

CPB Document

No 83

april 2005

Kosteneffectiviteit van maatregelen en pakketten

Kosten-batenanalyse voor Ruimte voor de Rivier, deel 2

J. Ebregt, C.J.J. Eijgenraam en H.J.J. Stolwijk

Centraal Planbureau
Van Stolkweg 14
Postbus 80510
2508 GM Den Haag

Telefoon (070) 338 33 80
Telefax (070) 338 33 50
Internet www.cpb.nl

ISBN 90-5833-213-6

Korte samenvatting

Dit deel 2 van het economische onderzoek naar het project Ruimte voor de Rivier is een kosten-effectiviteitsanalyse van voorgestelde maatregelen en pakketten. Daarvoor is een methode ontwikkeld om van een maatregel of pakket met verscheidene van belang zijnde effecten in zijn geheel de kosteneffectiviteit te bepalen. Veiligheidswinst, toename van het aantal hectares gewenste natuur en oordelen over ruimtelijke kwaliteit en over recreatieve mogelijkheden zijn de effecten waarmee rekening is gehouden. Conclusie is dat het combineren van veiligheidswinst met natuur over het algemeen geen kostenvoordeel oplevert. Vanuit een oogpunt van kosteneffectiviteit lijken langs de Nederrijn-Lek zowel het Basis-Voorkeursalternatief als het uitwisselingspakket niet optimaal van samenstelling. Bij Veur-Lent verdient het veel goedkopere uitwisselingsalternatief serieuze overweging.

Steekwoorden:

Kosteneffectiviteitsanalyse van combinaties van effecten, rivieren.

Abstract

This report is part 2 of the economic analysis of the project 'Space for the Rivers', which aims at improving the safety against flooding along the river Rhine. It is a Cost-Effectiveness Analysis (CEA) of proposed measures and packages. A method has been developed for evaluating measures and packages with more than one effect at the same time. Progress in safety, growth of the number of hectares with desired nature, and value judgements on spatial and recreational quality are the elements in the CEA. Combining progress in safety with the development of nature in one measure does not reduce costs in general. The choice of measures along the river Nederrijn-Lek does not seem efficient, both in the base package as in the alternative package. The alternative for the passage Veur-Lent deserves serious consideration.

Key words:

Cost-effectiveness with more than one effect, rivers.

A comprehensive summary is available at www.cpb.nl.

Inhoud

Korte samenvatting	3
Abstract	3
Inhoud	5
Ten geleide	7
Samenvatting en conclusies	9
1 Inleiding	19
1.1 Achtergrond	19
1.2 Probleemstelling en oriëntatie van het onderzoek	19
1.3 Kosteneffectiviteitanalyse	21
1.4 Leeswijzer	22
2 Kosteneffectiviteit in het kader van project Ruimte voor de Rivier	23
2.1 Ruimtelijke kwaliteit	23
2.2 Bepaling van de kosteneffectiviteit	24
2.3 Kosteneffectiviteit nader geïllustreerd	27
2.4 Een algemeen toepasbare methode ter bepaling van de kosteneffectiviteit	31
2.5 Empirisch voorbeeld	33
2.6 Relevante effecten van maatregelen	37
2.7 Interpretatie van de uitkomsten	39
3 Gegevensbasis en schatting van kengetallen	41
3.1 Selectie van maatregelen voor statistische analyse	41
3.2 Kosten	43
3.3 Gegevens over gebiedstypen	45
3.4 Subjectieve beoordeling van de effecten van maatregelen	47
3.5 Keuze van verklarende variabelen	48
3.6 Dijkversterking	49

4	Toepassing kosteneffectiviteitanalyse	53
4.1	Schatting van kengetallen van de standaardkosten	53
4.2	Berekening van standaardkosten en bepaling van kosteneffectiviteit van maatregelen	55
4.3	Klassering van kosteneffectiviteit	56
4.4	Kosteneffectiviteit naar maatregeltype	57
4.5	Structuur van de projectalternatieven	59
4.6	Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in MER-alternatieven	60
4.7	Kosteneffectiviteit van dijkversterking	63
4.8	Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in het Basis-Voorkeursalternatief	66
4.9	Totaaloverzicht van de pakketten	68
4.10	Varianten van het Voorkeursalternatief	69
4.11	Combineren?	74
5	Macro- en sectoreconomische gevolgen	77
5.1	Effect op de welvaart in Nederland	77
5.2	Welvaartseffect op de sector landbouw en voedingsmiddelenindustrie	77
5.3	Conclusies voor de kosten in het project Ruimte voor de Rivier	80
	Literatuur	81
	Bijlagen	83
	Bijlage A	85
	Bijlage B	87
	Bijlage C	109

Ten geleide

Op verzoek van de projectorganisatie 'Ruimte voor de Rivier' heeft het Centraal Planbureau voor dit project een kosten-batenanalyse uitgevoerd. Deze KBA is in twee delen uitgevoerd, waarover afzonderlijk wordt gerapporteerd. Het voorliggende deel 2 bevat een kosten-effectiviteitsanalyse van alle maatregelen en van de onderzochte of voorgestelde pakketten om de in het project gehanteerde doelstellingen voor veiligheid en ruimtelijke kwaliteit te bereiken. Voor deze studie is een methode ontwikkeld om de kosteneffectiviteit van maatregelen met meer dan één effect te bepalen. Deze nieuwe methode is toegepast op meer dan 600 maatregelen en vier pakketten.

Het onderzoek stond onder leiding van C.J.J. Eijgenraam, die ook de methode heeft bedacht en medeauteur is van dit rapport. J. Ebrecht heeft de schattingen uitgevoerd en een groot deel van het rapport geschreven. Hoofdstuk 2 is gebaseerd op een notitie van F. van der Zee (Ecorys-NEI), die tijdelijk aan het project heeft meegewerkt. H.J.J. Stolwijk heeft hoofdstuk 5 over de macro-economische effecten en de effecten op de landbouw geschreven.

De voor dit onderzoek benodigde gegevens zijn voornamelijk aangeleverd door de projectorganisatie. Voor dit project zijn verbeterde kostenschattingen gemaakt door S. Prins (Bouwdienst). Ook andere medewerkers van RIZA en de projectorganisatie hebben kennisbijdragen geleverd.

De KBA is vanuit de projectorganisatie begeleid door H. Luiten en een begeleidingscommissie onder voorzitterschap van P. Vermeer (DG Water). Een Commissie van deskundigen, bestaande uit de hoogleraren H. Verbruggen, P. Rietveld, J. van den Berg en M. Hajer, met E. Ruijgrok als secretaris, heeft een aantal keren advies uitgebracht over de KBA.

Het Centraal Planbureau is al deze betrokkenen dank verschuldigd voor hun bijdragen aan de totstandkoming van dit rapport.

F.J.H. Don
directeur

Samenvatting en conclusies

De Kosteneffectiviteitanalyse wijst uit dat het combineren van veiligheidswinst en natuurontwikkeling in één maatregel over het algemeen geen kostenvoordeel oplevert. Vooral natuur langs de rivieren is afzonderlijk veel goedkoper te realiseren. Dijkversterking blijkt vaak de meest efficiënte oplossing van het veiligheidsprobleem, behalve langs de Waal. Het iets meer geld kostende Waalpakket in Basisalternatief 1 scoort aanmerkelijk beter in efficiëntie dan dijkverbetering, gelet op alle gewenste effecten, en hetzelfde geldt voor het Basis-Voorkeursalternatief (Basis-VKA) langs de Waal in combinatie met de PKB-variant bij Veur - Lent. Combinatie van dit laatste pakket langs de Waal met dijkversterking op de IJssel en de Nederrijn-Lek en het Basis-VKA op de Maas levert een totaalpakket op dat zelfs kosteneffectief is. Dit combinatiepakket is in totaal 730 miljoen euro goedkoper dan het Basis-VKA. In het Basis-VKA zelf valt vooral op dat het pakket langs de Nederrijn-Lek 'duur' is. In de drie andere alternatieven scoren de diverse pakketten voor dit traject veel beter. Ook in absolute zin vallen de kosten langs de Nederrijn-Lek zowel in Basisalternatief 1 als bij dijkversterking duidelijk lager uit dan in het Basis-VKA. Ook de uitwisselingsvariant voor de Nederrijn-Lek lijkt niet optimaal te zijn. De in de PKB bij Veur - Lent genoemde variant verdient op basis van de thans beschikbare informatie serieuze overweging. De hoogwatergeul Kampen biedt perspectief. Op grond van het veiligheidsonderzoek lijkt verruiming van de tijdslimiet hier een verantwoorde mogelijkheid om de complicaties op te lossen.

Aanleiding en probleemstelling

De Projectorganisatie 'Ruimte voor de Rivier' heeft het Centraal Planbureau gevraagd een kosten-batenanalyse (KBA) uit te voeren voor de Planologische Kernbeslissing (PKB) 'Ruimte voor de Rivier'. Deze PKB betreft de formulering van een maatregelpakket dat het veiligheidsniveau in het rivierengebied uiterlijk in 2015 in overeenstemming brengt met de wettelijke norm, toegepast in het jaar 2001. Dit pakket zal bestaan uit een combinatie van waterstandverlagende (rivierverruimende en technische) maatregelen en dijkversterking. Nevendoel van het project is het bevorderen van de ruimtelijke kwaliteit van het rivierengebied.

Om het veiligheidsprobleem en het vraagstuk van de ruimtelijke kwaliteit goed te kunnen analyseren is de KBA in twee delen gesplitst:

- Het eerste deel, een KBA van het veiligheidsprobleem, richt zich op de afweging van kosten en baten die het handhaven dan wel vergroten van de veiligheid met zich meebrengt.
- Het tweede deel van het onderzoek, een kosteneffectiviteitanalyse (KEA) van maatregelen en pakketten, is gericht op een vergelijking van de kosten van maatregelen en maatregelpakketten in het licht van de effecten die deze hebben op de veiligheid én op de ruimtelijke kwaliteit in het rivierengebied.

Het voorliggende stuk is gewijd aan het tweede deel, de kosteneffectiviteitanalyse.

Kosteneffectiviteitanalyse

Het voorkeurspakket wordt samengesteld door een selectie te maken uit zo'n 700 mogelijk uit te voeren maatregelen. Deze maatregelen zijn zeer verschillend van aard. Zij lopen uiteen van kribverlaging, dijkverlegging en aanleg van hoogwatergeulen, tot het verhogen van bestaande dijken. Zulke maatregelen hebben velerlei gevolgen, onder meer voor veiligheid en ruimtelijke kwaliteit.

Het waarderen van het zeer veelzijdige begrip ruimtelijke kwaliteit in geldbedragen is niet betrouwbaar mogelijk. In deze studie wordt dan ook niet geprobeerd dit te doen. In plaats daarvan maken we een systematische vergelijking van de kosten van maatregelen in relatie tot de effecten die zij sorteren. Deze analyse maakt het mogelijk om alle mogelijk te nemen maatregelen te ordenen naar hun bijdragen aan veiligheid én aan ruimtelijke kwaliteit per euro van de investeringskosten. Dit is de kosteneffectiviteitanalyse.

De beoogde effecten van maatregelen worden niet in geld gemeten, maar in fysieke eenheden of waarde-oordelen. Zo wordt veiligheidswinst gemeten als verlaging van de maatgevende hoogwaterstand (we spreken van MHW-winst) en wordt de ontwikkeling van natuurgebied gemeten als een oppervlak in hectares. Kosteneffectiviteit wordt geanalyseerd aan de hand van kengetallen, namelijk investeringskosten per eenheid effect. In deze vorm stelt een kengetal hetzelfde voor als de prijs van, zeg, een liter benzine. Een hoog kengetal (hoge 'prijs') wijst op een relatief duur product, een laag kengetal wijst op een relatief goedkoop product.

De KEA geeft antwoord op onder meer de volgende vragen:

- Is een maatregel – rekening houdend met alle baten – duurder of goedkoper dan andere maatregelen?
- Hoe verhouden de kosten die in het kader van project 'Ruimte voor de Rivier' gemaakt worden, zich tot de kosten die elders in Nederland gemaakt worden om gelijksoortige baten te genereren?
- Hoeveel moet de baat ons minimaal waard zijn om de realisatie daarvan te rechtvaardigen?

Óf de realisatie van een baat de kosten waard is, is uiteindelijk een politieke beslissing.

Methode bij meer dan één baat

Een maatregel kan meer dan één gewenst effect hebben. Dit bemoeilijkt een rechttoe rechtaan toepassing van een KEA. In de voorliggende studie wordt een methode ontwikkeld die ons in staat stelt om rekening te houden met meer dan één effect. Dat gaat via de tussenstap van de berekening van zogeheten 'standaardkosten'. Deze berekening verloopt als volgt.

Per maatregel onderscheiden we vier verschillende baten:

- Veiligheidswinst (gemeten in vierkante meter MHW-winst);
- Positief beoordeelde groei van het oppervlak natuurgebied (gemeten in hectares);
- Verbetering van de ruimtelijke kwaliteit in het maatregelgebied;
- Vergroting van recreatiemogelijkheden in het maatregelgebied.

Voor deze vier baten bepalen we eerst kengetallen van de gemiddelde kosten per eenheid effect. Deze kengetallen berekenen we uit de kosten en effecten van alle maatregelen waarvoor bruikbare gegevens beschikbaar zijn. Voorbeeld van zulke kengetallen zijn de kosten van één vierkante meter MHW-winst langs de Maas en de kosten van één additionele hectare natuurgebied. Met deze kengetallen kunnen we van iedere maatregel de standaardkosten berekenen. Dit doen we door voor elk van de vier baten de grootte van het effect te vermenigvuldigen met het desbetreffende kengetal voor de kosten en de resulterende vier bedragen op te tellen. De standaardkosten van een maatregel geven aan hoeveel kosten *gemiddeld* gemaakt moeten worden om de diverse baten van de maatregel te realiseren.

De volgende stap is om de feitelijke kosten te vergelijken met de standaardkosten van de maatregel. Zijn de feitelijke kosten hoger dan de standaardkosten, dan is de maatregel relatief duur; zijn de feitelijke kosten lager dan de standaardkosten, dan is de maatregel relatief goedkoop. Op dezelfde wijze kunnen ook pakketten van maatregelen op hun kosteneffectiviteit beoordeeld worden.

Kengetallen van de kosten per eenheid effect

De kengetallen zijn vastgesteld door middel van een statistische analyse van alle relevante maatregelen.¹ Omdat de onderhoudskosten per maatregel kunnen verschillen, is de analyse uitgevoerd inclusief een schatting van de contante waarde van de kosten van onderhoud en beheer (volgens de standaard methode bij Rijkswaterstaat). De kengetallen staan in tabel 1.

De zo gevonden kosten per vierkante meter MHW-winst komen goed overeen met de gemiddelde kosten van MHW-winst van maatregelen die vrijwel geen ander gewenst effect hebben dan waterstandverlaging. Omdat de hoeveelheid water die correspondeert met één vierkante meter MHW-winst sterk verschilt van riviertak tot riviertak, mogen deze getallen niet worden gebruikt voor een oordeel over de verdeling van de waterafvoer over de riviertakken.

Het bedrag van bijna 230 duizend euro per hectare natuurgebied is een veelvoud van de gemiddelde kosten per hectare die aan de orde zijn in het kader van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) of NURG-projecten.² Natuurontwikkeling door maatregelen die mede

¹ Gegevens over maatregelen zijn ontleend aan de zogeheten 'Blokkenoos'. De Blokkenoos is een databank van maatregelen die zijn ontworpen in het kader van project RvdR. Van de Blokkenoos bestaan opeenvolgende versies. In deze studie is gebruik gemaakt van de meeste recente en actuele gegevens, die dateren van 1 februari 2005.

² NURG-projecten zijn gericht op natuurontwikkeling langs de rivieren.

gericht zijn op veiligheidswinst, lijkt dus erg duur.³ Het combineren van natuurontwikkeling en veiligheidswinst levert in het algemeen geen kostenvoordeel op.

Los van natuurontwikkeling blijken ook positief beoordeelde effecten op ruimtelijke kwaliteit en op recreatieve kwaliteit van het maatregelgebied gemiddeld genomen kosten met zich mee te brengen. Maatregelen die een positief effect op ruimtelijke kwaliteit hebben, blijken 2,5 miljoen euro per rivierkilometer duurder te zijn dan maatregelen die geen of een negatief effect op ruimtelijke kwaliteit hebben. Maatregelen die de recreatieve aantrekkelijkheid van het maatregelgebied vergroten, zijn gemiddeld 3,2 miljoen euro per kilometer duurder dan maatregelen waarvoor dat niet geldt.

Tabel 1 Kengetallen van de maatregelkosten^a

Effect	Gemiddelde kosten in duizend euro per eenheid effect
MHW-winst in m ² , IJsseldelta	17
MHW-winst in m ² , IJssel tot Hattem	12
MHW-winst in m ² , Nederrijn - Lek - Nieuwe Maas - Nieuwe Waterweg	8
MHW-winst in m ² , Pannerdensch Kanaal	20
MHW-winst in m ² , Bovenrijn	13
MHW-winst in m ² , Waal tot Vuren	26
MHW-winst in m ² , Waal na Vuren ^b	9
MHW-winst in m ² , Maas	9
Natuurontwikkeling in hectare	229
Positief oordeel over effect op ruimtelijke kwaliteit maal afstand langs rivier in km	2 453
Positief oordeel over effect op recreatieve aantrekkelijkheid maal afstand langs rivier in km	3 230

^a Geschat op basis van gegevens van 1 februari 2005.

^b De Waal na Vuren omvat het traject Beneden-Merwede - Oude Maas en het traject Nieuwe Merwede - Hollands Diep - Haringvliet.

Evaluatie van maatregelen

Met behulp van de kengetallen zijn van alle 622 maatregelen waarover voldoende informatie beschikbaar was, de standaardkosten bepaald. Daarna is door vergelijking met de feitelijke kosten van iedere maatregel bepaald of deze relatief goedkoop (kosteneffectief) of relatief duur (kostenineffectief) is.

Het blijkt dat onder alle maatregeltypen zowel kosteneffectieve als kostenineffectieve maatregelen voorkomen; op basis van kosteneffectiviteit alleen bestaat dus geen voorkeur voor één maatregeltipe boven andere. Een kosteneffectief pakket zal daarom een combinatie zijn van verschillende typen ruimtelijke en technische maatregelen. De KEA wijst wel uit dat maatregelen die in absolute zin veel geld kosten, hoewel zij grotere (gewenste) effecten

³ Het kengetal van natuurontwikkeling ligt echter wel in dezelfde orde van grootte als de kosten van natuurontwikkeling in het kader van de 'Natuurlijkheidsprojecten Schelde-estuarium'. In dit project lopen de kosten per hectare van 9 op natuurontwikkeling gerichte ontpolderingsprojecten uiteen van 132 dzd tot 856 dzd euro, met een gemiddelde van 381 duizend euro.

genereren, in het algemeen toch beduidend minder kosteneffectief zijn dan maatregelen die weinig geld kosten. Illustratief is dat er onder de 47 maatregelen met kosten hoger dan 450 miljoen euro waarvan de kosteneffectiviteit bepaald kan worden, slechts 5 gemiddeld of bovengemiddeld kosteneffectief zijn. De overige 42 maatregelen blijken als ‘zeer duur’ (zeer ineffectief) aangemerkt te moeten worden.

Evaluatie van enige maatregelpakketten

Zoals gezegd, kunnen maatregelpakketten op dezelfde manier geëvalueerd worden als afzonderlijke maatregelen. Een overzicht van de uitkomsten van de KEA van de twee basisalternatieven in het MER en het zogeheten Referentiealternatief Dijkversterking (RAD) staat in tabel 2. Het RAD omvat uitsluitend dijkversterking, maar de Basisalternatieven zijn verschillende combinaties van waterstandverlagende maatregelen en dijkversterking. Zowel in de beide Basisalternatieven als in het hierna te bespreken Basis-Voorkeursalternatief is namelijk het geheel van waterstandverlagende maatregelen niet volledig toereikend om aan de gestelde veiligheidsnorm te voldoen. De resterende veiligheidsopgave wordt daarom gerealiseerd door dijkversterking. De standaardkosten van dijkversterking zijn berekend door de resterende taakstelling, uitgedrukt in vierkante meters MHW-oppervlak, te vermenigvuldigen met de kengetallen van MHW-winst.

De laatste kolom van tabel 2 illustreert dat op ieder schaalniveau, van maatregel via riviertraject en riviertak tot pakket, uitspraken zijn te doen over kosteneffectiviteit. Deze uitspraken zijn gebaseerd op het percentage waarmee de feitelijke kosten de standaardkosten over- of onderschrijden. De indeling van de scores in klassen geeft een ruwe indicatie van de effectiviteit. Omdat de kengetallen scherp zijn bepaald en niet overal kosteneffectieve maatregelen gekozen kunnen worden, wordt de kosteneffectiviteit van een pakket met kosten die tot 25% hoger zijn dan de standaardkosten, nog aangeduid als ‘gemiddeld’ (zie de toelichting in paragraaf 4.3). Maatregelen of pakketten met negatieve residuele kosten wordt aangeduid als ‘goedkoop’ of ‘zeer goedkoop’.

Alle in tabel 2 vermelde pakketten zijn in hun geheel gemiddeld kosteneffectief. Vergelijken we de Basisalternatieven met het RAD, dan valt op dat de kosteneffectiviteit van beide Basisalternatieven langs de IJssel aanzienlijk slechter is dan die van het RAD, terwijl langs de Waal en de Maas beide Basisalternatieven juist betere scores te zien geven dan het RAD. Basisalternatief 1 voorziet langs de Waal in de zeer goedkope en op den duur toch onvermijdelijke kribverlaging. Bij de Maas is zomerbedverdieping het belangrijkste onderdeel van Basisalternatief 1. In Basisalternatief 2 is dat het buitendijken van de Overdiepse Polder.

De deelpakketten van de twee Basisalternatieven voor de afzonderlijke riviertakken geven onderling zeer verschillende scores te zien. De meer geld kostende deelpakketten van Basisalternatief 2 bewerkstelligen in het algemeen meer natuurontwikkeling dan die van Basisalternatief 1. Dat vooral verklaart waarom ook de standaardkosten van alle deelpakketten

van Basisalternatief 2 hoger zijn. Zou met een lager standaardbedrag per hectare natuur worden gerekend, dan zouden vooral de kostbare maatregelen nog slechter scoren.

Tabel 2 Kosteneffectiviteit van Basisalternatieven van het MER en van het RAD^a							
Pakket	Riviertak	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Klassering kosteneffectiviteit	
		Geraamd (a)	Standaard (b)	residueel ^b (c)	residueel ^b (d)		
		miljoen euro				%	
Basisalternatief 1	IJssel	774	599	175	29	Duur	
	Nederrijn-Lek	235	236	- 1	- 1	Goedkoop	
	Waal	893	782	111	14	Gemiddeld	
	Maas	96	145	- 49	- 34	Zeer goedkoop	
	Totaal	1 998	1 763	235	13	Gemiddeld	
Basisalternatief 2	IJssel	1 044	873	171	20	Gemiddeld	
	Nederrijn-Lek	570	521	49	9	Gemiddeld	
	Waal	1 345	1 127	218	19	Gemiddeld	
	Maas	141	148	- 7	- 5	Goedkoop	
	Totaal	3 101	2 669	432	16	Gemiddeld	
Referentie-alternatief	IJssel	339	425	- 86	- 20	Goedkoop	
	Nederrijn-Lek	190	240	- 50	- 21	Goedkoop	
Dijkversterking (RAD)	Waal	771	517	254	49	Duur	
	Maas	72	65	7	10	Gemiddeld	
	Totaal	1 372	1 247	125	10	Gemiddeld	

^a Gebaseerd op gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen omvatten de kosten van beheer en onderhoud.

^b De residuele kosten in kolom (c) zijn het verschil van de geraamde kosten (a) en de standaardkosten (b). In kolom (d) staan de residuele kosten (c) als percentage van de standaardkosten (b).

De maatregelen die in de KEA geëvalueerd worden, vormen het grootste deel van alle maatregelen die nodig zijn om de veiligheid in het rivierengebied in overeenstemming te brengen met de wettelijk vastgestelde norm. De overige, niet in deze studie onderzochte maatregelen zijn al in voorbereiding of in uitvoering. Deze maatregelen worden in hun geheel aangeduid als de 'huidige situatie en autonome ontwikkeling' (HSAO). Zij zijn vooral gericht op natuurontwikkeling (zogenaamde NURG-projecten). Deze maatregelen maken geen deel uit van de cijfers in tabellen 2 en 3 en blijven ook verder in deze studie geheel buiten beschouwing. Een deel van de kosten van de HSAO gaat overigens wel ten laste van het PKB-budget. Dit bedrag staat, samen met de kosten van de projectorganisatie, genoemd in de onderste helft van tabel 3, om de aansluiting bij de bedragen van de PKB duidelijk te maken.

Evaluatie van het voorkeursalternatief

Het Basis-VKA omvat, afgezien van de HSAO, 26 waterstandverlagende maatregelen. Net als in de Basisalternatieven is de kosteneffectiviteit van het Basis-VKA langs de IJssel laag

vergeleken met het RAD, en is de kosteneffectiviteit van het Basis-VKA langs de Waal hoger dan die van het RAD. Opvallend slecht is de score van het Basis-VKA op de Nederrijn-Lek in vergelijking met alle andere alternatieven⁴. Zo is het kostentotaal langs deze riviertak in Basisalternatief 2 hoger dan in het Basis-VKA, maar zijn de totale residuele kosten niettemin lager dan in het Basis-VKA. In het Basisalternatief 1 en in het RAD zijn de kosten langs de Nederrijn-Lek ook in absolute zin lager dan in het Basis-VKA. Met name de in het Basis-VKA opgenomen dijkverlegging bij Lienden kost veel (109 miljoen euro), maar is zeer kostenineffectief.

Tabel 3 Kosteneffectiviteit van het Basis-Voorkeursalternatief^a							
Pakket	Riviertak	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Klassering kosteneffectiviteit	
		Geraamd	standaard	residueel ^b	residueel ^b		
		(a)	(b)	(c)	(d)		
		miljoen euro				%	
Basis-VKA	IJssel	660	605	55	9	Gemiddeld	
	Nederrijn-Lek	409	311	97	31	Duur	
	Waal	1 025	858	167	19	Gemiddeld	
	Maas	121	125	- 4	- 4	Goedkoop	
	Totaal	2 214	1 899	315	17	Gemiddeld	
Aansluiting bij PKB							
Totaal in KEA		2 214					
Beheer en onderhoud (-)		- 211					
HSAO en projectkosten (+)		209					
Totaal in PKB		2 212					

^a Gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen in de bovenste vijf regels omvatten de kosten van beheer en onderhoud.

^b De residuele kosten in kolom (c) zijn het verschil van de geraamde kosten (a) en de standaardkosten (b). In kolom (d) staan de residuele kosten (c) als percentage van de standaardkosten (b).

Combineren?

De slechte score van de Nederrijn-Lek in het Basis-VKA doet de vraag rijzen of er geen ander pakket te maken is dat zowel lager is in kosten als beter scoort in kosteneffectiviteit. Ons beperkend tot de onderzochte deelpakketten per riviertak en de hieronder te bespreken varianten daarvan, die ieder aan de randvoorwaarde van veiligheid voldoen, komen we bijvoorbeeld tot de combinatie in tabel 4.

In tabel 4 is voor de Maas niet de zomerbedverdieping van Basisalternatief 1 genomen, maar het iets duurdere pakket in het Basis-VKA met buitendijken van de Overdiepse polder. Deze maatregel past goed in het langetermijnperspectief, er is nu medewerking van de inwoners en er is inmiddels een bestuursakkoord over gesloten (koploperproject). Verder scoort ook dit

⁴ Zie voor de samenstelling van het Basis-VKA in dit rapport tabel 4.8. Bij de afsluiting van dit rapport bleek dat het pakket op de Nederrijn-Lek afwijkt van het in de PKB gehanteerde pakket. Dit heeft geen invloed op de hier vermelde conclusies.

deelpakket ‘goedkoop’. Bij de Waal is de maatregel Veur-Lent in het Basis-VKA vervangen door variant 1 met een goedkopere en efficiëntere oplossing. Behouden is de ontpoldering van de Noordwaard, waar diverse goede argumenten voor zijn, zie paragraaf 4.8. Bij de andere twee riviertakken is in eerste instantie gekozen voor dijkversterking.

Tabel 4 Kosteneffectiviteit van een combinatiepakket						
Pakket	Riviertak	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Klassering kosteneffectiviteit
		Geraamd (a)	standaard (b)	residueel (c)	Residueel (d)	
		miljoen euro				%
RAD	IJssel	339	425	- 86	- 20	Goedkoop
RAD	Nederrijn-Lek	190	240	- 50	- 21	Goedkoop
Basis-VKA & variant 1	Waal	837	822	15	2	Gemiddeld
Basis-VKA	Maas	121	125	- 4	- 4	Goedkoop
Combinatie	Totaal	1 487	1 612	- 125	- 8	Goedkoop
Verschil:						
Basis-VKA	Totaal	2 214	1 899	315	17	Gemiddeld
Combinatie -/- Basis-VKA		- 727	- 287	- 440		

Opgeteld is de combinatie in tabel 4 maar liefst 727 miljoen euro goedkoper dan het Basis-VKA. Het verschil in standaardkosten van 287 miljoen euro is veel geringer, wat betekent dat in totaal de gewenste effecten tussen de pakketten veel minder van elkaar verschillen. Dat geldt in ieder geval voor veiligheid, want zowel het Basis-VKA als de combinatie voldoet aan de veiligheidsnormen. Zowel uit het oogpunt van kosten als vanuit het oogpunt van kosteneffectiviteit scoort de in tabel 4 getoonde combinatie veel beter dan het Basis-VKA.

Ook als we dijkversterking (RAD) langs de IJssel geheel of gedeeltelijk vervangen door waterstandverlagende maatregelen uit het Basis-VKA, dan nog zou die combinatie beduidend goedkoper en kosteneffectiever zijn dan het Basis-VKA.

Varianten van het Basis-Voorkeursalternatief

In de PKB zijn naast het Basis-VKA vijf varianten van het VKA aan de orde. Twee van deze varianten, te weten uiterwaardvergraving in de Huissensche Waarden langs het Pannerdensch Kanaal en (onmiddellijke) aanleg van de hoogwatergeul bij Zutphen, lijken uit hoofde van kosteneffectiviteit op basis van de nu bekende kosteninformatie niet aan te bevelen.

De hoogwatergeul Kampen (als alternatief voor zomerbedverdieping van de IJssel) lijkt echter kansrijk. Door de samenhang met andere projecten is de zaak weliswaar complex, maar volgens de uitkomsten van het veiligheidsonderzoek (KBA, deel 1) is de oplossing van de veiligheidsproblematiek in de IJsseldelta niet urgent. Enig uitstel om uitvoering mogelijk te maken lijkt hier dus verantwoord.

De problematiek rond de andere twee varianten is ingewikkelder. Eén hiervan betreft de aanpak van de flessenhals bij Nijmegen. De variant biedt een alternatief voor de dijkverlegging Veurlent, die zowel veel kost als zeer kostenineffectief is. Het is echter niet duidelijk hoelang de variant de problematiek voldoende oplost. De KEA biedt op dit moment geen uitsluitel over wat hier de aangewezen weg is. In ieder geval verdient de variant serieuze overweging.

De laatste variant is een ingrijpende aanpassing van de maatregelenselectie voor de Nederrijn-Lek. De totale kosten van deze variant bedragen het drievoudige van de kosten van het overeenkomstige pakket maatregelen in het Basis-VKA, terwijl de kosteneffectiviteit van de variant slechts gemiddeld is. Zo is niet duidelijk waarom de weinig kostbare en bovendien kosteneffectieve dijkversterking langs de Lek in het Basis-VKA, die volgens de PKB op den duur toch onvermijdelijk is, in de variant wordt vervangen door veel duurdere zomerbedverdieping op de Nederrijn-Lek.

Een geheel andere (en in de PKB onbesproken) mogelijkheid tot oplossing van de problemen langs de Nederrijn-Lek is enige neerwaartse aanpassing van de taakstelling op de Nederrijn-Lek (met als gevolg een iets grotere opgave voor Waal en IJssel) en wel zodanig dat de duurste maatregelen die nodig zijn om op de Nederrijn-Lek de huidige taakstelling te halen, niet langer noodzakelijk zijn.

Op dit moment valt wel te concluderen dat op het riviertraject Nederrijn-Lek noch het maatregelenpakket in het Basis-VKA, noch de variant optimaal van samenstelling lijken, tenzij de huidige keuze te onderbouwen is met betere, specifieke argumenten.

Kanttekeningen bij de interpretatie van de analyseresultaten

KEA stelt ons in staat maatregelen en pakketten te rangschikken naar kosteneffectiviteit. De rangorde is gebaseerd op veiligheidswinst en drie indicatoren op het gebied van ruimtelijke kwaliteit: natuurontwikkeling en positief beoordeelde effecten op ruimtelijke kwaliteit en recreatie.

Ongetwijfeld zijn er nog andere, mogelijk belangwekkende aspecten die in deze analyse buiten beschouwing blijven. Dat geldt bijvoorbeeld voor aspecten die slechts bij een beperkt aantal maatregelen een rol spelen, zoals verruiming van bebouwingsmogelijkheden. Dit aspect is niet gedocumenteerd in de Blokkendoos en zal dus afzonderlijk beschouwd moeten worden.

Ook als we in staat zouden zijn om alle relevant geachte effecten in de analyse te verwerken, zou de vergelijking van de kosteneffectiviteit van afzonderlijke maatregelen met de gemiddelde effectiviteit van alle maatregelen in de Blokkendoos niet het enige criterium in het besluitvormingsproces kunnen zijn. Overal zal maatwerk geleverd moeten worden, daar op ieder riviertraject slechts een beperkt deel van alle in de Blokkendoos gedocumenteerde maatregelen en effecten relevant is. Het zal dus soms technisch onmogelijk zijn om een goedkope maatregel te kiezen.

De KEA vormt een hulpmiddel bij het samenstellen van pakketten en bij de motivering en onderbouwing van de gemaakte keuzen. De uitkomsten van de KEA fungeren daarbij vooral als een grove zeef. De selectie van een kosteneffectieve maatregel zal in de PKB minder argumentatie behoeven dan de selectie van een kostenineffectieve maatregel.

