarden in het IVB gebied. De totale natuurwaardescore bedraagt 5823.

¹⁰ Zie Usher (1986).

Figuur 4.5: Verdeling van de gesommeerde botanische natuurwaarden in de uitgangssituatie over de verschillende ecotoopgroepen in het Benedenrivierengebied (totaal = 5823)



4.3. Bepaling Hydrologische Veranderingen

Nadat de aanwezige natuur en daarbij horende natuurwaarden in de uitgangssituatie zijn bepaald is een volgende stap de hydrologische veranderingen in kaart te brengen als gevolg van ingrepen in de ruimtelijke inrichting van het Benedenrivierengebied.

De IVB-maatregelen zijn door experts op het gebied van hydrologie in de IVB-werkgroep en RIZA beoordeeld op hun effect op de zogenaamde maatgevende hoogwaterstanden (MHW) van de betreffende rivieren, niet op hun vernattingseffecten in uiterwaarden en binnendijkse gebieden. Grove schattingen zijn gemaakt in termen van (i) veranderingen in voorjaarsgrondwaterstand, (ii) jaargemiddelde kwelflux, en (iii) peil van de kleine wateren (met name sloten). Dit zijn de hydrologische parameters die het model DEMNAT nodig heeft om de ecologische effecten te kunnen voorspellen. Bij de schattingen is uitgegaan van structurele vernatting. Incidentele vernatting als gevolg van inundaties die bijvoorbeeld met een kans van eens in de 100 jaar optreden en de effecten hiervan op de aanwezige natuur zijn buiten beschouwing gebleven. De geschatte hydrologische effecten zijn samengevat in Tabel 4.1.

In het geval van maatregelen 1 t/m 6, 8, 12 en 13 is aangenomen dat de hydrologische effecten optreden binnen een gebied van 500 meter rondom de locatie waar de ingreep plaatsvindt. Voor maatregel 15 is een gebied van 250 meter aangehouden. Deze data zijn ingevoerd in een zogenaamd "*dosis-bestand*" dat direct kan worden ingelezen door DEMNAT. In dit dosis-bestand staat per vierkante kilometer aangegeven welke bodemtypen voorkomen. De hydrologische effecten zijn afhankelijk van de geografische positie binnen de kilometercel toegedeeld aan deze bodemtypen. Ter controle zijn de ingevoerde gegevens omgezet naar een kaart. Daarbij is per vierkante kilometer een gemiddelde waarde berekend voor iedere hydrologische parameter, waarbij de waarden zijn gewogen naar de omvang van het areaal waar een hydrologische verandering optreedt. In Figuren 4.6 en 4.7 zijn respectievelijk de hydrologische effecten weergegeven op korte tot middellange (2000-2015) en lange termijn (2000-2050).

Tabel 4.1: Geschatte hydrologische effecten van de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied

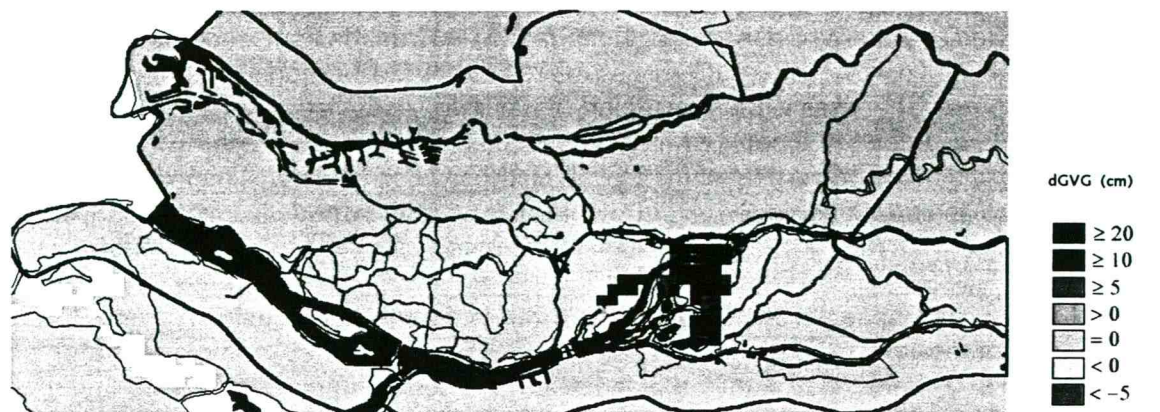
Maatregel	Nr.	dGVG (cm)	dFLUX (mm/d)	dPEIL (cm)
1. Buitendijks				
1.1 Ingrepen winterbed	1	-	-	10
	2	25	0.2	25
	7	-	-	-
	11	-	-	-
	20	-	-	-
	22	-	-	-
	28	25	-	25
1.2 Ingrepen zomerbed	3	-	-	-
	21	-	-	-
2. Binnendijks				
2.1 Biesbosch	4	1	-	-
	5	25	-	-
	15	20	-	10
2.2 Historische begrenzing	8	10	0.2	10
Biesbosch en Maas	10	-	-	-
	13	5	0.2	5
3. Binnendijks				
3.1 Extra waterlijnen rond	9	-	-	-
huidige waterlopen	16	-	-	-
3.2 Nieuwe waterlijnen	6	5	0.2	5
	12	5	0.2	5
	17	-	-	-
	18	-	-	-
	19	-	-	-
	23	-	-	-
	24	-	-	-
	26	10	-	10

dGVG: verandering in gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand.

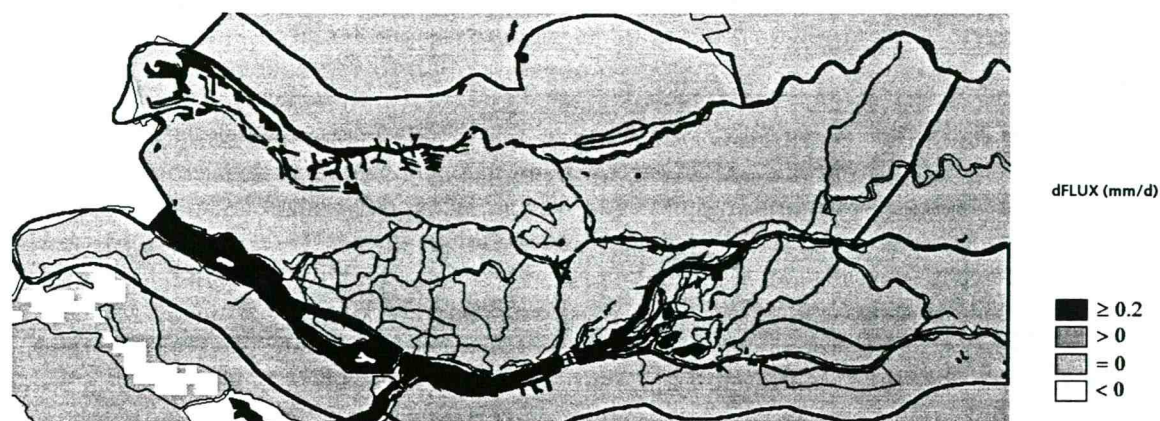
dFLUX: verandering in jaargemiddelde kwelflux (d=debiet).

dPEIL: verandering in gemiddeld peil van de kleine wateren.

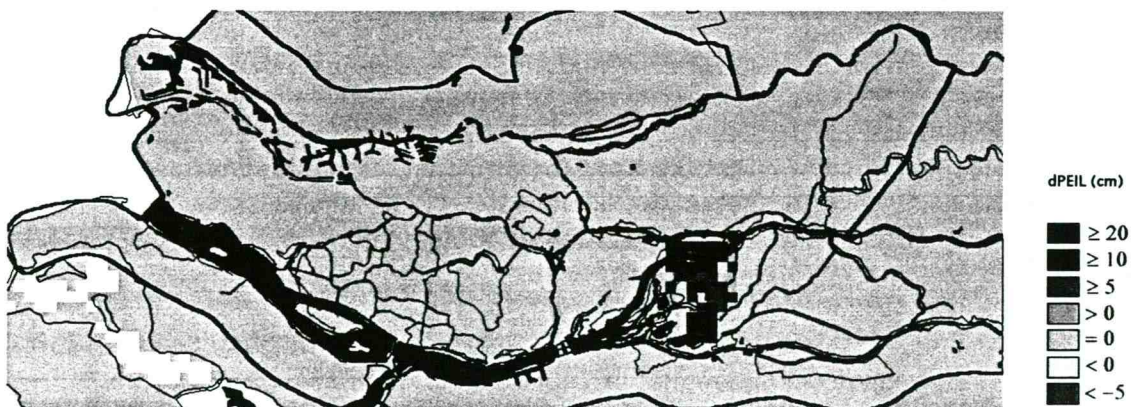
Figuur 4.6: Hydrologische effecten ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied op korte tot middellange termijn



(a) Verandering gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (cm)

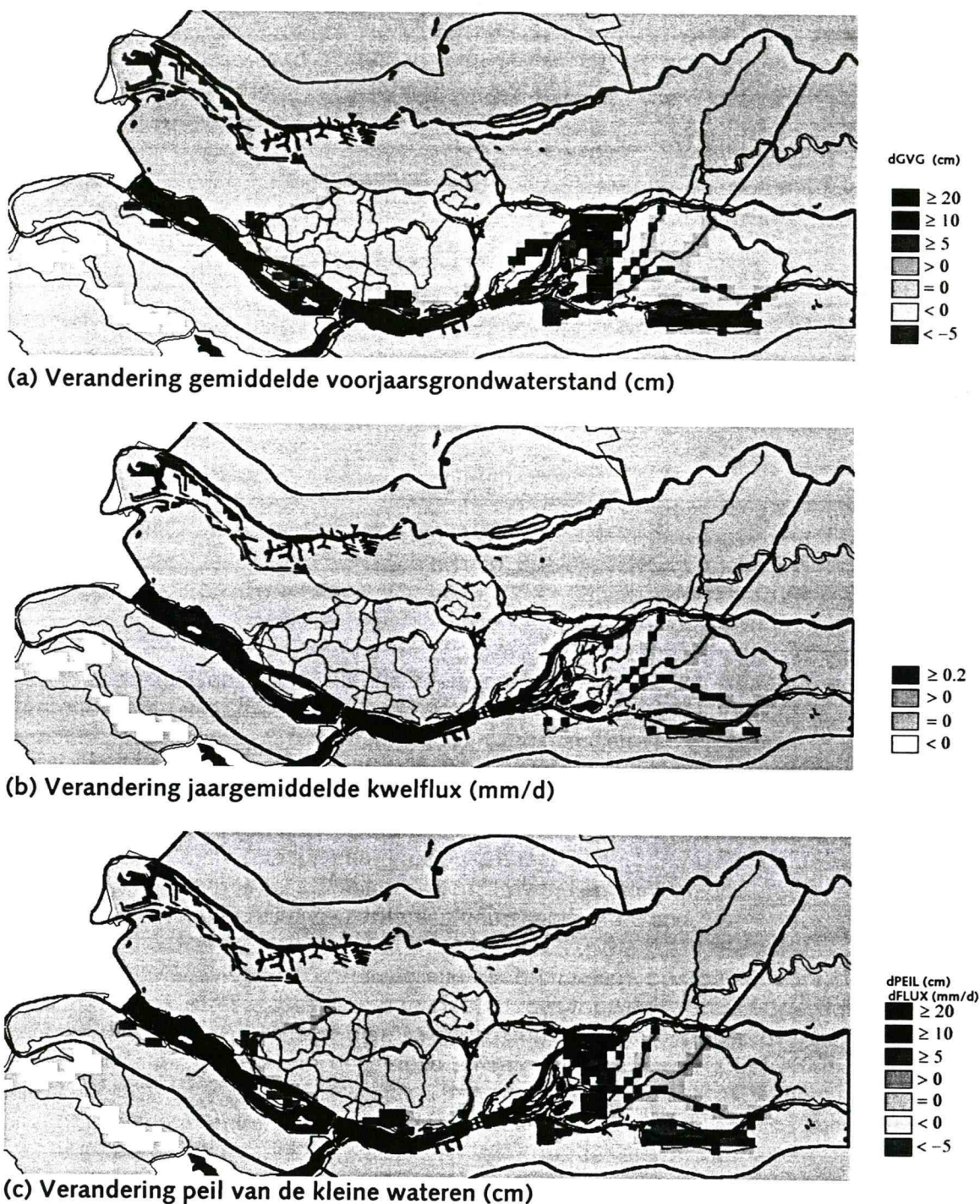


(b) Verandering jaargemiddelde kwelflux (mm/d)



(c) Verandering peil van de kleine wateren (cm)

Figuur 4.7: Hydrologische effecten ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied op lange termijn



4.4. Bepaling Ecologische Veranderingen

4.4.1. Veranderingen in Voorkomende Natuur

Voor het vaststellen van de hydrologische effecten op de ecologie is zoals al gezegd gebruik gemaakt van het hydro-ecologische voorspellingsmodel DEMNAT versie 2.1. Het model kan voorspellingen doen voor een bepaald aantal hydrologische parameters, al dan niet met elkaar gecombineerd. Het gaat hierbij om veranderingen in voorjaarsgrondwaterstand, kwelflux, peil van kleine oppervlaktewateren en veranderingen in het percentage systeemvreemd water. In DEMNAT is per type hydrologische ingreep voor elke unieke combinatie van abiotische factoren (bodem en hydrologie) en biotische factoren (vegetatie) een dosis-effect functie opgesteld, die aangeeft hoe gevoelig de desbetreffende "ecoplot" is voor de ingreep.¹¹ De ecologische effecten worden uitgedrukt in een toe- of afname van de relatieve soortenrijkdom (volledigheid) van achttien ecotoopgroepen. De botanische volledigheid van deze ecotoopgroepen is afgeleid van het nationale florabestand FLORBASE.

DEMNAT kan alleen voorspellingen doen voor een bepaald aantal hydrologische parameters. Voor langdurige inundaties of inrichtingsmaatregelen zoals bijvoorbeeld het graven van watergeulen levert het model geen goede uitkomsten. Aangezien dergelijke maatregelen wel worden overwogen binnen de IVB is hiervoor een raming gemaakt van de ecologische effecten. Er is voor de ecotoopgroepen A17, A18, K27, K28, H27 en H28 een toename in volledigheid verondersteld die gelijk is aan de gemiddelde volledigheid vermenigvuldigd met de ruimtelijke bedekking binnen het plangebied. Bij deze berekening is een onderscheid gemaakt naar het type ondergrond (veen, klei, zand, stad, open water). Bijvoorbeeld, ecotoopgroep K27 heeft op veen een gemiddelde volledigheid van 0,44. De ecotoopgroep komt in 209 van de 431 hokken voor waarbij veen de dominante ondergrond vormt. De toename in volledigheid van K27 op veen is dan berekend als $0,44 \cdot (209/431) = 0,22$.

Bij de effect bepaling zijn verder de volgende aannamen gemaakt:

- In het geval van maatregelen 5, 6, 12, 13, 15 en 19 worden nevengeulen gegraven. Verder wordt in het geval van maatregelen 4 en 28 een zeer sterke vernatting verwacht waarvan wordt aangenomen dat dit tot een vergelijkbaar ecologisch effect leidt als bij bovenstaande maatregelen. Voor de kilometercellen waarbij overlap is met de locatie van die maatregelen wordt een toename in botanische volledigheid verondersteld zoals hierboven aangegeven, dus onder andere afhankelijk van de ondergrond.
- Voor de twee houtige ecotoopgroepen H27 en H28 wordt verondersteld dat de toename in botanische volledigheid op korte termijn 70 procent lager is ten opzichte van de lange termijn.

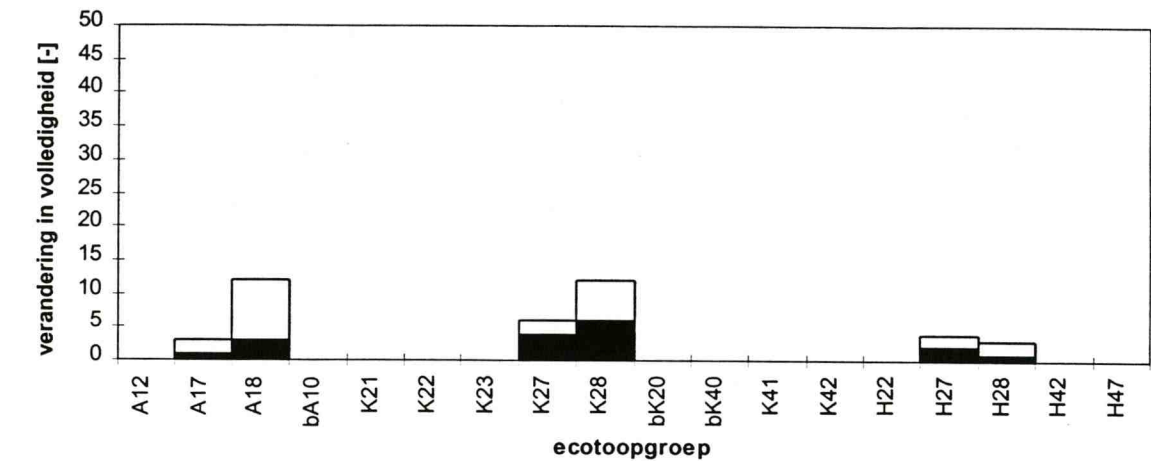
Deze aanpak is van toepassing op de maatregelen 4, 5, 6, 12, 13, 15, 19 en 28 in Tabel 4.1. In het geval van maatregelen 5, 6, 12, 13, 15 en 19 worden nevengeulen gegraven, terwijl in het geval van maatregelen 4 en 28 zodanige vernatting wordt verwacht, dat de ecologische effecten hiervan vergelijkbaar zijn verondersteld aan de geschatte ecologische effecten van de maatregelen waarbij nevengeulen worden gegraven. In Figuur 4.8 zijn de voorspelde ecologische effecten weergegeven voor de IVB-maatregelen op kortere en langere termijn.

Uit Figuur 4.8 blijkt dat vooral ecotoopgroepen A17, A18, K27, K28, H27 en H28 toenemen. In het geval alle maatregelen worden getroffen en doorlopen tot en met het jaar 2050 (Figuur 4.8b), is de ecologische volledigheidsscore twee tot drie keer hoger dan wanneer alleen kortlopende maatregelen tot en met 2015 worden genomen. In de figuren is ook expliciet de verandering in volledigheidsscore aangegeven als gevolg van de grove inschatting van de effecten van inrichtingsmaatregelen zoals het graven van nevengeulen. Het merendeel van de verandering in volledigheid wordt bepaald door deze grove schatting.

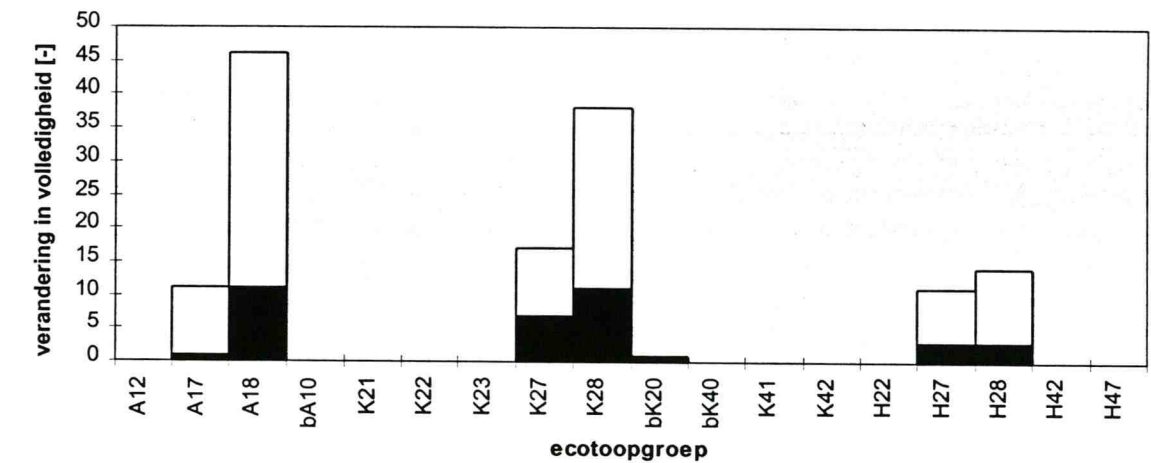
¹¹ Zie Runhaar en anderen (1996).

De gesommeerde verandering in volledigheid bedraagt 41 voor maatregelpakketten 1 en 2 tot en met 2015 en 138 voor alle IVB-maatregelen tot en met 2050.

Figuur 4.8: Verandering in volledigheid per ecotoopgroep a.g.v. IVB-maatregelen



(a) Maatregelenpakketten 1 en 2 tot en met 2015 (zwart = effect vernattingsmaatregelen; wit = effect inrichtingsmaatregelen)

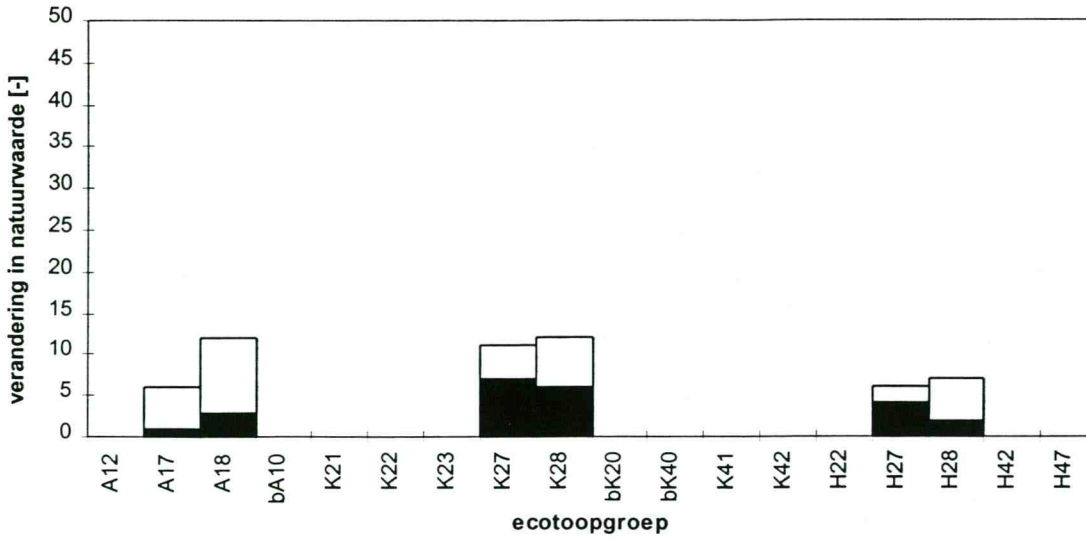


(b) Maatregelenpakketten 1, 2 en 3 tot en met 2050 (zwart = effect vernattingsmaatregelen, wit = effect inrichtingsmaatregelen)

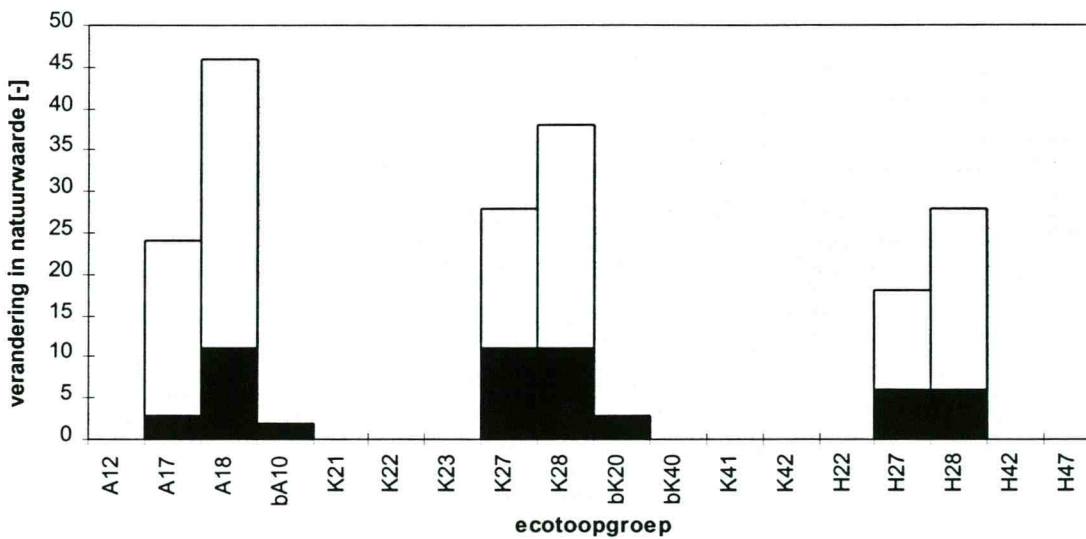
4.4.2. Waardering van Veranderingen in Natuur

Bovenstaande ecologische effecten zijn met behulp van de natuurwaarderingsmodule van DEMNAT omgerekend naar bijbehorende natuurwaarden. De veranderingen in natuurwaarden voor de kortere en langere termijn maatregelen zijn weergegeven in Figuur 4.9. Wederom is een expliciet onderscheid gemaakt tussen natuurwaarden, die zijn gecreëerd door inrichting- en vernattingsmaatregelen. Er is sprake van een toename in natuurwaarden van de ecotoopgroepen A17, A18, K27, K28, H27 en H28 door zowel vernatting als inrichtingsmaatregelen. Wederom wordt het merendeel van de toename in natuurwaarden veroorzaakt door de inrichtingsmaatregelen.

Figuur 4.9: Verandering in natuurwaarden per ecotoopgroep a.g.v. IVB-maatregelen



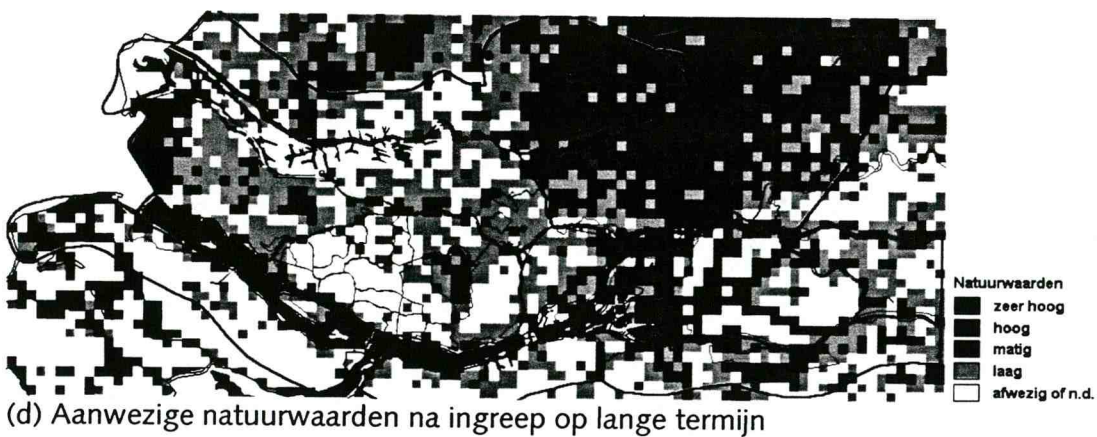
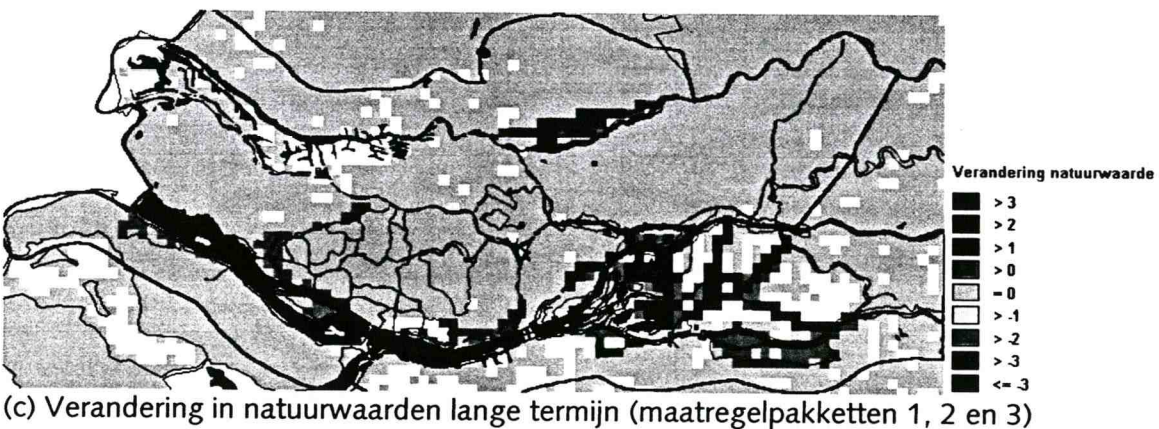
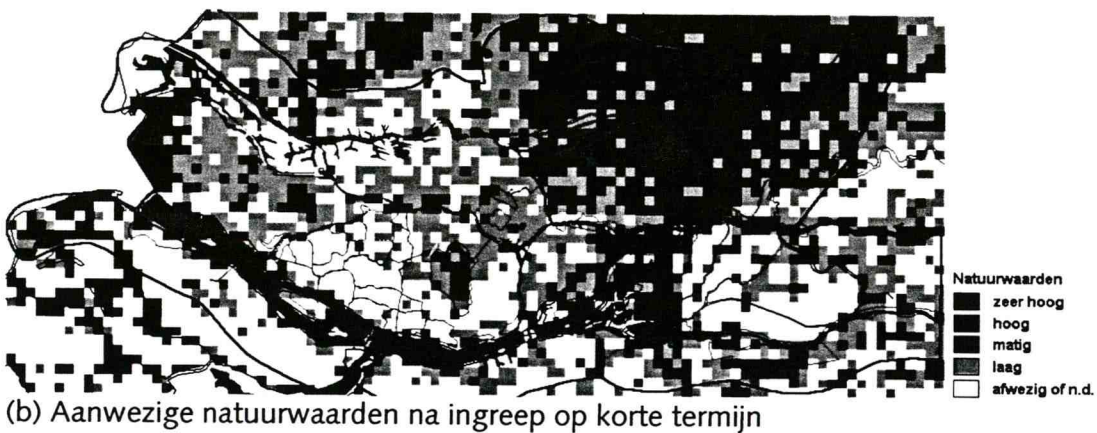
(a) Maatregelenpakketten 1 en 2 tot en met 2015 (zwart = effect vernattingsmaatregelen; wit = effect inrichtingsmaatregelen)



(b) Maatregelenpakketten 1, 2 en 3 tot en met 2050 (zwart = effect vernattingsmaatregelen, wit = effect inrichtingsmaatregelen)

De veranderingen in natuurwaarden zijn ruimtelijk weergegeven in Figuur 4.10. De gesommeerde natuurwaardeverandering voor de korte en lange termijn IVB-maatregelen bedraagt 54 en 188 respectievelijk.

Figuur 4.10: Verandering in natuurwaarden na ruimtelijke ingrepen



4.5. Bepaling Referentie

Met DEMNAT is een natuurwaardescore berekend vóór en ná een aantal hydrologische ingrepen. De natuurwaarden na de ingreep zijn mede bepaald door aannamen in het ecologisch voorspellingsmodel. Het model geeft aan of een ingreep positief of negatief scoort en hoe ingrepen behorend bij verschillende beleidsalternatieven zich ten opzichte van elkaar verhouden. De uitkomst zoals hierboven gepresenteerd geeft niet aan hoe significant of substantieel de score daadwerkelijk is. Daarvoor is het nodig te weten wat de natuurwaarde score is voor een - vanuit het natuurbeleid geformuleerde - gewenste situatie.¹² Hoewel erg moeilijk om hier een betrouwbare schatting te maken vanwege van het ontbreken van veel relevante informatie, is toch een poging gewaagd.

Eerst is het IVB-plangebied opgedeeld in deelgebieden. Dit is gedaan omdat de kwaliteit van de informatie voor de binnendijkse gebieden nogal verschilt van de informatie voor de buitendijkse gebieden, en om de informatie beter behapbaar te houden. Bij het opsplitsen in deelgebieden is de indeling aangehouden zoals gehanteerd in het rapport IVB-natuurstreefbeelden.¹³ In totaal leverde dit 40 deelgebieden op (zie Bijlagen 4.4 en 4.5). Vervolgens is per deelgebied de aanwezigheid van de verschillende ecosysteemttypen bepaald door per ecotoopgroep de volledigheden te sommeren. Daarna is voor elk deelgebied per ecotoopgroep de volledigheid met een bepaald percentage opgehoogd.

In eerste instantie bestond de hoop dat gebruik kon worden gemaakt van gegevens over de arealen van ecosysteemttypen in de huidige en gewenste situatie (bijvoorbeeld via provinciale natuurdoeltypen). Helaas bleek de informatie onvoldoende toereikend als maat voor de gewenste toename. Voor grote gebieden in Zuid-Holland bleken de provinciale natuurdoelen nog niet te zijn ingevuld. Bij gebrek aan beter is volstaan met een grove schatting van de gewenste toename per ecosysteemttype voor elk deelgebied afzonderlijk. Daarbij zijn de volgende aannamen gehanteerd:

- de natuurkwaliteit in de gewenste situatie is altijd hoger dan de huidige situatie;
- vooral matig en zeer voedselrijke natuur neemt toe (zeer voedselrijk iets meer dan matig voedselrijk);
- veranderingen treden vooral buitendijs op;
- rondom het Haringvliet is sprake van een lichte toename van brakke natuur;
- voedselarme, zwak zure ecosysteemttypen nemen iets toe in het veenweide gebied, in sommige gebieden is sprake van een hoge toename (bijvoorbeeld Polder de Biesbosch).

De factoren waarmee de natuurwaardescore per ecotoopgroep en deelgebied zijn opgehoogd zijn weergegeven in Bijlage 4.6. De afzonderlijke waarden per deelgebied zijn uiteindelijk weer gesommeerd tot een totaal score voor de natuurwaarde in de gewenste situatie.

4.6. Bijdrage Waterbeleid aan Doelstellingen Natuurbeleid

De berekende natuurwaardescores in de uitgangssituatie en gewenste eindsituatie zijn weergegeven in Tabel 4.2. De bijdrage van de IVB-maatregelen aan het bereiken van de natuurstreefbeelden is berekend door de verandering in natuurwaardescore als gevolg van de ingrepen te delen op het verschil tussen de natuurwaardescore in de gewenste eindsituatie en de uitgangssituatie. Dit verschil ($6669 - 5823 = 846$) moet overbrugd worden om in de

¹² De natuurwaardescore na de ingreep kan ook vergeleken worden met de natuurwaardescore voor de ingreep. In dat geval - ten opzichte van de uitgangssituatie - leiden de IVB-maatregelen slechts tot een zeer geringe toename in de totale natuurwaarde van het gebied: respectievelijk 1 en 3 procent op de korte tot middellange en lange termijn. Deze uitkomst zegt in principe nog steeds niet veel over de veranderde ecologische kwaliteit van het gebied. De uitgangssituatie kan zeer slecht zijn, waardoor een toename van slechts enkele procenten als een substantiële verbetering wordt gezien, of de uitgangssituatie kan al zeer goed zijn, waardoor een toename van slechts enkele procenten als niet erg significant meer wordt beschouwd.

¹³ Koomen (in voorbereiding).

gewenste situatie terecht te komen. Geschat is dat de IVB-maatregelen op lange termijn hier ongeveer voor een vijfde deel aan bijdragen.

Tabel 4.2: Natuurwaardescores in het Benedenrivierengebied in de uitgangssituatie en gewenste eindsituatie

Beleids optie	Uitgangssituatie (score)	Gewenste eindsituatie (score)	Verandering in score a.g.v. ingrepen	Bijdrage aan natuurdoelstelling (%)
Dijkversterking	5823	6669	0	0.0
Ruimtelijke waterberging				
- kortere termijn	5823	6669	54	6,4 ¹
- langere termijn	5823	6669	188	22,2 ²

¹ 6,4 = 54*100/846.

² 22,2 = 118*100/846.

4.7. Discussie en Conclusies

De ecologische analyse is in deze studie uitgewerkt voor de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied met behulp van een specifiek hydro-ecologisch voorspel- en natuurwaarderingsmodel. Voor dijkversterking worden geen effecten verondersteld. Het model DEMNAT is gebruikt, omdat het (1) direct toepasbaar was voor het gehele studiegebied, (2) vlakdekkend kan rekenen, en (3) gekoppeld is aan een behulpzaam en zeer illustratief Geografisch Informatie Systeem (GIS).

Het feit dat de effecten van ingrepen ruimtelijk en vlakdekkend met behulp van GIS zijn weergegeven is natuurlijk een groot voordeel aangezien het in deze studie gaat om de beoordeling van ruimtelijke maatregelen. Bovendien zijn dit belangrijke hulpmiddelen bij het beoordelen van de realiteitswaarde van voorspelde effecten.

Hoewel DEMNAT ook voor een viertal aquatische ecotoopgroepen voorspellingen doet, is het oorspronkelijk een terrestrisch model. Het model voorspelt veranderingen in botanische natuur als gevolg van vernatting, niet van langdurige of structurele overstromingen. De meest ingrijpende maatregelen in de fysieke en ruimtelijke omgeving betreffen op de lange termijn juist het structureel onder water laten lopen van land, zoals het graven van nieuwe watergeulen. Het is daarom onbevredigend dat het merendeel van de natuurwaardeveranderingen gebaseerd zijn op de grove aannamen ten aanzien van de effecten van deze inrichtingsmaatregelen. De uitkomsten hebben dan ook weinig betekenis en dienen vooral als illustratie van een mogelijke aanpak om in het project Baten van Water de ecologische baten te kwantificeren.

De definitie van natuurwaarden is in deze studie bovendien beperkt tot flora. Met name vogels zijn in het Benedenrivierengebied een belangrijk onderdeel van de aldaar gevonden natuurwaarden. Fauna kan in principe met behulp van een vergelijkbare voorspel- en waarderingsprocedure worden meegenomen in de beoordeling als de data beschikbaarheid dat toelaat.

Getracht is het onderscheid tussen beschrijvende en normatieve indicatoren consequent en expliciet in de structuur van het hoofdstuk te laten terugkomen. De effecten van ingrepen in de fysieke en ruimtelijke omgeving dienen in de eerste plaats goed beschreven te worden - voorzover mogelijk kwantitatief en anders kwalitatief, aan de hand van expert judgement en al dan niet geformaliseerd met behulp van een model - voordat er sprake kan zijn van een waardering van deze effecten. Waardering van effecten vond in deze studie enerzijds plaats door natuur te beoordelen op basis van het criterium zeldzaamheid en aldus uit te drukken in een natuurwaardescore. Anderzijds werden veranderingen in natuurwaarden gekoppeld aan natuurstreefbeelden, waardoor een uitspraak kon worden gedaan over in hoeverre ook doeleinden van natuurbeleid worden gehaald met specifiek waterbeleid.

