

1 | Milieuschadeposten van luchtverontreiniging

Leo De Nocker, Vito

Luc Int Panis, Vito

Rudi Torfs, Vito

1.1 | Inleiding en doelstelling

Luchtverontreiniging door de traditionele pollutanten SO₂, NO_x en stof is een belangrijk milieuprobleem, met grote impacts op ecosystemen (verzuring en eutrofiëring), op volksgezondheid, op landbouw en op (al dan niet historische) gebouwen. Sommige van deze impacts zijn vooral lokaal, andere hebben een sterk grensoverschrijdend karakter. Het grootste gedeelte van deze emissies worden veroorzaakt door de verbranding van brandstoffen. Daarenboven leidt dit ook tot de uitstoot van broeikasgassen, vnl. CO₂. Op internationaal vlak zijn er reeds verregaande afspraken gemaakt om deze emissies te reduceren (vnl. voor SO₂ en NO_x), wat tot potentieel hoge kosten van reductiemaatregelen kan aanleiding geven. Het is dus nodig een goed inzicht te verkrijgen in de baten voor de maatschappij van deze verwachte reductiemaatregelen.

In MIRA S is veel info op een consistente wijze samengebracht met betrekking tot deze emissies, hun verspreiding en effecten op mens en natuur. Hierbij werden drie verschillende scenario's voor de ontwikkeling 2000-2010 doorgerekend en onderling vergeleken. In dit hoofdstuk bespreken we de milieuschadeposten van deze scenario's en schatten we de baten van de voorgestelde beleidsmaatregelen in. De inschatting van de milieuschadeposten is gebaseerd op de Europese ExternE-2000 methodologie (EC, 1995,1999; Bickel et al, 2000) – zoals door Vito toegepast - en is aangepast om consistent te zijn met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw.

Deze bijdrage is ingedeeld in 5 grote delen. In deel 1 bespreken we eerst de algemene methode. Vervolgens wordt een inschatting gegeven van de (marginale) milieuschadeposten per ton pollutant voor SO₂, NO_x en deeltjes. Daarna wordt een inschatting gemaakt van de schadeposten van het geheel van emissies uit de Vlaamse sectoren. Vervolgens worden de totale milieuschadeposten voor de verschillende scenario's besproken en de baten van de bijkomende maatregelen becijferd. Omwille van het specifieke karakter worden de impacts van broeikasgassen afzonderlijk besproken. Tot slot worden enkele illustraties gegeven van het gebruik van deze info voor het milieubeleid.

1.2 | De schadefunctie-methode

Structuur van de methode

Om de milieuschade van luchtverontreiniging in te schatten hanteren we de "schadefunctie-methode" (Figuur 1) Bij deze methode brengen we stapsgewijs in kaart hoe de verschillende geloosde pollutanten onze welvaart beïnvloeden (zie milieubaten, deel 2: begrippen, definities en methoden).

De methode bestaat aldus uit twee grote delen: het grootste deel behelst de effectbepaling, (stappen 1 tot en met 4 in) en hiervoor wordt beroep gedaan uit verschillende disciplines van de positieve wetenschappen. In het tweede deel worden deze effecten op mens en natuur gewaardeerd via marktprijzen of data uit milieu-economische studies.

Ten eerste worden de emissies geïnventariseerd, waarbij men rekening houdt met de plaats (bijv. in de stadskern of op een industriezone) en met de kenmerken van de emissie (hoge versus lage schouw, temperatuur). Een tweede stap betreft het modelleren hoe deze emissies zich verspreiden en hoe secundaire pollutanten worden gevormd (vooral ozon en secundaire deeltjes zijn belangrijk, zie verder). Het resultaat van deze modellen informeert ons in welke mate concentraties van vervuilende stoffen in de atmosfeer toenemen. Ten derde wordt de blootstelling van de verschillende receptoren aan toegenomen concentraties berekend, rekening houdend met de bevolkingsdichtheid in verschillende gebieden, de verbouwde gewassen en aanwezige ecosystemen. Aan de hand van blootstellings-effect relaties kunnen we dan de impacts becijferen op de volksgezondheid, gebouwen, gewassen en ecosystemen. Dit resulteert in een brede waaier van impactindicatoren zoals bijkomende gevallen van ziektes, verminderde opbrengst van landbouwgewassen, corrosie aan gebouwen.

In stap 5 worden deze impacts gemonetariseerd aan de hand van marktprijzen of ingeschatte waarden. De waardering is gebaseerd op de 'bereidheid tot betalen', welke aansluit bij de vorming van marktprijzen. Dit laat toe – althans in zoverre data beschikbaar zijn - om de verschillende impacts op een gemeenschappelijke noemer te brengen en deze te vergelijken met andere marktprijzen (zoals bijvoorbeeld kosten van milieumaatregelen).

Voor deze studie is vooral de waardering van gezondheidseffecten van belang. Deze worden verder gedetailleerd besproken bij de behandeling van gezondheidsaspecten. Daarnaast zou ook de waardering van ecologische impacts van belang moeten zijn, maar helaas zijn hierover te weinig data voorhanden in de literatuur om de meest belangrijke ecologische impacts, met name m.b.t. verzuring en vermisting, te waarderen. Tot slot zijn er specifieke problemen bij de waardering van impact van broeikasgassen, vnl. m.b.t. het verdisconteren van lange termijn impacts (over meerdere generaties) en in armere landen. Deze worden verder besproken.

arbeid en kapitaal, van grondstoffen en werkingskosten, van taksen en verzekeringen, maar niet de schadekosten voor de volksgezondheid en voor het milieu.

Binnen het Joule programma van de EC werd aldus tussen 1991-1995 de ExternE methodologie ontwikkeld om de milieuschadekosten te bepalen van energiegebruik in de EU. Het laat toe om de externe kosten van verschillende vormen van elektriciteitsproductie te berekenen en dit model werd toegepast voor een alle EU lidstaten, inclusief België. (1997) Sinds 1996 is dit model verder uitgebreid om de externe kosten van transport te berekenen.(1996-2000) Voor België werd de methodologie geïmplementeerd door Vito voor elektriciteitsproductie (1997) en transport (2000). (Voor een overzicht zie www.vito.be) Dit rekenraamwerk is de laatste jaren in een hele reeks Europese lidstaten, waaronder België, verder ontwikkelt en toegepast in het kader van wetenschappelijke programma's en in beleidsstudies voor de energie-industrie en voor overheden. Op internationaal vlak werden de resultaten gebruikt door de EU en ter voorbereiding van het protocol van Göteborg (UN/ECE) om de baten van reductie van grensoverschrijdende luchtverontreiniging te evalueren.

Toepassing van de ExternE methode voor het MIRA-S rapport

De cijfers in dit hoofdstuk zijn voornamelijk gebaseerd op berekeningen aan de hand van het ExternE rekenraamwerk 2000, en aanpassingen voor Vlaanderen en België van dit rekenraamwerk door Vito. Deze cijfers kunnen verschillen ten overstaan van vroegere publicaties die zich baseren op de ExternE 1995 of ExternE 1999 methode, alhoewel aan al deze edities van ExternE dezelfde basisprincipes ten grondslag liggen. De cijfers in dit rapport zijn geactualiseerd m.b.t. de ExternE-2000 methodologie waarbij vorige elementen van het rekenraamwerk zijn aangepast aan nieuwe gegevens (bijv. achtergrondconcentraties) en nieuwe wetenschappelijke inzichten, en zijn doorgaans een 50 % lager dan deze gebaseerd op ExternE 1998.

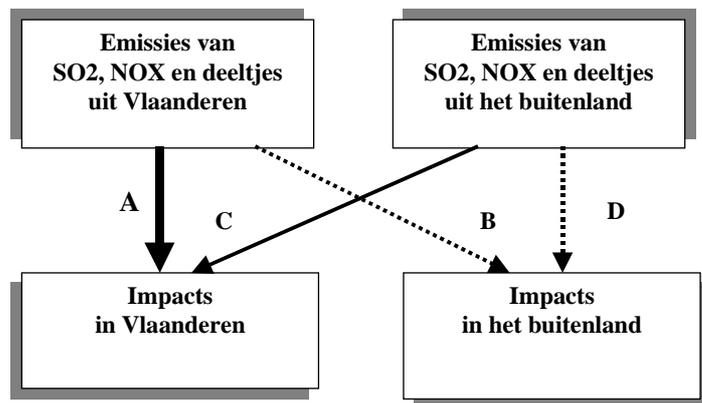
Deze cijfers zijn verder aangepast om ze consistent te maken met de andere hoofdstukken van MIRA S. De aanpassingen aan het rekenraamwerk voor MIRA S betreffen voornamelijk consistentie met elementen uit de hoofdstukken over verzurende emissies (SO₂, NO_x), verspreiding van fijn stof, fotochemische ozon en impacts op de mens. Het gaat hem voornamelijk om de gehanteerde verspreidingsmodellen (OPS, Lotos) en hun inputs (emissies voor Vlaanderen en het buitenland) en om de blootstellings-effect relaties die consistent werden gemaakt met deze uit het hoofdstuk over de gezondheidseffecten. In dit hoofdstuk wordt voornamelijk teruggegrepen naar relaties zoals ze gerapporteerd werden door de WHO. De verschillen met ExternE 2000 zijn echter miniem omdat beide terugvallen op dezelfde bronnen (epidemiologische studies). Dit heeft bijgevolg ook geen grote gevolgen voor de vergelijkbaarheid met andere cijfers uit de recente literatuur, die niet specifiek werden geactualiseerd voor dit rapport.

