

Gevolgen

5.3 voor economie

Peter Van Humbeeck, *SERV*, coördinerend auteur

Sarah Ochelen, directoraat-generaal, *AMINAL*

Bruno Kestemont, *NIS*

Stef Proost, Ellen Moons, Paulo Nunes, Denise Van Regemorter, *CES*, KULeuven

Martin Hermy, Katrien Eggermont, Laboratorium voor Bos, Natuur en Landschap, KULeuven

Theo Thewys, Annemie Draye, An Kwanten, *CMK*, Limburgs Universitair Centrum

Ludo Peeters, *ITFO*, Limburgs Universitair Centrum

Leo De Nocker, Luc Int Panis, Rudi Torfs, Vito

Geert Bogaert, Dirk Le Roy, *ECOLAS NV*

Gonzales d'Alcantara, Estarte

Stijn Overloop, Marleen Van Steertegem, verantwoordelijke teamleden, *MIRA-VMM*

1 Inleiding

1.1 De wisselwerking tussen milieu en economie in MIRA

In de milieuverstoringsketen die MIRA hanteert voor de besturing van milieuvraagstukken komt de interactie tussen milieu en economie op drie plaatsen terug:

- economische activiteiten, zoals het produceren en consumeren van goederen en diensten, liggen aan de basis van milieuverstoringen, of hebben *gevolgen voor het milieu*;
- de toestand van het milieu en het milieubeleid hebben aan het einde van de keten *gevolgen voor de economie*;
- bij het leggen van prioriteiten en de selectie van het te voeren beleid is het nodig de diverse gevolgen te *waarden* en tegen elkaar *af te wegen*.

Over de *gevolgen* van de economie en de economische groei *voor het milieu* kunnen geen uitspraken a priori worden gedaan. Belangrijker is het inzicht dat milieuresultaten niet enkel te wijten zijn aan het milieubeleid dat wordt gevoerd, maar ook voor een belangrijk deel verklaard kunnen worden door andere, 'exogene' evoluties op het vlak van de bevolkingsomvang, de leefpatronen, de samenstelling van de economie, de techno-

logische ontwikkeling, enz. Het ontwerpen van een effectief en efficiënt milieubeleid veronderstelt dan ook dat het verband tussen milieuaantastingen en de huidige maatschappelijke ordening wordt blootgelegd. Dit is mee de bedoeling van een instrument als MIRA.

Ook de *gevolgen* van het milieu(beleid) voor de economie blijven een empirische kwestie. Een algemene conclusie uit de literatuur is dat het milieubeleid op lange termijn vermoedelijk geen al te grote gevolgen voor de traditioneel gemeten economische groei hoeft te hebben en dat de positieve effecten van milieubeleid vaak zo groot zijn dat de totale maatschappelijke welvaart (gemeten inclusief milieubaten) kan toenemen. Maar onderzoek leert ook dat dit geen automatisme is. Veel hangt enerzijds af van de wijze waarop het milieubeleid wordt gevoerd en anderzijds van de kenmerken van de economie en het beleid in andere beleidsdomeinen. Het zo goed mogelijk in kaart brengen van de sociaal-economische gevolgen van alternatieve beleidsscenario's, en van de mechanismen die deze gevolgen bepalen, blijft dus belangrijk. Ook dit is een doelstelling van MIRA.

Op zich zijn de economische gevolgen van het milieubeleid geen reden om de milieudoelstellingen te versoepelen of te verstrengen. Maar het milieubeleid hééft een impact op de economie en kan daarom evenmin worden gebaseerd op ecologische wenselijkheden alléén. Afwegingen zijn onvermijdelijk. *Waardering en afweging* van effecten is echter niet de opdracht van MIRA, maar is een politieke taak bij uitstek. Wel kan MIRA het potentieel aan efficiëntieverbeteringen helpen blootleggen en de mogelijkheden en beperkingen van economische afwegingstechnieken illustreren met het oog op de economische onderbouwing van milieubeleidsplannen. Daarnaast kunnen economische analyses nuttig worden ingezet in het kader van de periodieke beleidsevaluatierapporten (MIRA-BE).

1.2 De complexiteit van het inschatten van de 'gevolgen voor de economie'

Zelfs bij een beperking van de relatie tussen milieu en economie tot de dimensie 'gevolgen van het milieubeleid voor de economie' is deze relatie dermate veelzijdig en complex dat het nooit mogelijk zal zijn alle aspecten volledig in kaart te brengen.

De 'gevolgen voor de economie' omvatten namelijk veel meer dan de milieu-uitgaven van de overheid, bedrijven en gezinnen en de daaruit resulterende effecten op de prijzen, productie, consumptie, economische groei, werkgelegenheid, e.d. (tabel 1). Er moet bijvoorbeeld ook rekening worden gehouden met mogelijke opbrengsten en kostenbesparingen als gevolg van het milieubeleid, door een efficiënter gebruik van grondstoffen en energie, lagere prijzen voor sommige inputs, stimulering van de innovatie, ontstaan van nieuwe producten en diensten, enz. Bovendien veroorzaakt niet alleen *milieubeleid* kosten voor de economie, ook het *uitblijven* van milieubeleid heeft economische kosten: hogere gezondheidsuitgaven,

lagere landbouwopbrengsten, hogere kosten voor de zuivering van drinkwater en productiewater, verminderde toeristische aantrekkingskracht, enz. Het vermijden of verminderen van dergelijke kosten via milieumaatregelen levert dan ook baten op voor de economie, die in een analyse van de 'gevolgen voor de economie' moeten worden opgenomen. Vaak wordt een nog ruimer batenbegrip gehanteerd, waarbij onder de economische baten van milieubeleid ook welvaartsverbeteringen worden begrepen die te maken hebben met de waarde die mensen hechten aan bijvoorbeeld natuur, ecosystemen en landschappen, nu en voor toekomstige generaties.

Tabel 1: Soorten baten en kosten

soorten baten	voorbeelden	soorten kosten	voorbeelden
menselijke gezondheid en welzijn		milieubeleidskosten van de overheid	<ul style="list-style-type: none"> • beleidsontwikkeling • vergunningverlening • controle en handhaving • monitoring en opvolging
<i>mortaliteit</i>	<ul style="list-style-type: none"> • vermindering van het risico op vroegtijdig overlijden als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen 		
<i>morbiditeit</i>	<ul style="list-style-type: none"> • vermindering van het risico op kanker, astma, misselijkheid,... 		
<i>leefbaarheid</i>	<ul style="list-style-type: none"> • smaak, geur, geluid, ... 	directe kosten van doelgroepen	<ul style="list-style-type: none"> • investeringen in nieuwe milieutechnieken • werkingskosten van nieuwe milieutechnieken • veranderingen in productieprocessen of grondstofgebruik • wijzigingen aan andere productietechnieken
ecologische baten		andere directe kosten	<ul style="list-style-type: none"> • transactiekosten • verschuiving van de managementaandacht • tijdelijk stilleggen van de productie
<i>vermarktbaar producten</i>	<ul style="list-style-type: none"> • voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder, ... (ook betaalde recreatie) 		
<i>niet-vermarktbaar producten: (vrije) recreatie en esthetiek</i>	<ul style="list-style-type: none"> • voorziening van recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen, ... en van landschappelijke zichten 	negatieve kosten	<ul style="list-style-type: none"> • besparingen op grondstoffen en energie • bevordering van de innovatie
<i>(vervolgt...)</i>		<i>(vervolgt...)</i>	

Tabel 1: Soorten baten en kosten (vervolg)

soorten baten	voorbeelden	soorten kosten	voorbeelden
<i>indirect vermarkt- bare producten: ecosysteem diensten</i>	<ul style="list-style-type: none"> • matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking 	additionele welvaartsverliezen / winsten	<ul style="list-style-type: none"> • hogere consumenten- en producentenprijzen
<i>niet-gebruik van milieugoederen: bestaans-, legaat-, en quasi-optie- waarden</i>	<ul style="list-style-type: none"> • geassocieerd met bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen, bijv. (voort)bestaan van walvissen, ongeschonden antartica 	aanpassingskosten	<ul style="list-style-type: none"> • werkloosheid • sluiting van bedrijven • verschuiving van productiefactoren tussen markten • verloren investeringen
vermeden materiaalschade vermarktbaar producten	<ul style="list-style-type: none"> • vermindering van de kosten voor onderhoud of reiniging van gebouwen 	andere indirecte effecten	<ul style="list-style-type: none"> • wijzigingen van de marktstructuur • veranderingen in arbeids- en kapitaal-productiviteit • uitstel van investeringen en van innovatie • verslechtering van de productkwaliteit
<i>niet-vermarktbaar producten</i>	<ul style="list-style-type: none"> • vermeden esthetische schade door vervuiling of aantasting van gebouwen 		
landbouw	<ul style="list-style-type: none"> • vermindering van opbrengstverliezen 		

Bron: MIRA-S 2000.

Economen hebben een aantal technieken ontwikkeld om deze ‘gevolgen voor de economie’ te kwantificeren. Geen enkele methode of model is echter in staat alle effecten te vatten en volledig objectieve en betrouwbare resultaten op te leveren. Het gaat steeds om een (sterke) vereenvoudiging van de fysische en economische realiteit. Natuurlijke systemen zijn inherent complex en de vele diensten die ze de mens bewijzen, zijn vaak nog onontgonnen materie. Ook de reacties van en interacties tussen econo-

mische actoren zijn dikwijls onbekend en onvoorspelbaar. Daarenboven heeft milieubeleid ook een impact op talrijke minder kwantificeerbare zaken. De 'ecologisering van de economie' leidt onder meer tot nieuwe arbeidsverhoudingen, nieuwe waarden en normen, nieuwe relaties tussen bedrijven, bevolking en overheden, nieuwe perspectieven op eigendomsrechten, nieuwe instrumenten voor ontwikkelingssamenwerking, enz. Het milieubeleid heeft dus een maatschappelijke dynamiek op gang gebracht met een brede impact op alle aspecten van de economie. Die impact is zeker op langere termijn niet te onderschatten. Cijfers over milieukosten en -baten of economische modellen kunnen de gevolgen voor de economie van die complexe dynamiek slechts ten dele duiden.

