

10

HOOFDLIJNEN

- Uit de analyse van economische data en milieugegevens (groene rekeningen) blijkt dat een groot deel van de luchtvervuilende emissie in België wordt veroorzaakt door het gebruik van een beperkt aantal productgroepen.
- De meest luchtvervuilende bedrijfstakken (per eenheid bruto toegevoegde waarde) hebben de hoogste uitgaven voor milieubescherming in verhouding tot hun totale uitgaven. Zij slagen er ook in de broeikasgasemissie per eenheid bruto toegevoegde waarde het verst terug te dringen.
- Om de ambitieuze Vlaamse emissieplafonds van de NEM-richtlijn te realiseren, streeft de Vlaamse overheid naar een kostenefficiënte verdeling van reductie-inspanningen tussen vervuilers. Een kostenefficiënte verdeling levert aanzienlijke kostenbesparingen op in vergelijking met een uniforme verdeling waarbij alle vervuilers dezelfde emissie-reductie moeten realiseren. Correcties op die kostenefficiënte verdeling – zoals voor financieel-economische draagkracht van de vervuilers – leveren nog steeds aanzienlijke kostenbesparingen op.
- In Vlaanderen is er nood aan bijkomende beleidsinstrumenten voor de reductie van NO_x-emissie. Een NO_x-heffing waarvan de inkomsten worden teruggegeven via subsidies leidt tot lagere financiële lasten voor de vervuilers. Buitenlandse ervaringen met dat soort heffing-subsidiesystemen tonen echter aan dat ongewenste neveneffecten kunnen optreden.

10 Milieu & Economie

Naar een economische onderbouwing van het Vlaamse milieubeleid

Sara Ochelen, Ellen Hutsebaut,
Cel Milieueconomie, Departement
Leefmilieu, Natuur en Energie ·
Guy Vandille, Input-Output-team,
Federaal Planbureau · Erika Meynaerts,
Pieter Lodewijks, Integrale Milieu-
studies, VITO · Sarah Bogaert, Cel Milieu-
economie, Ecolas · Jeroen Van Laer,
MIRA, VMM

INLEIDING

De beleidsvoerders, zowel op internationaal, nationaal als regionaal vlak, zijn zich in toenemende mate bewust van het nut van een economische onderbouwing van het milieubeleid. Men wil inzicht krijgen in de interacties tussen milieu en economie, men wil het milieubeleid efficiënter maken, meer inzetten op economische instrumenten en de kosten en baten van milieubeleid tegen elkaar kunnen afwegen. Al die vragen maken de ontwikkeling van aangepaste gegevensbanken en analytische modellen noodzakelijk. Dit hoofdstuk licht een aantal van die beleidsondersteunende instrumenten toe. Het eerste instrument *Groene nationale rekeningen* kijkt vanuit een macro-economisch perspectief, top-down, naar de relaties tussen de componenten van de Belgische economie (productie, consumptie, export, import ...) en een aantal milieuproblemen. Het tweede instrument is een bottom-upmodel voor kostenefficiëntie, het *Milieukostenmodel voor Vlaanderen* (MKM).

Naast deze twee focussen wordt met kaderteksten kort ingegaan op enkele andere milieueconomische onderwerpen. Naar jaarlijkse traditie wordt een overzicht gegeven van de evolutie van de uitgaven door de Vlaamse milieuoverheid. Dat sluit aan bij de eerste focus, met name de analyse over milieu-uitgaven door bedrijven. De kadertekst over prijs- en inkomenselasticiteiten sluit aan bij de tweede focus, in concreto de analyse van economische milieubeleidsinstrumenten. De prijselasticiteit van gezinnen geeft informatie over hun verwachte waterbesparingen als reactie op mogelijke verhogingen van een waterheffing. Berekeningen van kostenefficiëntie, zoals in het MKM, gaan uit

van gegeven milieudoelstellingen. Als deze doelstellingen niet bij voorbaat bepaald zijn, kan de meest optimale doelstelling bepaald worden aan de hand van een kosten-baten-analyse. Hiervoor moeten ook de baten in geldtermen uitgedrukt worden. De laatste kadertekst illustreert dat voor geurhinder.

10.1 Groene nationale rekeningen

VERBANDEN TUSSEN MILIEU EN ECONOMIE

Een adequaat beleid vereist de beschikbaarheid van consistente informatie. Een belangrijke bron van informatie voor het economisch beleid zijn de nationale (en regionale) rekeningen. Die vormen een gedetailleerde, cijfermatige weergave van de nationale (regionale) economie in een boekhoudkundig kader. Dat kader staat garant voor de consistentie van de gegevens. De economische welvaart is echter slechts een deelaspect van het menselijke welzijn. Ook sociale en ecologische factoren spelen een belangrijke rol. Bovendien beïnvloeden de economische, sociale en ecologische dimensies elkaar, waardoor er nood is aan coherente informatie over die drie dimensies die noodzakelijk zijn voor duurzame ontwikkeling.

Om aan die nood tegemoet te komen, kunnen de nationale (regionale) rekeningen uitgebreid worden met zogenaamde sociale en ecologische satellietrekeningen. In deze laatste, ook wel milieurekeningen of groene nationale rekeningen genoemd, worden milieugegevens, zoals emissie van luchtvervuilende stoffen, toegewezen aan dezelfde economische spelers die in de nationale (regionale) rekeningen voorkomen, zoals de huishoudens en de verschillende sectoren. Zo worden economische en ecologische data op consistente wijze met elkaar verbonden, wat heel wat mogelijkheden opent voor analyse.

Omwille van de uitgebreide mogelijkheden tot geïntegreerde economisch-ecologische analyse en de nood om dat in het kader van een duurzame ontwikkeling van de Europese economie op een internationaal vergelijkbare manier te bewerkstelligen, wordt de creatie van milieurekeningen door de Europese Unie ondersteund. Op die manier werden de voorbije jaren ook voor België een aantal milieurekeningen opgebouwd: de *National Accounting Matrix including Environmental Accounts for Air protection* (NAMEA Air), de NAMEA Energie, de NAMEA Water, de *Forest Accounts*, de *Environmental Protection Expenditure Accounts* (EPEA), en de *Environmental Tax Accounts* (ETA). Andere lidstaten hebben nog andere rekeningen opgezet, zoals *Material Flow Accounts* (MFA), een NAMEA Afval of een NAMEA voor gevaarlijke chemische stoffen. De NAMEA Air is op Europees vlak het meest ontwikkeld. Maar zelfs voor die groene rekening ligt de vorm nog niet helemaal vast. Geregeld worden binnen een bepaalde rekening verzamelde variabelen weggelaten en andere toegevoegd. Er vinden nog steeds discussies plaats in verband met de definiëring van variabelen. De groene rekeningen zijn nog volop in ontwikkeling¹.

In wat volgt worden een aantal analyses belicht die op basis van de Belgische groene nationale rekeningen werden verricht.

¹ Algemene informatie over verschillende types groene rekeningen kan worden teruggevonden in de daarover door Eurostat gepubliceerde handleidingen (zie referenties op het einde van dit hoofdstuk).

TOEWIJZING VAN MILIEUVERVUILING AAN PRODUCTEN EN AAN INVOER EN UITVOER VIA INPUT-OUTPUTANALYSE

Input-outputtabellen geven een overzicht van de omvang en samenstelling van productie en consumptie van alle actoren in de economie en van de transacties tussen die actoren². De milieurekeningen kunnen worden gekoppeld aan die input-outputtabellen. Daardoor kunnen bv. emissies of afvalstromen toegewezen worden aan de finale vraag naar individuele producten, of aan de uitvoer en de invoer. Het doel van de eerste analyse is uit te zoeken welke productgroepen het meest bijdragen tot verschillende soorten luchtvervuiling en het energiegebruik, niet enkel op directe wijze tijdens hun eigen productieproces, maar ook op indirecte wijze doordat de intermediaire goederen die nodig zijn om een bepaald product te maken ook emissie veroorzaken tijdens hun productieproces. Het doel van de tweede analyse is te bepalen of de Belgische handelsstructuur al dan niet emissie- en energiebesparend is. Beide analyses zullen hier aan bod komen.