Milieuschadekosten van emissies en van immissies.

Ten eerste bespreken we de impacts en schade van emissies uit Vlaanderen. Deze schade situeert zich voor een deel in Vlaanderen (pijl A in Figuur 2) en voor een deel in het buitenland (pijl C in Figuur 2). In een volgende punt worden dan de impacts m.b.t. luchtverontreiniging in Vlaanderen besproken, waarbij het gaat om de impacts

in Vlaanderen van zowel binnenlandse emissies (pijl A) als emissies uit het buitenland (pijl D). Figuur 2 geeft de verhouding tussen beide elementen weer. De schade in Vlaanderen door emissies uit Vlaanderen (pijl A) vormt de overlapping van beide stukken, en is tevens de marge die Vlaanderen zelf in handen heeft om haar eigen luchtkwaliteit te bepalen.

Figuur 2: onderscheid tussen milieuschadecosten van emissies uit Vlaanderen en luchtverontreiniging in Vlaanderen.



MSK : milieuschadecosten

Bron : Vito, 2000

1.3 | Marginale schadecosten per ton emissie van SO₂, NO_x, VOS en deeltjes.

Een multi-polluent multi-effect benadering.

Effecten van luchtverontreiniging moeten bekeken worden vanuit een multi-polluent multi-effect benadering. De verschillende emissies dragen immers bij tot verschillende milieuproblemen (of thema's) die op hun beurt onderscheiden impacts hebben op de verschillende receptorengroepen (mens, natuur,...) Tabel 1 geeft een overzicht van deze relaties. Voor een goed begrip van de rest van dit hoofdstuk moeten we vooral onthouden dat SO₂ en NO_x naast hun bijdrage aan verzuring, vermisting en ozonvorming, ook aanleiding geven tot de vorming van ammoniumnitraten en – sulfaten. Deze zogenaamde secundaire deeltjes (aërosolen) dragen bij tot de fijn stof problematiek, net als primaire deeltjes (vnl. roetdeeltjes van verbrandingsprocessen). Fijn stof heeft belangrijke effecten op de volksgezondheid.

Verder moeten we onthouden dat NO_x en Vluchtige organische stoffen (VOS) bijdragen tot de vorming van fotochemische luchtverontreiniging (NO_x). De bijdrage van beide stoffen aan de productie van ozon verloopt evenwel zeer complex en laat zich niet makkelijk vatten. Het effect is niet lineair en is afhankelijk van de NO_x-VOS verhouding. Daarom kan een beperking van NO_x emissies bijvoorbeeld aanleiding geven tot een stijging van de ozonconcentraties bij een marginale emissiereductie in 1998. Voor 2010 ligt de situatie anders en zullen verdere emissiedalingen eerder aanleiding geven tot een beperkte vermindering van ozon.

Tabel 1 Relatie tussen milieuthema's, emissies die hiertoe bijdragen en de beschouwde impactcategorieën

Milieuthema of probleem	emissies die bijdragen tot het probleem	impacts op	in welke mate gekwantificeerd
SO2 directe effecten	SO2	volksgezondheid gewassen gebouwen	ja ja verrekenend met verzuring
Fijn stof	(roet)deeltjes SO2, NOx, NH3 via ammoniumnitraten en -sulfaten	volksgezondheid materialen broeikas-effect	ja nee nee
Fotochemische luchtverontreiniging (Ozon)	NOx, VOS	volksgezondheid landbouw materialen	ja ja -
Verzuring	SO2, NOx, NH3	materialen ecosystemen	ja nee
Vermesting *	NOx, NH3	ecosystemen	nee

* voor zover link met luchtverontreiniging

Marginale schadekost per ton emissie

Tabel 2 geeft een overzicht van de orde van grootte van de schadekosten voor de emissies van verschillende klassieke pollutanten. Deze cijfers hebben betrekking op de bijkomende milieuschade voor Vlaanderen en Europa van een bijkomende ton emissie uit Vlaanderen. (marginale kosten) Omdat schadekosten afhankelijk zijn van de locatie en aard van de emissie (bijv. schouwhoogte) geven we een grootteorde van de schadekost (voor zover hij kan berekend worden) voor de verschillende types locaties en type bron. Tevens geven we een indicatie van het relatieve aandeel van de verschillende impactcategorieën in deze totale berekende schadekost.

Tabel 2 Aandeel van verschillende categorieën in de milieuschadecosten van luchtverontreiniging

Impact categorie	Totaal in milieuschade kost				
	SO ₂ direct en via sulfaten	NO _x via nitraten	NO _x via ozon	VOS via ozon	primaire deeltjes
Volksgezondheid					
Mortaliteit	72%	72 %	35 %	35 %	70 %
Morbiditeit	26 %	28 %	25 %	25 %	30 %
Landbouw	0.4%	-	40 %	40 %	-
Gebouwen	3 %	-	-	-	f)
Ecosystemen	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	-
Subtotalen (KEuro/ton) voor emissies van					
Transport (uitlaat) ^a			-2 ^{d)}	1.5 ^{d)}	
stedelijke gebied	4	3			400 ^{e)}
landelijk gebied	15	4.5			100 ^{e)}
schouwen Vlaanderen ^b	7	3.5		1.5 ^{d)}	12
Schouwen EU gemid. ^e	1.5 - 7	1.1 - 7		1	1- 13

N.M. = niet gemonetariseerd, maar info mbt overschrijding kritische lasten beschikbaar, en belangrijke impact

a : Vito 99

b : per ton PM10 gemiddelde voor verschillende schouwhoogtes en locaties in België

c : per ton PM2.5

d : marginale impacts voor emissie uit België in 1998, op basis van het EMEP model

e : minimum, ongewogen gemiddelde en maximum van de gemiddelde schadecost per land voor de lidstaten van de EU en Noorwegen.

f : niet meegerekend in beste centrale schatting, wel voor sensitiviteitsanalyse

Bronnen : Vito, 2000

Het waarden van de milieuschade is enkel gebeurd voor de effecten op de volksgezondheid, landbouw en gebouwen, en voor zover die gekend zijn en kunnen gekwantificeerd en gemonetariseerd worden. Over effecten op ecosystemen zijn vandaag te weinig data voorhanden om ze economisch te waarden. Zij zijn echter wel belangrijk omdat de kritische lasten voor ecosystemen in Vlaanderen en Europa in grote mate worden overschreden. Omdat niet alle effecten worden beschouwd, moeten de totale geraamde schadecosten van luchtverontreiniging worden gezien als een *ondergrens* voor de orde van grootte van de totale effecten.

Impacts op volksgezondheid zijn dominant

Voor de 'klassieke' pollutanten zoals SO₂, NO_x, CO, VOS en deeltjes is duidelijk dat de gevolgen voor de volksgezondheid de voornaamste impact uitmaken van de totale gekwantificeerde en in geldtermen vertaalde schade. (Tabel 2) Zij omvatten luchtweginfecties, cardiovasculaire aandoeningen, hospitaalopnames en vervroegd overlijden. Deze dominantie is weliswaar mede te verklaren door het feit dat de

ecologische impacts niet gemonetariseerd kunnen worden, maar duidt toch voornamelijk op de potentieel grote impacts van luchtverontreiniging op de volksgezondheid. Daarom worden zij hier eerst in detail besproken. Het betreft hier voornamelijk de impacts van fijn stof en ozon.

Zoals hierboven uiteengezet betreffen de impacts van fijn stof zowel de impacts van primaire deeltjes (roet) als van secundaire deeltjes (met name nitraat en sulfaat aerosolen). Deze cijfers weerspiegelen het groeiend bewustzijn en evidentie van de laatste jaren dat fijn stof potentieel belangrijke gezondheidseffecten kan hebben. In epidemiologische studies - zoals het APHEA project in Europa - stelt men een verband vast tussen luchtverontreiniging door SO₂, fijn stof en ozon enerzijds en gezondheidsklachten (bijv. ziekenhuisopnames en mortaliteit anderzijds. Alhoewel de juiste oorzaken niet gekend zijn zou het nu toch onvoorzichtig zijn om deze relaties niet mee te nemen bij het bepalen van het milieubeleid. Daarom heeft ook de WHO deze gezondheidseffecten weerhouden voor haar aanbevelingen m.b.t. luchtverontreiniging. Onze berekening is hierop gebaseerd. Daarnaast is ook nog het chronische effect van lange termijn blootstelling aan fijn stof meegerekend. Enkele Amerikaanse studies hebben immers een verkorte levensverwachting gerelateerd aan lange termijn blootstelling aan fijn stof. In Europa zijn hierover evenwel nog geen studies gedaan die dit effect bevestigen of ontkennen. Dit effect blijkt potentieel heel belangrijk te zijn, en daarom is het meegerekend maar tevens als een aparte categorie van impacts aangeduid.

