

**Algemene verspreiding**

## **Milieukostenmodel voor Vlaanderen**

### **Achtergronddocument**

**Erika Meynaerts, Sara Ochelen\*, Peter Vercaemst**

\* DG Aminal

**Studie uitgevoerd door het Vlaams Kenniscentrum  
voor Beste Beschikbare Technieken (Vito)  
in opdracht van het Vlaams Gewest en  
in kader van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen**

**2003/IMS/R/063**

**Vito**



**Maart 2003**

## **LEESWIJZER**

Onderstaande leeswijzer geeft een korte samenvatting van de inhoud van de verschillende hoofdstukken.

In **hoofdstuk 1** wordt het project “Milieukostenmodel” gesitueerd, zowel binnen het Vlaams milieubeleid, als binnen de activiteiten van het BBT-kenniscentrum. Vervolgens worden de verschillende projectstappen toegelicht. Tenslotte wordt het doel van het achtergronddocument beschreven.

In **hoofdstuk 2** worden het begrip milieukosten en een aantal gerelateerde begrippen gedefinieerd. De algemene definities worden telkens concreet toegepast op het Milieukostenmodel voor Vlaanderen.

In **hoofdstuk 3** wordt de methodiek nader toegelicht die in het Milieukostenmodel gebruikt wordt om de totale jaarlijkse kosten van milieumaatregelen te berekenen.

In **hoofdstuk 4** wordt de kosteneffectiviteitsanalyse beschreven als instrument om kosteneffectieve milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en de emissiereductie-inspanningen op een kosteneffectieve manier te verdelen. Eerst wordt het economisch afwegingskader voor het milieubeleid geschetst en worden verschillende economische afwegingsmethoden beschreven, waaronder de kosteneffectiviteitsanalyse. Vervolgens worden twee instrumenten toegelicht die gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van een kosteneffectiviteitsanalyse, namelijk: de kosteneffectiviteitscurve en wiskundige optimalisering.

Niettegenstaande het achtergronddocument in eerste instantie bedoeld is voor het project “Milieukostenmodel”, kan het ook nuttig zijn voor andere projecten waar (milieu)kostendefinities en kosten(effectiviteits)berekeningen nodig zijn. Het document kan gebruikt worden als algemene handleiding door enkel de hoofdstukken 2 en 4 te lezen en telkens de kaders over te slaan waarin een overzicht gegeven wordt van de keuzen die specifiek voor het Milieukostenmodel gemaakt worden.



## **INHOUD**

<b>LEESWIJZER</b>	<b>3</b>
<b>INHOUD</b>	<b>5</b>
<b>SAMENVATTING</b>	<b>9</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>11</b>
<b>HOOFDSTUK 1: SITUERING EN DOELSTELLING</b>	<b>13</b>
1.1 Situering project “Milieukostenmodel”	13
1.1.1 Milieukostenmodel en milieukosten in het Vlaams milieubeleid	13
1.1.2 Nut van informatie over milieukosten	13
1.1.3 Noodzaak en nut van milieukostenmodellen	14
1.1.4 BBT – kenniscentrum en het Milieukostenmodel	14
1.2 Doel van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen	16
1.3 Aanpak en begeleiding	17
1.3.1 Projectstappen	17
1.3.2 Begeleiding	20
1.4 Doel achtergronddocument	20
<b>HOOFDSTUK 2: MILIEUKOSTEN – DEFINITIES</b>	<b>21</b>
2.1 Milieukosten – definities	21
2.1.1 Milieu-uitgaven, milieukosten en milieulasten	21
2.1.2 Milieu en milieuverstoringsketen	22
2.1.3 Doelgroepen	23
2.1.4 Milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten	25
2.2 Milieukosten – indeling	30
2.2.1 Algemeen overzicht	30
2.2.2 Private en maatschappelijke kosten	32
2.2.3 Directe – indirecte kosten	34
2.2.4 Impliciete – expliciete kosten	34
2.3 Milieubaten	37
2.3.1 Soorten milieubaten	37
2.3.2 Waardering van milieubaten	38
2.3.3 Gebruik van informatie over milieubaten	39
<b>HOOFDSTUK 3: KOSTEN MILIEUMAATREGELLEN - METHODIEK</b>	<b>41</b>
3.1 ‘Ex ante’ en ‘ex post’ benadering	41
3.2 Berekening jaarlijkse milieukosten: annuïteiten	42
3.2.1 Verdiscontering – actuele waarde	42
3.2.2 Annuïteiten	44
3.3 Nominale en reële prijzen	45
3.4 Economische levensduur (n)	46
3.5 Reële rentevoet (r)	46
3.5.1 Private (reële) rentevoet	47
3.5.2 Maatschappelijke (reële) rentevoet	48
3.6 Investeringsbedrag ( $I_t$ )	48
3.6.1 Aanschaffingsprijs	49

3.6.2	Bijkomende kosten.....	49
3.6.3	Kapitaalvernietiging .....	49
3.7	Netto-operationele kosten (OK <sub>t</sub> ).....	52
3.7.1	Bruto-operationele kosten .....	52
3.7.2	Netto-operationele kosten.....	53
3.8	Methodiek gerelateerd aan type milieumaatregelen .....	54
3.8.1	Technische maatregelen.....	54
3.8.2	Volumemaatregelen.....	54
3.8.3	Organisatorische maatregelen.....	55
3.9	Schematisch overzicht berekening jaarlijkse kost milieumaatregelen.....	56
<b>HOOFDSTUK 4: KOSTENEFFECTIVITEITSANALYSE.....</b>		<b>57</b>
4.1	Economisch afwegingskader voor milieubeleid.....	57
4.2	Economische afwegingsmethoden .....	59
4.2.1	Kosten-batenanalyse .....	59
4.2.2	Kosteneffectiviteitsanalyse .....	60
4.2.3	Risico-batenanalyse.....	61
4.2.4	Multicriteria-analyse .....	61
4.2.5	Beslissingsanalyse.....	62
4.3	Kosteneffectiviteitscurves.....	63
4.3.1	Totale, gemiddelde en marginale kosten .....	63
4.3.2	Totale en marginale kosteneffectiviteitscurve .....	63
4.3.3	Kosteneffectiviteitscurve en kosteneffectiviteitsanalyse .....	64
4.4	Wiskundige optimalisering.....	76
4.4.1	Wiskundige optimalisering vs kosteneffectiviteitscurve.....	76
4.4.2	Eén vervuiler/meerdere vervuilers – één pollutant .....	77
4.4.3	Meerdere pollutanten.....	79
4.4.4	Meerdere milieuthema's.....	80
4.4.5	Locatie emissiebron en transport.....	80
4.4.6	Interactie milieumaatregelen .....	82
<b>BIBLIOGRAFIE .....</b>		<b>85</b>
<b>LIJST DER AFKORTINGEN .....</b>		<b>89</b>
<b>BIJLAGEN .....</b>		<b>91</b>
Bijlage 1: Resultaten behoefteonderzoek.....		93
Bijlage 2: Inventaris richtlijnen en methodieken berekening milieukosten.....		97
Bijlage 3: Inventaris methodieken kosteneffectiviteit.....		99
Bijlage 4: Inventaris binnenlandse en buitenlandse milieukostenmodellen.....		107
Bijlage 5: Medewerkers project “Milieukostenmodel”.....		119
Bijlage 6: Overzicht BBT-sectorstudies.....		125
Bijlage 7: Overzicht sectorstudies Aminabel.....		127
Bijlage 8: Instrumenten van marktconforme regulering .....		133
Bijlage 9: Netto-welvaartsverlies .....		135
Bijlage 10: Economische waardering van milieubaten.....		139
Bijlage 11: Technologische ontwikkeling .....		141
Bijlage 12: Constructie marginale en totale kosteneffectiviteitscurve .....		143

*Inhoud*

---

Bijlage 13: Interactie tussen pollutanten..... 153



## **SAMENVATTING**

In juni 2001 startte het BBT-kenniscentrum van Vito (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) met de ontwikkeling van een Milieukostenmodel voor Vlaanderen. De Vlaamse overheid ambieert met dit project de ontwikkeling van een instrument dat (i) de kosten van het milieubeleid in kaart brengt en (ii) bijdraagt tot een efficiënter milieubeleid door aan te geven hoe milieudoelstellingen tegen de laagst mogelijke kost bereikt kunnen worden.

Meer specifiek creëert het Milieukostenmodel op een aantal vlakken toegevoegde waarde, zoals:

- ontwikkeling van een grote, coherente databank met milieumaatregelen, hun emissiereductiepotentieel en kosten;
- ontwikkeling van een instrument om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen tussen verschillende actoren (bijvoorbeeld doelgroepen, industriële sectoren);
- ontwikkeling van een instrument dat de totale emissiereductiekosten over meerdere polluenten minimaliseert;
- ontwikkeling van een instrument om het effect van milieubeleidsinstrumenten (bijvoorbeeld normen, heffingen, verhandelbare emissierechten) te evalueren;
- ontwikkeling van een model dat aan andere modellen (bijvoorbeeld macro-economisch model, draagkrachtmodel, ecologisch model) gekoppeld kan worden.

Het Milieukostenmodel is een beleidsondersteunend instrument dat de Vlaamse overheid kan gebruiken om de kosten van het milieubeleid voor de betrokken doelgroepen in te schatten. Deze informatie kan dan, bijvoorbeeld, als basis gebruikt worden bij de verdeling van emissiereductie-inspanningen over doelgroepen of sectoren. Uit bovenstaande opsomming blijkt duidelijk dat bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel kostenefficiëntie centraal staat. Echter, kostenefficiëntie is slechts één van de criteria om het milieubeleid te onderbouwen. Ook andere criteria zoals milieu-effectiviteit (wordt de milieudoelstelling gerealiseerd?), haalbaarheid en inpasbaarheid (sociaal-economisch, juridisch en politiek draagvlak) spelen hierbij een rol. Het is bovendien belangrijk aan te geven dat het Milieukostenmodel geen instrument is om een bedrijfsspecifieke investeringsanalyse uit te voeren of om te beslissen welke milieumaatregel een specifiek bedrijf op welk moment moet implementeren.

De gebruiksmogelijkheden die met het Milieukostenmodel nagestreefd worden, impliceren een aantal specifieke eisen aan het ontwerp en de opbouw ervan. De keuzes en veronderstellingen die gemaakt worden, zijn terug te vinden in voorliggend achtergronddocument. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het document een overzicht geeft van de keuzes die op het moment van publicatie van voorliggend rapport gemaakt werden. Dit sluit niet uit dat tijdens de verdere ontwikkeling van het model bepaalde keuzes moeten aangevuld en/of herzien worden.



Op de eerste plaats worden een aantal basisbegrippen éénduidig gedefinieerd, telkens aangevuld met de praktische toepassing ervan in het Milieukostenmodel. Volgende basisbegrippen komen aan bod:

- milieu-uitgaven, milieukosten en milieulasten,
- milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten,
- private en maatschappelijke kosten,
- directe en indirecte kosten,
- impliciete en expliciete kosten,
- milieubaten.

Vervolgens wordt de methodiek nader toegelicht die in het Milieukostenmodel gebruikt wordt om de totale jaarlijkse milieukosten te berekenen.

Tenslotte worden twee instrumenten beschreven die gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van een kosteneffectiviteitsanalyse: marginale kosteneffectiviteitscurve en wiskundige optimalisering. Het toepassingsgebied wordt voor beide instrumenten toegelicht voor één vervuiler, voor meerdere vervuilers en meerdere pollutanten. Wat wiskundige optimalisering betreft, wordt bovendien het effect van de locatie van de emissiebron en het transport tussen “bron” en “ontvanger” in kaart gebracht.

Het achtergronddocument wordt als leidraad gebruikt bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel en zal de interpretatie van de resultaten van de testcase vergemakkelijken. De ontwikkeling van het Milieukostenmodel en de resultaten van de testcase zelf komen in dit achtergronddocument *niet* aan bod, maar zullen in een afzonderlijk document gedetailleerd toegelicht worden. Niettegenstaande het achtergronddocument in eerste instantie bedoeld is voor het project “Milieukostenmodel”, kan het ook nuttig zijn voor andere projecten waar (milieu)kostendefinities en kosten(effectiviteits)berekeningen nodig zijn.

## **ABSTRACT**

In June 2001 the Flemish BAT-Centre of Vito (the Flemish Institute for Technological Research) started with the development of an Environmental Costing Model for Flanders. The Flemish Government aspires the development of a tool to (i) determine the costs of environmental policy and (ii) to contribute to a more efficient environmental policy by indicating how environmental targets can be realised in a cost effective way.

In order to match the aspiration of the Flemish Government, the BAT-Centre has to:

- develop a coherent database with environmental measures, their reduction potential and costs;
- develop a tool to allocate emission reduction efforts between different target groups in a cost effective way;
- develop a tool to take into account multiple pollutant effects;
- develop a tool to analyse the cost effectiveness of policy instruments;
- develop an instrument that can be linked to other models such as ecological models, economic models.

The development of the Model is focused on one criterium: cost effectiveness. Nevertheless other criteria can play a significant role in determining the environmental policy such as environmental effectiveness and feasibility. It is important to mention that the Environmental Costing Model is not a tool to carry out an investment analysis for a specific company. The Model is a tool to support the Flemish Government in estimating the costs of the environmental policy for different target groups. Such information can be used as, for example, to allocate emission reduction efforts between target groups.

This document can be used as a guideline during the development of the Model and the interpretation of the results. It gives an overview of the assumptions that are taken into account during the development of the Model. It should be emphasized that the document only gives an overview of the assumptions and choices made at the moment of publication of the document. Perhaps, during the further development of the Model, these assumptions have to be revised or complemented.

First, some basic concepts are defined and described for their application in the Model. Secondly, the methodology is explained to determine the total, annual costs of environmental measures. Finally, two tools are described that can be used to carry out a cost effectiveness analysis: marginal cost curves and mathematical optimisation.



## HOOFDSTUK 1: SITUERING EN DOELSTELLING

In hoofdstuk 1 wordt het project “Milieukostenmodel” (MKM) gesitueerd, zowel binnen het Vlaams milieubeleid, als binnen de activiteiten van het BBT-kenniscentrum. Vervolgens worden de verschillende projectstappen toegelicht. Tenslotte wordt het doel van voorliggend achtergronddocument beschreven.

### 1.1 Situering project “Milieukostenmodel”

#### 1.1.1 Milieukostenmodel en milieukosten in het Vlaams milieubeleid

##### *a Milieukostenmodel*

Zowel in het Vlaams Milieubeleidsplan 1997–2001<sup>1</sup> als in het Ontwerp Vlaams Milieubeleidsplan 2003–2007<sup>2</sup> wordt de noodzaak en het nut van een Vlaams Milieukostenmodel aangegeven.

De Vlaamse overheid ambiert de ontwikkeling van een instrument dat (i) de kosten van het milieubeleid in kaart brengt en (ii) bijdraagt tot een efficiënter milieubeleid door aan te geven hoe milieudoelstellingen tegen de laagst mogelijke kost bereikt kunnen worden.

##### *b Milieukosten*

In voornoemde MINA-plannen 2 en 3 wordt eveneens de behoefte aan een methodiek voor de inventarisatie en berekening van milieukosten aangegeven. In het MINA-plan 2 worden milieukosten omschreven als:

*“Kosten van maatregelen met het expliciete doel om ongewenste milieueffecten van menselijke handelingen te voorkomen of tegen te gaan”.*

#### 1.1.2 Nut van informatie over milieukosten

In haar milieubeleid dient de overheid verschillende milieubeleidsopties in te schatten en af te wegen om de meerwaarde voor de samenleving in haar totaliteit te kunnen maximaliseren. De kosten verbonden aan deze opties, zowel voor de overheid zelf als voor de globale samenleving en voor de groepen die de kosten moeten dragen, vormen één van de elementen die deze inschatting en afweging kunnen ondersteunen.

Een degelijk inzicht in de kosten van het milieubeleid is ondermeer nodig voor:

- de strategische planning van het milieubeleid en het vastleggen van prioriteiten;
- het overleg met doelgroepen;
- de rapportering van de toestand van het milieubeleid (bijvoorbeeld enquêtes van OESO/EUROSTAT);

---

<sup>1</sup> MINA-plan 2: Vlaams Milieubeleidsplan 1997 – 2001, Deel 6: Kosten en financiering (Actie 162).

<sup>2</sup> MINA-plan 3: Ontwerp Vlaams Milieubeleidsplan 2003 – 2007, Deel 8: Kosten en financiering.

- het uitvoeren van kosteneffectiviteitsanalyses en maatschappelijke kosten-batenanalyses;
- de evaluatie van de economische effecten van het milieubeleid;
- een zo correct mogelijke toepassing van het principe “de vervuiler betaalt”;
- internationale onderhandelingen over de verdeling van kosten/inspanningen voor de reductie van grensoverschrijdende verontreiniging.

### 1.1.3 Noodzaak en nut van milieukostenmodellen

Het is mogelijk om door middel van een (periodieke) bevraging van verschillende doelgroepen (overheid, industrie, huishoudens, verkeer en vervoer, landbouw) een momentopname van de milieu-uitgaven te verkrijgen. Daaruit kunnen kostenstatistieken opgemaakt worden die de evolutie inzake milieukosten en -lasten voor de doelgroepen schetsen. Deze statistieken kunnen aan een aantal van de voorgaande behoeftes (cf. 1.1.2) tegemoetkomen.

In de Milieubeleidsplannen 2 en 3 wordt een modelmatige aanpak vooropgesteld. Een model biedt immers toegevoegde waarde ten opzichte van een periodieke bevraging. Milieukostenmodellen kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden om:

- een geïntegreerd, coherent en globaal overzicht te geven van de kosten van milieumaatregelen;
- alternatieve milieumaatregelen te vergelijken op basis van hun reductiepotentieel en hun kost.
- toekomstige scenario's te analyseren en maatregelen in kaart te brengen die momenteel in Vlaanderen nog niet toegepast worden.
- inzicht te bieden in de interacties tussen verschillende milieuthema's, maatregelen en doelgroepen;
- strategische beslissingen betreffende de implementatie van milieumaatregelen te ondersteunen (prioriteiten, tijdspad, verdeling e.d.).

Het doel en de gebruiksmogelijkheden van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen worden in paragraaf 1.2 toegelicht.

### 1.1.4 BBT –kenniscentrum en het Milieukostenmodel

#### *a Aanzet*

Als aanzet om Actie 162 uit het Milieubeleidsplan 1997-2001 te concretiseren, werd door de Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting (AMINAL) de “*Startnota Milieukostenmodel*” (Ochelen, mei 1999) uitgewerkt. In deze startnota worden het doel en de concrete invulling van het project “Milieukostenmodel” voorgesteld.

De startnota stelt de ontwikkeling van twee beleidsondersteunende instrumenten als doelstelling voorop: (i) milieukostendiagnose en (ii) milieukostenmodel (MKM). In de documenten “*Ontwerpvoorstel kenniscentrum milieukostenmodellering*” (06/09/1999), “*Voorstel voor de versterking van de economische expertise van het kenniscentrum BBT*” (16/02/2000) en “*Werkdocument milieukosten – definities en methoden*” (28/03/2000) wordt deze startnota verder uitgediept. Deze nota's vormen het uitgangspunt voor de aflijning en de opbouw van het Milieukostenmodel en voorliggend achtergronddocument.

Uiteindelijk werd het project “Milieukostenmodel” binnen het BBT-kenniscentrum geïntegreerd als referentie-opdracht voor de Vito (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek). De concrete realisatie van het project werd in juni 2001 opgestart, met de expertise van het BBT-kenniscentrum als uitgangspunt.

De ontwikkeling van een “Milieukostenmodel” voor Vlaanderen staat centraal; initiatieven met betrekking tot de “Milieukostendiagnose” vormen geen onderdeel van het project.

### ***b*** ***Het BBT-kenniscentrum***

Het BBT-kenniscentrum heeft als taak om informatie over milieuvriendelijke technieken te inventariseren, te verwerken en te verspreiden. Milieuvriendelijke technieken zijn erop gericht om de milieuschade, die door bedrijven veroorzaakt wordt, te beperken. Deze technieken omvatten zowel toegepaste technieken, als de wijze waarop een installatie wordt ontworpen, gebouwd, onderhouden, geëxploiteerd en ontmanteld.

Dergelijke technieken zijn Beste Beschikbare Technieken (BBT) indien ze aan volgende criteria voldoen:

- ze leveren een duidelijk voordeel voor het milieu in zijn totaliteit op;
- ze worden op industriële schaal toegepast;
- ze zijn organisatorisch toepasbaar;
- ze geven geen aanleiding tot een niet te accepteren kwaliteitsverlies en brengen de veiligheid van de werknemers niet in gevaar;
- hun kostprijs is haalbaar voor de beschouwde sector en redelijk ten aanzien van het behaalde milieuvoordeel.

De BBT-studies vormen de belangrijkste output van het BBT-kenniscentrum. Deze studies beschrijven de BBT voor een bepaalde bedrijfstak of voor een groep van gelijkaardige activiteiten en geven achtergrondinformatie. Deze informatie laat milieu-ambtenaren toe om de dagelijkse bedrijfsvoering beter aan te voelen en biedt aan bedrijfsverantwoordelijken de wetenschappelijke basis voor de verschillende milieuvergunningsvoorwaarden. In de studies worden de BBT eveneens getoetst aan de vergunningsnormen en de voorwaarden voor ecologiesteun die in Vlaanderen van kracht zijn. De meeste studies geven suggesties om deze normen (bijvoorbeeld Vlarem) en regels te verfijnen. De aanbevelingen in de BBT-studies zijn niet juridisch bindend.

Vermits het Milieukostenmodel als project binnen het BBT-kenniscentrum opgenomen is, vormen de BBT-studies een logisch vertrekpunt. De inventarisatie van enerzijds de emissies van de verschillende sectoren en anderzijds de mogelijke milieumaatregelen (niet alleen de BBT), hun milieukosten en hun reductiepotentieel, kunnen als input van het Vlaams Milieukostenmodel dienen. Wel dient de BBT-informatie op termijn met gelijkaardige studies uit binnen- en buitenland (bijvoorbeeld sectorstudies Aminabel - cf. infra) aangevuld en uitgediept te worden, aangezien:

- (i) ook technieken die niet als BBT geselecteerd werden (bijvoorbeeld omwille van een te hoge kostprijs) beschouwd moeten worden;

- (ii) niet voor alle sectoren een BBT-studie uitgewerkt is;
- (iii) kostprijsgegevens niet altijd in voldoende detail zijn opgenomen in de BBT-studies en/of verouderd zijn;
- (iv) naast de doelgroep industrie, ook andere doelgroepen beschouwd moeten worden.

### 1.2 Doel van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen

Algemeen wordt met de ontwikkeling van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen volgend doel beoogd (Ontwerp Milieubeleidsplan 2003-2007):

*“Het opzetten en operationaliseren van een instrument dat via prognose en beleidssimulatie een doelmatiger milieubeleid mogelijk maakt.”*

Meer specifiek kan het Milieukostenmodel op een aantal vlakken toegevoegde waarde creëren, zoals:

- ontwikkeling van een grote, coherente databank met milieumaatregelen, hun emissiereductiepotentieel en kosten;
- ontwikkeling van een instrument om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen tussen verschillende actoren (bijvoorbeeld doelgroepen, industriële sectoren);
- ontwikkeling van een instrument dat de totale emissiereductiekosten over meerdere polluenten minimaliseert;
- ontwikkeling van een instrument om het effect van milieubeleidsinstrumenten (bijvoorbeeld normen, heffingen, verhandelbare emissierechten) te evalueren;
- ontwikkeling van een instrument dat aan andere modellen (bijvoorbeeld macro-economisch model, draagkrachtmodel, ecologisch model) gekoppeld kan worden.

Uit bovenstaande opsomming blijkt duidelijk dat bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel kostenefficiëntie centraal staat. Dit is ook in overeenstemming met de doelstelling die in het Ontwerp Milieubeleidsplan 2003-2007 geformuleerd wordt.

Echter, kostenefficiëntie is slechts één van de criteria om het milieubeleid te onderbouwen. Ook andere criteria zoals milieu-effectiviteit (wordt de milieudoelstelling gerealiseerd?), haalbaarheid en inpasbaarheid (sociaal-economisch, juridisch en politiek draagvlak) spelen hierbij een rol. Het is bovendien belangrijk aan te geven dat het Milieukostenmodel geen instrument is om een bedrijfsspecifieke investeringsanalyse uit te voeren of om te beslissen welke milieumaatregel een specifiek bedrijf op welk moment moet implementeren. Het Milieukostenmodel is een beleidsondersteunend instrument dat de Vlaamse overheid kan gebruiken om de kosten van het milieubeleid voor de betrokken doelgroepen in te schatten. Deze informatie kan dan, bijvoorbeeld, als basis gebruikt worden bij de verdeling van emissiereductie-inspanningen over doelgroepen of sectoren.

De gebruiksmogelijkheden die met het Milieukostenmodel nagestreefd worden, impliceren een aantal specifieke eisen aan het ontwerp en de opbouw ervan. De keuzes en veronderstellingen die hierbij gemaakt worden, hebben natuurlijk een effect op de resultaten van het milieukostenmodel. Dit vormt op zich geen probleem zolang de opbouw en werking van het milieukostenmodel zo transparant mogelijk

gehouden wordt. Voorliggend achtergronddocument heeft als doel om een leidraad te zijn die zowel kan gebruikt worden bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel als bij de interpretatie van de resultaten.

### 1.3 Aanpak en begeleiding

In wat volgt, wordt de concrete aanpak toegelicht aan de hand van de projectstappen. De reeds vermelde “*Startnota Milieukostenmodel*” (Ochelen, 1999) vormt hierbij de basis.

#### 1.3.1 Projectstappen

##### *a* Behoefteonderzoek

In de eerste projectstap worden de behoeften van de “klanten” van het Milieukostenmodel onderzocht. De belangrijkste (mogelijke) gebruikers van het model en van de resultaten van de simulaties zijn de gewestelijke milieuoverheden, met name de Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting (AMINAL), de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (OVAM) en de Vlaamse Landmaatschappij (VLM). Daarnaast zijn ook het MIRA-team (VMM), de Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen (SERV), de MINA-raad en de bedrijfswereld potentiële gebruikers. De behoeften van de klanten worden via een rechtstreekse bevraging nagegaan en bij de realisatie van het project in rekening gebracht.

Daarnaast kunnen ook ontwerpers en gebruikers van complementaire kostenmodellen en evenwichtsmodellen als potentiële “klanten” beschouwd worden. Een milieukostenmodel is immers idealiter een onderdeel van een samenhangend geheel van modellen die op elkaar afgestemd zijn en mekaar aanvullen.

Bijlage 1 geeft een overzicht van de resultaten van het behoefteonderzoek. Hierbij moet opgemerkt worden dat de behoeften van de verschillende contactpersonen niet noodzakelijk het standpunt weergeeft van de instantie die zij vertegenwoordigen.

##### *b* Literatuurstudie

Naast het in kaart brengen van de verwachtingen en behoeften van mogelijke gebruikers, vormt een uitgebreide literatuurstudie een belangrijke pijler van het plan van aanpak. De literatuurstudie die in het kader van het project “Milieukostenmodel” uitgevoerd wordt, moet resulteren in:

- richtlijnen en methodieken voor de berekening van kosten van milieumaatregelen;
- methodieken voor de evaluatie van de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten;
- analyse en evaluatie van bestaande binnen- en buitenlandse milieukostenmodellen.

De literatuurstudie wordt aangevuld met bevindingen en aanbevelingen van deskundigen. De resultaten van de literatuurstudie en van de raadpleging van deskundigen worden als uitgangspunt gebruikt bij het uitwerken van het achtergronddocument en bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen.



In bijlage 2 is een (niet-limitatieve) inventaris van richtlijnen en methodieken voor de berekening van kosten van milieumaatregelen opgenomen. Bijlage 3 geeft een (niet-limitatief) overzicht van studies die een methodiek voor de evaluatie van kosteneffectiviteit beschrijven. Voor methodieken waaraan een rekenmodule gekoppeld is, wordt naast de referentie ook een korte samenvatting van de verschillende hoofdstukken gegeven en worden de voor- en nadelen van de gehanteerde methodiek opgesomd. Bijlage 4 omvat een (niet-limitatief) overzicht van binnen- en buitenlandse milieukostenmodellen. De bijlage bevat zowel referenties als een korte beschrijving van de verschillende modules van deze modellen.

### *c Definitie begrippen*

Vooraleer het Milieukostenmodel uit te bouwen, dienen een aantal basisbegrippen eenduidig gedefinieerd te worden. Tevens moet de methodiek bepaald worden om de milieukosten te berekenen en de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te evalueren. Volgende begrippen staan hierbij centraal en worden in hoofdstuk 2 van het achtergronddocument nader toegelicht:

- milieukosten, milieu-uitgaven en milieulasten,
- milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten,
- onderscheid private en maatschappelijke milieukosten,
- onderscheid directe en indirecte milieukosten,
- onderscheid expliciete en impliciete milieukosten,
- milieubaten.

### *d Omschrijving en ontwikkeling modelstructuur*

Op basis van de resultaten van het behoefteonderzoek en van de literatuurstudie wordt een gedetailleerde modelstructuur gedefinieerd en ontwikkeld. Om aan de opzet van het project te voldoen, dient het model volgende standaardmodules te bevatten: datamodule, rekenalgoritme, rapporteringsmodule en relatiemodule.

In de *datamodule* wordt (i) de huidige en toekomstige milieutoestand<sup>3</sup> beschreven, (ii) worden de achtergrondvariabelen (bijvoorbeeld discontovoet, afschrijvingstermijn) vastgelegd, en (iii) worden de technisch-economische kenmerken van de mogelijke milieumaatregelen beschreven (bijvoorbeeld kostprijs, rendement, implementatiegraad).

Indien mogelijk worden de gegevens geïnventariseerd op niveau van een (type) emissiebron of referentie-installatie. Een dergelijke referentie-installatie vertegenwoordigt een categorie van installaties zodat:

- alle installaties, die aan een referentie-installatie "toegewezen" worden, met dezelfde milieumaatregelen uitgerust kunnen worden;
- alle installaties, die aan een referentie-installatie "toegewezen" worden, voor een gegeven milieumaatregel gelijkaardige technische (bijvoorbeeld rendement) en economische (bijvoorbeeld jaarlijkse kapitaalkost) karakteristieken hebben.

---

<sup>3</sup> Bij voorkeur worden de emissieprojecties ingeschat met behulp van een achtergrondscenario, berekend met een economisch model. Op dit moment is er geen (actueel) economisch model beschikbaar voor Vlaanderen.

De karakteristieken van de referentie-installatie zijn bijgevolg representatieve, gemiddelde waarden voor alle installaties die aan de referentie-installatie toegewezen worden. Dit maakt het mogelijk om op basis van bijvoorbeeld de activiteitsgraad de gegevens te aggregeren op het niveau van een sector (bijvoorbeeld raffinaderijen) en van een doelgroep (bijvoorbeeld industrie).

Het *rekenalgoritme* van het Milieukostenmodel moet in hoofdzaak twee taken vervullen:

- (1) Het algoritme bepaalt, gegeven een bepaalde emissiereductiedoelstelling, de meest kostenefficiënte verdeling van emissiereductie-inspanningen tussen referentie-installaties, sectoren of doelgroepen. Het rekenalgoritme berekent voor de resultaten van deze optimalisatie-oefening de totale, gemiddelde en marginale kosten en construeert de marginale en totale kostencurves.
- (2) Het rekenalgoritme evalueert, gegeven een bepaalde emissiereductiedoelstelling, de kostenefficiëntie van verschillende milieubeleidsinstrumenten (bijvoorbeeld milieuheffing, verhandelbare emissierechten).

De *rapporteringsmodule* fungeert als een interface met de gebruiker zodat deze de datamodule kan bevragen en een simulatieset met beslissingsvariabelen en beperkingen of randvoorwaarden kan samenstellen. Vervolgens worden door het rekenalgoritme, op basis van de simulatieset, de kosten berekend, kostencurves geconstrueerd en de optimale waarden voor de beslissingsvariabelen vastgelegd.

De *relatiemodule* maakt het mogelijk om de verschillende modules aan elkaar te koppelen.

Zoals reeds aangehaald (cf. 1.1.4), kan de expertise van het BBT-kenniscentrum een belangrijke bijdrage leveren tot de invulling van de datamodule. De kennis met betrekking tot de ontwikkeling van de overige modules is beperkt binnen het BBT-kenniscentrum en dient dus verder uitgebouwd te worden. Door het inschakelen van externe experts en/of door de aankoop van bestaande modellen kan dit proces versneld worden.

### *e*      ***Uitvoeren testcase***

Eens de modelstructuur in grote lijnen gedefinieerd en ontwikkeld is, wordt het model operationeel gemaakt door middel van een testcase. De testcase voor het Milieukostenmodel voor Vlaanderen richt zich op de doelgroep “industrie” en op de pollutanten SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> en NMVOS.

De keuze van de doelgroep industrie is een logisch gevolg van de beschikbaarheid van gegevens in de BBT-studies. De studies bevatten zowel emissiegegevens, als een overzicht van de technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen. De meeste studies hebben betrekking op (deel)sectoren uit de doelgroep industrie.

De keuze van de pollutanten kadert in de Vlaamse emissiereductieprogramma's voor SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> en NMVOS. België dient de emissies van voornoemde pollutanten te reduceren om uiterlijk in 2010 aan de nationale emissieplafonds van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima te voldoen. Ook Vlaanderen zal inspanningen moeten leveren om de betreffende emissies te reduceren. Om haar beleid te onderbouwen, wil de Vlaamse overheid het reductiepotentieel

en de bijhorende kosten voor de verschillende sectoren in kaart brengen. Daartoe heeft Sectie Lucht van Aminabel aan een aantal studiebureaus de opdracht gegeven om een gedetailleerde analyse per (industriële) sector uit te voeren.

De resultaten van de sectorstudies vormen de wetenschappelijke basis om de Vlaamse inspanningen op een kostenefficiënte manier over de verschillende sectoren te verdelen. Er ontstaat bijgevolg een wisselwerking tussen de sectorstudies en het Milieukostenmodel voor Vlaanderen. Enerzijds kan het Milieukostenmodel de resultaten van de sectorstudies, (eventueel) complementair aan de BBT-studies (bijvoorbeeld kleiverwerkende nijverheid, droogkuis, koetswerkhherstelling), als input gebruiken; anderzijds kan het Milieukostenmodel gebruikt worden om de meest kostenefficiënte verdeling van de emissiereductie-inspanningen tussen de sectoren in Vlaanderen te bepalen.

### 1.3.2 Begeleiding

De voortgang van het project “Milieukostenmodel” wordt door een begeleidingscomité opgevolgd. De leden van het comité sturen en begeleiden de verschillende projectstappen. In het begeleidingscomité zetelen vertegenwoordigers van de gewestelijke milieu-overheden: AMINAL (Directoraat Generaal en Aminabel, Sectie lucht), OVAM, VMM, ANRE en VLM. Daarnaast werden tijdens de opstart van het project een aantal experts bereid gevonden hun medewerking te verlenen in de begeleiding: vertegenwoordigers van het MIRA-team (VMM), de SERV, de VOLT, de MINA-raad en de universitaire wereld. De namen van de leden van dit comité en van de externe deskundigen die aan het project Milieukostenmodel meewerken, zijn in bijlage 5 opgenomen.

## 1.4 Doel achtergronddocument

Zoals reeds aangehaald in paragraaf 1.3.1c, worden in voorliggend achtergronddocument de belangrijkste begrippen dieper uitgewerkt. De resultaten van het behoefteonderzoek, van de literatuurstudie en van de consultatie van deskundigen (cf. bijlage 1, 2, 3, 4) worden als uitgangspunt gebruikt.

Na een algemene (theoretische) toelichting wordt, in de kaders met grijze achtergrond, telkens aangegeven hoe de begrippen en methodieken praktisch ingevuld worden voor het Milieukostenmodel. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de praktische invulling de keuzes weergeeft die op het moment van publicatie van voorliggend rapport gemaakt werden. Dit sluit niet uit dat tijdens de verdere ontwikkeling van het model bepaalde keuzes moeten aangevuld en/of herzien worden.

Het document wordt als leidraad gebruikt bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel en zal de interpretatie van de resultaten van de testcase vergemakkelijken. De ontwikkeling van het Milieukostenmodel en de resultaten van de testcase zelf komen in dit achtergronddocument *niet* aan bod, maar zullen in een afzonderlijk document gedetailleerd toegelicht worden. Niettegenstaande voorliggend document in eerste instantie bedoeld is voor het project “Milieukostenmodel”, kan het ook nuttig zijn voor andere projecten waar (milieu)kostendefinities en kosten(effectiviteits)berekeningen nodig zijn.

## HOOFDSTUK 2: MILIEUKOSTEN – DEFINITIES

Eenduidige definities zijn belangrijk als uitgangspunt bij de ontwikkeling van een methodiek om de milieukosten te berekenen en bij de interpretatie van de resultaten van het Milieukostenmodel voor Vlaanderen. In dit hoofdstuk worden de begrippen milieukosten, milieubaten en een aantal gerelateerde begrippen gedefinieerd. De algemene definities worden in de kaders (met grijze achtergrond) aangevuld met de praktische toepassing in het Milieukostenmodel.

### 2.1 Milieukosten – definities

De omschrijving in het MINA-plan 2 vormt het uitgangspunt voor de definitie van het begrip milieukosten (cf. 1.1.1b):

*“Milieukosten zijn kosten van maatregelen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan”.*

Deze definitie wordt voor het Milieukostenmodel uitgebreid om ook de kosten van het milieubeleid -dat aanzet tot het nemen van milieumaatregelen- in rekening te brengen.

*“Milieukosten zijn (i) kosten van maatregelen die ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu voorkomen of tegengaan en (ii) de kosten van het uitvoeren van het milieubeleid dat aanleiding kan geven tot het nemen van deze maatregelen”.*

Deze omschrijving wordt nader uitgewerkt door vier kernbegrippen te concretiseren: kosten, milieu, doelgroepen, milieumaatregelen, milieubeleidsinstrumenten.

#### 2.1.1 Milieu-uitgaven, milieukosten en milieulasten<sup>4</sup>

Bij de definitie van het begrip milieukosten moet men een onderscheid maken tussen: milieu-uitgaven, milieukosten en milieulasten.

*Uitgaven* zijn de geldsommen die in een bepaald jaar concreet uitgegeven worden.

*Bijvoorbeeld:* aan de implementatie van een milieumaatregel zijn investeringsuitgaven verbonden en ook operationele uitgaven, d.i. de uitgaven om de milieuvoorziening operationeel te houden zoals bijvoorbeeld de personeelskosten en de energiekosten.

*Kosten* kunnen aan een bepaalde periode toegerekend worden.

*Bijvoorbeeld:* de *jaarlijkse* kosten van een milieumaatregel zijn de som van de operationele uitgaven van dat jaar en de investeringskosten toegerekend aan dat jaar (d.i. afschrijvingskosten en rentekosten). Een investering is de aanschaf van duurzame kapitaalgoederen met een levensduur van meer dan 1 jaar, zoals bedrijfsgebouwen, machines en gereedschappen. Om deze eenmalige investeringsuitgaven te

---

<sup>4</sup> Ochelen, 1999a.

spreiden, worden ze toegerekend aan alle jaren waarin deze investering gebruikt wordt. De vertaling van investeringsuitgaven naar jaarlijkse kapitaalkosten houdt rekening met de verwachte levensduur van de investering en met de tijdspreferentie (cf. infra). De kost van de vervroegde afschrijving van investeringen die voortijdig vervangen worden, dus vóór het einde van de levensduur, moet ook in rekening gebracht worden (cf. infra).

De *milieulasten* geven aan door wie de kosten gedragen of gefinancierd worden. Ze worden berekend door bij de netto-milieukosten<sup>5</sup> (cf. infra) de betaalde overdrachten, zoals heffingen, op te tellen en de ontvangen overdrachten, zoals subsidies, af te trekken.

