

Eindrapport

Methodologie ter onderbouwing van de disproportionaliteitsanalyse voor de 2de generatie stroomgebiedbeheerplannen in Vlaanderen

Liekens Inge, Broekx Steven, Aertsens Joris, De Nocker Leo

Studie uitgevoerd in opdracht van: VMM en LNE
2014/RMA/R/

Januari 2014



VITO NV

Boeretang 200 - 2400 MOL - BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 - Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be - www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 375-1117354-90 ING
BE34 3751 1173 5490 - BBRUBEBB

INHOUD

Inhoud	I
Lijst van tabellen	III
Lijst van figuren	IV
Lijst van afkortingen	V
HOOFDSTUK 1. Inleiding	1
1.1. <i>Achtergrond van de disproportionaliteitsanalyse</i>	1
1.2. <i>Disproportionaliteitsanalyse in Vlaanderen</i>	2
HOOFDSTUK 2. Disproportionaliteitsanalyse in het eerste stroomgebiedbeheerplan	3
2.1. <i>Kosten en verdeling lasten over doelgroepen</i>	3
2.2. <i>beoordeling betaalbaarheid</i>	4
2.3. <i>Beoordeling van de baten</i>	6
2.4. <i>Verbeteringen in disproportionaliteitsanalyse voor SGBP 2</i>	9
HOOFDSTUK 3. Betaalbaarheid	10
3.1. <i>Verdeling van kosten naar lasten</i>	10
3.2. <i>Toegepaste indicatoren betaalbaarheid sector industrie</i>	10
3.3. <i>Toegepaste indicatoren betaalbaarheid sector landbouw</i>	12
3.4. <i>Toegepaste indicatoren betaalbaarheid sector huishoudens</i>	13
3.5. <i>Toegepaste indicatoren sector overheid</i>	14
3.6. <i>Integratie - knipperlichtenmethode</i>	14
HOOFDSTUK 4. Benchmark-indicatoren	15
4.1. <i>Definiëring benchmark-indicatoren</i>	15
4.2. <i>Signaalwaardes voor benchmark-indicatoren</i>	15
HOOFDSTUK 5. Baten verbetering oppervlaktewaterkwaliteit, hydromorfologie en waterbodems in specifieke waterlichamen	17
5.1. <i>Schattingen voor specifieke waterlichamen</i>	17
5.2. <i>Ecosysteemdiensten</i>	17
5.3. <i>'Top-down' schatting baten goede waterstatus oppervlaktewaterlichaam</i>	20
5.3.1. <i>Theorie</i>	20
5.3.2. <i>Keuze-experiment in de Dender voor SGBP 1</i>	21
5.3.3. <i>Bijkomende analyses voor SGBP 2</i>	23
5.3.4. <i>Lessen geleerd uit de nieuwe bevragingen</i>	24
5.3.5. <i>Verwerking resultaten voor disproportionaliteitsanalyse</i>	25

5.4.	<i>'Bottom-up' schatting baten goede waterstatus oppervlaktewaterlichaam</i>	31
5.4.1.	Producerende diensten _____	31
5.4.2.	Regulerende diensten _____	32
5.4.3.	Culturele diensten _____	34
HOOFDSTUK 6.	Baten verbetering waterkwantiteit en grondwaterkwaliteit in Vlaanderen	42
6.1.	<i>Baten niet altijd toewijsbaar aan waterlichamen</i>	42
6.2.	<i>Vermeden schade overstromingen</i>	42
6.3.	<i>Grondwater</i>	43
6.4.	<i>Vermeden zuiveringskost voor drinkwaterproductie</i>	43
6.5.	<i>Vermeden schade droogte</i>	43
HOOFDSTUK 7.	terugverdieneffecten door tewerkstelling _____	44
7.1.	<i>Inleiding</i>	44
7.2.	<i>Methodologie</i>	44
7.2.1.	Theoretische achtergrond _____	44
7.2.2.	Bruto impact op werkgelegenheid _____	45
7.2.3.	Netto werkgelegenheidseffecten _____	46
7.2.4.	terugverdieneffecten door tewerkstelling per extra netto arbeidsplaats _____	48
7.3.	<i>Totale werkgelegenheidsbaat per miljoen euro uitgave</i>	50
Literatuurlijst	_____	52

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Overzicht totale jaarlijkse lasten per doelgroep en scenario (min – max) SGBP 1	3
Tabel 2: Betaalbaarheidscriteria toegepast voor SGBP 1	4
Tabel 3: Toetsing betaalbaarheidscriteria voor SGBP1	5
Tabel 4: Maatschappelijke baten voor het bereiken van een ‘goede toestand’ (miljoen euro / jaar)	7
Tabel 5: Sterkte-zwakke analyse van de batenschatting goede toestand oppervlaktewaters voor eerste SGBP 2009	8
Tabel 6: Gehanteerde indicatoren betaalbaarheid voor industrie	11
Tabel 7: Data in verband met jaarlijkse personeelsbestand, omzet, winst, toegevoegde waarde in de periode 2008-2010 voor een 450-tal oppervlaktewater-lozers in Vlaanderen	11
Tabel 8: Gehanteerde indicatoren betaalbaarheid voor landbouw	12
Tabel 9: Gehanteerde parameters landbouw	13
Tabel 10: Gehanteerde indicatoren betaalbaarheid huishoudens	13
Tabel 11: Gehanteerde parameters voor huishoudens	13
Tabel 12: Gehanteerde indicator betaalbaarheid overheid	14
Tabel 13: Haalbaarheidscriteria per sector	14
Tabel 14: Benchmarkindicatoren op basis van cijfers 2011	16
Tabel 15: Overzicht van ecosysteemdiensten en relevantie voor batenschatting	19
Tabel 16: Resultaten van de contingente waardering rond betalingsbereidheid voor de realisatie van de goede toestand	25
Tabel 17: Hoeveelheid fijn stof afgevangen voor relevante landgebruiken in waterbeheer in kg PM per ha per jaar	32
Tabel 18: Informatie over frequentie per activiteit nabij water uit VITO bevragingen verrekend naar gemiddeld aantal dagen bezoek aan groene ruimte per jaar per inwoner	35
Tabel 19: Aantal recreatieve trips naar water en de monetaire waardering ervan	37
Tabel 20: Stijging woningprijs in functie van doorzicht voor woningen binnen 500 meter van de waterloop	38
Tabel 21: Grenswaardes voor doorzicht in rivieren	39
Tabel 22: Baten verbetering waterkwantiteit en grondwaterkwaliteit in Vlaanderen	42
Tabel 23: Bruto werkgelegenheidseffecten (VTE per miljoen euro besteding)	46
Tabel 24: Netto werkgelegenheidseffect per sector (%)	48
Tabel 25: Werkgelegenheidsbaat per netto extra werkplaats (1000 euro/VTE)	50
Tabel 26: Werkgelegenheidsbaat per miljoen € uitgave per sector.	51

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Illustratief voorbeeld verdeling van jaarlijkse lasten over de doelgroepen voor een scenario _____	10
Figuur 2: Mogelijke onderdelen van de totale economische waarde van een verbetering van de toestand van een rivierecosysteem _____	18
Figuur 3: Voorbeeld van een keuzekaart in een keuze-experiment _____	21
Figuur 4: Keuzekaart bij keuze-experiment Dender _____	22
Figuur 5: Situering van de verschillende gevalstudies _____	23
Figuur 6: Stappen in de bepaling van gezondheidsschade door nitraat in drinkwater _____	40

LIJST VAN AFKORTINGEN

BBT	Best beschikbare technieken
BTB	Betalingsbereidheid
CE	Choice experiment
CVM	Contingent valuation method
DIW	Decreet Integraal Waterbeleid
FAK	Familiale arbeidskracht
KRW	Kaderrichtlijn Water
MIRA	Milieurapport
MKM	Milieukostenmodel
NARA	Natuurrapport
SGBP	Stroomgebiedbeheerplannen
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TW	Toegevoegde Waarde
VTE	Voltijds eenheid

HOOFDSTUK 1. INLEIDING

1.1. ACHTERGROND VAN DE DISPROPORTIONALITEITSANALYSE

Op 23 oktober 2000 keurde het Europese Parlement en de Raad de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EC) goed. Overeenkomstig artikel 4 van de kaderrichtlijn Water (KRW) en artikel 51 van het decreet Integraal Waterbeleid (DIW) moet tegen 2015 voor alle waterlichamen de 'goede toestand' bereikt worden.

Op verschillende manieren kan afgeweken worden van het behalen van de 'goede toestand' in 2015. De Europese kaderrichtlijn Water (artikel 4.3 – 4.7) en het decreet Integraal Waterbeleid (artikel 53 – 56) bieden hiervoor vier (combineerbare) mogelijkheden:

- Verlenging van termijn waarbinnen de doelstellingen gehaald moeten worden;
- Verlaging van de vooropgestelde doelstellingen;
- Tijdelijk onvoorziene achteruitgang ten gevolge van natuurlijke oorzaak of overmacht (bv. extreme overstromingen, langdurige droogte);
- Nieuwe veranderingen van fysische kenmerken van een oppervlaktewaterlichaam of wijziging in de stand van een grondwaterlichaam.

Voordat enig van voornoemde afwijkingen kan ingeroepen worden, moet aan een aantal voorwaarden voldaan zijn. In feite komen deze voorwaarden neer op het aftoetsen van de technische haalbaarheid (art. 4, lid 3b, lid 4ai, lid 7d) en betaalbaarheid of socio-economische haalbaarheid van de vooropgestelde doelstellingen. Het aftoetsen van de betaalbaarheid of socio-economische haalbaarheid wordt ook de disproportionaliteitsanalyse genoemd. In de kaderrichtlijn wordt dit geformuleerd in termen van 'onevenredig kostelijk' (art. 4, lid 4aii, lid 5) of 'onevenredig hoge kosten' (art. 4, lid 3b, lid 5a, lid 7d).

Om een uitspraak te kunnen doen over het feit of een maatregelenprogramma al dan niet onevenredig hoge kosten met zich meebrengt is een beoordelingskader nodig voor de economische onderbouwing van het concept disproportionaliteit. Beoordeling van disproportionaliteit kan niet gebeuren op louter wetenschappelijke basis, maar de wetenschap kan wel een consistent en transparant kader aanreiken. Tot op heden bestaat er geen algemeen aanvaarde Europese methodiek of vuistregels om disproportionaliteit te beoordelen. Noch de kaderrichtlijn Water, noch het decreet Integraal Waterbeleid schrijven voor hoe de motivering van de afwijkingen in de praktijk moet onderbouwd worden. Verschillende lidstaten zijn aldus zelf aan de slag gegaan om een raamwerk te bedenken en te toetsen.

In samenspraak met VMM en in lijn met de beslissing van de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW 23/08.05.08/pt5.1.3) ligt de focus bij termijnverlenging (2021 of 2027 in plaats van 2015). Het DIW schrijft een integrale aanpak voor zodat de beoordeling van disproportionaliteit moet uitgevoerd worden over de negen groepen van maatregelen die beschreven worden in bijlage II van het DIW en alle polluenten heen.

1.2. DISPROPORTIONALITEITSANALYSE IN VLAANDEREN

In 2008 – 2009 werd door VITO, in opdracht van de VMM, een socio-economisch beoordelingskader opgezet voor het beoordelen van disproportionaliteit (Meynaerts et al. 2009) in het kader van het eerste stroomgebiedbeheerplan (SGBP). Dit beoordelingskader gaat uit van twee perspectieven, namelijk haalbaarheid en redelijkheid. Enerzijds wordt afgetoetst of de totale kosten/lasten van maatregelen proportioneel zijn ten opzichte van de financiële mogelijkheden (draagkracht) van de doelgroepen (betaalbaarheid voor industrie, landbouw, huishoudens, overheid); anderzijds wordt nagegaan of de totale kosten/lasten van maatregelen proportioneel zijn ten opzichte van de verwachte bijdrage tot de milieudoelstellingen (baten). De cijfers over baten dienen een dubbel doel. Ten eerste illustreren ze het maatschappelijke en economische belang van het behalen van de goede toestand en geven ze de orde van grootte ervan weer. Ten tweede worden ze vergeleken met de kosten van bijkomende maatregelen en worden ze gebruikt om het al dan niet selecteren van maatregelen en eventuele derogaties van het behalen van de goede toestand te onderbouwen. De twee perspectieven van haalbaarheid en redelijkheid werden gekozen omdat ze een volledig beeld geven en complementair zijn aan elkaar. Een kosten-batenanalyse geeft weer of de programma's zich maatschappelijk gezien terugverdienen. De betaalbaarheidsanalyse bekijkt hoe de lasten zich verdelen over de verschillende doelgroepen en of deze lasten ook effectief kunnen gedragen worden door deze doelgroepen.

De beoordeling van disproportionaliteit gebeurde voor de eerste generatie stroomgebiedbeheerplannen enkel op het hoogste schaalniveau, namelijk het Gewest (Vlaanderen). Een beoordeling van de haalbaarheid en redelijkheid op een lager schaalniveau (bijv. waterlichaam) was niet mogelijk omwille van het gebrek aan gegevens met betrekking tot maatregelen op deze schaal enerzijds en anderzijds lieten ook de methodes niet toe om op deze schaal uitspraken te doen.

Voor de tweede generatie stroomgebiedbeheerplannen werd enerzijds het bestaande beoordelingskader (criteria) verfijnd. Anderzijds werden methodes opgezet om het bestaande beoordelingskader toe te passen op een kleiner schaalniveau (individueel waterlichaam). Dit is immers het niveau dat in de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) vooropgesteld wordt voor de motivering van afwijkingen. Om dit mogelijk te maken werden benchmark-indicatoren ontwikkeld en batenschattingen verfijnd. Benchmark-indicatoren geven weer hoe groot de uitgaven zijn in specifieke waterlichamen in vergelijking met het gemiddelde van Vlaanderen en met andere waterlichamen. Deze indicatoren worden getoetst aan signaalwaardes. Signaalwaardes worden afgeleid van betaalbaarheidscriteria op Vlaamse schaal. Batenschattingen met betrekking tot oppervlaktewaterkwaliteit, hydromorfologie en ecologische kwaliteit worden verfijnd en waar mogelijk uitgevoerd op waterlichaamniveau. De inhoudelijke verbetering richt zich vooral op de schatting van de baten.

Het toetsingsinstrument voor disproportionaliteit is grotendeels ingebouwd in het Milieukostenmodel (MKM). De toetsing staat los van de functionaliteiten van specifieke wateraspecten en wordt overkoepelend ingebouwd. Dit laat ook toe om alle acties en hun gerelateerde kosten op te nemen, ook als hier geen kwantitatieve kosten-effectiviteitsanalyse is voor uitgewerkt (bijv. grondwater, overstromingen). Meer informatie over het toetsingsinstrument in de tool is terug te vinden in de handleiding van het MKM water (Meynaerts en Broekx, 2012).

HOOFDSTUK 2. DISPROPORTIONALITEITANALYSE IN HET EERSTE STROOMGEBIEDBEHEERPLAN

2.1. KOSTEN EN VERDELING LASTEN OVER DOELGROEPEN

In het eerste stroomgebiedbeheerplan werd een onderscheid gemaakt tussen 3 scenario's: een basisscenario waarin enkel basismaatregelen (lopend beleid) worden geïmplementeerd, een gefaseerd scenario waarin een gedeelte van de mogelijk aanvullende maatregelen worden geïmplementeerd en een maximum scenario, waarin alle aanvullende maatregelen worden uitgevoerd.

De totale jaarlijkse kosten van het basis scenario werden geschat op ca. 414 – 640 miljoen euro per jaar, die van het gefaseerd scenario op ca. 915 – 1.291 miljoen euro en die van het maximum scenario op ca. 1.805 – 2.260 miljoen euro. Voor alle scenario's kon het merendeel (55% - 70%) van deze kosten toegewezen worden aan de maatregelengroep 'Verontreiniging oppervlaktewater'.

Door een onderscheid te maken tussen kosten en lasten kregen we een duidelijker beeld van de mate waarin de overheid de kosten van andere doelgroepen ten laste neemt. In alle scenario's draagt de overheid meer dan 50% van de totale jaarlijkse lasten. De overheid neemt voornamelijk een deel van de lasten van de 'huishoudens' en 'landbouw' op zich door bijv. subsidies uit te keren. Niettemin, nemen de jaarlijkse lasten voor de doelgroepen 'huishoudens' en 'landbouw' noemenswaardig toe in het gefaseerd en in het maximum scenario ten opzichte van het basis scenario. Voor de doelgroep 'industrie' is het verschil tussen de totale jaarlijkse kosten en lasten eerder beperkt. Voor alle doelgroepen en scenario's vertegenwoordigt de maatregelengroep 'Verontreiniging oppervlaktewater' het grootste aandeel in de totale jaarlijkse lasten.

Tabel 1: Overzicht totale jaarlijkse lasten per doelgroep en scenario (min – max) SGBP 1

Doelgroep/scenario	Basis (mio euro)	Gefaseerd (mio euro)	Maximum (mio euro)
Industrie	145 - 279	219 - 445	260 - 503
Landbouw	7 - 10	49 - 67	283 - 302
Huishoudens	34 - 43	101 - 112	261 - 293
Overheid	228 - 309	547 - 667	1.000- 1.162
Totaal	414 – 640	915 – 1.291	1.805 – 2.260

2.2. BEOORDELING BETAALBAARHEID

Om betaalbaarheid te toetsen voor de diverse doelgroepen (industrie, landbouw, huishoudens, overheid) zijn voor het eerste stroomgebiedbeheerplan specifieke betaalbaarheidscriteria opgesteld per doelgroep.

Voor de *doelgroep industrie* wordt voor de beoordeling van de haalbaarheid uitgegaan van het socio-economische beoordelingskader dat toegepast wordt bij de evaluatie van Best beschikbare Technologieën (BBT) in Vlaanderen. Op basis van de indicatieve waardeschalen voor economische haalbaarheid (Vercaemst, 2002), concurrentiepositie ('five forces', Porter, 1985) en financiële gezondheid (Fito®-score, Ooghe et al. (2006)) kan een gefundeerd oordeel gevormd worden over de haalbaarheid van maatregelen voor een sector of subsector.

Voor de *doelgroep land- en tuinbouw* wordt het totaal arbeidsinkomen per familiale arbeidskracht vergeleken met het vergelijkbaar inkomen voor een voltijds arbeidskracht in Vlaanderen. Extra kosten/lasten als gevolg van de implementatie van de KRW doen het verschil tussen het vergelijkbaar en het totaal arbeidsinkomen alleen maar toenemen en dit zet meer landbouwers er toe aan om tewerkstelling buiten de sector te zoeken. Aangezien voor het merendeel van de subsectoren het huidig arbeidsinkomen reeds onder het vergelijkbaar inkomen ligt, wordt eveneens gekeken naar de verhouding van de totale jaarlijkse kosten/lasten en de bruto toegevoegde waarde van de land- en tuinbouw in Vlaanderen.

De financiële draagkracht van de *doelgroep huishoudens* wordt beoordeeld op basis van het jaarlijks beschikbaar inkomen. De focus ligt hierbij op het effect van de maatregelen op de koopkracht van de minst gegoeden (eerste inkomensdeciel, leefloon). Om na te gaan of het 'recht op betaalbaar drinkbaar water voor iedereen' niet geschaad wordt, wordt de waterprijs voor en na de realisatie van maatregelen (vooral bijkomende saneringsinfrastructuur) vergeleken met het beschikbaar inkomen.

Tabel 2: Betaalbaarheidscriteria toegepast voor SGBP 1

Doelgroep	Criterium	Groen	Oranje	Rood
Bevolking	% beschikbaar inkomen, gemiddeld	< 2%	2% - 5%	> 5%
	% beschikbaar inkomen, 1e deciel	< 2%	2% - 5%	> 5%
Industrie	% toegevoegde waarde NACE-BEL 14 tem 36	< 2%	2% - 50%	> 50%
	% toegevoegde waarde bedrijfsniveau	< 2%	2% - 50%	> 50%
Landbouw	% toegevoegde waarde land- en tuinbouw	< 2%	2% - 50%	> 50%
	inkomen > referentie-inkomen	ja	nee	nvt

Noot: nvt= niet van toepassing

In volgende tabel wordt voor de verschillende doelgroepen en scenario's een globaal overzicht gegeven van de toetsing van de haalbaarheidscriteria.

Tabel 3: Toetsing betaalbaarheidscriteria voor SGBP1

Doelgroep	Criterium	Basis	Gefaseerd	Maximum
Bevolking	% beschikbaar inkomen, gemiddeld	0,5% - 0,8%	1%	1% - 2%
	% beschikbaar inkomen, 1e deciel	0,8% - 2,6%	2% - 4%	3% - 4%
Industrie	% toegevoegde waarde NACE-BEL 14 tem 36	0,5%	0,8%	1,0%
	% toegevoegde waarde bedrijfsniveau			
Landbouw	% toegevoegde waarde land- en tuinbouw	0,6%	3,7%	18,3%
	inkomen > referentie-inkomen	nee	nee	nee

De impact van het maatregelenprogramma op de financiële draagkracht van de verschillende doelgroepen is groot maar wordt voor een gemiddeld bedrijf en gezin als betaalbaar beschouwd. De totale jaarlijkse lasten voor een gemiddeld gezin vertegenwoordigen een aandeel in het gemiddeld inkomen < 2%. Voor industrie blijft het aandeel van de totale jaarlijkse lasten in de toegevoegde waarde < 2%.

Het oranje knipperlicht geeft aan dat er een aantal aandachtspunten zijn die bijkomende analyse vragen:

- voor industrie en landbouw moet men aandacht hebben voor verdelingseffecten binnen en tussen deelsectoren;
- voor landbouw moet gezocht worden om maatregelen te combineren met steun of vergoedingen voor het leveren van blauwe en groenblauwe diensten;
- voor huishoudens moet de aandacht gaan naar betaalbaarheid voor financieel zwakkere groepen via compenserende maatregelen en verhogen van toegang tot waterbesparende maatregelen.

