

Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen



Studie uitgevoerd in opdracht van
MIRA, Milieurapport Vlaanderen

Onderzoeksrapport

MIRA/2012/06, juli 2012
VITO 2012/MRG/R/187

Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen

Jurgen Buekers, Rudi Torfs, Felix Deutsch, Wouter Lefebvre, VITO

met medewerking van Myriam Bossuyt, VMM

**Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA,
Milieurapport Vlaanderen**

MIRA/2012/06
2012/MRG/R/187

Juli 2012



Documentbeschrijving

Titel

Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen.

Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieurapport Vlaanderen. Dit rapport is ook beschikbaar via www.milieurapport.be.

Samenstellers

Jurgen Buekers, Rudi Torfs, Felix Deutsch, Wouter Lefebvre, VITO

Met medewerking van Myriam Bossuyt, VMM

Wijze van refereren

Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W., Bossuyt M. (2012), Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.

Vragen in verband met dit rapport

Vlaamse Milieumaatschappij

Milieurapportering (MIRA)

Van Benedenlaan 34

2800 Mechelen

tel. 015 45 14 61

mira@vmm.be

D/2012/6871/023

ISBN 978-949138509-4

NUR 973/943

Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen

Studie uitgevoerd door VITO in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij VMM, MIRA O&O Rapport

Eindverslag
2012/MRG/R/187

Jurgen Buekers, Rudi Torfs, Felix Deutsch, Wouter Lefebvre, VITO
Met medewerking van Myriam Bossuyt, VMM
Juli 2012

Woord vooraf

Hierbij willen we iedereen bedanken die bij dit onderzoek betrokken was.

Het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid, het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid, het Vlaams Instituut voor Gezondheidspromotie en Ziektepreventie en de Vlaamse Milieumaatschappij danken we voor de interessante discussies en inhoudelijke bijdrages. De Vlaamse Milieumaatschappij danken we voor de financiële ondersteuning.

Inhoudstafel

Samenvatting	9
Summary	11
1 Inleiding.....	13
2 Methoden algemeen	16
2.1 DALYs of Disability Adjusted Life Years.....	16
2.2 Externe kosten	21
3 Polluenten	22
3.1 Atmosferisch benzeen	22
3.2 Koolstofmonoxide (CO)	23
3.3 Dioxines in voedsel	24
3.4 Atmosferisch elementair koolstof (EC of <i>Elemental Carbon</i>)	25
3.5 Elektromagnetische straling hoogspanningslijnen (EMF of <i>ElectroMagnetic Fields</i>)	28
3.6 Formaldehyde.....	30
3.7 Atmosferisch fijn stof (PM of <i>Particulate Matter</i>)	32
3.8 Stikstofdioxide	35
3.9 Ozon in omgevingslucht	38
3.10 Geluid door transport.....	39
3.11 Hitte.....	43
3.12 Lood (Pb).....	46
3.13 Luchtpollutie door nikkel (Ni)	48
3.14 Luchtpollutie door arseen (As)	51
3.15 Luchtpollutie door cadmium (Cd).....	54
3.16 Omgevingstabaksrook (ETS of <i>Environmental Tobacco Smoke</i>).....	57
3.17 Radon.....	59
3.18 Schimmels en vocht.....	60
3.19 Ultraviolet straling (UV)	63
4 Methoden specifiek.....	65
4.1 Overzicht details DALY-berekening	65
4.2 Ernst en duur van beschouwde gezondheidseindpunten	74
4.3 Onzekerheidsanalyse.....	76
4.4 Details externe kosten berekening.....	77
5 Resultaten DALYs en externe kosten.....	82
5.1 DALYs of Disability Adjusted Life Years.....	82
5.2 Sensitiviteitsanalyse	87
5.3 Luchtpollutie: epidemiologische studies en biologische mechanismen.....	88
5.4 Onzekerheidsanalyse.....	91
5.5 Externe kosten	100
6 Conclusies.....	103
7 Referenties	105
8 Appendix	119
9 Begrippen en afkortingen.....	132

Inhoudstafel figuren

Figuur 1: Figuur van Dahlgren en Whitehead (1991) model met factoren die een invloed hebben op gezondheid.	14
Figuur 2: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico).	18
Figuur 3a: Berekening van DALYs op basis van het Relatief Risico (RR) en eenheidsrisico (UR).....	19
Figuur 4: Blootstelling aan elementair koolstof (EC) in Vlaanderen.	26
Figuur 5: Distributie blootstelling aan EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen.	27
Figuur 6: Gemeten formaldehyde concentratie in huis ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)..	31
Figuur 7: Ruimtelijk gemiddelde PM _{2,5} concentratie in functie van de bevolkingsdichtheid in Vlaanderen.	34
Figuur 8: Vergelijking van de cumulatieve blootstelling aan wegverkeersgeluid berekend met de verschillende modellen (Vlaanderen, 2006 en 2007).	39
Figuur 9: Temperatuur-mortaliteit relatieve risico functies voor 11 steden in de V.S.A..	43
Figuur 10: Gemodelleerde blootstelling aan Ni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen voor het jaar 2010.	49
Figuur 11: Distributie van gemodelleerde Ni concentraties (ng/m^3) over de hele Vlaamse bevolking.	49
Figuur 12: Gemodelleerde blootstelling aan As ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen voor het jaar 2010.	52
Figuur 13: Distributie van gemodelleerde As concentraties (ng/m^3) over de hele Vlaamse bevolking.	52
Figuur 14: Gemodelleerde blootstelling aan Cd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen voor het jaar 2010.	55
Figuur 15: Distributie van gemodelleerde Cd concentraties (ng/m^3) over de hele Vlaamse bevolking.	55
Figuur 16: Model welke de verschillende stadia aangeeft bij melanoom morbiditeit.	63
Figuur 17: Centrale schatting van het aantal <i>Disability Adjusted Life Years</i> (DALYs) per jaar in Vlaanderen veroorzaakt door verschillende milieufactoren.	82
Figuur 18: Figuur van Pope et al. (2009). Veranderingen in levensverwachting voor de periode 1980-1990, geplot versus de reducties in PM _{2,5} concentraties voor de periode 1980-2000..	89
Figuur 19: Figuur van Brook et al. (2010). Biologische mechanismen die blootstelling aan fijn stof linken met cardiovasculaire aandoeningen.....	90
Figuur 20: Centrale schatting <i>Disability Adjusted Life Years</i> (DALYs) per jaar voor Vlaanderen gediversifieerd naar verschillende polluenten en gebaseerd op meest recente blootstellingscijfers.	100
Figuur 21: Centrale schatting externe kosten (Euro) per jaar voor Vlaanderen gediversifieerd naar verschillende polluenten en gebaseerd op meest recente blootstellingscijfers.	100
Figuur 22: Centrale schatting externe kost (Euro) per DALY voor Vlaanderen voor verschillende polluenten.	101

Inhoudstafel tabellen

Tabel 1: Benzeen en gerelateerde gezondheidseindpunten	22
Tabel 2: CO en gerelateerde gezondheidseindpunten.....	23
Tabel 3: Dioxines en gerelateerde gezondheidseindpunten.....	24
Tabel 4: EC en gerelateerde gezondheidseindpunten	27
Tabel 5: Blootstelling binnen de 0,4 μ T contour in Vlaanderen.....	29
Tabel 6: EMF en gerelateerde gezondheidseindpunten	29
Tabel 7: Formaldehyde en gerelateerde gezondheidseindpunten	31
Tabel 8: Fijn stof en gerelateerde gezondheidseindpunten	33
Tabel 9: Gezondheidseffecten gerelateerd aan kortetermijnblootstelling NO ₂ afgeleid van USEPA Regulatory Impact Analysis (2009).....	36
Tabel 10: Ozon en gerelateerde gezondheidseindpunten	38
Tabel 11: Blootstelling aantal personen aan verschillende geluidniveaus L _{den} (dag en nacht) in Vlaanderen gediversifieerd volgens transportwijze	41
Tabel 12: Blootstelling aantal personen aan verschillende geluidniveaus L _{night} (nacht) in Vlaanderen gediversifieerd volgens transportwijze	41
Tabel 13: Geluid en gerelateerde gezondheidseindpunten.....	42
Tabel 14: Hitte en gerelateerde gezondheidseindpunten	45
Tabel 15: Lood en gerelateerde gezondheidseindpunten	47
Tabel 16: Nikkel en gerelateerde gezondheidseindpunten	50
Tabel 17: Arseen en gerelateerde gezondheidseindpunten	53
Tabel 18: Cadmium en gerelateerde gezondheidseindpunten	56
Tabel 19: Prevalentiecijfers (%) voor roken in België (Hänninen en Knol, 2011).....	57
Tabel 20: Prevalentiecijfers (%) blootstelling aan passief roken bij niet-rokers in België	57
Tabel 21: Omgevingstabaksrook en gerelateerde gezondheidseindpunten	58
Tabel 22: Radon en gerelateerde gezondheidseindpunten	59
Tabel 23: Belangrijkste resultaten van de meta-analyse van Fisk et al. (2007) over de associatie tussen respiratoire effecten en aanwezigheid van schimmel en vocht in huis.....	60
Tabel 24: Schimmels en vocht en gerelateerde gezondheidseindpunten	62
Tabel 25: UV en gerelateerde gezondheidseindpunten.....	64
Tabel 26: Stressor en gerelateerde gezondheidseindpunten	65

Tabel 27: Details voor berekening aantal DALYs	68
Tabel 28: Parameters ernst en duur per gezondheidseffect voor bepaling van het aantal DALYs.....	74
Tabel 29: Eenheidskost (Euro) per gezondheidseindpunt gebruikt voor berekening externe kosten	78
Tabel 30: Spreiding van aantal geschatte DALYs/jaar voor Vlaamse bevolking.....	83
Tabel 31: Bronnen van onzekerheid bij de berekening DALYs.....	95
Tabel 32: Bevolkingsgegevens Vlaanderen 2008	119
Tabel 33: Totale ziektelast in België voor het jaar 2004	120
Tabel 34: Data gebruikte blootstellingscijfers en incidentie- of prevalentiecijfers	121
Tabel 35: Berekende externe kosten (euro) per stressor	122
Tabel 36: Emissies nikkel, arseen en cadmium 2010 (kg/jaar).....	123

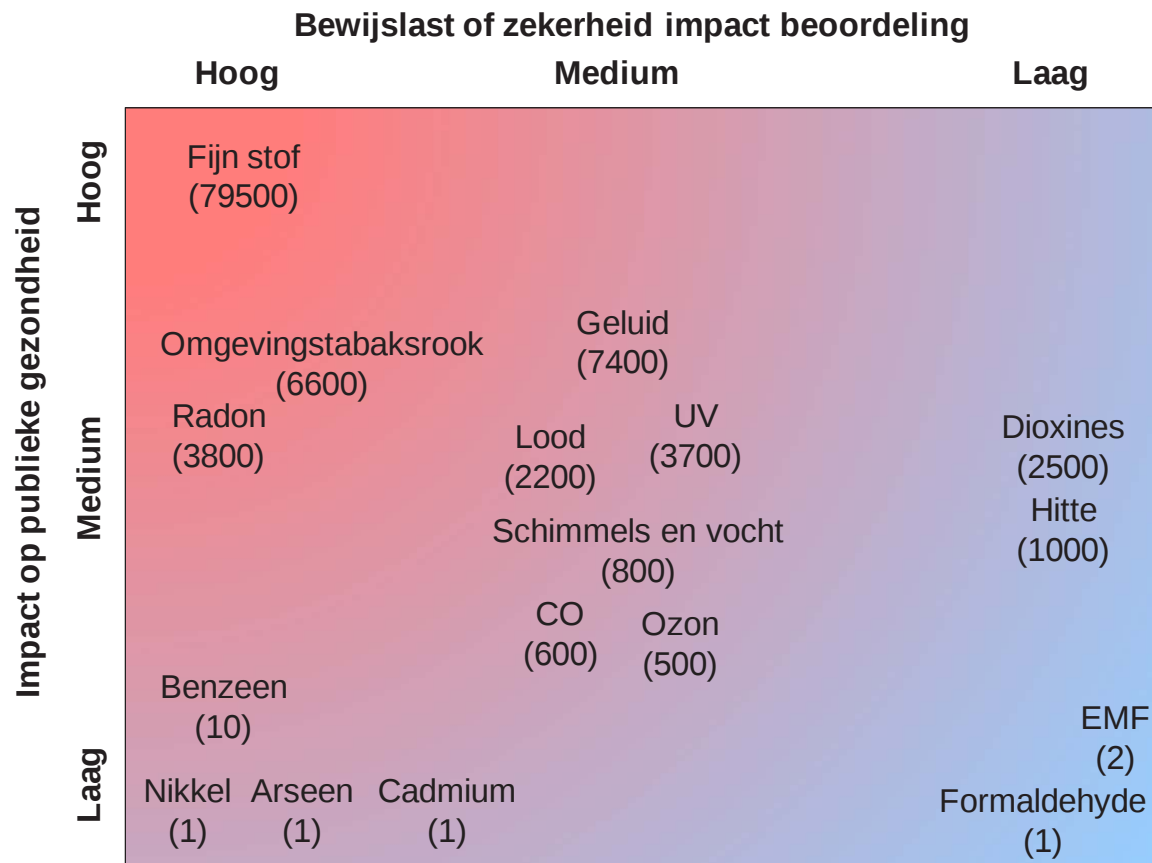
Samenvatting

Milieufactoren hebben een invloed op de menselijke gezondheid. De totale ziektelast, zowel rekening houdend met mortaliteit als morbiditeit, wordt berekend in *Burden of Disease* studies. De impact van het milieu op de ziektelast wordt ook wel *Environmental Burden of Disease* (EBD) genoemd. Een indicator die deze ziektelast begroot is de DALY of *Disability Adjusted Life Year*. DALYs staan voor de potentieel verloren gezonde levensjaren door morbiditeit of premature mortaliteit. In deze studie werden DALYs berekend voor 18 polluenten: benzeen in omgevingslucht, koolstofmonoxide, dioxines in voedsel, elementair koolstof (EC) in omgevingslucht, elektromagnetische velden (EMF), fijn stof in omgevingslucht, ozon in omgevingslucht, formaldehyde in omgevingslucht, geluid, hitte, lood, nikkel in omgevingslucht, arseen in omgevingslucht, cadmium in omgevingslucht, omgevingstabaksrook, radon, schimmels en vocht en ultraviolet straling (UV).

De resultaten geven een ruwe schatting van de bijdrage van de verschillende polluenten tot de ziektelast en moeten met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Deze bijdrage is een schatting van de attributieve gezondheidsimpact. Door een mogelijke bijdrage van de achtergrond blootstelling afkomstig van natuurlijke bronnen tot de totale blootstelling en de invloed van individuele (bv. genetische aanleg) en sociaal-economische factoren op gezondheid, kan de attributieve bijdrage van deze polluenten tot de ziektelast niet geïnterpreteerd worden als potentieel volledig reduceerbaar. Studies tonen wel aan dat een daling in de blootstelling aan fijn stof (PM_{2.5}) geassocieerd is met een stijging in levensverwachting (Laden et al., 2006; Pope et al., 2009).

De totale ziektelast in Vlaanderen van de beschouwde milieufactoren zonder blootstelling aan EC is jaarlijks goed voor 100000 DALYs afgerond. Het aantal DALYs gerelateerd aan de blootstelling aan EC werd afzonderlijk gerapporteerd gezien het een onderdeel is van fijn stof en epidemiologische studies meer er meer aantonen dat EC - of gerelateerd hieraan OC (organisch koolstof) - verantwoordelijk is voor de ziektelast. Een jaarcijfer van 100000 DALYs is ongeveer 8% van de totale ziektelast in Vlaanderen. Deze wordt hoofdzakelijk bepaald door cardiovasculaire aandoeningen en kankers. Fijn stof (PM) wordt geassocieerd met de hoogste ziektelast, $\frac{3}{4}$ van de EBD (jaarlijks ongeveer 79500 DALYs in Vlaanderen of 13000 DALYs per miljoen inwoners). In de rangschikking volgens hoeveelheid DALYs wordt fijn stof gevolgd door blootstelling aan geluid en omgevingstabaksrook (zie figuur hieronder). Volgens de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) kan een reductie in fijn stof concentraties enkel bereikt worden indien alle mogelijke emissie reductie maatregelen uitgevoerd worden. Dit is een uitdaging voor het huidig beleid en houdt een implementatie in van nieuwe technologieën (o.a. lage emissie voertuigen) maar ook het ontwikkelen van omstandigheden waardoor een wijziging van individueel gedrag (bv. meer gebruik maken van openbaar vervoer, carpooling) mogelijk is (WHO, 2010b).

Een andere indicator die rekening houdt met de monetaire implicaties van polluenten zijn de externe kosten. De externe gezondheidskost voor de beschouwde polluenten is in totaal gelijk aan 6,4 miljard euro. Voor chronische effecten gerelateerd aan blootstelling aan fijn stof alleen al is dit 3,4 miljard euro, $\frac{1}{2}$ van de totale externe gezondheidskost, wat ongeveer 1,9% is van het Vlaams bruto binnenlands product. De externe kosten lopen in grote lijnen gelijk met de ziektelast. De studie houdt geen rekening met de kosten die nodig zijn om de EBD te reduceren. De resultaten (DALYs en externe kosten) tonen wel aan voor welke polluenten het nuttig is om een meer doorgedreven analyse op te starten, waarbij de huidige output fungeert als input in een *totale health impact assessment* studie nodig om kosten-effectieve maatregelen te ontwikkelen voor een betere gezondheid (Briggs, 2008).



Centrale schatting van het aantal *Disability Adjusted Life Years* (DALYs) per jaar in Vlaanderen veroorzaakt door verschillende milieufactoren. Methodologie presentatie figuur gebaseerd op studie van Hänninen and Knol (2011). Voor geluid werd enkel rekening gehouden met de belangrijkste geluidsbronnen (zie tekst).

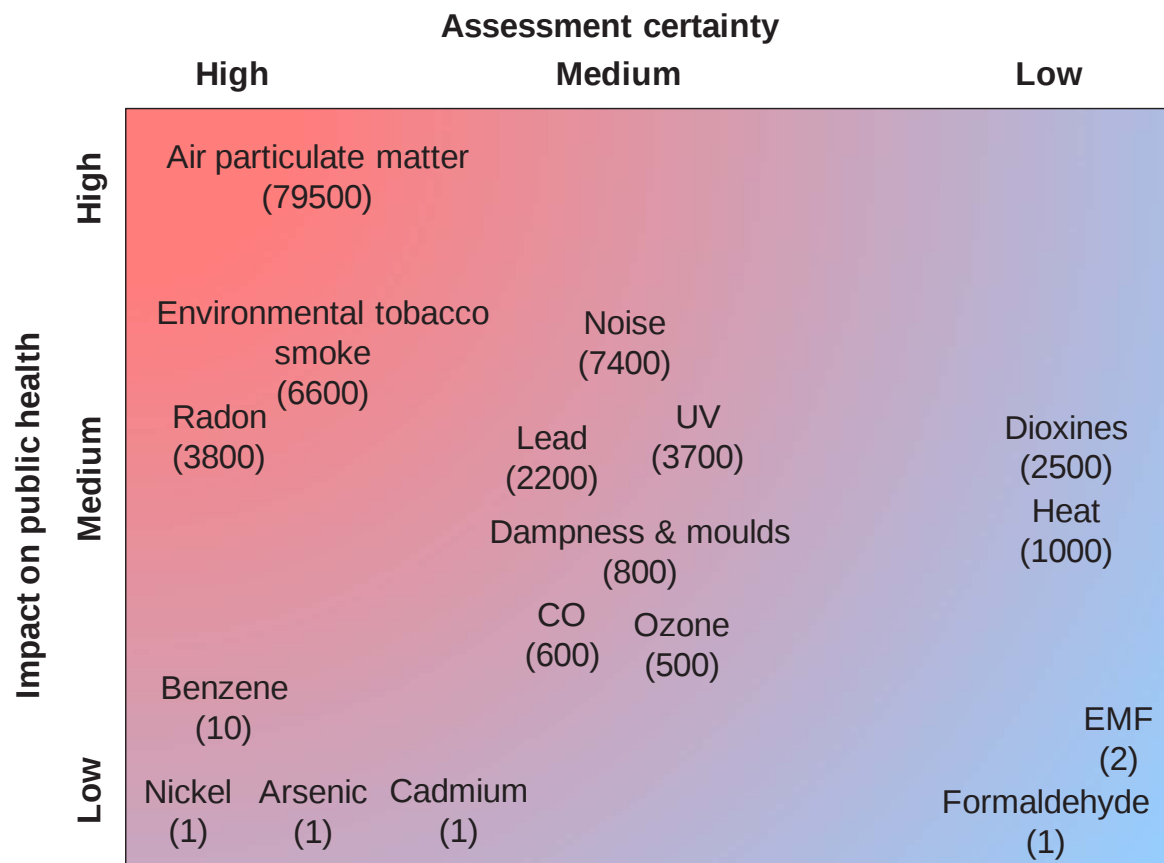
Summary

Environmental stressors or pollutants have an influence on human health. Burden of disease (BoD) studies give an indication of the total burden including mortality and morbidity. The impact of environmental stressors on the disease burden is calculated in environmental burden of disease studies (EBD). An indicator that estimates the burden is the DALY or disability adjusted life year. DALYs are a measure for the potential loss of healthy life years caused by morbidity or premature mortality. In this study DALYs were calculated for exposure to 18 stressors: benzene, carbon monoxide, dioxins in food, air elemental carbon (EC), electromagnetic fields, air particulate matter (PM), ozone, formaldehyde, noise, heat, lead, atmospheric nickel, atmospheric arsenic, atmospheric cadmium, environmental tobacco smoke, radon, mould and dampness and ultraviolet radiation.

The results give a crude estimate of the impact of the different pollutants on the burden of disease in Flanders and should be interpreted with care. The contribution is attributive. Background pollutant exposure levels of natural origin and the influence of individual (e.g. genetic predisposition) and social-economic factors on health, lead to the fact that the attributive burden may not be interpreted as potentially totally reducible. However, recent studies show that a decrease in exposure to particulate matter (PM_{2.5}) is associated with an increase in life expectancy (Laden et al., 2006; Pope et al., 2009).

The total burden of the considered environmental stressors, without EC, presents 100000 DALYs on a yearly basis. The impact of EC was separately reported and not taken up here to avoid double counting with PM. This number is approximately 8% of the total burden in Flanders. The environmental burden is dominated by cardiovascular effects and cancers. Particulate matter (PM) is associated with the largest disease burden (79500 DALYs on a yearly basis in Flanders or 13000 DALYs per one million inhabitants). Exposure to particulate matter is followed by exposure to passive smoking and noise when an arrangement is made by the amount of DALYs. According to the World Health Organisation particulate matter concentrations can only be reduced when all possible emission reduction measures are accomplished (WHO, 2010b). This is a challenge for the current government and involves the implementation of new technologies (e.g. low emission vehicles), but also the development of a context in which a change in individual behaviour is possible (e.g. increase the use of public transport & carpooling).

Another indicator which takes into account the monetary evaluation of the use/emission of pollutants is the external cost. In this case costs are defined as health related external costs. For the different pollutants the total cost was equal to € 6.4 billion, which is around 3.6% of the total gross domestic product of Flanders. The order of external costs is *grosso modo* the same as the order of DALYs. This study does not take into account the costs necessary to reduce the EBD. The results (DALYs & external costs) show for which pollutants it is fair to start a detailed analysis for which current output acts as input for a total health impact assessment study with as goal developing cost effective measures to reduce the environmental burden (Briggs, 2008).



Central estimate of the amount of Disability Adjusted Life Years (DALYs) per year in Flanders caused by different environmental stressors. Most recent exposure estimates were used. Presentation methodology is based on the study of Hänninen and Knol (2011). Only the most important sources for noise were taken into account (see 2002/49/EC, END Directive).

1 Inleiding

De interactie tussen mens en milieu is complex. Antropogene invloeden op het milieu worden dikwijls in een milieuverstoringsketen (DPSIR-keten) beschreven. Hierin staat de D voor *Driving Forces*, de P voor *Pressure*, de S voor *State*, de I voor *Impact* en de R voor *Response*. Een ideaal voorbeeld: energie voorziening zoals verbranding van fossiele brandstoffen zorgt voor een druk op het milieu waardoor de toestand van het milieu verandert, hetgeen op zich een impact heeft op de menselijke gezondheid, waartegen het beleid maatregelen neemt. In dit onderzoek wordt de nadruk gelegd op een onderdeel van de DPSIR-keten namelijk de impact op menselijke gezondheid en economie. Deze is moeilijk in te schatten en wordt bijgevolg dikwijls kwalitatief beschreven. Indicatoren die deze impact toch proberen te begroten zoals DALYs of *Disability Adjusted Life Years* en externe kosten, zijn verder uitgewerkt. Deze indicatoren kunnen beleidskeuzes, prioriteitsetting en uitgewerkte beleidsacties ondersteunen. Tevens kunnen de indicatoren gebruikt worden in onder andere kosten-baten analyses (CBA) en *health impact assessments* (HIA; Briggs, 2008).