Macro-economische gevolgen

De gevolgen van het project Ruimte voor de Rivier voor de Nederlandse economie beperken zich, afgezien van de beperking van het overstromingsrisico, in hoofdzaak tot de onttrekking van grond aan de landbouw. Het daardoor optredende welvaartsverlies blijkt kleiner te zijn dan de prijs voor landbouwgrond waarmee in de kostenraming van het project wordt gerekend. Er is dus geen reden de kostenramingen opwaarts bij te stellen om rekening te houden met eventuele indirecte welvaartsverliezen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Het Centraal Planbureau (CPB) heeft een evaluatie gemaakt van maatregelen en pakketten die ontworpen zijn in het kader van het project 'Ruimte voor de rivier' (RvdR). Dit project beoogt de veiligheid van het riviersysteem in overeenstemming te brengen met de wettelijke norm en tegelijkertijd de ruimtelijke kwaliteit van het rivierengebied te bevorderen. Het aantal mogelijke maatregelen is groot en de ingrepen zijn naar aard, omvang en geografische locatie zeer gevarieerd. Van honderden maatregelen is een concreet ontwerp gemaakt. De mogelijkheden om maatregelen te combineren tot pakketten die de veiligheidsdoelstelling realiseren, lijken bijna onuitputtelijk. Dit dwingt tot het maken van slimme keuzen om – met inachtneming van de beperkingen van tijd en geld – de dubbele doelstelling van het project zo goed mogelijk te realiseren.

De projectorganisatie, op wiens verzoek het CPB deze studie gemaakt heeft, stelt zich ten doel een voorkeurspakket van maatregelen samen te stellen ten behoeve van de Planologische Kernbeslissing (PKB). Dit voorkeurspakket dient in de eerste plaats te voldoen aan de huidige wettelijke veiligheidsnorm, maar ook de veiligheid op langere termijn speelt een rol in de pakketsamenstelling. Gezien de relatieve eenvoud waarmee de bijdrage van een maatregel aan de hydraulische opgave kan worden vastgesteld, dient de voorliggende studie juist zo veel mogelijk aspecten van de nevendoelestelling, het bevorderen van ruimtelijke kwaliteit, in beschouwing te nemen. Het onderzoek dient zich niet te beperken tot een analyse van het pakket dat uiteindelijk wordt gekozen. Het moet ook tijdens het besluitvormingsproces dienstbaar zijn bij het kiezen van de 'beste' oplossing uit de veelheid van mogelijke oplossingen.

1.2 Probleemstelling en oriëntatie van het onderzoek

Om het veiligheidsprobleem en het vraagstuk van de ruimtelijke kwaliteit goed te kunnen analyseren is de KBA in twee delen gesplitst:

- Het eerste deel, een KBA van het veiligheidsprobleem, richt zich op de afweging van kosten en baten die het handhaven dan wel vergroten van de veiligheid met zich meebrengt.
- Het tweede deel van het onderzoek, een kosteneffectiviteitanalyse (KEA) van maatregelen en pakketten, is gericht op een vergelijking van de kosten van maatregelen en maatregelpakketten in het licht van de effecten die deze hebben op de veiligheid én op de ruimtelijke kwaliteit in het rivierengebied.

Het voorliggende stuk is gewijd aan het tweede deel, de kosteneffectiviteitanalyse.

De reikwijdte van een KEA is kleiner dan die van een kosten-batenanalyse (KBA). De opzet van een KBA is om alle maatschappelijke kosten en baten van een investeringsproject systematisch te inventariseren en deze kosten en baten zoveel mogelijk uit te drukken in geldbedragen. Het veiligheidsonderzoek in deel 1 is een kosten-batenanalyse van acties om veiligheid tot stand te brengen, resulterend in optimale veiligheidsnormen voor dijkringen met een bijbehorende investeringsstrategie. Zodoende is het veiligheidsonderzoek ook een kosten-batenanalyse van de veiligheidsnormen in de Wet op de waterkering en is daardoor het nut van de PKB Ruimte voor de Rivier globaal onderzocht.

In KEA staat doelmatigheid centraal: het bereiken van een vaststaand doel met zo laag mogelijke kosten dan wel het zo veel mogelijk naderbij brengen van een doel met een vaststaand budget. Een KBA geeft antwoord op de vraag: dient een project doorgang te vinden? Een KEA geeft antwoord op de vraag: wat is de meest efficiënte manier om een doel na te streven? Hoewel KEA dus tot minder verstrekkende conclusies leidt dan KBA, kan KEA in voorkomende gevallen toch een geschikter analyse-instrument zijn dan KBA. In het geval van het project RvdR zijn er drie redenen om in dit tweede deel van het onderzoek te kiezen voor KEA. Deze worden hieronder besproken.

Waardering van ruimtelijke kwaliteit

De eerste en belangrijkste reden om voor KEA te kiezen heeft te maken met de nevendoelestelling van het project: het bevorderen van ruimtelijke kwaliteit in het rivierengebied. Het is buitengewoon moeilijk om de niet-geprijsde maatschappelijke baten van ruimtelijke kwaliteit in geld uit te drukken. Nu zijn de methoden en technieken om de geldelijke waardering van maatschappelijke baten te schatten voortdurend in ontwikkeling. Te denken valt aan enquêtes die zich richten op zogeheten *stated preferences* (voorkeuren die mensen uitspreken, tegenover *revealed preferences*, voorkeuren die blijken uit geobserveerd gedrag). In het geval van het project RvdR zou de voorbereiding en uitvoering van een dergelijk onderzoek een enorme, tijdrovende opgave zijn.

Dit hangt samen met het grote aantal maatregelen en mogelijke pakketten en ook met het grote aantal betrokkenen. Bovendien is het operationaliseren van het begrip ruimtelijke kwaliteit problematisch. De veelzijdigheid van het begrip maakt het moeilijk om alle mogelijk relevante aspecten te benoemen, laat staan deze te kwantificeren of zelfs maar te ordenen. Het lijkt daarom ondoenlijk om een schatting in geldeenheden te maken van de maatschappelijke waardering van 'ruimtelijke kwaliteit'. Tenslotte zijn de uitkomsten van onderzoek naar *stated preferences* niet onomstreden.⁵ Mede vanwege de complexiteit van het concept ruimtelijke kwaliteit is het de vraag of de uitkomsten van dergelijk onderzoek in het kader van het project RvdR breed gedragen zouden worden.

In projectanalyses waarin moeilijk in geld uit te drukken effecten een betrekkelijk kleine rol spelen, probeert men veelal de waardering van deze effecten met een kunstgreep te benaderen,

⁵ Zie bijvoorbeeld Stolwijk (2004) over problemen die het concept *contingent valuation* met zich meebrengt

of men probeert zelfs het probleem helemaal te omzeilen. Is dat niet mogelijk, dan worden dergelijke effecten wel benoemd en ook zoveel mogelijk in fysieke termen gekwantificeerd, maar niet gemonetariseerd. Een KBA verliest echter sterk aan betekenis als men er niet in slaagt belangrijke projecteffecten in geldbedragen uit te drukken. Het opstellen van een zinvolle KBA vereist de geldelijke waardering van een substantieel deel van de maatschappelijke kosten en baten. Een KBA van het project RvdR waarin ruimtelijke kwaliteit slechts *pro memorie* figureert, zou uiterst onbevredigend zijn. KBA mist dan zijn doel, omdat beleidsmakers juist belang hechten aan beide projectdoelstellingen, veiligheid én ruimtelijke kwaliteit, en dus een integrale afweging van alle maatschappelijke kosten en baten willen maken.

Formulering van projectalternatieven

Een tweede reden om voor een KEA te kiezen is de onmogelijkheid om op voorhand een handelbare verzameling projectalternatieven te formuleren, een gebruikelijke procedure bij het maken van een KBA. Het probleem is opnieuw dat het aantal mogelijke oplossingsrichtingen zo groot is. Zou men – zeg – tien alternatieve maatregelpakketten ontwerpen en die aan een analyse onderwerpen, dan zou men bij lange na geen recht doen aan alle mogelijke oplossingen van het veiligheidsprobleem, niet in de laatste plaats omdat zij verschillende effecten op ruimtelijke kwaliteit teweeg brengen. In plaats hiervan zoeken we een methode om maatregelen optimaal te combineren tot een maatregelenpakket. Centraal staan dan de bijdragen van afzonderlijke maatregelen aan de twee projectdoelen en de kosten van maatregelen; anders gezegd: de efficiëntie van maatregelen. We zoeken een instrument om maatregelen met elkaar te vergelijken en om maatregelen te rangschikken.

Beschikbaarheid van gegevens

Een praktische en positieve reden tenslotte om te kiezen voor een KEA is de beschikbaarheid van gegevens die zo'n analyse mogelijk maken. Gegevens over de effecten van meer dan 700 waterstandverlagende maatregelen zijn bijeen gebracht in een database die bekend staat als de 'Blokkenoos'. Deze gegevensverzameling komt uitgebreid ter sprake in hoofdstuk 1.

1.3 Kosteneffectiviteitanalyse

KEA vereist allereerst het kwantificeren van de (voornaamste) projectbaten in fysieke termen. Ook ordinale scores, zoals de beoordeling van een projecteffect in de vorm 'slecht - neutraal - goed' zijn bruikbaar. In de tweede plaats dienen de kosten van het project bekend te zijn. Zo stellen we bijvoorbeeld vast dat een project – een maatregel – een toename van het areaal natuur van een bepaald type tot gevolg heeft. De omvang van de toename in hectares en de totale maatregelkosten in euro's zijn bekend. Nu vragen we ons af:

- Is natuurontwikkeling op de desbetreffende plek duurder of goedkoper dan op andere locaties in het rivierengebied?
- Hoe verhouden de kosten zich tot de baten die elders in Nederland gemoeid zijn met het realiseren van gelijksoortige baten?
- Hoeveel moet de baat ons minimaal waard zijn om de realisatie daarvan te rechtvaardigen?

Of de realisatie van een baat het geld waard is, is uiteindelijk een politieke beslissing. Geen van de vragen en antwoorden die in een KEA aan de orde zijn, betreft de investeringsbeslissing zelf, dat wil zeggen de beslissing of een project doorgang dient te vinden. De KEA bedoelt de besluitvorming te ondersteunen door inzicht te geven in de kosten van onderdelen van het maatregelenpakket en door zichtbaar te maken hoe die kosten zich verhouden tot de kosten van min of meer gelijksoortige projecten. KEA brengt onderscheid aan tussen betrekkelijk goedkope, kosteneffectieve en betrekkelijk dure, kostenineffectieve maatregelen. De analyse moet vooral gezien worden als een grove zeef en als een hulpmiddel bij het samenstellen van het maatregelenpakket.

Het is niet zo dat maatregelen die betrekkelijk kostenineffectief blijken te zijn, *per se* niet langer voor opname in het maatregelenpakket in aanmerking komen. Ten eerste omdat de mogelijk te nemen maatregelen niet alle onderling uitwisselbaar zijn; zo kan het zijn dat er op een bepaalde locatie in het riviersysteem slechts één manier is om het veiligheidsprobleem op te lossen. Ten tweede is het onmogelijk om alle aspecten die voor de besluitvorming mogelijk van belang zijn, in de KEA te betrekken. Wél is het zo, dat de beslissing om een betrekkelijk ineffektieve maatregel uit te voeren expliciete onderbouwing behoeft.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport begint met een uiteenzetting van kosteneffectiviteitanalyse in hoofdstuk 2. De uiteenzetting richt zich vooral op de bijzonderheid dat het project RvdR niet één, maar twee doelstellingen met verscheidene dimensies heeft. Dat vereist de ontwikkeling van een speciale methode. Deze wordt toegelicht aan de hand van een cijfervoorbeeld. De daarvoor gebruikte cijfers dateren overigens van juli 2003; in hoofdstuk 4 komt hetzelfde voorbeeld nogmaals kort ter sprake, dit maal met gebruikmaking van de meest actuele gegevens van februari 2005.

De gegevens die ten grondslag liggen aan de KEA, zijn afkomstig uit een gegevensbank die bekend staat als de 'Blokkenboos'. Deze gegevensverzameling wordt besproken in hoofdstuk 1. Het schatten van de standaardkosten, de in deze studie gebruikte norm voor de evaluatie van maatregelen en maatregelpakketten, wordt toegelicht in Bijlagen B en C.

De schattingsuitkomsten worden besproken in hoofdstuk 4. Dit hoofdstuk bevat ook de conclusies ten aanzien van kosteneffectiviteit.

Hoofdstuk 5 tenslotte geeft een aanvullende beschouwing over de macro-economische gevolgen van het project, waaronder de gevolgen voor de landbouw.

2 Kosteneffectiviteit in het kader van project Ruimte voor de Rivier

2.1 Ruimtelijke kwaliteit

2.1.1 Wat verstaan we onder ruimtelijke kwaliteit?

De maatregelen in het project Ruimte voor de Rivier (RvdR) beïnvloeden alle op hun eigen, verschillende wijze de ruimtelijke kwaliteit. Om uiteindelijk tot een bepaling van de kosten van ruimtelijke kwaliteit te komen, is het van belang te weten welke maatregelen in potentie een bijdrage leveren aan het versterken van de ruimtelijke kwaliteit, welke neutraal uitwerken en welke afbreuk doen aan de ruimtelijke kwaliteit.

We stuiten daarbij direct op de conceptueel lastige vraag wat wel en wat niet onder het begrip ruimtelijke kwaliteit valt. In deze analyse wordt uit het oogpunt van vergelijkbaarheid zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij datgene wat in het project RvdR als bijdragend tot de ruimtelijke kwaliteit wordt beschouwd, met de Richtlijnen voor de m.e.r. en het Beoordelingskader (Werkgroep Beoordelingskader, 2004) als uitgangspunten. In navolging van Elsinga (2003) worden de volgende functies in het begrip ruimtelijke kwaliteit betrokken:

- Landschap, cultuurhistorie en archeologie;
- Bodem en water;
- Ruimtegebruik:
 - Natuur
 - Landbouw
 - Recreatie
 - Wonen en werken
 - Scheepvaart

Ruimtelijke kwaliteit is echter meer dan de simpele som der delen. Deze meerwaarde vloeit voort uit de samenhang tussen de afzonderlijke functies, onder andere gereflecteerd in meervoudig ruimtegebruik, duurzaamheid en diversiteit.

2.1.2 Wat weten we van ruimtelijke kwaliteit in relatie tot het project Ruimte voor de Rivier?

Informatie over mogelijk te nemen maatregelen in het kader van het project RvdR is systematisch bijeen gebracht in een database applicatie die bekend staat als de 'Blokkendoos'.⁶ Deze Blokkendoos omvat gegevens over ruim 700 mogelijke maatregelen. Uit deze

⁶ Zie hoofdstuk 3 voor een gedetailleerde bespreking van de Blokkendoosgegevens.

maatregelen worden uiteindelijk de pakketten samengesteld. In het besluitvormingsproces speelt de Blokkendoos een centrale rol in de verstrekking van geüniformeerde informatie.

Ruimtelijke kwaliteit en de daaronder ressorterende functies hebben – samen met andere aspecten als inrichting en aanleg - een plaats in de Blokkendoos. Niet alle functies van ruimtelijke kwaliteit komen daarin afzonderlijk aan bod. Zo ontbreekt de functie landschap. Ook worden sommige functies slechts op onderdelen benoemd, terwijl in relatie tot ruimtelijke kwaliteit dikwijls veel meer over deze functies gezegd kan worden. Water bijvoorbeeld wordt wel beschreven in termen van veiligheid, maar waterkwaliteit blijft buiten beschouwing. En waar vinden we bijvoorbeeld de dimensie ‘zicht op fraaie waterpartijen’, om iets willekeurig te noemen? De Blokkendoos is dus niet volledig in de weergave van de verschillende dimensies van de functies die samen de ruimtelijke kwaliteit bepalen. Belangrijk is ook dat de eerdergenoemde begrippen samenhang en diversiteit - die in relatie tot ruimtelijke kwaliteit zo belangrijk zijn - niet in de Blokkendoos zijn opgenomen.

Welke informatie over ruimtelijke kwaliteit omvat de Blokkendoos dan wel? Zij bevat vooral veel informatie over de fysieke omvang en reikwijdte van de maatregelen, in termen van aantallen, oppervlakten en inhouden. De Blokkendoos is over deze absolute aantallen, hectares en kubieke meters redelijk compleet. Zij omvat niet alleen informatie over grondverzet, dijkverleggingen en kunstwerken. Ook de voorziene netto verandering in het areaal natuur (onderscheiden naar gebiedstype, ‘ecotoop’ genoemd) en overlappingsen met het areaal dat valt onder de Vogelrichtlijn, de Habitatrichtlijn en de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), zijn opgenomen in de Blokkendoos.

De Blokkendoos bevat ook kwalitatieve *experts’ judgements*. Deze hebben betrekking op het verwachte effect van een maatregel op natuurwaarde, cultuurhistorische waarde en recreatie. Ook wordt een oordeel gegeven in hoeverre maatregelen voldoen aan wat in bestaande natuurrichtlijnen is voorgeschreven, en wordt het effect van elke maatregel op de ruimtelijke kwaliteit in zijn geheel beoordeeld.

2.2 Bepaling van de kosteneffectiviteit

Om tot een goede afweging tussen maatregelen en pakketten te komen is een gericht criterium nodig waarmee we kunnen vaststellen of uitvoering van een maatregelen of pakket ‘waar voor ons geld levert’. Dit kan met behulp van het begrip kosteneffectiviteit.

Kosteneffectiviteit geeft inzicht in de verhouding tussen effecten en kosten van een maatregel, activiteit of project. Als kengetal is kosteneffectiviteit het gemakkelijkst te hanteren als de kosten per eenheid effect. Hierbij is het dus niet nodig om het effect in geldeenheden te waarderen. Effecten kunnen gemeten worden in fysieke eenheden, zoals een oppervlak maatgevende hoogwaterstand(MHW)-winst in vierkante meter of een oppervlak natuurgebied

in hectare. Op deze manier geschreven stelt de kosteneffectiviteit als kengetal hetzelfde voor als, zeg, de prijs van een brood of een liter benzine. Een hoog kengetal wijst op een duur product, een laag kengetal wijst op een goedkoop product. Aan de hand van kosteneffectiviteitanalyse (KEA) kunnen we van projectalternatieven bepalen welk alternatief de gegeven projectdoelstelling tegen de laagste kosten realiseert. Omgekeerd kan met kosteneffectiviteitanalyse ook worden bepaald welk alternatief bij een gegeven budget het 'beste' resultaat bewerkstelligt.

Een kosteneffectiviteitanalyse omvat doorgaans de volgende stappen:

- Het vaststellen van het doel dat men wil bereiken.
- Het identificeren van alternatieve wijzen van verwezenlijking van het doel.
- Het bepalen van de investerings-, exploitatie- en onderhoudskosten voor elk van de alternatieven, contant gemaakt naar het basisjaar.
- Opsporen van mogelijke neveneffecten en nagaan welke kosten gemaakt moeten worden om te voorkomen dat randvoorwaarden worden overschreden.
- Prioritering van alternatieven op basis van de bepaalde kengetallen van kosteneffectiviteit.

Om de kosteneffectiviteit in beeld te brengen volstaan de eerste vier stappen. Betrekken we dit algemene stappenplan op de maatregelen bij RvdR, dan constateren we dat de meeste stappen direct of indirect in de Blokkendoos al in kaart zijn gebracht:

Bepaling van doelen

Elke maatregel beoogt in principe een bijdrage te leveren aan zowel de veiligheid als de ruimtelijke kwaliteit. In de Blokkendoos is de veiligheidsbijdrage van elke maatregel gedocumenteerd in termen van de MHW-winst in vierkante meters. Deze gecalculerde verwachte bijdrage aan de veiligheid wordt hier gemakshalve gelijkgesteld aan het doel van de betreffende maatregel op het vlak van veiligheid. Het uiteindelijke doel van het project RvdR wordt alleen bereikt met een combinatie van verschillende maatregelen.

Ruimtelijke kwaliteit als doel komt in de gedaante van de in paragraaf 2.1.1 genoemde functies terug in de vorm van aanwinst van natuur, al dan niet alledaagse of bijzondere ecotopen, overlap met de EHS, et cetera. Doelen op het vlak van ruimtelijke kwaliteit op maatregelniveau zijn echter niet expliciet gedefinieerd. Net als bij veiligheid wordt daarom verondersteld dat de beoogde doelen gelijk mogen worden gesteld aan de verwachte veranderingen in positieve zin.

Met het oog op het bepalen van de kosteneffectiviteit wordt de ruimtelijke kwaliteit, afhankelijk van de functie die in beschouwing wordt genomen, als hoeveelheid gedefinieerd: hectares natuur, ecotopen, EHS-verbinding, et cetera. Ook kan worden geprobeerd om kwalitatieve oordelen (in de vorm van rangordes) toe te voegen.

Baten, prijzen en waardering

Hoe waarderen we de baten van veiligheid? En hoe waarderen we bijvoorbeeld een EHS-verbinding? Of het verdiepen van een uiterwaard ten opzichte van het alternatief dijkverhoging? Doorgaans – en zo ook in de Blokkendoos – worden effecten gewaardeerd door experts te vragen naar hun oordeel over het beoogde effect van een maatregel. Deze *experts' judgements* worden vervolgens samengevoegd en gewogen tot een kwalitatief totaaloordeel, in termen van goed, neutraal of slecht (ofwel ++, +, 0, -, --). Een economische waardering van effecten van een maatregel vraagt echter om meer. Het liefst zouden we de effecten in monetaire termen, tegen geld, willen waarderen. Immers, dan is een vergelijking van maatschappelijke kosten en baten over de projectduur mogelijk en kan een prioritering van maatregelen op grond van netto maatschappelijke baten gemaakt worden. Maar effecten zijn niet altijd even gemakkelijk in geld uit te drukken. Dit geldt in bijzondere mate voor effecten op het gebied van ruimtelijke kwaliteit van het project RvdR. In veel gevallen gaat het om goederen of diensten – een mooi landschap of vergezicht, een fraaie ecotoop, rust of frisse lucht worden door economen ook als goederen of diensten beschouwd – die geen prijs kennen omdat er geen markt voor bestaat. Economen spreken in dit verband wel van ontbrekende markten (*missing markets*). De laatste decennia zijn er tal van methoden bedacht om dergelijke goederen of diensten toch te kunnen waarderen, bijvoorbeeld op basis van *stated preferences* (enquêtes) waarin het begrip *willingness to pay* (bereidheid te betalen) een belangrijke rol speelt en ook langs indirecte weg aan de hand van andere goederen die wel een prijs hebben. Ruimtelijke kwaliteit komt namelijk soms indirect, als het ware verborgen, in prijzen tot uitdrukking. Dit geldt bijvoorbeeld voor de aantrekkelijkheid van een locatie voor de functies wonen en werken. De prijs van de aantrekkelijkheid van een locatie ligt impliciet besloten in de prijzen van woningen, gebouwen en bedrijventerreinen. Welk prijseffect van deze aantrekkelijkheid uitgaat, kan onder andere bepaald worden aan de hand van de hedonische methode (zie paragraaf 2.4). Het feit dat er een markt voor een goed of dienst bestaat, behoeft overigens nog niet te betekenen dat de prijs die tot stand komt, de maatschappelijke schaarste reflecteert. Een markt kan ook gebrekkig werken (*failing markets*). Denk bijvoorbeeld aan monopolies of andere vormen van prijszetting. In dergelijke gevallen is de prijs die op de markt tot stand komt, geen goede afspiegeling van de relatieve schaarsteverhoudingen en dient een correctie plaats te vinden om te komen tot een correcte maatschappelijke waardering.

Identificatie van alternatieven

De 'alternatieve wijzen van verwezenlijking van het doel' in het hierboven vermelde stappenplan worden in de Blokkendoos gerepresenteerd door de verschillende maatregelen. Deze zijn voor elke riviertak – en daarbinnen per riviertraject – apart gedefinieerd. Per traject is doorgaans meer dan één alternatief voorhanden. Elke maatregel heeft daarbij een verschillend effect op zowel veiligheid als ruimtelijke kwaliteit.

Bepaling van kosten

De kosten die in de Blokkendoos zijn opgeslagen, omvatten voor elke maatregel afzonderlijk schattingen van zowel investeringskosten als de meerkosten van beheer en onderhoud, van groot onderhoud, van herinvestering en van de schade van gecontroleerde overstrooming (voorzover van toepassing). Bovendien is per maatregel een kostentotaal opgevoerd. Er zijn echter geen kosten toegerekend aan afzonderlijke effecten van de maatregel zoals aan veiligheidswinst of aan creatie van natuur, EHS of andere functies die vallen onder het begrip ruimtelijke kwaliteit. Ook geeft de Blokkendoos geen waardering in geldtermen van de

verliezen aan areaal archeologische verwachtingswaarde, van het verlies aan archeologische monumenten en van Rijksmonumenten.

Het kostenbegrip dat in de Blokkendoos wordt gehanteerd, is dat van begrote uitgaven: uitgaven die nu of in de toekomst gedaan moeten worden om de geplande maatregel naar behoren uit te voeren. Daarbij gaat het vooral om vergravingen, dijkaanleg of verlegging en de aanleg van kunstwerken en hun beheer en onderhoud. De kosten zijn vervolgens contant gemaakt, dat wil zeggen herleid naar één kapitaalsbedrag in het startjaar van het project, om een goede vergelijking tussen de kosten van verschillende maatregelen mogelijk te maken.

Kosteneffectiviteit in de Blokkendoos

Kosteneffectiviteit komen we als begrip al wel tegen in de Blokkendoos alwaar het wordt toegepast op veiligheid. Dit gebeurt door alle kosten van een maatregel integraal toe te rekenen aan de verwachte bijdrage aan het doel veiligheid, gemeten als het oppervlak MHW-winst in vierkante meters. De kosteneffectiviteit van ruimtelijke kwaliteit blijft in de Blokkendoos buiten beeld.

Impliciet wordt er bij de bepaling van de kosteneffectiviteit in de Blokkendoos van uitgegaan dat veiligheid het enige doel is dat van belang is. Deze veronderstelling is moeilijk houdbaar gezien de dubbele doelstelling van veiligheid en ruimtelijke kwaliteit van het project RvdR en gezien de gerichtheid van vele maatregelen afzonderlijk op het bereiken van beide doelen. Zo stuiten wij op het probleem van de toerekening van kosten aan verschillende baten.

De toerekeningwestie vormt een niet onbelangrijk probleem bij het bepalen van de kosteneffectiviteit, zowel voor de aggregaten veiligheid en ruimtelijke kwaliteit als voor de kosteneffectiviteit van de afzonderlijke functies die samen het containerbegrip ruimtelijke kwaliteit vormen. We lichten dit probleem in de volgende paragraaf verder toe en stellen in paragraaf 2.4 een oplossing voor.

2.3 Kosteneffectiviteit nader geïllustreerd ⁷

2.3.1 Keuze traject voor illustratie

Om het begrip kosteneffectiviteit in relatie tot ruimtelijke kwaliteit nader te illustreren en inhoud te geven worden in het navolgende enkele concrete maatregelen op het IJsseltraject Deventer-Wapenveld bekeken. Het gaat daarbij om maatregelen van het type 'groene rivier' en het type 'grootschalige dijkverlegging'. Van de maatregel groene rivier zijn twee varianten ontworpen, namelijk een variant huidig landgebruik met retentiefunctie en een variant natuur. Van beide zijn gegevens over het gehele traject (Deventer-Wapenveld) en over een deel van dat

⁷ Alle numerieke specificaties van maatregelen die in deze paragraaf ter sprake komen, zowel als de gegevens die ten grondslag liggen aan de analyse in paragraaf 2.5, zijn ontleend aan versie 4 van de Blokkendoos d.d. 23 juli 2003. De KEA van maatregelen en pakketten, besproken in hoofdstuk 3, hoofdstuk 4 en Bijlage B, is gebaseerd op de meest actuele gegevens, die dateren van februari 2005. De in paragrafen 2.3 en 2.5 besproken rekenvoorbeelden hebben een louter illustratief karakter; de uitkomsten zijn niet richtinggevend voor de keuze van maatregelen.

traject (Veessen-Wapenveld) voorhanden. Van de maatregel grootschalige dijkverlegging is voor de bypass Deventer gekozen. Van deze maatregel is geen (ander) alternatief voorhanden, noch een andere variant.

De genoemde maatregelen sluiten elkaar grotendeels uit. Zo is de groene rivier variant 'natuur' logischerwijs niet combineerbaar met de groene rivier variant 'huidig landgebruik' en vormt het traject Veessen-Wapenveld een deel van het traject Deventer-Wapenveld. De bypass rond Deventer is wel combineerbaar met de beperkte groene rivier verder stroomafwaarts op het traject Veessen-Wapenveld, maar niet met een groene rivier over het gehele traject.

We kijken eerst naar de kosteneffectiviteit van deze maatregelen in relatie tot veiligheid (paragraaf 2.3.2). Daarna richten we het vizier op ruimtelijke kwaliteit (paragraaf 2.3.3).

2.3.2 Kosteneffectiviteit toegepast op veiligheid

In de Blokkendoos treffen we het begrip kosteneffectiviteit aan als het oppervlak MHW-winst in vierkante meter dat naar verwachting gerealiseerd wordt per miljoen euro aan investeringen in aanleg, inrichting, onderhoud en beheer van de betreffende maatregel. Kosteneffectiviteit wordt in de Blokkendoos uitsluitend toegepast op veiligheid en niet op ruimtelijke kwaliteit.

Tabel 2.1 Kosteneffectiviteit veiligheid van 5 maatregelen langs de IJssel				
1	2	3	4	5
	MHW-winst m ²	Kosteneffectiviteit: MHW-winst per geldeenheid m ² per miljoen euro	Kosteneffectiviteit: Geld per eenheid MHW-winst duizend euro per m ²	Rangorde
Groene rivier Deventer-Wapenveld: variant 'natuur'	25 963	9	108	5
Groene rivier Deventer-Wapenveld: variant 'huidig landgebruik'	29 842	77	13	2
Groene rivier Veessen-Wapenveld: variant 'natuur'	13 066	24	42	3
Groene rivier Veessen-Wapenveld: variant 'huidig landgebruik'	14 101	134	7	1
Dijkverlegging bypass Deventer	4 623	17	58	4

In Tabel 2.1 is de kosteneffectiviteit van de vijf geselecteerde maatregelen in relatie tot veiligheid in beeld gebracht. In kolom 3 is de kosteneffectiviteit weergegeven in verwachte m² MHW-winst per miljoen euro, conform de wijze van presenteren in de Blokkendoos. In kolom 4 wordt de kosteneffectiviteit weergegeven in benodigde euro's per m² MHW-winst. Hoewel de wijze van presentatie verschilt, geven beide kolommen dezelfde informatie. In dit rapport wordt verder gebruik gemaakt van de tweede presentatiewijze, omdat deze beter aansluit bij het dagelijks spraakgebruik. Daarin spreken we over het aantal euro's dat een brood kost en niet

over het aantal grammen brood dat we per euro kunnen kopen. In deze presentatie geeft een groot getal (kolom 4) aan dat de maatregel duur is en dat de kosteneffectiviteit van de maatregel laag is. Hoe kleiner het getal, des te goedkoper is de maatregel en des te groter is de kosteneffectiviteit.

De uitkomsten zijn vervolgens gerangschikt (kolom 5). Zoals te verwachten valt (aangezien we alleen veiligheidswinst in beschouwing nemen), zijn de twee maatregelen gericht op huidig landgebruik beduidend goedkoper en daarmee kosteneffectiever dan de beide natuurmaatregelen. Interessant is dat de maatregel met natuur over het gehele traject gelet op de bereikte veiligheid beduidend minder kosteneffectief is dan de maatregel met natuur op het noordelijker deel Veessen-Wapenveld van het traject (factor 2,5).

2.3.3 Kosteneffectiviteit toegepast op ruimtelijke kwaliteit

We kunnen het begrip kosteneffectiviteit ook alleen toepassen op ruimtelijke kwaliteit. In dit voorbeeld richten we ons vizier op één dimensie (functie) van ruimtelijke kwaliteit, namelijk netto vergroting van het areaal natuur. De andere dimensies van ruimtelijke kwaliteit die in beeld zijn gebracht in de Blokkendoos, zijn weergegeven in tabel 2.2. Deze tabel geeft de veranderingen in areaal (hectares) en aantallen van de in de Blokkendoos benoemde functies. Aangezien de maatregelen huidig landgebruik zijn op te vatten als retentiemaatregelen die geen grote fysieke ingrepen in de bestaande situatie vereisen, worden deze maatregelen in de tabel buiten beschouwing gelaten. Voor deze maatregelen wordt verondersteld dat de huidige natuurwaarden intact worden gelaten.

Naast deze veranderingen in het areaal natuur zijn de totale kosten per maatregel bekend. Een uitsplitsing of toerekening van deze kosten naar de afzonderlijke functies – het areaal natuur in dit voorbeeld – ontbreekt echter. Op grond van de beschikbare informatie kunnen we deze informatie voor sommige maatregelen echter wel destilleren. Immers, de maatregel huidig landgebruik en de maatregel natuur op beide trajecten laten zich goed met elkaar vergelijken. Weliswaar is de veiligheidswinst van beide varianten niet gelijk, maar de verschillen zijn niet groot en kunnen daarom even worden verwaarloosd. Door nu de kosten van de maatregel huidig landgebruik af te trekken van de kosten van de maatregel natuur krijgen we een benadering voor de toe te rekenen kosten aan natuur, zie tabel 2.3.

De kosteneffectiviteit van de natuurvarianten van beide groene rivieren, gemeten in euro's per hectare te realiseren natuur, is nu voor beide trajecten te berekenen. De resultaten zijn weergegeven in tabel 2.4. Op grond van deze tabel kan geconcludeerd worden dat de natuurvariant van de groene rivier natuur op het deeltraject Veessen-Wapenveld het meest kosteneffectief is in termen van ruimtelijke kwaliteit. Zij scoort een factor 1,8 beter in termen van kosteneffectiviteit dan toepassing van dezelfde maatregel op het gehele traject.

Tabel 2.2 Effecten van maatregelen langs de IJssel – ruimtelijke kwaliteit ^a

	Groene rivier Deventer-Wapenveld Variant 'natuur'	Groene rivier Veessen-Wapenveld Variant 'natuur'	Grootschalige dijkverlegging bypass Deventer
Ontwikkeling netto areaal natuur, waarvan (in ha):	2 141,1	717,2	199,7
Toename ecotoop natuurlijk grasland	2 141,1	717,2	199,7
Areaal in NB-wet, waarvan (in ha):	0,2	0,0	0,2
Toename areaal Vogelrichtlijn	0,2	0,0	0,2
Toename areaal Habitatrictlijn	0,0	0,0	0,0
Toename areaal EHS	2 161,1	746,7	147,5
Toename areaal natuur	0,0	0,0	0,0
Verlies archeologische monumenten (aantal)	–	–	–
Verlies areaal archeologische verwachtingswaarde (aantal)	–	–	–
Verlies Rijksmonumenten (aantal)	–	–	–
<i>Verlies cultuurhistorie, overig</i>	?	?	?
<i>Verlies rust, ruimte en overige beleving landschap</i>	?	?	?
<i>Samenhang</i>	?	?	?
<i>Diversiteit</i>	?	?	?