De sterkte van deze aanpak is de eenvoud en de transparantie van de methode. Bovendien is de methode ook makkelijk toepasbaar voor verschillende scenario's. Een zwakte is dat voor de doelgroep overheid geen geschikt betaalbaarheids criterium werd gevonden. Dit is een belangrijke lacune gezien het merendeel van de lasten door de overheid wordt gedragen. Een andere zwakte is dat de methodes vooral voortbouwen op gemiddelde cijfers van bedrijven en huishoudens, terwijl dit heel verschillend kan zijn voor individuele bedrijven. Zowel lasten als financiële draagkracht kunnen sterk verschillen voor industriële en landbouwbedrijven. Ook de vastlegging van de criteria en grenzen voor betaalbaarheid blijft discutabel. Er is enerzijds weinig wetenschappelijke basis om deze criteria vast te leggen. Anderzijds lijkt de spreiding tussen de cijfers voor huishoudens in de internationale literatuur beperkt (2%-5% beschikbaar inkomen). Voor industrie bouwen we voort op methodes die reeds jarenlang worden toegepast bij de uitvoering van BBT-analyses en liggen de grenzen ook voldoende ver uit elkaar om een duidelijk onderscheid te maken tussen wat zeker wel of niet betaalbaar is. Voor landbouw is er relatief weinig basis om van te vertrekken en zijn de criteria het meest discutabel.

2.3. BEOORDELING VAN DE BATEN

Tabel 4 geeft de raming van de baten weer voor het bereiken van de goede toestand, zoals gebruikt in het kader van de disproportionaliteitsanalyse voor het eerste SGBP. De geschatte baten (tussen 360 en 760 miljoen euro per jaar) lagen lager dan de jaarlijkse kosten voor het maximum scenario. Dit betekent niet noodzakelijk dat het niet zinvol is om maatregelen te nemen. De kosten-batenverhouding van een hele reeks individuele maatregelen in het maatregelenprogramma kan wel positief zijn, maar wordt mogelijk teniet gedaan door andere maatregelen met een minder positieve verhouding. Dit geeft ook de noodzaak aan om meer detail te leggen in de batenschattingen voor specifieke wateraspecten en specifieke regio's.

Grosso modo steunde de analyse voor oppervlaktewater op 3 bronnen met elk hun sterktes en zwaktes:

- De resultaten van de Vlaamse Aquamoney studie (De Nocker et al., 2011) naar bereidheid tot betalen van Vlaamse burgers voor het volledig bereiken van de goede toestand voor oppervlaktewater. Deze methode is goed onderbouwd, heeft een duidelijke link met de KRW doelstelling "goede toestand", maar ze is slechts op één enkele enquête gebaseerd. Ze levert de hoogste baten. De minimum schatting (op basis van de betaalkaartmethode) geeft weinig detail om te gebruiken voor vertaling naar maatregelen. De maximumschatting (op basis van een keuze-experiment) geeft (ruwe) mogelijkheden om te linken met maatregelen. Cijfers zijn niet makkelijk te extrapoleren naar andere rivieren en naar het geheel van Vlaanderen.
- Een gedetailleerde analyse van baten voor verschillende soorten gebruikers op basis van een schatting van het aantal gebruikers bij de huidige toestand en ruwe kengetallen uit vooral buitenlandse studies (op basis van een literatuurstudie voor VMM-Mira: Liekens et al. 2009). Deze baten zijn concreter of makkelijker toegankelijk. De baten zijn veel lager dan deze op basis van de algemene bevraging, het hoogste aandeel komt van recreatie. De link met de KRW doelstelling (goede toestand) is veel onduidelijker. De oplistings van effecten is beperkt tot het 'type gebruik'.
- Een schatting op basis van het effect op huizenprijzen nabij water. Deze methode is veel minder onderbouwd (gegevens van 1 studie uit Nederland, verkennend toegepast op Vlaanderen). De resultaten geven aan dat dit mogelijk een grote batencategorie is.

Daarnaast werden op basis van literatuuronderzoek de baten ingeschat van betere waterkwantiteit en goede grondwaterkwaliteit en –kwantiteit.

Tabel 4: Maatschappelijke baten voor het bereiken van een 'goede toestand' (miljoen euro / jaar)

Batencategorie	Aantal 'gebruikers' (mio) (2)	Jaarlijkse baten in mio euro (1)		
		Lage schatting	Hoge schatting	Onzeker- heid (3)
A. Goede toestand oppervlaktewateren				
a) Inschatting via specifieke bevraging				
Totaal voor goede toestand	2,5hh	150	500	b
- waarvan voor natuurvriendelijke oevers		nb	130	b
- waarvan voor waterkwaliteit		nb	130	b
- waarvan voor biodiversiteit		nb	240	b
b) Inschatting via gebruikers en literatuur				
- wandelen/fietsen/...	3,6	18	nb	c
- belevingswaarde hydromorfologische wijzigingen	3,6	16	nb	c
- pleziervaart	0,1	0,4	nb	c
- veerdienst-passagiers	1,0	0,3	nb	c
- kajak	0,04	0,2	nb	c
- hengelen	0,1	4	nb	c
- niet-gebruik huishoudens	1,4 - 6	8	nb	d
- niet gebruik groene oevers	1,4 - 7	18	nb	d
- effect groenere oevers op luchtkwaliteit		0	1,1	d
c) Inschatting via literatuur en effect woningprijs				
		10	268	d
B. Goede toestand waterkwantiteit en grondwater				
vermeden materiële schade door overstromingen	5% opp.	50	100	c
vermeden andere schade door overstromingen		Nb	nb	
vermeden kosten voor baggeren		2	4	a
vrijwaring grondwaterkwaliteit	2,5hh	125	125 + ?	d
vermeden kosten drinkwaterproductie		12	12 + ?	c
vermeden materiële kosten als gevolg van droogte		20	20 + ?	d
duurzame watervoorziening voor mens en natuur		nb	nb	
Subtotaal gekende baten, in miljoen euro, per jaar voor Vlaanderen (1)		360	760	
Subtotaal gekende baten, in euro, per huishouden, per jaar		150	300	

Noot: nb= niet beschikbaar; hh= huishouden; (1) Jaarlijkse baten, in miljoen euro, voor basisjaar 2009, afgeronde cijfers; (2) Aantallen mensen of huishoudens die genieten van deze baat, in miljoen (2009); (3) Onzekerheid: van a (=grootste onzekerheid) tot d (=kleinste onzekerheid).

Tabel 5: Sterkte-zwakke analyse van de batenschatting goede toestand oppervlaktewaters voor eerste SGBP 2009

Methode	Sterkte	Zwakte
Top-down: Aquamoney bevraging	Methode goed onderbouwd; link naar Europees onderzoek; Duidelijke link naar effecten maatregelen KRW (voor bevrage aspecten) Totale baat significant	Methode: Hypothetische markt – Keuze experiment; 1 bevraging (Dender); KRW aspecten beperkt tot de gevalstudie Extrapolatie naar andere rivieren/Vlaanderen is weinig onderbouwd
Bottom-up: Op basis diverse gebruiken van het watersysteem	Sluit aan bij gekende gebruiken; realiteitstoets	Inschatting aantal gebruikers op basis van een heel aantal aannames Baten per type gebruik op basis van internationale literatuur. Batenschatting heeft minder sterke link met KRW en Vlaanderen Waarde per bezoek enkel op basis betaalkaartmethodes. Statische analyse: geen effect KRW op aantallen en type gebruik Geen volledige lijst mogelijke effecten Beperkte directe link met maatregelen
Impact huizenprijzen	Maakt gebruik van 'markt'prijzen	Verkennde studie op basis van 1 Nederlandse studie en vereenvoudigde vertaling naar Vlaanderen; Beperkte directe link met maatregelen

De batenschatting was eerder een minimum schatting. De focus lag op effecten die kunnen gekwantificeerd worden en waarvoor kwantificering vertaalbaar is naar Vlaanderen. Dit is een strakker keurslijf dan bijvoorbeeld studies op andere domeinen die alle mogelijke economische baten en effecten verkennen van vergelijkbare milieu- en natuurdoelstellingen (bijv. biodiversiteitsbeleid (TEEB), Green Infrastructure, stadsgroen, ...).

Deze studies leggen iets andere accenten:

- meer focus op volledigheid van de ophijsting van mogelijke baten inclusief kwalitatieve beschrijvende effecten, kwantitatieve gevalstudies als illustraties.
- meervoudig perspectief met overlappende economische effecten: bijv. recreatie, gezondheidseffecten recreatie, lokale economische effecten recreatie

Deze principes worden meegenomen bij de nieuwe batenschattingen.

2.4. VERBETERINGEN IN DISPROPORTIONALITEITSANALYSE VOOR SGBP 2

In de aanloop naar de tweede generatie stroomgebiedbeheerplannen, is het bestaande beoordelingskader verfijnd op basis van de lessen getrokken uit de eerste generatie stroomgebiedbeheerplannen en de nieuwe literatuur. We lijsten hier de belangrijkste verbeteringen op.

Voor de betaalbaarheidsanalyse zijn de mogelijkheden om de criteria verder te verfijnen of te verbeteren relatief beperkt. Wel is nog verder gezocht naar criteria voor overheid en wordt gekeken naar het stijgingsritme van uitgaven. Ook werden de financiële data van bedrijven ruimer in de tijd bekeken om te vermijden dat de bedrijfsresultaten van uitzonderlijke slechte of goede economische jaren de resultaten sterk vertekenen. Verder werden gegevens geactualiseerd (hoofdstuk 3) en benchmarkindicatoren opgesteld om een vergelijking mogelijk te maken tussen waterlichamen (hoofdstuk 4).

Voor de kosten-batenanalyse wordt meer vertrokken van een ecosysteemdienstenbenadering om de baten van de KRW zo volledig mogelijk in kaart te brengen.

Specifiek voor de baten van een goede toestand oppervlaktewater zijn volgende zaken verbeterd (hoofdstuk 5):

- Top-down: Een meer solide onderbouwing van de top-down schatting, voornamelijk op basis van nieuwe waarderingsstudies in Vlaanderen. De methode blijft in grote lijnen dezelfde maar de resultaten van de Dender worden getoetst aan de resultaten van verschillende andere cases. Bovendien wordt beter rekening gehouden met het belang van naburige waterlopen ten opzichte van verder weg gelegen waterlopen.
- Bottom-up: een beter onderbouwde schatting en verruiming van het aantal beschouwde effecten (voornamelijk met een link naar maatregelen zoals overstromingsgebieden en bufferzones). Deze bijkomende effecten worden kwalitatief omschreven en waar beschikbaar werden ook methoden aangereikt om ze kwantitatief te berekenen. De inschatting van het aantal gebruikers gebeurt op basis van eigen bevragingen, andere bevragingen in Vlaanderen (tijdsbesteding, sociale culturele verschuivingen) en specifieke data rond waterrecreatie. De impact op de huizenprijzen wordt anders geschat.
- Beide methodes worden toegepast per waterlichaam.
- Daarnaast is ook gekeken naar de directe en indirecte impact op de werkgelegenheid waarbij ook de bestedingen van recreanten wordt meegenomen. Het effect van de KRW (en dus de maatregelen) op een eventuele toename van het aantal gebruikers en verandering van soort gebruik kon niet aangetoond worden (hoofdstuk 7).

De methoden om de baten van een goede toestand van het grondwater en de waterkwantiteit te bepalen wijzigen niet t.o.v. het 1^{ste} SGBP. Deze baten zijn niet altijd toewijsbaar aan individuele waterlichamen. Ze worden enkel berekend op schaal Vlaanderen (hoofdstuk 6).

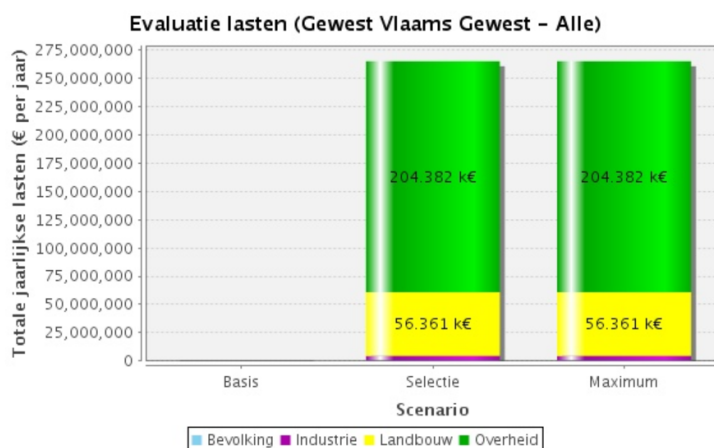
De toegepaste methodes en gehanteerde cijfers worden verder toegelicht in de volgende hoofdstukken.

HOOFDSTUK 3. BETAALBAARHEID

3.1. VERDELING VAN KOSTEN NAAR LASTEN

Bij de beoordeling van de disproportionaliteit van een maatregelenpakket en dan meer specifiek voor betaalbaarheid wordt rekening gehouden met de verdelingseffecten tussen doelgroepen. Wie zal uiteindelijk de kosten dragen of hoe is de lastenverdeling tussen de verschillende doelgroepen (industrie, landbouw, huishoudens en overheid)? De verdeling van de jaarlijkse kosten naar jaarlijkse lasten is maatregel-specifiek en wordt in het MKM gedefinieerd op maatregel-niveau. Alle acties die tot een bepaalde maatregel horen krijgen dezelfde verdeling. Economische instrumenten als subsidies en heffingen hebben ook een invloed op de lasten.

Figuur 1: Illustratief voorbeeld verdeling van jaarlijkse lasten over de doelgroepen voor een scenario



Belastingen op de toegevoegde waarde of BTW zijn in principe een transfer van geld van een doelgroep naar de overheid. De kosten exclusief BTW worden gebruikt als het gaat om de kosten voor de ganse maatschappij. Bij het bepalen van de lasten voor de huishoudens wordt rekening gehouden met de BTW. Aangezien industrie en landbouw de betaalde BTW kunnen terugvorderen, moet voor het toetsen van de haalbaarheid voor de industrie en landbouw met de kosten exclusief BTW worden gerekend. Specifieke subsidies hebben ook gevolgen op de lasten. Voor huishoudens zijn er specifieke subsidies met betrekking tot duurzaam watergebruik en hemelwater (aanleg regenwaterput). In het kader van het (Europese) landbouwbeleid kunnen er subsidies uitgekeerd worden aan landbouwbedrijven om de kosten van specifieke maatregelen die blauwe of groene diensten leveren te vergoeden. Voornoemde subsidies verlagen de lasten voor de huishoudens en landbouwers maar verhogen de lasten voor de overheid.

3.2. TOEGEPASTE INDICATOREN BETAALBAARHEID SECTOR INDUSTRIE

Voor de *doelgroep industrie* wordt voor de beoordeling van de haalbaarheid uitgegaan van het socio-economische beoordelingskader dat toegepast wordt bij de BBT-evaluatie in Vlaanderen. Op

basis van de indicatieve waardeschalen voor economische haalbaarheid kan een gefundeerd oordeel gevormd worden over de haalbaarheid van maatregelen(pakketten) voor een (sub)sector. Gezien toegevoegde waarde sterk kan fluctueren van jaar tot jaar worden ook aanvullende indicatoren op omzet gehanteerd uit Vercaemst (2002).

De gegevens die nodig zijn voor de berekening van de criteria voor de doelgroep industrie komen uit Belfirst. Deze gegevens werden geactualiseerd. Naast de omzetcijfers wordt ook gekeken naar de toegevoegde waarde. Er wordt niet gekeken naar resultaten van 1 jaar maar een gemiddelde van de laatste 3 jaar waarvoor gegevens beschikbaar zijn (2008-2009-2010). Dit is aangewezen om jaarlijkse schommelingen op te vangen.

Tabel 6: Gehanteerde indicatoren betaalbaarheid voor industrie

Jaarlijkse kosten in verhouding tot	aanvaardbaar	verder te bespreken	onaanvaardbaar
Omzet	< 0,5 %	0,5 – 5 %	> 5 %
Toegevoegde waarde	< 2 %	2-50 %	> 50 %

Bron: Vercaemst (2002)

Het is minder evident te bepalen voor welke bedrijven dit moet worden toegepast. Als het gaat over de kosten voor de installatie van bijkomende zuiveringstechnieken op individueel bedrijfsniveau voor de grotere oppervlaktewater-lozers, kan wel een koppeling gemaakt worden tussen kostencijfers en economische data. Voor een lijst van een 600-tal bedrijven die lozen in het oppervlaktewater kon de link gelegd worden naar de BelFirst databanken. Voor 566 van deze bedrijven (~93%) kon op basis van naam (en evt. adres) een koppeling gemaakt worden met data uit BelFirst. Voor 416 van deze bedrijven kon in Belfirst de gemiddelde jaarlijkse omzet en voor 520 de gemiddelde jaarlijkse toegevoegde waarde in de periode 2008-2010 achterhaald worden. In onderstaande tabel zijn enkele waarden weergegeven die informatie verschaffen over de verdeling van het personeelsbestand, de omzet, winst en toegevoegde waarde van deze groep bedrijven.

Tabel 7: Data in verband met jaarlijkse personeelsbestand, omzet, winst, toegevoegde waarde in de periode 2008-2010 voor een 450-tal oppervlaktewater-lozers in Vlaanderen

	Personeels leden	Omzet (mio EUR)	Winst (mio EUR)	Toegevoegde Waarde (mio EUR)
gemiddelde	328	231	12	46
mediaan	80	43	0,32	6,69
minimum	1	0	-228	-1
maximum	13 140	14 547	1 444	2 245
som	159 617	96 206	6 353	24 050
n = ...	487	416	520	520

Bron: eigen berekening op basis van Belfirst data

De gemiddelden liggen een heel stuk hoger dan de mediaan wat kan verklaard worden door de aanwezigheid van een kleine groep zeer grote bedrijven zoals Electrabel, Total Belgium, BASF Antwerpen, Delhaize groep, Volvo cars, Umicore, NMBS, Barry Callebaut, Janssen Pharmaceutica, Cargill, General Motors Belgium, Inbev Belgium, Het gaat dus om een grote groep van bedrijven met sterke verschillen. De methode geeft een overzicht voor de hele groep; in de praktijk is het meer aangewezen om subgroepen te gaan bespreken: bijv. "grote ondernemingen" met meer dan 250 VTE, "middelgrote ondernemingen" met 50 tot 250 VTE, "Kleine ondernemingen" met 10-50

VTE en micro-ondernemingen met minder dan 10 VTE. Beter nog is een studie van de concrete maatregelen en hoe die de verschillende bedrijven beïnvloedt. Het belang van dergelijke meer gedetailleerde informatie werd reeds aangegeven in de vorige studie (Meynaerts et al. 2009) met toepassing op maatregelen en hun impact op de textielsector. Hierbij bleek dat op sectorniveau de totale jaarlijkse lasten als aanvaardbaar beoordeeld waren, maar dat voor een aantal bedrijven de totale jaarlijkse lasten onaanvaardbaar hoog waren. Verder onderzoek kan hierover meer klaarheid scheppen.

Ook andere bedrijven dragen lasten voor water en dan met name via de integrale waterfactuur. Het is nog niet duidelijk hoe deze bedrijven kunnen meegenomen worden en ruimtelijk verdeeld kunnen worden.

3.3. TOEGEPASTE INDICATOREN BETAALBAARHEID SECTOR LANDBOUW

Voor de *doelgroep land- en tuinbouw* is eenzelfde indicator toegepast als uit de eerste stroomgebiedbeheerplannen.

Tabel 8: Gehanteerde indicator betaalbaarheid voor landbouw

<i>Jaarlijkse kosten in verhouding tot</i>	<i>aanvaardbaar</i>	<i>verder te bespreken</i>	<i>Onaanvaardbaar</i>
Toegevoegde waarde	< 2 %	2-50 %	> 50 %

De gegevens die nodig zijn voor de berekening van de criteria voor de doelgroep landbouw zijn afkomstig uit het landbouwmonitoringsnetwerk Afdeling Monitoring en Studie (AMS), Departement Landbouw en Visserij. Cijfers uit het landbouwmonitoringnetwerk worden door AMS geëxtrapoleerd naar schaal van Vlaanderen. De bevraging van de bedrijven gaat uit van een steekproefplan zodat representatieve cijfers per bedrijfstype kunnen berekend worden (voor landbouw op basis van landbouwstreek, bedrijfstype en dimensieklasse, voor tuinbouw op basis van bedrijfstype en dimensieklasse). De pluimveesector wordt niet meegenomen in de extrapolatie want gegevens uit het landbouwmonitoringnetwerk zijn voor deze sector niet representatief. De cijfers werden geactualiseerd naar 2009-2011 omdat de inkomens volatieler worden.

Tabel 9: Gehanteerde parameters landbouw

Indicator	Jaartal	Gebruikt cijfer(euro)	Bron
Toegevoegde waarde	2009-2011	1.058 mio	Landbouwrapporten

3.4. TOEGEPASTE INDICATOREN BETAALBAARHEID SECTOR HUISHOUDENS

De financiële draagkracht van de *doelgroep huishoudens* wordt beoordeeld op basis van het jaarlijks beschikbaar inkomen. De focus ligt hierbij op het effect van de maatregelen op de koopkracht van de minst gegoeden (eerste inkomensdeciel, leefloon). Om na te gaan of het 'recht op betaalbaar drinkbaar water voor iedereen' niet geschaad wordt, wordt de waterprijs vóór en ná maatregelen vergeleken met het beschikbaar inkomen. De inkomens en gemiddelde waterprijzen werden gebruikt van het jaar 2011.