De moeilijkheid of onmogelijkheid om alle baten, kosten en andere sociaal-economische effecten van milieubeleid te kwantificeren, is echter geen reden om kwantificering of modellering volledig achterwege te laten. Ook zonder exhaustief te zijn, verhogen 'baten'- en 'kosten'-studies het inzicht in de aard, samenhang, omvang en verdeling van baten en kosten van milieuverbeteringen. Zij leveren daardoor waardevolle informatie op voor het beleid. Bovendien is voor het beleid een volledige kwantificering of modellering zelden vereist, maar kan men zich beperken tot de belangrijkste effecten. Ook moet worden beklemtoond dat het analyseproces dikwijls belangrijker is dan de uiteindelijke uitkomsten van de analyses. De grootste bijdrage voor het beleid komt vaak niet voort uit de precieze berekeningen en getallen in studies, maar van het inzicht dat men door het uitvoeren van de analyses verkrijgt in de problematiek en de mogelijke oplossingen. Op een voorzichtige wijze geïnterpreteerd, kunnen de resultaten van economische analyses dus een nuttig referentiepunt vormen voor het maatschappelijk debat over het milieubeleid.

1.3 Het hoofdstuk 'Gevolgen voor economie' in MIRA-S 2000

In MIRA-S 2000 worden de 'gevolgen voor de economie' beperkt tot de meest gangbare interpretaties:

- Milieuverstoring veroorzaakt maatschappelijk ongewenste gevolgen. Om deze te bestrijden en te vermijden voert de overheid een milieubeleid. In uitvoering van dat milieubeleid worden door overheden en doelgroepen maatregelen genomen, die meestal economische middelen vergen. Milieubeleid en milieumaatregelen brengen aldus *kosten* mee voor de economie. Een eerste aspect betreft dan ook de (directe) kosten van de maatregelen die nodig zijn om schade te vermijden of te herstellen;
- Milieubeleid en milieumaatregelen veroorzaken niet alleen kosten, maar zijn in de eerste plaats bedoeld om de milieuschade te verminderen. Zij leveren daardoor ook *baten* op. Een tweede aspect betreft dan ook de economische waardering van de schade die processen van milieudruk en -verstoring teweegbrengen. Deze schade omvat de gevolgen voor mens, natuur en economie;

- De gevolgen voor de economie van milieubeleid en milieumaatregelen zijn niet beperkt tot de directe kosten en baten. Via allerhande prijs- en inkomenseffecten is ook sprake van indirecte en afgeleide effecten op de economische groei, de betalingsbalans, de werkgelegenheid, de inkomensvorming en -verdeling, enz. Een derde aspect zijn dan de *sociale en macro-economische gevolgen* van de opgelopen schade en van de geleverde inspanningen (beide vorige interpretaties).
- Vermits afwegingen onvermijdelijk zijn, wordt daarnaast tevens ingegaan op de vergelijking van *kosten en baten* van (bijkomende) milieumaatregelen, waarbij in principe de drie voorgaande interpretaties worden geïntegreerd in één analyse.

In MIRA-1 en MIRA-2 werd grotendeels dezelfde interpretatie gehanteerd, maar bleef de behandeling van deze onderwerpen beperkt omwille van een tekort aan basisgegevens en deskundigheid terzake in Vlaanderen. Voor een zeer groot deel is dit nog steeds het geval. Deze situatie verklaart waarom ook nu een meer uitgebreide behandeling en doorrekening van de gevolgen voor de economie van alternatieve milieubeleidsscenario's niet mogelijk was.

Toch is er intussen in Vlaanderen, zoals in vele Europese landen, meer belangstelling ontstaan voor sociaal-economische analyses van het milieubeleid. Voortbouwend op de inmiddels opgebouwde kennis en ervaring in Vlaanderen, wordt met MIRA-s 2000 gepoogd om opnieuw een stap verder te zetten. De klemtoon in dit hoofdstuk ligt daarom op het beschrijven van een aantal gevalstudies in de vier hoger vermelde domeinen: milieukosten, milieubaten, afwegingen tussen kosten en baten, en sociale en macro-economische gevolgen. Zij moeten worden gezien als een illustratie van de mogelijkheden die de milieu-economie biedt om de impact van het milieubeleid op de economie te interpreteren.

2 Milieukosten

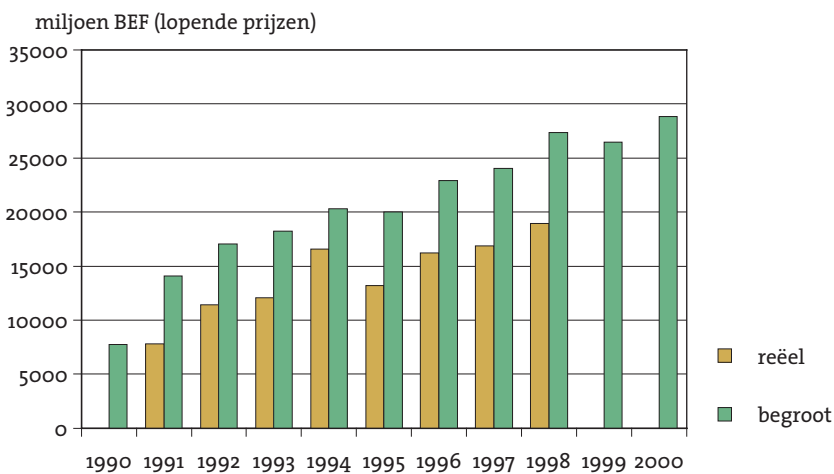
Met *milieukosten* worden hier de directe kosten bedoeld van maatregelen die door overheden en doelgroepen worden genomen om ongewenste effecten van het menselijk handelen op het milieu te vermijden, te beperken of te herstellen (tabel 1).

Informatie over milieukosten is momenteel nog maar beperkt beschikbaar in Vlaanderen. Ook de gebruikte definities en afbakeningen verschillen soms aanzienlijk tussen bronnen. Over de milieu-uitgaven van de overheid is de meeste informatie voorhanden. Daarnaast zijn er ook enkele partiële gegevens beschikbaar over de uitgaven door de industrie. De milieu-uitgaven van de gezinnen zijn in Vlaanderen grotendeels onbekend. Informatie over de milieu-uitgaven van de landbouw is opgenomen bij de bespreking van deze sector in hoofdstuk 3.3 Landbouw.

2.1 Historische en actuele milieu-uitgaven door de overheid

Met het jaar 1990 als referentiepunt kan een *sterke stijging* van de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid worden vastgesteld (figuur 1). Het betreft de uitgaven voor de programma's Leefmilieu, Natuur en Bos en Groen van de uitgavenbegroting van de Vlaamse gemeenschap. De begrote uitgaven namen toe van minder dan 8 miljard BEF in 1990 tot bijna 29 miljard in 2000. De reële uitgaven stegen van minder dan 8 miljard BEF in 1991 naar ongeveer 19 miljard in 1998. Het aandeel van milieu in de totale Vlaamse uitgavenbegroting bedraagt in 2000, net zoals in voorgaande jaren, ongeveer 4 %.

Figuur 1: Milieu-uitgaven Vlaamse overheid 1990-2000 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: MIRA-S 2000.

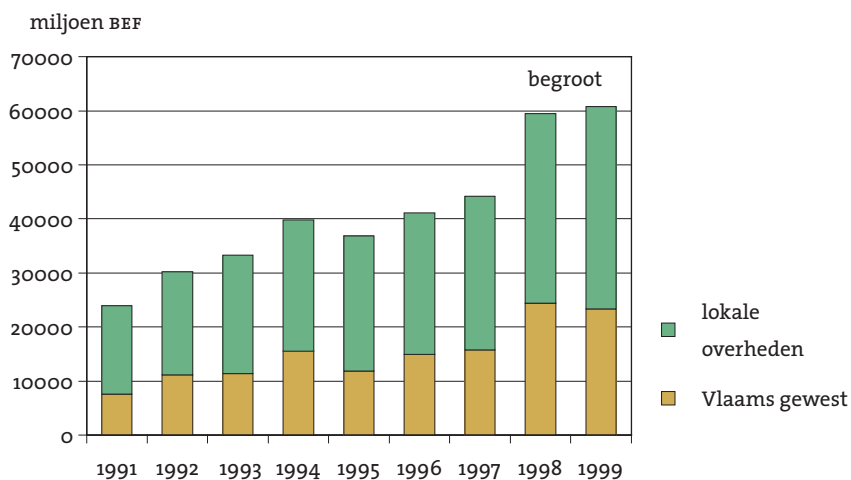
De uitgaven van het Vlaamse gewest vertegenwoordigen evenwel slechts een deel van de totale milieu-overheidsuitgaven in Vlaanderen. Budgettair blijken de gemeentelijke milieu-uitgaven zelfs belangrijker te zijn. Deze zijn in de jaren '90 toegenomen van 15,7 miljard BEF (reëel) in 1990 naar 36,4 miljard BEF (begroot) in 1999. Het aandeel van deze uitgaven in de totale gemeentelijke uitgaven is gestegen van 8,2 % in 1990 naar 11,4 % in 1999.

De totale milieu-uitgaven van de gewestelijke, gemeentelijke en provinciale overheden samen worden, na correctie voor onderlinge overdrachten, geraamd op meer dan 60 miljard BEF in 1999 (figuur 2). Ongeveer twee derde van deze uitgaven gebeurt via de gemeenten en provincies, en één derde via het Vlaams gewest. De meeste uitgaven zijn bestemd voor afvalwater (tabel 2), met een gemiddeld aandeel over de ganse periode van 44 %, gevolgd door afval (36 %) en de restcategorie overig milieubeleid (20 %). Deze uitgaven werden voor gemiddeld 40 % gedekt door inkomsten uit gewestelijke milieuheffingen of gemeentelijke milieubelastingen.

Hierbinnen zijn op gewestelijk vlak de afvalwaterheffing en op gemeentelijk vlak de verschillende afvalretributies en -belastingen budgettair het belangrijkste.

Een internationale vergelijking leert dat Vlaanderen inzake publieke milieu-uitgaven rond het Europese gemiddelde zit, met uitgaven van ca. 6 000 BEF per persoon in 1995 en een aandeel van ongeveer 0,8 % van het Bruto Geografisch Product (BGP). Dit is meer dan bijvoorbeeld in Frankrijk (0,6 %), maar minder dan in de andere buurlanden Duitsland (0,9 %) en Nederland (1,1 %). Dergelijke vergelijkingen moeten evenwel voorzichtig worden geïnterpreteerd, onder meer door verschillen in de taakverdeling tussen de publieke en private sector.

Figuur 2: Totale milieu-uitgaven alle overheden in Vlaanderen 1991-1999 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: MIRA-S 2000.

Tabel 2: Totale milieu-uitgaven alle overheden in Vlaanderen 1991-1999 per beleidsdomein (miljoen BEF, lopende prijzen)

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*
afval & bodem	9 217	10 952	11 818	14 302	14 288	15 566	16 816	20 423	21 614
afvalwater	10 510	13 446	15 249	17 667	16 879	18 514	19 217	25 018	25 784
overige	4 242	5 848	6 232	7 854	5 692	7 088	8 215	14 070	13 420
totaal	23 969	30 246	33 299	39 824	36 858	41 168	44 247	59 511	60 818

* begrote uitgaven.