Er is veel aandacht besteed aan het gebruik van aansprekende en makkelijk communiceerbare indicatoren voor natuurwaarden. Het relateren van de berekende natuurwaardescores aan streefbeelden om op die manier een indicator te krijgen die beleidsmakers informeert over de mate waarin verschillende beleidsalternatieven maatschappelijk gewenste natuur creëren of bijdragen aan natuurstreefbeelden, wordt gezien als een belangrijke stap in die richting. Het is hierbij van belang op te merken, dat er een grote behoefte bestaat om natuurstreefbeelden op regionaal niveau zo vast te stellen, dat ze makkelijk vertaalbaar zijn naar natuurwaarderingsmethoden, bijvoorbeeld zoals gebruikt in DEMNAT. Bij een verdere uitwerking van de hier voorgestelde aanpak om beleid te beoordelen op haar bijdrage aan het bereiken van natuurstreefbeelden dient meer aandacht te worden besteed aan hoe het beste de natuurwaarde voor de gewenste situatie kan worden bepaald. Daarbij is een zo goed mogelijke geografische beschrijving van de natuur in termen van arealen en kwaliteit onontbeerlijk.

5. Kosten Baten Analyse

5.1. Inleiding

Kosten Baten Analyse (KBA) is één van de bekendste beoordelingsmethoden van projecten en beleidsmaatregelen. De methode geeft een overzicht van de voor- en nadelen van één of meerdere project of beleidsopties, meestal in balansvorm. Deze voor- en nadelen worden zoveel mogelijk door middel van marktprijzen in geld gewaardeerd.

De uitkomst van een KBA is in het algemeen de berekende netto baten, die de rentabiliteit of doelmatigheid van een project of beleidsmaatregel weergeven. Als de netto baten positief zijn is het voordelig om een project of beleidsmaatregel uit te voeren.

Een belangrijk onderscheid kan worden gemaakt tussen een 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 of beleidsmaatregelen voor degenen die ze uitvoert, bijvoorbeeld een bedrijf of de overheid.

In een economische KBA wordt ook rekening gehouden met de voor- en nadelen voor derden. Kosten en baten kunnen in dit geval bijvoorbeeld worden gezien vanuit een nationaal-economisch perspectief. Dit betekent dat niet alleen rekening wordt gehouden met de vraag hoeveel een project of maatregel een bedrijf of de overheid kost en opbrengt, maar ook de nationale economie.

De overheid beoordeelt haar beleid meestal aan de hand van de financiële kosten die ermee gepaard gaan. Zoals ieder ander wil de overheid immers weten hoeveel geld ze moet hebben om haar beleid te kunnen bekostigen. Naast de directe financiële consequenties van beleid en beheer zijn er ook gevallen denkbaar waar de overheid wil weten wat de bredere economische consequenties van haar acties zijn. Vooral wanneer het gaat om de planning of uitvoering van grootschalige projecten zoals het aanleggen of verbeteren van infrastructuur is de overheid een belangrijke speler in het maatschappelijke krachtenveld en kunnen haar acties grote gevolgen hebben op de nationale economie. In deze gevallen zal de behoefte aan een economische analyse toenemen, om beleid ook naar buiten toe te kunnen verantwoorden en rechtvaardigen.

5.2. Kosten

De kosten van dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied worden eerst gepresenteerd. Voor ruimtelijke waterberging is een financiële en economische analyse uitgevoerd, voor dijkversterking alleen een financiële. De directe en indirecte economische effecten van dijkversterking worden in deze studie verwaarloosbaar verondersteld. In het geval van ruimtelijke waterberging wordt een verschil in financiële en economische kosten verwacht als gevolg van het buiten beschouwing laten van economisch niet-productief grondgebruik en het expliciet in de berekening meenemen van de gedeelde opbrengsten van economisch productief grondgebruik.

5.2.1. Financiële Kosten Dijkversterking

Voor de berekening van de kosten van dijkversterking in het Benedenrivierengebied is gebruik gemaakt van gegevens die ook zijn gebruikt voor het Integraal Beleidsplan voor het gebied Haringvliet, Hollandsch Diep en Biesbosch.¹ De kosten van dijkversterking zijn berekend aan de

¹ Afkomstig van René Piek van de Provincie Zuid-Holland en tevens lid van de ambtelijke werkgroep IVB.

hand van een schatting van de dijk lengte in het gebied die moet worden verhoogd en versterkt om het huidige veiligheidsniveau te handhaven en de kosten per strekkende kilometer. De kostenschatting is gebaseerd op dijkversterkingen die recentelijk zijn uitgevoerd in Zuid-Holland en kostenramingen van dijkversterkingsplannen in Noord-Brabant.

Tabel 5.1: Contante waarde van de financiële kosten van dijkversterking in het Benedenrivierengebied (in miljoenen guldens; prijspeil 2000)

	Totale huidige lengte	Lengte waarlangs versterking nodig is		Totale kosten	
		t/m 2015	t/m 2050	t/m 2015	t/m 2050
Dijkkring	km	km	km	fl.	fl.
Centraal Holland	36,2	0,0	4,0	0,0	10,6
Krimpenerwaard	24,1	3,1	20,3	8,5	90,2
Alblasserwaard	55,4	20,1	43,7	87,0	369,9
Ijsselmonde	62,1	0,0	0,2	0,0	0,3
Pernis	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Voorne Putten	33,9	1,3	13,1	0,8	25,7
Hoeksche Waard	68,7	0,0	16,8	0,0	25,2
Eiland van Dordrecht	37,1	4,2	19,6	22,7	130,9
Noordwaard	24,5	9,4	23,2	6,8	72,9
Land van Altena	46,1	24,6	38,3	61,8	197,2
Goeree-Overflakkee	21,8	1,2	15,5	0,6	40,1
Brabantse Oever	50,5	13,5	27,5	21,0	121,5
De Maaskant	11,0	2,0	9,0	4,9	22,7
Nederhemert	4,7	2,4	2,4	1,6	9,5
Tieler- en Culemborgerwaard	3,5	3,5	3,5	6,9	17,9
Subtotaal	476,6	79,4	237,1	214,0	1134,7
Bijkomende kosten					
kunstwerken				18,0	172,5
pijpleidingen				24,0	133,9
gemalen				16,0	130,8
grasrandverdediging				3,0	35,5
oeververdediging				1,0	7,2
voorliggende hoogwaterkering				3,0	36,8
Subtotaal				66,0	516,7
Totaal				280,0	1651,4

Het dijktraject waarlangs versterking nodig is en de kosten hiervan zijn gespecificeerd in Tabel 5.1. Een onderscheid is gemaakt tussen noodzakelijke dijkversterking tot en met 2015 en tot en met 2050, overeenkomstig het onderscheid tussen de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen.

De kosten van dijkversterking betreffen in alle gevallen directe investeringskosten, die plaatsvinden in het jaar 2000 zonder noemenswaardige beheer- en onderhoudskosten of afschrijvingskosten. In totaal worden tot en met 2015 de kosten voor dijkverzwaring geschat op 280 miljoen gulden. Hiervan wordt ongeveer een kwart veroorzaakt door noodzakelijke

bijkomende kosten zoals het verleggen of vervangen van pijpleidingen. Om in 2050 hetzelfde veiligheidsniveau als nu te handhaven, moet er voor bijna 1,7 miljard gulden worden geïnvesteerd in dijkversterking, waarvan ongeveer een derde in pijpleidingen en kunstwerken. In beide tijdsperiodes, tot en met 2015 en tot en met 2050, zijn het vooral de dijkkringen rond het Land van Altena, de Alblasserwaard en de Brabantse Oever, die versterking behoeven.

5.2.2. Financiële Kosten Ruimtelijke Waterbergingsmaatregelen

De belangrijkste kosten van ruimtelijke waterberging in een financiële analyse zijn de kosten van grond-onteigening, inrichtingskosten en de kosten van beheer en onderhoud.²

De meeste IVB-maatregelen nemen ruimte in beslag. Deze ruimte heeft in veel gevallen in de uitgangssituatie (dat wil zeggen op dit moment) al een bepaalde bestemming. Er staan bijvoorbeeld huizen, er graast vee of er ligt een weggennet. Deze grond is in de meeste gevallen in eigendom van mensen, bedrijven of organisaties en zal dus in principe door de overheid moeten worden aangekocht om het een andere bestemming te kunnen geven. Op het moment dat een gebied wordt aangewezen voor ruimtelijke opvang van wateroverlast, bestaan hiervoor weer allerlei regels en procedures. Te denken valt bijvoorbeeld aan de uitkoopprocedures zoals die bestaan voor gebieden die binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) vallen. Echter, er zijn ook constructies denkbaar waarbij er sprake is van multifunctioneel landgebruik, en uitkoop niet nodig is. Een voorbeeld hiervan is dat boeren in het geval van incidentele overstrooming of vernatting een compensatie krijgen voor de geleden schade aan hun opbrengst. Dergelijke regelingen waarbij wordt gestreefd naar een integratie van verschillende maatschappelijke functies bestaan ook voor landbouw en natuur in de EHS. Betrokkenen krijgen dan vaak een vaste vergoeding voor het nemen van bepaalde maatregelen.

In de financiële en economische analyse is rekening gehouden met incidentele en structurele vernatting in de landbouw als gevolg van de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen. De effecten van de afzonderlijke maatregelen op het ruimtelijk grondgebruik in de uitgangssituatie is weergegeven in Bijlage 5.1.

Het grootste ruimtelijke effect wordt veroorzaakt door maatregelpakket 3, dat voor meer dan 70 procent van het veranderend grondgebruik verantwoordelijk is. De buitendijkse maatregelen (maatregelpakket 1) hebben het minste ruimtebeslag (verantwoordelijk voor ongeveer 5 procent van het totaal). Het merendeel van de ruimtelijke effecten bestaat uit vernatting van landbouwgrond (70%). Laten we de vernattingseffecten op landbouwgrond buiten beschouwing en kijken we naar een structureel andere inrichting van de ruimte als gevolg van de IVB-maatregelen, dan vinden de belangrijkste ruimteclaims plaats in landbouwgebied. Zesduizend en achthonderd hectare landbouwgrond zal structureel uit productie moeten worden genomen om de IVB-maatregelen uit te kunnen voeren, waarvan 98 procent binnendijs en slechts 2 procent buitendijs. Dit komt overeen met ongeveer 10 procent van het totale areaal cultuurgrond in het Benedenrivierengebied.³ Bijna 20 000 hectare landbouwgrond oftewel 25 à 30 procent van het totale areaal cultuurgrond in het gebied zal last ondervinden van incidentele of structurele vernatting. Ongeveer vijf procent van het structurele ruimtebeslag vindt plaats in gebieden waar nu woningen staan of bedrijfsterreinen liggen. Tien procent van het ruimtebeslag vindt plaats in onbebouwde binnen- en buitendijkse uiterwaarden.

² De hier gepresenteerde informatie over de financiële onteigening- en inrichtingskosten van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied is afkomstig van René Boeters van de Regionale Directie Rijkswaterstaat Zuid-Holland. Deze kosten zijn door de auteurs van dit rapport omgerekend naar contante waarden, waarbij specifieke aannames zijn gemaakt over bijvoorbeeld de jaarlijks terugkerende beheer- en onderhoudskosten.

³ LEI-DLO (1999).

De financiële kosten van grondonteigening zijn gebaseerd op de vaste prijzen, die in het project Ruimte voor Rijntakken (RVR) zijn gebruikt.⁴ Bij het uitkeren van onteigeningspremies worden eigenaars niet alleen schadeloos gesteld voor het verlies dat ze lijden, maar vindt de overheid ook dat ze in staat moeten worden gesteld om hun bedrijf elders weer op te bouwen of iets totaal anders te beginnen. Onteigeningspremies zijn meestal ook gebaseerd op wat als een sociaal rechtvaardige uitkoop prijs wordt beschouwd. Zo worden de kosten van onteigening van landbouwgrond op gemiddeld 12 gulden per vierkante meter gesteld, waarin rekening is gehouden met de mogelijke kosten om elders weer grond aan te kopen en een nieuw bedrijf te beginnen.⁵ De kosten van onteigening van terrein waarop woningen staan is gemiddeld 200 gulden per vierkante meter, bedrijfsterrein 50 gulden per vierkante meter en onbebouwd terrein in uiterwaarden gemiddeld 8 gulden per vierkante meter. Gesteld wordt dat het bedrag dat moet worden toegekend aan schadevergoedingen, bijvoorbeeld bij vernatting- of inundatieschade, altijd kleiner moet zijn dan de kosten van onteigening. Meer betalen dan de kosten van onteigening is immers niet erg logisch. De kosten van onteigening vormen dus tegelijkertijd een bovengrens voor het toekennen van schadevergoedingen.⁶

De financiële kosten van onteigening en schadevergoedingen worden berekend door de oppervlaktes in de tabel in Bijlage 5.1 te vermenigvuldigen met de bovengenoemde kostprijzen. In deze kostprijzen is rekening gehouden met toekomstige opbrengstdervingen en de mogelijke kosten voor hervestiging en worden daarom éénmalig uitgekeerd.⁷ De schadevergoeding voor vernatting in de landbouw is gelijk gesteld aan 6 gulden per vierkante meter. Dit wordt een acceptabele vergoeding geacht. Ook in deze vergoeding zouden in principe toekomstige opbrengstdervingen moeten zijn verdisconteerd en kunnen dus wederom direct met de oppervlaktes in de tabel in de bijlagen worden vermenigvuldigd om het totaal bedrag aan schadevergoedingen te berekenen. De resultaten zijn gepresenteerd in Tabel 5.2.

De totale kosten voor grondaankoop (landbouwgrond, grond met woningen, bedrijfsterreinen en onbebouwde grond in de uiterwaarden) zijn zoals verwacht het hoogst voor het meest ingrijpende maatregelpakket 3. Hetzelfde geldt voor de schadevergoedingen in dit maatregelpakket. De totale aankoopkosten van alle ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied zijn 1,4 miljard gulden en het totale bedrag aan schadevergoedingen 1,2 miljard gulden.

De kosten voor grondaankoop zijn 173 en 155 miljoen gulden respectievelijk in het geval van maatregelpakketten 1 en 2. De schadevergoedingen voor vernatting zijn in alle drie pakketten beduidend anders. In maatregelpakket 2 wordt meer dan 10 keer zoveel schadevergoeding uitgekeerd als in maatregelpakket 1. Maatregelpakket 3 keert 800 miljoen gulden aan schadevergoedingen uit. In pakket 1 wordt bijna 60 procent van de totale grondkosten veroorzaakt door de aankoop van bedrijfsterreinen. Een kwart bestaat uit de aankoop van uiterwaarden. In maatregelpakket 2 worden de meeste kosten voor grondaankoop bepaald door grond waarop nu nog huizen staan (42%) of waar nu landbouw plaatsvindt (43%).

Ongeveer 15 procent van de totale kosten betreft kosten voor de aankoop van onbebouwde uiterwaarden. Tweederde van de totale grondkosten in maatregelpakket 3 bestaan uit aankoopkosten van landbouwgrond en een derde uit grond met bebouwing.

⁴ Bouwdienst RWS (1999).

⁵ WL-Delft (1999).

⁶ WL-Delft (1999).

⁷ Het is onduidelijk over welke termijn gederfde inkomsten zouden zijn verdisconteerd. Bovendien is geen onderscheid gemaakt naar verschillende landbouwactiviteiten, zoals akkerbouw, veeteelt of tuinbouw, die zeer uiteenlopende opbrengsten genereren.

Tabel 5.2: Contante waarde van de financiële kosten van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied (in miljoenen guldens; prijspeil 2000)

Maatregel	Grond aankoop	Schade vergoeding	Inrichtings kosten	Beheer en onderhoud	Overhead	Totaal t/m 2015	Totaal t/m 2050
Buitendijks (t/m 2015)							
1.1. 1	12,5	1,0	89,0	29,7	8,9	141,0	168,7
2	33,2	22,4	455,4	151,9	45,6	708,5	850,1
7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11	0,0	4,2	8,7	2,9	0,9	16,7	19,4
20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22	108,0	0,0	219,2	73,1	21,9	422,2	490,4
28	19,0	0,0	13,0	4,3	1,3	37,6	41,6
1.2. 3	0,0	0,0	65,7	21,9	6,6	94,2	114,6
21	0,0	0,0	168,8	11,5	6,4	186,7	284,0
Subtotaal	172,6 (10,7%)	27,6 (1,7%)	1019,8 (63,5%)	295,3 (18,4%)	91,6 (5,7%)	1606,9 (100,0%)	1968,8
Binnendijks (t/m 2015)							
2.1. 4	5,8	4,4	5,8	1,9	0,6	18,4	20,3
5	29,0	30,1	146,6	48,9	14,7	269,3	314,9
15	23,8	35,5	137,6	45,9	13,8	256,6	299,3
2.2. 8	31,6	210,0	111,9	37,3	11,2	402,0	436,8
10	10,1	0,0	128,1	42,7	12,8	193,7	233,6
13	55,2	61,3	200,0	66,7	20,0	403,2	465,4
Subtotaal	155,4 (10,1%)	341,3 (22,1%)	730,0 (47,3%)	243,4 (15,8%)	73,1 (4,7%)	1543,2 (100,0%)	1770,2
Binnendijks (2016t/m 2050)							
3.1. 9	20,2	0,0	142,3	44,2	14,2	-	220,9
16	50,5	336,0	108,8	33,8	10,9	-	540,0
3.2. 6	81,9	60,4	424,3	131,9	42,4	-	740,9
12	80,2	87,1	693,4	215,5	69,3	-	1145,5
17	78,0	130,9	305,6	95,0	30,6	-	640,1
18	65,4	48,3	358,6	111,4	35,9	-	619,7
19	95,2	114,2	1058,5	329,0	105,9	-	1702,8
23	156,0	32,5	194,4	60,4	19,4	-	462,7
24	59,4	7,1	152,9	47,5	15,3	-	282,2
26	392,6	0,0	186,5	58,0	18,7	-	655,8
Subtotaal	1079,5 (15,4%)	816,5 (11,6%)	3625,3 (51,7%)	1126,7 (16,1%)	362,6 (5,2%)	-	7010,6 (100,0%)
Totaal						3150,1	10 749,6

In Tabel 5.2 worden ook de andere kostenposten gepresenteerd: éénmalige inrichting- en overheadkosten en ieder jaar terugkerende beheer- en onderhoudskosten van de inrichtingsmaatregelen. Een groot deel van de inrichtingsmaatregelen bestaat uit noodzakelijke aanpassingen van bestaande droge infrastructuur, bijvoorbeeld het bouwen van viaducten om bestaande (spoor)wegennetten in stand te houden.

De beheer- en onderhoudskosten en de overheadkosten zijn vastgesteld aan de hand van de totale inrichtingskosten. In overleg met experts binnen de IVB-werkgroep en min of meer overeenkomstig de aannames in het RVR-project zijn de eerste verondersteld op 3 procent van de totale inrichtingskosten en de laatste op 10 procent. In de analyse wordt verondersteld dat er geen afschrijvingskosten zijn op de ruimtelijke inrichtingsmaatregelen. Jaarlijks beheer en onderhoud zorgen ervoor dat ze een leven lang meegaan.

De overhead kosten worden als een éénmalige uitgave verondersteld aan het begin van het project (in het jaar 2000), net als de investeringen in de ruimtelijke herinrichting, en hoeven dus in principe niet te worden verdisconteerd. Echter, dit geldt alleen voor maatregelpakketten 1 en 2. Voor maatregelpakket 3 geldt dat de maatregelen pas na 2015 worden genomen. Om de huidige contante waarde van de éénmalige investerings- en bijhorende overheadkosten in dit maatregelpakket te berekenen, moeten deze kosten worden verdisconteerd. De uitgaven die in het jaar 2016 in maatregelpakket 3 worden gedaan worden aldus teruggerekend naar hun waarde in het jaar 2000. De huidige reële waarde van uitgaven die pas over 15 jaar plaatsvinden is lager dan hun nominale waarde, omdat deze uitgaven nu nog niet volledig vastgelegd hoeven worden en in de tussentijd bijvoorbeeld op de bank rente-inkomsten kunnen genereren.⁸

De beheer- en onderhoudskosten in maatregelpakketten 1 en 2 tot en met 2015 zijn ook tegen een reële rentevoet van 4 procent verdisconteerd over 15 jaar.^{9 10} Deze uitgaven komen immers ieder jaar weer terug, waardoor uitgaven nu en later met elkaar vergelijkbaar moeten worden gemaakt. De jaarlijkse beheer- en onderhoudskosten in maatregelpakket 3 zijn verdisconteerd over de periode 2016 tot en met 2050.¹¹

Tabel 5.2 laat de totale kosten van maatregelpakketten 1 en 2 zien tot en met 2015 en tot en met 2050. In het eerste geval zijn de jaarlijkse beheer- en onderhoudskosten verdisconteerd over een periode van 15 jaar en in het tweede geval over 50 jaar. De kolom met beheer- en onderhoudskosten in Tabel 5.2 voor maatregelpakketten 1 en 2 zijn de verdisconteerde kosten over 15 jaar. Hoewel niet afzonderlijk gepresenteerd in de tabel, zijn de totale kosten tot en met 2050 voor maatregelpakketten 1 en 2 berekend aan de hand van de contante waarde van de beheer- en onderhoudskosten over 50 jaar. De totale kosten van maatregelpakket 3 in Tabel 5.2, inclusief de beheer- en onderhoudskosten, zijn berekend voor de periode 2016 tot en met 2050.

De totale kosten van buitendijkse maatregelen tot en met 2015 zijn 1,6 miljard gulden, waarvan het merendeel (64%) wordt veroorzaakt door investeringen in de ruimtelijke

⁸ Deze éénmalige kosten in het jaar 2016 zijn verdisconteerd m.b.v. de volgende formule: investeringsbedrag maal de factor $(1 / (1+r)(\exp n))$, waarbij r de reële rentevoet is en n het aantal jaren voorstelt. Deze factor is voor 15 jaar tegen 4 procent rente gelijk aan 0,56.

⁹ Met behulp van de volgende formule: onderhoudskosten maal de factor $((1+r)(\exp n) - 1) / (r(1+r)(\exp n))$, waarbij r de reële rentevoet is en n het aantal jaren voorstelt. Deze factor is voor 15 jaar tegen 4 procent rente gelijk aan 11,12.

¹⁰ Voor het berekenen van de netto contante waarde bij publiek gefinancierde projecten wordt door het Ministerie van Financiën aanbevolen een reële disconteringsvoet van 4% te hanteren.

¹¹ In dit geval wordt het jaarlijkse kostenbedrag vermenigvuldigd met het verschil tussen de discontofactor voor het jaar 2050 en 2015 (respectievelijk 21,48 en 11,12 bij een rentevoet van 4 procent). Feitelijk wordt dus eerst de contante waarde van de jaarlijkse uitgaven over de volledige 50 jaar berekend, waar dan vervolgens de contante waarde over de eerste 15 jaar van af wordt getrokken.

herinrichting, gevolgd door beheer en onderhoud hiervan. Tien procent van de totale kosten worden veroorzaakt door noodzakelijke grondaankoop. De totale kosten van maatregelpakket 1 worden meer dan 300 miljoen gulden (22%) hoger als de beheer- en onderhoudskosten over een periode van 50 jaar in plaats van 15 jaar lopen.

Ook het merendeel van de binnendijkse maatregelen tot en met 2015 worden bepaald door investeringen in de ruimtelijke inrichting. De totale kosten van maatregelpakket 2 zijn vrijwel gelijk aan die van maatregelpakket 1. Echter, de verdeling van deze kosten over de verschillende kostenposten is iets anders. In maatregelpakket 2 is het aandeel van schadevergoedingen als gevolg van vernatting en inundaties veel hoger dan in maatregelpakket 1, terwijl de inrichtingskosten iets lager zijn. Net als voor maatregelpakket 1 worden de totale kosten een paar honderd miljoen gulden (15%) duurder als beheer- en onderhoudsmaatregelen doorlopen tot en met 2050.

Tenslotte is maatregelpakket 3, zoals verwacht, het duurst van alle drie de pakketten. Worden alle IVB-maatregelen getroffen over een periode van 50 jaar (totale kosten 10,7 miljard gulden), dan wordt iets meer dan helft van alle kosten (54%) veroorzaakt door het trekken van extra binnendijkse waterlijnen (groene rivieren e.d.). De investeringen in de ruimtelijke inrichting zijn hiervoor weer grotendeels verantwoordelijk, vooral het aanleggen van dure viaducten om de bestaande droge infrastructuur in stand te houden. Vijftien procent van de totale kosten bestaat uit het aankopen van grond, 16 procent uit beheer en onderhoud, 12 procent uit schadevergoedingen en 5 procent uit kosten voor onderzoek, organisatie en administratie (bestuurlijk, wettelijk en financieel).

5.2.3. Economische Kosten Ruimtelijke Waterberging

In een economische analyse wordt alleen rekening gehouden met veranderend grondgebruik als die verandering consequenties heeft voor de economische waarde die de grond reflecteert of genereert. In deze studie is een onderscheid gemaakt tussen 4 hoofdtypen van grondgebruik:

- onbebouwde en economisch niet-produktieve uiterwaarden;
- met woningen bebouwde grond;
- bedrijfsterreinen;
- landbouwgrond.

Onbebouwde uiterwaarden die worden ingezet voor ruimtelijke waterberging worden in de financiële analyse door Rijkswaterstaat (RWS) gekocht van hun huidige eigenaren (boeren en andere behorende semi-overheidsinstanties). In de economische analyse wordt aangenomen dat deze grond geen echte economische betekenis heeft.¹² Er is niet zodanig geïnvesteerd, dat er sprake zou kunnen zijn van "sunk costs", en het levert ook geen stroom van opbrengsten op die op de markt kunnen worden verkocht, waardoor er sprake zou kunnen zijn van gederfde opbrengsten. Vanuit een nationaal-economisch perspectief wordt dus verondersteld dat er geen significante verandering in huidige of toekomstige economische waarde plaatsvindt als onbebouwde uiterwaarden onder water verdwijnen. Er vindt alleen een wettelijke overdracht van eigendom plaats, waar weliswaar voor betaald wordt door de kopende partij (RWS), maar die nationaal-economisch gezien geen consequenties heeft. Immers, of de grond nu als uiterwaard fungeert of dat er nu water stroomt, beide hebben in principe geen effect op de huidige of toekomstige economische waarde die de grond reflecteert.¹³

¹² Huidige en toekomstige opbrengsten uit het combineren van economische functies in uiterwaarden zoals het er laten grazen van vee en het tegen een vergoeding toestaan van kamperen worden hier verwaarloosbaar klein verondersteld.

¹³ Tenzij verondersteld wordt dat in de komende 50 jaar ruimte zo schaars wordt, dat de uiterwaarden in het gebied in de toekomst met significante "opportunity kosten" te maken krijgen.

In de economische analyse in deze paragraaf betekent dit dat de aankoopkosten van onbebouwde uiterwaarden buiten beschouwing blijven. In deze case studie is dat in totaal 64 miljoen gulden. Vijfentwintig procent van de totale grondkosten in maatregelpakket 1 bestaat uit de aankoop van onbebouwde uiterwaarden en 15 procent van de totale grondaankoopkosten van maatregelpakket 2. Dit komt slechts overeen met respectievelijk 3 en iets meer dan 1 procent van de totale kosten van maatregelpakketten 1 en 2.

Grond waarop woningen zijn gebouwd hebben impliciet een zekere economische waarde. Immers, schaarse, alternatief aanwendbare middelen zijn indertijd aangewend om die huizen te bouwen. Verder kan de waarde van die woningen vanaf het moment dat ze zijn gebouwd zijn toe- of afgenomen door veranderingen in vraag en aanbod op de huizenmarkt. Door die grond een andere bestemming te geven dan wonen, bijvoorbeeld door de huizen af te breken en er watergangen te graven, gaat de in die woningen aanwezige economische waarde in één keer verloren. Je zou dus kunnen zeggen dat de waarde van de huizen op die grond in één keer wordt afgeschreven. Op dit punt verschilt de financiële analyse niet essentieel van de economische analyse. In beide gevallen wordt de verloren financiële en economische waarde als een éénmalige afschrijving in de analyse meegenomen.

Grond waarop industriële activiteiten of landbouwactiviteiten plaatsvinden hebben ook een economische waarde. In tegenstelling tot huizen hebben deze activiteiten niet alleen een zekere geïnvesteerde kapitaalwaarde, maar generen ook ieder jaar een nieuwe stroom van economische opbrengsten. Als grond waarop deze activiteiten plaatsvinden uit productie wordt genomen, bijvoorbeeld omdat het moet plaatsmaken voor ruimtelijke waterberging, gaat deze stroom van toekomstige opbrengsten ook verloren. Met deze stroom van gedeelde toekomstige opbrengsten kan in de analyse rekening worden gehouden door haar te verdisconteren naar het moment waarop de stroom wordt gekortwiekt of volledig verdwijnt.

In de financiële analyse is hier ook op min of meer dezelfde wijze naar gekeken, maar meer vanuit het idee hoeveel financiële compensatie nodig en acceptabel wordt geacht voor private inkomensderving. In een economische analyse wordt expliciet gekeken naar de totale kosten voor de nationale economie als geheel, niet alleen de negatieve effecten op individuele actoren of sectoren en de financiering hiervan. In de financiële analyse wordt gerekend met vastgestelde onteigeningsprijzen, terwijl in de economische analyse expliciet wordt gerekend met de gedeelde opbrengsten van veranderend grondgebruik. Deze kunnen van elkaar verschillen, zoals hieronder zal worden aangetoond.

De gedeelde opbrengsten van industriële activiteiten en landbouwactiviteiten worden berekend aan de hand van de netto toegevoegde waarde (NTW) die deze activiteiten genereren. Deze netto toegevoegde waarde is gelijk aan de productie- of opbrengstwaarde minus de waarde van interne en aangekochte (externe) leveringen en de afschrijvingskosten op het gebruikte kapitaal in deze sectoren. De NTW geeft in andere woorden weer hoeveel economische waarde is gecreëerd gedurende een bepaald jaar door de inzet van productiefactoren waaronder grond en reflecteert de netto baten van de inzet van deze productiefactoren.

Bovenstaande aanpak wordt hier gebruikt om mogelijke verschillen in uitkomsten uit een financiële en economische analyse te illustreren. De gehanteerde aankoopprijs van bedrijfsterreinen in de financiële analyse betreft voornamelijk de financiële waarde van de grond zelf en gaat voorbij aan het feit dat ook de economische productie op die grond verloren gaat.

In tegenstelling tot veel industriële activiteiten is de landbouw grondgebonden. Grond is dus een essentiële productiefactor voor de meeste landbouwactiviteiten, maar niet voor alle

industriële activiteiten. Dit kan betekenen dat het uit gebruik nemen van schaarse grond voor industriële activiteiten nationaal-economisch gezien minder grote gevolgen heeft dan voor de landbouw. Aan de andere kant is het echter ook denkbaar dat landbouwactiviteiten niet volledig uit een gebied hoeven te verdwijnen zolang het incidentele ruimtelijke waterberging betreft, terwijl dat in het geval van industriële activiteiten misschien weer wel het geval is. Incidentele waterschade kan voor de landbouw op korte termijn (1-2 jaar) overkoombaar zijn, maar kan industriële activiteiten onherstelbare schade berokkenen.

In het geval van bedrijfsterreinen wordt er in deze studie vanuit gegaan dat de industriële activiteiten die hier nu plaatsvinden structureel verdwijnen.¹⁴ Vanwege gebrek aan informatie is het niet mogelijk om een onderscheid te maken tussen verschillende industriële activiteiten, hoewel verschillende activiteiten uiteraard wel zeer uiteenlopende economische waarden genereren. Het is in deze studie niet bekend welk type activiteiten op de bedrijfsterreinen plaatsvinden. Daarom zijn de gederfde opbrengsten berekend aan de hand van een gemiddelde waarde voor industrie in het algemeen.¹⁵

Er kan kritiek worden geleverd op een aanpak waarbij de toegevoegde waarde van industriële activiteiten wordt uitgedrukt in de bijdrage van de productiefactor grond. Grond hoeft niet noodzakelijkerwijs een essentiële productiefactor te zijn, en in die zin kunnen er dus vraagtekens worden gezet bij de gemaakte aanname dat iedere vierkante meter grond in Nederland, inclusief het Benedenrivierengebied, dezelfde toegevoegde waarde uit industriële activiteiten oplevert. Echter, hetzelfde geldt in principe ook voor het gebruik van een vaste ongedifferentieerde vergoeding voor de aankoop van bedrijfsterreinen in de financiële analyse.

In het geval van landbouwgrond kon op basis van de meest recente bodemgebruikkaart wel een onderscheid worden gemaakt tussen verschillende landbouwactiviteiten. Ook deze verschillende activiteiten produceren uiteenlopende economische waarden.¹⁶ In het Benedenrivierengebied vindt voornamelijk akkerbouw en veeteelt plaats. Vanwege hun verwaarloosbaar kleine aandelen in het totale areaal veranderend grondgebruik in deze studie, respectievelijk 0,3 en 0,9 procent, zijn tuinbouw en fruitteelt (boomgaarden) in de analyse buiten beschouwing gelaten.

In de analyse wordt expliciet gekeken naar landbouwgrond die permanent uit productie wordt genomen en grond die in de toekomst dezelfde bestemming houdt, maar te maken krijgt met incidentele of structurele vernattingschade.

¹⁴ Anders zou rekening moeten worden gehouden met de opbrengsten die deze activiteiten elders weer kunnen genereren. Dit betekent dat er toekomstscenarios moeten worden ontwikkeld voor de alternatieve inzet van de huidige productiefactoren, waarvan dan vervolgens met behulp van zoiets als een Algemeen Evenwichtsmodel van de nationale economie de effecten op de nationale productie worden doorgerekend (bijvoorbeeld bij gelijk veronderstelde vraag).

¹⁵ In 1997, het meest recente jaar waarin gegevens over toegevoegde waarden beschikbaar zijn (CBS, 1999), was de NTW van de industrie in Nederland tegen marktprijzen (d.w.z. exclusief indirecte belastingen, heffingen en subsidies, die slechts financiële overdrachten betreffen en verondersteld worden geen feitelijk effect op de nationale economie te hebben) 91 255 miljoen gulden. Deze waarde werd gerealiseerd op 567 vierkante kilometer bedrijfsterrein. Uitgedrukt in de oppervlakte grond waarop deze productie plaatsvindt en aannemend dat deze toegevoegde waarde de komende 50 jaar constant blijft levert dit een contante waarde op van de NTW van 1790 en 3457 gulden per vierkante meter tot en met 2015 en 2050 respectievelijk. Dit is aanzienlijk meer dan de uitkoopprijs van 50 gulden per vierkante meter die in de financiële analyse is gebruikt.

¹⁶ In 1997 was de NTW tegen marktprijzen van de Nederlandse akkerbouw 619 miljoen gulden en van de veeteelt 4869 miljoen gulden (LEI-DLO, 1999). Gedeeld door het totale akkerbouw- en veeteeltareaal in dat jaar levert een NTW op van 765 en 4725 gulden per hectare respectievelijk. Wederom onder de veronderstelling dat deze toegevoegde waarde constant blijft resulteert verdisconteren van deze bedragen over een periode van 50 jaar tegen een reëel rentepercentage van 4 procent in een contante waarde van 16432 en 101493 gulden per hectare voor grondgebonden akkerbouw en veeteelt respectievelijk (oftewel 1 gulden 60 en 10 gulden en 10 cent per vierkante meter). Voor de periode tot en met 2015 geldt een discontofactor die ongeveer de helft is van de factor tot en met 2050, waardoor de bovenstaande contante waarden over deze tijdsperiode respectievelijk 8507 en 52542 gulden per hectare zijn. Vergeleken met de financiële uitkoopprijzen zijn de economische prijzen in het geval van grasland voor veeteelt gelijk, maar in het geval van akkerland juist veel lager.

In de tabel in Bijlage 5.2 staan de berekende gedeelde opbrengsten. De tabel laat zien dat de totale economische kosten met betrekking tot de aankoop van bedrijfsterreinen vele malen hoger zijn dan de financiële. De totale financiële aankoopkosten van bedrijfsterreinen zijn 106,8 miljoen gulden, terwijl de totale kosten voor de Nederlandse economie op korte tot middellange termijn (tot en met 2015) 3,7 miljard gulden bedragen en op lange termijn (tot en met 2050) 7,2 miljard gulden. Op de lange termijn komen de grof geschatte totale economische kosten van het uit productie nemen van bedrijfsterreinen dus uit op meer dan de helft van de totale financiële kosten van alle IVB-maatregelen tezamen.

In het geval dat landbouwgrond structureel uit productie moet worden genomen om de IVB-maatregelen te kunnen uitvoeren, zijn in de tabel de hoeveelheden grasland en akkerbouwgrond vermenigvuldigd met de hierboven genoemde economische prijzen.¹⁷ In het geval van incidentele inundatie met vernattingsschade is voor de meeste maatregelen waar vernatting een rol speelt geschat wat het gemiddelde productieverlies is aan de hand van beschikbare productieverlies tabellen.¹⁸ Deze tabellen geven de fysieke relaties weer tussen toenemende vernatting en productieverlies aan de hand van de huidige grondwaterstand en de verandering hierin als gevolg van de maatregelen. Dit is over het hele gebied grofweg gemiddeld op basis van de hydrologische effecten die zijn bepaald in hoofdstuk 4.¹⁹ Gemiddeld resulteren de meeste maatregelen in een productieverlies van 10 procent.²⁰ Een voorbeeld van hoe gedeelde opbrengsten als gevolg van vernatting zijn geschat wordt gepresenteerd in Bijlage 5.3.

Er is ook onderscheid gemaakt tussen maatregelen waarbij de verwachte inundatie- of vernattingfrequentie minder frequent is. In het geval van maatregelen 8 en 17 wordt verwacht dat het landbouwareaal heel incidenteel onder water loopt, waarschijnlijk met een kans van éénmaal in de 50 jaar. Bij maatregelen 11, 23 en 24 wordt deze frequentie iets hoger ingeschat, namelijk één keer iedere 10 jaar. In deze gevallen is in de tabel in Bijlage 5.2 de verwachte economische opbrengstderving berekend door de contante waarde ervan over de betreffende perioden ook te vermenigvuldigen met de kans op voorkomen (1 op 50 of 1 op 10). Hoe deze berekening in zijn werk gaat wordt geïllustreerd in Bijlage 5.4.