Uit recent onderzoek blijkt dat de betaalbaarheid van nutsvoorzieningen problematisch wordt voor een steeds grotere groep mensen (steunpunt tot bestrijding armoede, bestaansonzekerheid en sociale uitsluiting). Hier moet aandacht aan besteed worden via compenserende maatregelen en verhogen van toegang tot waterbesparende maatregelen. In de wetgeving werden een aantal voorzieningen getroffen om de zwakkere groepen te beschermen:

- 15 m³ drinkwater per inwonend gezinslid wordt gratis geleverd. Hierbij moet wel gepreciseerd worden dat het dus enkel om de kost van de levering gaat, de saneringsbijdragen op deze hoeveelheid dienen wel betaald te worden.
- Gerechtigden op (a) het gewaarborgd inkomen voor bejaarden of de inkomensgarantie voor ouderen, (b) het leefloon, (c) de tegemoetkoming of inkomensgarantie voor personen met een handicap, (d) de integratietegemoetkoming voor personen met een handicap, krijgen vrijstelling op de bovengemeentelijke saneringsbijdrage om sociale redenen.
- De gemeenten kunnen beslissen de gemeentelijke saneringsbijdrage niet of slechts gedeeltelijk aan de inwoners door te rekenen (dit gebeurt echter steeds minder), of bepaalde groepen vrijstelling te geven. De praktijk is verschillend naargelang gemeente.

Enkel de gratis 15m³ zit vervat in de gebruikte waarden voor de gemiddelde drinkwaterfactuur.

Tabel 10: Gehanteerde indicatoren betaalbaarheid huishoudens

Jaarlijkse kosten in verhouding tot:	aanvaardbaar	verder te bespreken	Onaanvaardbaar
beschikbaar inkomen, gemiddeld	< 2%	2% - 5%	> 5%
beschikbaar inkomen, 1e deciel	< 2%	2% - 5%	> 5%

Tabel 11: Gehanteerde parameters voor huishoudens

Parameter	Jaar	Cijfers (euro)	Bron
Gemiddelde beschikbaar inkomen per huishouden	2011	36 005	FOD Economie, ADSEI, EU - SILC 2011
Gemiddeld beschikbaar inkomen per huishouden, 10- percentiel	2011	13 396	FOD Economie, ADSEI, EU - SILC 2011
Gemiddelde drinkwaterfactuur	2011	329	http://www.serv.be/serv/nieuws/serv-

			brengt-sociale-aspecten-waterbeleid-kaart 329 euro is berekend voor een huishouden van 2,36 personen dat 88 m ³ verbruikt.
--	--	--	--

3.5. TOEGEPASTE INDICATOREN SECTOR OVERHEID

Voor de doelgroep overheid zijn er voor het eerste SGBP geen criteria vastgelegd. Een mogelijkheid hiervoor is te kijken naar het stijgingsritme van de uitgaven voor waterbeleid. Laurans et al., 2006 vermeldt een maximum stijgingsritme van overheidsuitgaven voor water van 20%, maar hoe deze grens bepaald is, is niet duidelijk. Deze overwegingen zijn vooral relevant om tot een duurzaam en efficiënt stijgingsritme van uitgaven te komen. Om te vermijden dat alle kosten worden gedragen door algemene overheidsmiddelen zonder hier een indicatie van te geven in de betaalbaarheidsanalyse, wordt deze indicator ook meegenomen in de beoordeling. De grens van 20% wordt hierbij gehanteerd als bovengrens, maar belangrijker dan de grens is het absolute cijfer van de stijging. Kosten die gefinancierd worden door de integrale waterfactuur komen hierbij niet aan bod en worden verrekend bij de lasten van de doelgroepen.

Tabel 12: Gehanteerde indicator betaalbaarheid overheid

Jaarlijkse kosten in relatie met	aanvaardbaar	verder te bespreken	onaanvaardbaar
Stijgingsritme jaarlijkse overheidsuitgaven water	< 5%	5% - 20%	> 20%

3.6. INTEGRATIE - KNIPPERLICHTENMETHODE

Voor de evaluatie van de haalbaarheid werd gebruik gemaakt van de knipperlichtenmethode. Groen betekent dat er duidelijk geen probleem is naar haalbaarheid of betaalbaarheid toe. In volgende tabel wordt een overzicht gegeven van de verschillende criteria en waardeschalen die voor de evaluatie van de haalbaarheid gebruikt werden.

Tabel 13: Haalbaarheidscriteria per sector

Doelgroep	Criterium	Groen	Oranje	Rood
Bevolking	% beschikbaar inkomen, gemiddeld	< 2%	2% - 5%	> 5%
	% beschikbaar inkomen, 1e deciel	< 2%	2% - 5%	> 5%
Industrie	% omzet bedrijfsniveau	< 0,5 %	0,5 - 5 %	> 5 %
	% toegevoegde waarde bedrijfsniveau	< 2%	2% - 50%	> 50%
Landbouw	% toegevoegde waarde land- en tuinbouw	< 2%	2% - 50%	> 50%
Overheid	Stijgingsritme jaarlijkse overheidsuitgaven water	< 5%	5% - 20%	> 20%

HOOFDSTUK 4. BENCHMARK-INDICATOREN

4.1. DEFINIËRING BENCHMARK-INDICATOREN

Benchmark-indicatoren zijn eenvoudig te berekenen indicatoren die een indicatie geven per waterlichaam hoe hoog de lasten zijn. Er zijn verschillende indicatoren ontwikkeld voor diverse sectoren. De indicatoren zeggen in absolute vorm niet veel, maar zijn vooral handig om vergelijkingen te maken tussen waterlichamen. In welke waterlichamen wordt relatief veel of relatief weinig uitgegeven in het algemeen en voor specifieke sectoren?

De opgenomen indicatoren zijn:

- Totale lasten per ha per jaar
- Totale lasten per km waterloop
- Totale lasten landbouw per ha per jaar
- Totale lasten huishoudens per inwoner
- Totale lasten industrie per bedrijf
- Totale lasten overheid per km waterloop (bevaarbaar en 1^{ste} categorie).

De Vlaamse Hydrografische Atlas en de afbakening van afstroomgebieden van waterlichamen worden gebruikt om het aantal km waterloop te bepalen. De oppervlakte landbouw per waterlichaam is afgeleid van de VITO landgebruiksk kaart 2010. Het aantal huishoudens is gebaseerd op de gedetailleerde data van het aantal gedomicilieerden per adres. De totale lasten voor industrie worden verdeeld over het aantal puntlozers waarvoor ook maatregelen worden voorgesteld.

4.2. SIGNAALWAARDES VOOR BENCHMARK-INDICATOREN

Betaalbaarheidsgrenzen per sector zijn beschikbaar op Vlaamse schaal. Door voor iedere benchmark-indicator te berekenen wat de totale hoeveelheid is voor Vlaanderen (bijv. huishoudens of km waterloop) en dit te koppelen aan een absolute waardegrens voor de betaalbaarheidscriteria op Vlaamse schaal, kunnen signaalwaardes afgeleid worden per indicator.

Tabel 14: Benchmarkindicatoren op basis van cijfers 2011

Indicator	Gebuurde parameters	Bovengrens oranje	Benchmark oranje	Bovengrens groen	Benchmark groen
Totale lasten per ha per jaar			12.171		1.122
Totale lasten per km waterloop per jaar			731612		67.468
Totale lasten landbouw per ha per jaar	TW: 1.029 mio euro Aantal ha:489.051	50% van TW	1082	2% van TW	43
Totale lasten huishoudens per inwoner per jaar	Beschikbaar inkomen per huishouden: 36.005 euro Gemiddelde drinkwaterfactuur 329 euro/jaar	5% van beschikbaar inkomen	621	2% van beschikbaar inkomen	165
Totale lasten industrie per bedrijf - TW per jaar	TW: 24051 mioeuro Aantal bedrijven: 520	50% van TW	23.125.962	2% van TW	925.038
Totale lasten industrie per bedrijf - Omzet per jaar	Totale omzet: 96206 mioeuro Aantal bedrijven: 416	5% van omzet	11.536.221	0,5% van omzet	1.156.322
Totale lasten overheid per jaar per km waterloop		20% stijging overheidsuit gaven		2% stijging overheidsuit gaven	Nog niet beschikbaar

* TW: toegevoegde waarde

Voor de totale lasten werd de som genomen van de betaalbaarheidsgrenzen voor landbouw, huishoudens en industrie.

Voor landbouw werd de benchmark-indicator afgeleid in functie van de totale toegevoegde waarde voor de landbouw in Vlaanderen en de totale oppervlakte landbouw binnen de waterlichamen in Vlaanderen. Op deze manier werden grenswaardes afgeleid per ha landbouwgebied.

Voor huishoudens is de benchmark-indicator opgesteld in functie van het gemiddeld inkomen per huishouden en verrekend naar een per inwoner-waarde in Vlaanderen. In functie van de totale lasten per waterlichaam en het aantal inwoners per waterlichaam wordt vervolgens getoetst of grenswaardes overschreden worden.

De signaalwaarde voor bedrijven is berekend in functie van een gemiddelde waarde voor de omzet en toegevoegde waarde van de geïdentificeerde bemeeten oppervlaktewaterlozers waarvoor ook economische data konden teruggevonden worden in de Belfirst databank. Voor de gemiddelde toegevoegde waarde zijn data beschikbaar voor een groep van 520 bedrijven en voor gemiddelde omzet zijn data gevonden voor 416 bedrijven met lozingen die ook in de Belfirst-databank zijn opgenomen. Op basis van het aantal lozers in het waterlichaam wordt afgetoetst of deze grenzen worden overschreden.

HOOFDSTUK 5. BATEN VERBETERING OPPERVLAKTEWATERKwaliteit, HYDROMORFOLOGIE EN WATERBODEMS IN SPECIFIEKE WATERLICHAMEN

5.1. SCHATTINGEN VOOR SPECIFIEKE WATERLICHAMEN

Uit de analyse van de resultaten van SGBP 1 werd de noodzaak duidelijk om ook voor specifieke waterlichamen een batenschatting te maken. Niet alle baten kunnen vertaald worden naar schattingen voor specifieke waterlichamen. Voor oppervlaktewaterkwaliteit, hydromorfologie en waterbodems zijn er wel specifieke schattingen mogelijk die in dit hoofdstuk aan bod komen. Voor de aspecten gerelateerd aan grondwaterkwaliteit en - kwantiteit en oppervlaktewaterkwantiteit worden enkel batenschattingen op Vlaamse schaal gehanteerd. Dit komt aan bod in het volgende hoofdstuk.

5.2. ECOSYSTEEDIENSTEN

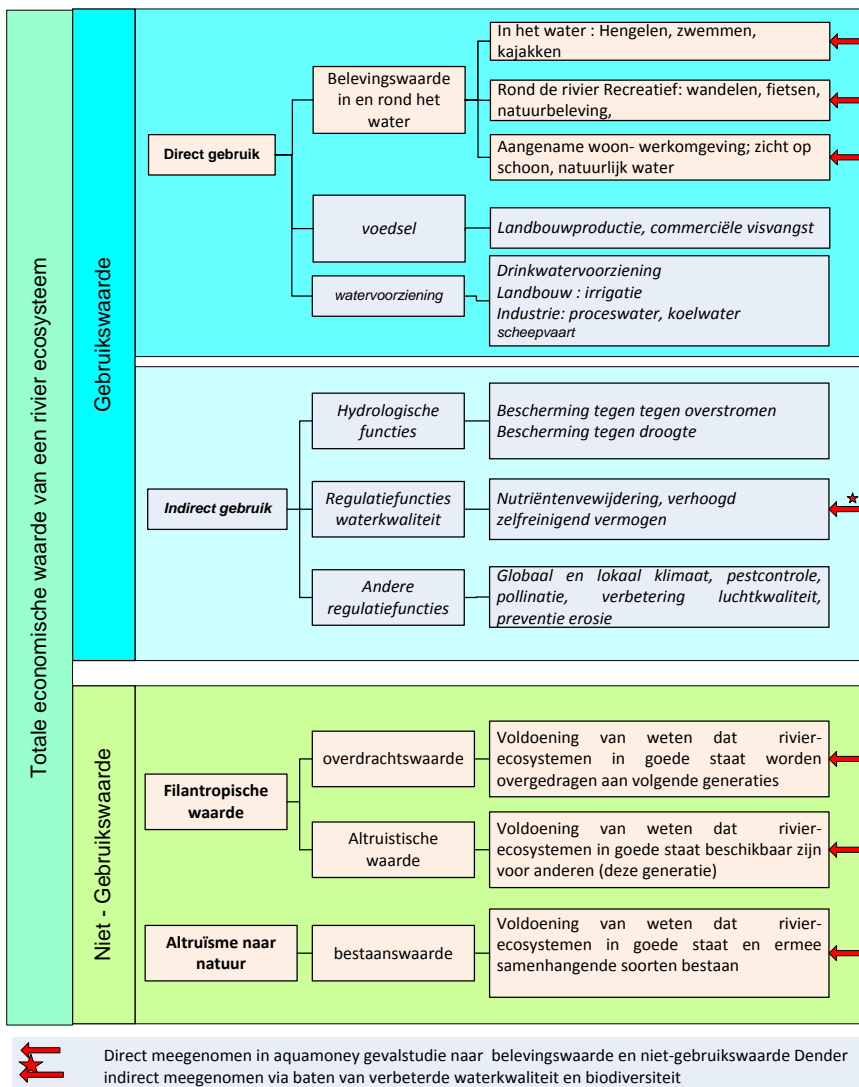
Het analysekader voor de kwantificering en waardering van ecosysteemdiensten wordt gehanteerd om de effecten van de verandering van de toestand van waterlichamen of de effecten van maatregelen of milieudruk op waterlichamen te waarderen. Het concept van ecosysteemdiensten is een denkkader dat vooral sinds de VN Millenium Ecosystem Assessment een grote weerklank heeft gevonden. Dit kader (zie onderstaande figuur) laat toe om op een consistente wijze eerst de fysieke effecten systematisch in kaart te brengen om daarna hiervan de welvaartseffecten te waarderen. Zoals de naam aangeeft staan de goederen en diensten die een ecosysteem aan de mens kan leveren centraal. 4 soorten diensten worden klassiek onderscheiden¹:

- *Producterende diensten*: De producten die uit ecosystemen worden verkregen, zoals bijvoorbeeld genetische bronnen, voedsel, vezels en grondstoffen zoals hout, riet,
- *Regulerende diensten*: De voordelen die worden verkregen uit de regulering van ecosysteemprocessen, waaronder bijvoorbeeld de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten.
- *Culturele diensten*: De immateriële geneugten die mensen putten uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving.
- *Ondersteunende diensten*: deze diensten zijn nodig voor de levering van alle bovenstaande diensten zoals bodemvorming, fotosynthese, voedselkringloop.

Een ecosysteem zoals een zoetwaterrivier levert potentieel een brede waaier van goederen en diensten, zoals aangegeven in de lijst in Figuur 2. Dit overzicht vertrekt vooral vanuit definities van gebruik- en niet-gebruikswaarde en groepeert de verschillende baten niet volgens de indeling van ecosysteemdiensten. De voornaamste diensten zijn echter wel opgenomen.

¹ Er zijn verschillende indelingen van de ecosysteemdiensten mogelijk, met verschillende verwoordingen en Nederlandse vertalingen van oorspronkelijk Engelse termen. We baseren ons hier op de indeling uit de Millenium Ecosystem Assessment en Nederlandse termen consistent met studie ecosysteemdiensten voor Vlaamse Overheid, ANB (Jacobs, S. et al, 2010)

Het effect van de verschillende maatregelen op de ecosystemendiensten in kaart brengen, helpt om de baten van de KRW in te schatten. Dit effect kan dan gekwantificeerd en gewaardeerd worden. De baten van al deze effecten vormen dan de totale economische waarde van de goede toestand binnen de KRW. De totale economische waarde van een waterlichaam is dus de mate waarin een waterlichaam baten levert aan de maatschappij. Deze waarde is geen louter financiële waarde zoals Figuur 2 duidelijk toont. Er is ook een niet-gebruikswaarde waarin de waarde is weergegeven voor toekomstige generaties en het bestaan van de waterloop voor planten en dieren. Daarnaast kan de totale waarde van een waterlichaam meer zijn dan de totale economische waarde bijv. ecologische waarde, intrinsieke waarde (zonder water sterft al het leven op aarde).



Bron: op basis van Nera, 2009, Brouwer, 2007

Figuur 2: Mogelijke onderdelen van de totale economische waarde van een verbetering van de toestand van een rivierecosysteem

Internationaal wordt gewerkt aan verbeterde classificaties van ecosystemendiensten binnen TEEB en CICES. De indeling in Tabel 15 die ook wordt toegepast in dit rapport is hieruit afgeleid.

Tabel 15: Overzicht van ecosysteemdiensten en relevantie voor batenschatting

TEEB classificatie	Liekens et al. 2013 (gebaseerd op CICES V4)	Relevantie
PRODUCTIE DIENSTEN		
Voedsel	1 Landbouwproductie	Verlies in kostenschatting landbouwmaatregelen
	2 Zoetwaterdieren en –planten incl. in situ aqua-cultuur	Weinig relevant
	3 Wild/niet-gecultiveerde producten	Niet relevant
Water	4 Drinkwatervoorziening	Relevant maar moeilijk te becijferen, zeker op niveau van een specifiek waterlichaam.
Grondstoffen	5 Hout	Weinig relevant
	6 Andere plantaardige en dierlijke grondstoffen bijv. riet, pels	Weinig relevant
Genetische en medische grondstoffen	7 Genetische, medicinale en cosmetische bronnen	Niet relevant
Energie	8 Biobrandstoffen	Niet relevant
REGULERENDE DIENSTEN		
Luchtkwaliteit	9 Afvang pollutie door planten	Relevant in overstromingsgebieden
Klimaatregulering	10 Koolstofsequestratie	Relevant in overstromingsgebieden
Hinder	11 Geluidsbuffer	Niet relevant
	12 Bescherming overstromingen getijdegebied – kust	Relevant voor bepaling effect overstromingsbeheer
	13 Bufferen piek afvoer	Relevant voor bepaling effect overstromingsbeheer
Waterregulering	14 Water infiltratie	Relevant in overstromingsgebieden
	15 Water retentie	Relevant in overstromingsgebieden
Waterkwaliteit	16 Nutriënten-retentie	Relevant voor bepaling effect waterkwaliteit
Erosiepreventie	17 Erosiepreventie	Relevant voor bepaling effect waterbodems
Bodemvruchtbaarheid	18 In stand houden bodemvruchtbaarheid	Niet relevant
Pollinatie	19 Pollinatie	Niet relevant
Biologische controle	20 Natuurlijke plaag- en ziektebestrijding (incl. invasieve soorten)	
ONDERSTEUNENDE DIENSTEN & Habitat**		
Instandhouding levenscyclus	21 Ondersteunende diensten andere	Niet apart gewaardeerd
Instandhouding genetische diversiteit	22. ondersteunende diensten kraamkamers	Niet apart gewaardeerd
CULTURELE DIENSTEN & Beleving ***		
	23 Beleving van omwonenden	Relevant
	24 Recreatie en toerisme	Relevant
	25 Fysieke en mentale gezondheid	Relevant
	26 Cultureel erfgoed, spirituele en symbolische waarde	Weinig relevant
	27 Gemeenschapsbaten, sociale cohesie	Relevant
	28 Educatie en ecologische kennis	Relevant
	29. Niet-gebruiks waarde	Relevant
*: Gebaseerd op Liekens et al. 2013; TEEB; Kettunen et al. 2010		
**: Deze diensten zijn ondersteunend voor andere diensten. Biodiversiteit in brede zin.		

De meest relevante diensten die worden beïnvloed door integraal waterbeleid zijn de regulerende diensten en de culturele diensten. De regulerende diensten zitten vaak al inherent verweven in de

definitie van de goede toestand. Het realiseren van een goede waterkwaliteit of preventie van erosie is een doelstelling, maar kan niet tegelijkertijd beschouwd worden als een baat van de realisatie van deze doelstelling. Het zijn daarentegen de baten die hieruit volgen voor bijvoorbeeld de scheepvaart, recreatie en landbouw die van belang zijn voor de disproportionaliteitsanalyse. Wel kunnen bijvoorbeeld door de realisatie bijkomende natuur door hermeandering en oeverzones een hele reeks bijkomende regulerende diensten gerealiseerd worden zoals C-opslag en afvang van fijn stof. Deze baten zijn geen doelstelling van integraal waterbeleid, maar kunnen wel beschouwd worden als bijkomende baten van de realisatie ervan en zijn dus relevant voor de disproportionaliteitsanalyse. Deze baten hangen vaak samen met de implementatie van specifieke maatregelen zoals landbouwmilieumaatregelen en overstromingsgebieden en zijn moeilijker te verwerken in algemene batenschattingen voor het realiseren van de goede toestand.

Zeer relevant maar moeilijker te becijferen, zeker op waterlichaam-schaal, is de dienst drinkwatervoorziening. Deze dienst heeft te maken met het beschikbaar zijn van water voor gebruik als drinkwater, irrigatiewater en koel- en proceswater. Deze baten worden gegenereerd door maatregelen die waterretentie en waterkwaliteit beïnvloeden, waardoor er enerzijds minder risico op watertekorten is en er anderzijds minder kosten voor zuivering van drinkwater moeten gemaakt worden. In het volgende hoofdstuk wordt een ruwe inschatting gemaakt voor deze dienst op niveau Vlaanderen. Op het niveau van waterlichamen is dit niet mogelijk.

Andere relevante diensten zijn vooral de culturele diensten (recreatie en beleving).