De meest recent beschikbare input-outputtabellen voor België zijn die voor het jaar 2000. De analyse werd bijgevolg uitgevoerd op basis van de NAMEA Air voor datzelfde jaar. De analyse gebeurde voor België en niet voor Vlaanderen apart. De reden daarvoor ligt in het ontbreken van Vlaamse input-outputtabellen. Een NAMEA Air voor Vlaanderen is wel beschikbaar. Momenteel wordt een studie in opdracht van MIRA-VMM uitgevoerd die peilt naar de haalbaarheid van een Vlaams input-outputsysteem dat zou moeten toelaten om de wereldwijde milieu-impact van de Vlaamse consumptie- en productieprocessen te meten (Gerlo, 2006).

De Belgische NAMEA Air bevat gegevens voor 14 verschillende soorten polluenten. Op basis van 10 van die polluenten werden 3 bijkomende luchtvervuilingsindices berekend, namelijk de Kyotobroeikasgasindex, een potentiële verzuringsindex en een potentiële fotochemische vervuilingindex³.

De gegevens zijn beschikbaar voor 34 bedrijfstakken⁴. Voor elk van die bedrijfstakken kunnen dus 17 pollutiecoëfficiënten berekend worden die weergeven welke fysieke hoeveelheid emissie per eenheid output uitgestoten wordt. Op basis van de NAMEA Energie werd hetzelfde gedaan voor de hoeveelheid gebruikte energie per eenheid output. Vervolgens werden de pollutie- en energiecoëfficiënten per bedrijfstak omgezet in pollutie- en energiecoëfficiënten per productgroep⁵.

Figuur 10.1 toont voor elk van de drie indices en voor het energiegebruik welke vijf productgroepen verantwoordelijk waren voor het grootste deel van de emissie en het energiegebruik door de bedrijfstakken.

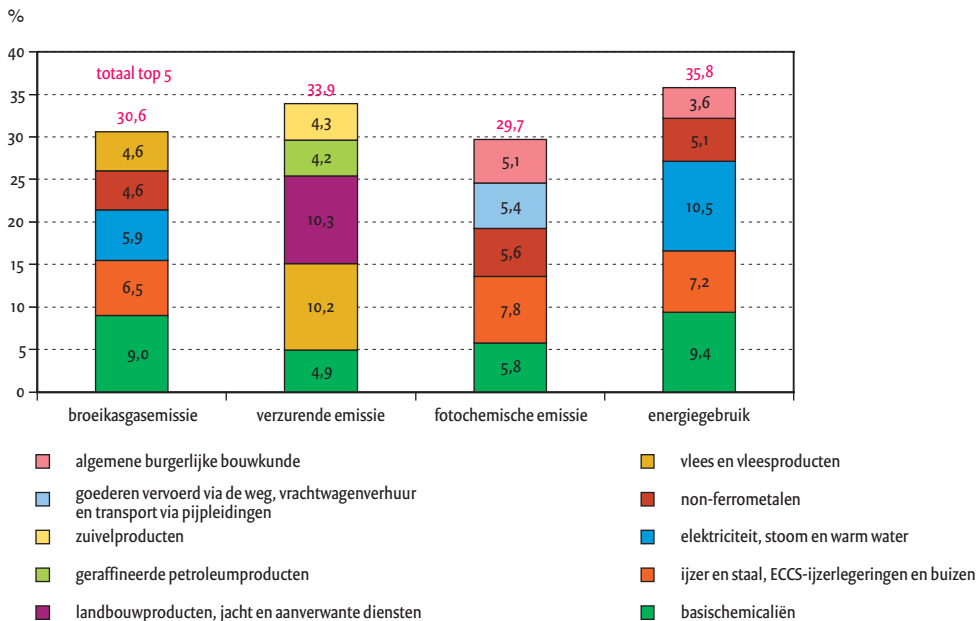
2 Zie Instituut voor de Nationale Rekeningen (2004).

3 Voor de verzuring en de fotochemische vervuiling gaat het om potentiële vervuilingindices omdat de realisatie van de vervuiling niet enkel afhangt van de hoeveelheid uitstoot, maar ook van andere factoren, zoals de weerkundige omstandigheden.

4 De 34 bedrijfstakken komen grotendeels overeen met de MIRA-sectoren industrie, energie, handel & diensten en landbouw, en het transport van die sectoren (m.a.w. alle MIRA-sectoren behalve huishoudens en hun transport). Voor meer informatie, zie het achtergrond-document.

5 Dit houdt ook in dat de verschillen in pollutie- en energiecoëfficiënten tussen twee producten die tot eenzelfde bedrijfstak behoren enkel voortvloeien uit het verschil in indirecte emissies die deze twee producten met zich meebrengen.

Figuur 10.1: Aandeel in emissie en energiegebruik van de 5 belangrijkste productgroepen (België, 2000)



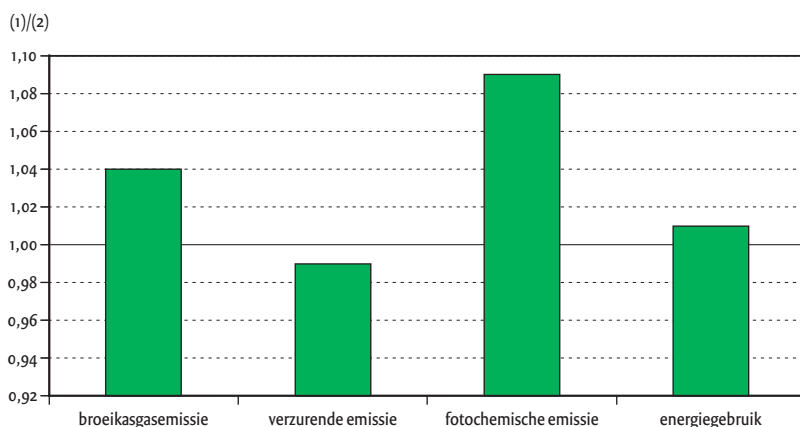
Bron: berekeningen Federaal Planbureau

Ongeveer een derde van de verzurende emissie en iets minder dan een derde van de broeikasgassen en fotochemische emissie in België worden voortgebracht door de finale vraag naar vijf productgroepen. Basischemicaliën is het enige product dat voor elk van de drie types luchtvervuiling in de top 5 (en zelfs top 3) staat. Ijzer en staal, en non-ferrometalen ontbreken enkel in de lijst van belangrijke veroorzakers van verzurende emissie. De verzurende emissie wordt voor een aanzienlijk deel gegenereerd door de productie van landbouwproducten en de vraag naar vlees- en zuivelproducten. De emissie veroorzaakt door vlees- en zuivelproducten is hoofdzakelijk van indirecte aard en gelinkt aan het intermediaire verbruik van landbouwproducten die veel directe verzurende emissie veroorzaken. Opvallend is verder de aanwezigheid van de bouwnijverheid in de top 5 van de fotochemische emissie. Ook die is in hoofdzaak indirect van aard. Ze wordt voortgebracht door de productie van stenen, beton, gips en ijzeren en stalen profielen, die als intermediaire producten aangewend worden in de bouwnijverheid. Daarbij wordt ook heel wat energie gebruikt, wat zich dan weer uit in de identificatie van de bouw als vijfde meest energieopslopend product. De andere vier topenergiegebruikers zijn basischemicaliën, ijzer en staal, elektriciteit en non-ferrometalen, niet toevallig de vier producten die ook voor de grootste uitstoot van broeikasgassen zorgen. De uitstoot van broeikasgassen is immers nauw verbonden met het energiegebruik.

België is een zeer open economie, d.w.z. import en export zijn belangrijke componenten van ons bruto binnenlands product (BBP). Die vaststelling leidt tot de vraag of internationale handel tot meer of minder emissie en energiegebruik aanleiding geeft in vergelijking met een meer gesloten economie. Via dezelfde input-outputmethodologie,

waarbij de lokale finale vraagmatrix vervangen werd door de uitvoer en de invoer in basisprijzen, werd berekend of België via de internationale handel al dan niet bespaart op de uitstoot van vervuilende stoffen en het energiegebruik. Om dat na te gaan, berekenen we de verhouding tussen de emissie en het energiegebruik dat de binnenlandse productie voor de export veroorzaakt en de hypothetische hoeveelheid emissie en energie die België zou verbruiken indien het de ingevoerde goederen allemaal zelf zou moeten produceren⁶. Die verhoudingen worden in figuur 10.2 weergegeven. Als de verhouding groter is dan 1,00 betekent dit dat internationale handel tot meer emissie en energiegebruik leidt dan wanneer België een gesloten economie zou zijn zonder handelsrelaties met het buitenland. Het resultaat geeft dus het emissievoor- of -nadeel weer voor België van de internationale handel. Figuur 10.2 toont de resultaten voor dezelfde drie indices als in figuur 10.1, alsook voor het energiegebruik.