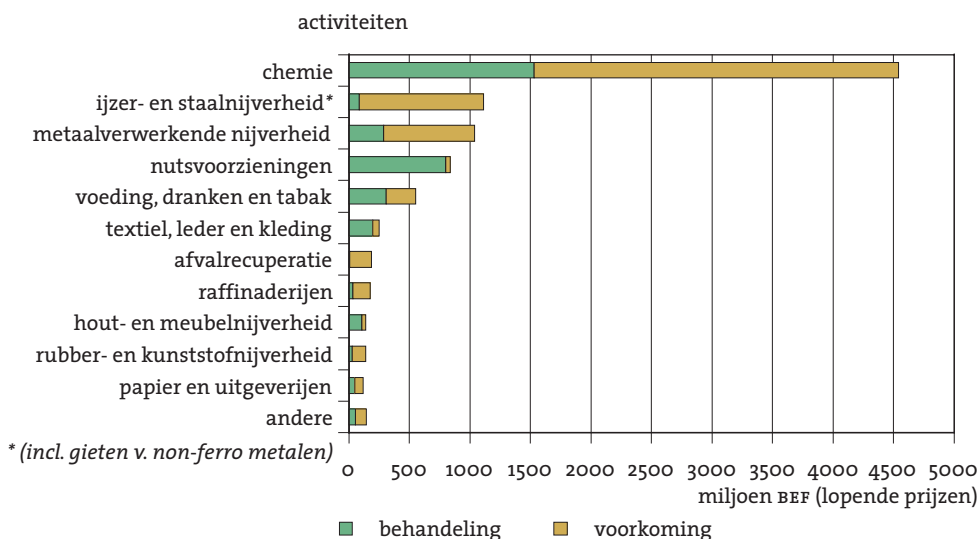
Bron: MIRA-S 2000.

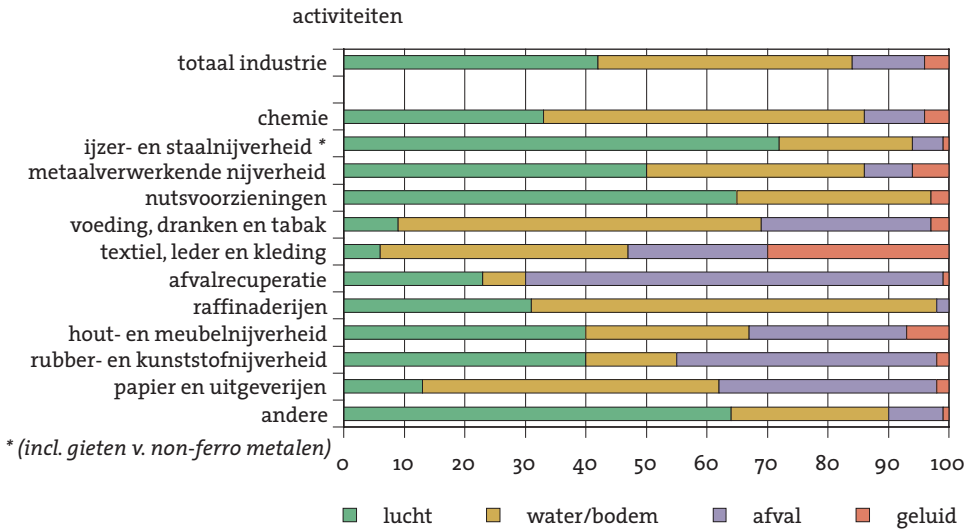
2.2 Historische en actuele uitgaven van de industrie

De zgn. structurenquête die het Nationaal Instituut voor de Statistiek (NIS) sinds 1996 elk jaar bij de Belgische ondernemingen afneemt, bevat een aantal vragen over *milieu-investeringen*. Het betreft in de eerste plaats vragen naar de 'investeringen ter behandeling van milieuhinder' (end-of-pipe-investeringen) en de meeruitgaven van brongerichte 'investeringen ter voorkoming van milieuhinder' ten opzichte van een vergelijkbare investering zonder milieucomponent (procesgeïntegreerde voorzieningen). Vragen over de verdeling van deze investeringen over de milieucompartimenten afval (incl. vervuilde grond), lucht, water (incl. bodem en grondwater) en geluid worden enkel naar de grootste bedrijven in elke sector gestuurd.

Op basis van een extrapolatie van deze enquêteresultaten werden in 1997 door de bedrijven in Vlaanderen naar schatting voor 9,2 miljard BEF milieu-investeringen gedaan. Hiervan had ongeveer 1/3 betrekking op 'behandeling' en 2/3 op 'voorkoming' (figuur 3). Indien hierbij de milieu-investeringen door de sector afvalverwerking + RWZI's (NACE 90) worden geteld (met Aquafin, afvalverbrandingsinstallaties, ...), verhoogt dit bedrag tot 19,7 miljard, maar wordt de verhouding behandeling 2/3, voorkoming 1/3. De grootste milieu-investeringen binnen de industrie gebeurden in de chemie, de ijzer- en staalnijverheid en de metaalverwerkende nijverheid. De meerderheid van de investeringen had betrekking op lucht (42 %) en water/bodem (43 %). Afval (12 %) en geluid (4 %) waren relatief minder belangrijk (figuur 4).

Figuur 3: Milieu-investeringen van de Vlaamse industrie in 1997 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Figuur 4: Milieu-investeringen van de industrie in 1997 per milieucompartment

Noot: De weergegeven verhoudingen zijn gebaseerd op de resultaten voor gans België. Zij betreffen bovendien enkel de situatie in de grootste ondernemingen in elke sector.

Bron: MIRA-S 2000.

Milieu-investeringen kennen evenwel een zeer grillig verloop en zijn conjunctuurgebonden, zodat bovenstaande gegevens niet representatief zijn voor alle jaren. Het aantal ondernemingen dat in een bepaald jaar milieu-investeringen doet bedraagt immers slechts 15 % voor de grootste bedrijven en 3 % voor alle bedrijven. Conclusies kunnen dus alleen worden getrokken op basis van een langere tijdreeks van gegevens, die vandaag niet bestaat. Bovendien blijkt uit de informatie die voor enkele specifieke sectoren beschikbaar is en uit buitenlandse statistieken dat de lopende milieu-uitgaven in de industrie meestal een veelvoud zijn van de jaarlijkse investeringsuitgaven. Het inzicht in de milieukosten van de Vlaamse industrie blijft m.a.w. nog zeer partieel en onvolledig.

2.3 Toekomstige milieu-uitgaven

Toekomststramingen van de uitgaven zijn enkel voor de Vlaamse overheid beschikbaar. Zonder belangrijke nieuwe uitgaven of schrapping van bestaande uitgaven kan een verdere geleidelijke stijging van de milieu-uitgaven worden verwacht van 28,8 miljard in 2000 naar 31,4 miljard in 2005, en 32,4 miljard in 2010 (tabel 3). Het merendeel van deze uitgaven blijft ook in de toekomst naar afvalwaterzuivering gaan. Indien het beleid op een aantal terreinen wordt versneld, met name inzake bodemsanering, rioleeringen en natuur, lopen de uitgaven verder op tot 38,8 miljard in 2010.

Tabel 3: Raming van de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid 2001-2010
(miljoen BEF, lopende prijzen)

basisscenario	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
afval	3 558,6	3 812,1	3 918,3	3 534,3	3 484,4	3 501,5	3 566,5
water	15 404,4	17 622,3	18 213,3	18 922,2	18 789,1	19 340,9	20 039,5
mest	2 238,8	1 190,0	1 215,2	1 186,7	1 204,5	1 222,6	1 317,1
natuur	2 842,2	3 262,2	3 300,7	3 246,9	2 927,5	2 967,8	3 178,2
algemeen	4 791,5	4 713,3	4 720,5	4 609,7	4 642,6	4 398,0	4 299,7
totaal	28 835,4	30 599,9	31 367,9	31 499,9	31 048,1	31 430,8	32 401,0

beleids+-scenario	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
afval	3 558,6	4 678,8	5 651,6	5 267,7	5 217,8	5 234,8	5 299,9
water	15 404,4	19 340,0	21 431,2	22 122,3	21 973,2	22 510,6	23 156,0
mest	2 238,8	1 190,0	215,2	1 186,7	1 204,5	1 222,6	1 317,1
natuur	2 842,2	3 762,2	4 300,7	4 257,1	4 313,1	4 481,1	4 688,2
algemeen	4 791,5	4 713,3	4 720,5	4 609,7	4 642,6	4 398,0	4 299,7
totaal	28 835,4	33 684,2	37 319,1	37 443,5	37 351,1	37 847,2	38 760,9

Bron: MIRA-S 2000.

3 Milieubaten

Milieubaten betreffen de effecten van een milieuverbetering als gevolg van de genomen milieumaatregelen (tabel 1). Het gaat daarbij in eerste instantie om effecten op de ecosystemen, maar ook om de effecten op de menselijke gezondheid, op de leefomgeving, op de landschappen, op materialen en infrastructuur (bijv. gebouwen), om esthetische effecten, enz. Tot de milieubaten kunnen tevens effecten op sociaal-economisch vlak (bijv. effecten op landbouw, recreatie, waterwinning, enz.) behoren, indien deze het rechtstreekse gevolg zijn van het behoud of de verbetering van de milieukwaliteit.

Bij *economische waardering* van milieubaten tracht men de betalingsbereidheid van individuen in te schatten om bepaalde negatieve milieueffecten te vermijden of bepaalde positieve milieueffecten te verkrijgen. In tegenstelling tot normale marktgoederen geeft de markt geen goed beeld van de totale economische waarde (d.i. de gebruikswaarde, optiewaarde en bestaanswaarde) van milieugoederen. Daarom worden andere waarderingstechnieken gehanteerd. De meest gebruikte technieken zijn de zgn. reiskostenmethode, de hedonische prijsmethode, de contigente waarderingmethode en 'benefit transfer'-benaderingen. MIRA-S 2000 bespreekt van elke soort een toepassing voor Vlaanderen.

3.1 Baten van een natuurgebied

Een economische waardering van natuurgebieden is nuttig voor twee doeleinden:

- optimalisatie van de hoeveelheid natuurgebied. Uitbreiding van natuurgebieden gaat ten koste van andere functies (landbouw, wonen, industrie, ...). Hoe groot zijn dan de baten en opportuiniteitskosten van een uitbreiding?
- bijdrage tot een optimaal gebruik van natuurgebieden. Natuurgebieden worden gebruikt voor recreatie, natuurbescherming, houtexploitatie, ... De verschillende functies zijn niet noodzakelijk complementair en dan is het nuttig de economische waarde van alternatieve gebieden te kennen.