^a De cursief aangegeven categorieën maken geen deel uit van de Blokkendoos en zijn slechts als illustratie van ontbrekende componenten in de Blokkendoos opgenomen, zonder overigens de pretentie van volledigheid te hebben.

Tabel 2.3 IJssel-maatregelen – toegerekende kosten van natuur

	Variant 'huidig landgebruik'	Variant 'natuur'	Verskil
	miljoen euro		
Groene rivier Deventer-Wapenveld	390	2 808	2 418
Groene rivier Veessen-Wapenveld	105	553	448

Tabel 2.4 Kosteneffectiviteit van IJssel-maatregelen – ruimtelijke kwaliteit, functie natuur

	Deventer-Wapenveld	Veessen-Wapenveld
	miljoen euro per hectare	
Kosten per eenheid	1,1	0,6

Bij de bepaling van de kosteneffectiviteit van de verschillende aspecten ('functies') van ruimtelijke kwaliteit zoals natuur, landschap, cultuurhistorie op maatregelniveau, vormt informatie over kosten van ieder aspect een essentiële ingrediënt. Het bovenstaande voorbeeld illustreert hoe op grond van kosteninformatie van verschillende varianten van eenzelfde type maatregel nader inzicht kan worden verkregen in de kosten van één aspect van ruimtelijke kwaliteit.

Deze vergelijkende methode is echter niet bruikbaar voor de bepaling van de kosten van alle functies die onder de noemer ruimtelijke kwaliteit vallen. Dit valt direct in te zien aan de hand van de grootschalige dijkverlegging Bypass Deventer uit het bovenstaande voorbeeld. Van deze maatregel is noch een alternatief, noch een variant voorhanden, waardoor bovengenoemde methode niet werkt. Daarnaast werkt de bovenstaande methode niet goed omdat tegelijk met de verandering van huidig landgebruik naar natuur ook de veiligheidswinst is veranderd. Met die verandering in veiligheidswinst is in de berekening in tabel 2.4 geen rekening gehouden.

Willen we voor elke maatregel afzonderlijk uitspraken over de kosten van functies van ruimtelijke kwaliteit doen, dan dienen we dus op zoek te gaan naar een andere, meer omvattende methodiek.

2.4 Een algemeen toepasbare methode ter bepaling van de kosteneffectiviteit

Gemiddelde kosten bepalen met regressieanalyse

Een generalisatie van bovenstaande benadering is toepassing van een statistische methode bekend onder de naam regressieanalyse. Immers, we weten zowel de totale kosten van alle afzonderlijke maatregelen als bijbehorende gegevens over beide doelen veiligheid en ruimtelijke kwaliteit, zelfs uitgesplitst naar functies. Met regressieanalyse kan nu op basis van het grote aantal maatregelen in de Blokkendoos een goed beeld worden verkregen van de kosten per eenheid voor de beide doelen veiligheid en ruimtelijke kwaliteit afzonderlijk, gemiddeld over alle maatregelen. Op basis van deze gemiddelde kosten per eenheid kan vervolgens een globale inschatting worden gemaakt van de verwachte kosten van ruimtelijke kwaliteit op maatregel- en pakketniveau.

Parallellen met de hedonische methode

Vanuit econometrisch oogpunt vertoont de bovenstaande benadering vergaande parallellen met de hedonische schattingsmethode om prijzen van karakteristieken van producten te bepalen. In het kader op pagina 32 worden de parallellen van de hier voorgestelde methode met de hedonische methode inzichtelijk gemaakt.

Wel moet bedacht worden dat de hedonische methode doorgaans wordt gebruikt om feitelijke consumentenprijzen te verklaren uit de diverse ‘nuttigheden’ die een goed of dienst aan zijn gebruikers verschaft. Het consumentengoed is dan aangeschaft, zodat uit de prijs ervan de voorkeur van de consument blijkt. Daarom kan het nut van de onderdelen (hoewel nog niet afzonderlijk bekend) de prijs van het totaal verklaren. In de Blokkendoos staan echter nog niet uitgevoerde maatregelen geregistreerd. Van al deze maatregelen zal uiteindelijk maar een betrekkelijk klein deel gerealiseerd worden. Wij gaan dus niet verder dan het toerekenen van

(gemiddelde) kosten aan componenten.⁸ In economische zin is er dus wel een belangrijk verschil tussen standaardkosten en hedonische prijzen.⁹

Hedonische prijzen

Het basisidee dat ten grondslag ligt aan de hedonische methode, is dat prijzen en prijsveranderingen van een heterogeen goed of dienst kunnen worden geanalyseerd en verklaard door het product te desaggreëren naar karakteristieken (Griliches 1961 in een baanbrekend artikel over autoprijzen; Lancaster 1971). Lancaster definieert dergelijke goederen-karakteristieken als *objective properties of things that are relevant to people*. Deze karakteristieken kunnen worden opgevat als homogene economische variabelen die samen het heterogene goed vormen. De consument is geïnteresseerd in de karakteristieken van een goed en niet zozeer in het product zelf. Zo is hij niet geïnteresseerd in een computer op zich, maar in wat die computer kan doen in termen van rekensnelheid en geheugencapaciteit. De hedonische methode tracht daarmee feitelijke prijzen te verklaren uit het nut dat een goed of dienst verschaft aan zijn gebruikers.

De hedonische methode maakt eveneens gebruik van regressieanalyse om het effect van individuele karakteristieken te schatten op de prijs van een product. Daartoe wordt de totale prijs als volgt verklaard met behulp van de te schatten prijzen van de diverse karakteristieken:

$$p = c + \alpha x_1 + \beta x_2 + \gamma x_3 + \delta x_4 + \varepsilon$$

waarin p de prijs van het product is en x_1 , x_2 , x_3 en x_4 – in dit voorbeeld – vier verschillende karakteristieken representeren en ε een storingsterm is.

De hedonische methode wordt onder meer toegepast om kwaliteitsveranderingen van een product beter in prijsindexberekeningen tot uiting te laten komen. Dit is vooral van belang voor producten die een snelle technologische ontwikkeling doormaken, zoals de computer. De prijsontwikkeling van computers wordt voor de berekening van de prijsindex aldus gecorrigeerd voor kwaliteitsveranderingen in de vorm van veranderingen in technische karakteristieken, zoals het type processor, geheugencapaciteit, floppydrives, cd-romstations, et cetera.

Een andere toepassing van de hedonische methode is de bepaling van het effect van een ongeprijsde variabele op de prijs van een product, bijvoorbeeld een milieueffect op de prijs van een huis. Door de huizenprijzen met behulp van regressieanalyse te relateren aan de karakteristieken van onroerend goed (oppervlakte, aantal kamers, omvang en ligging tuin) en aan omgevings- en milieuv variabelen (geluid, criminaliteit, parkeergelegenheid, kwaliteit en nabijheid scholen, winkels en medische zorg, filegevoeligheid, et cetera) kunnen we de invloed van het milieueffect op de huizenprijs achterhalen.

⁸ Een echte toepassing van de hedonische prijsmethode op natuur zou mogelijk zijn als veel tot nu toe in de EHS uitgevoerde projecten in een op de Blokkendoos lijkende databank zouden worden opgenomen. Wanneer daarop dezelfde analyse als hier voorgesteld zou worden uitgevoerd, krijgt men inderdaad in beeld welk geldbedrag beslissers toekennen aan het nut van componenten van die uitgevoerde maatregelen.

⁹ Het feit dat de maatregelen in de Blokkendoos nog niet door een selectieprocedure zijn geweest en het grootste deel van de maatregelen in de Blokkendoos niet gekozen wordt, bijvoorbeeld omdat zij te duur zijn, heeft ook invloed op de toe te passen schattingsmethode, zie daarvoor bijlage B en paragraaf 4.3.

2.5 Empirisch voorbeeld ¹⁰

2.5.1 Regressieanalyse om de kengetallen te bepalen

Om de voorgestelde methodiek verder te verduidelijken geven we een simpel voorbeeld. We beperken ons, net als in paragraaf 2.3.2 en 2.3.3, tot veiligheid en natuur, om illustratieve redenen gekozen als enige dimensie van ruimtelijke kwaliteit. Passen we de voorgestelde kostenmethodiek toe op dit voorbeeld, dan resulteert dit in de volgende te schatten regressievergelijking:

$$Y = C + \alpha X_2 + \beta X_{30} + \varepsilon$$

In deze vergelijking staat X_2 voor veiligheid (gemeten als oppervlakte MHW-winst in vierkante meter) en X_{30} voor de netto verandering van het areaal natuurwaarde (gemeten in hectares).¹¹ De variabele Y geeft de totale kosten per maatregel in miljoen euro weer. Symbool ε representeert een storingsterm van onafhankelijke toevalsvariabelen met een gemiddelde 0.

Van de combinaties van variabelen Y , X_2 en X_{30} is een groot aantal waarnemingen beschikbaar in de vorm van de maatregelen in de Blokkendoos. Dit maakt bepaling van de coëfficiënten α en β mogelijk, naast bepaling van de constante C . Coëfficiënt α kan daarbij worden geïnterpreteerd als een indicatie van de gemiddelde variabele kosten van een vierkante meter MHW-winst, terwijl coëfficiënt β een benadering vormt van de gemiddelde variabele kosten van een hectare natuur. Voeren we deze regressie uit op alle 583 in de Blokkendoos (versie 4 van juli 2003) volledig gedocumenteerde maatregelen, dan levert dit het volgende resultaat:

$$Y = 44,5 + 0,011X_2 + 0,838X_{30}$$

(R^2 : 0,74; t-waarde x_2 : 7,50; t-waarde x_{30} : 29,35)

De geschatte coëfficiënten geven aan dat een vierkante meter MHW-winst gemiddeld genomen 11 duizend euro kost en dat een hectare natuur in de Blokkendoos gemiddeld genomen 838 duizend euro kost. Het getal R^2 geeft aan dat 74% van alle variatie in de kosten van maatregelen in de Blokkendoos kan worden verklaard met behulp van deze twee variabelen en drie coëfficiënten, wat duidt op een goede 'fit' van de regressie. De t-waarden van beide geschatte coëfficiënten duiden bovendien op een significant schattingsresultaat.

¹⁰ Zie voetnoot 7.

¹¹ De namen X_2 en X_{30} van de twee variabelen verwijzen naar de desbetreffende kolomnummers in versie 4 van de Blokkendoos (juli 2003).

De met regressie gevonden kengetallen kunnen nu worden vergeleken met de eerder gevonden resultaten. Kosten per vierkante meter MHW-winst voor de vijf voorbeeldmaatregelen staan in kolom 4 van Tabel 2.1. De daar vermelde kosten per eenheid zijn veel hoger dan gevonden in de regressie. Dat is ook te verwachten want enkele van de voorbeelden omvatten omvangrijke natuurprojecten. De met dat onderdeel samenhangende kosten zijn in Tabel 2.1 echter geheel toegerekend aan veiligheid. We mogen dus alleen letten op de twee varianten met huidig landgebruik. In die twee gevallen zijn de kosten 7 en 13 duizend euro per vierkante meter MHW-winst en daar ligt het regressieresultaat van 11 duizend euro per vierkante meter tussenin.

Hetzelfde blijkt te gelden voor de kosten van een hectare natuurgebied. De 0,84 miljoen euro per hectare uit de regressieanalyse ligt precies tussen de 0,6 en de 1,1 miljoen per hectare die in tabel 2.4 voor de twee voorbeeldprojecten zijn uitgerekend.

De constante van 44,5 miljoen euro per maatregel valt niet toe te schrijven aan veiligheidswinst of toename van het areaal natuurgebied. Deze restterm, hoewel ogenschijnlijk omvangrijk, is afgezet tegen de gemiddelde kosten van 205 miljoen euro per maatregel ($\Sigma Y/583$) betrekkelijk klein. Niettemin wijst de omvang van de constante er op dat er mogelijk nog verklarende variabelen in de schatting ontbreken. Het valt te verwachten dat de waarde van deze geschatte positieve constante afneemt naarmate een betere verklaring van de kosten wordt gevonden.¹²

Conclusie kan voorlopig zijn dat met regressieanalyse een goede schatting van de gemiddelde kosten per eenheid effect in de Blokkendoos kan worden verkregen.

2.5.2 Kosteneffectiviteit berekenen met de kengetallen

Door nu deze geschatte kengetallen van de kosten voor veiligheid en natuur te betrekken op specifieke, individuele maatregelen of pakketten, kan een indruk worden verkregen van de kosteneffectiviteit van maatregelen afgewogen tegen meer dan één doel. Een maatregel waarbij de 'echte' kosten groter zijn dan de zo berekende standaardkosten – een maatregel met een positief residu – is dan relatief duur en daarmee niet kosteneffectief. Maatregelen waarbij de 'echte' kosten kleiner zijn dan de zo berekende kosten (dat wil zeggen met een negatief residu), zijn juist wel kosteneffectief. De geschatte kosten per maatregel, als ook de beide effecten in vierkante meter veiligheid en hectare natuur zijn bekend uit de Blokkendoos. Het vaststellen van het residu is daarmee een kwestie van invullen van deze gegevens in de bovenstaande geschatte vergelijking.

¹² Alle termen van de regressievergelijking zijn namelijk positief; de effecten die we in de vergelijking opnemen, zijn positief en we laten uiteindelijk alleen positieve coëfficiëntenschattingen toe. Zie paragraaf 2.6.

Tabel 2.5 Voorbeeldresultaten vergeleken met kostenschatting Blokkendoos^a

	Standaardkosten		Totaal ^b	Kosten volgens Blokkendoos	Residuele kosten	Relatieve residuele kosten	Rangorde
	Veiligheid	Netto areaal natuur					
	(a)	(b)	(c)	(d)	(e) = (d) – (c)	(f) = (e) / (c)	(g)
	miljoen euro				%		
Groene rivier Deventer-Wapenveld variant 'natuur'	290	1 794	2 129	2 808	679	32%	5
Groene rivier Deventer-Wapenveld variant 'huidig landgebruik'	333	0	378	390	12	3%	3, 4
Groene rivier Veessen-Wapenveld variant 'natuur'	146	601	791	553	– 238	– 30%	2
Groene rivier Veessen-Wapenveld variant 'huidig landgebruik'	157	0	202	106	– 96	– 48%	1
Grootschalige dijkverlegging bypass Deventer	52	167	263	271	8	3%	3, 4

^a Blokkendoos versie 4 d.d. 23 juli 2003.

^b Variabele kosten van MHW-winst en natuurontwikkeling plus niet-variabele kosten ad 44,5 miljoen euro.

Tabel 2.5 illustreert de methode aan de hand van de vijf eerder gepresenteerde maatregelen op het riviertraject Deventer-Wapenveld. Vermenigvuldiging van het aantal vierkante meters veiligheidswinst met de kostencoefficiënt van 11 duizend euro uit de geschatte vergelijking levert de standaardkosten van veiligheid voor de betreffende maatregel. Eenzelfde exercitie, maar nu uitgevoerd voor natuur, resulteert in de standaardkosten van het areaal natuurwaarde van een maatregel. Tellen we bij de som van deze twee variabelen de geschatte constante op, dan resulteren de totale standaardkosten (kolommen 'Standaardkosten'). Vervolgens trekken we de standaardkosten af van de geschatte totale kosten uit de Blokkendoos. Dit verschil, de 'residuele kosten', geeft een indicatie van de kosteneffectiviteit.

We vinden nu – in tegenstelling tot de resultaten uit paragraaf 2.3.3 – voor alle vijf voorbeeldmaatregelen een uitkomst. Daarmee kunnen we dus voor iedere maatregel afzonderlijk een uitspraak doen over kosteneffectiviteit ten opzichte van het gemiddelde in de Blokkendoos. We normeren de uitkomsten vervolgens door de gevonden residuen te delen door de standaardkosten (zie voorlaatste kolom van tabel 2.5). Op basis van deze relatieve residuen

kunnen we vervolgens de uitkomsten onderling rangschikken en vergelijken op kosteneffectiviteit (laatste kolom van tabel 2.5).¹³

Beide varianten van de groene rivier op het traject Veessen-Wapenveld, zowel natuur als huidig landgebruik, kennen een negatief residu en zijn daarmee relatief kosteneffectief. Interessant is ook dat de groene rivier variant natuur op het traject Veessen-Wapenveld beter scoort dan de variant huidig landgebruik op het traject Deventer-Wapenveld. Meer natuur heeft zijn prijs, maar een maatregel met natuur behoeft daardoor niet minder kosteneffectief te zijn. De groene rivier met natuur op het traject Deventer-Wapenveld is met een sterk positief residu niet kosteneffectief. De variant huidig landgebruik op hetzelfde traject en de bypass Deventer scoren beide neutraal op kosteneffectiviteit, dat wil zeggen ongeveer gelijk aan de gemiddelde kosteneffectiviteit van alle in de Blokkendoos opgenomen maatregelen.

2.5.3 Vergelijking van uitkomsten van de verschillende methoden

De rangorde van de uitkomsten van de methode toegepast op de vijf voorbeeldmaatregelen wijkt daarmee in belangrijke mate af van de rangorde in uitkomsten in Tabel 2.1. Hoewel in beide tabellen de groene rivier huidig landgebruik Veessen-Wapenveld in termen van kosteneffectiviteit aan kop gaat en de groene rivier natuur Deventer-Wapenveld beide keren de hekkensluiter is, hebben de andere maatregelen van plaats gewisseld. Er zijn dus duidelijke verschillen in uitkomsten tussen de methodiek uit de Blokkendoos, die alle kosten uitsluitend betreft op veiligheid, en de uitkomsten van de hier gepresenteerde methodiek, die naast veiligheid ook ruimtelijke kwaliteit beschouwt.

Als we beide effecten – veiligheid en ruimtelijke kwaliteit – mee willen wegen in onze maatstaf van kosteneffectiviteit, wat gegeven de dubbeldoelstelling van het project RvdR duidelijk gewenst is, dan impliceert dit andere uitkomsten in termen van kosteneffectiviteit, andere rangordes en – als gevolg daarvan – andere keuzes dan alleen letten op veiligheid.

Overigens benadrukken we nogmaals dat de hier gebruikte voorbeelden een puur illustratief karakter hebben en gebaseerd zijn op de Blokkendoos 4 van juli 2003. De uitkomsten mogen dan ook niet als richtinggevend voor het genoemde riviertraject worden beschouwd. Wel illustreren de uitkomsten treffend dat met de voorgestelde regressiemethodiek bruikbare en interpreteerbare resultaten kunnen worden gegenereerd die een nadere rangordening van maatregelen naar kosteneffectiviteit mogelijk maken.

¹³ De definitieve analyse-uitkomsten voor deze maatregelen, die gebaseerd zijn op de meest recente versie van de Blokkendoos, worden vermeld in paragraaf 4.2.

2.6 Relevante effecten van maatregelen

Alle relevant geachte aspecten van ruimtelijke kwaliteit, variërend van landschap, recreatie en cultuurhistorie tot EHS en bijzondere ecotopen, kunnen worden meegerekend in de KEA, op voorwaarde dat de desbetreffende aspecten gekwantificeerd zijn in de Blokkendoos. Dit geldt ook voor de *experts' judgements* uit de Blokkendoos. Daarvoor is het wel noodzakelijk dat deze onderling goed vergelijkbaar zijn.

Doel van de regressieanalyse is *niet* het zo goed mogelijk verklaren van de kosten van maatregelen als zodanig. Zou dat wel zo zijn, dan zouden niet effecten van maatregelen, maar technische eigenschappen van maatregelen (grondverzet en dergelijke) als verklarende variabelen opgevoerd worden. Zoals gezegd, vertoont de analyse eerder overeenkomsten met het concept 'hedonische prijs'. Daarbij wordt de prijs van een heterogeen goed verdeeld over en toegerekend aan diverse producteigenschappen waar consumenten nut aan ontleen.

De analogie met het begrip hedonische prijs maakt duidelijk dat de verklarende variabelen in de regressievergelijking *gewenste* effecten moeten representeren. In het kader van het project RvdR is een effect wenselijk als het bijdraagt aan de veiligheid of de ruimtelijke kwaliteit van het rivierengebied. Zo wordt de oppervlaktetoename van een ecotoop alleen meegerekend als die toename een positief oordeel heeft gekregen.

De kostenbedragen in de Blokkendoos zijn kostenschattingen gebaseerd op kengetallen en opgebouwd uit een groot aantal uiteenlopende kostencategorieën.¹⁴ Het zijn netto bedragen, omdat in voorkomende gevallen bruto kosten zijn verminderd met financiële baten. Dit heeft belangrijke consequenties voor de hier voorgestelde analyse.

Baten die in de kostenbedragen zijn verwerkt, zoals opbrengsten uit de verkoop van klei of zand, dienen niet als verklarende variabelen in de regressie opgenomen te worden. Doen we dat wel, dan zullen zij een negatieve kostencoefficiënt te zien geven, omdat het systematisch effect van deze baten op de maatregelkosten negatief is. Deze baten zouden dus een negatieve bijdrage leveren aan de standaardkosten, hetgeen de residuele kosten verhoogt. Het feitelijke *kostenvoordeel* zou zodoende verdwijnen of zelfs geïnterpreteerd kunnen worden als een *kostennadeel* en in de vergelijking met de werkelijke kosten niet meer zichtbaar zijn. Het weglaten van het beschikbaar komen van verhandelbaar bouw materiaal (waarvan de financiële baat is verwerkt in de geschatte kosten) uit de regressievergelijking leidt wel tot relatief lage of negatieve residuele kosten bij een maatregel met deze opbrengsten, waardoor zo'n maatregel terecht als kosteneffectief wordt geclassificeerd.

¹⁴ Inmiddels zijn de kostenschattingen voor de maatregelen in de onderzochte pakketten vervangen door kostenramingen volgens de PRI-systematiek. In tweede instantie zijn de eerdere kostenschattingen voor de overige maatregelen zo goed mogelijk aangepast aan deze kostenramingen. Zo zijn nu in alle gevallen dezelfde kostprijzen per onderdeel toegepast.

Het voorgaande leidt tot twee algemenere standpunten ten aanzien van de te volgen schattingsprocedure. Het eerste punt betreft het teken van de kostencoëfficiënt. Een positief teken betekent dat het tot stand brengen van de baat iets kost. Een negatief teken betekent dat het creëren van een gewenst effect gemiddeld leidt tot een daling van de feitelijke kosten. Dat laatste is natuurlijk leuk, maar daarmee is die baat niet meer relevant voor de standaardkosten. In de standaardkosten mogen we alleen kosten opnemen en geen zaken die leiden tot financiële voordelen in de vorm van kostenverlaging, net zoals dat geldt voor klei en zand. Financiële voordelen van een maatregel moeten dus terecht komen in de residuele kosten. Technisch betekent dit dat de geschatte kostencoëfficiënten positief moeten zijn. Is dat niet het geval, dan moet de variabele weggelaten worden uit de regressie en de berekening van de standaardkosten.

Het tweede punt betreft de specificatie van de regressievergelijking. In de Blokkendoos komen ook negatieve effecten voor die verrekend zijn in het kostentotaal. Door zulke effecten niet als verklarende variabele in de regressievergelijking op te nemen behoeden we ons voor dubbeltelling. Dit punt verdient enige toelichting.

In de Blokkendoos komt de omzetting van het ene gebiedstype in het andere gebiedstype op twee manieren tot uitdrukking: een negatieve verandering in het areaal van het ene type en een positieve verandering in het areaal van het andere type. Zonder de baten van de nieuwe aanwending van de grond in aanmerking te nemen is de afname van het oppervlak van het bestaande gebiedstype op zichzelf beschouwd een ongewenst effect, dat wil zeggen een kostenpost. Zo brengt het opgeven van landbouwactiviteit het uitkopen van landbouwbedrijven met zich mee. De kosten hiervan zijn opgenomen in de maatregelkosten. De gewenste effecten die worden gespecificeerd in de regressievergelijking, zoals natuurontwikkeling, worden mogelijk gemaakt door het opgeven, het verlies, van een ander gebiedstype, en de kosten van dat verlies zijn in de maatregelkosten verwerkt.

Zouden we nu beide effecten (toename gebiedstype 1 en afname gebiedstype 2) als verklarende variabelen in de regressie opnemen, dan proberen we feitelijk twee prijzen van één transactie te berekenen, hetgeen uiteraard niet zinvol is. De conclusie is dat we alleen de baat van de vermeerdering van het oppervlak van het nieuwe gebiedstype in de schattingsvergelijking moeten opnemen. Het verlies van het andere type, in het algemeen is dat landbouwgrond, is terecht al opgenomen in de feitelijke kosten.

Dat gold bij de eerste versies van de kostenschattingen ook voor het verlies aan belangrijke natuur. Als bekend was dat een maatregel een verlies aan natuurgebied tot gevolg had dat verplicht gecompenseerd moest worden, zijn de kosten van deze compensatie verrekend in de maatregelkosten, zij het op een grove manier. Bij het maken van de latere kostenramingen is deze bijtelling echter vervallen, omdat de eventueel benodigde natuurcompensatie voor een afzonderlijke maatregel wordt bereikt door het uitvoeren van andere maatregelen binnen de onderzochte pakketten. Op pakketniveau is dus geen extra natuurcompensatie meer nodig. In aansluiting op de kostenramingen is de opslag voor compensatie daarom ook bij de tweede serie kostenschattingen vervallen. Bij de beoordeling van afzonderlijke maatregelen moet daarom

eventueel apart worden gelet op het punt van natuurcompensatie; zowel in positieve, als in negatieve zin. Een systematische behandeling daarvan in de KEA laat het ter beschikking staande materiaal echter niet toe.

2.7 Interpretatie van de uitkomsten

Voorop zij gesteld dat de hier voorgestelde methode vooral gebruikt dient te worden als grove zeef. Minder kosteneffectieve maatregelen hoeven niet per definitie het veld te ruimen. Er kunnen goede redenen zijn om af te wijken van de uitkomsten van de KEA. Zo kan het zijn dat op een bepaald traject geen beter alternatief – dat wil zeggen: maatregel – voorhanden is, waardoor men geen andere keus heeft dan de enig beschikbare maatregel uit te voeren. Ook kan het zijn dat een maatregel bepaalde bijzondere kenmerken heeft die niet of onvoldoende in de Blokkendoos gedocumenteerd zijn. Daarnaast kan het voorkomen dat men op een bepaald riviertraject de ruimtelijke kwaliteit dusdanig wil verbeteren, bijvoorbeeld door een maatregel die het ontstaan van een uitzonderlijk ecotoop met zich meebrengt, dat het kostenargument in de besluitvorming een minder belangrijke rol speelt. In dergelijke gevallen zou opname van een kosteneffectieve maatregel in een pakket een gedegen aanvullende argumentatie behoeven, bijvoorbeeld in het MER.

In de regressieanalyse vertegenwoordigt iedere maatregel waarover adequate gegevens beschikbaar zijn, technisch gezien een waarneming. De analyse vindt plaats op het niveau van maatregelen; het gaat ons tenslotte om het vergelijken van maatregelen. Dit betekent echter wel, dat effecten die het maatregelniveau overstijgen, in deze KEA niet aan de orde komen. Aspecten als de diversiteit en de samenhang van een maatregelpakket blijven in deze analyse buiten beschouwing.

Het grote voordeel van de hiervoor geschetste methode is dat we aan de hand van al beschikbare informatie snel en eenduidig een zinnige prioritering van maatregelen en pakketten kunnen aanbrenge. Tegelijkertijd omzeilt de methode de lastige – en soms onoplosbare – waarderingsvraagstukken die met een maatschappelijke kosten-batenanalyse (KBA) van niet-geprijsde effecten gepaard gaan. Daarnaast stelt de methode ons in staat om een oordeel te geven over de kosteneffectiviteit van maatregelen die ontworpen zijn in het kader van het project RvdR, ten opzichte van andere projecten gericht op het versterken van ruimtelijke kwaliteit. Kosteneffectiviteit is – gegeven de doelstellingen van het project RvdR – een geëigend, goed toepasbaar instrument om maatregelen en pakketten te prioriteren en een adequaat hulpmiddel bij de selectie daarvan.

3 Gegevensbasis en schatting van kengetallen

3.1 Selectie van maatregelen voor statistische analyse

Algemene opmerkingen

Gegevens over een groot aantal mogelijk te nemen waterstandverlagende maatregelen zijn bijeen gebracht in de zogeheten ‘Blokkendoos’. Dit is een databank van maatregelen die ontworpen zijn in het kader van het project Ruimte voor de Rivier (RvdR). Per maatregel zijn onder meer gedocumenteerd: de investeringskosten, het waterstandeffect, oppervlakteveranderingen van diverse gebiedstypen en effecten die te verwachten zijn op het gebied van ruimtelijke kwaliteit. Van de Blokkendoos bestaan opeenvolgende versies. In de voorliggende studie is gebruik gemaakt van de meeste recente en actuele gegevens, die dateren van 1 februari 2005.¹⁵

De gegevensverzameling van 1 februari omvat 715 mogelijke maatregelen. Van 622 maatregelen zijn alle in de KEA relevant geachte fysieke effecten gedocumenteerd en zijn bovendien actuele kostencijfers beschikbaar (zie paragraaf 3.2). Echter niet al deze 622 maatregelen zijn geschikt voor de statistische analyse die ten grondslag ligt aan de KEA; dat zijn er namelijk 593. Deze laatste maatregelen voldoen aan de eis dat zij positieve waterstandverlaging tot gevolg hebben.¹⁶ De frequentieverdelingen van deze maatregelen naar riviertak en naar maatregeltype staan in respectievelijk tabel 3.1 en tabel 3.2.

Dijkversterking en resterende taakstelling

De in de Blokkendoos gedocumenteerde maatregelen zijn gericht op waterstandverlaging. Dijkversterking is niet in de vorm van expliciete maatregelen in de Blokkendoos verwerkt. Wel kan men met behulp van de Blokkendoos per riviertraject de veiligheidsopgave bepalen die resteert na uitvoering van een pakket waterstandverlagende maatregelen. Deze zogeheten ‘resterende taakstelling’ moet worden volbracht door middel van dijkversterking.

¹⁵ Deze gegevens zijn het CPB in digitale vorm ter beschikking gesteld; zij zijn niet verwerkt in een geactualiseerde versie van de Blokkendoos. De laatste versie van de Blokkendoos, versie 9, dateert van 21 juli 2004.

¹⁶ Sommige maatregelen hebben geen effect op de waterstand; in een klein aantal gevallen is geen sprake van waterstandverlaging, maar van waterstandverhoging. De reden om dergelijke maatregelen in de statistische analyse niet mee te rekenen, is besproken in paragraaf 2.6. De kengetallen zijn overigens weer wel toepasbaar op de 622 volledig gedocumenteerde maatregelen. We kunnen dus uiteindelijk van 622 maatregelen de kosteneffectiviteit bepalen.

Tabel 3.1 Frequentieverdeling naar maatregeltype van 593 voor analyse geschikte maatregelen^a

Maatregeltype	Aantal maatregelen
Aanvullende maatregel	11
Hoogwatergeul	31
Grootschalige dijkverlegging	93
Kadeverlaging	19
Kleinschalige dijkverlegging	35
Obstakelverwijdering	118
Kribverlaging	14
Retentie	47
Uiterwaardvergraving	214
Zomerbedverdieping	11
Totaal	593

^a Gegevens per 1 februari 2005.

Tabel 3.2 Frequentieverdeling naar riviertak van 593 voor analyse geschikte maatregelen^a

Nr	Riviertak	Riviertraject	Aantal maatregelen
1	IJssel	IJsseldelta	54
2	IJssel	IJssel tot Hatterm	146
3	Nederrijn	Lek - Nieuwe Maas - Nieuwe Waterweg	21
4	Nederrijn	Nederrijn tot Hagestein	122
5	Nederrijn	Pannerdensch Kanaal	22
6	Waal	Bovenrijn	16
7	Waal	Waal tot Vuren	174
8	Waal	Waal - Nieuwe Merwede - Hollands Diep - Haringvliet	20
9	Waal	Beneden-Merwede - Oude Maas	0
10	Waal	Steurgat - Spijkerboor	1
11	Maas	Maas	17
	Totaal		593

^a Gegevens per 1 februari 2005.

Riviertakken en -trajecten

In de Blokkendoos wordt van iedere maatregel het riviertraject vermeld waarop de maatregel aangrijpt. In de presentatie van de KEA-resultaten worden deze trajecten samengevoegd tot de in de tweede kolom van tabel 3.2 genoemde riviertakken. In de effectiviteitanalyse van de veiligheidswinst van maatregelen moeten we ten minste onderscheid maken naar riviertak. Uitwisseling van maatregelen tussen riviertakken is namelijk alleen mogelijk als veranderingen in de afvoerverdeling over de riviertakken worden toegelaten en deze veranderingen ook in de afweging worden betrokken.

De veiligheidsdoelstelling van het project RvdR in zijn geheel luidt in kubieke meter per seconde (het vergroten van de afvoercapaciteit tot 16.000 kubieke meter per seconde in 2015).

De veiligheidswinst van maatregelen wordt echter gemeten als verlaging van de maatgevende hoogwaterstand (we spreken van MHW-winst), uitgedrukt in vierkante meter MHW-oppervlak. De additionele waterafvoer (in kubieke meter per seconde) die correspondeert met één vierkante meter MHW-winst verschilt sterk van riviertak tot riviertak. Dit is niet bezwaarlijk, als we in de analyse van het veiligheidseffect van maatregelen dan ook ten minste onderscheid maken naar riviertak. Ook veiligheidswinst die behaald wordt op het ene riviertraject, is niet direct te vergelijken of uitwisselbaar met veiligheidswinst die behaald wordt op een ander traject; het zijn dus verschillende baten. In de uiteindelijke vorm van de KEA onderscheiden we veiligheidswinst daarom naar acht trajecten.¹⁷

Ijkpunt

De effecten van maatregelen zoals geregistreerd in de Blokkendoos, zijn gemeten ten opzichte van de bestaande situatie in het maatregelgebied.