De totale economische waarde kan je op verschillende wijzen meten:

- Top-down: de totale economische waarde wordt in zijn geheel geschat door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor een goede toestand
- Bottom-up: alle ecosysteemdiensten worden afzonderlijk gewaardeerd door verschillende waarderingmethoden toe te passen.

Beide benaderingen zijn toegepast in deze analyse en worden afzonderlijk besproken.

5.3. 'TOP-DOWN' SCHATTING BATEN GOEDE WATERSTATUS OPPERVLAKTEWATERLICHAAM












5.3.1. THEORIE

De waardering van de diensten is gebaseerd op de vraag van de gebruikers naar dit soort diensten. Bij gebrek aan marktprijzen voor belevingswaarde en niet-gebruikswaarde kan men op basis van methodes uit de milieueconomie schatten hoe de gemiddelde burger deze diensten waardeert. Dit wordt uitgedrukt in een 'bereidheid tot betalen' (in euro per huishouden per jaar) om een specifieke dienst, zoals watergebonden recreatie, te verkrijgen. Een algemeen overzicht van dergelijke methodes is gegeven in LNE, 2007 en Liekens et al., 2008. Voor de top-down schatting wordt de methode van uitgedrukte of geuite voorkeuren toegepast. Dit betekent dat mensen gevraagd worden om hun betalingsbereidheid uit te drukken. Er zijn verschillende manieren om deze uitgedrukte voorkeuren te meten. Eén manier is de contingente waarderingmethode of CVM. In deze methode wordt aan de mensen gevraagd hoeveel ze bereid zijn om jaarlijks te betalen voor een verbetering (scenario) door middel van een bijkomende watertaks. Meer specifiek wordt gepeild naar de betalingsbereidheid van de mensen voor de realisatie van de gewenste waterkwaliteit en toestand van de rivier. Een tweede manier is keuze-modellering of keuze-experimenten. Hierbij laat men mensen kiezen tussen verschillende situaties, met uiteenlopende milieukwaliteiten en watertaksen, waarbij mensen de te betalen watertaks afwegen

tegen het milieugoed dat ze verkrijgen (specifieke verbetering milieukwaliteit). Een voorbeeld van zo een keuze-experiment is weergegeven in Figuur 3. Op basis van de keuzes van de respondenten tussen de verschillende mogelijkheden in verschillende keuze-kaarten (één bevraging bestaat bijvoorbeeld uit 5 verschillend samengestelde keuze-kaarten) kan men de gemiddelde bereidheid tot betalen schatten voor een specifieke verbetering van de toestand van de rivier.

In deze studie zijn beide methodes gehanteerd voor de top-down schatting. Een CVM met betaalkaarten is gebruikt voor de lage schatting, een keuze-experiment is gebruikt voor de hoge schatting. De laatste methode geeft in het algemeen een hogere betalingsbereidheid dan de eerste. Waarom deze methoden zo verschillende uitkomsten kunnen geven is niet zeker. De CVM ligt meestal lager omdat mensen daar vermoedelijk strategischer (bewust wat lager) kunnen antwoorden dan bij een keuze-experiment. Anderzijds dwingt een keuze-experiment mensen om de bovengrens van hun betalingsbereidheid op te zoeken.

Figuur 3: Voorbeeld van een keuzekaart in een keuze-experiment








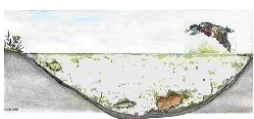

	Grote-Neten	Demers	Geen-van-beiden De-toestand-blijft-zoals-beschreven-in-het-scenario.
Maatregel			
Waterkwaliteit	goede-kwaliteit 	zeer-goede-kwaliteit 	matige-kwaliteit 
Soortrijkdom	hoog, met bedreigde soorten 	gemiddeld, geen bedreigde soorten 	laag 
Omvang/locatie	Herenthout-Geel (ongeveer 35 km waterloop) 	Aarschot-Diest (ongeveer 20 km waterloop) 	Er vinden nergens verbeteringen plaats.
Extra-watertaks-per-huishouden-per-jaar	10€-per-jaar	125€-per-jaar	0€

5.3.2. KEUZE-EXPERIMENT IN DE DENDER VOOR SGBP 1

Voor de schatting van de totale baten van het bereiken van de 'goede toestand' van oppervlaktewater vormt de bandbreedte uit de gevalstudie van de Dender, die werd uitgevoerd in het Europese Aquamoney project (Liekens et al., 2009; Schaafsma et al., 2009), een goed vertrekpunt.

In deze studie is de betalingsbereidheid (BTB) van mensen voor de 'goede toestand' gepeild via een keuze-experiment waarbij zij kozen tussen scenario's voor de Dender waarvoor de kwaliteit van natuurlijke oevers, waterkwaliteit en biodiversiteit varieert in combinatie met een extra heffing voor de financiering van maatregelen. Op basis van hun afwegingen tussen een hogere heffing en de goede toestand voor de Dender kunnen we de bereidheid tot betalen voor de goede toestand afleiden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen kenmerken met betrekking tot waterkwaliteit,

hydromorfologie (natuurvriendelijke oevers) en biodiversiteit. De respondenten voor deze studie zijn ad random geselecteerd op basis van de afstand van de woonplaats tot de Dender (tot 30 km). Deze respondenten werden via brief uitgenodigd om deel te nemen aan een internet-enquête. Daarnaast konden mensen bijkomend deelnemen aan de enquête wat niet enkel leidde tot meer respondenten maar ook tot respondenten op grotere afstand. Dit leverde 800 bruikbare antwoorden op.

Attribuut	A. Dender in Aalst (stad)	B. Dender in Liedekerke (dorp)	C. Dender in Kapellemeersen (natuurgebied)	D.
Wandelen/fietsen	 Slecht: Betonnen oeververdediging	 Matig: gebruik van bijv. stortstenen.	 Goed: zo natuurlijk mogelijk (plasberm, niet versterkt)	Geen van de drie dwz dat in de drie gebieden de situatie voor wandelen, kajakken en op vlak van natuur slecht blijft.
Kajakken	 Goed: het water heeft geen schuim en er is geen geurhinder	 Matig: het water heeft af en toe een weinig schuimvorming en soms treedt er geurhinder op	 Slecht: het water kent regelmatig schuimvorming en er is regelmatig geurhinder.	
Natuur	 Matig: Een 15-tal courante soorten vis zoals stekelbaars, paling,blankvoorn. Beperkt aantal soorten vogels en insecten. Enkele waterplanten.	 Slecht: weinig soorten, enkel veel voorkomende vis, vogels. Weinig waterplanten	 Goed: De rivier kent een overvloed aan vis-, vogel- en plantensoorten, waaronder ook beschermde soorten zoals bittervoorn en biermje, maar ook trekvisen zoals beekforel.	
Extra Watertaks	10€	10€	20€	

Figuur 4: Keuzekaart bij keuze-experiment Dender

De cijfers voor deze studie waren maar ten dele specifiek toe te passen voor de Dender. Het aandeel mensen van alle respondenten die echt gebruik maken van de Dender om te recreëren was beperkt. Hoewel de betalingsbereidheid voor de realisatie van de goede toestand hoog was, was dit in beperkte mate specifiek voor de realisatie van de goede toestand van de Dender. De informatie over het afstandsverval (betalingsbereidheid in functie van afstand tot de Dender) geeft aan dat ook mensen op verdere afstand een betalingsbereidheid hebben. Rekening houdende met de motieven die mensen opgeven om te betalen, doen zij dit niet noodzakelijk voor de Dender, maar voor de goede toestand van waterlopen in het algemeen, en dus zouden zij dit ook doen voor een andere waterloop. Respondenten geven verder aan weinig tot geen verschil te maken voor een kwaliteitsverbetering over een kleiner of een groter deel van de Dender (20 versus 40 km), zodat er weinig redenen zijn om aan te nemen dat zij significant meer willen betalen als bij meerdere waterlopen de toestand verbetert.

Op grond van deze overwegingen is in het kader van de disproportionaliteitsbeoordeling van het eerste stroomgebiedsbeheersplan de schattingen van de belevings- en niet-gebruikswaarde voor de Dender gehanteerd als een schatting voor de betalingsbereidheid voor de realisatie van de goede status in alle Vlaamse oppervlaktewateren. De resultaten werden afgerond op 500 miljoen euro om aan te geven dat het gaat om ordes van grootte.

5.3.3. BIJKOMENDE ANALYSES VOOR SGBP 2

In 2011 zijn er bijkomende bevestigingen georganiseerd binnen een aantal onderzoeksprojecten voor VITO, federaal wetenschapsbeleid en een aantal lokale stakeholders (ANB, regionale landschappen, VLM). De resultaten van deze nieuwe enquêtes laten toe om de top-down benadering beter te onderbouwen. Figuur 5 geeft een overzicht van de locatie van de verschillende gevalstudies.

Figuur 5: Situering van de verschillende gevalstudies



In ieder van deze gevalstudies werden specifieke keuze-experimenten opgezet, die in grote lijnen voortbouwden op de gevalstudie van de Dender, maar dieper ingaan op specifieke aspecten:

- Demer-Nete: De bedoeling van deze studie was om het substitutie-effect op de betalingsbereidheid van de huishoudens beter te schatten. Het substitutie-effect vertrekt van de theorie dat de betalingsbereidheid voor een kwaliteitsverbetering beïnvloed wordt door verbeteringen op andere nabijgelegen rivieren. Een verandering van de waterkwaliteit zal lager gewaardeerd worden als er een andere rivier met dezelfde kwaliteit dichtbij ligt, dan wanneer er geen andere rivier of een rivier met een lagere kwaliteit in de nabijheid ligt. Door twee nabije rivieren in de bevestiging op te nemen wordt beter rekening gehouden met het substitutie-effect en het afstandsverval (als iemand verder van een rivier afwoont wil hij minder betalen voor verbeteringen). Verder werden de veranderingen in hydromorfologie uitgebreid tot een 'ruimte voor de rivier'-scenario (hermeandering). De resultaten van deze bevestiging worden gebruikt als onderbouwing voor de methode van de opschaling van gegevens van gevalstudies naar andere gelijkaardige rivieren in Vlaanderen.
- Oude Kale-Leie: Hier lag de focus op het verschil in betalingsbereidheid tussen grote en kleine rivieren. De uitgedrukte betalingsbereidheid voor een kleinere, minder gekende waterloop (Oude Kale, categorie 1) was inderdaad lager als voor een grotere, bekendere waterloop. Dit is ook de reden waarom een toestandsverbetering van nog kleinere waterlopen (categorie 2-3) niet werd gebruikt als basis voor de waardering en enkel is gekeken naar bevaarbare en categorie 1 waterlopen.
- Wijers: In deze case werd de betalingsbereidheid getoetst voor een verbetering van de toestand voor een vijvercomplex nabij Zonhoven. Dit wordt gebruikt om te oordelen hoe betalingsbereidheid wordt beïnvloed voor een ander type waterlichaam.

- De resultaten van alle cases zijn ook vergeleken om de consistentie in betalingsbereidheid te toetsen tussen gebieden.
- Er is ook bijkomend bevestigd of mensen enkel wensten te betalen voor hun eigen bekken of ook voor andere bekkens in Vlaanderen. Specifiek werd via de contingente waarderingmethode bevestigd hoeveel mensen wensten te betalen voor het realiseren van de goede toestand in hun bekken of voor heel Vlaanderen. Voor de mensen die kozen voor hun eigen bekken werd extra bevestigd of ze toch nog een bijkomend bedrag wensten te betalen voor de rest van Vlaanderen.

5.3.4. LESSEN GELEERD UIT DE NIEUWE BEVRAGINGEN

De resultaten van de individuele studies zijn in aparte rapporten (zie Liekens et al. 2011 en 2012) gerapporteerd en kunnen geraadpleegd worden op de website van de natuurwaardeverkenner bij de achtergronddocumenten (www.natuurwaardeverkenner.be)

De resultaten van de Demer/Nete en Oude Kale/Leie bevestigen in grote lijnen de omvang van de betalingsbereidheid voor de goede toestand maar geven enkele bijkomende accenten:

- De algemene betalingsbereidheid voor goede toestand bevestigt de grootte-orde van de betalingsbereidheid voor de Dender maar ligt ongeveer 10% tot 30% lager.
- De betalingsbereidheid voor individuele kenmerken verschilt naargelang de bevraging. Waterkwaliteit en biodiversiteit worden iets lager gewaardeerd in de nieuwe bevragingen. Het grootste verschil is echter voor het kenmerk hydromorfologie (van matige naar goede toestand), waar de betalingsbereidheid in de nieuwe studies voor niet-leden van een natuurvereniging veel lager ligt dan bij de Dender. Dit is mogelijk te wijten aan het feit dat in de gevalstudie van de Demer/Nete de goede toestand betrekking heeft op hermeandering (herinrichting vallei), wat een meer ingrijpende maatregel is dan de beschreven goede toestand voor de oevers van de Dender. De betalingsbereidheid voor deze maatregel is gemiddeld gezien laag (2 euro/hh). Respondenten die ook lid zijn van een natuurvereniging hebben wel een grotere betalingsbereidheid voor dit type ingrepen.

Het vastgestelde afstandsverval en het substitutie-effect verlopen anders in deze bevragingen dan bij de Dender:

- Het effect van de afstand tot de rivier op de betalingsbereidheid is groter. De betalingsbereidheid van iemand die op 20 km van de Demer woont en vlakbij de Nete, ligt lager voor een verbetering in de Demer dan van een persoon die vlakbij de Demer woont. Hier speelt ook het substitutie-effect. Als de bewoners dicht bij ander waterlopen wonen, zullen ze minder willen betalen dan iemand die geen waterloop in zijn onmiddellijke omgeving heeft.
- Het afstandsverval tussen een kleinere, onbekendere rivier (Oude Kale) en een grotere, bekende rivier (Leie) is vergelijkbaar maar het substitutie-effect speelt voor de kleinere waterlopen (cat. 1) sterker dan voor de grote bevaarbare waterloop in dit geval de Leie. Bij deze laatste categorie is geen substitutie-effect van de kleine waterloop vastgesteld, maar enkel een afstandsverval-effect.

De bevraging voor de Wijers leert ons dat er ook een betalingsbereidheid is voor de goede toestand van vijvers. Er is een vergelijkbaar afstandsverval. De moeilijkheid bij de interpretatie en opschaling van de gegevens is dat de betalingsbereidheid niet sterk bepaald wordt door de omvang van het gebied (hier aantal vijvers: betalingsbereidheid voor 50 vijvers van 50 ha is slechts 1,5 maal groter als de betalingsbereidheid voor 1 vijver van 1 ha). Dit betekent dat de vastgestelde betalingsbereidheid voor 1 ha vijver niet zo maar transfereerbaar is naar andere vijvergebieden.

De bevraging van de betalingsbereidheid voor een goede toestand in het eigen bekken of Vlaanderen geeft bijkomend interessante resultaten. Via een contingente waarderingstudie met een betaalkaart gaven de respondenten zelf een bedrag aan. Deze bevraging geeft aan dat de respondenten gemiddeld 67 euro per huishouden per jaar willen betalen voor het verkrijgen van een goede toestand. Dit is vergelijkbaar met de resultaten in de Denderstudie. In deze bevraging is expliciet gevraagd of de respondent dit bedrag enkel wil betalen voor zijn bekken of voor gans Vlaanderen of België. Aan diegenen die aangaven dat ze het geselecteerde bedrag enkel voor hun bekken wensten te betalen, werd expliciet gevraagd of ze nog extra wilden betalen voor de rest van Vlaanderen. Slechts 16% antwoordde op deze vraag ja. De resultaten van de bevraging zijn weergegeven in Tabel 16. Gelijkaardige resultaten vindt men bijvoorbeeld ook terug in een studie in Wallonië (Bouscasse et al. 2011).

Tabel 16: Resultaten van de contingente waardering rond betalingsbereidheid voor de realisatie van de goede toestand

Extra taks	%	Gemiddelde WTP (euro/jaar /huishouden)	Bijkomende WTP voor Vlaanderen (aandeel)	Bijkomende WTP voor Vlaanderen (euro/jaar/huishouden)
Enkel voor eigen bekken	20%	64 euro	16% (van de 20%)	35 euro
Voor gans Vlaanderen	40%	87 euro		
Voor gans België	20%	95 euro		
Ik wil niet extra betalen	20%	0 euro		

5.3.5. VERWERKING RESULTATEN VOOR DISPROPORTIONALITEITSANALYSE

Als **ondergrens** van de top-down approach worden de nieuwe cijfers uit de CVM studie gebruikt (Tabel 16) omdat hier beter onderscheid kan gemaakt worden tussen betalen voor het eigen bekken en betalen voor Vlaanderen in zijn geheel. In de vorige versie hebben we aangenomen dat 100% van de huishoudens voor gans Vlaanderen wil bijdragen. De nieuwe benadering leidt op schaal Vlaanderen tot een totale baat van 150 miljoen euro.

Voor de toewijzing naar het lagere schaalniveau van het waterlichaam wordt de informatie uit bovenstaande tabel vertaald naar de lokale context in functie van het aantal huishoudens en de totale lengte van de waterloop (bevaarbaar en categorie 1). In de bevraging werd gevraagd hoeveel mensen wilden betalen voor een goede ecologische toestand van de waterlopen. Er werd hen ook gevraagd of ze dit bedrag enkel voor hun eigen bekken wilden betalen of voor gans Vlaanderen of België. De onderstaande formule maakt gebruik van de resultaten van beide vragen. 20% van de respondenten gaf aan enkel voor zijn eigen bekken te betalen met een gemiddelde waarde van 64 euro. We gaan er voor deze respondenten vanuit dat er vooral een betalingsbereidheid is voor de realisatie van de goede toestand in nabij gelegen waterlopen. Daarom wordt deze waarde waterlichaam-specifiek toegepast op basis van de huishoudens die tot het waterlichaam behoren. Hierbij wordt verondersteld dat de betalingsbereidheid specifiek voor het eigen bekken verdeeld kan worden naar waterlichaam op basis van het aantal huishoudens in het waterlichaam.

Van de mensen met een specifieke betalingsbereidheid per bekken wil nog 16% bijkomend betalen voor de rest van Vlaanderen (een bedrag van gemiddeld 35 euro extra). Daarnaast wil 40% van de respondenten betalen voor alle waterlopen in Vlaanderen en 20% voor alle waterlopen in België. Deze bedragen voor Vlaanderen/België worden proportioneel verdeeld over de waterlichamen op basis van de lengte van de waterlopen.

De volgende formule wordt gebruikt:

$$20\% * \text{aantal huishoudens in het waterlichaam} * 64\text{euro} + (3.20\% * \text{aantal huishoudens in Vlaanderen} * 35\text{euro} + 40\% * \text{aantal huishoudens in Vlaanderen} * 87\text{euro} + 20\% * \text{aantal huishoudens in Vlaanderen} * 95\text{euro} * 58\%^1) * \text{lengte specifiek waterlichaam/totale lengte waterlichamen in Vlaanderen}$$

¹ We nemen op basis van cijfers voor Vlaanderen en Wallonië aan dat ongeveer 58% van de totale lengte van de Belgische oppervlaktewaterlopen in Vlaanderen ligt.

Deze baten gelden voor het verkrijgen van een goede toestand in zijn geheel. Er kan geen onderscheid gemaakt worden tussen verschillende tussenliggende niveaus van kwaliteitsverbetering (vb. van slecht naar matig).

Als **bovengrens** van de top-down methode wordt de betalingsbereidheid voor een goede toestand op basis van het keuze-experiment voor de Demer/Nete genomen. De grootte-orde van de resultaten in deze studie zijn vergelijkbaar met de andere gevalstudies en in deze functie wordt het best rekening gehouden met de verschillende beïnvloedende ruimtelijke factoren zoals afstand en substitutie. Deze twee parameters zijn cruciaal in het ruimtelijk toewijzen van belanghebbenden. Uit de bevraging Oude Kale/Leie blijkt wel dat er geen substitutie-effect van de Oude Kale (categorie 1) waar te nemen is op de betalingsbereidheid van de Leie. Aangezien er geen andere experimenten bestaan die de resultaten van Oude Kale/Leie bevestigen, wordt ervoor geopteerd om voorzichtigheidshalve het substitutie-effect toe te passen. Dit kan betekenen dat door toepassing van de Demer/Nete functie de betalingsbereid voor grote bevaarbare waterlopen zoals Schelde en Leie onderschat wordt omdat wel een substitutie-effect van categorie 1 waterlopen in rekening wordt gebracht.

De afgeleide waarderingsfunctie houdt rekening met verschillende factoren:

- Kenmerken van het waterlichaam: lengte waterloop waarover toestand verbetert;
- Kenmerken van de 'goede toestand': mate waarin waterkwaliteit, oevers en biodiversiteit verbeteren;
- Inkomen: naarmate inkomen hoger is, is de betalingsbereidheid hoger;
- Afstand: als men dichterbij de waterloop woont (meer kans dat men er gebruik van maakt, men er zich bij betrokken of verantwoordelijk voor voelt), is de betalingsbereidheid hoger;
- Substituten: als men meer waterlopen heeft in de onmiddellijke omgeving (een straal van 5 km) waarin de toestand van de waterkwaliteit verbetert, is de betalingsbereidheid lager;
- Lid van natuur of milieubeweging: leden van natuur- of milieubeweging hebben een hogere betalingsbereidheid.

Al deze kenmerken zijn in de bevraging getoetst. Het gegeven dat de bevraging de theoretisch verwachte verbanden aantoont, is ook een belangrijke test die aangeeft dat de vraagstelling goed begrepen is.