Humane populaties zijn onderworpen aan een zekere ziektelast (*Burden of Disease*). Een gedeelte van deze ziektelast wordt veroorzaakt door het milieu waarin we leven (*Environmental Burden of Disease*). Schattingen tonen aan dat in Europa 10 tot 20% van de totale ziektelast veroorzaakt wordt door milieu factoren (Prüss-Ustün en Corvalán, 2006). De gevolgde methodologie om de *Environmental Burden of Disease* in te schatten werd door de WHO voorgesteld (Prüss-Ustün et al., 2003). De eenheid die gebruikt wordt om de ziektelast uit te drukken en geïntroduceerd werd door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) is de DALY of *Disability Adjusted Life Year* (Murray en Lopez 1990, 1996). DALYs zijn een maat voor het aantal potentieel verloren gezonde levensjaren. Met DALYs wordt getracht om ziektes die een verschillende ernst hebben, op eenzelfde noemer te brengen zodat ze afgewogen kunnen worden. Men tracht een antwoord te geven op bijvoorbeeld volgende vraag: “Wat is het ergste, 10 mensen die 5 jaar leven met chronische bronchitis of 20 mensen die 5 jaar leven met verhoogde bloeddruk?”. De specifieke ernst (DW, *disability weight*) van bepaalde ziektes wordt bepaald door een team van experts (medici). Algemeen zijn DALYs de som van het aantal potentieel gezonde levensjaren dat men verliest door vroegtijdige sterfte (YOLL of YLL: *Years of Life lost*) en het aantal levensjaren dat men leeft met een beperking of ziekte (YLD: *Years Lived with Disability*). Deze laatste term (YLD) wordt bepaald door het product van 3 termen nl. het aantal mensen dat aan een bepaalde ziekte lijdt, de ernst van de ziekte (DW) en de duur van de ziekte. De DALY-indicator is een relatieve en geen absolute indicator voor de ziektelast. Verschillende factoren zoals levensstijl, roken, voeding, genetische aanleg etc. kunnen bijdragen tot een ziekte, waardoor een absolute interpretatie van DALYs niet zinvol is. Dahlgren en Whitehead (1991) stelden een gelaagde structuur voor waarbij de verschillende lagen een invloed hebben op publieke gezondheid (zie Figuur 1). De binnenste lagen bestaan uit factoren die niet veranderbaar zijn (bv. geslacht,

genetische aanleg etc.), terwijl de buitenste lagen meer flexibel of veranderbaar zijn (bv. individuele levensstijl). Oorspronkelijk werden DALYs gebruikt om de ziektelast in verschillende werelddelen of landen op een consistente manier te vergelijken. Het gebruik van DALYs om de gezondheidssimpact van milieuverstoreningen in te schatten berust op de studie van de Hollander (1999). Voor Vlaanderen werden DALYs reeds berekend voor milieuverontreinigingen door Torfs (2003). In het document van Torfs worden de basisprincipes en de berekeningsmethoden van DALYs uitgelegd. Huidige studie maakt gebruik van deze methoden. Toch wordt hier in het hoofdstuk methoden enige basisuitleg over de berekeningen gegeven.



Figuur 1: Figuur van Dahlgren en Whitehead (1991) model met factoren die een invloed hebben op gezondheid.

Naast DALYs zijn ook externe kosten een belangrijke indicator. Deze indicator wordt in dit geval beperkt tot externe kosten veroorzaakt door milieuverontreinigingen en wordt daarom ook wel milieuschadekost genoemd. Tevens wordt hier de indicator afgebakend tot kosten gerelateerd aan gezondheid en niet aan andere impacts zoals op omgeving of milieu. Men spreekt daarom ook van ziektekosten. De waardering van gezondheidsschade gebeurt via het *Willingness To Pay* (WTP) principe. Dit is de bereidheid tot betalen om specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden. Om een idee te krijgen van de WTP kan gestart worden van de ziektekost of *Cost Of Illness* (COI). Deze omvat de directe kosten gerelateerd aan een ziekte (bv. medische kosten), indirecte kosten (bv. vervoer naar dokter) en kosten gerelateerd aan productiviteitsverlies. Studies rond de COI van een bepaald effect worden regelmatig uitgevoerd.

In deze studie werd de ziektelast en ziektekost berekend voor 18 polluenten: atmosferisch benzeen, koolstofmonoxide (CO), dioxines in voedsel, atmosferisch elementair koolstof (EC), elektromagnetische velden (EMF) van hoogspanningslijnen, atmosferisch fijn stof en ozon in

omgevingslucht, formaldehyde, geluid van transport, hitte, lood, atmosferisch nikkel, arseen en cadmium, omgevingstabaksrook, radon, schimmels en vocht en ultraviolet straling (UV).

De belangrijkste vereiste voor de berekening van DALYs en externe kosten is kennis te hebben van de dosis-respons of blootstelling-effect relatie van een pollutant voor bepaalde gezondheidseffecten. De keuze van de onderzochte pollutanten wordt dus op de eerste plaats hierdoor bepaald. De totale ziektelast en -kost veroorzaakt door milieufactoren wordt door deze beperking mogelijk nog onderschat (Prüss-Ustün et al., 2011). Meer toxicologisch en medisch onderzoek naar pollutanten zoals bijvoorbeeld vlamvertragers en pesticiden is nodig vooraleer gezondheidseffecten kunnen gekwantificeerd worden. Meer en meer zal ook aandacht moeten gegeven worden aan multi-toxiciteit waarbij pollutanten bijvoorbeeld een synergetisch effect hebben. Dit laatste is o.a. het geval voor de blootstelling aan radon en tabaksrook¹. Een belangrijke aanbeveling is dan ook om systematisch de set van pollutanten uit te breiden en mogelijke multi-toxiciteit in rekening te brengen wanneer er genoeg data beschikbaar zijn.

¹ <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10479611>

2 Methoden algemeen

2.1 DALYs of Disability Adjusted Life Years

Met DALYs worden verliezen in gezondheid berekend in tegenstelling tot levensverwachting. De huidige situatie wordt vergeleken met een ideale of alternatieve situatie. DALYs combineren jaren geleefd met een aandoening/ziekte en verloren gezonde levensjaren door vroegtijdige sterfte:

$$\text{DALY} = \text{YLL} + \text{YLD} \text{ met YLL } \textit{Years of Life Lost} \text{ en YLD } \textit{Years Lived with a Disability}$$

YLL voor een individu wordt berekend als het verschil tussen de standaard levensverwachting bij sterven en leeftijd waarop het individu sterft. Wanneer populatie data gediversifieerd worden volgens leeftijdscategorieën en geslacht, dan wordt YLL berekend als:

$\text{YLL} = \sum (N \times L)$ met N het aantal doden binnen een leeftijdscategorie volgens geslacht en L het verschil tussen de levensverwachting bij sterven en de leeftijd waarbij mensen in de leeftijdscategorie sterven.

YLD wordt berekend als een product van 3 termen:

$\text{YLD} = n \times \text{DW} \times L$ met n het aantal mensen dat de aandoening heeft, DW de ernst of *Disability Weight* (Stouthard, 1997) en L de duur van de aandoening in jaren.

Bovenstaande formules gelden voor DALYs die niet verdisconteerd zijn naar tijd en niet leeftijdsgewogen zijn. In het geval van verdisconteerde en leeftijdsgewogen DALYs, worden de formules meer complex.

Er kan een gewicht gegeven worden aan de leeftijd waarop men een bepaalde ziekte krijgt. Men kan namelijk rekening houden met de vaststelling dat de maatschappij meer bereid is tot het investeren in het verbeteren van de gezondheid van kinderen, relatief t.o.v. volwassenen. Of anders gezien, in volwassenen is al geïnvesteerd zodat zij economisch rendabeler kunnen zijn. Om ethische en praktische redenen werd hier gekozen om geen leeftijdscorrectie uit te voeren. De mens heeft een zekere tijdspreferentie waardoor een DALY in het heden en nabije toekomst hoger gewaardeerd wordt dan een DALY in de verre toekomst. Toekomstige impacts kunnen daarom verdisconteerd worden en zo een lager gewicht krijgen. Omwille van ethische en praktische redenen werd er geen verdiscontering gebruikt. Voor effecten op gezondheid die toegeschreven worden aan lange-termijn blootstelling, wordt vereenvoudigd aangenomen dat de huidige jaargemiddelde concentratie en blootstelling aan de pollutant het risico bepaalt (*steady*

state). Eerdere studies toonden trouwens aan dat het effect van verdiscontering (met een *discount rate* van 3% per jaar welke typisch is in *Burden of Disease* studies) en leeftijdscorrectie op de globale ordening van de impact van een aantal stressoren, vergelijkbaar met deze in huidige studie, weinig invloed heeft (Hänninen en Knol, 2011). De relatieve ordening van stressoren is m.a.w. robuust.

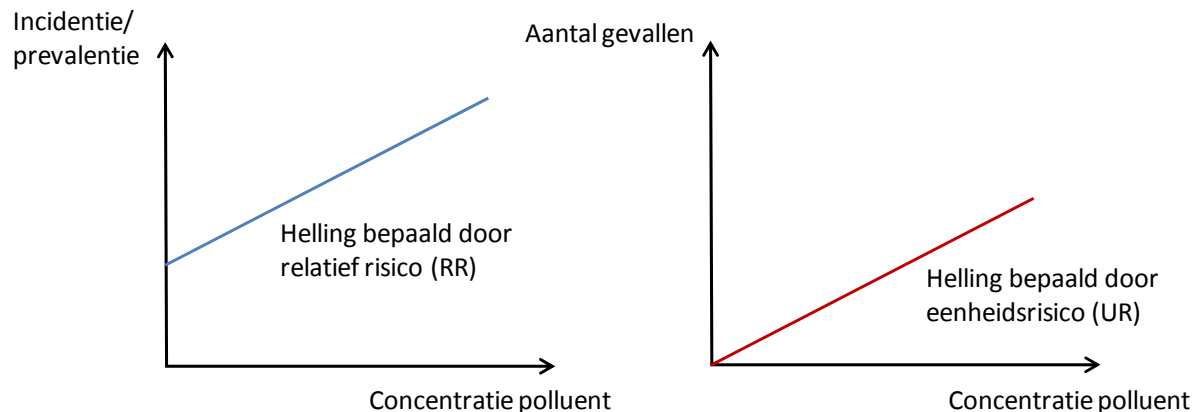
DALYs werden berekend voor het jaartal waarvan de meest recente blootstellingscijfers aan hoger vermelde polluenten beschikbaar waren. Afhankelijk van de polluent gaat dit jaartal terug tot 2002. De blootstellingscijfers worden per polluent vermeld (zie sectie 3). Het gebruikte jaartal van blootstelling wordt gegeven in Appendix (zie Tabel 34).

In het geval van comorbiditeit lijden mensen niet enkel aan één gezondheidseffect, maar kunnen verschillende effecten tegelijk optreden. In deze studie bijvoorbeeld, kunnen kinderen met een infectie van de bovenste luchtwegen tegelijk een ontsteking in het middenoor (*otitis media*) hebben. Doordat er in de berekening vooral gekeken wordt naar effecten op lange termijn en de DALY-berekening niet op individueel niveau maar op populatieniveau gebeurt, is de impact (of het effect) van comorbiditeit minder uitgesproken. Er werd geen correctie uitgevoerd voor comorbiditeit.

Wanneer één ziekte wordt veroorzaakt door verschillende factoren, is er sprake van multi-causaliteit. In deze studie is er bijvoorbeeld het geval van longkanker welke veroorzaakt kan worden door het gecombineerd effect van omgevingstabaksrook en de blootstelling aan radon. Door de blootstelling aan omgevingstabaksrook uit te sluiten, zou een deel van de longkankers vermeden kunnen worden. Idem voor blootstelling aan radon. Door het aantal DALYs berekend voor blootstelling aan radon en door omgevingstabaksrook op te tellen, zonder correctie voor multi-causaliteit, is er mogelijk een overlap in de berekening van de ziektelast. Epidemiologische data om te corrigeren voor multi-causaliteit ontbreken dikwijls. In deze studie is er geen correctie uitgevoerd voor multi-causaliteit.

Algemeen kunnen DALYs berekend worden op basis van een dosis-respons curve uitgaande van een Relatief Risico (RR) of EenheidsRisico (UR) (zie Figuur 2). De dosis-respons curve is afgeleid op basis van epidemiologische data. Het RR wordt in dit geval gezien als de kans om een aandoening te krijgen bij blootstelling over de kans bij niet-blootstelling. Er wordt hier dus rekening gehouden met achtergrond incidentie of prevalentie. Het UR geeft het absoluut aantal aandoeningen (gevallen) bij een bepaalde concentratie van een polluent onafhankelijk van achtergrond incidentie of prevalentie. Eenheidsrisico's worden dikwijls toegepast bij het berekenen van carcinogene risico's (IARC, 1987). Verder wordt er een onderscheid gemaakt of men de berekening doet via a) het totaal aantal DALYs gerapporteerd door de WHO voor het jaar 2004 (WHO, 2008) en een populatie attributieve fractie (PAF of *Population Attributable Fraction*) of via b) cijfers voor attributieve incidentie, ernst en duur. De WHO collecteert een vaste set data over de globale *Burden of Disease*. De eerste studie die gezondheidseffecten van

meer dan 100 ziektes in 8 regio's van de wereld beschreef is deze van Murray en Lopez (1996). De meest recente data dateren van 2004 (WHO, 2008).



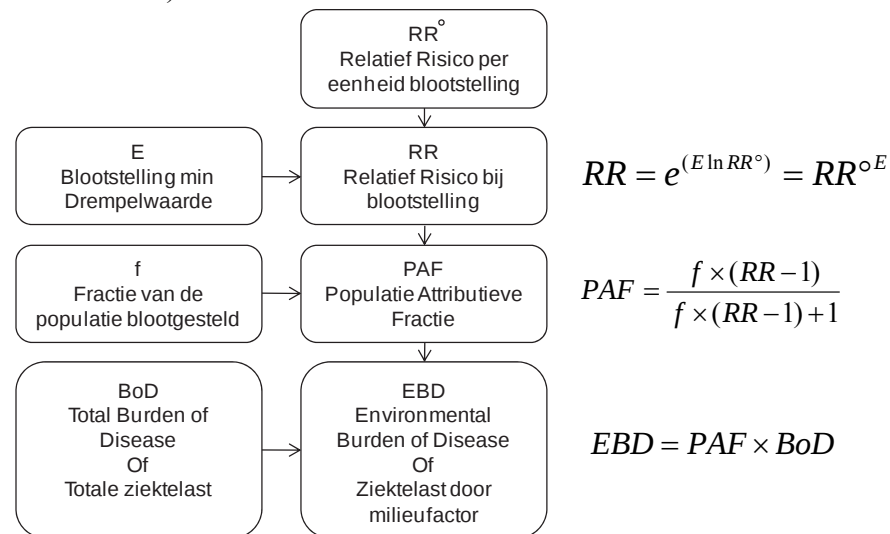
Figuur 2: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico). RR houdt rekening met de achtergrond incidentie/prevalentie.

Figuur 3 geeft een overzicht van de 4 verschillende berekeningswijzen of modellen voor de berekening van DALYs. In de meeste gevallen wordt gerekend met methode 1b of 2b, zonder gebruik te maken van het totaal aantal DALYs per aandoening gerapporteerd door de WHO (WHO, 2008). Methode 2a werd niet gebruikt in deze studie. Het basisconcept van de verschillende methodes is hetzelfde. De gekozen methode hangt voornamelijk af van de beschikbaarheid van de data.

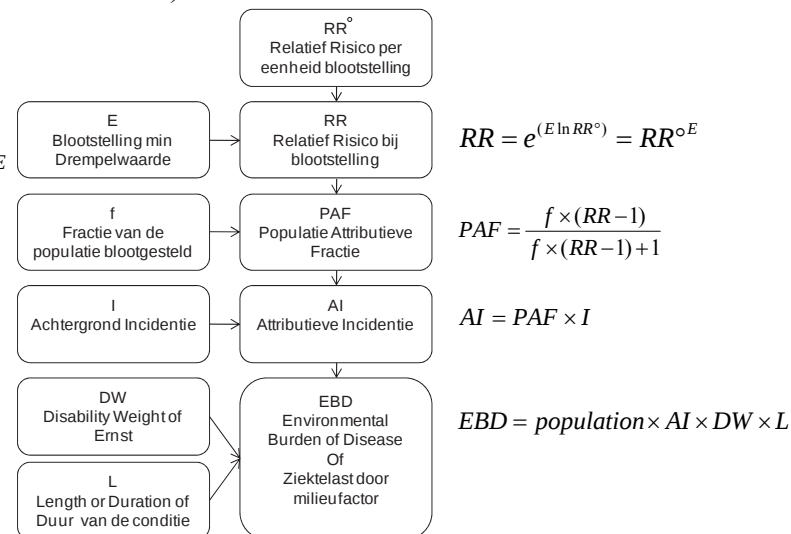
DALYs die in deze studie berekend werden, zijn niet verdisconteerd en niet leeftijdsgewogen. De DALYs gerapporteerd in de WHO-studie van 2008 (WHO, 2008) zijn verdisconteerd en leeftijdsgewogen. Niet-verdisconteerde en niet-leeftijdsgewogen DALYs berekend door de WHO (WHO, 2008) werden bekomen via persoonlijke communicatie met de WHO. Deze zijn gegeven in Appendix (zie Tabel 33).

Bij de berekening van DALYs kan het zijn dat een gezondheidseffect niet optreedt onder een bepaalde concentratie van de pollutant, ook wel drempelwaarde genoemd. Algemeen werd in deze studie de drempelwaarde gelijk gesteld aan een nul blootstelling, uitgezonderd voor de blootstelling aan ozon in omgevingslucht, formaldehyde, geluid en bloed lood. Voor formaldehyde treden er volgens de WHO geen effecten op onder $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000a, 2010a), terwijl voor ozon in omgevingslucht geen effecten geconstateerd worden onder $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (CAFE, 2005). IQ-verlies bij kinderen treedt niet op onder $24 \mu\text{g}$ lood/liter bloed (Lanphear et al., 2003) en hypertensie bij volwassenen niet onder $50 \mu\text{g}$ lood/liter bloed (Fewtrell et al., 2005). Voor geluid werd geen blootstelling meegerekend voor geluidsniveaus onder 50 dB(A) voor L_{night} en 55 dB(A) voor L_{den} (EEA, 2010). De gebruikte indicatoren voor geluid worden verder uitgelegd. Details van de verschillende berekeningen voor de beschouwde pollutanten kunnen teruggevonden worden in sectie 4.

Methode 1a)

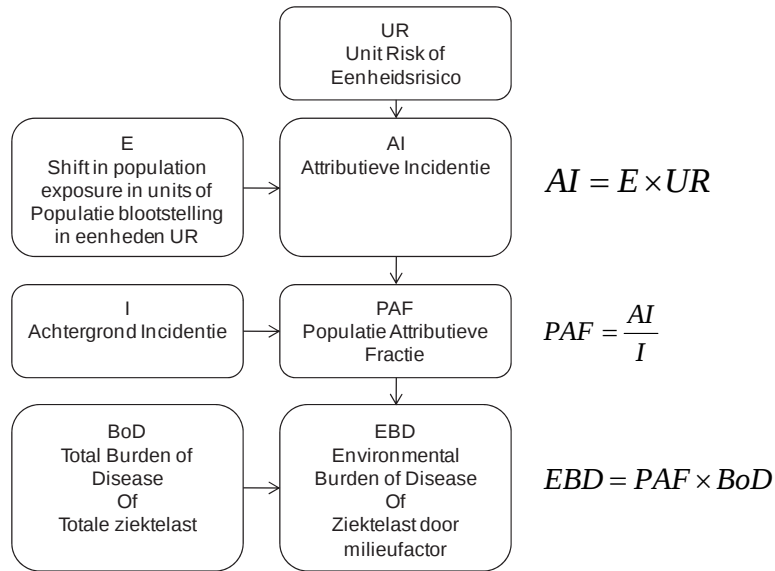


Methode 1b)

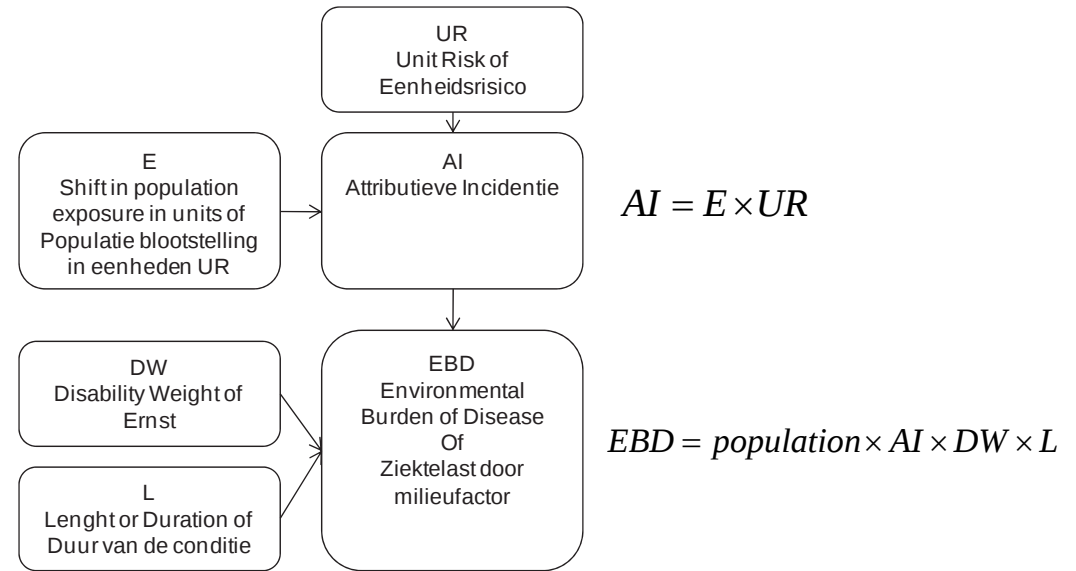


Figuur 3a: Berekening van DALYs op basis van het Relatief Risico (RR). Methode 1a maakt gebruik van het toepassen van een PAF (Populatie Attributieve Fractie afgeleid uit epidemiologische studies) op de totale ziektelast (WHO database; WHO, 2008). Methode 1b maakt gebruik van achtergrond incidentie, ernst en duur.

Methode 2a)



Methode 2b)



Figuur 3b: Berekening van DALYs op basis van het EenheidsRisico (UR). Methode 2a maakt gebruik van het toepassen van een PAF (Populatie Attributieve Fractie afgeleid uit epidemiologische studies) op de totale ziekte last (WHO database; WHO, 2008). Methode 2b maakt gebruik van achtergrond incidentie, ernst en duur.

2.2 Externe kosten

Het gebruik van de DALY indicator houdt geen rekening met de externe kosten die vervat zitten in bv. het gebruik van een pollutant. Externe kosten zijn algemeen niet inbegrepen in de prijs van milieuverstorende activiteiten. Om op een monetaire basis afwegingen van beleidsmaatregelen te maken, kunnen externe kosten aangewend worden.

Externe kosten of milieuschadetekosten worden in deze studie afgebakend tot gezondheidseffecten. De waardering van gezondheidsschade gebeurt aan de hand van WTP of *Willingness To Pay* studies, welke een maat zijn van bereidheid tot betalen om een verhoogd risico op een gezondheidseffect te vermijden.

Om de WTP op te bouwen wordt dikwijls vertrokken van de ziektekost of COI of *Cost of Illness*. Deze bestaat uit medische kosten (ziekenhuisopname, medicijnen, etc.), indirecte kosten (transport naar dokter etc.) en kosten gerelateerd aan productiviteitsverlies. Daarnaast moet men rekening houden met de bereidheid tot betalen om het lijden of vroegtijdig overlijden te vermijden.

Voor luchtpollutie zijn basis externe kosten bepaald binnen het international framework van ExternE (*Externalities of Energy*; ExternE-NEEDS, 2008). In geval van vroegtijdig overlijden wordt uitgegaan van een kost van € 40000 per verloren levensjaar (VLYL of *value of a life year lost*). Dit bedrag kan ook toegepast worden voor andere pollutanten die vroegtijdig overlijden beschouwen. Verdiscontering, gebruikt om de preferentie van het individu voor het heden ten opzichte van de toekomst uit te drukken, werd niet toegepast.