In totaal zijn de economische kosten van structureel veranderend agrarisch grondgebruik respectievelijk 23 en 178 miljoen gulden over de periode 2000-2015 en 2000-2050. Dit is beduidend lager dan de berekende totale financiële kosten van 83 en 815 miljoen gulden over dezelfde periodes en wordt dus veroorzaakt door de gehanteerde lagere economische prijzen van grond voor akkerbouw en grasland voor veeteelt. Ook de financiële compensatie voor vernattingsschade is om deze reden hoger in paragraaf 5.2.2.

De financiële aankoopprijs voor landbouwgrond lijkt precies overeen te komen met de economische waarde van grasland voor veeteelt over een periode van 50 jaar (fl.12,-/m²). Echter, gemiddeld en niet gedifferentieerd naar verschillende landbouwactiviteiten is de contante economische waarde van landbouwgrond in het algemeen over 50 jaar meer dan een derde hoger dan de gebruikte financiële prijs, namelijk 16 gulden en 20 cent per vierkante meter.²¹ Het blijft mede hierdoor onduidelijk in hoeverre in de financiële onteigeningsprijzen van landbouwgrond ook hervestigingspremies zijn verdisconteerd.

¹⁷ In het geval van maatregelpakket 3 zijn de kosten net zoals in paragraaf 5.2.1.2 berekend over de periode 2015-2050.

¹⁸ IKC (1993).

¹⁹ Gemiddeld voor het gehele gebied is uitgegaan van een huidige (hoogste) grondwaterstand van 70 cm beneden maaiveld (Bron: RIZA/WSG-model Agricom).

²⁰ Hier is verondersteld is dat het productieverlies voor grondgebonden akkerbouw en veeteelt gelijk is.

²¹ De totale netto toegevoegde waarde tegen factorkosten van de landbouw (dus exclusief indirecte belastingen, subsidies en heffingen) in 1997 was 14809 miljoen gulden (LEI-DLO, 1999). Gedeeld over het totale areaal cultuurgrond levert dit een NTW per hectare op van 7536 gulden. Verdisconteerd over 50 jaar is dit 161871 gulden per hectare oftewel 16 gulden en 20 cent per vierkante meter.

Tabel 5.3: Huidige contante waarde van de financiële en economische kosten van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied op de middellange en lange termijn (miljoenen guldens; prijsniveau 2000)

Kostenpost	Financiële kosten		Economische kosten	
	t/m 2015	t/m 2050	t/m 2015	t/m 2050
Grondaankoop	328,0	1407,5	3801,0 ¹	7869,5 ¹
Schadevergoedingen	368,9	1185,4	68,9 ²	85,4 ²
Inrichtingskosten	1749,8	5375,1	1749,8	5375,1
Beheer en onderhoud	538,7	2254,3	538,7	2254,3
Overhead	164,7	527,3	164,7	527,3
Totaal	3 150,1	10 749,6	6 323,1	16 111,6

¹ Structureel gedeerde opbrengsten.

² Incidenteel gedeerde opbrengsten.

De financiële en economische kosten van de ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied zijn samengevat in Tabel 5.3. Voornamelijk ten gevolge van de grove aannames die gemaakt zijn ten aanzien van de gedeerde economische opbrengsten blijken de totale kosten van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied voor de nationale economie op de korte tot middellange termijn tweemaal zo hoog als voor de overheid zelf. Op de lange termijn neemt dit verschil af tot ongeveer een factor anderhalf.

5.3. Baten

De belangrijkste baten van de twee beleidsopties dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied - het handhaven van het huidige veiligheidsniveau - blijken in deze studie niet direct in geld kwantificeerbaar. Verondersteld wordt dat de uiteindelijke kans op overstromen voor beide typen maatregelen gelijk blijft. Onbekend is echter in hoeverre de mogelijke financieel-economische schade in beide beleidsopties van elkaar verschilt. Op dit punt bestaat op dit moment nog onvoldoende inzicht, met name omdat deze schade afhankelijk is van de specifieke locatie waar in beide beleidsopties overstromingen zich zouden kunnen voordoen. In theorie kan deze potentiële schade worden berekend door in het hele gebied voorkomende kansen op overstromingen te vermenigvuldigen met de financiële en economische waarde van het achterliggende land.

In het geval van ruimtelijke waterberging wordt naast natuurwinst (zie hoofdstuk 4) ook een toename in waterrecreatie mogelijkheden verwacht, en dan met name op de lange termijn door de rivierverruimende maatregelen in pakket 3 zoals het graven van nieuwe waterlijnen of het inrichten van retentiebekkens.

5.3.1. Economische Baten Ruimtelijke Waterberging

Het uiteindelijke effect van de IVB-maatregelen op de waterrecreatie mogelijkheden in het gebied is onduidelijk en daarom moeilijk exact te kwantificeren. Nadere detaillering en uitwerking aan de hand van scenarios van toekomstige ruimtelijke en sociaal-economische ontwikkelingen in het gebied zijn nodig om hier meer betrouwbare uitspraken over te kunnen doen. Hier wordt voor de eenvoud aangenomen dat de waterrecreatie de komende 50 jaar met 10 procent toeneemt als gevolg van de waterverruimende IVB-maatregelen in het Benedenrivieren gebied.

De directe en indirecte toegevoegde waarde van de waterrecreatiesport in Nederland bedroeg in 1997 1,8 miljard gulden.²² Aangenomen wordt dat ongeveer 5 procent hiervan, oftewel jaarlijks 90 miljoen gulden, wordt gegenereerd in het Benedenrivierengebied. Deze aanname is gebaseerd op het totale aantal jaarlijkse recreatiedagen dat in deze gebieden wordt doorgebracht ten opzichte van de rest van Nederland.²³

Een stijging van 10% over 50 jaar betekent dat de daarmee samenhangende extra economische baten in de orde van grootte van 9 miljoen gulden per jaar zijn, onder de veronderstelling dat deze gegenereerde economische opbrengsten ieder jaar hetzelfde zullen zijn.²⁴ Aannemend dat de meeste opbrengsten uit de toename in waterrecreatie voortkomen uit de maatregelen in pakket 3 en verdisconteerd tegen een reële rente van 4 procent resulteert dit een totale contante waarde van 93 miljoen gulden.

5.4. Kosten Baten Analyse

De huidige contante waarde van de netto baten van de twee beleidsopties dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied is negatief (Tabel 5.4). Met andere woorden, per saldo is er in beide gevallen voornamelijk sprake van kosten. De belangrijkste baten van het handhaven van huidige veiligheidsniveaus in het gebied zijn in beide opties niet in geld kwantificeerbaar, en de verwachte extra toename in waterrecreatie in het geval van ruimtelijke waterberging blijkt op basis van de gemaakte veronderstellingen marginaal vergeleken met de totale kosten. Tot en met 2015 worden de financiële en economische opbrengsten uit een toename in waterrecreatie verwaarloosbaar klein verondersteld. Op lange termijn worden de financiële opbrengsten als gevolg van extra waterrecreatie verondersteld gelijk te zijn aan de economische opbrengsten.

De totale financiële kosten van ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied zijn vele malen hoger dan van dijkversterking. Op de lange termijn neemt het verschil iets af, maar ruimtelijke waterberging blijft nog steeds een factor zes à zeven duurder. Voor de economie als geheel lopen de totale kosten op tot 6,3 en 16,0 miljard gulden.

In het geval van ruimtelijke waterberging als een volwaardig alternatief voor traditionele dijkversterking zal een belangrijke financieel-economische opbrengst feitelijk bestaan uit de vermeden kosten van dijkversterking. De IVB-maatregelen vervangen de noodzakelijke traditionele dijkverhogingen en dus hoeven er in de toekomst geen kosten voor dijkversterking meer te worden gemaakt om huidige veiligheidsniveaus te handhaven als de ruimtelijke inrichting met hetzelfde doel voor ogen wordt veranderd. Dit zou betekenen dat de totale kosten van ruimtelijke waterberging op de korte en lange termijn voor Rijkswaterstaat respectievelijk 2,9 en 9,0 miljard zouden bedragen, en 6,0 en 14,4 miljard voor de nationale economie als geheel.

²² Van den Bossche en anderen (1999).

²³ Bron: Studie over de WSV-doelgroep Waterrecreatie. Berkhout en anderen (1997).

²⁴ Er wordt dus geen rekening gehouden met de autonome groei van de sector over dezelfde periode.

Tabel 5.4: Huidige contante waarde van de financiële en economische kosten en baten van dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied op de korte tot middellange en lange termijn (miljoenen gulden; prijsniveau 2000)

	Dijkversterking		Ruimtelijke waterberging			
	Financieel-economische analyse		Financiële analyse		Economische analyse	
	t/m 2015	t/m 2050	t/m 2015	t/m 2050	t/m 2015	t/m 2050
Totale kosten	280,0	1651,4	3 150,1	10 749,6	6 323,1	16 111,6
Totale Baten	0,0	0,0	0,0	93,2	0,0	93,2
Totaal netto baten	-280,0	-1651,4	-3 150,1	-10 656,4	-6 323,1	-16 018,4

5.5. Discussie en Conclusies

In dit hoofdstuk zijn de berekeningen van de financiële en economische kosten van de twee beleidsalternatieven dijkversterking en ruimtelijke waterberging gepresenteerd. In het geval van ruimtelijke waterberging is de berekening uitgevoerd op basis van informatie die door de Regionale Directie (RD) Zuid-Holland beschikbaar is gesteld over de belangrijkste kostenposten. Zonder deze informatie over de specifieke aard van met name ruimtelijke inrichtingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied zou het vrijwel onmogelijk zijn geweest een uitspraak te doen over de hoogte van de te verwachten kosten.

Het belang van deze informatie blijkt wel uit het feit dat ze het merendeel van de totale kosten uitmaken: 41% van de totale kosten op langere termijn. In het geval van dijkverzwaring is gebruik gemaakt van bestaande informatie verzameld door de provincie Zuid-Holland. Ook voor dijkversterking blijken de extra kosten voor structurele aanpassingen een belangrijke rol te spelen. Ze bepalen uiteindelijk 45% van de totale kosten op lange termijn. In totaal is ruimtelijke waterberging enkele malen duurder dan traditionele dijkversterking.

Een belangrijke reden voor de hoge kosten van ruimtelijke inrichtingsmaatregelen voor waterberging in het Benedenrivierengebied is dat het gebied zich in de dichtstbevolkte provincie van Nederland bevindt met een hoge infrastructuurgraad. Vele aanpassingen zijn nodig om de bestaande infrastructuur in tact te houden.

Vergeleken met voorlopige kostenschattingen van ruimtelijke waterbergingsprojecten verder stroomopwaarts zoals in Ruimte voor Rijntakken (RVR) en Integrale Verkenning Maas (IVM) zijn de totale kosten van de IVB-maatregelen vele malen hoger. Onderzocht zou moeten worden of en in welke mate de financiële en economische kosten verlaagd kunnen worden door stroomopwaarts reeds water op te vangen. Het tegelijkertijd en in samenhang zoeken van oplossingen stroomopwaarts en in het Benedenrivierengebied zou wel eens tot veel kosteneffectiever ruimtelijk waterbergingsbeleid kunnen leiden, waardoor ruimtelijke waterberging een rendabeler alternatief voor traditionele dijkversterking wordt.

Gezien de aard van het veranderend grondgebruik in RVR en IVM, wordt verwacht dat het grote aandeel van infrastructurele wijzigingen in de totale kosten lager wordt naarmate

maatregelen verder stroomopwaarts worden getroffen. Het aandeel van de kosten van veranderend grondgebruik - met name agrarisch grondgebruik - zal toenemen, maar wordt niet verwacht de hoge kosten van infrastructurele wijzigingen te zullen evenaren.

Zou dit laatste het geval zijn dan wordt het zelfs interessant om buiten de landsgrenzen te zoeken naar ruimte voor waterberging. Nederland kent een hoge grondgebruiksdruk met als gevolg dat huidige en alternatieve economische opbrengstwaarden van grond zeer hoog zijn vergeleken met dezelfde waarde van grond in de ons omringende landen zoals Duitsland, België en Frankrijk, die ook in het stroomgebied van de Rijn en de Maas liggen. De toegevoegde waarde van landbouwgrond is in Nederland vele malen hoger dan in deze landen.²⁵ Het is dus economisch gezien veel efficiënter om tegelijkertijd ook ruimte voor water in de ons omringende landen incidenteel of structureel uit productie te nemen en met deze landen hierover afspraken te maken en hen hiervoor financieel te compenseren.

In dit hoofdstuk is een belangrijk onderscheid gemaakt tussen financiële en economische KBA. In de financiële analyse is gekeken naar de directe financiële consequenties voor de overheid (RWS) om ruimte voor waterberging te creëren. De financiële analyse geeft antwoord op de vraag hoeveel geld RWS de komende jaren moet uitgeven om het veiligheidsniveau in het gebied te handhaven en wat is hiervan de huidige contante waarde. In een economische analyse is met een iets bredere bril naar de effecten van ruimtelijke waterberging gekeken. Geprobeerd is antwoord te geven op de vraag hoeveel het niet alleen de Nederlandse overheid kost en opbrengt, maar de hele Nederlandse economie om de huidige ruimtelijke inrichting aan te passen voor waterberging. In de economische KBA is dus expliciet ook gekeken naar de afwenteling van de effecten van overheidsingrepen op andere maatschappelijke actoren en sectoren dan RWS.

Het is belangrijk op te merken dat in beide gevallen alleen de directe effecten op de verschillende actoren of sectoren in de maatschappij zijn bepaald, niet de indirecte. Het effect van de IVB-maatregelen wordt bijvoorbeeld wellicht niet alleen gevoeld door boeren die moeten worden uitgekocht, maar ook door de toeleverende en afnemende industrieën aan de landbouw. Hier is in deze analyse geen rekening mee gehouden gezien de beperkt beschikbare tijd en het niet direct voorhanden hebben van een model van de Nederlandse economie waarmee de directe en indirecte economische consequenties van de IVB-maatregelen doorgerekend kunnen worden. In de in deze studie uitgewerkte analyses is verondersteld dat de omvang van de indirecte effecten van dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenriviergebied op nationale schaal gezien verwaarloosbaar klein zijn.

²⁵ CBS (1999).

6. Draagvlak Analyse

6.1. Inleiding

Er zijn verschillende termen in omloop voor onderzoek of studie, die zich min of meer richten op hetzelfde onderwerp: het bestuderen en analyseren van houdingen, standpunten en gedrag van mensen, al dan niet georganiseerd in sociale, economische of bestuurlijke netwerken, die beïnvloed worden door bestaand of nieuw beleid. Mensen hebben bepaalde houdingen, standpunten of vertonen bepaald gedrag, omdat ze bijvoorbeeld belangen op het spel hebben staan, die ze willen verdedigen of uitbreiden. Veel gebruikte termen voor dit type onderzoek of studie zijn bijvoorbeeld krachtenveld analyse, actoren analyse of stakeholder analyse. In dit rapport is dit type analyse Draagvlak Analyse (DA) genoemd, omdat het uiteindelijke doel ervan in deze studie is inzicht te krijgen in en het bepalen van het maatschappelijke draagvlak van bestaand of nieuw beleid. Hierbij is maatschappelijk draagvlak gedefinieerd als de door de relevante betrokkenen ervaren of beleefde legitimiteit en steun voor beleid. Het draagvlak van beleid kan dus positief of negatief zijn.

Maatschappelijk draagvlak kan zich in de praktijk op verschillende manieren en in verschillende vormen manifesteren. Stemgedrag van mensen is een goed voorbeeld. Demonstraties voor of protesten tegen beleid zijn een ander voorbeeld. Maatschappelijk draagvlak kan in principe ook gemeten worden aan de hand van KBA. Zolang de totale baten hoger zijn dan de totale kosten gaan alle belanghebbenden tezamen er immers op vooruit. Positieve netto baten zouden dus kunnen duiden op een positief draagvlak.

In de praktijk spelen naast effecten op economische belangen echter ook nog allerlei andere factoren een rol, zoals bijvoorbeeld de mate waarin kosten en baten rechtvaardig zijn verdeeld over verschillende groepen mensen of de mate waarin belangen en standpunten van betrokkenen zijn gekend in inspraakprocedures ter voorbereiding van beleid. Het gaat hierbij bovendien specifiek om de door de verschillende betrokkenen zelf beleefde rechtvaardigheid bijvoorbeeld van beleid of inspraakmogelijkheden ten aanzien van beleid. Om de maatschappelijke acceptatie (of niet) van beleid te kunnen voorspellen is het van groot belang inzicht te hebben in dergelijke factoren.

In deze studie wordt een poging gewaagd om een uitspraak te doen over het positieve dan wel negatieve maatschappelijk draagvlak voor bestaand beleid (traditionele dijkversterking) en nieuw beleid (ruimtelijke waterberging) om wateroverlast in de toekomst terug te dringen aan de hand van:

- het huidige gebruik van de fysieke en ruimtelijke omgeving en de daarmee samenhangende belangen;
- de beleving van water in het gebied, enerzijds als waardevol cultuur-historisch landschapselement en anderzijds als levensbedreigend risico;
- de beleving van de manier waarop het voorgestelde alternatieve beleid in de wereld wordt gezet en gecommuniceerd met betrokkenen en belanghebbenden.

Ook zal kort worden stilgestaan bij het verwachte bestuurlijke draagvlak voor alternatief beleid ten aanzien van het terugdringen van wateroverlast.

In tegenstelling tot hoofdstukken 4 en 5 is dit hoofdstuk geheel gebaseerd op literatuuronderzoek. Gezien de zeer beperkt beschikbare informatie over dit onderwerp in het specifieke plangebied is een groot deel van de beschrijvingen van voorspelde effecten hypothetisch. Deze hypothesen moeten door middel van onderzoek in de praktijk worden getest op hun betrouwbaarheid. Dit hoofdstuk is meer nog dan de voorgaande hoofdstukken vooral bedoeld als illustratie van een mogelijke uitwerking van een methodiek ten aanzien van

de sociale en culturele aspecten in het project Baten van Water. Het theoretisch kader van dit hoofdstuk is gepresenteerd in Bijlage 6.1 van dit rapport.

6.2. Huidig Gebruik en Belangen

Het IVB-plangebied beslaat een belangrijk deel van de provincie Zuid-Holland, waar vergeleken met de rest van Nederland de meeste mensen per vierkante kilometer wonen.²⁶ Het gebied vervult vele functies en representeert aldus een veelheid van belangen. De behoefte aan ruimte in het gebied is groot voor de vele activiteiten die er plaatsvinden.

Tegelijkertijd wordt de druk op de ruimte opgevoerd door dreigende wateroverlast. In het Benedenrivierengebied komt deze dreiging van twee kanten: aan de ene kant van de zee door zeespiegelstijging en bodemdaling, en van de andere kant van de rivieren door klimaatveranderingen en daardoor sterk variërende rivierafvoeren. Na de stormvloedramp van 1953 is het Deltaplan uitgevoerd om het zuidwesten van Nederland te beschermen tegen extreem hoge waterstanden vanuit zee. Als sluitstuk van dit plan zijn in de beginjaren van 1990 de Maeslantkeringen in de Nieuwe Waterweg gebouwd waarmee voorkomen wordt dat te hoge waterstanden optreden als gevolg waarvan Rotterdam en Dordrecht zouden overstromen.²⁷ Na de hoge rivierafvoeren van de Rijn en Maas in 1993 en 1995 waarbij veel steden in het stroomgebied van deze rivieren werden overstroomd en honderdduizenden mensen uit voorzorg moesten worden geëvacueerd heeft een versnelde ronde van dijkversterking in het kader van het Deltaplan Grote Rivieren plaatsgevonden.

- In het gebied wordt gewoond in grote stedelijke agglomeraties zoals Rotterdam, Sliedrecht en Dordrecht en kleinere dorpjes die als linten langs de rivieren liggen. Langs de Nieuwe Waterweg en de Merwede is een sterke verstedelijking opgetreden, waardoor het rivierfront meer en meer een stedelijk karakter heeft gekregen en de omvang van het winterbed drastisch is gereduceerd.
- Zuid-Holland is niet alleen het meest dichtbevolkte gebied van Nederland, er wordt ook de grootste economische waarde geproduceerd.²⁸ Mede vanwege de gunstige geografische positie aan de monding van een aantal grote internationale rivieren is er in het Benedenrivierengebied door de eeuwen heen flink geïnvesteerd in waterbeheer, niet alleen om mensen te beschermen, maar ook de economische belangen in het gebied.
- Veel economische activiteiten staan in het teken van het aanwezige water, zoals overslaghavens en scheepswerven. De meeste scheepvaart activiteiten in Nederland vinden plaats in dit gebied.²⁹ Een toename in de scheepvaart op de rivieren heeft geleid tot het normaliseren van rivieren en uitdiepen van vaargeulen. Om industrieterreinen in het gebied zoals bij Moerdijk bereikbaar te maken voor met name zeescheepvaart zijn zeevaartgeulen gegraven in de Oude Maas, Dordtsche Kil en het Hollandsch Diep. Grote delen van het land zijn verder ingepolderd en verkaveld tot landbouwgebieden. In de Alblasserwaard bijvoorbeeld vond in de jaren zestig de grootste landontginning plaats die Europa ooit heeft gezien, waarbij grote gebieden werden ontwaterd.³⁰ Begin jaren zeventig zijn in de Biesbosch grote spaarbekkens aangelegd om de drinkwatervoorziening van Rotterdam en West-Brabant veilig te stellen.

²⁶ CBS (1999).

²⁷ De Jong en anderen (2000).

²⁸ CBS (1999).

²⁹ CBS (1999).

³⁰ Tielrooy (1992).

- Er wordt niet alleen gewoond en gewerkt op en aan het water, maar ook gerecreëerd, bijvoorbeeld in de Biesbosch. Toenemende recreatie heeft bovendien geleid tot een verdere verharding van wegen en de aanleg van meer fietspaden in het gebied.³¹
- De Biesbosch heeft de status van Nationaal Park, waarmee het natuurbelang in het gebied ook is aangegeven. In de veenweidegebieden, bijvoorbeeld in de Alblasserwaard, worden verder vogelsoorten aangetroffen die zowel nationaal als internationaal van grote betekenis zijn.³²
- Een deel van het Benedenrivieren gebied staat op de Lijst Werelderfgoed van Nederland.³³ Plaatsen zoals Dordrecht, Gorinchem en Geertruidenberg worden in de Nota Belvédère - een beleidsnota over de relatie tussen cultuurhistorie en ruimtelijke inrichting - aangeduid als belangrijke cultuurhistorische steden. De strijd tegen het water in het gebied en het gebruik van water heeft vele cultuurhistorische monumenten opgeleverd zoals terpen, dijken, sloten, watergangen, watermolens, gemalen, sluizen enzovoorts. Deze waterstaatkundige monumenten vertellen de typisch Nederlandse geschiedenis en vormen een bron van cultuurhistorische informatie.

Het gebruik van het gebied is voor een groot deel bepalend geweest voor de ruimtelijke inrichting. Omgekeerd zijn de fysieke omstandigheden ook zeer bepalend voor het gebruik. Waar landbouwgrond is ingepolderd moet voortdurend worden gepompt om het gebied geschikt te houden voor het verbouwen van gewassen of het houden van vee. Het feit dat het gebied aan de zeemonding van een aantal grote rivieren ligt betekent dat vaargeulen steeds moeten worden uitgediept. Verder hebben grootschalige ingrepen zoals de Deltawerken voormalige rivierarmen van de zee afgesloten en is het tijdeverschil sterk teruggelopen. Dit heeft weer grote invloed op de fysieke ruimte zoals de waterstanden en het proces van aanzanding en verdieping. Vooral de afsluiting van het Volkerak en het Haringvliet hebben tot gevolg gehad dat de zuidrand van het Benedenrivierengebied (Nieuwe Merwede, Amer, Hollandsch Diep, Haringvliet) ondieper is geworden. De noordrand van het gebied (Nieuwe Waterweg, Nieuwe Maas en het Hartelkanaal) heeft ook de neiging ondieper te worden, maar wordt om scheepvaartredenen op diepte gehouden. De rivieren in het middelste gedeelte van het gebied (Oude Maas, Noord en Dordtsche Kil) worden daarentegen steeds dieper. Kortom, met deze grootschalige ingrepen heeft zich een zeer karakteristiek watersysteem en cultuurlandschap gevormd. De beleving hiervan komt in de volgende paragrafen aan de orde.

6.3. Beleving van Water

Gesteld kan worden dat de aanwezigheid van water in het Benedenrivierengebied op een dubbelzinnige wijze wordt beleefd en gewaardeerd.

Eenzijds is water voor veel mensen een bron van inkomsten, een gewilde plaats om te wonen, een plek om tot rust te komen of een bron van inspiratie. De aanwezigheid van water wordt dus in die zin positief beleefd en gewaardeerd. Deze waardering kan zich bijvoorbeeld uiten in hogere prijzen die mensen bereid zijn te betalen voor huizen die aan water zijn gebouwd.

Anderzijds kan de waarde van water ook heel snel dalen, namelijk in tijden van wateroverlast. De waarde wordt dan zelfs negatief, omdat mensen willen worden gecompenseerd voor de door hun geleden overlast.

³¹ Drimmelen en Lagendijk (1999).

³² Bureau Beheer Landbouwgronden (1992).

³³ Nota Belvédère (1999).

6.3.1. Water als Waardevol Cultuur-Historisch Landschapselement

De aanwezigheid van water heeft belangrijke gevolgen gehad voor de natuur en het landschap in het Benedenrivierengebied, die karakteristiek te noemen valt. Ook heeft de aanwezigheid van water zoals gezegd in het gebied vele cultuurhistorische monumenten opgeleverd, die de typisch Nederlandse geschiedenis vertellen en een bron van cultuurhistorische informatie vormen over hoe waterproblemen aangepakt kunnen worden. Zo kunnen historische overlaten en de inundatiegebieden van voormalige militaire stellingen zoals de Hollandse Waterlinie opnieuw een waterbergende functie krijgen en tegelijkertijd mogelijkheden bieden voor het ontwikkelen van andere functies zoals natuur en recreatie.

De beleving en waardering van dit onlosmakelijk met het water verbonden cultuurlandschap uit zich onder andere in de recreatie intensiteit in het gebied. In hoofdstuk 5 werd reeds aangegeven dat ongeveer 5 procent van het totale aantal recreatiedagen in Nederland wordt doorgebracht in het Benedenrivierengebied. Vergeleken met het aantal dagen dat gemiddeld wordt doorgebracht aan de populaire Nederlandse kust (16,3%) of de Waddenzee (1,5%) lijkt dit te duiden op een redelijk positieve waardering.³⁴

6.3.2. Water als Levensbedreigend Risico

Veel bewoners in het Benedenrivierengebied staat de wateroverlast van de laatste jaren waarschijnlijk nog scherp op het netvlies. Vooral de mensen die in 1995 uit het gebied zijn geëvacueerd vanwege dijken die dreigden te breken. Mensen uit de leeftijdscategorie 50+ zullen zich ook nog de watersnoodramp van 1953 kunnen herinneren waarbij meer dan duizend mensen om het leven kwamen. Dramatische gebeurtenissen zoals deze kunnen lange tijd en in sommige gevallen zelfs voor altijd doorwerken in de betekenis die mensen aan de aanwezigheid van water in hun omgeving toekennen. Water en de overlast die het kan veroorzaken wordt dus bij een grote groep mensen in het gebied verwacht zeer negatieve associaties op te wekken. Emoties spelen hierbij een hele grote rol en kleuren de beleving en waardering van beleid ten aanzien van wateroverlast. Reacties van mensen die in dit geval van ingrijpende en levensbedreigende gebeurtenissen wel vaak worden gehoord zijn bijvoorbeeld: *"dit nooit weer"* of *"een mogelijke herhaling moet kost het wat het kost voorkomen worden"*.

Mensen die in risicovolle gebieden leven zoals het Benedenrivierengebied zouden kunnen leren leven met het feit dat ze om de zoveel jaar met wateroverlast te maken krijgen. De meeste mensen zijn immers van jongs af aan verteld, onder andere in onderwijs, en bewust gemaakt van het feit dat we enkele meters beneden zeeniveau leven en dat we grote delen van ons land met behulp van dijken en pompen droog moeten houden. Op dit moment lijkt deze beleving echter nog niet erg wijdverspreid. Zodra zich een overstroming voordoet kijken de meeste mensen vrijwel meteen naar de overheid om te zien hoe ze gecompenseerd gaan worden voor de geleden overlast. De overheid heeft immers van oudsher als belangrijke taak te zorgen dat we droge voeten houden. De verantwoordelijkheid hiervoor wordt nog steeds heel duidelijk bij de overheid neergelegd. Het is vanuit dit standpunt dan ook niet meer dan logisch en vanzelfsprekend, en wordt door de betrokkenen als zodanig ook als legitiem ervaren, dat de overheid vervolgens in het geval van wateroverlast op deze verantwoordelijkheid wordt aangesproken.

³⁴ Berkhout en anderen (1997).

6.4. Beleving van Nieuw Beleid

6.4.1. Nieuwe Risico Benadering

Bovenstaande trend ten aanzien van de beleving van wateroverlast risico's als maatschappelijk probleem en de perceptie van de rol van de overheid hierin wordt verwacht uiteindelijk toch iets te veranderen. In feite zijn hier al enige aanwijzingen voor.

De beleving van risico's is de laatste decennia op verschillende gebieden aan grote veranderingen onderhevig.³⁵ Niet omdat het leven riskanter is geworden, maar omdat er door leken en technische specialisten anders mee wordt omgegaan en de maatschappij zich er anders op inricht. Allerlei onderdelen van het dagelijkse leven zijn uit de sfeer van het traditionele en onvermijdelijke gehaald en onderwerp geworden van keuze en verantwoordelijkheid. Een belangrijke rol wordt hierbij gespeeld door:

- een maatschappelijke ontwikkeling in de richting van sterke individualisering van verantwoordelijkheden en aansprakelijkheden voor keuzes en gedrag;
- het vertrouwen dat mensen hebben in deskundigen en gezagsdragers.

Risico's reflecteren meer dan alleen een subjectieve inschatting, op basis van deskundige ("objectieve") informatie, van de kansen waarmee bepaalde natuurlijke fenomenen zoals wateroverlast zich voordoen in een gebied. Risico's worden anders dan voorheen beleefd, meer als een product van kansen en subjectieve oordelen over individuele en gemeenschappelijke gevolgen. Deze risico beleving krijgt naar verwachting in de toekomst een steeds grotere invloed op de manier waarop de maatschappij zichzelf en haar fysieke ruimte inricht en zich wapent tegen wateroverlast.

Aanwijzingen hiervoor worden gevonden in:

- De zogenaamde Marsroute benadering. De Marsroute is een meerjarig onderzoeksprogramma van de Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW) over een nieuwe veiligheidsbenadering ten aanzien van overstromingsrisico's. Hierbij wordt met name meer aandacht geschonken aan risico gedefinieerd als kans maal gevolg. Geprobeerd wordt risico's inzichtelijk en vergelijkbaar te maken. Hoewel tot nu toe nog erg specialistisch, is er al wel de nodige aandacht ook voor de communicatie over de Marsroute en een bredere maatschappelijke discussie over aanvaardbare risico's.
- De nu al gedeeltelijke afwenteling van risico's op individuele burgers door verzekeringsmaatschappijen. In buitendijkse gebieden zoals uiterwaarden en gebieden direct achter dijken worden al hogere verzekeringspremies voor onroerende goederen betaald dan in gebieden waar overstromingsrisico's niet of in veel mindere mate spelen.

6.4.2. Communicatie en Informatie

In het algemeen kan gesteld worden dat houdingen, gevoelens, meningen of standpunten die mensen erop na houden ten aanzien van een bepaald onderwerp, probleem of oplossing voor dat probleem afhankelijk zijn van de ervaring die ze ermee hebben. Zo wordt, zoals al gezegd, verwacht dat de dramatische gebeurtenissen in 1953 en recentelijk in 1993 en 1995 van zeer grote invloed zijn op de beleving van voorgesteld nieuw beleid ten aanzien van wateroverlast.

Daarnaast kan ook de manier waarop een probleem of onderwerp in de wereld komt of bewust in de wereld wordt gezet en in welke mate dat een controversiële discussie over zich afroept van invloed zijn op iemand's beleving.³⁶ Communicatie speelt een essentiële rol als het

³⁵ Zie Giddens (1991) of Beck (1992).

³⁶ de Boer en Hisschemöller (1998).

gaat om het verwerven van maatschappelijke steun voor beleid. Onvoldoende aandacht en zorg voor communicatie (strategieën) kan leiden tot geen of onvoldoende steun voor nieuw beleid.

Gelet op bovenstaande ervaringen en de eeuwenlange strijd in het Benedenrivierengebied om het water en de overlast die het kan veroorzaken buiten de deur te houden en te controleren, lijkt dit vooral van toepassing op het voorgestelde nieuwe beleid. Hierin wordt een grotere rol voorzien voor water in de ruimtelijke ordening waarbij tegelijkertijd zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van de kansen die de natuurlijke dynamiek van water biedt.

De ideeën voor ruimtelijke waterberging in Nederland zijn de afgelopen maanden - dat wil zeggen de eerste maanden van 2000 - veel in het nationale en regionale nieuws geweest. Vooral nadat het Ministerie van Verkeer en Waterstaat in februari 2000 plannen voor ruimtelijke wateropslag openbaar maakte in de nationale media. Echter, vooralsnog lijkt er geen éénduidige strategie te bestaan over hoe dit beleid en de gevolgen ervan voor de publieke veiligheid en de fysieke omgeving naar de betrokkenen toe het beste gecommuniceerd kunnen of zouden moeten worden om zo zoveel mogelijk maatschappelijke steun voor de ideeën te creëren. Het belangrijkste doel lijkt te zijn het onderwerp onder de publieke aandacht te brengen en op de politieke agenda te krijgen, om op die manier de discussie erover aan te zwengelen.

In het NRC Handelsblad van 4 maart 2000 zegt de Noord-Hollandse dijkgraaf Hans van der Vlist hierover echter bijvoorbeeld: *"De presentatie (van de plannen door de staatssecretaris van V&W) had veel weg van een overval ... ze weet de oplossing al voordat ze bewoners, gemeenten en andere betrokkenen heeft ingelicht en heeft overtuigd van het probleem. Dat vind ik onverstandig, kortzichtig ook. We richten de wereld niet in vanuit het water alleen ... Het water is nog te zeer van deskundigen. De kunst is om de waterplannen met andere ruimteclaims te combineren zodat het water weer van de mensen wordt."*

De IVB-werkgroep heeft ter voorbereiding van het advies in september 1999 in het plangebied een tweedaags symposium georganiseerd voor bestuurders en vertegenwoordigers van belangengroepen met de titel *Wegen voor Water*. Tijdens dit symposium werd de problematiek rondom het overstromingsgevaar besproken. Doel van het symposium was:

- het informeren van belanghebbenden;
- het peilen van reacties;
- het in kaart brengen van kansen en knelpunten.

Naast bestuurders van provincies, gemeenten en waterschappen, waren ook vertegenwoordigers van andere belangenorganisaties aanwezig. Echter, belangrijke belanghebbenden zoals bewoners en boeren waren niet vertegenwoordigd.³⁷ Afzonderlijke standpunten en belevingen van betrokkenen en belanghebbenden zijn niet gedocumenteerd. De algemene conclusie van het symposium was dat de deelnemers - zoals een beetje was te verwachten - de voorkeur geven aan buitendijkse maatregelen zoals in maatregelpakket 1 voor de oplossing van de hoogwater problematiek. Een gehoorde uitspraak was bijvoorbeeld dat buitendijks in principe alles kan, maar dat je niet binnendijks moet komen. De voorkeur van de deelnemers ging tegelijkertijd wel weer uit naar een grootschalige aanpak, omdat, zo werd gesteld, kleinschalige maatregelen relatief veel tijd en geld kosten. Unaniem werd gesteld dat het noodzakelijk was betrokkenen tijdig te informeren over plannen en te blijven vragen om reacties.³⁸

³⁷ Er was één boer aanwezig die in het plangebied woont en werkt, die - zoals te verwachten valt - tegen plannen is om met name landbouwgrond uit productie te nemen. Daar verdient hij namelijk z'n brood mee.

³⁸ Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland (1999).

Het belang van goede communicatie naar betrokkenen toe wordt ook onderstreept door de uitkomsten van een onderzoek uitgevoerd in 1999 door het Staring Centrum onder boeren. Volgens dat onderzoek kan er alleen draagvlak voor ruimtelijke waterberging onder boeren worden gecreëerd als er tegelijkertijd ook ruimte is in de plannen en uitvoering voor boeren om mee te praten en mee te denken over oplossingen die voor alle partijen gunstig zijn. Een open planproces wordt gezien als de belangrijkste succesfactor.³⁹

6.4.3. Verwachte Invloed op Belangen

6.4.3.1. Bewoners

Mensen die in het gebied wonen zullen veranderingen in hun leefomgeving natuurlijk als eerste merken als gevolg van nieuw beleid. Een onderscheid kan worden gemaakt tussen de beleving van de effecten op de veiligheid en de beleving van de effecten op het landschap.

In het geval van traditionele dijkversterking zullen mensen die nu achter dijken wonen tegen nog hogere dijken aankijken of zelfs moeten verhuizen als dijkversterking ook betekent dat het fundament hiervoor breder zal moeten worden gemaakt om te voorkomen dat deze zwaardere dijken wegzakken in de zachte veengrond. Een mogelijke reactie kan zijn dat mensen het wonen achter steeds hoger wordende dijken op den duur als zorgwekkend ervaren. Als het namelijk misgaat en de dijken breken, dan gaat het waarschijnlijk ook goed mis. Het gevoel van veiligheid dat hoge dijken zouden moeten uitdragen kan op deze manier omgezet worden in angst voor het steeds hoger wordende waterpeil. Het anders inrichten en gebruiken van de ruimte zoals voorgesteld met de IVB-maatregelen kan deze mogelijke zorg en vrees wegnemen.

De creatie van ruimte voor rivieren betekent niet alleen een toename van het oppervlak open water en natuur, en dus een verwachte toename van de beleefde kwaliteit van het landschap, maar ook een toename van dijk lengte. Met name het trekken van extra (nieuwe) waterlijnen (maatregelpakket 3), waarmee de meeste extra natuur lijkt te worden gecreëerd, gaat tegelijkertijd gepaard met het aanleggen van extra dijken. Deze dijken zullen naar verwachting de beleving van de omgeving van de mensen die wonen waar de dijken worden neergezet negatief beïnvloeden.