3.2 Kosten

Algemene opmerkingen

In deze studie is zo veel mogelijk gebruik gemaakt van ramingen van de maatregelkosten van 1 februari 2005. Deze ramingen zijn opgesteld volgens de zogeheten PRI-systematiek. Echter niet voor alle in de Blokkendoos gedocumenteerde maatregelen zijn kostenramingen gemaakt. Van sommige maatregelen zijn daarom alleen *kostenschattingen* van enige tijd terug beschikbaar. De Bouwdienst RWS heeft deze schattingen achteraf zo goed mogelijk aangepast aan de systematiek die ten grondslag ligt aan de ramingen, zodat we beschikken over onderling consistente kostengegevens van ruim 700 maatregelen. Investeringskosten en de contante waarde van kosten van beheer en onderhoud zijn afzonderlijk berekend. In de voorliggende studie worden deze categorieën nooit apart getabelleerd; de maatregelkosten omvatten altijd de kosten van beheer en onderhoud. Dit is anders dan in de PKB.¹⁸

Beschrijvende analyse van de maatregelkosten

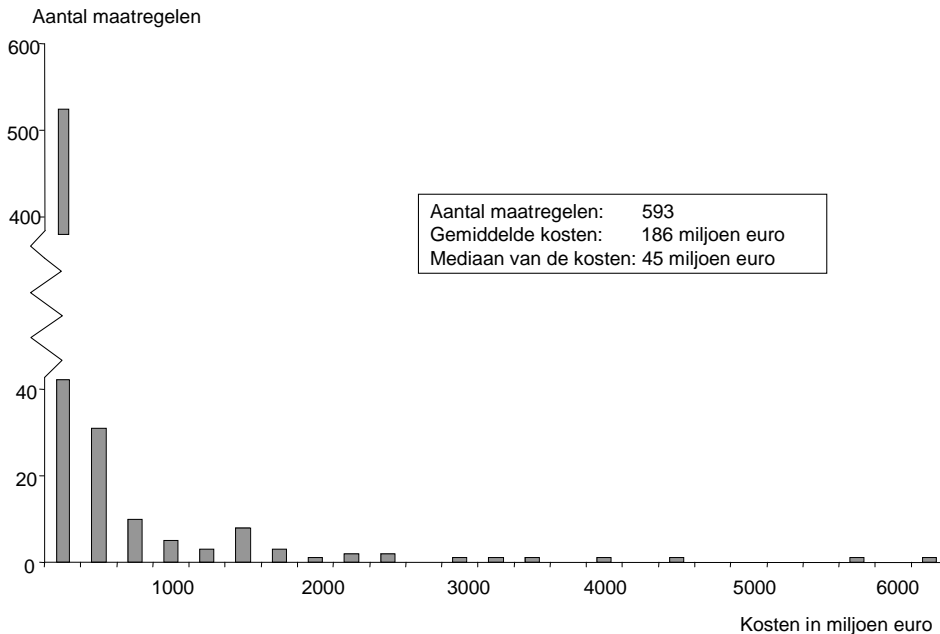
De frequentieverdeling van de maatregelkosten staat afgebeeld in figuur 3.1. In de verzameling van 593 voor analyse geschikte maatregelen bedragen de gemiddelde maatregelkosten 186 miljoen euro. In de helft van deze gevallen bedragen de maatregelenkosten echter minder dan 45 miljoen euro. Enige zeer dure maatregelen trekken het gemiddelde ver naar boven. Er zijn 72 maatregelen die ieder meer dan 250 miljoen kosten en 26 die meer dan 1 miljard euro kosten. In het licht van het voor het gehele project RvdR beschikbare budget van 2,2 miljard euro zijn deze laatste maatregelen niet uitvoerbaar. Het is technisch (vrijwel zeker) onmogelijk om de

¹⁷ De trajecten 3 en 4 worden samengevoegd tot 'Nederrijn-Lek'; de trajecten 8, 9 en 10 worden samengevoegd tot 'Waal na Vuren'. Zie Tabel 4.1.

¹⁸ Tabel 4.10 geeft voor het Basis-Voorkeursalternatief de aansluiting tussen beide cijferopstellingen.

voor de vier riviertakken gestelde veiligheidsopgaven te bewerkstelligen door uitvoering van slechts één of twee maatregelen van grote omvang. Gaat men uit van een minimum van vier à vijf maatregelen, dan zijn maatregelen duurder dan 400 à 500 miljoen euro feitelijk niet relevant.

Figuur 3.1 Frequentieverdeling van maatregel naar kosten - 593 voor analyse geschikte maatregelen^a



^a Kosten inclusief kosten van beheer en onderhoud. Gegevens per 1 februari 2005.

In tabel 3.3 staan vermeld de gemiddelde kosten van de 45 maatregelen die duurder zijn dan 450 miljoen euro, onderverdeeld naar maatregeltypes. Al deze maatregelen op één na zijn hetzj van het type hoogwatergeul (voorheen 'groene rivier' genoemd), hetzj van het type retentiegebied. Overigens verhullen de gemiddelde kostenbedragen in de tabel nog de extreem hoge kosten die uitvoering van sommige van deze maatregelen met zich mee zou brengen. De duurste maatregel waarover gegevens beschikbaar zijn, is een hoogwatergeul in het Land van Maas en Waal. De kosten van deze maatregel zijn geraamd op 6 miljard euro.

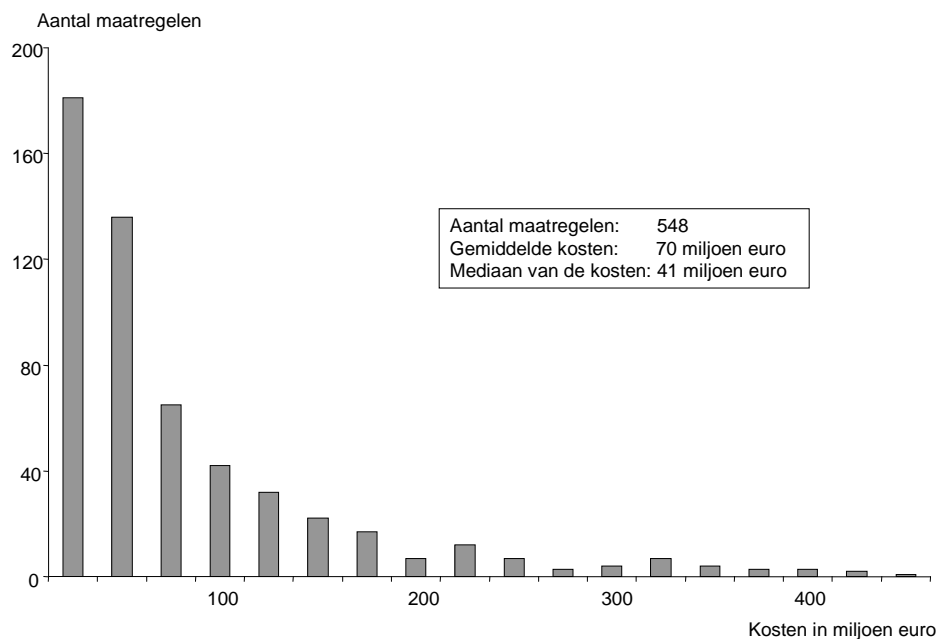
Tabel 3.3 Maatregelen met kosten hoger dan 450 miljoen euro, naar type^a

Maatregeltypes	Aantal maatregelen	Gemiddelde kosten ^b miljoen euro
Hoogwatergeul	23	1 610
Grootschalige dijkverlegging	1	694
Retentie	21	1 619

^a Gegevens per 1 februari 2005. Selectie uit 593 voor analyse geschikte maatregelen.

^b Inclusief kosten van beheer en onderhoud.

Figuur 3.2 Frequentieverdeling van maatregelen naar kosten - 548 voor analyse geschikte maatregelen waarvan de kosten minder dan 450 miljoen euro bedragen^a



^a Kosten inclusief kosten van beheer en onderhoud. Gegevens per 1 februari 2005.

Er is dus een reden van budgettaire aard om zeer kostbare maatregelen buiten beschouwing te laten. Statistische analyse van de Blokkendoosgegevens wijst uit dat er ook een schattingstechnisch argument is om zeer kostbare maatregelen bij de schatting buiten beschouwing te laten, zie bijlage B. Kiezen we nu een bovengrens van 450 miljoen euro, dan resteert een verzameling van 548 maatregelen. De frequentieverdeling van de kosten van deze maatregelen staat afgebeeld in figuur 3.2. De gemiddelde maatregelkosten bedragen nu 70 mln euro. In de helft van deze gevallen bedragen de maatregelkosten minder dan 41 mln euro.¹⁹

3.3 Gegevens over gebiedstypen

De Blokkendoos bevat gegevens over veranderingen in het oppervlak van diverse gebiedstypen (zogenoeten ‘ecotopen’) die optreden als gevolg van maatregelen. Deze gegevens staan samengevat in tabel 3.4. De veranderingen in het areaal landbouwgrond en de oppervlakteveranderingen van de ecotopen vormen samen een bijna volledige grondbalans. Alleen de categorie ‘bebouwd gebied’ ontbreekt in de Blokkendoos.

¹⁹ De spreiding van maatregelkosten is in de kleine verzameling uiteraard kleiner dan in de verzameling van alle maatregelen. Dit blijkt uit het feit dat in de begrensde verzameling (548 maatregelen) het kostengemiddelde 70% boven de mediaan ligt, terwijl in de volledige verzameling (593 maatregelen) het kostengemiddelde het viervoudige van de mediaan bedraagt. Toepassing van de kostengrens leidt tot een aanzienlijke daling van het kostengemiddelde, maar tot een betrekkelijk geringe daling van de mediaan.

Doel van de cijferopstelling in tabel 3.4 is vooral om inzicht te geven in het relatieve belang van de gebiedstypen. In dat licht moeten ook de totalen in de tabel gezien worden: uitvoering van alle gedocumenteerde maatregelen is uiteraard niet aan de orde. Al was het alleen maar omdat elkaar uitsluitende uitvoeringsvarianten van één maatregel alle als een afzonderlijke maatregel in de Blokkendoos zijn opgenomen. Dat dit zo is, bevordert overigens de accuratesse van de schattingen van de kostenkengetallen.

Tabel 3.4 Veranderingen in het areaal van diverse gebiedstypen ten gevolge van maatregelen^a

Gebiedstype ^b	Som van oppervlak ^c			Aantal maatregelen ^c		
	$\Delta > 0$ hectare	$\Delta < 0$ hectare	Totaal hectare	$\Delta > 0$	$\Delta < 0$	Totaal
x27 Landbouwgrond	301	- 75 823	- 75 522	19	376	395
x31a Ecotoop ondiep water	3 176	- 377	2 799	163	147	310
x31b Ecotoop diep water	1 538	- 195	1 343	36	202	238
x31c Ecotoop hardhout ooibos	720	- 317	403	43	184	227
x31d Ecotoop zachthout ooibos	300	- 903	- 603	16	308	324
x31e Ecotoop stroomdal grasland	12	- 1 419	- 1 407	4	306	310
x31f Ecotoop rivierduin	56	- 79	- 23	4	65	69
x31g Ecotoop dynamische ruigte	793	- 757	36	23	278	301
x31h Ecotoop natuurlijk grasland	77 276	- 231	77 045	444	58	502
x31i Ecotoop moeras	5 158	- 191	4 967	70	150	220
x31j Ecotoop oever	84	- 476	- 392	4	165	169
Subtotaal x31a tot en met x31j	89 113	- 4 945	84 169	807	1 863	2 670
Totaal x31a tot en met x31j plus x27	89 414	- 80 768	8 647	826	2 239	3 065
x33a Areaal onder vogelrichtlijn (VR)	21 913	0	21 913	363	0	363
x33b Areaal onder habitatrictlijn (HR)	12 037	0	12 037	145	0	145
x33d Areaal onder natuurbeschermingswet (NB)	617	0	617	56	0	56
x33 Areaal onder VR, HR of NB	23 969	0	23 969	388	0	388
x33c Areaal in EHS ^d	90 843	0	90 843	542	0	542

^a Gebaseerd op gegevens over 715 maatregelen per 1 februari 2005.

^b Kolom 1: code in Blokkendoos.

^c Cijfers gesplitst in toenames (kolom $\Delta > 0$) en afnamen (kolom $\Delta < 0$). De kolom 'totaal' is de som van de toe- en afnamen.

^d Gecombineerd gebied van categorieën x33a, x33b en x33d.

Beschouwen we positieve oppervlakteveranderingen, dan blijkt dat 'natuurlijk grasland' (x31h) veruit het belangrijkste natuurtype is. Niet alleen vertegenwoordigt dit type bijna 90% van alle positieve veranderingen in het areaal natuur, maar ook zijn er meer dan 400 maatregelen die een toename in het areaal van dit natuurtype teweeg brengen. De ontwikkeling van natuurgebied gaat bijna geheel ten koste van landbouwgrond. Voorbeelden van verkleining van het oppervlak natuurgebied zijn onder meer te vinden bij het gebiedstype 'stroomdal grasland' (x31e). Onder de 310 maatregelen die een oppervlakteverandering van deze ecotoop tot gevolg hebben, zijn er 306 die een afname veroorzaken en slechts 4 die een toename veroorzaken. Een aantal gebiedstypen is in tabel 3.4 overigens niet vermeld, omdat zij niet of nauwelijks

vertegenwoordigd zijn.²⁰ Deze categorieën zullen in de analyse geheel buiten beschouwing blijven.

Naast het in kaart brengen van oppervlakteveranderingen van gebiedstypen heeft men bepaald in hoeverre rivierverruimende maatregelen geografisch samenvallen met gebieden die in het kader van natuurbeleid een specifieke status hebben. Dit laatste houdt in dat deze gebieden zijn aangewezen als natuurgebied dat een bepaalde graad van bescherming geniet (categorieën *x33a* tot en met *x33d*). Deze manier van registreren levert uitsluitend positieve oppervlaktes op die, in tegenstelling tot de hiervoor besproken velden *x31a* tot en met *x31j*, niet zijn op te vatten als oppervlakteveranderingen; geregistreerd staat alleen het gebiedsoppervlak met een speciale status dat zich in het maatregelgebied bevindt.

3.4 Subjectieve beoordeling van de effecten van maatregelen

In de Blokkendoos staan niet alleen kwantitatieve, objectieve effecten van maatregelen geregistreerd, maar ook kwalitatieve, subjectieve oordelen over die effecten. Van deze *experts' judgements* zijn voor de KEA mogelijkserwijs van belang:

- Oordeel over effect op ruimtelijke kwaliteit van het maatregelgebied (veld *x7*).
- Oordeel over de in de velden *x31a* tot en met *x31o* geregistreerde veranderingen in het areaal natuurgebied (veld *x32*).
- Oordeel over het samenvallen van het maatregelgebied met gebieden die onderworpen zijn aan natuurbeleid zoals vastgelegd in de vogelrichtlijn, de habitatrichtlijn, de natuurbeschermingswet en de ecologische hoofdstructuur (veld *x34*).
- Oordeel over effect op de recreatieve aantrekkelijkheid van het maatregelgebied (veld *x40*).

Het oordeel over het effect op ruimtelijke kwaliteit (*x7*) wordt aangeduid met de predikaten 'negatief', 'neutraal' en 'positief'. Het oordeel over het effect op de recreatieve kwaliteit (*x40*) varieert van 'neutraal' via 'positief' tot 'zeer positief'. Om in de regressieanalyse gebruik te kunnen maken van deze informatie, is het nodig om aan de ordinale scores numerieke waarden toe te kennen. De manier waarop dit gedaan is, wordt toegelicht in de volgende paragraaf.

Het oordeel over de veranderingen in het oppervlak van diverse typen natuur (*x32*; dit oordeel staat los van wettelijke beperkingen) loopt uiteen van 'zeer negatief' via 'negatief', 'neutraal' en 'positief' tot 'zeer positief'. In combinatie met de oppervlakteveranderingen van de diverse ecotopen kan deze variabele gebruikt worden om veranderingen te identificeren die wenselijk geacht worden. Dit is van belang vanwege het in paragraaf 2.6 vermelde uitgangspunt om in de regressieanalyse alleen baten toe te laten.

²⁰ Dit geldt voor de categorieën *x31k* zout water, *x31m* heide en *x31n* hoogveen (lege velden in de Blokkendoos) en *x31l* zoet water en *x31o* overig (nagenoeg leeg).

Het oordeel over het effect van maatregelen op bij wet beschermde gebieden (x_{34}) varieert van 'neutraal' via 'negatief' tot 'zeer negatief'. Kennelijk heeft men veranderingen die in strijd zijn met bestaande regels, negatief beoordeeld en veranderingen die dat niet zijn, als neutraal. Deze score is dus niet bruikbaar voor de identificatie van gewenste effecten en de kosten daarvan. Daarom is dit oordeel voor de KEA niet interessant (zie opnieuw paragraaf 2.6).

3.5 Keuze van verklarende variabelen

Zoals uiteengezet in paragraaf 2.6, zoeken wij een statistisch verband tussen de kosten van maatregelen aan de ene kant en gewenste effecten van maatregelen aan de andere. Doel van de statistische analyse is het bepalen van de kostenkengetallen van diverse baten. De kengetallen dienen uiteindelijk om de kosteneffectiviteit van maatregelen te evalueren in het licht van de tweeledige projectdoelstelling van veiligheid en bevordering ruimtelijke kwaliteit.

In de eerste plaats zoeken we daarom een maat voor veiligheidswinst. Zoals reeds is opgemerkt in paragraaf 3.1, wordt de veiligheidswinst van maatregelen gemeten als MHW-winst, uitgedrukt in vierkante meters. In verband met MHW-winst is onderscheid naar riviertak essentieel. Maar omdat ook de trajecten een verschillend karakter hebben, verdient onderscheid naar traject de voorkeur. Daarbij mag het aantal maatregelen op een traject niet te klein worden.

Het operationeel maken van de tweede projectdoelstelling, het bevorderen van ruimtelijke kwaliteit, is aanzienlijk gecompliceerder. Wij volgen een pragmatische aanpak. We zoeken in de Blokkendoos de effecten die relevante aspecten van ruimtelijke kwaliteit lijken te vertegenwoordigen, en onderzoeken of deze effecten een robuust schattingsresultaat opleveren. Dit laatste betekent dat van effecten waarvan weinig waarnemingen beschikbaar zijn, geen kengetal kan worden bepaald. Bovendien zijn we alleen geïnteresseerd in effecten die positief gewaardeerd worden en geld kosten (zie paragraaf 2.6).

Op grond van deze criteria valt onmiddellijk een groot aantal kandidaten af. Wél geschikte kandidaten zijn de in paragraaf 3.3 besproken variabelen x_{31a} tot en met x_{31j} , die veranderingen in het oppervlak natuurgebied weergeven. Zoals beargumenteerd in paragraaf 2.6, rekenen we uitsluitend met positieve oppervlakteveranderingen. Bovendien leggen we de beperking op dat deze veranderingen positief gewaardeerd worden volgens het oordeel dat is vastgelegd in veld x_{32} (zie paragraaf 3.4). Negatieve oppervlakteveranderingen en neutraal of negatief gewaardeerde veranderingen worden op nul gesteld.

De opzet is om het onderscheid tussen de diverse ecotopen in de regressieanalyse zo veel mogelijk te handhaven. Dat wil zeggen: We proberen van elk van de ecotopen afzonderlijk de standaardkosten te schatten. Dit, omdat we er van uit mogen gaan dat de diverse natuurtypen verschillend gewaardeerd worden en ook in uiteenlopende mate aanwezig zijn in Nederland. De ecotopen variëren dus in schaarste. Uitbreiding van het areaal van ecotoop x en uitbreiding van het areaal van ecotoop y dienen we daarom op te vatten als baten van verschillende aard.

Naast vergroting van het oppervlak (van uiteenlopende typen) natuurgebied worden nog twee variabelen in de regressievergelijking opgenomen die verband houden met ruimtelijke kwaliteit. Dit zijn: het oordeel over het effect van de maatregel op de ruimtelijke kwaliteit (x_7) en het oordeel over het effect van de maatregel op de recreatieve aantrekkelijkheid van het maatregelgebied (veld x_{40}). In de Blokkendoos zijn deze oordelen vervat in ordinale scores (zie voorgaande paragraaf). Om dergelijke informatie geschikt te maken voor regressieanalyse, is het nodig de ordinale scores te vervangen door numerieke scores. Dit is als volgt gedaan.

In beide gevallen tellen alleen positieve oordelen mee en krijgen dus de waarde 1. Is het oordeel negatief of neutraal, dan wordt de waarde van de desbetreffende variabele op nul gesteld. De aldus gedefinieerde variabelen (één voor het oordeel over ruimtelijke kwaliteit, één voor het oordeel over de recreatieve kwaliteit) worden verder vermenigvuldigd met de lengte langs de rivier die de maatregel bestrijkt (in kilometers). Zo komt de omvang van het maatregelgebied in de variabelen tot uitdrukking; de kosten van het creëren van ruimtelijke kwaliteit en van recreatieve kwaliteit nemen dan toe met de omvang van het maatregelgebied.

Vervolgens is de variabele die het oordeel over ruimtelijke kwaliteit vertegenwoordigt, in tweeën gesplitst. We maken onderscheid tussen een positief oordeel in combinatie met natuurontwikkeling (één of meerdere ecotopen nemen in oppervlak toe ten gevolge van de maatregel) en een positief oordeel zonder dat sprake is van natuurontwikkeling (geen van de ecotopen neemt in oppervlak toe). Per maatregel heeft dus ten hoogste één van de ‘gesplitste’ variabelen een positieve waarde. Dit doen we omdat een positief oordeel over de natuurontwikkeling vaak de reden is geweest om een positief oordeel te geven over de verandering van ruimtelijke kwaliteit te geven. De kosten die samenhangen met het positieve oordeel over ruimtelijke kwaliteit zijn dan dezelfde kosten als die voor natuurontwikkeling en kunnen daarvan dus niet onderscheiden worden.

Tenslotte is vereist dat *alle* geschatte kengetallen positief zijn. Dit betekent dat het realiseren van een baat iets moet kosten. Blijkt dit niet het geval te zijn, dan laten we de desbetreffende variabele weg uit de vergelijking. Zie opnieuw paragraaf 2.6 voor de onderbouwing van dit criterium.

3.6 Dijkversterking

De maatregelen die in de KEA geëvalueerd worden, vormen het grootste deel van alle maatregelen die nodig zijn om de veiligheid in het rivierengebied in overeenstemming te brengen met de wettelijk vastgestelde norm. De overige, niet in deze studie onderzochte maatregelen zijn reeds in voorbereiding of in uitvoering. Deze maatregelen worden in hun geheel aangeduid als de ‘huidige situatie en autonome ontwikkeling’ (HSAO).

De maatregelen die in deze studie geëvalueerd worden, omvatten niet alleen waterstandverlagende maatregelen, maar ook dijkversterking. In geen van de maatregelpakketten die aan de orde zijn (en die ter sprake komen in hoofdstuk 4), is het geheel

van waterstandverlagende maatregelen (inclusief de HSAO) namelijk volledig toereikend om aan de gestelde veiligheidsnorm te voldoen. Daarom is sprake van een ‘resterende veiligheidsopgave’. Deze restopgave wordt gerealiseerd door op specifieke locaties de dijken te versterken. Alleen in het Referentiealternatief Dijkversterking (RAD) is geen sprake van een restopgave; in het RAD zijn waterstandverlagende maatregelen niet aan de orde (afgezien van de HSAO) en wordt de *gehele* veiligheidsopgave volbracht door middel van dijkversterking.

Tabel 3.5 Taakstelling van project Ruimte voor de Rivier^a

Riviertak	Traject	MHW-oppervlak van veiligheidsopgave m ²
IJssel	IJsseldelta	6 647
IJssel	IJssel tot Hattem	26 797
Nederrijn	Lek - Nieuwe Maas - Nieuwe Waterweg	5 459
Nederrijn	Nederrijn tot Hagestein	17 274
Nederrijn	Pannerdensch Kanaal	2 944
Waal	Bovenrijn	2 884
Waal	Waal tot Vuren	14 360
Waal	Waal - Nieuwe Merwede - Hollands Diep - Haringvliet	7 053
Waal	Beneden-Merwede - Oude Maas	2 236
Waal	Steurgat - Spijkerboor	2 318
Waal	Pauluszand - Gat van de Noorderklip	553
Maas	Maas	7 177

^a Bron: Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Zoals al is opgemerkt in paragraaf 3.1, is dijkversterking niet in de vorm van expliciete maatregelen in de Blokkendoos verwerkt. Wel biedt de Blokkendoos de mogelijkheid om per riviertraject de resterende taakstelling als percentage van de totale opgave te bepalen (gemeten in vierkante meters MHW-winst; zie tabel 3.5). Ook maakt de Blokkendoos per traject een ruwe schatting van de kosten die gemoeid zijn met dijkverhoging ter invulling van de restopgave. Van deze kostencijfers maken we in deze studie echter geen gebruik, omdat inmiddels betere kostenramingen beschikbaar zijn op de trajecten die voor dijkversterking in aanmerking komen. Buiten de kosten zijn in de Blokkendoos geen andere effecten van dijkverhoging gedocumenteerd. Maar op de dijkvakken waarop dijkversterking wordt toegepast, zijn andere baten dan veiligheidswinst ook niet aan de orde. In de KEA zijn dus alleen de veiligheidswinst en de kosten van dijkversterking relevant.²¹

Het veiligheidseffect van waterstandverlagende maatregelen meten we als het MHW-oppervlak. Dijkversterking leidt echter niet tot verlaging van de MHW en het MHW-oppervlak van dijkversterking is dus nul. Maar het expliciete doel van dijkversterking is het realiseren van de

²¹ Een eventueel nadelig effect van dijkversterking op andere, naburige maatregelen blijft buiten beschouwing. Zie laatste alinea van paragraaf 2.7.

(resterende) veiligheidsopgave. Dus kan deze opgave, uitgedrukt in vierkante meters MHW-winst, aan het onderdeel dijkversterking in de alternatieven worden toegerekend. De procedure voor de diverse in hoofdstuk 4 te bespreken projectalternatieven is nu als volgt:

- **Basisalternatieven van het MER:**
Met behulp van de Blokkendoos bepalen we per riviertraject het 'percentage resterende taakstelling'. Het MHW-oppervlak dat behoort bij de restopgave, berekenen we door deze percentages toe te passen op de totale opgaven, vermeld in tabel 3.5.
- **Basis-Voorkeursalternatief:**
De restopgave per riviertraject in vierkante meters MHW-winst is berekend door de projectorganisatie. Aan deze cijfers ligt een hydraulische analyse van het gehele maatregelenpakket ten grondslag.
- **RAD:**
De gehele veiligheidsopgave per riviertraject wordt toegeschreven aan dijkversterking.

Is het MHW-oppervlak bepaald, dan vallen de standaardkosten van dijkversterking eenvoudig te berekenen als het product van het aan dijkversterking toegeschreven MHW-oppervlak (vierkante meters) en de kengetallen van MHW-winst (kosten per vierkante meter).

De op 1 februari ter beschikking staande gegevens omvatten ramingen van de kosten van dijkversterking in de Basisalternatieven en in het Basis-Voorkeursalternatief. Van de kosten van het RAD zijn afzonderlijke gegevens beschikbaar (Arcadis, Royal Haskoning en Fugro 2003).

4 Toepassing kosteneffectiviteitanalyse

4.1 Schatting van kengetallen van de standaardkosten

Het verband tussen de kosten van maatregelen en de diverse gewenste effecten van maatregelen is met behulp van regressieanalyse onderzocht. De gegevens die voor de analyse gebruikt zijn, alsmede enige algemene uitgangspunten voor de schattingsprocedure zijn besproken in het voorgaande hoofdstuk; een gedetailleerd verslag van de analyse zelf is te vinden in bijlage B. Het eindresultaat staat samengevat in tabel 4.1. De resultaten in de eerste kolom van de tabel zijn de gezochte 'kengetallen van de standaardkosten'. Alle kengetallen zijn positief. Het realiseren van gewenste effecten kost dus geld.

Tabel 4.1 Berekening standaardkosten van maatregelen

Standaardkosten in miljoen euro per fysieke eenheid	Omschrijving van effect	Symbool van effect (Bijlage B, tabel B1)
0,017	* MHW-winst in m ² , IJsseldelta	X2_R11
+ 0,012	* MHW-winst in m ² , IJssel tot Hattem	X2_R12
+ 0,008	* MHW-winst in m ² , Nederrijn - Lek - Nieuwe Maas - Nieuwe Waterweg	X2_R21
+ 0,020	* MHW-winst in m ² , Pannerdensch Kanaal	X2_R22
+ 0,013	* MHW-winst in m ² , Bovenrijn	X2_R31
+ 0,026	* MHW-winst in m ² , Waal tot Vuren	X2_R32
+ 0,009	* MHW-winst in m ² , Waal na Vuren ^a	X2_R33
+ 0,009	* MHW-winst in m ² , Maas	X2_R4
+ 0,229	* Natuurontwikkeling in hectare ^b	X31_OK - X31I_OK
+ 2,453	* Positief oordeel over effect op ruimtelijke kwaliteit maal afstand langs rivier in km ^c	X7A * XLengte
+ 3,230	* Positief oordeel over effect op recreatieve aantrekkelijkheid maal afstand langs rivier in km ^c	X40_OK * XLengte
=	Totale standaardkosten in miljoen euro	

^a De Waal na Vuren omvat de trajecten Beneden-Merwede - Oude Maas en Nieuwe Merwede - Hollands Diep - Haringvliet.

^b Som van positieve veranderingen in oppervlak van de ecotopen A tot en met J met uitzondering van ecotoop I (zie paragraaf 3.3).

Alleen positief gewaardeerde veranderingen tellen mee (zie paragraaf 3.4).

^c Variabelen X7A en X40_OK hebben waarde 0 (negatief of neutraal oordeel) of 1 (positief oordeel). Variabele X7A kan alleen waarde 1 hebben als natuurontwikkeling in de desbetreffende maatregel niet aan de orde is (X31_OK - X31I_OK = 0).

De schattingen van de kosten van veiligheidswinst voor de afzonderlijke riviertakken komen goed overeen met kostenberekeningen die gemaakt zijn zonder gebruikmaking van regressieanalyse (zie Bijlage B, tabel B.2). De verschillen tussen de riviertakken zijn aanzienlijk: de kosten variëren van 8 duizend tot 26 duizend euro per m² MHW-winst (langs respectievelijk de Nederrijn en de Waal tot Vuren). Omdat de hoeveelheid water in kubieke meter per seconde die correspondeert met één vierkante meter MHW-winst, sterk verschilt van riviertak tot riviertak, mogen aan deze getallen geen conclusies worden verbonden over de

optimale verdeling van de waterafvoer over de riviertakken. Bij de berekening van de standaardkosten telt de gehele MHW-winst van een maatregel mee, ongeacht of die nodig is voor het halen van de projectdoelstelling.

Pogingen om de kosten van de ontwikkeling van natuurgebied te desaggregeren naar natuurtype zijn slechts zeer ten dele geslaagd. De regressies leveren wel aanwijzingen op dat de kosten tussen ecotopen verschillen, maar doordat voor de afzonderlijke ecotopen slechts betrekkelijk kleine aantallen waarnemingen beschikbaar zijn, is het nauwelijks mogelijk om per ecofoon een betrouwbare schatting te maken van de eenheidskosten. Alleen van type I (moeras) kan worden vastgesteld dat de aanleg geen additionele kosten met zich meebrengt. Voor dit natuurtype worden dus geen standaardkosten gerekend. Alle andere ecotopen krijgen in de uiteindelijke vorm van de regressievergelijking dezelfde kosten per hectare toegerekend. De kosten van de ontwikkeling van dit 'gemiddelde' type natuurgebied bedragen 229 duizend euro per hectare.

Dit bedrag per hectare is veel hoger dan gemiddeld in Nederland wordt besteed bij de aanleg van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), namelijk 40.000 à 50.000 euro per hectare.²² Ook de kosten van de op ontwikkeling van natuur in het rivierengebied gerichte NURG-projecten liggen in dezelfde orde van grootte als bij EHS-projecten. Dit geeft aan dat natuurontwikkeling in het kader van RvdR relatief duur is.²³ Kennelijk levert het combineren van natuurontwikkeling en veiligheidswinst in één maatregel in het algemeen geen kostenvoordeel op. Mogelijk hangt dit samen met het feit dat de veiligheidsdoelstelling in 2015 gehaald moet zijn. Onteigening is daardoor in veel gevallen onvermijdelijk. Ook is de keuze van de locatie van waterstandverlagende maatregelen meestal minder vrij dan het geval is bij NURG-projecten, die op natuurontwikkeling gericht zijn.

Hoe dan ook, het in rekening brengen van een hoog bedrag aan standaardkosten voor natuurontwikkeling betekent in elk geval dat de aanlegkosten van natuur in deze KEA niet bijzonder kritisch beoordeeld worden. Als de kosten van natuurontwikkeling als onderdeel van een maatregel dicht bij het EHS-gemiddelde liggen, zal de desbetreffende maatregel als zeer goedkoop aangemerkt worden.

Ter toelichting van de laatste twee regels van tabel 4.1 het volgende. Als een maatregel leidt tot verbetering van de ruimtelijke kwaliteit van het maatregelgebied, zonder dat de maatregel leidt tot uitbreiding van het areaal natuurgebied, dan brengt dat standaardkosten van 2,5 miljoen euro per kilometer (gemeten langs de rivier) met zich mee. De afstand langs de rivier is een benadering van de omvang van het maatregelgebied.

²² Volgens informatie verstrekt door het Natuurplanbureau.

²³ Het kengetal van natuurontwikkeling ligt echter wel in dezelfde orde van grootte als de kosten van natuurontwikkeling in ontpolderingsprojecten die ontworpen zijn in het kader van 'Natte natuur in het Schelde-estuarium'. In dit project lopen de kosten per hectare van 9 op natuurontwikkeling gerichte maatregelen uiteen van 132 duizend euro tot 856 duizend euro, met een gemiddelde van 381 duizend euro, zie VITO/CPB (2004).

Als een maatregel de recreatieve aantrekkelijkheid van het maatregelgebied bevordert, brengt dat standaardkosten van 3,2 miljoen euro per kilometer (eveneens gemeten langs de rivier) met zich mee.

Maatregelen die veel geld kosten, genereren in het algemeen meer veiligheidswinst of creëren meer natuurgebied (of beide) dan maatregelen die weinig kosten. Het blijkt echter ook, dat de additionele effecten van extra kosten in veel gevallen (dat wil zeggen: maatregelen) gering zijn. Dit geldt voor veiligheidswinst, maar nog meer voor de ontwikkeling van natuurgebied. Met andere woorden: Maatregelen die veel geld kosten, zijn in het algemeen weinig kosteneffectief.

Gedeeltelijk heeft dit een bijna definitieve oorzaak. Immers, van een groep maatregelen met gelijke effecten zijn de dure per definitie kostenineffectief en de goedkope per definitie efficiënt. Onder dure maatregelen zullen dus systematisch meer kostenineffectieve maatregelen voorkomen dan onder goedkope. Dit verschijnsel komt in elk van de paragrafen 4.2 - 4.4 opnieuw naar voren. In de laatste daarvan zullen we laten zien dat het definitieve effect vermoedelijk de belangrijkste oorzaak is en dat het niet zo is dat kleine maatregelen kosteneffectiever zijn dan grote maatregelen.