Doordat in een keuze-experiment de kenmerken van goede toestand kunnen gevarieerd worden, kan ook een schatting gegeven worden van tussenstadia m.a.w. stadia waar niet alle kenmerken goed zijn en de goede toestand niet volledig wordt bereikt. Op basis van deze functie kunnen de resultaten beter gelinkt worden aan specifieke maatregelenpakketten, indien men kan bepalen wat de invloed ervan is op de waterkwaliteit, hydromorfologie (rechtstreeks maatregel) en biodiversiteit.

De functie geeft voor een gemiddeld huishouden de volgende waarden:

	Basis	KWAL g	KWAL zg	HYDRO m	HYDRO g	HYDRO zg	SOORT m	SOORT g	Totaal
WTP euro/hh/j aar	28,9	52,1	26,8	5,6	1,3	2,0	38,7	21,4	176,9
Aandeel in totale WTP %	16	29	15	3	1	1	22	12	100

kw= waterkwaliteit, hydro=hydromorfologie, soort=soortenrijkdom, o=ontoereikend, m = matig, g=goed, zg=zeer goed

Om te verduidelijken hoe deze functie wordt toegepast, wordt dit geïllustreerd met een fictief voorbeeld. Stel dat oppervlaktewater in Vlaanderen op dit moment gemiddeld een matige kwaliteit en soortenrijkdom hebben en een slechte toestand voor hydromorfologie. Indien een pakket maatregelen ervoor zorgt dat de oppervlaktewateren een goede toestand bereiken voor alle kenmerken, dan heeft een gemiddeld gezin jaarlijks een betalingsbereidheid van 109,3euro voor deze verbetering in één rivier (28,9 (bedrag dat afhangt van karakteristieken van huishouden) + 52,1 (wijziging van waterkwaliteit matig naar goed) + 5,6 (wijziging van hydromorfologie slecht naar matig) + 1,3 (wijziging van hydromorfologie matig naar goed) + 21,4 (wijziging van soortenrijkdom matig naar goed).

De informatie uit de contingente waarderingsmethode wordt gebruikt om de baten berekend via deze functie te verdelen over de waterlichamen. 16,8% wordt geschaald via het aantal huishoudens in het waterlichaam zelf omdat 16,8% (20%-3,2%) van de huishoudens aangaf enkel voor zijn eigen bekken (waterlichaam) te willen betalen, 63,2% via de totale lengte categorie 1 en bevaarbare waterlopen in het waterlichaam (% van de huishoudens die voor gans Vlaanderen of zelfs België willen betalen).

De functie kan moeilijk in zijn originele vorm toegepast worden op alle waterlichamen in Vlaanderen. De mensen werd gevraagd of ze wensten te betalen voor een verbetering in één specifieke waterloop. Hierdoor is er geen informatie over hoeveel ze nog bijkomend wensen te betalen voor een tweede of een derde waterloop. Wel is er informatie over het effect van de lengte van de verbetering op de betalingsbereidheid (de bijkomende betalingsbereidheid voor een grotere lengte in goede status is echter redelijk beperkt). Daarom werd op basis van de originele functie een pragmatische functie ontwikkeld die de waarden schaalt naar een betalingsbereidheid voor een extra km verbeterde waterloop. Deze aangepaste functie werd toegepast om de baten voor de goede toestand voor gans Vlaanderen te berekenen voor 63,2% van de huishoudens in Vlaanderen en verrekend naar een euro/km waterloop categorie 1 en bevaarbaar (101,21 euro/km in eerste deel van de formule). Om de verschillende stappen binnen het bereiken van de goede ecologische toestand werd gebruik gemaakt van de aandelen berekend in de formule hierboven. Voor de 16.8% huishoudens die enkel voor het eigen waterlichaam willen betalen wordt de

aangepaste functie vermenigvuldigd met het aantal km waterloop dat verbetert binnen het waterlichaam (deel 2 van de formule).

Om de gemiddelde WTP in Vlaanderen te berekenen wordt verondersteld dat een gemiddeld huishouden minstens op 5 km een waterloop heeft en binnen een straal van 5km ongeveer 28.400m waterloop categorie 1 en bevaarbaar kan vinden (gemiddelde berekend op basis van ruimtelijke spreiding inwoners en ligging waterlopen volgens Vlaamse hydrografische atlas).

Per waterlichaam wordt dan de volgende formule gebruikt:

$$(0,1620+0,2944*kwalo/m-m/g+0,1525*kwalg-zg+0,0315*hydroo-mat+0,0077*hydromg + 0,0113*hydrog-zg+0,2195*soorto-m+0,1211*soortm-g/zg) *lengte som bevaarbaar en cat1 van waterlichaam in m* 101,21 + (0,0641+0,2277*kwalo/m-m/g+0,1179*kwalg-zg+0,0244*hydroo-m+0,0060*hydrom-g+0,0087*hydrog-zg+0,1697*soorto-m+0,0936*soorto/g-g/zg) * lengte som bevaarbaar en cat1 van waterlichaam in km * 16,8% * aantal huishoudens waterlichaam$$

kwalo=waterkwaliteit, hydro=hydromorfologie, soort=soortenrijkdom, o=ontoereikend, m = matig, g=goed, zg=zeer goed

Om deze functie te gebruiken, moet de gebruiker de toekomstige situatie van het waterlichaam schatten en de functie invullen volgens onderstaande tabel. We verkrijgen dan de totale economische waarde voor een verbeterde toestand van het waterlichaam.

Op basis van de assumptie dat alle waterlichamen wijzigen van matig naar zeer goed voor waterkwaliteit en soortenrijkdom, van ontoereikend naar goed voor hydromorfologie en dat de kenmerken van de huishoudens binnen een waterlichaam gemiddeld gelijk zijn aan een gemiddeld Vlaams huishouden is de totale economische waarde voor een goede ecologische toestand van de waterlichamen in Vlaanderen ongeveer 300 miljoen euro.

Wateraspect	huidig	toekomst	Parameter1	Waarde1	Parameter2	Waarde2	Parameter3	Waarde3
indien bij waterkwaliteit	ontoereikend	ontoereikend	Kwal o/m-m/g	0	Kwal g-zg	0		
	ontoereikend	matig		1		0		
	ontoereikend	goed		2		0		
	ontoereikend	zeer goed		2		1		
	matig	matig		0		0		
	matig	goed		1		0		
	matig	zeer goed		1		1		
	goed	goed		0		0		
	goed	zeer goed		0		1		
indien bij hydromorfologie	ontoereikend	ontoereikend	Hydro o-m	0	Hydro m-g	0	Hydro g/zg	0
	ontoereikend	matig		1		0		0
	ontoereikend	goed		1		1		0
	ontoereikend	zeer goed		1		1		1
	matig	matig		0		0		0
	matig	goed		0		1		0
	matig	zeer goed		0		1		1
	goed	goed		0		0		0
	goed	zeer goed		0		0		1
indien bij soortenrijkdom (biologische kwaliteit)	ontoereikend	ontoereikend	Soort o-m	0	Soort m-g/zg	0		
	ontoereikend	matig		1		0		
	ontoereikend	goed		1		1		
	ontoereikend	zeer goed		1		1		
	matig	matig		0		0		
	matig	goed		0		1		
	matig	zeer goed		0		1		
	goed	goed		0		0		
	goed	zeer goed		0		1		

5.4. 'BOTTOM-UP' SCHATTING BATEN GOEDE WATERSTATUS OPPERVLAKTEWATERLICHAAM

Zoals eerder aangegeven worden in de bottom-up schatting alle ecosysteemdiensten afzonderlijk gewaardeerd door verschillende waarderingmethoden toe te passen. Hiervoor is kennis nodig over hoe watersystemen functioneren, welke verschillende diensten ze leveren en hoe deze levering verandert door de ingrepen uit het maatregelenprogramma.

Daarnaast zijn gegevens nodig om de monetaire waarde van deze geleverde diensten te schatten. Voor goederen en diensten die op een markt verhandeld worden, worden marktprijzen gebruikt. Voor goederen en diensten die niet op een markt worden verhandeld, worden originele waarderingstudies of cijfers uit de literatuur gebruikt.

5.4.1. PRODUCERENDE DIENSTEN

Producterende diensten worden niet meegenomen als baat in de disproportionaliteitsanalyse.

Landbouwproductie kan wel beïnvloed worden door de maatregelen die genomen worden (bijv. verlies aan productie door beperking mestgebruik). Het verlies van deze dienst is eerder een negatieve baat en is reeds opgenomen langs de kostenzijde van het maatregelenprogramma (bijv. kosten door oogstverlies gewassen).

Commerciële visvangst als producerende dienst kan mogelijk toenemen door een verbetering van de waterstatus, maar is weinig relevant voor Vlaanderen.

Door herstelmaatregelen als ruimte voor de rivier en de creatie van oeverzones zou de productie van riet en wilg kunnen toenemen, hetgeen als materiaal kan geoogst worden of als sprokkelhout kan gebruikt worden. Voor de batenschatting is dit weinig relevant. Enerzijds zijn de markten voor dergelijke materialen in Vlaanderen zeer klein (bijv. riet voor daken), anderzijds is gebruik van materiaalstromen uit natuurbeheer voor energiegebruik in praktijk niet zo evident.

Het commercieel gebruik van deze materialen als materiaal of biomassa-reststromen gebeurt zeer weinig in praktijk omwille van 3 praktische beperkingen. Ten eerste is er een logistieke beperking. Om schade aan de bodemstructuur zo veel mogelijk te beperken wordt erop aangedrongen dat er geoogst wordt met zo licht mogelijk materiaal (8 m³ opraapwagens). Die wagens mogen bovendien niet meer dan twee keer hetzelfde pad volgen. Deze eisen maken dat slechts weinig landbouwers ofwel het geschikte materieel hebben ofwel bereid zijn om onder deze condities te werken. Ten tweede is er een contractuele beperking. Beheerders van natuurgebieden willen de vrijheid behouden om het beheer aan te passen aan nieuwe inzichten, wat maakt dat langetermijn afnamecontracten minder courant zijn. Ten derde is er een organisatorische beperking. Oogsten gebeurt in vele gevallen door vrijwilligers, wat maakt dat er geoogst wordt wanneer zij beschikbaar zijn, niet wanneer de weersomstandigheden het gunstigst zijn.

Voor het beheer van bermen van waterlopen is er wel een mogelijkheid. Voor het ganse traject aan waterwegen, onder het beheer van NV De Scheepvaart, komt er per jaar 1750 ton bermmaaisel vrij dat kan ingezet worden als biomassa-reststroom. Door meer ecologisch beheer zou dit wel dalen (Cornelus et al. 2013).

Watervoorziening is uiteraard wel relevant. Een deel van de baten wordt geschat via de vermeden schade van droogte en vermindering zuiveringskosten drinkwatermaatschappijen in hoofdstuk 5. Deze baten kunnen moeilijk geschaald worden voor een waterlichaam.

5.4.2. REGULERENDE DIENSTEN

Een aantal regulerende diensten zijn relevant voor specifieke inrichtingen van gebieden en maatregelen zoals overstromingsgebieden en landbouwmilieumaatregelen. We bespreken ze hier illustratief. Ze zijn niet meegenomen in de berekeningen in de tool.

→ **Verbetering luchtkwaliteit groene oevers, ruimte voor rivier**

Vegetatie filtert verschillende verontreinigende componenten uit de lucht. Zwevend fijn stof komt in contact met bladeren en takken, slaat daar op neer en zal vervolgens door de regen afspoelen naar de bodem. Gasvormige pollutanten als ozon en stikstofoxiden kunnen opgenomen worden door de bladeren via de huidmondjes. Vluchtige componenten, zoals PCB's en dioxinen, kunnen door een waslaagje op de bladeren opgenomen worden door middel van adsorptie. Ammoniak (NH_3) wordt in de vorm van ammonium (NH_4^+) afgezet op de bladeren. Bij regen spoelt dit van de bladeren en wordt in de bodem omgezet tot salpeterzuur, waardoor de bodem verzuurt.

De bijdrage van vegetatie op het filteren van vervuilende componenten is afhankelijk van het type vegetatie, het type verontreiniging, de locatie en inplanting van de vegetatie. Wat betreft de vegetatie, geldt dat bomen het meest effectief zijn in het vastleggen van schadelijke stoffen. In algemene zin neemt de effectiviteit af van bomen, via heesters en kruidachtigen naar gras. Op basis van Oosterbaan 2006 en 2011 is een extrapolatie gemaakt naar watergebonden ecosystemen (slikken en schorren, groene oevers).

Tabel 17: Hoeveelheid fijn stof afgevangen voor relevante landgebruiken in waterbeheer in kg PM per ha per jaar

natuurtype	Min (kg PM /ha.jaar)	Max (kg PM/ha.jaar)
Weiland	18	36
Oeverzone met grasland	18	36
Schorren met lage vegetatie	18	36
Schor of oeverzone met bos	36	73
Oeverzone met overwegend riet, rietkraag	22	50
Oeverzone met overwegend zegge, ruigte	18	36
Knotbomenrij	25	50

Bron: Oosterbaan (2006) omgerekend naar scores, kg/ha en euro/ha door Vito in functie van soort vegetatie.

Voor de monetaire waardering wordt voortgebouwd op studies en kengetallen over de schade van uitstoot van fijn stof voor de menselijke gezondheid, die ontwikkeld zijn in het kader van Europese studieprogramma's en toegepast worden voor het luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen. De meest recente kengetallen zijn berekend in het kader van een achtergrondstudie voor VMM-Mira (De Nocker et al, 2010). Hieruit komt een eenheidskost van 54 euro/kg PM. Deze kost komt overeen met de vermeden kost voor gezondheidsschade in landelijk gebied.

De dosis-effect relaties voor het schatten van gevolgen van luchtverontreiniging door fijn stof worden verondersteld ook van toepassing te zijn voor het fijn stof dat wordt afgevangen door vegetatie. De kleinere deeltjes zijn schadelijker en hebben een hoger aandeel in luchtverontreiniging maar ze worden minder efficiënt afgevangen door vegetatie. In lijn met recente studies over lokale effecten van vegetatie op luchtkwaliteit hanteren we hiertoe de volgende uitgangspunten (Vos P., 2012):

- aandeel PM 2.5 in omgevingslucht = 60 %
- efficiëntie afvang PM 2.5 in vergelijking met PM 2.5-10: 20 %

Om deze baat te berekenen per waterlichaam moet men het aantal ha per landgebruikstype vermenigvuldigen met het overeenkomstige getal in de tabel. Om de monetaire waarde te bekomen vermenigvuldigt men deze uitkomst met 54 euro en men bekomt de jaarlijkse baat.

→ **Vermeden sediment in waterloop**

De baten van groene oevers en hermeandering zijn dubbel. Enerzijds zal er minder erosie optreden ten opzichte van bijv. landbouwgrond, anderzijds kan er ook sediment achterblijven bij overstromen van het gebied met rivierwater. Hierdoor verbetert de waterkwaliteit waardoor er mogelijk minder kosten nodig zijn om het water te zuiveren en minder risico's zijn voor de gezondheid (zie later). Daarnaast moet er ook minder gebaggerd worden. De kwantificatie hiervan is niet zo evident. In het Sigmaplan werd een rudimentaire schatting gemaakt voor vermeden erosie op basis van bodemverlies van polderakkers, het aantal sediment dat in de Schelde terecht komt, aantal ha dat overstromingsgebied werd en het soortgelijk gewicht. In totaal werd geraamd dat ongeveer 8040 m³ niet meer in de vaargeul terecht komt door de aanleg van 4000 ha overstromingsgebieden. Het wegvangen van sediment uit het water werd geschat aan de hand van de turbiditeit van het water. Bij een soortgelijk gewicht van 250 kg/m³ is er een slibafzetting van 2m³/ha in het overstromingsgebied per overstroming (De Nocker en Liekens, 2004). De waardering kan gebeuren aan de hand van vermeden bagger- en verwerkingskosten. Deze laatste kunnen sterk variëren afhankelijk van de kwaliteit van het slib. De kosten voor het baggeren zelf werden ingeschat op 5-10 euro/ton (Broekx et al. 2010). De verwerkingskosten kunnen oplopen tot meer dan 100 /ton.

→ **Kinderkamerfunctie bij groene oevers, ruimte voor rivier, ...**

Kinderkamers dragen als habitat meer dan gemiddeld bij tot het overleven van jonge dieren tot de volwassen leeftijd (Beck et al. 2001). Ondiepe zomerwarme habitatten zoals slikken en schorkreken, mangroves, zeegrasbedden en brakwatergebieden fungeren typisch als kinderkamer. Kinderkamers voor vis worden onderscheiden van andere habitatten op basis van één of meer van de volgende meetbare eigenschappen. Er is een permanent verbinding tussen kinderkamers en adulte habitats. Door de verhoogde productiviteit kunnen kinderkamers hogere densiteiten per eenheid oppervlakte ondersteunen. Het voedselaanbod in combinatie met het relatief warmere water stimuleert de specifieke groei. Het ondiepe karakter weerhoudt predatoren en verhoogt de specifieke overleving.

Deze dienst brengt verhoogde baten voor hengelen en eventueel commerciële visvangst met zich mee doordat er enerzijds meer soorten beschikbaar zijn en anderzijds de hoeveelheid van een soort kan toenemen.

Kwantificering van deze dienst is niet mogelijk omdat er te weinig informatie beschikbaar is hierover. Er moet voornamelijk kennis zijn over de productie van juvenielen, de overlevingskansen voor verdere stadia en over de extra toelevering vanuit de kraamkamers naar de adulte stock waardoor meer zou kunnen gevangen worden. Verder is er weinig kennis over hoe hengelaars een ruimer soortenaanbod zouden waarderen ten opzichte van de voor hen momenteel interessante soorten.

Voor de inrichting van de Hemmepolder (Ijzer) als schorregebied werd een ruwe inschatting gemaakt van de invloed van een betere kinderkamerfunctie voor garnalen op de garnaalvangst. Deze baat werd geschat op jaarlijks 140.000 tot 460.000euro afhankelijk van het scenario (gebied van 27,8 ha als respectievelijk binnendijks overstromingsgebied (57000m³ getijdenvolume) dan wel volledige ontpoldering (98000 m³ getijdenvolume)) (Liekens et al. 2006).

5.4.3. CULTURELE DIENSTEN

→ Recreatie

De baten van recreatie omvatten het gebruik van waterlopen of de omgeving langs waterlopen om te wandelen, fietsen, vertoeven langs het water of watersporten uit te oefenen zoals zwemmen en kajakken, hengelen en pleziervaart. De bottom-up schatting van deze baten hangt af van de schatting van het aantal gebruikers en de waardering per gebruik. Vervolgens worden de baten verdeeld over de individuele waterlichamen.

Aantal gebruikers

Een eerste stap is het schatten van het aantal gebruikers op basis van het aantal bezoeken aan water per jaar per 'gemiddelde Vlaming' en per type activiteit.

In de batenschatting voor het 1^{ste} SGBP was dit afgeleid op basis van eenvoudige aannames: 70 % van de bevolking doen 6 tot 12 bezoeken/jaar en aangevuld met cijfers uit het beleidsplan 'Waterrecreatie en toerisme van de waterwegen en kust in Vlaanderen' voor specifieke watersporten (Resource Analysis et al., 2003).

De aannames en onderbouwing voor het aantal gebruikers en bezoeken aan water is verbeterd op basis van:

- Specifieke enquêtes door VITO over watergerelateerde recreatie (gegevens over aantallen bezoeken en bezoekfrequenties)
- Aanvullende literatuurgegevens over recreatie – toerisme in groen

In de reeds eerder vermelde bevestigingen (keuze-experimenten) werd aanvullend aan de respondenten vragen gesteld over recreatie. Een eerste vraag ging in op hoe dikwijls men in het afgelopen jaar buitenshuis ging recreëren in groene ruimte (park, bos, natuurgebied, zee, rivier, etc.). Een tweede vraag ging specifiek in op hoeveel maal per jaar een aantal activiteiten werden uitgeoefend langs, op of in het water. Water werd hierbij gedefinieerd als een publieke waterloop, meer of vijver, maar omvatte geen privé-vijvers of de zee.

De tweede vraag geeft een aanzienlijk hoger aantal trips dan de eerste vraag (78 bezoeken tov gemiddeld 35 bezoeken). Dit is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat bijv. wandelen met de hond en functionele verplaatsingen rond water worden meegeteld.

De antwoorden uit vraag 2 van de bevraging worden gewogen aan het aantal recreatiedagen uit de eerste vraag omdat meer informatie aanwezig is over het type van recreatie in de tweede vraag maar de antwoorden op de eerste vraag nauwer aansluiten bij andere bevragingen over aantal trips buitenshuis (sociale culturele verschuivingen-enquêtes en informatie van Toerisme Vlaanderen) (zie hoofdstuk 6). Dit leidt tot een gemiddeld aantal van 41 bezoeken per inwoner.

Tabel 18: Informatie over frequentie per activiteit nabij water uit VITO bevragingen verrekend naar gemiddeld aantal dagen bezoek aan groene ruimte per jaar per inwoner

Activiteiten nabij water	Totaal (bezoeken per inwoner per jaar)
wandelen, fietsen, picknick	19.9
joggen	3.8
Zwemmen	1.55
Hengelen	1.08
Watersport (kajak, zeilen, surfen...)	0.76
Gemotoriseerd	0.45
focus natuur	4.20
Andere	9.24
Totaal	40.95

Andere: overzet, rusten, mediteren, fotografie...

De bevraging is gebeurd bij 18 tot 75-jarigen. Er zijn geen gegevens voor Vlaanderen bekend van bezoeken door kinderen (-18 jaar) en ouderen (+75 jaar). Op basis van gedetailleerde gegevens per leeftijdscategorie van Engeland (NECR, 2012) en demografische gegevens voor Vlaanderen wordt geschat dat ouderen (+75 j.) gemiddeld 40 % minder bezoeken brengen. Voor jongeren en kinderen wordt aangenomen dat zij de helft minder bezoeken brengen. Het totaal aantal trips (recreatief of functioneel) nabij of op water is dan ongeveer 235 miljoen per jaar in Vlaanderen.