Figuur 10.2: Emissie en energie gebruikt voor de uitvoer (1) over emissie en energie bespaard door de invoer (2) (België, 2000)



Bron: berekeningen Federaal Planbureau

Figuur 10.2 toont dat België in 2000 meer energie gebruikte en meer broeikasgasemissie en fotochemische emissie produceerde voor de uitvoer dan er vervat waren in de door België ingevoerde producten. Enkel op het vlak van verzurende emissie leidde de internationale handel tot een besparing van de luchtvervuiling door België.

Hieruit mogen we niet besluiten dat België broeikas- en fotochemisch intensieve producten produceert voor de rest van de wereld. We moeten er immers rekening mee houden dat de uitvoer in 2000 5% hoger was dan de invoer⁷. Bijgevolg was de Belgische productie voor de rest van de wereld enkel fotochemisch intensief. De uitgevoerde emissie lag immers 9% hoger dan de uitgespaarde emissie, wat meer is dan de 5% waarmee de uitvoer de invoer overtrof. Voor de broeikasgassen situeerde het verschil in emissie zich beneden die 5%.

6 Doordat zowel voor de invoer als voor de uitvoer de Belgische pollutiecoëfficiënten gebruikt worden, kunnen de verkregen resultaten niet echt geïnterpreteerd worden als de netto import van emissies of energie, en kan er ook geen vergelijking gemaakt worden tussen de emissie- en energie-intensiteit van een eenheid invoer van een bepaald product en die van een eenheid uitvoer.

7 Bron: Federaal Planbureau, Input-outputtabellen 2000.

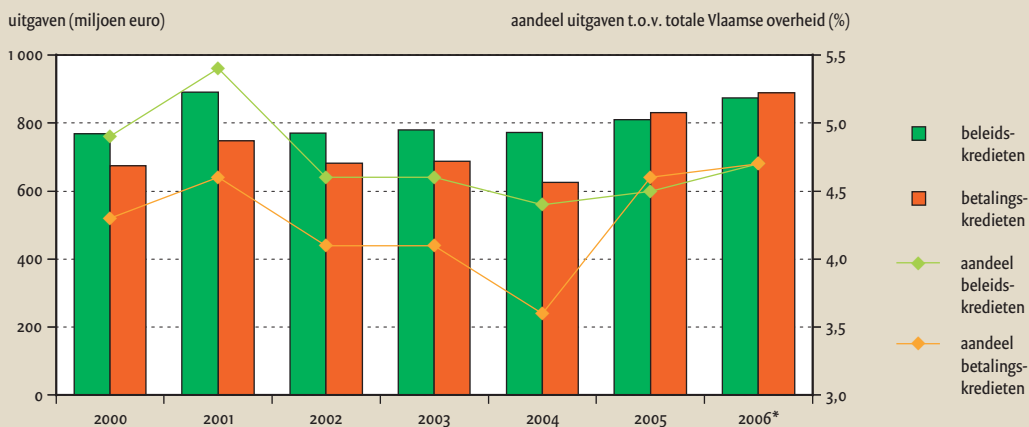
MILIEU-UITGAVEN VAN DE VLAAMSE OVERHEID

In 2006 zijn de totale middelen van de Vlaamse overheid voor leefmilieu gestegen tot 873 miljoen euro in *beleidskredieten* in constante prijzen. Ten opzichte van de totale middelen van de Vlaamse overheid betekent dat een stijging van 0,2 % t.o.v. 2005, namelijk van 4,5 % naar 4,7 %. In *betalingskredieten* stegen de middelen naar 888 miljoen euro in constante prijzen. Dat brengt het aandeel van leefmilieu in de totale Vlaamse begroting op eveneens 4,7 % in betalingskredieten. Daarmee bereiken de betalingskredieten hun hoogste niveau sinds 2000.

De *Aquafinuitgaven* worden door de hervorming van de watersector vanaf de begrotingscontrole 2005 gedeeltelijk gefinancierd door de drinkwatermaatschappijen i.p.v. door de Vlaamse overheid. In onderstaande figuur worden alle uitgaven meegerekend om tot vergelijkbare cijfers te kunnen komen voor en na de doorgevoerde hervorming. De correctie voor de Aquafinuitgaven bedroeg in 2005 en 2006 respectievelijk 146 miljoen euro en 222 miljoen euro in constante prijzen. Verder werd ook rekening gehouden met

de nieuwe structuur van de Vlaamse overheid na de hervorming Beter Bestuurlijk Beleid. Daardoor worden sinds de begrotingscontrole van 2006 de begrotingsmiddelen van energie retroactief bij de totale leefmilieumiddelen geteld. In 2006 is er bovendien een Energiefonds waar voor 16,8 miljoen euro inkomsten worden verwacht, waarvan 15 miljoen euro is gereserveerd voor flexibele mechanismen en 1,8 miljoen euro is voorzien voor de financiering van het hernieuwbare energiebeleid. Het aandeel van energie (berekend inclusief het Energiefonds) blijft beperkt tot 2,3% van de totale leefmilieumiddelen.

De verdeling over de thema's is grotendeels gebleven zoals in voorgaande jaren. Er gaat nog steeds meer dan de helft van de middelen naar de bestrijding van oppervlaktewaterverontreiniging. Het thema bodem won lichtjes aan belang, voornamelijk als gevolg van de verhoogde inspanningen voor bodemsanering en de aanmaak van het Groot Referentiebestand voor Vlaanderen.



* begrotingscontrole

De berekeningswijze verschilt t.o.v. MIRA-T 2005. In het kader van de objectivering van de begrotingscijfers werd er voor de totale milieuitgaven teruggevalen op de officiële cijfers zoals die jaarlijks door de Vlaamse Regering en het Vlaams Parlement worden goedgekeurd en gepubliceerd. Die totaalcijfers worden op een ESR-geconsolideerde basis berekend in overeenstemming met de Europese begrotingsnormering.

De bedragen werden uitgedrukt in constante prijzen t.o.v. 2000 met behulp van de BBP-deflator.

Bron: Cel Milieueconomie, Departement LNE

ANALYSE MET BETREKKING TOT DE MILIEU-UITGAVEN

Door gegevens uit de NAMEA Air te combineren met gegevens uit de EPEA werd het mogelijk om voor de periode 1997-2002 na te gaan of de bedrijfstakken die de grootste vervuilers zijn per eenheid toegevoegde waarde, of met andere woorden de meest *eco-inefficiënte* bedrijfstakken, ook de hoogste uitgaven voor de bescherming van de lucht lieten noteren in vergelijking met hun totale uitgaven, en of de bedrijfstakken die de hoogste uitgaven deden ook de beste resultaten bereikten qua reductie van de emissie per eenheid bruto toegevoegde waarde. Daarvoor werden voor 11 hoofdzakelijk industriële bedrijfstakken⁸ correlaties berekend tussen de vervuiling en de uitgaven. De verschillende polluenten en de daaruit afgeleide indices zijn dezelfde als in het vorige deel, terwijl de luchtbeschermende uitgaven verdeeld zijn in enerzijds lopende uitgaven en anderzijds investeringen. Het gaat opnieuw om data voor België, vermits de NIS-gegevens over de uitgaven per bedrijfstak niet voor Vlaanderen apart beschikbaar zijn voor de ganse periode.

Tabel 10.1 toont de correlatie⁹ tussen enerzijds de vervuiling per eenheid bruto toegevoegde waarde door de bedrijfstakken in 1997 en anderzijds het belang van de (twee soorten) uitgaven van elke bedrijfstak, gemeten als hun aandeel in respectievelijk de totale investeringen en de output in de daaropvolgende periode. Merk op dat correlatie-analyse geen echte test vormt voor de causaliteitsverbanden tussen twee variabelen. Het geeft enkel een indicatie van de relatie. Andere variabelen, die niet opgenomen zijn in de analyse, kunnen immers ook een rol spelen. Daar het om crosssectorale correlaties gaat geven de correlatiecoëfficiënten weer in welke mate het sectorale patroon van de luchtbeschermende uitgaven overeenstemt met het sectorale patroon van de *eco-inefficiëntie*.