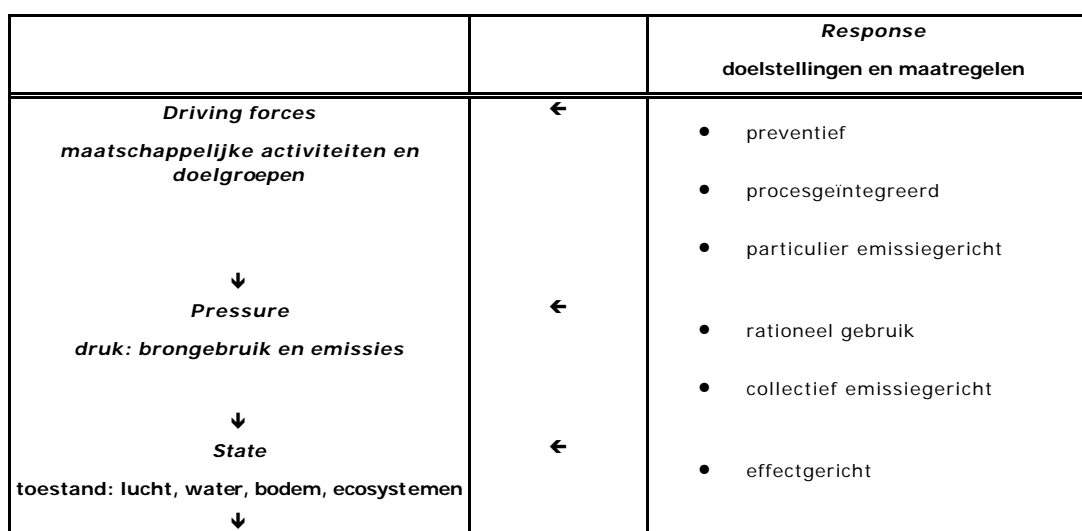
### 2.1.2 Milieu en milieuverstoringsketen

In het Decreet van 5 april 1995 (B.S. 3 juni 1995) betreffende algemene bepalingen inzake milieubeleid wordt het begrip *milieu* gedefinieerd als:

*“Milieu is de atmosfeer, de bodem, het water, de flora, de fauna en de overige organismen andere dan de mens, de ecosystemen, de landschappen en het klimaat”.*

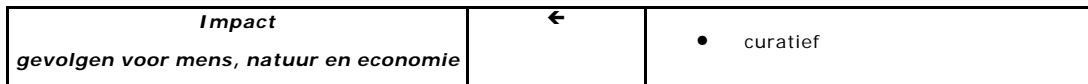
Indien het milieu wordt verontreinigd, uitgeput of aangetast, ontstaan er milieuproblemen. Milieuproblemen zijn complex en kunnen geanalyseerd worden met behulp van een oorzaak-gevolgketen. In de MIRA-rapporten wordt gebruik gemaakt van de milieuverstoringsketen of DPSIR-keten<sup>6</sup> (d.i. driving forces-pressure-state-impact-response) als analysekader. In onderstaande figuur wordt een overzicht gegeven van de verschillende oorzaak-gevolgskakels en de beleidsmatige terugkoppeling (“response”) door doelstellingen en maatregelen.

*Figuur 1: DPSIR-keten*



<sup>5</sup>Netto milieukosten zijn de bruto milieukosten verminderd met de besparingen (bijvoorbeeld besparingen op benodigde inputs) en/of opbrengsten (bijvoorbeeld extra opbrengsten van rest- en bijproducten) die de implementatie van de milieumaatregel met zich brengt.

<sup>6</sup><http://www.milieurapport.be>.



Bron: MIRA-T 2002

De analyse vertrekt bij de achterliggende oorzaken die verweven zijn met de *maatschappelijke activiteiten* van bijvoorbeeld consumptie, productie, transport en die worden verricht door de verschillende doelgroepen (cf. infra). De volgende schakel, *druk*, brengt de directe oorzaken van de verstoringen in kaart onder de vorm van milieugebruik en emissies. De derde schakel toont hoe hierdoor de *toestand* van de verschillende milieucompartmenten lucht, water, bodem en ecosystemen verstoord wordt. De milieutoestand kan beschreven worden aan de hand van *milieuthema's* zoals bijvoorbeeld verzuring, klimaatverandering, lichthinder, geluidshinder en vermisting. De vierde schakel is een inschatting van de negatieve *impact* van deze effecten op de menselijke gezondheid, de natuur en de economie. De laatste schakel geeft de maatschappelijke respons weer of de mate waarin de maatschappij reageert op milieuproblemen door zowel individuele als collectieve acties en reacties.

### **Toepassing Milieukostenmodel**

Bij de realisatie van het project “Milieukostenmodel” wordt de definitie van *milieu* uit het Decreet betreffende Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid (DABM) van 1995 als uitgangspunt genomen.

In het Milieukostenmodel vormt de laatste schakel van de milieuverstoringsketen (d.i. “response”) het uitgangspunt. Concreet “kwantificeert” het model de reactie van de maatschappij op milieuproblemen: het Milieukostenmodel berekent de emissiereductie en de kosten die gerealiseerd worden door de inzet van milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten.

Enkel *antropogene* milieuverontreiniging wordt in het Milieukostenmodel beschouwd (d.i. als gevolg van menselijke activiteiten). *Natuurlijke* milieuverontreiniging (bijvoorbeeld VOS-uitstoot dennenbossen) komt in het Milieukostenmodel niet aan bod.

Meer specifiek worden de pollutanten *VOS*, *NO<sub>x</sub>* en *SO<sub>2</sub>* als *testcase* bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel gebruikt. Deze keuze kadert in de realisatie van de emissieplafonds, opgelegd door het protocol van Göteborg<sup>7</sup> en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima (NEC-richtlijn) (cf. 1.3.1e). Aangezien het Milieukostenmodel zich op de eerste plaats concentreert op de doelgroep industrie (cf. infra), maakt de pollutant NH<sub>3</sub> geen deel uit van de testcase. Zodra het model operationeel is voor de drie pollutanten, kunnen meerdere pollutanten geïntegreerd worden.

### **2.1.3 Doelgroepen**

In het Ontwerp MINA-plan 3 wordt aan het begrip *doelgroep* een enge en een brede invulling gegeven. De *enge* invulling koppelt het begrip aan de maatschappelijke actoren die een significant aandeel hebben in het ontstaan van milieuproblemen, bijvoorbeeld economische sectoren en consumenten. De

<sup>7</sup> Protocol van het Verdrag betreffende Grensoverschrijdende Luchtverontreiniging ter bestrijding van Verzuring, Eutrofiëring en Ozon in de omgevingslucht.

*brede* invulling beschouwt eveneens de actoren die een katalysatorfunctie vervullen in het wegwerken van milieuproblemen, met andere woorden de organisaties of de instellingen die de “directe” doelgroepen tot milieuzorg kunnen stimuleren (bijvoorbeeld milieubeweging, vormingswerk en onderwijs).

Er zijn meerdere benaderingen om doelgroepen te onderscheiden. In MIRA-T 2002<sup>8</sup>, bijvoorbeeld, worden als doelgroepen beschouwd: industrie, bevolking, energie (elektriciteitsbedrijven, gasbedrijven, petroleumraffinaderijen), landbouw (landbouw, bosbouw, visserij en visteelt), verkeer en vervoer, diensten en handel (handel, hotels en restaurants, kantoren en administratie, onderwijs, gezondheidszorg en maatschappelijke dienstverlening, en andere gemeenschaps-, sociale en persoonlijke dienstverlening), toerisme en recreatie. In andere studies (bijvoorbeeld Dellink et al., 1997; Vringer et al., 2000) wordt deze onderverdeling verder aangevuld met de specifieke doelgroepen afvalverwijdering, bouwnijverheid, overheid, RWZI en raffinaderijen.

Een bepaalde doelgroep kan verder onderverdeeld worden in *categorieën of (deel)sectoren*. Dit geldt bij uitstek voor de doelgroep *industrie*. In Guideline 2 van de “*Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures*” (EEA, 1999) wordt aangeraden om dergelijke indeling te baseren op gepubliceerde, internationale classificatiesystemen, zoals:

- NACE of “Nomenclature générale des Activités économiques dans les Communautés Européennes” (EUROSTAT);
- SNAP of “Selected Nomenclature for Air Pollution” (CORINAIR);
- ISIC of “International Standard Industrial Classification”;
- NOSE of “Nomenclature of Sources of Emission” (EUROSTAT; EFTA).

In MIRA-T 2002 wordt de doelgroep industrie verder onderverdeeld in zes deelsectoren volgens de NACE-BEL classificatie<sup>9</sup>: chemie, metaal, voeding, textiel, papier en andere. In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de sectoren en de NACE-BEL codes die tot de verschillende deelsectoren behoren.

*Tabel 1: Onderverdeling doelgroep Industrie MIRA-T 2002*

Bron: MIRA-T 2002

Omschrijving van de industriële sector	NACE-BEL-code
Chemie	24
IJzer, staal, non-ferro, automobiel, machinebouw, vervaardiging van producten van metaal e.d.	27 – 35
Voeding-, drank-, en genotsmiddelenindustrie	15, 16
Textiel-, schoen-, leder- en kledingsnijverheid	17, 18, 19
Papier- en papierwarenindustrie, grafische nijverheid, uitgeverijen e.d.	21, 22
Andere industrieën (bv. metaalerts en delfstoffen, hout, rubber,	14, 20, 25, 26, 36, 37, 45

<sup>8</sup> MIRA-T 2002 – Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: Thema's.

<sup>9</sup> De Europese NACE-nomenclatuur staat nationale aanpassingen toe door het uitsplitsen van rubrieken. In 1992 publiceerde het Nationaal Instituut voor de Statistiek (NIS) de Belgische versie van de NACE Rev.1, namelijk NACE-BEL: 140 klassen van de ongeveer 500 klassen van de NACE Rev.1 werden verder onderverdeeld.

kunststof, afvalrecuperatie, minerale niet- metaalproducten, bouw)	
--------------------------------------------------------------------	--

De afbakening van de BBT-studies is in de eerste plaats gebaseerd op de indelingslijst van VLAREM I, bijlage 1<sup>0</sup>. Telkens wordt ook de link met de NACE en NACE-BEL nomenclatuur aangegeven. De selectie van sectoren die in de sectorstudies van Aminabel aan bod komen, is gebaseerd op de bijdrage van deze sectoren tot de uitstoot van de beschouwde pollutanten. Bijlage 6 en bijlage 7 geven een overzicht van de sectoren die respectievelijk in de BBT-studies en in de Aminabel-sectorstudies aan bod komen.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

In het Milieukostenmodel wordt uitgegaan van de *enge* definitie van doelgroep uit het Ontwerp MINA-plan 2003-2007.

Zoals reeds aangegeven (cf. 1.3.1e) spitst het Milieukostenmodel zich in een eerste fase toe op de doelgroepen *industrie en energie*, gegeven de expertise en de beschikbaarheid van gegevens binnen het BBT-kenniscentrum (BBT-studies) en de sectorstudies van Aminabel. Zodra er meer gedetailleerde informatie voorhanden is, worden andere doelgroepen in het model geïntegreerd.

De indeling in (deel)sectoren steunt op de resultaten van beide groepen studies.

### **2.1.4 Milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten**

Zoals reeds in paragraaf 1.2 aangehaald werd, heeft het Milieukostenmodel ondermeer als doel om de technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen in kaart te brengen en om de effecten van alternatieve milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te evalueren. In wat volgt, wordt het onderscheid tussen de begrippen milieumaatregel en milieubeleidsinstrument nader toegelicht<sup>11</sup>.

#### ***a Milieumaatregel***

Een *milieumaatregel* is een actie die door een doelgroep of (deel)sector ondernomen wordt, al dan niet als reactie op het milieubeleid. Het betreft acties ondernomen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan<sup>12</sup>.

Milieumaatregelen kunnen op verschillende manieren ingedeeld worden. Volgens de fase in de productie- en consumptieketen worden bijvoorbeeld *preventieve* maatregelen (zoals substitutie van steenkool door aardgas) en *curatieve* maatregelen (zoals een waterzuiveringsinstallatie) onderscheiden. Beide

<sup>10</sup> De indelingslijst in Vlarem I, bijlage 1, geeft een overzicht van de als hinderlijk beschouwde inrichtingen, naargelang de graad waarin zij geacht worden belastend te zijn voor de mens en het leefmilieu.

<sup>11</sup> Ochelen, 2000b; Bogaert et al., 2000; VROM, 1998.

<sup>12</sup> Naast de milieumaatregelen die vervuilers nemen, zijn er ook de collectieve milieumaatregelen: maatregelen die de overheid zelf neemt zoals bijvoorbeeld de aanleg van publieke waterzuiveringsinfrastructuur.



types kunnen eveneens ondergebracht worden in elk van volgende categorieën van milieumaatregelen: technische maatregelen, volumemaatregelen en organisatorische maatregelen.

### Technische maatregelen

Technische maatregelen hebben betrekking op technische ingrepen in de activiteiten. Ze kunnen verder onderverdeeld worden in end-of-pipe maatregelen, procesgeïntegreerde maatregelen en productmaatregelen.

- End-of-pipe maatregelen: de emissie aan het einde van het proces wordt door toevoeging van een technische voorziening verminderd.  
Bijvoorbeeld: rookgasreinigingstechniek;
- Procesgeïntegreerde maatregelen: het proces zelf wordt technisch aangepast, anders uitgevoerd, vervangen, uitgebreid zodat de emissies tijdens dit proces verminderen.  
Bijvoorbeeld: optimalisatie van de stookcurve;
- Productmaatregelen: bij productmaatregelen worden emissies gereduceerd door het gebruik van meer milieuvriendelijke grondstoffen of door de overgang naar technisch aangepaste of gewijzigde producten.  
Bijvoorbeeld: oplosmiddelarme verf.

### Volumemaatregelen

Volumemaatregelen verminderen de belasting van het milieu door het verminderen of uitschakelen van milieuverontreinigende productie (bijvoorbeeld reductie van de veestapel om CH<sub>4</sub>-emissies te reduceren). Deze maatregelen gaan niet gepaard met technische aanpassingen van het proces.

### Organisatorische maatregelen

Organisatorische maatregelen zijn milieumaatregelen zoals good-housekeeping, het houden van toezicht of het uitvoeren van metingen en registraties. Maatregelen die ervoor zorgen dat andere milieumaatregelen (technische en volumemaatregelen) uitgevoerd worden, behoren eveneens tot de categorie van organisatorische maatregelen. Ook activiteiten van bedrijven in verband met milieucoördinatie, -administratie en onderzoek en ontwikkeling kan men als organisatorische maatregelen beschouwen.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Het uitgangspunt van het project “Milieukostenmodel” is het in kaart brengen van de kosten en het emissiereductiepotentieel van *technische milieumaatregelen*. De optie wordt bij de ontwikkeling van het model opengehouden om, op termijn, ook andere types van milieumaatregelen te modelleren.

#### **Bijkomend:**

In het Milieukostenmodel worden *voorafgaandelijke* maatregelen (bijvoorbeeld aanleg verzamelbekkens en leidingen voor waterzuiveringsinstallatie) en *nakomende* maatregelen (bijvoorbeeld verdere behandeling verontreinigd slib afvalwaterzuiveringsinstallatie), die de emissies niet rechtstreeks beïnvloeden, als onderdeel van de eigenlijke milieumaatregel beschouwd.

Binnen de doelgroep industrie worden de milieumaatregelen gericht op de bescherming van het leefklimaat *buiten* de grenzen van het *bedrijfsterrein* beschouwd, met uitzondering van bodemsanering. Bijgevolg worden maatregelen ter bescherming van veiligheid en gezondheid van de werknemer niet als milieumaatregel beschouwd, tenzij:

- (a) een veiligheids- of gezondheidsmaatregel geïntroduceerd wordt omwille van de implementatie van een milieumaatregel;
- (b) een milieumaatregel een veiligheids- of gezondheidsmaatregel overbodig maakt. In dat geval wordt een besparing van de operationele kosten<sup>13</sup> beschouwd.

### ***b Milieubeleidsinstrumenten***

Een *milieubeleidsinstrument* wordt door een overheid gehanteerd om doelgroepen of (deel)sectoren te overtuigen, aan te sporen of te verplichten om bepaalde milieumaatregelen te treffen.

Bij de berekening van de *kosten* voor de inzet van milieubeleidsinstrumenten dient de reactie van de betrokken doelgroepen of (deel)sectoren op het instrument ingeschat te worden. Deze reactie bestaat uit het al dan niet nemen van bepaalde milieumaatregelen, die veelal kosten met zich brengen. Daarnaast zijn er de administratieve kosten voor de overheid, namelijk kosten verbonden aan de invoering, de toepassing en de handhaving van het instrument.

De overheid beschikt over een aantal milieubeleidsinstrumenten om een bepaalde milieuproblematiek aan te pakken. Bij de keuze van het geschikte instrument worden diverse beoordelingscriteria gehanteerd, onder andere economische. Vanuit milieu-economisch standpunt wordt de voorkeur gegeven aan het inzetten van instrumenten die doeltreffend (effectief) en doelmatig (efficiënt) zijn. Met andere woorden: de vooropgestelde milieudoelstelling moet binnen een redelijke termijn en tegen minimale kosten bereikt worden.

---

<sup>13</sup> De investering wordt als een “sunk cost” beschouwd omdat de investering reeds gerealiseerd is en bijgevolg geen effect meer heeft op huidige of toekomstige kasstromen (indien abstractie gemaakt wordt van het belastingeffect, d.i. vermindering belasting op de winst door afschrijvingskosten).

In wat volgt, worden de verschillende types milieubeleidsinstrumenten beknopt toegelicht<sup>14</sup>. Deze toelichting beperkt zich tot de beleidsuitvoerende instrumenten (dus niet de beleidsvoorbereidende en beleidsonderbouwende instrumenten zoals bijvoorbeeld planning, kennisverwerving, onderzoek). Er wordt onderscheid gemaakt tussen instrumenten van sociale regulering, directe regulering, financiële steunverlening en marktconforme regulering.

### Sociale regulering

Instrumenten van *sociale regulering* hebben tot doel het milieubewustzijn en de milieuverantwoordelijkheid te laten meespelen in de persoonlijke besluitvorming van de consument/producent, door het gebruik van druk en/of overtuiging. Men kan onderscheid maken tussen drie soorten instrumenten van sociale regulering:

- (a) informatie-overdracht (bijvoorbeeld milieu-educatie, milieu-effectrapportage),
- (b) zelfregulering (bijvoorbeeld milieubeleidsvereenkomsten, zelfcontrole),
- (c) milieuzorgsystemen (bijvoorbeeld EMAS).

### Directe regulering

Instrumenten van *directe regulering* zijn instrumenten die tot doel hebben om het milieugedrag van vervuilers op een directe manier te beïnvloeden. Indien de vervuiler de verplichting niet nakomt, kunnen administratief- en strafrechtelijke sancties volgen. Men kan een onderscheid maken tussen: milieuvergunningen, verboden en beperkingen (bijvoorbeeld emissienormen) en hoedanigheidseisen (bijvoorbeeld kwaliteitseisen, ontwerpseisen, constructie-eisen).

### Financiële steunverlening

Men kan een onderscheid maken tussen volgende instrumenten van *financiële steunverlening*: subsidies, zachte leningen (d.i. rentevoet lager dan marktrente), belastingsprikkel.

Belastingprikkel kunnen verschillende vormen aannemen:

- (a) aanmoediging van kapitaalsinvesteringen in milieuvriendelijke technieken (bijvoorbeeld verhoogde investeringsaftrek, versnelde afschrijvingen);
- (b) verlaging van de prijs van milieuvriendelijke activiteiten of producten (bijvoorbeeld belastingvermindering of -vrijstelling voor een milieuvriendelijk(er) product ten opzichte van een milieuschadelijk(er) product);
- (c) verlaging van de prijs van fondsen voor investeringen in milieuprojecten (bijvoorbeeld belastingvermindering of -vrijstelling voor dividenden van aandeelhouders).

De vervuiler is vrij om te kiezen of hij/zij al dan niet wil investeren in milieuvriendelijke technieken, producten of activiteiten en bijgevolg al dan niet wil genieten van de financiële steunverlening.

---

<sup>14</sup> Deketelaere et al., 2001.

### Marktconforme regulering

Instrumenten van *marktconforme regulering* hebben tot gevolg dat de besluitvorming en het gedrag zodanig worden gestuurd dat alternatieven worden gekozen die leiden tot een, vanuit milieustandpunt, meer gewenste situatie dan in afwezigheid van het instrument. In tegenstelling tot de instrumenten van directe regulering, heeft de vervuiler de keuze om de vervuilende activiteit verder zetten of zelfs uit te breiden op voorwaarde dat hij/zij bereid is om hiervoor een prijs te betalen. Men kan een onderscheid maken tussen volgende soorten instrumenten van marktconforme regulering: handhavingsprikkel, aansprakelijkheidsregels, statiegeldsystemen, verhandelbare emissierechten, milieuheffingen. In bijlage 8 worden voornoemde instrumenten nader toegelicht.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

De efficiëntie van milieubeleidsinstrumenten wordt met behulp van het Milieukostenmodel geëvalueerd. De analyse zal zich voornamelijk richten op een aantal instrumenten van directe en marktconforme regulering: emissienormen, milieuheffingen, milieusubsidies, verhandelbare emissierechten.

Milieubeleidsinstrumenten komen bijgevolg als *beslissingsvariabelen* in het model aan bod. Financiële prikkels, zoals milieubelastingen en milieusubsidies, worden bijgevolg niet de facto bij de berekening van de kosten van milieumaatregelen opgenomen.

## 2.2 Milieukosten – indeling

In de volgende paragrafen wordt een algemeen overzicht gegeven van de verschillende soorten milieukosten. Tevens wordt het onderscheid toegelicht tussen private en maatschappelijke kosten, directe en indirecte kosten, impliciete en expliciete kosten.

### 2.2.1 Algemeen overzicht<sup>15</sup>

Het begrip milieukosten wordt op uiteenlopende wijze geïnterpreteerd en gebruikt. Onder milieukosten worden vaak de uitgaven begrepen die door de overheid gedaan worden voor het opmaken, uitvoeren en controleren van het milieubeleid. Anderen interpreteren het begrip milieukosten als de investeringskosten en de werkingskosten van milieumaatregelen voor een bepaalde doelgroep, zoals industrie of landbouw. Het zijn trouwens deze twee kostencategorieën die typisch in de milieukostenstatistieken worden opgenomen. De totale milieukosten voor de maatschappij zijn echter ruimer dan deze invulling. In Tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de verschillende soorten milieukosten.

*Tabel 2: Overzicht soorten milieukosten*

Op basis van: EPA, 2000; Van Humbeek, 2001; SERV 1996.

Soorten kosten	Voorbeelden
<b>Directe kosten doelgroepen</b> (Veronderstelling: geen prijs- of volume-aanpassingen)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kapitaalkosten nieuwe milieumaatregel</li> <li>- Operationele kosten nieuwe milieumaatregel</li> <li>- Negatieve kosten: hergebruik, verkoop rest- of bijproducten, besparingen inputs</li> </ul>
<b>Milieubeleidskosten overheid</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Beleidsontwikkeling</li> <li>- Vergunningverlening</li> <li>- Controle en handhaving</li> <li>- Monitoring en opvolging</li> </ul>
<b>Welvaartsverlies/-winst</b>	Correctie voor prijs- en volume-aanpassingen op de markt waar de milieumaatregel geïmplementeerd wordt.
<b>Indirecte kosten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Wijziging marktstructuur</li> <li>- Verandering arbeids- en kapitaalproductiviteit</li> <li>- Uitstel van investeringen en innovatie</li> <li>- Verslechtering productkwaliteit</li> <li>- Correctie voor prijs- en volume-aanpassingen op gerelateerde markten</li> </ul>
<b>Milieuschadepkosten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Monetarisering negatieve milieu-effecten</li> <li>- Negatieve kosten: monetarisering positieve milieu-effecten</li> </ul>

<sup>15</sup> Van Humbeek et al., 2001; Ochelen, 2000b; SERV, 1996; EPA, 2000; DG Environment, 1999.

### **a**      *Directe kosten doelgroepen*

De directe kosten voor degene die de milieumaatregel implementeert, hebben vooreerst betrekking op de aankoop, installatie en operationalisering van nieuwe emissiereductietechnieken. Daarnaast brengt ook de verandering van het productieproces en het gebruik van andere inputs of een andere combinatie van inputs kosten met zich.

De implementatie van een milieumaatregel kan bijkomend directe kosten genereren als gevolg van het tijdelijk stilleggen of vertragen van het productieproces (bijvoorbeeld arbeiders die niet onmiddellijk ingezet kunnen worden), alsook kosten voor vervroegde vervanging van investeringen (cf. infra). Ook bijkomende kosten zoals informatiekosten, administratieve kosten, juridische procedurekosten, kosten voor bijscholing personeel en dergelijke dienen hierbij beschouwd te worden.

De directe kosten kunnen tevens negatief zijn: de implementatie van een milieumaatregel genereert opbrengsten, zoals extra opbrengsten uit de verkoop van restproducten en bijproducten of besparingen zoals de reductie van het grondstofverbruik of de reductie van de afvalverwerkingskosten door hergebruik.

### **b**      *Milieubeleidskosten overheid*

Naast de directe kosten, verbonden aan het implementeren van milieumaatregelen door de overheid (bijvoorbeeld investering in RWZI), zijn er ook de milieubeleidskosten voor de overheid. Dit zijn de kosten die de overheid moet dragen voor de uitvoering van het milieubeleid. Meer concreet betreft het de kosten gekoppeld aan bijvoorbeeld voorbereiding, vergunningverlening, controle, handhaving en opvolging.

### **c**      *Welvaartsverlies*

In principe moet niet enkel rekening gehouden worden met de kost van de inzet van middelen die met de implementatie van de milieumaatregel gepaard gaat. Eveneens moet het effect op het productie- en consumptieniveau en het gerelateerde verlies aan welvaart (voor producent én consument) in rekening gebracht worden.

Deze kostencategorie is moeilijk correct en betrouwbaar in te schatten. Het effect op het productie- en consumptieniveau kan geraamd worden met behulp van een statisch partieel evenwichtskader dat de verwachte prijs- en volume-effecten simuleert. Een partieel evenwichtsmodel vereist een goede inschatting van de vraag- en aanbodfuncties. Dergelijke inschatting is niet altijd evident en vereist zelfs bij bestaande modellen dat belangrijke hypothesen gemaakt worden (Eyckmans, 2001).

In bijlage 9 wordt de inschatting van het netto-welvaartsverlies voor de verschillende types van milieumaatregelen nader toegelicht.

### *d*      **Indirecte kosten**

De algemene evenwichtseffecten betreffen de impact van het milieubeleid in een bepaalde markt of sector op andere (afgeleide) markten of sectoren<sup>16</sup>. Dergelijke impact kan met behulp van een algemeen evenwichtsmodel in rekening gebracht worden. Tevens omvatten de indirecte effecten, de effecten van het milieubeleid op de kwaliteit van de producten, de productiviteit, de arbeidsorganisatie, de innovatie en de marktstructuur (bijvoorbeeld monopolievorming).

Echter, een aantal indirecte effecten zijn in de praktijk moeilijk monetariseerbaar zodat alleen een kwalitatieve beoordeling mogelijk is.

### *e*      **Milieuschadekosten**

Milieumaatregelen worden per definitie genomen om negatieve milieu-effecten te reduceren of te voorkomen. Op die manier worden milieubaten (cf. infra) gerealiseerd die kunnen beschouwd worden als een opbrengst voor de maatschappij (of een negatieve milieuschadekost). Indien de milieubaten negatief zijn (bijvoorbeeld een driewegkatalysator reduceert de NO<sub>x</sub>-emissies maar verhoogt de emissies van N<sub>2</sub>O), veroorzaakt de implementatie van milieumaatregelen een additionele milieuschadekost voor de maatschappij.

## **2.2.2 Private en maatschappelijke kosten**

Bij de berekening van de milieukosten is het belangrijk te bepalen vanuit welk standpunt de kosten berekend worden: vanuit het standpunt van de doelgroep die de milieumaatregelen neemt (privaat) of vanuit het standpunt van de maatschappij in totaliteit (maatschappelijk).

Voor de overheid is het interessant, voor het afwegen van milieubeleidsopties, om niet alleen inzicht te hebben in de private kosten, maar ook in de maatschappelijke. Voor de Vlaamse overheid, bijvoorbeeld, is informatie over maatschappelijke kosten essentieel om de emissiereductie-inspanningen in het kader van het Protocol van Göteborg over de sectoren in Vlaanderen te verdelen<sup>17</sup>. Maatschappelijke kosten zijn echter complexer om correct in kaart te brengen.

### *a*      **Private kosten**

De *private kost* is de kost vanuit het standpunt van degene die een milieumaatregel neemt (of moet nemen). Bij de berekening van de private kosten moeten de belastingen (bijvoorbeeld BTW op de aankoop van zonnepanelen door een gezin<sup>18</sup>) en subsidies of andere toelagen (bijvoorbeeld verhoogde investeringsaftrek voor een bedrijf) in rekening gebracht worden.

---

<sup>16</sup> **Bijvoorbeeld:** door de implementatie van een emissiereducerende maatregel neemt de vraag naar een bepaalde grondstof af. De implementatie van de maatregel heeft een indirect effect op de opbrengsten van de leverancier van die grondstof.

<sup>17</sup> Ook in het RAINS-model (Regional Air Pollution Information and Simulation Model) worden maatschappelijke kosten van milieumaatregelen in rekening gebracht om, bijvoorbeeld, vooropgestelde emissiereductie-inspanningen op een kosteneffectieve manier tussen de lidstaten van de Europese Unie te verdelen (bijvoorbeeld in het kader van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima).

<sup>18</sup> De BTW op aankopen door bedrijven wordt niet in rekening gebracht aangezien de belastingen op de toegevoegde waarde slechts een boekhoudkundige post is (cf. infra).

### ***b*** ***Maatschappelijke kosten***

De *maatschappelijke kost* is de kost vanuit het standpunt van de maatschappij in zijn totaliteit. De maatschappelijke kost stemt overeen met de totale kost van de implementatie van het milieubeleid en de milieumaatregelen die door de maatschappij gedragen wordt.

De maatschappelijke kost is per definitie de opportuïteitskost<sup>19</sup> (of economische kost) voor de maatschappij ten gevolge van de implementatie van het milieubeleid en de milieumaatregelen. De opportuïteitskost kan ook gedefinieerd worden als de waarde van de best mogelijke alternatieve aanwending van de middelen.

In bepaalde gevallen geeft de private kost een goede inschatting van de maatschappelijke kost van een milieumaatregel. De uitgaven door een bedrijf voor de aankoop en operationalisering van een emissiereductietechniek geven bijvoorbeeld een eerste indicatie van de waarde voor de samenleving van de middelen die aangewend worden. Immers, de marktprijs van de emissiereductietechniek reflecteert de hoeveelheid arbeid, kapitaal en energie die vereist is om de techniek te produceren<sup>20</sup>.

De maatschappelijke kosten zouden in principe kunnen berekend worden door de private kosten van de verschillende doelgroepen op te tellen. Er zijn echter een aantal correcties nodig. In wat volgt worden deze nader toegelicht.

#### (a) Belastingen en subsidies

Belastingen en subsidies maken geen deel uit van de maatschappelijke kosten maar zijn enkel *transfers* tussen de overheid en de doelgroepen. Ze worden bijgevolg *niet* in de berekening van de maatschappelijke kosten opgenomen.

#### (b) Maatschappelijke discontovoet

Bij de annuïteitenberekening en de verdiscontering wordt de maatschappelijke in plaats van de private discontovoet gebruikt. De private discontovoet is hoger dan de maatschappelijke (cf. infra).

#### (c) Schaduw prijzen

Bij perfect werkende markten (d.i. volmaakte mededinging, geen externe kosten, geen overheidsingrepen) zijn de marktprijzen van goederen en diensten een goede weergave van de maatschappelijke kost van deze goederen en diensten. Indien de marktprijzen omwille van marktverstoringen de maatschappelijke waarde van de milieumaatregel niet correct weergeven of indien er geen marktprijs is, kan met

---

<sup>19</sup> Opportuïteitskost is een fundamenteel begrip in de economische wetenschap. De invalshoek is immers “beslissen is kiezen en kiezen is verliezen”: de keuze voor één bepaalde aanwending van de beschikbare middelen impliceert een opoffering van de andere mogelijke aanwendingen. De econoom tracht antwoord te geven op de vraag hoe de schaarse middelen het best worden aangewend om de behoeften van de economische agenten zo goed mogelijk te bevredigen (Berlage et al., 1997).

<sup>20</sup> Indien uitgegaan wordt van een perfect competitieve markt.



zogenaamde *schaduw prijzen* gerekend worden. Voor de maatschappelijke kostprijsberekening worden dan de schaduw prijzen gebruikt in plaats van de marktprijzen.

### Bijvoorbeeld: arbeidskost

Stel dat de implementatie van een milieumaatregel één voltijdse arbeidskracht vergt. De personeelskost hiervan wordt bij de berekening van de private kost tegen het gangbare loon gewaardeerd. Indien deze arbeidskracht zonder implementatie van de maatregel niet-productief (werkloos) zou zijn, wordt de maatschappelijke arbeidskost in feite overschat. De schaduw prijs van de arbeid kan berekend worden als het verschil tussen het brutoloon en de werkloosheidsvergoeding die uitgekeerd wordt indien de maatregel niet geïmplementeerd wordt.

### **2.2.3 Directe –indirecte kosten<sup>21</sup>**

Het onderscheid tussen directe en indirecte kosten is vaak niet zo eenvoudig. In de literatuur zijn meerdere invullingen terug te vinden. Hier wordt getracht het onderscheid eenduidig aan te geven.

De *directe kosten* zijn de rechtstreekse kosten van de milieumaatregelen. In paragraaf 2.2.1a. vindt men een aantal voorbeelden terug.

De *indirecte kosten* omvatten zowel de kosten verbonden aan algemene evenwichtseffecten als aan andere indirecte effecten (bijvoorbeeld de kwaliteit van de producten, de productiviteit, de arbeidsorganisatie, de innovatie en de marktstructuur).

### **2.2.4 Impliciete – expliciete kosten<sup>22</sup>**

*Expliciete of materiële milieukosten* gaan met reële geldstromen gepaard (of “out of pocket costs”), zoals de kapitaalkosten en de operationele kosten van een milieumaatregel (cf. infra), maar ook de administratieve kosten, opvolgingskosten en sanctiekosten verbonden aan de uitvoering van het milieubeleid.

*Impliciete milieukosten* gaan niet gepaard met geldstromen, maar geven een waardering voor de niet-monetaire, negatieve effecten van het milieubeleid die de maatschappelijke welvaart reduceren zoals bijvoorbeeld comfortverlies, extra onzekerheid. Impliciete milieukosten zijn in de praktijk vaak moeilijk in te schatten en te monetariseren.

---

<sup>21</sup> DG Environment, 1999; Ochelen, 2000b; SERV, 1996.

<sup>22</sup> VROM, 1998; DG Environment, 1999; Callan et al., 2000.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

#### ***Private en maatschappelijke kosten***

Het Milieukostenmodel berekent zowel de private als de maatschappelijke kosten van milieumaatregelen. De basisberekening is dezelfde: de som van de investeringsuitgaven, omgerekend naar jaarlijkse kapitaalkosten, en de operationele kosten, ten opzichte van een bepaalde referentiesituatie (cf. infra). Volgende verschilpunten moeten, naargelang het standpunt dat ingenomen wordt, in acht genomen worden.

#### (a) Belastingen en subsidies

Belastingen en subsidies worden niet opgenomen in de berekening van de maatschappelijke kosten.

Bij de berekening van de private kosten worden belastingen en subsidies in principe wel in rekening gebracht. Belangrijke uitzondering hierbij zijn de milieubelastingen en milieusubsidies die in Vlaanderen worden toegepast en die rechtstreeks te maken hebben met de beschouwde milieumaatregel. Zoals reeds aangehaald (cf. 2.1.4), worden de milieubeleidsinstrumenten, die tot de bevoegdheid van de Vlaamse overheid behoren, op termijn als beslissingsvariabelen in het Milieukostenmodel opgenomen en kunnen ze dus beter niet de facto in de berekening van de private kosten worden opgenomen.

Bijvoorbeeld: het rekenalgoritme berekent de private kosten van milieumaatregelen om de emissies van SO<sub>x</sub> te reduceren. De milieusubsidies die betrekking hebben op de pollutant SO<sub>x</sub> worden afzonderlijk geïnventariseerd en niet als een besparing in mindering gebracht. Milieusubsidies en milieuheffingen op afvalstoffen, die een nevenproduct zijn van de emissiereductietechniek, worden wel in rekening gebracht.

#### (b) Discontovoet

Voor de omrekening van een eenmalige investeringskost naar een jaarlijkse kost en voor de berekening van de actuele waarde van toekomstige kosten wordt een maatschappelijke discontovoet van 5 % en een private discontovoet van 10 % gehanteerd (cf. infra).

#### (c) Schaduw prijzen

Indien voldoende informatie beschikbaar is om marktverstoringen te monetariseren, worden bij de berekening van de maatschappelijke kost schaduw prijzen gehanteerd.

#### (d) Milieuschadetekosten

Voor alle milieumaatregelen worden de positieve en negatieve milieueffecten zo volledig mogelijk opgenomen in de databank van het Milieukostenmodel. Een milieumaatregel A leidt bijvoorbeeld tot een emissiereductie van 40% SO<sub>x</sub>, van 30% PM10, maar tot een verhoging van de CO<sub>2</sub>-uitstoot met 5%. De milieumaatregel genereert eveneens 0,2 ton gevaarlijk afval per jaar.

Afhankelijk van de doelfunctie gaat het rekenalgoritme van het Milieukostenmodel op verschillende manieren om met deze milieu-effecten.

Stel dat de reductie van  $SO_x$  met  $x$  ton als emissiereductiedoelstelling vooropgesteld wordt, dan is het wenselijk om de andere milieueffecten te monetariseren en op te nemen als milieubaten (positieve milieu-effecten) of milieuschadeposten (negatieve milieu-effecten). Dit is nodig omdat er bijvoorbeeld een milieumaatregel B bestaat die evenveel kost als milieumaatregel A, maar die geen effect heeft op de uitstoot van PM10. Een vergelijking van de twee milieumaatregelen enkel en alleen op basis van het milieu-effect op  $SO_x$  is onvolledig.

Het Milieukostenmodel biedt tevens de mogelijkheid om een emissiereductiedoelstelling voor meerdere pollutanten tegelijkertijd voorop te stellen: reductie van  $SO_x$  met  $x$  ton en de reductie van PM10 met  $y$  ton, in dit geval is het niet nodig de effecten op  $SO_x$  en PM10 te monetariseren, het zijn namelijk de beoogde milieu-effecten. Het Milieukostenmodel selecteert die milieumaatregel (of combinatie van milieumaatregelen) die de vooropgestelde emissiereductiedoelstellingen tegen de laagste kost kan realiseren. In dit voorbeeld blijft het wel interessant om de neveneffecten op  $CO_2$  en de afvalproductie in geldtermen uit te drukken en mee te verrekenen in de kosten. De monetarisering van  $CO_2$  stelt niet meteen problemen (hierover bestaat veel literatuur) maar is minder evident voor afval. Niettemin is het nuttig om de afvalproductie in fysieke termen op te nemen. Het Milieukostenmodel kan op die manier voor elke oplossing steeds een overzicht geven van de milieu-effecten in fysieke termen.

### (e) Welvaartsverlies

Zoals reeds eerder aangegeven werd, berekent het Milieukostenmodel in eerste instantie de kosten van technische milieumaatregelen, in de veronderstelling van een constant productievolume. Indien voldoende informatie beschikbaar is en het effect op de vraag- en aanbodcurve relevant is, wordt het welvaartsverlies door het rekenalgoritme van het Milieukostenmodel in rekening gebracht (zowel bij de private als bij de maatschappelijke kostprijsberekening).

Dezelfde veronderstelling kan gemaakt worden met betrekking tot de volumemaatregelen: indien voldoende informatie beschikbaar is, kunnen de gegevens van een louter technische analyse met volumemaatregelen gecombineerd worden in een partieel evenwichtsmodel.

### (f) Milieubeleidskosten overheid

De milieubeleidskosten van de overheid die samengaan met de implementatie van de milieubeleidsinstrumenten (bijvoorbeeld administratieve, controle- en handavingskosten) worden niet in rekening gebracht (cf. infra).

### (g) Indirecte kosten

Het Milieukostenmodel brengt in eerste instantie de algemene evenwichtseffecten en de andere indirecte effecten niet in rekening, tenzij dit onontbeerlijk zou zijn en er voldoende informatie beschikbaar is (zowel bij de private als bij de maatschappelijke kostprijsberekening).

### Impliciete – expliciete kosten

In het Milieukostenmodel worden in de eerste plaats de *materiële* kosten bestudeerd. Impliciete kosten worden slechts in het model opgenomen indien ze een substantiële rol spelen bij de beslissing om een milieumaatregel al dan niet te implementeren en indien ze met voldoende betrouwbaarheid kunnen ingeschat worden.

## 2.3 Milieubaten<sup>23</sup>

In voorliggende paragraaf wordt het begrip *milieubaten* gedefinieerd en gewaardeerd. Tevens wordt aangegeven in welke context informatie met betrekking tot milieubaten nuttig kan zijn.

### 2.3.1 Soorten milieubaten

Zoals reeds aangegeven (cf. 2.1.4), voert de overheid een milieubeleid om de maatschappelijk ongewenste gevolgen van milieuverstoring te voorkomen en te bestrijden. Milieumaatregelen worden geïmplementeerd, al dan niet als reactie op dit beleid, en vereisen veelal economische middelen. De uitvoering van het milieubeleid en de implementatie van milieumaatregelen om het ontstaan van milieuschade te voorkomen, te reduceren of te herstellen, brengen aldus *kosten* met zich. *Milieubaten* zijn de positieve effecten als gevolg van het gevoerde milieubeleid en van de geïmplementeerde milieumaatregelen.

Onder milieubaten worden de positieve effecten op ecosystemen, de menselijke gezondheid, de leefomgeving, landschappen, materialen en infrastructuur, e.d. alsook esthetische effecten begrepen. Tot de milieubaten behoren tevens de effecten op sociaal-economisch vlak (bijvoorbeeld effecten op landbouwopbrengsten, recreatie, waterwinning), indien deze effecten het rechtstreekse gevolg zijn van het behoud of de verbetering van de milieukwaliteit. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de belangrijkste soorten milieubaten.