6.4.3.2. Landbouwsector⁴⁰

De overheid wordt nog steeds door grote groepen mensen gezien als verantwoordelijk voor zaken of problemen die de publieke veiligheid betreffen. Nieuwe maatregelen kunnen echter bij sommige groepen belanghebbenden ook gevoelens oproepen in de trant van "*daar komt weer een nieuw pakket maatregelen*". Dit gevoel lijkt vooral bij boeren de laatste jaren te spelen. Deze groep heeft de laatste decennia veel te maken gehad met nogal wat nieuwe regelgeving ten aanzien van milieu en veiligheid, die ingrijpende gevolgen hebben gehad op de bedrijfsvoering. Andere bedrijfstakken hebben hier ook mee te maken gehad. Een groot verschil is echter dat de landbouw in het algemeen voornamelijk bestaat uit gezinsbedrijven en boeren en hun gezin in die zin altijd door nieuw beleid nogal persoonlijk zijn getroffen en hiermee hebben moeten leren omgaan.

³⁹ SC-DLO (1999).

⁴⁰ Deze paragraaf is voor een groot deel gebaseerd op een studie die in 1999 door het Staring Centrum in Wageningen is uitgevoerd naar mogelijke vormen van landbouw in combinatie met rivierverruimende maatregelen langs de Rijntakken. Hoewel voornamelijk een literatuurstudie, zijn de verschillende betrokkenen zoals boeren, waterschappen, natuurorganisaties, waterleidingbedrijven en recreatieschappen ook geïnterviewd om te achterhalen hoe vanuit de praktijk tegen ruimtelijke maatregelen voor rivierwaterberging wordt aangekeken en welke rol hierin voor de landbouw is weggelegd.

In hoofdstuk 5 is voorgerekend dat een aanzienlijk deel van het bestaande agrarische landgebruik zal worden beïnvloed door ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied. Maar liefst 10 procent van het totale areaal cultuurgrond in het Benedenrivieren gebied zal structureel uit productie worden genomen als de plannen doorgaan, terwijl 25 procent van het areaal last heeft van vernatting. Boeren hebben dus een aanzienlijk belang in de ruimtelijke inrichting van het plangebied. Voor die boeren zal het belangrijkste uitgangspunt op het moment dat de plannen worden doorgevoerd zijn dat de geleden schade volledig wordt vergoed.

Er wordt niet verwacht dat de opgelopen schade kan worden opgevangen door verbredingsactiviteiten, zoals het combineren van landbouw, water- en natuurbeheer. Verbrede activiteiten zullen nooit een belangrijk deel van het inkomen uit maken. Bovendien zijn verbredingsactiviteiten sterk persoons- en gezinsafhankelijk: sommige boeren voelen er wel wat voor, anderen niet. Verbredingsactiviteiten vereisen ook specifieke sociale vaardigheden en technische kennis. Structureel natte uiterwaarden zijn voor veebedrijven praktisch niet in te passen in de bedrijfsvoering. Er vindt door het vee te veel vertrapping van de graszode plaats en de voerproductie daalt te veel om het bedrijf draaiend te kunnen houden. Veel bedrijven zullen hierdoor naar verwachting in de problemen komen.

De discussie over de overstromingskans van retentiegebieden, bijvoorbeeld éénmaal in de duizend jaar of vaker, blijkt zeer gevoelig te liggen binnen landbouwkringen. De bestemming van grond als retentiegebied biedt enerzijds de zekerheid dat er geen andere ontwikkelingen plaatsvinden die concurreren om de beperkt beschikbare ruimte zoals woningbouw of de aanleg van snelwegen. Anderzijds bestaat er een gevoel van grote onzekerheid over het lot van bijvoorbeeld bedrijfsgebouwen of vee. Boeren hechten, net zoals anderen, veel waarde aan duidelijkheid. Als men weet dat de grond een bepaalde kans heeft om onder water te lopen, dan kan daar rekening mee worden gehouden in de bedrijfsvoering. Belangrijk is dat de bedrijfsgebouwen en de bedrijfswoning op een terp komen te liggen zodat het vee en de machines gespaard blijven. Hiervoor zouden subsidies kunnen worden gegeven of ongemakken zouden in één keer kunnen worden afgekocht.

Tenslotte blijkt het kunnen blijven zitten waar ze nu zitten een belangrijk criterium te zijn voor boeren bij het innemen van een standpunt ten aanzien van ruimtelijke waterberging. Veel boeren hebben hun wortels in het gebied. Om die reden blijven sommige boeren liever zitten waar ze nu zitten, desnoods zonder landbouw, dan dat zij elders hun landbouwbedrijf voortzetten. In het ergste geval van gedwongen uitkoop willen deze boeren dan ook vaak wel graag de rol van water of natuurbeheerder spelen. Er zijn dan wel langlopende contracten nodig als de boer een rol krijgt als waterbeheerder. Er wordt behoefte gevoeld aan een collectieve organisatievorm, bijvoorbeeld een stichting waarin boeren verenigd zijn, die de belangen van boeren behartigt waar RWS dan afspraken mee kan maken.

6.4.3.3. Natuurorganisaties⁴¹

Onder de belangengroepen die zijn geïnterviewd door het Staring Centrum bestaan verschillende meningen over de rol van boeren als water- en natuurbeheerder. Natuurorganisaties kijken nogal sceptisch tegen het sluiten van beheersovereenkomsten met boeren in de uiterwaarden. Beheersovereenkomsten worden gezien als een geschikt instrument buiten dan in de uiterwaarden. In de uiterwaarden moet volgens de natuurorganisaties gestreefd worden naar een aaneengesloten oppervlakte met zoveel mogelijk dynamiek - verschillende ontwikkelingsstadia van open water tot ooibossen - en dit kan niet worden gerealiseerd binnen de beperkingen van kleinschalige

⁴¹ Gebaseerd op SC-DLO (1999).

beheersovereenkomsten. Natuurbeschermingsorganisaties lijken dus geen voorstander te zijn van water en natuurbeheer door boeren in de uiterwaarden.

6.4.3.4. Waterleidingbedrijven⁴²

Hoewel waterleidingbedrijven goede mogelijkheden zien voor waterwinning langs rivieren, plaatsen ze vraagtekens bij de combinatie van ruimte voor water en landbouw. Voor oppervlaktewaterwinning moeten grote (calamiteiten)bekkens worden aangelegd langs de rivier. Dit is een vorm van ruimtebeslag die direct concurreert met de landbouw. Landbouwkundig medegebruik van deze bekkens is niet goed denkbaar, omdat het water vooral schoon moet zijn. Er zal dus uiterst milieuvriendelijk gewerkt moeten worden. Akkerbouw is uitgesloten, evenals het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Begrazing door koeien of paarden is een optie, maar waterleidingbedrijven zullen de grond het liefst zelf in eigendom willen hebben en dus zelf kunnen bepalen wat er mee gebeurt. Vanuit de waterleidingsector wordt benadrukt dat landbouw in gebieden waar water wordt gewonnen zeer beperkt zal moeten zijn, waarbij alleen extensieve vormen van landbouw denkbaar zijn.

6.4.3.5. Recreatiesector⁴³

Alleen de recreatiesector ziet zowel kansen als bedreigingen. Het drassiger worden van de uiterwaarden wordt voor de wandelaar en de fietser als een belangrijk nadeel gezien. Vooral onverharde voet- en fietspaden worden sneller onbegaanbaar en kosten meer in onderhoud. Kansen worden gezien in de toename van open water. Mogelijkheden worden gecreëerd voor (de verhuur van) kano's, roeiboten, motorboten, zeilboten en surfplanken. Ook sportvissers kunnen hiervan misschien voordeel hebben. Belangrijk is op te merken dat ieder van deze watersportactiviteiten zo z'n eigen eisen stelt aan de specifieke inrichting van het gebied.

6.4.3.6. Bestuur⁴⁴

Nieuw beleid moet ook onder bestuurders voldoende steun vinden. Dit is immers de groep die het in de praktijk - samen met bovenstaande betrokkenen - zal moeten uitvoeren. In het geval van ruimtelijke waterberging zijn dit bestuurders uit twee verschillende werelden: de waterwereld en de wereld van de ruimtelijke ordening (RO). Afstemming en consensus tussen beide is cruciaal voor het mobiliseren van bestuurlijke steun en het slagen van nieuwe ideeën ten aanzien van de rol van water in de RO.

De afstemming tussen water en RO heeft in het verleden weinig aandacht gekregen. In het algemeen kan wel worden gesteld dat het waterbeheer vaak volgt op de RO plannen. Pas in een laat stadium wordt de waterbeheerder bij deze plannen betrokken waardoor in de praktijk vaak veel tijd en energie moet worden gestoken om knelpunten die hierdoor ontstaan op te lossen. Het onvoldoende afstemmen van beide werelden door het niet (gelijk)tidig meenemen van water in de RO planvormingsprocessen heeft in veel gevallen te maken met de opvatting dat water maakbaar is. Dat wil zeggen, dat het verder invullen van de plannen - door ervoor te zorgen dat de juiste hoeveelheid water van de juiste kwaliteit op de juiste plaats komt - technisch afgedwongen kan worden. Tegenwoordig lijkt de algemene opvatting te zijn dat deze maakbaarheid beperkt is en regelmatig leidde tot situaties waarin met alle macht moest worden geprobeerd problemen op te lossen die voorkomen hadden kunnen worden door tijdige afstemming.

⁴² Gebaseerd op SC-DLO (1999).

⁴³ Gebaseerd op SC-DLO (1999).

⁴⁴ Voor een groot deel gebaseerd op het rapport Ruimte en Waterlijke Ordening. Tauw Water BV (1998).

RO bestuurders die actief zijn in het voortraject van planvorming en inrichting moeten rekening houden met de eigenschappen van watersystemen. Doen ze dat niet, dan kunnen situaties ontstaan waarbij hoge kosten moeten worden gemaakt om schade te voorkomen of te herstellen. Dit geldt voor alle plannen op alle niveaus zoals streekplannen, structuurplannen, bestemmingsplannen en stedenbouwkundige inrichtingsplannen. Er valt de RO wereld echter niets te verwijten dat ze zich niets aantrekken van het watersysteem als waterbeheerders niet duidelijk maken welke randvoorwaarden watersystemen stellen. In de RO wordt immers niet uitsluitend gekeken naar water, maar ook naar andere aspecten of functies zoals wonen, werken, verkeer, recreatie enzovoorts.

Om tot een goede afstemming te komen moeten mensen uit verschillende disciplines dus gezamenlijk een visie opstellen. Voor de waterwereld zal in die visie met name het begrip "veerkracht" uit de vierde Nota waterhuishouding (NW4) centraal staan. Het streven naar veerkrachtige watersystemen zal echter een grotere claim op de beperkt beschikbare ruimte leggen. Voor de RO zal multifunctioneel gebruik van die beperkt beschikbare ruimte van belang blijven.

Zowel voor het opstellen van een visie als het uitdragen ervan en het realiseren van ideeën is steun en betrokkenheid van vele actoren uit beide werelden nodig om binnen de ruimtelijke en financiële beperkingen steun te krijgen. Hierbij kunnen een aantal mogelijke faal- of slaagfactoren worden onderscheiden:

- Geloof in de maakbaarheid van water, die een reactieve rol van de waterbeheerder rechtvaardigt.
- Verschillende bestuurlijke culturen in de waterwereld en de RO wereld waardoor partijen aan elkaar moeten wennen en elkaars taal moeten leren begrijpen.
- Inhoudelijke afstemming van plannen op de juiste bestuurlijke planniveaus en termijnen.
- Het identificeren van situaties waarin beide partijen voordeel kunnen behalen door samenwerking om op die manier voorbeelden te stellen voor verdere toekomstige integratie.
- Voldoende communicatie op de juiste momenten om binnen de beschikbare tijd en financiële budgetten het gewenste eindresultaat te kunnen realiseren.

In het advies van de IVB-werkgroep wordt gesteld dat ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied uiteindelijk zal resulteren in een toename van de bestuurlijke flexibiliteit. Hiermee wordt waarschijnlijk bedoeld dat de mogelijkheid om dijken te versterken altijd open blijft als er extra ruimte wordt gecreëerd voor water. Samenwerking tussen meerdere bestuurlijke partijen en lagen betekent ook dat met meerdere bestuurlijke bevoegdheden en belangen rekening zal moeten worden gehouden, wat een bedreiging kan zijn voor de bestuurlijke slagvaardigheid.

De vraag is bovendien in hoeverre er in het IVB-plangebied bij bestuurders zelf op dit moment of in dit stadium van de planvorming behoefte bestaat aan zo'n samenwerkingsverband. Een breed gedragen opvatting op het tweedaagse IVB-symposium met voornamelijk bestuurders was dat het zoeken van oplossingen buiten het plangebied moet gebeuren. Hoe verder stroomopwaarts, hoe beter werd er gezegd, beargumenteerd door de redenering dat het afvlakken van pieken bovenstrooms de problemen benedenstrooms vermindert. Dit lijkt voorlopig nog iets weg te hebben van een alles goed, maar "*not in my backyard*"-houding.

6.5. Discussie en Conclusies

In dit hoofdstuk is een poging gewaagd om meer inzicht te verschaffen in het maatschappelijke draagvlak voor traditioneel en nieuw beleid ten aanzien van wateroverlast in

het Benedenrivierengebied. Dit is voornamelijk gebeurd aan de hand van een beschrijving van de sociaal-culturele en bestuurlijke context waarmee beleid in het gebied naar verwachting te maken heeft of krijgt.

Het hoofdstuk is, zoals gezegd in de inleiding, meer dan de voorgaande hoofdstukken een illustratie van een mogelijke aanpak om meer grip te krijgen op relevante sociaal-culturele aspecten in het project Baten van Water. Het ontbreken van grondig empirisch onderzoek en de zeer gebrekkige beschikbare informatie houden in dat de uitspraken in dit hoofdstuk nogal subjectief zijn en geen rol van betekenis kunnen spelen in de beoordeling van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied zonder betrouwbare onderbouwing.

Gehoopt wordt wel dat het hoofdstuk duidelijk maakt wat het belang is van inzicht in de sociaal-culturele en bestuurlijke context, namelijk:

- het vorm geven van beleid door van tevoren al rekening te houden met gedrag, houdingen, standpunten, belangen, gevoelens en emoties van betrokkenen en belanghebbenden ten aanzien van beleidsrelevante onderwerpen, problemen enzovoorts;
- het op deze manier verwerven van steun voor beleid.

In het algemeen wordt hier verondersteld dat steun of draagvlak van de verschillende betrokkenen en belanghebbenden voor beleid onder andere afhankelijk is van:

- het huidige gebruik en mogelijke veranderingen in de toekomstige gebruiksfuncties van de fysieke en ruimtelijke omgeving en dus de aanwezige belangen;
- de beleving van de fysieke en ruimtelijke omgeving, inclusief risico's, en mogelijke veranderingen hierin;
- de beleving van de beleid- en planvormingsprocessen die verantwoordelijk zijn voor mogelijke veranderingen in de fysieke en ruimtelijke omgeving en de gebruiksfuncties van die omgeving.

Het huidige gebruik van een gebied, de achterliggende geschiedenis en de mate waarin belangen als gevolg van gebruik, maar ook van beleving, in meer of mindere mate in een gebied zijn gevestigd kunnen bepalend zijn voor de mate waarin met deze belangen geschoven kan worden, en dus de mate waarin conflicten als gevolg van verschuivingen in gevestigde belangen met elkaar kunnen worden verzoend.

In het geval van het onderwerp veiligheid is de beleving van risico's van groot belang. Deze risico beleving heeft grote invloed op de manier waarop de maatschappij zichzelf en haar fysieke ruimte inricht en wapent tegen rampen zoals bijvoorbeeld wateroverlast. Het gevoel rustig te kunnen slapen is een belangrijke *maatschappelijke baat* van overheidsbeleid ten aanzien van wateroverlast in risico-gebieden zoals het Benedenrivierengebied. Hoewel er een lichte verandering valt te bespeuren in de maatschappelijke beleving van risico's, vertrouwen nog steeds veel mensen erop dat de overheid wateroverlast in ons land voorkomt. Gezien de lange geschiedenis van wateroverlast in ons land en de rol die de overheid daarin altijd heeft gespeeld is dat niet zo verwonderlijk.

De beleving van beleid- en planvormingsprocessen wordt onder andere beïnvloed door de mate waarin er met betrokkenen en belanghebbenden wordt gecommuniceerd en informatie wordt uitgewisseld. Ook de mate waarin betrokkenen inspraak hebben of kunnen participeren in beleids- en planvormingsprocessen zijn belangrijk, vooral voor de beleving van nieuwe ideeën.

Verondersteld wordt dat het tijdig en adequaat informeren en consulteren van betrokkenen en belanghebbenden ook belangrijke *maatschappelijke baten* kunnen opleveren, onder andere in de vorm van vermeden aangetekende protesten en bezwaren tegen overheidsplannen. Een

door betrokkenen als juist en rechtvaardig ervaren - bijvoorbeeld democratische - procedure kan er toe leiden dat uitkomsten ook eerder als acceptabel worden ervaren. Het kan dan zelfs niet toe doen wat de uitkomst is. Zo kunnen ook *bestuurlijke baten* worden onderscheiden. Tijdig communiceren en afstemmen, bijvoorbeeld tussen bestuurders uit de waterwereld en de RO wereld, kan aanzienlijke vertragingen en kosten in een later stadium van het beleids- of planvormingsproces helpen voorkomen.

In tegenstelling tot de voorspelde ecologische en economische effecten, laat maatschappelijk draagvlak zich niet zo gemakkelijk éénduidig in een getal uitdrukken. In de praktijk van sociaal-wetenschappelijk onderzoek naar maatschappelijk draagvlak wordt bijvoorbeeld wel gewerkt met meerderheidsstemmen of consensus. In deze studie is een poging gedaan het maatschappelijk draagvlak met behulp van kwalitatieve scores te bepalen aan de hand van de mogelijke beweegredenen die betrokkenen en belanghebbenden hebben om plannen te steunen of niet. Dit wordt samengevat in Tabel 6.1.

Tabel 6.1: Verwachte maatschappelijke en bestuurlijke beleving van traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied

Maatschappelijke beoordelingscriteria	Traditionele dijkversterking		Ruimtelijke waterberging	
	t/m 2015	t/m 2050	t/m 2015	t/m 2050
Gebruiksfuncties	o	o	o	+/-
Beleving cultuurlandschap	o/-	o/-	o	+
Publieke perceptie van risico's	+	+/-	+	+/-
Communicatie	o	o	-	+/-
Inspreekmogelijkheden	o	o	-	+/-
Totale maatschappelijke beleving	o	o	o/-	+/-
Bestuurlijke beleving	o	o	+/-	+/-

Noot:

- negatief effect
- o neutraal/geen effect
- + positief effect

In het geval van dijkversterking wordt op de kortere en langere termijn geen effect op de nu aanwezige gebruiksfuncties verwacht. Hetzelfde geldt op de kortere termijn voor ruimtelijke waterberging. Op de langere termijn kan het effect positief uitvallen omdat er een functie aan het gebied wordt toegevoegd, maar ook negatief want er verdwijnen lokaal tegelijkertijd ook functies zoals landbouwgrond, bedrijfsterreinen en grond voor woningbouw.

Wat de beleving van het cultuurlandschap betreft: voor dijkversterking wordt verondersteld dat deze neutraal kan uitvallen, maar ook negatief. Neutraal, omdat huidige dijken blijven staan ze al zijn. Negatief, omdat de dijken een stuk hoger worden en daardoor het uitzicht kunnen belemmeren. Op kortere termijn wordt verondersteld dat ruimtelijke

waterberging geen effect heeft op het cultuurlandschap. Uiterwaarden worden uitgediept of lopen zo nu en dan onder. Op lange termijn wordt een positief effect verwacht wanneer de natuurlijke dynamiek in het watersysteem terugkomt, ook al zullen er ook dijken gebouwd moeten worden om deze zogenaamde "groene rivieren". Ook het gebruik van bestaande krekensstelsels wordt verwacht het landschap aantrekkelijker te maken.

Op de kortere termijn wordt er geen principieel verschil in de publieke perceptie van risico's verwacht als het nu gaat om dijkversterking of ruimtelijke maatregelen buitendijks. Extra dijkversterking zal positief worden beleefd gezien de dramatische ervaringen in de afgelopen jaren, maar ook extra maatregelen om water beter buitendijks op te vangen. De combinatie van buitendijkse maatregelen en verdere dijkversterking kan zelfs wel eens als zeer positief worden ervaren.

Op de lange termijn kan de publieke perceptie positief uitvallen, omdat:

- technisch gezien het besef zich zal ontwikkelen dat dijken niet tot het einde der dagen kunnen worden verhoogd als gevolg van zeespiegel stijging, bodemdaling en een grilliger wordend klimaat;
- op termijn ruimtelijke ingrepen ook beter uit te leggen zullen zijn zoals de IVB-werkgroep ook zelf schrijft in haar advies;
- het ingezette proces van veranderende maatschappelijke beleving van risico's verwacht wordt zich ook door te zetten als het gaat om wateroverlast; het wordt minder vanzelfsprekend gevonden dat de overheid verantwoordelijk en aansprakelijk is voor wateroverlast;
- steeds hoger wordende dijken bij betrokkenen die er wonen steeds meer angst voor catastrofes zal oproepen mochten die hogere dijken eens doorbreken.

De publieke beleving van de risico's van ruimtelijke waterberging kan echter ook negatief uitvallen. Zo kan het idee wellicht bij sommigen overkomen als nog onvoldoende uitgekristalliseerd, mede door de discussie over stroomopwaartse opvang van water of de snellere afvoer van water, waardoor in het Benedenrivierengebied geen of minder ingrijpende maatregelen hoeven te worden getroffen. Het gebied is sowieso gezien haar geschiedenis nou niet meteen de meest ideale plaats om het idee van meer ruimte voor dynamische en veerkrachtige watersystemen maatschappelijk te verkopen. Helemaal niet als blijkt dat bovenstrooms al veel van de problemen kunnen worden opgevangen. Extra water in het gebied laten stromen kan de vrees voor overstromingen dan alleen maar doen toenemen.

Ook de maatschappelijke perceptie in het geval van traditionele dijkversterking kan positief of negatief uitvallen op de lange termijn. Technisch gezien blijft bij het anders inrichten van de ruimte de behoefte aan dijken bestaan, terwijl veel mensen in Nederland ervan overtuigd zijn dat wij ons altijd zullen moeten beschermen tegen wateroverlast, of dat nu van de kant van de zee komt of van de grote rivieren. Steeds hoger wordende dijken kunnen zoals gezegd bij betrokkenen die er wonen echter steeds meer vrees voor catastrofes oproepen als die hogere dijken éénmaal doorbreken.

De manier waarop bestuurders de direct betrokkenen en belanghebbenden in het gebied informeren en consulteren of zelfs actief laten meedenken en meepraten in de beleids- en planvorming wordt alleen in het geval van ruimtelijke waterberging verwacht een significante invloed te hebben op de beleving van mensen. Tot nu toe lijkt vooral van bovenaf geprobeerd te worden het idee bespreekbaar te maken en het op de bestuurlijke en politieke agenda te krijgen. Directe communicatie naar mogelijke betrokkenen en belanghebbenden in het Benedenrivierengebied heeft op het tweedaagse symposium misschien na (nog) niet plaatsgevonden. Inspraakmogelijkheden vooraf kunnen aldus bij burgers en andere belanghebbenden overkomen als zeer beperkt of geheel afwezig. Op de kortere termijn wordt

daarom op basis van de tot nu toe nog zeer beperkte communicatie en inspraakmogelijkheden vooraf om de nieuwe ideeën uit te leggen een negatief effect verwacht op het draagvlak voor ruimtelijke waterberging. Helemaal gezien de emoties die het bewust laten overstromen van land zo kort na de gebeurtenissen in 1993 en 1995 nog verwacht worden op te roepen.

Op lange termijn liggen kansen om het idee van ruimtelijke waterberging beter over het voetlicht te brengen bij betrokkenen en belanghebbenden, maar de vraag is of het dan niet al te laat is. Ook kan sociale weerstand tegen grote veranderingen hier een rol spelen, helemaal als die veranderingen niet goed worden uitgelegd en mensen niet of onvoldoende bij plannen voor grootschalige ingrepen worden betrokken.

Tenslotte liggen er in het geval van ruimtelijke waterberging ook wat betreft bestuur kansen om door middel van goede communicatie, afstemming en samenwerking tussen verschillende bestuurders flexibeler en slagvaardiger te opereren. Echter, goede communicatie, afstemming en samenwerking is hierbij essentieel om cultuurverschillen te overbruggen tussen verschillende bestuurders en bestuurslagen met verschillende bevoegdheden, belangen en plan- en politieke termijnen. Verwacht wordt dat op langere termijn de effecten positiever zullen uitvallen als op korte termijn de maatschappelijke en bestuurlijke waarde van samenwerking kan worden aangetoond en gecommuniceerd naar de bestuurders zelf.

Het verwachte effect van deze factoren op het uiteindelijke maatschappelijke draagvlak staat in de laatste regel van de tabel. Voor dijkversterking wordt in het algemeen geen positief of negatief effect verwacht. Het draagvlak blijft hetzelfde zoals het nu is. In het geval van ruimtelijke waterberging wordt op korte tot middellange termijn een neutraal of negatief draagvlak verwacht, dat op langere termijn afhankelijk van de mate waarin kansen voor communicatie en afstemming worden gegrepen negatief blijft of toch uiteindelijk positief wordt.

7. Integrale Beoordeling I: Kosten Effectiviteit Analyse

Een belangrijke stap in de richting van een integrale beoordeling van de consequenties van verschillende beleidsopties of project-maatregelen is kosten effectiviteit analyse (KEA). In KEA worden in het algemeen de kosten van verschillende alternatieven gemeten in geld gekoppeld aan hun fysieke effecten. In deze studie worden de uitkomsten van de NRA in hoofdstuk 4 voor traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging gekoppeld aan de financiële en economische kosten behorend bij beide beleidsopties die zijn voorgerekend in hoofdstuk 5. Op deze manier kunnen tegelijkertijd de positieve en negatieve effecten van beide opties op milieu en maatschappij tegen elkaar worden afgewogen. De uitkomst staat in Tabel 7.1.

In het geval van dijkversterking zijn de hydrologische en dus de ecologische effecten verwaarloosbaar klein en dus op nul gezet. Wordt er voor dit beleidsoptie gekozen, dan kost dat RWS respectievelijk 0,3 en 1,7 miljard gulden op de kortere en langere termijn, maar levert verder niets op aan extra natuur. Wordt er gekozen voor ruimtelijke waterberging in plaats van dijkversterking in het Benedenrivierengebied, dan levert dat op de kortere termijn 6 procent aan extra maatschappelijk gewenste natuur op. Dit kost RWS echter wel de komende 15 jaar 3,2 miljard gulden. Op de lange termijn tot en met 2050 levert ruimtelijke waterberging veel meer op aan extra natuur, namelijk 22 procent. Dit kost RWS dan ook beduidend meer, en wel 10,7 miljard gulden.

De kosten lijken op de lange termijn min of meer proportioneel toe te nemen ten opzichte van de natuurwinst. Kijken we naar de kosten voor de Nederlandse economie als geheel, dan blijken de kosten op lange termijn iets minder dan proportioneel toe te nemen, namelijk van 6,3 tot 16,1 miljard gulden.

Delen we deze getallen op elkaar - de hoeveelheid extra gewenste natuur en de omvang van de totale kosten - dan resulteert een indicator die aangeeft hoeveel iedere geïnvesteerde gulden eveneens bijdraagt aan het bereiken van de doelstellingen van natuurbeleid. Omgekeerd kunnen de kosten ook worden gedeeld op de percentages gewenste natuur. In dat geval resulteert een indicator, die aangeeft hoeveel het kost om één extra eenheid gewenste natuur te creëren. Dit kan alleen in het geval van ruimtelijke waterberging, niet voor dijkversterking want delen door nul kan niet.

In Tabel 7.1 is dit vanwege de verschillende orde van grootte van beide variabelen uitgedrukt in een percentage per miljard gulden. Omdat de economische kosten op korte en lange termijn hoger zijn dan de financiële kosten, zijn de kosten-effectiviteit indicatoren in het eerste geval - op basis van een economische analyse - lager dan in het laatste geval - op basis van een financiële analyse-. Uitgaande van de resultaten uit de financiële analyse is berekend dat op korte termijn iedere miljard gulden geïnvesteerd in de IVB-maatregelen tegelijkertijd 2 procent aan extra gewenste natuur oplevert. Op langere termijn is dat bijna hetzelfde, namelijk 1,7 procent. Omgekeerd kost het op korte en lange termijn ongeveer een half miljard gulden om er in het plangebied met behulp van de IVB-maatregelen 1 extra eenheid gewenste natuur bij te krijgen.

De uitkomst van een KEA zoals gepresenteerd in dit hoofdstuk reflecteert in tegenstelling tot KBA nog geen gemaakte afwegingen tussen kosten en baten. Deze afweging moet nog worden gemaakt en wel door de gebruikers van de uitkomst van een KEA zoals plan- of besluitvormers. De uitkomst van een KEA levert in het algemeen de noodzakelijke informatie op om afwegingen te maken tussen enerzijds milieubelangen en anderzijds economische belangen.

Tabel 7.1: Berekende kosten-effectiviteit indicatoren voor traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied ¹

Beleidsalternatief	Uitkomsten gebaseerd op			
	Financiële kosten (prijsniveau 2000)		Economische kosten (prijsniveau 2000)	
	kosten-effectiviteit korte termijn (tot en met 2015)	kosten-effectiviteit lange termijn (tot en met 2050)	kosten-effectiviteit korte termijn (tot en met 2015)	kosten-effectiviteit lange termijn (tot en met 2050)
Dijkversterking	0% voor 0,3 mld → 0,0	0% voor 1,7 mld → 0,0	-	-
Ruimtelijke waterberging	6% voor 3,2 mld → 2,0	22% voor 10,7 mld → 2,1	6% voor 6,4 mld → 1,0	22% voor 16,1 mld → 1,4

¹ Hoeveelheid gewenste natuur in het IVB-plangebied (in procenten) voor iedere geïnvesteerde gulden (in miljarden).

In deze studie bestaat de te maken afweging uit het beantwoorden van de specifieke vraag: hoeveel is ons - samenleving/bestuurders/beleidsmakers - de met ruimtelijke waterberging gecreëerde extra natuur waard?

In het ideale geval kunnen deze indicatoren worden doorgetrokken om te kijken hoe kosten zich ontwikkelen vis-à-vis maatschappelijk gewenste extra natuur. Aan de hand hiervan kan dan bijvoorbeeld worden bepaald hoeveel extra natuur gerealiseerd kan worden bij gegeven financiële speelruimte, of hoeveel een gewenste eindsituatie kost.

In deze case studie is gekeken naar twee discrete beleidsalternatieven over twee verschillende tijdsperiodes. Zoals gezegd lijken de kosten van ruimtelijke waterberging zich niet proportioneel door de tijd te ontwikkelen met de hoeveelheid extra natuur. Lineaire extrapolatie om bijvoorbeeld te bepalen hoeveel het kost om een situatie te bereiken waarin 100 procent van de gewenste natuur aanwezig is - en bijvoorbeeld hoe lang dat duurt - is op basis van de in deze studie uitgevoerde berekeningen dus zeer gevaarlijk. Met andere woorden: de gepresenteerde indicatoren in Tabel 7.1 kunnen alleen worden toegepast op de twee hier geëvalueerde beleidsalternatieven over de in deze studie specifiek onderscheiden termijnen.

8. Integrale Beoordeling II: Sociaal-Economische Analyse

In de Sociaal-Economische Analyse (SEA) wordt beschikbare informatie over economische effecten van beleid of projecten gekoppeld aan informatie over de hiermee samenhangende sociale effecten. Vaak betreft het een analyse van de verschillende groepen mensen wiens economische belangen positief dan wel negatief worden beïnvloed. In een KBA worden deze veranderingen in economische belangen in principe gekwantificeerd, terwijl in een SEA de sociale consequenties achter verschuivingen in economische belangen expliciet worden aangegeven, bijvoorbeeld het effect op werkgelegenheid. Wat in de praktijk soms ook wel gebeurt is dat het belang dat wordt gehecht aan deze sociale effecten worden gekwantificeerd door *ex post* gewichten te hangen aan de verschillende kosten en baten in de KBA. Op deze manier wordt dan geprobeerd om expliciet rekening te houden met noodzakelijk of wenselijk geachte sociale verdelingsaspecten van beleid of projecten.

Vanwege gebrek aan informatie is de SEA hier niet verder uitgewerkt dan de uitkomsten van de KBA uit hoofdstuk 5 aan te vullen met zeer grove inschattingen van aantallen mensen die door beide beleidsopties op één of andere manier worden beïnvloed. Het gaat dan met name om een specifiek deel van de beroepsbevolking dat te maken krijgt met de uitvoering van plannen voor ruimtelijke waterberging, namelijk boeren.

Zoals gezegd, is de provincie Zuid-Holland waar het Benedenrivierengebied grotendeels ligt de meest dichtbevolkte provincie van Nederland. Iets meer dan 20 procent van de Nederlandse bevolking oftewel 3,4 miljoen mensen wonen hier. In het Benedenrivierengebied liggen twee grote stedelijke agglomeraties - Rotterdam en Dordrecht (zie Figuur 3.1 in hoofdstuk 3) - die zonder maatregelen (dijken of ruimtelijke water opvang) de komende jaren getroffen zullen worden door wateroverlast. In en om de agglomeratie Rotterdam alleen al woont meer dan 30 procent van alle inwoners van Zuid-Holland (1,1 miljoen mensen). In de stedelijke agglomeratie Dordrecht-Zwijndrecht wonen nog eens ongeveer 220 000 mensen die bloot staan aan potentiële overstromingsrisico's.⁴⁵

Het feit dat in het Bendenrivierengebied zoveel mensen wonen en werken maakt dat de veiligheid van die mensen uiteraard boven alles gaat. Bovendien hebben die mensen ruimte nodig om te wonen en te werken, wat de druk op de gebruikruimte in het gebied groot maakt. Ruimtelijke waterberging lijkt in die zin vooral een additionele claim op die schaarse ruimte in het gebied te leggen, ook al is de behoefte aan ruimte om te recreëren in het gebied ook groot en wordt verwacht dat ruimtelijke waterberging hier een positieve bijdrage aan kan leveren.

Een aanzienlijk deel van de voorziene ruimteclaims liggen in gebieden waar nu landbouw plaatsvindt. In hoofdstuk 5 is geschat dat de ruimteclaims ongeveer 10 procent van het huidige landbouw areaal in het gebied treft. Onder een aantal zeer grove aannames, zou dit betekenen dat ongeveer 500 boerderijen in het gebied zouden moeten verdwijnen waarop bijna 2000 mensen werkzaam zijn, waarvan 70 procent familie is van elkaar en werkt op een gezinsbedrijf.⁴⁶ De overige 30 procent betreft voornamelijk ingehuurd arbeidskrachten. Veertienhonderd agrarische gezinsbedrijven zouden dus uitgekocht moeten worden.

⁴⁵ CBS (2000).

⁴⁶ Verondersteld is dat er een evenredige relatie bestaat tussen het totale areaal cultuurgrond en het aantal bedrijven hierop. In totaal stonden in 1998 in Zuid-Holland 12 349 landbouwbedrijven op 148 218 hectare grond (LEI-DLO, 1999). Hierop waren bijna 50 000 mensen werkzaam, waarvan 70 procent bestond uit gezinsleden. Deze getallen zijn grof doorgetrokken naar het Benedenrivierengebied.

Indien dit sociaal gezien een ongewenst scenario is, zou een hiervoor door de politiek vastgestelde norm uitkomst bieden. Deze norm kan bijvoorbeeld aangeven wat de maximale omvang van het areaal mag zijn dat uit productie moet worden genomen of het maximale aantal bedrijven dat uit het gebied mag verwijnen. In de beoordeling van deze effecten is één mogelijkheid om in de KBA de berekende kosten van uit productie genomen landbouwgrond zwaarder te laten meewegen in de afweging tussen kosten en baten. Dit zou tot nog hogere economische kosten van ruimtelijke waterberging leiden.

De mogelijkheid om deze bedrijven een andere functie te geven, meer landschapsbeheerder of waterbeheerder in plaats van boer, wordt zeer beperkt geschat. Op dit moment kent nog geen 4 procent van alle landbouwbedrijven in Zuid-Holland een verbrede vorm van landbouw.⁴⁷

⁴⁷ Deze huidige verbrede landbouw heeft betrekking op verschillende vormen van natuurbeheer in Relatienotagebieden (LEI-DLO, 1999).

9. Integrale Beoordeling III: Maatschappelijke Kosten Baten Analyse

9.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de KBA uit hoofdstuk 5 verder uitgewerkt. In KBA worden de voor- en nadelen van één of meerdere alternatieven - beleid/projecten/maatregelen - zoveel mogelijk door middel van marktprijzen in geld gewaardeerd om de omvang en betekenis van deze voor- en nadelen met elkaar te kunnen vergelijken en af te wegen.

Belangrijke voordelen van KBA zijn:

- In principe kan met alle voor- en nadelen in de analyse rekening worden gehouden zolang deze maar in geld zijn uit te drukken. KBA is dus in principe een integrale beoordelingsmethode.
- Door de omvang en betekenis van voor- en nadelen te waarderen met behulp van één en dezelfde eenheid kunnen in KBA de verschillende voor- en nadelen ook tegelijkertijd tegen elkaar worden afgewogen.
- KBA heeft een uitgebreide en zeer aansprekende welvaart-theoretische onderbouwing. De uitkomst van een KBA kan worden geïnterpreteerd als het netto effect op de welvaart.

In KBA kunnen bovenstaande welvaartseffecten meer of minder breed worden gedefinieerd en onderzocht. In hoofdstuk 5 is al het onderscheid gemaakt tussen financiële en economische KBA. Een economische analyse is in het algemeen breder dan een financiële analyse, omdat expliciet ook rekening wordt gehouden met de effecten op derden. In deze studie zijn in een economische analyse niet alleen de huidige en toekomstige uitgaven en inkomsten voor RWS in beschouwing genomen, maar is ook gekeken hoeveel de twee beleidsopties de Nederlandse economie kosten en opbrengen. Dit is in hoofdstuk 5 geïllustreerd aan de hand van beschikbare informatie over de marktwaarde van verschillende economische activiteiten zoals industrie, landbouw en recreatie. Deze marktwaarde manifesteert zich via allerlei financiële transacties in de economie en wordt samengevat in de "*Nationale Rekeningen*" van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS).