De berekening van externe kosten berust op hetzelfde basisprincipe als dat van de DALY-berekening. In het algemeen wordt op basis van de blootstelling en de dosis-respons curve voor een bepaalde pollutant, het attributief aantal gevallen berekend. Dit aantal gevallen wordt in het geval van DALYs vermenigvuldigd met een ernst factor en een duur terwijl in het geval van externe kosten dit vermenigvuldigd wordt met een basis- of eenheidskost. Verdere specificering over de berekening van externe kosten en de gebruikte eenheidskosten, wordt gegeven in sectie 4.

3 Polluenten

Hieronder worden de verschillende polluenten beschreven. Een gedetailleerd overzicht van de geselecteerde eindpunten of gezondheidseffecten per polluent wordt gegeven in Tabel 26. Voor deze effecten werden DALYs en externe kosten berekend.

3.1 Atmosferisch benzeen

Benzeen wordt in de industrie gebruikt bij de productie van medicijnen en plastics. Ook in het dagelijks leven worden mensen blootgesteld aan benzeen door o.a. sigarettenrook. Inhalatie is de belangrijkste weg via welke mensen blootgesteld worden aan benzeen. Benzeen is een carcinogene stof waarvoor er geen veilige ondergrens is (IARC, 1982, 1987). Chronische blootstelling aan benzeen kan resulteren in beenmergdepressie, met leukemie, anaemie, thrombocytopenie als gevolg (WHO, 2000b). Een stijging van de mortaliteit door leukemie is reeds verschillende malen in het verleden aangetoond bij mensen blootgesteld aan benzeen in werkomstandigheden (Arp et al 1983, IARC 1982). Effecten van benzeen werden in deze studie geschat voor leukemie met mortaliteit als gevolg. Er werd dus aangenomen dat alle gevallen van leukemie dodelijk zijn, wat kan leiden tot een overschatting van het aantal DALYs. Anderzijds door enkel leukemie als effect te beschouwen kunnen huidige resultaten een onderschatting geven. De dosis-respons curve voorgesteld door de *Air Quality Guidelines* van de WHO (2000a) houdt een eenheidsrisico in van 6×10^{-6} als extra risico op leukemie bij levenslange blootstelling aan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit eenheidsrisico werd toegepast op de totale populatie, inclusief kinderen. Benzeenconcentraties waaraan mensen blootgesteld zijn, werden hier bepaald door luchtconcentraties binnenshuis. De gemiddelde concentratie waaraan mensen blootgesteld worden is gelijk aan $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Swaans et al., 2008). Benzeen werd gemeten in 85 woningen in België, doch er werd geen rekening gehouden of er al dan niet gerookt werd in huis hetgeen bijdraagt tot onzekerheid in de blootstelling.

Tabel 1 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor atmosferisch benzeen.

Tabel 1: Benzeen en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Benzeen	Leukemie sterfte

3.2 Koolstofmonoxide (CO)

Koolstofmonoxide (CO) is een toxisch gas dat kleurloos, reukloos en smaakloos is. Het wordt geproduceerd bij onvolledige verbranding van koolstofhoudend materiaal; dus ook bij verbranding van brandstof gebruikt voor transport en verwarming. Het toxisch effect wordt veroorzaakt door de preferentiële binding van CO aan hemoglobine, waardoor er een zuurstof tekort ontstaat in de weefsels (WHO, 2011).

In het jaar 2009 werden er in België via de ziekenhuizen, parketten en de pers 678 gevallen van CO vergiftiging genoteerd met 1397 slachtoffers. Hiervan stierven er 35 personen. Ongeveer de helft van de slachtoffers was jonger dan 50 jaar. De oorzaken waren vooral te vinden in het slecht functioneren van een waterverwarmingstoestel, gaskachel of steenkoolkachel. Zelfmoorden vertegenwoordigen 2% van het totaal aantal ongevallen. In Vlaanderen waren er 750 intoxicaties door CO en in totaal stierven er 23 personen (MMK, dossier koolstofmonoxide, 2009; Federaal Register der CO-intoxicaties, 2010).

Voor 3% van de mensen die medische hulp krijgen voor CO-intoxicatie, is er een fatale afloop (Sam-Lai et al., 2003; CDC, 2005). Morbiditeit effecten te wijten aan CO-vergiftiging zijn uitgestelde of persistente neurologische effecten. De incidentie van neurologische effecten werd bestudeerd in verscheidene studies en er is een relatief grote variatie in incidentie, gaande van 3 tot 40%, afhankelijk van hoe neurologische effecten zijn gedefinieerd, nl. enkel rekening houdend met de ernstige effecten of ook met geringe cognitieve effecten (Raub et al., 2000). Algemeen was er een nasleep van ziekte voor een periode van 41 ± 8 dagen.

Ook al zijn er relatief weinig gevallen van CO-intoxicatie, de mortaliteit is relatief hoog. CO-intoxicatie door slechte verluchting in huis is vermijdbaar en daarom een belangrijk aandachtspunt.

Tabel 2 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor koolstofmonoxide. Om de gezondheidslast van chronische intoxicatie te berekenen zijn onvoldoende data beschikbaar.

Tabel 2: CO en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
CO	Sterfte
	Persistente/Uitgestelde neurologische effecten

3.3 Dioxines in voedsel

Dioxines (inclusief furanen en PCB's) zijn meervoudig gechloreerde organische stoffen met eenzelfde toxische werking. Het zijn bijproducten van verschillende industriële processen en verbrandingsactiviteiten en worden als zeer toxisch beschouwd. Blootstelling gebeurt o.a. via inname van moedermelk en dierlijk vet. De toxiciteit van dioxines en dioxine-achtige PCB's wordt gekwantificeerd met toxische equivalenten (TEQs: *Toxic Equivalents*), welke een maat is voor de totale toxiciteit ten opzichte van het meest toxische dioxine 2,3,7,8 – tetrachloordibenzo-p-dioxine (TCDD). De toxiciteit van de verschillende dioxines in een mengsel kan gesommeerd worden zodat een maat verkregen wordt voor de totale toxiciteit van het mengsel. Langetermijn blootstelling aan dioxines wordt geassocieerd met verschillende effecten waaronder de ontwikkeling van verscheidene types van kanker (USEPA, 2003) maar tevens zijn er effecten op het endocriene stelsel, het zenuwstelsel *etc.*. In het recente EBoDE project (Hänninen en Knol, 2011) werd het effect van een blootstelling aan dioxines en dioxine-achtige PCB's op de ontwikkeling van kanker (alle types) geschat. Er werd aangenomen dat alle kankers uiteindelijk dodelijk zijn. Deze benadering werd reeds toegepast door Leino et al. (2008) in een Fins onderzoek. Het eenheidsrisico dat in de EBoDE studie gebruikt werd, was gelijk aan een levenslang risico op kanker van 1×10^{-3} per pg TEQ/kg lichaamsgewicht/dag (USEPA, 2003; NAS, 2006). De aanname dat alle kankers dodelijk zijn kan leiden tot een overschatting van het aantal DALYs. Aangezien enkel kankereffecten beschouwd worden en de niet-kankereffecten moeilijk in te schatten zijn, kan dit mogelijk leiden tot een onderschatting van het aantal DALYs. De inname van dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's werd voor volwassenen (18-65 jaar) geschat op gemiddeld 1,9 pg TEQ/kg bw/dag op basis van metingen (CALUX) in voedsel en voedselenquêtes (Bilau et al., 2008). Er werd enkel gerekend met de dagelijkse inname van dioxines voor volwassenen. De onzekerheid op deze berekening is relatief groot (effecten bij lage dosis zijn moeilijk te bepalen; drempelwaardes waaronder geen effect plaats vindt zijn niet gekend; blootstelling is moeilijk te bepalen).

Tabel 3 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor dioxines in voeding.

Tabel 3: Dioxines en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Dioxines	Sterfte kanker

3.4 Atmosferisch elementair koolstof (EC of *Elemental Carbon*)

Momenteel worden indicatoren zoals PM₁₀ (massa van deeltjes met aerodynamische diameter < 10 µm) en PM_{2,5} (< 2,5 µm) gebruikt om atmosferisch fijn stof (zie 3.7) te beoordelen. Deze indicatoren zijn massa gebaseerd en houden geen rekening met de samenstelling van de deeltjes, het aantal deeltjes *etc.* Het is zo goed als algemeen aanvaard dat er een oorzakelijk verband bestaat tussen mortaliteit en PM_{2,5}. Wetenschappers proberen momenteel uit te zoeken of er een bepaalde fractie van PM_{2,5} of bepaalde deeltjes dit verband verklaren. Er is bovendien ongerustheid dat de PM-indicatoren niet geschikt zijn om gezondheidsrisico's gerelateerd aan luchtkwaliteit te karakteriseren in de buurt van verbrandingsbronnen zoals deze van gemotoriseerd verkeer.

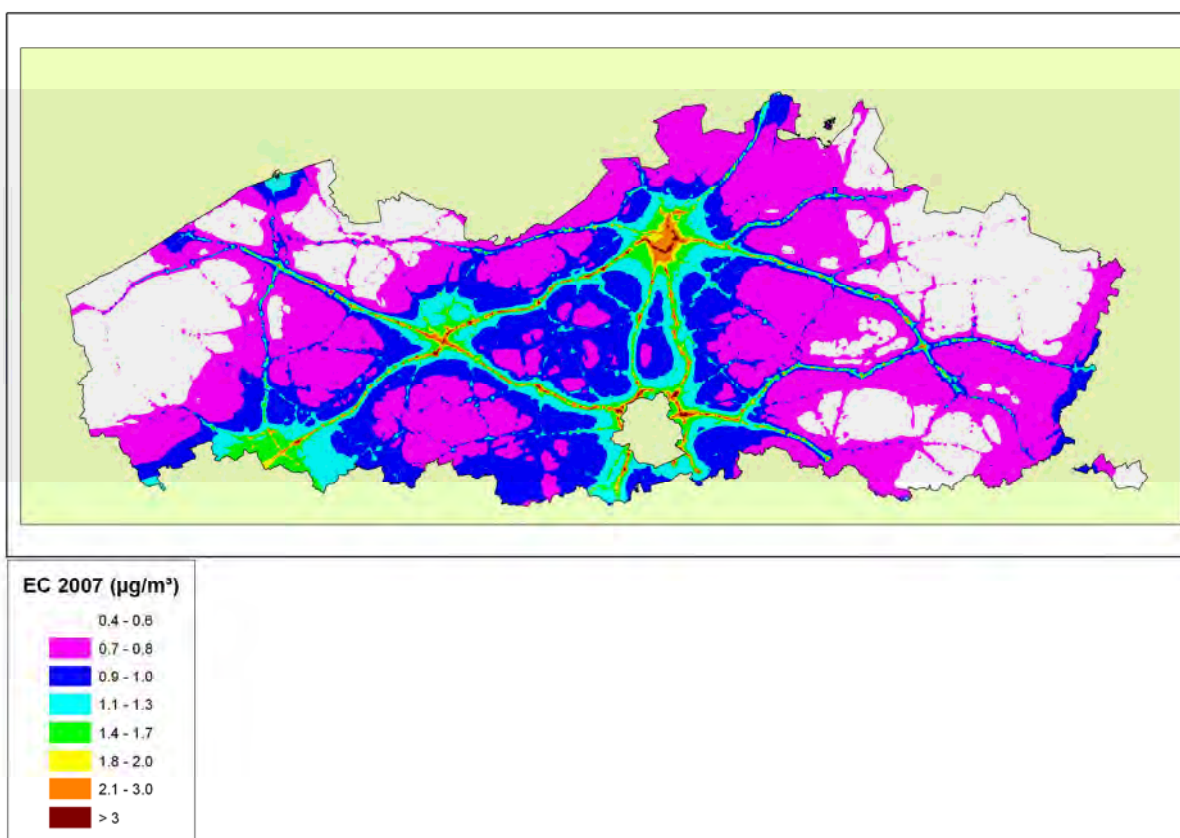
Janssen et al., 2011 stellen het gebruik van “*black carbon*” voor als een additionele indicator voor gezondheidseffecten van luchtvervuiling naast de traditionele indicatoren PM₁₀ en PM_{2,5}. Op basis van cohortstudies kan gesteld worden dat de gezondheidseffecten per 1 µg/m³ ongeveer een factor 10 groter zijn voor EC (*elemental carbon* of elementair koolstof) t.o.v. deze voor PM_{2,5}. Het relatief risico op mortaliteit door chronische blootstelling aan PM_{2,5} is gelijk aan 1,007 (1,004-1,009; 95% CI) terwijl deze voor EC gelijk is aan 1,06 (1,04-1,09; 95%CI). Deze relatieve risico's zijn gebaseerd op 4 lange termijn studies (Beelen et al., 2008; Filleul et al., 2005; Lipfert et al., 2006; Smith et al., 2009). Omdat niet in elke bovenvermelde studie EC vermeld werd maar soms een andere maat zoals BS (*black smoke*), was het nodig om BS concentraties te transformeren naar EC concentraties. Op basis van 11 studies die zowel over BS als EC gegevens rapporteerden, kon algemeen gesteld worden dat 10 µg/m³ BS = 1,1 µg/m³ EC. Wanneer rekening gehouden wordt met het verschil in de mogelijke variatie van PM_{2,5} en EC concentraties in de cohort studies, dan is het duidelijk dat de IQR (*inter quartile range*) van PM_{2,5} ongeveer een factor 10 groter was voor PM_{2,5} t.o.v. deze van EC. Er kan dus gezegd worden dat per IQR de effecten van PM_{2,5} en EC op gezondheid vergelijkbaar zijn. Een gelijkaardig resultaat werd gevonden voor hospitalisaties en spoedopnames in ziekenhuizen hoewel de informatie hiervoor sterk gelimiteerd was.

De term ‘additionele indicator’ werd door Janssen et al. (2011) gebruikt omdat ze niet alle geobserveerde gezondheidseffecten kunnen associëren aan PM_{2,5} als indicator voor verbrandingspartikels.

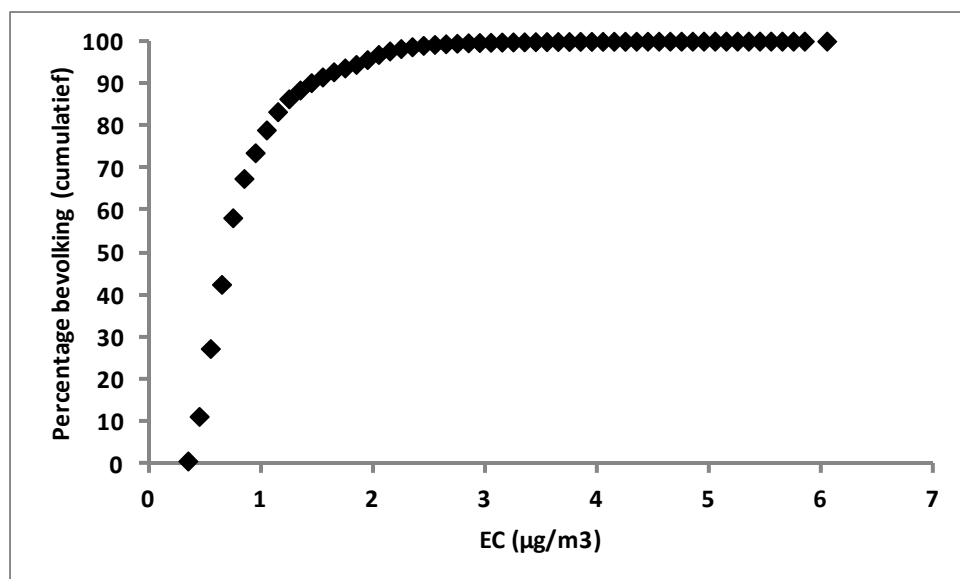
Het gevolg van eenzelfde effect per IQR voor PM_{2,5} en EC houdt in dat voor beleidsmaatregelen die de blootstelling van PM en componenten proportioneel verlagen, de geschatte gezondheidswinst gelijkaardig is ongeacht welke indicator gebruikt wordt. Wanneer maatregelen gericht zijn op specifieke verbrandingsprocessen is het relevant van risico's uit te drukken per eenheid µg/m³ en niet per IQR.

Het aantal DALYs gerelateerd aan blootstelling aan EC werd hier berekend met het relatief risico gegeven door Janssen et al. (2011). Wanneer het totaal aantal DALYs voor de verschillende polluenten berekend werd, werd EC niet meegenomen gezien het een relevante fractie is van PM en zeker tot een dubbeltelling leidt. Het aantal DALYs gerelateerd aan EC werd afzonderlijk gerapporteerd.

Blootstelling aan EC werd gemodelleerd met het MIMOSA-AURORA-IFDM model. Meer uitleg over de modellering is beschreven in Lefebvre et al. (2011). Figuur 4 geeft een beeld van de gemodelleerde EC concentraties in Vlaanderen voor het jaartal 2007. De gewogen gemiddelde blootstelling aan EC in Vlaanderen is gelijk aan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figuur 5). Voor de berekening van het aantal DALYs werd uitgegaan van de gehele distributie van EC concentraties. Hierbij is de blootstelling aan EC per leeftijdscategorie niet gekend. Er werd dan ook uitgegaan van een leeftijdsverdeling op basis van populatieniveau m.a.w. indien x% van het aantal mensen blootgesteld is aan $y \mu\text{g}/\text{m}^3$ EC, dan werd deze x% verdeeld volgens de gekende leeftijdsverdeling voor heel Vlaanderen.



Figuur 4: Blootstelling aan elementair koolstof (EC) in Vlaanderen uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 5: Distributie blootstelling aan EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen.

Tabel 4 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor elementair koolstof.

Tabel 4: EC en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
EC	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL

3.5 Elektromagnetische straling hoogspanningslijnen (EMF of *ElectroMagnetic Fields*)

Epidemiologisch onderzoek toont aan dat kinderen (0-14 jaar) die langdurig blootgesteld worden aan een 50 Hz extreem laag frequent (ELF) magnetisch veld boven $0,4 \mu\text{T}$, een licht verhoogd risico op leukemie zouden vertonen (Schuz and Ahlbom, 2008). Het biologisch mechanisme dat aan de basis ligt, is tot nu toe ongekend. Laboratoriumonderzoek heeft nog geen duidelijkheid verschaft over het mogelijke werkingsprincipe (NRPB, 2001). Dit betekent dat er nog geen sprake is van een oorzakelijk verband. Het is mogelijk dat we aan de grenzen zitten van de kennis die epidemiologische studies ons kunnen verschaffen hieromtrent (Schmiedel & Blettner, 2010).

Indien men toch een oorzakelijk verband veronderstelt, dan is het relatief risico (RR) ongeveer tweemaal groter ten opzichte van kinderen (0-14j) die blootgesteld worden aan een magnetisch veld van minder dan $0,4 \mu\text{T}^2$ (Kheifets et al., 2010). Hoewel, het relatief risico is niet voor alle studies significant verschillend van één (Kroll et al., 2010). Het RR dat in deze studie gebruikt is, is gelijk aan 2,0 (BI 1,0-3,13). Indien een RR van twee wordt aangenomen, betekent dit voor Vlaanderen dat er ongeveer 1 geval van leukemie per 2 jaar veroorzaakt zou worden door blootstelling aan het magnetische veld van hoogspanningslijnen. In Vlaanderen is het aantal leukemieën bij kinderen (0-14j) gemiddeld over de jaren 2006 tot 2009 gelijk aan 41 per jaar¹. Voor de berekening van het aantal DALYs werd uitgegaan van leukemiesterfte. In 2009 stierven 4 kinderen (0-14j) aan leukemie³.

Blootstelling aan een magnetisch veld afkomstig van hoogspanningslijnen hangt af van verscheidene parameters nl. stroomsterkte, opbouw van de lijn, afstand tot de lijn. Op basis van een GIS-gebaseerd analytisch model, werd bepaald waar in Vlaanderen de gemiddelde jaarlijkse sterkte van het magnetisch veld gelijk is of meer is dan $0,4 \mu\text{T}$ (Verschaeve et al., 2004). De lijnen worden niet continue 100% belast. Ongeveer 50% stroombelasting komt overeen met een gemiddelde belasting gedurende een jaar. Resultaten van het percentage kinderen blootgesteld binnen de $0,4 \mu\text{T}$ contour op basis van het GIS-gebaseerd model zijn weergegeven in Tabel 5. Blootstellingspercentages konden enkel berekend worden voor de klasse jongeren tussen 0 en 19 jaar. Er wordt wel verondersteld dat deze blootstellingspercentages ook toepasbaar zijn op de leeftijdscategorie van 0 tot 14 jaar aangezien epidemiologisch onderzoek er op wijst dat dit de meest gevoelige groep is.

² <http://www.mmk.be/vrij.cfm?Id=244> en <http://www.kankerregister.be>

³ http://www.zorg-en-gezondheid.be/uploadedFiles/NLsite_v2/Cijfers/Sterftecijfers/Tabel2009_minderdetail-V-Y.xls

Tabel 5: Blootstelling binnen de 0,4 μ T contour in Vlaanderen

Werkingscapaciteit	Blootstelling van	Percentage
50%	%kinderen 0-19j ^b	0,16
	%kinderen 0-19j ^a	0,7
100%	%kinderen 0-19j ^b	0,3
	%kinderen 0-19j ^a	1,4

^a: % van kinderen tussen 0-19 jaar blootgesteld aan elektromagnetisch veld $\geq 0,4 \mu$ T

^b: % van kinderen (0-19j) t.o.v. gehele Vlaamse populatie blootgesteld aan elektromagnetisch veld $\geq 0,4 \mu$ T

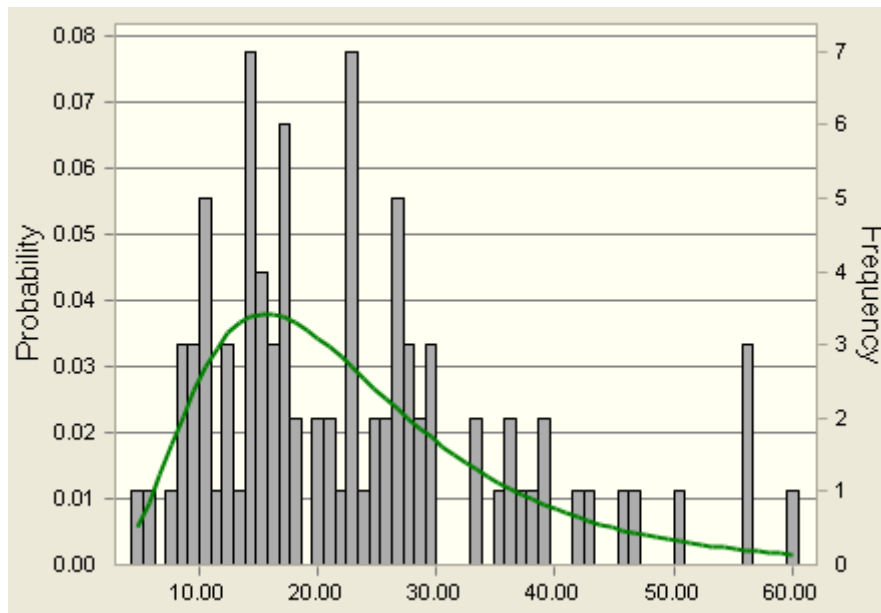
Tabel 6 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor electromagnetische velden.