Tabel 3: Soorten milieubaten en voorbeelden

Bron: Van Humbeeck, 2001

Soorten baten	Voorbeelden
<i>Menselijke gezondheid en welzijn</i>	
Mortaliteit	Vermindering risico op vroegtijdig overlijden als gevolg van kanker
Morbiditeit	Vermindering van het risico op kanker
Leefbaarheid	Smaak, geur, geluid

<sup>23</sup> Ochelen, 2000b; SERV, 1996; Proost et al., 2001a; Proost et al., 2001b; Callan et al., 2000; Van Humbeeck, 2001.

<i>Ecologische baten</i>	
Vermarktbaar producten	Voorziening van water
Niet-vermarktbaar producten: recreatie en esthetiek	Voorziening van recreatieve mogelijkheden
Indirect vermarktbaar producten: ecosysteem diensten	Matiging van het aantal overstromingen
Niet-gebruik van milieugoederen: bestaans- en optiewaarde	(Voort)bestaan van walvissen
<i>Vermeden materiaalschade</i>	
Vermarktbaar producten	Vermindering kosten onderhoud gebouwen
Niet-vermarktbaar producten	Vermeden esthetische schade door aantasting van gebouwen
<i>Landbouw</i>	Vermindering opbrengstverliezen

### 2.3.2 Waardering van milieubaten

Milieubaten kunnen op verschillende manieren uitgedrukt worden: als vermeden emissies (bijvoorbeeld emissiereductie van 10 ton SO<sub>2</sub>), toename van milieukwaliteit (bijvoorbeeld 25% daling ammoniumgehalte in een waterloop in 5 jaar), vermindering van milieu- en gezondheidsrisico's of in monetaire termen.

Het uitdrukken in monetaire termen of monetariseren van milieubaten (of negatieve milieuschadecosten) is voor economen een aantrekkelijk perspectief. Het laat immers toe om de baten af te wegen ten opzichte van de kosten, of om de omvang van verschillende baten onderling te vergelijken.

In de praktijk is de monetarisering of *economische waardering* van milieubaten niet zo eenvoudig. In beginsel wordt getracht de *betalingsbereidheid* van individuen in te schatten. De betalingsbereidheid van een individu is het bedrag dat hij/zij wilt betalen om bepaalde negatieve milieu-effecten te vermijden of bepaalde positieve milieu-effecten te bekomen ("willingness to pay"), of het bedrag dat hij/zij wilt ontvangen om een bijkomende milieuverstoring te aanvaarden ("willingness to accept").

Bij de evaluatie van de bereidheid tot betalen wordt de waardering van de individuen niet beperkt tot de direct meetbare economische gevolgen. De waarde van milieu en natuur omvat ook andere componenten:

- (a) *Gebruikswaarde*: de waarde verkregen door het eigenlijke, fysieke gebruik van het milieugoed (bijvoorbeeld recreatie) of indirect verkregen uit ecosysteemfuncties die de natuur vervult (bijvoorbeeld grondwaterreservoir).
- (b) *Optiewaarde*: de potentiële baten die het milieugoed in de toekomst (ook voor toekomstige generaties) kan opleveren.
- (c) *Bestaanswaarde*: de intrinsieke waarde dat een milieugoed heeft, los van het daadwerkelijke of potentieel gebruik.

Voor de economische waardering van een aantal milieubaten kan men zich baseren op de marktprijs, zoals bijvoorbeeld het verlies van landbouwopbrengsten of kosten voor herstel of onderhoud van gebouwen. In de meeste gevallen zijn milieugoederen een *publiek* goed en bestaat er geen marktprijs of geeft de markt geen goed beeld van de waarde die de maatschappij eraan hecht. Er bestaan verschil-

lende waarderingstechnieken<sup>24</sup> om deze milieugoederen te monetariseren – voor achtergrondinformatie wordt verwezen naar gespecialiseerde literatuur (cf. bijlage 10).

### 2.3.3 Gebruik van informatie over milieubaten

Informatie over milieubaten is nuttig om het maatschappelijk overleg over het milieubeleid te onderbouwen, milieubeleidsdoelstellingen vast te leggen en het milieubeleid te evalueren. Interessant hierbij is het vergelijken van milieubaten met milieukosten, door middel van kosteneffectiviteitsanalyses en kosten-batenanalyses.

Met behulp van een *kosteneffectiviteitsanalyse* (KE) worden milieumaatregelen afgewogen op basis van hun kosteneffectiviteit of de kost om een bijkomende eenheid milieuvoordeel te realiseren. Hierbij worden milieubaten uitgedrukt als vermeden emissies of emissiereducties. Een *kosten-batenanalyse* (KBA) brengt de milieukosten en de monetaire milieubaten van een reductiemaatregel in kaart. Met behulp van een KBA kan het optimale milieubeleid (of allocatief-efficiënt milieubeleid) bepaald worden<sup>25</sup>.

#### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Het Milieukostenmodel is op de eerste plaats een instrument om de meest kosteneffectieve emissiereductie-inspanningen te bepalen. Het model spitst zich dan ook toe op de *kosten en de milieu-effecten* van milieumaatregelen.

In het Milieukostenmodel worden alle milieu-effecten van een milieumaatregel in acht genomen. De *milieu-effecten* waarvoor een *emissiereductiedoelstelling* wordt vooropgesteld, worden *niet in monetaire termen* uitgedrukt, wel als de hoeveelheid emissiereductie die met een bepaalde milieumaatregel kan gerealiseerd worden.

De *milieu-effecten* waarvoor *geen* emissiereductiedoelstelling wordt vooropgesteld, worden bij voorkeur in monetaire termen uitgedrukt en bij de maatschappelijke kosten geteld (d.i. kostenverhogend voor negatieve milieu-effecten, kostenverlagend voor positieve milieu-effecten). Indien monetaire waardering niet mogelijk is, worden deze milieu-effecten in fysieke hoeveelheden uitgedrukt (bijvoorbeeld x ton SO<sub>x</sub>).

---

<sup>24</sup> Waarderingsmethodes: “control costs”-methode en “impact pathway”-methode (van der Woerd et al., 2000); “stated preferences (contingent valuation)” en “revealed preferences” (hedonische prijzen, reiskosten) (Proost et al., 2001a); “physical linkage”-benadering (schadefunctie), “behavioral linkage”-benadering (bijvoorbeeld reiskosten, hedonische prijzen) (Callan et al., 2000); In “MIRA-S 2000, Gevolgen voor de economie” (<http://www.vmm.be/>) vindt men een aantal praktische toepassingen terug van economische waardering van milieubaten.

<sup>25</sup> Het optimale emissieniveau is het niveau waar de marginale kost (extra kost van een bijkomende eenheid emissiereductie) gelijk is aan de marginale baat (extra opbrengst van een bijkomende eenheid emissiereductie).



## HOOFDSTUK 3: KOSTEN MILIEUMAATREGELEN - METHODIEK

In hoofdstuk 3 wordt de methodiek nader toegelicht die in het Milieukostenmodel gebruikt wordt om de totale jaarlijkse kosten van milieumaatregelen te berekenen.

### 3.1 ‘Ex ante’ en ‘ex post’ benadering

De milieukosten worden berekend ten opzichte van een referentiesituatie of referentiepunt. De *ex ante benadering* neemt het huidige emissieniveau als referentiepunt en is meer aangewezen om het toekomstig beleid richting te geven. De *ex post benadering* daarentegen neemt het niveau van de initiële emissies (d.i. voordat enige emissiereductiemaatregel geïmplementeerd werd) als referentiepunt en is meer aangewezen om het gevoerde beleid te evalueren.

Indien de initiële emissies als referentiepunt gelden, wordt verondersteld dat er nog geen emissiereductiemaatregelen geïmplementeerd zijn. Om de initiële emissies in te schatten moet men uitgaan van de actuele emissies en vervolgens ‘terugrekenen’ op basis van het actuele emissiereductiepotentieel van de reeds geïmplementeerde milieumaatregelen:

$$\text{Initiële emissies} = \frac{\text{vuilvracht op tijdstip NU}}{(1 - \text{totaal reductie\% op tijdstip NU})}$$

#### ***Toepassing Milieukostenmodel***

##### *Benadering*

In het Milieukostenmodel wordt geopteerd voor de *ex ante benadering*. Het model heeft immers als doel om aan het toekomstige beleid richting te geven en niet om het milieubeleid uit het verleden te evalueren. De mogelijkheid van versoepeling van het milieubeleid uit het verleden wordt niet in het Milieukostenmodel opgenomen.

Wel is de inventarisatie van reeds geïmplementeerde milieumaatregelen nodig om na te gaan welke maatregelen nog bijkomend kunnen genomen worden.

##### *Referentiepunt*

Het Milieukostenmodel is een comparatief-statisch model met het *jaar 2000* als *referentiepunt* en het jaar 2010 als zichtjaar. Indien de technisch-economische karakteristieken van de milieumaatregelen en de emissiegegevens niet voor het referentiejaar beschikbaar zijn, worden deze gegevens naar het jaar 2000 omgerekend. De investeringsuitgaven en de netto-operationele kosten worden in constante prijzen van het jaar 2000 uitgedrukt (cf. infra).



## 3.2 Berekening jaarlijkse milieukosten<sup>26</sup>: annuïteiten

### 3.2.1 Verdiscontering – actuele waarde

Om de kosten van milieumaatregelen te kunnen vergelijken, is het aangewezen alle kosten die deze maatregelen met zich brengen samen te tellen. De investeringsuitgaven en de operationele uitgaven van een milieumaatregel doen zich voor op verschillende momenten in de tijd zodat de tijdswaarde van geld in rekening gebracht moet worden: €1 vandaag is “meer waard” dan €1 in de toekomst. Het omrekenen van een kost in de toekomst naar een referentietijdstip wordt *verdisconteren* genoemd. Daartoe wordt een rentevoet of discontovoet gebruikt. De waarde die resulteert na verdiscontering wordt de *actuele waarde* genoemd.

**Actuele waarde, AW**, van kost  $K_n$  op moment  $n$  bij een discontovoet  $r$ :

$$AW = \frac{K_n}{(1+r)^n}$$

Of voor een reeks van kosten:

$$AW = \sum_t \left[ \frac{K_t}{(1+r)^t} \right]$$

Met:

$t$ : van 0 tot  $n$

Om alternatieve investeringsprojecten te evalueren en te vergelijken, wordt klassiek gebruik gemaakt van de “Netto actuele waarde (NAW)”-methode<sup>27</sup>. De NAW wordt berekend door de toekomstige netto-opbrengsten van het project te verdisconteren, op te tellen over de ganse levensduur en er de initiële investeringsuitgaven van af te trekken. Als beslissingsvuistregel geldt dat het project uitgevoerd wordt indien de NAW positief is. Indien meerdere alternatieve projecten een positieve NAW hebben, wordt het project uitgevoerd met de hoogste NAW.

**Netto actuele waarde, NAW:**

$$NAW = \sum_t \frac{O_t}{(1+r)^t} - I_0$$

Met:

$O_t$  : netto-opbrengst in jaar  $t$

$I_0$  : investeringsuitgave in jaar 0

<sup>26</sup> Ochelen, 2000b; DG Environment, 1999; Vercaemst, 2001; Bierman et al., 1993; Thewys, 2002; Proost, 2001a.

<sup>27</sup> Andere evaluatiecriteria zijn de terugverdientijd (pay-back) en interne opbrengstvoet (internal rate of return).



### 3.2.2 Annuïteiten

Investeringsen gaan bij aanvang typisch gepaard met de uitgave van een groot bedrag. Om de last van deze uitgave boekhoudkundig te spreiden over de levensduur wordt de investering afgeschreven. Er bestaan hiervoor verschillende methodes zoals bijvoorbeeld lineaire afschrijvingen of annuïteiten. In wat volgt, wordt de *annuïteitenberekening* nader toegelicht: de som van de afschrijvingen en de rentekost wordt als een constant bedrag over de levensduur van de milieumaatregel beschouwd.

Om de éénmalige investeringsuitgaven en jaarlijkse operationele uitgaven te kunnen optellen, moeten de investeringsuitgaven op jaarbasis uitgedrukt worden. De jaarlijkse kost wordt berekend door de actuele waarde van de totale uitgavenstroom<sup>28</sup> (investeringsen, operationele kosten en besparingen/opbrengsten) over de levensduur van de milieumaatregel met een *annuïteitenfactor* te vermenigvuldigen. Onderstaande formules geven aan hoe de totale jaarlijkse kosten kunnen berekend worden.

Omrekening van actuele waarde naar **totale jaarlijkse kosten**:

$$\left[ \sum_{t=0}^n \frac{(I_t + OK_t)}{(1+r)^t} \right] \cdot \left[ \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

Met:

- $I_t$  = totale investeringsbedrag in periode t
- $OK_t$  = netto-operationele kosten of operationele kosten verminderd met opbrengsten
- r = reële rentevoet
- n = geschatte economische levensduur van de milieumaatregel in jaren

Indien de netto-operationele kost OK constant is in de tijd, hoeft enkel de investeringsuitgave ( $I_0$ ) naar een jaarlijkse kost omgerekend te worden:

$$I_0 \left[ \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OK$$

Voornoemde methodiek laat ook toe verschillende ontwikkelingen in rekening te brengen, zoals:

- Tijdsfad van invoering van de milieumaatregel: de kost van een milieumaatregel die onmiddellijk ingevoerd wordt, kan verschillen van de kost van een maatregel die gradueel geïmplementeerd wordt.
- Technologische ontwikkelingen: de eenheidskosten (zowel investeringskosten als netto-operationele kosten) van een milieumaatregel kunnen als gevolg van technologische ontwikkeling veranderen (cf. bijlage 11).

<sup>28</sup> Kost  $K_n$  uit de formule voor de berekening van de actuele waarde wordt vervangen door de totale uitgavenstroom.

- Verandering jaarlijkse operationele kosten in de tijd, bijvoorbeeld: de onderhoudskosten voor een oudere milieumaatregel zijn hoger dan voor een nieuwe maatregel.

### *Toepassing Milieukostenmodel*

Door het Milieukostenmodel worden de *jaarlijkse kosten* van milieumaatregelen berekend met behulp van *annuïteiten*. Deze benadering laat toe om de jaarlijkse kosten te vergelijken met niet-gemonetariseerde, jaarlijkse baten (bijvoorbeeld gerealiseerde emissiereductie). Door de jaarlijkse kosten te delen door de jaarlijkse baten (gerealiseerde emissiereductie) kan de kosteneffectiviteit van een milieumaatregel bepaald worden.

Het Milieukostenmodel is een comparatief-statisch model met het jaar 2000 als referentiejaar en het jaar 2010 als zichtjaar: de milieukosten en milieu-effecten worden berekend voor het nieuwe evenwicht in het jaar 2010. Er wordt bijgevolg (impliciet) verondersteld dat de implementatie van milieumaatregelen in 2010 plaatsvindt, tenzij anders aangegeven. Bijgevolg wordt het *tijdspad van invoering* van de milieumaatregel, de *verandering* van de jaarlijkse *operationele kosten*, het *effect* van *technologische ontwikkeling* niet in rekening gebracht.

### 3.3 Nominale en reële prijzen

De investeringsuitgaven en netto-operationele kosten (cf. infra) kunnen uitgedrukt worden in nominale of in reële prijzen. Bedragen in lopende prijzen worden *nominale prijzen* genoemd. Bedragen uitgedrukt in prijzen van één bepaald basisjaar, d.i. door de inflatie in rekening te brengen, worden reële bedragen genoemd of bedragen tegen *constante prijzen*.

Een directe vergelijking, bijvoorbeeld, van een maatregel, gewaardeerd tegen prijzen van 1998, met een maatregel, gewaardeerd tegen prijzen van 2000, zou een vertekend beeld geven. Om de kosten van milieumaatregelen met elkaar te kunnen vergelijken, kunnen de bedragen omgerekend worden naar prijzen van een specifiek referentiejaar (Vercaemst, 2001):

$$\text{Nominale prijs}_{2000} = \text{nominale prijs}_{1998} \times (\text{CPI}_{2000}^{29} / \text{CPI}_{1998})$$

De nominale prijzen van het basisjaar 2000 moeten nog voor inflatie gecorrigeerd worden:

$$\text{Reële prijs}_{2000} = \text{nominale prijs}_{2000} \times (\text{deflator}_{1998} / \text{deflator}_{2000})$$

---

<sup>29</sup> CPI of consumentenprijsindex drukt het gewogen gemiddelde van prijzen in een gegeven jaar uit als een percentage van de prijzen in een basisjaar.

### Vereenvoudigd voorbeeld

Uit gegevens van 1998 blijkt dat door een bepaalde maatregel 400 kWh elektriciteit kan bespaard worden. De opbrengst hiervan was €40 in 1998, met name  $400 \text{ kWh} \times €0,1$  per kWh.

De nominale prijs van deze besparing in 2002:

$$€49,4 = €40 \times (105/85)$$

De reële prijs in 2002:

$$€41,2 = €49,4 \times (100/120)$$

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

In het Milieukostenmodel worden de investeringsuitgaven en de netto-operationele kosten uitgedrukt in *reële prijzen* van het referentiejaar 2000.

## **3.4 Economische levensduur<sup>30</sup> (n)**

De *economische levensduur* van een investering is het aantal jaren dat de maatregel in zijn oorspronkelijke vorm operationeel blijft. De economische levensduur kan verschillen van de boekhoudkundige levensduur of de technische levensduur van de milieumaatregel.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Indien voor de milieumaatregel geen specifieke levensduur kan gedefinieerd worden, wordt voor het *elektromechanische onderdeel* van de investering *10 jaar* en voor het *bouwkundige onderdeel* van de investering *20 jaar* als levensduur gebruikt.

Indien voor de milieumaatregel geen specifieke levensduur kan gedefinieerd worden en *geen onderscheid* gemaakt kan worden tussen het bouwkundige deel en het elektromechanische deel van de investering, wordt een *economische levensduur* van *15 jaar* aangenomen.

## **3.5 Reële rentevoet<sup>31</sup> (r)**

---

<sup>30</sup> Bogaert et al., 2000.

<sup>31</sup> Ochelen, 2000b; Bogaert et al., 2000; Bierman et al., 1993; Thewys, 2002.

Zoals reeds aangegeven, wordt een *disconto- of rentevoet*  $r$  gebruikt om de actuele waarde te berekenen van een toekomstige kost of om de annuïteit te berekenen van een éénmalige uitgave. Aangezien de prijzen uitgedrukt worden in reële termen (cf. 3.3), wordt de *reële* rentevoet gebruikt. De keuze van de geschikte disconto- of rentevoet voor beleidsevaluatie is een onderwerp waarover in de literatuur uiteenlopende opvattingen terug te vinden zijn.

De keuze van een rentevoet kan een aanzienlijke invloed hebben op het resultaat van de berekeningen: hoe hoger de rentevoet, hoe meer waarde aan het heden gehecht wordt en dus minder aan de toekomst. De huidige waarde bijvoorbeeld van €1 000 over 10 jaar is bij een rentevoet van 5% €614 en bij een rentevoet van 10% nog slechts €385.

In een “theoretische” markteconomie, zonder onzekerheid en zonder belastingen, stelt het probleem van de keuze van de rentevoet zich niet. De rentevoet op de markt is er gelijk aan zowel de marginale opbrengstvoet van investeringen (d.i. de return op een bijkomende investering) in de private sector, als aan de marginale interestvoet van consumptie (d.i. het tarief waarvoor individuele consumenten consumptie vandaag willen inruilen voor consumptie in de toekomst<sup>32</sup>).

De realiteit wordt uiteraard wel gekenmerkt door onzekerheid en het bestaan van belastingen, die maken dat er een verschil bestaat tussen de return op investeringen en de interestvoet van consumptie. De return op investeringen ligt in de buurt van 10%, de rentevoet van consumptie tussen de 0% en 5%.

#### ***Toepassing Milieukostenmodel***

In het Milieukostenmodel wordt gebruik gemaakt van de *private* en de *maatschappelijke rentevoet*, om inzicht te krijgen in respectievelijk de private en de maatschappelijke kosten.

#### **3.5.1 Private (reële) rentevoet**

Voor de berekening van de private kosten wordt gebruik gemaakt van de private (reële) discontovoet. In de Nederlandse Methodiek Milieukosten (VROM, 1998) wordt voor het vastleggen van de *private discontovoet* de kapitaalmarktrente als basis genomen. Dit stemt overeen met de rente op een staatslening met looptijd van 10 jaar. Voor doelgroepen wordt dan een specifieke toeslag gehanteerd, namelijk +5% voor bedrijven, +0,5% voor landbouw, lagere overheden en consumenten.

---

<sup>32</sup> Deze interestvoet van consumptie kan beschouwd worden als een goede benadering voor de maatschappelijke tijdspreferentie: het tarief waartegen de gemeenschap huidige consumptie wil inruilen voor toekomstige consumptie. De maatschappelijke tijdspreferentie wordt (theoretisch) gegeven door volgende formule (Thewys, 2002):  $s = p + u * (1+g)$ , met:

$p$  = pure tijdsvoorkeur of de rentevoet waartegen nut verdisconteerd wordt

$u$  = de procentuele vermindering van het marginaal nut indien de consumptie toeneemt

$g$  = de verwachte groei van de consumptie per capita

### *Toepassing Milieukostenmodel*

In het Milieukostenmodel worden de richtlijnen uit de VROM-methodiek toepast op de Belgische situatie. De kapitaalmarktrente op overheidsobligaties op 10 jaar bedraagt gemiddeld ca. 5% (NBB, jaargemiddelde 2001). Dit houdt in dat bij de berekeningen voor *bedrijven* een rentevoet gebruikt wordt van 10%; voor *landbouw, lagere overheden en consumenten* 5,5%.

### 3.5.2 Maatschappelijke (reële) rentevoet

Voor de berekening van de maatschappelijke kosten wordt een *maatschappelijke rentevoet* gebruikt.

De maatschappelijke rentevoet is typisch lager dan de private rentevoet, ervan uitgaand dat de maatschappij als geheel meer belang hecht aan toekomstige inkomsten dan individuele mensen of bedrijven. In de VROM-methodiek (1998) wordt gesuggereerd om voor de inschatting van de maatschappelijke kosten een rentevoet tussen 3% en 5% te gebruiken. Dit ligt in lijn met de aanbeveling in het werkdokument van de Europese Commissie (DG Environment, 1999) waarin voorgesteld wordt om een reeks rentevoeten te gebruiken met 4% als centrale waarde en 2% en 6% als extra gevoeligheidsanalyse.

### *Toepassing Milieukostenmodel*

Met het Milieukostenmodel wensen we milieumaatregelen te vergelijken over alle doelgroepen heen, over heel Vlaanderen. In dat opzicht is het niet aangewezen om een maatregel genomen door een doelgroep met een lagere rentevoet, anders in te schatten ten opzichte van dezelfde maatregel, maar genomen door een doelgroep met een hogere rentevoet (RIVM, 2000).

Het Milieukostenmodel koppelt de maatschappelijke rentevoet aan de kapitaalmarktrente op overheidsobligaties op 10 jaar en hanteert een *maatschappelijke rentevoet* van 5% (NBB, jaargemiddelde 2001).

### 3.6 Investeringsbedrag<sup>33</sup> ( $I_t$ )

Een *investering* is de aanschaf van een duurzaam kapitaalgoed (bijvoorbeeld bedrijfsgebouwen, machines of gereedschap) met een levensduur van meer dan 1 jaar. Het *investeringsbedrag* is de som van de aanschaffingsprijs en de bijkomende kosten.

Het investeringsbedrag kan in een *bouwkundig* (bijvoorbeeld hal, funderingen) en *elektromechanisch* (bijvoorbeeld uitrusting) *deel* opgesplitst worden om het verschil in economische levensduur in rekening te brengen (cf. 3.4). Bouwkundige investeringen die specifiek voor een milieumaatregel gemaakt zijn en

---

<sup>33</sup> Bogaert et al., 2000; Eyckmans, 2001.

bijgevolg bij ontmanteling, uitdienstname of volledige afschrijving van het elektromechanisch deel verwijderd worden, worden eveneens als elektromechanisch deel beschouwd (InfoMil, 2001).

### 3.6.1 Aanschaffingsprijs

De *aanschaffingsprijs* is de aanschafwaarde van de investering. Indien de investering (gedeeltelijk) zelf geproduceerd wordt, is de aanschaffingsprijs (voor dat gedeelte) gelijk aan de geactiveerde<sup>34</sup> productiekosten.

### 3.6.2 Bijkomende kosten

*Bijkomende kosten* zijn éénmalige investeringsuitgaven die gemaakt worden om de milieumaatregel te implementeren, zoals bijvoorbeeld voorbereidingskosten (of engineeringkosten), notariskosten, opstartkosten, onderzoekskosten voor het bekomen van een licentie, kosten in verband met het onderhoudscontract. De bijkomende kosten zijn zowel geactiveerde kosten als niet-geactiveerde kosten.

### 3.6.3 Kapitaalvernietiging<sup>35</sup>

De implementatie van een milieumaatregel kan tot gevolg hebben dat een bestaande installatie vervangen moet worden door het milieuvriendelijke alternatief, vóór het einde van de economische levensduur. In wat volgt, wordt eerst de methodiek toegelicht om de meerkost van de vervroegde vervanging in rekening te brengen en vervolgens wordt de methodiek geïllustreerd met een voorbeeld.

#### *a Emissiereductiekost op korte en op lange termijn*

Afhankelijk van het beschouwde tijdspad van de implementatie van een maatregel kan de emissiereductiekost op korte of op lange termijn beschouwd worden. Als het tijdsinterval voor implementatie voldoende groot is, kan men veronderstellen dat alle bestaande installaties worden vervangen door het milieuvriendelijke alternatief op het einde van hun levensduur. Dit stemt overeen met de *emissiereductiekost op lange termijn*. De *korte termijn emissiereductiekost* kan hoger liggen dan die op lange termijn omdat een bestaande installatie omwille van milieuredenen vervangen wordt vóór het einde van de economische levensduur. Indien men geen rekening houdt met de resterende levensduur van de bestaande installatie, onderschat men de opportuniteitskost van de nieuwe installatie. Immers, zonder milieumaatregel kan de oude installatie tot het einde van zijn levensduur benut worden.

Welke emissiereductiekost beschouwd moet worden, hangt af van het doel van de berekeningen. Indien, bijvoorbeeld, een technologienorm wordt ingesteld die voor alle installaties onmiddellijk van kracht is, moet de korte termijn emissiereductiekost berekend worden. Indien de norm enkel geldt voor nieuwe installaties wordt de lange termijn emissiereductiekost berekend.

---

<sup>34</sup> Milieukosten worden geactiveerd indien ze in de balans opgenomen worden. Op die manier kunnen ze ten laste van meerdere boekjaren (gedurende de levensduur van de investering) gelegd worden. Activering van milieukosten is verantwoord indien de kosten gemaakt worden met het oog op uitbreiding van de capaciteit en/of de efficiëntie van het activum, uitbreiding van de levensduur van het activum, verbetering van het activum en vermindering en/of voorkoming van milieuverontreiniging (Stichting Leefmilieu, 1998).

<sup>35</sup> Eyckmans, 2001.



Bij de *berekening* van de korte termijn emissiereductiekost wordt de kapitaalsvernietiging niet gebaseerd op de boekhoudkundige afschrijvingen: afschrijvingen komen niet overeen met de werkelijke opportunitetskost van kapitaal. Wel worden de *kasstromen* met én zonder vervroegde vervanging met elkaar vergeleken. De korte termijn emissiereductiekost bestaat uit (i) de meerkost van het milieuvriendelijke alternatief ten opzichte van een nieuw exemplaar van de bestaande installatie, en (ii) de meerkost om de installatie vervroegd te vervangen. Dergelijke meerkost is enkel een bovengrens omdat bestaande installaties eventueel aangepast kunnen worden (in plaats van vervangen) en dan is er enkel de meerkost van de aanpassingen.

**b**      *Voorbeeld meerkost vervroegde vervanging*

Installatie A kost éénmalig €2 mio aan investeringen en €0,5 mio aan jaarlijkse operationele kosten. Installatie B kost éénmalig €2,2 mio en heeft jaarlijks €0,45 aan operationele kosten. Beide installaties hebben een levensduur van 20 jaar. Installatie B is bijgevolg 10% duurder in aankoop dan installatie A. Installatie B is 10% zuiniger en stoot minder NO<sub>x</sub> uit dan installatie A.

Installatie A werd in 1995 geïnstalleerd en zonder bijkomend beleid (“business as usual”) zou installatie A in 2015 vervangen worden door het nieuwe type B omdat de netto actuele waarde van de kosten lager is (bij een discontovoet van 10% is  $NAW_B < NAW_A$ ):

$$NAW_A = 2,0 + \sum_{t=1}^{20} \frac{0,5}{(1+r)^t} = 6,26$$

$$NAW_B = 2,2 + \sum_{t=1}^{20} \frac{0,45}{(1+r)^t} = 6,03$$

(in mio €)

Of uitgedrukt in jaarlijkse kost (annuïteit):

$$JK_A = NAW_A \cdot x \left[ \frac{r(1+r)^{20}}{(1+r)^{20} - 1} \right] = 6,2568 \cdot 0,12 = 0,75$$

$$JK_B = NAW_B \cdot x \left[ \frac{r(1+r)^{20}}{(1+r)^{20} - 1} \right] = 6,03112 \cdot 0,12 = 0,72$$

(in mio €)

Stel dat om aan de nieuwe NO<sub>x</sub>-norm te voldoen, installatie A al in 2010 (in plaats van in 2015) door installatie B moet vervangen worden. Bijgevolg moet installatie A vijf jaar voor het einde van de levensduur vervangen worden.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van kasstromen die de situaties met en zonder vervroegde vervanging met zich brengen.

*Tabel 4: Overzicht kasstromen zonder en met vervroegde afschrijving*

Bron: Op basis van Eyckmans, 2001

	2000	...	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	...	2020
Zonder	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	I <sub>B</sub> +OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>
Met	OK <sub>A</sub>	OK <sub>A</sub>	I <sub>B</sub> +OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub>
Vershil	0	0	I <sub>B</sub>	OK <sub>B</sub> -OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub> -OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub> -OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub> -OK <sub>A</sub>	OK <sub>B</sub> -I <sub>B</sub> -I <sub>A</sub>	0	0	0

De actuele waarde van het verschil in beide situaties is dan (met 2010 als referentiejaar):

$$AW_{\text{met-zonder}} = I_B + \sum_{t=1}^4 \frac{(OK_B - OK_A)}{(1+r)^t} + \frac{(OK_B - I_B - OK_A)}{(1+r)^5}$$

$$AW_{\text{met-zonder}} = 2,2 + \sum_{t=1}^4 \frac{(0,45 - 0,50)}{(1+r)^t} + \frac{(0,45 - 2,2 - 0,50)}{(1+r)^5}$$

$$AW_{\text{met-zonder}} = 2,2 - (0,05 \times 3,17) - (2,25 \times 0,62) = 0,64$$

De actuele waarde van het verschil in kosten met vervroegde vervanging tegenover zonder vervroegde vervanging is positief; het is met andere woorden kostelijk om installatie A vervroegd te vervangen.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Een *investering* is de aanschaf van een duurzaam goed met een levensduur langer dan 1 jaar. Het investeringsbedrag is de som van de aanschaffingsprijs en de bijkomende kosten.

Louter boekhoudkundige posten zoals bijvoorbeeld voorzieningen worden niet in rekening gebracht (noch bij de berekening van de private kosten noch bij de berekening van de maatschappelijke kosten). Ook de BTW wordt bij de doelgroep industrie en landbouw niet in rekening gebracht (noch bij private noch bij maatschappelijke kosten), maar wel bij de berekening van de private milieukosten voor de particulieren.

Specifieke milieubelastingen en -subsidies worden niet de facto bij de berekening van de private kosten opgenomen maar afzonderlijk geïnventariseerd. Op die manier kan de invloed van milieubeleidsinstrumenten geëvalueerd worden. Bij de berekening van de maatschappelijke kosten worden de belastingen (inclusief milieubelastingen) en subsidies (inclusief milieusubsidies) niet meegerekend, aangezien het enkel transfers zijn tussen de overheid en de doelgroepen.

In het Milieukostenmodel wordt (idealiter) de lange termijn en de korte termijn emissiereductiekost berekend. Het model brengt de *meerkost* van de *vervroegde vervanging* van de bestaande installatie in rekening *indien* de installatie (in 2000) een *resterende levensduur heeft van minstens 10 jaar*. Dergelijke hypothese wordt aanvaardbaar geacht aangezien het Vlaamse Milieukostenmodel in eerste instantie een comparatief-statisch model is met het jaar 2000 als referentiejaar en het jaar 2010 als zichtjaar: de milieukosten en milieu-effecten worden berekend voor het nieuwe evenwicht in het jaar

2010. Er wordt bijgevolg (impliciet) verondersteld dat de implementatie van milieumaatregelen in 2010 plaatsvindt, tenzij anders aangegeven.

### 3.7 Netto-operationele kosten<sup>36</sup> (OK<sub>t</sub>)

Bij de definiëring van de operationele kosten kan onderscheid gemaakt worden tussen bruto- en netto-operationele kosten.

#### 3.7.1 Bruto-operationele kosten

Bruto-operationele kosten zijn de lopende kosten die gemaakt worden om de milieumaatregel operationeel te maken en te houden (bijvoorbeeld bediening, onderhoud, toezicht). Er kan onderscheid gemaakt worden tussen volgende kostensoorten: personeelskosten, energiekosten, overige kosten en overheadkosten.

##### *a* **Personeelskosten**

De personeelskosten zijn bruto-personeelskosten, verbonden aan de inzet van eigen personeel voor bediening, onderhoud en toezicht van milieumaatregelen of -voorzieningen.

Indien de loonkosten niet gekend zijn, hanteert de VROM-methodiek (VROM, 1998) als vuistregel dat de som van de personeels- en de overheadkosten gelijk is aan 3% – 5% van het investeringsbedrag van een milieumaatregel.

##### *b* **Energiekosten**

De energiekosten betreffen de kosten voor het verbruik van bijvoorbeeld elektriciteit, aardolie en aardgas. Het energieverbruik van de milieu-investering wordt gewaardeerd tegen de betaalde energieprijs (d.i. prijs eindgebruiker).

##### *c* **Overige kosten**

Overige kosten zijn bijvoorbeeld verzekeringskosten, kosten voor het gebruik van grondstoffen, hulpstoffen en dergelijke.

##### *d* **Overhead**

Overheadkosten zijn de algemene kosten gerelateerd aan, bijvoorbeeld, het gebruik van interne diensten en huisvesting door het personeel. Het is veelal niet eenvoudig om deze kosten toe te wijzen aan een specifieke milieumaatregel.

Indien de overheadkosten niet gekend zijn, kunnen ze ingeschat worden. In de VROM-methodiek (VROM, 1998) wordt volgende vuistregel gehanteerd: de overheadkosten maken 10% – 20% van de personeelskosten uit of de som van de overheadkosten en de personeelskosten is 3% – 5% van de aanschaffingsprijs en de bijkomende kosten.

---

<sup>36</sup> VROM, 1998; Bogaert et al, 2000; InfoMil, 2001; Vercaemst, 2001; Ochelen, 2000b.

### 3.7.2 Netto-operationele kosten

De netto-operationele kosten zijn de bruto-operationele kosten, verminderd met de mogelijke *besparingen* (bijvoorbeeld minder consumptie van grondstoffen, minder kosten voor afvalverwerking) en de *opbrengsten* (bijvoorbeeld extra opbrengsten van verkoop restproducten en bijproducten) die de milieumaatregel met zich brengt.

Soms wordt ook het belastingeffect in rekening gebracht. Zo leidt een toename van de operationele kosten, bijvoorbeeld, tot een vermindering van de winst en dus tot een verminderde belasting op de winst.

Een bijkomende vraag is of ook rendabele milieumaatregelen of milieumaatregelen met netto-opbrengsten (opbrengsten groter dan operationele kosten) als milieumaatregelen kunnen worden beschouwd. Het kan immers om investeringen gaan die puur uit economische overwegingen worden gemaakt en niet met de bedoeling de milieuprestaties te verbeteren. In de VROM-methodiek (VROM, 1998), bijvoorbeeld, wordt verondersteld dat installaties met een terugverdientijd van drie jaar of minder en bouwkundige voorzieningen met een terugverdientijd van vijf jaar of minder uit economische overwegingen aangekocht werden.

In de praktijk is het uiteraard niet vanzelfsprekend dat bedrijven deze rendabele maatregelen implementeren. Bedrijven werken met beperkte middelen - ook voor milieu-investeringen - die ingezet worden op projecten met de hoogste verwachte opbrengst. Dit leidt tot het 'crowding out'-effect van milieu-investeringen. Daarenboven bestaat soms argwaan ten aanzien van milieu-investeringen, die "per definitie geld kosten".

#### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Voor elke milieumaatregel worden zo gedetailleerd mogelijk de operationele kosten in kaart gebracht. Onder *bruto-operationele kosten* wordt de som van personeelskosten, energiekosten, overige kosten en overhead verstaan. De *netto-operationele kost* is gelijk aan de bruto-operationele kost, verminderd met de opbrengsten en/of besparingen.

Milieumaatregelen met een negatieve operationele kost (d.i. opbrengsten hoger dan de kosten) worden in het Milieukostenmodel in rekening gebracht. Immers, dergelijke milieumaatregelen moeten in acht genomen worden bij de inschatting van het totale emissiereductiepotentieel en om de kosteneffectiviteitsanalyse correct uit te voeren.

Voor de operationele kosten gelden tevens de opmerkingen die gemaakt werden voor de investeringskosten (cf. kader paragraaf 3.6).

### 3.8 Methodiek gerelateerd aan type milieumaatregelen<sup>37</sup>

In onderstaande paragraaf wordt aangegeven, voor de verschillende types van milieumaatregelen, conform de definitie uit hoofdstuk 2, welk deel van de operationele en kapitaalkosten als milieukosten kunnen beschouwd worden.

#### 3.8.1 Technische maatregelen

Technische milieumaatregelen werden in paragraaf 2.1.4a onderverdeeld in: end-of-pipe maatregelen, procesgeïntegreerde maatregelen en productmaatregelen.

##### *a End-of-pipe maatregelen*

De kapitaalkosten en de operationele kosten van end-of-pipe technieken komen volledig ten laste van de milieumaatregel. De kosten van deze technieken worden in rekening gebracht zolang de milieumaatregel operationeel is.

##### *b Procesgeïntegreerde maatregelen*

Om de investeringskost van een procesgeïntegreerde maatregel te bepalen, dient men de kosten te vergelijken met een soortgelijke investering zonder milieudeel. Het verschil is de investeringskost van het milieudeel van de procesgeïntegreerde maatregel. Ook de operationele kosten dienen vergeleken te worden met een soortgelijke investering zonder milieudeel. Vaak zijn laatstgenoemde kosten moeilijk in te schatten en wordt er verondersteld dat het milieudeel van procesgeïntegreerde maatregelen geen extra operationele kosten met zich brengt (Bogaert et al., 2000).

De kosten van procesgeïntegreerde maatregelen worden in rekening gebracht zolang de maatregelen in de huidige situatie bijkomende emissiereducties kunnen realiseren.

##### *c Productmaatregelen*

Bij productmaatregelen geeft het milieuvriendelijke product aanleiding tot minder emissies dan het gebruik van het gangbare alternatief (bijvoorbeeld gebruik van oplosmiddelarme verf bij koetswerkherstelling). De milieukost is bijgevolg het verschil in marktprijs tussen het milieuvriendelijke product en het gangbare alternatief voor diegene die het product gebruikt.

De kosten van productmaatregelen worden in rekening gebracht zolang de milieumaatregelen in de huidige situatie bijkomende emissiereducties kunnen realiseren.

#### 3.8.2 Volumemaatregelen

Volumemaatregelen reduceren emissies door de hoeveelheid output te verminderen. Omdat deze maatregelen geen inzet van extra middelen vergen, zijn de kapitaalkosten en de operationele kosten veelal beperkt. Wel kan volumereductie bijvoorbeeld aanleiding geven tot verlies van arbeidsplaatsen en

---

<sup>37</sup> VROM, 1998; Bogaert et al., 2000.

de daaraan gekoppelde afvloeiingskosten. Niettemin kan de kost van een volumemaatregel substantieel zijn, doordat welvaartsverliezen (cf. 2.2.1c) optreden. Deze verliezen zijn veelal moeilijk te bepalen en te berekenen (cf. bijlage 9).

Volumemaatregelen blijven milieumaatregelen zolang de maatregel in de huidige situatie bijkomende emissiereducties kan realiseren.

### 3.8.3 Organisatorische maatregelen

De investeringsuitgaven en de operationele uitgaven van organisatorische maatregelen komen volledig ten laste van de milieumaatregel. De kosten van organisatorische maatregelen worden in rekening gebracht zolang de milieumaatregel in de huidige situatie bijkomende emissiereducties kan realiseren.

#### *Toepassing Milieukostenmodel*

Zoals reeds eerder aangehaald werd (cf. kader paragraaf 2.1.4), spitst het Milieukostenmodel zich *primair* toe op de modellering van de milieukosten van *technische milieumaatregelen* (end-of-pipe, procesgeïntegreerd, product). Op termijn worden ook de milieukosten van andere types milieumaatregelen gemodelleerd.

### 3.9 Schematisch overzicht berekening jaarlijkse kost milieumaatregelen

In onderstaand overzicht wordt de methodiek geschetst die in het Milieukostenmodel gehanteerd wordt voor de berekening van de private en maatschappelijke kost per jaar.