Het aantal hengelaars wordt overschat ten opzichte van de officiële visverloven. Hiervoor zijn twee verklaringen mogelijk: mensen vullen dit ook in als ze hengelen op privéwater en mensen die vissers met een visverlof vergezellen vullen hengelen ook in als activiteit. Het aantal officiële visverloven was ongeveer 61.000 in 2007. Door het aantal gratis jeugdvisverloven zijn deze weer wat toegenomen. Daarnaast zijn er nog 110.000 hengelaars die vissen op privéwateren. Normaal zouden deze laatste niet in de bevraging mogen aangegeven hebben dat ze hengelen want privé-vijvers worden niet meegerekend. Volgens een studie van INBO (NARA, 2005) zouden de hengelaars gemiddeld 38,24 keer per jaar vissen. In combinatie met het aantal visverloven betekent dit dat in totaal het aantal hengelbeurten in publieke waterlopen ligt op 2,34 miljoen trips. Inclusief de hengelaars op privéwateren neemt het aantal trips toe tot 7,3 miljoen. Dit ligt in de buurt van het aantal trips uit de bevraging (ongeveer 6 miljoen trips).

Volgens WES (2004) zal een gemiddelde toerist gemiddeld 107 dagen per jaar van zijn boot gebruik maken (ongeveer 40% van deze 107 dagen vaart hij niet uit, maar geniet hij op zijn boot van het water). Uit een mondelinge mededeling van de FOD mobiliteit wordt het aantal geregistreerde vaartuigen incl. zeiljachten geschat tussen de 40.000-50.000. Op basis van de verkochte immatriculatieplaten (een verplichte registratieplaat voor vaartuigen) (pleziervaart in cijfers, 2011) zou het gaan om 49.100 vaartuigen (hierin zitten ook kajaks ed.). Het aantal trips door

gemotoriseerd verkeer wordt door de bevraging onderschat indien men de twee bovenstaande cijfers combineert (5 miljoen trips op basis bovenstaande ten opzichte van een 3 miljoen trips uit onze bevraging). Anderzijds wordt een deel van het aantal vaartuigen toegewezen aan niet-gemotoriseerde vaartuigen die in een andere categorie vallen in onze bevraging.

Opvallend uit de bevragingen is dat er volgens onze enquêtes relatief veel (8 miljoen zwemtrips in Vlaanderen) wordt gezwommen in onze waterlopen hoewel de waterlopen daar niet meer op voorzien zijn. Dit heeft te maken met de verbeterde waterkwaliteit en wijst op het potentieel van een goede waterkwaliteit voor deze activiteit.

De assumptie is dat indien de kwaliteit van omgeving stijgt, bestaande recreanten meer recreëren en dat er nieuwe recreanten worden aangetrokken. Vesterinen et al. (2010) hebben aangetoond dat in Finland een verbetering van de waterhelderheid met 1 meter zicht het aantal trips van zwemmers en vissers verhoogt, zodanig dat het consumentensurplus toeneemt met 6% voor zwemmers en met 15 % voor vissers. Bij die verbetering stijgt het aantal jaarlijkse zwemtrips met 6% van 26.52 tot 28.12 en het aantal vistrips met 10% van 20.78 tot 22.90. Het aantal "vaar"trips is wel niet significant verschillend bij een dergelijke verbetering van de waterhelderheid. Er zijn niet meteen andere studies gekend die het effect van de KRW op een toename van het aantal gebruikers schat. De studie uit Finland is moeilijk toepasbaar op Vlaanderen aangezien het grote verschil in verdeling van het aantal recreanten (bijv. hoog % hengelaars) met ons land.

Waardering

Er zijn geen Vlaamse waarderingsstudies beschikbaar die de belevingswaarde van recreanten voor een betere waterkwaliteit apart schatten. Wel bestaan er cijfers hiervoor uit verschillende buitenlandse studies. In de afgelopen jaren zijn recreanten bevraged naar hun 'bereidheid om te betalen' voor een betere waterkwaliteit en/of meer natuurlijke oevers. Hieruit blijkt dat recreanten dit belangrijk vinden en hiervoor ook willen betalen. Zij willen o.a. betalen omdat zij hierdoor meer of beter kunnen genieten van hun activiteit (gebruikswaarde). Daarnaast hebben mensen ook een niet-gebruikswaarde (zie verder). De kengetallen die uit de verschillende studies komen, zijn qua grootteorde met elkaar vergelijkbaar.

Op basis van een literatuurstudie voor MIRA in 2008 (Liekens en De Nocker, 2008), aangevuld met een Amerikaanse studie (Parsons et al., 2003), wordt de extra betalingsbereidheid voor recreatie bij een goede ecologische toestand in Vlaanderen afgeleid.

Tabel 19: Aantal recreatieve trips naar water en de monetaire waardering ervan

Activiteiten nabij water	waarde verbetering (euro/bezoek) min.	aantal trips (1000trips/jaar)	totaal keuro/jaar
wandelen, fietsen, picknick, joggen	0,18	128.844	23.192
Zwemmen	3,5	8.435	29.523
Hengelen	1,8	6.780	12.204
Watersport (kajak, zeilen, surfen...)	0,45	4.120	1.854
Gemotoriseerd	0,45	2.786	1.254
focus natuur	0,18	26.295	4.733
Andere	0,18	57.804	10.405
Totaal		235.065	83.165

Verdeling van baten naar waterlichamen

De baten worden verdeeld over het waterlichaam op basis van het aantal inwoners binnen het waterlichaam. Er wordt hierbij vanuit gegaan dat gebruikers vooral de lokale waterlopen gebruiken en slechts in mindere mate verder gelegen gebieden. Een voordeel van deze methode is dat ze eenvoudig en eenduidig toe te passen is, een nadeel dat er geen rekening wordt gehouden met de aantrekkelijkheid van een bepaald waterlichaam voor een bepaalde activiteit. (Voor gemotoriseerde waterrecreatie hebben we de bezoeken wel slechts toegewezen aan de waterlichamen die bevaarbare waterlopen hebben.

Hiervoor zou de volgende informatie moeten beschikbaar zijn:

- Informatie rond het aantal gebruikers van een waterlichaam (meestal niet beschikbaar)
- Kenmerken van het waterlichaam:
 - o Wandelen/fietsen: weg of jaagpad, groene omgeving, deel uitmakend van route of netwerk, weerhouden functies van de rivier, nabijheid veerdienst (informatie over jaagpaden is niet publiek beschikbaar)
 - o Hengelen: visplaatsen (kaartmateriaal beschikbaar)
 - o Kajakken: clubs
 - o Pleziervaart : bevaarbaarheid (beschikbaar) en jachthaven, mogelijkheid tot aanmeren (zeer gefragmenteerd beschikbaar)

Informatie rond het aantal gebruikers is lokaal soms beschikbaar onder de vorm van metingen, tellingen of gegevens van organisaties. Deze tellingen zijn meestal dagtellingen of weektellingen. Ze moeten dan nog wel geëxtrapoleerd worden naar jaarlijkse aantallen. De mogelijkheid wordt in de tool geboden om deze eigen cijfers in te geven.

Een andere manier om de recreatiebaten in te schatten is het bepalen van de bestedingen in de toeristische sector. In hoofdstuk 7 komt de mogelijke invloed van verbeterde waterkwaliteit op de omzet in de toeristische sector aan bod.

→ **Baten van een aangename woonomgeving**

Verschillende studies naar belevingswaarde van binnenstedelijk gebied geven aan dat de aanwezigheid van groen en water het meest bepalend zijn voor de sfeer en de gezelligheid van de stad (Aertsens et al., 2012). De aanwezigheid van water (met goede oppervlaktekwaliteit) heeft een belangrijke invloed op de vastgoedwaarde in de omgeving. In 2009 werd dit effect verkend voor woningen nabij water op basis van een studie voor Nederland. Dit effect is mogelijk substantieel (Brouwer, 2007). De basis (één studie) is evenwel beperkt en de vertaling naar Vlaanderen is ruw.

Er zijn recent meer buitenlandse studies verschenen die aangeven dat verbetering van waterkwaliteit leidt tot hogere prijzen van vastgoed (Kroll and Cray, 2010 ; Poor, Pessagno and Paul 2007; Mourato et al., 2011). Naar toepasbaarheid voor Vlaanderen blijft enkele de gebruikte studie in 2009 over (Brouwer, 2007). De vertaling naar Vlaanderen is verfijnd waardoor de resultaten meer waterlichaamafhankelijk zijn. De andere studies bevestigen wel de grootteorde in deze studie.

Brouwer (2007) bekijkt eerst het effect van de nabijheid van water. De afstand tot de waterloop heeft een effect op de woningprijzen. Hoe groter de afstand hoe kleiner het effect. Het effect ebt ook volledig weg na 500m. Corrigerend voor het afstandseffect, is het effect van een verbetering van het doorzicht als volgt:

Tabel 20: Stijging woningprijs in functie van doorzicht voor woningen binnen 500 meter van de waterloop

Type	Stijging woningprijs per 10cm verbetering doorzicht
Meer	0,50%
Beek	0,30%
Kanaal	0,20%
Grote rivier	0,50%

Bron: Brouwer, 2007

De bovenstaande studies die een verband vinden tussen waterkwaliteit en woningprijzen bekijken meestal specifiek het doorzicht van water. In Vlaanderen zijn echter weinig metingen van doorzicht beschikbaar. Om toch bovenstaande cijfers in functie van verbeterd doorzicht toe te passen, wordt daarom vooral gebruik gemaakt van de normen. Indien er in het waterlichaam geen metingen voorhanden zijn van de huidige status, wordt de huidige status gelijk gesteld aan de matige status in de normering. Om de baten van de goede toestand te bepalen gaan we er vanuit dat deze toestand evolueert naar goed.

Onderstaande tabel geeft een voorbeeld van normen voor doorzicht voor een rivier. Indien het effect op het doorzicht geschat kan worden voor een specifiek maatregelenpakket, kan ook specifieker de baat geschat worden van dit maatregelenpakket. Dit is echter niet het geval.

Tabel 21: Grenswaardes voor doorzicht in rivieren

Parameter	Eenheid	Status	Grenswaarde
Secchi	m	Zeer goed	2
Secchi	m	Goed	0,9
Secchi	m	Matig	0,6
Secchi	m	Ontoereikend	0,45

De meerwaarde is een eenmalige baat. Om deze te vergelijken met de andere jaarlijkse baten wordt de meerprijs gespreid over een tijdshorizon. Een gemiddeld woonhuis in Vlaanderen kost 192.179 euro of een jaarlijkse waarde van 8.946 euro/jaar (prijzen 2010, discontovoet 4%, tijdshorizon 50 jaar).

Door het aantal woningen binnen de 500 m van de waterlopen te bepalen per waterlichaam, kan deze baat per waterlichaam berekend worden.

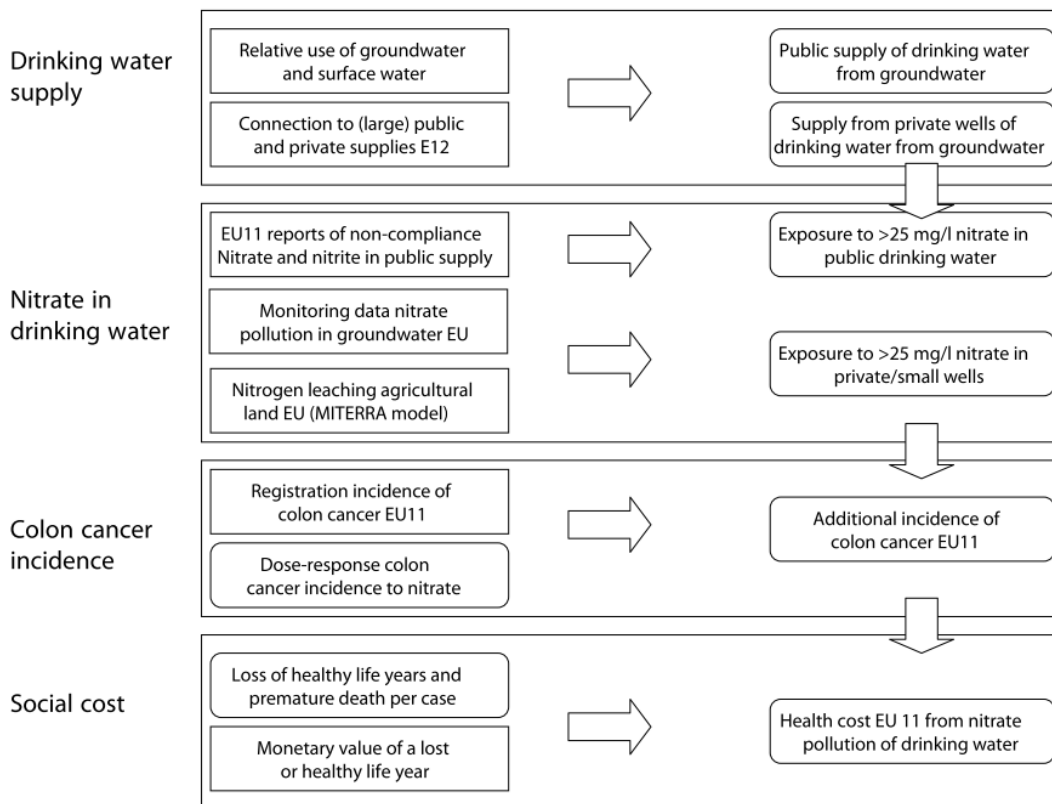
In totaal zijn er in Vlaanderen 670.000 woningen binnen een straal van 500m van een bevaarbare/categorie1- waterloop. Gecombineerd met de bovenstaande aannames brengt dit de totale baat van een verbeterde oppervlaktewaterkwaliteit (een verbetering van het doorzicht met 30 cm) op 81 miljoen euro .

Door het aantal woningen binnen een straal van 500m van de waterlopen en het gemiddelde doorzicht te bepalen in het waterlichaam, kan deze baat per waterlichaam berekend worden. We hebben een tabel beschikbaar van het aantal huishoudens binnen 500m per waterlichaam bevaarbaar/cat1.

→ **Gezondheid (effect van nitraat emissies)**

Schade aan menselijke gezondheid (o.a. darmkanker) door nitraat in drinkwater is geschat door Brink en van Grinsven (2011) op basis van de analyse in het Europese Exiopol project (Exiopol, 2011). De bandbreedte varieert van 0 euro (geen effecten) tot 0,7 (0,1 – 2,4) euro/kg emissie N naar water als Europees gemiddelde en bij aanname van gezondheidseffecten boven 25 mg/l nitraat in drinkwater. Onderstaande figuur geeft een overzicht van de verschillende stappen in de schatting van de effecten.

Figuur 6: Stappen in de bepaling van gezondheidsschade door nitraat in drinkwater



Bron: Brink en van Grinsven, 2011

De blootstelling is geschat aan de hand van parameters geschat per land m.b.t. het aandeel grondwater en oppervlaktewater in de drinkwatervoorziening, het aandeel drinkwater uit putten voor privégebruik, % overschrijdingen van 25 mg/l grenswaarde voor NO_3 in drinkwater, afspoeling van stikstof van landbouwland, ... Dit leidt tot een schatting dat 5,9 % van de Belgen drinkwater gebruikt met meer dan 25 mg/l nitraat. Dit is vergelijkbaar met het Europese gemiddelde van 6,4 %.

Men schat vervolgens het aandeel van de bevolking, dat blootgesteld is aan concentraties boven de 25 mg/l nitraat en de hieraan gelinkte gezondheidseffecten (aantallen extra kankers). Een centrale aanname is dat er gezondheidseffecten optreden boven concentraties van 25 mg/l nitraat in drinkwater. Een opmerking hierbij is dat de norm voor nitraat in drinkwater in de EU 50 mg/l bedraagt (Drink Water directive (Directive 98/83/EC)). Deze is in overeenstemming met de WHO richtlijn van 1970 en 2007. De nitraatrichtlijn bevestigt ook voor grondwater en oppervlaktewater de 50 mg/l grens. Deze grenzen zijn compromissen die geen rekening houden met het mogelijk effect van nitraat als precursor van nitrosamines (N-nitrosoverbindingen) die (mogelijk) carcinogeen zijn (Grizzetti, 2011).

De dosis-effect relaties zijn afgeleid van Amerikaanse studies. Hierbij wordt aangenomen dat een gebruik van drinkwater met meer dan 25 mg/l nitraat leidt tot een verhoging (verdubbeling) van het risico op darmkanker voor inwoners die meer dan gemiddeld vlees eten (deze mensen hebben reeds een verhoogd risico op darmkanker).

De economische waardering van kankergevallen houdt rekening met fysiek en mentaal leed als gevolg van leven met darmkanker en vervroegde sterfte. Hiertoe worden de cijfers met betrekking tot waardering van verlies van een levensjaar gehanteerd en waardering van kwaliteitsverlies van een levensjaar met kanker uitgedrukt in Daly's (dissability adjusted life years). De kengetallen en aannames zijn consistent met hoe gezondheidseffecten voor andere milieuproblemen worden verrekend in Europese projecten (Externe E project) en door VMM-Mira (Torfs, 2003).

Op basis van de gehanteerde aannames wordt voor België geschat dat nitraat in drinkwater leidt tot ongeveer 115 extra gevallen van darmkanker, wat overeenkomt met een toename van 3%. Dit komt overeen met een schadekost voor België van 24 miljoen euro of omgerekend 2,4 euro/inwoner. Dit cijfer is iets lager dan het gemiddelde voor Europa (2,9 euro/inwoner). Dit komt verder neer op 2,4 euro/kg afspoeling nitraat van landbouwgronden. Dit is een heel stuk boven het Europese gemiddelde van 0,7 euro/kg.

Deze cijfers werden gecorrigeerd voor Vlaanderen. Er kunnen bedenkingen gezet worden bij de aannames voor grondwatergebruik uit eigen putten. In de studie werd voor België aangenomen dat 90% van de inwoners toegang heeft tot leidingwater. In Vlaanderen ligt dit aantal op 97,4%. Op basis van de cijfers uit van Grinsven, 2010 en Vlaamse cijfers wordt voor Vlaanderen een totale schadekost door nitraat in drinkwater herschat op 9 miljoen euro/jaar.

De baten van maatregelenprogramma's hangen samen met de mate waarin de maatregelen de bepalende factoren (nitraat in grondwater, afspoeling) beïnvloeden.

→ Niet-gebruikswaarde

Mensen willen ook betalen voor een 'goede toestand' omdat ze zich mede verantwoordelijk voelen voor de 'goede toestand' en omdat ze natuurlijke en gezonde watersystemen met ruimte voor planten en dieren willen doorgeven aan toekomstige generaties.

Omdat het zeer moeilijk is om de gebruiks- en niet-gebruikswaarde van een gebruiker van elkaar te scheiden, wordt de totale waarde van de niet-gebruikers vaak als proxy voor de niet-gebruikswaarde genomen. Hiervoor moeten de niet-gebruikers ingeschat worden, wat veel onzekerder is dan het inschatten van het aantal gebruikers. Voor Vlaanderen wordt het totaal aantal huishoudens verminderd met het aantal huishoudens/gebruikers bij het minimum. Voor het maximum worden alle huishoudens meegenomen.

De niet-gebruikswaarde kan enkel gemeten worden via uitgedrukte voorkeuren (bevragingen) en omdat zij abstracter is, is het moeilijker om hiervoor een hypothetische marktsituatie te simuleren. De kengetallen uit de BAG (EA, 2003) zijn het beste onderbouwd, niettegenstaande de kengetallen slechts gebaseerd zijn op één studie.

De kengetallen hebben betrekking op de niet-gebruikswaarde voor verbeterde ecologische kwaliteit van oppervlaktewater en kunnen uitgebreid worden met kengetallen voor watergebonden natuur (groene oevers). Hiervoor zijn de Nederlandse studies van Witteveen + Bos (2006) geschikt omdat deze ook in Vlaanderen zijn uitgevoerd.

Enkel de niet-gebruikswaarde voor de groene oevers wordt op Vlaamse schaal meegenomen. Hier moet nog een oplossing gevonden worden om deze waarde te linken aan de maatregelen (groene oevers, hermeandering enz. euro) binnen een waterlichaam.

HOOFDSTUK 6. BATEN VERBETERING WATERKWANTITEIT EN GRONDWATERKWALITEIT IN VLAANDEREN

6.1. BATEN NIET ALTIJD TOEWIJSBAAR AAN WATERLICHAMEN

Voor een aantal baten is het zeer moeilijk om een vertaling te maken naar specifieke waterlichamen, omdat de methodes om de baten te ramen zeer generiek zijn of de baten zich vaak op een hoger schaalniveau uiten. Concreet gaat het over de goede toestand van waterkwantiteit en grondwater.