Tabel 6: EMF en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
EMF	Leukemie sterfte

3.6 Formaldehyde

Formaldehyde wordt op relatief grote schaal gebruikt in bouwmaterialen en onder meer in huishoudelijke producten. Het is een vluchtige stof die zowel binnen- als buitenshuis wordt aangetroffen, met hoogst gemeten concentraties binnenshuis. Acute symptomen na blootstelling aan formaldehyde zijn o.a. irritatie van ogen en keel en verergering van astmasymptomen (WHO, 2000a). Een relatie tussen een verhoogd risico op astma en formaldehyde concentraties binnenshuis werd vastgesteld (Rumchev et al., 2002; McGwin et al., 2010). Kanker van de sinussen wordt tevens geassocieerd met blootstelling aan formaldehyde, maar dit is enkel van toepassing bij hoge concentraties ($2\text{--}6\text{ mg/m}^3$) in industriële werkomgevingen (WHO, 2000a). In een cohorte studie met 88 kinderen (0-3 jaar) in Perth (Australië), was een stijging van de formaldehyde concentratie met $10\text{ }\mu\text{g/m}^3$ in de slaapkamer geassocieerd met een stijging van 3% van het risico op astma (*odds ratio* OR=1,03; 95%CI 1,02-1,04; Rumchev et al., 2002). Een heranalyse van de originele data leverde een relatief risico op van 1,017 per $\mu\text{g/m}^3$ (95%CI 1,004-1,025; Hänninen and Knol, 2011). Een drempelwaarde van $100\text{ }\mu\text{g/m}^3$ waaronder geen irriterend effect waar te nemen is, is volgens de WHO van toepassing (WHO, 2000a, 2010a). Voor de berekeningen is het noodzakelijk om te bepalen hoeveel kinderen (0-3 jaar) blootgesteld worden aan een formaldehyde concentratie boven $100\text{ }\mu\text{g/m}^3$. Daartoe werd een log normale verdeling gefit op de beschikbare data. De blootstellingsdata zijn afkomstig van de studie van Swaans et al. (2008). Daarbij werden formaldehyde concentraties gemeten in 90 woningen. De gemiddelde concentratie was gelijk aan $24\text{ }\mu\text{g/m}^3$ en de maximaal gemeten concentratie gelijk aan $63\text{ }\mu\text{g/m}^3$. Op basis van het log normale model (zie Figuur 6) werd geschat dat 0,2% van de populatie blootgesteld is aan concentraties boven $100\text{ }\mu\text{g/m}^3$ (extrapolatie) en de gemiddelde concentratie waaraan deze mensen blootgesteld worden is $122\text{ }\mu\text{g/m}^3$. De berekening van het aantal DALYs geassocieerd met de blootstelling aan formaldehyde, houdt heel wat onzekerheid in welke bepaald wordt door de gekozen dosis-respons curve, de gekozen drempelwaarde, potentiële effecten voor andere leeftijdsgroepen (> 3 jaar), gebrek aan vaststellen van piekconcentraties formaldehyde, andere gezondheidseffecten zoals irritatie van de ogen welke niet in beschouwing werden genomen. Vandaar dat deze berekening eerder als een ruwe schatting kan gezien worden.



Figuur 6: Gemeten formaldehyde concentratie in huis ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De groene lijn wijst op de gemodelleerde log normale verdeling. Het punt is gebruikt als decimale scheider i.p.v. de komma.

Tabel 7 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor formaldehyde in binnenmilieu.

Tabel 7: Formaldehyde en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Formaldehyde	Astma

3.7 Atmosferisch fijn stof (PM of *Particulate Matter*)

Fijnstofdeeltjes kunnen diep doordringen in de luchtwegen. PM10 (*Particulate Matter* of fijnstofmassa van deeltjes met aerodynamische diameter $< 10\mu\text{m}$) kan de slijmafvoer in de luchtwegen verstoren, ademhalingsklachten uitlokken en de gevoeligheid voor luchtweginfecties verhogen. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en zware metalen in of op stofdeeltjes kunnen de ontwikkeling van longkanker bevorderen. De toxische bestanddelen op het fijn stof kunnen zich na afzetting in de longen nog verder in het (menselijk) lichaam verspreiden via de bloedbaan of het lymfestelsel. Zowel PM10-, PM2,5 ($< 2.5\mu\text{m}$) als de nog fijnere PM0,1 ($< 0.1\mu\text{m}$) deeltjes kunnen ontstekingsmechanismen veroorzaken in de longen.

Zowel PM10 als PM2,5 hebben lange en korte termijneffecten op de gezondheid. Voor fijn stof werden twee gezondheidseffecten op lange termijn bekeken, namelijk:

- nieuwe gevallen van chronische bronchitis door langdurige blootstelling aan PM10;
- vervroegde sterfte bij chronische blootstelling aan PM2,5 (Pope & Dockery, 2006).

De onderzochte gezondheidseffecten op korte termijn ten gevolge van de blootstelling aan PM10 zijn:

- sterfte bij baby's;
- hospitalisaties wegens ademhalings- en hartproblemen bij de totale bevolking;
- gebruik van bronchodilatoren door kinderen en volwassenen;
- problemen met de lagere luchtwegen bij kinderen en volwassenen.

De onderzochte korte termijneffecten te wijten aan de blootstelling aan PM2,5 zijn:

- dagen met verminderde activiteit (*Restricted Activity Days of RADs*);
- dagen met licht verminderde activiteit (*Minor RADs*);
- en dagen verloren door afwezigheid op het werk (*Work Loss Day*).

Op Europees niveau is er heel wat vooruitgang geboekt inzake het centraliseren van de berekening van de gezondheidsimpact van fijn stof (CAFE 2005, NEEDS 2007, Hänninen & Knol, 2011). De berekening die hier uitgevoerd werd is conform deze Europese studies.

Vervroegde sterfte door blootstelling aan PM2,5 wordt bepaald op basis van de dosis-respons relaties afgeleid uit Amerikaanse studies (Pope & Dockery, 2006), namelijk de bekende *Harvard Six-Cities* studie en de *American Cancer Society* studie. De transfereerbaarheid van deze Amerikaanse data naar Europa werd reeds eerder besproken in de NEEDS studie (NEEDS, 2007). De dosis-respons curve afgeleid uit Amerikaanse studies is gebaseerd op data uit verschillende Amerikaanse metropolen waardoor de samenstelling van PM2,5 sterk kan variëren. Dit maakt de dosis-respons curve robuuster. Effecten van fijn stof op gezondheid werden tevens aangetoond in Europese epidemiologische studies.

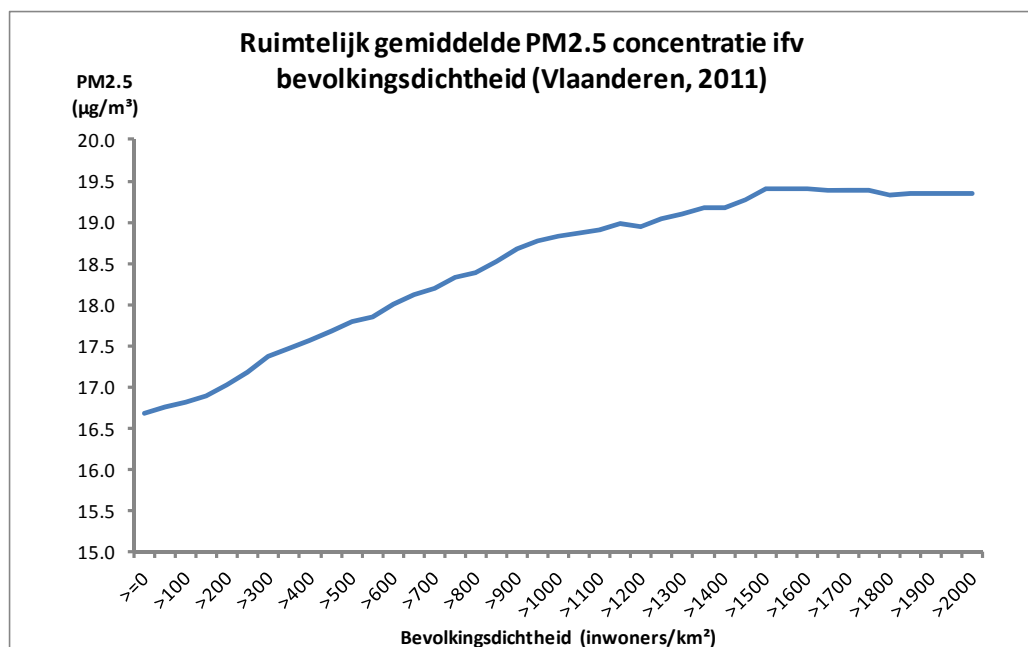
Tabel 8 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor fijn stof.

Tabel 8: Fijn stof en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
PM2.5	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL
	Dagen verminderde activiteit
	Dagen licht verminderde activiteit
	Absenteïsme werk
PM10	Chronische bronchitis
	Mortaliteit baby's
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen
	Hospitalisaties hartproblemen
	Gebruik bronchodilator kinderen
	Gebruik bronchodilator volwassenen
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen

Voor de berekening van het aantal DALYs gerelateerd aan fijn stof werd uitgegaan van een bevolkingsgewogen concentratie op basis van PM2,5 en PM10 RIO-kaarten voor het jaar 2011.⁴ Het bevolkingsgewogen PM10 jaargemiddelde ruimtelijk gemiddeld over Vlaanderen voor 2011 is 26,5 µg/m³. In Figuur 7 is de ruimtelijk gemiddelde PM2,5 concentratie in functie van de bevolkingsdichtheid in Vlaanderen weergegeven. Het ruimtelijk gemiddelde, zonder rekening te houden met bevolkingsdichtheid is ongeveer 16,5 µg/m³. Wanneer over gans Vlaanderen de bevolkingsdichtheid in rekening gebracht wordt, bedraagt de bevolkingsgewogen PM2,5 concentratie 17,6 µg/m³.

⁴ www.irceline.be



Figuur 7: Ruimtelijk gemiddelde PM2,5 concentratie in functie van de bevolkingsdichtheid in Vlaanderen. Gebieden met bevolkingsdichtheid > 2000 inwoners/km² zijn niet weergegeven op deze figuur. Bron: Gegevens op basis van RIO-interpollatiemodel⁵.

⁵ www.irceline.be

3.8 Stikstofdioxide

Voor blootstelling aan stikstofdioxide (NO₂), welke tevens een goede indicator is voor de blootstelling aan verkeer, werden geen gezondheidseindpunten ingesloten in deze studie. Dit is conform de gevolgde methode van CAFE (2005) en NEEDS (2007). Er kunnen enkele acute effecten zijn voor de kortetermijn blootstelling aan lokaal verhoogde NO₂ concentraties, maar door de correlatie met andere verkeersgerelateerde polluenten kan het effect van NO₂ daar moeilijk van gescheiden worden. De associaties gevonden met geobserveerde NO₂ concentraties in langetermijn epidemiologische studies zijn eerder te wijten aan een blootstelling aan het gehele luchtpollutie mengsel. Door NO₂ niet op te nemen wordt een dubbeltelling in de gezondheidsimpact vermeden.

Er zijn een aantal epidemiologische studies die associaties vinden tussen gezondheidseffecten en de acute blootstelling aan NO₂ (Rabl en de Nazelle, 2012). Volgens het Amerikaanse USEPA (2009) gaat het om: astma aanvallen, acute respiratoire aandoeningen en hospitalisaties voor ademhalingsproblemen. Deze werden volgens een eerder gepubliceerd rapport van USEPA gedefinieerd als “er is voldoende bewijs om aan te nemen dat er een mogelijke causale relatie bestaat” (USEPA, 2008).

In een meta-analyse die associaties tussen chronische blootstelling aan NO₂ en gezondheidseffecten onderzocht, vonden Chen et al. (2008) geen significante effecten voor mortaliteit, cardiovasculaire effecten en longkanker. De heterogeniteit tussen de verschillende studies van de meta-analyse is relatief groot. De individuele blootstelling aan NO₂ is moeilijker te bepalen dan voor massa fijnstof. De individuele variabiliteit in blootstelling relatief t.o.v. concentraties bepaald door vaste meetposten is veel groter voor NO₂ dan voor massa fijnstof (Rabl en de Nazelle, 2012).

Een overzicht van geselecteerde eindpunten waarvoor USEPA een monetaire gezondheidswinst bij reductie van NO₂ concentraties onderzocht, is gegeven in Tabel 9.

Tabel 9: Gezondheidseffecten gerelateerd aan kortetermijnblootstelling NO₂ afgeleid van USEPA Regulatory Impact Analysis (2009)*

Eindpunt	Populatie	Referentie
Aanmelding ziekenhuis voor astma**	Alle leeftijden	Lin et al. (2000)
Aanmelding ziekenhuis voor problemen chronisch longziekte**	+65	Moolgavkar (2003)
Spiedopname ziekenhuis astma	Alle leeftijden	Ito et al. (2007); NYDOH (2006); Peel et al. (2005)
Astma aanval	4-12	O'Connor et al. (2008); Ostro et al. (2001); Schildcrout et al. (2006); Delfino et al. (2002)
Acute respiratoire aandoeningen	7-14	Schwartz et al. (1994)

*: <http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/RIAs/proposedno2ria.pdf>

***: Mogelijk kleine overlap beide functies

USEPA onderzocht voor het eerst de monetaire gezondheidswinst gerelateerd aan NO₂ reductie. USEPA vermeldde veel onzekerheid op de gebruikte methodologie zoals:

- 1) de variabiliteit op de dosis-respons relatie binnen de individuele studies,
- 2) de variabiliteit tussen verschillende studies waarbij voor de geselecteerde eindpunten substantiële verschillen gevonden worden in geselecteerd effecten,
- 3) het geografisch extrapoleren van de data over een ganse natie,
- 4) het fout beoordelen van de blootstelling (dagelijks, 8 uur max., 3 dagen) aangezien er geen rekening werd gehouden met de variatie in NO₂ blootstelling langs grote wegen,
- 5) het stellen van geen drempelwaarde waaronder geen effect plaatsvindt,
- 6) het extraheren van de data over een grote populatie (spreiding in leeftijd),
- 7) de invloed van andere polluenten in de lucht.

Er werden geen gezondheidseindpunten voor blootstelling aan NO₂ meegenomen in de berekeningen van deze studie aangezien dosis-respons curven moesten afgeleid worden uit individuele studies en gegroepeerd worden per effect en specifieke lokale blootstelling (24h, 1h max) en lokale incidentie/prevalentiecijfers ontbraken.

3.9 Ozon in omgevingslucht

Ozon in de lagere atmosfeer wordt niet rechtstreeks geëmitteerd, maar wordt in de atmosfeer gevormd door fotochemische reacties met antropogene en natuurlijke precursoren zoals vluchtige organische componenten en stikstofoxides. Deze componenten reageren onder invloed van zonlicht ter vorming van ozon. Fotochemische luchtverontreiniging is schadelijk voor de gezondheid, vooral voor de longfunctie.

De onderzochte gezondheidseffecten op korte termijn ten gevolge van de blootstelling aan ozon in omgevingslucht zijn:

- mortaliteit bij volwassenen;
- dagen met licht verminderde activiteit;
- hospitalisaties wegens ademhalingsproblemen;
- gebruik van bronchodilatoren door volwassenen;
- dagen met hoest;
- problemen met de lagere luchtwegen bij kinderen.

De effecten van een dagelijks verhoogde ozonconcentratie in omgevingslucht werden gekwantificeerd rekening houdend met een drempelwaarde (35 ppb of $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) waaronder geen effect wordt waargenomen. De blootstellingsmaat die gebruikt werd, is de SOMO35 (*Sum Of Means Over 35 ppb*). Berekeningen zijn conform Europese studies (CAFÉ, 2005; NEEDS, 2007; Hänninen and Knol, 2011). De gemiddelde dagelijkse concentratie voor het jaar 2008 welke gebruikt werd voor de berekeningen in de dosis-respons curves, is $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SOMO35 gedeeld door 365; Van Steertegem, 2009).

De ozonconcentraties in de troposfeer zijn gestaag aan het toenemen. Momenteel is het op gebied van gezondheid nog niet duidelijk wat de langetermijneffecten zijn van blootstelling aan ozon.

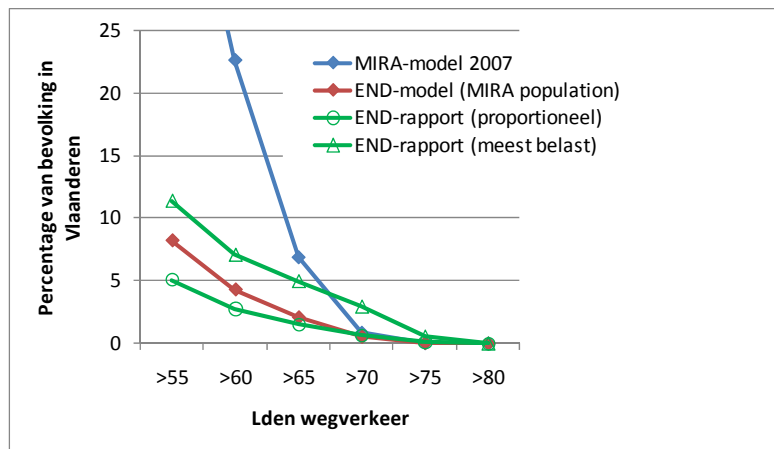
Tabel 10 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor ozon.

Tabel 10: Ozon en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Ozon in omgevingslucht	Mortaliteit volwassenen
	Dagen licht verminderde activiteit
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen
	Gebruik bronchodilator
	Dagen hoest bij kinderen
	Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen

3.10 Geluid door transport

Geluid afkomstig van weg-, trein- en luchttransport kan slaapstoornissen en hinder veroorzaken welke mogelijk leiden tot een verhoogde bloeddruk en een stijgende incidentie van myocardiale infarcten (WHO, 2000b; Miedema & Vos, 2007; Babisch 2006, 2008). In deze studie werden sterke slaapverstoring door verschillende transportvormen en ischemische hartziekten gerelateerd aan blootstelling aan geluid van wegtransport beschouwd. Sterke hinder door geluidsoverlast van weg-, trein- en luchttransport werd hier ook opgenomen als specifiek eindpunt. Of men dit wel of niet meetelt, is afhankelijk of men hinder wel of niet als een gezondheidseffect beschouwt. De gevolgde methode is beschreven in een recent rapport van het Europees Milieu Agentschap (EEA, 2010). De maat die gebruikt werd om de blootstelling aan geluid in te schatten, is gelijk aan L_{den} (gemiddelde 24-uur geluidsniveau gedurende dag, avond en nacht uitgedrukt in dB(A)) en L_{night} (gemiddelde 8-uur geluidsniveau gedurende de nacht uitgedrukt in dB(A)), en dit voor zowel weg- en treintransport als vliegtuigtransport. Drempelwaarde voor L_{den} is 55 dB(A) en voor L_{night} 50 dB(A). Het gebruik van dergelijke indicatoren (L_{den} en L_{night}) werd voorgesteld door de Europese Milieu Geluid Directive (2002/49/EC, “END”, (EU,2002)). Voor wegtransport werd enkel rekening gehouden met geluid van de grote wegen (major roads: $> 6 \times 10^6$ voertuigpassages per jaar) binnen en buiten agglomeraties (> 250000 inwoners; Gent & Antwerpen). Het gaat hier dus slechts om de blootstelling aan de allerdrukste wegen; wanneer ook minder drukke wegen zouden worden meegenomen, zouden de blootstellingscijfers een veelvoud hoger liggen (Figuur 8 - cf. §2.2.1 in het Wetenschappelijk rapport - Thema ‘Lawaai’, Milieuverkenning 2030, VMM, november 2009). In vroegere berekeningen van de DALY's t.g.v. lawaai werd gebruik gemaakt van de gerapporteerde hinderpercentages.



Figuur 8: Vergelijking van de cumulatieve blootstelling aan wegverkeersgeluid berekend met de verschillende modellen (Vlaanderen, 2006 en 2007). Bron: Wetenschappelijk rapport - Thema ‘Lawaai’, Milieuverkenning 2030.

Voor treintransport werd rekening gehouden met geluid van binnen als buiten de agglomeraties. Geluid afkomstig van luchttransport focust hier op de luchthaven van Zaventem (>50000 vluchten per jaar). Data zijn afkomstig van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie⁶ en worden weergegeven in onderstaande tabellen (Tabel 11 & Tabel 12). Er moet hier zeker vermeld worden dat de geluidsmodellen buiten de agglomeraties vallen onder gewestelijke bevoegdheid en de modellen binnen de agglomeraties onder bevoegdheid van de stad. De gebruikte methodes waren verschillend afhankelijk van de bevoegde instantie en zijn niet vergelijkbaar, wat een onzekerheid in de schatting van de DALYs met zich meebrengt. Standaard wordt geluid berekend aan de voorgevel van woningen. In de berekening is er tevens geen rekening gehouden met individuele en sociale factoren (waar in het huis is de slaapkamer gelegen, hoe is het huis geïsoleerd, wordt er geslapen met het raam open *etc.*). Dit zorgt natuurlijk ook voor een onzekerheid in de schatting van het aantal DALYs.

⁶ <http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/beleid/eu-richtlijn/blootstellingscijfers>

Tabel 11: Blootstelling aantal personen aan verschillende geluidniveaus L_{den} (dag en nacht) in Vlaanderen gediversifieerd volgens transportwijze

L_{den}		dB				
		55-59	60-64	65-69	70-74	>75
Wegtransport	Grote wegen (binnen en buiten agglomeraties)	257871	125719	121623	143023	33582
Spoorweg- transport	Grote spoorwegen zonder agglomeraties	33300	19700	16100	13400	3900
	Gent	9900	6400	3500	2800	700
	Antwerpen	13600	6600	4500	1800	100
Lucht-transport	Zaventem	35100	10500	3800	300	0

Tabel 12: Blootstelling aantal personen aan verschillende geluidniveaus L_{night} (nacht) in Vlaanderen gediversifieerd volgens transportwijze

L_{night}		dB				
		50-54	55-59	60-64	65-70	>70
Wegtransport	Grote wegen (binnen en buiten agglomeraties)	161958	116208	152510	54897	2213
Spoorweg- transport	Grote spoorwegen zonder agglomeraties	25700	17200	15000	7500	1800
	Gent	7800	5100	3200	1900	100
	Antwerpen	9900	5500	3200	1000	0
Lucht- transport	Zaventem	17600	5600	600	100	0

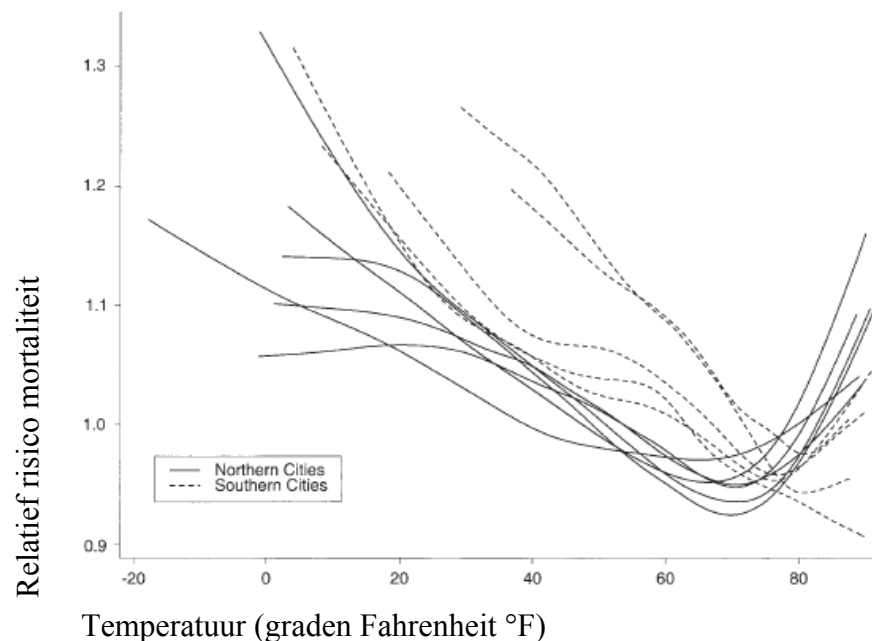
Tabel 13 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor geluid door transport.

Tabel 13: Geluid en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Geluid wegtransport	Sterke slaapverstoring
	Ischemische hartziekte
	Sterke hinder
Geluid spoorweg transport	Sterke slaapverstoring
	Sterke hinder
Geluid lucht transport	Sterke slaapverstoring
	Sterke hinder

3.11 Hitte

De relatie tussen temperatuur en mortaliteit heeft een typische “J of V vorm” (zie Figuur 9), zodat sterfte toeneemt wanneer het kouder en warmer wordt en er een optimum temperatuur is waarbij sterfte het laagst is (Curriero et al., 2002; McMichael et al., 2008). De waarde van dit optimum is afhankelijk van de gemiddelde temperatuur en zodoende ook van de breedtegraad waarop men zich bevindt. Daarnaast zijn er externe factoren zoals airconditioning, isolatie van huizen, gezondheidszorg en socio-economische factoren in het algemeen, welke een invloed hebben op de sterftekans (Kovats and Ebi, 2006). Op langere termijn kunnen mensen zich ook deels aanpassen aan temperatuursveranderingen (Anderson and Bell, 2009).



Figuur 9: Temperatuur-mortaliteit relatieve risico functies voor 11 steden in de V.S.A.. Veertig graden Fahrenheit (°F) komt overeen met 4 graden Celcius (°C), 60°F met 16°C en 80°F met 27°C. Noordelijke steden: Boston, Massachusetts; Chicago, Illinois; New York, New York; Philadelphia, Pennsylvania; Baltimore, Maryland; Washington, DC; Zuidelijke steden: Charlotte, North Carolina; Atlanta, Georgia; Jacksonville, Florida; Tampa, Florida; Miami, Florida. Graden Celcius = $5/9 \times (°F - 32)$. Figuur uit Curriero et al. (2002).