Tabel 5: Overzicht methodiek berekening private en maatschappelijke kosten milieumaatregelen

Private milieukost per jaar	Maatschappelijke milieukost per jaar
<b>Annuititeiten</b>	
Schaduw prijzen: optioneel	
<b>Economische levensduur</b>	
Elektromechanisch: 10 <sup>(*)</sup> Bouwkundig: 20 <sup>(*)</sup> Standaard: 15 <sup>(*)</sup>	
<b>Rentevoet</b>	
Industrie: 10% <sup>(*)</sup> Landbouw: 5,5% <sup>(*)</sup> Lage overheden: 5,5% <sup>(*)</sup> Huishoudens: 5,5% <sup>(*)</sup>	Industrie: 5% Landbouw: 5% Lage overheden: 5% Huishoudens: 5%
<b>Investeringsbedrag</b>	
Industrie, landbouw: exclusief BTW Alle doelgroepen: exclusief voorzieningen	Alle doelgroepen: exclusief belastingen en subsidies Alle doelgroepen: exclusief voorzieningen
<b>Kapitaalsvernietiging: &gt;= 10 jaar</b>	
optioneel	
<b>Netto-operationele kosten</b>	
Industrie, landbouw: exclusief BTW	Alle doelgroepen: exclusief belastingen
<b>Milieusubsidies</b>	
Vlaamse: beoordeling instrumenten Overige: reductie kosten	Vlaamse: niet opnemen Overige: niet opnemen
<b>Milieubelastingen</b>	
Vlaamse: beoordeling instrumenten Overige: toename kosten	Vlaamse: niet opnemen Overige: niet opnemen
<b>Welvaartsverlies</b>	
optioneel	

(\*) Defaultwaarde indien geen specifieke informatie beschikbaar is .

## **HOOFDSTUK 4: KOSTENEFFECTIVITEITSANALYSE**

In hoofdstuk 4 wordt de kosteneffectiviteitsanalyse beschreven als instrument om kostenefficiënte milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen. Eerst wordt het economisch afwegingskader voor het milieubeleid geschetst en worden verschillende economische afwegingsmethoden beschreven, waaronder de kosteneffectiviteitsanalyse. Vervolgens worden twee instrumenten toegelicht die gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van een kosteneffectiviteitsanalyse, namelijk: de kosteneffectiviteitscurve en wiskundige optimalisering. Naar analogie met de vorige hoofdstukken wordt in de kaders (met grijze achtergrond) telkens een overzicht gegeven van de praktische invulling voor het Milieukostenmodel.

### **4.1 Economisch afwegingskader voor milieubeleid<sup>38</sup>**

Bij het nemen van beslissingen aangaande het milieubeleid vergelijkt de overheid de voordelen en de nadelen van een bepaalde actie tegenover mogelijke alternatieven. Echter, dit afwegingsproces gebeurt vaak op een intuïtieve en kwalitatieve manier. De milieu-economische theorie biedt een analytisch denkkader om de gevolgen van mogelijke beleidsacties op een meer expliciete en kwantitatieve wijze te vergelijken.

Het vertrekpunt voor de economische afweging is eenvoudig: elke euro kan maar één keer uitgegeven worden. Het komt er dus op aan deze euro zo goed mogelijk te spenderen. Zo goed mogelijk betekent in de context van het milieubeleid dat voor elke euro, die in het milieu wordt geïnvesteerd, wordt gestreefd naar een zo groot mogelijk milieurendement. Indien dit niet zou gebeuren, worden middelen verspild die bijgevolg niet langer bruikbaar zijn voor andere milieu-uitgaven. Gegeven het bedrag dat beschikbaar is voor milieu-uitgaven, moet dus worden gestreefd naar een zo groot mogelijke milieuverbetering. Met andere woorden: gegeven de kosten, moeten de baten gemaximaliseerd worden. Ook omgekeerd dient een vooropgesteld milieuresultaat op een zo goedkoop mogelijke manier gerealiseerd te worden. Met andere woorden: gegeven de baten, moeten de kosten geminimaliseerd worden.

Naast milieudoelstellingen stelt de overheid vanzelfsprekend nog vele andere doelstellingen voorop zoals bijvoorbeeld tewerkstelling, economische productie, armoedebestrijding. Om verspilling van geld te vermijden, komt het er ook hier op aan de beschikbare, schaarse middelen efficiënt in te zetten of daar waar het maatschappelijk nut het grootst is. Anders gesteld dient voor elke euro die wordt uitgegeven het verschil tussen de baten en de kosten positief en maximaal te zijn.

Het economisch beoordelingscriterium is bijgevolg eenvoudig en rechtlijnig: een actie is gerechtvaardigd indien de kosten ervan lager liggen dan de baten die de actie oplevert. Indien er meerdere alternatieven zijn, dient men te kiezen voor de actie waarvan het verschil tussen de baten en de kosten het grootst is. Een economisch efficiënt milieubeleid is dus een beleid dat de netto-baten (d.i. de maatschappelijke welvaart) maximaliseert, of een beleid waarvan het verschil tussen de baten en de kosten positief en maximaal is.

Deze beslissingsregel kan worden toegepast op volgende milieubeleidsvragen:

---

<sup>38</sup> Van Humbeeck et al., 2001; SERV, 1996.



- (a) Welke emissiereductiedoelstelling is allocatief efficiënt?: een (allocatief) efficiënte milieudoelstelling veronderstelt dat de emissies worden gereduceerd tot het emissieniveau waar de marginale milieubaten van een bijkomende eenheid emissiereductie gelijk zijn aan de marginale kost van emissiereductie. Op dit niveau zijn de netto-baten maximaal en is het gevoerde milieubeleid allocatief efficiënt.
- (b) Welk tijdspad van implementatie van milieumaatregelen is efficiënt?: het vraagstuk van de timing kan worden beantwoord door optimalisering van de implementatiemogelijkheden in de tijd. Een efficiënt tijdspad wordt gegeven door die portfolio van opties waarvan de actuele (of verdisconteerde) waarde van de vermeden milieuschade (milieubaten), verminderd met de kosten van emissiereductie, maximaal is.
- (c) Welke milieubeleidsinstrumenten zijn efficiënt?: milieubeleidsinstrumenten zijn efficiënt indien zij een vooropgestelde milieudoelstelling (d.i. gegeven de milieubaten) tegen zo gering mogelijke kosten realiseren. Hier gaat het erom dat de ingezette milieubeleidsinstrumenten ervoor zorgen dat de goedkoopste milieumaatregelen ook effectief (kunnen) worden toegepast.
- (d) Welke verdeling van emissiereductie-inspanningen is kostenefficiënt?: de vraag naar een efficiënte verdeling van de emissiereductie-inspanningen over de doelgroepen is nauw verwant met voorgaande vragen. Bij een efficiënte verdeling zijn de marginale kosten van een extra eenheid emissiereductie voor alle vervuilers gelijk. Dit impliceert dat de grootste inspanningen gebeuren waar deze het goedkoopst zijn (d.i. waar de marginale kosten het laagst zijn) en dat een kostenefficiënt beleid gevoerd wordt.

Voornoemde beslissingsregel is dan wel eenvoudig en vrij rechtlijnig, maar in de praktijk niet steeds onmiddellijk toepasbaar. Vooreerst kunnen zich verschillende moeilijkheden voordoen die te maken hebben met bijvoorbeeld een gebrek aan kwantitatieve en monetariseerbare informatie, onzekerheden over de toekomstige kosten en baten, het vergelijken van huidige en toekomstige kosten en baten (d.i. verdiscontering), drempel- en onomkeerbare milieu-effecten.

Daarnaast is het efficiëntie criterium zeer nuttig, maar kan het geenszins het enige beoordelingscriterium voor het beleid zijn. Een efficiënt milieubeleidsinstrument is immers niet noodzakelijk juridisch uitvoerbaar of een efficiënte verdeling van emissiereductie-inspanningen is niet noodzakelijk rechtvaardig. Bij de keuze van de milieudoelstellingen, de tijdspaden, de milieubeleidsinstrumenten en de verdeling van de emissiereductie-inspanningen moeten meerdere beoordelingscriteria in acht genomen worden. Niettemin blijft het geschetste afwegingskader van groot belang omdat het toelaat de gedachten en de beschikbare informatie op een zinvolle wijze te structureren.

### *Toepassing Milieukostenmodel*

Zoals reeds in paragraaf 1.2 vermeld werd, wordt in het Milieukostenmodel het kostenefficiëntie criterium gehanteerd om (a) de emissiereductie-inspanningen te verdelen tussen de verschillende actoren en (b) de milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te evalueren.

## **4.2 Economische afwegingsmethoden<sup>39</sup>**

Voor de expliciete afweging tussen de voor- en nadelen van milieubeleidsalternatieven bestaan verschillende methoden. Deze beslissingskaders, die elkaar niet noodzakelijk uitsluiten, kunnen gebruikt worden in de selectie van bijvoorbeeld investeringsprojecten of milieubeleidsinstrumenten. In wat volgt worden een aantal economische afwegingsmethoden beschreven: kostenbatenanalyse (KBA) en impliciete waarderingsregel, kosten-effectiviteitsanalyse (KEA), risico-batenanalyse (RBA), multi-criteria-analyse (MCA) en beslissingsanalyse.

Hierbij dient opgemerkt te worden dat voornoemde methoden op verschillende niveaus kunnen toegepast worden. Zo kan bijvoorbeeld een onderscheid worden gemaakt tussen een private KBA en maatschappelijke KBA. Een maatschappelijke KBA bekijkt de kosten en baten van overheidsbeslissingen vanuit het perspectief van de ganse maatschappij. Een private KBA daarentegen bekijkt de kosten en baten van private beslissingen vanuit een meer beperkte invalshoek (bijvoorbeeld vanuit het standpunt van een onderneming).

### **4.2.1 Kosten-batenanalyse**

De kosten-batenanalyse (KBA) bouwt voort op de traditionele wijze van evaluatie door economen, namelijk de afweging tussen kosten en baten. Om die afweging mogelijk te maken, worden kosten en baten gemonetariseerd of in geld uitgedrukt.

De *formele, eng gedefinieerde KBA* vereist dat zowel de kosten als de baten van een project of van een beleid worden uitgedrukt in monetaire termen. Het project of beleid is wenselijk indien de netto maatschappelijke baten (NMB) (d.i. de baten verminderd met de kosten) positief zijn. Het beleid wordt dus beoordeeld aan de hand van het efficiëntie criterium : positieve, netto maatschappelijke baten impliceren een verhoging van de welvaart (ten opzichte van een “business-as-usual” scenario). Indien er meerdere alternatieven zijn, dient men te kiezen voor de actie waarvoor het verschil tussen de baten en de kosten positief en maximaal is. Een allocatief efficiënte maatregel is een maatregel die de netto maatschappelijke baten (d.i. de maatschappelijke welvaart) maximaliseert.

Het *voordeel* van de formele KBA analyse bestaat erin dat zowel kosten als baten in monetaire termen uitgedrukt worden, zodat zij onderling vergelijkbaar zijn. Bovendien wordt een éénduidig criterium (d.i. allocatieve efficiëntie) gehanteerd zodat “harde” uitspraken mogelijk zijn.

---

<sup>39</sup> SERV, 1996; Van Humbeeck et al., 2001; Proost, 2001a; Thewys, 2002.

Voornoemde voordelen zijn vanuit een ander perspectief ook twee belangrijke *nadelen*. De toepassing van KBA vereist immers een grote hoeveelheid informatie en daarbij bestaat het gevaar dat effecten die niet of moeilijk gekwantificeerd en gemonetariseerd kunnen worden, buiten beschouwing worden gelaten. Bovendien is, onder meer in het kader van het milieubeleid, de monetarisering van de baten soms een zeer precaire en betwistbare oefening als het bijvoorbeeld gaat om moeilijk in te schatten waarden (bijvoorbeeld bestaanswaarde – cf. 2.3.2) en verschijnselen (bijvoorbeeld onomkeerbare milieu-effecten). Zelfs wanneer baten monetariseerbaar zijn, zullen zij niet altijd éénduidig vastliggen. De keuze van de (maatschappelijke) discontovoet is eveneens moeilijk (cf. 3.5.2) maar tegelijk zeer belangrijk omdat deze keuze de uitkomst van de analyse sterk kan beïnvloeden. Daarnaast kan het efficiëntie criterium niet het enige beoordelingscriterium voor het beleid zijn zodat de “harde” uitspraken van een formele KBA in realiteit misschien weinig waarde of impact zullen hebben.

Indien sommige kosten (K) of baten (B) niet gemonetariseerd kunnen worden, kan de *impliciete waarderingsregel* worden gebruikt: de zogenaamde imponderabilia worden kwalitatief meegewogen. Stel dat het beleid ongunstige effecten heeft op de menselijke gezondheid, maar dat deze effecten niet in monetaire termen kunnen worden vertaald. De beslissingsregel kan dan als volgt herschreven worden :

$$NMB = (B - K - H) > 0$$

H geeft in deze uitdrukking de onmeetbare gezondheidskosten weer. Indien B en K in monetaire termen kunnen uitgedrukt worden, dan kan (B - K) worden geschreven als een monetaire waarde ( $x \text{ €}$ ). Het beleid zal dan volgens de impliciete waarderingsregel enkel aanvaardbaar zijn indien de netto monetaire baten ( $x \text{ €}$ ) meer waard zijn dan de niet meetbare gezondheidseffecten van het beleid.

$$NMB = (x \text{ €} - H) > 0 \text{ of } x \text{ €} > H$$

Hieruit kan tevens worden afgeleid wat de impliciete waarde is die de beslissingnemers toekennen aan de onmeetbare gezondheidseffecten.

### 4.2.2 Kosteneffectiviteitsanalyse

Een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) is meer beperkt van opzet dan een kosten-baten analyse, omdat enkel de kosten in monetaire eenheden worden uitgedrukt. Met deze techniek is het mogelijk te analyseren welke maatregelen het meest geschikt zijn om een vooraf bepaalde beleidsdoelstelling te realiseren of zoveel mogelijk te benaderen, rekening houdend met de kosten van die maatregelen. Het beleidsalternatief dat een gegeven doelstelling tegen de laagste kosten kan realiseren, wordt beschouwd als het meest kostenefficiënte alternatief.

Aan het gebruik van de kosteneffectiviteitsanalyse als instrument voor economische afweging zijn verschillende *voordelen* verbonden. De KEA wordt in het milieubeleid vaak toegepast omdat meestal reeds een voorafgaandelijke politieke beslissing is genomen over de milieudoelstellingen. Een KEA kan dan een belangrijke rol spelen door ervoor te zorgen dat deze doelstelling tegen minimale kosten wordt bereikt. Meer algemeen is deze techniek dus een belangrijk hulpmiddel om te verzekeren dat de beperkt beschikbare geldmiddelen rationeel worden aangewend. Ook wanneer monetarisering van de baten niet mogelijk of niet opportuun is, is de KEA een goed alternatief.

Een KEA laat toe om kostenefficiënte milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en een kosteneffectieve verdeling van de emissiereductie-inspanningen te bevorderen. Een bijkomend voordeel van de KEA is dat de vereiste informatie over het algemeen gemakkelijker te verkrijgen is dan in het geval van de KBA. Bovendien kan vermeden worden dat de kosten van het beleid niet zouden in acht genomen worden bij de besluitvorming als gevolg van het eventuele verzet tegen de monetaire waardering van de baten.

De methode heeft echter ook een aantal *nadelen*. De analyse zegt namelijk niets over de voorafgaandelijke vastlegging van de milieudoelstellingen. Deze doelstellingen worden als gegeven beschouwd. Daarnaast kunnen er ook bij de uitvoering van een KEA informatieproblemen optreden. De kosten kunnen evenzeer moeilijk kwantificeerbaar of monetariseerbaar zijn. De mate waarin alle kosten beschouwd worden, bepaalt de kwaliteit van de KEA.

### 4.2.3 Risico-batenanalyse

De risico-batenanalyse (RBA) is een specifieke vorm van kosten-batenanalyse, waarin expliciet rekening wordt gehouden met de risico's van bepaalde activiteiten of beleidsstrategieën. De RBA heeft tot doel de risico's en de baten van het wel of niet ondernemen van bepaalde milieugevaarlijke activiteiten tegen elkaar af te wegen. In tegenstelling tot de KBA worden de risico's niet monetair gewaardeerd.

Stel dat men bijvoorbeeld overweegt geen maatregelen te treffen om de concentratie van bepaalde pollutanten in het milieu te verminderen. De risico's die samenhangen met deze keuze, worden bepaald door de omvang en de kans op negatieve milieu-effecten (uitgedrukt in bijvoorbeeld aantal sterftegevallen). De baten worden gegeven door de kosten die men kan vermijden door geen beleid te voeren.

Deze techniek kan op verschillende niveaus worden ingezet. RBA kan bijvoorbeeld gebruikt worden om de ernst van uiteenlopende milieuproblemen met elkaar te vergelijken en om prioriteiten binnen en tussen milieuthema's te bepalen (d.i. "comparative risk analysis"). RBA kan ook op meer beperkte schaal gebruikt worden zoals bijvoorbeeld voor de bepaling van de prioriteiten bij de sanering van verontreinigde bodems.

De RBA geeft echter geen automatische beslissingsregels. In tegenstelling tot de kosten-baten analyse kunnen de risico's en de baten niet direct met elkaar vergeleken worden omdat zij niet in dezelfde (monetaire) eenheid worden uitgedrukt. Bovendien is het besluitvormingscriterium van deze techniek niet steeds éénduidig: ook de risico's kunnen in verschillende eenheden uitgedrukt worden waardoor ze niet direct met elkaar kunnen vergeleken worden.

### 4.2.4 Multicriteria-analyse

Een multicriteria-analyse (MCA) onderscheidt zich van een KBA doordat deze techniek in één evaluatie verschillende dimensies of meetschalen combineert. Om dit doel te bereiken, worden subjectieve wegingsfactoren toegekend aan de verschillende criteria waaraan een actie of maatregel getoetst wordt. Het fundamentele verschil met KBA ligt in de erkenning dat allocatieve of kostenefficiëntie niet de enige doelstelling is van het beleid. De benadering houdt expliciet rekening met verschillende doelstellingen.

Typische doelstellingen in een MCA zijn allocatieve efficiëntie, verdeling van kosten en baten, werkgelegenheid, publieke aanvaardbaarheid, duurzaamheid en competitiviteit.

Soms tracht men met deze techniek, net zoals bij de KBA, alle kosten en baten te monetariseren om tot een éénduidige evaluatie te kunnen komen. In de meeste gevallen worden de effecten van de verschillende alternatieven echter in hun eigen eenheden uitgedrukt en niet tot één noemer herleid.

Afhankelijk van de benadering, doen zich de reeds genoemde voor- en nadelen van monetarisering van kosten en baten voor. Multicriteria-analyse heeft als bijkomend nadeel dat het meestal zeer moeilijk is om de wegingsfactoren te bepalen die aan de vooropgestelde criteria moeten worden toegekend. Er bestaan verschillende manieren om deze gewichten toe te kennen (bijvoorbeeld kennis van experts, interviewen van individuen, gewichten laten vaststellen door de besluitvormer), maar uiteindelijk bieden zij nog veel ruimte voor subjectieve oordelen. Ook dubbeltellingen zijn mogelijk indien de criteria gedeeltelijk overlappen.

### 4.2.5 Beslissingsanalyse

De talrijke onzekerheden, ook bij milieubeleid, hebben geleid tot de uitbreiding van voorgaande afwegingsmethoden. Deze uitbreiding kan aangeduid worden door de algemene term “beslissingsanalyse”. Dit is een besluitvormingstechniek die expliciet aandacht besteedt aan de onzekerheid van de kosten en baten van bepaalde beleidsstrategieën. De techniek bestaat uit het opstellen van een zogenaamde “pay-off”-matrix, waarin voor de verschillende beleidsalternatieven de resultaten van de analyse (bijvoorbeeld de netto monetaire baten) worden weergegeven bij variërende externe omstandigheden. Uitgangspunt is dat deze externe omstandigheden niet beheersbaar en dus onzeker zijn. Deze onzekerheden kunnen betrekking hebben op het milieu (bijvoorbeeld gevolgen van het broeikas-effect) of op de maatschappij (bijvoorbeeld prijs- en gedragseffecten of macro-economische ontwikkeling).

#### *Toepassing Milieukostenmodel*

In het Milieukostenmodel wordt gebruik gemaakt van de kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) om, gegeven een vooropgestelde emissiereductiedoelstelling, kostenefficiënte milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen. Niettemin kunnen de resultaten van de kosteneffectiviteitsanalyse als input dienen voor de overige economische afwegingsmethoden zoals bijvoorbeeld een kosten-batenanalyse (cf. bijlage 1).

Om het nadeel van de vooraf vastgelegde emissiereductiedoelstelling te ondervangen, worden in het Milieukostenmodel verschillende scenario's geanalyseerd (d.i. scenario-analyse), waarbij de kostenefficiënte oplossing voor meerdere emissiereductiedoelstellingen wordt berekend en geëvalueerd.

### 4.3 Kosteneffectiviteitscurves<sup>40</sup>

In wat volgt, wordt het onderscheid toegelicht tussen totale, gemiddelde en marginale kosten. Vervolgens wordt de methodiek beschreven om marginale en totale kosteneffectiviteitscurves op te stellen. Tenslotte wordt dieper ingegaan op het toepassingsgebied van de marginale kostencurve voor het uitvoeren van een kosteneffectiviteitsanalyse.

#### 4.3.1 Totale, gemiddelde en marginale kosten

De jaarlijkse kosten van een milieumaatregel kunnen op verschillende manieren berekend en uitgedrukt worden, namelijk als totale, gemiddelde en marginale kosten.

De *totale kost* is de kostprijs van de emissiereductie door toepassing van een milieumaatregel of een combinatie van milieumaatregelen. Zoals reeds aangegeven (cf. hoofdstuk 3), wordt de totale jaarlijkse kost berekend als de som van de kapitaalkost en de netto-operationele kosten. De totale kost komt overeen met de gecumuleerde kost van de milieumaatregelen die naar stijgende marginale kost gerangschikt worden.

De *gemiddelde kost* of eenheidsreductiekost is de kost per eenheid emissiereductie door toepassing van een bepaalde milieumaatregel of een combinatie van milieumaatregelen. De gemiddelde kost wordt, bijvoorbeeld, uitgedrukt in €per ton emissiereductie, €per vermeden liter grondwatergebruik of €per vermeden hoeveelheid afvalproductie.

De *marginale kost* is de extra kost om een bijkomende eenheid emissiereductie te realiseren door toepassing van een bepaalde milieumaatregel of een combinatie van milieumaatregelen. De hoogte van de marginale kost hangt af van het emissieniveau: typisch is de kost van een extra eenheid reductie vrij laag bij een hoog, onbestreden emissieniveau en neemt de kost toe naarmate men de vervuiling sterker wil terugdringen.

Het concept “marginaliteit” is een basispijler voor economen: men kijkt naar kleine veranderingen in de beslissingsvariabelen (bijvoorbeeld toename emissiereductie met één eenheid) en het effect hiervan op de doelstellingsfunctie (bijvoorbeeld minimalisatie van de totale emissiereductiekosten). Beslissingen worden genomen “aan de marge”: een bedrijf vraagt zich, bijvoorbeeld, af wat er met de winst gebeurt als er één eenheid meer geproduceerd wordt. Neemt de winst toe dan gaat het bedrijf, in het licht van de doelstelling winstmaximalisatie, meer produceren. Neemt de winst af, dan schroeft het bedrijf de productie beter terug.

#### 4.3.2 Totale en marginale kosteneffectiviteitscurve

De *marginale kosteneffectiviteitscurve* of kortweg *marginale kostencurve*, geeft grafisch weer tegen welke kost een bijkomende emissiereductie kan gerealiseerd worden. Marginale kostencurves geven enerzijds het emissiereductiepotentieel (op de X-as) en anderzijds de kost per eenheid (op de Y-as) van de verschillende (combinaties van) milieumaatregelen. Naarmate het emissiereductiepercentage

---

<sup>40</sup> Bogaert et al., 2000; Ochelen, 2000b.

stijgt, nemen de marginale kosten toe omdat steeds duurdere technieken moeten ingezet worden om een additionele emissiereductie te bekomen.

Volgende stappen worden doorlopen om een marginale kostencurve op te stellen:

- (1) definieer het referentiepunt;
- (2) maak een inventaris van alle mogelijke milieumaatregelen;
- (3) bepaal voor elke milieumaatregel de jaarlijkse kost en het reductiepotentieel;
- (4) rangschik deze maatregelen in eerste instantie volgens stijgende eenheidskost (d.i. de verhouding van de totale jaarlijkse kost ten opzichte van het totaal reductiepotentieel) en vervolgens (iteratief) volgens stijgende marginale kost;
- (5) verbind deze punten met een trapfunctie.

Stap 4 veronderstelt een *iteratieve* berekeningsprocedure. Startpunt is de milieumaatregel met de laagste eenheidskost: dit is het eerste punt van de marginale kostencurve. Vervolgens worden alle overblijvende maatregelen vergeleken volgens de verhouding bijkomende jaarlijkse kost ten opzichte van bijkomend reductiepotentieel. De goedkoopste van deze reeks van alternatieve milieumaatregelen wordt het tweede punt van de curve, enzovoort. Bij de bepaling van het extra reductiepotentieel wordt rekening gehouden met de reeds gerealiseerde reductie door de voorgaande maatregelen: het reductiepercentage moet toegepast worden op het resterende emissieniveau.

De *totale kostencurve* stemt overeen met de marginale kostencurve, met dit verschil dat op de Y-as de *cumulatieve* kost in plaats van de marginale kost uitgezet wordt. De cumulatieve kost is de som van de totale kosten van alle milieumaatregelen die in de kostencurve opgenomen worden. De totale kost van een milieumaatregel is het product van de eenheidskost en de hoeveelheid emissiereductie. Wiskundig gezien is de marginale kostencurve de afgeleide van de totale kosteneffectiviteitscurve.

In bijlage 12 wordt het opstellen van een marginale en totale kosteneffectiviteitscurve geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld.

### 4.3.3 Kosteneffectiviteitscurve en kosteneffectiviteitsanalyse

Met behulp van een marginale en totale kosteneffectiviteitscurve worden milieumaatregelen gerangschikt naar dalende kosteneffectiviteit. Dergelijke curves kunnen ingezet worden om een kosteneffectiviteitsanalyse uit te voeren voor één vervuiler of voor meerdere vervuilers.

#### *a Kostenefficiënte milieumaatregelen*

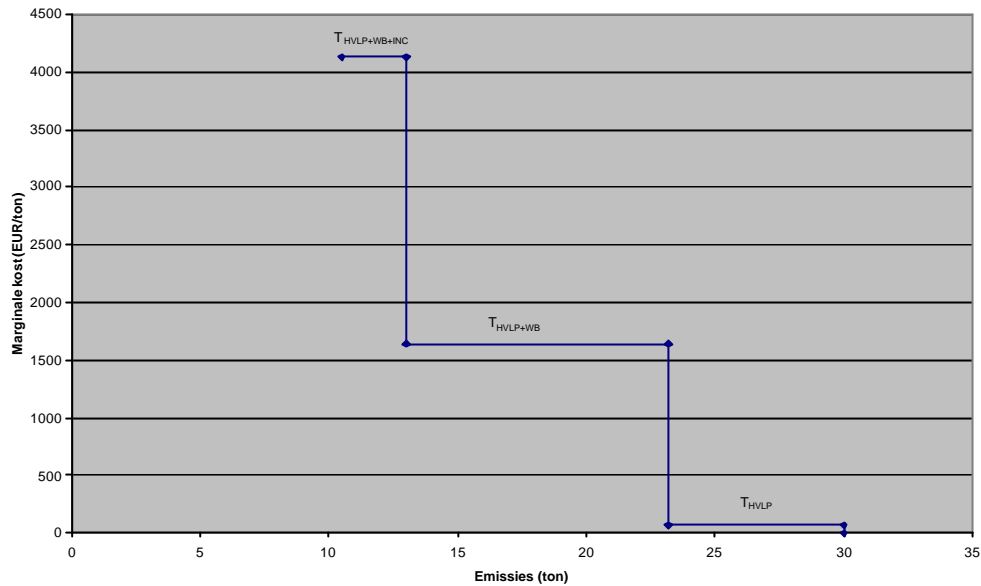
De marginale kostencurve voor één vervuiler geeft aan welke milieumaatregelen eerst kunnen ingezet worden om een bijkomende emissiereductie op een kostenefficiënte manier te realiseren.

Uit onderstaande figuur kan bijvoorbeeld geconcludeerd worden dat een emissiereductiedoelstelling van 19,5 ton op de meest kostenefficiënte manier kan gerealiseerd worden door implementatie van een combinatie van drie milieumaatregelen: HVLP spuitpistool, productsubstitutie met waterdragende en solventarme verven (WB) en naverbrandingstechnieken (INC). In bijlage 12 wordt voornoemd voorbeeld uitgebreid toegelicht.





Figuur 2: Marginale kostencurve



Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

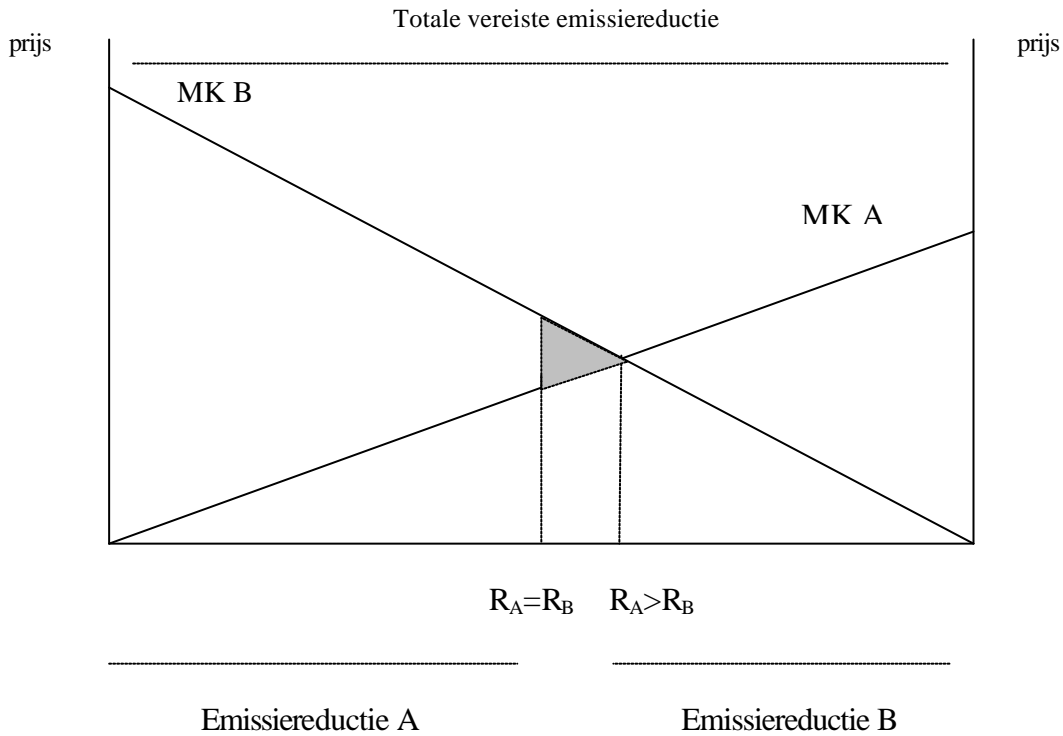
**b Kostenefficiënte verdeling emissie-reductie-inspanningen<sup>41</sup>**

Indien meerdere vervuilers beschouwd worden, bijvoorbeeld alle bedrijven uit een sector, kan op basis van de marginale kostencurve de meest kostenefficiënte verdeling van de emissiereductie-inspanningen bepaald worden, gegeven een vooropgestelde emissiereductiedoelstelling. De meest kostenefficiënte manier om een bepaalde hoeveelheid emissiereductie te verdelen tussen vervuilers is op zodanige manier dat deze vervuilers dezelfde marginale kost hebben.

Veronderstel dat de maatschappij bestaat uit twee vervuilers A en B en dat elk van de vervuilers verplicht wordt tot het leveren van dezelfde emissiereductie-inspanning  $R_A=R_B$ . De marginale kost voor bedrijf B is voor deze emissiereductie hoger dan de marginale kost van bedrijf A. De totale kost voor de maatschappij kan verminderd worden (cf. grijze driehoek) door vervuiler A meer emissies te laten reduceren (want lagere marginale kost) dan vervuiler B. Immers, de extra inspanning van bedrijf A om de emissies te reduceren kost minder dan wat het opbrengt voor bedrijf B om een extra eenheid te mogen vervuilen. Een kostenefficiënte emissiereductie wordt bereikt in het punt waar de MK (A) = MK (B) (d.i. principe van equimarginaliteit).

<sup>41</sup> Proost et al., 2001b.

Figuur 3: Principe van equimarginaliteit



Bron: Op basis van Proost et al., 2001b

In wat volgt, wordt de methodiek voor één pollutant aan de hand van een voorbeeld<sup>42</sup> (met twee vervuilers) geïllustreerd.

*Bedrijf A* loost 30 ton VOS-emissies per jaar, zonder toepassing van enige emissiereductietechniek. Er zijn vier puntbronnen met een gezamenlijke debiet van 150 mio Nm<sup>3</sup> per jaar. De gemiddelde VOS-concentratie bedraagt 200 mg per Nm<sup>3</sup>. De toepasbare emissiereductietechnieken bestaan uit het gebruik van andere spuittechnieken (HVLP), de omschakeling naar verven op waterbasis (WB) en naverbrandingstechnieken (INC).

<sup>42</sup> Bogaert et al., 2000.

## Hoofdstuk 4

De marginale kostencurve voor bedrijf A kan opgesteld worden op basis van Tabel 6.

*Tabel 6: Bedrijf A*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Initiële emissies: 30 ton

### Bedrijf A

Techniek	Globale reductie (%)	Marginale reductie (%)	Marginaal reductie-potentieel (ton)	Totaal reductie-potentieel (ton)	Additionele totale kost (€)	Marginale kost (€/ton)	Totale kost (€)
T <sub>0</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0
T <sub>HVLP</sub>	22,5	22,5	6,8	6,8	445,45	65,99	445,49
T <sub>HVLP+WB</sub>	56,6	34,1	10,2	17,0	16.777,21	1.639,99	17.222,70
T <sub>HVLP+WB+INC</sub>	64,8	8,2	2,5	19,5	10.208,70	4.126,73	27.431,40

*Bedrijf B* heeft een jaarlijkse vuilvracht van 50 ton VOS-emissies, zonder toepassing van enige emissie-reductietechniek. Het bedrijf komt weliswaar uit een andere sector dan bedrijf A, maar de bedrijfsactiviteit betreft eveneens een industriële toepassing van verf. Bedrijf B heeft dezelfde emissiere-reductietechnieken ter beschikking als bedrijf A, de eenheidsreductiekosten en toepasbaarheidspercentages verschillen echter. De marginale kostencurve voor bedrijf B kan opgesteld worden op basis van Tabel 7.

*Tabel 7: Bedrijf B*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Initiële emissies: 50 ton

### Bedrijf B

Techniek	Globale reductie (%)	Marginale reductie (%)	Marginaal reductie-potentieel (ton)	Totaal reductie-potentieel (ton)	Additionele totale kost (€)	Marginale kost (€/ton)	Totale kost (€)
T <sub>0</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0
T <sub>HVLP</sub>	30,0	30,0	15	15,0	1.800,00	120,01	1.800,00
T <sub>HVLP+WB</sub>	45,4	15,4	7,7	22,7	23.925,00	3.107,15	25.725,00
T <sub>HVLP+WB+INC</sub>	76,5	31,1	15,6	38,3	113.287,49	7.280,21	139.012,49

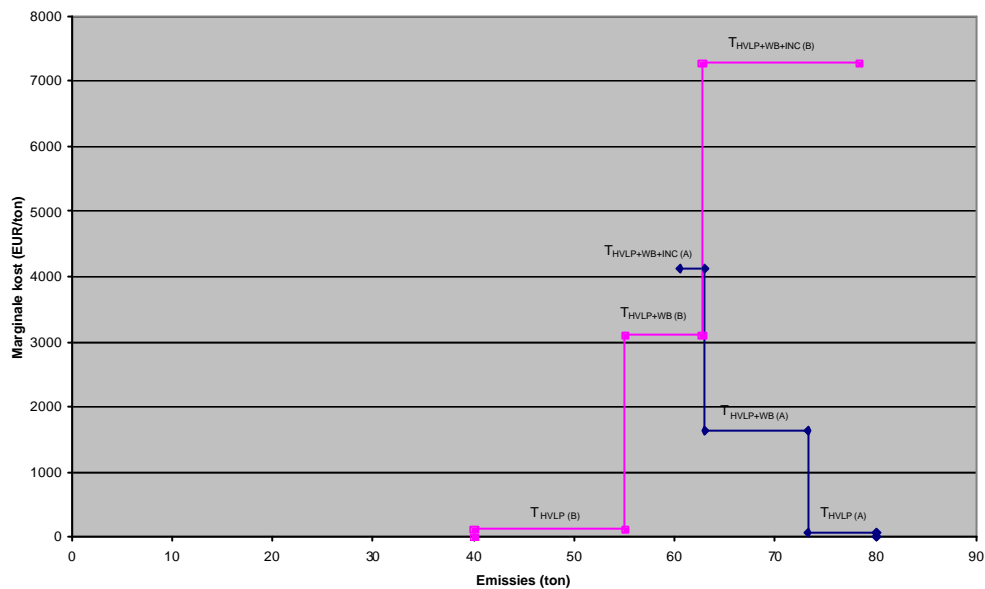
Aangezien de basistabel voor bedrijf B verschilt van die van bedrijf A, verschillen eveneens de marginale en totale kostencurve.

De emissiereductie-inspanningen die nodig zijn om een globale emissiereductiedoelstelling te behalen, kunnen op twee manieren grafisch over de twee vervuilers verdeeld worden: via spiegeling of met behulp van de gesommeerde kostencurve.

(a) Spiegeling marginale kostencurves

Indien er slechts twee vervuilers zijn, kan de marginale kostencurve van de ene vervuiler ten opzichte van de andere vervuiler gespiegeld worden. In bovenstaand voorbeeld lozen de bedrijven A en B gezamenlijk 80 ton VOS. De marginale kostencurve van bedrijf A start op het gezamenlijke emissiepunt (80 ton). De marginale kostencurve van bedrijf B wordt gespiegeld en start in het punt dat overeenstemt met de globale emissiereductiedoelstelling (40 ton). De kosteneffectieve verdeling van de reductie-inspanningen wordt bepaald door het punt waar beide marginale kostencurves elkaar snijden.

Figuur 4: Kosteneffectieve verdeling emissiereductie-inspanningen via spiegeling



Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Wanneer beide bedrijven de technieken HVLP en WB toepassen, halen ze de globale doelstelling net niet: gezamenlijk reduceren ze de VOS-uitstoot met 39,7 ton. Om de globale doelstelling zeker te halen, moet bedrijf A ook techniek INC toepassen. Bijgevolg reduceert bedrijf A 19,5 ton en bedrijf B 22,7 ton of de twee bedrijven reduceren gezamenlijk 42,2 ton.

(b) Gesommeerde marginale kostencurve

Een tweede manier om grafisch een kosteneffectieve verdeling van de emissiereductie-inspanningen af te leiden, is met behulp van een gesommeerde marginale kostencurve. Hierbij dient opgemerkt te worden dat deze methodiek eveneens kan toegepast worden indien er meer dan twee vervuilers zijn.

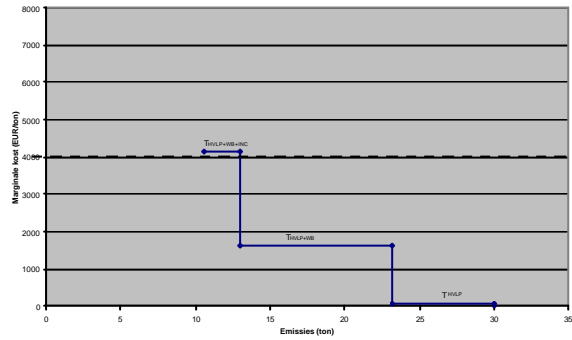
De gesommeerde marginale kostencurve wordt opgesteld door de milieumaatregelen, die elk van beide vervuilers kan implementeren, te sorteren volgens stijgende marginale kost. De gesommeerde marginale kostencurve geeft de globale emissiereductiedoelstelling (40 ton) weer via een verticale lijn die de X-as snijdt in het punt van het gewenste emissieniveau. Vanuit het snijpunt van de doelstelling met de gesommeerde marginale kostencurve wordt een horizontale lijn naar de afzonderlijke marginale kostencurve van bedrijf A en bedrijf B doorgetrokken. Het snijpunt van deze horizontale lijn met de respectievelijke

marginale kostencurves geeft de reductie-inspanningen die door bedrijf A en B geleverd worden. Hetzelfde resultaat wordt bekomen als met de spiegeling.