Economische KBA kan nog verder worden uitgebreid door ook rekening te houden met voor- en nadelen die zich niet manifesteren in de markt, zoals effecten op milieu en natuur, maar ook sociale effecten zoals veranderingen in onderwijs of gezondheidszorg. Dit worden ook wel "*externe effecten*" genoemd: effecten die buiten de markteconomie vallen en waarvoor dus ook geen marktprijzen voorhanden zijn om hiermee een economische waarde te kunnen bepalen.

Projecten die bijvoorbeeld leiden tot een achteruitgang van milieu of natuur hebben vaak geen directe financiële consequenties voor de projectontwikkelaar, omdat milieu en natuur en de diensten die ze leveren in het algemeen niet op markten worden verhandeld - gekocht of verkocht - en dus ook geen marktprijs hebben. Uitzonderingen zijn situaties waar wet- en regelgeving project-activiteiten beperken en financieel beboeten als deze activiteiten bijvoorbeeld toch leiden tot milieuvervuiling.

Uiteraard kan deze achteruitgang van milieu of natuur wel wijdere maatschappelijke consequenties hebben. Mensen in de samenleving kunnen deze achteruitgang ervaren als een verslechtering van hun algemene leef- en omgevingskwaliteit en dus van hun welzijn en welvaart, ook al heeft het betreffende effect op milieu of natuur geen marktprijs. Ook projecten die leiden tot veranderingen in risico's waar mensen bloot aan staan hoeven geen directe financiële consequenties te hebben, maar kunnen wel van grote invloed zijn op het maatschappelijke welbevinden en de maatschappelijke welvaart.

Om ook externe effecten zoals op milieu of natuur in een economische KBA mee te kunnen nemen, moeten deze worden gewaardeerd in geld. In de milieu-economie zijn hiervoor een reeks methoden en technieken ontwikkeld.⁴⁸ In deze methoden en technieken wordt de betalingsbereidheid van mensen gebruikt als een indicatie van hoe waardevol iets wordt gevonden. De waarde van iets, bijvoorbeeld een specifieke milieudienst, wordt dus afgeleid van het geldbedrag dat mensen hebben betaald of bereid zijn te betalen om het te verkrijgen of te behouden (zie Bijlage 2.1).

9.2. Waardering van de Maatschappelijke Baten van Veerkrachtige Watersystemen

In dit hoofdstuk zal deze benadering worden gebruikt voor de waardering van de positieve effecten van ruimtelijke waterberging en het benutten van de kansen die dynamische en veerkrachtige watersystemen bieden als het gaat om publieke veiligheid, landschap en natuur. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de uitkomsten van eerder uitgevoerde studies op dit gebied. Dit staat in de literatuur ook wel bekend als "*benefits transfer*": het gebruik van uitkomsten van eerder uitgevoerde economische waarderingsstudies in beleid- of besluitvormingssituaties met soortgelijke externe milieu- of natuureffecten als de situatie waarvoor opnieuw een waarde wordt gezocht. Het grote voordeel van deze methode is dat het een zeer snel en goedkoop alternatief is voor in het algemeen tijdrovend en kostbaar origineel economisch waarderingsonderzoek. In de praktijk wordt deze methode dan ook vaak toegepast.

Om het zoeken naar geschikte studies voor *benefits transfer* te vergemakkelijken worden de laatste tijd steeds meer zogenaamde "*meta-analyses*" uitgevoerd van economische waarderingsstudies.⁴⁹ Meta-analyse is een statistische methode waarin de uitkomsten van empirische onderzoeksstudies worden geanalyseerd en geëvalueerd. Het is een geschikt hulpmiddel om grote massa gegevens te ordenen en structureren om op die manier beter inzicht te krijgen in uitkomsten van onderzoeksstudies. In dit hoofdstuk zal hiervan ook gebruik worden gemaakt.

In een meta-analyse van 30 waarderingsstudies van aquatische en wetland ecosystemen in gematigde klimaatzones in Noord-Amerika en Europa - inclusief Nederland - zijn de economische waarden van de verschillende maatschappelijke functies die deze ecosystemen in de betreffende landen vervullen met elkaar vergeleken.⁵⁰ Verschillen in uitkomsten zijn onder andere verklaard aan de hand van algemene verschillen in onderzochte ecosysteemttypen (bijvoorbeeld zoet, zout of brak), watertypen (bijvoorbeeld meren, rivieren, grondwater) en de specifieke functies die de onderzochte ecosystemen vervullen voor de mens (bijvoorbeeld buffer voor overstroming of recycling van nutriënten).

De economische waarden uit deze studies zijn uitgedrukt in een jaarlijks bedrag per huishouden. Op deze wijze is de jaarlijkse stroom van economische baten geschat die huishoudens ontleen aan de betreffende ecosysteemttypen en hun functies. De gemiddelde economische waarde die zoetwatersystemen genereren, berekend op basis van de 30 onderzochte studies, blijkt 145 gulden per huishouden per jaar te zijn (prijsspeil 2000). Rivieren blijken hier een groot aandeel in te hebben. Gemiddeld wordt aan riviersystemen een economische waarde van 175 gulden per jaar

⁴⁸ Zie bijvoorbeeld de Boer en anderen (1997) voor een overzicht.

⁴⁹ Zie bijvoorbeeld Brouwer (2000) voor een overzicht.

⁵⁰ Dit was een meta-analyse van zogenaamde "*contingent valuation*" studies (Brouwer en anderen, 1999). Contingent valuation is een op enquêtes gebaseerde economische waarderingsmethode. In een steekproef worden respondenten aan de hand van een beschrijving en eventuele visualisering van milieugoederen en diensten gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor het behoud van deze goederen en diensten.

gehecht. Grondwater blijkt de hoogste economische waarde te genereren en wel 310 gulden per huishouden per jaar.

Als gekeken wordt naar de maatschappelijke functies die de betreffende ecosystemen vervullen, blijkt de opvang van water door wetlands en washlands om overstromingsrisico's te verminderen vergeleken met functies zoals (drink)watervoorziening of nutriënten recycling de hoogste economische waarde te hebben, namelijk 225 gulden per huishouden per jaar. De economische waarde die aan water en wetlands wordt toegekend als karakteristieke elementen in het landschap en habitat voor verschillende plant- en diersoorten is gemiddeld 185 gulden per jaar.

Wordt rekening gehouden met inkomensverschillen tussen landen en de invloed hiervan op de betalingsbereidheid, dan betekent dit voor Nederland een gemiddelde waarde van om en nabij de 120 gulden per huishouden per jaar voor veiligheid en 100 gulden per huishouden per jaar voor landschap en natuur.⁵¹

Deze bedragen zullen hier gebruikt worden om de economische waarde te berekenen van de positieve effecten die dynamische veerkrachtige watersystemen in het Benedenrivierengebied als gevolg van ruimtelijke waterberging hebben op zowel de publieke veiligheid als landschap en natuur. De twee bedragen kunnen echter niet zo maar bij elkaar worden opgeteld. Om hun totale economische waarde te kunnen berekenen moet eerst een methodologische correctie worden toegepast.⁵²

Verschillende gebruikswaarden en niet-gebruikswaarden van milieu en natuur kunnen in het algemeen niet zo maar bij elkaar worden opgeteld.⁵³ Dit leidt bovendien tot mogelijke dubbeltellingen. Ook in de meta-analyse wordt dit bevestigd. Afzonderlijk tellen gebruikswaarden en niet-gebruikswaarden van aquatische en wetland ecosystemen op tot een hogere totale economische waarde dan wanneer ze gezamenlijk worden geschat. Indien gezamenlijk geschat, valt de economische waarde ongeveer 40 procent lager uit. In deze studie levert een dynamischer en veerkrachtiger watersysteem tegelijkertijd twee verschillende en onlosmakelijk met elkaar verbonden maatschappelijke baten op - veiligheid en landschap en natuur - waarvan de afzonderlijke waarden dus ook niet één op één bij elkaar kunnen worden opgeteld.

Als hiermee rekening wordt gehouden, resulteert een gezamenlijke economische waarde voor publieke veiligheid en landschap en natuur van 132 gulden per huishouden per jaar. De totale economische waarde van ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied wordt berekend door dit bedrag per huishouden per jaar eerst te vermenigvuldigen met het aantal huishoudens in het Benedenrivierengebied en vervolgens te verdisconteren over de relevante tijdshorizon. Dit

⁵¹ Dit laatste bedrag is ongeveer 20 gulden hoger dan de uitkomst van een waarderingsstudie uitgevoerd in 1995 naar de betalingsbereidheid van inwoners van Zuid-Holland voor het behoud van het karakteristieke veenweidelandschap en de daarin voorkomende natuur in de Alblasterwaard (Brouwer en Slangen, 1998).

⁵² De totale economische waarde bestaat uit een gebruikswaarde en een niet-gebruikswaarde (Pearce en Turner, 1990). Deze waarden zijn meestal niet onafhankelijk van elkaar vast te stellen, onder andere omdat de één afhankelijk is van de ander. Gebruikswaarde is de waarde die geassocieerd wordt met het actuele of toekomstige gebruik van milieugoederen of diensten, zoals water om te drinken of om in te vissen. Niet-gebruikswaarde is de waarde die losstaat van enig huidig of toekomstig gebruik. Mensen vinden het bijvoorbeeld belangrijk - en zijn daarvoor ook bereid te betalen - dat zeldzame dier- of plantensoorten worden beschermd, ook al hebben ze deze soorten nog nooit eerder zelf in het wild gezien en zullen ze dat waarschijnlijk ook nooit.

⁵³ Hoehn en Randall (1989).

resulteert op de kortere termijn in een contante economische waarde van 2 miljard gulden en op de langere termijn van bijna 4 miljard gulden.⁵⁴

Tabel 9.1 presenteert de uitkomsten van de maatschappelijke KBA voor ruimtelijke waterberging. De kosten zijn direct overgenomen uit hoofdstuk 5. Op de lange termijn zijn de relatief marginale economische opbrengsten uit een toename in recreatie in het gebied niet in de analyse meegenomen uit vrees voor mogelijke dubbeltelling met de geschatte economische waarde voor landschap en natuur. Beide zijn immers onlosmakelijk met elkaar verbonden. Het verschil tussen de totale kosten en de totale baten geeft het effect op de welvaart weer en blijft ook na monetarisering van de externe effecten flink negatief.

Tabel 9.1: Huidige contante waarde van de economische kosten en baten van ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied, inclusief externe effecten, op de kortere en langere termijn (miljoenen gulden; prijsniveau 2000)

Kosten	t/m 2015	t/m 2050	Baten	t/m 2015	t/m 2050
▪ Totale kosten	6 323,1	16 111,6	▪ Externe effecten van een veerkrachtig watersysteem op veiligheid, landschap en natuur	2 055,0	3 969,5
			▪ Welvaartsverlies	4 268,1	12 142,1
Totaal	6 323,1	16 111,6	Totaal	6 323,1	16 111,6

In een integrale afweging waarbij traditionele dijkversterking het beleid in de uitgangssituatie weergeeft en ruimtelijke waterberging alternatief toekomstig beleid, moeten de vermeden kosten van dijkversterking eigenlijk ook meegenomen worden in de analyse. De kosten van dijkversterking zijn immers een reële besparing als er gekozen wordt voor meer ruimte voor rivieren waarmee dezelfde toekomstige veiligheidsniveaus als met additionele dijkversterking worden bereikt. Hierdoor zou het welvaartsverlies iets minder fors uitvallen, maar het effect op de welvaart blijft nog steeds negatief.

Echter, theoretisch gezien kunnen de vermeden kosten van dijkversterking ook dienen als een indicator voor de economische waarde van het effect dat een veerkrachtiger watersysteem heeft op de veiligheid in het gebied, mocht er geen schatting van de economische baten voorhanden zijn. Het in de kosten-baten balans opnemen van zowel de hierboven geschatte economische waarde van de baten van veerkrachtigere watersystemen als de vermeden kosten van dijkversterking zou dus in dit geval resulteren in een dubbeltelling.

⁵⁴ Gerekend is met het totale aantal huishoudens in de provincie Zuid-Holland van 1,4 miljoen (CBS, 1993). Uit eerder onderzoek (Brouwer en Slangen, 1998) is gebleken dat de betalingsbereidheid voor landschap en natuur in Zuid-Holland vrijwel overal in de provincie gelijk is, of mensen nu in een stad wonen of op het platteland, ver weg wonen van het dichtstbijzijnde stukje natuur of er dicht bij wonen. Er is in dit onderzoek zelfs een positieve betalingsbereidheid voor het karakteristieke Zuid-Hollandse veenweidelandschap gevonden in de provincies Friesland en Limburg. Hoewel eveneens niet expliciet meegenomen in de berekening, wordt verwacht dat ook een deel van de inwoners van de provincie Noord-Brabant baat zal hebben bij de voorgestelde maatregelen. Verondersteld wordt dat dit deel nu in de 1,4 miljoen huishoudens zit.

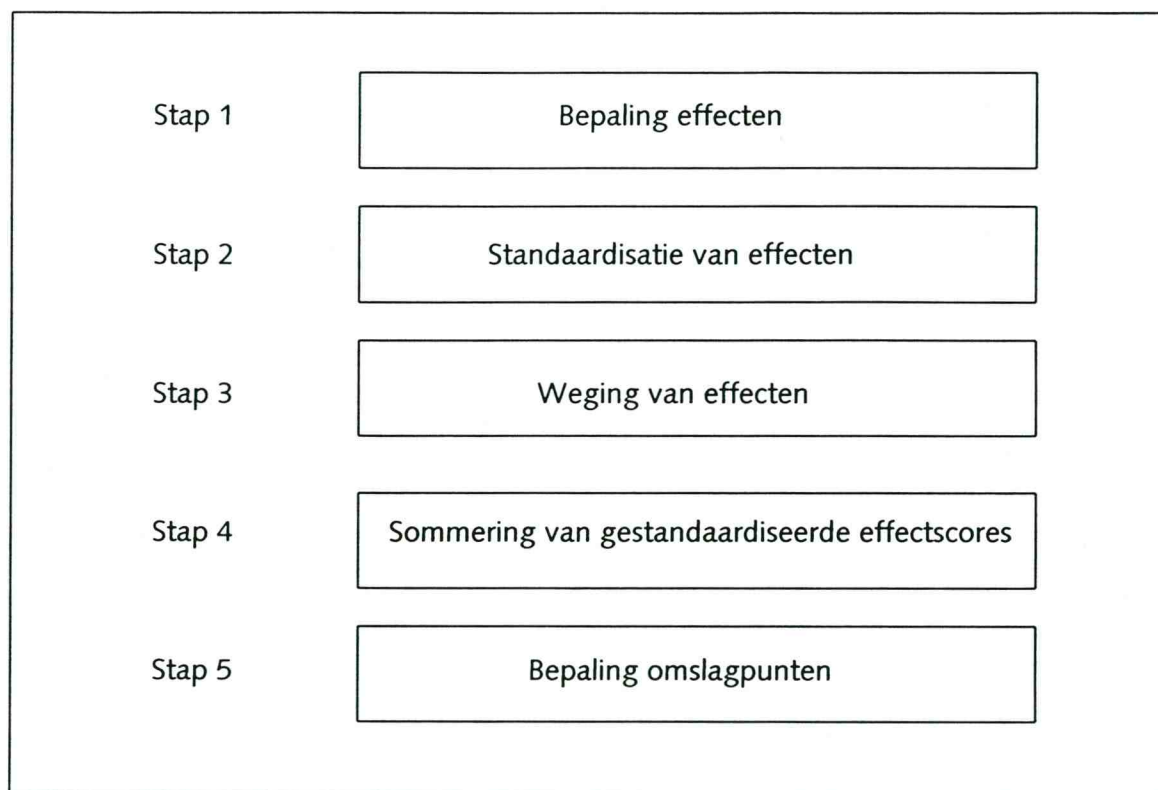
10. Integrale Beoordeling IV: Multi Criteria Analyse

10.1. Inleiding

In dit op één na laatste hoofdstuk worden de verschillende voor- en nadelen van traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging nogmaals met elkaar vergeleken en tegen elkaar afgewogen, maar deze keer met behulp van een andere bekende integrale beoordelingsmethode: multi criteria analyse (MCA).

In een MCA kunnen een aantal standaard stappen worden onderscheiden (Figuur 10.1). Deze zullen hier in deze inleiding eerst kort worden besproken. Vervolgens worden de uitkomsten van de MCA gepresenteerd. Dit gebeurt stapsgewijs, waarbij in iedere stap een nieuw criterium aan de analyse wordt toegevoegd en het effect daarvan op de uitkomst zal worden besproken.

Figuur 10.1: Stappen in multi criteria analyse



In de eerste plaats zullen de effecten moeten worden bepaald van de verschillende onderscheiden beleidsalternatieven, projecten of maatregelen. Dit kunnen verschillende typen van - positieve en negatieve - effecten zijn, die bovendien op verschillende manieren mogen zijn gemeten, kwalitatief of kwantitatief, op metrische of niet-metrische schalen.

In een tweede stap moeten deze verschillende effecten uitgedrukt in verschillende eenheden met elkaar vergelijkbaar worden gemaakt. Dit gebeurt door ze in criteriumscores uit te drukken tussen 0 en 1, welke de orde van grootte reflecteren van verschillen tussen effecten ten aanzien van een specifiek beoordeling- en afwegingscriterium. Dit heet standaardisatie. Door standaardisatie

kunnen effecten uitgedrukt in verschillende eenheden in principe rekenkundig met elkaar kunnen worden vergeleken en afgewogen. Er bestaan verschillende standaardisatiemethoden. Iedere methode is gebaseerd op verschillende uitgangspunten.

Om de verschillende gestandaardiseerde effecten vervolgens tegen elkaar te kunnen afwegen, moet in een derde stap het belang van het ene criterium ten opzichte van het andere criterium worden aangegeven door het toekennen van gewichten. Ook hiervoor bestaan weer verschillende methoden met meer of minder complexe rekenregels.

Het eindresultaat van iedere MCA is een rangschikking van de onderscheiden beleidsopties of projectalternatieven op basis van een gewogen of ongewogen somming van de gestandaardiseerde criteriumscores (stap 4).

Een analyse kan tenslotte nog worden uitgevoerd om te zien hoe gevoelig de uitkomst van een MCA is voor verschillende standaardisatiemethoden of verschillende gewichten. Dit laatste is een belangrijk voordeel van MCA ten opzichte van KBA. *Omslagpunten* kunnen worden berekend die aangeven bij welk gewicht of belang gehecht aan een bepaald criterium de oorspronkelijke rangschikking wordt omgegooid.

Andere belangrijke verschillen tussen MCA en de maatschappelijke KBA gepresenteerd in het vorige hoofdstuk zijn:

- In MCA kunnen effecten die niet zijn uitgedrukt in geld veel gemakkelijker mee worden genomen in de beoordeling en afweging. Effecten die buiten de markt vallen en waarvoor dus ook geen marktprijzen voor bestaan hoeven niet eerst met behulp van economische methoden te worden gewaardeerd in geld.
- In MCA kunnen op deze manier meerdere criteria een rol spelen in de uiteindelijke afweging dan alleen de rentabiliteit van beleid of projecten. Ook al wordt in de maatschappelijke KBA in hoofdstuk 9 rekening gehouden met effecten, die buiten de markt vallen, uiteindelijk worden alle voor- en nadelen tegen elkaar afgewogen aan de hand van slechts één criterium, namelijk de economisch gedefinieerde rentabiliteit of doelmatigheid van beleid of projecten, uitgedrukt in de huidige contante waarde van de netto baten.
- MCA biedt in principe meer mogelijkheden om ook aan de hand van de verschillende belangen en voorkeuren van verschillende betrokkenen en belanghebbenden bij beleid of projecten de gevoeligheid van uitkomsten te analyseren.
- Een beperking van MCA ten opzichte van KBA is dat de uitkomst in principe geen welvaart-theoretische betekenis heeft. De uitkomst van een MCA geeft een rangorde weer van onderscheiden opties aan de hand van specifieke onderscheiden criteria en het belang of gewicht dat aan deze criteria wordt toegekend, maar niet het effect van deze opties op de welvaart.

10.2. Ecologische Baten en Economische Kosten

In een eerste stap zullen de reeds eerder in dit rapport voorgerekende effecten van traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging op de ecologie en economie met elkaar worden vergeleken en tegen elkaar worden afgewogen. Deze effecten hoeven in de MCA niet eerst in één en dezelfde eenheid worden uitgedrukt, zoals bijvoorbeeld geld in de maatschappelijke KBA. De

ecologische baten en economische kosten werden ook eerder al in hoofdstuk 7 in de KEA met elkaar vergeleken. MCA gaat een stap verder dan KEA en weegt deze kosten en baten ook tegen elkaar af. Net als in de KEA en MKBA worden wederom de economische kosten gebruikt en niet de financiële kosten, omdat deze studie in hoofdzaak dient om waterbeleid op een maatschappelijk integrale manier te beoordelen. De economische effecten die in dit hoofdstuk in de MCA worden gebruikt zijn uiteraard exclusief de in het vorige hoofdstuk in geld gewaardeerde externe markt-effecten om dubbeltellingen te voorkomen.

De effecten op kortere en langere termijn staan nogmaals weergegeven in Tabel 10.1. Dijkversterking wordt kortweg "*dijken*" genoemd, terwijl "*wijken*" verwijst naar ruimtelijke waterberging. In Bijlage 10.1 worden dezelfde effecten gepresenteerd na standaardisatie.⁵⁵ Standaardisatie betekent, zoals gezegd, dat de effecten worden uitgedrukt in scores tussen 0 en 1. Deze scores geven de relatieve omvang van effecten weer. Hier zijn de effecten eenvoudig lineair gestandaardiseerd.

Tabel 10.1: Ecologische en economische effecten van de twee beleidsalternatieven op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)		Lange termijn (t/m 2050)	
	Ecologie (% gewenste natuur)	Economie ¹ (mld guldens)	Ecologie (% gewenste natuur)	Economie ¹ (mld guldens)
Dijken	0,0	- 0,3	0,0	- 1,7
Wijken	6,4	- 6,4	22,2	- 16,1

¹ De min geeft aan dat het kosten zijn.

De ecologische effecten van dijkversterking krijgen ook in de standaardisatieprocedure de waarde nul. Mede hierdoor krijgen de ecologische effecten van ruimtelijke waterberging na standaardisatie de waarde één. In het geval van de economische effecten krijgt het alternatief met de laagste kosten de hoogste score. Immers, hoe lager de kosten, hoe beter.

Vergeleken met de kosten van traditionele dijkversterking zijn de kosten van ruimtelijke waterberging van zo'n orde van grootte, dat ze op nul worden vastgesteld. De kosten van dijkversterking naderen de standaardwaarde één, maar worden daaraan niet gelijk gesteld. Ze zijn weliswaar relatief laag, maar nog steeds positief.

Na standaardisatie kan het belang worden bepaald van ieder criterium in de uiteindelijke afweging. Vermenigvuldiging van het betreffende gewicht met de criteriumscores (gestandaardiseerde effecten) resulteert in een gesommeerde score die de uiteindelijke rangschikking van alternatieven bepaalt. Deze gesommeerde scores staan in Tabel 10.2.

⁵⁵ De MCA is uitgevoerd met behulp van het BeslissingsOndersteunend Systeem voor Discrete Alternatieven (BOSDA).

Tabel 10.2: Uitkomst multi criteria analyse met ecologie en economie als afwegingscriteria

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Rangorde	Score	Rangorde	Score
1. Wijken	0,50	1. Wijken	0,50
2. Dijken	0,48	2. Dijken	0,45

In deze studie zal steeds met gelijke gewichten voor de verschillende criteria worden gerekend. Hiervoor is gekozen, omdat dit hoofdstuk vooral bedoeld is om MCA als methode te illustreren. Het is aan de betreffende beleidsmakers of besluitvormers om te bepalen of er andere waarden dienen te worden gehecht aan de verschillende criteria, en indien ja welke andere waarden voor welke criteria. Dit kan gebeuren door bestuurders zelf deze waarden te laten vaststellen, of door bestuurders dit samen met betrokkenen en belanghebbenden te laten doen in het overleg- en besluitvormingsproces.⁵⁶

Uit Tabel 10.2 blijkt dat bij ongewogen somming ruimtelijke waterberging de voorkeur krijgt boven traditionele dijkversterking, zowel op de kortere als op de langere termijn. Ongewogen somming betekent dat aan de ecologische baten en de economische kosten evenveel waarde wordt gehecht in de uiteindelijke afweging (50-50).

Het verschil in de gesommeerde scores van beide opties is niet erg groot. Wijken oftewel ruimtelijke waterberging heeft een iets grotere positieve uitkomst dan dijken en staat daarom op de eerste plaats en dijkversterking op de tweede plaats. In Bijlage 10.2 wordt een voorbeeld gegeven van hoe de gesommeerde score wordt berekend.

Op de lange termijn wordt het verschil in de gesommeerde scores iets groter. De voorkeur voor ruimtelijke waterberging neemt dus iets toe ten opzichte van traditionele dijkversterking. Dit wordt hier niet veroorzaakt door het feit dat de meeste ecologische baten zich op lange termijn voordoen, maar doordat op lange termijn de omvang van de economische kosten voor ruimtelijke waterberging relatief afneemt - dat wil zeggen ten opzichte van dijkversterking - en dus de criteriumscore voor dijkversterking op lange termijn iets lager is dan op kortere termijn.

Hoewel het verschil in de totale gesommeerde score relatief klein is, is deze uitkomst toch beduidend anders dan de uitkomst van de maatschappelijke KBA in het vorige hoofdstuk. In een maatschappelijke KBA blijkt ruimtelijke waterberging tot aanzienlijke welvaartsverliezen te leiden. Traditionele dijkversterking is veel rendabeler, helemaal wanneer rekening wordt gehouden met de bredere economische implicaties van ruimtelijke waterberging zoals is voorgerekend in de economische KBA in hoofdstuk 5. In de hier gepresenteerde MCA scoort ruimtelijke waterberging juist beter dan dijkversterking. Hiervoor kunnen een aantal verklaringen worden gegeven:

⁵⁶ Een andere benadering zou ook nog kunnen zijn om bestuurders en andere betrokkenen en belanghebbenden gezamenlijk ook eerst de criteria te laten bepalen, en daarna het belang van iedere criterium.

- Het belangrijkste methodologische verschil tussen MKBA en MCA is dat beide weliswaar ecologische baten afwegen tegen economische kosten, maar dit doen op basis van verschillende criteria. In het eerste geval wordt slechts één criterium - economische doelmatigheid - gebruikt als afwegingscriterium, terwijl in het laatste geval ecologie en economie als twee afzonderlijke criteria worden meegenomen in de analyse.
- De schatting van de omvang van de ecologische baten is in beide methoden anders. Niet alleen de gebruikte ecologische en economische waarderingsmethoden zijn anders, ook wat er feitelijk is gewaardeerd verschilt aanzienlijk in beide gevallen. In de MKBA in hoofdstuk 9 zijn de maatschappelijke functies van een dynamisch en veerkrachtig aquatische ecosysteem gewaardeerd, terwijl in de MCA de uitkomsten van hoofdstuk 4 worden gebruikt waar de ecologische kwaliteit van dat systeem zelf is gewaardeerd aan de hand van de biologische diversiteit (zie Bijlage 2.1).
- De uitkomsten van de MCA zijn gebaseerd op zeer eenvoudige lineaire standaardisatie van de ecologische en economische effecten en vervolgens lineaire somming van de gestandaardiseerde criteriumscores. De gekozen standaardisatie- en afwegingsmethoden kunnen, zoals gezegd in de Inleiding, grote invloed hebben op de uitkomst van een MCA. De uitkomsten - de gesommeerde criteriumscores - liggen bovendien relatief dicht bij elkaar.
- De monetaire waardering van de externe ecologische effecten is gebaseerd op in het verleden uitgevoerde waarderingsstudies. De uitkomsten uit deze studies zijn op een grove manier doorgetrokken naar de huidige situatie.

In Bijlage 10.3 worden de omslagpunten van de twee criteria gepresenteerd. Omslagpunten geven de waarde van de combinatie van gewichten aan waarbij de positie van een alternatief in de rangschikking verandert. In het omslagpunt is de uitkomst van de gesommeerde score voor ieder alternatief gelijk. De omslagpunten in Bijlage 10.3 geven dus aan wanneer het om het even is of dijkversterking of ruimtelijke waterberging wordt gekozen.

De omslagpunten liggen dicht bij elkaar. Dit betekent dat het hechten van een iets meer of minder evenredig gewicht aan het ene of andere criterium al leidt tot een andere rangschikking van de twee beleidsalternatieven. Bij voldoende vertrouwen in de voorspelde omvang van de ecologische en economische effecten is het belang dat aan ieder criterium wordt toegekend dus van doorslaggevend betekenis voor de uitkomst van de MCA. Dijken kan bijvoorbeeld op kortere termijn alleen maar de voorkeur krijgen boven wijken indien het ecologische belang lager wordt dan 0,49 en dus het economische belang groter dan 0,51.

10.3. Maatschappelijke Beleving als Additioneel Criterium

Naast de berekende ecologische en economische effecten, speelt maatschappelijke beleving van de twee voorgestelde beleidsopties ook een belangrijke rol in de afweging. Maatschappelijke beleving heeft hier betrekking op:

- de beleving van overstromingsrisico's en mogelijke veranderingen in de fysieke omgeving;
- de beleving van de manier waarop beleidsplannen in de wereld worden gezet, belanghebbenden worden geïnformeerd en hierbij worden betrokken.

Deze maatschappelijke beleving wordt hier samengevat en op een kwalitatieve manier meegenomen in de analyse, op basis van de uitkomsten van de Draagvlak Analyse in hoofdstuk 6 (zie Tabel 6.1). De gekwantificeerde ecologische en economische effecten en de kwalitatieve

inschatting van de maatschappelijke beleving van beleidsplannen en de effecten ervan op veiligheid en cultuurlandschap staan in Tabel 10.3.

Tabel 10.3: Effecten van de twee beleidsalternatieven op ecologie, economie en maatschappij op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)			Lange termijn (t/m 2050)		
	Ecologie (% natuur)	Economie ¹ (mld guldens)	Maatschappij (+/-) ²	Ecologie (% natuur)	Economie ¹ (mld guldens)	Maatschappij (+/-) ²
Dijken	0,0	- 0,3	0	0,0	- 1,7	0
Wijken	6,4	- 6,4	-	22,2	- 16,1	-

¹ De min geeft aan dat het kosten zijn.

² Maatschappelijke beleving is gemeten op de volgende schaal:

- negatieve beleving

0 neutraal/geen beleving

+ positieve beleving

Net als in de vorige paragraaf moeten deze effecten worden gestandaardiseerd om ze tegen elkaar te kunnen afwegen. De gebruikte MCA-programmatuur BOSDA kan ook de gebruikte min en plus-scores herkennen en standaardiseren. De gestandaardiseerde criteriumscores staan in Bijlage 10.4.

Zowel op kortere als op langere termijn is in eerste instantie verondersteld dat ruimtelijke waterberging als alternatief voor traditionele dijkversterking maatschappelijk negatief wordt beleefd. De negatieve score is zowel gebaseerd op de zeer beperkte wijze waarop dit beleid tot nu toe met betrokkenen en belanghebbenden is doorgesproken, het effect dat dit beleid verwacht wordt te hebben op gevestigde belangen in het gebied en de vrees die het idee wellicht oproept bij grote groepen mensen in het Benedenrivierengebied dat land wordt teruggegeven aan water.

Standaardisatie van de maatschappelijke effecten leidt tot een positieve score van een half voor het neutrale effect dat traditionele dijkversterking verwacht wordt te hebben op de beleving van betrokkenen en een nulscore voor de negatieve beleving van mensen. Ongewogen somming van deze effecten leidt ertoe dat dijkversterking op de kortere en langere termijn de voorkeur krijgt boven ruimtelijke waterberging in het gebied (Tabel 10.4).

Het verschil tussen de gesommeerde scores is nu veel groter dan in de vorige paragraaf. Dit wordt uiteraard veroorzaakt door de toevoeging van de negatieve maatschappelijke beleving van ruimtelijke waterberging en de neutrale beleving van dijkversterking in de afweging.

Uit Bijlage 10.5 waar de berekende omslagpunten worden gepresenteerd blijkt dat ruimtelijke waterberging alleen maar interessanter wordt dan dijkversterking wanneer het gewicht toegekend aan de ecologische effecten meer dan evenredig is vergeleken met de economische en maatschappelijke effecten, en dus aan economie en maatschappij minder gewicht wordt gehecht.

Tabel 10.4: Uitkomst multi criteria analyse met ecologie, economie en maatschappelijke beleving als afwegingscriteria

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Rangorde	Score	Rangorde	Score
1. Dijken	0,48	1. Dijken	0,46
2. Wijken	0,33	2. Wijken	0,33

Ook als de maatschappelijke beleving van ruimtelijke waterberging op kortere termijn neutraal wordt gesteld en de beleving van dijkversterking positief, blijft dijken de voorkeur houden boven wijken (zie de gevoeligheidsanalyse gepresenteerd in Bijlage 10.6). Wijken krijgt bij ongewogen somming alleen de voorkeur wanneer het op kortere termijn positief wordt beoordeeld ten opzichte van een negatieve beleving van dijkversterking. Op langere termijn heeft wijken de voorkeur wanneer het positief wordt beoordeeld ten opzichte van een neutrale beleving van dijkversterking.

Op lange termijn blijft het verschil tussen de gesommeerde scores voor dijken en wijken gelijk zelfs als dijken positief in plaats van neutraal wordt beoordeeld en wijken een negatief imago blijft houden.

10.4. Bestuurlijke Beleving als Additioneel Criterium

Tenslotte wordt hier ook nog expliciet aandacht besteed aan de bestuurlijke effecten van beide beleidsopties. Met bestuurlijke effecten wordt vooral bedoeld op de beleving van beleidsopties en hun consequenties door bestuurders als een aparte groep betrokkenen. In het geval van ruimtelijke waterberging kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de beleving van de nodige afstemming en samenwerking tussen waterbeheerders en ruimtelijke inrichters en de cultuuromslag die dat wellicht vereist. Communicatie - deze keer tussen bestuurders zelf in plaats van tussen bestuurders en belanghebbenden in het gebied - speelt hierbij naar verwachting wederom een belangrijke rol.

Ook deze bestuurlijke effecten zullen op een kwalitatieve manier worden meegenomen in de analyse. Wederom wordt gebruik gemaakt van de uitkomsten van de Draagvlak Analyse in hoofdstuk 6 (Tabel 6.1). Net als in de vorige paragraaf is de kwalitatieve inschatting van de bestuurlijke effecten zeer subjectief en dient enkel en alleen ter illustratie van de in dit rapport voorgestelde integrale aanpak en methodiek.

De verwachte effecten staan in Tabel 10.5. In eerste instantie wordt aangenomen dat op de kortere termijn het effect van een bestuurlijke omslag als negatief wordt ervaren, maar dat op langere termijn onder andere als gevolg van leerprocessen en een gedifferentieerder maatschappelijk risico- en veiligheidsbeleid - Marsroute - de bestuurlijke ruimte om maatregelen te treffen om wateroverlast tegen te gaan nog kan toenemen, hetgeen naar verwachting ook als positief zal worden beleefd.

Tabel 10.5: Effecten van de twee beleidsalternatieven op ecologie, economie, maatschappij en bestuur op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)				Lange termijn (t/m 2050)			
	Ecologie (% natuur)	Economie ¹ (mld guldens)	Maatschappij (+/-) ²	Bestuur (+/-) ²	Ecologie (% natuur)	Economie ¹ (mld guldens)	Maatschappij (+/-) ²	Bestuur (+/-) ²
Dijken	0,0	- 0,3	0	0	0,0	- 1,7	0	0
Wijken	6,4	- 6,4	-	-	22,2	- 16,1	-	+

¹ De min geeft aan dat het kosten zijn.

² Maatschappelijke en bestuurlijke beleving zijn gemeten op de volgende schaal:

- negatieve beleving

0 neutraal/geen beleving

+ positieve beleving

Het neutrale effect wordt wederom gewaardeerd met een standardscore 0,5, terwijl de negatieve bestuurlijke beleving op korte termijn resulteert in een standardscore van nul en de positieve beleving in een standardscore van één (zie Bijlage 10.7). Ongewogen somming van deze scores resulteert in de uitkomsten zoals gepresenteerd in Tabel 10.6.

Tabel 10.6: Uitkomst multi criteria analyse met ecologie, economie en maatschappelijke en bestuurlijke beleving als afwegingscriteria

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Rangorde	Score	Rangorde	Score
1. Dijken	0,49	1. Wijken	0,50
2. Wijken	0,25	2. Dijken	0,47

Op de kortere termijn krijgt dijken net als in de vorige paragraaf nog steeds de voorkeur boven wijken wanneer er sprake is van een over het algemeen negatieve maatschappelijke en bestuurlijke beleving van ruimtelijke waterberging als alternatief voor traditionele dijkversterking. Op de lange termijn heeft wijken de voorkeur, omdat het positief scoort ten opzichte van dijken.

Het verschil tussen de gesommeerde scores is op kortere termijn groter dan op langere termijn. Dijken krijgt ook op langere termijn de voorkeur indien er een iets meer dan evenredig belang wordt gehecht aan de grotere economische kosten op lange termijn (zie Bijlage 10.8). Op kortere termijn zal wijken alleen verkozen worden boven dijken indien de ecologische effecten veel zwaarder meewegen in de afweging dan de andere drie criteria.

Net als voor maatschappelijke beleving geldt ook voor bestuur dat de uitkomsten grotendeels worden bepaald door de aannames ten aanzien van hun kwalitatieve scores. Als ruimtelijke waterberging op kortere termijn bestuurlijk gezien als iets positiefs wordt gezien, dan krijgt wijken de voorkeur boven dijken bij gelijkblijvende scores voor de andere drie criteria (zie Bijlage 10.9). Evenzo wordt dijken op lange termijn verkozen boven wijken als de bestuurlijke gevolgen van ruimtelijke waterberging als negatief worden ervaren. Bijvoorbeeld omdat er verwacht wordt dat er misschien te veel zal moeten worden afgestemd, overlegd en gecommuniceerd met belanghebbenden en andere bestuurders in het gebied, wat juist ten koste gaat van de oorspronkelijk verwachte toename in bestuurlijke flexibiliteit en slagvaardigheid.