4.2 Berekening van standaardkosten en bepaling van kosteneffectiviteit van maatregelen

De beoordeling van de kosteneffectiviteit van een maatregel komt neer op het vergelijken van de feitelijke maatregelkosten met de standaardkosten. Het verschil van de feitelijke kosten en de standaardkosten noemen we de residuele kosten. De berekening vereist dat alle in tabel 4.1 vermelde effecten van een maatregel bekend zijn. Dit betekent dat de methode op het moment van schrijven toepasbaar is op 622 mogelijk te nemen maatregelen (zie paragraaf 3.1). Ter illustratie staan in tabel 4.2 de resultaten vermeld voor de vijf maatregelen waarvan we in tabel 2.5 een voorbeeldberekening hebben gegeven, dit maal echter berekend met de in tabel 4.1 vermelde kengetallen en de meest recente gegevens over kosten en effecten van deze maatregelen. Het grootste verschil met de eerdere berekening zit in het lagere kostenkengetal voor natuurontwikkeling.

Van de vijf maatregelen heeft de hoogwatergeul Veessen-Wapenveld met huidig landgebruik de laagste kosten.²⁴ Deze maatregel blijkt als enige kosteneffectief te zijn. De andere vier zijn kostenineffectief. Deze uitkomst illustreert het aan het eind van de vorige paragraaf gesignaleerde fenomeen, dat maatregelen die veel geld kosten, in het algemeen kostenineffectief zijn. Dit, ondanks dat aan natuurontwikkeling een hoog bedrag aan standaardkosten wordt toegerekend.

²⁴ Let wel dat de (variant van de) maatregel hoogwatergeul Veessen -Wapenveld in Tabel 4.2 niet dezelfde is als nu opgenomen is in het Basis-VKA. Die laatste variant is duur (kostenineffectief), zie Tabel 4.8, regel 1.

Tabel 4.2 Voorbeeld van berekening van standaardkosten en residuele kosten^a

Maatregel- code	Naam	Geraamde kosten	Standaard- Kosten	Residuele kosten	Relatieve residuele kosten ^b
		miljoen euro			%
50005NA	Deventer - Wapenveld, natuur	2 951	886	2 065	233
50005HL	Deventer - Wapenveld, huidig landgebruik	465	358	107	30
50006NA	Veessen - Wapenveld, natuur	601	358	243	68
50006HL	Veessen - Wapenveld, huidig landgebruik	127	169	- 42	- 5
50004	Bypass Deventer	321	101	220	217

^a Berekening volgens tabel 4.1 en op basis van maatregelgegevens per 1 februari 2005.

^b Residuele kosten als percentage van standaardkosten.

4.3 Klassering van kosteneffectiviteit

Maatregelen en maatregelpakketten worden geklasseerd naar kosteneffectiviteit. Dit gebeurt op basis van de *relatieve* residuele kosten: de residuele kosten, uitgedrukt als percentage van de standaardkosten. De klasse-indeling die daarbij wordt gebruikt, staat uiteengezet in tabel 4.3.

Tabel 4.3 Klassering van maatregelen en maatregelpakketten naar kosteneffectiviteit

Klassering kosteneffectiviteit ^a	Relatieve residuele kosten:		Aantal maatregelen
	Ondergrens ^b	Bovengrens ^b	
KE-score	%	%	
1 Zeer goedkoop ++	-	< - 25	119
2 Goedkoop +	>= - 25	< 0	61
3 Gemiddeld +-	>= 0	< 25	45
4 Duur -	>= 25	< 50	51
5 Zeer duur --	>= 50	-	333
6 Standaardkosten positief (regels 1 tot en met 5)			609
7 Standaardkosten niet-positief (residuele kosten dus positief), zeer duur --			13
8 Totaal (regels 6 plus 7)			622
9 Residuele kosten negatief (regels 1+2)			180
10 Residuele kosten niet-negatief (regels 3 tot en met 5 plus 7)			442
11 Totaal (regels 9 plus 10)			622

^a Een negatief residu wijst op bovengemiddelde kosteneffectiviteit; een positief residu op benedengemiddelde kosteneffectiviteit.

^b Residuele kosten als percentage van standaardkosten.

Voor het scoren van de diverse alternatieven is vooral het onderscheid tussen de drie middenklassen van belang (goedkoop – gemiddeld – duur); het heeft weinig zin om maatregelen met relatieve residuele kosten van meer dan 50% nader onder te verdelen. De

klasse-indeling in de tabel is zowel toegepast op afzonderlijke maatregelen als op maatregelpakketten.

De kosteneffectiviteit van maatregelen (maatregelpakketten) waarvan de relatieve residuele kosten tussen 0% en 25% liggen, wordt als ‘gemiddeld’ beschouwd. Wellicht lijkt het meer voor de hand te liggen om de middelste klasse symmetrisch rond het nulpunt te definiëren (van minus $x\%$ tot plus $x\%$). De reden om dit niet te doen hangt samen met het ‘willekeurig’ karakter van maatregelen in de Blokkendoos. Deze zijn – terecht – niet vooraf geselecteerd op kosten.

Het streven is daarom geweest om de kengetallen van de standaardkosten tamelijk ‘scherp’ te schatten: ze zijn lager dan de gemiddelde eenheidskosten van alle maatregelen in de Blokkendoos.²⁵ Wel is er op gelet dat de kengetallen behorende bij veiligheidswinst niet lager zijn dan de eenheidskosten van technische maatregelen. De reden om er in een kosteneffectiviteitanalyse op aan te sturen dat de kostenkengetallen lager zijn dan het kostengemiddelde, is de asymmetrie in de maatregelkosten. Ook de meest efficiënte maatregelen kosten geld. Er is dus een ondergrens voor kosten. Maar een bovengrens is er niet. Voor de kosten van ‘wilde plannen’ geldt: *the sky is the limit*.²⁶

Als we de kengetallen uit tabel 4.1 toepassen op alle mogelijke maatregelen, zullen deze dus met recht in meerderheid als kostenineffectief worden aangemerkt. Zelfs als we maatregelen met positieve relatieve residuele kosten tot 25% het predikaat ‘gemiddeld’ toekennen, zoals in tabel 4.3 gedaan is, gebeurt dit: 180 maatregelen zijn ‘bovengemiddeld’ kosteneffectief (categorieën ‘goedkoop’ en ‘zeer goedkoop’); daarentegen zijn 397 maatregelen ‘duur’ en ‘zeer duur’.

4.4 Kosteneffectiviteit naar maatregeltipe

Een eerste stap in de KEA is een analyse van alle 622 volledig gedocumenteerde maatregelen. Om een indruk te geven van de complete lijst, geven we een samenvatting per maatregeltipe. De bedoeling hiervan is *niet* om de ‘gemiddelde kosteneffectiviteit’ per maatregeltipe te berekenen en onderling te vergelijken, maar juist om aan te geven dat er bij elk type zowel boven- als benedengemiddeld kosteneffectieve maatregelen te vinden zijn.

Analyse-uitkomsten per maatregeltipe staan vermeld in tabel 4.4. De tabel bevat voor ieder maatregeltipe twee rijen: de eerste heeft betrekking op maatregelen van het desbetreffend type met negatieve residuele kosten (bovengemiddeld kosteneffectieve maatregelen), en de tweede op maatregelen met positieve residuele kosten ((beneden)gemiddeld kosteneffectieve maatregelen).

²⁵ Dit is gedaan door de meest kostbare maatregelen (meer dan 450 miljoen euro) weg te laten uit de regressie en daarna door de dure maatregelen minder zwaar te wegen dan de goedkope maatregelen, zie de bijlagen B en C.

²⁶ Dit is een belangrijk verschil met het concept van hedonische prijzen, dat in paragraaf 2.4 besproken is. De producten die een consument heeft gekocht, zijn door de consument geselecteerd. Het opnemen van maatregelen in de Blokkendoos is niet onderhevig geweest aan een dergelijk selectieproces. Selectie vindt pas plaats bij de opstelling van de PKB.

Tabel 4.4 Kosteneffectiviteit van maatregeltypen^a

Maatregeltipe	Kosteneffectiviteit boven- of beneden- gemiddeld ^b	Aantal maat- regelen	Gemiddelde kosten ^c	Gemiddelde standaardkosten ^c	Gemiddeld residu ^c
miljoen euro per maatregel					
Aanvullende maatregel	Boven	3	18	39	- 21
Aanvullende maatregel	(Beneden)gemiddeld	10	241	62	179
Hoogwatergeul	Boven	3	121	146	- 25
Hoogwatergeul	(Beneden)gemiddeld	28	1 363	369	994
Grootschalige dijkverlegging	Boven	26	70	85	- 15
Grootschalige dijkverlegging	(Beneden)gemiddeld	67	118	52	65
Kadeverlaging	Boven	13	13	25	- 12
Kadeverlaging	(Beneden)gemiddeld	8	17	10	7
Kleinschalige dijkverlegging	Boven	3	11	19	- 8
Kleinschalige dijkverlegging	(Beneden)gemiddeld	36	41	11	30
Obstakelverwijdering	Boven	21	7	14	- 7
Obstakelverwijdering	(Beneden)gemiddeld	106	70	8	61
Kribverlaging	Boven	6	19	44	- 24
Kribverlaging	(Beneden)gemiddeld	8	13	4	9
Retentie	Boven	18	301	544	- 242
Retentie	(Beneden)gemiddeld	29	1 162	566	596
Uiterwaardvergraving	Boven	83	25	36	- 10
Uiterwaardvergraving	(Beneden)gemiddeld	143	78	34	46
Zomerbedverdieping	Boven	4	69	85	- 16
Zomerbedverdieping	(Beneden)gemiddeld	7	177	116	62
Totaal bovengemiddeld	Boven	180	58	93	- 35
Totaal (beneden)gemiddeld	(Beneden)gemiddeld	442	235	86	149
Totaal		622	184	88	96

^a Analyse van gegevens van februari 2005. Van 622 maatregelen zijn alle relevante karakteristieken (kosten en effecten) gedocumenteerd.

^b Maatregelen met positieve en maatregelen met negatieve residuele kosten zijn in afzonderlijke rijen getabelleerd. Een negatief residu wijst op bovengemiddelde kosteneffectiviteit; een positief residu wijst op (beneden)gemiddelde kosteneffectiviteit.

^c Alle kostencijfers omvatten de kosten van beheer en onderhoud. De residuele kosten tellen niet op tot nul. Zie paragraaf 0 en Bijlage B ter verklaring.

Inderdaad blijken er in elke categorie zowel maatregelen met positieve als maatregelen met negatieve residuele kosten te zijn. Nu kunnen we bijvoorbeeld vaststellen dat maatregelen van het type kadeverlaging in meerderheid betrekkelijk kosteneffectief zijn en dat er onder de 31 maatregelen van het type hoogwatergeul slechts drie zijn waarvoor dit geldt. (Waaronder de in tabel 4.2 genoemde hoogwatergeul Veessen-Wapenveld met huidig landgebruik). Maar heel relevant zijn deze uitspraken over maatregeltypen niet. Relevant is het identificeren van de meest kosteneffectieve maatregelen.

De cijfers in tabel 4.4 bevestigen dat kostbare maatregelen in het algemeen benedengemiddeld effectief zijn. De gemiddelde kosten van maatregelen met positieve residuele kosten bedragen namelijk een veelvoud van de gemiddelde kosten van maatregelen met negatieve residuele kosten (respectievelijk 235 en 58 miljoen euro; zie de onderste regels van de tabel). De gemiddelde standaardkosten van de twee categorieën liggen echter opvallend dicht bij elkaar (respectievelijk 86 en 93 miljoen euro). Dit geeft aan dat de gemiddelde omvang van de fysieke effecten (gewogen met standaardkosten) van maatregelen in de categorieën ‘bovengemiddeld effectief’ en ‘benedengemiddeld effectief’ elkaar in grootte weinig ontloopt. Bij zes van de tien typen zijn de standaardkosten van kosteneffectieve maatregelen groter dan die van kostenineffectieve maatregelen. Over het algemeen is het dus niet zo dat maatregelen met kleine effecten inefficiënter zijn dan maatregelen met grote effecten. Het feit dat een inefficiënte maatregel per definitie duurder is dan een efficiënte maatregel met dezelfde omvang, moet de belangrijkste reden zijn dat kostbare maatregelen over het algemeen inefficiënter zijn dan maatregelen die weinig geld kosten.

4.5 Structuur van de projectalternatieven

In het vervolg van dit hoofdstuk komen de volgende projectalternatieven aan de orde: de twee zogeheten Basisalternatieven die zijn samengesteld voor het MER, het Basis-Voorkeursalternatief (Basis-VKA) alsmede enige varianten daarvan, en het Referentiealternatief Dijkversterking (RAD).

Elk van deze alternatieven bestaat uit twee delen. In de eerste plaats omvatten de alternatieven alle maatregelen die op dit moment al in uitvoering zijn en maatregelen waarvan de uitvoering met zekerheid doorgang zal vinden. Deze groep maatregelen wordt in zijn geheel aangeduid als de ‘huidige situatie en autonome ontwikkeling’ (HSAO). Zij zijn voornamelijk gericht op natuurontwikkeling (zogenaamde NURG-projecten). De HSAO blijft in deze studie buiten beschouwing, omdat de beslissing over de uitvoering van deze maatregelen reeds is genomen. De kosten van de HSAO gaan overigens wel gedeeltelijk ten laste van het budget van het project RvdR.

In de tweede plaats omvat elk alternatief een specifieke selectie van maatregelen. Deze selectie bestaat uit een combinatie van waterstandverlagende maatregelen en dijkversterking, die verschilt van alternatief tot alternatief. Elk van de projectalternatieven in zijn geheel bewerkstelligt de gestelde veiligheidsopgave: vergroting van de afvoercapaciteit van het riviersysteem tot 16 dzd m³/s bij Lobith. Het RAD onderscheidt zich van de overige alternatieven doordat het geheel uit dijkversterking bestaat.

4.6 Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in MER-alternatieven

We maken nu een KEA van de maatregelpakketten die zijn samengesteld voor het MER, de zogeheten Basisalternatieven 1 en 2. In deze paragraaf gaat de aandacht uit naar het onderdeel waterstandverlaging. Het onderdeel dijkversterking komt in de volgende paragraaf aan de orde. De resultaten van de analyse van Basisalternatief 1 (het zogeheten ‘budgetalternatief’) staan in tabel 4.5. Dit pakket omvat, afgezien van de HSAO, 30 zo veel mogelijk buitendijkse, waterstandverlagende maatregelen. De totale geraamde kosten van deze maatregelen, 1.735 miljoen euro, overstijgen de standaardkosten, 1.467 miljoen, met 18%. De kosteneffectiviteit van het hele maatregelenpakket is dus gemiddeld. Dat geldt ook voor de deelpakketten voor de riviertakken IJssel en Waal. Het deelpakket voor de Nederrijn-Lek is zeer duur; het deelpakket voor de Maas is goedkoop.

Tabel 4.6 bevat de uitkomsten van de analyse van Basisalternatief 2 (het ‘ruimtelijk alternatief’). Dit pakket omvat, afgezien van de HSAO, 72 waterstandverlagende maatregelen. De totale residuele kosten van deze maatregelen blijken 425 miljoen euro te bedragen, terwijl de totale geraamde kosten 2.955 miljoen zijn. Met andere woorden: De geraamde kosten overstijgen de standaardkosten met 17%. De relatieve score van het gehele pakket wijkt dus nauwelijks af van de score van Basisalternatief 1. De kosteneffectiviteit van de deelpakketten voor de riviertakken IJssel, Nederrijn-Lek en Waal is gemiddeld; het deelpakket voor de Maas is duur.

Het deelpakket voor de Waal kost van de vier deelpakketten het meeste geld. Het omvat 13 maatregelen. Over deze maatregelen valt op te merken dat de vijf maatregelen die het meeste kosten (regels 57-59, 64 en 65 in tabel 4.6), geen van alle efficiënt zijn. Alleen de kosteneffectiviteit van ontpoldering in de Noordwaard is gemiddeld; de overige vier maatregelen zijn duur of zeer duur. De residuele kosten van de dijkverlegging Veur-Lent, 183 miljoen euro, zijn de hoogste van alle maatregelen in Basisalternatief 2 (als percentage van de standaardkosten bedragen zij 118%). De (andere) acht minst kostbare maatregelen langs de Waal zijn daarentegen op één na goedkoop of zeer goedkoop.

De gemiddelde kosten van de maatregelen die deel uitmaken van de overige deelpakketten (IJssel, Nederrijn en Maas), zijn lager dan de gemiddelde maatregelkosten van het Waal-pakket. Niettemin zijn ook in deze deelpakketten maatregelen aanwezig waarvan de geraamde kosten een veelvoud van de standaardkosten bedragen. Te noemen vallen onder meer: verwijdering van het landhoofd van de oude IJsselbrug te Zwolle (regels 4 en 5 in tabel 4.6), dijkverlegging Werven (regel 3), verwijdering van de veerstoep te Amerongen (regel 38) en uiterwaardvergraving in de Doorwerthsche Waarden (regel 45). In termen van relatieve residuele kosten zijn al deze maatregelen zeer inefficiënt.

Tabel 4.5 Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in Basisalternatief 1 van het MER^a

Riviertak en maatregel	Kosten: geraamd	Kosten: standaard	Kosten: residueel	KE
	miljoen euro			
IJssel				
1 Kleinschalige dijkverlegging: De Paddenpol (Wijhe)	10	11	- 1	+
2 Kleinschalige dijkverlegging: Werven	17	4	13	--
3 Obstakelverwijdering: landhoofd oude IJsselbrug west (Zwolle)	39	6	33	--
4 Obstakelverwijdering: landhoofd oude IJsselbrug oost (Zwolle)	35	6	29	--
5 Obstakelverwijdering: gebied benedenstrooms Het Oever doorsteken	9	8	1	++
6 Uiterwaardvergraving: Olburgsche Waard en Spaensweerd	59	23	36	--
7 Uiterwaardvergraving: Welsumvelder Buitenwaarden	71	64	7	++
8 Uiterwaardvergraving: Olster Waarden	42	41	1	++
9 Uiterwaardvergraving: Wijher Buitenwaarden	13	22	- 9	++
10 Uiterwaardvergraving: Marlerwaarden	30	27	3	++
11 Uiterwaardvergraving: Herxer Uiterwaarden	24	18	6	-
12 Uiterwaardvergraving: Scheller en Oldener Buitenwaarden	23	38	- 15	++
13 Uiterwaardvergraving: Gelderdijsche Waard en Bentinkswellen	60	54	6	++
14 Uiterwaardvergraving: Scherenwelle en Koppelerwaard	34	36	- 1	+
15 Uiterwaardvergraving: De Naters	28	43	- 15	++
16 Zomerbedverdieping: IJsseldelta	125	105	21	++
Totaal IJssel	619	504	115	++
Nederrijn-Lek				
17 Kadeverlaging: toegangsdam stuw Amerongen	2	8	- 6	++
18 Zomerbedverdieping: Nederrijn-Lek	145	88	58	--
Totaal Nederrijn-Lek	147	96	51	--
Waal				
19 Aanvullende maatregel: berging Volkerak-Zoommeer	119	92	26	-
20 Aanvullende maatregel: Steurgat - openzetten scheepvaartsluis	40	13	27	--
21 Aanvullende maatregel: natuurontwikkeling Noordwaard en Scheidingsdijk	26	69	- 43	++
22 Grootschalige dijkverlegging: Veur-Lent, plan Brokx groot	338	155	183	--
23 Kribverlaging: Midden-Waal	31	87	- 55	++
24 Kribverlaging: Waal omgeving St. Andries	21	63	- 42	++
25 Kribverlaging: Beneden-Waal	21	40	- 19	++
26 Uiterwaardvergraving: Gorinchem, natuurgebied Avelingen	85	48	37	--
27 Uiterwaardvergraving: Brakelsche Benedenwaarden en Munnikenland	63	89	- 26	++
28 Zomerbedverdieping: Boven-Merwede	103	55	48	--
29 Zomerbedverdieping: Nieuwe Merwede	29	40	- 10	++
Totaal Waal	876	752	124	++
Maas				
30 Zomerbedverdieping: Bergsche Maas	93	115	- 22	+
Totaal Maas	93	115	- 22	+
Totaal van waterstandverlagende maatregelen in Basisalternatief 1	1 735	1 467	268	++

^a Gebaseerd op gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen omvatten de kosten van beheer en onderhoud.

Tabel 4.6 Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in Basisalternatief 2 van het MER^a

Riviertak en maatregel	Kosten: geraamd	Kosten: standaard	Kosten: residueel	KE ^b
	miljoen euro			
IJssel				
1 Kleinschalige dijkverlegging: De Paddenpol (Wijhe)	10	11	- 1	+
2 Kleinschalige dijkverlegging: Rammelwaard	20	17	3	++
3 Kleinschalige dijkverlegging: Werven	17	4	13	--
4 Obstakelverwijdering: landhoofd oude IJsselbrug west (Zwolle)	39	6	33	--
5 Obstakelverwijdering: landhoofd oude IJsselbrug oost (Zwolle)	35	6	29	--
6 Obstakelverwijdering: hoog gebied benedenstrooms Het Oever	9	8	1	++
7 Kribverlaging: Midden-IJssel	20	10	9	--
8 Kribverlaging: Sallandse IJssel, zuidelijk deel	14	6	8	--
9 Kribverlaging: Sallandse IJssel, noordelijk deel	8	3	5	--
10 Uiterwaardvergraving: Brummensche Waarden	43	16	27	--
11 Uiterwaardvergraving: Zutphen	15	30	- 15	++
12 Uiterwaardvergraving: Rammelwaard	16	22	- 7	++
13 Uiterwaardvergraving: Rijsselsche Waard	20	23	- 3	+
14 Uiterwaardvergraving: Epse- en Bokkenwaard	24	24	0	+
15 Uiterwaardvergraving: Wilpse klei, Bolwerksweide en Ossenwaard	33	37	- 4	+
16 Uiterwaardvergraving: Epseweerdse polder	42	41	0	++
17 Uiterwaardvergraving: Ossenwaard	15	25	- 10	++
18 Uiterwaardvergraving: Terwolderdorpenwaarden	30	32	- 2	+
19 Uiterwaardvergraving: Keizers- en Stobbenwaard	49	50	- 1	+
20 Uiterwaardvergraving: Welsumvelder Buitenwaarden	71	64	7	++
21 Uiterwaardvergraving: Olster Waarden	42	41	1	++
22 Uiterwaardvergraving: Wijher Buitenwaarden	13	22	- 9	++
23 Uiterwaardvergraving: Marlerwaarden	30	27	3	++
24 Uiterwaardvergraving: Herxer Uiterwaarden	24	18	6	-
25 Uiterwaardvergraving: Scheller en Oldener Buitenwaarden	23	38	- 15	++
26 Uiterwaardvergraving: Gelderdijsche Waard en Bentinkswellen	60	54	6	++
27 Uiterwaardvergraving: Scherenwelle en Koppelerwaard	34	36	- 1	+
28 Uiterwaardvergraving: Onderdijsche Waard ^d	7	33	- 26	++
29 Uiterwaardvergraving: De Naters	28	43	- 15	++
30 Zomerbedverdieping: IJssel	125	105	21	++
Totaal IJssel	914	851	64	++
Nederrijn-Lek				
31 Kadeverlaging: Elster Buitenwaarden	3	2	1	--
32 Kadeverlaging: toegangsdam stuw Amerongen	2	8	- 6	++
33 Obstakelverwijdering: veerstoep Opheusden en Manuswaard	21	5	16	--
34 Obstakelverwijdering: veerstoep Elst	12	17	- 5	++
35 Obstakelverwijdering: bekading na Pannerdense Kop (Scherpekamp)	1	25	- 24	++
36 Obstakelverwijdering: steenfabriek Elst	20	8	12	--
37 Obstakelverwijdering: veerstoep de Stichtse Oever	5	5	0	++
38 Obstakelverwijdering: veerstoep Amerongen	40	4	36	--
39 Obstakelverwijdering: Nieuw Lekkerland	10	7	3	-
40 Kribverlaging: Pannerdensch Kanaal	16	17	- 1	+
41 Uiterwaardvergraving: Krimpen a/d Lek	7	11	- 4	++
42 Uiterwaardvergraving: Binnen-Nes	6	9	- 2	++
43 Uiterwaardvergraving: Groote of Koningspleij	7	18	- 11	++

Vervolg tabel 4.6

44	Uiterwaardvergraving: Meinerswijk	83	50	33	--
45	Uiterwaardvergraving: Doorwerthsche Waarden	46	5	40	--
46	Uiterwaardvergraving: Wageninger Benedenwaarden	26	13	13	--
47	Uiterwaardvergraving: Middelwaard	27	35	- 8	+
48	Uiterwaardvergraving: Tollewaard	31	22	9	-
49	Uiterwaardvergraving: Meandertak Gravenbol en Lunenburgerwaard	21	31	- 10	++
50	Uiterwaardvergraving: Rijswijcksche Buitenpolder	48	18	30	--
51	Uiterwaardvergraving: Rijswijcksche Waard	16	11	5	-
52	Uiterwaardvergraving: Bosscherwaarden	31	42	- 11	++
53	Uiterwaardvergraving: Redichemsche Waard	10	15	- 5	++
54	Uiterwaardvergraving: Honswijkerwaarden, Stuweiland en 't Waalsche Waard	27	38	- 11	++
55	Uiterwaardvergraving: Vianen	16	28	- 13	++
56	Zomerbedverdieping: Lek	40	55	- 15	++
Totaal Nederrijn-Lek		570	498	72	--
Waal					
57	Aanvullende maatregel: Berging Volkerak-Zoommeer	119	92	26	-
58	Grootschalige dijkverlegging: Veur-Lent, plan Brokx groot	338	155	183	--
59	Grootschalige dijkverlegging: Noordwaard meestromend	365	294	71	--
60	Obstakelverwijdering: Steenfabriek Beuningen, Staartjeswaard	49	20	28	--
61	Uiterwaardvergraving: Oosterhoutsche weilanden	21	36	- 14	++
62	Uiterwaardvergraving: Drutensche Waarden	49	54	- 4	+
63	Uiterwaardvergraving: Wamelsche Uiterwaard en Dreumelse Waard	44	60	- 16	++
64	Uiterwaardvergraving: Heesseltsche Uiterwaarden	139	110	29	-
65	Uiterwaardvergraving: Hurwenensche Uiterwaarden	69	54	15	-
66	Uiterwaardvergraving: Grobsche Waard	25	38	- 13	++
67	Uiterwaardvergraving: Herwijnsche Bovenwaard	14	23	- 9	++
68	Uiterwaardvergraving: Ruyterwaard	41	51	- 10	+
69	Uiterwaardvergraving: Brakelsche Benedenwaarden en Munnikenland	63	89	- 26	++
Totaal Waal		1 334	1 077	258	--
Maas					
70	Aanvullende maatregel: Overdiepse Polder - landbouw	107	90	17	--
71	Kadeverlaging: Biesbosch	2	0	2	--
72	Zomerbedverdieping: Amer	27	13	14	--
Totaal Maas		136	104	32	-
Totaal van waterstandverlagende maatregelen in Basisalternatief 2		2 955	2 529	425	--

^a Gebaseerd op gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen omvatten de kosten van beheer en onderhoud. Berekening van standaardkosten: zie tabel 4.1.

^b KE: kosteneffectiviteit, beoordeeld volgens de criteria in tabel 4.3.

Selecteert men zonder randvoorwaarden 30 (Basisalternatief 1) of 72 maatregelen (Basisalternatief 2) uit een verzameling van enige honderden maatregelen met uiteenlopende kosteneffectiviteit, dan moet het mogelijk zijn, door ruimtelijke en technische maatregelen goed te combineren, een pakket te ontwerpen dat in de eerste plaats aan de taakstelling voldoet en bovendien bovengemiddeld kosteneffectief is, zie ook paragraaf 4.11.

4.7 Kosteneffectiviteit van dijkversterking

De projectalternatieven bewerkstelligen de veiligheidsopgave door een combinatie van waterstandverlagende maatregelen en dijkversterking. In paragraaf 3.6 is uiteengezet hoe we de standaardkosten van dijkversterking berekenen. De analyse-uitkomsten staan vermeld in tabel 4.7. Naast de kosteneffectiviteit van dijkversterking in de Basisalternatieven van het MER en in het Basis-Voorkeursalternatief is ook de kosteneffectiviteit van het Referentiealternatief Dijkversterking (RAD) geanalyseerd.

Bij de cijferopstelling in tabel 4.7 dient opgemerkt te worden dat alleen de cijfers voor het RAD een compleet projectalternatief vertegenwoordigen. Het RAD volbrengt de gehele veiligheidsopgave. Van de MER-alternatieven en het Basis-VKA staan alleen de cijfers vermeld die betrekking hebben op de *resterende* veiligheidsopgave.²⁷ De locaties die men in deze projectalternatieven heeft aangewezen voor dijkversterking, zijn bovendien niet ‘toevallig’ gekozen; op deze locaties is dijkversterking meestal een goedkope oplossing. Vaak is dat zo, omdat op die locaties de dijken maar aan één kant van de rivier versterkt hoeven te worden. Dijkversterking is dan kosteneffectiever dan waterstandverlaging.

De residuele kosten van het RAD komen overeen met 10% van de standaardkosten. De kosteneffectiviteit van het RAD in zijn geheel is dus gemiddeld. Dijkversterking is blijkbaar niet overal de goedkoopste oplossing. De deelpakketten voor de IJssel en de Nederrijn-Lek zijn goedkoop; het pakket voor de Maas is gemiddeld. De kosteneffectiviteit van het RAD langs de Waal is echter benedengemiddeld (‘duur’).

Voor de afzonderlijke riviertakken geven de twee Basisalternatieven exact hetzelfde patroon te zien: het onderdeel dijkversterking voor de IJssel is in beide alternatieven zeer duur, terwijl de onderdelen voor de overige takken zeer goedkoop zijn. In het Basis-VKA is dijkversterking langs de IJssel niet aan de orde. Dit maakt dat het onderdeel dijkversterking van het Basis-VKA in zijn geheel zeer goedkoop is.

De standaardkosten van het RAD zijn uitgerekend met de exacte veiligheidsopgave van het project. De standaardkosten zijn niet afhankelijk van de manier waarop de veiligheidsdoelstelling wordt gehaald. Dit betekent dat deze standaardkosten van 1,25 mld euro tevens de standaardkosten zijn van de veiligheidsopgave in het project. Daar ieder pakket minstens aan de veiligheidsopgave moet voldoen, bevat ieder pakket dus minimaal 1,25 mld euro aan standaardkosten om die doelstelling te bereiken. De overige standaardkosten van een pakket bestaan dus uit de standaardkosten voor mogelijke extra veiligheid boven de projectdoelstelling en de standaardkosten voor de drie componenten van ruimtelijke kwaliteit die voorkomen in een pakket.

²⁷ De geraamde kosten van dijkversterking in Basisalternatief 1 bedragen 19% van de kosten van het RAD; voor Basisalternatief 2 en het Basis-VKA is het percentage lager.

Tabel 4.7 Kosteneffectiviteit van dijkversterking in de alternatieven en in het RAD

Riviertak	MHW-oppervlak ^a			Kosten ^b		KE ^c	
	Totale Opgave m ²	Waterstand- verlagende maatregelen	Resterende opgave	Geraamd miljoen euro	Standaard	Residu	
Referentiealternatief Dijkversterking (RAD)							
IJssel	33 443	0	33 443	339	425	- 86	+
Nederrijn-Lek	25 677	0	25 677	190	240	- 50	+
Waal	29 402	0	29 402	771	517	254	-
Maas	7 177	0	7 177	72	65	7	++
Totaal				1 372	1 247	125	++
Basisalternatief 1							
IJssel	33 443	25 990	8 125	155	95	60	--
Nederrijn-Lek	25 677	11 747	15 146	88	140	- 52	++
Waal	29 402	48 949	2 957	17	30	- 13	++
Maas	7 177	12 747	3 345	3	30	- 27	++
Totaal				263	296	- 33	+
Basisalternatief 2							
IJssel	33 443	33 479	1 828	130	22	108	--
Nederrijn-Lek	25 677	28 218	2 735	0	23	- 23	++
Waal	29 402	39 970	5 113	11	50	- 39	++
Maas	7 177	9 302	4 902	5	45	- 40	++
Totaal				146	140	6	++
Basis-Voorkeursalternatief							
IJssel	33 443	41 708	0	-	-	-	-
Nederrijn-Lek	25 677	12 898	14 014	84	112	- 28	++
Waal	29 402	42 744	2 044	21	19	2	++
Maas	7 177	7 819	3 854	12	35	- 23	++
Totaal	95 699	105 169	19 912	117	166	- 49	++

^a Bronnen:

Totale opgave: Zie tabel 3.5.

Resterende opgave: Basisalternatieven: Blokkendoos versie 9 d.d. 21 juli 2004; Basis-VKA: projectorganisatie RvdR.

^b Bronnen:

Geraamde kosten: Basisalternatieven en Basis-VKA: kostenramingen per 1 februari 2005. Kosten van het RAD: ontleend aan Arcadis, Royal Haskoning en Fugro 2003.

Standaardkosten: Berekend op basis van resterende opgave in m² en kengetallen in tabel 4.1; zie paragraaf 3.6.^c Klassering kosteneffectiviteit; zie tabel 4.3.

4.8 Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in het Basis-Voorkeursalternatief

Het Basis-VKA omvat, afgezien van de HSAO, 26 waterstandverlagende maatregelen, zie tabel 4.8. De kosteneffectiviteit van de deelpakketten voor de IJssel, Waal en Maas is gemiddeld; het maatregelenpakket voor de Nederrijn-Lek blijkt zeer duur te zijn.

De drie maatregelen van het pakket voor de Nederrijn-Lek die de laagste kosten hebben (regels 15, 10 en 12 in tabel 4.8), hebben de score 'goedkoop' of zeer 'goedkoop'. De overige vijf zijn 'duur' of 'zeer duur'. De maatregel langs de Nederrijn met de hoogste kosten (dijkverlegging bij Lienden; regel 9) heeft ook de hoogste residuele kosten. Maar in termen van relatieve residuele kosten geeft uiterwaardvergraving in de Doorwerthsche Waarden (regel 14) de slechtste score te zien: plus 800%. Deze maatregel is aan het pakket toegevoegd om het laatste stukje benodigde waterstandverlaging te halen.