## Hoofdstuk 4

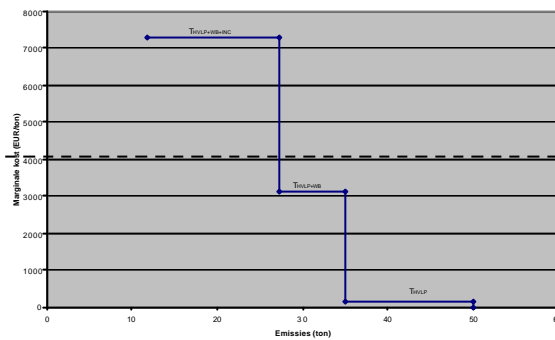
*Figuur 5: Kosteneffectieve verdeling van emissiereductie-inspanningen via gesommeerde marginale kostencurve*

*Marginale kostencurve bedrijf A*



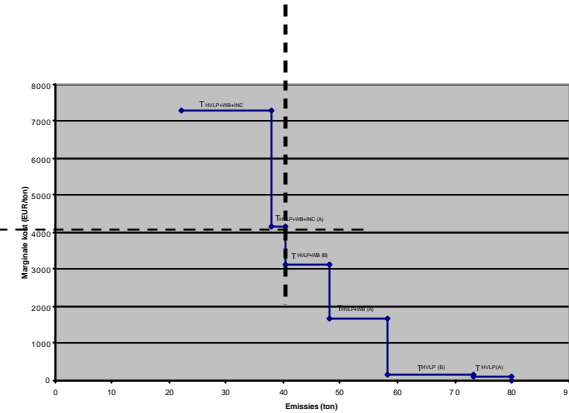
Reductie-inspanning  
bedrijf A: 19,5 ton

*Marginale kostencurve bedrijf B*



Reductie-inspanning  
bedrijf B: 22,7 ton

*Marginale kostencurve bedrijf A+B*



Globale emissiereductie-  
doelstelling: 40 ton

*Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000*



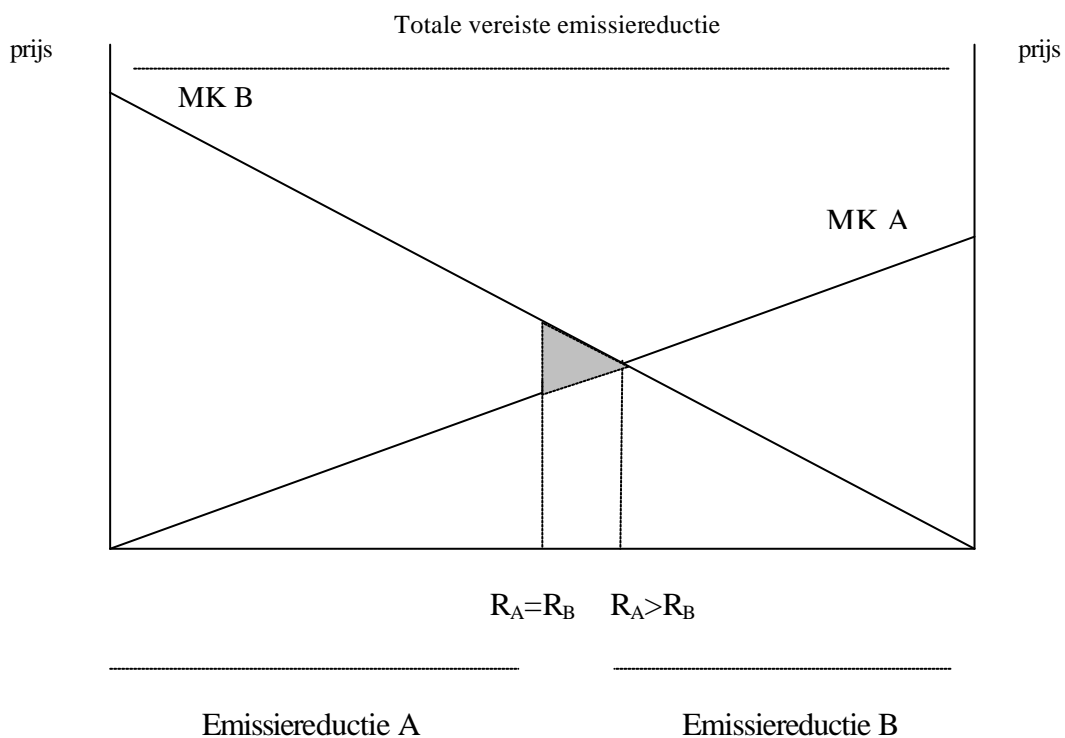
c *Kostenefficiënte milieubeleidsinstrumenten*<sup>43</sup>

De marginale kosteneffectiviteitscurve kan gebruikt worden om de kostenefficiëntie van milieubeleidsinstrumenten te evalueren. In wat volgt, wordt dit toepassingsgebied geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld voor een emissienorm, een emissieheffing en verhandelbare emissierechten. Uiteraard zijn er nog andere milieubeleidsinstrumenten die hier niet aan bod komen (cf. 2.1.4b).

(1) Emissienorm

In onderstaande figuur geeft het interval gedefinieerd door de X-as de totale vereiste (optimale) emissiereductie. Een beweging van links naar rechts op de X-as geeft de inspanning weer van bedrijf A en de marginale reductiekost van bedrijf A (MK A) stijgt als de reductie-inspanning groter wordt. Een beweging van rechts naar links op de X-as geeft de inspanning weer van bedrijf B en ook hier stijgt de marginale reductiekost van bedrijf B (MK B) als de reductie-inspanning groter wordt.

*Figuur 6: Kostenefficiëntie emissienormen*



*Bron: Op basis van Proost et al., 2001b*

Veronderstel dat de twee bedrijven A en B een emissienorm opgelegd krijgen zodat ze dezelfde emissiereductie-inspanning  $R$  moeten leveren ( $R_A=R_B$ ). Bij deze emissiereductie is de marginale kost van bedrijf B groter dan de marginale kost van bedrijf A. Door aan bedrijf A een extra inspanning te

<sup>43</sup> Proost et al., 2001b; Thewys, 2002.



vragen (een extra eenheid emissiereductie) en bedrijf B een extra eenheid vervuiling toe te laten, wordt de totale emissiereductie bereikt en wel aan een lagere kost voor de maatschappij (cf. grijze driehoek). De extra inspanning van bedrijf A kost immers minder (MK A), dan wat het voor bedrijf B opbrengt om een extra eenheid te mogen vervuilen (MK B). De kostenefficiënte verdeling van de inspanningen vereist dat bedrijf A een grotere inspanning levert dan bedrijf B aangezien bedrijf A deze inspanning kan leveren tegen een lagere kost. Bovenstaande figuur illustreert dat het opleggen van (dezelfde) normen niet de meest kostenefficiënte manier is om een bepaalde emissiereductiedoelstelling te bereiken.

Normen kunnen natuurlijk meer kostenefficiënt gemaakt worden door ze zo nuw mogelijk te laten aansluiten bij de marginale kosten. Zo kunnen er bijvoorbeeld voor oudere toestellen andere normen opgelegd worden dan voor nieuwere toestellen. Of men kan bijvoorbeeld verschillende inspanningen opleggen aan verschillende sectoren.

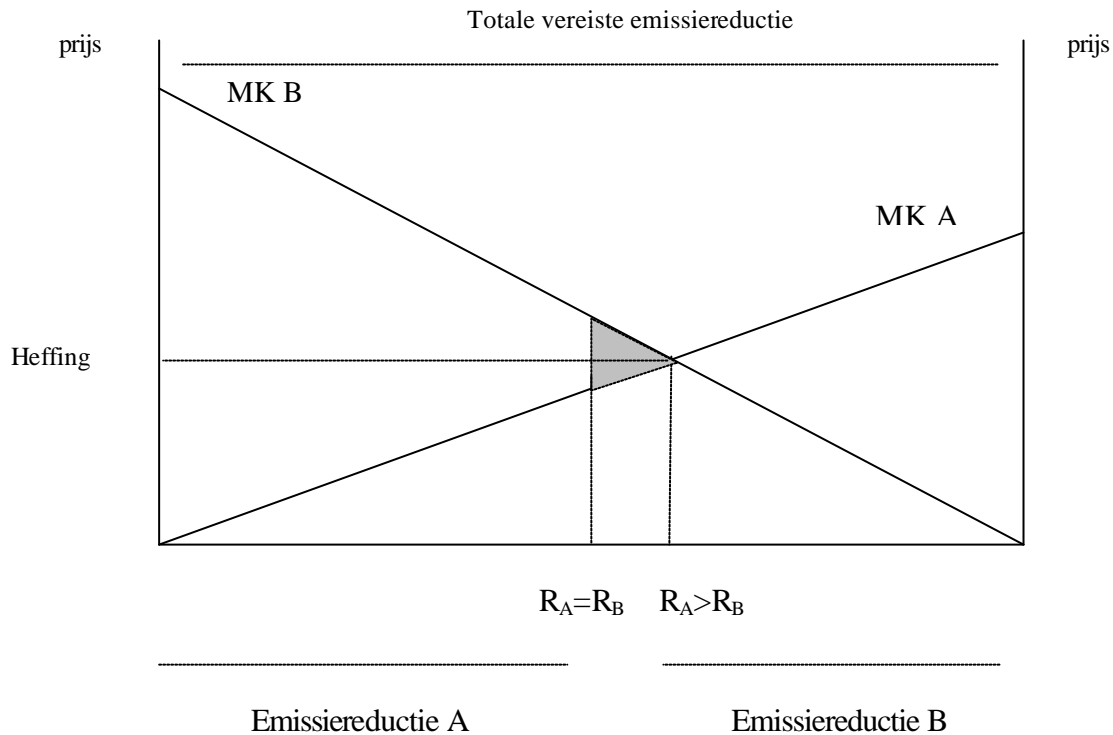
### (2) Emissieheffing

Een emissieheffing houdt de betaling van een bepaald bedrag in per eenheid vervuiling (of emissie). Als een vervuiler moet betalen voor elke eenheid emissie, streeft de vervuiler ernaar om minder te vervuilen. Het systeem van een emissieheffing voldoet aan het principe van equimarginaliteit. Dit instrument kan ingezet worden om de vooropgestelde emissiereductiedoelstelling te bereiken op een kostenefficiënte wijze.

Veronderstel dat twee bedrijven A en B dezelfde emissiereductie-inspanningen leveren ( $R_A=R_B$ ). Zoals uit het voorbeeld van de emissienorm blijkt, is dit niet de meest kostenefficiënte verdeling van emissiereductie-inspanningen. Met behulp van een emissieheffing kan de kostenefficiënte verdeling bereikt worden.

Immers, door het opleggen van een emissieheffing levert elk bedrijf emissiereductie-inspanningen tot op het punt waar de eigen marginale emissiereductiekost voor een extra eenheid reductie gelijk is aan het bedrag van de heffing. Daarna is het voor de bedrijven goedkoper om op de resterende emissies de heffing te betalen dan deze emissies te vermijden. Vermits elk bedrijf inspanningen levert tot op het punt waar de eigen marginale reductiekost voor een extra eenheid reductie gelijk is aan het bedrag van de heffing, betekent dit dat alle bedrijven voor hun niveau van inspanning dezelfde marginale emissiereductiekosten hebben. Dit instrument voldoet dus aan het principe van equimarginaliteit.

Figuur 7: Kostenefficiëntie emissieheffing



Bron: Op basis van Proost et al., 2001b

Hierbij dient opgemerkt te worden dat de hoogte van de heffing cruciaal is voor het al dan niet bereiken van de emissiereductiedoelstelling. Een lagere heffing voldoet weliswaar ook aan het principe van equimarginaliteit, maar zal er niet in slagen om de vooropgestelde doelstelling te realiseren.

### (3) Verhandelbare emissierechten

Een emissierecht is een titel die recht geeft tot een (op de titel gespecificeerd) niveau van vervuiling. Indien de emissierechten verhandelbaar zijn, geven ze aan de vervuilers die ze bezitten de mogelijkheid om het recht tot vervuilen te kopen en te verkopen. Niettegenstaande een recht tot een bepaalde hoeveelheid vervuiling gelijkaardig lijkt aan het vastleggen bij wet (norm) van een bepaalde hoeveelheid vervuiling, wordt het toch een totaal verschillend instrument wanneer de rechten kunnen verhandeld worden,.

Een van de voordelen van verhandelbare emissierechten is dat het niet uitmaakt welke bedrijven initieel de verhandelbare rechten krijgen. Een eventuele initiële misallocatie kan ongedaan gemaakt worden door handel. De mogelijkheid tot verhandelen maakt de opportuniteitskost van de emissies gelijk aan de prijs van het recht.

Stel dat initieel wordt uitgegaan van een gelijke verdeling van de rechten tussen de bedrijven en stel dat de prijs van het recht gelijk is aan de hoogte van de heffing, waarmee het totale vereiste (optimale)

niveau van reductie bereikt wordt. Uitgaande van deze veronderstellingen kan aan de hand van figuur 7 aangetoond worden dat het instrument voldoet aan het principe van equimarginaliteit.

Bedrijf A verkoopt een aantal van zijn rechten tot vervuiling, aangezien deze verkoop hem meer opbrengt dan dat de kostprijs van de emissiereductie-inspanning die hij zichzelf daarmee oplegt. Het omgekeerde geldt voor bedrijf B. Op die manier bereikt men dus door de handel in emissierechten een kostenefficiënte verdeling van de emissiereductie-inspanningen.

### *Toepassing Milieukostenmodel*

Het Milieukostenmodel maakt gebruik van *wiskundige optimalisering* als instrument om kostenefficiënte milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen.

De resultaten van deze analyse worden gebruikt om marginale en totale kostencurves (voor één pollutent) te construeren.

## 4.4 Wiskundige optimalisering

In de volgende paragraaf wordt toegelicht op welke manier wiskundige optimalisering kan gebruikt worden als instrument voor de uitvoering van een kosteneffectiviteitsanalyse. De methodiek wordt algemeen beschreven voor één pollutent, meerdere pollutenten en meerdere milieuthema's. Eveneens wordt het effect van de locatie van de emissiebron en het transport tussen "bron" en "ontvanger" in kaart gebracht.

### 4.4.1 Wiskundige optimalisering vs kosteneffectiviteitscurve

Wiskundige optimalisering heeft dezelfde gebruiksmogelijkheden als de kosteneffectiviteitscurves: het kostenminimaliseringsprobleem kan gebruikt worden als instrument om kostenefficiënte milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten te selecteren en om de emissiereductie-inspanningen op een kostenefficiënte manier te verdelen. Niettemin kan wiskundige optimalisering van toegevoegde waarde zijn indien bijvoorbeeld (a) de marginale kostencurve niet-continu is of (b) een milieumaatregel meer dan één pollutent reduceert (d.i. interactie tussen pollutenten).

#### *a Continuïteit*

In principe heeft men voor het opstellen van een marginale kostencurve een kostenfunctie nodig die afleidbaar is (d.i. een continue functie). Een continue functie kan slechts opgesteld worden als de kostencurve door heel veel punten bepaald wordt. Echter, in de praktijk kan een bedrijf slechts een beperkte set van emissiereductiemaatregelen toepassen en kent men in plaats van een functie maar een aantal punten. Men bekomt een totale kostenfunctie die "piecewise linear" is en de marginale kostenfunctie (d.i. de afgeleide van de totale kostenfunctie) heeft de typische trapvorm (cf. bijlage 12).

Indien slechts een beperkt aantal punten gekend is, worden deze punten verbonden in de veronderstelling dat elke tussenliggende reductie door een lineaire combinatie van de vorige en de volgende emissiereductietechniek gerealiseerd wordt. In praktijk zijn de meeste technieken echter ondeelbaar zodat er in het geval van een beperkt aantal punten een fout optreedt. Dit probleem kan opgelost worden indien er veel bedrijven zijn en men het probleem kan “convexeren”: tussenliggende reductieniveaus kunnen op sectorniveau bereikt worden indien een deel van de bedrijven de milieumaatregel implementeert. Echter, indien er weinig bedrijven zijn en weinig emissiereductietechnieken is het meer aangewezen om het probleem *wiskundig* op te lossen met behulp van een kostenminimaliseringsprobleem.

### ***b* Interactie tussen pollutanten**

Een milieumaatregel is veelal primair gericht op de reductie van de emissie van een bepaalde pollutant (d.i. de doelstof). Daarnaast kan het zijn dat de maatregel ook nog een positief of negatief effect heeft op andere pollutanten. Een driewegkatalysator, bijvoorbeeld, reduceert de NO<sub>x</sub>-emissies maar verhoogt de emissies van N<sub>2</sub>O (negatief effect); een actief kool proces als rookgasreinigingstechniek voor een stookinstallatie reduceert zowel de SO<sub>2</sub>-emissies als de emissies van NO<sub>x</sub> (positief effect).

Bij een interactie tussen pollutanten wordt een tweedimensionele marginale kostencurve irrelevant omdat de marginale kosten betrekking hebben op één pollutant en de interactie niet in rekening brengen. Eventueel kan de marginale kostencurve opgesteld worden voor één pollutant, gegeven een vaste emissiereductie voor de overige pollutanten. Echter, dergelijke marginale kostencurve geeft niet de meest kostenefficiënte oplossing voor alle pollutanten tegelijkertijd.

Voornoemde problematiek kan “omzeild” worden indien de pollutanten gesommeerd worden (bijvoorbeeld SO<sub>2</sub>-equivalenten, CO<sub>2</sub>-equivalenten) of de kosten aan elk van de verschillende pollutanten toegerekend wordt. In bijlage 13 worden verschillende benaderingen uit de literatuur toegelicht. Echter, wiskundige optimalisering biedt de mogelijkheid om de interactie tussen pollutanten in rekening te brengen zonder dat het probleem moet “omzeild” worden.

#### **4.4.2 Eén vervuiler/meerdere vervuilers – één pollutant<sup>44</sup>**

In het geval van één pollutant die door één of meerdere emissiebronnen geëmitteerd wordt, wordt de doelfunctie als volgt geformuleerd (Brink et al., 2001):

$$\text{Min} \sum_{k \in K} C_k(\mathbf{n}_k)$$

Met  $\mathbf{n}_k$  een vector met de elementen  $a_{k,n}$  en  $n \in \mathbb{N}$

De doelfunctie minimaliseert de som van de emissiereductiekosten voor de verschillende vervuilers of emissiebronnen  $k$  (in totaal zijn er  $K$  vervuilers of emissiebronnen<sup>45</sup>). De doelfunctie is voor elke vervuiler  $k$  en elke milieumaatregel  $n$  onderworpen aan een aantal randvoorwaarden:

---

<sup>44</sup> Bogaert et al., 2000; Brink et al., 2001; Ochelen, 2000b.

<sup>45</sup> In geval van één vervuiler is  $K = 1$ .

$$(1) \quad e_k = e_k \times \overline{X}_k \times \left( 1 - \sum_{n \in N} a_{k,n} \times r_{k,n} \right) \quad \text{Voor alle } k \in K$$

$$(2) \quad C_k(\tau_k) = \sum_{n \in N} a_{k,n} \times g_{k,n} \times \overline{X}_k \quad \text{Voor alle } k \in K$$

$$(3) \quad \sum_{k \in K} e_k \leq \overline{E}$$

$$(4) \quad \sum_{n \in N} a_{k,n} \leq 1 \quad \text{Voor alle } k \in K$$

$$(5) \quad a_{k,n} = 0 \quad \text{Voor alle } k \in K \text{ en } n \in N$$

De vervuiler  $k$  kan zowel één bedrijf zijn als verschillende bedrijven binnen een (deel)sector of de verschillende (deel)sectoren van een doelgroep. Het activiteitsniveau  $\overline{X}_k$  wordt exogeen bepaald zodat in voorgaande formulering verondersteld wordt dat de emissies niet door een verandering in de output gereduceerd worden (of volumemaatregelen worden niet geëvalueerd).

In (1) wordt het emissieniveau voor elke bron  $k$  geformuleerd als afhankelijk van het activiteitsniveau  $\overline{X}_k$  (exogeen), de emissiefactor  $e_k$ , de implementatiegraad  $a_{k,n}$  en het rendement van de techniek  $r_{k,n}$ . Het eerste deel van het product geeft het emissieniveau vóór implementatie van de milieumaatregel  $n$  en het tweede deel van het product geeft de emissiereductie, gerelateerd aan de implementatie van de milieumaatregel  $n$ . Het model veronderstelt bijgevolg dat er een lineaire relatie is tussen het emissieniveau en de grootte van de activiteit van de emissiebron en de implementatiegraad van de milieumaatregel.

De emissiereductiekosten (2) voor elke vervuiler  $k$  zijn functie van het activiteitsniveau  $\overline{X}_k$  (exogeen), de eenheidskost  $g_{k,n}$  en de implementatiegraad  $a_{k,n}$  van techniek  $n$ .

De totale emissie (d.i. voor alle emissiebronnen samen) moet voldoen aan de emissiereductiedoelstelling  $\overline{E}$  (3). En de implementatiegraad van een milieumaatregel is kleiner of gelijk aan 1 (4). Indien  $k$  gelijk is aan één bedrijf dan is  $a_{k,n}$  gelijk aan 1 of 0 (d.i.  $k$  implementeert de milieumaatregel wel of niet). Indien  $k$  gelijk is aan de som van verschillende bedrijven binnen een (deel)sector of doelgroep moet  $a_{k,n}$  geïnterpreteerd worden over alle vervuilers heen of de implementatiegraad kan variëren tussen 0% en 100%.

***Toepassing Milieukostenmodel***

Zoals aangegeven werd in paragraaf 4.3.3, wordt in het Milieukostenmodel gebruik gemaakt van *wiskundige optimalisering*.

### 4.4.3 Meerdere polluenten<sup>46</sup>

Indien meerdere polluenten samen bijdragen tot hetzelfde milieuprobleem, is het minimaliseringsprobleem in voorgaande paragraaf enkel van toepassing indien:

- De milieumaatregelen de emissies van slechts één polluent reduceren.
- De implementatie van milieumaatregelen voor de reductie van een polluent onafhankelijk is van de implementatie van milieumaatregelen voor de reductie van een andere polluent.

Kostenefficiëntie voor de individuele polluenten houdt impliciet in dat de emissies voor alle polluenten samen kostenefficiënt gereduceerd worden. De totale kosten voor de emissiereductie van alle polluenten is dan ook gelijk aan de som van de emissiereductiekosten voor de individuele polluenten.

Echter, milieumaatregelen kunnen de emissies van meerdere polluenten reduceren. Bovendien kan de implementatie van een milieumaatregel om een bepaalde polluent te reduceren, de implementatie van een milieumaatregel ter reductie van andere polluenten uitsluiten. Men kan een probleem formuleren waarbij de interactie tussen de polluenten in rekening gebracht wordt: de meest kostenefficiënte combinatie van milieumaatregelen wordt gedefinieerd terwijl aan de emissiereductiedoelstelling voor elk van de interagerende polluenten tegelijkertijd voldaan wordt. Bij deze benadering moeten de kosten niet over de verschillende polluenten verdeeld worden en kan de analyse op meer dan één polluent betrekking hebben.

De emissiereductiedoelstellingen voor elk van de verschillende polluenten  $p$  wordt gegeven door  $\overline{E}_p$  en de emissiefactoren voor elke vervuiler  $k$  en voor elke polluent  $p$  wordt door  $e_{k,p}$  bepaald. Het rendement van een milieumaatregel  $n$  voor de reductie van een polluent  $p$  die door vervuiler  $k$  geëmitteerd wordt, is  $r_{k,n,p}$ . Het rendement kan eveneens kleiner dan 0 zijn indien een milieumaatregel ter reductie van een bepaalde polluent de emissies van een andere polluent doet toenemen. De wiskundige formulering van paragraaf 4.4.2 moet met volgende voorwaarden aangevuld worden in het geval van  $p$  polluenten en  $k$  vervuilers:

$$(1) \quad e_{k,p} = e_{k,p} \times \overline{X}_k \times \left( 1 - \sum_{n \in N} a_{k,n} \times r_{k,n,p} \right)$$

$$(3) \quad \sum_{k=1}^K e_{k,p} \leq \overline{E}_p \quad \text{Voor alle } p \in P$$

De andere voorwaarden blijven ongewijzigd en kunnen uit paragraaf 4.4.2 overgenomen worden.

---

<sup>46</sup> Brink et al., 2001.

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Zoals in paragraaf 2.3 werd aangegeven, worden in het Milieukostenmodel alle milieu-effecten van een milieumaatregel in acht genomen. De *milieu-effecten* waarvoor een *emissiereductiedoelstelling* wordt vooropgesteld, worden *niet in monetaire termen* uitgedrukt maar als de hoeveelheid emissiereductie die met een bepaalde milieumaatregel kan gerealiseerd worden.

De *milieu-effecten* waarvoor *geen emissiereductiedoelstelling* wordt vooropgesteld, worden bij voorkeur in monetaire termen uitgedrukt en bij de (maatschappelijke) kosten geteld (d.i. kostenverhogend voor negatieve milieu-effecten, kostenverlagend voor positieve milieu-effecten). Indien monetaire waardering niet mogelijk is, kan geen rekening gehouden worden met deze effecten in het kostenminimaliseringsprobleem.

#### **4.4.4 Meerdere milieuthema's<sup>47</sup>**

Indien de emissiereductiedoelstelling betrekking heeft op de reductie van milieuschade (in plaats van emissies), veroorzaakt door een bepaald milieuprobleem (of milieuthema), moet de modelformulering van paragraaf 4.4.2 uitgebreid worden voor een set  $Q$  van milieuthema's. Voor elk milieuthema  $q$  wordt een indicator  $h_q$  gedefinieerd die lineair gerelateerd is aan het emissieniveau van elke pollutant  $p$ . De bijdrage van elke pollutant  $p$  tot het milieuthema  $q$  wordt gegeven door de factor  $y_{p,q}$ . De indicator geeft de grootte van de milieu-impact van een thema  $q$ :

$$h_q = \sum_{k \in K} \sum_{p \in P} y_{p,q} \times e_{k,p}$$

Voor elke milieuthema  $q$  kan de grootte van de milieu-impact onderworpen zijn aan een beperking  $\overline{H}_q$  :  
 $h_q = \overline{H}_q$

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Daar het Milieukostenmodel zich op de *eerste plaats* richt op *polluenten* (cf. 2.1.2) wordt er niet dieper ingegaan op de praktische uitvoering van een kosteneffectiviteitsanalyse in geval van milieuthema's.

#### **4.4.5 Locatie emissiebron en transport<sup>48</sup>**

Voor sommige polluenten (bijvoorbeeld  $SO_x$ ) hangt de impact op het milieu af van de plaats waar ze geëmitteerd worden: de polluenten worden in de atmosfeer over grote afstand getransporteerd voordat

<sup>47</sup> Brink et al., 2001.

<sup>48</sup> Brink et al., 2001.

ze een effect hebben op de milieukwaliteit. Bijgevolg is het belangrijk om voor deze pollutanten de plaats van emissie, het atmosferisch transport en de plaats waar het milieu-effect zich voordoet, in rekening te brengen. De wiskundige formulering wordt uitgebreid met een set van locaties I voor de “bronnen” (d.i. waar de pollutanten geëmitteerd worden) en een set van locaties J voor de “ontvangers” (d.i. waar het milieu-effect plaatsvindt). Alle bronnen worden toegekend aan een geografische locatie i (bijvoorbeeld grid van 15 km op 15 km op niveau Vlaanderen) zodat alle technisch-economische karakteristieken van de milieumaatregelen aan een bepaalde locatie i ( $e_{i,k,p}$ ,  $r_{i,k,n,p}$ ,  $\overline{X}_{i,k}$ ,  $a_{i,k,n}$ ) gerelateerd worden.

De wiskundige formulering uit paragraaf 4.4.2 wordt als volgt aangepast:

$$\text{Min} \sum_{i \in I} \sum_{k \in K} C_{i,k}(\mathbf{n}_{i,k})$$

Met  $\mathbf{n}_{i,k}$  een vector met de elementen  $a_{i,k,n}$  en  $n \in N$

De doelfunctie minimaliseert de som van de emissiereductiekosten voor de verschillende vervuilers k. De doelfunctie is voor elke vervuiler k, in locatie i en elke milieumaatregel n onderworpen aan een aantal randvoorwaarden:

$$(1) \quad e_{i,k,p} = e_{i,k,p} \times \overline{X}_{i,k} \times \left( 1 - \sum_{n \in N} a_{i,k,n} \times r_{i,k,n,p} \right) \quad \text{Voor alle } i \in I, k \in K$$

$$(2) \quad C_{i,k}(\mathbf{n}_{i,k}) = \sum_{n \in N} a_{i,k,n} \times g_{i,k,n} \times \overline{X}_{i,k} \quad \text{Voor alle } i \in I, k \in K$$

$$(4) \quad \sum_{n \in N} a_{i,k,n} \leq 1 \quad \text{Voor alle } i \in I, k \in K$$

$$(6) \quad a_{i,k,n} = 0 \quad \text{Voor alle } i \in I, k \in K \text{ en } n \in N$$

De emissiereductiedoelstellingen uit paragraaf 4.4.2 en 0 kunnen op niveau van de locatie gedefinieerd worden:

$$\sum_{k=1}^K e_{i,k,p} \leq \overline{E}_{i,p} \quad \text{Voor alle } i \in I, p \in P$$

$$\sum_{k \in K} \sum_{p \in P} y_{p,q} \times e_{i,k,p} = \overline{H}_{i,q} \quad \text{Voor alle } i \in I, q \in Q$$

Voorgaande emissiereductiedoelstellingen kunnen eveneens op nationaal niveau of over alle locaties i heen geformuleerd worden. Op gewestelijk (of nationaal) niveau kunnen eveneens emissiereductiedoelstellingen gedefinieerd worden waarbij het transport van pollutanten tussen de “bron” (i) en de “ontvanger” (j) in rekening gebracht worden. De lineaire relatie tussen de emissies van pollutent p, die op locatie i geëmitteerd worden en die een milieu-effect hebben op “ontvanger” J, wordt voorgesteld door



een constante parameter  $t_{i,j,p}$ . Een emissiereductiedoelstelling wordt gedefinieerd ten opzichte van een indicator voor milieuthema  $q$ , voor “ontvanger”  $j$ .

$$\sum_{i \in I} \sum_{p \in P} \left( t_{i,j,p} \times y_{p,q} \times \sum_{k \in K} e_{i,k,p} \right) \leq \overline{H}_{j,p} \quad \text{Voor alle } j \in J, q \in Q$$

### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Het Milieukostenmodel brengt de *impact van de locatie* van de emissiebronnen en het transport van “bron” naar “ontvanger” *niet* in rekening. Niettemin is deze problematiek belangrijk bij het totstandkomen van milieubeleid. Bijgevolg moet bij de ontwikkeling van het Milieukostenmodel voorzien worden dat het model *op termijn aan ecologische modellen kan gekoppeld worden* (cf. bijlage 1).

#### **4.4.6 Interactie milieumaatregelen<sup>49</sup>**

De interactie tussen milieumaatregelen (d.i. exclusiviteit, volgtijdelijkheid en interactie-effecten) kan impliciet in de beperkingen of randvoorwaarden van het kostenminimaliseringsprobleem opgenomen worden.

##### ***a Exclusiviteit<sup>50</sup>***

Indien, bijvoorbeeld, maatregel A en maatregel B elkaar uitsluiten, kan de exclusiviteit tussen de milieumaatregelen als een beperking of randvoorwaarde van het probleem opgenomen worden:

$A + B \leq 1$ , indien A en B binaire beslissingsvariabelen.

De problematiek van exclusiviteit van milieumaatregelen kan tevens opgelost worden door de exclusieve maatregelen enkel als afzonderlijke milieumaatregelen in de analyse op te nemen en niet als een combinatie van maatregelen. Zo wordt bijvoorbeeld enkel maatregel A en maatregel B in de analyse opgenomen en niet maatregel A+B. Op die manier wordt vermeden dat het probleem niet-lineair en niet-convex wordt (en resulteert in lokale minima in plaats van een globaal minimum).

##### ***b Volgtijdelijkheid<sup>51</sup>***

De volgtijdelijkheid van milieumaatregelen kan als een beperking van het probleem opgenomen worden. Indien B enkel ná A geïmplementeerd kan worden, geldt volgende beperking:

$B \leq A$ , indien A en B binaire beslissingsvariabelen

---

<sup>49</sup> Dellink et al., 1997; van der Woerd et al., 2000; Vringer et al., 2000.

<sup>50</sup> Hillier et al., 1995.

<sup>51</sup> Hillier et al., 1995.

De problematiek van volgtijdelijkheid kan tevens opgelost worden door bijvoorbeeld enkel maatregel A en maatregel A+B in de analyse op te nemen. Op die manier wordt vermeden dat het probleem niet-lineair en niet-convex wordt (en resulteert in lokale minima in plaats van een globaal minimum).

### *c      Interactie-effecten*

Indien het milieu-effect van een combinatie van milieumaatregelen verschilt van het milieu-effect van de afzonderlijke maatregelen komt de interactie tot uiting in het verschil in rendement tussen de individuele milieumaatregelen en hun combinatie.

#### ***Toepassing Milieukostenmodel***

Indien voldoende gegevens beschikbaar zijn, wordt de interactie tussen milieumaatregelen door het Milieukostenmodel in rekening gebracht. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de methodiek die in bovenstaande paragraaf beschreven wordt.

In geval van exclusiviteit en volgtijdelijkheid van milieumaatregelen wordt gekozen voor de tweede oplossing en wordt de problematiek **niet** in rekening gebracht via een extra beperking.



## **BIBLIOGRAFIE**

Berlage L., Decoster A., *Inleiding tot de economie*, Universitaire Pers Leuven, 1997.

Bierman H., Smidt Jr. S., *The Capital Budgeting Decision: Economic Analysis of Investment Projects*, 8<sup>e</sup> editie, Prentice Hall, 1993.

Bogaert S., Van Biervliet K., Aelbrecht P., Lust A., Vermeire I., Bogaert G., Konings F., Le Roy D., *Economische analyse van de emissiegrenswaarden voor het lozen van afvalwater en voor luchtverontreiniging door VOS*, ECOLAS (in opdracht van AMINAL), mei 2000.

Braakhuis F.L.M, Gijtenbeek M., Hafkamp W.A., *Milieumanagement van kosten naar baten*, Alphen aan den Rijn, 1995, p. 167 – 220.

Brink C., van Ierland E., Hordijk L., Kroeze C., *Cost-Effective Emission Abatement in Europe Considering Interrelations in Agriculture. In Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Nitrogen Conference on Science and Policy*, TheScientificWorld, 30 oktober 2001.

Callan, J. Scott, Thomas, M. Janet, *Environmental Economics and Management*, second edition, The Dryden Press, 2000.

Davidson M.D., *Shadow Price Method for balancing environmental and economic aspects of BAT*, International Workshop on Economic Aspects of BAT (proceedings), 10 en 11 februari 2000.

De Jonghe, L., *Establishing cost efficiency of environmental measures in industries - Proceedings International Workshop on Economic Aspects of BAT*, VROM, 2000.

Deketelaere K. et al., *Handboek Milieurecht*, die Keure, 2001.

Dellink R., Van der Woerd F., *Kosteneffectiviteit van milieuthema's*, Instituut voor milieuvraagstukken, juli 1997.

DG Environment, *Guidelines on Costing Environmental Policies*, Working paper, draft augustus 1999.

Engelhard W.F.J.M, *Calculatietechnieken kostenschattingen*, Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek, oktober 1985.

EPA, *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, United States Environmental Protection Agency, november 2000.

European Environment Agency, *Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures*, Technical Report No 27, 1999.

## *Bibliografie*

---

- Eyckmans J., Proost S., *Anwoord op vraag Sara Ochelen mbt methodologievragen die open blijven in de aangepaste Ecolas-methodologiebeschrijving voor de sectorstudies Lucht*, KULeuven-CES-ETE, 2001.
- Hillier, F.S., Lieberman, G.J., *Introduction to operations research*, McGraw-Hill, zesde editie, 1995.
- Honig E., Hanemaaijer A., Engelen R., Dekkers A., Thomas A., *Techno 2000: Modelling van de daling van Milieukosten van technologieën in de tijd*, RIVM, 2000.
- Informatiecentrum Milieuvergunningen (InfoMil), *Cost effectiveness of Environmental Measures – Lucht*, VROM/Climate change and Industry, februari 2001.
- Lavrysen, L., *Syllabus Milieurecht*, Universiteit Gent, september 1999.
- MIRA-S 2000, *Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen: Scenario's*, Vlaamse Milieumaatschappij & Garant, 2001.
- MIRA-T 2002, *Milieu-en Natuurrapport Vlaanderen: Thema's*, Vlaamse Milieumaatschappij & Garant, 2002.
- Ochelen S., *Startnota Milieukostenmodel*, 10 mei 1999.
- Ochelen S., *Ontwerpvoorstel kenniscentrum milieukostenmodellering*, 18 oktober 1999.
- Ochelen S., *Voorstel voor de versterking van de economische expertise van het kenniscentrum BBT*, 16 februari 2000.
- Ochelen S., *Werkdocument milieukosten – definities en methoden*, 28 maart 2000.
- Proost S., *Cursus Milieu-Economie*, Centrum Economische Studiën KULeuven, 2001.
- Proost, S., Reymen, D., *Economische impact van de Kyoto-doelstelling op de Vlaamse economie – Een inleiding tot het instrumentenkeuze probleem*, CES – KULeuven, mei 2001.
- Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Onderzoek naar de financiering van het Vlaams milieubeleid*, 1995.
- Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*, 11 oktober 1996.
- Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieu-maatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*, 1996.

## *Bibliografie*

---

Stichting Leefmilieu, *Topics Milieu en Bedrijf: Financiële aspecten van de bedrijfsinterne milieuzorg*, Standaard Uitgeverij, 1998.

Thewys T., *Cursus Milieu-economie (Milieucoördinator niveau A)*, Limburgs Universitair Centrum, 2002.

Van der Eijk A., *In aanbouw: Beursplein NO<sub>x</sub>*, Milieumagazine 6/7, 2001.

van der Woerd K.F., Ruijgrok E.C.M., Dellink R.B., *Kosteneffectiviteit van Verspreiding naar water – RIZA werk-document 2000.073X*, Instituut voor Milieuvraagstukken, april 2000.

Van Humbeeck P., *MIRA-S 2000, Gevolgen voor de economie – Achtergronddocumenten*, (<http://www.milieurapport.be/>), 2001.

Vercaemst P., *Costing methodology for BAT purposes – Final report*, Vito, juni 2001.

Vercaemst P., *Rol van het begeleidingscomité*, Vito, februari 2002.

Vringer K., Hanemaaijer A.H., *Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen*, Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, juni 2000.

VROM, *Kosten en baten in het milieubeleid - Definities en berekeningsmethodes*, Publicatiereeks milieustrategie, nr 1998/6.



## **LIJST DER AFKORTINGEN**

ALT	Administratie Land- en Tuinbouw
AMINAL	Administratie voor Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer
Aminabel	Administratie voor Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Algemeen Milieu- en Natuurbeleid
ANRE	Administratie Natuurlijke Rijkdommen en Energie
BBT	Beste Beschikbare Technieken
CES	Centrum voor Economische Studiën
EMAS	Ecomanagement and Audit Scheme
Infomil	Informatiecentrum Milieuvergunningen
IVM	Instituut voor Milieuvraagstukken
MIRA	Milieu- en Natuurrapport
MINA-Raad	Milieu- en Natuurraad Vlaanderen
MKM	Milieukostenmodel
MIOW	Marktsituatie, Internationale Omgeving en Weerstandsvermogen
NACE	Nomenclature générale des Activités économiques dans les Communautés Européennes
NBB	Nationale Bank van België
OVAM	Openbare Afvalstoffenmaatschappij van het Vlaamse Gewest
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RIZA	Rijksinstituut voor Intergraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
RUCA	Rijksuniversitair Centrum Antwerpen
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SERV	Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen
UFSIA	Universitaire Faculteiten Sint-Ignatius Antwerpen
UIA	Universitaire Instelling Antwerpen
Vito	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VLM	Vlaamse Landmaatschappij
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VOLT	Vlaamse Onderzoekseenheid Land- en Tuinbouweconomie
VOS	Vluchtige organische stoffen
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer





# **BIJLAGEN**

## **OVERZICHT VAN DE BIJLAGEN**

Bijlage 1:	Resultaten behoefteonderzoek
Bijlage 2:	Inventaris richtlijnen en methodieken berekening milieukosten
Bijlage 3:	Inventaris methodieken kosteneffectiviteit
Bijlage 4:	Inventaris binnenlandse en buitenlandse milieukostenmodellen
Bijlage 5:	Medewerkers project “Milieukostenmodel”
Bijlage 6:	Overzicht BBT-sectorstudies
Bijlage 7:	Overzicht sectorstudies Aminabel
Bijlage 8:	Instrumenten van marktconforme regulering
Bijlage 9:	Netto-welvaartsverlies
Bijlage 10:	Economische waardering milieubaten
Bijlage 11:	Technologische ontwikkeling
Bijlage 12:	Constructie marginale en totale kosteneffectiviteitscurve
Bijlage 13:	Interactie tussen polluenten

## **Bijlage 1: Resultaten behoefteonderzoek**

Bij de ontwikkeling van een milieukostenmodel moeten, in de mate van het mogelijke, de behoeften van de “klanten” in acht genomen worden. De vereisten van additionele kostenmodellen en evenwichtsmodellen worden eveneens tot de behoeften van potentiële “gebruikers” gerekend.