De gezondheidsimpacts wegen zo zwaar door omdat de beschikbare evidentie suggereert dat er geen veilige limietwaarde bestaat waaronder we geen effecten op de volksgezondheid meer mogen verwachten. De relatief hoge cijfers zijn dan te verklaren door het feit dat de emissies uit Vlaanderen aanleiding geven tot een beperkt verhoogd gezondheidsrisico waaraan veel mensen worden blootgesteld. De schadepost hangt verder af van de bevolkingsdichtheid en het aantal blootgestelde mensen. Daarom zijn de impacts van sommige emissies uit de transportsector hoger voor emissies in stedelijke gebieden dan voor landelijke gebieden, vooral voor primaire deeltjes omdat hiervoor de impacts dicht bij de bron het zwaarste doorwegen.

Voor emissies van NO_x en SO₂ zijn voornamelijk de impacts m.b.t. de vorming van secundaire deeltjes (ammoniumsulfaten en ammoniumnitraten) van belang. Deze impacts spelen zich verder van de schouw af en het onderscheid tussen stedelijke en landelijke gebieden is nog weinig belangrijk. Wel zijn deze schadeposten hoger voor emissies uit dichtbevolkte gebieden zoals Vlaanderen dan uit bijv. de Scandinavische landen.

Er zijn weliswaar nog vele onzekerheden m.b.t. de juiste kwantificering en waardering van deze effecten, en hun toewijzing aan specifieke pollutanten. Deze onzekerheid is het grootst voor de lange termijn mortaliteitseffecten (verkorte levensduur) a.g.v. lange termijn blootstelling, omdat hiervoor slechts enkele Amerikaanse studies beschikbaar zijn. Anderzijds is het net deze impact die het zwaarste doorweegt voor de verschillende klassieke pollutanten.

Waardering van de schade aan de gezondheid

De waardering van de schade aan de gezondheid moet gebeuren aan de hand van de 'bereidheid tot betalen' van de Vlaamse of Europese burger om deze specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden. Hierbij kunnen we vertrekken van de maatschappelijke kosten van toegenomen gezondheidsklachten (zoals bijv. van medicijnen en ziekenhuisopname) en ook de kosten a.g.v. van het verlies van inkomen bij ziekte en vroegtijdig overlijden. Deze kosten kunnen redelijk eenvoudig worden bepaald. Daarenboven moet men ook rekening houden de bereidheid tot betalen om het lijden m.b.t. ziektes en overlijden te vermijden, zowel voor de betrokkene als voor zijn omgeving. Daarenboven hechten we nog een bijkomende waarde aan 'niet-vroegtijdig overlijden', zowel voor onszelf als voor onze naasten. Om al deze aspecten te vatten kunnen we geen beroep doen op marktprijzen maar moeten we methodes uit de (milieu)-economie hanteren. Sommige studies proberen aan de hand van gedrag op verwante markten (bijv. het kopen van extra veiligheid via bijv. een airbag) na te gaan hoeveel mensen bereid zijn te betalen om de kans op vroegtijdig overlijden te verlagen. Een andere methode bestaat erin om deze bereidheid te achterhalen via bevraging (contingent valuation methode).

Data m.b.t. gezondheidsklachten en ziektes komen uit de literatuur van de VS en recente studies in Europa. De waardering van acute en chronische mortaliteit is het meest moeilijk. In ExternE is deze waardering gebaseerd op een literatuuronderzoek m.b.t. de 'statistische waarde van een leven'. Dit concept zegt niks over de waarde van een leven op zich, maar is afgeleid uit inschattingen van de bereidheid tot betalen om risico's op vroegtijdig overlijden te veranderen. Het gemiddelde uit een reeks van Amerikaanse en Europese studies leidt tot een 'statische waarde van het leven' van 3.4 miljoen EURO. Dit cijfer moet terug omgerekend worden naar de "statische waarde van een verloren levensjaar" omdat bij luchtverontreiniging de verhoogde kans op vroegtijdig overlijden de verwachte levensduur maar beperkt verkleint (enkele dagen weken of maanden voor acute sterfte tot enkele jaren voor het effect van lange termijn blootstelling). Ongevallen in het verkeer daarentegen treffen vooral jonge, gezonde mensen, waardoor er gemiddeld meer levensjaren verloren gaan per geval van vervroegde sterfte. Voor de waardering van impacts op mortaliteit is het dus belangrijk om in termen van verloren levensjaren te rekenen in plaats van gevallen. Dit kan aanpassing of bijkomende interpretaties van de dosis-effect relaties vergen. Zo zijn de inschattingen m.b.t. de gezondheidsimpacts uit MIRA S – op basis van aantal gevallen – omgerekend naar verloren levensjaren op basis van de aanbevelingen van ExternE.

Aan de hand van de statistische waarde van het leven wordt dan een verloren levensjaar gewaardeerd aan ongeveer 100000 Euro. Deze schatting is zeer onzeker, vooral om het lange-termijn effect van langdurige blootstelling te waarderen. De meeste studies hebben immers betrekking op het risico m.b.t. ongevallen voor volwassenen. Er bestaan nauwelijks studies die specifiek de bereidheid tot betalen hebben ingeschat voor het vermijden van een kleine kans op een beperkte verkorting van de levensverwachting a.g.v. langdurige blootstelling aan gangbare concentraties van luchtverontreiniging. Er zijn wel dergelijke studies lopende in de VSA en gepland in Europa.

De waardering van de andere gezondheidseffecten (morbiditeit) gebeurt volgens hetzelfde principe, met name het gemiddelde van een reeks studies of de beste schatting. Waar vroegere schattingen zich vooral moesten baseren op Amerikaanse studies, zijn er nu een reeks Europese studies beschikbaar m.b.t. de waardering van morbiditeitimpacts.

Omdat economen van mening verschillen over de te hanteren discontovoet worden in ExternE verschillende discontovoeten naast elkaar gehanteerd. De gerapporteerde basisschatting gaat uit van een 3% discontovoet voor impacts binnen één generatie. Voor de klassieke pollutanten is dit vooral van belang voor de chronische gezondheidsimpacts. In het licht van de totale onzekerheden is dit aspect evenwel van minder belang.

Impacts op landbouw

De impacts van luchtverontreiniging op landbouw zijn het netto-effect van enerzijds productiviteitswinsten omwille van het bemestende effect van zwavel en stikstof via SO₂ en NO_x emissies en anderzijds het productiviteitsverlies bij hoge concentraties van SO₂ en ozon. Tot slot worden ook de kosten van bekalking om de effecten van verzuring te compenseren meegerekend. De blootstellings-effect relaties zijn gebaseerd op experimentele studies. Omdat zij niet voor alle gewassen beschikbaar zijn dienen zij geëxtrapoleerd te worden naar andere gewassen, in functie van hun gevoeligheid voor de verschillende pollutanten. Op deze wijze worden er voor Vlaanderen en Europa productie verliezen of -winsten berekend voor graangewassen, maïs, graslanden, klaver, aardappelen, suikerbieten, bonen, tomaten, fruitbomen, druiven, tabak en zonnebloemen. Al deze impacts kunnen gewaardeerd worden aan marktprijzen. Voor Vlaanderen is het aandeel van de (netto) impacts op landbouw voor SO₂ en NO_x (stikstofdepositie en via verzuring) in het geheel van de impacts miniem tot verwaarloosbaar. Voor ozon zijn de impacts op landbouw daarentegen wel relatief belangrijk. (één derde van de totale impacts).

Schade aan gebouwen

Voor schade aan gebouwen onderscheiden we het effect van verzuring op materialen en dat van vervuiling door stof. De evaluatie van de schade van verzuring is voornamelijk gebaseerd op blootstellings-effect relaties van het ICP Materials¹ programma van de VN-ECE. Zij zijn gebaseerd op experimentele studies die de schade aan materialen a.g.v. luchtverontreiniging trachten te meten. De effecten van verzuring zijn de som van deze van droge depositie (de blootstelling aan SO₂ concentraties) wat versterkt of verzwakt wordt door natte depositie (zuurtegraad van de regen). Effecten van verzuring treffen een brede waaier van materialen zoals bouwstenen (kalksteen (belangrijk voor historische gebouwen), zandsteen, mortel, beton), metalen (gegalvaniseerd staal, zink) en verf. Deze schade leidt tot versnelde erosie (materiaalverlies) en corrosie, zodat de levensduur van materialen en gebouwen wordt verkort en zij vroeger moeten hersteld en onderhouden worden. Hiervan kan men dan de economische herstellingskost of onderhoudskost inschatten.

¹ International Cooperative programme on Effects on materials, including historic and cultural monuments.