In Bijlage 10.9 zijn ook nog een aantal extra combinaties van kwalitatieve scores weergegeven om de invloed daarvan op de uiteindelijke uitkomst te demonstreren. Op kortere termijn is bijvoorbeeld gekeken naar de invloed van een verfijning van de kwalitatieve scores door maatschappij en bestuur ook met meer dan één plusje of minnetje te laten scoren. Wordt verondersteld dat dijkversterking in het gebied in tegenstelling tot ruimtelijke waterberging een sterke maatschappelijke voorkeur heeft, bijvoorbeeld vanwege de ervaringen van mensen met overstromingsgevaar de afgelopen jaren, dan kan wijken nog steeds de voorkeur krijgen als bestuurlijk gezien de optie wijken maar positief genoeg wordt ingeschat ten opzichte van dijken. Op de lange termijn blijft ruimtelijke waterberging

interessant zelfs als de bestuurlijke beleving negatief is, zolang de maatschappelijke beleving maar positief is.

10.5. Discussie en Conclusies

In dit hoofdstuk zijn de verwachte effecten van de twee beleidsopties in het Benedenrivierengebied op ecologie, economie, samenleving en bestuur tegen elkaar afgewogen aan de hand van een belangrijke integrale beoordelingsmethode, namelijk multi criteria analyse. Een belangrijk voordeel van MCA is dat verschillende effecten tegelijkertijd en gemeten in hun eigen eenheden in de analyse kunnen worden meegewogen. Zelfs met effecten die alleen in kwalitatieve scores zijn uit te drukken kan in de analyse rekening worden gehouden. Met behulp van MCA kunnen dus in principe meerdere en verschillende relevante hydrologische, ecologische, sociale, economische en bestuurlijk-institutionele aspecten in de beoordeling en afweging worden meegenomen.

In dit hoofdstuk is stapsgewijs het aantal criteria vermeerderd, te beginnen met de gekwantificeerde effecten op ecologie en economie. Maatschappelijke en bestuurlijke effecten zijn vervolgens toegevoegd, uitgedrukt in kwalitatieve scores. De combinatie van kwantitatief en kwalitatief gemeten effecten lijkt een belangrijk voordeel te bieden in MCA. Immers, ook minder "harde" effecten kunnen op deze manier expliciet een rol spelen in de afweging. Zoals dit hoofdstuk duidelijk maakt zit hier echter ook een belangrijk nadeel aan vast.

De ecologische en economische effecten zijn zeer nauwkeurig vastgesteld, zelfs op decimalen na de komma. Voor het bepalen van de ecologische effecten is gebruik gemaakt van een robuust ecologisch voorspellingsmodel, terwijl voor het bepalen van de economische effecten maandenlang onderzoek is uitgevoerd naar de exacte omvang van de technische ingrepen in de waterhuishouding en de ruimtelijke inrichting om op basis hiervan de financiële en economische consequenties vast te stellen. In schril contrast zijn de maatschappelijke en bestuurlijke effecten vastgesteld op basis van zeer subjectieve inschattingen van de verwachte positieve of negatieve maatschappelijke en bestuurlijke beleving van beleid ten aanzien van wateroverlast in het Benedenrivierengebied.

De vraag is in welke mate de verschillende typen effecten, de één gemeten met een relatief grote mate van nauwkeurigheid, de ander aan de hand van beperkt beschikbare literatuur in termen van een plus of een min, één op één met elkaar vergelijkbaar zijn en dus op deze wijze tegen elkaar kunnen worden afgewogen in een MCA. Helemaal als blijkt dat een andere kwalitatieve inschatting vaak tot een totaal andere rangschikking te leiden. Grondig empirisch onderzoek, idealiter bestaande uit een combinatie van kwantitatief en kwalitatief sociaal-wetenschappelijk gefundeerde methoden en technieken, is nodig om de uitgesproken verwachtingen en hypothesen ten aanzien van maatschappelijke en bestuurlijke belevingen te valideren. Hierbij dient veel meer aandacht dan voorheen besteed te worden aan de maatschappelijke en bestuurlijke indicatoren die gebruikt kunnen worden in een MCA samen met de uitkomsten van de hydro-ecologische en financieel-economische berekeningen.

De uitkomsten van de MCA waarbij ook de effecten op maatschappij en bestuur zijn bekeken zijn zo speculatief, dat ze hier in de conclusies niet verder zullen worden besproken. De uitkomst van de MCA waarin traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het Benedenrivierengebied alleen op ecologische en economische criteria zijn beoordeeld is opmerkelijk vergeleken met de uitkomst van een andere integrale beoordelingsmethode, maatschappelijke KBA. In tegenstelling tot de uitkomst van de MKBA blijkt in de MCA dijkversterking zowel op kortere als op langere termijn de voorkeur te hebben boven ruimtelijke waterberging.

Hiervoor zijn een aantal mogelijke verklaringen gegeven, waarvan de belangrijkste zijn dat (1) in de MCA ecologie een afzonderlijk criterium in de afweging is en in de MKBA niet, en (2) de economische kosten in beide methoden gelijk zijn, maar de ecologische baten niet. Niet alleen de manier waarop de ecologische effecten zijn gewaardeerd is anders in de MCA en de MKBA, ook de ecologische effecten zelf zijn anders vastgesteld in de MCA en de MKBA. In de MCA is het effect van de twee beleidsopties op de ecologische kwaliteit van het gebied geschat met behulp van een ecologisch voorspellingsmodel. In de MKBA zijn de maatschappelijke functies van het aquatische ecologische systeem het onderwerp van economische waardering geweest.

11. Discussie en Conclusies

Dit rapport presenteert de eerste concrete case studie die is uitgewerkt binnen het project Baten van Water. Baten van Water is onderdeel van de "Waterverkenningen" van Rijkswaterstaat. Kennisontwikkeling en kennisontsluiting zijn belangrijk doeleinden van de Waterverkenningen. In dit rapport is geprobeerd hieraan een steentje bij te dragen door enerzijds een *conceptueel raamwerk voor de evaluatie van integraal waterbeleid en beheer* te presenteren en anderzijds het nut ervan aan te tonen door het concreet uit te werken voor een nieuw beleidsonderwerp, namelijk *ruimtelijke waterberging waarbij zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van de natuurlijke veerkracht van aquatische ecosystemen*.

De belangrijkste vragen die in dit rapport aan de orde zijn gesteld zijn:

- 1) Hoe kunnen de maatschappelijke effecten van integraal waterbeleid ten aanzien van dit onderwerp zichtbaar worden gemaakt?
- 2) Hoe kunnen verschillende maatschappelijke effecten vervolgens tegen elkaar worden afgewogen ter ondersteuning van beleidskeuzes?

Om deze tweede vraag te kunnen beantwoorden, zullen deze effecten uiteraard eerst op één of andere manier met elkaar vergelijkbaar moeten worden gemaakt.

De baten van water zijn in deze studie in een breed integraal kader geplaatst. Er is niet alleen gekeken naar de baten van waterbeleid, maar ook naar de kosten. Kosten en baten zijn vaak onlosmakelijk met elkaar verbonden. In het algemeen geldt dat kosten uitgaan voor de baten: *"de cost gaet voor de baet"*. Bovendien kunnen baten juist bestaan uit *vermeden kosten* of kunnen *gederfde opbrengsten* een belangrijk deel van de kosten vormen. Voorbeelden hiervan worden teruggevonden in dit rapport.

Het belang en de betekenis van het onderscheid tussen financiële en economische kosten en baten is in het rapport geïllustreerd. De vraag naar economische rentabiliteitsanalyses - op nationaal, regionaal of sectoraal niveau - naast de traditionele financiële analyses van beleid en projecten van Rijkswaterstaat zal in de toekomst naar verwachting sterk toenemen om integraal beleid maatschappelijk beter te kunnen uitleggen en rechtvaardigen.

Verder is niet alleen gekeken naar baten uitgedrukt in geld ("*bedrijfsmatige baten*"), maar ook naar niet in geld uitgedrukte baten, zoals "*groene*" of ecologische baten en "*gevoelsmatige*" of sociale baten. Het belangrijkste doel van het project Baten van Water is deze bedrijfsmatige, gevoelsmatige en ecologische consequenties van integraal waterbeleid en beheer inzichtelijk te maken, waar mogelijk te kwantificeren en met elkaar te vergelijken.

In het conceptuele raamwerk wordt onderscheid gemaakt tussen de *milieuwaarde* en de *maatschappelijke waarde* van water om duidelijk te maken dat er vanuit verschillende perspectieven met bijbehorende methoden naar de baten van water kan worden gekeken. De milieuwaarde (in dit rapport ecologische waarde genoemd) is de waarde die aan een aquatisch ecosysteem wordt toegekend door deskundigen, al dan niet met behulp van een model, aan de hand van één of meerdere relevante criteria, bijvoorbeeld de bio-geochemische karakteristieken van een ecosysteem of de biologische diversiteit.

Maatschappelijke waarden zijn de van de ecologische waarden van een ecosysteem afgeleide waarden, eraan toegekend door mensen die op één of andere manier baat hebben of beleven van dat ecosysteem. Hieronder vallen "*harde*" economische waarden zoals de marktwaarde

van produkten die het ecosysteem voortbrengt en die worden geoogst en verhandeld op een markt zoals vis, maar ook "zachte" sociale en culturele waarden zoals de waarde die wordt gehecht aan water als een plek om tot rust te komen of inspiratie op te doen of de schat aan cultuur-historische informatie die het aanwezige water kan herbergen.

De ecologische en maatschappelijke waarde van een ecosysteem zijn dus niet hetzelfde ook al verwijzen ze naar (elementen van) hetzelfde waarderingsobject. Ze reflecteren feitelijk twee verschillende benaderingen ten aanzien van de waardering van ecosystemen: de waarde van (samenhangende) elementen van een ecosysteem zoveel mogelijk gezien vanuit het perspectief van het systeem zelf (vastgesteld door deskundigen) en de waarde van (samenhangende) elementen gezien vanuit het perspectief van de mens (vastgesteld door belanghebbenden al dan niet via transacties in economische markten). In een *systeem benadering* waarbij natuur en maatschappij beide als (samenhangende) systemen worden gezien, bestaat de *totale systeem waarde* uit zowel de ecologische als de maatschappelijke waarde. Het zal duidelijk zijn dat deze waarden niet zomaar bij elkaar opgeteld kunnen worden, omdat ze totaal verschillende perspectieven en achterliggende dimensies representeren. In integraal waterbeleid en beheer moet met beide rekening worden gehouden.

De verschillende effecten van beleid en beheer op milieu en maatschappij zijn in de case studie eerst afzonderlijk van elkaar beoordeeld en daarna integraal. Om effecten van beleid integraal te kunnen beoordelen zal van tevoren duidelijk moeten zijn wat de uitgangssituatie is, welke doeleinden worden nagestreefd en welke beleidsopties hiervoor bestaan. Afhankelijk van het stadium waarin plannen zich bevinden in de *beleidsverkenning* of *beleidsvoorbereiding* kan eventueel verder gekeken worden hoe deze beleidsopties vertaald worden naar scenarios en bijbehorende concrete maatregelen om deze doeleinden te bereiken. Tijdens of na *beleidsuitvoering* zal integrale evaluatie in het algemeen betrekking hebben op concrete projecten of maatregelen, omdat algemene beleidsopties dan al zijn uitgewerkt op beheersniveau.

In de hier gepresenteerde studie is gebruik gemaakt van beschikbare informatie uit een *beleidsverkenning* advies over specifieke maatregelen om in de toekomst in het Benedenrivierengebied onder het meest pessimistische scenario van klimaatverandering, bodemdaling en zeespiegelstijging huidige veiligheidsniveaus te kunnen handhaven. Bescherming tegen hoogwater is één van de belangrijkste doelstellingen van integraal rivierbeleid in het gebied.

Andere belangrijke doelstellingen van integraal waterbeleid zijn:

- Het vergroten van de veerkracht van watersystemen waardoor ook een bijdrage wordt geleverd aan natuurherstel.
- Het vergroten van samenhang tussen waterbeleid, natuurbeleid en beleid voor ruimtelijke ordening.
- Vroegtijdige inbreng en betrokkenheid van maatschappelijke groeperingen.

In het algemeen wordt verder bij de implementatie van beleid gestreefd naar kosteneffectiviteit: het behalen van doelstellingen tegen de laagst mogelijke kosten.

In deze studie zijn de effecten van de twee mogelijke beleidsopties om wateroverlast tegen te gaan in grote lijnen beoordeeld aan de hand van deze verschillende doelstellingen. De belangrijkste uitkomsten worden hieronder nogmaals op een rijtje gezet.

Handhaven van Veiligheid

Het effect op veiligheid is duidelijk onderbelicht gebleven in de studie, terwijl het handhaven van veiligheidsniveaus toch de belangrijkste *maatschappelijke baten* zijn van beide opties. Op dit moment bestaat er nog onvoldoende inzicht in mogelijke verschillen in overstromingsrisico's als dijken verder worden versterkt of ruimte wordt gecreëerd voor rivieren in het Benedenrivierengebied. Voor de eenvoud is in navolging van het IVB-advies verondersteld dat veiligheidsniveaus in beide opties gelijk blijven.

Het is van groot belang in risico-analyses expliciet onderscheid te maken tussen:

- 1) De vaststelling van overstromingskansen door deskundigen en een min of meer "objectieve" vaststelling van mogelijke gevolgen zoals materiële schade.
- 2) De "subjectieve" publieke beleving van overstromingsrisico's.

De subjectieve beleving van risico's kan in de praktijk aanzienlijk verschillen van objectief vastgestelde risico's, zoals sociaal-wetenschappelijk onderzoek op dit gebied de laatste jaren aantoonst.

Voor de maatschappelijke acceptatie van beleid is het essentieel beter inzicht te krijgen in deze subjectieve beleving en hiermee in de beleidsvorming en uitvoering rekening te houden. De maatschappelijke beleving van veranderende risico's heeft grote invloed op de manier waarop een samenleving zich wenst te beschermen tegen hoogwater. Deze beleving wordt onder andere bepaald door de specifieke geschiedenis van een regio en de ervaring van haar bewoners met overstromingen. Brede maatschappelijke ontwikkelingen zoals bijvoorbeeld een sterkere individualisering van verantwoordelijkheden en als gevolg hiervan van aansprakelijkheden kunnen ook een belangrijke rol spelen. Dit laatste kan bijvoorbeeld betekenen dat in de toekomst verantwoordelijkheden voor risico's (en hun financiële consequenties) zoals het wonen of bouwen in gebieden met een relatief hoger overstromingsgevaar meer bij burgers komen te liggen en minder bij de overheid.

Vroegtijdige Inbreng en Betrokkenheid van Maatschappelijke Groeperingen

De manier waarop burgers worden voorgelicht en met direct betrokkenen wordt gecommuniceerd speelt uiteraard ook een grote rol bij de maatschappelijke beleving van overstromingsrisico's, evenals de mate van betrokkenheid en inspraak bij plan- en besluitvorming ten aanzien van hoogwater bescherming. Hoge waterstanden kunnen niet worden voorkomen, de materiële en immateriële schade bij burgers wel. Zo was de schade in het Maasdal tijdens het hoogwater van 1995 half zo groot als 14 maanden eerder door voorzorgsmaatregelen van individuele burgers en Rijkswaterstaat, terwijl de waterstanden niet veel verschilden.

Hoewel de overheid het als een belangrijke taak ziet om het risicobesef levend te houden en burgers zo vroegtijdig mogelijk te betrekken bij beleidsvorming, zijn op basis van zeer subjectieve waarnemingen van de auteurs van dit rapport vooralsnog vraagtekens geplaatst bij de manier waarop alternatief beleid voor wateroverlast tot nu toe in de wereld is gezet en is gecommuniceerd met de direct betrokkenen. Gezien de lange geschiedenis van (dreigende) overstromingen in het Benedenrivierengebied en de "*strijd tegen het water*" is gesteld dat juist in dit gedeelte van Nederland het idee van meer ruimte (land) voor water en het toelaten van meer dynamiek in watersystemen speciale aandacht behoeft en goed uitgelegd moet worden om hiervoor maatschappelijke steun of draagvlak te verwerven. Betrokkenheid van bewoners en andere belanghebbenden - met name boeren en hun organisaties - in deze *beleidsverkennende* fase is tot nu toe vrijwel nihil, terwijl verwacht wordt dat deze

betrokkenheid juist in deze fase uitermate cruciaal is voor de verdere voortgang richting *beleidsvorming* en uiteindelijk *beleidsuitvoering*.

Vergroten van Samenhang tussen Waterbeleid en Ruimtelijke Ordeningsbeleid

Er heeft tot nu toe alleen nog maar overleg plaatsgevonden op bestuurlijk niveau en met deskundigen. De aard van dit overleg is verkennend geweest. Op basis van literatuuronderzoek is geconstateerd dat er aanzienlijke cultuurverschillen lijken te bestaan tussen bestuurders en bestuurlijke lagen in de waterwereld en de wereld van de ruimtelijke ordening. Bestuurlijke overlegstructuren zullen naar verwachting moeten worden aangepast om waterbeleid en ruimtelijk ordeningsbeleid beter op elkaar af te stemmen. Bestaande cultuurverschillen zullen overbrugd moeten worden wil waterbeleid een grotere rol gaan spelen in de ruimtelijke inrichting. Dit zou in een vervolgfase van het *verkennende advies* een intensivering van het overleg kunnen betekenen.

Bijdrage aan Natuurbeleid: Ecologische Waarde van Veerkrachtige Watersystemen

Meer ruimte voor de natuurlijke processen van watersystemen lijkt vooralsnog te moeten rekenen op maatschappelijke weerstand. Verwacht wordt dat veerkrachtige watersystemen naast positieve effecten op veiligheid ook positieve effecten hebben op de natuur. Deze effecten blijken in het Benedenrivierengebied op lange termijn vooral te bestaan uit een toename van reeds veel voorkomende natte voedselrijke botanische natuur. De geschatte *ecologische baten* van ruimtelijke waterberging omvatten niet alle natuur. Het gebied is bijvoorbeeld ook een belangrijke habitat voor verschillende vogelsoorten. Deze natuurwaarden zijn wegens gebrek aan gegevens niet meegerekend.

De toename in botanische natuur is gekoppeld aan de doelstellingen van bestaand natuurbeleid in het Benedenrivierengebied - weergegeven in natuurstreefbeelden - om te zien in hoeverre ruimtelijke waterberging hier ook een bijdrage aan levert. Een indicator is samengesteld die aangeeft hoeveel extra nagestreefde natuur ruimtelijke waterberging oplevert, uitgedrukt in procenten ten opzichte van het uiteindelijke natuurstreefbeeld.

Maatschappelijke Waarde van Veerkrachtige Watersystemen

Naast een schatting van de ecologische waarde van het toelaten van meer dynamiek in watersystemen is ook een schatting gemaakt van de maatschappelijke waarde. Dit is gedaan voor twee belangrijke maatschappelijke functies die veerkrachtige watersystemen vervullen:

- natuurlijke buffer, die mensen en bezittingen beschermt tegen overstromingen, en
- die tegelijkertijd voorziet in een belangrijke maatschappelijke vraag naar landschap en natuur.

Hoewel er meerdere manieren bestaan om deze maatschappelijke waarde te schatten, is in deze studie gekozen voor het gebruik van resultaten van reeds eerder uitgevoerde economische waarderingsstudies. Dit is in het algemeen een zeer snelle en goedkope manier om beleid te informeren over de verwachte orde van grootte van de voorziene maatschappelijke baten, die bovendien direct vergelijkbaar is met andere kosten en baten uitgedrukt in geld. Hierbij moet uiteraard de nodige zorgvuldigheid in acht worden genomen. Het betreft immers studies die een specifieke waarderingsmethode volgen, wellicht gedateerd zijn en vaak ergens anders zijn uitgevoerd dan waar het huidige studiegebied zich bevindt.

Efficiëntie van Ruimtelijke Waterberging

In een economische kosten baten analyse is de efficiëntie van ruimtelijke waterberging ten opzichte van traditionele dijkversterking bekeken. Gezien het feit dat het Benedenrivierengebied zich in het dichtstbevolkte deel van Nederland bevindt is de ruimte schaars. De economische belangen in het gebied zijn groot en vereisen een goede infrastructuur. Gebruik maken van de natuurlijke dynamiek van watersystemen om in de toekomst wateroverlast in het gebied tegen te gaan betekent dat claims op de schaarse ruimte nog meer toenemen. Door huidige en alternatieve bestemmingsmogelijkheden zijn de opportuniteitskosten van veranderend grondgebruik groot. Bovendien zullen grootschalige aanpassingen van de bestaande infrastructuur ervoor moeten zorgen dat de gevestigde economische belangen in het gebied niet te zeer structureel worden geschaad. De prijs die daarom voor ruimte voor rivieren in het Benedenrivierengebied moet worden betaald is hoog, vele malen hoger dan traditionele dijkversterking, zelfs wanneer rekening wordt gehouden met de geschatte economische waarde van de maatschappelijke functies die veerkrachtige watersystemen vervullen.

Tenslotte is een belangrijk leerpunt van de studie geweest dat een integrale evaluatie van beleidsstrategieën in beleidsverkenningen of beleidsvorming binnen Rijkswaterstaat multidisciplinaire kennis en samenwerking vereist. Er bestaat grote behoefte aan informatiesystemen en methoden waarmee verschillende maatschappelijke kosten en baten van integraal waterbeleid en beheer op een evenwichtige manier tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Steun voor beleid neemt naar verwachting toe zodra met meerdere verschillende belangen tegelijkertijd rekening wordt gehouden en betrokkenen meer inzicht krijgen in de manier waarop dat in de beleidsvorming en uitvoering gebeurt. Dit wil uiteraard niet zeggen dat hiermee aan alle wensen van de verschillende betrokken partijen kan worden voldaan. De manier waarop en mate waarin met wensen en belangen wordt omgegaan is onderdeel van het politieke krachtenveld. Een integraal evaluatiekader waarmee de verschillende afwegingen achter keuzes inzichtelijk kunnen worden gemaakt, wordt verwacht een grote bijdrage te kunnen leveren aan de verdere legitimering van toekomstig waterbeleid.

Literatuurlijst

Beck, U. (1992). *Risk Society: Towards a New Modernity*. Sage, London.

Berkhout, P., Oldenboom, E., Velthuisen, J.W. en Wijffels, A. (1997). *Waterrecreatie. Studie over de WSV-doelgroep Waterrecreatie*. RIZA rapport 97.028., Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Lelystad.

de Boer, B., Bosch, P., Brouwer, R. en Duijnhouwer, F. (1997). *Monetarisering van Milieuverliezen*. Eindrapport van het discussieplatform Monetarisering van Milieuverliezen. LNM-reeks 9701, Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

de Boer, J. en Hisschemöller, M. (1998). *Omgevingswaarden en de Kust*. R98/12. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam.

Bonaiuto, M., Breakwell, G.M. and Cano, I. (1996). Identity Processes and Environmental Threat: The Effects of Nationalism and Local Identity upon Perception of Beach Pollution. *Journal of Community and Applied Social Psychology* 6: 157-175.

van den Bossche, M., van Donselaar, P., van Haselen, H. en Piers, R. (1999). *De Nederlandse Watersportindustrie. Economische Betekenis en Structuur*. Studie uitgevoerd door NEI Transport/MERC in opdracht van Stichting Nederland Maritiem Land. Delft University Press.

Bouwdienst Rijkswaterstaat (1999). *Ruimte voor Rijntakken. Verkenning Retentiebekkens*. RvRR-R-99.035, Utrecht.

Brouwer, R. (2000). Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects. *Ecological Economics* 32: 137-152.

Brouwer, R., Georgiou, S. , Turner R.K. (1999). *Ecological Functions and Services: Towards an Integrated Framework for the Assessment of Nature Conservation*. CSERGE report to English Nature, University of East Anglia, Norwich.

Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. and Turner, R.K. (1999). A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies. *Regional Environmental Change* 1(1): 47-57.

Brouwer, R. and Slangen, L.H.G. (1998). Contingent Valuation of the Public Benefits of Agricultural Wildlife Management: The Case of Dutch Peat Meadow Land. *European Review of Agricultural Economics* 25: 53-72.

Brouwer, R., Crooks, S. and Turner, R.K. (1998). *Towards an Integrated Framework for Wetland Ecosystem Indicators*. GEC Working Paper 98-27. CSERGE, University of East Anglia and University College London.

Bureau Beheer Landbouwgronden (1994). *Verslag over de werkzaamheden van het Bureau Beheer Landbouwgronden in het jaar 1993*. Commissie Beheer landbouwgronden.

CBS (2000). *Statistisch Jaarboek*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

CBS (1999). *Statistisch Jaarboek*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

CBS (1993). *Regionaal Statistisch Jaarboek*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

Drimmelen, C. en Lagendijk O. (1999). Landschappelijke verkenningen maatregelen IVB. Bureau Bosch en Slabbers.

van Ek, R., A.J.M. Jansen, M. van der Linden, H. Runhaar, J.P.M. Witte en Zuidhoff, A.C. (1998). Vergelijking van de Modellen DEMNAT en NICHE voor het Reservaat Stroothuizen. NOV rapport 3.3.

Giddens, A. (1991). *Modernity and Self-Identity: Self and Society in the Late Modern Age*. Polity Press, Cambridge.

Hoehn, J.P. and Randall, A. (1989). Too Many Proposals Pass the Benefit Cost Test. *American Economic Review* 79: 544-551.

IKC (1993). Bodemgeschiktheidstabellen voor Lanbouwkundige Vormen van Bodemgebruik. Wageningen.

de Jong en anderen (2000). Vergroting van de Afvoercapaciteit en Berging in de Benedenloop van Rijn en Maas. Bestuurlijk Advies aangeboden aan de Staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat door de Stuurgroep Integrale Verkenning Bendenrivieren. Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland, Rotterdam. Hoofdrapport en Bijlage.

Koomen, A. (in voorbereiding). IVB-natuurstreefbeelden. ALTERRA rapport, in opdracht van Rijkswaterstaat, Den Haag.

LEI-DLO (1999). Land- en Tuinbouwcijfers 1999. Landbouw-Economisch Instituut, Den Haag.

Margules, C. and Usher M.B. (1981). Criteria used in Assessing Wildlife Conservation Potential: A Review. *Biological Conservation* 21: 79-109.

van der Meijden, R., Groen, C.L.G., Vermeulen, J.J., Peterbroers, T., van 't Zelfde, M. en Witte, J.P.M. (1996). De Landelijke Flora-Databank FLORBASE-1: Eindrapport. Uitgave in opdracht van de Ministeries van LNV, VROM en V&W.

Nota Belvedere (1999). Beleidsnota over de Relatie Cultuurhistorie en Ruimtelijke Inrichting en Bijlage Gebieden. VNG Uitgeverij, Den Haag.

OECD (1994). *Environmental Indicators*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

Pearce, D.W. and Turner, R.K. (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead.

Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland (1999). *Wegen voor Water. Kansen in het Benedenrivierengebied*. Verslag van het gelijknamige tweedaags symposium, Rotterdam.

Runhaar, J., van Ek, R., Bos, H.B. en van 't Zelfde, M. (1996). Dosis-Effect Module DEMNAT versie 2.1. DEMNAT-2.1 rapport 4, RIZA rapport 96.062, Lelystad, ISBN 9036950236.

SC-DLO (1999). Boeren langs de rivier. Staring Centrum, Wageningen.

Tauw Water BV (1998). *Ruimte en Waterlijke Ordening*. Eindrapport. Tauw Water BV, Deventer.

Tielrooy, H. (1992). Een Gideonsbende in de Alblasserwaard-Vijfherenlanden. Doctoraalscriptie Ontwikkelingsstudies. Katholieke Universiteit Nijmegen.

Usher, M.B. (ed.) (1986). Wildlife Conservation Evaluation. Chapman and Hall, London, New York. 394 pp.

Weterings, R. and Opschoor, J.B. (1994). Towards Environmental Performance Indicators Based on the Notion of Environmental Space. Report to the Advisory Council for Research on Nature and Environment, The Netherlands.

Witte, J.P.M. (1996). De Waarde van de Natuur: Zeldzaamheid en de Botanische Waardering van Gebieden. Landschap 96(2):79-95.

Witte, J.P.M. (1998). National Water Management and the Value of Nature. PhD thesis. Wageningen Agricultural University.

WL-Delft (1999). Kostenbaten Analyse Integrale Verkenning Bendenrivieren. Studie uitgevoerd in opdracht van RIZA.

Bijlagen

Het eerste nummer van de bijlage verwijst naar het hoofdstuk waar de betreffende bijlage bijhoort.

Bijlage 2.1: Theoretisch kader gehanteerd in het project Baten van Water

Figuur 2A illustreert de samenhang tussen milieuwaarden en maatschappelijke waarden van aquatische ecosystemen. In Baten van Water wordt een onderscheid gemaakt tussen ecologische waarden ("groen"), economische waarden ("geld") en sociaal-culturele waarden ("gevoel"). Deze waarden worden hieronder kort besproken.

Ecologische waarden

Waarden:

Expert judgement - al dan niet geformaliseerd met behulp van een model - van als belangrijk beschouwde abiotische en biotische ecosysteem componenten, dus inclusief het voorkomen van verschillende planten- en diersoorten en biochemische processen in een ecosysteem.

Normen:

Natuurstreefbeelden vastgesteld door inhoudelijke experts en verantwoordelijke (overheids)instanties aan de hand van criteria zoals bijvoorbeeld zeldzaamheid, biodiversiteit enzovoorts.

Natuur waardering wordt niet-normatief genoemd wanneer een verandering in het geofysische milieu of de biotische natuur wordt gewaardeerd aan de hand van één of meerdere criteria (bijvoorbeeld diversiteit of zeldzaamheid) zonder dat er direct een uitspraak wordt gedaan over hoe relevant deze verandering is in beleidsmatig opzicht.

Natuur waardering wordt normatief genoemd wanneer de berekende natuurwaarde wordt afgezet tegen een bepaalde referentiewaarde. Deze referentiewaarde geeft aan dat je een gewenste situatie voor ogen hebt (bijv. doelstellingen uit natuurbeleid). Die gewenste situatie wordt dan de norm waaraan de verandering in natuurwaarde wordt afgemeten, zodat je ook een uitspraak kunt doen of en in hoeverre iets de goede of slechte kant opgaat.

Economische waarden

Waarden:

Voor 1870 (klassieke economie)

Objectieve definitie:

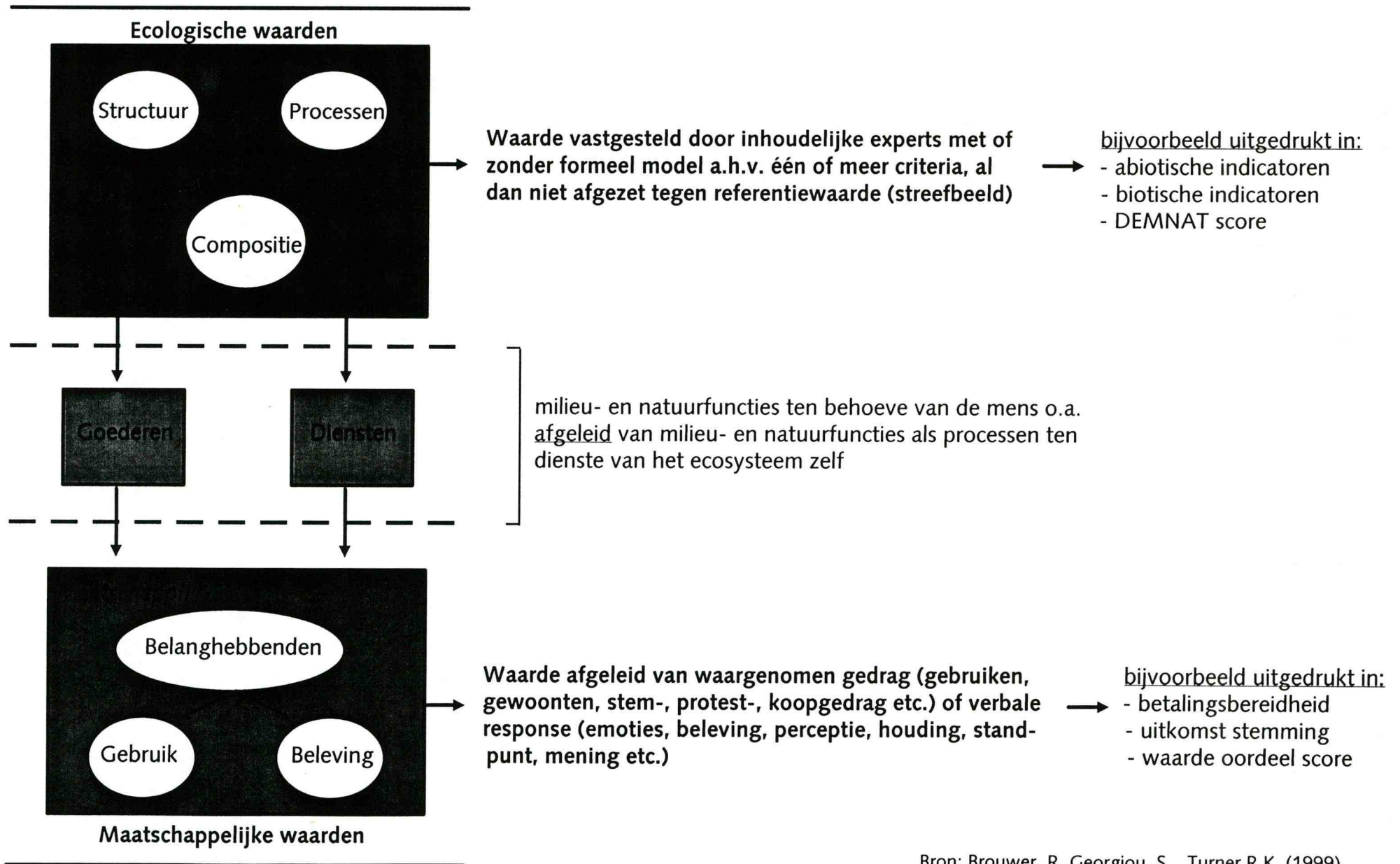
waarde geïncorporeerd in goed of dienst (productiekosten)

Na 1870 (neo-klassieke economie)

Subjectieve definitie:

het nut dat individuen hechten aan de laatst verkregen eenheid van een object met inachtneming van inkomen en het nut dat ze hechten aan andere objecten (resultante van vraag en aanbod)

Figuur 2A: Relatie tussen ecologische en maatschappelijke waarden van aquatische ecosystemen



Bron: Brouwer, R. Georgiou, S. , Turner R.K. (1999).

Economische waarde wordt uitgedrukt als de mate waarin mensen schaarse middelen zoals geld of tijd willen inzetten om iets te verkrijgen of te behouden. Waarde ontstaat in die zin alleen door de interactie tussen een subject (individu) en een object en wordt daarom niet als een intrinsieke kwaliteit van iets beschouwd.

Afhankelijk van de referentie of uitgangssituatie en de verdeling van eigendomsrechten, is men ofwel bereid te betalen om iets te krijgen of te behouden (WTP) ofwel verlangen mensen financiële compensatie voor iets dat verloren gaat (WTA).

De marktprijs van goederen en diensten reflecteert de waarde ervan (marginaal nut ontleend aan de laatst verhandelde eenheid goed of dienst), maar is niet gelijk aan de economische waarde.

Sociaal-culturele waarden

Waarden:

Min of meer bewuste abstracte individuele of collectieve voorstellingen omtrent hetgeen mensen als goed of slecht, juist of onjuist en daarom ook als wel of niet nastrevenswaardig beschouwen.

Normen:

Min of meer bindende verwachtingen ten aanzien van gedrag van mensen, die tevens worden gehanteerd als maatstaf waaraan het gedrag van mensen wordt afgemeten.

Cultuur:

Alles wat wij denken, doen en hebben als leden van de samenleving, inclusief het geheel van waarden, normen en opvattingen.

Net als in de economische waardetheorie wordt ook in de sociologie, psychologie en culturele antropologie uitgegaan van een positieve relatie tussen geobserveerd gedrag of verbale response en de waarde van iets. Echter, waarde wordt in de andere sociale wetenschappen vooral opgevat als de inhoudelijke typering van de reden waarom iets belangrijk wordt gevonden. Waarden zijn voorstellingen zoals wij die bijvoorbeeld aanduiden met termen zoals trouw, moed, nut, schoonheid, rechtvaardigheid, eerlijkheid, en vele andere woorden die op -heid eindigen. Hoewel het verschil soms moeilijk is aan te geven, kan het onderscheid tussen "waarde" en "belang" duidelijk worden gemaakt met de werkwoorden "zijn" en "hebben". Bij waarden zeg je: ik wil eerlijk, moedig of trouw zijn, respectievelijk dat andere mensen dat zijn. In het geval van belangen zeg je: ik wil bijvoorbeeld geld, macht, status of prestige hebben.

Dat mensen redenen kunnen noemen waarom ze iets belangrijk vinden, vloeit voort uit hun vermogen om tamelijk abstracte mentale categorieën te vormen. Daarmee kunnen ze een groot aantal verschillende situaties of gebeurtenissen onder de algemene noemer van een waarde brengen. Vaak gaat het hierbij om waarden met een morele strekking die direct of

indirect verwijzen naar datgene wat "goed" is in de manier waarop mensen met elkaar omgaan.

In de psychologie wordt het accent gelegd op het individu dat zich deze abstracte mentale categorieën eigen maakt en er al dan niet consequenties aan verbindt. Sociologisch is de vorming van waarden vooral interessant in relatie met de wijze waarop de mensen in de maatschappij samenwerken, wedijveren en elkaar imiteren. Daarbij spelen waarden zowel een rol bij het samenbinden van groeperingen met een gelijke sociale status, als bij het scheiden van groeperingen met een verschillende sociale status.

Bovenstaande sociaal-psychologische waarden vormen de kern van "cultuur". Hoewel er vele definities en uitingsvormen van cultuur bestaan, kan cultuur in het algemeen wel gedefinieerd worden als het geheel van opvattingen omtrent hetgeen is en hetgeen behoort. Met cultuur wordt bedoeld dat er in het gedrag van mensen een zekere regelmaat te bespeuren valt. Zodra die mensen zich collectief in een bepaald opzicht anders gaan gedragen, is de cultuur op een bepaald punt veranderd. Het begrip cultuur berust op de waarneming van bepaalde regelmatigheden in het geïnstitutionaliseerde gedrag van de leden van een samenleving. Ook cultuur kan vaak uit waarneembare gedrag worden afgeleid.