De voorlopige resultaten van het behoefteonderzoek vindt men in bijlage 1 terug. Men moet hierbij in acht nemen dat het steeds gaat om de behoeften van de contactpersonen. Deze behoeften stemmen niet noodzakelijk overeen met de behoeften van de betrokken instantie.

### **1 Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting**

De startnota van 10 mei 1999 en de documenten die deze nota dieper uitwerken, geven een eerste aanzet tot de inventarisatie van milieukosten en de ontwikkeling van een milieukostenmodel. Na de definitieve integratie van het project in het BBT-kenniscentrum zijn deze behoeften, in samenspraak met vertegenwoordigers van AMINAL, herzien.

De concrete vertaling van deze behoeften naar projectinvulling vindt men in onderstaande tabel terug.

*Tabel 8: Overzicht projectinvulling - behoefteonderzoek AMINAL*

<b>Termijn</b>	<b>Projectstappen</b>
juni – december 2001	Herschrijven en uitdiepen startnota
	Contacteren potentiële gebruikers
	Opstellen sectorale kostencurves BBT-sectorstudies “kleiverwerkende nijverheid” en “stookinstallaties”
	Structureren informatie BBT-studies voor VOS, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> (en ammoniak)
januari 2002 – juni 2003	Inventariseren milieumaatregelen en resultaten sectorale kostencurves voor VOS, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> voor de doelgroep industrie
	Opzetten modelstructuur en operationaliseren voor testcase
	Inventariseren milieumaatregelen andere doelgroepen
lange termijn	Koppelen milieukostenmodel aan andere modellen
	Integreren meerdere pollutanten
	Integreren volumemaatregelen en organisatorische maatregelen

## **2 Vlaamse Milieumaatschappij**

In het kader van de Kaderrichtlijn Water is er binnen de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) de aanzet gegeven voor een kosteneffectiviteitsstudie voor het milieucompartiment water. Bijgevolg is het belangrijk dat de werkzaamheden van beide partijen op elkaar afgestemd worden en dat er theoretische ondersteuning door de verantwoordelijken van het project “Milieukostenmodel” geboden wordt.

## **3 MIRA-team (VMM)**

De output van het Milieukostenmodel en het achtergronddocument kunnen input zijn voor het economische luik van de MIRA-S rapporten, de MIRA-T rapporten en voor de beleidsevaluatie. Omgekeerd kunnen de resultaten van voornoemde rapporten ook relevante input zijn voor het Milieukostenmodel. Bijgevolg is het belangrijk dat beide partijen elkaar op de hoogte houden met betrekking tot de recente ontwikkelingen.

## **4 Sociaal-Economische Raad Vlaanderen en Vlaams Economisch Verbond**

De Sociale Partners en de bedrijfswereld benadrukken de interesse voor een Milieukostenmodel voor Vlaanderen. De Sociale Partners wensen dan ook op de hoogte te blijven van de recente ontwikkelingen met betrekking tot het project “Milieukostenmodel”. Momenteel kan de Raad geen concrete “behoeften” formuleren.

Peter Van Humbeeck wenst als onafhankelijke expert deel uit te maken van het Begeleidingscomité van het Milieukostenmodel.

## **5 MINA-raad**

De MINA-raad kan momenteel kunnen geen concrete “behoeften” formuleren maar wenst op de hoogte te blijven van de recente ontwikkelingen met betrekking tot het project “Milieukostenmodel”.

## **6 Vlaams Landmaatschappij - Administratie Land- en Tuinbouw (**

De VLM en de ALT hebben ruime ervaring met betrekking tot het modelleren van milieukosten (bijvoorbeeld het SELES-model, het NH<sub>3</sub>-reductieplan). De activiteiten van de VLM en de ALT met betrekking tot de inventarisatie van technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen kan input opleveren voor de doelgroep landbouw in het Milieukostenmodel.

Het Steunpunt Duurzame Landbouw heeft de opdracht om binnen een termijn van 5 jaar een micro-economisch model voor de landbouwsector te ontwikkelen. De voortgang van dit project wordt opgevolgd en wordt eventueel gekoppeld aan het Milieukostenmodel.

## **7 Vereisten van (additionele) kostenmodellen en evenwichtsmodellen**

Het Milieukostenmodel is een bottom-up model met als primaire doelstelling de kosten en het emissie-reductiepotentieel van milieumaatregelen te berekenen. Echter, om de volledige wisselwerking tussen de globale economie en het leefmilieu te vatten, zijn er bijkomende modellen nodig.

Idealiter is een milieukostenmodel een onderdeel van een samenhangend geheel van meerdere modellen die op elkaar afgestemd zijn (ondermeer door dezelfde definities te gebruiken) en die elkaar aanvullen (de output van het ene model levert input voor het andere model). Dergelijk gigantisch model is zeer moeilijk te hanteren en de resultaten zijn moeilijk te interpreteren. Bijgevolg lijkt een beperkter model, dat op termijn aan andere modellen gekoppeld wordt, meer opportuun. Het Milieukostenmodel kan op verschillende manieren van toegevoegde waarde zijn (Ochelen S., 2000b; SERV, 1996):

- Het Milieukostenmodel berekent de kosten en (liefst ook) de effecten (uitgedrukt in emissiere-reducties) van een bepaald milieubeleid. Dergelijke output kan de input zijn voor ecologische modellen (bijvoorbeeld EUROS) die het effect van emissiere-reducties op de milieukwaliteit berekenen (in termen van immissies of andere milieu-indicatoren).
- De kosten die met het Milieukostenmodel berekend worden, kunnen de input zijn voor een draagkrachtmodel zoals bijvoorbeeld MIOW+, dat het effect van de milieukosten op de (voornamelijk financiële) prestaties van een sector inschat.
- De kosten die door het Milieukostenmodel berekend worden, kunnen de input zijn voor een partieel evenwichtsmodel (bijvoorbeeld MARKAL, SELES) dat het effect van een verstrengd milieubeleid op het marktaandeel van een bepaalde sector in Vlaanderen weergeeft. Indien men de interacties met de rest van de economie (naast de beschouwde sector) wil kennen, kunnen de kosten de input zijn voor een macro-econometrisch (effecten op korte en middellange termijn) model of een algemeen (effecten op lange termijn) evenwichtsmodel. Voornoemde modellen geven de effecten weer op bijvoorbeeld het Bruto Binnenlands Product of BBP, de tewerkstelling of de betalingsbalans.
- De kosten die door het Milieukostenmodel berekend worden, kunnen de input zijn van een kosten-batenanalyse. Indien men eveneens de baten (de verbeterde milieukwaliteit, indien mogelijk, uitgedrukt in monetaire termen) van een vooropgesteld milieubeleid kent, kan men de meest allocatief efficiënte beleidsdoelstellingen (met de hoogste netto-baten) bepalen.

De ontwikkeling van additionele modellen valt buiten het bestek van Actie 162. Niettegenstaande moet er vanaf het begin van de modelontwikkeling met de mogelijke koppeling van het Milieukostenmodel aan andere modellen rekening gehouden worden. Deze koppeling heeft ondermeer implicaties voor de definiëring van de methodiek en de modelstructuur.



## **Bijlage 2: Inventaris richtlijnen en methodieken berekening milieukosten**

Bijlage 2 geeft een niet-limitatief overzicht van referenties waarin men richtlijnen en methodieken voor de berekening van milieukosten kan terugvinden.

Berlage L., Decoster A., *Inleiding tot de economie*, Universitaire Pers Leuven, 1997.

Bogaert S., Van Biervliet K., Aelbrecht P., Lust A., Vermeire I., Bogaert G., Konings F., Le Roy D., *Economische analyse van de emissiegrenswaarden voor het lozen van afvalwater en voor luchtverontreiniging door VOS*, ECOLAS (in opdracht van AMINAL), mei 2000.

Braakhuis F.L.M., Gijtenbeek M., Hafkamp W.A., *Milieumanagement van kosten naar baten*, Alphen aan den Rijn, 1995, p 167 – 220.

Callan, J. Scott, Thomas, M. Janet, *Environmental Economics and Management*, second edition, The Dryden Press, 2000.

Cofala J., Syri D., *Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database*, IIASA, juni 1998.

Dellink R., van der Woerd F., *Kosteneffectiviteit van milieuthema's*, Instituut voor milieuvraagstukken, juli 1997.

DG Environment, *Guidelines on Costing Environmental Policies*, Working paper, draft augustus 1999.

Engelhard W.F.J.M., *Calculatietechnieken kostenschattingen*, Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek, oktober 1985.

EPA, *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, United States Environmental Protection Agency, november 2000.

European Environment Agency, *Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures*, Technical Report No 27, 1999.

Hanemaaijer A.H., Dirckx M.C.A.P., *Monnie 2000: Milieukostenmodel RIVM*, februari 2001.

Informatiecentrum Milieuvergunningen, *Cost effectiveness of Environmental Measures – Lucht, VROM/ Climate change and Industry*, februari 2001.

Mayeres I., Proost S., Miltz D., *The Geneva Hydrocarbon Protocol: Economic Insights form Belgian Perspective*, Environmental and Resource Economics, 1993.

Ochelen S., *Startnota Milieukostenmodel*, 10 mei 1999.



Ochelen S., *Werkdocument milieukosten: definities en methoden*, 28 maart 2000.

Proost S., *Cursus Milieu-Economie*, CES-KULeuven, 2001.

Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieu-maatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*, 1996.

Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*, 11 oktober 1996.

Stichting Leefmilieu, *Topics Milieu en Bedrijf: Financiële aspecten van de bedrijfsinterne milieuzorg*, Standaard Uitgeverij, 1998.

van der Woerd K.F., Ruijgrok E.C.M., Dellink R.B., *Kosteneffectiviteit van Verspreiding naar water – RIZA werk-document 2000.073X*, Instituut voor Milieuvraagstukken, april 2000.

Vringer K., Hanemaaijer A.H., *Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen*, Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, juni 2000.

VROM, *Kosten en baten in het milieubeleid - Definities en berekeningsmethodes*, Publicatiereeks milieustrategie, nr 1998/6.

### **Bijlage 3: Inventaris methodieken kosteneffectiviteit**

Bijlage 3 geeft een niet-limitatief overzicht van referenties waarin een methodiek voor de evaluatie van kosteneffectiviteit beschreven worden. Indien aan deze beschrijving een rekenmodule gekoppeld is, wordt tevens een kort overzicht van de inhoud van de betreffende studie gegeven.

#### **1. Referenties**

Bogaert S., Van Biervliet K., Aelbrecht P., Lust A., Vermeire I., Bogaert G., Konings F., Le Roy D., *Economische analyse van de emissiegrenswaarden voor het lozen van afvalwater en voor luchtverontreiniging door VOS, ECOLAS (in opdracht van AMINAL), mei 2000.*

Braakhuis F.L.M, Gijtenbeek M., Hafkamp W.A., *Milieumanagement van kosten naar baten, Alphen aan den Rijn, 1995, p 167 – 220.*

Brink C., van Ierland E., Hordijk L., Kroeze C., *Cost-Effective Emission Abatement in Europe Considering Interrelations in Agriculture. In Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Nitrogen Conference on Science and Policy, TheScientificWorld, 30 oktober 2001.*

Callan, J. Scott, Thomas, M. Janet, *Environmental Economics and Management*, second edition, The Dryden Press, 2000.

Cofala J., Syri D., *Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database, IIASA, juni 1998.*

Dellink R., van der Woerd F., *Kosteneffectiviteit van milieuthema's, Instituut voor milieuvraagstukken, juli 1997.*

Informatiecentrum Milieuvergunningen, *Cost effectiveness of Environmental Measures – Lucht, VROM/ Climate change and Industry, februari 2001.*

Ochelen S., *Startnota Milieukostenmodel, 10 mei 1999.*

Ochelen S., *Werkdocument milieukosten: definities en methoden, 28 maart 2000.*

Proost, S., Reymen, D., *Economische impact van de Kyoto doelstelling op de Vlaamse economie – Een inleiding tot het instrumentenkeuze probleem, CES-KULeuven, mei 2001.*

Rousseau, S., Proost S., *Kostenvergelijking van verschillende milieubeleidsinstrumenten met toepassing op de textielsector (in progress), CES-KULeuven, oktober 2001.*

Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieu-maatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-*

*aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid, 1996.*

Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*, 11 oktober 1996.

van der Woerdt K.F., Ruijgrok E.C.M., Dellink R.B., *Kosteneffectiviteit van Verspreiding naar water – RIZA werk-document 2000.073X*, Instituut voor Milieuvraagstukken, april 2000.

Vringer K., Hanemaaijer A.H., *Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen*, Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, juni 2000.

VROM, *Kosten en baten in het milieubeleid - Definities en berekeningsmethodes*, Publicatiereeks milieustrategie, nr 1998/6.

## **2. Inhoud**

### **Kosteneffectiviteit van milieuthema's**

#### ***a Situering en doel studie***

De studie "Kosteneffectiviteit van milieuthema's" (Dellink et al., 1997) geeft een overzicht van het reductiepotentieel en de kosten van technische milieumaatregelen voor de milieuthema's verspreiding, verzuring, vermisting, verdroging en bodemverontreiniging. Per thema zijn de maatregelen gerangschikt naar kosteneffectiviteit en is een kosteneffectiviteitscurve geconstrueerd. De kosteneffectiviteitscurves geven een indruk van de technische mogelijkheden om duurzaamheid voor de verschillende milieuthema's te bereiken. Eveneens geven de curves per thema aan tegen welke kosten de milieumaatregelen kunnen geïmplementeerd worden. Bij de constructie van de curves werd geen rekening gehouden met aanpassingskosten en dynamische ontwikkelingen.

#### ***b Inhoud studie***

In *hoofdstuk 2* wordt de gevolgde methodiek, die in grote lijnen overeenkomt met de Methodiek Milieukosten (VROM, 1994), toegelicht. In de studie worden, in tegenstelling tot de VROM-methodiek, eveneens rendabele maatregelen opgenomen. De studie inventariseert alleen technische milieumaatregelen en hun effecten op de emissies van verschillende verontreinigende stoffen (dus niet de effecten op de milieukwaliteit).

*Hoofdstuk 3* geeft een overzicht van de inputgegevens van de studie. De belangrijkste input voor de studie is een set van milieumaatregelen die ten behoeve van Milieuverkenning 3 en het Milieurendement van het Nationaal Milieuplan 2 geïnventariseerd werden. Deze gegevens werden, in de mate van het mogelijke, via overleg met de doelgroepen geactualiseerd en aangevuld met gegevens uit de literatuur. Met behulp van het milieukostenmodel RIM+ werd getracht om het reductiepotentieel en kosten van een aantal milieumaatregelen te bepalen.

*Hoofdstuk 4* licht de duurzaamheidsnormen en beleidsnormen toe die in de studie gehanteerd worden. De studie gebruikt de duurzaamheidsnormen zoals die in het CBS-onderzoek “Berekening duurzaam nationaal inkomen” gedefinieerd werden en de beleidsnormen uit het Nationaal Milieuplan 2.

*Hoofdstukken 5 tot en met 9* geven, voor de verschillende milieuthema’s, een overzicht van de resultaten van de kosteneffectiviteitsanalyse.

### **c      Voordelen**

De studie geeft een globaal en voorlopig (d.i. wegens gebrek aan tijd en gegevens) beeld van de technische mogelijkheden om op een kosteneffectieve manier duurzaamheid voor de thema’s verspreiding, verzuring, vermesting, verdroging en bodemverontreiniging te bereiken.

### **d      Nadelen**

In de periode dat de studie plaatsvond, was het niet mogelijk om een volledige lijst van milieutechnieken, met hun reductiepotentieel en kosten, op te stellen. Gegeven de beperkingen in tijd en gegevens, zijn de kosteneffectiviteitscurves die in het rapport gepresenteerd worden niet volledig. Deze onvolledigheid kan ertoe leiden dat de totale te vermijden emissies en/of de milieukosten onderschat worden. Actualisering van de kostengegevens op basis van meer recente gegevens, wordt bijgevolg wenselijk geacht.

De studie neemt voor de berekening van milieukosten de VROM-methodiek van 1994 als uitgangspunt. Echter, de methodiek werd in 1998 herzien zodat de berekeningen (eventueel) aan de herziene richtlijnen moeten aangepast worden.

## **Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen**

### ***a      Situering en doel studie***

Het onderzoek naar kosteneffectiviteit van milieumaatregelen (Vringer et al., 2000 ) werd in 1998 – 1999 in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) verricht. De aanleiding voor dit onderzoek was het gebrek, bij het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), aan een actueel bestand met technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen voor het milieuthema Verzuring. Het onderzoek werd in nauwe samenwerking met de deskundigen uit de doelgroepafdelingen binnen het Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies (LAE) ontwikkeld. Het doel van het onderzoek was tweemaal: enerzijds beoogde de studie de ontwikkeling van een bestand met technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen, gericht op de milieuthema’s Klimaatverandering, Verzuring en op de reductie van VOS en fijn stof (PM10); anderzijds moest een methodiek opgesteld worden om kosteneffectiviteit van milieumaatregelen te evalueren en om gevoeligheidsanalyses uit te voeren.

### ***b      Inhoud studie***

In *hoofdstuk 2* wordt de methodiek voor de berekening van milieukosten, die aansluit op de Methodiek Milieukosten (VROM, 1998), besproken. Volgende items komen aan bod: onderscheid tussen

milieukosten en milieulasten, milieukosten voor verschillende soorten maatregelen, winstgevendheid en “verjaring” van milieumaatregelen, interacties tussen polluenten of tussen milieuthema’s. Op een aantal punten wijkt men van de Methodiek Milieukosten af, namelijk:

- De studie hanteert de annuïteiten afschrijvingsmethode en een rentevoet van 4 %.
- De rentevoet is uniform voor alle doelgroepen zodat een vergelijking van de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen op landelijk niveau mogelijk wordt.
- Investerings van consumenten en overheid worden afgeschreven over een periode die met de overige sectoren vergelijkbaar is.
- Milieumaatregelen met een zeer korte terugverdientijd (rendabele maatregelen) worden eveneens in rekening gebracht.

*Hoofdstuk 3* gaat in op de methodiek en de uitgangspunten voor de evaluatie van kosteneffectiviteit van milieumaatregelen. In de studie wordt kosteneffectiviteit gedefinieerd als “de kosten per vermeden eenheid emissiereductie”.

In *hoofdstuk 4* wordt een Excel-model toegelicht dat het mogelijk maakt om de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen te evalueren: men geeft een overzicht van de uitgangspunten bij de ontwikkeling van het model, de benodigde input van het model en de output van het model. Het model laat eveneens toe om gevoeligheidsanalyses op de achtergrondvariabelen uit te voeren.

*Hoofdstuk 5* bespreekt de uitgangspunten en de resultaten van de toepassing van het model op een testcase. Volgende uitgangspunten worden gehanteerd:

- De testcase heeft betrekking op een pakket van Nederlandse milieumaatregelen (onvolledig maatregelenpakket) die op de reductie van verzurende emissies gericht zijn (een beperkt aantal milieumaatregelen zijn eveneens op de reductie van VOS en PM10 gericht).
- De toepassing heeft betrekking op de doelgroepen Verkeer, Industrie, Afvalverbranding en Landbouw.
- Het “European Coordination”- beleid is het referentiescenario.
- Interacties tussen maatregelen worden niet in rekening gebracht.
- Alle prijzen zijn geïndexeerd voor het prijspeil van 1999.

In *hoofdstuk 6* worden, aan de hand van een gevoeligheidsanalyse, de gevolgen van enkele methodologische keuzes toegelicht: de rentevoet, de terugverdientijd, de afschrijvingsmethode, de kostentoe rekening aan doelstoffen, de interacties tussen maatregelen en de doorrekening van indirecte milieukosten en milieu-effecten.

Tenslotte wordt het rapport, na een bondige discussie, met een aantal conclusies afgesloten.

### **c      *Voordelen***

Het rapport beschrijft een methodiek en presenteert een model om de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen te evalueren. Het model kan volgende output genereren:

- kosteneffectiviteit per milieumaatregel,
- emissiereducties per doelstof en per steekjaar,
- jaarlijkse kosten per basiseenheid,
- jaarlijkse kosten voor Nederland voor alle steekjaren,
- overzicht van de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen per doelgroep, per doelstof/thema en per steekjaar,
- kosteneffectiviteitscurve per doelgroep en per doelstof, per steekjaar.

Bovendien wordt de mogelijkheid gegeven om gevoeligheidsanalyses op de dataset uit te voeren.

### *d Nadelen*

De gehanteerde methodiek om de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen te evalueren, is gebaseerd op een beperkte kostendefinitie die afgeleid werd van de VROM-methodiek (1998). De definitie omvat geen indirecte milieukosten en -baten, waardoor men niet altijd een volledig beeld van de wenselijkheid van milieumaatregelen krijgt. Het rekenalgoritme van het model kan nog verbeterd worden met betrekking tot: interacties tussen milieumaatregelen en tussen polluenten, het effect van technologische ontwikkeling op de investeringskosten, op de operationele kosten en op de kosteneffectiviteit van maatregelen.

De verschillende deskundigen uit de doelgroepafdelingen van LAE hebben een belangrijke bijdrage geleverd tot de input van het Excel-model. Dergelijke doelgroepafdelingen, die voor de inventarisatie van milieumaatregelen (met hun kosten en effecten) instaan, zijn in België niet voorhanden.

De inventaris van milieumaatregelen is onvolledig en moet in de toekomst aangevuld worden zodat de resultaten ook op Europees niveau representatief zijn.

## **Kosteneffectiviteit van verspreiding naar water**

### *a Situering en doel studie*

Aanzet tot de studie “Kosteneffectiviteit van verspreiding naar water” (van der Woerd et al., 2000) was het gebrek aan methodiek en gegevens met betrekking tot het bepalen van de kosten en het reductiepotentieel van technische milieumaatregelen voor het milieuthema “Verspreiding naar water”. De studie werd door het Instituut voor Milieuvraagstukken (IvM), in opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeleid en Afvalwaterbehandeling (RIZA) uitgevoerd. Het primair doel van de studie is de constructie en de analyse van kosteneffectiviteitscurves voor het thema “Verspreiding naar water”. Daarnaast gaat men na in welke mate dergelijke curves ook bruikbaar zijn om de economische baten van het milieubeleid te berekenen.

### *b Inhoud studie*

In *hoofdstuk 2 en hoofdstuk 3* worden voorlopige vuistregels voor de ontwikkeling van kosteneffectiviteitscurves voorgesteld. Indien er zich methodologische problemen voordoen, worden verschillende mogelijke oplossingen toegelicht. Voor de definitie van milieukosten wordt de “Methodiek Milieukosten” (VROM, 1998), mits de nodige aanpassingen (zoals bijvoorbeeld annuïteitenberekening in plaats van lineaire afschrijvingen), als uitgangspunt genomen. Aangezien het milieuthema “Verspreiding naar

water” betrekking heeft op meerdere pollutanten, wordt de problematiek van interactie tussen pollutanten onder de loep genomen. Eveneens komt de problematiek van interactie tussen milieuthema’s en milieumaatregelen aan bod.

In *hoofdstuk 4* wordt tenslotte een overzicht gegeven van de beschikbare inputgegevens en hun kwaliteit. Er werden geen nieuwe data op microniveau verzameld: men maakte gebruik van de bestanden (op nationaal niveau) van het RIZA en het IvM, aangevuld met relevante literatuur.

In *hoofdstuk 5* worden de voorlopige vuistregels voor de “Verspreiding naar water” toegepast. Met behulp van een rekenschema worden zowel totale als marginale kosteneffectiviteitscurves ontwikkeld. De studie “Een strategie voor de aanpak van microverontreinigingen in communaal afvalwater” (Wagemaker et al., 1999) vormt het uitgangspunt voor de berekeningen. De studie van Wagemaker richt zich enkel op maatregelen tegen indirecte lozingen en niet op maatregelen tegen directe lozing en diffuse lozingen. De uitbreidingsmogelijkheden van de voorgestelde methodiek naar de thema’s Klimaatverandering, Verzuring en Vermesting worden onderzocht. Tenslotte wordt de gevoeligheid (wegingsmethode, rentevoet, afschrijvingstermijn en beleidsdoelstelling) van de kosteneffectiviteitscurves geanalyseerd.

Het laatste hoofdstuk (*hoofdstuk 6*) bevat de conclusies van de studie en doet aanbevelingen betreffende de toekomstige uitbouw van de methodiek en de inventarisatie van gegevens.

### *c Voordelen*

De studie presenteert verschillende oplossingen voor de problematiek van interacties tussen pollutanten en thema’s.

De studie toont aan dat het mogelijk is om op basis van technisch-economische gegevens een consistente en, voor het beleid, bruikbare kosteneffectiviteitscurve voor het milieuthema “Verspreiding naar water” te construeren.

Het rekenschema voorziet in een instrument om de kosteneffectiviteit van technische milieumaatregelen voor de “Verspreiding naar water” te evalueren. De gebruiker kan een aantal achtergrondvariabelen zoals de discontovoet, de afschrijvingsperiode en de wegingsmethode zelf ingeven.

### *d Nadelen*

De constructie van de totale en de marginale kosteneffectiviteitscurves verloopt niet automatisch maar de gebruiker moet, op basis van de gegenereerde kosteneffectiviteitsoverzichten, de milieumaatregelen van lage naar hoge kosteneffectiviteit sorteren.

De resultaten van de toepassing van het rekenschema zijn gebaseerd op de studie die door Wagemaker in 1999 uitgevoerd werd. Deze studie beperkt zich echter tot milieumaatregelen die indirecte lozingen reduceren. Bovendien heeft de studie betrekking op milieumaatregelen op nationaal niveau, met gemiddelde kosten per groep van vergelijkbare maatregelen. Het investeringsbedrag kan niet meer opgesplitst worden in een elektromechanisch en structureel deel zodat één afschrijvingsperiode gehanteerd wordt.

De operationele kosten van de milieumaatregelen zijn niet beschikbaar en worden bijgevolg niet in rekening gebracht. Het reductiepotentieel wordt eveneens op nationaal niveau berekend zodat men geen voorspellingen kan doen over milieu-effecten en normoverschrijdingen op individuele locaties.

De ontwikkeling van een bruikbare kosteneffectiviteitscurve over verschillende milieuthema's heen, vergt nader onderzoek naar de invloed van de keuze van de milieuthema's en de wegingsmethode.

### **Economische analyse van de emissiegrenswaarden voor het lozen van afvalwater en voor luchtverontreiniging door VOS**

#### *a      Situering en doel studie*

De economische analyse die het studiebureau Ecolas in opdracht van AMINAL uitvoerde (Bogaert et al., 2000), heeft als doel om een kosteneffectiviteitsanalyse uit te voeren, gegeven de emissiegrenswaarden voor het lozen van verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater en in de lucht. Om dit doel te realiseren worden de relevante emissiegrenswaarden en de potentiële milieumaatregelen, samen met hun reductiepotentieel en kosten, geïnventariseerd. De kosteneffectiviteit van de emissiegrenswaarden wordt vervolgens vergeleken met de kosteneffectiviteit van alternatieve beleidsscenario's, waaronder een andere verdeling van de emissiereductie-inspanningen en een andere combinatie van milieubeleidsinstrumenten. Er wordt een methodologie ontwikkeld om de kosteneffectiviteit van emissiegrenswaarden (of milieubeleidsinstrumenten in het algemeen) te beoordelen. De methodiek kan zowel ex post, bij de evaluatie van de reglementering als ex ante, bij de ontwikkeling en vastlegging van nieuwe emissiegrenswaarden in de reglementering of de vergunning, gebruikt worden.

#### *b      Inhoud studie*

De studie bestaat uit drie delen: methodiek voor de economische analyse van emissiegrenswaarden, casestudy industriële luchtverontreiniging door VOS, casestudy industrieel afvalwater geloosd in het Denderbekken.

*Deel 1* definieert in hoofdstuk 2 tot en met hoofdstuk 5 een aantal begrippen zoals bijvoorbeeld kosteneffectiviteit, milieumaatregelen (rendement en kosten), marginale kostencurves en milieubeleidsinstrumenten. Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van de methodieken in binnen- en buitenland om de kosteneffectiviteit van milieubeleidsinstrumenten te beoordelen. Hoofdstuk 7 schetst de voornaamste conclusies van de studie.

*Deel 2* presenteert de resultaten van de kosteneffectiviteitsanalyse voor industriële luchtverontreiniging door VOS. Eerst wordt de deelstudie afgebakend en wordt de aanpak toegelicht. Vervolgens worden kosteneffectiviteitscurves voor afzonderlijke cases opgesteld en worden de resultaten geëxtrapoleerd voor de totale sector in Vlaanderen. Tenslotte wordt de kosteneffectiviteit van een aantal beleidsinstrumenten (emissieheffing, verhandelbare emissierechten) geëvalueerd.

*Deel 3* presenteert de resultaten van de kosteneffectiviteitsanalyse voor industrieel afvalwater geloosd in het Denderbekken. De deelstudie heeft dezelfde opbouw als de casestudy die in deel 2 besproken wordt.



*c*     ***Voordelen***

De studie beschrijft een algemene methodiek die een economische analyse van beleidsinstrumenten ex post en ex ante mogelijk maakt.

De studie geeft aan de hand van de casestudies een praktische illustratie van de beschreven methodiek.

*d*     ***Nadelen***

De beschreven en gehanteerde methodiek omzeilt de problematiek van interacties tussen maatregelen en pollutanten.

De deelstudie met betrekking tot de VOS-emissies heeft enkel betrekking op de grafische sector, daar alleen deze sector een bruikbare respons opleverde.

De impact van het milieukwaliteitscriterium op de optimalisatie van milieukosten wordt niet in kaart gebracht.

## **Bijlage 4: Inventaris binnenlandse en buitenlandse milieukostenmodellen**

Bijlage 4 geeft een niet-limitatief overzicht van referenties waarin men een beschrijving van een binnenlandse of buitenlands milieukostenmodel terugvindt. Tevens worden de verschillende milieukostenmodellen kort beschreven.

### **1. Referenties**

CES-KULeuven, Vito, *Markal a model to support greenhouse gas reduction policies*, final report, Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, 2001.

CES-KULeuven, Vito, *The Belgian Markal Database*, Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, april 2001.

Cofala J., Syri D., *Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database*, IIASA, juni 1998.

Dellink R.B., Ruijgrok E.C.M., van der Woerd K.F., *Kosteneffectiviteit van Verspreiding naar water – RIZA werk-document 2000.073X*, Instituut voor Milieuvraagstukken, april 2000.

Duerinck J., Van Rompaey H., Siebens K., *Analyse van reductiekosten voor NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOS, VITO (beperkte verspreiding)*, januari 1999.

Hanemaaijer A.H., Dirckx M.C.A.P., *Monnie 2000: Milieukostenmodel RIVM*, februari 2001.

Jantzen J., *MOSES – Model On Sustainable Environmental Economic Scenarios*, tme.

Ochelen S., *Startnota Milieukostenmodel*, 10 mei 1999.

Rentz O., Nurten AVCI, Holtmann T., Lafrosch M., Nunge S., Zundel T., *Elaboration de fonctions de coût pour la réduction des émissions de composés organiques volatils pour la France*, IFARE/DFIU, 1999.

Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, *Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieu-maatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaams milieubeleid*.

## 2. Beschrijving

### RAINS<sup>52</sup>

#### *a Situering en doel model*

RAINS staat voor “Regional Air Pollution Information and Simulation Model” en werd in het “International Institute for Applied Systems Analysis (of IIASA)” ontwikkeld. Het model schat de emissies van de precursoren (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> en VOS) van verzuring, eutrofiëring en troposferisch ozon. Het model berekent de spreiding van de precursoren in de atmosfeer en vergelijkt de mate van blootstelling met bepaalde kritische depositiewaarden. Men kan met het model een scenario-analyse uitvoeren en een optimaliseringsprobleem oplossen. Het RAINS-model werd gebruikt tijdens de internationale onderhandelingen in het kader van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissie Maxima.

#### *b Input model*

Het model omvat modules voor de berekening van emissies, voor de inventarisatie van milieumaatregelen (inclusief kosten en reductiepotentieel), voor de bepaling van de verspreiding van vervuilende stoffen in de atmosfeer en voor de bepaling van de milieugevoeligheid. De Europese toepassing van het RAINS-model bevat een databank met volgende gegevens:

- De emissies van de precursoren in 1990 worden geïnventariseerd, vertrekkende van de CORINAIR '90 –inventaris van het Europese Milieuagentschap (EEA) en op basis van nationale informatie.
- Nationale energieprojecties van 1990 tot 2010 vormen het uitgangspunt voor de berekening van emissies in 2010. Men maakt gebruik van energiescenario's die de Europese Commissie (bijvoorbeeld Conventional Wisdom) opgesteld heeft of van nationale energiescenario's (bijvoorbeeld Official Energy Pathway).
- Emissiereducerende maatregelen worden samen met hun kosten, rendement en implementatiegraad geïnventariseerd. De milieumaatregelen worden in nationale kostencurves volgens stijgende eenheidskost gerangschikt.
- Het atmosferisch verspreidingsmodel EMEP (“European Monitoring and Evaluation Programme”) brengt de spreiding van SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> in de atmosfeer in kaart. Het EMEP foto-oxidans model brengt de verschillende chemische en meteorologische regimes van ozonvorming in rekening.
- De milieudoelstellingen worden in termen van kritische depositiewaarden geformuleerd. De kritische lasten voor verzuring en eutrofiëring worden gebaseerd op de methodologie van het Coördinatiecentrum voor Effecten (CCE) van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Het referentiescenario brengt de effecten van de huidige en reeds geplande nationale en Europese wetgeving in rekening.

---

<sup>52</sup> Cofala et al., 1998; Duerinck et al., 1999.

*c      Berekeningen model*

Voor het milieuthema Verzuring wordt de verdeling van de emissiereductie-inspanningen via lineair programming geoptimaliseerd. Voor het thema troposferisch ozon wordt de verdeling van de emissiereductie-inspanningen via non-lineair programming geoptimaliseerd.

*d      Output model*

De scenario-analyse volgt, voor verschillende emissiereductiestrategieën, de emissies van aan de bron tot de depositie van de pollutanten (en de resulterende milieu-impact). De analyse resulteert in een schatting van de regionale milieukosten en milieubaten van de alternatieve strategieën.

Via optimalisering definieert het model de meest optimale verdeling van emissiereductie-inspanningen, gegeven voorafbepaalde emissiereductiedoelstellingen. In het kader van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima werd het model gebruikt om de emissiereductie-inspanningen binnen de Europese Unie op de meest kosteneffectieve wijze te verdelen zodat in 2010 een vooropgestelde emissiereductiedoelstelling bereikt wordt.

*e      Evaluatie*

*Voordelen*

De voordelen die aan het gebruik van het RAINS-model gekoppeld zijn, kunnen het best geïllustreerd worden aan de hand van de praktische toepassing in het kader van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima.

- De kostencurves tonen aan dat er interessante opportuniteiten bestaan om, via een evenwichtige verdeling van de emissiereductie-inspanningen onder de Europese lidstaten, de emissies te reduceren.
- Het RAINS-model leert België dat de problematiek van troposferische ozonvorming in hoofdzaak een Belgische aangelegenheid is en dat België voor de keuze staat het probleem zelf op te lossen of ermee te leren leven.

*Nadelen*

In 1999 werd het RAINS-model voor de Belgische economie door Vito, in opdracht van AMINAL, geëvalueerd. De Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek evalueerde de nationale kostencurves en vermeldde twee belangrijke beperkingen van de RAINS-methodologie: enerzijds de grote onzekerheid van de inschatting van emissiereductiekosten en het maximale reductiepotentieel, anderzijds de formulering van milieudoelstellingen in zuiver fysische termen. Beide beperkingen maken dat België emissiereducties moet realiseren tot op het niveau van het maximale reductiepotentieel en dat de emissiereductiekosten veel hoger liggen dan die van de buurlanden.

Naast de beperkingen die door de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek aangehaald werden, kunnen bijkomend volgende nadelen vermeld worden:

- Daar het model zich op Europees niveau bevindt, moeten vereenvoudigingen het gebrek aan gegevens en rekenkundige beperkingen opvangen. Zo werden, bijvoorbeeld, de emissiebronnen en de milieumaatregelen voor representatieve groepen geaggregeerd en werd niet voor elke individuele emissiebron de meest optimale milieutechniek bepaald. De resultaten van het model moeten dan ook als indicatieve waarden beschouwd worden die de karakteristieken van de verschillende landen en polluenten omvatten.
- De scenario-analyse en optimaliseringsoefening brengt alleen de directe kosten van technische milieumaatregelen in rekening.

### **MOSES**<sup>53</sup>

#### ***a***      ***Situering en doel model***

MOSES staat voor “Model on Sustainable Environmental Economic Scenarios” en werd door TME (Nederlands Instituut voor Toegepaste Milieu-Economie) voor de milieucompartimenten water (COD, N, P en zware metalen), lucht (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOS en PM) en afval (gevaarlijk en ongevaarlijk afval, vliegas) ontwikkeld.

Het model heeft als doel om de kosten, investeringen, emissies en emissiereducties van verschillende beleidsscenario's te schatten. Dit houdt in dat met het model bijvoorbeeld een kosteneffectiviteitsstudie uitgevoerd kan worden. Maar het model kan bijvoorbeeld ook gebruikt worden voor de bepaling van de totale kost om aan de EU-normen voor grote stookinstallaties te voldoen.

#### ***b***      ***Input gegevens***

De inputgegevens worden ondergebracht in twee databanken, die onderling gekoppeld zijn:

- (1) Een databank die de karakteristieken van de emissiebronnen beschrijft: de onbestreden emissies, emissieprojecties, emissiereductie gerealiseerd door bestaande milieumaatregelen (facultatief), emissiereductie om aan een vooropgestelde norm te voldoen (facultatief), sectorindicatie en indicatie van de bestudeerde polluent.
- (2) Een gestandaardiseerde databank met technische milieumaatregelen die eventueel uitgebreid kan worden door de gebruiker.

Het model is flexibel ten aanzien van de discontovoet en de muntsoort. Tevens kunnen de kostencomponenten (d.z. materiële en bouwkundige investeringen, personeelskosten, energiekosten en overige kosten) met behulp van kostenfactoren aangepast worden aan specifieke (lokale) omstandigheden.

---

<sup>53</sup> Jantzen et al.; SERV, 1996a.

*c      Berekeningen*

Op basis van de gegevens in de databank met milieumaatregelen wordt per emissiebron een marginale kostencurve gegenereerd. Aangrijpingspunt voor de berekening van kosten en emissiereducties is:

- een vooropgestelde emissiereductie per emissiebron (bijvoorbeeld in geval van grote stookinstallaties)
- een vooropgestelde emissiereductie voor alle emissiebronnen (d.i. relatief) (bijvoorbeeld elke emissiebron moet een emissiereductie van 50% realiseren)
- hoogte van een vooropgestelde emissieheffing of prijs van verhandelbare emissierechten (die vergeleken wordt met de marginale emissiereductiekosten).

*d      Output*

Het model levert volgende resultaten op:

- Inschatting van het emissieniveau vóór en ná implementatie van het milieubeleid.
- Inschatting van de investeringen en operationele kosten van de geïnventariseerde milieumaatregelen.
- Inschatting van de kosten van een (bijkomende) emissiereductie per emissiebron en per bedrijfstak of per regio.
- Inschatting opbrengsten uit emissieheffingen.

*e      Evaluatie model*

*Voordelen*

- Het model maakt een inschatting van de kosten van een (bijkomende) emissiereductie per emissiebron en per bedrijfstak mogelijk zodat de meest kosteneffectieve combinatie van milieumaatregelen per emissiebron/bedrijfstak kan bepaald worden.
- Het model stelt de gebruiker in staat om de kosteneffectiviteit van milieubeleidsinstrumenten te evalueren.
- De resultaten van het model kunnen worden gekoppeld aan de NACE-indeling.
- Het model voorziet in de nodige flexibiliteit wat de input van gegevens betreft.
- Het model werd in de praktijk reeds gebruikt voor uiteenlopende toepassingen (bijvoorbeeld kosteneffectiviteitsstudies, potentiële kostenvoordelen verhandelbare emissierechten) en in verschillende landen/regio's (bijvoorbeeld EU-6, Brazilië, Polen, Baltische Staten, Slowakije, Oekraïne, Nederland, Vlaanderen, EU-15).

*Nadelen*

- De input van het model vereist een grote hoeveelheid aan informatie op mesoniveau.
- De gestandaardiseerde databank met milieumaatregelen bevat enkel technische milieumaatregelen.
- Energie wordt niet als aparte module in het model opgenomen zodat CO<sub>2</sub>-reductie niet kan worden gesimuleerd (in samenhang met de andere polluenten).
- De problematiek van interactie tussen polluenten en milieuthema's komt niet aan bod in het model.

## **MARKAL**<sup>54</sup>

### *a Situering en doel model*

Het Belgische MARKAL-model is een technisch-economisch stroomoptimaliseringsmodel dat door Vito en ETE-CES KULeuven (Centrum voor Economische Studiën van de KULeuven) tijdens het eerste “Global Change Research Program” van het DWTC (Federale diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden) geïmplementeerd werd. Het model beschrijft de globale energiesector door de toekomstige energievraag, de toeleveringsactiviteiten en de technologische processen in kaart te brengen.

Het uitgangspunt bij de simulatie is een minimalisatie van de totale kosten van de beschikbare emissiereductietechnologieën. Aan twee randvoorwaarden moet steeds voldaan zijn: de (toekomstige) energievraag en de emissiebeperkingen (CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>). Bijkomende randvoorwaarden zoals bijvoorbeeld beschikbare capaciteit en beschikbare voorraad inputs, kunnen door de gebruiker toegevoegd worden.