8 De 11 bedrijfstakken komen grotendeels overeen met de MIRA-sector industrie en energie.

9 De correlatiecoëfficiënt geeft de mate weer waarin de variaties in twee verschillende variabelen een lineair verband tonen. Indien de variaties volledig met elkaar overeenstemmen, zal de correlatiecoëfficiënt +1 bedragen. Een positief lineair verband tussen twee variabelen zal zich dus uiten in een positieve correlatiecoëfficiënt. Indien de variaties elkaars exacte tegengestelde zijn zal de correlatiecoëfficiënt -1 bedragen. Een negatief lineair verband tussen twee variabelen zal zich dus uiten in een negatieve correlatiecoëfficiënt. Indien de correlatiecoëfficiënt gelijk is aan 0 duidt dit op het ontbreken van een lineair verband tussen de twee variabelen.

Tabel 10.1: Verband tussen uitgaven ter bescherming van de lucht en luchtvervuiling per eenheid bruto toegevoegde waarde

type luchtvervuiling	type uitgaven	correlatiecoëfficiënt
broeikasgasemissie	investeringen	0,36
	lopende uitgaven	0,85 ^a
verzurende emissie	investeringen	0,80 ^a
	lopende uitgaven	-0,10
fotochemische emissie	investeringen	0,91 ^a
	lopende uitgaven	0,02

De letters a, b en c duiden het significantieniveau¹⁰ aan van de correlatiecoëfficiënt: a=minstens 0,01, b=minstens 0,05 en c=minstens 0,1.

Bron: berekeningen Federaal Planbureau

De positieve correlatiecoëfficiënten tonen aan dat de uitgaven in de meest luchtvervuilende bedrijfstakken hoger waren dan de uitgaven in de minder vervuilende bedrijfstakken. Voor verzurende en fotochemische emissies was dat enkel het geval voor de investeringen. Voor de broeikasgassen toonden de verschillen in emissie per eenheid toegevoegde waarde zich voornamelijk in verschillen in lopende uitgaven.

10 Het significantieniveau geeft de kans weer dat de geobserveerde correlatie puur toeval is. Hoe kleiner het getal, hoe kleiner de kans dat de relatie tussen de twee variabelen op toeval berust.

Dat de meer vervuilende bedrijfstakken zich ook grotere uitgaven getroost hebben ter bescherming van de lucht is uiteraard toe te juichen, maar de vraag stelt zich natuurlijk of zij ook betere resultaten bereikt hebben in het terugdringen van de emissie. Om dat na te gaan werd het belang van de luchtbeschermende uitgaven gecorreleerd met de evolutie van de luchtvervuiling per eenheid toegevoegde waarde (in procentuele verandering). Indien de bedrijfstakken met hogere uitgaven effectief betere resultaten bereikt hebben, mogen we dus negatieve correlaties verwachten.

Tabel 10.2 leert dat voor alle drie types luchtvervuiling de bedrijfstakken die de hoogste lopende uitgaven lieten noteren erin geslaagd zijn de emissie het meest terug te dringen per eenheid toegevoegde waarde. Enkel de correlaties met de lopende uitgaven zijn

Prijs- en inkomenselasticiteiten van milieugerelateerde goederen en diensten in Vlaanderen

Elasticiteiten zijn kengetallen die gebruikt kunnen worden om de gevoeligheid van het consumentengedrag te meten voor *prijs- of inkomensveranderingen*. Voor beleidsdoeleinden zijn ze nuttig om bv. het effect van een (geplande) milieuheffing in te schatten (op de inkomensverdeling, op belastingopbrengsten of op de consumptie van andere goederen ...) of om de hoogte van de milieuheffing te bepalen voor het bereiken van een bepaalde milieudoelstelling. In 2006 werd in opdracht van MIRA-VMM een verkennende studie uitgevoerd waarbij voor verschillende milieugerelateerde goederen en diensten zoals transport, water, afval en energie de haalbaarheid werd nagegaan voor het berekenen van elasticiteiten in Vlaanderen (op korte en op langere termijn). Er werd ook een casestudie uitgewerkt, nl. voor huishoudelijk watergebruik in Vlaanderen.

Er werd een analyse uitgevoerd op basis van de gegevensdatabank van de Huishoudbudgetenquête (FOD Economie) die per geobserveerd gezin – naast de kost en hoogte van het watergebruik – heel wat socio-economische variabelen omvat die de vraag naar watergebruik mee kunnen verklaren, m.a.w. inkomen, aantal gezinsleden, leeftijdsstructuur van het gezin, aanwezigheid van een tuin enz. Uit de log-lineaire regressieanalyse van de gegevens werd een prijselasticiteit berekend van $-0,84$. Dat betekent dat bij een prijsstijging van water met 10 % het watergebruik per gezin gemiddeld met 8,4 % zal afnemen.

Die negatieve invloed van de prijs op het watergebruik (negatief teken) is ook terug te vinden in de (internationale) literatuur, maar de daar gevonden elasticiteiten zijn meestal zwakker.

Vergelijkingen met prijselasticiteiten uit andere gevalstudies zijn echter moeilijk omwille van de diversiteit in waterprijbeleid, de diversiteit in waterbeheersystemen en de invloed van andere niet-prijsgerichte beleidsmaatregelen, zoals bv. de promotie van watersparende toestellen of de lancering van sensibiliseringscampagnes. Uit de literatuur valt evenwel op dat studies die zich baseren op panel data op gezinsniveau – zoals ook in de Vlaamse gevalsstudie – tot hogere prijselasticiteiten leiden in vergelijking met studies gebaseerd op jaarlijks geaggregeerde data op gemeentelijk niveau. Geen enkel onderzoek is bovendien opgevat zoals de Huishoudbudgetenquête, waar gezinnen zich engageren om gedurende een periode hun uitgaven nauwgezet bij te houden. De kans is reëel dat deelnemers meer prijsbewust (en dus prijsgevoelig) zijn dan de gemiddelde Belg, wat de hogere elasticiteit mee kan verklaren.

Ook de inkomenselasticiteit van de huishoudelijke vraag naar water werd berekend in de gevalsstudie. Die bedroeg voor Vlaanderen 0,30. Dat betekent dat bij een toename van het gezinsinkomen met 10 % het watergebruik van een gezin gemiddeld met 3 % zal toenemen. Die waarde ligt binnen de range van elasticiteiten die gelden voor noodzakelijke goederen. Voor dit soort goederen bestaat een zwak positief verband met het inkomen: de consument zal in beperkte mate meer van het goed kopen wanneer zijn inkomen stijgt (Bogaert, S. et al, 2006).

duidelijk negatief. De investeringen daarentegen vertonen een eerder lage correlatie met de evolutie van de luchtvervuiling per eenheid toegevoegde waarde, en voor de verzuring en de fotochemische vervuiling is de correlatie zelfs positief.

Tabel 10.2: Verband tussen uitgaven ter bescherming van de lucht en de procentuele verandering in de luchtvervuiling per eenheid toegevoegde waarde

type luchtvervuiling	type uitgaven	correlatiecoëfficiënt
broeikasgasemissie	investeringen	-0,16
	lopende uitgaven	-0,53 ^b
verzurende emissie	investeringen	0,14
	lopende uitgaven	-0,41
fotochemische emissie	investeringen	0,11
	lopende uitgaven	-0,43 ^c

De letters a, b en c duiden het significantieniveau aan van de correlatiecoëfficiënt: a=minstens 0,01, b=minstens 0,05 en c=minstens 0,1.

Bron: berekeningen Federaal Planbureau

Samen met de resultaten uit tabel 10.1 laat dit uitschijnen dat de meest broeikasgas-intensieve bedrijfstakken er inderdaad in geslaagd zijn de emissie van broeikasgassen per eenheid toegevoegde waarde het verst terug te dringen dankzij hogere uitgaven. Het patroon van de eco-inefficiëntie met betrekking tot broeikasgassen komt immers overeen met het patroon van de lopende uitgaven, terwijl het patroon van de lopende uitgaven ook overeenstemt met het patroon van de daling van die eco-inefficiëntie. Voor de verzurende en fotochemische emissies is dat niet het geval. Het patroon van de eco-inefficiëntie met betrekking tot die twee types luchtvervuiling stemt overeen met het patroon van de investeringen, maar het patroon van de investeringen stemt niet overeen met het patroon van de daling van de emissie per eenheid toegevoegde waarde. Dat betekent uiteraard niet dat de eco-inefficiëntie met betrekking tot die twee types luchtvervuiling niet verbeterd zou zijn. Het sectorale patroon van de dalingen beantwoordt echter niet aan dat van de belangrijkheid van de investeringen, en bijgevolg zijn het ook niet de meest vervuilende bedrijfstakken die de grootste emissiereducties met betrekking tot hun toegevoegde waarde gerealiseerd hebben.