Bijlage 4.1: De achttien ecotoopgroepen onderscheiden binnen DEMNAT 2.1

Ecotoop- groep code	Omschrijving (<i>landschapstype</i>)
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren (<i>vennen, duinmeren</i>)
A17	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren (<i>sloten en plassen in laagveengebieden en nattere zandstreken</i>)
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren (<i>sloten en plassen in laagveen- en kleigebieden</i>)
bA10	Verlandings- en zoetwatervegetaties van brakke wateren (<i>sloten en plassen in brakke polders, inlagen</i>)
K21	Pionier- en graslandvegetaties op natte, voedselarme zure bodems (<i>natte heiden en hoogvenen</i>)
K22	Pionier- en graslandvegetaties op natte, voedselarme zwak zure bodems (<i>veenmosrietlanden, trilvenen, blauwgraslanden, kalkarme duinvalleien</i>)
K23	Pionier- en graslandvegetaties op natte, voedselarme basische bodems (<i>kalkrijke duinvalleien</i>)
K27	Pionier- en graslandvegetaties op natte, matig voedselrijke bodems (<i>hooilanden in het laagveen en in de middenloop van beekdalen</i>)
K28	Pionier- en graslandvegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems (<i>ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland</i>)
bK20	Pionier- en graslandvegetaties op natte, brakke bodems (<i>natte graslanden in brakke polders</i>)
bK40	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, brakke bodems (<i>vochtige graslanden in brakke polders</i>)
K41	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, voedselarme zure bodems (<i>vochtige heiden</i>)
K42	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, voedselarme zwak zure bodems (<i>heischrale graslanden, kalkarme duinvalleien</i>)
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme zwak zure bodems (<i>bronbossen</i>)
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems (<i>elzenbroekbos, nat hellingbos</i>)
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems (<i>rieverbossen, grienden</i>)
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme zwak zure bodems (<i>loofbossen op zandgronden</i>)
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matige voedselrijke bodems (<i>parkachtige bossen, loofbossen</i>)

Bijlage 4.2: Kenmerkende plantensoorten per ecotoopgroep

In de onderstaande lijst zijn per ecotoopgroep de kenmerkende plantensoorten weergegeven zoals gebruikt bij het afleiden van het voorkomen van de ecotoopgroepen met FLORBASE ten behoeve van DEMNAT 2.1. Sommige soorten zijn vanwege hun bredere ecologische amplitude kenmerkend voor meerdere ecotoopgroepen. Cursief weergegeven soorten worden beschouwd als zeer kenmerkend voor de desbetreffende ecotoopgroep.

A12 : Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme zwak zure wateren

Apium inundatum, *Carex diandra*, *Carex lasiocarpa*, *Echinodorus ranunculoides*, *Echinodorus repens*, *Eleocharis acicularis*, *Hypericum elodes*, *Isoetes echinospora*, *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Ludwigia palustris*, *Lythrum portula*, *Menyanthes trifoliata*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Nymphaea alba*, *Pilularia globulifera*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton polygonifolius*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus aquatilis* + *Ranunculus peltatus*, *Ranunculus ololeucos*, *Scirpus fluitans*, *Sparganium angustifolium*, *Sparganium natans*, *Utricularia intermedia*, *Veronica scutellata*

A17 : Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren

Alisma gramineum, *Alisma lanceolatum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Apium nodiflorum*, *Butomus umbellatus*, *Calla palustris*, *Carex acuta*, *Carex aquatilis*, *Carex elata*, *Carex paniculata*, *Carex pseudocyperus*, *Cicuta virosa*, *Cladium mariscus*, *Eleocharis acicularis*, *Eleocharis palustris* subsp. *uniglumis*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Equisetum fluviatile*, *Groenlandia densa*, *Hippuris vulgaris*, *Hottonia palustris*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Luronium natans*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Lythrum salicaria*, *Menyanthes trifoliata*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Najas marina*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Oenanthe aquatica*, *Potamogeton acutifolius*, *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton compressus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton obtusifolius*, *Potamogeton polygonifolius*, *Potamogeton trichoides*, *Potamogeton x decipiens*, *Potamogeton x fluitans*, *Potamogeton x zizii*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus aquatilis* + *Ranunculus peltatus*, *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus hederaceus*, *Ranunculus lingua*, *Rorippa amphibia*, *Rumex hydrolapathum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Salvinia natans*, *Scirpus fluitans*, *Sium latifolium*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum* subsp. *erectum*, *Sparganium natans*, *Stratiotes aloides*

A18 : Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren

Acorus calamus, *Alisma gramineum*, *Alisma lanceolatum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Callitriche platycarpa*, *Catabrosa aquatica*, *Ceratophyllum demersum*, *Ceratophyllum submersum*, *Elodea nuttallii*, *Glyceria fluitans*, *Glyceria maxima*, *Lemna gibba*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Myriophyllum spicatum*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton mucronatus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pusillus*, *Ranunculus circinatus*, *Rorippa amphibia*, *Rumex hydrolapathum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Scirpus triqueter*, *Sium latifolium*, *Sparganium erectum* subsp. *erectum*, *Spirodela polyrrhiza*, *Typha latifolia*, *Wolffia arrhiza*, *Zannichellia palustris* subsp. *palustris*

bA10: Verlandings- en watervegetaties van brakke wateren

Ceratophyllum submersum, *Hippuris vulgaris*, *Najas marina*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus baudotii*, *Scirpus lacustris* subsp. *tabernaemontani*, *Zannichellia palustris* subsp. *palustris*

K21 : Kruidachtige vegetaties op natte, voedselarme, zure bodems

Andromeda polifolia, *Carex curta*, *Drosera intermedia*, *Drosera rotundifolia*, *Erica scoparia*, *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Gentiana pneumonanthe*,

Juncus tenageia, *Lycopodium inundatum*, *Narthecium ossifragum*, *Oxycoccus macrocarpos*, *Oxycoccus palustris*, *Polygala serpyllifolia*, *Rhynchospora alba*, *Rhynchospora fusca*, *Vaccinium uliginosum*, *Wahlenbergia hederacea*

K22 : Kruidachtige vegetaties op natte, voedselarme, zwak zure bodems

Anagallis minima, *Apium inundatum*, *Apium repens*, *Calamagrostis stricta*, *Carex buxbaumii*, *Carex curta*, *Carex diandra*, *Carex dioica*, *Carex echinata*, *Carex hartmanii*, *Carex hostiana*, *Carex limosa*, *Carex oederi subsp. oedocarpa*, *Carex pallescens*, *Carex panicea*, *Carex pulicaris*, *Carex trinervis*, *Carex vesicaria*, *Cicendia filiformis*, *Cirsium dissectum*, *Dactylorhiza incarnata*, *Deschampsia setacea*, *Drosera longifolia*, *Drosera rotundifolia*, *Dryopteris cristata*, *Echinodorus ranunculoides*, *Echinodorus repens*, *Elatine hexandra*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum gracile*, *Eriophorum latifolium*, *Galium palustre*, *Galium uliginosum*, *Gymnadenia conopsea*, *Hammarbya paludosa*, *Hieracium lactucella*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Hypericum canadense*, *Hypericum elodes*, *Juncus acutiflorus*, *Juncus arcticus (subsp. balticus)*, *Juncus filiformis*, *Juncus pygmaeus*, *Juncus tenageia*, *Liparis loeselii*, *Luzula multiflora*, *Lythrum portula*, *Ophioglossum vulgatum*, *Orchis morio*, *Oxycoccus macrocarpos*, *Parnassia palustris*, *Pedicularis palustris*, *Pilularia globulifera*, *Pinguicula vulgaris*, *Platanthera bifolia*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus flammula*, *Scheuchzeria palustris*, *Schoenus nigricans*, *Scirpus setaceus*, *Scutellaria minor*, *Selinum carvifolia*, *Succisa pratensis*, *Thelypteris palustris*, *Valeriana dioica*, *Veronica scutellata*, *Viola palustris*

K23 : Kruidachtige vegetaties op natte, voedselarme basische bodems

Anagallis tenella, *Blackstonia perfoliata subsp. serotina*, *Carex lepidocarpa*, *Carex trinervis*, *Centaurium littorale*, *Centaurium pulchellum*, *Dactylorhiza incarnata*, *Dactylorhiza majalis*, *Eleocharis quinqueflora*, *Epipactis palustris*, *Equisetum variegatum*, *Galium uliginosum*, *Gentianella amarella*, *Gnaphalium luteo-album*, *Gymnadenia conopsea*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus alpinoarticulatus subsp. atricapillus*, *Liparis loeselii*, *Orchis morio*, *Parentucellia viscosa*, *Parnassia palustris*, *Ranunculus flammula*, *Schoenus nigricans*, *Scirpus cariciformis*, *Teucrium scordium*

K27 : Kruidachtige vegetaties op natte, matig voedselrijke bodems

Achillea ptarmica, *Alchemilla vulgaris s.l.*, *Apium nodiflorum*, *Barbarea stricta*, *Bromus racemosus*, *Calamagrostis stricta*, *Caltha palustris subsp. palustris*, *Campanula patula*, *Cardamine amara*, *Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Carex appropinquata*, *Carex aquatilis*, *Carex cespitosa*, *Carex disticha*, *Carex elata*, *Carex flava*, *Carex vesicaria*, *Carex vulpina*, *Cirsium oleraceum*, *Cladium mariscus*, *Colchicum autumnale*, *Crepis paludosa*, *Cyperus fuscus*, *Dactylorhiza majalis*, *Eleocharis palustris subsp. uniglumis*, *Epilobium obscurum*, *Epilobium palustre*, *Epilobium roseum*, *Equisetum fluviatile*, *Equisetum palustre*, *Equisetum telmateia*, *Eupatorium cannabinum*, *Filipendula ulmaria*, *Fritillaria meleagris*, *Galium palustre*, *Gnaphalium luteo-album*, *Gnaphalium uliginosum*, *Gratiola officinalis*, *Gypsophila muralis*, *Hierochloe odorata*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Hypericum dubium*, *Hypericum quadrangulum*, *Juncus acutiflorus*, *Juncus alpinoarticulatus subsp. alpinoarticulatus*, *Juncus articulatus*, *Juncus canadensis*, *Juncus inflexus*, *Lathyrus palustris*, *Leucojum aestivum*, *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Mentha arvensis*, *Mentha pulegium*, *Mentha x verticillata*, *Montia fontana subsp. chondrosperma*, *Myosotis laxa + Myosotis palustris*, *Myosurus minimus*, *Peucedanum palustre*, *Poa palustris*, *Polygonum bistorta*, *Polygonum minus*, *Potentilla anglica*, *Primula elatior*, *Pulicaria dysenterica*, *Ranunculus flammula*, *Sanguisorba officinalis*, *Scirpus sylvaticus*, *Scrophularia umbrosa*, *Scutellaria galericulata*, *Senecio aquaticus*, *Silaum silaus*, *Sium latifolium*, *Solidago gigantea*, *Sonchus palustris*, *Stellaria palustris*, *Thalictrum flavum*, *Thelypteris palustris*, *Triglochin palustris*, *Valeriana dioica*, *Veronica beccabunga*, *Veronica longifolia*, *Veronica scutellata*

K28 : Kruidachtige vegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems

Alopecurus aequalis, *Alopecurus geniculatus*, *Angelica archangelica*, *Apium nodiflorum*, *Bidens cernua*, *Bidens connata*, *Bidens frondosa*, *Bidens tripartita*, *Catabrosa aquatica*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium polyspermum*, *Chenopodium rubrum*, *Cuscuta europaea*, *Epilobium ciliatum*, *Epilobium hirsutum*, *Epilobium parviflorum*, *Epilobium tetragonum*, *Equisetum palustre*, *Euphorbia palustris*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans*, *Glyceria maxima*, *Inula britannica*, *Juncus articulatus*, *Juncus inflexus*, *Leersia oryzoides*, *Limosella aquatica*, *Lythrum salicaria*, *Melilotus altissima*, *Mentha x verticillata*, *Myosotis laxa* + *Myosotis palustris*, *Myosurus minimus*, *Oenanthe fistulosa*, *Phalaris arundinacea*, *Polygonum amphibium*, *Polygonum hydropiper*, *Polygonum mite*, *Potentilla supina*, *Pulicaria vulgaris*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa amphibia*, *Rorippa austriaca*, *Rorippa palustris*, *Rorippa sylvestris*, *Rumex conglomeratus*, *Rumex maritimus*, *Rumex palustris*, *Senecio congestus*, *Senecio fluviatilis*, *Senecio paludosus*, *Stachys palustris*, *Stellaria aquatica*, *Stellaria uliginosa*, *Triglochin palustris*, *Typha latifolia*, *Veronica beccabunga*, *Xanthium orientale*

bK20: Kruidachtige vegetaties op natte, brakke bodems

Apium graveolens, *Aster tripolium*, *Atriplex prostrata*, *Bupleurum tenuissimum*, *Carex distans*, *Centaureum littorale*, *Centaureum pulchellum*, *Cochlearia officinalis subsp. officinalis*, *Eleocharis quinqueflora*, *Eleocharis palustris subsp. uniglumis*, *Odontites vernus subsp. serotinus*, *Glaux maritima*, *Juncus ambiguus*, *Juncus arcticus (subsp. balticus)*, *Lotus corniculatus subsp. tenuifolius*, *Oenanthe lachenalii*, *Parapholis strigosa*, *Plantago maritima*, *Puccinellia fasciculata*, *Pulicaria dysenterica*, *Samolus valerandi*, *Scirpus rufus*, *Sonchus palustris*, *Spergularia salina*, *Triglochin palustris*, *Oenanthe crocata*, *Epilobium tetragonum*

bK40: Kruidachtige vegetaties op vochtige, brakke bodems

Alopecurus bulbosus, *Althaea officinalis*, *Atriplex glabriuscula*, *Atriplex prostrata*, *Atriplex littoralis*, *Atriplex laciniata*, *Bellis perennis*, *Bupleurum tenuissimum*, *Carex punctata*, *Desmazeria marina*, *Centaureum littorale*, *Cerastium diffusum*, *Cerastium fontanum subsp. vulgare*, *Chenopodium polyspermum*, *Chenopodium rubrum*, *Cochlearia officinalis subsp. anglica*, *Cochlearia danica*, *Crambe maritima*, *Crithmum maritimum*, *Epilobium hirsutum*, *Festuca arundinacea*, *Glaucium flavum*, *Honckenya peploides*, *Hordeum marinum*, *Hordeum secalinum*, *Lepidium latifolium*, *Lolium perenne*, *Lotus corniculatus subsp. tenuifolius*, *Matricaria maritima*, *Parapholis strigosa*, *Plantago coronopus*, *Puccinellia rupestris*, *Ranunculus sardous*, *Rumex crispus*, *Sagina maritima*, *Torilis nodosa*, *Lactuca tatarica*, *Lathyrus japonicus*

K41 : Kruidachtige vegetaties op vochtige, voedselarme, zure bodems

Calluna vulgaris, *Empetrum nigrum*, *Erica tetralix*, *Genista anglica*, *Genista pilosa*, *Gentiana pneumonanthe*, *Illecebrum verticillatum*, *Juncus squarrosus*, *Lycopodium selago*, *Pedicularis sylvatica*, *Polygala serpyllifolia*, *Scirpus cespitosus subsp. germanicus*

K42 : Kruidachtige vegetaties op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems

Anagallis minima, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Arnica montana*, *Carex ovalis*, *Carex pallescens*, *Carex panicea*, *Centaurea jacea*, *Centaureum erythraea*, *Coeloglossum viride*, *Crassula tillaea*, *Danthonia decumbens*, *Erica cinerea*, *Euphrasia stricta*, *Filago vulgaris*, *Genista germanica*, *Genista tinctoria*, *Hieracium lactucella*, *Hieracium peleterianum*, *Hypericum humifusum*, *Illecebrum verticillatum*, *Juncus tenuis*, *Lathyrus linifolius*, *Linum catharticum*, *Luzula multiflora*, *Ophioglossum vulgatum*, *Orchis morio*, *Pedicularis sylvatica*, *Platanthera bifolia*, *Potentilla anglica*, *Pyrola minor*, *Pyrola rotundifolia*, *Radiola linoides*, *Serratula tinctoria*, *Solidago virgaurea*, *Succisa pratensis*, *Trifolium medium*, *Viola canina*

H22 : Houtige vegetaties op natte, voedselarme, zwak zure bodems

Carex elongata, *Carex pendula*, *Carex strigosa*, *Carex vesicaria*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Dryopteris cristata*, *Epilobium obscurum*, *Equisetum*

sylvaticum, *Myrica caroliniensis*, *Myrica gale*, *Osmunda regalis*, *Scutellaria minor*, *Viola palustris*

H27 : Houtige vegetaties op natte, matig voedselrijke bodems

Barbarea stricta, *Caltha palustris* subsp. *palustris*, *Cardamine amara*, *Cardamine flexuosa*, *Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Carex appropinquata*, *Carex elata*, *Carex laevigata*, *Carex paniculata*, *Carex pseudocyperus*, *Circaea lutetiana*, *Cirsium oleraceum*, *Crepis paludosa*, *Epilobium obscurum*, *Epilobium roseum*, *Equisetum telmateia*, *Eupatorium cannabinum*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale*, *Humulus lupulus*, *Impatiens noli-tangere*, *Polygonum bistorta*, *Ribes nigrum*, *Ribes rubrum*, *Scirpus sylvaticus*, *Scrophularia umbrosa*, *Scutellaria galericulata*, *Stellaria nemorum*, *Thalictrum flavum*

H28 : Houtige vegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems

Angelica archangelica, *Cardamine amara*, *Cardamine flexuosa*, *Cardamine impatiens*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Elymus caninus*, *Impatiens noli-tangere*, *Phalaris arundinacea*, *Ribes rubrum*, *Rumex conglomeratus*, *Senecio paludosus*, *Stachys palustris*

H42 : Houtige vegetaties op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems

Anemone nemorosa, *Carex pallescens*, *Circaea alpina*, *Circaea x intermedia*, *Convallaria majalis*, *Crassula tillaea*, *Digitalis purpurea*, *Equisetum hyemale* + *Equisetum x moorei*, *Equisetum sylvaticum*, *Gagea lutea*, *Gagea spathacea*, *Gagea villosa*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Hedera helix*, *Hieracium sabaudum*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Lathyrus linifolius*, *Luzula luzuloides*, *Luzula multiflora*, *Luzula pilosa*, *Luzula sylvatica*, *Lysimachia nemorum*, *Milium effusum*, *Moneses uniflora*, *Mycelis muralis*, *Oreopteris limbosperma*, *Oxalis acetosella*, *Phegopteris connectilis*, *Poa chaixii*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum multiflorum*, *Polygonatum verticillatum*, *Primula vulgaris*, *Pyrola minor*, *Pyrola rotundifolia*, *Scilla non-scripta*, *Selinum carvifolia*, *Solidago virgaurea*, *Stellaria holostea*, *Trifolium medium*

H47 : Houtige vegetaties op vochtige, matig voedselrijke bodems

Alliaria petiolata, *Allium schoenoprasum*, *Allium ursinum*, *Anemone nemorosa*, *Arum italicum*, *Campanula latifolia*, *Carex spicata*, *Chaerophyllum temulum*, *Circaea lutetiana*, *Epilobium montanum*, *Epipactis helleborine*, *Eupatorium cannabinum*, *Festuca gigantea*, *Galanthus nivalis*, *Galium odoratum*, *Geranium phaeum*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Hedera helix*, *Humulus lupulus*, *Montia fontana* subsp. *chondrosperma*, *Mycelis muralis*, *Myrrhis odorata*, *Ornithogalum nutans*, *Parietaria officinalis*, *Phyteuma spicatum* subsp. *spicatum*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum multiflorum*, *Primula vulgaris*, *Ranunculus ficaria* subsp. *bulbifer*, *Ribes rubrum*, *Rumex sanguineus*, *Scilla non-scripta*, *Scrophularia nodosa*, *Scutellaria columnae*, *Sedum telephium*, *Silene dioica*, *Stachys sylvatica*, *Stellaria nemorum*, *Torilis japonica*, *Tulipa sylvestris*, *Veronica chamaedrys*, *Veronica montana*, *Vicia sepium*, *Vinca minor*

Bijlage 4.3: Beschrijving van de natuurwaarderingsmodule in DEMNAT

DEMNAT is voorzien van een natuurwaarderingsmodule. Natuurwaardering kan plaatsvinden op basis van één of meerdere criteria. Vooral diversiteit, zeldzaamheid, kenmerkendheid, natuurlijkheid en grootte zijn belangrijke waarderingscriteria.⁵⁷ Bij de keuze van één of meerdere van deze criteria, moet met een aantal factoren rekening worden gehouden.

In de eerste plaats kan het in de praktijk weinig zin hebben om natuurwaardering te baseren op zeer veel verschillende criteria. Als voor deze criteria geen harde kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn, wordt een fijngevoeligheid en nauwkeurigheid gesuggereerd die niet kan worden waar gemaakt. Bovendien kunnen verschillende criteria onderling afhankelijk zijn, zodat het gebruik van deze criteria in één en dezelfde waarderingsprocedure tot dubbeltellingen kan leiden.

In de tweede plaats kan bij een aantal gebruikte criteria kanttekeningen worden geplaatst. Zo dient bij het criterium soortenrijkdom (diversiteit) rekening te worden gehouden met het feit dat bepaalde ecosystemen van nature soortenarm zijn (bijvoorbeeld hoogvenen, natte heiden, brakke en zoute moerassen), terwijl zij toch hoog worden gewaardeerd door biologen. Daarnaast bestaat het risico dat in het geval van waardering op basis van het voorkomen van het aantal soorten een bepaald ecosysteem hoger wordt gewaardeerd wanneer daar extra, maar niet kenmerkende en zelfs versturende soorten in voorkomen (exotische soorten of indringers zoals bijvoorbeeld een 'verstoorde' heide met brandnetel). In de praktijk wordt hiermee meestal geen rekening gehouden in de waarderingsprocedure.

Ook de natuurlijkheid of ongestoordheid van ecosystemen is een vaak gebruikt criterium, maar is niet altijd probleemloos na verstoring nog "objectief" vast te stellen, vooral niet in het geval van dynamische, evoluerende ecosysteemttypen.⁵⁸

Echter, zo zijn aan ieder criterium wel theoretische of praktische voor- en nadelen verbonden. Bij de keuze van criteria is het uitermate belangrijk goed van tevoren te overwegen wat uiteindelijk met de waardering wordt beoogd: wat het doel is, waarvoor de waardering wordt gebruikt en ook voor wie.

In DEMNAT is zeldzaamheid een voornaam criterium voor waardering. Er zijn een aantal redenen denkbaar waarom mensen zeldzame soorten of ecosystemen waardevol achten:

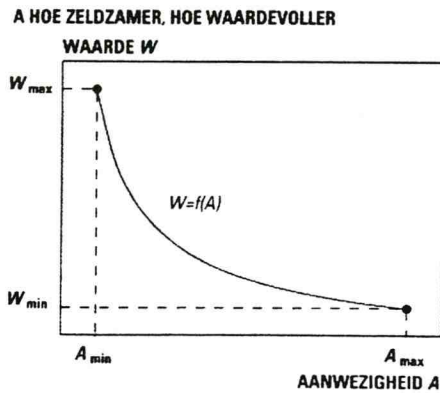
- Eén mogelijke reden is dat mensen zich verantwoordelijk voelen voor de natuur. Met de achteruitgang van het milieu verdienen zeldzame soorten en ecosysteemttypen, zo vinden velen, speciale aandacht, omdat deze als eerste van het toneel dreigen te verdwijnen en daarmee zou de biodiversiteit afnemen.
- Een andere mogelijke reden is dat zeldzame soorten ecologisch interessant zijn, bijvoorbeeld omdat de zeldzaamheid voortkomt uit zeer specifieke milieu-eisen of uit een bijzondere voorplantingsstrategie.
- Het meest platvloerse motief tenslotte is dat mensen verzamelaars zijn van zeldzaamheden. Postzegels, goud of orchideeën, als het maar zeldzaam is.

Bij DEMNAT vormen twee uitgangspunten de basis voor de natuurwaarderingsmethode. Het eerste uitgangspunt van de methode luidt: *hoe zeldzamer, hoe waardevoller*. Met andere woorden hoe algemener een soort, des te lager de waarde (Figuur 4A).

⁵⁷ Zie Usher (1986).

⁵⁸ Zie Margules en Usher (1981) of Brouwer en anderen (1999).

Figuur 4A: Grafische weergave van het uitgangspunt “hoe zeldzamer, hoe waardevoller”

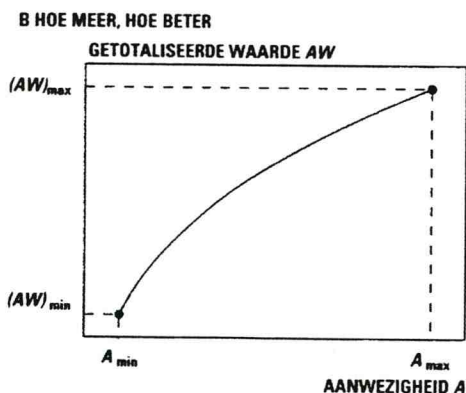


Dit is een vrij algemeen uitgangspunt waarop natuurlijk uitzonderingen bestaan en waaraan ook enkele voorwaarden zijn verbonden. Een voorwaarde is bijvoorbeeld dat soorten geen hinder mogen veroorzaken: een zeldzame vlinder is leuk voor mensen, een zeldzame lintworm niet. Een andere voorwaarde is dat het uitgangspunt alleen betrekking heeft op wilde soorten. Tenslotte geldt als voorwaarde dat het uitgangspunt alleen opgaat voor soorten van hetzelfde taxonomische niveau. Dus, vogels kunnen onderling gewaardeerd worden, of vlinders, of hogere planten. Het Pantoffeldiertje kan echter niet vergeleken worden met de Lepelaar, omdat ééncelligen in onze waardering van een andere orde zijn dan vogels.

Een belangrijke vraag is wat de meest wenselijke vorm is voor de functie $W = f(A)$ in Figuur 4A. Het antwoord hierop hangt samen met het tweede criterium dat in de natuurwaarderingmodule van DEMNAT wordt gehanteerd, namelijk “hoe meer, hoe beter”. Hiermee wordt bedoeld dat als de natuur toeneemt in omvang (zeldzame of algemeen voorkomende natuur), dit ook in positieve zin wordt gewaardeerd. In andere woorden: het groen wint het van het asfalt. Uiteraard zijn ook hier beperkingen aan te geven. Meer is alleen beter zolang de omvang van aanwezige soorten niet als een plaag wordt beschouwd.

Een maat voor de totale hoeveelheid natuurwaarde van een soort of ecotoopgroep is het product van algemeenheid A en natuurwaarde W , oftewel de getotaliseerde waarde AW . Dit is grafisch weergegeven in figuur 4B.

Figuur 4B: Grafische weergave van het uitgangspunt “hoe meer, hoe beter”



Beide criteria zijn in DEMNAT in één algoritme beschreven.⁵⁹ De waarden voor AW_{\min} , AW_{\max} en A_{\min} en A_{\max} worden gekwantificeerd uit digitale verspreidingsgegevens van soorten of ecotoopgroepen. Hierdoor kan uiteindelijk een getalswaarde worden bepaald van een soort of ecotoopgroep gebaseerd op nationale zeldzaamheid. Eventueel is nog een correctie mogelijk voor internationale zeldzaamheid. Met deze informatie kan, gecombineerd met actuele verspreidingsgegevens van een soort of ecotoopgroep een verspreidingskaart worden gemaakt van natuurwaarden. Deze waarden kunnen desgewenst worden geaggregeerd naar één getal of één getal per gebiedstype.

⁵⁹ Witte (1998).

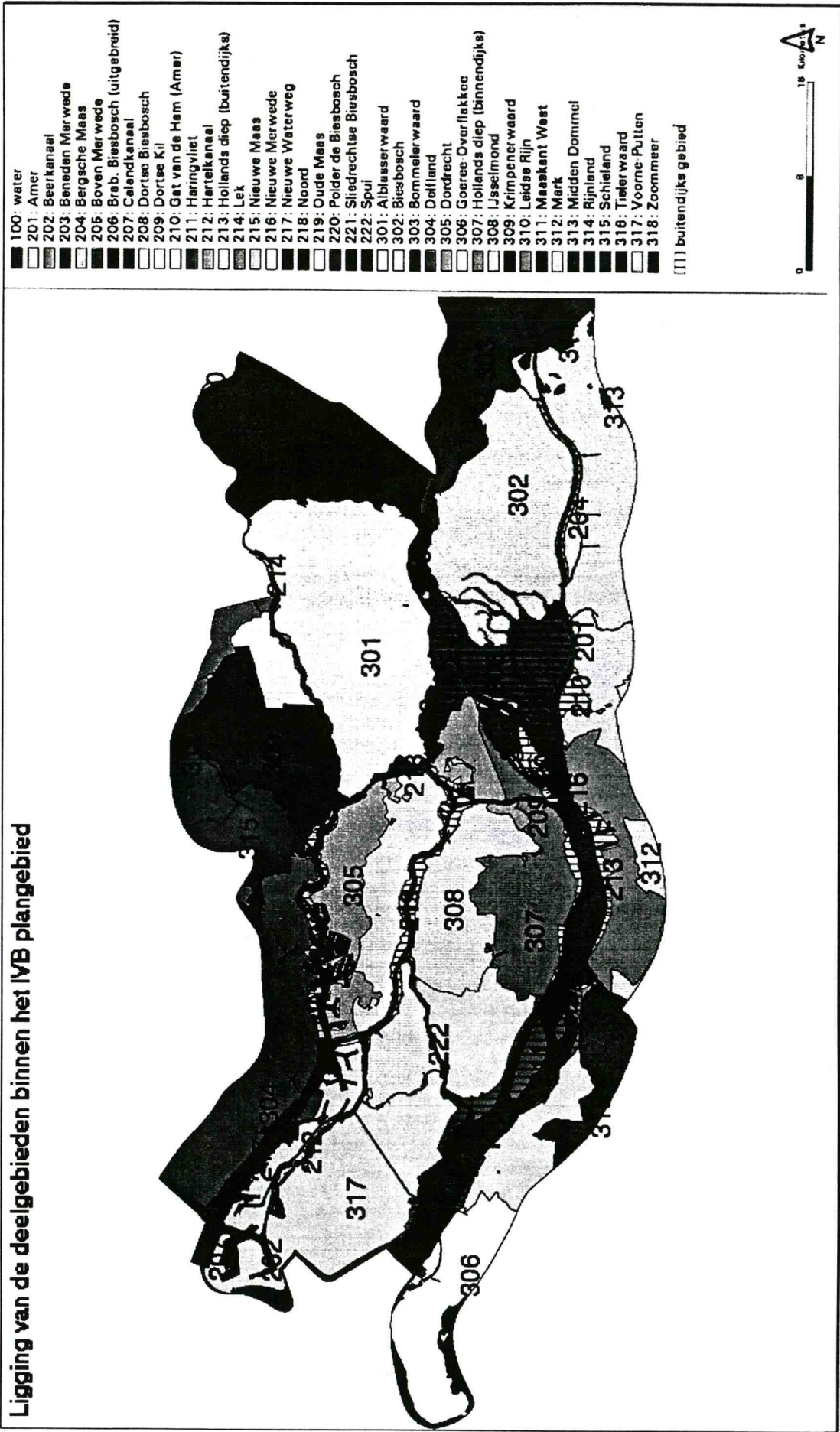
Bijlage 4.4: Overzicht van de deelgebieden

In deze bijlage is de ligging en een aantal kenmerken van de deelgebieden weergegeven die gebruikt zijn voor het schatten van de streefgetal voor natuurwaarden. Gebieden met relatief hoge botanische natuurwaarden in de uitgangssituatie zijn 205, 214, 221, 301, 309, 310, 314 en 316. Verschillende kanalen (202, 207, 212) en bebouwde gebieden (215, 217) scoren laag.

Deelgebied	Omschrijving	N _{act}	OPP[m ²]	(N _{act} /OPP)*10 ⁶
100	water	229	319519039	0.7
201	Amer	1	1069345	1.3
202	Beerkanaal	0	164655	0.0
203	Beneden Merwede	3	2910742	1.1
204	Bergsche Maas	9	8172766	1.1
205	Boven Merwede	14	4911750	2.9
206	Brab. Biesbosch (uitgebreid)	64	53387314	1.2
207	Calandkanaal	0	1408268	0.0
208	Dordtse Biesbosch	7	6957205	1.1
209	Dordtse Kil	0	629646	0.5
210	Gat van de Ham (Amer)	4	6879978	0.6
211	Haringvliet	26	33139232	0.8
212	Hartelkanaal	0	1052762	0.2
213	Hollands diep (buitendijks)	11	15936341	0.7
214	Lek	14	5797963	2.4
215	Nieuwe Maas	6	18208961	0.3
216	Nieuwe Merwede	6	4270288	1.5
217	Nieuwe Waterweg	2	10179807	0.2
218	Noord	6	3965868	1.6
219	Oude Maas	17	18159658	0.9
220	Polder de Biesbosch	7	9744736	0.7
221	Slidrechtse Biesbosch	49	19405622	2.6
222	Spui	1	2726740	0.2
301	Alblasserwaard	624	278732573	2.2
302	Biesbosch	224	338733007	0.7
303	Bommelerwaard	51	83027800	0.6
304	Delfland	106	158990011	0.7
305	Dordrecht	30	97748084	0.3
306	Goeree-Overflakkee	62	88386996	0.7
307	Hollands diep (binnendijks)	59	180374743	0.3
308	IJsselmond	75	207483935	0.4
309	Krimpenerwaard	229	104123652	2.2
310	Leidse Rijn	1	253765	3.6
311	Maaskant West	18	15947321	1.1
312	Mark	3	18224896	0.2
313	Midden Dommel	1	2691343	0.3
314	Rijnland	6	2055281	2.9
315	Schieland	67	74989056	0.9
316	Tielerwaard	412	163487271	2.5
317	Voorne-Putten	234	316377142	0.7
318	Zoommeer	3	35958803	0.1

Bijlage 4.5

Ligging van de deelgebieden binnen het IVB plangebied



Bijlage 4.6: Ophogingsfactor per deelgebied en ecotoopgroep t.b.v. de bepaling van de gewenste natuurwaarde score

deelgebied	A12	A17	A18	bA10	K21	K22	K23	K27	K28	bK20	bK40	K41	K42	H22	H27	H28	H42	H47	TOT
100	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
201	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
202	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
203	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
204	1.0	1.1	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.1	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.0	1.0	0.8
205	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
206	1.0	1.5	2.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.3	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	2.7
207	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
208	1.0	1.0	1.2	1.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1.3	1.1	1.1	1.0	1.0	1.0	1.1	1.3	1.0	1.0	1.2
209	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
210	1.0	1.0	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.1	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.4	1.0	1.0	1.1
211	1.0	2.0	3.0	1.1	1.0	1.0	1.0	2.0	3.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	2.0	3.0	1.0	1.0	10.1
212	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
213	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	2.1
214	1.0	1.0	1.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	1.5
215	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
216	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
217	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
218	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
219	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
220	1.0	3.0	3.0	1.0	1.0	1.0	1.0	3.0	3.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	8.0
221	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
222	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
301	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
302	1.1	1.5	1.5	1.0	1.0	1.5	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	3.6
303	1.1	1.5	1.5	1.0	1.0	1.5	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	3.6
304	1.1	1.5	1.5	1.0	1.0	1.5	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	3.6
305	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
306	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0

Vervolg: Ophogingsfactor per deelgebied en ecotoopgroep t.b.v. de bepaling van de gewenste natuurwaarde score

deelgebied	A12	A17	A18	bA10	K21	K22	K23	K27	K28	bK20	bK40	K41	K42	H22	H27	H28	H42	H47	TOT
307	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
308	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
309	1.1	1.5	1.5	1.0	1.0	1.5	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	3.6
310	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
311	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
312	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
313	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
314	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
315	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
316	1.1	1.5	1.5	1.0	1.0	1.5	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	3.6
317	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0
318	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0

Bijlage 5.1: Ruimtebeslag van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied (veranderingen in huidig grondgebruik in ha)

Maatschappelijke bestemming of functie							
woningen		landbouw		bedrijven	uiterwaarden		
Maatregel		uit productie		vernatting		Totaal	
1. Buitendijks							
1.1.	1	2,8	0,0	16,0	0,0	86,0	104,8
	2	0,0	133,0	374,0	0,0	215,0	722,0
	7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	11	0,0	0,0	70,0	0,0	0,0	70,0
	20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	22	4,0	0,0	0,0	200,0	0,0	204,0
	28	0,0	0,0	0,0	0,0	237,0	237,0
1.2.	3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Subtotaal		6,8	133,0	460,0	200,0	538,0	1337,8
2. Binnendijks							
2.1.	4	2,5	0,0	73,0	0,0	9,4	84,9
	5	0,0	175,0	502,0	0,0	100,0	777,0
	15	6,0	0,0	591,0	0,0	147,5	744,5
2.2.	8	12,0	63,2	3500,0	0,0	0,0	3575,2
	10	2,8	18,8	0,0	4,5	0,0	26,1
	13	9,6	299,8	1.022,0	0,0	0,0	1331,4
Subtotaal		32,9	556,8	5688,0	4,5	256,9	6539,1
3. Binnendijks							
3.1.	9	5,6	37,6	0,0	9,0	0,0	52,2
	16	19,2	101,1	5600,0	0,0	0,0	5720,3
3.2.	6	27,3	227,5	1007,0	0,0	0,0	1261,8
	12	27,3	213,0	1452,0	0,0	0,0	1692,3
	17	0,0	650,0	2182,0	0,0	0,0	2832,0
	18	21,8	182,0	805,6	0,0	0,0	1009,4
	19	21,8	430,0	1903,3	0,0	0,0	2355,1
	23	0,0	1300,0	541,0	0,0	0,0	1841,0
	24	12,0	295,0	118,0	0,0	0,0	425,0
	26	36,0	2672,0	0,0	0,0	0,0	2708,0
Subtotaal		171,0	6108,2	13 608,9	9,0	0,0	19 897,1
Totaal		210,7	6798,0	19 756,9	213,5	794,9	27 774,0

Bijlage 5.2: Berekende gedeerde opbrengsten uit industrie en landbouw als gevolg van het uitvoeren van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied (prijspeil 2000)

Gederfde Opbrengsten											
Maatregel		Industrie		Landbouw							
		Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)	Structureel		Incidenteel		Structureel		Incidenteel	
				grasland (ha)	akkerland (ha)	grasland (ha)	akkerland (ha)	Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)	Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)
Buitendijks											
1.1	1	0,0	0,0	0,0	0,0	8,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,1
	2	0,0	0,0	39,9	93,1	112,2	261,8	2,9	5,6	0,8	1,6
	7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	11	0,0	0,0	0,0	0,0	14,0	56,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	22	3580,0	6914,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1.2	3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Subtotaal		3 580,0	6 914,0	39,9	93,1	134,2	325,8	2,9	5,6	1,0	1,9
2. Binnendijks											
2.1	4	0,0	0,0	0,0	0,0	18,3	54,8	0,0	0,0	0,1	0,3
	5	0,0	0,0	87,5	87,5	251,0	251,0	5,3	10,3	1,5	3,0
	15	0,0	0,0	0,0	0,0	325,1	266,0	0,0	0,0	1,9	3,7
2.2	8	0,0	0,0	34,8	28,4	1925,0	1575,0	2,1	4,0	0,2	0,4
	10	80,6	155,6	18,8	0,0	0,0	0,0	1,0	1,9	0,0	0,0
	13	0,0	0,0	209,9	89,9	715,4	306,6	11,8	22,8	4,0	7,8
Subtotaal		80,6	155,6	350,9	205,9	3234,7	2453,3	20,2	39,0	19,1	36,9

Vervolg: Berekende gedeerde opbrengsten uit industrie en landbouw als gevolg van het uitvoeren van ruimtelijke waterbergingsmaatregelen in het Benedenrivierengebied (prijspeil 2000)

Gederfde Opbrengsten											
Maatregel		Industrie		Landbouw							
		Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)	Structureel		Incidenteel		Structureel		Incidenteel	
				grasland (ha)	akkerland (ha)	grasland (ha)	akkerland (ha)	Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)	Totaal t/m 2015 (mln gld)	Totaal t/m 2050 (mln gld)
3. Binnendijks											
3.1	9	-	150,0	18,8	18,8	0,0	0,0	-	1.1	-	0.0
	16	-	0,0	50,6	50,6	2800,0	2800,0	-	2.9	-	15.9
3.2	6	-	0,0	113,8	113,8	503,5	503,5	-	6.5	-	2.9
	12	-	0,0	106,5	106,5	726,0	726,0	-	6.1	-	4.1
	17	-	0,0	357,5	292,5	1200,1	981,9	-	19.8	-	6.7
	18	-	0,0	172,9	9,1	765,3	40,3	-	8.5	-	3.8
	19	-	0,0	430,0	0,0	1903,3	0,0	-	21.0	-	9.3
	23	-	0,0	325,0	975,0	135,3	405,8	-	23.6	-	1.0
	24	-	0,0	88,5	206,5	35,4	82,6	-	6.0	-	0.2
	26	-	0,0	400,8	2271,2	0,0	0,0	-	37.6	-	0.0
Subtotaal		-	150,0	2064,3	4043,9	8068,9	5540,0	-	133,1	-	43.9
Totaal		3 660,6	7 219,6	2 455,1	4 342,9	11 437,8	8 319,1	23,1	177,7	20,1	82.6

Bijlage 5.3:

Voorbeeld berekening economische opbrengstderving maatregel 1 t/m 2050:

$$0,1 * 8 \text{ ha} * \text{fl.} 101\,493/\text{ha} + 0,1 * 8 \text{ ha} * \text{fl.} 16\,432/\text{ha} = \text{fl.} 94\,340,-$$

Dit bedrag komt afgerond overeen met de 0,1 miljoen gulden gepresenteerd in de tabel in Bijlage 5.2. In dit geval is er vanuit gegaan dat er ieder jaar vernattingsschade zal optreden, en dus is de verwachte fysieke opbrengstderving van 10 procent vermenigvuldigd met de contante waarde van deze opbrengst.