### *b Input model*

De technologiedatabank beschrijft de belangrijkste (huidige en toekomstige) processen die energie aanleveren, transformeren en verbruiken, maar eveneens de milieumaatregelen. Op die manier wordt via een procesbeschrijving de energievraag aan de toeleveringsbronnen gekoppeld en worden de milieuaspecten in kaart gebracht. Voor elke geïmplementeerde en potentiële emissiereductietechnologie worden volgende parameters geïnventariseerd:

- Technische karakteristieken: bijvoorbeeld efficiëntie, relatie tussen input en output.
- Capaciteit: bijvoorbeeld levensduur, restcapaciteit.
- Kosten: bijvoorbeeld investeringskosten per eenheid capaciteit, vaste onderhoudskosten, variabele kosten, leveringskosten.
- Beschikbaarheid: bijvoorbeeld onderhoud.
- Milieukarakteristieken: bijvoorbeeld emissies per type proces.

### *c Berekeningen model*

De standaardversie van MARKAL is een lineair programmeringsmodel dat de totale netto-welvaart voor de energiesector (producent en consument) maximaliseert, gegeven bepaalde (exogene) randvoorwaarden (bijvoorbeeld toekomstige energievraag, emissiebeperking, maximaal beschikbare capaciteit, maximaal beschikbare inputs): het probleem wordt vertaald in een doelfunctie en de randvoorwaarden worden in een matrix opgenomen. Vervolgens wordt de doelfunctie over verschillende periodes in de tijd (tijdsinterval 1990 – 2030 met om de vijf jaar tussentijdse evaluatie) geoptimaliseerd.

Naast de basisversie van MARKAL zijn ook volgende versies beschikbaar:

---

<sup>54</sup> SERV, 1996a; CES-KULeuven et al., 2001.

- MARKAL-MACRO: is een algemeen evenwichtsmodel.
- MARKAL-MICRO: wordt gebruikt voor niet-lineaire programmeringsproblemen (elastische vraag).
- MARKAL-STOCHASTIC: houdt rekening met onzekerheid (met betrekking tot kosten of beschikbaarheid van technologieën) en de evolutie van onzekerheid in de tijd.

Momenteel werkt ETSAP (Energy Technology Systems Analysis Programme), in samenwerking met ETE CES-KULeuven aan een nieuw model dat de voordelen van MARKAL en EFOM (energie optimaliseringsmodel - ontwikkeld door de Europese Commissie, DG XII) combineert.

### *d Output model*

MARKAL berekent de totale netto-welvaart voor de energiesector, de totale of specifieke emissieniveaus, de energiestromen, de procesactiviteiten en de schaduw prijzen.

MARKAL kan door de gebruiker aangewend worden om:

- na te gaan welke technologie, in welke sector kan ingezet worden zodat de randvoorwaarden, gegeven een maximale netto-welvaart, voor de totale energiesector voldaan zijn;
- prospecties van energie- en emissiebalansen op te maken;
- de milieu-impact van milieubeleid en milieubeleidsinstrumenten te evalueren;
- de milieu-impact van de implementatie van emissiereductietechnologieën te evalueren.

### *e Evaluatie model*

#### *Voordelen*

- MARKAL voorziet in een geïntegreerde (zowel consument als producent) benadering van het energievraagstuk.
- Verschillende landen gebruiken het model zodat de resultaten op internationaal niveau vergelijkbaar zijn.
- MARKAL is als partieel evenwichtsmodel complementair aan algemene evenwichtsmodellen en internationale energie-economie modellen.
- MARKAL heeft zijn nut bewezen voor de uitvoering van kosteneffectiviteitsanalyses voor de energiesector.

#### *Nadelen*

- Het model brengt alleen de Belgische energiesector in beeld en houdt geen rekening met internationale samenwerking.
- De interactie tussen vraag en aanbod wordt in de basisversie van MARKAL simplistisch voorgesteld: vrije markt, actoren hebben volledig zicht op toekomstige kosten en behoeften, de informatie is gratis en er is geen prijselastische vraag.
- Om de output van MARKAL te begrijpen is enige vertrouwdheid met lineaire programmering vereist.



- Indien MARKAL aangewend wordt voor andere sectoren dan de energiesector is een conversie van het model noodzakelijk.

### ARGUS – VOC<sup>55</sup>

#### *a      Situering en doel model*

ARGUS-VOC is een dynamisch stroomoptimaliseringsmodel dat door IFARE (Institut Franco-Allemand de Recherche sur l' Environnement) ontwikkeld werd. Het model moet bijdragen tot de ontwikkeling van sectorale en nationale kosteneffectieve strategieën om de emissies van vluchtige organische stoffen (VOC) door stationaire bronnen te reduceren. Het model wordt in Frankrijk en Duitsland ondermeer gebruikt om emissiereductiestrategieën te definiëren zodat de emissieplafonds, die in het kader van het Protocol van Göteborg en de Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima opgelegd worden, gerespecteerd worden. Het model wordt in Frankrijk eveneens gebruikt om de kosten van emissiereductie, gerelateerd aan de omzetting van de Europese Solventrichtlijn, te evalueren en om de haalbaarheid van regionale beheersplannen voor vluchtige organische stoffen te onderzoeken.

#### *b      Input model*

Het model bestaat uit verschillende sheets met gegevens die in de input van het model voorzien.

- Technology data sheet: de stationaire VOS-bronnen zijn in 155 CORINAIR-categorieën ondergebracht. Binnen elke categorie kunnen de emissiebronnen met gelijkaardige milieumaatregelen (met een vergelijkbaar rendement en gelijkaardige kosten) uitgerust worden. Elke categorie wordt door een referentie-installatie vertegenwoordigd. Voor de alternatieve milieumaatregelen worden, per referentie-installatie, technisch-economische (bijvoorbeeld rendement, investeringen, operationele kosten) en ecologische parameters (bijvoorbeeld emissiefactoren) voorzien. Voornoemde gegevens maken het mogelijk om de structuur van de emissiebronnen en de milieumaatregelen voor de referentiesituatie in kaart te brengen.
- Country data sheet: de structuur van de emissiebronnen wordt beschreven aan de hand van sectoractiviteiten (35 sectoren), het marktaandeel van de referentie-installatie en de implementatiegraad van de milieumaatregelen. Op basis van voornoemde informatie kan de evolutie van de technisch-economische en de ecologische parameters voor de periode 1995 – 2015, met sprongen van 5 jaar, bepaald worden.

#### *c      Berekeningen model*

Met behulp van lineaire programmering worden de emissiereductie-inspanningen tegen een minimale totale jaarlijkse kost (d. i. kostenefficiënt) over de referentie-installaties verdeeld. De doelfunctie moet aan een aantal randvoorwaarden voldoen zoals bijvoorbeeld emissiereductiedoelstellingen, de vraag naar een product of dienst of voorwaarden met betrekking tot de vervanging van een installatie (bijvoorbeeld vervanging op einde levensduur). Sectorale en nationale kostenfuncties worden opgesteld voor alternatieve scenario's. De scenario's stellen verschillende introductiepaden van de emissiereduc-

---

<sup>55</sup> Rentz et al., 1999; <http://www-dfiu.wiwi.uni-karlsruhe.de/inddfuid.htm>

tiedoelstellingen voor: introductie op lange termijn (zichtjaar), op korte termijn (onmiddellijk) en lineaire introductie (lineair verdeeld tussen referentiejaar en zichtjaar).

Het model brengt in rekening:

- alle relevante primaire (productmaatregelen en procesgeïntegreerde maatregelen) en secundaire (end-of-pipe maatregelen) technische milieumaatregelen,
- structurele milieumaatregelen (bijvoorbeeld vervanging huidige installatie door milieuvriendelijk alternatief),
- veranderingen in sectoractiviteiten (bijvoorbeeld toename of afname van de vraag),
- vervanging van producten of veranderingen in de technologiemix (bijvoorbeeld vervanging van technologie op het einde van levensduur).

*d*      **Output model**

Het model laat toe om:

- de emissies te schatten voor het referentiejaar 1995 en hun evolutie tot het zichtjaar 2015.
- sectorale en nationale totale kostencurves op te stellen voor de verschillende scenario's.

*e*      **Evaluatie model**

*Voordelen*

- De totale kostencurves geven voor de verschillende scenario's aan dat een uitstel van de implementatie van milieumaatregelen de kosten aanzienlijk verlaagt en het emissiereductiepotentieel aanzienlijk verhoogt.
- Het model laat toe om de problematiek van VOS-emissies op een lager niveau van aggregatie te benaderen dan het RAINS-model.
- Structurele maatregelen, zoals de vervanging van een installatie op het einde van zijn levensduur door een milieuvriendelijker installatie, kunnen in rekening gebracht worden. Met behulp van het levensduur-model, dat aan het stroomoptimaliseringsmodel gelinkt is, kan de capaciteit van installaties die het einde van hun levensduur bereiken bepaald worden.
- Dynamische aspecten kunnen in rekening gebracht worden zoals bijvoorbeeld de evolutie van emissies en jaarlijkse kosten voor de periode 1995 – 2015.
- Het gebruik van een referentie-installatie laat toe om installatiespecifieke parameters van de milieumaatregelen (zoals kosten, toepasbaarheid en rendement) in rekening te brengen.

*Nadelen*

- Het model vereist een uitgebreide input van gegevens op nationaal en sectoraal niveau met betrekking tot milieumaatregelen, structuur van de emissiebronnen en sectoractiviteiten. De gegevens uit de ARGUS-VOC databank met betrekking tot de technisch-economische karakteristieken van milieumaatregelen kunnen eventueel door elke gebruiker als uitgangspunt gebruikt worden. De structuur van emissiebronnen en sectoractiviteiten is echter specifieke informatie die elke gebruiker voor zijn land/sector moet invullen.
- Het model spitst zich toe op de problematiek van de VOS-emissies maar heeft zijn nut nog niet voor andere pollutanten bewezen.

- Interacties tussen pollutanten en milieuthema's komen in het model niet aan bod aangezien het zich richt op de emissiereductie van één pollutant, namelijk VOS-emissies.
- Het model brengt de emissiereductiemogelijkheden in kaart voor stationaire bronnen maar niet voor mobiele bronnen.



## **Bijlage 5: Medewerkers project “Milieukostenmodel”**

### **Kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken**

- Meynaerts Erika  
BBT-kenniscentrum  
p/a Vito  
Boeretang 200  
2400 MOL  
Tel. (014)33 59 55  
Fax. (014)32 11 85  
E-mail: [erika.meynaerts@vito.be](mailto:erika.meynaerts@vito.be)
  
- Vercaemst Peter  
BBT-kenniscentrum  
p/a Vito  
Boeretang 200  
2400 MOL  
Tel. (014)33 58 63  
Fax. (014)32 11 85  
E-mail: [peter.vercaemst@vito.be](mailto:peter.vercaemst@vito.be)

### **Contactpersonen administraties/overheidsinstellingen**

- Beckers Ann  
Vlaamse Milieumaatschappij  
A. Van De Maelestraat 96  
9320 Erembodegem  
Tel. (053)72 63 28  
Fax. (053)72 66 30  
E-mail: [a.beckers@vmm.be](mailto:a.beckers@vmm.be)
  
- Bormans Raf  
AMINAL – Directoraat Generaal  
Graaf de Ferraris-gebouw  
Konig Albert II laan 20  
1000 Brussel  
Tel. (02)553 81 44  
Fax. (02)553 82 15  
E-mail: [raf.bormans@lin.vlaanderen.be](mailto:raf.bormans@lin.vlaanderen.be)
  
- De Splenter Natasja  
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap  
AMINAL – Afdeling Algemeen Milieu- en Natuurbeleid  
Cel Beleidsvoorbereiding en Ondersteuning

Sectie lucht  
Koningstraat 93  
1000 Brussel  
Tel. (02)227 14 72  
Fax. (02)227 14 55  
E-mail: [natasja.desplenter@lin.vlaanderen.be](mailto:natasja.desplenter@lin.vlaanderen.be)

- Dufait Nadine  
ANRE  
North Plaza B  
Koning Albert II laan 7  
1210 Brussel  
Tel. (02)553 46 12  
Fax. (02)553 46 01  
E-mail: [nadine.dufait@ewbl.vlaanderen.be](mailto:nadine.dufait@ewbl.vlaanderen.be)
  
- Gobel Herman  
Openbare Afvalstoffen Maatschappij  
Stationsstraat 110  
2800 Mechelen  
Tel. (015)28 42 84  
Fax. (015)20 32 75  
E-mail: [herman.gobel@ovam.be](mailto:herman.gobel@ovam.be)
  
- Goossens Annick  
Vlaamse Landmaatschappij – Mestbank  
Cel Beleidsondersteuning  
Gulden Vlieslaan 72  
1060 Brussel  
Tel. (02)543 73 61  
Fax. (02)543 73 98  
E-mail: [Annick.Goossens@vlm.be](mailto:Annick.Goossens@vlm.be)
  
- Lamote Annick  
Vlaamse Milieumaatschappij  
Doelgroepenbeleid  
Van Benedenlaan 34  
2800 Mechelen  
Tel. (015)71.94.49  
Fax (015)42 37 07  
E-mail: [a.lamote@vmm.be](mailto:a.lamote@vmm.be)
  
- Nieuwejaers Bob  
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap  
AMINAL – Afdeling Algemeen Milieu- en Natuurbeleid

- Cel Beleidsvoorbereiding en Ondersteuning  
Sectie lucht  
Koningstraat 93  
1000 Brussel  
Tel. (02)227 14 60  
Fax. (02)227 14 55  
E-mail: [bob.nieuwejaers@lin.vlaanderen.be](mailto:bob.nieuwejaers@lin.vlaanderen.be)
- Ochelen Sara  
AMINAL – Directoraat Generaal  
Graaf de Ferraris-gebouw  
Konig Albert II laan 20  
1000 Brussel  
Tel. (02)553 81 44  
Fax. (02)553 82 15  
E-mail: [sara.ochelen@lin.vlaanderen.be](mailto:sara.ochelen@lin.vlaanderen.be)
- Top Lieven  
Administratie Economie  
Directoraat-Generaal  
Cel Innovatie en Ondernemerschap  
Markiesstraat 1  
1000 Brussel  
Tel. (02)553 39 61  
E-mail: [lieven.top@ewbl.vlaanderen.be](mailto:lieven.top@ewbl.vlaanderen.be)
- Van Gijseghe Dirk  
Directeur - Beleidscoördinator  
Administratie Land- en Tuinbouw  
Vlaamse Onderzoekseenheid Land- en Tuinbouweconomie  
Leuvenseplein 4  
1000 Brussel  
Tel. (02)553 63 88  
E-mail: [dirk.vangijseghe@ewbl.vlaanderen.be](mailto:dirk.vangijseghe@ewbl.vlaanderen.be)
- Van Humbeeck Peter  
Sociaal Economische Raad van Vlaanderen  
Commissie Milieu en Economie  
Wetstraat 34 - 36  
1000 Brussel  
Tel. (02)229 52 01  
E-mail: [pvhumbeeck@serv.be](mailto:pvhumbeeck@serv.be)
- Van Laer Jeroen  
Vlaamse Milieumaatschappij



MIRA-team  
Van Benedenlaan 34  
2800 Mechelen  
Tel. (015)71 94 45  
Fax. (015)43 42 80  
E-mail: [j.vanlaer@vmm.be](mailto:j.vanlaer@vmm.be)

- Velghe Tomas  
MiNa-Raad  
Kliniekstraat 25 – 4<sup>de</sup> verdieping  
1070 Brussel  
Tel. (02)558.01.39  
E-mail: [tomas.velghe.mina-raad@instnat.be](mailto:tomas.velghe.mina-raad@instnat.be)

Bovenstaande personen vertegenwoordigen de administraties en andere overheidsinstellingen in het Begeleidingscomité.

### **Experts**

- Brink Corjan  
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu - LAE  
postbak 46  
Postbus 1  
3720 BA Bilthoven  
Nederland  
Tel. 31 (030)274 36 39  
Fax. 31 (030)274 29 71  
E-mail: [Corjan.Brink@rivm.nl](mailto:Corjan.Brink@rivm.nl)

- Couder Johan  
UFSIA  
STEM  
Kleine Kauwenberg 12  
2000 Antwerpen  
Tel. (03)220 49 02  
Fax. (03)220 49 01  
E-mail: [Johan.Couder@ufsia.ac.be](mailto:Johan.Couder@ufsia.ac.be)

- Dehoux Fabrice  
Université Catholique de Louvain  
Centre Entreprise-Environnement/ IAG  
Place des Doyens 1  
1348 Louvain-La-Neuve  
Tel. (010)47 35 27

E-mail: [dehoux@poms.ucl.ac.be](mailto:dehoux@poms.ucl.ac.be)

- Eyckmans Johan  
Wetenschappelijk Onderzoek Vlaanderen F.W.O.  
Katholieke Universiteit Leuven  
Centrum voor Economische Studiën  
Naamsestraat 69  
3000 Leuven  
Tel. (016)32 68 44  
Fax. (016)32 69 10  
E-mail: [joan.eyckmans@econ.kuleuven.ac.be](mailto:joan.eyckmans@econ.kuleuven.ac.be)
  
- Jantzen Jochem  
Instituut voor Toegepaste Milieu-economie  
Louis Couperusplein 2  
2514 HP Den Haag  
Nederland  
Tel. 31 (070)3464422  
Fax. 31 (070)3623469  
E-mail: [jochem.jantzen@tme.nu](mailto:jochem.jantzen@tme.nu)
  
- Proost Stef  
Katholieke Universiteit Leuven  
Centrum voor Economische Studiën  
Naamsestraat 69  
3000 Leuven  
Tel. (016)32 68 01  
Fax.: (016)32 67 96  
E-mail: [Stef.Proost@econ.kuleuven.ac.be](mailto:Stef.Proost@econ.kuleuven.ac.be)
  
- Thewys Theo  
Limburgs Universitair Centrum  
Departement ER /ECO universitaire campus D  
B3590 Diepenbeek  
Tel. (011)26 87 58  
E-mail: [theo.thewys@luc.ac.be](mailto:theo.thewys@luc.ac.be)
  
- van der veeren Rob  
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling  
Postbus 17  
8200 AA Lelystad  
Nederland  
Tel.: 31 (320) 298411  
Fax.: 31 (320) 249218  
E-mail: [R.vdVeeran@riza.rws.minvenw.nl](mailto:R.vdVeeran@riza.rws.minvenw.nl)

- van der Woerd Frans  
Instituut voor Milieuvraagstukken  
Vrije Universiteit  
De Boelelaan 1115  
1018 HV Amsterdam  
Nederland  
Tel. 31 (020)444 95 55  
Fax. 31 (020)444 95 53  
E-mail: [frans.van.der.woerd@ivm.vu.nl](mailto:frans.van.der.woerd@ivm.vu.nl)
  
- Van Hauwermeiren Saar  
Bond Beter Leefmilieu  
Twekerkenstraat 47  
1000 Brussel  
Tel. (02)282 17 36  
Fax. (02)230 53 89  
E-mail: [saar.van.hauwermeiren@bblv.be](mailto:saar.van.hauwermeiren@bblv.be)
  
- Verbruggen Aviel  
Universiteit Antwerpen  
Faculteit Toegepaste Economische Wetenschappen (UFSIA-RUCA)  
Vakgroep Milieu, Technologie en Technologiemanagement  
Prinsstraat 13  
2000 Antwerpen  
Tel. (03)220 48 95  
Fax. (03)220 49 01  
E-mail: [aviel.verbruggen@ua.ac.be](mailto:aviel.verbruggen@ua.ac.be)

Bovenstaande personen worden tijdens de realisatie van het project als deskundigen geconsulteerd.

## Bijlage 6: Overzicht BBT-sectorstudies

*Tabel 9: BBT-sectorstudies*

Bron: Databank BBT-kenniscentrum (januari 2003)

<b>Sector</b>	<b>Status</b>
Verf-, lak-, vernis- en drukinktproductie	gepubliceerd
Productie van spaanplaten	gepubliceerd
Droogkuis	gepubliceerd
Textielveredeling	gepubliceerd
Houtverduurzaming	gepubliceerd
Grafische sector	gepubliceerd
Thermisch verzinken	gepubliceerd
Be- en verwerken van dierlijke mest	gepubliceerd
Elektrolytisch behandelen, chemisch behandelen en ontvetten met oplosmiddelen van metalen oppervlakken	gepubliceerd
Koetswerkherstelbedrijven	gepubliceerd
Wasserijen en Linnenverhuurders	gepubliceerd
Verwerking van afgewerkte olie	gepubliceerd
Kleiverwerkende nijverheid	gepubliceerd
Groente- en fruitverwerkende nijverheid	gepubliceerd
Benzinetankstations	gepubliceerd
Zwembaden	gepubliceerd
Betoncentrales en de Betonproductenindustrie	gepubliceerd
Verwerking van RWZI- en gelijkaardig industrieel afvalwaterzuiveringsslib	gepubliceerd
Asfalt	gepubliceerd
Gieterijen	gepubliceerd
Non ferro	gepubliceerd
Stookinstallaties	gepubliceerd
Tank – en vatenreiniging	gepubliceerd
Afvalverwerking	studie lopende
Verzorgingsinstellingen	studie lopende
Metaalverwerkende industrie	studie lopende
Slachthuizen	studie lopende
Car- en truckwash	studie lopende
Waterkrachtcentrales	studie lopende
Houtverwerking	studie lopende



## **Bijlage 7: Overzicht sectorstudies Aminabel**

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de huidige (6 maart 2003) stand van zaken van de Vlaamse sectorstudies. Meer concreet vindt men informatie terug met betrekking tot het studiedomein (betrokken sectoren en pollutanten), de projectcoördinator, de uitvoerder van de studie (studiebureau) en de timing.



**Bijlagen**

*Tabel 10: Sectorstudies Aminabel, Sectie Lucht*

Bron: Aminabel, Sectie Lucht (6 maart 2003)

<b>Studie</b>	<b>Omschrijving sector</b>	<b>Polluenten</b>	<b>Projectcoördinator</b>	<b>Studiebureau</b>	<b>Timing</b>
<b>Polluenten: NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, VOS, stof, dioxines, metalen, PAK, POP</b>					
Raffinaderijen	De sector is enkel beperkt tot de petroleumraffinaderijen en omvat niet vloeibare aardgas en petrochemie.	Diverse	Peter Meulepas	Ecolas	Afgerond
Non-ferro	De studie blijft beperkt tot de basis non-ferro industrie, m.a.w. de primaire en secundaire productie van non-ferro metalen, inclusief de productie van edele metalen en ijzerlegeringen. Gieterijen en de activiteiten walsen en trekken	Diverse	Peter Meulepas / Steven Lauwereins	Ecolas	Afgerond
Ferro	De studie behandelt: <ul style="list-style-type: none"> <li>- De productie van ijzer en staal geïntegreerd in het staalbedrijf</li> <li>- De productie van staal in staalbedrijf met vlamboogoven.</li> </ul> De activiteiten die in het staalbedrijf geïntegreerd zijn met de productie van staal zoals grondstofbehandeling, cokesproductie, sinteren, gieten, walsen, ... maken tevens deel uit van de studie	Diverse	Peter Meulepas / Steven Lauwereins	VITO	Afgerond



**Bijlagen**

<b>Studie</b>	<b>Omschrijving sector</b>	<b>Polluenten</b>	<b>Projectcoördinator</b>	<b>Studiebureau</b>	<b>Timing</b>
Elektriciteit	Deze studie omvat de elektriciteitsproductie uit elektriciteitscentrales en warmtekrachtkoppeling, exclusief energierecuperatie.	Diverse	Peter Meulepas	VITO	Afgerond
Chemie I	Deze studies omvatten de volgende subsectoren:	Diverse	Natasja De Splenter David Knight	Ecolas	Afgerond
Chemie II	- Organische en anorganische bulkchemie		Jeroen Moernout David Knight	Vito	15/1/2003 - 15/5/2004
Chemie III	- Chlooralkali productie - Basis organische en anorganische chemie - Kunststoffenchemie - Parachemie		Jeroen Moernout David Knight	Ecolas	01/11/2002 - 01/3/2004
<b>Polluent: VOS</b>					
Grafische sector	Deze studie omvat: - Vellen-offset en rotatie-offset/coldset; - Heatsetrotatie-offset; - Verpakkingsdrukkerijen - Vellen-zeefdruk en rotatie-zeefdruk; - illustratie	VOS	David Knight	VITO	Afgerond
Metaalontvetting en oppervlakte-reiniging	Deze studie omvat alle activiteiten waarbij metalen oppervlakten ontvet of gereinigd worden, exclusief de automobielsector, non-ferro en ferro	VOS	David Knight	Ecolas	Afgerond

**Bijlagen**

<b>Studie</b>	<b>Omschrijving sector</b>	<b>Polluenten</b>	<b>Projectcoördinator</b>	<b>Studiebureau</b>	<b>Timing</b>
Verfindustrie	Deze studie omvat: - de productie van verf, lak, vernis, inkt en lijm - het industrieel gebruik van organische bedekkingsmiddelen en lijm, inclusief houtverduurzaming.	VOS	Jeroen Moernout David Knight	VITO	1/5/2002 – 1/7/2003
Automobiel-assemblage	Deze studie omvat de productie van auto's, vrachtwagencabines, bestelwagens, vrachtwagens en bussen.	VOS	Jeroen Moernout David Knight	ERM	19/11/01 – 19/5/03
Diverse VOS	Deze studie omvat sectoren die in de bovenstaande studies niet opgenomen zijn en waar relevante emissies van VOS te verwachten zijn. Een aantal voorbeelden: - Textielindustrie exclusief bedrukken van textiel - Biotechnologie en farmaceutische producten via een biologisch procédé - Voedingsindustrie - Asfaltproductie - Afvalverwerking, stortplaatsen, afvalwater, recyclage	VOS	Jeroen Moernout David Knight	ERM	4/2/02 – 4/4/03
<b>Intersectorale afweging</b>					
<b>Planning 2003</b>					
Evaluatie van de inzetbaarheid van economische instrumenten in het emissiereductiebeleid voor luchtverontreinigde stoffen in Vlaanderen					
		Natasja De Splenter			17/2/2003 – 17/4/2004



## **Bijlage 8: Instrumenten van marktconforme regulering**

Instrumenten van *marktconforme regulering* hebben tot gevolg dat de besluitvorming en het gedrag zodanig worden gestuurd dat alternatieven worden gekozen die leiden tot een, vanuit milieustandpunt, meer gewenste situatie dan in afwezigheid van het instrument. In tegenstelling tot de instrumenten van directe regulering, heeft de vervuiler de keuze om de vervuilende activiteit verder te zetten of zelfs uit te breiden op voorwaarde dat hij/zij bereid is om hiervoor een prijs te betalen. Men kan volgende soorten instrumenten van marktconforme regulering onderscheiden: handhavingsprikkels, aansprakelijkheidsregels, statiegeldsystemen, verhandelbare emissierechten, milieueffingen.

- (a) *Handhavingsprikkels* zijn in strikte zin eerder juridische instrumenten met economische implicaties dan instrumenten van marktconforme regulering. Deze prikkels kunnen de vorm aannemen van (*ex post*) sancties: indien bijvoorbeeld de vervuiler de milieuwetgeving niet naleeft, wordt een boete opgelegd. Het stellen van financiële zekerheden door de belanghebbende is een voorbeeld van een handhavingsprikkel *ex ante*: de belanghebbende betaalt aan de overheid, vóór het verrichten van een bepaalde activiteit, een bedrag als garantie dat de milieuwetgeving zal nageleefd worden. Indien bij het uitvoeren van de activiteit de milieuwetgeving gerespecteerd wordt, betaalt de overheid het bedrag terug.
- (b) Het risico om *aansprakelijk* gesteld te worden voor de milieuschade die men veroorzaakt, kan voor de vervuiler een prikkel zijn om de milieuverontreiniging te beperken of te vermijden. Men kan een onderscheid maken tussen foutaansprakelijkheid en objectieve aansprakelijkheid. In geval van *foutaansprakelijkheid* zal de vervuiler alleen aansprakelijk gesteld worden indien bewijs kan aangeleverd worden van de door hem/haar begane fout, van een door zijn/haar foutief gedrag veroorzaakte schade en van het oorzakelijk verband tussen fout en schade. In geval van *objectieve aansprakelijkheid* wordt geacht dat de vervuiler de schade vergoedt, ongeacht of de schade door zijn fout veroorzaakt werd.
- (c) Een *statiegeldsysteem* verhoogt de prijs van potentieel vervuilende producten met een toeslag. Indien de producten worden teruggebracht naar een inzamelpunt wordt de toeslag terugbetaald. Het bedrag van het statiegeld moet zodanig bepaald worden dat inlevergedrag gestimuleerd wordt. Strikt gezien is het statiegeldsysteem niet gebaseerd op het principe van de internalisatie van milieukosten<sup>56</sup>: na inlevering zijn de kosten voor het gebruik nihil en draagt de leverancier (fabrikant of handelaar) de verantwoordelijkheid voor de (potentiële) verontreiniging.
- (d) In een systeem van *verhandelbare emissierechten* legt de overheid, voor een bepaalde periode, een maximaal aanvaardbaar geachte hoeveelheid vervuiling vast. De vastgelegde hoeveelheid wordt door de overheid onder de vorm van emissierechten (gratis) verstrekt of (via een veiling) verkocht aan de producent/consument. Op die manier kan de producent/consument het recht verwerven om een bepaalde hoeveelheid van een vervuilende stof te emitteren. Indien een houder van een emissierecht minder vervuult dan de hoeveelheid die in het emissierecht vastgelegd is, kan hij/zij het recht verkopen of verhandelen aan iemand die meer wenst te emitteren dan de hoeveelheid die toege-

---

<sup>56</sup> De milieukosten worden geïnternaliseerd indien de fabrikant de milieukosten doorrekent aan de consument via een prijsverhoging van het product.

staan wordt door de verworven emissierechten. Bijgevolg zijn verhandelbare emissierechten zowel instrumenten van marktconforme regulering als van directe regulering (het emissieplafond wordt immers voorafgaandelijk vastgelegd).

Hierbij dient opgemerkt te worden dat niet altijd sprake is van een absoluut emissieplafond of een maximaal aanvaardbare, totale hoeveelheid uitstoot. Het systeem van verhandelbare NO<sub>x</sub>-emissies in Nederland (Van der Eijk, 2001) stelt een relatieve of prestatienorm voorop voor industriële inrichtingen groter dan 20 MW of met een jaarlijkse NO<sub>x</sub>-uitstoot van meer dan 50 ton. De vervuiler die de norm overschrijdt, kan emissierechten aankopen of moet milieumaatregelen implementeren; de vervuiler die onder de prestatienorm zit, kan het overschot aan emissierechten verkopen. De prestatienorm heeft als voordeel dat het probleem van de initiële verdeling van emissierechten (bijvoorbeeld gratis verdelen of veiling) omzeild wordt. Echter, met een relatieve norm verdwijnt wel de garantie dat de totale uitstoot beneden het vooropgestelde absolute emissieplafond blijft: de totale uitstoot zal hoger zijn naargelang de economische groei sterker is.

- (e) Een *milieuheffing* kan gedefinieerd worden als een door de overheid krachtens algemene regels afgedwongen bedrag, welke direct of indirect verband houdt met de door de heffingsplichtige rechtstreeks of onrechtstreeks veroorzaakte aantasting van het milieu. Men kan verschillende soorten milieuheffingen onderscheiden (SERV, 1995).
- Regulerende heffing  
Een regulerende heffing heeft als doel de milieuvervuilende consumptie of productie te verminderen door het verhogen van de kosten die eraan verbonden zijn. De grondslag van een regulerende heffing is daarom nauw verbonden met de veroorzaakte milieuschade en de hoogte van de tarieven is gericht op het bereiken van de milieudoelstelling (bijvoorbeeld heffing op de winning van grondwater).
  - Specifieke financieringsheffing  
Men kan een onderscheid maken tussen retributies en contributies. Een *retributie* is een bijdrage aan de kosten van de goederen/diensten die door de overheid geleverd worden en waarvan de kostprijs individueel kan toegerekend worden aan de begunstigden. Elke vervuiler betaalt dus zijn individueel aandeel in de kostprijs van de overheidsprestatie (bijvoorbeeld bijdrage bossen compensatiefonds). Een *contributie* is ook een bijdrage aan de kost van een overheidsprestatie, maar niet als een strikt individuele kostenvergoeding (zoals een retributie), maar als een meer globale kostenomslag over een groep belanghebbenden (bijvoorbeeld een specifieke sector).
  - Algemene financieringsheffing  
Een algemene financieringsheffing is een heffing die ingesteld is om algemene milieu-uitgaven te bekostigen, zonder dat er een aanwijsbare tegenprestatie door de overheid tegenover staat.

## **Bijlage 9: Netto-welvaartsverlies**

In bijlage 9 wordt de inschatting van het netto-welvaartsverlies voor de verschillende types van milieumaatregelen nader toegelicht.

### **1. Volumemaatregelen**

Bij de berekening van de milieukost van een volumemaatregel is het noodzakelijk het welvaartsverlies, door de daling in output, in rekening te brengen. Zelfs indien volumemaatregelen geen inzet van extra middelen vergen, kan men niet de facto besluiten dat de kosten van deze milieumaatregelen nul zouden zijn.

Bijvoorbeeld: de automobilisten in de binnenstad moeten overstappen van de auto naar de fiets of naar de bus om de stedelijke luchtkwaliteit te verbeteren. Dergelijke milieumaatregel brengt voor de automobilisten een welvaartskost met zich. Immers, indien hun voorkeuren ongewijzigd blijven, moeten zij afstappen van hun eerste keuze en het alternatief levert hen minder nut op. Voor dit soort milieumaatregelen is het bijgevolg noodzakelijk dat het verlies aan consumenten- en producentensurplus (effect op vraag- en aanbodscurve) voor de rechtstreeks betrokken doelgroep/(deel)sector met behulp van een partieel evenwichtsmodel in beeld gebracht worden.

### **2. Technische en organisatorische maatregelen**

Indien het effect van een technische of organisatorische milieumaatregel op de output beperkt is, is de veronderstelling van een inelastische vraag<sup>57</sup> (onveranderde output) aanvaardbaar. Deze veronderstelling wordt opgeheven van zodra de implementatie van de maatregel grote effecten met zich brengt.

Bijvoorbeeld (cf. Figuur 8): Een steenbakkerij past het productieproces (d.i. een procesgeïntegreerde milieumaatregel) aan zodat er minder SO<sub>2</sub> geëmitteerd wordt. De aanpassing van de productie zorgt voor een toename van de directe kosten voor de producent. De stijging van de kosten per eenheid productie leidt tot een opwaartse verschuiving van de aanbodscurve (verschuiving van aanbod naar aanbod'). De verticale afstand tussen de oude en nieuwe aanbodscurve stemt overeen met de toename in de kosten ten gevolge van het beleid. Op termijn stijgt de marktprijs voor de gebruikers van bakstenen en daalt de vraag (beweging over de vraagcurve van (Q<sub>x</sub>,P<sub>x</sub>) naar (Q<sub>y</sub>,P<sub>y</sub>)). Er ontstaat een nieuw evenwicht tussen vraag en aanbod' in punt (Q<sub>y</sub>,P<sub>y</sub>).

Eenzijds leidt de implementatie van de milieumaatregel op termijn tot een verandering in consumentensurplus voor de consumenten die van hun eerste keuze afstappen en een alternatief moeten zoeken. Voor de implementatie van de milieumaatregel is het consumentensurplus (verschil totale bereidheid tot betalen<sup>58</sup> en de prijs P<sub>x</sub>) gelijk aan vierhoek (A+B+C+D). Nadat de markt een nieuw evenwicht bereikt

---

<sup>57</sup> Elasticiteit van de vraag is de verhouding van de procentuele verandering van de gevraagde hoeveelheid ten opzichte van de procentuele verandering van de prijs. Bij een inelastische vraag is de verandering van de gevraagde hoeveelheid kleiner dan de verandering van de prijs.

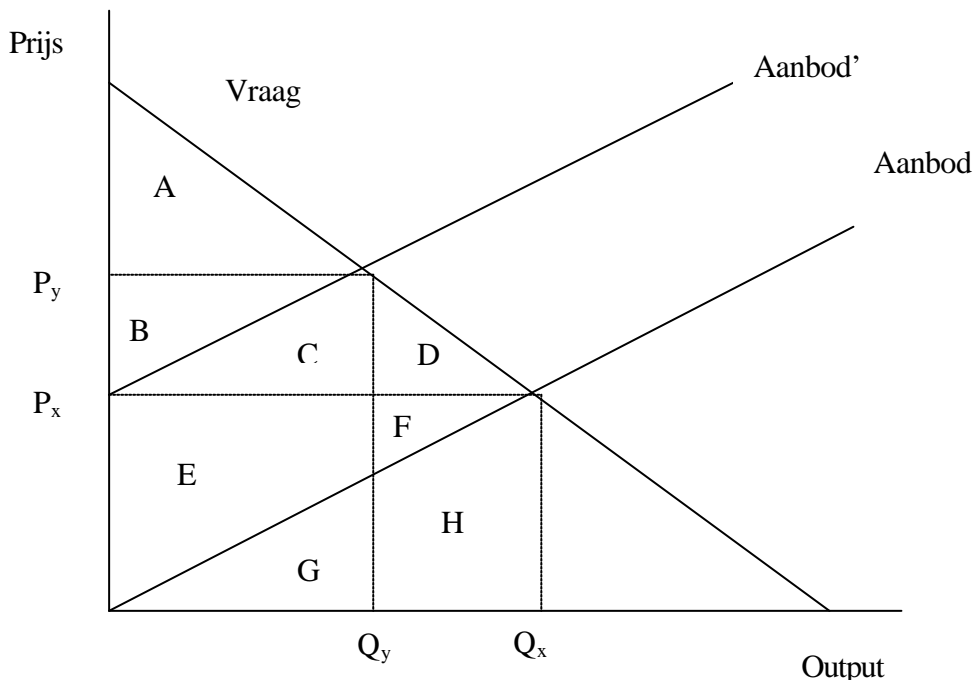
<sup>58</sup> De totale bereidheid tot betalen stemt overeen met de vraagcurve: de curve geeft aan hoeveel extra EUR men wilt betalen voor een extra eenheid consumptie.

heeft in punt Y, is het consumentensurplus gelijk aan driehoek A. Bijgevolg is er een netto-verlies voor de consument van (B+C+D).

Anderzijds ontstaat er een verandering in producentensurplus doordat de implementatie van de milieumaatregel de directe kosten verhoogt maar ook de omzet verlaagt (door een terugval in de vraag). Voor de implementatie van de milieumaatregel is het producentensurplus (verschil totale omzet E+F+G+H en totale kosten G+H) gelijk aan driehoek (E+F). Nadat de markt een nieuw evenwicht bereikt heeft in punt Y, is het producentensurplus gelijk aan driehoek B. Bijgevolg is er een netto-verlies voor de producent van (E+F-B). Bij de berekening van de kosten moet in principe rekening gehouden worden met de volumewijziging en moet dus (E+F-B) berekend worden.

Hoe sterk de stijging van de directe kost de marktprijs en de gevraagde hoeveelheid beïnvloedt, hangt af van de elasticiteit van vraag en aanbod op de desbetreffende markt. De totale netto-reductie aan producenten- en consumentensurplus is gelijk aan de driehoek (C+D+E+F). Het netto-welvaartsverlies voor de maatschappij of “deadweight welfare loss” is gelijk aan de driehoek (D+F): de netto-reductie in consumenten- en producentensurplus die niet in de toename van de directe kosten (C+E) in rekening gebracht wordt. Het netto-welvaartsverlies is een maatstaf voor de “bereidheid tot betalen” van de consument voor de verloren output (D+F+H), verminderd met de productiekosten van de producent vóór implementatie van de milieumaatregel (H).

*Figuur 8: Illustratie netto-welvaartsverlies technische milieumaatregel*



### **3. Knelpunten**

Bij de inschatting van de welvaartsverliezen, moeten een aantal knelpunten in acht genomen worden (Eyckmans, 2001):

- Indien de volume-effecten in rekening gebracht worden, is de berekening van de milieukost afhankelijk van de keuze van het milieubeleidsinstrument dat aanzet geeft tot de implementatie van de milieumaatregel. Het volume-effect wordt afhankelijk van de keuze van het milieubeleidsinstrument: het volume-effect is wellicht groter bij verhandelbare emissierechten en emissieheffingen dan bij normen omdat bij laatstgenoemd instrument de restemissies niet belast (heffing) of geprijsd (emissierechten) worden.
- Een partieel evenwichtsmodel vereist een goede inschatting van de vraag- en aanbodfuncties. Dergelijke inschatting is niet altijd evident en vereist zelfs bij bestaande modellen dat belangrijke hypothesen gemaakt worden.
- Indien men in de partiële modelbenadering de puntjes op de i wilt zetten, moet nagedacht worden om de hypothese van perfecte concurrentie op te geven en een model met monopolistische concurrentie te construeren.
- Indien men volume-effecten niet opneemt, is er een fout in de inschatting van de kosten van technische en organisatorische milieumaatregelen. Bovendien kunnen volumemaatregelen de goedkoopste milieumaatregelen zijn.