Een tweede soort impacts betreft de vervuiling van gebouwen door stof (roet). Ook hiervan zijn er blootstellings-effect relaties uit de literatuur. Deze vervuiling leidt tot versnelde reiniging of onderhoud van gebouwen in kalksteen, gele baksteen,... en van geverfde oppervlaktes. Vervuiling leidt ook tot een esthetische schade, die ook al optreedt zonder dat er tot reiniging wordt besloten.

Het is evenwel moeilijk om de schade aan gebouwen a.g.v. verzuring en vervuiling door stof op te tellen. Ten eerste is er een interactie tussen beide fenomenen. Ten tweede is er een probleem van potentiële dubbeltelling omdat de economische analyse gebaseerd op versneld onderhoud, waartoe beslist wordt omdat ofwel corrosie ofwel vervuiling dit noodzakelijk maakt. Afhankelijk van de gekozen onderhoudsstrategie (bijv. herschilderen versus reinigen) leidt dit tot verschillende effecten voor corrosie en vervuiling.

Een probleem m.b.t. de kwantificering van de schade aan gebouwen is het gebrek aan informatie over de blootgestelde oppervlaktes voor de verschillende materialen. Op basis van studies in het buitenland zijn beperkte materialen inventarissen opgesteld en geëxtrapoleerd op basis van de bevolkingsaantallen. Deze aanpak is echter zeer rudimentair en houdt weinig rekening met grote verschillen in de gebruikte materialen en onderschat de totale hoeveelheid blootgesteld materiaal.

Tot nu toe rekenen we met de effecten van verzuring en SO₂. Deze schade maakt ongeveer 3 % uit van de totale schade a.g.v. SO₂ emissies. Eerste inschattingen van de schade aan gebouwen a.g.v. vervuiling door emissies van stof geeft aan dat dit een relatief belangrijke impact kan zijn, maar dit cijfer moet door verder onderzoek bevestigd worden. Naar waardering toe is de voornaamste beperking van onze data dat er geen rekening is gehouden met de esthetische effecten of verlies aan cultureel patrimonium. Uit gevalstudies blijkt dat deze kosten van dezelfde grootte orde zijn als de herstelkosten.

Schade aan ecosystemen

Emissies van SO₂, NO_x, VOS en NH₃ dragen bij tot verzuring, vermesting en ozon wat tot potentieel belangrijke impacts voor ecosystemen kan leiden, zowel m.b.t. verzuring van het oppervlaktewater (bijv. in de Kempische vennen) als gevolgen voor fauna en flora in heide, graslanden en bossen. Hierbij zijn vooral indirecte effecten van belang, zoals de verschuivingen in soortensamenstelling en vegetatiestructuur, waarbij zuurtolerantere soorten toenemen en/of domineren. Voor deze problemen kan men wel berekenen in welke mate de kritische lasten voor verzuring en vermesting worden overschreden. De huidige stand van het milieu-economisch onderzoek laat evenwel niet toe om deze effecten ook in geldtermen te waarderen.

Er zijn wel aanwijzingen dat dit een potentieel belangrijke impactcategorie is. Ten eerste worden de kritische lasten op grote schaal overschreden. Studies tonen verder aan dat ook bij de verwachte daling van de luchtverontreiniging deze kritische lasten zullen worden overschreden in Vlaanderen. Ten tweede kunnen we afleiden uit het belang dat wordt gehecht aan de terugdringing van de verzurende en vermestende emissies in internationale context (UN/ECE; Europese Unie), en de economische kosten van deze terugdringingsprogramma's, dat de politieke overheden de bereidheid tot betalen om deze impacts te reduceren vrij hoog inschatten.

1.4 | Schadekosten van de totale emissies uit Vlaanderen.

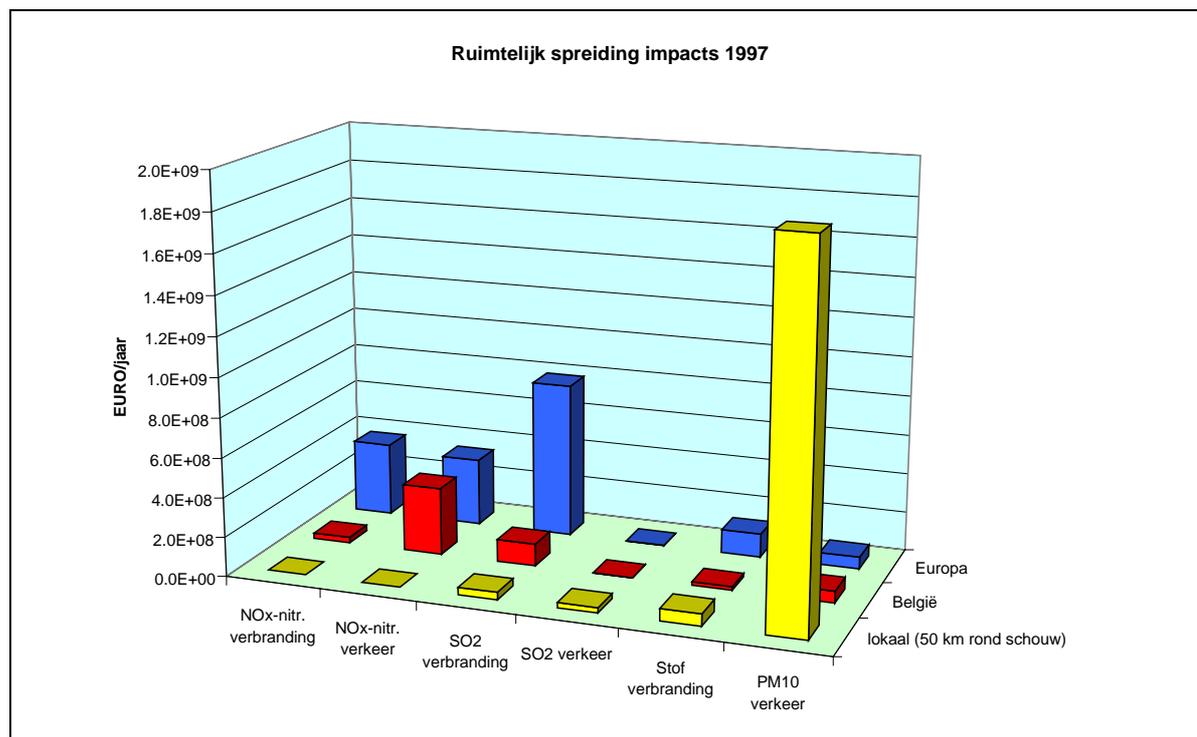
Wat zijn de schadekosten van het geheel van emissies uit alle sectoren in Vlaanderen? Kunnen we hiervoor de schattingen van de marginale schadekosten uit Tabel 2 vermenigvuldigen met de totale emissies? Dit mogen we maar doen in de mate dat de impacts lineair zijn, wat niet altijd en overal het geval is. De voornaamste beperking komt van de verspreidingsmodellen.

Het grootste probleem stelt zich voor de modellering van ozon. Marginale impacts voor 1998 zijn negatief voor NO_x, gegeven de verhouding voor NO_x en VOS concentraties in Vlaanderen. Bij sterke reducties van NO_x en VOS verandert deze verhouding en ook het effect, zodat we de cijfers uit tabel 2 voor ozon niet kunnen aggregeren en dat we bijkomende analyses met verspreidingsmodellen moeten doen. (zie verder) Voor de vorming van secundair fijn stof (amonium nitraten en sulfaten) hanteert het gebruikte dispersiemodel OPS weliswaar een lineaire relatie, maar deze is enkel gevalideerd om 'marginale' veranderingen te modelleren. Dit vormt een belangrijke beperking op de aggregatie.

Bij de berekening van de effecten vormt aggregatie minder een probleem. Voor volksgezondheid is het probleem van aggregatie beperkt omdat voor de belangrijkste impactcategorie lineaire dosis-effect relaties worden gehanteerd, in overeenstemming met de huidige wetenschappelijke inzichten m.b.t. deze effecten. Voor ozon wordt dit niet algemeen aanvaard en dit wordt verder besproken. Voor landbouw zijn er belangrijke niet lineaire impacts (die zowel tot een onder- en overschatting kunnen aanleiding geven), maar zij wegen weinig door in het geheel. Hetzelfde geldt voor schade aan gebouwen. Aggregatie is vooral moeilijk m.b.t. schade aan ecosystemen, maar zij worden niet gemonetariseerd en dus niet meegerekend in het geheel.

Binnen deze veronderstellingen kunnen we de marginale schadekosten aggregeren en de schadekosten voor het geheel van de *emissies* van SO₂, NO_x, VOS, fijn stof uit alle Vlaamse sectoren inschatten. De basisschatting voor 1997 komt aldus neer op ongeveer 175 miljard BEF per jaar, of ongeveer 3% van het BGP van Vlaanderen. Omdat deze luchtverontreiniging in grote mate grensoverschrijdend komt ongeveer de helft van deze schade voor rekening van de buurgewesten en -landen en de andere helft doet zich voor in Vlaanderen (figuur 4). Vooral de effecten van deeltjes uit de transportsector hebben een lokaal effect. De effecten van SO₂ en NO_x treffen vooral onze buurlanden.