Voor dezelfde 11 bedrijfstakken werden de EPEA-gegevens eveneens geconfronteerd met data over milieugerelateerde belastingen. Via correlatieanalyse werd nagegaan of milieugerelateerde belastingen ertoe aanzetten om meer uit te geven aan milieubescherming om op die wijze toekomstige belastingen te vermijden. Het globale beeld toont dat bedrijfstakken die meer pollutiebelastingen betalen in de daaropvolgende jaren ook meer uitgeven voor de bescherming van het milieu. Dat is in mindere mate het geval voor transport- en energiebelastingen. Desalniettemin blijken de bedrijfstakken die in het verleden meer uitgegeven hebben om het milieu te beschermen ook minder van deze laatste twee soorten belastingen betaald te hebben in de daaropvolgende periode. Hogere uitgaven voor milieubescherming lijken dus te leiden tot lagere milieubelastingen over de ganse lijn, maar het gedrag van de ondernemingen lijkt erop te wijzen dat zij dat verband enkel onderkennen wat de specifieke pollutiebelastingen betreft. Dat is wellicht een gevolg van het feit dat dit soort belastingen door de bedrijven

als een vermijdbare milieukost ervaren wordt, terwijl dat veel minder het geval is voor transport- en energiebelastingen. Het moge duidelijk zijn dat de conclusies op basis van correlatieanalyse als indicatief gezien moeten worden. Een diepgaander onderzoek op bedrijfsniveau in plaats van op bedrijfstakniveau is nodig om deze indicatieve conclusies te verifiëren.

10.2 **Kostenefficiëntie en luchtbeleid: toepassingen met het Milieukostenmodel voor Vlaanderen**

KOSTENEFFICIËNTIE EN MILIEUBELEID

Zoals veel industrielanden wordt Vlaanderen met haar hoge bevolkingsdichtheid, verregaande graad van industrialisatie en intensieve landbouw, geconfronteerd met ernstige milieuproblemen. Tegelijkertijd streeft de Vlaamse Regering ambitieuze doelstellingen na inzake de kwaliteit van het leefmilieu. Dat milieubeleid brengt relatief hoge kosten met zich mee, zowel voor de overheid als voor de privésector. Informatie en kennis over milieukosten en kostenefficiëntie krijgen daarom steeds meer aandacht in het Vlaamse milieubeleid. In het Milieubeleidsplan 2003-2007 (MINA-plan 3) en in de Beleidsnota 2004-2009 Leefmilieu en Natuur wordt gestreefd naar een efficiënter milieubeleid door een beter gebruik van het economische instrumentarium en een betere financieel-economische onderbouwing van het beleid.

Voornamelijk met betrekking tot luchtverontreiniging zijn in Vlaanderen verschillende studies uitgevoerd die als doel hebben om meer informatie en kennis te verwerven met betrekking tot milieukosten en economische milieubeleidsinstrumenten. In die context past ook de ontwikkeling van het *Milieukostenmodel (MKM) voor Vlaanderen* als instrument voor een (kosten)efficiënter milieubeleid.

Niet alleen in het Vlaamse milieubeleid maar ook in Europese context wordt kennis over milieukosten en kostenefficiëntie steeds belangrijker. Zo werd bv. het RAINS-model gebruikt als economisch afwegingskader voor de onderhandelingen van het Protocol van Göteborg en de Richtlijn Nationale Emissiemaxima (kortweg NEM-richtlijn). In de Kaderrichtlijn Water is het economisch afwegingskader zelfs expliciet opgenomen als een van de vereisten om aan de kaderrichtlijn te voldoen. Het gebruik van economische milieubeleidsinstrumenten wordt aangespoord en gereguleerd. De EU-regeling voor de handel in emissierechten moet er bv. voor zorgen dat de uitstoot van broeikasgassen wordt teruggedrongen tegen de laagste kosten voor de economie, en dat de reductiedoelstellingen in het kader van het Protocol van Kyoto gerealiseerd worden. Het beginsel 'de vervuiler betaalt' vindt ook toepassing in de Richtlijn over milieuaansprakelijkheid (2004/35/EC).

Vlaanderen moet in het kader van de NEM-richtlijn de emissies van stikstofoxides (NO_x), zwaveldioxide (SO₂) en niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS) tegen 2010

Technische beschrijving van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen

Het Milieukostenmodel voor Vlaanderen (MKM) is een technoeconomisch *bottom-upmodel*. Het MKM maakt gebruik van wiskundige optimalisering om kostenefficiënte milieumaatregelen te selecteren en om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen.

Het model bestaat enerzijds uit een omvangrijke en gedetailleerde databank met informatie over emissiebronnen en mogelijke reductiemaatregelen, anderzijds uit een rekenalgoritme om de berekeningen uit te voeren. De objectieffunctie minimaliseert de som van de totale jaarlijkse kosten van milieumaatregelen die kunnen worden geïmplementeerd om aan de vooropgestelde (multipolluente) doelstelling te voldoen. Het model selecteert

die combinatie van mogelijke maatregelen, en bijgevolg die verdeling van emissiereductie-inspanningen, zodanig dat de doelstelling op de goedkoopste manier bereikt wordt.

Ondanks grote inspanningen om gegevens te verzamelen als input voor het MKM is het onmogelijk alle potentiële reductietechnieken in het model op te nemen. Enerzijds is er de technologische evolutie die innovaties en verbeteringen van reductietechnieken met zich meebrengt. Anderzijds wordt het activiteitsniveau (bv. productie, energiegebruik, hoeveelheid gebruikte solventen) exogeen bepaald. Bijgevolg wordt verondersteld dat geen emissiereducties kunnen worden gerealiseerd door verandering van het activiteitsniveau.

reduceren tot respectievelijk 58 210 ton, 65 770 ton en 70 900 ton. Aangezien de realisatie van die doelstellingen hoge kosten met zich meebrengt, is het belangrijk om voldoende informatie te vergaren met betrekking tot milieukosten en kostenefficiëntie. In wat volgt, worden met behulp van het MKM een aantal stappen gezet in de richting van een economische onderbouwing van het milieubeleid.

KOSTENEFFICIËNTE VERDELING VAN EMISSIEREDUCTIE-INSpanNINGEN

Bij een kostenefficiënte verdeling van de emissiereductie-inspanningen tussen deelsectoren moeten de inspanningen het grootst zijn daar waar de goedkoopste maatregelen voorhanden zijn. De totale kosten voor Vlaanderen om op de meest kostenefficiënte manier aan de NEM-plafonds voor NO_x , SO_2 én NMVOS te voldoen, bedragen 92 miljoen euro per jaar¹¹. Volgende deelsectoren moeten in dat scenario de hoogste kosten dragen: de elektriciteitssector (30 miljoen euro), de petroleumraffinaderijen (21 miljoen euro), de chemiesector (12 miljoen euro) en de glastuinbouw (9 miljoen euro). Voor de NO_x - en NMVOS-emissies wordt in die kostenefficiënte verdeling de grootste reductie gerealiseerd door *end-of-pipetechnieken* (respectievelijk 65 % en 52 %); voor de SO_2 -emissie door procesgeïntegreerde technieken (namelijk 53 %).

Indien de kostenefficiënte oplossing bepaald zou worden voor elke pollutant afzonderlijk, zonder rekening te houden met de effecten van interactie tussen de polluenten, dan zou de totale jaarlijkse kost voor Vlaanderen om in 2010 te voldoen aan de 3 NEM-plafonds gelijk zijn aan 111 miljoen euro: 48 miljoen euro voor NO_x , 44 miljoen euro voor SO_2 en 19 miljoen euro voor NMVOS. Dat wil zeggen dat de totale jaarlijkse kosten toenemen met 20 miljoen euro t.o.v. van de multipolluente benadering.

¹¹ Voor de berekeningen zijn de referentie-emissies voor 2010 als uitgangspunt genomen. Die referentie-emissies zijn bepaald op basis van prognoses met betrekking tot het activiteitsniveau, de energieconsumptie, de energie-efficiëntie en de implementatiegraad van reductiemaatregelen tussen 2000 en 2010. Milieuwetgeving die van kracht is/wordt in Vlaanderen tussen 2000 en 2010 (bijvoorbeeld Europese Solventrichtlijn 1999/13/EC) is niet in rekening gebracht.