Bijlage 5.4:

Voorbeeld berekening incidentele economische opbrengstderving maatregel 8 t/m 2050:

$$0,02 * 0,1 * 1925 \text{ ha} * \text{fl.} 101493/\text{ha} + 0,02 * 0,1 * 1575 \text{ ha} * \text{fl.} 16432/\text{ha}) = \text{fl.} 442\ 509,-$$

Het berekende bedrag komt overeen met de 0,4 miljoen gulden in de tabel in Bijlage 5.2.

Bijlage 6.1: Theoretische achtergrond bij hoofdstuk 6

Figuur 6A illustreert de veronderstelde samenhang tussen enerzijds gebruik en beleving en anderzijds maatschappelijk draagvlak. Gebruik en beleving worden gemeten of beschreven om inzicht te krijgen in het draagvlak voor bestaand of nieuw beleid. Tijd is hierbij een zeer bepalende factor. Draagvlak voor beleid kan bijvoorbeeld groeien naarmate de tijd vordert, omdat meer tijd wordt gemaakt om plannen beter uit te leggen of omdat door bepaalde gebeurtenissen of nieuwe ervaringen het besef groeit dat nieuw beleid onvermijdelijk is of zo slecht nog niet is.

Hoewel er uiteraard sprake is van wederzijdse beïnvloeding, wordt hier omwille van de overzichtelijkheid verondersteld dat gebruik vooral samenhangt met belangen, terwijl beleving vooral te maken heeft met waarde oordelen, zoals uitgelegd in Bijlage 2.1. Uiteraard is gebruik verder afhankelijk van de gebruiksmogelijkheden in een gebied. Samen bepalen deze mogelijkheden en het gebruik ervan de functies die een gebied vervult.

Beleving is vergeleken met gebruik een nogal complex begrip. Dit heeft met onder andere te maken met het feit dat beleving vaak in tegenstelling tot gebruik niet direct waarneembaar is. Gebruik valt bijvoorbeeld af te lezen uit de manier waarop mensen de fysieke ruimte inrichten of ordenen. Beleving speelt zich af in het hoofd van mensen. Hoewel hierover al sinds mensenheugenis over wordt nagedacht, is een algemeen toepasbaar model van hoe mensen denken, voelen, informatie verwerken, meningen en oordelen vormen, waarden, normen of preferenties ontwikkelen, hier uiting aan geven of zich hierdoor dagelijks laten leiden in het maken van keuzes nog steeds niet uitgevonden. Mensen staan dagelijks aan vele invloeden bloot, die hun beleving kleuren. Beleving kan door deze stroom van invloeden bovendien nogal eens van kleur veranderen, helemaal als het nieuwe onderwerpen of problemen betreft waar mensen geen of weinig ervaring mee hebben. Aan de andere kant wordt beleving ook mede bepaald door algemene normen en waarden die mensen zich in de loop van de tijd hebben eigen gemaakt.

Er bestaan vele conceptuele kaders waarbinnen het begrip beleving vorm en inhoud wordt gegeven. In veel gevallen gebeurt dat aan de hand van vrij algemene relaties tussen:

- (i) een bepaalde stimulus, bijvoorbeeld informatie;
- (ii) individuele beoordeling van deze stimulus onder invloed van allerlei sociale en psychologische processen of factoren, zoals bijvoorbeeld de kennis of ervaring die iemand over een bepaald onderwerp bezit of de mate waarin mensen zich laten leiden door wat relevante andere mensen denken of voelen;
- (iii) een verbale response of gedrag.

Aan de uitkomst-kant van dergelijke conceptuele kaders, wordt een verbale response of gedrag dan vaak gezien als een graadmeter of indicator voor beleving. Aan een verbale response of gedrag kunnen allerlei signalen worden afgeleid die iets zeggen over de waarde die bijvoorbeeld een omgeving voor mensen heeft. Die signalen kunnen uiteenlopen van de mate waarin mensen zeggen dat ze worden geboeid door een rivierenlandschap tot de marktprijzen die ze betalen voor woningen aan water of politieke standpunten ten aanzien van ruimtelijke waterberging.

Een andere benadering om meer zicht te krijgen op het begrip beleving is meer gericht op het beantwoorden van de vraag waarom iets belangrijk of waardevol wordt gevonden. Er wordt in deze benadering niet of in mindere mate gekeken naar de manier waarop beleving wordt uitgedrukt, bijvoorbeeld in verbale response of gedrag, maar naar de manier waarop beleving tot stand komt, bijvoorbeeld aan de hand van relevante sociologische en psychologische processen of factoren. Het gaat dus meer om het verklaren van gedrag of response aan de hand van

inhoudelijke typering van redenen waarom iets belangrijk wordt gevonden dan om de response of het gedrag zelf. Hierdoor kan meer licht worden geworpen op wat anders vaak een "black-box" blijft waar wat ingaat (stimulus) en vervolgens wat uitkomt (response of gedrag). Hiermee wordt geprobeerd om response of gedrag in nieuwe beleidssituaties beter te kunnen voorspellen.

Beide benaderingen hebben hun voor- en nadelen. Daadwerkelijk gedrag kan in sommige situaties zeer concrete en aannemelijke aanwijzingen geven over hoe mensen bijvoorbeeld de aanwezigheid van water in hun leef- en woonomgeving beleven en waarderen. Er kan bijvoorbeeld worden gekeken naar hoe vaak mensen recreatieplassen bezoeken of hoeveel extra geld ze hebben betaald om aan water te wonen. Waargenomen gedrag wordt daarbij trouwens vaak gezien als een meer betrouwbare indicator dan een verbale response, omdat allerlei mogelijke vertekeningen in die response, als gevolg van de vele keuzes ten aanzien van sociaal-psychologische interviewtechnieken, worden omzeild. Echter, dergelijke indicatoren verschaffen geen inzicht in de vraag waarom een omgeving positief of negatief wordt beleefd, veel of weinig bezoek trekt, of waarom beleid op veel of weinig weerstand kan rekenen. Het kunnen deze achterliggende beweegredenen zijn die in andere situaties juist van belang zijn. Idealiter wordt gestreefd naar een combinatie van beide benaderingen.

Bij het begrip draagvlak borrelt meteen de vraag op: draagvlak onder wie of welke groepen is nodig of wordt beoogd? Een belangrijke stap om meer vat te krijgen op het begrip draagvlak is om de relevante individuen, groepen of sociale netwerken te identificeren die bepalend zijn voor de maatschappelijke acceptatie van beleidsplannen. Dit zijn de sleutelfiguren, de betrokkenen, de "stakeholders" of belangengroepen: relevante mensen en groepen van mensen waarop beleidsplannen betrekking hebben, die erdoor worden beïnvloed en die een belang in het betreffende gebied op het spel hebben staan, dat ze willen uitbreiden of zullen willen verdedigen. Een analyse van deze mensen en hun belangen moet inzicht bieden in de acceptatie-kans van beleid. Sommige belangen hebben voordeel bij nieuwe beleidsplannen, andere juist niet. Hoe verschuivingen in deze verschillende belangen tegen elkaar worden afgewogen, door de betrokkenen zelf, door beleidsmakers of besluitvormers, is een andere belangrijke stap om meer inzicht te krijgen in het algemene maatschappelijke draagvlak voor beleid. Hierbij is het van belang om deze stappen te plaatsen in het perspectief van de netwerken waartoe mensen en het gebied behoren. Dit om de volgende drie redenen:⁶⁰

- Ten eerste kan via de lijnen van de netwerken meer inzicht worden verkregen in de patronen van samenwerking en wedijver die relevant zijn voor het ruimtegebruik. Zonder te willen stellen dat er in elke onderzoekslokatie sprake zal zijn van wankel evenwichten tussen allerlei rivaliserende groeperingen, is het zinvol om de onderlinge verhoudingen en de eventuele concurrentie bij het ruimtegebruik in beeld te brengen. Dit houdt in dat de posities die individuen ten opzichte van anderen innemen, in het onderzoek geëxpliciteerd moeten worden. Een bewoner is doorgaans op allerlei manieren met anderen verbonden, maar in de ene gemeenschap kunnen de banden veel hechter zijn dan in de andere. Ook de diverse typen van recreanten kunnen bijvoorbeeld in meerdere of mindere mate contacten hebben in het gebied.
- Ten tweede kan via de lijnen van de netwerken een onderscheid worden gemaakt tussen de informele netwerken waartoe de bewoners van een gebied behoren, en de netwerken van bijvoorbeeld particuliere organisaties, overheidsinstanties en wetenschappers. Doorgaans kunnen bewoners niet op alle punten even scherp beschrijven waar het hen omgaat, terwijl bijvoorbeeld vertegenwoordigers van belangenorganisaties dat wel kunnen. Naarmate mensen

⁶⁰ Van hier af is deze bijlage grotendeels gebaseerd op de Boer en Hisschemöller (1998).

meer ervaring hebben met het verwoorden van hun waarden en de toepassing hiervan op concrete omgevingsvraagstukken, zijn hun waarde-oordelen vaak consistent, gedifferentieerder en stabiel. In principe kan het ook aanbeveling verdienen om bij de opzet van het onderzoek reeds te zoeken naar qua ervaring contrasterende groepen, zoals bewoners, lokale politici, journalisten, landschapsarchitecten of andere deskundigen. Door niet alleen naar het niveau van individuele bewoners te kijken, maar ook informatie van relevante anderen te gebruiken, zijn de reacties vaak te verhelderen, omdat zo bijvoorbeeld duidelijker kan worden waar bepaalde toespelingen op slaan.

- Ten derde kan via de lijnen van de netwerken een relatie worden gelegd tussen de informele netwerken op lokaal niveau en de netwerken waarin bepaalde initiatieven en plannen worden ontwikkeld. Juist voor water geldt dat allerlei instanties en groeperingen vanuit hun eigen metaforen claims op het ruimtegebruik kunnen leggen, waar bewoners vroeg of laat mee worden geconfronteerd. Door deze metaforen op dezelfde manier te onderzoeken als die van de bewoners kan meer inzicht worden verkregen in eventuele discrepanties, overeenkomsten en mogelijkheden voor creatieve heroriëntatie. Om op lokaal niveau consensus over een bepaalde inrichting van de ruimte te verkrijgen moet immers worden gezocht naar manieren om de metaforen en verhaallijnen van de desbetreffende bewoners te combineren met die van de plannenmakers.

Om te kunnen begrijpen welke betekenis mensen aan hun omgeving toekennen, moet dus niet alleen worden gekeken naar de functionele relaties die ze in contacten met de fysieke en ruimtelijke omgeving ontwikkelen ("gebruik"). Van belang is bijvoorbeeld ook dat ze deel uitmaken van een samenleving met een bepaalde geschiedenis en cultuur, die de "*beleving*" van de ruimtelijke omgeving kleuren. De voorstellingen die mensen hebben waarmee betekenis wordt gegeven aan hun waarneming ("*waarden*" genoemd in Bijlage 2.1) worden mede beïnvloed door de informatie, vooral in de vorm van taal, die ze in contacten met hun maatschappelijke omgeving meekrijgen. Dit is samengevat in Figuur 6B. De zogenaamde cognitieve ecologie⁶¹ richt zich vooral op de linkerhelft van de figuur, terwijl de sociale wetenschappen zich met name bezighouden met de rechterhelft.

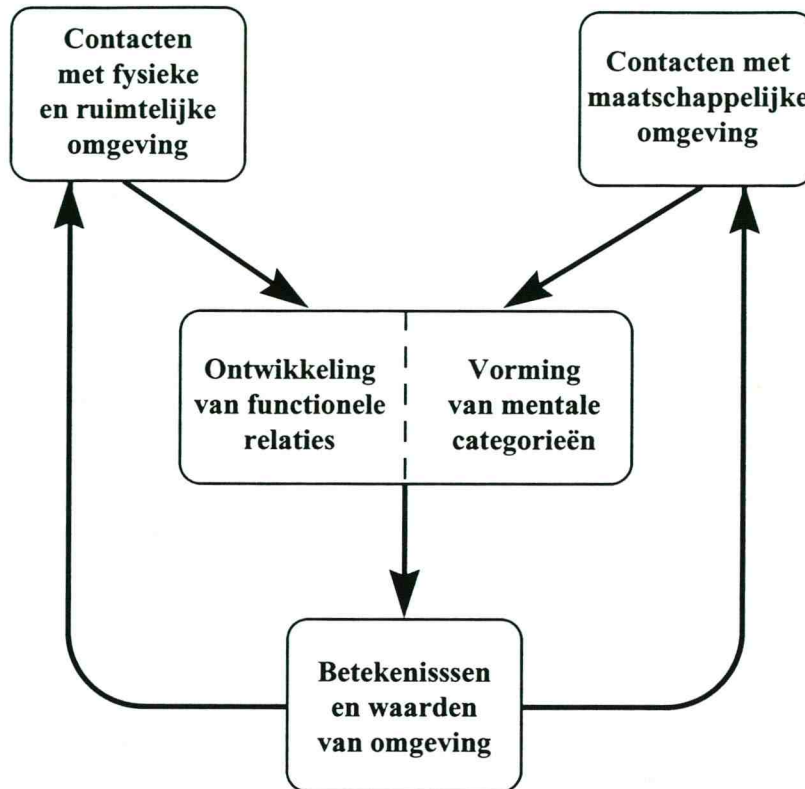
Vanuit de sociale wetenschappen wordt vooral gekeken naar relaties tussen mensen en hun omgeving die maatschappelijke vormen hebben gekregen, zoals wonen, werken, recreatie of natuurstudie. In dat kader wordt onder andere onderzoek gedaan naar de beeldvorming en beeldspraak die mensen gebruiken om bijvoorbeeld van ouder op kind door te geven welke relaties met de omgeving in hun maatschappij gangbaar en wenselijk zijn. De hierbij bestaande culturele variaties zijn in wisselwerking met de ecologische omstandigheden en de historie van een gebied tot stand gekomen.

"*Symbolische informatie*" speelt een grote rol bij het beeld dat mensen zich van hun omgeving vormen en de betekenis die zij aan verschillende omgevingskenmerken toekennen. De informatie die ze hierover verwerven, hangt samen met hun individuele eigenschappen, hun gedrags-repertoire en hun sociale positie. Die factoren zijn omgekeerd weer van invloed op de kenmerken van een gebied die voor hen relevant zijn. Zo leven kinderen in een andere omgeving dan

⁶¹ Cognitieve ecologie houdt zich bezig met de functionele relaties tussen informatie over de omgeving en menselijk gedrag. Een eenvoudige vorm van zo'n functionele relatie is het zoeken van toenadering tot aantrekkelijke objecten en het willen vermijden van onaantrekkelijke. Onderzoek naar de ontwikkeling van functionele relaties tussen omgeving en gedrag heeft meer inzicht gegeven in de manier waarop mensen waarnemen en hun waarneming (leren) interpreteren.

volwassenen en letten bijvoorbeeld sportliefhebbers op andere omgevingskenmerken dan natuurliefhebbers.

Figuur 6B: Betekenissen en waarden van de omgeving komen tot stand in een tweeledige wisselwerking



Bron: de Boer en Hisschemöller (1998).

Symbolische informatie kan worden gespecificeerd aan de hand van metaforen of beeldspraak. Metaforen kunnen een grote rol spelen indien beleidsinitiatieven van de overheid leiden tot niet waarneembare wijzigingen van de bestemming of de inrichting van een gebied. Mensen zijn in dat geval voor hun beeldvorming hierover afhankelijk van de beschikbaar gestelde informatie. Het gebruik van metaforen kan samenhang geven aan ideeën voor de ontwikkeling van plannen en voor het mobiliseren van steun om die plannen te realiseren. Het gebruik van metaforen houdt doorgaans in dat een gecompliceerd probleem of oplossing voor een probleem, zoals in het verleden bijvoorbeeld *"de strijd tegen het water"*, op aansprekende wijze in enkele woorden wordt samengevat. Daarmee kunnen allerlei personen en groeperingen die op zichzelf verschillende opvattingen en kennis hebben, toch een gemeenschappelijke noemer vinden om zich met het probleem of de oplossing ervan bezig te houden.

Sommige metaforen worden door beleidsmakers bewust gekozen en gepropageerd. Andere ontstaan min of meer spontaan uit de manier waarop mensen met een bepaald probleem

omgaan. De keuze van metaforen kan een bepaalde relatie met de natuur uitdrukken die overeenstemt met datgene wat mensen in de natuur problematisch of waardevol vinden, zoals bescherming tegen natuurgeweld, de soortenrijkdom of de ongereptheid van een gebied. De ontwikkeling en toepassing van ecologische kennis heeft hierop een grote invloed gehad. Dit komt bijvoorbeeld tot uitdrukking in het streven om het natuurbeleid van de overheid wetenschappelijk te onderbouwen en in gepopulariseerde ideeën over bijvoorbeeld kringlopen en natuurlijke dynamiek. Ook in relatie met water zijn de afgelopen jaren nieuwe metaforen naar voren gebracht zoals het streven om kansen voor het herstel en de ontwikkeling van natuurlijke processen te gaan benutten.

De wijze waarop mensen informatie, inclusief al dan niet bewust gebruikte metaforen, opvatten en combineren met hun al bestaande denkbeelden, kan inzicht geven in hun reacties op nieuwe beleidsinitiatieven van de overheid. Daaraan is de vraag te verbinden in hoeverre deze nieuwe ideeën van invloed zijn op de betekenis die mensen aan hun eigen omgeving toekennen. In dit verband zijn twee punten in het bijzonder van belang:

- Mensen behoren tot allerlei netwerken waarin ze informatie over hun omgeving aangereikt krijgen.
- Er zijn allerlei netwerken waarin informatie over hun omgeving wordt ontwikkeld die hen in meerdere of mindere mate bereikt.

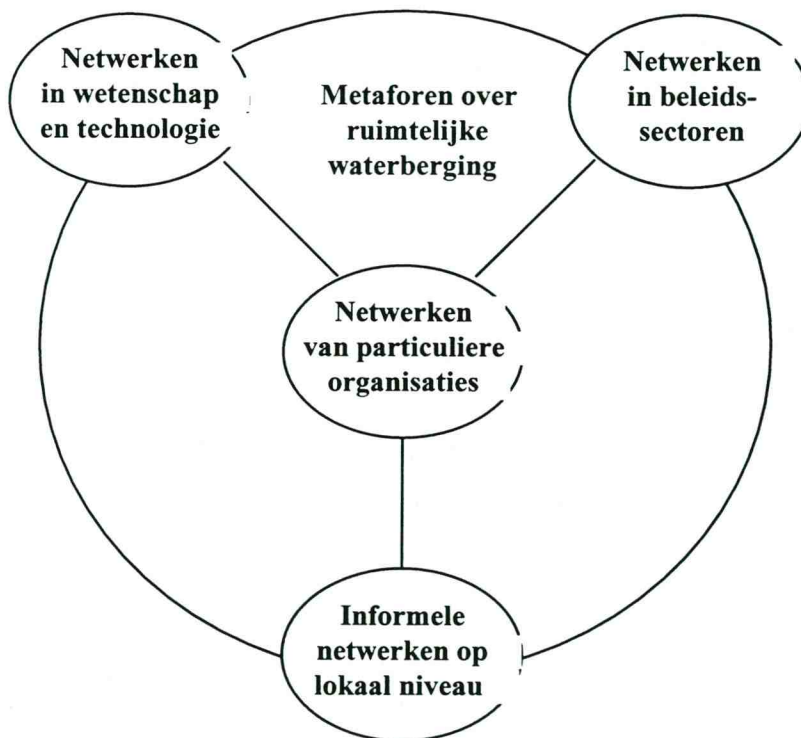
Beide punten zijn relevant om de reacties op beleidsinitiatieven van de overheid te kunnen begrijpen. De netwerken waardoor mensen informatie over hun omgeving krijgen aangereikt, lopen uiteen van hun huisgenoten en burens tot de lokale en nationale media. In het dagelijks leven creëren ze op die basis hun eigen metaforen en verhalen over de omgeving waarin ze leven en de dingen die ze daarin meemaken. In het verlengde hiervan zijn er gemeenschappelijke elementen aan te wijzen in de verhaallijnen van de mensen die in een bepaald gebied samenleven. Die gemeenschappelijke elementen kunnen bijvoorbeeld betrekking hebben op de geschiedenis van het gebied, op bepaalde karakteristieke kenmerken van hun leefomgeving, of zaken waar ze trots op zijn dan wel vrees voor hebben.

Directe en indirecte verwijzingen naar dergelijke verhalen zijn vaak met een zekere regelmaat terug te vinden in de alledaagse conversatie of op de agenda van discussies over de lokale politiek. Zo kan bijvoorbeeld een dramatische gebeurtenis die het gebied in het verleden heeft getroffen zoals de overstromingen in 1953 in Zeeland nog lange tijd doorwerken in de betekenis die aan de omgeving wordt toegekend.

Via de media krijgen mensen voorts te maken met metaforen die hen in staat stellen om zich een beeld te vormen van de wereld buiten hun directe omgeving. Mensen zijn hierbij grotendeels afhankelijk van informatie die hun wordt aangereikt door mensen die ze niet kennen en die ze meestal ook nooit hebben gezien. De informatie die hen via de media bereikt, is zeer selectief en tamelijk stereotiep. De aandacht die de meeste mensen hieraan besteden is wisselend en de mate waarin ze in staat zijn kritisch te reageren is afhankelijk van hun voorkennis over het onderwerp in kwestie. Hoewel hun voorkennis meestal wat groter is bij onderwerpen die aan hun eigen omgeving raken, laten ze zich ook daarbij vaak door vluchtige indrukken leiden. Dit betekent dat er bij elk onderwerp dat op een zeker moment in het middelpunt van de publieke belangstelling staat, een onderscheid is te maken tussen een kleine groep van kritische geïnteresseerden en een grote groep die zich een vluchtige indruk vormt.

De vluchtige indruk die veel mensen zich vormen, is een van de factoren die ertoe kan bijdragen dat informatie over nieuwe ideeën hen niet altijd volledig bereikt. Een andere factor is dat die ideeën vaak worden ontwikkeld in andere netwerken dan die waar ze zelf toe behoren. Ter illustratie is in Figuur 6C een schematische voorstelling gegeven van een aantal netwerken in de samenleving die, al dan niet in onderlinge wisselwerking, mogelijkwerwijs elk hun eigen metaforen over ruimtelijke waterberging ontwikkelen. Hierbij is een onderscheid gemaakt naar de wetenschappelijke en technologische netwerken (in disciplines zoals ecologie, hydrologie en civiele techniek), de netwerken van beleidsinstanties (zoals de diverse bestuurslagen en beleidsafdelingen die betrokken zijn bij water- en natuurbeheer, en ruimtelijke ordening), de netwerken van particuliere organisaties (zoals bedrijven en georganiseerde belangengroepen) en de informele netwerken van bewoners op lokaal niveau.

Figuur 6C: Een eenvoudig onderscheid in netwerken die elk hun eigen metaforen over ruimtelijke waterberging kunnen ontwikkelen



Bron: de Boer en Hisschemöller (1998).

Wanneer een beleidsinitiatief wordt genomen dat direct of indirect tot een verandering van de omgeving kan leiden, worden metaforen die min of meer gescheiden tot ontwikkeling zijn gebracht, met elkaar geconfronteerd. Vanuit het lokale niveau gezien krijgen de bewoners van een gebied te maken met ideeën over de inrichting van hun omgeving die in een of meer andere netwerken zijn ontstaan. De mate waarin ze bereid zijn die ideeën in overweging te nemen en te accepteren, hangt dan af van:

- de mate waarin die ideeën vanuit hun perspectief en voorkennis te begrijpen zijn;
- de mate waarin de nieuwe ideeën verenigbaar zijn met hun eigen metaforen en verhaallijnen over de omgeving;
- de mate waarin die ideeën vanuit hun perspectief voordelen bieden;
- de mate waarin ze vertrouwen hebben in degenen die de ideeën presenteren.

Afstand, zowel in de ruimtelijke zin als sociale afstand, kan bij de acceptatie van ideeën een belangrijke rol spelen. Naarmate vanuit lokaal niveau gezien de afstand ten opzichte van het andere netwerk groter is, zullen degenen die de ideeën presenteren doorgaans minder vertrouwen wekken en neemt de kans toe dat de desbetreffende ideeën niet te verenigen zijn met de eigen metaforen. Een gedocumenteerd voorbeeld hiervan deed zich voor in een Engelse badplaats nadat op Europees niveau normen waren vastgesteld voor de kwaliteit van het zwemwater. Het idee dat het water aan hun kust vanwege de normoverschrijding als verontreinigd moest worden beschouwd, was zodanig in strijd met de trots van veel bewoners over de kwaliteiten van hun badplaats dat zij dat idee niet wilden accepteren.⁶²

⁶² Bonaiuto, Breakwell, en Cano (1996).

Bijlage 10.1: Gestandaardiseerde ecologische en economische effecten op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)		Lange termijn (t/m 2050)	
	Ecologie	Economie	Ecologie	Economie
Dijken	0,0	0,95	0,0	0,89
Wijken	1,0	0,0	1,0	0,0

Bijlage 10.2:

Voorbeeldberekening gesommeerde score op kortere termijn

Dijken:

$$\Sigma = g_{\text{ecologie}} \times C_{\text{ecologie}} + g_{\text{economie}} \times C_{\text{economie}} = 0,50 \times 0,0 + 0,50 \times 0,95 = 0,48$$

Wijken:

$$\Sigma = g_{\text{ecologie}} \times C_{\text{ecologie}} + g_{\text{economie}} \times C_{\text{economie}} = 0,50 \times 1,0 + 0,50 \times 0,0 = 0,50$$

waarbij

Σ = totale somscore

g = gewicht

C = gestandaardiseerde criteriumscore

Bijlage 10.3: Berekende omslagpunten van de criteria ecologie en economie

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Criterium	Omslagpunt	Criterium	Omslagpunt
Ecologie	0,49	Ecologie	0,47
Economie	0,51	Economie	0,53
Score ¹	0,49	Score ¹	0,47

¹ Score bij omslagpunten waar voorkeur voor de twee beleidsopties gelijk is.

Bijlage 10.4: Gestandaardiseerde effecten op ecologie, economie en maatschappij op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)			Lange termijn (t/m 2050)		
	Ecologie	Economie	Maatschappij	Ecologie	Economie	Maatschappij
Dijken	0,0	0,95	0,5	0,0	0,89	0,50
Wijken	1,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0

Bijlage 10.5: Berekende omslagpunten van de criteria ecologie, economie en maatschappelijke beleving

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Criterium	Omslagpunt	Criterium	Omslagpunt
Ecologie	0,42	Ecologie	0,41
Economie	0,28	Economie	0,30
Maatschappij	0,30	Maatschappij	0,30
Score ¹	0,42	Score ¹	0,41

¹ Score bij omslagpunten waar voorkeur voor de twee beleidsopties gelijk is.

Bijlage 10.6: Gevoeligheidsanalyse waarbij alleen het criterium maatschappelijke beleving variabel is en de criteria ecologie en economie constant blijven

Kortere termijn t/m 2015				Langere termijn t/m 2050		
	Maatschappij (+/-) ¹	Rangorde	Score	Maatschappij (+/-) ¹	Rangorde	Score
Dijken	+	1. Dijken	0,57	0	1. Wijken	0,67
Wijken	0	2. Wijken	0,50	+	2. Dijken	0,46
Dijken	-	1. Wijken	0,58	+	1. Dijken	0,55
Wijken	+	2. Dijken	0,40	-	2. Wijken	0,42

¹ Maatschappelijke beleving is gemeten op de volgende schaal:
- negatieve beleving
0 neutraal/geen beleving
+ positieve beleving

Bijlage 10.7: Gestandaardiseerde effecten ecologie, economie, maatschappij en bestuur op kortere en langere termijn

	Korte-middellange termijn (t/m 2015)				Lange termijn (t/m 2050)			
	Ecologie	Economie	Maatschappij	Bestuur	Ecologie	Economie	Maatschappij	Bestuur
Dijken	0,0	0,95	0,5	0,5	0,0	0,89	0,5	0,5
Wijken	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0

Bijlage 10.8: Berekende omslagpunten van de criteria ecologie, economie en maatschappelijke en bestuurlijke beleving

Kortere termijn t/m 2015		Langere termijn t/m 2050	
Criterium	Omslagpunt	Criterium	Omslagpunt
Ecologie	0,40	Ecologie	0,24
Economie	0,20	Economie	0,27
Maatschappij	0,20	Maatschappij	0,24
Bestuur	0,20	Bestuur	0,24
Score ¹	0,39	Score ¹	0,49

¹ Score bij omslagpunten waar voorkeur voor de twee beleidsopties gelijk is.

Bijlage 10.9: Gevoeligheidsanalyse waarbij de criteria maatschappelijke beleving en bestuurlijke cultuur variabel zijn en de criteria ecologie en economie constant blijven

Kortere termijn t/m 2015					Langere termijn t/m 2050			
	Maatschappij (+/-) ¹	Bestuur (+/-) ¹	Rangorde	Score	Maatschappij (+/-) ¹	Bestuur (+/-) ¹	Rangorde	Score
Dijken	constant	0	1. Wijken	0,50	constant	0	1. Dijken	0,47
Wijken	constant	+	2. Dijken	0,49	constant	-	2. Wijken	0,25
Dijken	0	constant	1. Dijken	0,49	0	constant	1. Wijken	0,75
Wijken	0	constant	2. Wijken	0,38	+	constant	2. Dijken	0,47
Dijken	++	-	1. Dijken	0,55	0	0	1. Wijken	0,50
Wijken	-	+	2. Wijken	0,50	+	-	2. Dijken	0,47
Dijken	++	--	1. Wijken	0,56	0	-	1. Wijken	0,75
Wijken	-	++	2. Dijken	0,49	+	+	2. Dijken	0,47

¹ Maatschappelijke en bestuurlijke beleving zijn gemeten op de volgende schaal:

- zeer negatieve beleving
- negatieve beleving
- 0 neutraal/geen beleving
- + positieve beleving
- ++ zeer positieve beleving



Dit is een minder milieu belastende inbindmap

Deze BINDOMATIC ECO-map bestaat uit een achterzijde van recycled karton en een voorzijde van PVC-vrije folie.

● chloor-arm ● zwavelvrij ● onschadelijk in de vuilverbranding ● niet van invloed op de kwaliteit van het grond- en oppervlakte water

BEGRIPPENLIJST

Barrièrewerking:

Een gevolg van de aanleg van elementen zoals wegen of kanalen waardoor de uitwisseling van soorten tussen hun leefgebieden bemoeilijkt wordt.

Ecoduiker:

Een duiker die tevens fungeert als faunapassage doordat er looppaden in zijn aangebracht.

Ecologische verbindingzone

Zone die dienst doet als migratieroute/verbinding voor flora en fauna tussen natuurgebieden.

Ecosysteem:

Samenhangend systeem van dieren en planten en de omgeving.

Ecotoop:

Homogene gebiedseenheid die eenduidig is in dynamiek, landgebruik en vegetatiestructuur.

EHS:

Ecologische Hoofdstructuur; netwerk van kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones waarbinnen het voortbestaan van de Nederlandse flora en fauna gewaarborgd moet zijn.

Erosie:

Het uitschuren van de bodem en/of oevers onder invloed van stromend water.

Faunapassage:

Doorgang voor dieren over, door of onder een barrière (bijvoorbeeld onder een brug of weg door).

FUP:

Fauna Uittreed Plaats - specifieke oeverconstructies die vooral in kanalen voorkomen om ervoor te zorgen dat te water geraakte dieren weer de oever op kunnen.

Hardhoutooibos:

Een gevarieerd, gelaagd rivierbos, dat minder dan 50 dagen per jaar overstroomt.

Indicatorsoort:

Soort waarvan de specifieke leefgebiedseisen richting geven aan inrichting en beheer van een natuurgebied, waarbij zoveel mogelijk andere soorten profiteren.

Leefgebied:

Gebied waar een individu, populatie of soort leeft.

Meanderen:

Zich bochtig door het landschap slingeren van een rivier of beek.

Natuur(vriende)lijke oever:

Oever met zodanige inrichting dat deze oever ook een functie heeft als corridor of leefgebied voor flora en fauna. In het meest ideale geval gevormd door natuurlijke processen.

Nevengeul:

Parallel aan de hoofdgeul lopende, aan twee kanten aangetakte, geul in het winterbed.

Paaieren:

Voortplanting bij vissen. Dit gebeurt in zogenaamde paaiplassen, een voor de soort geschikte omgeving om te paaieren.

Prioritaire ecotoop:

Karakteristiek ecotoop voor het gebied, tegenwoordig nauwelijks meer aanwezig.

Rivierdynamiek:

Breed begrip, omvat aspecten als overstromingsdynamiek (overstromingsduur, waterstandschommelingen) en erosie en sedimentatie.

Sedimentatie:

Uitzakken en op de (water)bodem terechtkomen van grind, zand en/of slib.

Stroomdalgrasland:

Bloemrijke graslanden van droge zandige plaatsen die periodiek overstroomt.

Stuwpeil:

Hoogte waartoe het water door een stuw wordt opgestuwd.

Uiterwaard:

Grond buitendijks, tussen bandijk en zomerkaai van de rivier of in winterbed gelegen, die in de winter onderloopt.

Vispassage:

Constructie waardoor vissen een stuw redelijk ongehinderd kunnen passeren, in de vorm van een waterval.

Zachthoutooibos:

Rivierbos dat gemiddeld 100 tot 150 dagen per jaar overstroomt.



Beemdkroon met Geelsprietdikkopje

LEGENDA STREEFBEELD 2050

	bebouwd gebied
	beek en watering
	diep zomerbed
	plas
	dynamische strang
	geïsoleerde strang/ondiep water
	ondiep zomerbed / natuurvriendelijke oever
	meestromende nevengeul
	getijdemoeras
	laagdynamisch moeras
	vochtig tot nat hardhoutooibos, moeras of dynamische ruigte
	droog hardhoutooibos, uiterwaardgrasland of oeverwalruigte
	droog hardhoutooibos of stroomdalgrasland
	stroomdalgrasland
	nat en droog uiterwaardgrasland
	vochtig tot nat hardhoutooibos, uiterwaardgrasland of dynamische ruigte
	hardhoutooibos
	zachthoutooibos
	heggenlandschap
	productiebos
	productiegrasland
	akker

COLOFON

Voor meer informatie kunt u contact opnemen met:

Rijkswaterstaat Limburg
Avenue Ceramique 125
6221 KV Maastricht
telefoon: 043-3294444

Mevr. M.Neven / Dhr. M.Maris
043-3294162 / 043-3294385

Redactie en vormgeving:
Royal Haskoning

Illustraties:
ARCADIS
Royal Haskoning

Fotoverantwoording:
ARCADIS
Royal Haskoning
B. Peters
Fotobureau Mieke van Engelen
K. Velling
M. Maris
M. Wallis de Vries
P.J. van der Reest
R. Hoeve – Foto Lynx
R. Krøkels – Bureau Natuurbalans Limes Divergens
R. Schols
Maaswerken
J. van der Kam i.o.v. Maaswerken
Rijkswaterstaat

Drukwerk:
XXL-Press, Nijmegen

*Dit is een uitgave van Rijkswaterstaat Limburg.
Aan de inhoud van deze brochure kunnen geen rechten
worden ontleend.
Mei 2005*