Figuur 4 Geografische situering van de milieuschadekosten van emissies uit Vlaanderen in 1997.



Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE '99-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

1.5 | Schadekosten van luchtverontreiniging (*immissies*) in Vlaanderen, 1998.

De totale milieuschade van luchtverontreiniging in Vlaanderen (*immissies*) wordt bepaald door emissies in Vlaanderen en het buitenland. Om hun relatieve bijdrage aan de luchtverontreiniging in te schatten maken we gebruik van verspreidingsmodellen. Met deze modellen kunnen we dan ook de impacts van toekomstige emissie-scenario's evalueren. Voor MIRA-S is het OPS en ozon-94 model gebruikt (hoofdstukken 4.13 en 4.14) om de impacts van verschillende emissie-scenario's te vergelijken. Om een consistente vergelijking mogelijk te maken zijn ook de emissies voor het basisjaar 1998 gemodelleerd.

De totale berekenbare schade in Vlaanderen van deze (gekende) emissies van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof wordt ingeschat op ongeveer 140 miljard BF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaams BGP (Tabel 3). Het is de schade a.g.v. de emissies in Vlaanderen en het buitenland, maar de effecten van niet gekende emissies (bijv. opwaaiend stof) zijn hier niet in begrepen.

De impact van zwevend stof op volksgezondheid vormt de grootste impactcategorie (89%) Zwevend stof omvat zowel primair stof als ammonium nitraten en sulfaten waartoe SO₂ en NO_x bijdragen. Deze relatief grote impact wordt verklaard doordat bij de huidige concentraties er geen veilige drempelwaarden zijn waaronder geen gevolgen voor de volksgezondheid worden waargenomen.

Tabel 3: Schadekosten van luchtverontreiniging en baten voor BAU, 1998. in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

Impactcategorie	1998	Aandeel	Polluent	1998	Aandeel
Volksgezondheid			SO ₂	2,7	2%
Korte Termijn	12,7	9%	NO ₂	3,1	2%
Lange Termijn	121,7	87%	PM	124,5	89%
landbouw, gebouwen	4,9	4%	Ozon	9,2	7%
ecologische impacts	-	-			
Totaal	139,4	100%	Totaal	139,4	100%

Basis : emissies, immissies en blootstellings-effect relaties: conform met MIRA S, met maximum schatting voor impacts van ozon op gezondheid, waardering ExternE-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

De inschatting van de impacts van ozon op de volksgezondheid ligt moeilijker, omdat er minder eensgezindheid is of er al dan niet een drempelwaarde moet gehanteerd worden. Net als andere studies m.b.t. het inschatten van de impacts van ozon, veronderstelt onze basisschatting dat er geen drempelwaarde voor impacts van ozon op de volksgezondheid is. Hierdoor lopen de totale impacts van ozon op tot zo'n 10 % van de totale milieuschadekosten. Het rekenen zonder drempelwaarde lijkt ons verantwoord voor dit soort studies : De lange termijn doelstelling van 120 µg/m³, wordt door de WGO weliswaar aanzien als een waarde waarbij de acute effecten op de volksgezondheid waarschijnlijk klein zijn. Anderzijds is er evidentie dat er nog effecten optreden beneden deze waarde. Op basis van de huidige informatie kan men evenwel niet bepalen hoe hoog een eventuele drempelwaarde zou zijn.

Voor landbouw zijn vooral de gevolgen van ozon belangrijk. De netto-effecten van emissies van SO₂ en NO_x zijn tamelijk beperkt, en worden gewaardeerd op basis van de marktprijs van gewassen. De effecten van SO₂ en zure neerslag op gebouwen kunnen gedeeltelijk worden berekend en vormen ongeveer 2% van de totale milieuschade van luchtverontreiniging. Ze zijn gewaardeerd op basis van de kosten voor herstel of reiniging. Effecten van vervuiling van gebouwen door zwevend stof (roet) en schade aan historische gebouwen is hierin niet volledig verrekend. Ecologische impacts konden niet gemonetariseerd worden.

Al deze effecten op volksgezondheid, landbouw en gebouwen doen zich ofwel onmiddellijk voor, of treffen de huidige generatie, hetzij onmiddellijk, hetzij na enkele tientallen jaren (lange termijn gezondheidseffecten).

1.6 | De baten van de maatregelen uit BAU en BAU+ voor Vlaanderen

In MIRA S worden drie verschillende scenario's voor de evolutie van de emissies van SO₂, NO_x, VOS en fijn stof tussen 1998 en 2010 ontwikkeld. Het 'business as usual' scenario (BAU) houdt rekening met het vastgelegde milieubeleid, BAU + is strenger en houdt rekening met extra maatregelen (vnl. technologiemaatregelen) in de sectoren bevolking, industrie, landbouw en verkeer en vervoer. In het duurzaamheidsscenario (DO) wordt nog een stap verder gegaan en worden ook volumemaatregelen meegenomen (evenwel niet voor alle polluenten en sectoren). Naast de invoering van de emissies voor Vlaanderen zijn ook de emissie-scenario's van de andere gewesten

en de ons omringende landen opgesteld. Voor BAU wordt rekening gehouden met de verwachte emissiedaling voor die regio's en landen a.g.v. bestaande afspraken en trends, terwijl BAU+ rekening houdt met de emissieplafonds van het Göteborg protocol.

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadeposten verwacht met 26% in BAU en met 33% in BAU+ (Tabel 4). De baten van BAU kunnen worden ingeschat op 36 miljard BEF per jaar in 2010. De maatregelen uit BAU+ voegen daar nog 10 miljard BEF aan toe. Deze baten situeren zich voornamelijk bij zwevend stof, NO₂ en SO₂. Aangenomen dat de economie verder groeit, komen de resterende schadeposten in 2010 overeen met ongeveer 1.3 % van het Vlaams BGP.

Voor ozon lijken de baten van BAU en BAU+ m.b.t. de volksgezondheid eerder beperkt. De modellen berekenen dat tegen 2010 de ozonpieken wel zullen dalen, maar dat de achtergrondconcentraties nauwelijks zullen veranderen. Omdat de basisberekening ervan uitgaat dat er geen drempelwaarde is voor de effecten van ozon op volksgezondheid, zijn de milieuschadeposten in 1998 relatief hoog en voornamelijk te wijten aan de invloed van de achtergrondconcentraties, die een heel jaar lang vrij hoog blijven. De kortstondige ozonpieken zijn relatief minder belangrijk. Onder deze assumpties heeft het verdwijnen van de ozonpieken bijgevolg weinig effect op de totale kosten van ozon. Als we met een drempelwaarde rekenen; dalen de totale schadeposten voor ozon in 1998. Tegenover deze lagere schadeposten zullen de baten van het verdwijnen van de ozonpieken relatief groter lijken, maar in absolute zin zullen de totale baten niet stijgen.

Tabel 4: Schadeposten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

Impactcategorie	schadeposten		baten BAU		baten BAU+	
	1998		2010	Aandeel	2010	Aandeel
	Aandeel	1998	BAU	2010	BAU+	2010
Volksgezondheid						
Korte Termijn	12,7	9%	2,17	6%	3,02	7%
Lange Termijn	121,7	87%	32,86	92%	41,52	91%
landbouw, gebouwen	4,9	4%	0,59	2%	1,13	2%
ecosystemen	nm	nm	nm	nm	nm	nm
Totaal	139,4	100%	35,6	100%	45,7	100%
Polluent (immissies)						
SO ₂	2,7	2%	0,5	1%	1,3	3%
NO ₂	3,1	2%	1,1	3%	1,3	3%
zwevend stof	124,5	89%	33,7	94%	42,5	93%
Ozon	9,2	7%	0,4	1%	0,6	1%
Totaal	139,4	100%	35,6	100%	45,7	100%

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

Bron: MIRA S 2000

1.7 | Onzekerheidsanalyse

De bovenvermelde cijfers moeten gezien worden als een indicator van de orde van grootte, omdat er vele onzekerheden zijn m.b.t de kwantificering van blootstelling en impacts, en hun waardering. De cijfers weerspiegelen de stand van zaken m.b.t. onze kennis van luchtverontreiniging en haar effecten, en omdat we niet alle effecten kunnen verrekenen geven zij een ondergrens van de totale schade.

De onzekerheden m.b.t. de geciteerde cijfers zijn niet in de eerste plaats toe te schrijven aan de economische waardering op zich, maar hebben betrekking op alle stappen van de analyse: van het bepalen van emissies, modelleren of meten van concentraties, inschatten van effecten tot de monetaire waardering. De onzekerheidsmarges zijn dus relatief zeer groot, maar moeilijk te vatten met één cijfer. Sommige elementen kan je statistisch vatten (met name de statistische onzekerheden op bijv. inschatting blootstellings-effect relaties), sommige kan je enkel vatten via sensitiviteitsanalyse (bijv. keuze van omschalingsfactoren), en een hele reeks onzekerheden kan je niet kwantitatief inschatten.