Tabel 4 geeft een overzicht van een aantal waarderingstechnieken die kunnen worden gebruikt om de verschillende waarden te meten.

Tabel 4: De verschillende waarden van natuurgebieden en de meest geschikte waarderingmethoden

waarde	waarderingmethode
directe gebruikswaarden - recreatie	reiskostenmethode en contingente waarderingmethode
indirecte gebruikswaarden - ecosysteem	productiekostenmethode zoals schadefunctie en dosis-responsfunctie
indirecte gebruikswaarden - jacht, hout	zie markt voor hout en jacht (gezien er een markt voor bestaat, zijn er ook marktprijzen bekend)
optiewaarden	contingente waarderingmethode (cvm)
niet-gebruikswaarden - legaat- en bestaanswaarden	contingente waarderingmethode (cvm)

Bron: MIRA-S 2000.

Hierna wordt de *recreatieve waarde* van een natuurgebied in Vlaanderen (Heverleebos-Meerdaalwoud) bepaald met de reiskostenmethode. Daarnaast wordt via de contingente waarderingmethode gepeild naar de betalingsbereidheid voor een eproduct voor dieren, een project dat een invloed heeft op de *niet-gebruikswaarde* van het bos. Het betreft de eerste toepassingen in Vlaanderen van monetaire waarderingstechnieken op een natuurgebied. De resultaten dienen met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. Zij geven ordes van grootte van de baten voor één natuurgebied.

*De recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud:
een toepassing van de reiskostenmethode*

De reiskostenmethode is de meest geschikte methode om de recreatieve of directe gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud te bepalen voor de *bezoekers*. Met behulp van regressietechnieken wordt de vraag naar bosbezoeken geschat in functie van de kostprijs van een bosbezoek (i.e. de monetaire reiskosten en de tijdskosten van de verplaatsing), de kenmerken van het bos, de prijs van substituten (i.c. het Zoniënwoud) en de socio-demografische gegevens van de bezoekers. Hieruit kan een traditionele vraagcurve worden afgeleid (aantal bosbezoeken in functie van de kostprijs per bezoek) en is het mogelijk om het consumentensurplus of de waarde van een bosbezoek voor een specifieke persoon te bepalen. Om de totale jaarlijkse recreatiewaarde te kennen, moet deze waarde van één bezoek voor één bezoeker vermenigvuldigd worden met de totale jaarlijkse bezoekomvang (totaal aantal bezoeken van alle bezoekers samen). Dit bedrag wordt tot slot geactualiseerd zodat de totale toekomstige stroom van recreatiebaten kan worden berekend voor Heverleebos-Meerdaalwoud.

De noodzakelijke gegevens werden bekomen door tellingen en via enquêtes bij van een representatief staal van 1 140 recreanten tijdens hun bezoek aan het bos. Zij leiden tot een geschatte waarde van een bezoek voor één bezoeker van gemiddeld ongeveer 800-900 BEF, naargelang van het kostenbegrip dat wordt gebruikt (tabel 5). Afhankelijk van de schatting van de totale bezoekomvang en het gehanteerde consumentensurplus, ligt de geschatte jaarlijkse recreatieve waarde tussen 523 miljoen BEF en 748 miljoen BEF en de totale netto actuele waarde van het bos tussen 10 miljard BEF en 15 miljard BEF. Dit zijn de baten die verloren gaan wanneer recreatie in het gebied onmogelijk wordt. Het zijn bruto baten, d.w.z. dat er geen rekening wordt gehouden met allerhande kosten voor onderhoud van het bos e.d.

Tabel 5: *Recreatieve waarde Heverleebos-Meerdaalwoud*

reiskostenbegrip	= brandstof- kosten + tijdskosten	= monetaire kosten (brand- stof, onderhoud, verzekering,...) + tijdskosten
recreatiewaarde per bezoek voor één bezoeker (BEF)		
puntschatting	909	833
betrouwbaarheidsinterval 95%	592 – 1 953	628 – 1 238
totale jaarlijkse recreatiewaarde (miljoen BEF)		
min-max	571,5 – 747,5	523,8 – 685,0
netto actuele recreatiewaarde (miljoen BEF)		
min-max (discontovoet 5%)	11 431 – 14 950	10 475 – 13 700

Bron: MIRA-S 2000.

*De niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud:
een toepassing van de contingente waarderingmethode*

Als voorbeeld van een inschatting van een niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud, werd een contingente waarderingstudie toegepast op een specifiek project, nl. de aanleg van een ecoduct boven de Naamsesteenweg die het Meerdaalwoud doormidden snijdt (tabel 6). In tegenstelling tot de studie over de recreatieve waarde, werden zowel bezoekers als niet-bezoekers geïnterviewd. Beide groepen hechten immers belang aan het bestaan van het boscomplex en kunnen een positieve waardering voor het bos hebben. Dit gebeurde aan de hand van een uitgebreide vragenlijst bij een willekeurige steekproef van ruim 780 Vlaamse gezinnen, waarin onder meer informatie werd gegeven over de ligging en de geschiedenis van het bos, fauna en flora, recreatiemogelijkheden en het beheer,... Vragen werden gesteld naar leeftijd, gezinssamenstelling, burgerlijke stand, beroep, opleiding en inkomen en er werd gepeild naar de bereidheid om via een éénmalige bijzondere belasting te betalen voor het 'Ecoduct'-project. De totale betalingsbereidheid kan opnieuw worden berekend als het product van de betalingsbereidheid per gezin en het aantal gezinnen in de populatie.

Uit de analyse blijkt dat de gemiddelde bereidheid tot betalen ongeveer 3 700 BEF bedraagt. Statistische testen leveren geen significant verschil op in de betalingsbereidheid tussen bezoekers en niet-bosbezoekers. De totale betalingsbereidheid van de Vlaamse bevolking wordt geschat op 5,5 à 8,7 miljard BEF.

Tabel 6: *Hypothetisch scenario en resultaten van de cvm-studie voor Heverleebos-Meerdaalwoud*

huidige situatie	voorgesteld scenario	omschrijving
Naamsesteenweg snijdt Meerdaalwoud doormidden	ecoduct voor dieren	er wordt een tunnel aangelegd onder de Naamsesteenweg waar de auto's door moeten, erboven wordt de natuurlijke vegetatie hersteld zodat (enkel) dieren veilig van de ene naar de andere kant van het bos kunnen
betalingsbereidheid voor ecoduct	betalingsbereidheid per gezin (excl. protestantwoorden)	betalingsbereidheid Vlaamse bevolking (excl. protestantwoorden)
gemiddelde	3 679 BEF	8,7 miljard BEF
mediaan	2 298 BEF	5,4 miljard BEF

Bron: MIRA-S 2000.

3.2 Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijsmethode

Monetaire waardering van schade ten gevolge van bodemverontreiniging geeft onder meer een inzicht in de maatschappelijke kosten die bodemverontreiniging veroorzaakt en laat toe om beslissingen over prioritair te saneren gronden en over de te bereiken zuiveringsgraad mee op basis van een afweging van kosten en baten te nemen.

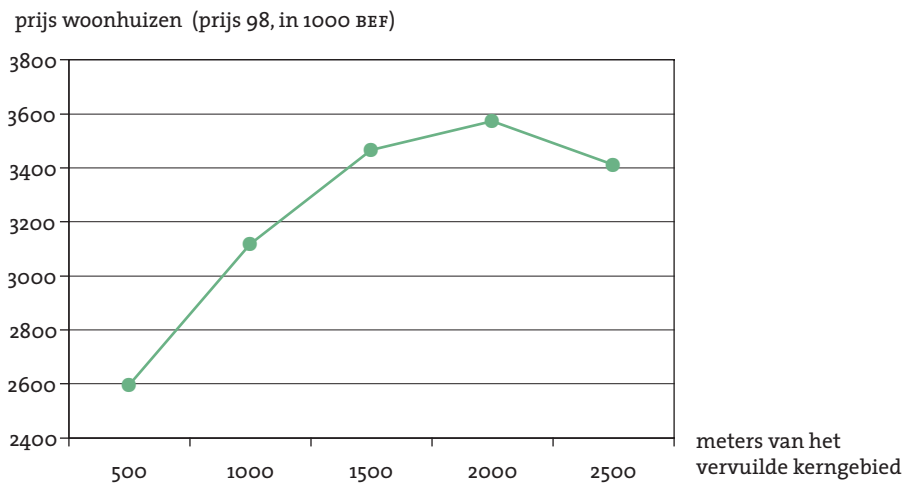
De waardering van de baten van bodemsanering gebeurt veelal via de 'hedonische prijs'-methode. Deze is gebaseerd op het verklaren van prijsverschillen tussen onroerende goederen door bepaalde milieukarakteristieken van de omgeving (bijv. lawaai, luchtverontreiniging, bodemvervuiling, ...), om van daaruit af te leiden hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor een betere omgevingskwaliteit. Daartoe tracht men deze milieukarakteristieken met behulp van statistische technieken af te zonderen van andere elementen (bijv. het type woning, het aantal kamers, het comfort, enz.) die de specifieke prijs van een eigendom bepalen. Bij toepassingen op bodemvervuiling wordt meestal de *afstand* tot het gebied met de grootste verontreiniging als indicator genomen. Men kan er immers vanuit gaan dat hoe kleiner deze afstand is, hoe lager de prijzen zullen zijn omdat de bewoners een 'risicopremie' wensen te ontvangen om de nabijheid van de vervuiling te aanvaarden. Het waardeverlies van de eigendommen in de nabijheid van de vervuiling levert dan een schatting op van de (*gebruiks*)-waarde van een sanering. De aldus gevonden saneringsbaten zijn steeds contextafhankelijk en dus niet onmiddellijk overdraagbaar op andere vervuilde sites.

Als voorbeeld van een hedonische waardering worden hier de resultaten besproken van een toepassing op een reeds lang bekende cadmiumvervuiling rond een oude zinkfabriek op de grens van de gemeenten Overpelt en Lommel. De verontreiniging is gezien het historisch karakter ervan goed bekend bij de bevolking. Bovendien werd hierover meerdere keren informatie verstrekt door de overheid en werden er beperkingen opgelegd voor het gebruik van moestuinen.

Met het oog op de monetaire waardering van de bodemverontreiniging werden rond het kerngebied met de hoogste graad van verontreiniging (12 mg Cd/kg droge stof) afstandscontouren getrokken van telkens 500 meter, en werden de verkopen van woonhuizen en bouwgronden, gelegen tot op 2 500 meter afstand van het kerngebied, gedurende de periode 1989-1998 geregistreerd. Vervolgens werden de reële prijzen van de verkopen gerelateerd aan een reeks kenmerken zoals de klasse van de woning, de oppervlakte van het perceel, het comfort van de woning, de ligging t.o.v. het centrum van de gemeente, en ook de *afstand* tot de ergste vervuiling.