CORRECTIES OP DE KOSTENEFFICIËNTE VERDELING

Een uniforme verdeling – die op het eerste gezicht misschien rechtvaardig lijkt – betekent dat alle deelsectoren dezelfde procentuele reductie moeten realiseren. Daardoor zouden de totale kosten voor het behalen van de NEM-plafonds echter 248 miljoen euro per jaar bedragen, m.a.w. bijna het drievoudige van de meest kostenefficiënte oplossing. Er wordt dan immers geen rekening gehouden met het verschil in emissiereductiekosten tussen de deelsectoren. Vooral in de sectoren automobielnijverheid, chemie, ijzer en staal, non-ferro, papier, voeding, huisvuilverbranding en petroleumraffinaderijen nemen de kosten toe ten opzichte van de kostenefficiënte oplossing zonder correctie. Voor de intensieve veehouderij, productie van plantaardige oliën, textielnijverheid, glasnijverheid en glastuinbouw maakt het weinig (<3 %) tot geen verschil. De grafische nijverheid, kleiverwerkende nijverheid, coatingsector en de elektriciteitssector daarentegen moeten minder kosten dragen. Een kostenefficiënte verdeling van emissiereductie-inspanningen tussen sectoren (*best case*) zal aanzienlijke kostenbesparingen genereren t.o.v. die uniforme verdeling (*worst case*).

Kostenefficiëntie is echter niet het enige criterium ter onderbouwing van het milieubeleid. Men kan kiezen voor oplossingen die rekening houden met de financieel-economische draagkracht of de relatieve milieubelasting van de sectoren. Het *criterium financieel-economische draagkracht* gaat na hoeveel bijkomende (reductie)kosten de sectoren kunnen dragen zonder dat de overlevingskansen op korte en (middel)lange termijn in gevaar worden gebracht. Daarbij wordt onder meer gebruik gemaakt van de financiële ratio's zoals beschreven in Ooghe et al. (2003) (bv. bruto toegevoegde waarde per werknemer, rendabiliteit, solvabiliteit, liquiditeit). Vanuit het standpunt van de maatschappij kan het wenselijk gevonden worden om meer inspanningen te vragen van sectoren die het milieu zwaar belasten in vergelijking met de geleverde toegevoegde waarde. Het *criterium relatieve milieubelasting* plaatst de milieubelasting van een (deel)sector, uitgedrukt als de som van de externe kosten van de emissies van NO_x, SO₂ en NMVOS ten opzichte van de (netto) toegevoegde waarde.

Om een idee te hebben van de efficiëntiewinst die met deze *secondbestverdelingen* nog bereikt kan worden, worden de totale jaarlijkse kosten van een *bestcase*- en *worstcase-scenario* als vergelijkingspunt gebruikt en hier gelijkgesteld aan 100 % efficiëntiewinst.

Na correctie voor de *financieel-economische draagkracht* van de deelsectoren bedragen de totale kosten om te voldoen aan de NEM-plafonds 94 miljoen euro per jaar. Ten opzichte van het worstcasescenario wordt er m.a.w. nog een efficiëntiewinst van 98 % gerealiseerd. Volgende sectoren dragen meer kosten ten opzichte van de kostenefficiënte oplossing zonder correctie: automobielnijverheid, chemiesector en grafische nijverheid. De voedingsindustrie en de keramische nijverheid daarentegen dragen minder kosten. Voor de overige sectoren is er een beperkt (<3 %) of geen verschil in de totale reductiekosten.

De totale kosten voor het behalen van de NEM-plafonds, na correctie voor de *relatieve milieubelasting*, bedragen 93 miljoen euro per jaar. Ten opzichte van het worstcasescenario wordt er nog een efficiëntiewinst van 99 % gerealiseerd. De voedingsindustrie, automobielnijverheid, keramische nijverheid, grafische nijverheid, elektriciteitssector en

Inzetbaarheid van economische instrumenten in het reductiebeleid voor NO_x, SO₂ en VOS-emissie in Vlaanderen

De studie 'Inzetbaarheid van economische instrumenten in het reductiebeleid voor NO_x en SO₂-emissies in Vlaanderen' beschrijft welke stappen nodig zijn om een economisch milieubeleidsinstrument in de Vlaamse context in te voeren (Duerinck et al., 2006). Daarbij ging de aandacht uit naar de uitvoerbaarheid van instrumenten die ingezet kunnen worden om in 2010 te voldoen aan het NEM-plafond voor NO_x.

De studie bevat een uitvoerige multicriteria-analyse waarin een reeks mogelijke economische instrumenten geëvalueerd zijn op o.a. milieueffectiviteit, kostenefficiëntie, rechtvaardigheid.

Uit de analyse bleek dat een eenvoudige NO_x-heffing tot hoge kosten voor de industrie zou leiden. Een NO_x-heffing met investeringssteun voor reductiemaatregelen werd positiever beoordeeld

en werd als optie weerhouden. Emissiehandel geeft de overheid dan weer meer zekerheid over het behalen van de doelstellingen, maar scoort minder goed dan andere instrumenten op vlak van uitvoerbaarheid. De goede werking van het systeem hangt in grote mate af van de manier waarop de emissierechten worden toegekend. De emissiehandel met verdeling van de NO_x-emissierechten a rato van het brandstofverbruik werd enkel als optie weerhouden indien de rechten voor de elektriciteitssector toegekend zouden worden op basis van de milieubeleidsovereenkomst. De emissiehandel met kostenefficiënte verdeling van de NO_x-emissierechten werd als een minder aantrekkelijk instrument beschouwd omdat bv. het allocatieprincipe geen rekening houdt met nieuwkomers en er in principe geen handelstransacties zullen plaatsvinden.

non-ferro dragen meer kosten ten opzichte van de kostenefficiënte oplossing zonder correctie. De twee deelsectoren petroleumraffinaderijen en ijzer en staal daarentegen dragen minder kosten. Een correctie van de kostenefficiënte verdeling voor criteria zoals de relatieve milieubelasting of de financieel economische draagkracht levert dus nog steeds een aanzienlijke efficiëntiewinst op.

Nog vele andere varianten tussen het bestcase- en worstcasescenario zijn mogelijk. Het MKM biedt aan de beleidsmaker de flexibiliteit om de impact van alternatieve inspanningsverdelingen te simuleren. De regel is evenwel dat *des te meer* beperkingen opgelegd worden aan de meest kostenefficiënte verdeling, *des te minder* efficiëntiewinst er zal worden geboekt.

ECONOMISCHE MILIEUBELEIDSINSTRUMENTEN VOOR NO_x

Economische milieubeleidsinstrumenten zoals heffingen of verhandelbare emissierechten hebben het voordeel dat ze leiden tot een kostenefficiënte verdeling omwille van de flexibiliteit en keuzevrijheid die ze laten aan de vervuilers. Voor sommige vervuilers zal het immers goedkoper zijn om zelf maatregelen te nemen en te reduceren; voor anderen zal het goedkoper zijn om te blijven vervuilen en een heffing of emissierecht te betalen. Elke vervuiler zal voor zichzelf de goedkoopste oplossing kiezen, waardoor een voor de maatschappij kostenefficiënt resultaat wordt bereikt (EEA, 2006). In tegenstelling tot bv. normen, sporen economische instrumenten bovendien aan om de emissie steeds verder terug te dringen. Zo stimuleren ze de innovatie van reductietechnieken en productiemethoden (dynamische efficiëntie).