Tabel 5 geeft ter informatie de waaier voor het 68 % interval voor de statische onzekerheden. De statische fout op het absolute cijfer van de inschatting van schade in 1998 is zeer groot. Daarbovenop komen nog de niet gekende impacts en andere vormen van onzekerheden. Maar de onzekerheid voor het berekenen van de baten bij wijze van een consistente vergelijking van verschillende scenario's is kleiner. De voornaamste conclusie, met name dat de baten belangrijk zijn, en dat zij vooral betrekking hebben op de baten voor de volksgezondheid voor primair en secundair fijn stof, zijn vrij robuust.

Tabel 5: De waaier voor het 68 % interval voor de statische onzekerheden voor de schadekosten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

	Milieuschadekosten			Baten van	
	1998	BAU	BAU +	BAU	BAU +
Centrale schatting	139	104	94	36	46
minimum	35	26	23	9	11
maximum	396	295	266	101	130

Basis: zie Tabel 4.

Bron: Vito, 2000

Naast het inschatten van de onzekerheid op de absolute cijfers is het voor het beleid ook nuttig om de robuustheid van bepaalde conclusies af te testen via sensitiviteitsanalyse of via het indelen van de verschillende impactcategorieën in onzekerheidsklassen. Vooral als de baten veel hoger zijn in vergelijking met de kosten van maatregelen is deze laatste piste een dankbare wijze om met onzekerheid om te gaan. (Holland et al). Deze methode wordt ook verder geïllustreerd (Figuur 7) Een andere wijze is de robuustheid af te testen via bijv. monte carlo analyse (Int Panis et al, 2001).

1.8 | Milieuschadeposten van broeikasgassen

Ook voor het broeikas-effect kan men de schade aan mens, milieu en economie inschatten aan de hand van de combinatie van een reeks van modellen. Hierbij is niet enkel de schade belangrijk (bijv. economische kosten van verhoging van dijken, schade aan volksgezondheid a.g.v. hittestress) maar zijn er ook belangrijke potentiële baten (productiviteitswinst in de landbouw, minder gevolgen van koudestress op de volksgezondheid). De modellen berekenen de impacts van het broeikas-effect op volksgezondheid, landbouw, watervoorziening, de vraag naar energie voor verwarming en koeling, en de impacts van de stijging van de zeespiegel en van extreme weersituaties (stormen, droogtes,...). Ook hier kunnen impacts op ecosystemen nauwelijks worden gekwantificeerd en/of gemonetariseerd, alhoewel zij potentieel zeer belangrijk zijn. In het algemeen zijn er nog grote leemtes in onze kennis van klimaatverandering en haar effecten, zodat de resultaten vooral informatief zijn over het relatief belang van de gekende impacts, maar een zeer onzekere indicator over de totale impact van broeikasgassen.

In de literatuur worden de impacts en schadeposten berekend voor een tijdshorizon tot 2100 of 2200. Verder kijken is moeilijk, niet alleen omwille van een hele reeks onzekerheden m.b.t. de ontwikkeling van het klimaat en haar gevolgen, maar ook hoe de maatschappij en de economie zich aan deze nieuwe situaties zullen aanpassen. Voor de waardering van de impacts spelen naast de wetenschappelijke onzekerheden ook enkele keuzes die eerder van ethische en politieke dan van wetenschappelijk aard zijn: zij hebben vooral te maken met de te hanteren discontovoet (waarvoor een waaier van 0% tot 3 % voor de pure tijdspreferentie kan hanteren), en met en de waardering van effecten in de armere landen. Worden zij gewaardeerd aan lokale prijzen en inkomensverliezen, dan wegen zij veel minder zwaar dan indien gewaardeerd aan prijzen en inkomens in OESO landen.

Voor de gekende impacts hanteert het ExternE project 2000 een schadepost van 2.5 euro per ton CO₂, voor de schade tot 2100, met een onder- en bovengrens van 0.1 tot 16 euro per ton CO₂. Deze waaier dekt het geheel van andere uitgangspunten. Dit cijfer is lager dan vroegere schattingen omdat de laatste jaren de potentiële baten van het broeikas-effect beter worden ingeschat. De schade in OECD-Europa en OECD in het algemeen is hierbij erg beperkt, de meeste schade is te verwachten in armere landen.

Als we de tijdshorizon verdubbelen tot 2200 dan stijgen de gekende impacts in Europa met ongeveer 25%, maar in de rest van de wereld kunnen de impacts verdrievoudigen, alhoewel de onzekerheden dan zeer groot worden. De beste schatting van de impact tot 2200 valt binnen de ruime waaier zoals hierboven aangegeven.

De schatting voor de (gekende) netto schadeposten tot 2100 van emissies uit Vlaanderen van broeikasgassen bedraagt ongeveer 8 miljard BEF per jaar, met een waaier van 4 miljard tot 60 miljard BEF. Dit lijkt beperkt in vergelijking met de schadeposten van fijn stof. Deze cijfers mogen evenwel niet direct vergeleken worden omdat het ten eerste om andere impactcategorieën gaat. In tegenstelling tot de impacts van klassieke pollutanten - die vooral de huidige generatie in Europa treft - hebben broeikasgassen voornamelijk gevolgen voor de volgende generaties in armere landen. Ten tweede is de inschatting van effecten van broeikasgassen nog zeer onvolledig en

veel meer onzeker. De inschattingen bevatten voornamelijk positieve en negatieve impacts op volksgezondheid, landbouw, water- en energievoorziening en uitgaven m.b.t. dijkverhogingen. Er zijn echter ook nog een reeks gekende impacts of klimaatscenario die niet worden meegerekend (bijv. impacts op ecosystemen of impacts na 2200).

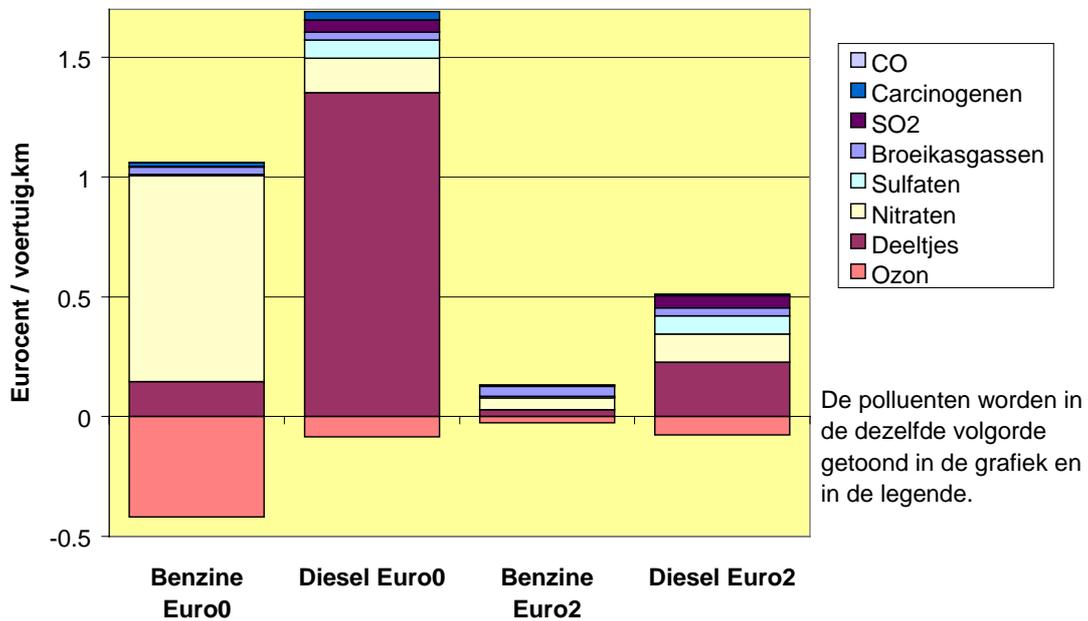
1.9 | Illustraties van het potentieel gebruik van milieuschadeposten

De resultaten van milieuschadeposten studies kunnen gebruikt worden voor verschillende vormen van beleidsstudies, en vooral voor kosten-baten studies. Hieronder worden enkele voorbeelden opgesomd:

Milieuschadeposten kunnen helpen om vooruitgang van milieubeleid te evalueren en prioriteiten te zetten voor het toekomstig beleid. Een van de lessen die hieruit het sterkst naar voren komen zijn de potentieel belangrijke impacts van fijn stof, wat een verantwoording vormt voor het stijgend belang dat aan deze problematiek wordt gehecht. Anderzijds toont de evaluatie van de impacts van luchtverontreiniging door voertuigen aan dat de totale impact van sommige pollutanten zoals bijv. CO beperkt zijn, omdat dit enerzijds in het verleden reeds goed gereguleerd is, anderzijds omdat de totale impacts relatief beperkt zijn, zelfs al gaat het om potentieel zeer gevaarlijke gassen. (Figuur 3).