De invloed van de afstand bleek statistisch significant. Op basis van de geschatte coëfficiënt voor de variabele 'afstand' kan worden vastgesteld dat de verkoopprijs van woonhuizen, *uitgezuiverd voor andere variabelen*, per zone van 500 meter gemiddeld met 5 % stijgt naarmate ze verder van het kerngebied zijn gelegen. De verkoopprijs van bouwgronden stijgt eveneens naarmate de afstand van de vervuiling toeneemt, namelijk met gemiddeld 1,6 % per zone van 500 meter. illustreert het gevonden verband voor de uit de hand verkochte woningen. Extrapolatie van de gevonden waardevermindering per soort verkoop naar de thans aanwezige woningen in de betrokken regio levert een geschatte *ondergrens* voor de saneringsbaten op tussen 790 en 930 miljoen BEF.

Figuur 5: Relatie tussen de woningprijzen (uitgezuiverd voor andere invloeden) en de afstand van de vervuilde site in Overpelt-Lommel



Bron: MIRA-S 2000.

3.3 Milieuschadeprijzen van luchtverontreiniging

Vooraf voor emissies naar de lucht is er de laatste jaren grote vooruitgang geboekt om de effecten en de milieuschade van de voornaamste polluenten in te schatten. Hieruit is gebleken dat de maatschappelijke baten van minder luchtverontreiniging vaak een stuk groter zijn dan veelal wordt aangenomen. Deze informatie is belangrijk omdat bij verregaande emissiereducties ook steeds duurdere maatregelen moeten worden genomen, zodat een inzicht in de kosten/batenverhouding zich opdringt.

Voor MIRA-S 2000 is een inschatting van de schadeprijzen van luchtverontreiniging door SO₂, NO_x, ozon en stof gemaakt. De berekening van effecten houdt rekening met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw, zodat de cijfers in dit onderdeel consistent zijn met de andere hoofdstukken van MIRA-S. De economische waardering van deze effecten

gebeurt via een vertaling van de resultaten van economische waarderingsstudies uitgevoerd in Europa en de vs naar Vlaanderen (benefit transfer).

Het waarden van de milieuschade gebeurt hierna enkel voor de effecten op de volksgezondheid, landbouw en gebouwen, en voor zover die gekend zijn en gekwantificeerd en gemonetariseerd kunnen worden. Over effecten op ecosystemen zijn vandaag te weinig data voorhanden om ze economisch te waarden. Zij zijn echter wel belangrijk omdat de kritische lasten voor ecosystemen in Vlaanderen en Europa in grote mate worden overschreden. De waardering van de impact van broeikasgassen vertoont specifieke problemen. Daarom worden zij afzonderlijk besproken. Omdat niet alle effecten worden besproken, moeten de totale geraamde schadekosten van luchtverontreiniging worden gezien als een *ondergrens* voor de orde van grootte van de totale effecten.

Milieuschadekosten van emissies uit Vlaanderen

De totale berekenbare milieuschade voor de (gekende) *emissies* van SO₂, NO_x, vos, en fijn stof wordt ingeschat op ca. 174 miljard BEF per jaar, of ongeveer 3 % van het BGP van Vlaanderen. Omdat deze luchtverontreiniging in grote mate grensoverschrijdend is, situeert ongeveer de helft van deze schade zich in Vlaanderen. Vooral de effecten van deeltjes uit de transportsector hebben een lokaal effect. De effecten van SO₂- en NO_x-emissies uit Vlaanderen treffen vooral onze buurlanden.

Milieuschadekosten van luchtverontreiniging in Vlaanderen

De milieuschade van luchtverontreiniging (*immissies*) in Vlaanderen wordt bepaald door emissies uit Vlaanderen en uit het buitenland. De totale berekenbare schade van deze (gekende) emissies van SO₂, NO_x, vos, en fijn stof wordt geschat op ongeveer 140 miljard BEF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaamse BGP (tabel 7). Effecten van niet gekende emissies (bijv. opwaaiend stof) zijn hier niet in begrepen.

De impact van zwevend stof op *volksgezondheid* vormt de grootste impactcategorie (89 %). Zwevend stof omvat zowel primair stof als ammonium, nitraten en sulfaten waartoe SO₂ en NO_x bijdragen. Deze relatief grote impact wordt verklaard doordat bij de huidige concentraties er geen veilige drempelwaarden zijn waaronder geen gevolgen voor de volksgezondheid worden waargenomen. Voor *landbouw* zijn vooral de gevolgen van ozon belangrijk, terwijl de netto-effecten van emissies van SO₂ en NO_x tamelijk beperkt zijn. De schade aan *gebouwen* lijkt relatief klein, maar is nog onvolledig verrekend.

Baten van de maatregelen uit BAU en BAU+ voor Vlaanderen

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadekosten verwacht met

26 % in het BAU-scenario en met 33 % in BAU+-scenario (tabel 7). De baten van BAU kunnen worden geschat op 36 miljard BEF per jaar in 2010. De maatregelen uit BAU+ voegen daar nog 10 miljard BEF aan toe. Deze baten situeren zich voornamelijk bij zwevend stof, NO₂ en SO₂. Het relatieve belang van de baten m.b.t. ozon hangt sterk af van de gekozen indicator. Er wordt geschat dat tegen 2010 de ozonpieken wel zullen dalen, maar dat de achtergrondconcentraties nauwelijks zullen veranderen. Omdat de berekening er hier van uitgaat dat er geen drempelwaarde is voor de effecten van ozon op volksgezondheid, zijn de milieuschadetekosten in 1998 relatief hoog en zijn de baten erg beperkt. In de mate dat er wel een drempelwaarde zou zijn, is de milieuschadetekost voor 1998 voor ozon in het zomerseizoen overschat (zie hoofdstuk 4.14 Fotochemische luchtverontreiniging). Aangenomen dat de economie verder groeit, komen de resterende schadetekosten in 2010 overeen met ongeveer 1,3 % van het Vlaamse BGP.

Tabel 7: *Schadetekosten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar*

	schadetekosten		baten BAU		baten BAU+	
	1998	aandeel 1998	2010	aandeel 2010	2010	aandeel 2010
<i>impactcategorie</i>						
<i>volksgezondheid</i>						
korte termijn	12,7	9 %	2,17	6 %	3,02	7 %
lange termijn	121,7	87 %	32,86	92 %	41,52	91 %
landbouw, gebouwen	4,9	4 %	0,59	2 %	1,13	2 %
ecosystemen	nm	nm	nm	nm	nm	nm
<i>totaal</i>	<i>139,4</i>	<i>100%</i>	<i>35,6</i>	<i>100 %</i>	<i>45,7</i>	<i>100 %</i>
<i>polluent (immissies)</i>						
SO ₂	2,7	2 %	0,5	1 %	1,3	3 %
NO ₂	3,1	2 %	1,1	3 %	1,3	3 %
zwevend stof	124,5	89 %	33,7	94 %	42,5	93 %
ozon	9,2	7 %	0,4	1 %	0,6	1 %
<i>totaal</i>	<i>139,4</i>	<i>100 %</i>	<i>35,6</i>	<i>100 %</i>	<i>45,7</i>	<i>100 %</i>

Basis: emissies, immissies en blootstellingen/effect-relaties conform MIRA-S 2000, *effecten van ozon op de gezondheid zijn enkel voor zomerseizoen en zonder drempelwaarde. zwevend stof = primair stof + ammoniumnitraten (NO_x) + ammonium sulfaten (SO₂), nm : niet gemonetariseerd.

Bron: MIRA-S 2000.

Milieuschadetekosten van broeikasgassen

Voor broeikasgassen worden de effecten traditioneel berekend voor een tijdshorizon tot 2100 of 2200. Voor de waardering van deze effecten spelen naast de wetenschappelijke onzekerheden ook (meer dan elders) enkele keuzes die eerder van ethische en politieke aard zijn (vnl. over te hanteren discontovoet en de waardering van effecten in de armere landen). Hiervoor

gebeuren sensitiviteitsanalyses. De schatting voor de (gekende) netto schadekosten tot 2100 van emissies uit Vlaanderen van broeikasgassen bedraagt ongeveer 8 miljard BEF per jaar, met een waaier van 4 miljard tot 60 miljard BEF. De beste schatting van de impact tot 2200 valt binnen deze ruime waaier. Deze cijfers mogen evenwel niet direct worden vergeleken met de inschatting van de milieuschadekost van andere pollutanten (SO₂, NO_x, vos, fijn stof). Het gaat immers om andere impactcategorieën en de waardering van de effecten van broeikasgassen is nog zeer onvolledig (bijv. effecten op ecosystemen, effecten na 2200) en onzeker.

4 Economische afweging (van kosten en baten)

Gezien de schaarse middelen die voor het milieubeleid (kunnen) worden ingezet, is het van belang deze op de meest efficiënte wijze aan te wenden. Economische afwegingstechnieken kunnen daarbij een nuttig hulpmiddel voor de besluitvorming zijn. Zij kunnen immers mogelijkheden tot realisatie van kostenbesparingen (bij gelijkblijvende milieuresultaten) of van extra milieuresultaten (bij gelijkblijvende kosten) helpen aangeven. De meest voor de hand liggende techniek daarvoor is de kosten-batenanalyse. Ondanks een toenemend gebruik ervan voor milieubeleid, blijft het aantal toepassingen in Europa eerder beperkt. Een goede kosten-batenanalyse vergt immers veel informatie, middelen en deskundigheid, waardoor zij in de praktijk slechts inzetbaar is voor een beperkt aantal echt belangrijke dossiers. Er bestaan evenwel ook andere economische afwegingstechnieken, zoals risico-batenanalyse en kosteneffectiviteitsanalyse. MIRA-S spreekt van beide een toepassing voor Vlaanderen.

4.1 Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering via risico-batenanalyse

Elk jaar beslist de Vlaamse overheid over de middelen die zij ter beschikking stelt voor ambtshalve bodemsanering en over de verdeling ervan over de in aanmerking komende sites. Om deze keuze van prioritair te saneren bodems economisch te onderbouwen, werd een instrument ontwikkeld waarvan de principes zijn gebaseerd op risico-batenanalyse (RBA). Deze afwegingstechniek verschilt van een traditionele kosten-batenanalyse omdat de baten van het beleid niet worden gemonetariseerd, maar gaat toch een stap verder dan een traditionele kosteneffectiviteitsanalyse omdat de baten worden uitgedrukt in één getal, nl. de mate van risicoreductie.