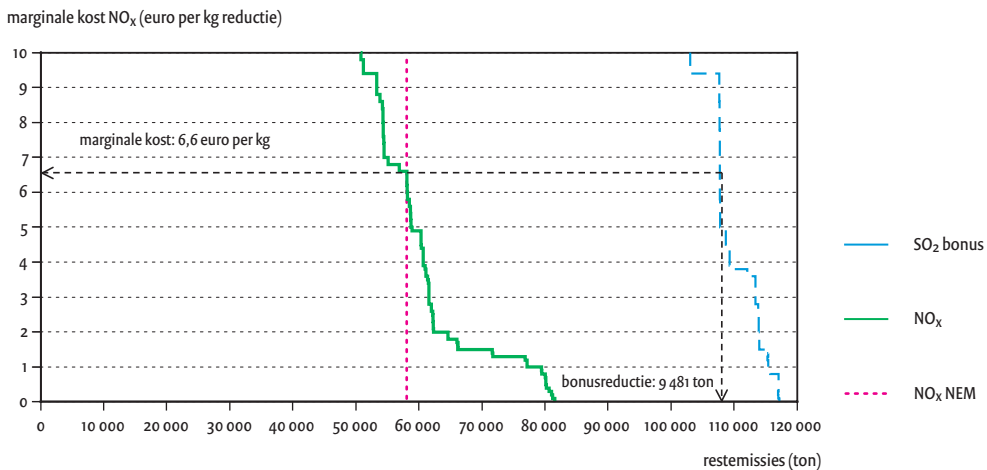
In onderstaande paragraaf wordt nagegaan wat het verschil is in lastenverdeling tussen een ‘eenvoudige NO_x-heffing’ en een ‘NO_x-heffing met terugsluizing’. Wat de simulatie van andere economische instrumenten betreft, zoals bv. verhandelbare emissierechten, wordt verwezen naar de kadertekst *Inzetbaarheid van economische instrumenten in het reductiebeleid voor NO_x, SO₂ en VOS-emissie in Vlaanderen*.

EENVOUDIGE NO_x-HEFFING: 6,6 EURO PER KG

Figuur 10.3 toont de marginale kostencurve voor NO_x. Op de X-as worden van rechts naar links de emissiereducties weergegeven. Op de Y-as staan de marginale kosten, i.e. de kost voor een bijkomende kg NO_x-reductie. De curve geeft een indicatie van het maximale technische reductiepotentieel (met de technieken die opgenomen zijn in de MKM-databank). De NO_x-emissie kan maximaal gereduceerd worden tot ca. 40 000 ton of een maximale reductie van 51 % t.o.v. de emissie in 2010, i.e. 82 000 ton. Tot aan de restemissie van 62 000 ton en een marginale kost van 2 euro per kg wordt de kostencurve gekenmerkt door een relatief vlak verloop. Vanaf een marginale kost van 9 à 10 euro per kg resulteren kleine bijkomende reducties in zeer hoge kosten.

Uit de marginale kostencurve van NO_x kan worden afgeleid dat het tarief van de heffing ca. 6,6 euro per kg moet bedragen om aan het Vlaamse NO_x-plafond van 58 210 ton te voldoen. De NO_x-maatregelen die geïmplementeerd worden om te voldoen aan het NEM-plafond, realiseren bovendien als neveneffect een ‘bonusreductie’ van 9 481 ton SO₂.

Figuur 10.3: Marginale kostencurve NO_x en neveneffect op SO₂



Bron: berekeningen VITO

De kosten voor de industrie bestaan uit de jaarlijkse reductiekosten enerzijds en de heffing op de restemissie anderzijds of 428 miljoen euro. Volgende deelsectoren zouden de hoogste totale jaarlijkse kosten moeten dragen: de deelsector ‘overige’ (117 miljoen euro), de elektriciteitssector (95 miljoen euro), de chemiesector (78 miljoen euro), de petroleumraffinaderijen (46 miljoen euro) en de ijzer- en staalnijverheid (34 miljoen euro).

Merk op dat er een grote afwijking bestaat tussen de totale kosten voor de industrie en de specifieke uitgaven voor reductiemaatregelen. Het aandeel van de heffing in de totale jaarlijkse kosten voor de industrie varieert van 69 % (elektriciteitssector) tot 100 % (bv. glastuinbouw, kleiverwerkende nijverheid, textiel). De heffing genereert eveneens inkomsten voor de overheid, namelijk 376 miljoen euro. De reguleringskosten voor de bedrijven en de overheid blijven beperkt (Duerinck et al., 2006).

NO_x-HEFFING MET TERUGSLUIZING: 4,46 EURO PER KG EN
75 % SUBSIDIERING

Het Vlaamse NEM-plafond voor NO_x kan ook worden bereikt bij een heffing van 4,46 euro per kg NO_x en een subsidiëeringsgraad van 75 %. Dit betekent dat de inkomsten van de heffing worden aangewend om 75 % van de jaarlijkse investeringskosten van de toegepaste NO_x-reductietechnieken te subsidiëren. In vergelijking met de eenvoudige NO_x-heffing is het benodigde heffingstarief lager omdat door de subsidie de (investerings)kosten van de reductiemaatregelen gedrukt worden.

De kosten voor de industrie bedragen 281 miljoen euro en bestaan enerzijds uit de jaarlijkse operationele kosten en (niet-gesubsidieerde) investeringskosten en anderzijds uit de heffing op de restemissie. Volgende deelsectoren moeten de hoogste totale jaarlijkse kosten dragen in dat scenario: de deelsector 'overige' (79 miljoen euro), de elektriciteitssector (60 miljoen euro), de chemiesector (52 miljoen euro), de petroleumraffinaderijen (26 miljoen euro) en de ijzer- en staalnijverheid (25 miljoen euro). De lastenverdeling tussen de deelsectoren is m.a.w. niet veranderd t.o.v. de eenvoudige heffing maar de financiële impact op de betrokken deelsectoren is beperkter. Niettemin blijft er een grote afwijking bestaan tussen de totale jaarlijkse kosten en de specifieke uitgaven voor reductiemaatregelen. Het aandeel van de heffing in de totale jaarlijkse kost voor de industrie varieert van 49 % (ijzer- en staalnijverheid) tot 100 % (bv. glastuinbouw, kleiverwerkende nijverheid, textiel).

De heffing genereert 253 miljoen euro inkomsten voor de overheid, waarvan 33 miljoen euro uitgekeerd wordt als subsidies. Ook hier blijven de reguleringskosten voor de bedrijven en de overheid beperkt (Duerinck et al., 2006). Aangezien slechts een beperkt aandeel van de inkomsten van de heffing uitgekeerd wordt om reductietechnieken te subsidiëren, is er nog ruimte om de resterende inkomsten op een andere wijze aan te wenden. Zo kunnen de overheidsinkomsten bijvoorbeeld aangewend worden voor een algemene verlaging van de belasting op arbeid. Verder kan worden getracht om de modaliteiten van het beleidsinstrument zodanig aan te passen dat er minder afwijking bestaat tussen de totale jaarlijkse kosten en de specifieke uitgaven voor reductiemaatregelen (bv. tarief van de heffing verlagen en het subsidiebedrag verhogen).

BUITENLANDSE ERVARINGEN MET 'NO_x-HEFFING MET
TERUGSLUIZING' GETOETST

In vergelijking met een 'eenvoudige heffing' heeft een 'heffing met terugsluizing' van de heffingsontvangsten het grote voordeel dat de financiële impact op de betrokken

Monetaire waardering van geurhinder

In 2005 werd in opdracht van het Departement Leefmilieu een studie uitgevoerd waarin twee economische waarderingsmethodes werden gebruikt om de baten te kwantificeren van een vermindering van geurhinder in de nabijheid van een aantal geurbronnen (Bogaert et al., 2005).

De *contingente waarderingsmethode* (CWM) tracht via enquêtering te achterhalen welk bedrag omwonenden bereid zijn te betalen voor een beperking van de geurhinder. De CWM-methode werd in het verleden diepgaand geanalyseerd door een comité, aangesteld door de *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). De conclusie was dat CWM leidt tot geldige economische waarden, op voorwaarde dat het enquête-instrument voldoet aan zes richtlijnen. Bij de opzet van de enquête binnen dit onderzoek is uitgegaan van die voorwaarden.

Meer dan 500 interviews vonden plaats bij mensen in de buurt van geselecteerde geurbronnen. Tijdens het interview werd aan elke respondent een hypothetisch scenario voorgesteld: er wordt een aanzienlijke vermindering gegarandeerd van de geurhinder in de omgeving, op voorwaarde dat de respondent bereid is te betalen voor de reductiemaatregelen. De betalingsbereidheid komt overeen met het hoogste bedrag dat men (vrijwillig) bereid is daarvoor te betalen. De betalingsbereidheid is gebaseerd op de meest conservatieve waarde, namelijk de mediaan van de niet-parametrisch geschatte uitgedrukte betalingsbereidheid, inclusief protestantwoorden. Dat komt overeen met een waarderingsinterval van 60 tot 137 euro per gezin per jaar of ongeveer 600 000 euro tot 1,4 miljoen euro voor het totale geurbelaste gebied. Die resultaten werden midden 2006 aangewend voor een kosten-batenanalyse van mogelijke geurbestrijdingsmaatregelen in enkele industriële sectoren. Daarbij werden de kosten van de maatregelen die opgelegd worden aan geurhinderlijke bedrijven, afgewogen tegenover de baten, gedefinieerd als het aantal vermeden gehinderden, monetair uitgedrukt. Met dat resultaat hebben de beleidsmakers een bijkomend element ter beschikking om beslissingen te onderbouwen m.b.t. de beoordeling van de aanvaardbaarheid van geurhinder.