In 2003 was er in Europa een hittegolf met dramatische gevolgen. Verscheidene analyses van de mortaliteit veroorzaakt door deze hittegolf zijn reeds gebeurd (Kovats and Ebi, 2006; IPCC, 2007). In Frankrijk waren er naar schatting zo een 15000 extra doden terwijl dit aantal voor heel Europa geschat werd op 35000 (Kovats and Ebi, 2006; IPCC, 2007). Sterfte door respiratoire aandoeningen was aanzienlijk. Voor België werd dit aantal gedurende de hitteperiode geschat op 1230 (Cox et al., 2008).

Omdat meestal de oudere populatie (>65j), die reeds onderhevig is aan chronische ziekten, sterker gevoelig is aan periodes van hitte, was er de hypothese dat de extra sterfte die hittegolven met zich meebrengen slechts een kleine verschuiving in het tijdstip van overlijden is, een fenomeen dat ook wel “*harvesting*” genoemd wordt. Toch was er voor de hittegolf in 2003 in Frankrijk slecht een beperkte verschuiving van het aantal sterfgevallen in de tijd, m.a.w. het “*harvesting*” effect was bescheiden (Toulemon and Barbieri, 2008; Le Tertre et al., 2006).

Naast hitte worden er ook sterftes veroorzaakt door blootstelling aan koude. Over het algemeen is de populatie die leeft in landen met een gematigde winter gevoeliger voor periodes van koude omdat ze er minder aan aangepast is (Healy, 2003). Tijdens langere koude periodes is sterfte gerelateerd aan respiratoire infecties. Ook hier spelen externe factoren (bv. verwarming, isolatie) een rol.

Mortaliteit gerelateerd aan hitte is geassocieerd met een kortere latentietijd (zelfde dag of dag voordien), t.o.v. mortaliteit gerelateerd aan koude (tot 25 dagen voordien) (Huynen et al., 2001; Anderson and Bell, 2009). Veel studies (Anderson and Bell, 2009; Doherty et al., 2009; Pattenden et al., 2010) vergelijken de extra kans op sterfte bij een relatieve temperatuurstijging van bijvoorbeeld het 90^{ste} tot het 99^{ste} percentiel of maken gebruik van een drempelwaarde (bijvoorbeeld P93) waaronder verondersteld wordt dat er geen effect is (Gasparrini et al., 2011).

De gemiddelde en de maximale dagelijkse temperatuur zijn sterke voorspellers voor de temperatuurgerelateerde sterfte. Recente studies hebben aangetoond dat ozonconcentraties het effect van hitte op mortaliteit slechts weinig beïnvloedt (Pattenden et al., 2010; Gasparrini et al., 2011). De relatie tussen het effect van temperatuur en mortaliteit is m.a.w. robuust.

Huynen et al. (2001) berekenden de impact van warme en koude periodes op mortaliteit in Nederland voor de periode van 1979 tot 1997. Er werd een V-vormige relatie gevonden tussen temperatuur en mortaliteit van +65 jarigen met een optimum (sterfte minimaal) van 16,5°C. Voor temperaturen boven dit optimum nam de sterfte toe met 2,72% voor elke graad Celcius boven het optimum in de voorgaande maand. Indien dit niet t.o.v. de temperatuur van de voorgaande maand beschouwd werd, maar t.o.v. de temperatuur van de voorgaande dag, bedroeg deze toename 1,59% voor elke graad boven de optimum temperatuur. Voor temperaturen lager dan het optimum, steeg de mortaliteit met 1,37% voor elke graad beneden het optimum in de voorbije maand. In de periode van 1979-1997 waren er 6 hitte golven (5 dagen met maximum temperatuur boven 25°C met ten minste 3 dagen boven 30°C). In totaal waren er 5 koude golven, waarbij koude golf gedefinieerd werd als een periode van 9 dagen met een minimum temperatuur onder -5°C waarbij er ten minste 6 dagen zijn met een temperatuur lager dan -10°C. Het model beschreven in Huynen et al. (2001) werd in deze studie gebruikt om het aantal DALYs gerelateerd aan warme periodes voor 65- plussers in te schatten. Deze keuze was afhankelijk van a) dat het model gebaseerd is op Nederlandse data zodat de invloed van de breedtegraad minimaal is, b) relatieve risico's gegeven zijn en c) het model gebaseerd is op een maandelijkse

basis voor welke sterftcijfers en gemiddelde temperaturen voorhanden zijn. Gemiddelde maandtemperaturen van Ukkel voor het jaar 2008 werden gebruikt als proxy voor Vlaanderen⁷. De maandelijke leeftijdsspecifieke Vlaamse sterftcijfers zijn voor het jaar 2008 beschikbaar bij het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid^{8,9}. DALYs gerelateerd aan koude werden niet geschat omdat het model van Huynen et al. (2001) niet werd gecorrigeerd voor influenza, welke toch voor een aanzienlijk aantal sterftes kan leiden bij de oudere bevolking in de winterperiode.

Er blijft veel onzekerheid over het inschatten van het aantal jaren verloren door sterfte t.g.v. temperatuursverandering omdat tal van externe factoren zoals isolatie, airconditioning, gezondheidszorg, etc. ook een rol spelen.

Tabel 14 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor hitte.

Tabel 14: Hitte en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Hitte	Sterfte 65-plussers

⁷ <http://www.meteo.be/meteo/view/nl/1124386-Voorbije+maanden.html>

⁸ <http://www.zorg-en-gezondheid.be/WorkArea/linkit.aspx?LinkIdentifier=id&ItemID=24719>

⁹ <http://www.zorg-en-gezondheid.be/WorkArea/linkit.aspx?LinkIdentifier=id&ItemID=24724>

3.12 Lood (Pb)

Lood (Pb) is aanwezig in het milieu door o.a. het historisch gebruik van met Pb aangereikte benzine, het gebruik van Pb in verven en de aanwezigheid van loden waterleidingen in huis. De blootstelling aan lood is gedurende de laatste twee decennia drastisch gedaald o.a. door het vervangen van lood als antiklop middel in benzine. Hierdoor is het moeilijk om huidige (2011) blootstelling in te schatten, hoewel Duitse data aantonen dat bloed lood concentraties de laatste jaren relatief stabiel zijn (zie verder sectie 5 en Appendix “antwoord op belangrijkste opmerkingen”). Blootstelling aan lood gebeurt via inname van voedsel, water en de inademing van Pb partikels. Een rechtstreekse maat om de blootstelling aan lood in te schatten is via de bloed lood concentratie (B_{Pb}). Blootstelling aan lood kan o.a. leiden tot beschadiging van het zenuwstelsel, nierschade, groeiafwijkingen en endocriene stoornissen (Hauser et al. 2008; Lanphear et al., 2005; Selevan et al. 2003). IARC (IARC, 2006)¹⁰ heeft lood geklasseerd als mogelijk carcinogeen (longkanker en maagkanker). Het is bekend dat lood neurotoxisch is en de ontwikkeling van het centraal zenuwstelsel bij kinderen aantast met als gevolg ook de intelligentie. Tevens wordt een blootstelling aan lood geassocieerd met een stijgende bloeddruk en een risico op hypertensie in volwassenen (Nash et al., 2003).

Effecten die beschouwd worden en relevant zijn bij huidige blootstelling en waarvoor dosis-respons curven bestaan, zijn 1) beperkte mentale achterstand door het verlies aan IQ (Lanphear et al., 2005) en 2) hypertensie door stijgende bloeddruk. Andere effecten worden niet beschouwd wat kan leiden tot een onderschatting van het aantal DALYs.

De dosis-respons functie voor het verlies van IQ (Lanphear et al., 2005) welke ook door de WHO gehanteerd wordt is gelijk aan:

$$IQ_{\text{verlies}} = (B_{Pb} - 24)/20 \text{ of een IQ verlies van } 0,05 \text{ per } \mu\text{g Pb/liter boven } 24 \mu\text{g Pb/liter}$$

De drempelwaarde voor deze functie is dus 24 $\mu\text{g Pb/liter}$ bloed. Onder deze waarde werd aangenomen dat er geen effect is, hoewel deze drempelwaarde waaronder geen effect optreedt niet bevestigd is. De IQ verdeling op populatieniveau wordt gedefinieerd als $N(100,15)$. Wanneer het IQ onder 70 punten valt, spreekt men van milde mentale achterstand. Het aantal gevallen met milde mentale achterstand werd geschat voor kinderen (0-4 jaar) die een IQ niveau lager dan 70 halen gerelateerd met de blootstelling aan lood.

De dosis-responscurve voor stijging in systolische bloeddruk (mm Hg) welke gebruikt wordt door de WHO (Fewtrell et al., 2003) is gelijk aan:

¹⁰ <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol87/index.php>

$\Delta \text{ mm Hg} = (B_{\text{Pb}} - 50)/40$ of een stijging van 0,025 mm Hg per $\mu\text{g Pb/liter}$ boven 50 $\mu\text{g Pb/liter}$

Er wordt hier een drempelwaarde gebruikt van 50 $\mu\text{g Pb/liter}$ (in bloed) onder welke er geen effect op de bloeddruk waargenomen wordt. De populatieverdeling voor systolische bloeddruk is gedefinieerd als $N(135, 15)$. Wanneer de bloeddruk boven 140 mm Hg stijgt spreekt men van hypertensie. In deze studie werd een aantal personen ouder dan 15 jaar, welke de waarde van 140 mm Hg overschrijden door blootstelling aan lood, berekend.

De bloedloodconcentratie in adolescenten (14-15 jarigen) volgt een log-normale verdeling met geometrisch gemiddelde 22 $\mu\text{g/liter}$ en variatiecoëfficiënt 0,71 (Schroijen et al., 2008). Deze verdeling werd gebruikt in de berekening van IQ-verlies en stijging in systolische bloeddruk, ongeacht het verschil in beschouwde leeftijdsgroep.

Tabel 15 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor lood in omgevingslucht.

Tabel 15: Lood en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Lood	Mentale achterstand
	Hypertensie

3.13 Luchtpollutie door nikkel (Ni)

Nikkel (Ni) is een gekend menselijk carcinogeen. Epidemiologisch onderzoek toont een causaal verband aan tussen blootstelling aan Ni-oxide, -sulfide en –oplosbare vormen en de ontwikkeling van kanker van de nasosinus, de long, de larynx en de blaas (WHO, 2000a). Longkanker komt 25 ± 15 jaar na blootstelling voor. Verschillende mechanismes voor de carcinogene werking zijn voorgesteld. Deze veronderstellen dat het Ni^{2+} ion de verantwoordelijke actieve component is. Op basis van het concept dat Ni-verbindingen Ni-ionen kunnen vrijgeven, heeft IARC Ni-verbindingen geclassificeerd als carcinogeen (Group 1) en metallisch Ni als mogelijk carcinogeen voor mensen (Groep 2B). De WHO (1987) maakte op basis van epidemiologische studies een schatting van het eenheidsrisico. Dit bedraagt $3,8 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ bij levenslange blootstelling.

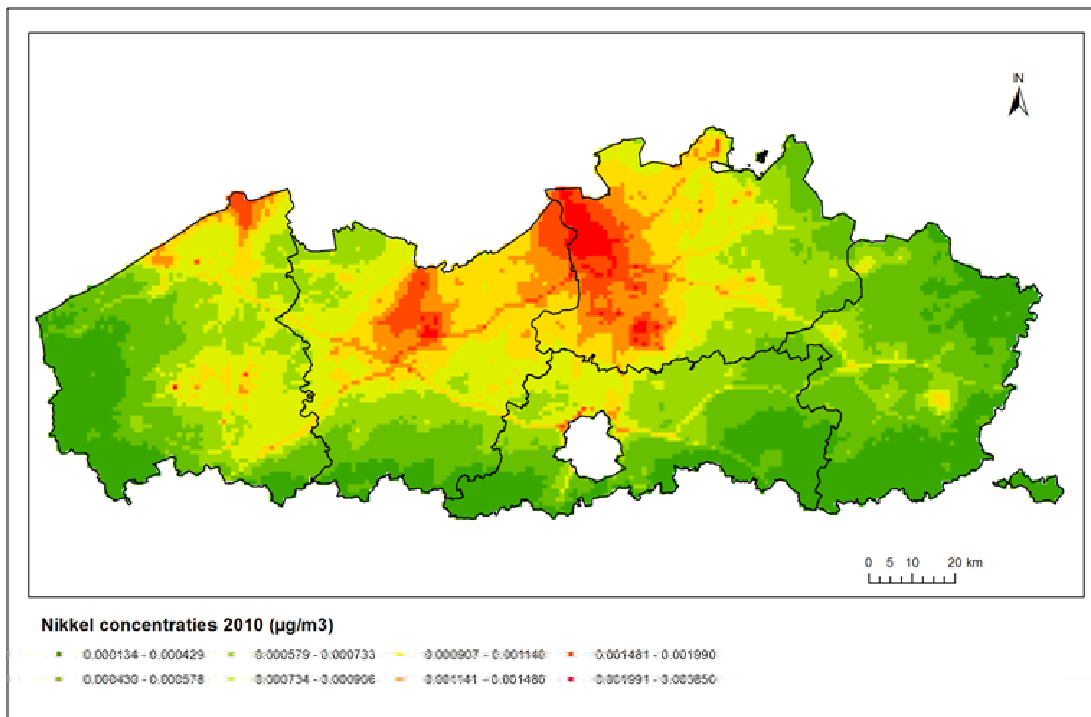
De VMM rapporteerde in 2010 een achtergrondwaarde van $6,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ (MIRA, 2010). Lokaal kan er een verhoogde blootstelling zijn aan Ni, bijvoorbeeld ter hoogte van metaalsmelters. In DIRECTIVE 2004/107/EC werd voor Europa een *target value* of streefwaarde opgesteld van 20 ng totaal Ni/m^3 . Deze streefwaarde gaat in vanaf 2013. Bedrijven moeten de best beschikbare technieken (BAT) gebruiken om deze waarde te halen. In 2009 werd voor nikkel de toekomstige streefwaarde in de regio Genk-Zuid overschreden (VMM, 2009).

Teneinde recente concentratiekaarten voor zware metalen in Vlaanderen te bekomen werden voor nikkel, arseen en cadmium nieuwe emissiebestanden voor OPS (*Operational Model for Priority Substances*; Van Jaarsveld, 1990) aangemaakt voor het jaar 2010. De emissiebestanden van 2005 bestonden reeds voor de 27 Vlaamse sectoren. Deze bestanden werden aangepast voor 2010. Een gedetailleerd overzicht per sector is gegeven in Appendix (Tabel 36). De emissiecijfers zijn afkomstig van de overzichtstabellen in het rapport ‘Lozingen in de lucht, 1990-2010’ van de VMM (VMM, 2010).

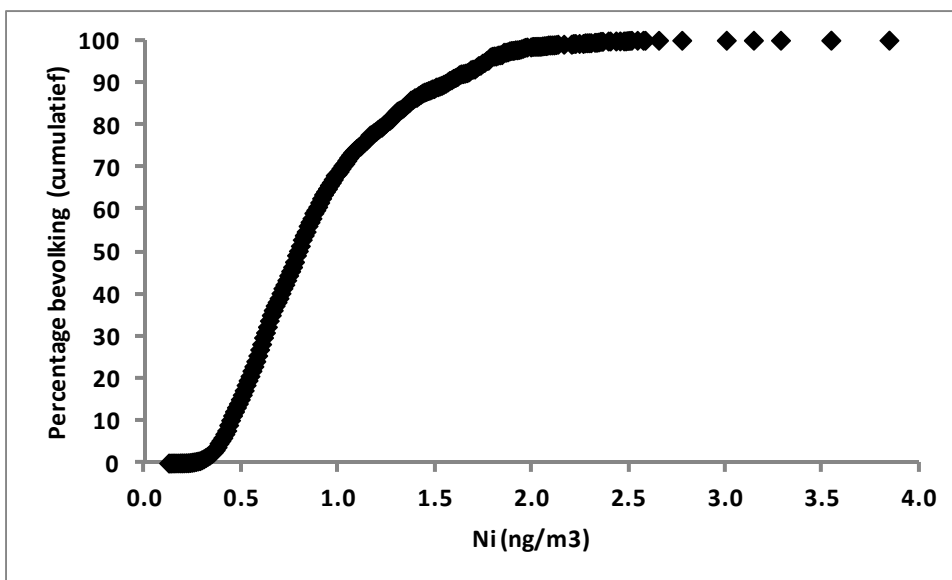
Voor elke pollutant werd per sector de verhouding berekend van de emissies van 2005 en 2010. Alle puntbronnen en oppervlaktebronnen werden dan vermenigvuldigd met deze factor. Vervolgens werden de emissiebestanden geconverteerd naar BRN-bestanden, inputbestanden voor het OPS-model. Het OPS-model berekent de concentraties en deposities van deze stoffen op een rooster van $1 \times 1 \text{ km}$. De run werd uitgevoerd met OPS versie 4.1.21 en meteo 2008.

Recent uitgevoerde modellering (zie Figuur 10) voor het jaar 2010 leverde een gewogen gemiddelde blootstelling aan nikkel voor heel Vlaanderen op van $0,9 \text{ ng}/\text{m}^3$. Dit is enkel rekening houdend met Vlaamse emissies. Indien hier een achtergrondconcentratie van $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ bij opgeteld wordt, rekening houdend met buitenlandse emissies, bekomt men een waarde van $1,9 \text{ ng}/\text{m}^3$. Voor de berekening van het aantal DALYs gerelateerd aan longkanker sterfte werd rekening gehouden met de gemodelleerde distributie in blootstelling aan nikkel concentraties op

basis van Vlaamse emissies gaande van 0,1 ng Ni/m³ tot 3,8 ng Ni/m³ (zie Figuur 11). Hierbij werd dan ook de achtergrondconcentratie bij opgeteld.



Figuur 10: Gemodelleerde blootstelling aan Ni (µg/m³) in Vlaanderen voor het jaar 2010, enkel rekening houdend met Vlaamse emissies.



Figuur 11: Distributie van gemodelleerde Ni concentraties (ng/m³) over de hele Vlaamse bevolking voor het jaartal 2010. In deze figuur wordt enkel rekening gehouden met Vlaamse emissies. Het punt is gebruikt als decimale scheider i.p.v. de komma.

Tabel 16 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor nikkel in omgevingslucht.

Tabel 16: Nikkel en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Nikkel	Sterfte longkanker

3.14 Luchtpollutie door arseen (As)

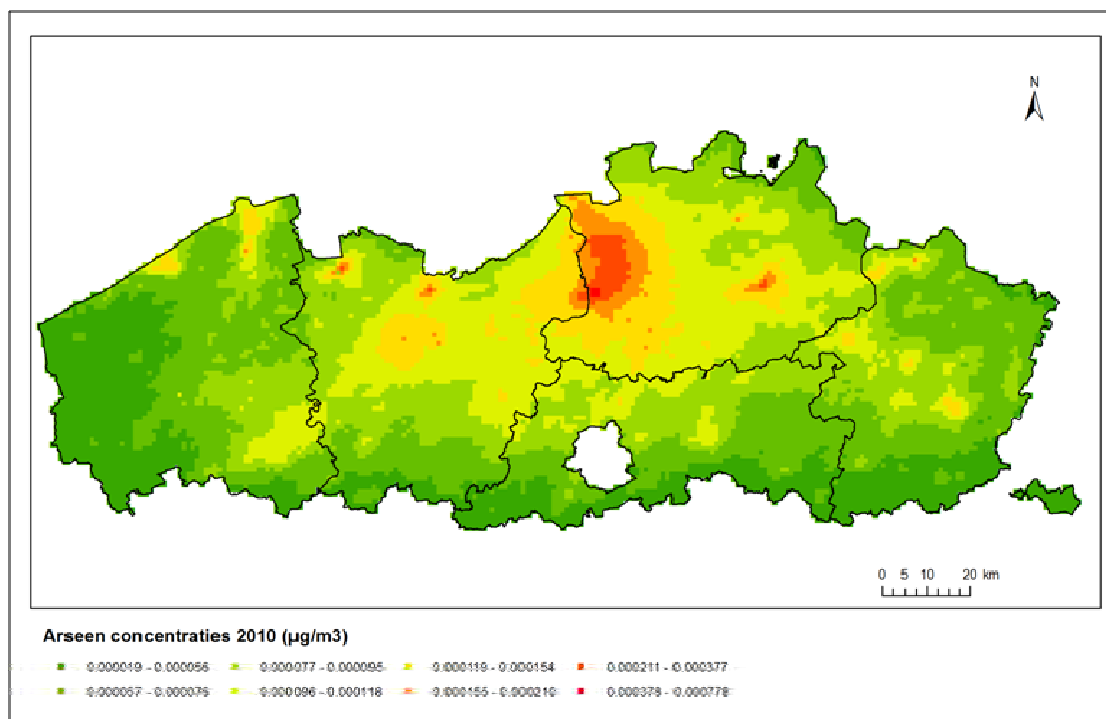
Blootstelling aan anorganisch arseen (As) kan acute, subacute en chronische effecten hebben die zowel lokaal als systemische gevolgen kunnen hebben. Longkanker wordt beschouwd als kritisch effect bij inhalatie. Sommige studies die populaties in de nabijheid van emissiebronnen zoals metaalsmelters beschouwen, tonen een licht verhoogd risico op longkanker aan (WHO, 2000a). Professionele blootstelling van As in de lucht wordt causaal gerelateerd met longkanker. Dosis-effect relaties tonen geen veilige ondergrens aan voor inhalatie. Inschattingen van het huidige eenheidsrisico zijn gebaseerd op populatiestudies in Zweden en de V.S.A.. Een concentratie in de lucht van $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ komt overeen met een extra risico van $1,5 \times 10^{-3}$ bij levenslange blootstelling (WHO, 2000a).

Voor het carcinogeen risico bij As inhalatie blootstelling hanteert de EC(2001)¹¹ geen eenheidsrisico, maar wordt er een grenswaarde gehanteerd op basis van een pseudo-drempel benadering. Er is volgens hun onvoldoende bewijs voor de genotoxische werking van As, wat een drempelbenadering impliceert (EC,2001). In huidige analyse werd het WHO eenheidsrisico gehanteerd (WHO, 2000a).

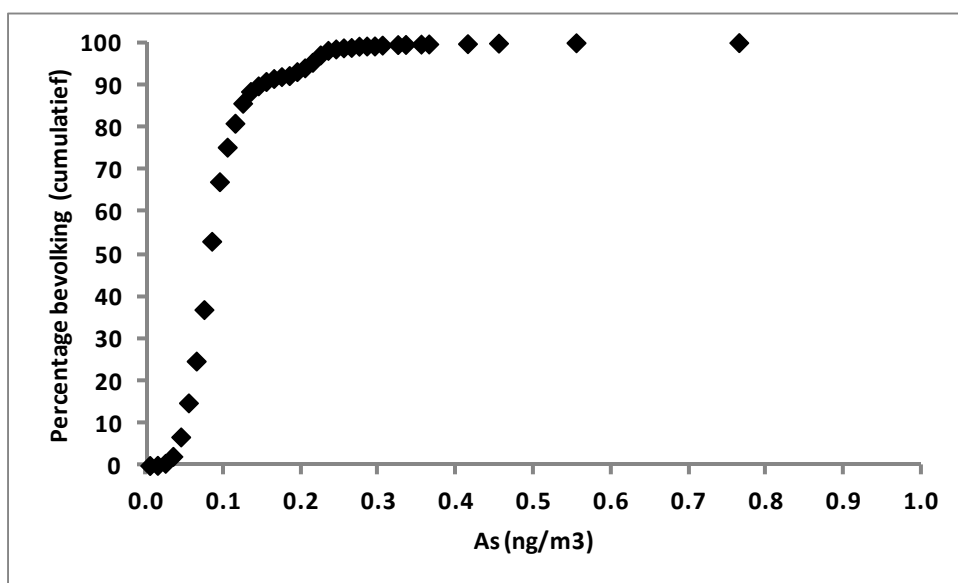
In DIRECTIVE 2004/107/EC werd voor Europa een *target value* of streefwaarde opgesteld van $6 \text{ ng As}/\text{m}^3$. Deze waarde gaat in vanaf 2013. In 2009 was er een overschrijding van deze streefwaarde in de buurt van meetposten in Hoboken en Beerse. De hoogste jaargemiddelde concentratie bedroeg $58 \text{ ng}/\text{m}^3$ (VMM, 2009). In stedelijk gebied noteerde de VMM een concentratie van $0,6\text{-}0,7 \text{ ng}/\text{m}^3$ (MIRA, 2010).