Concreet kan voor een verontreinigde bodem de kostprijs per eenheid risicoreductie worden berekend. Deze is gelijk aan de verhouding tussen de saneringskost en het vermeden risico. De saneringskost wordt berekend met behulp van een speciaal daartoe uitgewerkt rekenmodel dat in staat is om, voor verschillende saneringsdoelstellingen, de (directe) kosten vrij

nauwkeurig in te schatten, uitgaande van de informatie uit het beschrijvend bodemonderzoek. De risico-index die werd ontwikkeld om de risico's van verontreinigde bodems te kwantificeren en onderling vergelijkbaar te maken, integreert informatie vooral over de gezondheidsrisico's.

Ecologische baten zoals het behoud van de multifunctionaliteit van een bodem en biodiversiteit worden niet meegerekend. Deze index wordt zowel berekend vóór de sanering als na de sanering. Het verschil tussen beide geeft een schatting van de vermeden risico's door sanering.

De methode werd toegepast op een aantal vervuilde terreinen in Vlaanderen. Tabel 8 geeft ter illustratie een overzicht van de resultaten voor 9 van de onderzochte sites. Bij een efficiënte prioriteitenstelling kunnen voor een gegeven bedrag van – bijvoorbeeld – 15 miljoen BEF 6 sites worden gesaneerd, waardoor een risicoreductie wordt gerealiseerd van 392 000 risico-eenheden tegen een gemiddelde kostprijs van 28 BEF per eenheid risicoreductie. Een sanering van de terreinen voor hetzelfde bedrag in volgorde van hun sitemummer levert andere prioriteiten op (site 1 en 2) en slechts een risicoreductie van 19 500 eenheden tegen een gemiddelde kostprijs van 820 BEF per eenheid risicoreductie. Een RBA kan m.a.w. belangrijke informatie opleveren, al kunnen ook andere criteria de uiteindelijke prioriteitenstelling bepalen.

Tabel 8: Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering aan de hand van de kostprijs per eenheid risicoreductie

site volg-nummer	vermeden risico (risico-index) (1)	sanerings-kost (BEF) (2)	kostprijs per eenheid risicoreductie (2)/(1)	prioriteit	cumulatief vermeden risico (risico-index)	cumulatieve sanerings-kost (BEF)
4	338 202	312 125	1	1	338 202	312 125
5	6 319	1 039 500	165	2	344 521	1 351 625
3	28 106	4 950 000	176	3	372 627	6 301 625
8	12 480	2 521 750	202	4	385 107	8 823 375
2	4 599	1 240 250	270	5	389 706	10 063 625
6	2 426	1 007 600	415	6	392 132	11 071 225
1	14 834	14 728 890	993	7	406 966	25 800 115
7	7 990	11 715 000	1 466	8	414 956	37 515 115
9	1 173	2 593 250	2 210	9	416 129	40 108 365

Bron: MIRA-S 2000.

4.2 Kosteneffectiviteitsanalyse van emissiegrenswaarden

De emissiegrenswaarden in VLAREM II (algemene of sectorale voorwaarden) of in milieuvergunningen (bijzondere voorwaarden) zijn het basisinstrument van het milieubeleid in Vlaanderen. Zij zijn vaak identiek voor uiteenlopende activiteiten binnen één economische sector of over sectoren heen. Verschillen zijn eerder te verklaren door de lokale milieusituatie en

minder door verschillen in de kosten tussen bedrijven om emissiereducties te realiseren. Dit betekent dat indien de marginale kosten om de emissies van een bepaalde vervuilende stof tussen bedrijven te verminderen, sterk uiteenlopen, er in principe belangrijke kostenbesparingen mogelijk zijn via een andere verdeling van de inspanningen. De meest *costeneffectieve* verdeling is die verdeling waarbij de totale maatschappelijke kosten om een bepaald vooropgesteld milieuresultaat te behalen minimaal zijn.

Via een *costeffectivenessanalyse* (KEA) kan deze - vanuit het oogpunt van efficiëntie - optimale verdeling worden bepaald en kan de costeffectiviteit van alternatieve milieubeleidsinstrumenten worden vergeleken. Daartoe worden alle beschikbare (combinaties van) emissiereductiemaatregelen geïnventariseerd, samen met hun (directe) kosten en reductiepotentieel. Door deze te rangschikken in dalende volgorde van costeffectiviteit (of oplopende kostprijs per eenheid emissiereductie) kan worden bepaald welke maatregelen best eerst worden genomen. Dergelijke KEA-analyse kan gebeuren op verschillende niveaus (land, sector, regio, bedrijf, ...). MIRA-S 2000 bespreekt de resultaten van een toepassing van de KEA-methodiek op vos-emissies in de grafische sector en op afvalwaterlozingen in het Denderbekken.

Kosteneffectiviteit van vos-emissiegrenswaarden in de grafische sector

Voor de lozing van vos in de lucht door drukkerijen en fotografische industrieën gelden de algemene en sectorale emissiegrenswaarden van VLAREM II alsook – in voorkomend geval – de bijzondere voorwaarden uit de milieuvergunning. Vanaf 2003 zijn strengere emissiegrenswaarden toepasselijk vermits de overgangstermijn voor bestaande inrichtingen dan ten einde loopt. Voor zes bedrijven uit de grafische sector werd een gedetailleerde analyse gemaakt van de beschikbare reductiemaatregelen en de jaarlijkse kosten om de vereiste reducties te realiseren.

Om aan de strengere voorwaarden in 2003 te voldoen, zullen de vos-emissies van deze zes bedrijven van 3 032 ton vos in 1998 naar 1 917 ton vos in 2003 (- 1 115 ton vos) moeten verminderen. In het huidige systeem zal elk bedrijf afzonderlijk moeten voldoen aan de opgelegde emissiegrenswaarden. Dit betekent concreet dat vijf van de zes bedrijven extra maatregelen dienen te nemen, tegen een totale kostprijs van ongeveer 28 miljoen BEF per jaar (tabel 9). Bij een costeffectieve verdeling van de inspanningen tussen deze zes bedrijven kan echter dezelfde emissiereductie worden gerealiseerd (1 115 ton vos) tegen een jaarlijkse totale kostprijs die drie keer lager ligt. Hierdoor zou dus elk jaar 19 miljoen BEF kunnen worden uitgespaard. Deze economisch optimale verdeling kan worden gerealiseerd via, onder meer, per bedrijf gedifferentieerde emissiegrenswaarden, via een vos-emissieheffing van ongeveer 10 BEF/kg vos bovenop de emissiegrenswaarden voor 1998, of via een systeem van verhandelbare emissierechten.

Het huidige beleid via het opleggen van min of meer gelijke individuele emissiegrenswaarden aan elk bedrijf, kan echter verantwoord zijn wanneer daarmee een noodzakelijk geacht behoud van de lokale milieukwaliteit zou worden bereikt. De kostprijs daarvan bedraagt zoals vermeld ongeveer 19 miljoen BEF per jaar.

Tabel 9: Jaarlijkse kosten voor het realiseren van de vos-emissiedoelstelling voor 2003 in zes bedrijven uit de grafische sector (BEF)

bedrijf	jaarlijkse extra reductiekosten met het huidige systeem van emissiegrenswaarden	jaarlijkse extra reductiekosten bij een kosteneffectieve verdeling van de emissies
bedrijf 1	5 838 427	5 838 427
bedrijf 2	0	0
bedrijf 3	3 753 976	3 253 976
bedrijf 4	3 083 101	0
bedrijf 5	2 242 742	303 536
bedrijf 6	13 369 604	0
<i>totale jaarlijkse reductiekost</i>	<i>28 287 850</i>	<i>9 395 939</i>

Bron: MIRA-S 2000.

Kosteneffectiviteitsanalyse van afvalwaterlozingen in het Denderbekken

In het Denderbekken werd voor tien zgn. P-bedrijven uit verschillende bedrijfstakken een analyse gemaakt van de kosten om de afvalwaterlozingen te verminderen. Ook hier blijkt dat belangrijke kostenbesparingen mogelijk zijn t.o.v. de huidige praktijk.

Zo blijkt onder meer dat indien deze bedrijven zich elk aan de voor hen toepasselijke lozingsnormen voor fosfor houden, extra kosten van 25,9 miljoen BEF per jaar zullen moeten gemaakt. De vereiste reductie van fosforlozingen kan echter ook gebeuren tegen een kostprijs van 2,3 miljoen BEF per jaar, in de meest efficiënte verdeling van de reducties tussen de tien bedrijven. Indien de bedrijven die nu in de riolering lozen zich moeten afkoppelen en zij voor diverse stoffen de sectorale normen voor lozingen in oppervlaktewater opgelegd krijgen, wordt de totale kostprijs voor deze bedrijven geraamd op 20,7 miljoen BEF per jaar. Dezelfde reductie is evenwel haalbaar tegen een bedrag van ongeveer 170 000 BEF per jaar. Een laatste voorbeeld betreft de hypothese dat de lozingen van czv met 75 % dienen te verminderen. Indien deze vermindering van elk bedrijf afzonderlijk wordt geëist, bedragen de extra kosten naar schatting 22 miljoen BEF per jaar. Indien deze vermindering als globale doelstelling voor de tien bedrijven geldt en de meest efficiënte verdeling van de reductie-inspanningen wordt gerealiseerd, kunnen de kosten ervan tot 12 miljoen BEF per jaar dalen. Een efficiënte verdeling kan worden gerealiseerd via, onder meer, per bedrijf

gedifferentieerde emissiegrenswaarden, via verhandelbare emissierechten, via een stolpsysteem (bijv. vormgegeven in een milieubeleidsovereenkomst), enz. Ook hier dient evenwel nog de invloed op de lokale milieukwaliteit van een verschuiving van de lozingsplaats in de analyse geïntegreerd te worden.

5 Sociale en macro-economische effecten

Sociale en macro-economische effecten die optreden als gevolg van milieubeleid en milieumaatregelen kunnen betrekking hebben op onder meer de economische groei en structuur, de werkgelegenheid, de inkomensverdeling, enz. Een inzicht in deze sociaal-economische effecten, in aanvulling op informatie over (directe) kosten en baten, is *op zich* al belangrijk. Daarnaast is een inzicht in de *mechanismen* die de uitkomsten van het milieubeleid op sociaal en economisch vlak bepalen noodzakelijk. Dit laat immers toe om in het sociaal en economisch beleid gerichte maatregelen te nemen die ertoe kunnen bijdragen dat de herstructureringen in de economie als gevolg van het milieubeleid worden begeleid en ondersteund, waardoor economische en sociale aanpassingskosten beperkt kunnen blijven en milieudoelstellingen niet in het gedrang hoeven te komen.