In 2009 werden voor het 1^{ste} SGBP de volgende baten hiervoor gecijferd:

Tabel 22: Baten verbetering waterkwantiteit en grondwaterkwaliteit in Vlaanderen

Batencategorie	Aantal 'gebruikers' (mio) (2)	Jaarlijkse baten in mio euro (1)		
		Lage schatting	Hoge schatting	Onzekerheid (3)
B. Goede toestand waterkwantiteit en grondwater				
<i>vermeden materiële schade door overstromingen</i>	<i>5% opp.</i>	<i>50</i>	<i>100</i>	<i>c</i>
<i>vermeden andere schade door overstromingen</i>		<i>nb</i>	<i>Nb</i>	
<i>vermeden kosten voor baggeren</i>		<i>Bij waterbodems</i>		<i>a</i>
<i>vrijwaring grondwaterkwaliteit</i>	<i>2,5 hh</i>	<i>125</i>	<i>125 + ?</i>	<i>d</i>
<i>vermeden kosten drinkwaterprod.</i>		<i>12</i>	<i>12 + ?</i>	<i>c</i>
<i>vermeden materiële kosten als gevolg van droogte</i>		<i>20</i>	<i>20 + ?</i>	<i>d</i>
<i>duurzame watervoorziening voor mens en natuur</i>		<i>nb</i>	<i>Nb</i>	

Gezien geen actuelere cijfers beschikbaar zijn voor de disproportionaliteitsanalyse, worden deze cijfers opnieuw gehanteerd. Er wordt nog kort wat meer achtergrond gegeven bij deze cijfers in de volgende paragrafen. Meer informatie is terug te vinden in Meynaerts et al. (2008).

6.2. VERMEDEN SCHADE OVERSTROMINGEN

In Vlaanderen ligt ongeveer 5% van de totale oppervlakte in overstromingsgevoelig gebied. Bijgevolg zijn grote baten te verwachten van maatregelen die de kans op overstromingen of de schade bij overstroming kunnen beperken. Het risico op overstromingen wordt bepaald door de kans dat een gebied onder water komt bij hevige neerslag of stormtij en de schade die in dat geval wordt verwacht voor gebouwen, inboedel, infrastructuur, industrie en economie. Op basis van de huidige kennis wordt dit risico geschat op 50 tot 100 miljoen euro per jaar, waarvan ongeveer de helft geldt voor het getijdegebonden deel van het stroomgebied van de Schelde. Deze schatting

maakt abstractie van de stijging van de risico's als gevolg van klimaatverandering en een stijging van de waarde van de te beschermen infrastructuur en economie.

Vanuit de overstromingsrisico-beheerplannen kan voor specifieke waterlichamen wel het overstromingsrisico bepaald worden. Deze data zullen vermoedelijk niet tijdig beschikbaar zijn.

6.3. GRONDWATER

In het Europese onderzoeksproject Bridge (Brouwer et al., 2006) is gekeken naar kosten en baten van maatregelen om grondwater in de EU te beschermen. De cijfers voor Zeeland worden als een benadering voor de betalingsbereidheid in Vlaanderen gebruikt. Dit om 3 redenen:

- In Vlaanderen heeft grondwater een belangrijk aandeel in de watervoorziening,
- De waterbeschikbaarheid is ook relatief klein en
- het grondwater kent gelijkaardige bedreigingen als in Zeeland.

Op basis van deze kennis en informatie over de kosten van maatregelen worden de baten voor de vrijwaring van de grondwaterkwaliteit geschat op ca. 50 euro per huishouden, per jaar. Deze baten zijn additioneel ten opzichte van de vermeden zuiveringskosten voor drinkwaterproductie, de vermeden kosten voor droogte en de baten verbonden aan oppervlaktewater.

De totale schatting voor deze baat is minimum 125 miljoen euro per jaar.

6.4. VERMEDEN ZUIVERINGSKOST VOOR DRINKWATERPRODUCTIE

Door een verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater moeten de gebruikers ervan minder zuiveringsinspanningen leveren. Vandaag moet al het oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor drinkwater gezuiverd worden met actieve koolfilters. Als er minder bestrijdingsmiddelen in het water zitten, zullen die filters minder snel moeten gereactiveerd worden. De kosten als gevolg van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater werden voor 2001 geschat op 12 miljoen euro (Claeys et al, 2007). Dit cijfer is een indicatie van de potentiële omvang van deze baat.

6.5. VERMEDEN SCHADE DROOGTE

Een goede toestand en betere bescherming van het watersysteem maakt de (drink)watervoorziening duurzamer en beschermt ons beter tegen risico's als gevolg van droogte of mindere kwaliteit van waterbronnen. Verschillende indicatoren wijzen erop dat de beschikbare hoeveelheid water in Vlaanderen relatief beperkt is in verhouding tot de vraag naar water door huishoudens, landbouw, industrie en diensten. Dit leidt tot mogelijk hoge schade als gevolg van watertekorten en droogte. Bij droge jaren lopen wij het risico dat er onvoldoende water is zodat er waterbeperkende maatregelen genomen moeten worden die tot schade leiden bij industrie, landbouw, scheepvaart, energiesector en huishoudens.

Een goede toestand van het watersysteem leidt tot een geschatte vermeden schade voor droogte van minimum 20 miljoen euro (eigen inschattingen op basis van IMDC et al. (2006) en European Commission (2007).

HOOFDSTUK 7. TERUGVERDIENEFFECTEN DOOR TEWERKSTELLING

7.1. INLEIDING

De implementatie van de kaderrichtlijn water vergt investeringen en uitgaven door diverse sectoren, en dit leidt tot extra arbeidsplaatsen, bijv. voor de bouw van waterzuiveringsinfrastructuur. In de kosten zijn de bruto lonen voor al deze arbeidsplaatsen ten volle meegerekend. Bij de economische beoordeling van deze projecten moeten we ermee rekening houden dat zonder deze KRW uitgaven een deel van deze mensen werkloos zouden zijn. Werkloosheid zou leiden tot extra kosten voor de overheid, met name extra werkloosheidsuitgaven en minder inkomsten uit belastingen.

In dit hoofdstuk schatten we de relatieve omvang van de werkgelegenheidseffecten. Centraal in deze vraag is hoeveel mensen er door deze extra investeringen tewerkgesteld worden. Dit kan slechts benaderend ingeschat worden. Het terugverdieneffect op tewerkstelling zal hoger zijn in een laagconjunctuur dan in een hoogconjunctuur. Daarom is in de huidige context van economische recessie dit terugverdieneffect mogelijk belangrijk.

7.2. METHODOLOGIE

Om de terugverdieneffecten van extra werkgelegenheid te schatten worden dezelfde methodiek, aannames en kengetallen gehanteerd voor het beoordelen van investeringen voor transportinfrastructuur (Resource Analysis et al., 2006; Rebel-MINT, 2013) en de richtlijnen van de Europese Commissie voor economische beoordeling van projecten (European Commission, 2008; CSES, 2006; Bartik, 2011).

7.2.1. THEORETISCHE ACHTERGROND

De wetenschappelijke onderbouwing van deze werkwijze steunt op het inzicht dat de marktprijzen en lonen heel vaak vertekend zijn door marktimperfecties en belastingen. Hierdoor geeft de informatie over de kosten van de KRW-maatregelen ons een vertekend beeld van de echte kost voor de maatschappij, met name met betrekking tot het effect op tewerkstelling. Er wordt immers gerekend met een te hoge kost voor het gebruik van arbeid bij deze maatregelen en te weinig rekening gehouden met de terugverdieneffecten door tewerkstelling. Daarom wordt gewerkt met de zogenaamde 'schaduwprijs van arbeid', die een betere indicator is voor de maatschappelijke kost van het beslag op arbeid door de KRW maatregelen dan de marktprijs voor arbeid. Deze schaduwprijs van arbeid weerspiegelt de maatschappelijke kost voor het inzetten van tijd en competenties van mensen, waardoor zij niet meer kunnen ingezet worden op andere plaatsen voor andere taken en zij ook vrije tijd moeten opgeven. Helaas zijn er geen statistieken met schaduwrijzen, maar er zijn wel methodes en kengetallen om deze te schatten.

De berekeningswijze verloopt in vier stappen, die de volgende vragen beantwoorden :

1. Hoeveel mensen er worden tewerkgesteld door deze uitgaven (bruto werkgelegenheid) ?
2. In welke mate zouden deze mensen werkloos zijn zonder deze uitgaven (netto werkgelegenheidseffect) ?
3. Wat zijn de terugverdieneffecten door tewerkstelling per extra werkplaats (€/VTE) ?
4. Wat zijn de terugverdieneffecten door tewerkstelling per miljoen euro uitgaven (% of €/miljoen € uitgave) ?

We lichten deze deelstappen en termen verder stapsgewijs toe.

7.2.2. BRUTO IMPACT OP WERKGELEGENHEID

Het bruto werkgelegenheidseffect is het aantal arbeidsplaatsen dat nodig is om de KRW maatregelen uit te voeren. Dit wordt uitgedrukt in aantal VTE (voltijds equivalenten) per miljoen euro besteding. Hierbij houdt men rekening met de directe (rechtstreekse) tewerkstelling in bedrijven en sectoren waar de uitgaven van de KRW gebeuren, en met de indirecte (onrechtstreekse) tewerkstelling in bedrijven en sectoren die hieraan toeleveren.

De omvang en samenstelling hangt af van de sector waarin de uitgaven gebeuren. De disproportionaliteitsanalyse bevat verschillende soorten maatregelen die genomen worden om de waterstatus te verbeteren. Deze maatregelen leiden tot extra werkgelegenheid in uiteenlopende sectoren. Het meest sprekende voorbeeld is de creatie van werkgelegenheid voor de bouw van waterzuiveringsinstallaties of het aanleggen van riolering, maar het omvat ook extra werkgelegenheid bij overheden (voorbereiding, opvolging en controle), in de dienstensectoren (bijv. onderzoek) of de landbouwsector (extra taken in kader agromilieumaatregelen of voor administratie). Voor deze analyse maken we verder onderscheid tussen uitgaven in de bouwsector (civieltechnisch), de overheid, onderzoek en landbouw (zie Tabel 23).

De cijfers voor de directe werkgelegenheid in deze sectoren zijn gebaseerd op gegevens uit de nationale rekeningen over omzet en tewerkstelling per sector (Nationale bank, 2013). Verder wordt rekening gehouden met de indirecte tewerkstelling door bedrijven en sectoren die hieraan toeleveren (zoals metaalverwerkende nijverheid of energie) aan de hand van de input-outputtabel van de Belgische economie. Deze input-output tabel omvat een systematische analyse van de onderlinge leveringen tussen sectoren in de Belgische economie.

De hier gebruikte methodiek en bronnen zijn consistent met de “Standaardmethodiek voor MKBA” (Rebel-MINT, 2013) maar de cijfers zelf zijn aangepast om rekening te houden met de meest recente cijfers en met de meest relevante sectorindeling (bijv. voor bouw (civieltechnisch) en onderzoek). De cijfers in Tabel 23 zijn gebaseerd op de gegevens uit het meest recente rapport over bruto werkgelegenheids cijfers van het Federaal Planbureau (Hambÿe, 2013). Die cijfers zijn gebaseerd op het jaar 2005 (input-output tabellen van 2005) en zijn geactualiseerd naar het jaar 2012 op basis van de gegevens uit de Nationale rekeningen over omzet en tewerkstelling in de verschillende sectoren in 2012 (Nationale bank, 2013).

De uitgaven van de KRW gebeuren in sectoren die relatief hoge bruto werkgelegenheidseffecten veroorzaken, want voor alle 4 beschouwde sectoren liggen deze effecten boven het gemiddelde van de economie (Tabel 23). Ze zijn het hoogst voor uitgaven in de overheidssector en landbouw, en zijn in verhouding het laagst voor uitgaven voor bouwsector. De verschillen tussen de sectoren worden verklaard door een verschillend aandeel dat gaat naar geïmporteerde producten (bijv. energie, bouwmaterialen), grondstoffen en verschillen in loonkosten. De uitgaven in de

overheidssector creëren voornamelijk (voor 90 %) arbeidsplaatsen binnen de overheid zelf. De arbeidsplaatsen door uitgaven in de bouwsector gaan daarentegen voor de helft gecreëerd worden in andere sectoren.

De cijfers in Tabel 23 zijn generiek voor de geselecteerde subsectoren. We kunnen niet verder beoordelen in welke mate deze cijfers op sectorniveau representatief zijn voor het soort uitgaven in het kader van de implementatie van de KRW. De lagere cijfers voor 2012 weerspiegelen dat de werkgelegenheid per euro besteed met gemiddeld 1,3 % per jaar daalt als gevolg van de stijging van de arbeidsproductiviteit en de lonen.

Tabel 23: Bruto werkgelegenheidseffecten (VTE per miljoen euro besteding)

Sector		Bruto werkgelegenheidseffect (VTE /miljoen euro besteding)	
Code	Omschrijving	2005 (4)	2012 (5)
45C1	Bouw civieltechnisch (1)	12,3	9,9
75A3	Overheid (2)	18,6	14,6
74C1	Onderzoek (3)	13,1	11,9
01A1	Landbouw (3)	17,2	15,1
	Economie gemiddeld (5)	10,7	9,2

Legende VTE : arbeidsplaats, voltijds equivalent

(1) Algemene civieltechnische werken: wegen, spoorwegen, waterwegen; waterbouw

(2) Openbaar bestuur

(3) Diensten van architecten, ingenieurs; keuring en controle

(4) Producten van de landbouw

(5) Gemiddelde voor alle sectoren in België

Bronnen: (1-4) Hambÿe, 2013, (5) omgerekend naar 2012 door VITO op basis Nationale Bank, 2013

7.2.3. NETTO WERKGELEGENHEIDSEFFECTEN

Bovenstaande data hebben betrekking op bruto werkgelegenheidseffecten, die aangeven hoeveel jobs er worden gecreëerd door deze maatregelen in de concrete sectoren. Om te weten wat het netto-effect is op de werkgelegenheid, moeten bepaald worden in welke mate de mensen zonder deze vraagimpuls werkloos zouden zijn. Als er bijv. 100 mensen extra worden tewerkgesteld, heeft het netto effect betrekking op de hoeveelheid mensen die er uit de werkloosheid komen, en hoeveel mensen er uit jobs in andere sectoren worden weggetrokken. Het is onwaarschijnlijk dat al deze jobs worden ingevuld door werklozen, en even onwaarschijnlijk dat ze allemaal uit andere jobs worden weggetrokken. Verder hangt de kans dat ze uit de werkloosheid komen, af van de sector waarin de uitgaven plaatsvinden en van de algemene conjunctuur (werkloosheidsgraad).

De bepaling van dit percentage is gebaseerd op de "Standaardmethodiek voor MKBA" (Resource Analysis et al., 2006). De bepalende parameters hiervoor zijn de loonelasticiteiten van de vraag naar en het aanbod van arbeid. Deze elasticiteiten geven weer hoe de vraag naar en aanbod van arbeid zich aanpassen als de relatieve prijzen (lonen) veranderen. Er zijn schattingen van deze elasticiteiten in Vlaanderen voor de periode 1995-2000. Deze cijfers zijn bruikbaar want de werkloosheidsgraad in die periode is gelijkaardig als de verwachte werkloosheidsgraad voor de komende jaren, met name 13,6 % (1995-2001) versus 12,4 % (2012-2018) op basis van de definitie van werkloosheid (inclusief oudere werklozen) volgens Planbureau (2010) en Planbureau (2013).

Het percentage van de arbeidsplaatsen die zonder het project werkloos zouden zijn, wordt bepaald door de verhouding tussen de loonelasticiteit van de vraag en aanbod van arbeid. De loonelasticiteiten worden als volgt bepaald:

$$\varepsilon_a = \text{Loonelasticiteit van het arbeidsaanbod} = \frac{\text{Procentuele verandering van het arbeidsaanbod}}{\text{Procentuele verandering van het loon}} \times 100$$

$$\eta_v = \text{Loonelasticiteit van de arbeidsvraag} = \frac{\text{Procentuele verandering van de arbeidsvraag}}{\text{Procentuele verandering van het loon}} \times 100$$

De gegevens voor de loonelasticiteit van de vraag naar arbeid is geschat voor verschillende bedrijfstakken aan de hand van ramingen van Rubberecht (2000) en Resource Analysis et al. (2006). Kolom (3) uit **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** geeft aan dat indien de lonen met 10% stijgen, de vraag naar arbeid voor het geheel van de economie met 6% zal dalen. Deze percentages verschillen per sector. Voor landbouw zal de daling hoger zijn (8%) dan voor de overheid (4%). We merken op dat de sectorindeling waarvoor deze informatie beschikbaar is, niet volledig overeenstemt met de sector indeling die we hanteren voor deze studie.

Kolom (4) uit Tabel 24 geeft aan dat het aanbod van arbeid eerder inelastisch is, en dat bij een stijging van de lonen met bijv. 10%, het arbeidsaanbod stijgt met 2,5 %. Deze parameter is dezelfde voor alle sectoren.

De kans dat de extra arbeidsplaatsen worden ingevuld door werklozen wordt bepaald door de verhouding tussen de elasticiteiten voor vraag en aanbod, en wel op basis van onderstaande formule (Debisschop, 2001) :

$$\text{Netto effect} = \frac{\varepsilon_a}{(\varepsilon_a - \eta_v)}$$

Voor de bouwsector betekent deze formule dat de kans dat een extra arbeidsplaats wordt ingevuld door iemand uit de werkloosheid 33% bedraagt ($0,25/(0,25 + 0,5)$). Voor sectoren met een hogere loonelasticiteit (zoals landbouw) is het percentage lager (kolom (5) in Tabel 24). Voor de overheid is het percentage hoger (38%) omdat de vraagelasticiteit lager is.

Tabel 24: Netto werkgelegenheidseffect per sector (%)

Sector		Prijselasticiteit		Netto effect vraagimpuls (5)
Sector (1)	Sector (2) : Omschrijving	Vraag: η_v (3)	Aanbod: ϵ_a (4)	$\frac{\epsilon_a}{(\epsilon_a - \eta_v)}$ (5)
Bouw	Bouw	- 0,5	0,25	33 %
Overheid	Overheid, onderwijs , sociale sector	- 0,4	0,25	38 %
Onderzoek	Financiële en andere diensten	- 0,5	0,25	33 %
Landbouw	Landbouw en Visserij	- 0,8	0,25	24 %
	Gemiddelde economie	- 0,6	0,25	29 %

Sector (1) = sectorindeling zoals gehanteerd voor deze studie

Sector (2) = sectorindeling waarvoor cijfers beschikbaar zijn (Rubberecht, 2000; Resource Analysis et al., 2006).

Bronnen (3) Rubberecht, 2000 ; (4) Resource Analysis et al., 2006; (5) Resource Analysis et al., 2006 en Debisschop, 2001

Op basis van deze aannames en cijfers kunnen we dus voor de 4 geselecteerde sectoren het percentage netto werkgelegenheidseffecten inschatten (kolom (5) in Tabel 24). Het varieert van 24% voor de landbouwsector tot 38% voor de overheid. Deze percentages zijn relatief hoog in vergelijking tot het gemiddelde voor de Vlaamse economie (29%).

Deze inschatting is benaderend, maar het zou een heel gedetailleerde analyse vragen van het soort uitgaven, gevraagde kwalificaties en arbeidsmarkt om deze onzekerheid te verkleinen. Deze aannames zijn ook vrij voorzichtig. Zonder enige specifieke informatie zou men op basis van algemene verwachtingen dit aandeel inschatten rond 50% (Resource Analysis et al., 2006).

Een belangrijke aanname is verder dat we aannemen dat de overheidsuitgaven voor de KRW geen andere investeringen en uitgaven van de overheid verdringt.

7.2.4. TERUGVERDIENEFFECTEN DOOR TEWERKSTELLING PER EXTRA NETTO ARBEIDSPLAATS

In deze derde stap kijken we naar de maatschappelijke baten voor de overheid van een extra netto arbeidsplaats. Dit omvat de baten voor de overheid en voor de werknemer. We schatten deze baten in per sector (zie Tabel 25).

De baten voor de overheid zijn de terugverdieneffecten door tewerkstelling en omvatten de vermindering van uitkeringen voor werkloosheid en een vermeerdering van inkomsten via belastingen op arbeid. Voor de vermeden uitkering voor werkloosheid hanteren we 12000 € per jaar per arbeidsplaats, op basis van "Standaardmethodiek voor MKBA" (Rebel-MINT, 2013). We nemen aan dat dit cijfer gelijk is voor alle sectoren (rij (1) in Tabel 25). De extra inkomsten uit belasting worden bepaald door de bruto lonen per nieuwe arbeidsplaats en de gemiddelde belastingsvoet. De gemiddelde bruto lonen per sector zijn berekend op basis van de informatie uit de Nationale rekeningen (rij (2) in Tabel 25). De verschillen per sector zijn vrij groot en weerspiegelen zowel kwalitatieve verschillen tussen deze arbeidsplaatsen (bijv. opleidingsniveaus en type werk) als verschillen in verloning tussen verschillende sectoren. We hanteren voor alle sectoren eenzelfde gemiddelde belastingsvoet van 50 %, conform de "Standaardmethodiek voor MKBA" (Rebel-MINT, 2013). De extra inkomsten voor de overheid verschillen dus per sector omwille van verschillen in beloning per arbeidsplaats. (rijen (4) en (5) in Tabel 25).

De baten voor de werknemer zijn de inkomsten uit de nieuwe job minus het verlies van werkloosheidsuitkering en minus de opportuniteitskost van arbeid (lijn (9) uit Tabel 25). De extra inkomsten zijn gelijk aan het netto loon, en dit is – conform de inschatting hierboven – 50 % van het bruto loon (rij (6) in Tabel 25). Het verlies van werkloosheidsuitkering is eveneens ingeschat aan 12000 € per arbeidsplaats (rij (7) in Tabel 25). De derde parameter (opportuniteitskost van arbeid, lijn (8) in Tabel 25) weerspiegelt de maatschappelijke kost voor het inzetten van tijd en competenties, waardoor zij niet meer kunnen ingezet worden op andere plaatsen of niet meer beschikbaar zijn als vrije tijd. Hiervoor zijn geen data beschikbaar. Als vuistregel kan men hiervoor de helft hanteren van het verschil tussen het nettoloon (lijn (6) in Tabel 25) en de werkloosheidsvergoeding (lijn (7) in Tabel 25) (Resource Analysis et al., 2006).