In tegenstelling tot de contingente waarderingsmethode, is de *hedonische prijsmethode* (HPM) een objectieve waarderingsmethode die gebaseerd is op eigendomswaardebepaling. De methode gaat ervan uit dat omgevingsvariabelen zoals luchtkwaliteit of landschap een invloed uitoefenen op de prijzen van onroerend goed. Specifiek voor geurhinder is de volgende vraag dan relevant: in welke mate is een waardevermindering van vastgoed merkbaar naarmate het dichter gelegen is bij een geurhinderlijke activiteit? De literatuur spreekt over prijsdalingen van 1,4% tot 3,3 %, met uitschieters tot ruim 10 % bij extreme geurhinder.

De statistische analyse van de vastgoedprijzen voor dezelfde locaties gaf aan dat geen uitspraak gedaan kon worden over de vraag of geurhinder al dan niet een invloed heeft op de prijs. Die vaststelling is eerder onverwacht wanneer we uitgaan van de strikte afbakening van het geurbelaste gebied alsook van resultaten uit buitenlandse studies. Een mogelijke verklaring is dat de beschikbare dataset onvoldoende nauwkeurig was. Om redenen van confidentialiteit zijn gegevens over verkoopstransacties immers enkel beschikbaar op straatniveau, niet op huisnummerniveau. Dat maakte dat het niet mogelijk was om de specifieke afstand te bepalen van elke woning tot de geurbron en op die manier de mate van geurhinder te nuanceren. In de toekomst zou een nauwkeuriger locatieniveau wel mogelijk kunnen worden.

bedrijven beperkter is en dat bijgevolg de maatschappelijke en politieke aanvaardbaarheid van het systeem groter is. Het terugsluizen van de heffingsontvangsten kan echter leiden tot 'perverse' effecten op de effectiviteit (cf. Frankrijk) of op de kostenefficiëntie (cf. Zweedse systeem in Vlaamse context).

Van 1990 tot 2000 was in Frankrijk een heffing op luchtverontreiniging van kracht waarvan de inkomsten gebruikt werden om investeringen in emissiereducties te subsidiëren. Uit een econometrische studie bleek echter dat het Franse systeem niet effectief was en leidde tot een toename i.p.v. afname van de emissie. Volgens de onderzoekers waren de belangrijkste redenen enerzijds het lage niveau van de heffing (slechts 0,038 euro/kg NO_x) in vergelijking met het subsidietaarif en anderzijds het lage reductierendement van de gesubsidieerde technieken (Millock et al., 2006). Bovendien wordt in de milieueconomische literatuur gewezen op het feit dat subsidies voor emissiereductietechnieken eigenlijk neerkomen op een impliciete subsidie van de vervuilende productie. Dat leidt tot hogere productie dan maatschappelijk gewenst¹².

In Zweden werd in 1992 een heffing ingevoerd op de NO_x-emissie voor stookinstallaties. De heffingsontvangsten werden vrijwel integraal a rato van de energieproductie teruggestort naar de bedrijven. In Duerinck et al. (2006) werd het Zweedse systeem gesimuleerd voor de NO_x-emissie van stookinstallaties in Vlaanderen, met terugsluizing overeenkomstig het energiegebruik. Vermits bedrijven op voorhand kunnen inschatten hoeveel ze ongeveer gaan terugkrijgen, zullen ze rationeel gezien enkel rekening houden met de netto heffing. Bedrijven met een groot aandeel in het totale energiegebruik zullen anders reageren dan bedrijven met een klein. Kleine spelers (analoog met prijznemers) kunnen door hun gedrag in de eerste fase het bedrag dat ze zullen terugkrijgen in de tweede fase niet of nauwelijks beïnvloeden. Voor hen is de werking analoog aan die van een gewone heffing. Grote spelers (analoog aan prijszetters) hebben door hun gedrag in de eerste fase wel een grote invloed op hun ontvangsten in de tweede fase. Hoe minder reducties ze realiseren, hoe meer heffingen ze betalen en hoe groter het teruggestorte bedrag. Dat levert problemen in de Vlaamse context waar de elektriciteitssector een zeer groot aandeel heeft in het totale energiegebruik en een groot deel van de NO_x-emissie in de elektriciteitssector van een operator komt. Die operator zou dus een groot deel van de betaalde heffing terugkrijgen en, rekening houdende met die lage netto heffing, veel minder inspanningen doen dan in de kostenefficiënte verdeling. Het systeem zou voor Vlaanderen dus niet kostenefficiënt zijn.

12 In de berekeningen met het MKM leidt de heffing met terugsluizing niet tot perverse resultaten (i.e. toename in plaats van afname emissies). Dit is te danken aan het feit dat het MKM met vaste productieniveaus werkt. Het MKM is geen partieel evenwichtsmodel en kan bijgevolg door zijn constructie de effecten op sectoriële activiteitsniveaus niet inschatten.

**MEER INFORMATIE OVER
MILIEU & ECONOMIE
OP WWW.MILIEURAPPORT.BE.**

REFERENTIES

Bogaert S. et al. (2005) Monetaire waardering van milieuschade door geurhinder, ECOLAS i.s.m. TNS Dimarso en UGent ENVOC, studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL, Cel Lucht, eindrapport, beschikbaar op www.vlaanderen.be/lucht.

Bogaert S. et al. (2006) Verkenkende studie naar prijs- en inkomenselasticiteiten van milieurelateerde goederen en diensten in Vlaanderen, Ecolas, Transport & Mobility Leuven en EHSAL, studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, www.milieu-rapport.be.

Duerinck J. & Van Biervliet K. (2006) Inzetbaarheid van economische instrumenten in het reductiebeleid voor NO_x, SO₂ en VOS-emissies in Vlaanderen – deel 1 (discussietekst) en deel 2, VITO i.s.m. Ecolas, studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL.

EEA (2006) Using the market for cost-effective environmental policy – Market based instruments in Europe, European Environment Agency (EEA).

Gerlo J. & Jansen B. (2006) Worldwide environmental impacts of consumption and production processes in Flanders: feasibility study of an input output model for Flanders, studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, www.milieu-rapport.be.

Gilis S. & Vandille G. (2006) The NAMEA Air for Belgium (1990/1994-2002).

Gilis S., Janssen L. & Vandille G. (2006) The NAMEA Energy for Belgium (1990/1994-2002).

Millock K. et al. (2004) NO_x Emissions in France and Sweden, advanced fee systems versus regulation, chapter 5 in 'Choosing Environmental Policy', edited by Harrington W., Morgenstern R.D. & Sterner T., Resources for the Future.

Millock K. & Nauges C. (2006) Ex post evaluation of an earmarked tax on air pollution, Land Economics 82(1), 68-84.

Vandille G. (2005) Environmental protection expenditure accounts for Belgium: 1997-2002.

Vandille G. (2005) Environmental tax accounts for Belgium (1997-2002).

LECTOREN

Kris Bachus, HIVA, K.U.Leuven

Koen Carels, José Gavilán, Dirk Van Gijseghe, Afdeling Monitoring & Studie, Departement LV

Greet De Gueldre, Aquafin nv

Bart De Peuter, Instituut voor de Overheid, K.U.Leuven

Bert De Wel, Minaraad

Nadine Dufait, VEA

Johan Eyckmans, EHSAL

Gwen Huyge, Luc Van Nuffel, Electrabel nv

Chris Jacobson, ARGUS vzw

Steven Lauwereins, Afdeling Lucht, Hinder, Milieu & Gezondheid, Departement LNE

Steven Logghe, Bart Van Herbruggen, Transport & Mobility Leuven

Paul Schreurs, IWT

Koen Smeets, Anne Vandeputte, Jan Verheyen, OVAM

Greet Van Eetvelde, Onderzoeksgroep Milieu en Ruimtebeheer, UGent

Saar Van Hauwermeiren, Bond Beter Leefmilieu Vlaanderen vzw

Peter Van Humbeek, Studiedienst, SERV

Carine Vanoeteren, Bayer Antwerpen Comm.V

Peter Vercaemst, VITO

Hilde Wustenberghs, ILVO