Informatie over de macro-sociaal-economische gevolgen van milieubeleid wordt soms via specifieke enquêtes verzameld, maar gebeurt in de praktijk toch vooral via *economische modellen*. Daarbinnen kunnen macro-econometrische modellen, input-outputmodellen en dynamische algemene evenwichtsmodellen worden onderscheiden. Zij bezitten elk verschillende kenmerken en mogelijkheden. MIRA-s 2000 bespreekt van deze laatste twee een toepassing.

5.1 Een input-outputmodel met milieumodule toegepast op afvalproductie en CO₂

Een input/ouputtabel heeft de vorm van een matrix waarin de rijen de omvang van de outputs van een sector aangeven en de kolommen de omvang van de inputs. Tabel 10 bevat de (verkorte) Vlaamse I/O-tabel voor 1995. Voor de studie in het kader van het milieubeleid werd deze tabel aangevuld met een aantal exogene rijen die sectorale informatie bevatten over de emissie van vervuilende stoffen, hier toegespitst op CO₂ en bedrijfsafval.

Input/outputmodellen maken gebruik van een dergelijke I/O-tabel. Vertrekkende van een aantal hypothesen over de verwachte macro-economische situatie, de productietechnologie, de arbeidsproductiviteit en de milieutechnische prestaties van de economische sectoren, laten zij toe om, rekening houdend met de specifieke structuur van de economie in termen van intersectorale leveringen, een inzicht te verkrijgen in de impact van milieubeleid op de sectorale productie, prijzen, werkgelegenheid, enz. Gezien de veronderstelde afwezigheid van substitutiemogelijkheden en de

perfect elastisch veronderstelde aanbod- en vraagfuncties, geven 1/o-modellen een eerste indicatie. Voor langere termijneffecten is een algemeen evenwichtsanalyse waar de productietechniek en het consumptiepakket zich aanpassen aan de gewijzigde prijzen meer relevant (cfr. infra).

Tabel 10: De Vlaamse 1/o-tabel van 1995 op basis van een extrapolatie en regionalisering van de Belgische 1/o-tabel voor 1990

sectoren	land	ener	meta	chem	mine	voed
land	11 835	2	34	51	601	103 433
ener	5 645	35 096	24 614	22 764	10 773	10 331
meta	1 084	3 691	141 568	7 889	3 303	6 289
chem	1 239	1 340	2 182	16 479	10 196	1 324
mine	1 344	2 303	9 404	7 976	59 758	11 019
voed	43 092	5	19	1 696	311	59 656
rubr	240	135	6 791	3 780	1 490	5 914
hout	24	36	3 750	473	1 274	115
bouw	907	6 143	2 834	1 034	1 764	1 601
verv	6 459	8 542	31 416	7 847	12 308	23 933
dnst	15 111	24 752	67 455	22 235	31 691	42 101
invoer	35 822	121 418	741 139	219 545	230 272	230 458
BrTWmp	60 620	238 857	424 932	186 803	201 973	176 990
totaal	183 422	442 320	1 456 137	498 573	565 716	673 164

Noot: De cijfers in cursief zijn ramingen en houden rekening met het (macro-economisch) evenwicht tussen bestedingen en inkomen.

werkgelegenheid in 1995	land	ener	meta	chem	mine	voed
totaal (RSZ+RSVZ)	85 668	31 047	290 557	58 923	158 328	99 065

emissies in 1995	land	ener	meta	chem	mine	voed
CO ₂ (kton)	1 785	21 472	2 971	5 888	2 200	1 125
afval (kton)	32 213	35 094	1 036 778	686 252	653 493	1 350 068

transacties zijn gewaardeerd tegen producentenprijzen, excl. BTW, en uitgedrukt in miljoen BEF.

land = landbouwproducten; ener = energetische producten; meta = metaalproducten, machines; mine = mineralen, bouwmaterialen; voed = voedings- en genotmiddelen; rubr = rubber, plastic; hout = hout en houten meubelen; bouw = bouw; verv = vervoer en communicatie; dnst = overige commerciële en niet-commerciële diensten.

Bron: MIRA-S 2000.

In een *eerste toepassing* worden de economische gevolgen in 2004 nagegaan van twee ontwikkelingsscenario's. In het *autonoom scenario* wordt een exogene daling, gedurende de periode 1995-2004, van de sectorale CO₂-intensiteiten en afvalintensiteiten verondersteld. Deze worden hier

rubr	hout	bouw	verv	dnst	finvraag	totaal
11	1 412	0	0	1 977	64 066	183 422
2 556	1 730	3 768	21 752	49 500	253 790	442 320
2 504	2 755	21 170	2 726	10 464	1 252 696	1 456 137
5 372	590	247	86	2 223	457 297	498 573
3 906	2 832	36 658	2 322	32 728	395 467	565 716
7	32	24	9	37 789	530 524	673 164
193	514	2 169	423	3 293	132 718	157 660
77	13 099	14 124	524	3 610	125 357	162 461
193	250	0	2 811	61 015	411 911	490 464
2 902	5 811	7 558	14 958	38 715	484 095	644 546
8 744	8 697	33 542	22 816	171 368	2 553 429	3 001 941
76 733	67 537	122 681	83 164	219 144	1 191 040	3 338 953
54 462	57 203	248 522	492 956	2 370 115	0	4 513 435
157 660	162 461	490 464	644 546	3 001 941	7 852 388	

rubr	hout	bouw	verv	dnst	totaal	recy
31 381	40 457	263 641	237 540	2 398 763	3 695 370	11 907

rubr	hout	bouw	verv	dnst	totaal	recy
51	38	200	11 492	3 806	51 029	824
12 264	385 991	218 607	27 712	55 525	4 493 998	0

gedefinieerd als de verhoudingen van respectievelijk de CO₂-emissie en de afvalproductie tot de output of productiewaarde van elke bedrijfssector. Het *milieuscenario* stelt als doelstelling een vermindering van 10 % in 2004 van de globale CO₂-intensiteit van de industrie ten opzichte van 1995 en een identieke, globale afvalproductie (in ton) als in 1995 voorop, waarbij tegelijk een maximale groei van het BGP wordt nagestreefd. In vergelijking met het autonome scenario in 2004 leidt het milieuscenario op jaarbasis tot een daling van de totale bruto toegevoegde waarde in Vlaanderen met 1,4 %, en een lagere totale productiewaarde (- 1,5 %), finale consumptie

(- 1,5 %), en werkgelegenheid (- 0,5 %) (tabel 11). Vooral de sectoren 'energetische producten' en 'hout en houten meubelen' (hier de sector met de grootste afvalintensiteit) zouden worden getroffen. De impact voor de overige sectoren is beperkter. De inkrimping is steeds kleiner dan 1 %. Wanneer naast afval en CO₂ verschillende milieudoelstellingen in aanmerking worden genomen, zullen de economische effecten wellicht gespreid worden over meerdere sectoren.

Een *tweede toepassing* beschrijft de economische effecten van een extra verwerking van 2,4 miljoen ton bedrijfsafval door de recyclagesector. Hier toe wordt aan de 1/0-tabel een kolom toegevoegd met de recyclagesector. De resultaten ervan worden weergegeven voor het jaar 1995 (tabel 11). De totale middelen van de Vlaamse economie stijgen met 1,6 % op jaarbasis. Deze stijging is volledig toe te schrijven aan de toegenomen activiteit van de recyclagesector (en zijn toeleveranciers). De prijsstijgingen die daarmee samengaan lopen sterk uiteen tussen de sectoren, maar zijn met een gemiddelde van 1,7 % relatief gering. Dit weerspiegelt het open karakter van de Vlaamse economie (veel import en export).

Tabel 11: Resultaten van twee toepassingen aan de hand van een 1/0-model

sectoren	toepassing 1: verschillen milieuscenario t.o.v. autonoom scenario in 2004, in %				toepassing 2: verschillen t.o.v. ongewijzigde situatie 1995, in %				
	x	y	werk	BrTW	x*	p	BrTW + m	y**	FV
land	- 0,2	0,0	- 0,2		- 1,9	2,0		2,0	
ener	- 17,8	- 28,0	- 17,8		0,9	0,3		0,3	
meta	- 0,1	0,0	- 0,1		- 0,9	1,9		1,9	
chem	- 0,1	0,0	- 0,1		- 3,2	3,5		3,5	
mine	- 0,2	0,0	- 0,2		- 1,1	3,2		3,2	
voed	0,0	0,0	0,0		- 5,3	5,6		5,6	
rubr	- 0,1	0,0	- 0,1		3,8	0,4		0,4	
hout	- 21,2	- 24,9	- 21,2		- 5,5	6,2		6,2	
bouw	- 0,2	0,0	- 0,2		- 0,8	1,6		1,6	
verv	- 0,4	0,0	- 0,4		0,9	0,2		0,2	
dbst	- 0,2	0,0	- 0,2		0,5	0,2		0,2	
<i>totaal</i>	- 1,5	- 1,5	- 0,5	- 1,4			1,6		1,7

x = productiewaarde (omzet), y = waarde van de finale vraag, excl. BTW, werk = werkgelegenheid, in eenheden, BrTW = bruto toegevoegde waarde tegen marktprijzen, p = prijzen (af-producent, excl. BTW), m = invoer, FV = totale finale vraag, * = Gedeeld door nieuwe prijsindex (behalve voor RECY-sector), ** = Vermenigvuldigd met nieuwe prijsindex.

Uitleg sectoren: zie tabel 10.

Bron: MIRA-S 2000.

5.2 Een partieel en een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken

De uitvoering van de Kyoto-afspraken betekent dat België de uitstoot van broeikasgassen tegen 2008-2010 moet terugbrengen tot een niveau dat 7,5 % lager ligt dan in 1990. De economische gevolgen hiervan worden geanalyseerd via MARKAL, een partieel evenwichtsmodel dat de vraag en aanbod van diverse energievormen in België voorstelt, en via GEM-E3, een algemeen evenwichtsmodel voor 14 Europese landen. Het *referentiescenario* waartegen de economische gevolgen worden beoordeeld, is gebaseerd op de recente economische prognoses op lange termijn van de Europese Commissie. Tabel 12 geeft hiervan enkele parameters weer. Tabel 13 bevat de projecties voor de emissies van broeikasgassen in België voor het referentiescenario. Het *'Kyoto'-scenario* gaat ervan uit dat broeikasgassen in België worden verminderd met 7,5 % in 2010 ten opzichte van het niveau in 1990, en dat daarna hetzelfde tempo wordt aangehouden (- 15 % in 2030). Er wordt verondersteld dat alle landen hun reductiedoelstelling afzonderlijk realiseren, dus zonder gebruik te maken van internationaal verhandelbare emissierechten. Er komt geen uitbreiding van de nucleaire capaciteit en de bestaande centrales worden gesloten na een technische levensduur van 40 jaar.