Recent uitgevoerde modellering (Figuur 12) voor het jaar 2010 leverde een gewogen gemiddelde blootstelling aan arseen voor heel Vlaanderen op van $0,1 \text{ ng As}/\text{m}^3$ (methodiek beschreven in 3.13). Hierbij is enkel rekening gehouden met Vlaamse emissies. Voor de berekening van het aantal DALYs gerelateerd aan longkankersterfte werd rekening gehouden met de gemodelleerde distributie in blootstelling aan arseen concentraties gaande van $0,001 \text{ ng As}/\text{m}^3$ tot $0,8 \text{ ng As}/\text{m}^3$ (Figuur 13), op basis van Vlaamse emissies plus een achtergrondwaarde van $0,5 \text{ ng As}/\text{m}^3$.

¹¹ http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf



Figuur 12: Gemodelleerde blootstelling aan As ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen voor het jaar 2010 op basis van Vlaamse emissies.



Figuur 13: Distributie van gemodelleerde As concentraties (ng/m^3) over de hele Vlaamse bevolking voor het jaartal 2010. Data enkel voor Vlaamse emissies. Het punt is gebruikt als decimale scheider i.p.v. de komma.

Tabel 17 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor arseen.

Tabel 17: Arseen en gerelateerde gezondheidseindpunten

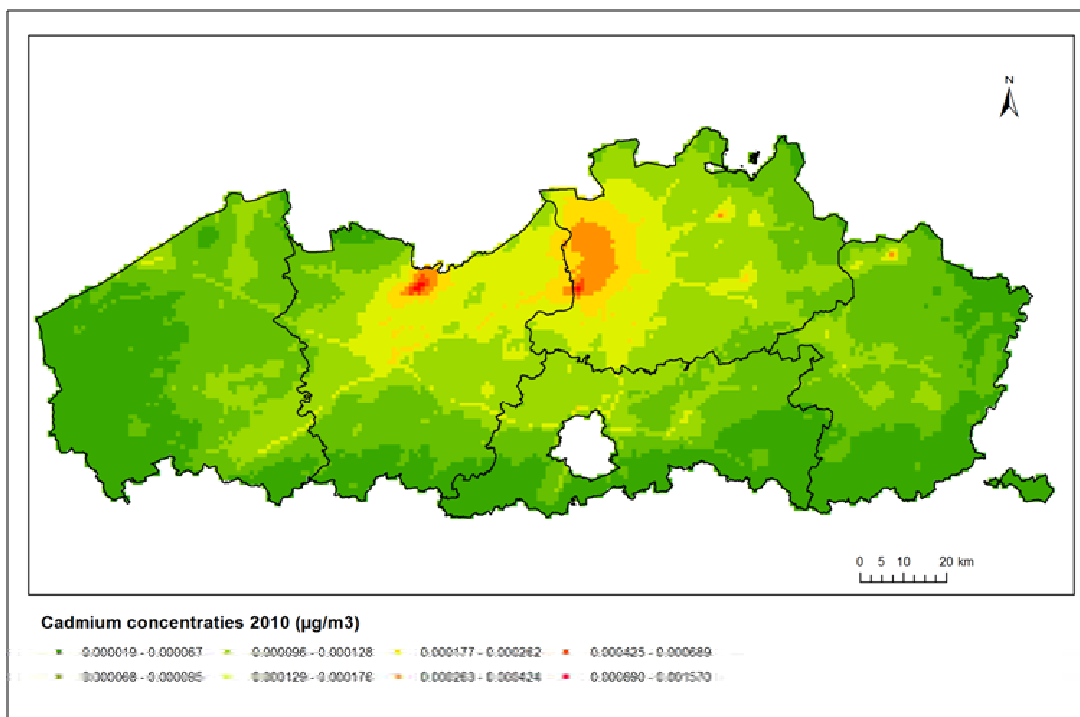
Stressor	Gezondheidseindpunt
Arseen	Sterfte longkanker

3.15 Luchtpollutie door cadmium (Cd)

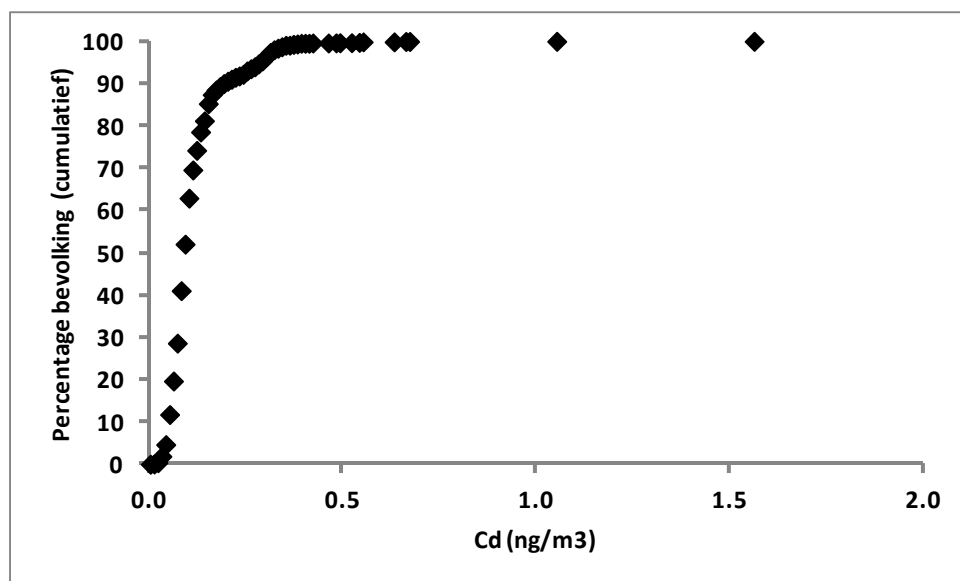
Blootstelling aan cadmium gebeurt hoofdzakelijk via opname via de voeding en het roken van sigaretten. Het is dus moeilijk om enkel op basis van epidemiologische data een dosis-respons curve af te leiden voor enkel cadmium blootstelling via de lucht. Blootstelling aan cadmium kan resulteren in een verhoogd risico op longkanker. IARC heeft cadmium en cadmiumcomponenten geclassificeerd als Groep 1 menselijke carcinogenen (IARC, 1993). Twee studies hebben een eenheidsrisico afgeleid voor de ontwikkeling van longkanker als gevolg van blootstelling aan Cd. Takenaka et al. (1983) kwamen tot een eenheidsrisico van $9,2 \times 10^{-2}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ op basis van een studie met ratten. Thun et al. (1991) kwamen tot eenheidsrisico van $1,8 \times 10^{-3}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ op basis van een epidemiologische studie met mensen. In deze laatste is co-contaminatie met arseen mogelijk, hetgeen kan resulteren in een overschatting van het risico. Toch werd het eenheidsrisico op basis van de studie van Thun et al. aangeraden gezien de betrouwbaarheid groter is omwille van de variatie in respons die kan bestaan tussen verschillende species (WHO, 2000a).

In DIRECTIVE 2004/107/EC werd voor Europa een *target value* of streefwaarde opgesteld van 5 ng Cd/m³. Deze waarde gaat in vanaf 2013. In 2009 werd voor cadmium de toekomstige streefwaarde in de regio Beerse overschreden (VMM, 2009). In 2009 werd voor cadmium in PM10 een concentratie in stedelijk gebied gemeten van 0,6 ng Cd/m³, terwijl de achtergrond 0,3 ng Cd/m³ bedroeg (MIRA, 2010).

Recent uitgevoerde modellering (Figuur 14) op basis van Vlaamse emissies voor het jaar 2010 leverde een gewogen gemiddelde blootstelling aan cadmium voor gans Vlaanderen op van 0,1 ng Cd/m³ (methodiek beschreven in 3.13). Voor de berekening van het aantal DALYs gerelateerd aan longkankersterfte werd rekening gehouden met de gemodelleerde distributie in blootstelling aan cadmium concentraties gaande van 0,001 ng Cd/m³ tot 1,6 ng Cd/m³ (Figuur 15), op basis van Vlaamse emissies plus een achtergrondwaarde van 0,4 ng Cd/m³.



Figuur 14: Gemodelleerde blootstelling aan Cd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Vlaanderen voor het jaar 2010 op basis van Vlaamse emissies.



Figuur 15: Distributie van gemodelleerde Cd concentraties (ng/m^3) over de hele Vlaamse bevolking voor het jaartal 2010. Enkel rekening houdend met Vlaamse emissies. Het punt is gebruikt als decimale scheider i.p.v. de komma.

Tabel 18 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor cadmium.

Tabel 18: Cadmium en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Cadmium	Sterfte longkanker

3.16 Omgevingstabaksrook (ETS of *Environmental Tobacco Smoke*)

Blootstelling aan sigarettenrook via passief roken kan o.a. longkanker, ischaemische hartziekte, plotselinge sterfte bij kinderen, astma, respiratoire infecties, laag geboortegewicht en oorontstekingen veroorzaken (WHO, 1999; Californian EPA, 2005; US Surgeon General, 2006; IARC, 2004, Jaakkola et al., 2003). Eindpunten die in deze studie beschouwd werden met beschikbare dosis-respons curven zijn: mortaliteit en morbiditeit door longkanker en ischaemische hartziekten, morbiditeit door het ontstaan van astma (zowel voor volwassenen als kinderen), infecties van de lagere luchtwegen en oorontstekingen bij kinderen. Voor andere eindpunten was er geen duidelijke dosis-respons curve aanwezig. Het niet meenemen van alle eindpunten in de berekening kan een onderschatting geven van het aantal DALYs gerelateerd aan omgevingstabaksrook. Recente methodes ontwikkeld door de WHO (Öberg et al., 2010) werden gebruikt om de ziektelast te berekenen. Er werd gerekend met gender specifieke blootstelling voor passief roken. De ziektelast werd enkel berekend voor niet-rokers wat een onderschatting kan geven van het aantal DALYs. Data rond de blootstelling aan sigarettenrook werden o.a. afgeleid uit studies zoals “*Survey on Tobacco by the Gallup Organization for the European Commission*” (EC, 2009) en “*European Respiratory Health Survey*” (Janson et al., 2006). Hieruit kwam naar voor dat ongeveer 75% van de algemene Belgische bevolking niet-roker is en dat 30% van de volwassen niet-rokers en 25% van de kinderen blootgesteld is aan sigarettenrook door passief roken. De blootstellingscijfers voor België (EC, 2009; Janson et al., 2006) gebruikt in de recente studie van Hänninen en Knol (2011), werden gebruikt in deze MIRA-studie voor de berekening van het aantal DALYs in Vlaanderen (zie Tabel 19 & Tabel 20).

Tabel 19: Prevalentiecijfers (%) voor roken in België (Hänninen en Knol, 2011)

Geslacht	Leeftijd						
	<=14j	15-29j	30-44j	45-59j	60-69j	70-79j	>80j
Man	0	29	29	29	29	29	29
Vrouw	0	22	22	22	22	22	22

Tabel 20: Prevalentiecijfers (%) blootstelling aan passief roken bij niet-rokers in België (Hänninen en Knol, 2011)

Geslacht	Leeftijd						
	<=14j	15-29j	30-44j	45-59j	60-69j	70-79j	>80j
Man	26	33	33	33	33	33	33
Vrouw	26	31	31	31	31	31	31

Tabel 21 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor omgevingstabaksrook.

Tabel 21: Omgevingstabaksrook en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Omgevingstabaksrook	Acute infecties lagere luchtwegen
	Otitis media
	Astma
	Longkanker
	Ischemische hartziekte

3.17 Radon

Radon (Rn) is een radio-actief gas van korte levensduur dat op natuurlijke wijze voorkomt in bodems en rotsen. Het wordt gevormd door radio-actief verval van uranium. De concentraties van radon binnenshuis verschillen naargelang het geologisch substraat waarop het huis gebouwd is (cfr. verschillen tussen Vlaanderen versus Wallonië), de keuze van gebruikte bouwmaterialen en ventilatie. Blootstelling aan radon kan leiden tot longkanker (Darby *et al.*, 2005, 2006). Er is geen veilige grens waaronder radon geen effect heeft (WHO, 2000a). Er is een synergistisch effect voor de ontwikkeling van longkanker tussen blootstelling aan radon en roken. In huidige berekening werd een relatief risico gebruikt dat rekening houdt met de achtergrondincidentie van longkanker door roken (RR: 1,0016 per Bq/m³; CI: 1,0005-1,0031; Darby *et al.*, 2005). In het EBoDE project werden radon concentraties gebruikt van het EU RadonMapping project (2008) en het UNSCEAR (2000) rapport. Voor België was de gemiddelde radon concentratie gelijk aan 69 Bq/m³. Indien in plaats van met een relatief risico gerekend werd met een eenheidsrisico, resulteerde dit in een minimaal verschil in aantal DALYs. In de berekening in dit MIRA project, werden gemodelleerde blootstellingsdata aan radon per gemeente in Vlaanderen gebruikt (bron FANC: Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle; persoonlijke communicatie; variatie: 23-68 Bq/m³). Daarbij werden ook de achtergrond incidentiecijfers van sterfte door longkanker per gemeente gehanteerd.¹² Er werd rekening gehouden met geslacht.

Tabel 22 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor radon.

Tabel 22: Radon en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Radon	Sterfte longkanker

¹² http://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Sterfecijfers/Sterfteatlas-Vlaanderen/c32c34_asre_ip112_man/

3.18 Schimmels en vocht

De WHO publiceerde in 2009 een rapport rond adviezen ter verbetering van de binnenhuislucht en meer bepaald over de aanwezigheid van vocht en schimmels (WHO *Guidelines for indoor air quality: dampness and mould*, 2009). Dit rapport houdt een *review* in van epidemiologische studies gepubliceerd voor 2007. Associaties tussen gezondheidseffecten en kwalitatieve observaties of de visuele aanwezigheid van vocht en schimmels werden onderzocht. Een eerdere *review* van “the Institute of Medicine” (2004) geeft een gedetailleerd beeld van beschikbare epidemiologische studies tot midden 2003. Volgens deze studie is er voldoende bewijs voor een associatie tussen de aanwezigheid van schimmels in huis en de gezondheidseffecten zoals piepen, hoesten en andere symptomen van de bovenste luchtwegen. Ook astmasymptomen worden geassocieerd met de aanwezigheid van schimmels. Meer recentelijk werd een meta-analyse uitgevoerd door Fisk et al. (2007) over de associatie tussen respiratoire effecten en de aanwezigheid van vocht en schimmels in huis. De belangrijkste resultaten van deze studie zijn weergegeven in onderstaande tabel (Tabel 23) en de WHO valideert deze resultaten. Deze resultaten zijn gebaseerd op een gelimiteerde dataset waardoor er omzichtig moet mee omgesprongen worden. Toch toont dit aan dat vocht gerelateerde risicofactoren substantieel bijdragen tot de ziektelast.

Tabel 23: Belangrijkste resultaten van de meta-analyse van Fisk et al. (2007) over de associatie tussen respiratoire effecten en aanwezigheid van schimmel en vocht in huis

Effect	Doelgroep	# studies	Odds ratio (95% CI)
Symptomen bovenste lucht wegen	Iedereen	13	1,70 (1,44-2,00)
Hoesten	Iedereen	18	1,67 (1,49-1,86)
	Volwassenen	6	1,52 (1,18-1,96)
	Kinderen	12	1,75 (1,56-1,96)
Piepen	Iedereen	22	1,50 (1,38-1,64)
	Volwassenen	5	1,39 (1,04-1,85)
	Kinderen	17	1,53 (1,39-1,68)
Aanwezigheid astmasymptomen	Iedereen	10	1,56 (1,30-1,86)
Ooit astmasymptomen vastgesteld	Iedereen	8	1,37 (1,23-1,53)
Ontwikkeling van astma	Iedereen	4	1,34 (0,86-2,10)

Uit de tabel blijkt dat de odds ratio's (OR) significant verschillend zijn van 1, uitgezonderd voor de ontwikkeling van astma. Voor de berekening van het aantal DALYs werd gebruik gemaakt van de OR, welke aanzien werden als een benadering van de relatieve risico's. DALYs werden berekend voor a) acute infectie van de bovenste luchtwegen, b) hoesten, c) piepen en d) aanwezigheid van astmasymptomen hier gedefinieerd als astma-aanvallen.

Incidentiecijfers voor acute infecties van de bovenste luchtwegen, hoesten en piepen zijn gebaseerd op cijfers uit de Intego-databank¹³ met diagnoses gesteld in de Vlaamse huisartspraktijken. Er werd gerekend met een gemiddelde incidentie op basis van cijfers van de jaren 2006-2008. Incidentie voor acute inflammatie van de bovenste luchtwegen is gelijk aan 23,55%, voor hoesten 1,30% en voor piepen 0,40%. De prevalentie van astma is gelijk aan 9,17%¹⁴ voor het jaar 2008.

De duur van de ziektes werd gelijk gesteld aan 10 dagen voor een acute ontsteking van de bovenste luchtwegen, 3 maanden voor hoesten en piepen conform de studie van Fisk et al. (2007).

Cijfers over blootstelling aan vocht en schimmel in huis zijn gebaseerd op het SILC-2008 survey (*Survey on Income and Living Conditions*, 2008). Hieruit blijkt dat 10,4% van de Vlaamse bevolking leeft in een huis met vochtige muren en vloeren en er schimmels en huiszwammen aanwezig zijn.

Wanneer gebruik gemaakt wordt van een kwantitatieve variabele welke de blootstelling aan schimmels schat, zoals tellingen van fungi en micro-organismen, zijn de associaties vermeld in Tabel 23 minder duidelijk. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat deze organismen snel kunnen groeien en zich vermenigvuldigen waardoor het aantal fungi en micro-organismen sterk kan variëren op korte termijn. Verder zijn de testen waarbij deze organismen gekweekt worden op verschillende media niet altijd in staat om sporen of fragmenten te identificeren.

De mechanismen waarbij blootstelling aan niet-infectieuze micro-organismen bijdragen tot associaties tussen gezondheidseffecten en de aanwezigheid van vocht en schimmels zijn grotendeels niet gekend. Mogelijk zijn er interacties tussen de verschillende organismen.

¹³ www.intego.be

¹⁴ <http://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Zorgaanbod-en-verlening/Artsen/Chronische-aandoeningen--incidentie-en-prevalentie/>

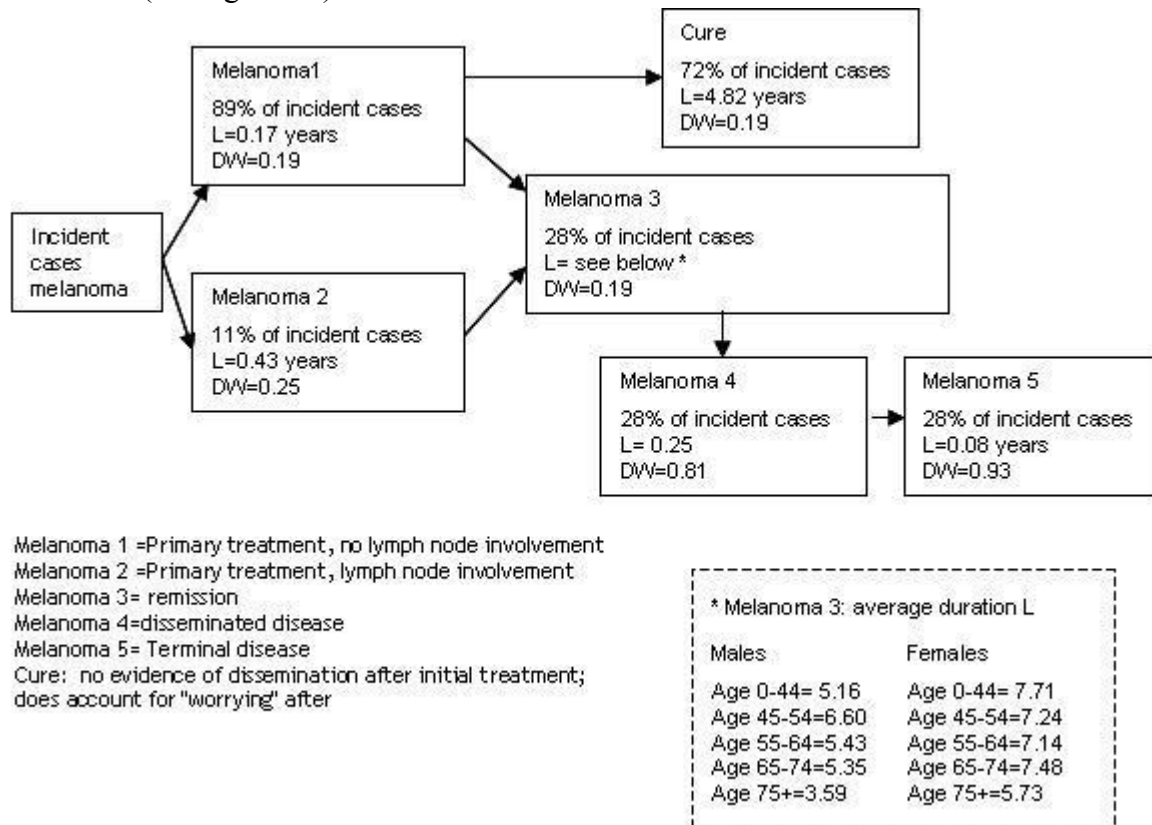
Tabel 24 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor schimmels en vocht.

Tabel 24: Schimmels en vocht en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Schimmels en vocht	Acute infectie bovenste luchtwegen
	Piepen
	Hoesten
	Astma diagnose

3.19 Ultraviolet straling (UV)

DALYs werden berekend voor de incidentie van melanoom en melanoom sterfte. Er werd een onderscheid gemaakt volgens geslacht. Het ziektemodel (de verschillende ziektestadia die doorlopen kunnen worden) is gebaseerd op een model gebruikt in de de *Burden of Disease* studie in Victoria (zie Figuur 16).



Figuur 16: Model welke de verschillende stadia aangeeft bij melanoom morbiditeit. (*Burden of Disease* study Victoria, 2001). L = lengte of duur van morbiteitsstadium en DW staat voor ernst of disability weight.

Er werd verondersteld dat 70% (50-90%) van de melanomen te wijten is aan blootstelling aan UV-straling (Lucas et al., 2006). De ozonlaag in de stratosfeer (hogere atmosfeer) beschermt het aardoppervlak tegen de schadelijke ultraviolette straling (UV) van de zon. Een verdunning van de ozonlaag veroorzaakt een verhoogde UV-stralingsintensiteit op aarde.

Mortaliteitscijfers van 2008 toonden aan dat er in Vlaanderen 112 mannen en 95 vrouwen stierven aan maligne melanomen. De mortaliteit-incidentie ratio was gelijk aan 27,6% voor mannen en 15,8% voor vrouwen. Cijfers over mortaliteit¹⁵ en mortaliteit-incidentie ratio's¹⁶ zijn van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid.

¹⁵ http://www.zorg-en-gezondheid.be/uploadedFiles/NLsite_v2/Cijfers/Sterfciijfers/Tabel2008.xls?n=5950

De WHO berekent de ziektelast gerelateerd aan door UV veroorzaakt melanoom wereldwijd met een populatie attributieve fractie gaande van 50 tot 90% (centrale schatting 70%). Binnen eenzelfde land is de incidentie van melanoom meestal gerelateerd aan de breedteligging. Dit werd aangetoond voor o.a. de V.S.A. en Australië waarbij hogere incidentiecijfers werden aangetroffen dichterbij de evenaar. Hoewel, deze relatie werd niet vastgesteld voor niet-homogene populaties – mortaliteit door melanoom is 4 tot 6 keer hoger in Noord Europa vergeleken met deze in landen gelegen aan de Middellandse zee. Een omgekeerde relatie met breedteligging werd zelfs vastgesteld in Italië. Mensen uit Scandinavische landen met minder melanine hebben een groter risico op melanoom tijdens bijvoorbeeld vakanties die ze doorbrengen aan de Middellandse Zee en waarbij ze blootgesteld worden aan relatief hogere concentraties aan UV licht. Er werd dan ook door de WHO geopteerd om geen breedtegraad afhankelijke PAF te gebruiken (Lucas et al., 2006).

Tabel 25 geeft de gezondheidseindpunten die uitgerekend zijn in deze studie voor de stressor UV blootstelling.

Tabel 25: UV en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
UV	Melanoom sterfte
	Melanoom morbiditeit (stadia 1 tot 5)

¹⁶ <http://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Ziekten/Kanker/Huidkanker--mortaliteit-versus-incidentie/>

4 Methoden specifiek

4.1 Overzicht details DALY-berekening

Onderstaande tabel geeft de 18 beschouwde polluenten weer samen met respectievelijke gezondheidseffecten waarvoor DALYs berekend zijn. PM is opgedeeld in PM_{2,5} en PM₁₀.