Het pakket voor de Waal uit het Basis-VKA heeft vier maatregelen gemeen met Basisalternatief 2, waaronder de dijkverlegging Veur-Lent. Ook in het Basis-VKA geeft deze maatregel van alle 26 maatregelen in absolute zin de hoogste residuele kosten te zien. Dit bedrag (183 miljoen; regel 18) is zelfs groter dan de residuele kosten van het hele Waal-pakket bij elkaar (165 miljoen). De rest van dit pakket scoort dus 'goedkoop'. Dit is vooral toe te schrijven aan het onderdeel kribverlaging.

De meest kostbare en omvangrijke maatregel in het Basis-VKA, ontpoldering van de Noordwaard (regel 19), scoort gemiddeld.²⁸ Ontpoldering van deze primaire dijkkring komt ook in het veiligheidsonderzoek (KBA, deel 1) naar voren als een voor de hand liggende maatregel. Deze ingreep lost het grootste deel van het veiligheidsprobleem langs de Merwedede op. Zodoende is er van alle, zeer dure, alternatieve maatregelen bij Gorinchem nog slechts één noodzakelijk is, te weten het bedrijventerrein bij Avelingen (regel 23).

Bij de score van de Noordwaard dient men wel te bedenken dat aan de ontwikkeling van moeras (ecotoop I) geen standaardkosten zijn toegerekend (zie de toelichting bij tabel 4.1 in paragraaf 4.1), terwijl deze maatregel 468 ha van deze ecotoop oplevert. Natuurontwikkeling in de Noordwaard dient echter mede als compensatie voor het verlies aan natuurgebied dat het gevolg is van andere maatregelen op andere locaties (terwijl voor noodzakelijke compensatie geen bedrag in de maatregelkosten is opgenomen, zie paragraaf 2.6). Dit moerasgebied wordt dus behandeld als een gratis bate. Zouden we aan de ontwikkeling van moeras dezelfde standaardkosten toerekenen als aan andere natuurontwikkeling, dan stijgen de totale standaardkosten bij de Noordwaard met 107 mln euro van 294 tot 401 mln euro en dalen de residuele kosten van plus 71 tot minus 36 miljoen euro. De relatieve residuele kosten bedragen dan minus 9%, wat de score 'goedkoop' betekent. Mede gelet op de rol bij natuurcompensatie lijkt ontpoldering van de Noordwaard toch kosteneffectief.

²⁸ In de Blokkendoos (en in Tabel 4.8) staat deze maatregel te boek als grootschalige dijkverlegging.

Tabel 4.8 Kosteneffectiviteit van waterstandverlagende maatregelen in het Basis-Voorkeursalternatief^a

Riviertak en maatregel	Kosten:	Kosten:	Kosten:	KE ^b
	Geraamd	standaard	residueel	
	miljoen euro			
IJssel				
1 Hoogwatergeul: Veessen-Wapenveld	177	133	44	-
2 Grootschalige dijkverlegging: Voorsterklei	40	40	0	++
3 Grootschalige dijkverlegging: Westenholte	52	39	13	-
4 Grootschalige dijkverlegging: Cortenoever	62	53	8	++
5 Uiterwaardvergraving: Wilpse Klei, Bolwerksweide en Ossenwaard	99	80	19	++
6 Uiterwaardvergraving: Deventer, Keizers- en Stobbenwaard en Olsterwaarden	83	116	- 34	++
7 Uiterwaardvergraving: Scheller en Oldener Buitenwaarden	23	38	- 15	++
8 Zomerbedverdieping: IJssel	125	105	21	++
Totaal IJssel	660	605	55	++
Nederrijn-Lek				
9 Grootschalige dijkverlegging: Lienden	109	60	49	--
10 Obstakelverwijdering: veerstoep Elst	12	17	- 5	++
11 Obstakelverwijdering: steenfabriek Elst	20	8	12	--
12 Kribverlaging: traject Pannerdensch Kanaal	16	17	- 1	+
13 Uiterwaardvergraving: Meinerswijk	83	50	33	--
14 Uiterwaardvergraving: Doorwerthsche Waarden	46	5	40	--
15 Uiterwaardvergraving: Middelwaard	9	20	- 12	++
16 Uiterwaardvergraving: Tollewaard	31	22	9	-
Totaal Nederrijn-Lek	325	199	126	--
Waal				
17 Aanvullende maatregel: berging Volkerak / Zoommeer	119	92	26	-
18 Grootschalige dijkverlegging: Veur-Lent, plan Brokx groot	338	155	183	--
19 Grootschalige dijkverlegging: Noordwaard meestromend	365	294	71	++
20 Kribverlaging: Midden-Waal	31	87	- 55	++
21 Kribverlaging: Waal omgeving St. Andries	21	63	- 42	++
22 Kribverlaging: Beneden-Waal	21	40	- 19	++
23 Uiterwaardvergraving: Gorinchem, bedrijventerrein Avelingen	46	18	28	--
24 Uiterwaardvergraving: Brakelsche Benedenwaarden en Munnikenland	63	89	- 26	++
Totaal Waal	1 004	839	165	++
Maas				
25 Aanvullende maatregel: Overdiepse Polder - landbouw	107	90	17	++
26 Kadeverlaging: Biesbosch	2	0	2	--
Totaal Maas	109	90	19	++
Totaal pakket	2 097	1 733	364	++

^a Gebaseerd op gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen omvatten de kosten van beheer en onderhoud.

^b KE: kosteneffectiviteit, beoordeeld volgens de criteria in tabel 4.3.

4.9 Totaaloverzicht van de pakketten

De resultaten uit de voorgaande paragrafen zijn samengevat in tabel 4.9. Van ieder alternatief – RAD, Basisalternatieven en Basis-VKA – zijn de verschillende soorten kosten van waterstandverlagende maatregelen en van dijkversterking gesommeerd per riviertak.

Net als in de Basisalternatieven is de kosteneffectiviteit van het Basis-VKA langs de IJssel laag vergeleken met het RAD, en is de kosteneffectiviteit van het Basis-VKA langs de Waal hoger dan die van het RAD. Opvallend slecht is de score van het Basis-VKA op de Nederrijn-Lek in vergelijking met alle andere alternatieven. Zo is het kostentotaal langs deze riviertak in Basisalternatief 2 hoger dan in het Basis-VKA, maar zijn de totale residuele kosten niettemin lager dan in het Basis-VKA. In Basisalternatief 1 en in het RAD zijn de kosten langs de Nederrijn-Lek ook in absolute zin lager dan in het Basis-VKA.

Pakket	Riviertak	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Klassering kosteneffectiviteit
		geraamd (a)	standaard (b)	residueel (c) = (a)-(b)	residueel (d) =(c)/(b)	
		miljoen euro				%
RAD	IJssel	339	425	- 86	- 20	Goedkoop
	Nederrijn-Lek	190	240	- 50	- 21	Goedkoop
	Waal	771	517	254	49	Duur
	Maas	72	65	7	10	Gemiddeld
	Totaal	1 372	1 247	125	10	Gemiddeld
Basisalternatief 1	IJssel	774	599	175	29	Duur
	Nederrijn-Lek	235	236	- 1	- 1	Goedkoop
	Waal	893	782	111	14	Gemiddeld
	Maas	96	145	- 49	- 34	Zeer goedkoop
	Totaal	1 998	1 763	235	13	Gemiddeld
Basisalternatief 2	IJssel	1 044	873	171	20	Gemiddeld
	Nederrijn-Lek	570	521	49	9	Gemiddeld
	Waal	1 345	1 127	218	19	Gemiddeld
	Maas	141	148	- 7	- 5	Goedkoop
	Totaal	3 101	2 669	432	16	Gemiddeld
Basis-VKA	IJssel	660	605	55	9	Gemiddeld
	Nederrijn-Lek	409	311	97	31	Duur
	Waal	1 025	858	167	19	Gemiddeld
	Maas	121	125	- 4	- 4	Goedkoop
	Totaal	2 214	1 899	315	17	Gemiddeld

Zoals eerder gezegd, omvatten alle kosten in de KEA voor maatregelen en pakketten zowel de investeringskosten als de kosten van beheer en onderhoud. In de PKB zijn daarentegen alleen de investeringskosten vermeld. Daarom staat tabel 4.10 in de aansluiting tussen de bedragen voor het Basis-VKA in de KEA (Tabel 4.9) en die in de PKB.

Tabel 4.10 Aansluiting van de bedragen voor het Basis-VKA in de KEA en de PKB

	miljoen euro
Totaal kosten in KEA	2 214
Beheer en onderhoud (-)	- 211
HSAO en projectkosten (+)	209
Totaal in PKB	2 212

Van het bedrag in de KEA moeten eerst de kosten van beheer en onderhoud worden afgetrokken. Om te komen tot het bedrag in de PKB moeten daarna worden bijgeteld: kosten voor de projectorganisatie, het op het budget drukkende deel van de kosten voor de maatregelen waarover al een besluit is genomen (HSAO) en enige andere kostencategorieën die alleen op pakketniveau bekend zijn.

4.10 Varianten van het Voorkeursalternatief

In de PKB zijn naast het Basis-VKA vijf varianten van het VKA aan de orde. De samenstelling van deze varianten en de maatregelen waarvoor zij in de plaats komen, staan vermeld in Tabel 4.11, in combinatie met de kosteneffectiviteit. In sommige gevallen bestaat de variant uit één maatregel die in de plaats gesteld wordt van één maatregel uit het Basis-VKA; in andere gevallen gaat het om het inruilen van een groep maatregelen uit het Basis-VKA tegen een alternatieve groep maatregelen. Alle varianten voldoen aan de taakstelling van 16 dzd m³/s, ook al liggen de varianten soms niet op dezelfde plaats als de maatregelen in het Basis-VKA. Zo ligt de hoogwatergeul Zutphen bijvoorbeeld tussen de twee dijkverleggingen in. De vermelde MHW-winst is dus soms niet geheel vergelijkbaar.

Aan het inruilen van de laatste groep voor de eerste groep zijn twee voorwaarden verbonden: uitvoering van het alternatieve maatregelenpakket mag het Rijk in totaal niet meer kosten dan het Basis-VKA en ook het alternatieve pakket dient vóór 2015 opgeleverd te worden. Alleen variant 1 is goedkoper. In de overige vier gevallen kosten de varianten meer geld dan de overeenkomstige maatregelen in het Basis-VKA en zou dus aanvullende financiering door andere partijen dan het Rijk noodzakelijk zijn.

Voor drie varianten lijkt evaluatie rechttoe rechtaan mogelijk. De problematiek rond variant 1 (Veur-Lent) en variant 3 (Nederrijn-Lek) is gecompliceerder.

Tabel 4.11 Varianten van het Voorkeursalternatief^a

Variant / maatregel en riviertak	Kosten: geeraard	Kosten: standaard	Kosten: residueel	KE ^b	MHW-winst m ²
	miljoen euro				
Variant 1 (Waal)					
Uiterwaardvergraving: stroomgeul van Ellen	81	71	11	++	2 345
Uiterwaardvergraving: Gendtsche Waard	69	49	20	-	601
Totaal variant 1	150	119	31	-	
Basis-VKA					
Dijkverlegging: Veur-Lent, plan Brokx groot	338	155	183	--	5 666
Variant 1 -/- Basis-VKA	-188	-36	- 151		
Variant 2 (Nederrijn-Lek)					
Uiterwaardvergraving: Huissensche Waarden	248	67	182	--	2 295
Basis-VKA					
Kribverlaging: Pannerdensch Kanaal	16	17	- 1	+	850
Variant 2 -/- Basis-VKA	232	50	183		
Variant 3 (Nederrijn-Lek)					
Kadeverlaging: toegangsdam stuw Amerongen	2	8	- 6	++	265
Uiterwaardvergraving: Domswaard en Stuweiland Maurik	1	8	- 7	++	313
Idem: Meandertak Gravenbol en Lunenburgerwaard	11	1	11	--	119
Idem: Rijswijcksche Buitenpolder	106	66	40	--	1 580
Idem: Rijswijcksche Waard	16	11	5	-	261
Idem: Bosscherwaarden	31	42	- 11	++	1 038
Idem: Honswijkerwaarden, stuweiland en Waalsche Waard	27	38	- 11	++	984
Idem: Vianen	11	45	- 34	++	2 992
Zomerbedverdieping: Nederrijn-Lek	145	88	58	--	10 960
Totaal variant 3	349	306	43	++	
Basis-VKA					
Obstakelverwijdering: steenfabriek Elst	20	8	12	--	939
Dijkversterking: Nederrijn ^c	42	67	- 25	++	5 703
Dijkversterking: Lek ^c	42	46	- 4	+	8 311
Totaal Basis-VKA	104	120	- 16	+	
Variant 3 -/- Basis-VKA	246	186	59		
Variant 4 (IJssel)					
Hoogwatergeul: Zutphen	380	97	283	--	7 203
Basis-VKA					
Dijkverlegging: Voorsterklei	40	40	0	++	3 363
Dijkverlegging: Cortenoever	62	53	8	++	4 253
Totaal Basis-VKA	102	93	9	++	
Variant 4 -/- Basis-VKA	278	4	274		

Vervolg tabel 4.11**Variant 5 (IJssel)**

Hoogwatergeul: Kampen	147	164	-18	+	9 676
Basis-VKA					
Zomerbedverdieping: IJssel	125	105	21	++	6 165
Variant 5 -/- Basis-VKA	21	60	-39		

^a Gebaseerd op gegevens per 1 februari 2005. Alle kostenbedragen omvatten de kosten van beheer en onderhoud. Berekening van standaardkosten: zie tabel 4.1. Basis-VKA staat voor Basis-Voorkeursalternatief.

^b KE: kosteneffectiviteit, beoordeeld volgens de criteria in tabel 4.3.

^c Als MHW-winst van deze maatregelen is de resterende opgave op de desbetreffende riviertak vermeld.

Pannerdensch Kanaal (variant 2) en Zutphen (variant 4)

Van de vijf varianten zijn er twee die op basis van de beschikbare kosteninformatie nauwelijks in aanmerking lijken te komen voor uitwisseling met het Basis-VKA. Dat zijn variant 2: uiterwaardvergraving in de Huissensche Waarden langs het Pannerdensch Kanaal (in plaats van de om andere redenen op den duur toch noodzakelijke kribverlaging op hetzelfde traject) en variant 4: onmiddellijke aanleg van de bypass bij Zutphen (in plaats van twee aangrenzende dijkverleggingen bij Voorsterklei en Cortenoever). Er moeten andere redenen zijn om deze projecten uit te voeren, want de kosteneffectiviteit van de varianten is op grond van de verstrekte gegevens in beide gevallen zeer laag.²⁹

Kampen (variant 5)

De hoogwatergeul Kampen is zonder meer kansrijk. In verband met de lange termijn doelstelling is deze maatregel toch nodig; in dit perspectief is zomerbedverdieping geen duurzame oplossing. De hoogwatergeul kost bovendien niet veel meer, maar is wel beduidend kosteneffectiever. Complicatie is de samenhang van deze variant in ontwerp en uitvoering met geheel andere projecten, zoals de Hanze-spoorlijn. Kiest men voor de hoogwatergeul, dan is het halen van de tijdslimiet van 2015 daarom mogelijkwerwijs een probleem. Volgens het veiligheidsonderzoek (deel 1 van de KBA) is de urgentie van maatregelen in de IJsseldelta echter laag. Zo lang mogelijk uitstel van zomerbedverdieping in combinatie met druk op de integrale planontwikkeling in het gebied dan wel het nu al verruimen van de tijdslimiet op deze locatie lijken het overwegen waard.

²⁹ Als bij de kostenraming van de in de PKB vermelde maatregel Huissensche Waarden geen rekening is gehouden met mogelijke maximalisatie van de opbrengst van de zandwinning, zoals bij private exploitatie voor de hand ligt, dan geeft de analyse op basis van deze kosten geen goed beeld van de maatschappelijke kosteneffectiviteit. Eigenlijk gaat het dan om uitvoering van een andere maatregel. Dit kan verklaren waarom uitvoering van de uiterwaardvergraving Huissensche Waarden voor een private partij toch een rendabel project kan zijn dat het Rijk geen geld hoeft te kosten. Bij de afsluiting van dit rapport is overigens gebleken dat de twee maatregelen waarop variant 2 betrekking heeft, in de PKB van plaats zijn verwisseld. Dit heeft geen invloed op de andere voor de Nerrijn-Lek vermelde conclusies.

Nijmegen - Lent (variant 1)

De flessenhals in de Waal tussen Nijmegen en Lent vormt een ernstig hydraulisch knelpunt. Op basis van de huidige inzichten lijkt dijkverlegging, zoals opgenomen in het Basis-VKA, op de (heel) lange termijn onvermijdelijk. De ruimtelijke reservering die met dijkverlegging gemoeid is, is daarom hoe dan ook noodzakelijk. Het verleggen van de dijk is echter een zeer kostenineffectieve maatregel, zowel relatief als absoluut in euro's. Toch kan onmiddellijke uitvoering aantrekkelijk zijn, namelijk om het gebied in één keer adequaat in te richten. Er kunnen ook bestuurlijke redenen zijn om nu al voor een definitieve oplossing te kiezen. Uiterwaardvergraving, het alternatief dat de steun heeft van de gemeente Nijmegen, is echter veel goedkoper (minder dan de helft van de kosten van dijkverlegging) en zal lange tijd (vele tientallen jaren?) afdoende zijn. Daar staat tegenover dat de maatregelen in de variant gedeeltelijk overbodig worden als men later toch kiest voor dijkverlegging. Maar het is ook weer de vraag wat over – zeg – vijftig jaar de technische mogelijkheden zijn om ter plekke iets anders te doen dan dijkverlegging. Informatie om de rentabiliteit van beide alternatieven beter te kunnen vergelijken is op dit moment niet beschikbaar. Belangrijk is om alle argumenten goed op een rij te zetten en zorgvuldig af te wegen.

Nederrijn-Lek (variant 3)

De Nederrijn-Lek is een probleem apart. Dat geldt voor de gehele oplossing in het Basis-VKA voor dit traject – zoals reeds toegelicht in paragraaf 4.8 –, maar voor variant 3 in het bijzonder. Hieronder lopen we alle overwegingen op deze riviertak nog eens na.

Het veiligheidsonderzoek (KBA, deel 1) laat zien dat het verstandig is om in de noordelijk van de Nederrijn gelegen dijkringen 44 Kromme Rijn (Utrecht) en 45 Gelderse Vallei (Amersfoort) een aanzienlijk hoger veiligheidsniveau te handhaven dan in de tegenoverliggende dijkkring 43 Betuwe, Tieler- en Culemborgerwaarden. Dit is feitelijk ook al lange tijd het geval, want in de twee dijkringen langs de noordoever is bij de dijken overhoogte aanwezig. Dit wijst in eerste instantie in de richting van waterstandverlagende maatregelen, dan wel dijkversterking aan de zuidzijde zonder dijkverhoging. Maar er zijn meer mogelijkheden, zoals blijkt uit het onderstaande.

Voor het oostelijke, bovenstroomse deel van de Nederrijn voorziet het Basis-VKA voor een belangrijk deel in waterstandverlagende maatregelen, zie de regels 9 - 16 in Tabel 4.8. Deze maatregelen kosten echter veel geld en zijn voor het merendeel kostenineffectief. Voor een deel is dijkversterking de gekozen oplossing. Overal dijkversterking lijkt uit kosten oogpunt een veel beter alternatief en op dit traject kan dit volgens informatie uit het RAD gebeuren zonder de dijken te verhogen. Dijkversterking sluit natuurlijk uitvoering van wel kosteneffectieve waterstandverlagende maatregelen op dit traject niet zonder meer uit.

Op het middendeel van de Nederrijn-Lek, waar variant 3 op aangrijpt, voorziet het Basis-VKA in dijkversterking. Dit kost niet veel geld (84 miljoen euro) en uit hoofde van kosteneffectiviteit moet dijkversterking langs dit riviertraject zelfs als (zeer) goedkoop

aangemerkt worden, zie Tabel 4.11. Op dit traject zijn, zoals blijkt uit variant 3, ook enige kosteneffectieve waterstandverlagende maatregelen voorhanden. De totale kosten van variant 3 (349 miljoen euro) zijn echter veel hoger dan de kosten van de overeenkomstige maatregelen in het Basis-VKA (104 miljoen) en de kosteneffectiviteit van variant 3 is slechts gemiddeld. Dit komt vooral door de aanwezigheid van twee grote maatregelen in de variant: uiterwaardvergraving in de Rijswijksche Buitenpolder (kosten: 106 miljoen euro) en zomerbedverdieping van de Nederrijn-Lek (145 miljoen).

Niet duidelijk is waarom zomerbedverdieping van de Nederrijn-Lek in de variant niet gedeeltelijk wordt vervangen door dijkversterking op hetzelfde traject. Dat is minder kostbaar en veel kosteneffectiever. Bovendien is aan dijkversterking op het benedenstroomse traject toch niet te ontkomen vanwege de relatieve zeespiegelstijging, een punt dat in de PKB meerdere keren wordt genoemd. Alleen al door deze aanpassing komt variant 3 er aanmerkelijk beter uit te zien en komt hij vermoedelijk in aanmerking voor de kwalificatie 'goedkoop'. Een andere mogelijkheid op dit traject is zomerbedverdieping alleen langs de Lek (wellicht aangevuld met enige dijkversterking stroomopwaarts) want dat is wel een kosteneffectieve maatregel (zie regel 56 in tabel 4.6). Wat een goed alternatief zou zijn voor uiterwaardvergraving in de Rijswijksche Buitenpolder, kunnen wij niet bepalen. Wellicht is dijkversterking plaatselijk toch de beste oplossing. Als dat zo is, zou ook nog dijkversterking langs dijkkring 44 Kromme Rijn overwogen kunnen worden.

Een geheel andere mogelijkheid is een lichte neerwaartse aanpassing van de taakstelling op de Nederrijn-Lek en wel zodanig dat de duurste maatregelen die nodig zijn om de laatste centimeters te halen, niet langer noodzakelijk zijn. Dit scheelt ook aan de oostkant flink in de kosten. Zo zou uiterwaardvergraving in de Doorwerthsche Waarden, een extreem kostenineffectieve maatregel, kunnen vervallen, zie regel 14 van Tabel 4.8.

Een vermindering van de taakstelling voor de Nederrijn-Lek met 5 centimeter leidt tot een vergroting van de taakstelling voor de Waal en de IJssel met niet meer dan 1,4 centimeter. Ooit is de mogelijkheid onderzocht om door aanpassing van de afvoerverdeling de gehele opgave voor de Nederrijn-Lek te verschuiven naar Waal en IJssel. Deze oplossing is in de loop van het ontwerpproces echter weer uit beeld geraakt. Maar het is niet duidelijk of de bezwaren die destijds gerezen zijn, ook van toepassing zijn op een gedeeltelijke verschuiving. Het huidige pakket voor de IJssel lijkt namelijk ruim bemeten en dat geldt ook voor de maatregelen aan het begin en het einde van de Waal. Onduidelijk is of de huidige maatregelenselectie op de Midden-Waal leidt tot enige overcapaciteit, dan wel dat ook een kleine vergroting van de opgave voor de Waal het nemen van aanvullende maatregelen op dat traject noodzakelijk maakt.

Op dit moment valt voor de riviertak Nederrijn-Lek alleen te concluderen dat noch het maatregelenpakket in het Basis-VKA, noch variant 3 in het licht van de nu bekende informatie optimaal van samenstelling lijken.

4.11 Combineren?

De slechte score van de Nederrijn-Lek in het Basis-VKA doet de vraag rijzen of er geen ander pakket te maken is dat zowel lager is in kosten als beter scoort in kosteneffectiviteit. Ons beperkend tot de onderzochte deelpakketten per riviertak en de in de PKB vermelde varianten daarvan, die ieder aan de randvoorwaarde van veiligheid voldoen, komen we bijvoorbeeld tot de combinatie in tabel 4.12.

Pakket	Riviertak	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Kosten:	Klassering kosteneffectiviteit	
		Geraamd	standaard	residueel	residueel		
		(a)	(b)	(c)	(d)		
		miljoen euro				%	
RAD	IJssel	339	425	- 86	- 20	Goedkoop	
RAD	Nederrijn-Lek	190	240	- 50	- 21	Goedkoop	
Basis-VKA & variant 1	Waal	837	822	15	2	Gemiddeld	
Basis-VKA	Maas	121	125	- 4	- 4	Goedkoop	
Combinatie	Totaal	1 487	1 612	- 125	- 8	Goedkoop	
Verschil:							
Basis-VKA	Totaal	2 214	1 899	315	17	Gemiddeld	
Combinatie -/- Basis-VKA		- 727	- 287	- 440			

In tabel 4.12 is voor de Maas niet de zomerbedverdieping van Basisalternatief 1 genomen, maar het iets duurdere pakket in het Basis-VKA met buitendijken van de Overdiepse polder. Deze maatregel past goed in het langetermijnperspectief, er is nu medewerking van de inwoners en er is inmiddels een bestuursakkoord over gesloten (zogenoemd koploperproject). Verder scoort ook dit deelpakket 'goedkoop'. Bij de Waal is de maatregel Veur-Lent in het Basis-VKA vervangen door variant 1 met een goedkopere en efficiëntere oplossing. Behouden is de ontpoldering van de Noordwaard, ook een koploperproject, waarvoor in paragraaf 4.8 diverse argumenten zijn gegeven. Bij de andere twee riviertakken is in eerste instantie gekozen voor dijkversterking.

Opgeteld is de combinatie in tabel 4.12 maar liefst 727 miljoen euro goedkoper dan het Basis-VKA, dat is een verschil van niet minder dan 50% ten opzichte van de kosten van de combinatie. Het verschil in standaardkosten van 287 miljoen euro is echter veel geringer, wat betekent dat in totaal de gewenste effecten tussen beide pakketten veel minder van elkaar verschillen.³⁰ Dat geldt in ieder geval voor veiligheid, want zowel het Basis-VKA als de

³⁰ Omdat de ontpoldering van de Noordwaard deel uitmaakt van zowel het Basis-VKA als de combinatie in Tabel 4.12 heeft het al of niet toerekenen van standaardkosten aan het moerasgebied in deze maatregel geen invloed op de verschillen tussen beide pakketten.

combinatie voldoet aan de veiligheidsnormen. Zowel uit het oogpunt van kosten als vanuit het oogpunt van kosteneffectiviteit scoort de in tabel 4.12 getoonde combinatie veel beter dan het Basis-VKA.

Ook als we dijkversterking (RAD) langs de IJssel geheel of gedeeltelijk vervangen door waterstandverlagende maatregelen uit het Basis-VKA, dan nog zou die combinatie beduidend goedkoper en kosteneffectiever zijn dan het Basis-VKA. Bij gehele overname van het IJsselpakket uit het Basis-VKA nemen de feitelijke kosten met 321 mln euro toe ten opzichte van de combinatie en de standaardkosten met 180 mln euro; de laatste vooral door de stijging van de drie componenten voor ruimtelijke kwaliteit. Daardoor slaan de residuele kosten van minus 125 mln euro om naar een klein positief bedrag en verliest de nieuwe combinatie de score 'goedkoop'. Zowel feitelijke kosten als standaardkosten komen dan uit op afgerond 1,8 mld euro.

Zoals uiteengezet in paragraaf 4.10, liggen vanuit het oogpunt van kosteneffectiviteit de grootste knelpunten van het Basis-VKA op de riviertak Nederrijn-Lek en bij de oplossing van de flessenhals Veur - Lent.

5 Macro- en sectoreconomische gevolgen

5.1 Effect op de welvaart in Nederland

Uitvoering van een pakket maatregelen bij Ruimte voor de Rivier betekent macro-economisch dat productiemiddelen als arbeid, kapitaal en grond worden aangewend om veiligheid en ruimtelijke kwaliteit, bijvoorbeeld in de vorm van natuur en recreatiemogelijkheden, voort te brengen. De gebruikte productiemiddelen hadden ook anders kunnen worden aangewend. Er hadden extra woningen kunnen worden gebouwd of de bestaande landbouwproductie had in stand gehouden kunnen worden. Maar als *op economisch rationele gronden* tot een keuze van één van de maatregelpakketten wordt gekomen, houdt dit per definitie in dat het effect van het pakket op de nationale welvaart groter is dan in welke andere aanwending dan ook.

Om te beoordelen of dit laatste werkelijk het geval is, zouden eigenlijk alle doorwerkingen van de projectmaatregelen op de maatschappij in beschouwing moeten worden genomen. Voorzover het gaat om effecten die een marktprijs hebben, zoals de aanschafprijs van machines, vallen de kosten van maatregelen echter samen met de welvaartseffecten. Er zijn dan geen correcties op de projectkosten nodig, ook niet als die effecten zelf weer doorwerken op de rest van de economie.

Als relevante markten echter niet goed werken (niet volledig competitief zijn) of zelfs niet aanwezig zijn, kunnen er wel extra welvaartseffecten zijn. Een deel van die welvaartseffecten is tijdelijk. Zo wordt, als grond aan de landbouw wordt onttrokken, ook de productie van de verwerkende industrie, bijvoorbeeld de zuivel, negatief beïnvloed. Indien de arbeid en het kapitaal die daarmee gemoeid zijn, niet snel elders (even) productief kunnen worden tewerkgesteld, zijn de welvaartskosten van het project groter dan alleen die van een verminderde landbouwproductie.

Gezien de omvang van het project en de aard van de effecten is niet naar de doorwerkingen op alle (imperfecte) markten gekeken. De meeste maatregelen hebben naast negatieve effecten op de productie ook tijdelijk positieve gevolgen voor de bouwnijverheid: arbeid wordt anders aangewend dan in het geval er geen project zou worden uitgevoerd. We beperken de beschouwing over de macro-economische effecten daarom tot die welke samenhangen met de structurele effecten op de direct door het project getroffen landbouw.

5.2 Welvaartseffect op de sector landbouw en voedingsmiddelenindustrie

De bedrijfstak die structureel misschien nog het meest wordt getroffen, is de landbouw. Afhankelijk van het maatregelpakket worden minimaal 436 (basisalternatief 1 in het MER) en maximaal 2537 hectares (basisalternatief 2) grond aan de landbouw onttrokken. Berekend zal worden hoe groot de directe en indirecte effecten van deze onttrekking zullen zijn. In paragraaf

5.3 zal worden nagegaan hoe deze welvaartskosten zich verhouden tot de opgevoerde kosten in het project Ruimte voor de Rivier en de KEA.

De berekening van de welvaartseffecten verbonden met het verlies aan landbouwgrond verloopt als volgt:

1. De in de pakketten voorkomende onttrekkingen zijn de verschillen in landbouwgrond waarover het gaat. Daarbij gaat het in overwegende mate om grasland.
2. De gemiddeld bruto toegevoegde waarde per hectare grasland bedroeg in het begin van de eeuw iets minder dan 2000 euro per hectare. Als gevolg van de momenteel doorgevoerde hervorming van het Europese landbouwbeleid, die onder andere tot een forse daling van de zuivelprijzen zal leiden, mag worden verwacht dat dit bedrag de komende jaren aanzienlijk zal dalen. Ook de verdere aanscherping van de mestwetgeving die momenteel wordt doorgevoerd (de nitraatrichtlijn), zal een daling van de toegevoegde waarde per hectare tot gevolg hebben. Als ruwe werkhypothese veronderstellen we dat als gevolg van deze twee ontwikkelingen de toegevoegde waarde per hectare de komende jaren een daling van 25% zal laten zien. Dit zal meer dan evenredig ten koste gaan van de waarde van het melkquotum. Dat komt omdat de waarde van het melkquotum de restpost is bij de verdeling van de toegevoegde waarde.
3. De toegevoegde waarde is de beloning voor kapitaal, arbeid, grond en melkquotum. Het is nauwelijks mogelijk om de toegevoegde waarde te verdelen over deze vier productiefactoren. Indien van de prijzen op de markten voor kapitaal, arbeid, grond en melkquotum wordt uitgegaan, komen we opgeteld voor de inzet van alle productiemiddelen tot een veel hoger bedrag dan het gerealiseerde toegevoegde waarde bedrag. Enigszins arbitrair, maar wel met een oog op de verhandelbaarheid en de toekomstige relatieve prijzen van de productiefactoren, wordt de gerealiseerde toegevoegde waarde in de toekomst voor 10% toegerekend aan kapitaal, voor 20% aan grond, voor 20% aan melkquotum en voor 50% aan de productiefactor arbeid.
4. Onttrekking van grond aan de landbouw heeft ook gevolgen voor de verwerkende en toeleverende industrie. Deze kan de vermindering aan inputs niet zomaar vervangen. Op grond van input-output relaties is de toegevoegde waarde in de andere sectoren ongeveer even groot als die in landbouw zelf, dus eveneens zo'n 2000 euro per hectare (zie LEI, 2003).
5. Verondersteld mag worden dat het melkquotum direct elders productief wordt ingezet. Daardoor zullen andere landbouwactiviteiten worden verdrongen die minder toegevoegde waarde opleveren dan melkvee, bijvoorbeeld vleesvee of schapen. Het verschil in toegevoegde waarde tussen de melkvee activiteiten en de andere activiteiten is gelijk aan de toekomstige waarde van het melkquotum. Per saldo is het verlies van de andere activiteiten dus gelijk aan de

toegevoegde waarde op een ha met melkvee verminderd met de waarde van het melkquotum. Grond is, indien het project wordt uitgevoerd, per definitie niet meer beschikbaar voor andere doelen. Voor arbeid en kapitaal in de landbouw gaan we uit van een leeglooperperiode van tien jaar; voor arbeid en kapitaal buiten de landbouw wordt verondersteld dat na vijf jaar de productie ervan weer gelijk is aan die in de toeleverende en verwerkende industrie.

6. Als wordt uitgegaan van een reële rente van 4% per jaar, kan nu de volgende schatting van de welvaartseffecten van de onttrekking van 1 hectare (marginale) landbouwgrond worden gemaakt (bedragen in euro's):

verlies door tijdelijke leegloop (10 jaar) van arbeid en kapitaal in de landbouw:

$$10 * 0,838 * (0,50 + 0,20) * (2000 - 500) = 8.800$$

Toelichting:

De factor 10 staat voor het aantal jaren leegloop van arbeid en kapitaal in de landbouw; de 0,838 de 'korting' vanwege de discontering; de factoren 0,50 en de 0,20 voor het aandeel arbeid resp. kapitaal in de toegevoegde waarde per hectare; en het bedrag (2000-500) voor de toegevoegde waarde per hectare (de huidige waarde, 2000 euro, minus de effecten van nitraatrichtlijn en hervorming landbouwbeleid).

verlies door definitieve onttrekking grond aan de landbouw:

$$25 * 0,20 * (2000 - 500) = 7.500$$

Toelichting:

De factor 25 rekent het jaarbedrag om naar het waardeverlies over een oneindige horizon bij een discontovoet van 4%; de factor 0,20 geeft het aandeel van de toegevoegde waarde van grond in de totale toegevoegde waarde per hectare weer; en het bedrag (2000-500) is de toegevoegde waarde per hectare.

verlies door tijdelijke leegloop (5 jaar) van arbeid en kapitaal in toeleverende en verwerkende bedrijven:

$$5 * 0,923 * 2000 = 9.230$$

Toelichting:

De factor 5 staat voor het aantal jaren leegloop van arbeid en kapitaal in de verwerkende industrie; de 0,923 de 'korting' vanwege de discontering; en het bedrag 2000 voor de toegevoegde waarde in de verwerkende industrie per hectare graslandproductie.