De baten voor de werknemer zijn hoger voor sectoren met hogere lonen. Het negatieve cijfer voor landbouw weerspiegelt enerzijds dat de baten in deze sector beperkt zijn omwille van het relatief lagere bruto loon. Anderzijds weerspiegelt dit ook de aannames, zoals eenzelfde belastingsvoet van 50 % voor alle sectoren.

De maatschappelijke werkgelegenheidsbaten per extra werkplaats variëren van 23250 euro/VTE voor landbouw tot 58500 euro/VTE voor onderzoek (lijn (10) in Tabel 25). Het gaat hierbij hoofdzakelijk om baten voor de overheden als gevolg van vermeden werkloosheidsuitkeringen en vooral extra inkomsten uit belastingen. De verschillen tussen sectoren worden verklaard door de verschillen in brutolonen.

Tabel 25: Werkgelegenheidsbaat per netto extra werkplaats (1000 euro/VTE)

Parameter	Bouw	Overheid	Onderzoek	landbouw	Gemiddeld economie
Baten voor overheid					
Werkloosheidsvergoeding (1)	12	12	12	12	12
Bruto Loonkosten (2)	45	50	70	23	50
Belastingspercentage (3)	50%	50%	50%	50%	50%
Extra belastingsinkomsten (4)	22,5	25	35	11,5	25
Terugverdieneffecten overheid (5)	34,5	37	47	23,5	37,0
Baten voor werknemer					
Netto loon (6)	22,5	25	35	11,5	25
Werkloosheidsvergoeding (7)	12	12	12	12	12
Opportunitetskost arbeid (8)	5,25	6,5	11,5	-0,25	6,5
Baten voor werknemer (9)	5,25	6,5	11,5	-0,25	6,5
Maatschappelijke baat (10)	39,75	43,50	58,50	23,25	43,50
Aandeel overheidsbaten (11)	87%	85%	80%	101%	85%

Legende en bronnen

(1) Werkloosheidsvergoeding per werkloze (1000 €/ VTE), Rebel-MINT, 2013

(2) Bruto loonkost per werknemer, op basis Rebel-MINT, 2013 en Nationale Bank (2013), in 1000€/VTE

(3) Belastingpercentage op bruto loon, Rebel-MINT, 2013)

(4) Extra belastingsinkomsten = (2) x (3)

(5) = (1) + (4)

(6) = (2) – (4)

(7) zie (1)

(8) = ((6) – (7)) / 2 (op basis Resource and Analysis et al., 2006)

(9) = (6) – (7) – (8)

(10) = (5) + (9)

(11) = (5) / (10)

7.3. TOTALE WERKGELEGENHEIDSBAAIT PER MILJOEN EURO UITGAVE

In deze laatste stap brengen we de vorige elementen samen, en bereken we de werkgelegenheidsbaat per miljoen euro uitgave in de 4 onderscheiden sectoren (kolom 7 en 8 uit

Tabel 26). De verschillen per sector zijn de resultante van verschillende effecten op bruto werkgelegenheid, netto effecten en baat per VTE. De terugverdieneffecten door tewerkstelling variëren van 8 % voor uitgaven in de landbouwsector tot meer dan 23 % voor uitgaven in de sectoren overheid en onderzoek.

Behoudens landbouw, zijn de terugverdieneffecten door tewerkstelling relatief hoog (hoger dan het gemiddelde voor de economie). De uitgaven in de landbouw leiden wel tot hoge bruto werkgelegenheidseffecten, maar deze arbeidsplaatsen worden weinig ingevuld door mensen uit de werkloosheid en omwille van de relatief lage lonen zijn de maatschappelijke baten per extra VTE laag.

Tabel 26: Werkgelegenheidsbaat per miljoen € uitgave per sector.

Sector		Werkgelegenheidseffect (VTE/miljoen € uitgave)			Baat (k€/VTe)	Werkgelegenheidsbaat	
Code	Omschrijving	Bruto	(% netto)	Netto		(k€/milj. €)	%
45C1	Bouw (1)	9,9	33%	3,3	39,8	130	13%
75A3	Overheid (2)	14,6	38%	5,5	43,5	241	24%
74C1	Onderzoek (3)	11,9	33%	3,9	58,5	231	23%
01A1	Landbouw (4)	15,1	24%	3,6	23,3	84	8%
	Gemid economie (5)	9,2	29%	2,7	43,5	116	12%

Legende VTE : arbeidsplaats, voltijds equivalent

(1) Algemene civieltechnische werken: wegen, spoorwegen, waterwegen; waterbouw (2) Openbaar bestuur

(3) Diensten van architecten, ingenieurs; keuring en controle (4) Producten van de landbouw (5) Gemiddelde voor alle sectoren

Bronnen : zie tabellen 23 tot 25

Voor de interpretatie moeten er rekening gehouden worden met de voornaamste aannames en beperkingen van deze analyse.

Dit omvat:

- We nemen aan dat de uitgaven voor de KRW in de 4 onderscheiden sectoren goed aansluiten bij de gemiddelden voor deze sector voor bijv. arbeidsintensiteit van deze uitgaven. Dit is vooral een zorg voor de beoordeling van de uitgaven in de landbouwsector.
- We nemen aan dat er geen verdringingseffecten zijn door deze uitgaven, bijv. dat de stijging van de overheidsuitgaven voor de KRW niet wordt gecompenseerd door daling bij andere overheidsdiensten. Dit is vooral een zorg voor de uitgaven in de bouw en overheidssector.
- We houden geen rekening met de mogelijke verschillen in kwalitatieve eisen, bijv. naar opleidingsniveau's. De beschikbare informatie over kwalitatieve aspecten (bijv. Sissoko, 2009) laat zich niet integreren in het geheel van de methodologie.
- Voor effecten op netto werkgelegenheid nemen we aan dat de cijfers voor de arbeidsmarkt in periode 1995-2000 representatief zijn voor de komende jaren.

LITERATUURLIJST

Aertsens J, De Nocker L, Lauwers H, Norga K, Simoens I, Meiresonne L, Turkelboom F, Broekx S. (2012). "Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente"; Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos; 144 p.

AMS rapport (2009): Bergen Dirk leefbaarheid in de landbouw. Een werkbaar begrip?
<http://lv.vlaanderen.be/nlapps/data/docattachments/Leefbaarheid.pdf>

BAG: UK: <http://www.environment-agency.gov.uk> Kengetallen BAG:
http://www.environmentagency.gov.uk/subjects/waterquality/289209/289256/425378/425401/425411/848038/507669/?version=1&lang=_e

Bartik (2011). Including Jobs in Benefit-Cost Analysis, Upjohn Institute working paper ; 11-178

Beck M.W., Heck K.H., Able K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpern B., Hays C.G., Hoshino K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F. and Weinstein M.P. (2011). The identification, conservation and management of Estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* vol 51:8 p.633-641

Bouscasse H., Defrance P., D'Hernoncourt J., Fontenoy D., Hecq W., Marchal A., Sacré D., Strosser P. (2009). Evaluation économique des bénéfices environnementaux non-marchands et de la valeur de non-usage réalisées suite à la mise en oeuvre des plans de gestion de l'eau et l'atteinte des objectifs environnementaux de la Directive Cadre Eau pour les eaux de surface en Région wallonne. Rapport final du projet Ec'Eau Wall. Direction générale des ressources naturelles et de l'environnement.

Braat, L. and Ten Brink, P. (eds.) with J. Bakkes, K. Bolt, I. Braeuer, B. ten Brink, A. Chiabai, H. Ding, H. Gerdes, M., Jeuken, M. Kettunen, U. Kirchholtes, C. Klok, A. Markandya, P. Nunes, M. van Oorschot, N. Peralta-Bezerra, M. Rayment, C. Traversi, M. Walpole (2008). The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Report of the COPI project, Wageningen and Brussels, May 2008.

Brink C. en van Grinsven H. (2011). Costs and benefits of nitrogen in the environment, in Sutton M.A. (2011), The European Nitrogen Assessment, Cambridge University Press, 2011, pp. 513-540

Broekx S, De Nocker L (2006). Een verkenning van de maatschappelijke kosten en baten van optimaal baggeren van Belgische bevaarbare waterlopen en kanalen. Rapport voor het Koninklijk Instituut voor het Duurzame Beheer van de Natuurlijke Rijkdommen en de Bevordering van Schone Technologie, vzw KINT 13 Oktober 2006

Brouwer, R. et al. (2007b). De Baten van Wonen aan Water: Een Hedonische Prijsstudie naar de Relatie tussen Huizenprijzen, Watertypen en Waterkwaliteit, IVM, Amsterdam.

Brouwer, R.; Hess, S., Linderhof, V. (2007). De Baten van Wonen aan Water, een Internet Keuze Experiment, IVM, University Amsterdam, research report E07-15, 2007

Brouwer R, Hess S., Bevaart M., Meinardi K. (2006). The socio-economic costs and benefits of environmental groundwater threshold values in the Scheldt basin in the Netherlands, Bridge, deliverable D26, IVM Report Number R06-05

CICES , 2012. International Classification of Ecosystem Services, www.CICES.eu, version 4.1; by the European Environment Agency (EEA).

Claeys S., Steurbaut W., Theuns I., De Cooman W., De Wulf E., Eppinger R., D'hont D., Dierckxens C., Goemans G., Belpaire C., Wustenberghs H., den Hond E., Peeters B., Overloop S. (2007) Verspreiding van bestrijdingsmiddelen, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 2007, Achtergronddocument, Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.

Cornelis E, Devriendt N, Van Dael M, Pelkmans L. (2013) ECP Beerse/Merksplas: biomassa inventaris. VITO en U Hasselt

CSES (2006). Study on Measuring Employment Effects, Centre for Strategy & Evaluation Services , Kent, 2006

De Baerdemaeker M, Lievevrouw P, Vandekerckhove B, Vastmans F, Buyst E. (2011). De sociaal-economische impact van het onroerend erfgoed(beleid) in Vlaanderen.

de Bruyn S.M, Korteland M.H, Markowska A.Z., Davidson M.D., de Jong F.L., Bles M., Sevenster M.N., 2010, Handboek Schaduwrijzen – Waardering en weging van emissies en milieueffecten, CE Delft, Delft

De Nocker L. , S. Broekx, I. Liekens (2011), Economische waardering van verbetering ecologische toestand oppervlaktewater op basis van onderzoeksresultaten uit Aquamoney , VITO, Juni 2011

De Nocker L., Liekens I.(2004) Natte natuur in het Schelde-estuarium. Bijlagen bij finaal rapport. In opdracht van ProSes. VITO 2004/ims/r/233

De Nocker, L; Michiels, H; Deutsch, F; Lefebvre, W; Buekers, J; Torfs R. (2010). Actualisering van de externe milieuschadetekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering; Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Milieurapport Vlaanderen MIRA/2010/03; December 2010; 122 p. , www.milieurapport.be

Debisschop K. (2001) Verfijning van economische analyse van investeringsopportuniteiten – een toepassing in de Vlaamse context, Doctoraat Universiteit Antwerpen.

Environment Agency (EA) (2003). Assessment of Benefits for Water Quality and Water Resources Schemes in the PR04 Environment Programme – Guidance, Benefits Assessment Guidance (BAG), Rotherham

European Commission (2007). Water Scarcity and Droughts, In-depth assessment, Second Interim Report – June 2007, V1.0, Prepared by DG Environment – European Commission.

European Commission (2008), Guide to cost benefit analysis of investment projects, Structural Funds, Cohesion Fund and Instrument for Pre-Accession, European Commission, Directorate General Regional Policy, Brussels, 2008

Exiopol (2011), A new accounting framework using externality data and input-output for policy analysis, bottom-up approach, FEEM, 2011 (www.feem-project.net/exiopol/) Gren, I.-M. (2008). Costs and Benefits from Nutrient Reductions to the Baltic Sea. The Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.

Grizzetti, B. , Bouraoui, F. , Billen, G. et al. (2011). Nitrogen as a threat to European water quality. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Perin G. Grennfelt, Hans van Grinsven and Bruna Grizzetti. Published by Cambridge University Press, 2011 , ISBN: 9780511976988

Hambÿe C. (2013). Les multiplicateurs de production, de revenu et d'emploi 1995-2005; Une analyse entrées-sorties à prix constants, Federaal planbureau, working paper 8-13, Brussel, 2013

IDEA Consult; Universiteit Gent; Soesma en VUB. (2010). Mid term evaluatie van het Vlaams Programmadoecument voor Plattelandsontwikkeling 2007-2013, uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie"; 308 p.

IMDC, Resource Analysis, Bodemkundige Dienst van België, (2006). Watersysteem van het Albertkanaal en de Kempense kanalen, Opmaak van laagwaterstrategieën – bepalen van de maatschappelijke acceptatie en kosten-baten van de mogelijke maatregelen, rapport nr. 727_01/2a, IMDC i.s.m. Resource Analysis, in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Waterbouwkundig Laboratorium, 2006.

Jacobs, S.; Staes, J.; Demeulenaere, B.; Schneiders, A.; Vrebos, D.; Stragier, F.; Vandevenne, F.; Simoens, I.; Van Der Biest, K.; Lettens, S.; De Vos, B.; Van der Aa, B.; Turkelboom, F.; Van Daele, T.; Batelaan O.; Temmerman, S. & Meire, P. (2010). Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosysteemwinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. . Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).

Kettunen, M., Bassi, S., Gantioler, S. & ten Brink, P. (2009). Assessing Socio-economic Benefits of Natura 2000 – a Toolkit for Practitioners (September 2009 Edition). Output of the European Commission project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 191 pp. + Annexes.

Kroll, C.A.; Cray A.F.; , J.D. (2010). Hedonic Valuation of Residential Resource Efficiency Variables; A Review of the Literature; The Center for Resource Efficient Communities; University of California, Berkeley; 53 p.

Liekens I, Sarah Bogaert, Leo De Nocker, Joachim Maes, Dirk Libbrecht, Lieven De Smet, Paul Nunes (2006) Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het natuurherstelproject Hemmepolder. Studie in opdracht van ANB cel kustzonebeheer met de steun van de Europese Unie in het kader van het Interreg III b – project 'FRAME. VITO 2006/IMS/R/415

Liekens I., De Nocker L., Broekx S., De Valck J., Aertsens J. (2012) raming van de baten van verbeteringen aan de ecologische toestand van de Oude Kale. Studie uitgevoerd in opdracht van regionaal landschap meetjesland. VITO 2012/RMA/R/17

Liekens I., De Nocker L., Broekx S., De Valck J., Van Esch L., Aertsens J. (2012) Raming van de baten van een goede ecologische toestand van de Demer. Studie uitgevoerd in opdracht van Regionaal Landschap Noord Hageland en ANB. VITO/2012/RMA/12

Liekens I., De Valck J., De Nocker L., Broekx S., Aertsens J. (2011) raming van de baten van een goede ecologische toestand kerngebied Wijers. Studie uitgevoerd in opdracht van VLM Limburg. VITO 2011/RMA/R/378

Liekens Inge, Van der Biest Katrien, Staes Jan, De Nocker Leo, Aertsens Joris, Broekx Steven (2013) Waardering van ecosysteemdiensten: een handleiding. Studie uitgevoerd in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. VITO 2013/RMA/R/46

Liekens, I., De Nocker, L., (2008), Rekenraamwerk voor de economische baten van een betere waterkwaliteit, samenvatting, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2008/07, VITO

M.A.S. (s.d.), Marktonderzoek over de economische impact van de wandelaars in het Nationaal Park Hoge Kempen (studie in opdracht van vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland met de steun van de Limburgse Strategische Ontwikkelingsmaatschappij).

Markandya, A., Nunes, P.A.L.D., Brauer, I., ten Brink, P. Kuik, O. and M. Rayment (2008) "Review On The Economics Of Biodiversity Loss – Economic Analysis and Synthesis", Final report for the European Commission, Venice, Italy. 140 pp.

Mettepenningen E, Verspecht A, Van Huylenbroeck G, D'Haese M, Aertsens J, Vandermuelen V (2007); Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes. 128 p.

Mettepenningen E, Verspecht A, Van Huylenbroeck G; (2009). Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes JOURNAL OF ENVIRONMENTAL PLANNING AND MANAGEMENT. 52(5). p.649-667

Mettepenningen E. (2012). A neo-institutional economic analysis of agri-environmental schemes and their alternatives. Doctoraat. 296 p.

Meynaerts E, broekx S, Liekens I, Vanassche S, De Nocker L (2009). Ontwikkelen van een economisch kader voor de beoordeling van disproportionaliteit van het maatregelenprogramma voor de kaderrichtlijn water. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM. VITO 209/RMA/R/244

Meynaerts Erika en Broekx Steven (2012). Handleiding MaatregelenKostenModule in opdracht van VMM

Mourato S., Giles Atkinson, Murray Collins, Steve Gibbons, George MacKerron and Guilherme Resende (2010). Economic Analysis of Cultural Services, Background report to UK NEA Economic Analysis Report, Department of Geography and Environment , London School of Economics and Political Science London, 2010

Nationale Bank (2013). Nationale rekeningen, Deel 2 – Gedetailleerde rekeningen en tabellen 2012, NB, Instituut voor de nationale rekeningen, , Brussel, 2013

Natuurrapport 2005 / deel V Duurzaam gebruik / #28 Binnenvisserij

NERA (2007) The benefits of Water Framework Directive programmes of measures in England and Wales. A final report to DEFRA re CRP project 4b/c Londen

Oosterbaan A. Michel Kiers (2011). Landelijke kaart "potentiële fijnstofinval door groene vegetaties", (Alterra Wageningen UR), in Melman, T. C. P. en C. M. van der H. 2011. Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011. Wageningen.

- Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak, Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen, 2006
- Planbureau (2013), FPB-BISA-SVR-IWEPS , Regionale economische vooruitzichten 2013-2018; Brussel, 2013
- Planbureau (2010), FPB-BISA-SVR-IWEPS , Regionale economische vooruitzichten 2009-2015; Brussel, 2010
- Parsons, Helm and Bondelid (2003) Measuring the economic benefits of water quality improvements to recreational users in six northeastern states: an application of the random utility maximization model. Study funded by the U.S. Environmental Protection Agency's Office of Policy, Economics, and Innovation through Cooperative Agreement CR82486-01-0
- Pleziervaart in cijfers 2011 http://www.waterrecreatie.be/html/documents/pleziervaartincijfers-2011_000.pdf. Geraadpleegd juni 2013
- Poor, P. J., Pessagno, K. L., & Paul, R. W. (2007). Exploring the hedonic value of ambient water quality: A local watershed-based study. *Ecological Economics*, 60(4), 797–806. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.02.013
- Pretty ,J. N.,Mason,C. F.,Nedwell,D. B. et al. (2003). Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science and Technology*, 37, 201–208.
- Rebel-MINT (2013). Standaardmethodiek voor MKBA van transportinfrastructuurprojecten – Kengetallenboek; Opdrachtgever Vlaamse Overheid - Departement Mobiliteit en Openbare Werken Afdeling Haven- en Waterbeleid; Referentienummer 1379-004-40; 77 p.
- Resource Analysis, Rebel, ITMMA (Johan Gauderis, Tom Scheltjens, Kris Debisschop, Kees Hörchner, Theo Notteboom) (2006) De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor socio-economische verantwoording van grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens, Vlaams Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, Antwerpen, 2006
- Resource Analysis, WES, CIBE, 2003. Beleidsplan Waterrecreatie Vlaanderen, in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen.
- Rubberecht I. (2000) Estimation of the wage elasticity of the demand of labour: macroeconomic evidence for five European countries, Master's thesis, Katholieke Universiteit Leuven.
- Sissoko, (2009). Qualitative Employment Multipliers for the Belgian Environmental Industry, FPB, Working paper 13-09, Brussels, 2009.
- Steunpunt Toerisme en Recreatie (2011). Pilotonderzoek naar daguitstappen van de Belg: finale rapportage. Brussel: Toerisme Vlaanderen.
- Toerisme Vlaanderen (2005), De Vlaanderen Vakantieganger.
- Toerisme Vlaanderen. (2012a). Toerisme in cijfers – 2011: <http://www.toerismevlaanderen.be/cijfers>

Toerisme Vlaanderen. (2012b). De recreatieve verblijfstoerist in de Vlaamse regio's anno 2011 – profiel, gedrag, motivatie en bestedingen; 227 p.

Torfs R. (2003), Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALYs en externe gezondheidskosten, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2003/02, Vito.

UNSD, United Nations Statistics Division, WTO, World Tourism Organization, OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development & Eurostat, Statistical Office of the European Communities (2008). Tourism Satellite Account (TSA): Recommended Methodological Framework .

Van Grinsven HJM, Rabl A, en de Kok TM (2010) Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. Environmental Health 2010 9:58

VDAB. (2012). Sectorrapport horeca en toerisme - voorjaar 2012; 35 p.

Vercaemst P., 2002. BAT: when do Best Available Techniques become Barely Affordable Technology?, Paper voor Europese workshop (DG Enterprise) 'Economic consequences of the IPPC Directive', Brussel, 26 mei 2002.

Vesterinen J, Pouta E, Huhtala A, Neuvonen M. (2010). Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. J Environ Manage. 91(4): 984-94.

Vos, P., Janssen, S., Verhees, L., de Wolff, J., Erbrink, H., 2012. Modellering van het effect van wegbegeleidend luchtgroen op de luchtkwaliteit. VITO Rapport nr 2012/RMA/R/112, VITO.

Weekers K. (2012). De economische betekenis van toerism in Vlaanderen: eerste proeve van toepassing van methode van satelietrekeningen

WES (2004) Onderzoek Toervaren in opdracht van Toerisme Vlaanderen

Witteveen+Bos (2006). Kentallen waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap, hulpmiddel bij MKBA's, eerste editie, nov. 2006, Ministerie LNV, Rotterdam