Tabel 26: Stressor en gerelateerde gezondheidseindpunten

Stressor	Gezondheidseindpunt
Benzeen	Leukemie sterfte
CO	Sterfte
	Persistente/Uitgestelde neurologische effecten
Dioxines	Sterfte kanker
EMF	Leukemie sterfte
Geluid wegtransport	Sterke slaapverstoring
	Ischemische hartziekte
	Sterke hinder
Geluid spoorweg transport	Sterke slaapverstoring
	Sterke hinder
Geluid lucht transport	Sterke slaapverstoring
	Sterke hinder
Hitte	Sterfte 65-plussers
Lood	Mentale achterstand
	Hypertensie
Nikkel	Sterfte longkanker
Arseen	Sterfte longkanker
Cadmium	Sterfte longkanker
Radon	Sterfte longkanker
Schimmels en vocht	Acute infectie bovenste luchtwegen
	Piepen
	Hoesten
	Astma diagnose
UV	Melanoom sterfte
	Melanoom morbiditeit (stadia 1 tot 5)
Formaldehyde	Astma
Omgevingstabakrook	Acute infecties lagere luchtwegen
	Otitis media
	Astma
	Longkanker
	Ischemische hartziekte

Vervolg Tabel 26.

Stressor	Gezondheidseindpunt
PM2.5	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL Dagen verminderde activiteit Dagen licht verminderde activiteit Absentéïsme werk
PM10	Chronische bronchitis Mortaliteit baby's Hospitalisaties ademhalingsproblemen Hospitalisaties hartproblemen Gebruik bronchodilator kinderen Gebruik bronchodilator volwassenen Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen
Ozon in omgevingslucht	Mortaliteit volwassenen Dagen licht verminderde activiteit Hospitalisaties ademhalingsproblemen Gebruik bronchodilator Dagen hoest bij kinderen Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen
EC	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL

De aanvullingen en wijzigingen t.o.v. het onderzoeksrapport (Torfs, 2003) zijn:

- Impactberekening blootstelling aan UV-licht volgens WHO model (*met verschillende ziektestadia*);
- Impactberekening blootstelling aan radon op lokaal niveau (vroeger werd één blootstellingswaarde voor gans Vlaanderen aangenomen);
- Impactberekening geluid volgens EEA (2010) richtlijnen;
- Impactberekening blootstelling aan hittestress;
- Impactberekening blootstelling aan schimmels en vocht in huis;
- Impactberekening blootstelling aan omgevingstabaksrook volgens WHO model.

Details van de DALY berekening werden vermeld in onderstaande tabel zodat het mogelijk is om de berekeningen te herhalen. Volgende details werden behandeld:

Stressor: beschouwde pollutent;

Eindpunt: beschouwde gezondheidseffecten per pollutent;

Populatie: bevolkingsklasse waarop gezondheidseffecten van toepassing zijn;

Schatting blootstelling + eenheid: wat houdt de blootstelling in, hoe werd deze bepaald en wat is de eenheid?

Type dosis-respons: eenheidsrisico (UR), relatief risico (RR), tweede of derde graadsfuncties;

Waarde dosis-respons + betrouwbaarheidsinterval: waarde UR of RR; complexere functies niet vermeld;

Referentie dosis-respons: studie op basis waarvan de dosis-respons curve is gebaseerd;

Drempel: Is er een drempel concentratie waaronder geen effect plaatsvindt?

Methode: gebruikte methode voorgesteld in Figuur 3.

Tabel 27: Details voor berekening aantal DALYs

Stressor	Eindpunt	Populatie	Schatting blootstelling	Eenheid blootstelling	Type dosis respons ^a	Puntschatting dosis respons ^b	Ondergrens ^c	Bovengrens	Referentie dosis respons	Drempel	Methode ^e
Benzeen	Leukemie sterfte	Gehele	Jaarlijks gemiddelde binnenshuis	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	UR	$6,00 \times 10^{-6}$	$2,20 \times 10^{-6}$	$7,80 \times 10^{-6}$	WHO, 2000a	0	2B
CO ^f	Mortaliteit	Gehele	Federaal Register der CO intoxicaties, 2010	-	-	-	-	-	-	-	-
	Neurologische effecten (DNS/PNS)	Gehele	Federaal Register der CO intoxicaties, 2010	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioxines	Totale kanker incidentie met dood als gevolg	Gehele	Dagelijkse inname volwassenen	$\text{pg}/\text{kg}/\text{dag}$	UR	$1,00 \times 10^{-3}$	$5,70 \times 10^{-4}$	$5,10 \times 10^{-3}$	NAS 2006; Leino, 2008	0	2B
EMF	Leukemie sterfte	Kinderen (0-14j)	Kinderen aan $\geq 0.4 \mu\text{T}$ en rekening houdend met werkings-capaciteit	-	RR	2 leukemie gevallen voor blootstelling aan $\geq 0.4 \mu\text{T}$	1	3,13	Verschaeve et al., 2011; Kheifets et al., 2010; Kroll et al., 2010	$0.4 \mu\text{T}$	1B
Formaldehyde	Astma verergering	Kleuters (<3j)	Jaarlijks gemiddelde binnenshuis	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	RR	1,017	1,004	1,025	Rumchev et al., 2002	100	1A
Geluid wegtransport	Sterke slaapverstoring (HSD)	Gehele	Blootstelling aan vooraf gedefinieerde niveaus	Lnight (dB)	Kwadratisch	Complex	-	-	Miedema et al., 2007	50	2B
	Ischemische hartziekte	Gehele		Lday16h (dB)	OR	Complex	-	-	Babisch, 2006	55	1B
	Sterke hinder	Gehele		Lden (dB)	3de graads	Complex	-	-	EEA, 2010	55	2B

Vervolg Tabel 27.

Stressor	Eindpunt	Populatie	Schatting blootstelling	Eenheid blootstelling	Type dosis respons ^a	Puntschatting dosis respons ^b	95% Ondergrens ^d	95% Bovengrens	Referentie dosis repsons	Drempel	Methode ^e
Geluid spoorweg transport	Sterke slaapverstoring (HSD)	Gehele	Blootstelling aan vooraf gedefinieerde niveaus	Lnight (dB)	Kwadratisch	Complex	-	-	Miedema et al., 2007	50	2B
	Sterke hinder	Gehele		Lden (dB)	3de graads	Complex	-	-	EEA, 2010	55	2B
Geluid lucht-transport	Sterke slaapverstoring (HSD)	Gehele	Blootstelling aan vooraf gedefinieerde niveaus	Lnight (dB)	Kwadratisch	Complex	-	-	Miedema et al., 2007	50	2B
	Sterke hinder	Gehele		Lden (dB)	3de graads	Complex	-	-	EEA, 2010	55	2B
Hitte	Mortaliteit	>65j	Maand temperatuur	°C	UR	1,0272	-	-	Huynen et al., 2001	16.5	2B
Lood	IQ verlies	Kinderen (<5j)	Distributie bloed lood	µg/l	UR	0.051	0.032	0.07	Landphear et al., 2005;	24	2B
	Hypertensie	Volwassenen (>15j)		µg/l	UR	$2,50 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-2}$	$3,20 \times 10^{-2}$	Fewtrell et al., 2003	50	2B
Nikkel	Longkanker sterfte	Gehele	Concentratie in lucht	µg/m ³	UR	$3,80 \times 10^{-4}$	-	-	WHO, 2000a	0	2B
Arseen	Longkanker sterfte	Gehele	Concentratie in lucht	µg/m ³	UR	$1,50 \times 10^{-3}$	-	-	WHO, 2000a	0	2B
Cadmium	Longkanker sterfte	Gehele	Concentratie in lucht	µg/m ³	UR	$1,80 \times 10^{-3}$	-	-	WHO, 2000a	0	2B
Radon	Longkanker sterfte	Gehele	Radon in huis	Bq/m ³	RR	1,0016	1,0005	1,0031	Darby et al., 2005	0	1B
Schimmels & vocht	Acute infecties bovenste luchtwegen	Gehele	Aanwezigheid schimmels en vocht	Ja/nee	OR	1,70	1,44	2,00	Fisk et al., 2007	-	1B
	Piepen	Gehele		Ja/nee	OR	1,50	1,38	1,64	Fisk et al., 2007	-	1B
	Hoesten	Gehele		Ja/nee	OR	1,67	1,49	1,86	Fisk et al., 2007	-	1B
	Astma- symptomen	Gehele		Ja/nee	OR	1,56	1,30	1,86	Fisk et al., 2007	-	1A

Vervolg Tabel 27.

Stressor	Eindpunt	Populatie	Schatting blootstelling	Eenheid blootstelling	Type dosis respons ^a	Puntschatting dosis respons ^b	95% Ondergrens ^d	95% Bovengrens	Referentie dosis respons	Drempel	Methode ^e
Omgevings- tabaksrook	Longkanker	Volwassenen niet roker	Percentage mensen	Ja/nee	RR	1,21	1,13	1,30	US S.G., 2006	-	1A
	Ischemische hartziekte	Volwassenen niet roker	blootgesteld	Ja/nee	RR	1,27	1,19	1,36	US S.G., 2006	-	1A
	Astma- ontwikkeling	Volwassenen niet roker		Ja/nee	RR	1,97	1,19	3,25	Jaakkola et al., 2003	-	1A
	Astma- ontwikkeling	Kinderen (< 14j)		Ouders ja/nee	RR	1,32	1,24	1,41	Cal-EPA, 2005	-	1A
	Infecties lagere luchtwegen	Kinderen (<2j)		Ouders ja/nee	RR	1,55	1,42	1,69	US S.G., 2006	-	1A
	Otitis media	Kleuters (<3j)		Ouders ja/nee	RR	1,38	1,21	1,56	Etzel et al., 1992; Cal- EPA, 2005	-	1A
UV straling	Melanoom mortaliteit	Gehele	-	-	RR	PAF = 0,7	0,5	0,9	Lucas et al., 2006	-	1B
	Melanoom morbidity	Gehele	-	-	RR	PAF = 0,7	0,5	0,9	Lucas et al., 2006	-	1B
PM2.5	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL	Volwassenen (>30j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	UR	$6,51 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-4}$	$1,19 \times 10^{-3}$	NEEDS, 2007	0	2B
	Dagen verminderde activiteit	Volwassenen (15-64j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	UR	$9,02 \times 10^{-2}$	$7,92 \times 10^{-2}$	$1,01 \times 10^{-1}$	NEEDS, 2007	0	2B
	Dagen licht verminderde activiteit	Volwassenen (18-64j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	UR	$5,77 \times 10^{-2}$	$4,68 \times 10^{-2}$	$6,86 \times 10^{-2}$	NEEDS, 2007	0	2B
	Absenteïsme werk	Volwassenen (15-64j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	UR	$2,07 \times 10^{-2}$	$1,76 \times 10^{-2}$	$2,08 \times 10^{-2}$	NEEDS, 2007	0	2B

Vervolg Tabel 27.

Stressor	Eindpunt	Populatie	Schatting blootstelling	Eenheid blootstelling	Type dosis respons ^a	Puntschatting dosis respons ^b	95% Ondergrens ^d	95% Bovengrens	Referentie dosis respons	Drempel	Methode ^e
PM10	Chronische bronchitis	Volwassenen (>27j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	RR	1,07	0,995	1,14	Hurley et al., 2005	0	1B
	Mortaliteit baby's	Baby's (1maand-1jaar)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	RR	1,04	1,02	1,07	ExternE, 2005; Woodruff et al., 1997	0	1B
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	Gehele	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	RR	1,011	1,006	1,017	Hurley et al., 2005	0	1B
	Hospitalisaties hartproblemen	Gehele	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	RR	1,006	1,0003	1,009	Hurley et al., 2005	0	1B
	Gebruik bronchodilator kinderen	Kinderen (5-14j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	OR	1,01	0,98	1,03	Hurley et al., 2005	0	1B
	Gebruik bronchodilator volwassenen	Volwassenen (>20j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	10 µg/m ³	OR	1,01	0,99	1,03	Hurley et al., 2005	0	1B
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen	Kinderen (5-14j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	µg/m ³	UR	0,186	0,092	0,277	NEEDS, 2007	0	2B
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen	Volwassenen (>20j)	Jaarlijks gemiddelde concentratie	µg/m ³	UR	0,130	0,015	0,243	NEEDS, 2007	0	2B

Vervolg Tabel 27.

Stressor	Eindpunt	Populatie	Schatting blootstelling	Eenheid blootstelling	Type dosis respons ^a	Puntschatting dosis respons ^b	95% Ondergrens ^d	95% Bovengrens	Referentie dosis repsons	Drempel	Methode ^e
Ozon	Mortaliteit volwassenen	Gehele	SOMO35	10 µg/m ³	RR	1,003	1,001	1,004	ExternE 2005; Anderson et al., 2004	-	1B
	Dagen licht verminderde activiteit	Volwassenen (18-64j)	SOMO35	µg/m ³	UR	1,150 × 10 ⁻²	4,400 × 10 ⁻³	1,860 × 10 ⁻²	NEEDS 2007	-	2B
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	Ouderen (>65j)	SOMO35	10 µg/m ³	RR	1,005	0,998	1,012	ExternE 2005; Anderson et al., 2004	-	1B
	Gebruik bronchodilator	Volwassenen (>20j)	SOMO35	10 µg/m ³	RR	1,006	0,998	1,014	Hurley et al., 2005	-	1B
	Dagen hoest bij kinderen	Kinderen (5-14j)	SOMO35	µg/m ³	UR	9,300 × 10 ⁻²	0	2,220 × 10 ⁻¹	NEEDS 2007	-	2B
	Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen	Kinderen (5-14j)	SOMO35	µg/m ³	UR	1,600 × 10 ⁻²	0	8,100 × 10 ⁻²	NEEDS 2007	-	2B
EC	Mortaliteit	Gehele	EC	µg/m ³	RR	1,06	1,04	1,09	Janssen et al., 2011	-	1B

a) RR: Relatief Risico; UR: Unit Risk of Eenheidsrisico; OR: Odds ratio

b) De dosisresponscurve is uitgedrukt per eenheid blootstelling vermeld in één van de vorige kolommen

c) Voor benzeen, dioxines en EMF zijn de ondergrens en bovengrens bepaald uit verschillende (cohort) studies. Meer info zie Tabel 30. Formaldehyde: 95% BI.

d) 95% Betrouwbaarheidsinterval

e) Verschillende methodes werden toegepast om de ziektelast veroorzaakt door milieufactoren te berekenen (zie Figuur 3).

f) Het aantal DALYs gerelateerd aan CO blootstelling werd berekend op basis van incidentiecijfers beschikbaar in het Federaal register der CO intoxicaties (2010).

DNS: Delayed neurological symptoms; PNS: Persistent neurological symptoms

µT: microTesla

Bq: Becquerel

HSD: *High Sleep Disturbance* (Sterke slaapverstoring)

Complex: Puntschatting niet gegeven omdat de functie te uitgebreid is om hier te vermelden. Zie EEA (2010).

EMF: *ElectroMagnetic Fields* (Elektromagnetische velden)

UV: Ultraviolet straling

Lday16h: Geluidsniveau dag (dB); Lden: Geluidsniveau dag en nacht (dB); Lnight: Geluidsniveau nacht (dB)

PM2.5: *Particulate Matter* (Fijn Stof) met aerodynamische diameter $< 2.5 \mu\text{m}$

PM10: *Particulate Matter* (Fijn Stof) met aerodynamische diameter $< 10 \mu\text{m}$

YOLL: *Years of Life Lost* (Verloren levensjaren)

SOMO35: *sum of daily maximum 8-hour ozone levels over 35 ppb* ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$): Som van dagelijks maximum 8h ozon concentraties boven 35 pp of $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2 Ernst en duur van beschouwde gezondheidseindpunten

Voor de berekening van DALYs met behulp van ernst en duur factoren (methodes 1b en 2b in Figuur 3), werd per gezondheidseindpunt een constante waarde genomen voor ernst en duur. Dit is conform de methode toegepast in de EBoDE studie (Hänninen & Knol, 2011). De grootste variatie op de DALY berekening wordt trouwens bepaald door de fout op de dosis-respons curve.

Tabel 28: Parameters ernst en duur per gezondheidseffect voor bepaling van het aantal DALYs

Stressor	Gezondheidseindpunt	Ernst	Duur (jaren)
Benzeen	Leukemie sterfte	1	14 (levensverwachting op 70j)
CO	Sterfte	1	1-80 (afhankelijk van leeftijd sterfte)
	Persistente/Uitgestelde neurologische effecten	0,02 ^a	0,11 ^b
Dioxines	Sterfte kanker	1	14 (levensverwachting op 70j)
EMF	Leukemie sterfte	1	65 (levensverwachting op 15j)
Geluid wegtransport	Sterke slaapverstoring	0,07	1
	Ischemische hartziekte	1	20 ^c (levensverwachting rond 60j)
	Sterke hinder	0,021	1
Geluid spoorweg transport	Sterke slaapverstoring	0,07	1
	Sterke hinder	0,021	1
Geluid lucht transport	Sterke slaapverstoring	0,07	1
	Sterke hinder	0,021	1
Hitte	Sterfte 65 plussers	1	2-20 (afhankelijk van leeftijd sterfte)
Lood	Mentale achterstand	0,36 ^d	77,6 ^d
	Hypertensie	0,2 ^d	3,6 ^d
Nikkel	Sterfte longkanker	1	14 (levensverwachting op 70j)
Arseen	Sterfte longkanker	1	14 (levensverwachting op 70j)
Cadmium	Sterfte longkanker	1	14 (levensverwachting op 70j)
Radon	Sterfte longkanker	1	14 (levensverwachting op 70j)
Schimmels en vocht	Acute infectie bovenste luchtwegen	0,06 ^e	0,027 ^f
	Piepen	0,05 ^g	0,24 ^f
	Hoesten	0,05 ^g	0,24 ^f

Vervolg Tabel 28.

Stressor	Gezondheidseindpunt	Ernst	Duur (jaren)
UV	Melanoom sterfte	1	1-80 (afhankelijk van leeftijd sterfte)
	Morbiditeit stadium 1	0,19 ^e	0,17 ^e
	Morbiditeit stadium 2	0,25 ^e	0,43 ^e
	Morbiditeit stadium 3	0,19 ^e	3,59-7,71 ^e
	Morbiditeit stadium 4	0,81 ^e	0,25 ^e
PM2.5	Morbiditeit stadium 5	0,93 ^e	0,08 ^e
	Dagen verminderde activiteit	0,005 ^h	0,0027 ^h
	Dagen licht verminderde activiteit	0,005 ^h	0,0027 ^h
PM10	Absenteïsme werk	0,005 ^h	0,0027 ^h
	Chronische bronchitis	0,32 ^h	8,4 ^h
	Mortaliteit baby's	1	79 (levensverwachting op 1j)
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	0,65 ^h	0,038 ^h
	Hospitalisaties hartproblemen	0,71 ^h	0,038 ^h
	Gebruik bronchodilator kinderen	0,1 ^j	0,0027 ^h
	Gebruik bronchodilator volwassenen	0,1 ^j	0,0027 ^h
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen	0,01 ⁱ	0,0027 ^h
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen	0,01 ⁱ	0,0027 ^h
	Mortaliteit volwassenen	0,7 ^h	0,25 ^h
	Dagen licht verminderde activiteit	0,005 ^h	0,0027 ^h
Ozon in omgevingslucht	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	0,65 ^h	0,038 ^h
	Gebruik bronchodilator	0,1 ^j	0,0027 ^h
	Dagen hoest bij kinderen	0,001 ⁱ	0,0027 ^h
	Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen	0,001 ⁱ	0,0027 ^h
	Mortaliteit	1	1-80 (afhankelijk van leeftijd sterfte)

a: WHO, 2008

b: Raub et al., 2008

c: Presles, 2004

d: Hänninen & Knol, 2011

e: Burden of Disease Victoria, 2001

f: Fisk et al., 2007

g: Hofstetter, 1998

h: Torfs, 2003

i: Stouthard et al., 1997

j: Spadaro, 1999

4.3 Onzekerheidsanalyse

Veel factoren dragen bij tot onzekerheid in het schatten van de ziektelast veroorzaakt door milieufactoren. Om toch een duidelijke voorstelling te geven van de verschillende bronnen van onzekerheid, werden deze gecategoriseerd door Knol et al. (2009). Zij maken een onderscheid tussen context onzekerheid (bv. selectie van gezondheidseindpunten), model onzekerheid (bv. onzekerheid over het causaal verband; bv. gebruik van eenheidsrisico of relatief risico voor radon) en parameter & input data onzekerheid (bv. onzekerheid over beschikbare incidentie of prevalentie data; bv. onzekerheid op het relatief – of eenheidsrisico: 95% betrouwbaarheidsintervallen). Voor de 18 polluenten waarvoor in deze studie DALYs berekend werden, werd een analyse gedaan van de verschillende vormen van onzekerheid. Het afwegen van de onzekerheid (context, model, parameters) en het gevolg hiervan op de DALY-schatting gebeurt op basis van expertenbeoordeling.

Een andere vorm van onzekerheid die ook bediscussieerd zal worden, is het gebruik van blootstellingsdata van verschillende jaartallen. Voor elke polluent werden de meest recente blootstellingsdata gebruikt, met als gevolg dat de jaartallen niet identiek zijn voor de verschillende polluenten. Voor sommige polluenten is het mogelijk om een trend analyse over de tijd uit te voeren. Polluenten die besproken zullen worden zijn bloed lood concentraties, geschatte inname van dioxines en blootstelling aan elektromagnetische velden van hoogspanningslijnen en omgevingstabaksrook.

Blootstelling aan radon en omgevingstabaksrook hebben een synergetisch effect op de ontwikkeling van longkanker. Voor radon werd zowel een eenheidsrisico afgeleid als een relatief risico. Het eenheidsrisico houdt geen rekening met de achtergrond incidentie / prevalentie van longkankers veroorzaakt door andere factoren, terwijl het relatief risico dit wel doet. Het verschillen van deze model onzekerheid wordt verder besproken.

4.4 Details externe kosten berekening

Externe kosten worden berekend door een eenheidskost te vermenigvuldigen met bijvoorbeeld het aantal gevallen of het aantal verloren gezonde levensjaren. De eenheidskosten gebruikt in deze studie zijn gerapporteerd in onderstaande tabel (Tabel 29). Hierbij moet bij de berekening voor sommige stressoren een kanttekening gemaakt worden.

Voor de blootstelling aan koolstofmonoxide werd enkel mortaliteit in rekening genomen. De kost van neurologische effecten na CO-intoxicatie is moeilijk in te schatten gezien de verschillende behandelingen na intoxicatie en de verschillende effecten welke kunnen optreden. Daarenboven zijn het aantal DALYs gerelateerd aan morbiditeit slechts een fractie (<1%) van het totaal aantal DALYs gerelateerd aan CO-blootstelling (mortaliteit en morbiditeit).

Het aantal DALYs gerelateerd aan omgevingstabaksrook werd bepaald via een eindpunt specifieke PAF (populatie attributieve fractie) en het totaal aantal DALYs (zonder verdiscontering en leeftijdscorrectie) gerapporteerd door de WHO voor de specifieke eindpunten. In dit geval zijn de DALYs voor longkanker en ischemische hartziekten gebaseerd op mortaliteit (YLL *years of life lost*) en morbiditeit (YLD *years lived with disability*). Op basis van het totaal aantal DALYs, het aantal verloren gezonde levensjaren (YLL) en het aantal levensjaren geleefd met een beperking (YLD) gerapporteerd door de WHO, werd een verdeling gemaakt van het aantal DALYs voor longkanker gerelateerd aan omgevingstabaksrook naar morbiditeit en mortaliteit. Hieruit bleek dat voor longkanker 98% van de DALYs gerelateerd is aan mortaliteit en 2% aan morbiditeit. Voor morbiditeit werd een verschil gemaakt tussen wel of niet klein-cellig longcarcinoom gezien de medische kosten verschillend zijn (Arca et al., 2006). Een identieke strategie als voor longkanker werd toegepast voor ischemische hartziekten. Hieruit bleek dat 90% van de DALYs gerelateerd is aan mortaliteit en slechts 10% aan morbiditeit.

Het aantal DALYs gerelateerd aan melanoom veroorzaakt door UV-straling werd berekend als de som van het aantal jaren geleefd met een beperking (YLD) en het aantal verloren gezonde levensjaren (YLL). Externe kosten gerelateerd aan melanoom morbiditeit zijn in deze berekening gebaseerd op het aantal hospitalisaties per jaar (data van het nationaal kankerregister¹⁷; jaar 2006) en de kost per hospitalisatie (Stang et al., 2008).

Externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan geluid werden berekend met een bescheiden eenheidskost van 25 euro per huishouden per jaar per decibel boven L_{den} niveaus van 50-55 dB (EEA, 2010). Het aantal huishoudens werd hier geschat op basis van het aantal woningen¹⁸.