7. De totale directe en indirecte welvaartskosten van de onttrekking van landbouwgrond kan nu berekend worden op: $8.800 + 7.500 + 9.230 \approx 25.500$ euro per hectare.
8. Voor de drie pakketten ziet een schatting van de contante waarde van de directe en indirecte gevolgen voor de landbouw er als volgt uit:

Basisalternatief 1:	$436 * 25.500 = 11,1$ miljoen euro
Basisalternatief 2:	$2.537 * 25.500 = 64,5$ miljoen euro
Voorkeursalternatief:	$1.969 * 25.500 = 50,2$ miljoen euro

Vergeleken met de totale projectkosten gaat het om zeer bescheiden bedragen. Zelfs in het ruimtelijke Basisalternatief 2 bedragen de gevolgen van de verminderde landbouwproductie nauwelijks meer dan 2% van de projectkosten.

5.3 Conclusies voor de kosten in het project Ruimte voor de Rivier

In de kosteneffectiviteitanalyse is niet gerekend met de maatschappelijke kosten van de landonttrekking, zoals berekend in paragraaf 5.2, maar met de geraamde marktprijs van landbouwgrond bij gedwongen verkoop. Deze marktprijs is relevant voor degenen die het project moeten uitvoeren, en wel voor 2015. Inclusief schadeloosstelling en overdrachtskosten is in de kostenramingen rekening gehouden met een gemiddelde prijs voor landbouwgrond bij gedwongen verkoop van 52,5 dzd euro, namelijk 1,5 maal de prijs van landbouwgrond van 35 dzd euro per ha. Ook als rekening wordt gehouden met de definitieverschillen is dit bedrag veel hoger dan de in paragraaf 5.2 berekende (geschatte) werkelijke economische waarde van de onttrekking van grond aan de landbouw van 25,5 dzd euro per ha, gedefinieerd als de som van het verlies aan landbouwproductie plus de aanpassingskosten van arbeid en kapitaal in de landbouw en in de toeleverende en verwerkende bedrijven.

Conclusie is dat er geen reden is om boven de geraamde projectkosten nog rekening te houden met andere, niet in de ramingsystematiek begrepen macro-economische kosten.

Literatuur

Arcadis, 2003, Royal Haskoning, Fugro, Referentiealternatief dijkversterking.

CPB, 2000, Ruimte voor water. Kosten en baten van zes projecten en enige alternatieven, Centraal Planbureau, werkdocument nr. 130.

Eijgenraam, C.J.J., 2005, Veiligheid tegen overstromen; Kosten-batenanalyse voor Ruimte voor de Rivier, deel 1, Centraal Planbureau, CPB Document 82, april 2005.

Elsinga, J., 2003, Operationalisering ruimtelijke kwaliteit.

Griliches, Z., 1961, Hedonic Price Indices for Automobiles: An Econometric Analysis of Quality Change, The Price Statistics of the Federal Government, General Series, nr. 73, p. 137-196, NBER, New York.

Heij, C., P.M. de Boer, P.H. Franses, T. Kloek, H.K. van Dijk, 2004, *Econometric Methods with Applications in Business and Economics*, Oxford University Press, Oxford.

Lancaster, K., 1971, *Consumer Demand: A New Approach*, Columbia University Press, New York.

Koole, B. en M.G.A. van Leeuwen, 2003, Het Nederlandse agrocomplex 2003, LEI rapport 5.03.06, LEI, Den Haag.

Projectorganisatie Ruimte voor de Rivier, IJssel-maatregelenboek, 2003, Een overzicht van mogelijke rivierverruimende maatregelen in het stroomgebied.

Stolwijk, H.J.J., 2004, Kunnen natuur- en landschapswaarden zinvol in euro's worden uitgedrukt?, CPB Memorandum 92, Den Haag.

TNO Inro, 2003, Ruimtelijke kwaliteit in de MKBA Ruimte voor de Rivier, rapport 2003-38, TNO Inro.

VITO/CPB, 2004, *Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten*, Koninklijke de Swart, Den Haag, september 2004.

Waterloopkundig Laboratorium (C. Stolker, S. van Schijndel), 2003, 'Kader hydraulische analyse, Deelrapport A'

Waterloopkundig Laboratorium (J. Crebas, H. Ogink et al), 2003, Hydraulische effecten van maatregelen BOR-gebied, Deelrapport B.

Waterloopkundig Laboratorium (P. Baan, M. Ververs, K. Stone), 2003, Methode voor de bepaling van overige effecten, Deelrapport C.

Waterloopkundig Laboratorium (C. Stolker, J. Dijkman), 2003, Algemene toelichting Blokkendoos PKB, Deelrapport D.

Waterloopkundig Laboratorium (auteurs onbekend), 2003, Nadere beschrijving aspecten Blokkendoos PKB, Deelrapport E.

Werkgroep beoordelingskader, 2003, IJssel beoordelingskader ruimte voor de rivier: effecten van rivierverruimende maatregelen, Verslag van een onderzoek uitgevoerd in het kader van de planstudie ruimte voor de rivier.

Bijlagen

A Lijst van variabelen in Blokkendoos van 1 februari 2005

Kolom	Categorie	Meeteenheid	Beschrijving
x1	MHW	(m)	MHW winst waterstand
x2	MHW	(m2)	MHW winst oppervlakte
x3	effectiviteit	(m2/ME)	Kosten effectiviteit met depots zandwinputten per miljoen euro (ME)
x4	effectiviteit	(m2/ME)	Kosten effectiviteit met zandwinputten
x5	effectiviteit	(m2/ME)	Kosten effectiviteit met regionaal omputten
x6	effectiviteit	(m2/ME)	Kosten effectiviteit met lokaal omputten
x7	effect rk	(oordeel)	Effect op ruimtelijke kwaliteit
x8	grond	(1000 m3)	Volume vergraving totaal
x9	grond	(ha)	Oppervlakte vergraving totaal
x10	grond	(1000 m3)	Volume vergraving klasse 3,4
x11	grond	(1000 m3)	Volume sanering klasse 3,4
x12	grond	(aantal)	Puntbronnen verontreiniging
x13	grond	(?)	Reductie risico blootstelling
x14	grond	(1000 m3)	Hergebruik grond binnen maatregel
x15	grond	(1000 m3)	Hergebruik grond elders
x16	grond	(1000 m3)	Volume verhandelbare klei
x17	grond	(kiloton)	Zand afkomstig uit putten
x17a	grond	(kiloton)	Beton- en metselzand met omputten
x17b	grond	(kiloton)	Ophoogzand met grootschalig
x17c	grond	(kiloton)	Beton- en metselzand met omputten
x17d	grond	(kiloton)	Ophoogzand met kleinschalig
x18	grond	(1000 m3)	Volume tekort aan grond
x19	grond	(1000 m3)	Volume overtollige grond
x19a	grond	(1000 m3)	Volume overtollige grond schoon en verontreinigd kl. 0/1/2
x19b	grond	(1000 m3)	Volume overtollige grond verontreinigd
x20	grond	(1000 m3)	Afvoer gebiedsvreemd materiaal
x21	kosten & baten	(ME)	Kosten totaal met depots zandwinputten exclusief B&O
x21a	kosten & baten	(ME)	Kosten investering met depots zandwinputten
x21b	kosten & baten	(ME)	Baten met depots
x21c	kosten & baten	(ME)	Meerkosten beheer onderhoud met zandwinputten
x21d	kosten & baten	(ME)	Meerkosten groot onderhoud met zandwinputten
x21e	kosten & baten	(ME)	Meerkosten herinvestering met depots zandwinputten
x21f	kosten & baten	(ME)	Schade gecontroleerde overstroming met zandwinputten
x22	kosten & baten	(ME)	Kosten B&O n=100 jaar
x22	kosten & baten	(ME)	Kosten totaal met zandwinputten exclusief B&O
x22a	kosten & baten	(ME)	Kosten investering met zandwinputten
x22b	kosten & baten	(ME)	Baten met zandwinputten
x22c	kosten & baten	(ME)	Meerkosten beheer onderhoud met zandwinputten
x22d	kosten & baten	(ME)	Meerkosten groot onderhoud met zandwinputten
x22e	kosten & baten	(ME)	Meerkosten herinvestering met zandwinputten
x22f	kosten & baten	(ME)	Schade gecontroleerde overstroming met zandwinputten
x23	kosten & baten	(ME)	Kosten totaal met regionaal omputten exclusief B&O
x23a	kosten & baten	(ME)	Kosten investering met regionaal omputten
x23b	kosten & baten	(ME)	Baten met regionaal omputten
x23c	kosten & baten	(ME)	Meerkosten beheer onderhoud met regionaal omputten
x23d	kosten & baten	(ME)	Meerkosten groot onderhoud met regionaal omputten
x23e	kosten & baten	(ME)	Meerkosten herinvestering met regionaal omputten

x23f	kosten & baten	(ME)	Schade gecontroleerde overstroming met regionaal omputten
x24	kosten & baten	(ME)	Kosten totaal met lokaal omputten exclusief B&O
x24a	kosten & baten	(ME)	Kosten investering met lokaal omputten
x24b	kosten & baten	(ME)	Baten met lokaal omputten
x24c	kosten & baten	(ME)	Meerkosten beheer onderhoud met lokaal omputten
x24d	kosten & baten	(ME)	Meerkosten groot onderhoud met lokaal omputten
x24e	kosten & baten	(ME)	Meerkosten herinvestering met lokaal omputten
x24f	kosten & baten	(ME)	Schade gecontroleerde overstroming met lokaal omputten
x25	financiering	(fractie)	Financiering PKB
x26	financiering	(fractie)	Financiering derden
x27	landbouw	(ha)	Netto verandering areaal landbouwgrond
x27a	landbouw	(ha)	Verlies areaal akkerbouw aan grasland
x28	landbouw	(aantal)	Verlies aantal landbouw bedrijven
x29	landbouw	(aantal)	Netto verandering aantal NGE's
x30	landbouw	(ha)	Afgraven areaal met behoud van functie landbouw
x31	natuur	(ha)	Netto verandering areaal met natuurwaarde
x31a	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop ondiep water
x31b	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop diep water
x31c	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop hardhout ooibos
x31d	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop zachthout ooibos
x31e	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop stroomdal grasland
x31f	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop rivierduin
x31g	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop dynamische ruigte
x31h	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop natuurlijk grasland
x31i	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop moeras
x31j	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop oever
x31k	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop zout water
x31l	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop zoet water
x31m	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop heide
x31n	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop hoogveen
x31o	natuur	(ha)	Netto verandering ecotoop overig
x32	natuur	(oordeel)	Oordeel over verandering natuurwaarde
x33	natuur	(ha)	Areaal in NB-wet inclusief VHR-gebied
x33a	natuur	(ha)	Verandering areaal vogelrichtlijn
x33b	natuur	(ha)	Verandering areaal habitatrichtlijn
x33c	natuur	(ha)	Verandering areaal EHS
x33d	natuur	(ha)	Verandering areaal NB-wet
x34	natuur	(oordeel)	Oordeel over verandering areaal dat voldoet aan natuurrichtlijn
x35	natuur	(ha)	Areaal verandering functie natuur
x36	historie	(aantal)	Verlies archeologische monumenten
x37	historie	(ha)	Verlies areaal met hoge archeologische verwachtingswaarde
x37a	historie	(ha)	Verlies areaal met middelmatige archeologische verwachtingswaarde
x37b	historie	(ha)	Verlies areaal met lage archeologische verwachtingswaarde
x38	historie	(getal)	Waardering verandering cultuurhistorische waarde
x39	historie	(aantal)	Verlies rijksmonumenten
x39a	historie	(aantal)	Verlies agrarische gebouwen
x39b	historie	(aantal)	Verlies kerkelijke gebouwen
x39c	historie	(aantal)	Verlies woonhuizen
x39d	historie	(aantal)	Verlies molens
x39e	historie	(aantal)	Verlies overig
x40	recreatie	(oordeel)	Effect op recreatie

B Regressieanalyse van maatregelen in de Blokkendoos

B.1 Selectie van bruikbare maatregelen in Blokkendoos

Alle analyses in deze bijlage zijn gebaseerd op de Blokkendoosgegevens van 1 februari 2005. Een gedetailleerde beschrijving van deze gegevens is te vinden in hoofdstuk 3 van de hoofdttekst en in bijlage A.

Niet alle maatregelen die voorkomen in de Blokkendoosgegevens, zijn volledig gedocumenteerd. Daarom berust de analyse op een selectie van maatregelen, die als volgt tot stand komt:

- Het uitgangspunt is een gegevensverzameling met al dan niet volledige specificaties van 715 maatregelen. Van 709 van deze maatregelen zijn actuele kostenramingen of -schattingen beschikbaar (zie paragraaf 3.2).
- In 622 gevallen zijn de maatregelkosten positief en zijn alle relevant geachte effecten van maatregelen gekwantificeerd. In de overige gevallen ontbreken met name gegevens over veranderingen in het oppervlak van uiteenlopende typen natuurgebied in hectares (velden $x31a$ tot en met $x31o$ in de Blokkendoosgegevens), want de overige specificaties, waaronder de MHW-winst in vierkante meters, zijn in alle gevallen aanwezig. Van deze 622 'bruikbare' maatregelen kunnen de standaardkosten worden berekend.
- Voor de statistische analyse zijn alleen maatregelen met baten en dus met positieve MHW-winst relevant (veld $x2$ in de Blokkendoosgegevens). Onder de hierboven genoemde 622 maatregelen blijken er 29 te zijn die niet aan dit criterium voldoen.
- Het resultaat is een verzameling van 593 maatregelen die aan alle vereisten voldoen. De schattingsuitkomsten blijken aanleiding te geven om een bovengrens op de maatregelkosten aan te brengen. Deze grens wordt vastgesteld op 450 miljoen euro. Dan resteert een verzameling van 548 maatregelen.

Samenvattend: De statistische analyse zal in eerste instantie worden toegepast op een verzameling van 593 maatregelen en in tweede instantie op een deelverzameling van 548 maatregelen waarvan de kosten minder dan 450 miljoen euro bedragen; de resultaten van de analyse zijn toepasbaar op 622 maatregelen.

B.2 Schattingsmethode

B.2.1 Uitgangspunt

De kengetallen van de kosten per eenheid effect worden bepaald door middel van regressieanalyse. Met dit doel worden de coëfficiënten van de volgende vergelijking geschat:

$$y_i = \sum_j (\beta_j * x_{ji}) + \varepsilon_i \quad (\text{B.1})$$

$$i = 1, \dots, n \quad j = 1, \dots, k$$

y_i	kosten van maatregel i
x_{ji}	gekwantificeerd effect j van maatregel i
β_j	kengetal kosten per eenheid effect j
ε_i	onverklaarde kosten van maatregel i
n	aantal onderzochte maatregelen
k	aantal gespecificeerde effecten

Als we rekening willen houden met vaste kosten (kosten die geen verband houden met de in de vergelijking opgenomen effecten van maatregelen), geldt $x_{1i} = 1$. In dat geval is β_1 het bedrag van de vaste kosten en geven de overige coëfficiënten schattingen van de kosten van een extra eenheid effect (marginale kosten). Regressieanalyse levert schattingen b_j op van de parameters β_j . Coëfficiënt b_j is een schatting van de gemiddelde kosten per eenheid voor effect j . De kosteneffectiviteit van een maatregel wordt nu beoordeeld aan de hand van het teken en de grootte van het residu e_i :

$$e_i = y_i - \sum_j (b_j * x_{ji}) \quad (\text{B.2})$$

De term $\sum_j (b_j * x_{ji})$ in bovenstaande vergelijking zullen we 'standaardkosten' noemen. De residuele kosten zijn dus gelijk aan het verschil van feitelijke kosten en standaardkosten. Heeft een maatregel een positief residu, dan is de maatregel duurder dan gemiddeld in de Blokkendoos en kostenineffectief. Is het residu negatief, dan is de maatregel goedkoper dan gemiddeld in de Blokkendoos en kosteneffectief. Ook van maatregelpakketten kunnen de residuele kosten berekend worden door optelling van de residuen per maatregel, om zo de kosteneffectiviteit van het pakket vast te stellen.

B.2.2 Correlatie tussen omvang residu en omvang maatregelkosten

Ongeacht de keuze van verklarende variabelen blijkt keer op keer dat de residuen van de regressievergelijking sterk gecorreleerd zijn met maatregelkosten. De standaardafwijking van de residuen is dus niet voor alle maatregelen dezelfde, zoals de regressietechniek veronderstelt. Om dit probleem het hoofd te bieden wordt daarvoor in alle schattingen gecorrigeerd. Een korte uiteenzetting van de correctiemethode, een vorm van gewogen schatting, staat in bijlage C. De methode bestaat uit drie stappen. In de presentatie van de schattingsuitkomsten (paragraaf B.4) worden steeds eerst de resultaten van de ongewogen regressie (stap 1) getoond en daarna resultaten van de gewogen regressie (stap 3). De tweede stap van de schattingsprocedure is alleen van technisch belang en biedt geen extra inzicht. De procedure van gewogen schatting heeft tot gevolg dat kostbare maatregelen een relatief laag gewicht krijgen in het uiteindelijke

schattingresultaat (stap 3) en andersom. Beperking van de analyse tot de verzameling van 548 maatregelen met kosten van minder dan 450 miljoen euro maakt dit probleem overigens minder ernstig dan in de volledige verzameling van 593 maatregelen.

Resultaat van beide aanpassingen (gewogen schatting en beperking kosten) is dat de resulterende kostenkengetallen kleiner zijn dan de echte gemiddelde kosten. Dit is ook gewenst, omdat de Blokkendoos de verzameling is van alle ooit bedachte maatregelen, zonder dat daarbij een selectie is gemaakt. Deze willekeur in de maatregelen leidt tot asymmetrie in de kosten: Ook de meest efficiënte maatregelen kosten geld. Er is dus een ondergrens voor de kosten van een effect. Maar een bovengrens is er niet. Voor de kosten van ‘wilde plannen’ geldt: *the sky is the limit*.³¹ Dit is dus een verklaring voor de bovengenoemde, bij de schatting gevonden correlatie tussen de omvang van het residu, het niet-verklaarde deel van de kosten, en de omvang van de kosten.

De selectie van maatregelen vindt terecht pas plaats bij het samenstellen van het voorkeursalternatief en de varianten daarvoor in de PKB. Een belangrijk selectie criterium zullen de kosten zijn. Vele maatregelen vallen dan al onmiddellijk af omdat zij (veel) te duur zijn. Vandaar de beperking van de analyse tot maatregelen die minder kosten dan 450 mln euro. De kosten van de wel serieus in overweging genomen maatregelen zijn dus gemiddeld geringer dan de gemiddelde kosten van alle maatregelen in de Blokkendoos.

Het streven is daarom geweest om de kengetallen van de standaardkosten tamelijk ‘scherp’ te schatten: ze zijn lager dan de gemiddelde eenheidskosten van alle maatregelen in de Blokkendoos.³² Als we de resulterende kengetallen toepassen op alle mogelijke maatregelen, zullen deze dus met recht in meerderheid als kostenineffectief worden aangemerkt. In bijlage C.2.2 wordt verder ingegaan op schattingstechnische aspecten van deze asymmetrie.

B.2.3 Panelkarakter gegevens

De gegevens hebben betrekking op in de Blokkendoos onderscheiden maatregelen. Soms zijn deze duidelijk van elkaar verschillend. Zo hebben ze betrekking op verschillende locaties of zijn zij van een verschillend type. Maar soms zijn onderscheiden maatregelen varianten van elkaar, die elkaar uitsluiten. De gegevens zijn daarom niet alleen een dwarsdoorsnede, maar hebben gedeeltelijk ook een panelkarakter. Dit geldt echter maar voor een deel van alle onderscheiden maatregelen. Bij sommige typen ontbreken varianten geheel. Daarom is ervan afgezien om bij de schatting gebruik te maken van het panelkarakter. Wel helpt de aanwezigheid van varianten om de kostenkengetallen goed te bepalen.

³¹ Dit is een belangrijk verschil met het concept van hedonische prijzen, dat in paragraaf 2.4 besproken is. De producten die een consument heeft gekocht, zijn wel door de consument geselecteerd en dus ook op hun kosten beoordeeld.

³² Wel is er op gelet dat de kengetallen behorende bij veiligheidsmaatregelen in de buurt liggen van de eenheidskosten van technische maatregelen, zie Tabel B.2, omdat de kosten van deze maatregelen vermoedelijk in de buurt liggen van de ondergrens van de kosten.

B.3 Commentaar bij de uitkomsten

In deze paragraaf volgt commentaar bij de opeenvolgende stappen in het schattingsproces. De schattingsresultaten staan in paragraaf B.4. De eerste regressies hebben een verkennend karakter (paragrafen B.4.1 - B.4.3). In de regressies die daarop volgen, onderzoeken we in hoeverre het mogelijk is afzonderlijke kengetallen te schatten voor verschillende typen natuurgebied en onderzoeken we de rol van de subjectieve oordelen over de gevolgen van maatregelen (paragrafen B.4.4 - B.4.7). Een korte beschrijving van deze subjectieve gegevens is te vinden in paragraaf 3.4 van de hoofdtekst. Tabel B.1 hieronder geeft een overzicht van de symbolen waarmee verklarende variabelen worden aangeduid in de regressie-uitkomsten in paragraaf B.4. Een volledige lijst van variabelen die voorkomen in de Blokkendoosgegevens, is opgenomen als bijlage A.

Tabel B.1 Verklarende variabelen in regressieanalyse

Symbol	Meeteenheid	Betekenis
x2	M ²	MHW-winst
x2_r11	M ²	MHW-winst IJsseldelta
x2_r12	M ²	MHW-winst IJssel tot Hattem
x2_r21	M ²	MHW-winst Nederrijn - Lek - Nieuwe Maas - Nieuwe Waterweg
x2_r22	M ²	MHW-winst Pannerdensch Kanaal
x2_r31	M ²	MHW-winst Bovenrijn
x2_r32	M ²	MHW-winst Waal tot Vuren
x2_r33	M ²	MHW-winst Waal na Vuren ^a
x2_r4	M ²	MHW-winst Maas
x31_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - totaal ecotoop a tot en met j ^b
x31a_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop ondiep water
x31b_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop diep water
x31c_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop hardhout ooibos
x31d_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop zachthout ooibos
x31e_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop stroomdal grasland
x31f_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop rivierduin
x31g_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop dynamische ruigte
x31h_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop natuurlijk grasland
x31i_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop moeras
x31j_ok	ha	Positief beoordeelde uitbreiding oppervlak natuurgebied - ecotoop oever
x7_ok	–	Positief oordeel over effect op ruimtelijke kwaliteit: waarde 1 (anders 0)
x32_ok	–	Positief oordeel over uitbreiding oppervlak natuurgebied: waarde 1 (anders 0)
x40_ok	–	Positief oordeel over effect op recreatieve kwaliteit: waarde 1 (anders 0)
xlengte	km	Afstand langs de rivier die maatregelgebied bestrijkt

^a De Waal na Vuren omvat het traject Beneden-Merwede - Oude Maas en het traject Nieuwe Merwede - Hollands Diep - Haringvliet.

^b Voor deze variabele en de variabelen x31a_ok tot en met x31j_ok geldt het volgende: Alleen toenames van het oppervlak worden meegerekend; is sprake van een afname, dan heeft de desbetreffende variabele waarde 0. De beoordeling is ontleend aan variabele x32_ok. Alleen als deze waarde 1 heeft, kunnen de variabelen x31_ok en x31a_ok tot en met x31j_ok een positieve waarde hebben.

Commentaar bij paragraaf B.4.1

De schattingen in Tabel B.3 en Tabel B.4 zijn gebaseerd op alle 593 bruikbare maatregelen in de Blokkendoos (zie paragraaf B.1) en hebben het karakter van een eerste verkenning. De regressievergelijking bevat een constante term en twee effecten als verklarende variabelen: MHW-winst in vierkante meters en positief beoordeelde natuurontwikkeling in hectares. De specificatie van deze vergelijking lijkt dus op die van het voorbeeld in paragraaf 2.5.

De ongewogen regressie levert zeer significante coëfficiëntschattingen met het goede teken op en heeft een hoge verklaringswaarde. Volgens deze regressie bedragen de kosten van één additionele vierkante meter MHW-winst 13 duizend euro en zijn de kosten van één additionele hectare natuurgebied 870 duizend euro. In de gewogen regressie zijn beide coëfficiënten aanzienlijk lager, respectievelijk 33% en 59%. Omdat in de gewogen schatting maatregelen met relatief lage kosten zwaarder tellen dan maatregelen met relatief hoge kosten, terwijl in de ongewogen schatting alle maatregelen hetzelfde gewicht hebben, is het dus kennelijk zo dat maatregelen met lage kosten kostenefficiënter zijn dan maatregelen met hoge kosten. Dit geldt voor zowel veiligheidswinst als natuurontwikkeling. De constante term van de gewogen regressie bedraagt 80% van de mediaan van de maatregelkosten in de selectie van alle 593 maatregelen (mediaan: 45 miljoen euro; zie figuur 3.1 in hoofdstuk 3).

In paragraaf 3.2 is betoogd dat maatregelen die meer dan 400 à 500 miljoen euro kosten, in het kader van het project Ruimte voor de Rivier feitelijk niet relevant zijn. Nu blijkt bovendien dat de overgang van ongewogen op gewogen schatting een aanzienlijke daling van beide coëfficiënten met zich meebrengt, vooral die van natuurontwikkeling. Kostbare maatregelen verhogen de schatting van de kosten van natuurontwikkeling zeer aanzienlijk. Dat geldt, zij het in mindere mate, ook voor de kosten van MHW-winst.

Commentaar bij paragraaf B.4.2

We onderzoeken nu of het uitsluiten van kostbare maatregelen het verschil tussen gewogen en ongewogen schatting verkleint. Met dat doel schatten we dezelfde regressievergelijking als in de voorgaande paragraaf, maar nu op basis van alleen de maatregelen die minder dan 450 miljoen euro kosten. Gewogen en ongewogen schatting leveren nu bijna gelijke schattingen op van de kosten van additionele MHW-winst (afgerond 7 duizend euro per m² in beide gevallen). Weging leidt wel nog steeds tot een daling van de geschatte kosten van additionele natuuraanleg. De daling bedraagt nu echter 33%, tot een bedrag van 177 duizend euro per hectare (Tabel B.6), aanzienlijk lager dan de voorgaande schatting (357 duizend euro per hectare; Tabel B.4). De praktische irrelevantie van de duurste maatregelen en de verkleining van het verschil in uitkomsten tussen gewogen en ongewogen schatting zijn voldoende reden om de kostengrens van 450 miljoen euro in de regressieanalyse te handhaven. De uitkomsten blijven overigens toepasbaar op alle 622 volledig gedocumenteerde maatregelen.³³

³³ Dit geldt dus ook voor de maatregelen met negatieve MHW-winst. Vandaar dat er ook maatregelen zijn met standaardkosten nul of negatief, zie tabel 4.3.

De constante term van de gewogen regressie ad 25 miljoen euro bedraagt nu 61% van de mediaan van de maatregelkosten in de selectie van 548 maatregelen (41 miljoen euro; zie figuur 3.2). In deze selectie heeft 37% van de maatregelen feitelijke kosten die lager zijn dan de constante kosten van de regressievergelijking. De aanwezigheid van substantiële constante kosten veroorzaakt daarom een hinderlijke beperking in de toepassing van de analyse-uitkomsten. Nader onderzoek van de bijdragen van de verklarende variabelen is daarom geboden.

Commentaar bij paragraaf B.4.3

Bij de resultaten van de regressies in Tabel B.3 tot en met Tabel B.6 zijn diagrammen opgenomen van residuen en kosten van maatregelen. Deze diagrammen geven alle een opvallend patroon te zien: voor veruit de meeste maatregelen geldt dat additionele kosten maar zeer ten dele additionele effecten (MHW-winst en natuurgebied) opleveren. In Figuur B.1 en Figuur B.6 is dit verschijnsel geïllustreerd door achtereenvolgens MHW-winst en de ontwikkeling van natuurgebied af te zetten tegen de kosten van maatregelen.

In overeenstemming met de regressie-uitkomsten geven beide figuren een positief verband te zien tussen kosten en effect. Duidelijk echter is dat kostenstijging in zeer veel gevallen slechts een gering effect sorteert. Het duidelijkst is dit te zien in de linker onderhoek van Figuur B.5. Figuur B.6 maakt zichtbaar dat veel maatregelen geen of zeer geringe (gewenste) natuurontwikkeling opleveren (waarnemingen die op of vlak boven de horizontale as liggen).

Overigens verschillen de coëfficiënten van de enkelvoudige regressies niet veel van de schattingen uit de tweevoudige regressie: in de gewogen enkelvoudige regressies bedragen de kosten van MHW-winst 8 duizend euro per vierkante meter (Tabel B.8) en de kosten van natuurontwikkeling 217 duizend hectare (Tabel B.10). Dit betekent dat de correlatie tussen veiligheidswinst en positief beoordeelde uitbreiding van natuurgebied bij de maatregelen niet groot is.

Het gebrek aan samenhang tussen MHW-winst en kosten doet vermoeden dat de tot nu toe gevolgde procedure leidt tot onderschatting van de eenheidskosten van MHW-winst. Een alternatieve berekening van deze kosten geeft daarover informatie. De gemiddelde eenheidskosten van MHW-winst per riviertak vallen namelijk ook rechtstreeks te berekenen uit de gegevens over alle maatregelen die geen oppervlaktevergroting van natuurgebied met zich meebrengen. In de Blokkendoosgegevens blijken 120 van zulke maatregelen aanwezig te zijn. De gemiddelde eenheidskosten van MHW-winst zijn berekend als het quotiënt van de som van de kosten van deze maatregelen en de som van de MHW-winst in vierkante meter. De resultaten van deze berekening staan in Tabel B.2. Als we een bovengrens op de maatregelkosten aanbrengen, dalen de gemiddelde kosten weliswaar enigszins (net als in de regressieanalyse), maar niet veel. Ook voor veiligheidswinst geldt dus enigszins dat maatregelen die veel geld kosten, minder kosteneffectief zijn dan kleinere maatregelen, maar sterk is dit effect niet.

Tabel B.2 Gemiddelde kosten van MHW-winst^a

Maatregelen zonder natuurontwikkeling	Riviertak	Aantal maatregelen	Gemiddelde kosten per m ² MHW-winst miljoen euro per m ²
Zonder kostengrens	1 IJssel	46	0,018
	2 Nederrijn-Lek	30	0,006
	3 Waal	33	0,026
	4 Maas	11	0,028
	Totaal	120	0,016
Kosten < 400 miljoen euro	1 IJssel	44	0,017
	2 Nederrijn-Lek	28	0,006
	3 Waal	27	0,016
	4 Maas	10	0,025
	Totaal	109	0,014
Kosten < 200 miljoen euro	1 IJssel	42	0,017
	2 Nederrijn-Lek	26	0,007
	3 Waal	20	0,020
	4 Maas	6	0,012
	Totaal	94	0,013

^a Alle berekeningen zijn gebaseerd op maatregelen die geen natuurontwikkeling met zich meebrengen. De kolom 'gemiddelde kosten' bevat het quotiënt van maatregelkosten in miljoen euro's en MHW-winst in m². Kosten inclusief beheer en onderhoud. Bron: Blokkendoosgegevens per 1 februari 2005.

Conclusie uit het verloop van de gemiddelde kosten in Tabel B.2 is, dat de gemiddelde kosten niet afhangen van de omvang van de maatregelen. Deze conclusie komt niet overeen met het resultaat van de regressie, want de schatting van de marginale kosten is duidelijk geringer dan de gemiddelde kosten vermeld in Tabel B.2. Als we de constante weglaten, verandert de schatting van marginale kosten in een schatting van gemiddelde kosten. Dit is in overeenstemming met de constantheid van de gemiddelde kosten in Tabel B.2. In het vervolg zal blijken dat de met behulp van regressieanalyse zonder constante geschatte eenheidskosten van MHW-winst de gemiddelden in Tabel B.2 tamelijk goed benaderen. Met de weglating van de constante lossen we ook het aan het einde van de vorige paragraaf gesignaleerde probleem op, wat de differentiatie in kosteneffectiviteit tussen de maatregelen bevordert.

Commentaar bij paragraaf B.4.4

Na deze verkennende stappen is de volgende echte stap de desaggregatie van de MHW-winst (x_2) naar riviertraject en van de oppervlaktevergroting van natuur naar natuurtipe (x_{31_ok}). Een overzicht van de riviertrajecten en de natuurtipen ('ecotopen') staat in Tabel B.1 aan het begin van deze bijlage. Een korte bespreking van de oppervlaktegegevens is te vinden in paragraaf 3.3.

De coëfficiënten van de MHW-winst per riviertraject blijken stabiel te zijn in de diverse specificaties van de vergelijkingen en sluiten goed aan bij de gemiddelde eenheidskosten van MHW-winst in Tabel B.2. De coëfficiënten zijn alle positief en zeer significant. Zij geven aanzienlijke spreiding te zien: in de gewogen schatting (Tabel B.13) lopen de kosten uiteen van 8 duizend euro per vierkante meter langs de Nederrijn - Lek ($x2_{r21}$) tot 26 duizend langs de Waal tot Vuren ($x2_{r33}$). De indeling in acht riviertrajecten die in paragraaf B.4.4 is toegepast, blijft daarom in alle volgende regressies gehandhaafd.

De werkwijze ten aanzien van de natuurtypen is als volgt. De som van alle uitbreidingen van natuurgebied van uiteenlopend type is opgenomen als verklarende variabele $x31_{ok}$; daarnaast wordt oppervlaktevergroting van de natuurtypen A tot en met J, met uitzondering van het meest voorkomende type H, als afzonderlijke verklarende variabele in de regressievergelijking opgenomen ($x31a_{ok}$ tot en met $x31j_{ok}$). Alle gebruikte oppervlaktetoenames zijn in overeenstemming met de waarde in veld $x32$ positief beoordeeld, zodat al deze veranderingen als baten beschouwd kunnen worden. Ecotoop H 'natuurlijk grasland' wordt niet als afzonderlijke variabele opgevoerd, omdat dit natuurtype veruit het grootste deel van de totale toename van het oppervlak natuurgebied uitmaakt (zie paragraaf 3.3). Opname van alle andere ecotopen als aparte verklarende variabelen maakt dat de coëfficiënt van de totale toename ($x31_{ok}$) feitelijk de coëfficiënt van de oppervlaktetoename van ecotoop H is, terwijl de coëfficiënten van de overige ecotopen worden geschat in afwijking van de coëfficiënt van ecotoop H. Overigens worden de ecotopen D, G en J bij elkaar opgeteld omdat deze variabelen een zeer hoge onderlinge correlatie vertonen (zie Tabel B.11). Ze komen in de maatregelen dus steeds in een vaste verhouding voor. Daardoor is het statistisch onmogelijk om voor deze drie ecotopen afzonderlijk de kosten te bepalen.