## **Bijlage 10: Economische waardering van milieubaten**

Costanza R., Farber S., *Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives*, Ecological Economics, Volume 41, Issue 3, June 2002, p. 367-373.

Moons E., Eggermont K., Hermy M., Proost S., *Economische waardering van bossen - een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud*, Garant, Leuven, 2000.

Navrud S., Pruckner G., *Environmental Valuation. To use or not to use ? A comparative study of the United States and Europe*, Paper presented at the Conference "Governing Our Environment", Linz, Austria, 1990.

Nunes Paulo A. L. D., van den Bergh Jeroen C. J. M., *Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?*, Ecological Economics, Volume 39, Issue 2, November 2001, p. 203-222.

Nunes Paulo A.L.D., van den Bergh Jeroen C.J.M., Nijkamp P., *Ecological –Economic Analysis and Valuation of Biodiversity*, TI 2000-100/3, Tinbergen Institute Discussion Paper.

Pearce D., Turner K., *Economics of Natural Resources and the Environment*, Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1990.

Pearce D., Markandya A., Barbier E.B., *Blueprint for a green economy*, London, Earthscan Publications, 1989.

Smith V. Kerry, *Pricing What is Priceless: A Status Report on Non-Market Valuation of Environmental Resources*, in Henk Folmer and Tom Tietenberg, eds the International yearbook of environmental economics: 1997/1998: a survey of current issues, New Horizons in Environmental Economics series, Cheltenham, U.K.: Elgar, 1997, p. 156-204.



## **Bijlage 11: Technologische ontwikkeling**

De eenheidskosten van een milieumaatregel kunnen veranderen als gevolg van technologische ontwikkeling<sup>59</sup>. Technologische ontwikkeling omvat het diffusieproces en het veranderingsproces van technologie.

### **1. Diffusieproces**

Het *diffusieproces* is gerelateerd aan de mate waarin een techniek wordt toegepast. Als men meer van een techniek gebruik maakt, dalen de eenheidskosten door:

- schaalvoordelen<sup>60</sup>,
- standaardisatie,
- procesverbeteringen,
- “learning-by-doing” of optimaler gebruik van productiemiddelen.

De schaalvoordelen kunnen verschillen naargelang de sector waarin de techniek wordt toegepast of naargelang het type milieumaatregel (bijvoorbeeld end-of-pipe of procesgeïntegreerd). Naargelang de fase van marktontwikkeling waarin de milieutechnieken zich bevinden, dalen de kosten al dan niet sneller. Men kan twee belangrijke fasen onderscheiden: opstartfase (relatief snelle daling van de kosten) en commercialisatiefase (relatief lichte daling van de kosten).

### **2. Veranderingsproces**

Het *veranderingsproces* omvat zowel de aanpassing als de innovatie van een milieutechniek. Aanpassing heeft als doel om dezelfde hoeveelheid output met minder input te realiseren; innovatie vervangt een bestaande techniek door een efficiënter alternatief.

### **3. Evolutie van investeringskosten**

De invloed van de technologische ontwikkeling op de kosten is veelal erg moeilijk in te schatten. Door het Nederlands Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) werd getracht om een methode te ontwikkelen om de daling van investeringskosten in de tijd in kaart te brengen<sup>61</sup>.

Voor gedetailleerd inzicht in de benadering, wordt verwezen naar de studie zelf (“Techno 2000: Modellering van de daling van Milieukosten van technologieën in de tijd”, Honig et al.). Tijdens de uitvoering van het onderzoek werden empirische gegevens over de investeringskosten van verschillende

---

<sup>59</sup> De prijzen dalen niet alleen omwille van technologische ontwikkeling. Ook uit concurrentie-overwegingen worden technieken goedkoper aangeboden. Op die manier kan men de concurrentie afschrikken en prijsgevoelige afnemers aantrekken.

<sup>60</sup> Naarmate de productieomvang toeneemt, kunnen efficiëntievoordelen behaald worden. Een voorbeeld kan worden gevonden in de kosten van Onderzoek en Ontwikkeling (O&O). De O&O-kosten voor de ontwikkeling van bijvoorbeeld een nieuwe geheugenchip staan los van het aantal chips dat geproduceerd wordt: het zijn constante overheadkosten. Naarmate het productievolume toeneemt, wegen deze kosten minder zwaar door per eenheid product: de gemiddelde kosten dalen. Hierdoor is de producent in staat de chips tegen een lagere, en dus meer concurrerende, prijs aan te bieden.

<sup>61</sup> Honig et al., 2000.

milieutechnieken verzameld. Vervolgens werden vergelijkbare technieken in clusters samengebracht en werden de kostprijsgegevens statistisch verwerkt tot wiskundige formules. Deze formules beschrijven, benaderend, de daling van de investeringskosten in het verleden.

De **daling van de investeringskosten** wordt door volgende formule gegeven:

$$K(J) = a \times e^{-bJ}$$

Waarbij:

$K(J)$  = investeringskosten in jaar J

$e^{-bJ}$  = fractie waarmee de investeringskosten per jaar afnemen<sup>62</sup>

In Tabel 11 wordt voor de verschillende clusters een overzicht van de parameters gegeven, de procentuele afname van de investeringskosten en het aantal jaar nodig om de kosten te halveren.

*Tabel 11: Overzicht parameters verschillende clusters*

Bron: Honig et al., 2000

Cluster	a	b	Afnamefactor (% per jaar)	Kosten gehalveerd (jaren)
HR-ketels (op grote schaal of miljoenen per land)	99,06	0,014	1,4	50
Energiegerelateerde technieken (schaalniveau van enkele duizenden per land)	111,7	0,050	4,9	15
End-of-pipe zuiveringstechnieken (schaalniveau van enkele duizenden per land)	110,2	0,079	7,6	9
End-of-pipe zuiveringstechnieken (op grote schaal of miljoenen per land)	95,07	0,103	9,8	7
Landbouwtechnieken gericht op emis siearme bemesting	106,9	0,097	9,2	7

De resultaten uit de studie dienen met de nodige voorzichtigheid gebruikt en geïnterpreteerd te worden, gegeven de beperkte set van gegevens, de veronderstellingen en de onzekerheden.

---

<sup>62</sup> Om te verhinderen dat de kosten tot nul afnemen, wordt de curve afgebroken daar waar het 95 % betrouwbaarheidsinterval de X-as snijdt.

## Bijlage 12: Constructie marginale en totale kosteneffectiviteitscurve

In bijlage 12 wordt aan de hand van een voorbeeld geïllustreerd hoe een marginale en totale kostencurve geconstrueerd worden voor één vervuiler en één pollutant.

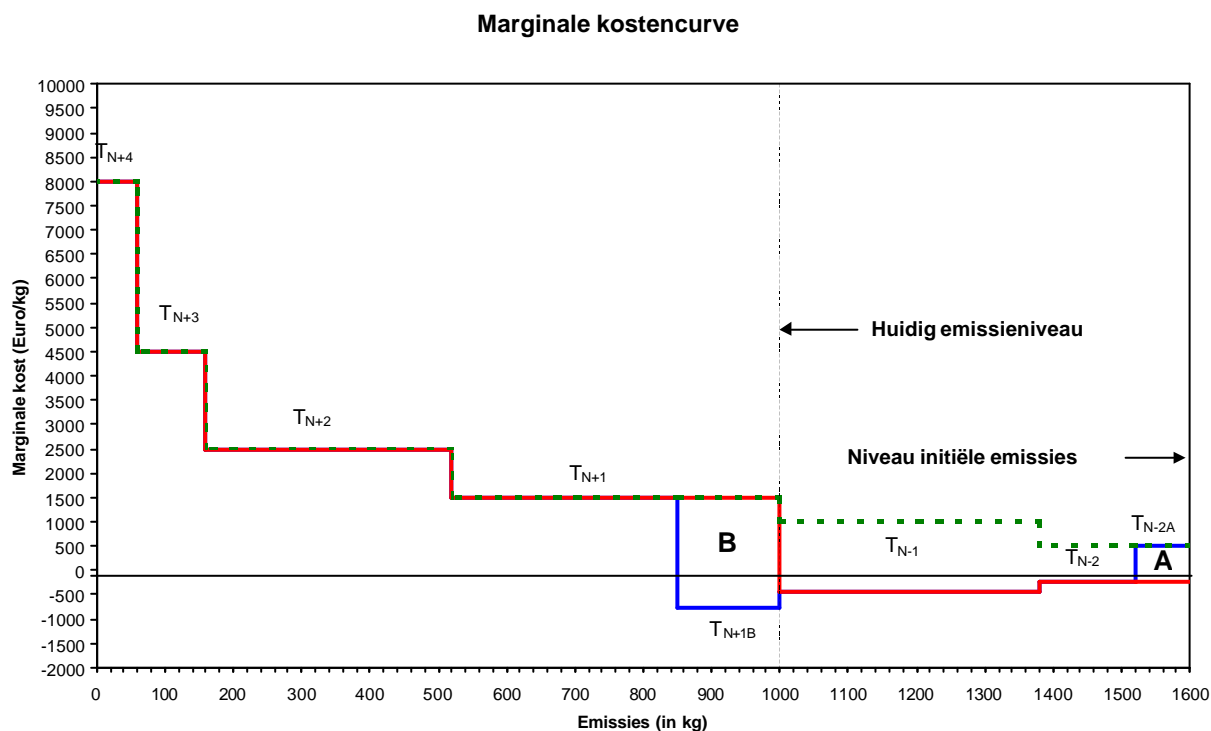
### 1. Basisgegevens

#### 1.1 Referentiepunt<sup>63</sup>

Het referentiepunt is het punt waar de marginale of totale kostencurve de X-as snijdt: het huidige emissieniveau (d.i. ex ante benadering) of het niveau van de initiële emissies, voordat enige emissiereductiemaatregel geïmplementeerd is (d.i. ex post benadering). De ex ante benadering is meer aangewezen om het toekomstig beleid richting te geven. De ex post benadering is meer aangewezen om het gevoerde beleid te evalueren.

In onderstaande figuur worden beide benaderingen in een marginale kostencurve voorgesteld.

Figuur 9: Referentiepunt



Bron: Bogaert et al., 2000

<sup>63</sup> Bogaert et al., 2000.

(a) Ex ante benadering

Veronderstel dat het huidige emissieniveau het referentiepunt is: de marginale kostencurve snijdt de X-as in het punt waar de marginale kost gelijk is aan 0. Het huidige emissieniveau ligt in bovenstaande figuur op 1000 kg emissies.

Links van dat snijpunt wordt aangegeven hoeveel kg emissies in de toekomst tegen welke marginale kost nog bijkomend gereduceerd kan worden. Zo laat techniek  $T_{n+1}$ , bijvoorbeeld, toe om bijkomend ongeveer 500 kg emissies te reduceren tegen een marginale kost van € 1500 per kg. Een verdere (en zelfs volledige) emissiereductie kan worden bekomen door implementatie van technieken  $T_{n+2}$ ,  $T_{n+3}$  en  $T_{n+4}$ .

Rechts van het snijpunt met de X-as worden de kosten weergegeven van de maatregelen die reeds geïmplementeerd zijn (technieken  $T_{n-1}$  en  $T_{n-2}$ ). Bij een versoepeling van het emissiereductiebeleid (versoepeling is mogelijk ten belopen van 600 kg, immers de initiële emissies liggen op 1600 kg) kunnen deze maatregelen afgebouwd worden en worden kosten uitgespaard. De enige kosten die kunnen uitgespaard worden, zijn de netto-operationele kosten van de geïmplementeerde investeringen. Immers, de investering zelf is al gemaakt en de kapitaalkost kan niet meer uitgespaard worden (d.i. “sunk costs”).

Als het om maatregelen gaat met een netto-kost per jaar, levert de uitschakeling van de techniek een besparing (of negatieve kost) op en bevindt de marginale kostencurve zich onder de X-as. In feite worden de bestaande maatregelen volgens stijgende marginale kosten gerangschikt en vervolgens wordt dit deel van de curve om de X-as gespiegeld. Hierdoor wordt het referentiepunt verlegd naar het punt van de huidige emissies.

In het geval van milieumaatregelen die een jaarlijkse netto-opbrengst hebben, ziet de marginale kostencurve er anders uit. Een milieumaatregel die netto opbrengt en al geïmplementeerd is, bevindt zich aan het begin (rechts) van de marginale kostencurve, zoals aangeduid op de grafiek door punt A. Een milieumaatregel die netto opbrengt en nog niet geïmplementeerd is, bevindt zich op de grafiek bij punt B, als eerste trap van de reeks van nieuw te implementeren milieumaatregelen (d.i. na het punt van de huidige emissies).

(b) Ex post benadering

Indien de initiële emissies als referentiepunt gelden, wordt verondersteld dat er nog geen emissiereductiemaatregelen geïmplementeerd zijn. Om de initiële emissies in te schatten moet men uitgaan van de actuele emissies en het actuele emissiereductierendement van de (eventueel) reeds geïmplementeerde milieumaatregelen:

$$\text{Initiële emissies} = \frac{\text{vuilvracht op tijdstip NU}}{(1 - \text{totaal reductie\% op tijdstip NU})}$$

De marginale kostencurve start in het punt op de X-as waar de marginale kost gelijk is aan 0 en de emissies gelijk zijn aan 1600 kg (cf. stippellijn in Figuur 9). De jaarlijkse kost van alle emissiereductiemaatregelen, ook de reeds geïmplementeerde (technieken  $T_{n-1}$  en  $T_{n-2}$ ), houdt rekening met zowel de kapitaalkost als de netto-operationele kosten. De jaarlijkse kosten uit het verleden (van technieken  $T_{n-1}$  en  $T_{n-2}$ ) worden omgerekend naar een jaarlijkse kost vandaag.

De marginale kostencurve moet vervolgens op een andere manier geïnterpreteerd worden: de marginale kostencurve snijdt de X-as in het punt dat overeenstemt met het huidige emissieniveau. De reeds geleverde emissiereductie-inspanningen worden in beeld gebracht alsof ze nog niet-gemaakte keuzes zijn.

### 1.2 Rendement milieumaatregel<sup>64</sup>

Door implementatie van de milieumaatregelen wordt een bepaalde emissiereductie van één of meerdere pollutanten bereikt. Deze emissiereductie wordt het *rendement* van een milieumaatregel genoemd. Het rendement van een milieumaatregel voor een doelgroep/(deel)sector is het product van het *technische rendement*, de *toepasbaarheid* en de *implementatiegraad*. In wat volgt, worden deze begrippen verduidelijkt en vervolgens op een voorbeeld toegepast.

#### (a) Technisch rendement

Het technisch rendement van een milieumaatregel is het gemiddeld rendement dat gehaald wordt bij een “goed gebruik” en “in normale omstandigheden”. Voor end-of-pipe maatregelen wordt het technisch rendement berekend als het procentuele verschil tussen de concentratie van een verontreinigende stof in het influent en het effluent. Het technisch rendement van een procesgeïntegreerde of productmaatregel is het verschil in emissieconcentratie vóór en ná implementatie van de techniek.

Bijvoorbeeld: een oven van een steenbakkerij wordt uitgerust met een rookgasreinigingstechniek met een rendement van 90%, d.i. een techniek die de  $\text{SO}_2$ -concentratie van het influent met 90% reduceert. Indien de concentratie van de verontreinigende stof in het influent 100  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  is, wordt de concentratie met 90  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  gereduceerd. Op die manier is de concentratie van de verontreinigende stof in het effluent nog 10  $\text{mg}/\text{Nm}^3$ .

#### (b) Toepasbaarheidspercentage

De toepasbaarheid van een milieumaatregel is de mate waarin de maatregel kan toegepast worden op een deel of het geheel van de emissies. Het product van het technisch rendement en het toepasbaarheidspercentage resulteert in de globale reductie (in %) van een bepaalde verontreinigende stof.

---

<sup>64</sup> Bogaert et al., 2000.



Bijvoorbeeld: een rookgasreinigingstechniek kan toegepast worden op de geleide emissies van een installatie maar moeilijk op de diffuse emissies. Indien de diffuse emissies 10% uitmaken van de totale emissies van de installatie, is het toepasbaarheidspercentage 90%. Het rendement (bijvoorbeeld 90%) van de milieumaatregel heeft met andere woorden maar betrekking op 90% van de totale emissies. De globale reductie van de totale emissies is bijgevolg 81%.

### (c) Implementatiegraad

De implementatiegraad is de mate waarin een bepaalde milieumaatregel kan toegepast worden binnen de doelgroep/(deel)sector.

Bijvoorbeeld: de grofkeramische sector in Vlaanderen heeft in totaal 50 ovens waarvan 25 ovens met een bepaalde rookgasreinigingstechniek uitgerust worden. De implementatiegraad van de techniek bedraagt in dit geval 50%.

## 1.3 Formules<sup>65</sup>

De formules die bij de berekeningen gehanteerd worden, zijn de volgende:

$T_1$  = Reductie (%) van milieutechniek 1

$T_2$  = Reductie (%) van milieutechniek 2

$T_3$  = Reductie (%) van milieutechniek 3

### (a) Globale reductie (in %)

#### **Voor een enkelvoudige techniek T1:**

$T_1$  = Technisch rendement x toepasbaarheid

#### **Voor twee gecombineerde technieken (T1 + T2):**

$T_{1+2}$  = Globale reductie  $T_1$  + [Globale reductie  $T_2$  x (1 - Globale reductie  $T_1$ )]

#### **Voor drie gecombineerde technieken (T1 + T2 + T3):**

$T_{1+2+3}$  = Globale reductie  $T_{1+2}$  + [Globale reductie  $T_3$  x (1 - Globale reductie  $T_{1+2}$ )]

### (b) Marginale reductie (in %)

#### **Voor een enkelvoudige techniek T1:**

= Globale reductie =  $T_1$

---

<sup>65</sup> Bogaert et al., 2000.

**Voor twee gecombineerde technieken (T1 + T2):**

= Globale reductie  $T_{1+2}$  - Globale reductie  $T_1$

**Voor drie gecombineerde technieken (T1 + T2 + T3):**

= Globale reductie  $T_{1+2+3}$  - Globale reductie  $T_{1+2}$

(c) Marginaal reductiepotentieel (in ton) van een (gecombineerde) techniek  $T_i$

= Marginale reductie  $T_i$  x Totale emissies vóór reductie

(d) Totaal reductiepotentieel (in ton) van een (gecombineerde) techniek  $T_i$

= Globale reductie  $T_i$  x Totale emissies vóór reductie

(e) Totale kost (in €)

= Jaarlijkse kapitaalkosten + netto-operationele kosten gerelateerd aan de toegepaste milieutechniek/combinatie van milieutechnieken

(f) Additionele totale kost (in €)

= Jaarlijkse kapitaalkosten + netto-operationele kosten gerelateerd aan de bijkomende toepassing van een bepaalde milieutechniek.

(g) Eenheidsreductiekost of gemiddelde kost (in €/per ton)

$$= \frac{\textit{Totale kost}}{\textit{Totaal reductiepotentieel}}$$

(h) Marginale kost (in €/per ton)

$$= \frac{\textit{Additionele totale kost}}{\textit{M arg inaal reductiepotentieel}}$$

**2. Marginale kostencurve: één vervuiler – één pollutant<sup>66</sup>**

De marginale kostencurve voor één vervuiler (bijvoorbeeld een bedrijf) geeft aan welke milieumaatregelen eerst kunnen ingezet worden om bijkomende emissiereducties op een kostenefficiënte manier te realiseren. De methodiek wordt verder verduidelijkt met een voorbeeld. Het voorbeeld heeft betrekking op de reductie van één pollutant.

---

<sup>66</sup> Bogaert et al., 2000.

Bedrijf A gebruikt verf voor industriële toepassingen en heeft in 2000, indien het bedrijf geen emissiereducerende technieken toepast, 30 ton VOS-emissies. Het bedrijf kan volgende emissiereducerende technieken implementeren:

- HVLP spuittoestel (HVLP): eenheidsreductiekost = €65,99 per ton, technisch rendement = 50%, toepasbaarheid = 45%.
- Productsubstitutie met waterdragende en solventarme verven (WB): eenheidsreductiekost = €1 271 per ton, technisch rendement = 55%, toepasbaarheid = 80%.
- Naverbrandingstechnieken (INC): eenheidsreductiekost = €1 791,01 per ton, technisch rendement = 95%, toepasbaarheid = 20%.

De technieken kunnen elk afzonderlijk worden toegepast, maar zijn ook onderling combineerbaar. De technieken sluiten elkaar niet uit en moeten niet in een verplichte volgorde geïmplementeerd worden.

De *eerste stap* in de constructie van de marginale kostencurve bestaat erin een *basistabel* op te stellen van alle mogelijke emissiereductietechnieken en combinaties van technieken die technisch haalbaar en zinvol zijn.

*Tabel 12: Basistabel emissiereductietechnieken voorbeeld*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Initiële emissies: 30 ton

**Bedrijf A**

Techniek	Technisch rendement (%)	Toepasbaarheid (%)	Globale reductie (%)	Totaal reductie-potentieel (ton)	Totale kost (€)	Gemiddelde kost (€/ton)
T <sub>0</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0
<b>T<sub>HVLP</sub></b>	<b>50,0</b>	<b>45,0</b>	<b>22,5</b>	<b>6,8</b>	<b>445,49</b>	<b>65,99</b>
T <sub>WB</sub>	55,0	80,0	44,0	13,2	16.777,21	1.271,00
T <sub>INC</sub>	95,0	20,0	19,0	5,7	10.208,70	1.791,01
T <sub>HVLP+WB</sub>	\$\$\$	\$\$\$	56,6	17,0	17.222,70	1.014,28
T <sub>HVLP+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	37,2	11,2	10.654,19	954,04
T <sub>WB+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	54,6	16,4	26.985,91	1.646,29
T <sub>HVLP+WB+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	64,8	19,5	27.431,40	1.410,07

Vervolgens worden de (combinaties van) technieken volgens stijgende marginale kosten (in de eerste stap = de gemiddelde kost) gerangschikt. Uit de basistabel wordt de techniek (of combinatie van technieken) met de laagste gemiddelde kost geselecteerd (hier = T<sub>HVLP</sub>). Aangezien het referentiepunt van de marginale kostencurve het punt is waar de marginale kost gelijk is aan nul, is de gemiddelde kost gelijk aan de marginale kost.

In een *tweede stap* worden de technieken (of combinaties van technieken) die minder emissiereductie realiseren dan T<sub>HVLP</sub> geschrapt (hier = T<sub>INC</sub>). Daarna wordt voor de overblij-

vende technische combinaties de *marginale* kost berekend (ten opzichte van  $T_{\text{HVLP}}$ ). De techniek met de laagste marginale kost wordt het volgende punt van de marginale kostencurve (hier =  $T_{\text{HVLP+WB}}$ ).

*Tabel 13: Resultaat tweede stap voorbeeld*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Initiële emissies: 30 ton

**Bedrijf A**

Techniek	Technisch rendement (%)	Toepasbaarheid (%)	Globale reductie (%)	Marginaal reductie-potentieel (ton)	Additionele totale kost (€)	Marginale kost (€/ton)
T <sub>WB</sub>	55,0	80,0	44,0	6,5	16.331,70	2.532,05
T <sub>INC</sub>	95,0	20,0	19,0	-1,1	9.763,21	-9.298,29
<b>T<sub>HVLP+WB</sub></b>	<b>\$\$\$</b>	<b>\$\$\$</b>	<b>56,6</b>	<b>10,2</b>	<b>16.777,21</b>	<b>1.640,00</b>
T <sub>HVLP+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	37,2	4,4	10.208,70	2.310,97
T <sub>WB+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	54,6	9,6	26.540,40	2.752,58
T <sub>HVLP+WB+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	64,8	12,7	26.985,91	2.124,24

De methodiek beschreven in de tweede stap wordt opnieuw toegepast in de derde, vierde en de volgende stappen totdat men geen technieken meer overhoudt. De marginale kost wordt telkens berekend ten opzichte van de techniek die in de voorgaande stap geselecteerd werd.

*Tabel 14: Resultaat laatste stap voorbeeld*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Initiële emissies: 50 ton

**Bedrijf A**

Techniek	Technisch rendement (%)	Toepasbaarheid (%)	Globale reductie (%)	Marginaal reductie-potentieel (ton)	Additionele totale kost (€)	Marginale kost (€/ton)
T <sub>WB</sub>	55,0	80,0	44,0	-3,8	-445,49	117,86
T <sub>HVLP+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	37,2	-5,8	-6.568,51	1.130,06
T <sub>WB+INC</sub>	\$\$\$	\$\$\$	54,6	-0,6	9.763,21	-16.604,08
<b>T<sub>HVLP+WB+INC</sub></b>	<b>\$\$\$</b>	<b>\$\$\$</b>	<b>64,8</b>	<b>2,5</b>	<b>10.208,70</b>	<b>4.126,73</b>

In het voorbeeld worden in de derde stap alle technieken behalve één geschrapt omdat het reductiepotentieel ervan lager is dan dat van T<sub>HVLP+WB</sub> (= 56,6 %). T<sub>HVLP+WB+INC</sub> wordt het laatste punt van de marginale kostencurve.

*Tabel 15: Eindresultaat voorbeeld*

Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

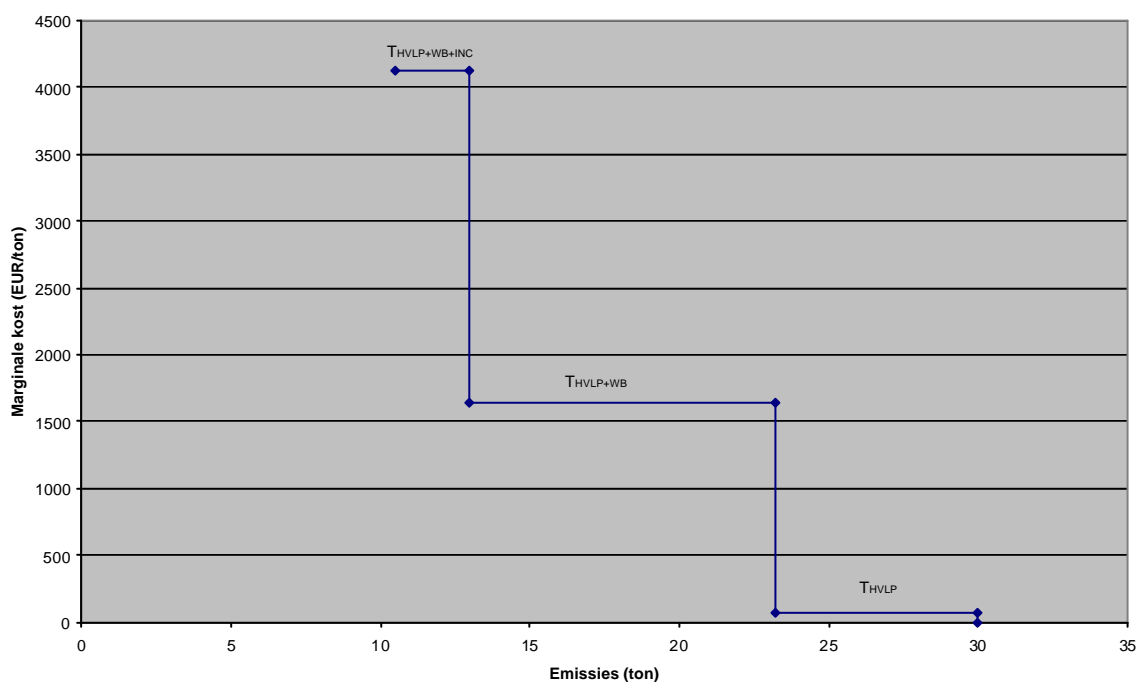
Initiële emissies: 30 ton

**Bedrijf A**

Techniek	Globale reductie (%)	Marginale reductie (%)	Marginaal reductie-potentieel (ton)	Totaal reductie-potentieel (ton)	Additionele totale kost (€)	Marginale kost (€/ton)	Totale kost (€)
T <sub>0</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0
T <sub>HVLP</sub>	22,5	22,5	6,8	6,8	445,45	65,99	445,49
T <sub>HVLP+WB</sub>	56,6	34,1	10,2	17,0	16.777,21	1.639,99	17.222,70
T <sub>HVLP+WB+INC</sub>	64,8	8,2	2,5	19,5	10.208,70	4.126,73	27.431,40

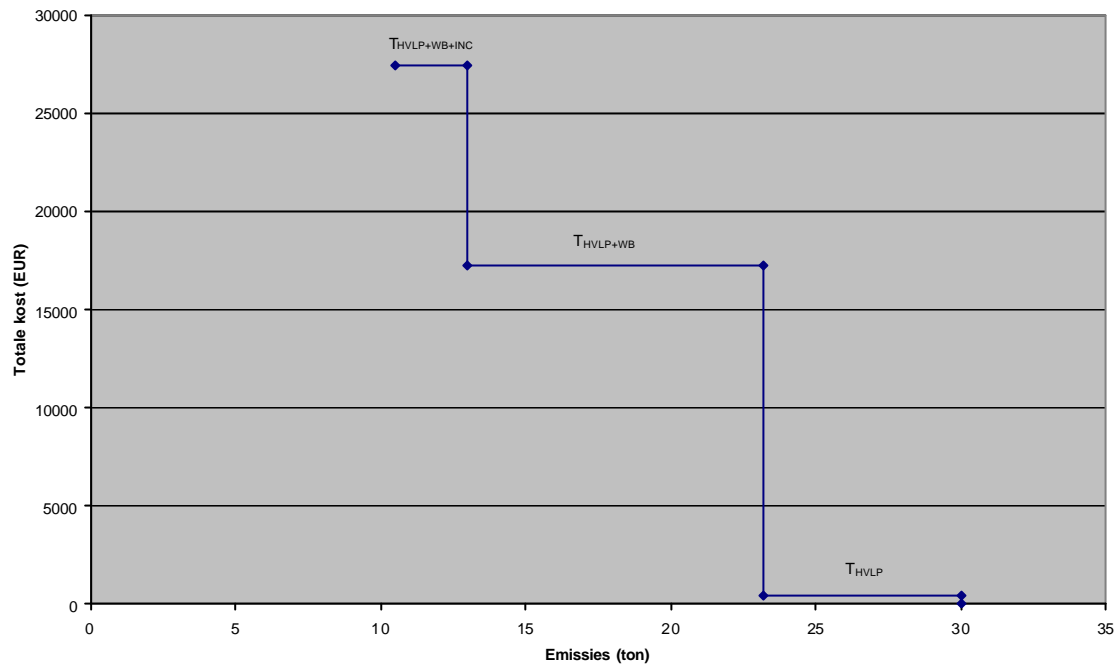
Zowel de marginale als de totale kostencurve worden op basis van bovenstaande tabel grafisch weergegeven.

*Figuur 10: Marginale kostencurve bedrijf A*



Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

Figuur 11: Totale kostencurve bedrijf A



Bron: Op basis van Bogaert et al., 2000

### **Bijlage 13: Interactie tussen polluenten**

Een milieumaatregel is veelal primair gericht op de reductie van de emissie van een bepaalde polluent (d.i. de doelstof). Daarnaast kan het zijn dat de maatregel ook nog een positief of negatief effect heeft op andere polluenten. Een driewegkatalysator, bijvoorbeeld, reduceert de NO<sub>x</sub>-emissies maar verhoogt de emissies van N<sub>2</sub>O (negatief effect); een actief kool proces als rookgasreinigingstechniek voor een stookinstallatie reduceert zowel de SO<sub>2</sub>-emissies als de emissies van NO<sub>x</sub> (positief effect).

Bij een interactie tussen polluenten wordt een tweedimensionele marginale kostencurve irrelevant omdat de marginale kosten betrekking hebben op één polluent en de interactie niet in rekening brengen. Eventueel kan de marginale kostencurve opgesteld worden voor één polluent, gegeven een vaste emissiereductie voor de overige polluenten. Echter, dergelijke marginale kostencurve geeft niet de optimale emissiereductie-inspanningen voor alle polluenten tegelijkertijd.

Voorgaande problematiek kan “omzeild” worden indien de polluenten gesommeerd worden (bijvoorbeeld SO<sub>2</sub>-equivalenten, CO<sub>2</sub>-equivalenten) of de kosten aan elk van de verschillende polluenten toegerekend wordt. In wat volgt, worden verschillende benaderingen uit de literatuur toegelicht.

#### **1. “Sommeren” polluenten**

Een milieumaatregel reduceert bijvoorbeeld de polluenten HF, SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub> en HCl. Deze emissies kunnen omgerekend worden naar SO<sub>2</sub>-equivalenten op basis van de verzuringspotentiaal (of het aantal protonen dat per gewichtseenheid van het betrokken zure gas vrijgesteld worden).

*Tabel 16: Verzuringspotentialen van HF, SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub> en HCl en omrekening naar SO<sub>2</sub> – equivalenten*

Bron: BBT-studie Kleiverwerkende nijverheid, 1999

<b>Polluent</b>	<b>Molecuulmassa (g/mol)</b>	<b>Potentieel aantal protonen per mol</b>	<b>Potentieel aantal protonen per g</b>	<b>SO<sub>2</sub>-equivalenten (g/g)</b>
HF	20	1	0,050	1,60
SO <sub>2</sub>	64	2	0,031	1,00
SO <sub>3</sub>	80	2	0,025	0,80
HCl	36,5	1	0,027	0,88

De marginale kost kan dan berekend worden als de kost per bijkomende eenheid verwijderde SO<sub>2</sub>-equivalent.



## 2. Doelstof<sup>67</sup>

De kosten van de milieumaatregel worden aan de pollutent toegerekend waarvoor de maatregel op de eerste plaats bedoeld is (d.i. de doelstof). Het nadeel van deze methode is dat het soms moeilijk is om één doelstof te identificeren. Het voordeel van de methode is dat de milieukosten voor de emissiereductie van diverse doelstoffen kunnen vergeleken worden.

## 3. Stofbeleid<sup>68</sup>

De kosten van de milieumaatregel worden aan alle pollutenten, waarop de milieumaatregel een effect heeft, in hun totaliteit toegerekend. Door de analyse te concentreren op de afzonderlijke pollutenten wordt de problematiek van de interacties tussen de pollutenten “omzeild”. Deze methode is enkel geschikt wanneer er een stofbeleid gevoerd wordt. De methode heeft immers tot gevolg dat er geen optelbare kostenoverzichten kunnen gegenereerd worden: indien de kosteneffectiviteit per pollutent geëvalueerd wordt, kunnen de kosten van alle maatregelen in hun totaliteit aan de stof toegerekend worden. Indien de pollutent echter gerelateerd is aan verschillende milieuthema's is er een dubbeltelling indien men de geaggregeerde kostencurve voor de sector opstelt over alle milieuthema's heen.

## 4. Verdeelsleutel

Indien een milieumaatregel de emissies van meerdere pollutenten reduceert, kunnen de kosten van de milieumaatregel met behulp van een verdeelsleutel over de verschillende pollutenten verdeeld worden. De wegingsfactor moet het relatieve belang van een pollutent, ten opzichte van andere vervuilende stoffen, voor een goede milieukwaliteit aangeven. Het voordeel van de methode is dat men optelbare kostenoverzichten bekomt. Het nadeel van deze methode is dat er geen uniforme verdeelsleutel voor handen is. In de literatuur vindt men verschillende benaderingen terug.

### (a) Emissiegrenswaarden<sup>69</sup>

De emissiegrenswaarden van de verschillende pollutenten worden als verdeelsleutel gehanteerd. De totale kost van de milieumaatregel voor de reductie van pollutent a wordt als volgt berekend:

$$TC_a = \frac{Q_a \cdot wf_a}{Q_a \cdot wf_a + Q_b \cdot wf_b} \cdot TC$$

Met:

TC = de totale kost van de milieumaatregel

---

<sup>67</sup> Vringer et al., 2000; Dellink et al., 1997.

<sup>68</sup> Vringer et al., 2000.

<sup>69</sup> InfoMil, 2001.

$TC_a$  = de kost van de milieumaatregel toegerekend aan pollutent a  
 $Q_a$  = de emissiereductie van pollutent a  
 $wf_a$  = het gewicht voor pollutent a (namelijk  $\frac{100}{\text{emissiegrenswaarde}}$ )

Bijvoorbeeld:

Techniek X, met een totale jaarlijkse kost van €2000, reduceert zowel SO<sub>x</sub> als NO<sub>x</sub>. In onderstaande tabel vindt men een overzicht terug van de emissiereductie die gerealiseerd wordt met milieumaatregel X en van de emissiegrenswaarden voor SO<sub>x</sub> en NO<sub>x</sub>.

*Tabel 17: Voorbeeld emissiereductie en emissiegrenswaarde SO<sub>x</sub> en NO<sub>x</sub>*

Polluent	Influent (mg/Nm <sup>3</sup> )	Effluent (mg/Nm <sup>3</sup> )	Reductie (mg/Nm <sup>3</sup> )	Emissiegrenswaarde (mg/Nm <sup>3</sup> )
SO <sub>x</sub>	100	40	60	50
NO <sub>x</sub>	500	400	100	500

$$TC_a = \frac{60 \cdot \left(\frac{100}{60}\right)}{60 \left(\frac{100}{60}\right) + 100 \left(\frac{100}{500}\right)} \cdot 2000$$

$$TC_a = \frac{100}{100 + 20} \cdot 2000 = 1667$$

(b) Gewichten<sup>70</sup>

Het RIZA-document “Kosteneffectiviteit van Verspreiding naar water” (van der Woerd et al., 2000) maakt een onderscheid tussen fysieke, politieke en economische gewichten. Fysieke gewichten geven aan hoe groot het fysieke effect is van een pollutent op de gezondheid van de mens of van ecosystemen (d.i. dosis-effect relatie). Deze gewichten kunnen alleen maar gebruikt worden voor pollutenten met een vergelijkbaar effect. Politieke en economische gewichten vertalen het fysieke effect naar de maatschappelijke betekenis van het effect door middel van respectievelijk milieunormen en schaduwrijzen. De politieke en economische gewichten zijn beiden locatiespecifiek daar de normoverschrijding en de vermeden schadekosten per locatie kunnen verschillen. In wat volgt worden de drie types van gewichten meer gedetailleerd beschreven.

De *fysieke gewichten* schatten een grenswaarde (d.i. de concentratie aan pollutenten) in waaronder zich geen schadelijke effecten op mens of ecosystemen voordoen. Aan dergelijke doorrekening zijn echter nadelen verbonden zoals bijvoorbeeld het feit dat het gewicht niet correct aangeeft hoe erg het effect van een specifieke pollutent op de totale gezondheid van de

---

<sup>70</sup> van der Woerd et al., 2000.

mens of het totale ecosysteem is. Immers, de fysieke gewichten voor ecosystemen worden bepaald door in een laboratoriumsituatie het effect van variërende concentraties van polluenten op geselecteerde soorten te simuleren. Men kan zich de vraag stellen hoe indicatief deze selectie is voor de algemene gezondheid van het totale ecosysteem.

*Politieke gewichten* zijn gebaseerd op milieukwaliteitsnormen. In de praktijk vindt men vaak alleen politieke gewichten voor ecosystemen terug. Dergelijke gewichten houden rekening met de fysieke effecten van polluenten op de “gezondheid” van het ecosysteem en met de “maatschappelijke (d.i. politieke) haalbaarheid”. Indien men eveneens rekening wil houden met de benodigde inspanningen om de normen te halen, moet men het verschil tussen de huidige waarde en de streefwaarde (of de norm) doorrekenen (“distance-to-target”). Het nadeel van laatstgenoemd gewicht is dat het geen rekening houdt met de ernst van de effecten van de polluenten (twee polluenten met verschillende effecten kunnen dezelfde “distance-to-target” hebben). Aan politieke gewichten zijn in het algemeen volgende nadelen verbonden: (i) streefwaarden zijn niet altijd voor een specifieke polluent gekend, (ii) er is onzekerheid over de streefwaarde zelf en (iii) het gewicht is bijzonder gevoelig voor de gehanteerde streefwaarde.

*Economische gewichten* kijken naar de schade die de maatschappij zou lijden indien er zich emissies voordoen of hoeveel de maatschappij bereid is te betalen om bepaalde emissies te reduceren. Dergelijke gewichten houden rekening met de maatschappelijke preferenties ten aanzien van negatieve milieu-effecten. De gewichten worden uitgedrukt in monetaire termen of schaduwprizen zodat men verschillende effecten kan vergelijken en optellen. In de praktijk hebben schaduwprizen voornamelijk betrekking op effecten op de volksgezondheid omdat deze effecten gemakkelijker te monetariseren zijn. In paragraaf 2.3 werd de economische waardering van milieubaten reeds aangehaald.

### **5. Meerdere milieuthema's**

Een milieumaatregel kan een effect hebben op de emissiereductie van een polluent die tot verschillende milieuthema's behoort. Een milieumaatregel die bijvoorbeeld NO<sub>x</sub>-emissies reduceert, heeft zowel een effect op het milieuthema verzuring als op het milieuthema fotochemische luchtverontreiniging.

Indien men een marginale kostencurve wil opstellen voor een milieuthema, moet eerst de (eventuele) interactie tussen de polluenten in rekening gebracht worden en vervolgens de interactie tussen de milieuthema's. De oplossingen uit de literatuur die in voorgaande paragraaf (d.i. interactie tussen polluenten) besproken werden, zijn eveneens van toepassing op de problematiek van interactie tussen milieuthema's: doelthema, themabeleid, verdeelsleutels (d.z. economische en politieke gewichten).