Milieuschadeposten kunnen helpen bij de keuze van technologieën die verschillende pollutanten uitstoten in verschillende omstandigheden of plaatsen. Zo kan een vergelijking worden gemaakt van de verschillende voertuigen en transportmodi in functie van specifieke trajecten en transporttaken, zowel voor goederen als personenvervoer. Hierbij is een weging van de verschillende pollutanten noodzakelijk omdat er nauwelijks technologieën zijn die in alle omstandigheden en voor alle pollutanten beter scoren.

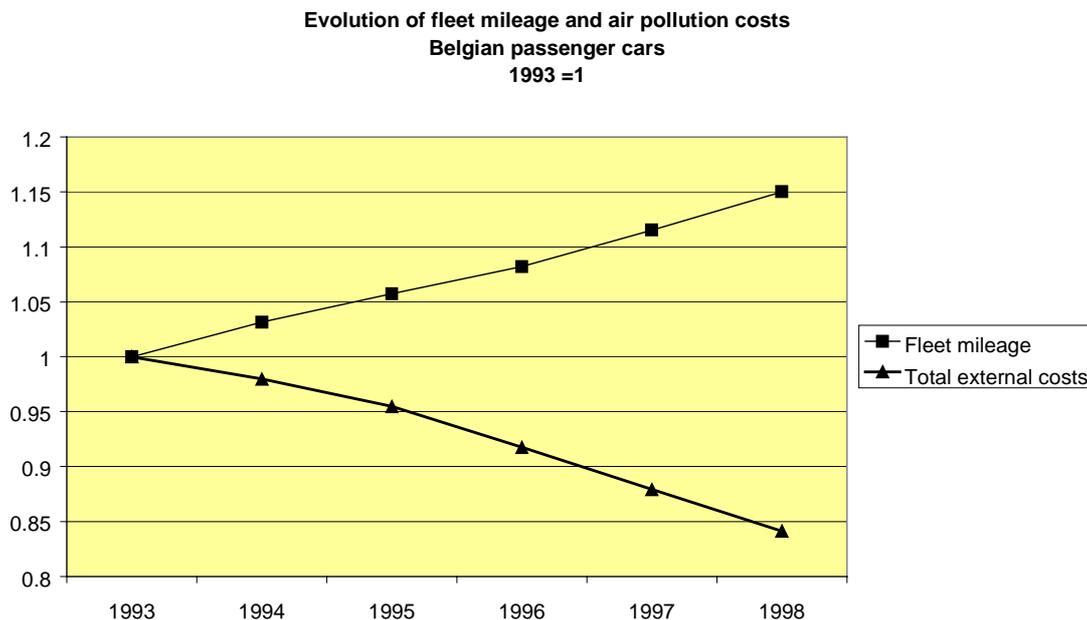
Figuur 3 Voorbeeld van milieuschadeposten voor oude en nieuwe personenwagens, voor diesel en benzine, voor een landelijk traject.



Bronnen : Vito, 2000

Milieuschadeposten tonen ook aan dat de totale schade van transport in de jaren negentig maar heel beperkt is gedaald, omdat de daling van de emissies voor individuele voertuigen minder groot was voor de polluenten die zwaar doorwegen, terwijl het aantal gereden km sterk is gestegen. (Figuur 4).

Figuur 4 Evolutie van de totale milieuschadeposten van transport voor personenwagens in België (1990-1998) en totaal aantal gereden km.

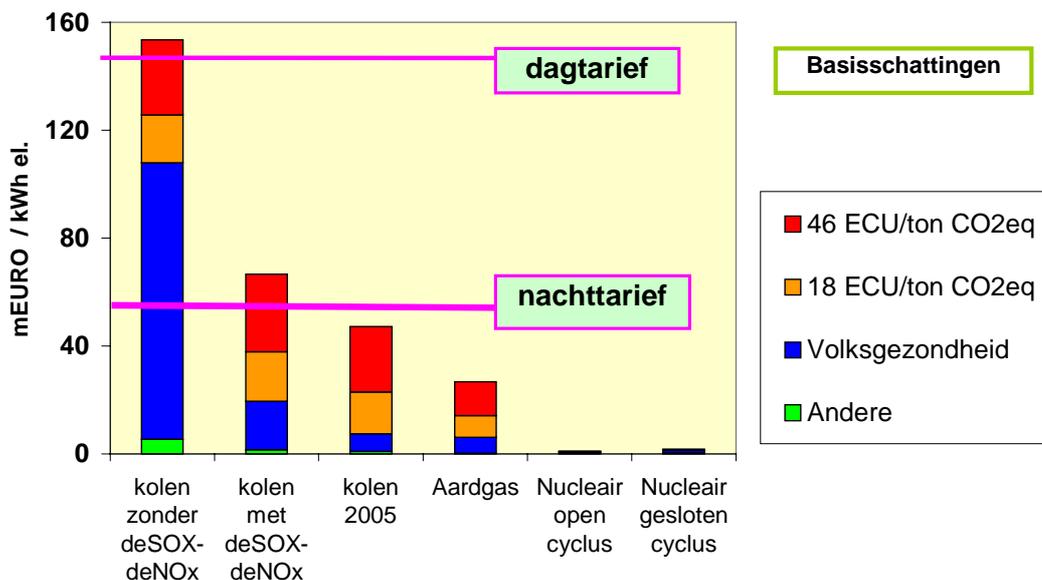


Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE 2000-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

Milieuschadeposten geven informatie in welke mate een bepaald goed onderprijsd is omdat de schade aan mens en milieu niet in de marktprijs is meegerekend. Zo tonen berekeningen aan dat voor oude kolencentrales in België deze externe milieukosten van dezelfde orde van grootte kunnen zijn als de marktprijs. Voor elektriciteit uit aardgas, kerncentrales of windmolens is deze externe kost dan weer een bijna verwaarloosbare fractie van de marktprijs. (Figuur 5) Op deze informatie m.b.t. de externe kosten van elektriciteitsproductie heeft de Europese Commissie zich gebaseerd om de subsidies voor hernieuwbare energiebronnen te evalueren. (op basis van vermeden externe kosten)

Figuur 5: Vergelijking van de milieuschadecost (externe kost) per kWh met de prijs voor elektriciteit voor particulieren in België, 1999

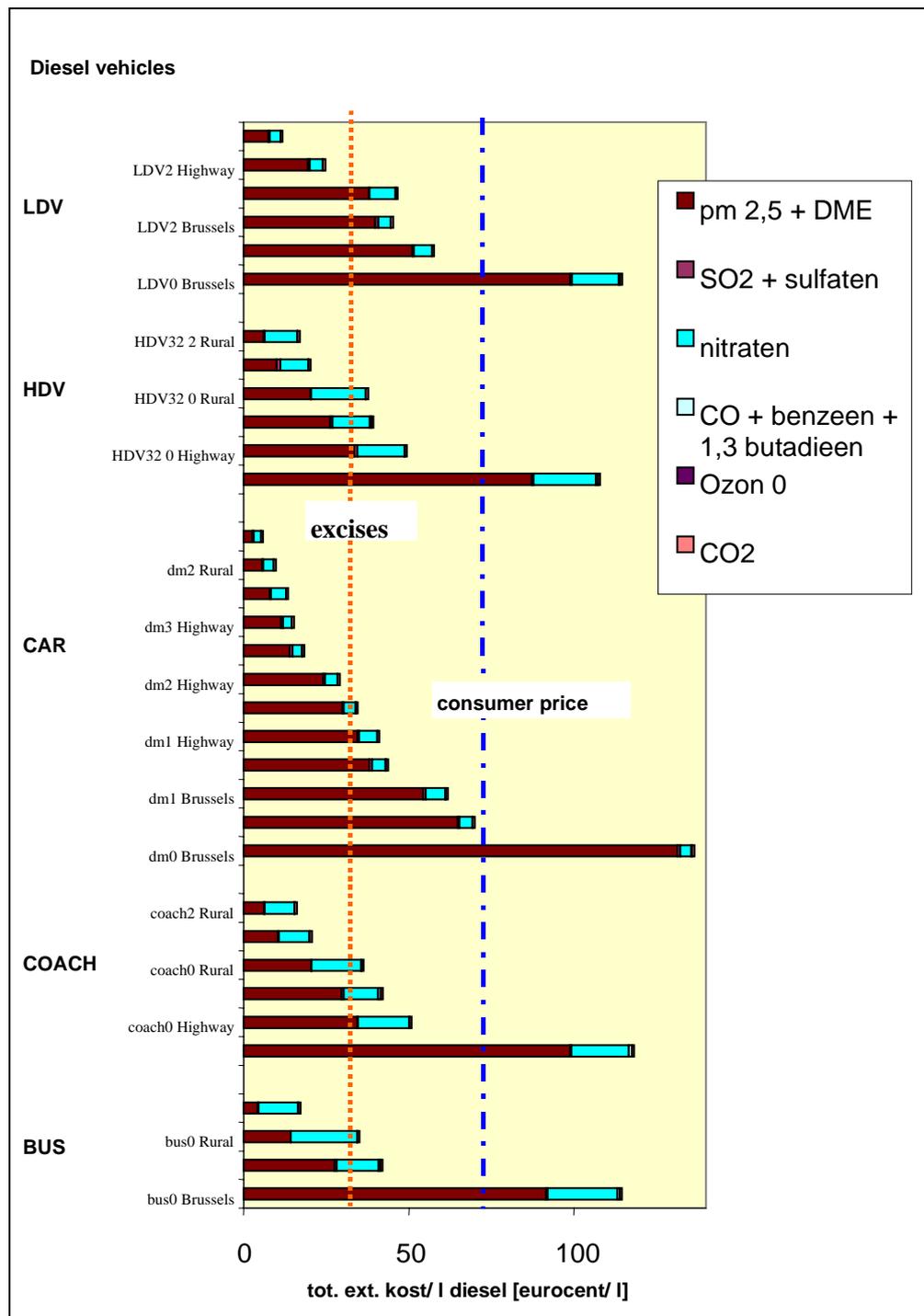


Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE '98 -Vito.