Nu gaat het er allereerst om eventuele niet-significante en negatieve bijdragen aan de maatregelkosten te identificeren. De kostenbijdrage van een ecotoop (A tot en met J met uitzondering van H) is negatief als de coëfficiënt van de desbetreffende ecotoop in de regressie-uitkomsten negatief is en in absolute grootte de coëfficiënt van de totale toename ($x31_{ok}$) overtreft. In zowel de ongewogen als de gewogen schattingen zijn de coëfficiënten van de meeste natuurtypen niet significant (t-statistic kleiner dan 2). Dit betekent dat de eenheidskosten van deze ecotopen niet significant afwijken van de eenheidskosten van ecotoop H 'natuurlijk grasland'. In de gewogen schatting wijken de kosten van slechts één ecotoop af van die van ecotoop H: ecotoop I 'moeras'. Bovendien blijkt de ontwikkeling van dit natuurtype per saldo negatief bij te dragen aan de maatregelkosten.

Tenslotte zijn ook de subjectieve oordelen over de verandering van ruimtelijke en recreatieve kwaliteit in de regressievergelijking opgenomen. De variabelen $x7_{ok}$ en $x40_{ok}$ hebben waarde 1 als het oordeel (over respectievelijk ruimtelijke en recreatieve kwaliteit) positief is, en anders waarde 0. De oordelen worden vermenigvuldigd met de afstand die de maatregel bestrijkt (gemeten langs de rivier). De afstand langs de rivier is een benadering voor de omvang

van het maatregelgebied. De zo gedefinieerde variabelen blijken beide een systematisch, positief effect op de maatregelkosten te hebben.

Commentaar bij paragraaf B.4.5

We verwijderen alle ecotopen die in de laatste regressie (Tabel B.13) geen significant effect hebben. Bovendien verwijderen we ecotoop I, moeras, uit de totale vergroting van het areaal natuurgebied ($x3I_{ok}$), omdat het effect van de ontwikkeling van deze ecotoop op de kosten negatief is. Bovendien wordt het oordeel over het effect op ruimtelijke kwaliteit nu in twee variabelen gesplitst: de één heeft waarde 1 ingeval het ruimtelijke effect positief beoordeeld wordt en de maatregel geen natuurontwikkeling oplevert (en anders waarde 0; variabele $x7A$); de ander heeft waarde 1 ingeval het ruimtelijk effect positief beoordeeld wordt en de maatregel wél natuurontwikkeling oplevert (en anders waarde 0; variabele $x7B$). Beide variabelen vermenigvuldigen we weer met de lengte langs de rivier. De reden voor deze splitsing is dat resultaten van tabel B.11 en soortgelijke correlatiematrices een duidelijke samenhang laten zien tussen gewenste natuurontwikkeling en een positief oordeel over ruimtelijke kwaliteit. Het lijkt erop dat het oordeel over de gewenstheid van natuur en het oordeel over ruimtelijke kwaliteit voor een belangrijk deel hetzelfde oordeel betreft. De schattingsresultaten bevestigen dit vermoeden.

De resultaten staan in Tabel B.14 en Tabel B.15. We vinden nu bijna uitsluitend positieve en significante coëfficiënten. De enige uitzondering is de coëfficiënt van variabele $x7B$. Alleen variabele $x7A$ (positief effect op ruimtelijke kwaliteit; zonder natuurontwikkeling) blijkt een significant positief effect op de maatregelkosten te hebben. De negatieve coëfficiënt voor variabele $x7B$ wordt veroorzaakt door de systematische samenhang met variabele $x3I_{ok}$ - $x3Ii_{ok}$ en mag niet worden geïnterpreteerd als een kostenvoordeel.

Commentaar bij paragraaf B.4.6

Weglatting van variabele $x7B$ levert in tabel B.17 het regressieresultaat dat ten grondslag ligt aan de KEA in hoofdstuk 4. Alle variabelen zijn positief, onder andere omdat zij een positief oordeel bevatten, en kunnen dus worden beschouwd als een bate. Verder zijn alle coëfficiënten positief, zodat de realisatie van elke bate kosten met zich mee brengt. Tenslotte zijn de schattingen significant en zijn de kostenkengetallen voor de MHW-winst goed in overeenstemming met de gemiddelde kosten van maatregelen die alleen maar veiligheidswinst opleveren in Tabel B.2.

Commentaar bij paragraaf B.4.7

Tenslotte testen we of vermenigvuldiging van de twee oordelen met het aantal kilometers als benadering van de omvang van het effect, een goede gedachte was. Daartoe voegen we hetzelfde oordeel aan de vergelijking toe, maar nu zonder vermenigvuldiging met het aantal kilometers. Om te voorkomen dat deze nieuwe variabelen puur werken als een constante in de vergelijking, is in deze test geschat met een constante. Het blijkt dat de nieuwe coëfficiënten

van de oordelen beide het verkeerde teken krijgen. Toevoeging van deze variabelen was dus geen goed idee en het in de vorige paragraaf bereikte resultaat blijft daarom het eindresultaat.

B.4 Schattingsuitkomsten

B.4.1 Verkennende schatting op basis van alle 593 maatregelen

Tabel B.3 Ongewogen schatting met twee verklarende variabelen

Dependent Variable: KOSTEN

Included observations: 593

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	39.41001	11.73295	3.358918	0.0008
X2	0.012954	0.001025	12.63271	0.0000
X31_OK	0.869844	0.026129	33.29062	0.0000
R-squared	0.762482		Mean dependent var	185.9604

Tabel B.4 Gewogen schatting met twee verklarende variabelen

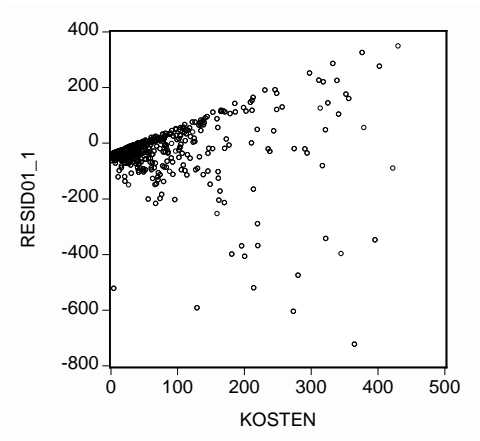
Dependent Variable: KOSTEN

Included observations: 593

Weighting series: 1/STDEV01

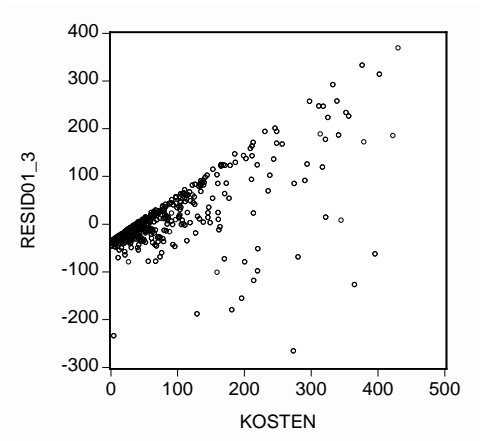
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	36.03818	3.301448	10.91587	0.0000
X2	0.007769	0.000502	15.47701	0.0000
X31_OK	0.356928	0.029506	12.09666	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	0.226661		Mean dependent var	81.30773
Unweighted Statistics				
R-squared	0.508266		Mean dependent var	185.9604

Figuur B.1 Scatterdiagram van kosten en residuen; regressie tabel b.3 ^a



^a Kosten en residuen in miljoen euro. Schatting op basis van alle 593 maatregelen; diagram beperkt tot maatregelen met kosten van ten hoogste 450 miljoen euro om vergelijking met Figuur B.3 te vergemakkelijken.

Figuur B.2 Scatterdiagram van kosten en residuen; regressie tabel b.4 ^a



^a Kosten en residuen in miljoen euro. Schatting op basis van alle 593 maatregelen; diagram beperkt tot maatregelen met kosten van ten hoogste 450 miljoen euro om vergelijking met Figuur B.4 te vergemakkelijken.

B.4.2 Basisschatting (met constante) op basis van 548 maatregelen die minder dan 450 miljoen euro kosten

Tabel B.5 Ongewogen schatting met twee variabelen

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	45.33781	3.142742	14.42620	0.0000
X2	0.006927	0.000513	13.49435	0.0000
X31_OK	0.264813	0.026611	9.951236	0.0000
R-squared	0.353433		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.6 Gewogen schatting met twee verklarende variabelen

Dependent Variable: KOSTEN

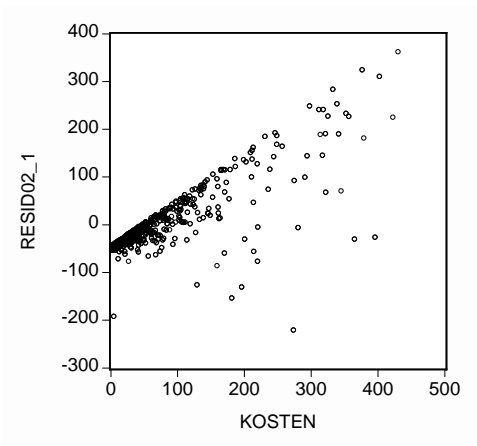
Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV02

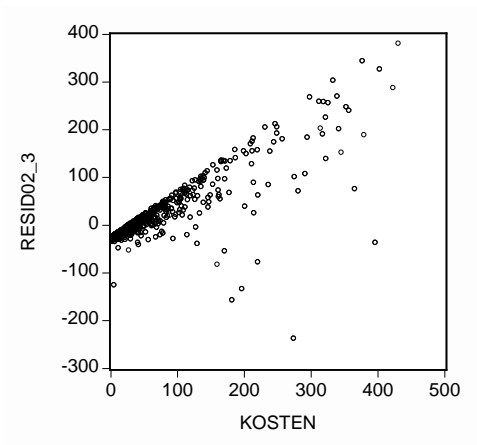
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	24.78048	1.627418	15.22686	0.0000
X2	0.007493	0.000572	13.10604	0.0000
X31_OK	0.177198	0.023963	7.394507	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	- 0.308169		Mean dependent var	47.92574
Unweighted Statistics				
R-squared	0.262358		Mean dependent var	70.35298

Figuur B.3 Scatterdiagram van kosten en residuen; regressie tabel b.5 ^a



^a Kosten en residuen in miljoen euro.

Figuur B.4 Scatterdiagram van kosten en residuen; regressie tabel b.6 ^a



^a Kosten en residuen in miljoen euro.

B.4.3 Enkelvoudige regressies

Tabel B.7 Ongewogen schatting alleen MHW-winst

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	54.30894	3.269778	16.60936	0.0000
X2	0.007227	0.000557	12.98512	0.0000
R-squared	0.235951		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.8 Gewogen schatting alleen MHW-winst

Dependent Variable: KOSTEN

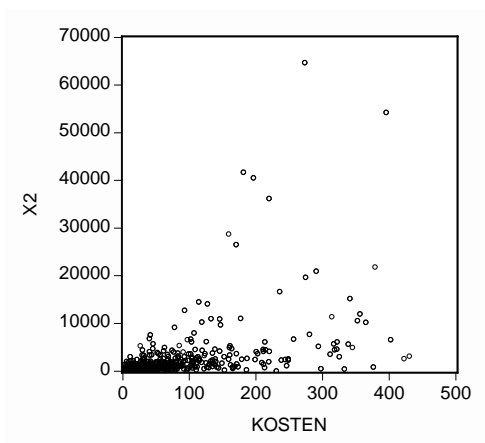
Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV03

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	27.72825	1.619513	17.12135	0.0000
X2	0.007848	0.000599	13.09147	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	-0.459154		Mean dependent var	47.53514
Unweighted Statistics				
R-squared	0.137225		Mean dependent var	70.35298

Figuur B.5 Scatterdiagram van kosten en MHW-winst ^a



^a Kosten in miljoen euro; MHW-winst in m².

Tabel B.9 Ongewogen schatting alleen natuur

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	59.94934	3.404625	17.60820	0.0000
X31_OK	0.285889	0.030656	9.325741	0.0000
R-squared	0.137399	Mean dependent var	70.35298	

Tabel B.10 Gewogen schatting alleen natuur

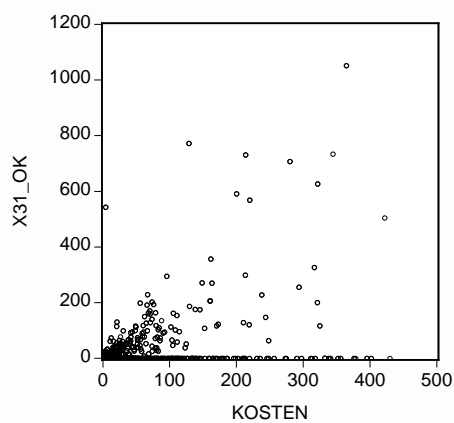
Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV04

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	35.02675	1.877954	18.65155	0.0000
X31_OK	0.216792	0.028069	7.723456	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	-0.564381	Mean dependent var	50.42599	
Unweighted Statistics				
R-squared	0.014431	Mean dependent var	70.35298	

Figuur B.6 Scatterdiagram van kosten en uitbreiding natuurgebied ^a

^a Kosten in miljoen euro; natuurontwikkeling in hectare.

B.4.4 Regressie met desaggregatie van ecotopen

Tabel B.11 Correlatie tussen verklarende variabelen ^a

	X31A	X31B	X31C	X31D	X31E	X31F	X31G	X31H	X31I	X31J	X7	X40
X31A_OK	1,00											
X31B_OK	0,00	1,00										
X31C_OK	0,31	0,37	1,00									
X31D_OK	0,16	-0,01	0,01	1,00								
X31E_OK	0,02	-0,01	-0,01	0,00	1,00							
X31F_OK	0,12	0,00	0,22	0,08	0,00	1,00						
X31G_OK	0,22	-0,01	0,01	0,96	0,01	0,00	1,00					
X31H_OK	0,14	0,11	0,28	-0,01	0,00	0,04	-0,01	1,00				
X31I_OK	0,25	0,01	0,38	0,19	-0,01	0,08	0,18	0,17	1,00			
X31J_OK	0,15	-0,01	-0,01	0,97	0,00	0,00	0,96	-0,02	0,19	1,00		
X7_OK * XLENGTE	0,28	0,07	0,35	0,11	0,00	0,26	0,11	0,32	0,25	0,10	1,00	
X40_OK * XLENGTE	0,28	0,16	0,36	0,12	0,02	0,27	0,12	0,13	0,18	0,10	0,52	1,00

^a 548 maatregelen met kosten van minder dan 450 miljoen euro. Voor de betekenis van de symbolen: zie tabel b.1. De symbolen in de kolomhoofden zijn afkortingen van de symbolen in de kolom geheel links.

Tabel B.12 Ongewogen schatting met Desaggregatie

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.024650	0.003245	7.596590	0.0000
X2_R12	0.012925	0.001493	8.657572	0.0000
X2_R21	0.005426	0.000640	8.475103	0.0000
X2_R22	0.070234	0.014584	4.815896	0.0000
X2_R31	0.007443	0.001193	6.240254	0.0000
X2_R32	0.020613	0.001447	14.24553	0.0000
X2_R33	0.012530	0.003287	3.811792	0.0002
X2_R4	0.018177	0.002444	7.438142	0.0000
X31_OK	0.308870	0.037057	8.335049	0.0000
X31DGJ_OK	-0.189831	0.137604	-1.379550	0.1683
X31A_OK	0.165468	0.306226	0.540347	0.5892
X31B_OK	2.879960	1.582331	1.820074	0.0693
X31C_OK	-1.074749	0.542585	-1.980793	0.0481
X31E_OK	-1.037082	8.600394	-0.120585	0.9041
X31F_OK	-1.571411	1.468644	-1.069974	0.2851
X31I_OK	-0.267243	0.100129	-2.668978	0.0078
X7_OK * XLENGTE	1.997963	1.142284	1.749095	0.0809
X40_OK * XLENGTE	4.611351	1.114848	4.136306	0.0000
R-squared	0.380776		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.13 Gewogen schatting met Desaggregatie

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV05

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.017251	0.002612	6.603900	0.0000
X2_R12	0.011987	0.001137	10.54070	0.0000
X2_R21	0.007914	0.000917	8.632056	0.0000
X2_R22	0.020259	0.006837	2.963124	0.0032
X2_R31	0.012593	0.007922	1.589592	0.1125
X2_R32	0.025878	0.001993	12.98191	0.0000
X2_R33	0.009195	0.002002	4.592316	0.0000
X2_R4	0.009217	0.001990	4.632775	0.0000
X31_OK	0.195686	0.035991	5.437133	0.0000
X31DGJ_OK	0.157516	0.273000	0.576981	0.5642
X31A_OK	-0.088091	0.207040	-0.425478	0.6707
X31B_OK	0.369713	1.133300	0.326227	0.7444
X31C_OK	-0.226877	0.408240	-0.555745	0.5786
X31E_OK	-0.515646	2.378904	-0.216758	0.8285
X31F_OK	-0.711966	0.906506	-0.785396	0.4326
X31I_OK	-0.214753	0.046850	-4.583879	0.0000
X7_OK * XLENGTE	1.693002	0.530084	3.193835	0.0015
X40_OK * XLENGTE	3.287530	0.544398	6.038831	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	-0.795175		Mean dependent var	37.40718
Unweighted Statistics				
R-squared	0.245971		Mean dependent var	70.35298

B.4.5 Schatting met splitsing van oordeel over ruimtelijke kwaliteit (1)

Tabel B.14 Ongewogen schatting met gesplitst oordeel ruimtelijke kwaliteit

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.025707	0.003143	8.178316	0.0000
X2_R12	0.012865	0.001488	8.645342	0.0000
X2_R21	0.005468	0.000638	8.570740	0.0000
X2_R22	0.070060	0.014231	4.922992	0.0000
X2_R31	0.007443	0.001189	6.260604	0.0000
X2_R32	0.020506	0.001439	14.25119	0.0000
X2_R33	0.012452	0.003074	4.051505	0.0001
X2_R4	0.017524	0.002351	7.452166	0.0000
X31_OK – X31I_OK	0.340198	0.039206	8.677145	0.0000
X7A * XLENGTE	3.646858	1.358536	2.684403	0.0075
X7B * XLENGTE	-1.159191	1.590667	-0.728745	0.4665
X40_OK * XLENGTE	4.258855	1.059892	4.018198	0.0001
R-squared	0.377845		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.15 Gewogen schatting met gesplitst oordeel ruimtelijke kwaliteit

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV06

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.017048	0.002561	6.657727	0.0000
X2_R12	0.011613	0.001130	10.27702	0.0000
X2_R21	0.008049	0.000916	8.783380	0.0000
X2_R22	0.019511	0.006653	2.932816	0.0035
X2_R31	0.012571	0.007944	1.582462	0.1141
X2_R32	0.025652	0.001955	13.12125	0.0000
X2_R33	0.009280	0.001939	4.785128	0.0000
X2_R4	0.009093	0.001978	4.597050	0.0000
X31_OK – X31I_OK	0.239854	0.036182	6.629129	0.0000
X7A * XLENGTE	2.415917	0.590354	4.092319	0.0000
X7B * XLENGTE	-0.468083	0.865329	-0.540930	0.5888
X40_OK * XLENGTE	3.310839	0.504208	6.566416	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	-0.792449		Mean dependent var	36.96953
Unweighted Statistics				
R-squared	0.252919		Mean dependent var	70.35298

B.4.6 Schatting met splitsing van oordeel over ruimtelijke kwaliteit (2)

Tabel B.16 Ongewogen schatting met gesplitst oordeel ruimtelijke kwaliteit

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.025681	0.003142	8.174348	0.0000
X2_R12	0.012892	0.001487	8.670048	0.0000
X2_R21	0.005461	0.000638	8.564675	0.0000
X2_R22	0.070073	0.014225	4.926072	0.0000
X2_R31	0.007443	0.001188	6.263345	0.0000
X2_R32	0.020531	0.001438	14.27881	0.0000
X2_R33	0.012195	0.003052	3.995931	0.0001
X2_R4	0.017532	0.002350	7.459199	0.0000
X31_OK – X31I_OK	0.323988	0.032272	10.03940	0.0000
X7A * XLENGTE	3.813870	1.338481	2.849401	0.0045
X40_OK * XLENGTE	3.977863	0.986836	4.030927	0.0001
R-squared	0.377228		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.17 Gewogen schatting met gesplitst oordeel ruimtelijke kwaliteit

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV07

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
X2_R11	0.017080	0.002560	6.671479	0.0000
X2_R12	0.011637	0.001128	10.31321	0.0000
X2_R21	0.008018	0.000913	8.780536	0.0000
X2_R22	0.019634	0.006665	2.945656	0.0034
X2_R31	0.012575	0.007923	1.587246	0.1130
X2_R32	0.025663	0.001954	13.13076	0.0000
X2_R33	0.009206	0.001932	4.764756	0.0000
X2_R4	0.009099	0.001975	4.607507	0.0000
X31_OK – X31I_OK	0.229135	0.030036	7.628807	0.0000
X7A * XLENGTE	2.453221	0.587579	4.175134	0.0000
X40_OK * XLENGTE	3.229570	0.479577	6.734204	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	-0.790632		Mean dependent var	37.04304
Unweighted Statistics				
R-squared	0.251811		Mean dependent var	70.35298

B.4.7 Significantietest voor subjectieve oordelen

Tabel B.18 Ongewogen test op meenemen lengte

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	35.69735	3.987353	8.952642	0.0000
X2_R11	0.019726	0.002939	6.712855	0.0000
X2_R12	0.009197	0.001421	6.472870	0.0000
X2_R21	0.004291	0.000597	7.183240	0.0000
X2_R22	0.050732	0.013193	3.845453	0.0001
X2_R31	0.006720	0.001091	6.157815	0.0000
X2_R32	0.016994	0.001364	12.45569	0.0000
X2_R33	0.009663	0.002833	3.411373	0.0007
X2_R4	0.015466	0.002186	7.073740	0.0000
X31_OK – X31I_OK	0.275920	0.029959	9.209961	0.0000
X7A * XLENGTE	2.389202	1.842892	1.296441	0.1954
X40_OK * XLENGTE	1.533916	1.329586	1.153680	0.2491
X7A	-3.490027	10.73099	-0.325229	0.7451
X40_OK	-5.551748	7.310872	-0.759382	0.4480
R-squared	0.480587		Mean dependent var	70.35298

Tabel B.19 Gewogen test op meenemen lengte

Dependent Variable: KOSTEN

Sample: 1 593 IF KOSTEN < 450

Included observations: 548

Weighting series: 1/STDEV08

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	19.12249	2.051664	9.320482	0.0000
X2_R11	0.015652	0.002561	6.110809	0.0000
X2_R12	0.008222	0.001139	7.216472	0.0000
X2_R21	0.005224	0.000654	7.989861	0.0000
X2_R22	0.016976	0.008915	1.904209	0.0574
X2_R31	0.007281	0.003002	2.425573	0.0156
X2_R32	0.019696	0.001787	11.02042	0.0000
X2_R33	0.008563	0.002039	4.199925	0.0000
X2_R4	0.009394	0.001787	5.256096	0.0000
X31_OK - X311_OK	0.221373	0.027967	7.915465	0.0000
X7A * XLENGTE	2.655042	1.058848	2.507480	0.0125
X40_OK * XLENGTE	2.310285	0.857452	2.694360	0.0073
X7A	-5.897570	5.352181	-1.101900	0.2710
X40_OK	-4.500137	3.863114	-1.164899	0.2446
Weighted Statistics				
R-squared	-0.044611		Mean dependent var	48.13872
Unweighted Statistics				
R-squared	0.401087		Mean dependent var	70.35298

C Feasible Weighted Least Squares

C.1 Methode

De regressievergelijking $y_i = \sum_j (\beta_j * x_{ji}) + \varepsilon_i$ uit bijlage B is in vele gedaanten geschat. Ongeacht de keuze van de regressors x_j blijken de kosten van maatregelen y telkens een hoge mate van heteroskedasticiteit te vertonen. Dit houdt in dat de variantie van de storingsterm ε van de regressievergelijking niet voor iedere maatregel gelijk is, maar gecorreleerd is met de maatregelkosten. Om het probleem van heteroskedasticiteit het hoofd te bieden wordt in alle schattingen de methode van *Feasible Weighted Least Squares* (FWLS) toegepast. Deze vorm van gewogen schatting verloopt in de volgende drie stappen:³⁴

1. Schat de regressievergelijking met behulp van de ongewogen kleinste kwadratenmethode:

$$(1) \quad y_i = \sum_j (\beta_j * x_{ji}) + \varepsilon_i$$

De variantie van storingsterm ε_i is σ_i^2 .

2. Modelleer deze variantie aan de hand van een regressievergelijking met het kwadraat van de residuen ε_i van stap 1 als de te verklaren variabele. Deze vergelijking heeft in het algemeen de volgende vorm:³⁵

$$(2) \quad \log(\varepsilon_i^2) = \sum_j (\gamma_j * z_{ji}) + \eta_i$$

Hier is ε_i het residu van waarneming i in regressie (1). De keuze van de verklarende variabele z wordt hieronder in de tekst toegelicht. Schat nu de variantie σ_i^2 van de storingsterm van de i -de vergelijking (1) als:

$$s_i^2 = \exp[\sum_j (c_j * z_{ji})]$$

Hier is c_j de kleinste kwadratenschatting van γ_j uit vergelijking (2).

3. Schat opnieuw regressie (1) met de reciproke van de geschatte standaardafwijking s_i als gewicht van waarneming i :

$$(3) \quad y_i / s_i = \sum_j (\beta_j * (x_{ji} / s_i)) + \zeta_i$$

³⁴ Ontleend aan Heij et alii 2004, paragraaf 5.4.4.

³⁵ Dit is de zogenaamde multiplicatieve formulering. Deze valt in het algemeen te verkiezen boven de additieve vorm ($\varepsilon_i^2 = \sum_j (\gamma_j * z_{ji}) + \eta_i$) omdat de op basis van de coëfficiëntschattingen van regressie (2) berekende waarden van de afhankelijke variabele ε_i^2 (dat wil zeggen: de waarden van s_i^2 in stap 2) alle positief zijn. De wortel van deze getallen wordt in stap (3) gebruikt om waarnemingen te wegen.

Men is vrij in de keuze van de variabelen z_j in regressie (2), maar het is uiteraard zaak de specificatie te zoeken die het beste statistische resultaat oplevert. In alle regressies is voor regressie (2) dezelfde specificatie gekozen, namelijk een enkelvoudige regressie met de maatregelkosten als verklarende variabele. Regressie (2) heeft als typisch resultaat een R^2 van om en nabij de 20% alsmede een hoogst significante en positieve regressiecoëfficiënt; de storingsvariantie van de kosten stijgt bij toenemende kosten. Omdat in regressie (3) alle waarnemingen worden gewogen met de reciproke van de geschatte storingsstandaardafwijking, leidt de procedure er dus toe dat relatief kostbare maatregelen een relatief laag gewicht krijgen in regressie (3) en andersom.

C.2 Residuen van de regressievergelijking

C.2.1 Sommeren van residuen

De residuen van vergelijking (3), in de hoofdtekst aangeduid als residuele kosten, zijn essentieel voor de beoordeling van de kosteneffectiviteit van maatregelen en maatregelpakketten: een positief residu wijst op benedengemiddelde kosteneffectiviteit en een negatief residu wijst op bovengemiddelde kosteneffectiviteit. Nu is het in het algemeen zo dat de residuen van een met behulp van de kleinste kwadratenmethode geschatte regressievergelijking optellen tot nul. FWLS is een variant van de kleinste kwadratenmethode. Nu staan in de hoofdtekst diverse overzichten van maatregelen met de bijbehorende schattingsuitkomsten. In deze tabellen is de som van de residuen nooit gelijk aan nul. In de meeste gevallen komt dit doordat de tabellen slechts de uitkomsten te zien geven van een beperkt aantal maatregelen, en niet van alle maatregelen op basis waarvan de regressievergelijking geschat is.

Er is echter één tabel (tabel 4.4) waarin de uitkomsten voor alle volledig gedocumenteerde maatregelen (622 in getal) staan samengevat. Ook in deze tabel is de som van de residuen verre van nul. Dit komt in de eerste plaats doordat in de gebruikte regressievergelijking geen constante term is opgenomen, zie ook beneden. Er is echter ook een andere oorzaak, die verband houdt met de samenhang tussen de kostenomvang en de kosteneffectiviteit van maatregelen. Duurdere maatregelen zijn in het algemeen namelijk minder kosteneffectief. Met andere woorden: Zij hebben in het algemeen betrekkelijk hoge, positieve residuele kosten. Nu geldt bovendien het volgende:

- De gemiddelden en totalen in tabel 4.4 zijn berekend zonder weging, terwijl in de regressieanalyse met behulp waarvan de kengetallen van de standaardkosten zijn geschat, wel weging is toegepast, in de vorm namelijk van FWLS. In de regressieanalyse hebben maatregelen die in absolute zin duur zijn, een betrekkelijk klein gewicht gekregen; in tabel 4.4 tellen alle maatregelen even zwaar, ook de kostbare maatregelen met hoge residuele kosten.
- De kengetallen van de standaardkosten zijn geschat door regressieanalyse van gegevens die betrekking hebben op 548 waarnemingen waarvan de kosten minder dan 450 miljoen euro

bedragen. De uitkomsten zijn echter toegepast op alle 622 volledig gedocumenteerde maatregelen, waaronder ook de maatregelen duurder dan 450 miljoen euro, maatregelen dus met in het algemeen hoge residuele kosten.

De gewogen som van de residuen van de oorspronkelijke waarnemingen (548 maatregelen met kosten van minder dan 450 miljoen euro) blijkt overigens ook positief te zijn, zij het dat deze som slechts 6,5 miljoen euro bedraagt.³⁶ Dat deze som niet gelijk is aan nul, is geheel te wijten aan het ontbreken van een constante term in de regressievergelijking.

C.2.2 Asymmetrische verdeling van residuen

In paragraaf C.1 is het probleem van heteroskedasticiteit aan de orde gesteld. Het is mogelijk dat er naast heteroskedasticiteit nog een andere anomalie optreedt. Er zijn namelijk aanwijzingen dat de storingsterm ε in de regressievergelijking niet symmetrisch verdeeld is, zie daarvoor ook de plaatjes in bijlage B.4. Dat dit zo zou zijn, hoeft ook niet te verbazen, want op de maatregelkosten is geen natuurlijke bovengrens van toepassing. Aan de andere kant is duidelijk dat een prestatie als het realiseren van 1 vierkante meter MHW-winst of het aanleggen van 1 hectare natuurgebied aan een zeker kostenminimum gebonden is. Hierop is al gewezen in de paragrafen 2.4 en 4.3 en ook in bijlage B.2.2. Deze asymmetrie in de kosten is tevens een oorzaak voor heteroskedasticiteit.

De geëigende schattingsmethode om met asymmetrie rekening te houden is gebruikmaken van zogenaamde grensfuncties. De specificatie daarvan wijkt qua inhoud niet af van de bovenbeschreven vergelijkingen (1), alleen de specificatie van het residu is anders. Het residu wordt opgebouwd gedacht uit een gewoon symmetrisch residu dat staat voor de normale oorzaken van storing, zoals meetfouten, en een eenzijdig residu om de uitschieters naar boven te beschrijven. Toepassing van deze schattingsmethode leidde echter niet tot bruikbare schattingsresultaten. Ook niet, als de eenzijdige storing werd beperkt tot de maatregelen met meer dan alleen MHW-winst of als naast asymmetrie ook rekening werd gehouden met heteroskedasticiteit om andere redenen.

Volstaan is daarom met de volgende drie ingrepen die gezamenlijk tot hetzelfde resultaat leiden als grensfuncties, namelijk kengetallen die scherper zijn dan het gemiddelde.

- De schattingen van de kengetallen van de standaardkosten zijn gebaseerd op gegevens over maatregelen die maximaal 450 miljoen euro kosten. De maatregelen die meer geld kosten, blijken in grote meerderheid kostenineffectief te zijn.³⁷

³⁶ Deze uitkomst hoort bij tabel B.17 in paragraaf B.4.

³⁷ Onder de 622 maatregelen waarvan alle noodzakelijke gegevens beschikbaar zijn, zijn er 47 die meer dan 450 miljoen euro kosten. Van deze 47 maatregelen zijn er slechts 4 kosteneffectief.

- De schattingsmethode, FWLS, leidt er toe dat relatief kostbare maatregelen een relatief klein gewicht hebben in de schattingsuitkomsten; opnieuw zijn dit veelal kostenineffectieve maatregelen.
- In de regressievergelijking is geen constante term opgenomen. Dit resulteert juist bij de wat kleinere maatregelen in lagere standaardkosten en verscherpt dus de norm.

Dat de gebruikte kengetallen inderdaad lager zijn dan het echte gemiddelde over alle maatregelen, blijkt ook uit de resultaten. Uit tabel 4.4 blijkt namelijk dat krap 30% van de onderzochte maatregelen kosteneffectief is; de rest van de maatregelen is niet kosteneffectief. Het is echter niet zo dat de scherpe vaststelling van de kengetallen leidt tot een eenzijdige – en daardoor wellicht onterechte – voorkeur voor maatregelen met kleine effecten. Immers, uit dezelfde tabel 4.4 blijkt ook dat de gemiddelde standaardkosten van alle kosteneffectieve maatregelen, een samenvattende maat voor de omvang van alle effecten, zelfs nog iets groter zijn dan de gemiddelde standaardkosten van de niet-efficiënte maatregelen. Ook bij 6 van de 10 maatregeltypen – waarbinnen de effecten qua samenstelling waarschijnlijk beter vergelijkbaar zijn – zijn de gemiddelde standaardkosten van kosteneffectieve maatregelen, soms zelfs veel, groter dan de gemiddelde standaardkosten van ineffectieve maatregelen. Qua effect zijn kosteneffectieve maatregelen dus niet kleiner dan kostenineffectieve, qua kosten wel. En dat is precies de scheiding die we op grond van de Kosteneffectiviteitsanalyse tussen maatregelen beoogden aan te brengen.