Tabel 12: Economische hypothesen van het referentiescenario (selectie) (gemiddelde jaarlijkse procentuele groei voor België)

	1999/2005	2005/2010	2010/2030
groei BNP	2,2	2,1	1,8
private consumptie	2,3	2,2	2,2
publieke investeringen	1,4	2,0	2,0
publieke consumptie	1,3	1,0	1,0
fiscaal beleid	stabiel over de ganse periode		

Bron: MIRA-S 2000.

Tabel 13: Energie-gerelateerde emissies van broeikasgassen (weergegeven in CO₂-equivalenten) in het referentiescenario (miljoen ton)

	1990	2000	2005	2010	2020	2030
België	114,5	126,7	126,0	132,4	157,9	203,7
Vlaanderen	66,9	72,8	67,9	70,0	88,7	124,3
Wallonië	42,3	47,6	51,6	53,7	59,7	68,5
Brussel	5,3	6,3	6,6	8,7	9,6	10,9

Bron: MIRA-S 2000.

Analyse met een partieel evenwichtsmodel

De directe welvaartskost van de Kyotoverplichting voor België wordt berekend met MARKAL. Het betreft de rechtstreeks met de energiemarkt verbonden kosten. De effecten op de andere markten worden voorlopig verwaarloosd. Op basis van een dergelijke *partieel evenwichtsbenadering* kunnen een aantal eerste beleidsconclusies worden getrokken:

- Een koolstofbelasting of een systeem met verhandelbare emissierechten (binnen België) realiseert de laagste totale emissiereductiekosten. In dit geval kost de Kyotoverplichting in 2010 aan België ongeveer 0,5 % van de waarde van het BNP uit 1990. De marginale kost in 2010 bedraagt 1 830 BEF/ton CO₂. Andere instrumenten zoals een systeem van emissienormen per type van energiegebruik of een energiebelasting hebben een hogere welvaartskost. Zelfs normen die zo efficiënt mogelijk zijn (d.w.z. die afgestemd zijn op marginale reductiekost) hebben nog steeds een meerkost van ongeveer 35 %;
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen de verschillende regio's, zijn de reductiepercentages ongelijk. Zij bedragen in 2010 en ten opzichte van het referentiescenario - 16,3 % voor Vlaanderen, - 23,3 % voor Wallonië en -29,2 % voor Brussel;
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen doelgroepen zal de energievraag vooral bij de huishoudens en in de industrie dalen, en in mindere mate in de transportsector. Immers, de laagste reductiekosten zijn te vinden bij de elektriciteitsproductie, maar ook bij de huishoudens en in de industrie zijn er tal van maatregelen met een kost die kleiner is dan 1 830 BEF per ton beschikbaar. In de transportsector is dit niet het geval. Een norm van 5l/100km voor het brandstofverbruik van wagens bijvoorbeeld heeft een geraamde kostprijs van ongeveer 27 000 BEF/ton; het verlagen van de maximumsnelheid op autowegen heeft (rekening houdend met de tijds waarde) een kostprijs van om en bij 7 200 BEF/ton, enz.

Analyse met een algemeen evenwichtsmodel

Een *algemene evenwichtsbenadering*, waarin rekening wordt gehouden met alle markten en hun interacties, kan op drie vlakken extra informatie opleveren: een betere schatting van de uiteindelijke effecten op de activiteit en de tewerkstelling per sector, een betere totale kostenschatting en tenslotte een beter idee van de verdeling van de kosten over inkomensgroepen.

De uiteindelijke effecten op de activiteiten per sector hangen af van de relatieve prijsveranderingen van de producten, het gehanteerde beleidsinstrument (cfr. supra) en de wijze waarop de inkomsten van eventuele koolstof- of energiebelastingen worden besteed. Tabel 14 geeft de impact (berekend met GEM-E3) op de sectorale productie weer van een koolstof-

belasting, waarvan de opbrengsten worden teruggesluisd via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever, en in het geval andere landen een gelijkaardig beleid voeren om hun eigen Kyoto-doelstelling te halen. De negatieve impact is het grootst voor de energie-sector en voor de energie-intensieve sectoren die bovendien veel exporteren. Voor een deel gaat het hier om een zgn. 'koolstoflek' omdat de invoer van energie-intensieve producten toeneemt. Dit betekent dat een deel van de eigen CO₂-reductie wordt gerealiseerd door een verschuiving van de productie naar andere landen en niet bijdraagt aan de mondiale reductie van broeikasgassen.

Tabel 14: Sectorale evolutie van de productie van een emissiebelasting (% verandering ten opzichte van het referentiescenario)

sector	2005	2010
landbouw	- 0,13 %	- 0,51 %
steenkool	- 13,13 %	- 37,18 %
ruwe olie en olieproducten	- 4,05 %	- 15,68 %
aardgas	- 0,05 %	- 0,75 %
elektriciteit	- 0,98 %	- 3,90 %
metaal en non-ferro	- 3,64 %	- 13,12 %
scheikundige producten	- 0,30 %	- 0,97 %
andere energie-intensieve productie	- 0,24 %	- 0,62 %
elektrisch materiaal	- 0,20 %	- 0,62 %
transportmateriaal	- 0,08 %	- 0,65 %
andere uitrustingen	- 0,24 %	- 0,51 %
verbruiksgoederen	- 0,06 %	- 0,08 %
bouw	- 0,03 %	- 0,18 %
telecommunicatie	0,29 %	1,05 %
transport	- 0,30 %	- 1,06 %
krediet en verzekeringen	0,20 %	0,51 %
andere diensten	0,10 %	0,22 %
niet-marktdiensten	0,03 %	0,09 %

Bron: MIRA-S 2000.

De algemeen evenwichtsbenadering kan ook nuttig zijn om de totale welvaarts-kost beter te benaderen. In geval van milieubelastingen kan de opbrengst ervan worden gebruikt om de vermindering van het reële netto-loon door de daling van het beschikbare inkomen en de gestegen productiekosten gedeeltelijk te compenseren. Dit is niet het geval bij milieubeleidsinstrumenten die geen inkomsten genereren, waardoor hun welvaarts-kost hoger ligt. Verhandelbare emissierechten bijvoorbeeld, die in een partiële evenwichtsbenadering het equivalent zijn voor milieubelastingen, hebben in een algemene evenwichtsbenadering een welvaarts-kost die 50 tot 100 % hoger ligt. Enkel in het geval dat de verhoogde kostprijs (incl. belastingen) van energie-intensieve producten betaald wordt door bevolkingsgroepen die niet leven van arbeidsinkomen (bijv. renteniers of gepensioneerden) of door buitenlandse afnemers die bereid zijn meer te

betalen voor Belgische producten, is het mogelijk dat door de terugsluizing van belastingopbrengsten het netto loon toeneemt, en daarmee ook het arbeidsaanbod en de tewerkstelling. Dit is precies wat gebeurt in tabel 15. Deze geeft de effecten weer (berekend met GEM-E3) op de belangrijkste macro-aggregaten van een koolstofbelasting met recyclage van de inkomsten via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever: in de hypothese dat de arbeidsmarkt goed functioneert en de lonen flexibel zijn op middellange termijn, stijgt de tewerkstelling licht dankzij de ruilvoetverbetering en de hogere belasting op de niet werkenden.

Tabel 15: Macro-economische effecten van het 'Kyoto'-scenario met terugsluizing van de arbeidsbelastingen (% verandering ten opzichte van het referentiescenario)

	2005	2010
BNP	0,18 %	0,50 %
tewerkstelling	0,28 %	1,21 %
private investeringen	- 0,03 %	- 0,19 %
private consumptie	0,26 %	0,45 %
binnenlandse vraag	- 0,51 %	- 1,95 %
export (in volume)	- 1,11 %	- 3,82 %
import (in volume)	- 1,04 %	- 3,89 %
energieconsumptie (in volume)	- 3,65 %	- 13,26 %
reële loonontwikkeling	0,68 %	2,01 %
ruilvoet	0,26 %	0,78 %

Bron: MIRA-S 2000.

Om te illustreren dat een algemeen evenwichtsanalyse van belang kan zijn voor het analyseren van verdelingseffecten tussen inkomensgroepen van koolstofbelastingen, wordt een ander algemeen evenwichtsmodel gebruikt dat een onderscheid maakt tussen 4 inkomensklassen, waarbij de laagste inkomensgroep een hogere kans op werkloosheid heeft, meer van inkomenstransfers leeft, een kleiner loon per dag ontvangt en minder kapitaalinkomen bezit. Er wordt verondersteld dat de effecten op de ruilvoet miniem zijn. In tabel 16 worden de effecten op de consumptiemogelijkheden van de vier inkomensgroepen samengevat voor vier scenario's: met en zonder rigide lonen gecombineerd met terugsluizing van de belastingopbrengsten via lagere sociale zekerheidsbijdragen of via hogere sociale zekerheidstransfers. Hieruit blijkt onder meer dat de werking van de arbeidsmarkt cruciaal is voor de totale impact van het beleid. De resultaten zijn steeds beter voor het geval van een goed functionerende arbeidsmarkt met flexibele lonen.

Tabel 16: *Inkomensverdelingseffecten van een koolstofbelasting*

arbeidsmarktregime	flexibele lonen	rigide lonen	flexibele lonen	rigide lonen
recyclage belastingen	hogere s.z.-transfers	lagere s.z.-bijdragen	hogere s.z.-transfers	lagere s.z.-bijdragen
klasse 1	- 6,4 %	- 6,8 %	+ 2,3 %	- 0,5 %
klasse 2	- 6,2 %	- 5,2 %	- 0,9 %	- 1,1 %
klasse 3	- 5,5 %	- 4,3 %	- 1,8 %	- 1,2 %
klasse 4	- 6,4 %	- 4,5 %	- 1,9 %	- 1,4 %
BGP	- 7,0 %	- 5,1 %	- 0,6 %	+ 0,2 %
werkloosheid (in duizenden)	238	176	0	0

Bron: MIRA-S 2000.

REFERENTIES

Peter Van Humbeeck (red.). *Het hoofdstuk gevolgen voor de economie in MIRA-s 2000: wetenschappelijke achtergronddocumenten*. VMM, Mechelen.

LECTOREN

Johan Aelbrecht, UG

Kris Bachus, HIVA

Ann Beckers, VMM

Annemie Bollen, SERV

Lieven Dejaegher, AMINAL

Wendy De Wit

Sofie Luyten, AMINAL

Pieter Van den Steen, BECO

Saar Van Hauwermeiren,

Bond Beter Leefmilieu

Peter Vercaemst, Vito