Bronnen : Vito, 1999

Milieuschadecosten kunnen gebruikt worden voor fiscaal beleid, bijv. voor de bepaling van accijnzen op transportbrandstoffen. De totale milieuschadecosten van transport zijn van dezelfde orde van grootte als de accijnzen die men heft op transportbrandstoffen. Toch is het quasi onmogelijk om via accijnzen een gericht milieubeleid m.b.t. transport te voeren omdat de milieuschadecosten per liter benzine en diesel heel sterk kunnen uiteenlopen, in functie van de leeftijd van het voertuig en de plaats en wijze van gebruik. (Figuur 6) Niettegenstaande deze beperking tonen de cijfers (Figuur 3) wel duidelijk aan dat er vanuit milieuoogpunt geen reden is om op diesel een lagere accijns te heffen in vergelijking met benzine.

Figuur 6 Milieuschadetekosten per liter diesel voor verschillende dieselveertuigen in verschillende types van trajecten (stad, snelweg, landelijk) en vergeleken met consumentenprijzen en accijnzen voor diesel, alles in Eurocent/liter.



Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE 2000-Vito.

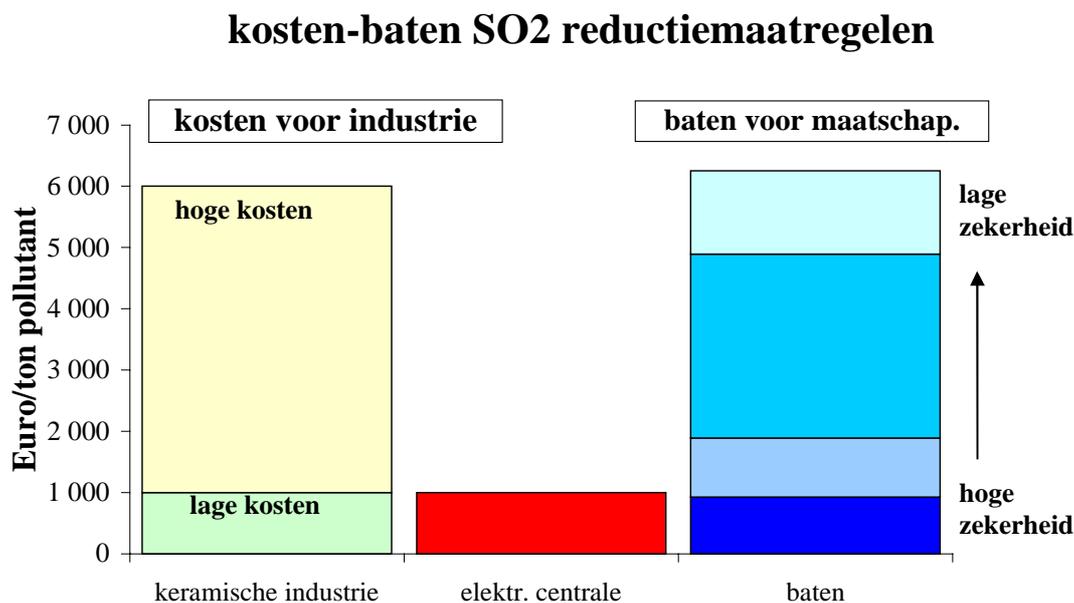
Bronnen : Vito, 2000

Omwille van de onzekerheden m.b.t. milieuschadetekosten kan men ze moeilijk hanteren om in kosten-baten studies kosten en baten tot op de frank nauwekeurig te vergelijken. Ze kunnen wel goed aangeven waar de gekende baten te verwachten zijn, en of we al dan niet te maken hebben met een geval waarin de baten duidelijk groter zijn dan de kosten van de maatregelen. Uit enkele gevalstudies is gebleken dat de

baten meestal een stuk groter zijn dan de goedkoopste maatregelen m.b.t. luchtverontreiniging, ook als we heel voorzichtige hypothesen hanteren om milieuschade in te schatten. In Figuur 7 vergelijken we bijv. de baten van SO₂ reducties met de kostprijs van maatregelen van deSOX in grote stookinstallaties (elektriciteitscentrales) en in kleinere installaties (bijv. keramische nijverheid). Uit deze analyse blijkt dat de baten reeds groter worden dan de kosten als we ons enkel baseren op de baten waar we het meest zeker van zijn. Als we verregaande emissiereducties nastreven moeten we echter ook duurdere maatregelen nemen, zoals bijv. introductie van deSOX op kleinere installaties. In die gevallen worden kosten en baten van een gelijke grootte orde, en met de gegeven onzekerheden kunnen we dan niet meer zeggen of de baten groter of kleiner zijn dan de kosten.

Een dergelijke analyse kan eveneens gebruikt worden om het geheel van een pakket van voorgestelde beleidsmaatregelen te evalueren. Op internationaal vlak werden de resultaten aldus gebruikt door de EU en ter voorbereiding van het protocol van Göteborg (UN/ECE) om de baten van reductie van grensoverschrijdende luchtverontreiniging te evalueren. (Holland et al, Krewitt). Deze resultaten m.b.t. de baten komen in grote lijnen overeen met de inschattingen voor MIRA S.

Figuur 7 Milieuschadeprijzen per liter diesel voor verschillende dieselveertuigen in verschillende types van trajecten (stad, snelweg, landelijk) en vergeleken met consumentenrijzen en accijzen voor diesel, alles in Eurocent/liter.



1.10 | Besluit

Voor MIRA-S 2000 is een inschatting gemaakt van de baten van een strenger beleid ten aanzien van luchtverontreiniging door SO₂, NO_x, VOS en fijn stof. De berekening van effecten houdt rekening met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw, en vertaalt deze impacts verder tot schadeprijzen.

Voor 1998 wordt de totale berekenbare schade in Vlaanderen van de emissies van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof in Vlaanderen en omliggende gewesten en landen ingeschat op ongeveer 140 miljard BF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaams BGP. De impact van zwevend stof op volksgezondheid vormt de grootste impactcategorie. Impacts op landbouw en gebouwen zijn veel kleiner, terwijl de data niet toelaten om de impacts van verzuring en vermessing in geldtermen te waarderen.

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadeprijzen verwacht met 26% in BAU en met 33% in BAU+, of met respectievelijk 36 en 46 miljard BEF per jaar. Alhoewel deze cijfers enkel een orde van grootte geven duiden zij aan dat de baten van een verdergaand beleid zeer groot kunnen zijn, en kunnen zij worden gebruikt om prioriteiten te zetten voor het milieubeleid.

Referenties

Bickel et al (ed.), External costs of energy conversion – improvement of the ExternE methodology and assessment of energy-related transport externalities, Final report to the EC, April 2000.

De Nocker Leo, Rudi Torfs and Luc Int Panis, The use of data on environmental benefits for BAT selection, paper presented at the International Conference on 'Economic Aspects of BAT', Brussels, February 2000.

De Nocker L., Torfs R., Wouters G., Externe kosten van elektriciteitsproductie, VITO, 1999. Rapport N° 1999/PPE/R/019

European Commission, DGXII : ExternE, Externalities of Energy Vol 1-8, EC, 1995 and EC, 1999.

Holland M, Forster D, King K. (1998a) Economic evaluation of proposals for emission ceilings for atmospheric pollutants, AEA Technology, UK. Report for IIASA.

Int Panis L. , L. De Nocker, R. Torfs, I. De Vlieger Ina, G. Wouters, S. Vergote, the environmental external costs of transport, Studie uitgevoerd in opdracht van DWTC, , Vito/B/93.101, Vito, IMS, 2001

Int Panis L., Rabl A., De Nocker L, Torfs R., 2001. Diesel or Petrol ? An environmental comparison hampered by uncertainty. Submitted to Transport and Air Pollution 2001. National Center for Atmospheric Research Boulder CO.

Krewitt, W., Holland, M., Trukenmüller, A., Heck, T., Friedrich, R.: Comparing Costs and Environmental Benefits of Strategies to Combat Acidification in Europe. Environmental Economics and Policy Studies, Vol 2, N°4, 1999, pp. 249-289.