¹⁷ <http://coldfusionwebhostings.be/PSK/Upload/Statistics/2006/2006-M-FLE-Abs.xls>

<http://coldfusionwebhostings.be/PSK/Upload/Statistics/2006/2006-F-FLE-Abs.xls>

¹⁸ <http://www.lne.be/themas/hinder-en-ricos/geluidshinder/beleid/eu-richtlijn/blootstellingscijfers>

Tabel 29: Eenheidskost (Euro) per gezondheidseindpunt gebruikt voor berekening externe kosten

Stressor	Eindpunt	Eenheid	Euro per eenheid	Referentie	Opmerking
Benzeen	Leukemie sterfte	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS ^a	
CO	Mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	Neurologische effecten niet in beschouwing (<1% totaal aantal DALYs)
Dioxines	Sterfte kanker	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
EMF	Sterfte leukemie	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
Formaldehyde	Astma	Dag	38	EC, 1999	
Hitte	Sterfte	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
Lood	Mentale achterstand	IQ punt	5.000	Torfs, 2003	Gemiddeld
	Hypertensie	Geval	4.400	Torfs, 2003	Medische kosten+ verlies productiviteit+ WTP
Ni	Sterfte longkanker	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
As	Sterfte longkanker	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
Cd	Sterfte longkanker	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
Radon	Sterfte longkanker	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
Schimmels & vocht	Acute infecties bovenste luchtwegen	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	Piepen	Dag	38	-	Gelijk gesteld met hoesten
	Hoesten	Dag	38	Torfs, 2003	Gemiddeld
	Astmasymptomen	Dag	38	EC, 1999	
UV	Melanoom mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
	Melanoom hospitalisatie	Geval	2.000	Stang et al., 2008	Aantal hospitalisaties per jaar gebaseerd op nationaal kanker register

^a: Reference year 2008

YOLL: *Years Of Life Lost* of verloren gezonde levensjaren

WTP: *Willingness to pay* of bereidheid tot betalen om gezondheidseffecten te vermijden

Vervolg Tabel 29.

Stressor	Eindpunt	Eenheid	Euro per eenheid	Referentie	Opmerking
Omgevings- tabaksrook	Acute infecties lagere luchtwegen	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	<i>Otitis media</i>	Dag	61	Wolleswinkel- van den Bosch, 2010	Duur van 7 dagen per episode
	Astma kinderen	Dag	38	EC, 1999	
	Astma volwassenen	Dag	38	EC, 1999	
	Longkanker mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	98% van DALYs voor longkanker zijn gerelateerd aan mortaliteit
	Longkanker morbiditeit (niet- kleincellig longcarcinoom)	Jaar	4.000	Arca et al., 2006	2% van DALYs voor longkanker zijn gerelateerd aan morbidity
	Longkanker morbiditeit (kleincellig longcarcinoom)	Jaar	5.000	Arca et al., 2006	2% van DALYs voor longkanker zijn gerelateerd aan morbidity
	Ischemische hartziekte mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	90% van DALYs voor ischemische hartziekte zijn gerelateerd aan mortaliteit
	Ischemische hartziekte morbiditeit	Jaar	20.000	Chapman et al., 2011	10% van DALYs voor ischemische hartziekte zijn gerelateerd aan morbidity

Vervolg Tabel 29.

Stressor	Eindpunt	Eenheid	Euro per eenheid	Referentie	Opmerking
UV	Melanoom mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	Aantal hospitalisaties per jaar gebaseerd op nationaal kankerregister
	Melanoom hospitalisatie	Geval	2.000	Stang et al., 2008	
PM2.5	Mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
	Dagen verminderde activiteit	Dag	130	ExternE-NEEDS	
	Dagen licht verminderde activiteit	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	Absenteïsme werk	Dag	82	ExternE-NEEDS	
PM10	Chronische bronchitis	Geval	200.000	ExternE-NEEDS	
	Mortaliteit baby's	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	Geval	2.000	ExternE-NEEDS	
	Hospitalisaties hartproblemen	Geval	2.000	ExternE-NEEDS	
	Gebruik bronchodilator kinderen	Geval	1	ExternE-NEEDS	
	Gebruik bronchodilator volwassenen	Geval	1	ExternE-NEEDS	
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen	Dag	38	ExternE-NEEDS	

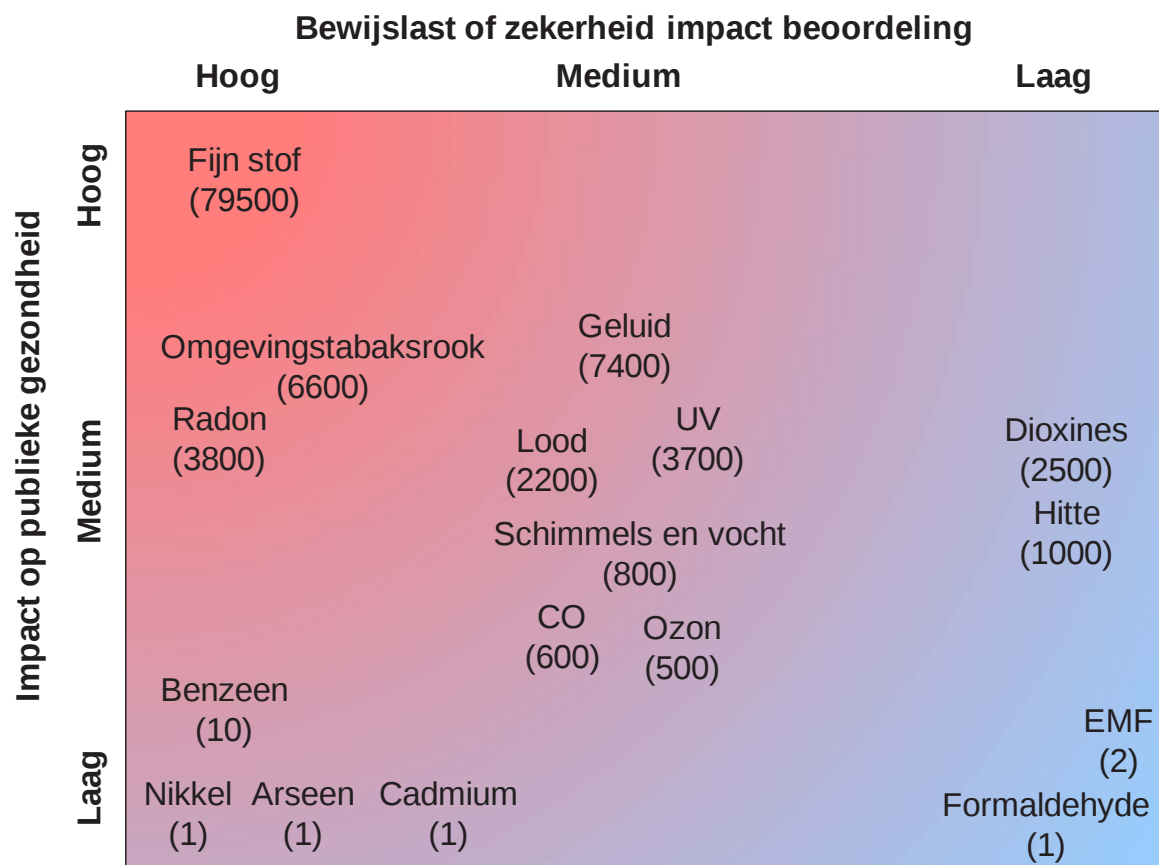
Vervolg Tabel 29.

Stressor	Eindpunt	Eenheid	Euro per eenheid	Referentie	Opmerking
Ozon in omgevingslucht	Mortaliteit volwassenen	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	
	Dagen licht verminderde activiteit	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	Geval	2.000	ExternE-NEEDS	
	Gebruik bronchodilator	Geval	1	ExternE-NEEDS	
	Dagen hoest bij kinderen	Dag	38	ExternE-NEEDS	
	Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen	Dag	38	ExternE-NEEDS	
Geluid	-	Per huishouden per jaar per decibel boven 52.5 dB L _{den}	25	EEA, 2010	Gebaseerd op aantal woningen blootgesteld aan ≠ geluidsniveaus
EC	Mortaliteit	YOLL	40.000	ExternE-NEEDS	

5 Resultaten DALYs en externe kosten

5.1 DALYs of Disability Adjusted Life Years

Resultaten van de ziektelastberekening zijn voorgesteld in Figuur 17. Er werd geopteerd om eenzelfde voorstelling te gebruiken als in de *Environmental Burden of Disease study for European stressors*. Op de Y-as staat de jaarlijkse gezondheidsimpact op populatieniveau in Vlaanderen. Op de X-as staat de bewijslast per pollutant. De bewijslast is gebaseerd op de onzekerheidsanalyse (zie verder sectie 5.4). De gepresenteerde DALY-waardes zijn gebaseerd op de centrale schatting. De spreiding hierop kan gevonden worden in Tabel 30.



Figuur 17: Centrale schatting van het aantal *Disability Adjusted Life Years* (DALYs) per jaar in Vlaanderen veroorzaakt door verschillende milieufactoren. Er werd gerekend met de meest recente blootstellingscijfers. Methodologie presentatie figuur gebaseerd op studie van Hänninen & Knol (2011). Voor geluid impact berekend van de belangrijkste bronnen.

Tabel 30: Spreiding van aantal geschatte DALYs/jaar voor Vlaamse bevolking

Polluent	Gezondheidseindpunt	DALYs Schatting onderste grenswaarde	Centrale schatting	Schatting bovenste grenswaarde
Benzeen in omgevingslucht ^a	Leukemie sterfte	5	12	16
CO ^b	Sterfte		612	
	Persistente/Uitgestelde neurologische effecten		1	
	Totaal		613	
Dioxines ^c in voedsel	Sterfte kanker	1478	2592	13221
EMF ^d	Leukemie sterfte	0	2	8
Geluid wegtransport ^e	Sterke slaapverstoring		3537	
	Ischemische hartziekte		483	
	Sterke hinder		2413	
	Subtotaal		6434	
Geluid spoorweg transport ^e	Sterke slaapverstoring		360	
	Sterke hinder		227	
	Subtotaal		587	
Geluid lucht transport ^e	Sterke slaapverstoring		159	
	Sterke hinder		168	
	Subtotaal		328	
Geluid ^e	Totaal		7348	
Hitte ^f	Sterfte 65 plussers		991	
Lood ^g	Mentale achterstand	1308	2126	2977
	Hypertensie	19	29	37
	Totaal*	1340	2155	3000
Nikkel ^h in omgevingslucht	Sterfte longkanker		1	
Arseen ^{hi} in omgevingslucht	Sterfte longkanker		1	
Cadmium ^h in omgevingslucht	Sterfte longkanker		1	
Radon ⁱ	Sterfte longkanker	1025	3845	6000
Schimmels en vocht ^j	Acute infectie bovenste luchtwegen	104	162	225
	Piepen	1	1	2
	Hoesten	47	62	79
	Astma diagnose	322	587	875
	Totaal*	514	812	1123
UV ^k	Melanoom sterfte*	2093	2963	3845
	Morbiditeit (stadia 1 tot 5)*	524	743	964
	Totaal*	2617	3706	4809

Vervolg Tabel 30.

Polluent	Gezondheidseindpunt	DALYs		
		Schatting onderste grenswaarde	Centrale schatting	Schatting bovenste grenswaarde
Formaldehyde ^l	Astma	0	1	2
Omgevingstabaksrook ^m	Acute infecties lagere luchtwegen*	7	9	11
	Otitis media*	10	20	28
	Astma volwassene*	245	1001	1731
	Astma kind*	177	247	310
	Long kanker*	203	357	491
	Ischemische hartziekte*	3337	4978	6454
	Totaal*	4762	6613	8162
PM2,5 ⁿ	Mortaliteit: verloren levensjaren of YOLL	13772	70597	129049
	Dagen verminderde activiteit	77	87	98
	Dagen licht verminderde activiteit	45	56	66
	Absenteïsme werk	12	14	16
	Totaal*	11509	70754	125622
PM10 ⁿ	Chronische bronchitis	0	7102	14204
	Mortaliteit baby's	406	773	1262
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	20	36	54
	Hospitalisaties hartproblemen	6	12	18
	Gebruik bronchodilator kinderen	0	4	23
	Gebruik bronchodilator volwassenen	0	208	611
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen kinderen	44	89	132
	Symptoomdag probleem lagere luchtwegen volwassenen	52	447	835
	Totaal*	785	8670	14036
PM2,5 en PM10	Totaal*	17824	79424	133358

Vervolg Tabel 30.

Polluent	Gezondheidseindpunt	DALYs		
		Schatting onderste grenswaarde	Centrale schatting	Schatting bovenste grenswaarde
Ozon ⁿ in omgevingslucht	Mortaliteit volwassenen	51	152	216
	Dagen licht verminderde activiteit	15	40	64
	Hospitalisaties			
	ademhalingsproblemen	0	23	53
	Gebruik bronchodilator	0	248	556
	Dagen hoest bij kinderen	0	89	212
	Dagen problemen met lagere luchtwegen kinderen	0	15	77
	Totaal*	137	566	903
Eindtotaal		108683		

^a: Ondergrens en bovengrens bepaald door variatie op dosis-respons curve. Dosis-respons informatie gebaseerd op analyse WHO (2000a), IRIS (2003). Onderste grenswaarde gebaseerd op dosis-respons curve vermeld in studie van Paustenbach et al. (1993); Bovenste grenswaarde gebaseerd op dosis-respons curve vermeld in studies van Crump en Allen (1984) en Crump et al. (1994).

^b: Enkel centrale schatting mogelijk. Geen dosis-respons curve op basis van gemeten CO gehalte. Berekening gebaseerd op mortaliteit en morbiditeit cijfers gerelateerd aan CO blootstelling.

^c: Ondergrens en bovengrens bepaald door variatie op dosis-respons curve. Dosis-respons informatie gebaseerd op analyse USEPA (2003), NAS (2006). Onderste grenswaarde dosis-respons curve gebaseerd op BASF cohorte (Ott & Zober, 1996). Bovenste grenswaarde dosis-respons curve gebaseerd op Hamburg cohorte (Becher et al., 1998).

^d: Laagste en hoogste schatting zijn deels afhankelijk van het de variatie op de werkingscapaciteit van de hoogspanningslijnen (50-100%) en de variatie op de dosis-respons curve. Bij de centrale schatting werd een werkingscapaciteit van 50% aangenomen welke overeenkomt met een jaarlijks gemiddelde werking. Centrale schatting gebaseerd op dosis-respons curve studie Ahlbom et al. (2000) en studie Kroll et al. (2010). Onderste schatting gebaseerd op dosis-respons curve studie Kheifets et al. (2010). Bovenste schatting gebaseerd op dosis-respons curve studie Ahlbom et al. (2000).

^e: Gebaseerd op methodologie EEA (2010).

^f: Gebaseerd op dosis-respons curve Huynen et al. (2001). Geen betrouwbaarheidsinterval gegeven.

^g: De onderste en de bovenste schatting geven het 95%BI, gebaseerd op de variatie van de dosis-respons curve (Lanphear et al., 2005; Fewtrell et al., 2003).

^h: Gebaseerd op eenheidsrisico: nikkel WHO (1987), cadium & arseen (WHO, 2000a).

ⁱ: Variatie op schatting bepaald door variatie op dosis-respons curve (Darby et al., 2005). Hoogste en laagste schatting geven 95% BI weer.

^j: Variatie op schatting bepaald door variatie op dosis-respons curve (Fisk et al., 2007). Hoogste en laagste schatting geven 95% BI weer.

^k: Variatie gebaseerd op variatie 95% populatie attributieve fractie (Lucas et al., 2006).

^l: Ondergrens en bovengrens bepaald door 95% BI op dosis-respons curve (Hänninen & Knol, 2011).

^m: Ondergrens en bovengrens bepaald door 95% BI op dosis-respons curven (Öberg et al., 2010).

ⁿ: Ondergrens en bovengrens bepaald door 95% BI op dosis-respons curven (CAFE, 2005; NEEDS, 2007).

*: Monte Carlo analyse

De pollutant met het meeste aantal DALYs per jaar in Vlaanderen is fijn stof. Op basis van relatief oudere (Dockery et al., 1996; Pope et al., 2002) en recentere studies (Laden et al., 2006; Pope et al., 2009; Adar et al., 2010; Brook et al., 2010; Katanoda et al., 2011), kan men zeggen dat de bewijslast relatief hoog is. De jaarlijks gemiddelde concentratie PM_{2,5} die gebruikt werd om de ziektelast in te schatten is gelijk aan 17,6 µg/m³. Deze werd bepaald op basis van RIO-kaarten¹⁹ en is de bevolkingsgewogen gemiddelde PM_{2,5} concentratie voor het jaar 2011. Brunekreef en Maynard (2008) stellen dat 20 µg/m³ aan de bovengrens zit van de afgeleide dosis-respons curven voor mortaliteit, m.a.w. dat er significante effecten optreden. Er wordt een stijging verwacht van primaire PM_{2,5} emissies maar een daling van emissies van precursoren voor secundair PM_{2,5}, hetgeen leidt tot een lichte daling van de PM_{2,5} concentraties (Van Steertegem, 2009). Hoewel, emissies door het opwaaien van neergedaalde partikels veroorzaakt door verkeer nemen toe, gezien dat er ook een toename is in verkeersvolume (WHO, 2010b). Voor PM₁₀ tonen jaargemiddelde concentraties gemeten in de EU aan dat er voor stedelijke achtergrondstations geen significante daling is over de periode 2000-2007 (Airbase, 2009). Na 10 jaar politieke discussies en inspanningen wordt de dag gemiddelde PM₁₀-norm die reeds vanaf 2005 van kracht is (Directive 1999/30/EC²⁰), meer overschreden dan toegelaten in Vlaanderen. Recent werd door de Europese Commissie geen uitstel gegeven aan België om deze norm niet direct te halen (Buekers et al., 2011) en is België doorverwezen naar het Europees hof. Wanneer de impact op gezondheid op basis van gemodelleerde blootstelling aan elementair koolstof (EC) beschouwd wordt, blijkt deze goed te zijn voor ongeveer 32000 DALYs per jaar (95% BI 22500-45500). Meer en meer epidemiologische studies wijzen op EC, een component van fijn stof, als verantwoordelijk voor gezondheidseffecten. Om dubbeltelling met fijn stof te vermijden werd EC niet verder in beschouwing genomen.

Een tweede grote bijdrage aan de ziektelast is te wijten aan de blootstelling aan omgevingstabaksrook en aan de blootstelling aan geluid. Voor de blootstelling aan geluid werd enkel rekening gehouden met geluid afkomstig van de alledrukste wegen, spoorwegen en luchthavens. Het aantal DALYs gerelateerd aan de blootstelling aan geluid is dus een onderschatting aangezien er nog andere bronnen (bv minder drukke wegen) zijn die bijdragen. Door het toenemende verkeersvolume stijgt ook de blootstelling aan geluid. Voor omgevingstabaksrook is de ziektelast ook relatief groot. De Vlaamse liga tegen kanker schat het aantal kinderen dat thuis dagelijks blootgesteld wordt aan tabaksrook van hun ouders op 116000. Zij vinden dat dit gelijk staat aan kindermishandeling²¹. Zij roepen dan ook de samenleving op om roken in het bijzijn van kinderen niet langer als normaal gedrag te aanvaarden.

¹⁹ www.irceline.be

²⁰ <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:163:0041:0060:EN:PDF>

²¹ <http://www.tegenkanker.be/content/gedwongen-meerroken>

Verder zijn blootstelling aan radon, lood, UV-straling en dioxines goed voor jaarlijks een 2000 tot 4000 DALYs elk. De grootste bewijslast is er voor de blootstelling aan radon. Het minst zeker is de schatting van het aantal DALYs voor de blootstelling aan dioxines. De onzekerheden worden verder besproken in sectie 5.4.

Blootstelling aan schimmels en vocht, koolstofmonoxide, ozon in omgevingslucht en hitte zijn goed voor een 500 tot 1000 DALYs elk. Benzeen heeft een bijdrage van een 10-tal DALYs. Het laagst aantal DALYs (<5) werd hier berekend voor blootstelling aan cadmium in lucht, nikkel in lucht, arseen in lucht, formaldehyde en elektromagnetische straling van hoogspanningslijnen, waarbij voor de laatste zelfs het causaal verband niet duidelijk is.

De totale ziektelast van de beschouwde milieufactoren (uitgezonderd EC) is jaarlijks goed voor 100000 DALYs afgerond. Dit is ongeveer 8% van de totale ziektelast in Vlaanderen. Dit is conform eerdere schattingen van de bijdrage van milieufactoren tot de totale ziektelast (Prüss-Ustün en Corvalán, 2006; Hänninen & Knol, 2011). Deze wordt hoofdzakelijk bepaald door cardiovasculaire aandoeningen en kanker. Mogelijk is er een dubbeltelling in het aantal DALYs voor longkanker die hier veroorzaakt wordt door blootstelling aan fijn stof, radon, omgevingstabaksrook, nikkel, arseen en cadmium. Het aantal longkankers gerelateerd aan fijn stof blootstelling zit intrinsiek in de berekening welke gebruik maakt van totale sterfte. Voor longkankers gerelateerd aan radon is het aantal DALYs jaarlijks gelijk aan 3800 terwijl dit voor longkankers gerelateerd aan omgevingstabaksrook gelijk is aan 350. De bijdrage van nikkel, arseen en cadmium, samen goed voor een aantal DALYs, is relatief klein. Wanneer enkel naar de bijdrage van fijn stof gekeken wordt (79424 DALYs per jaar) is dit goed voor 6% van de totale ziektelast in Vlaanderen.

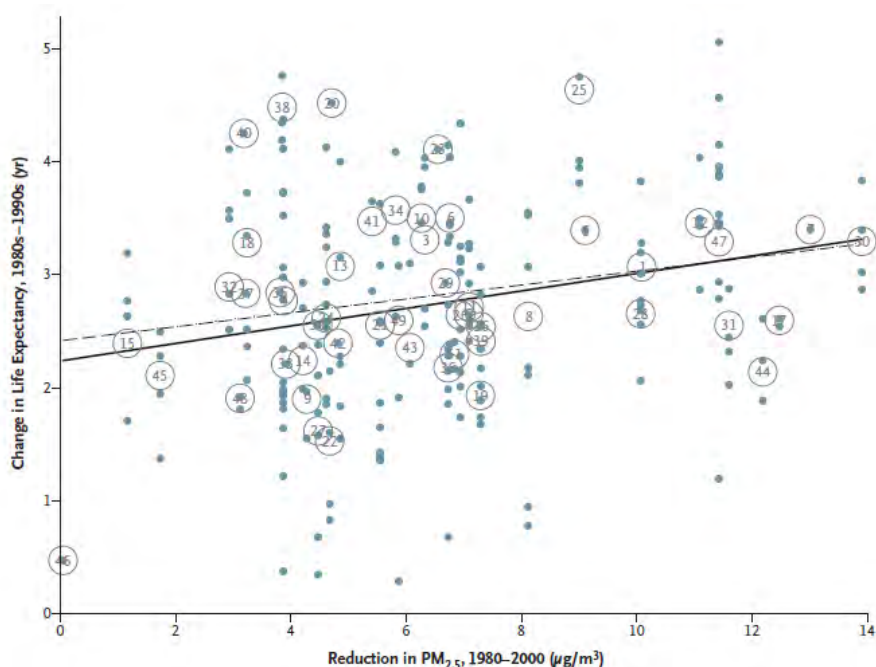
5.2 Sensitiviteitsanalyse

Bij de berekening van het aantal DALYs gerelateerd aan de blootstelling aan fijn stof werd de drempelwaarde gelijk gesteld aan $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{2.5} en PM₁₀. Dit resulteerde in een totaal aantal DALYs van 79424 per jaar voor Vlaanderen. De WHO en de CAFE (*Clean Air For Europe*) werkgroep bevestigen dat er geen drempelwaarde is voor effecten gerelateerd aan fijn stof. Maar hoe realistisch is het om ooit tot een $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ blootstelling te komen? Eerdere studies tonen aan dat in geval van een extreem scenario met sterk bepalende maatregelen ter reductie van de fijn stof concentratie in Vlaanderen (cfr. Visionair scenario in studie van Van Steertegem, 2009) de jaarlijks gemiddelde concentratie PM_{2.5} in 2030 kan dalen tot $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De concentratie van PM_{2.5} gebruikt in huidige berekening is gelijk aan $17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. DALYs gerelateerd aan de blootstelling aan fijn stof worden trouwens vooral bepaald door premature mortaliteit door blootstelling aan PM_{2.5}. Wat is nu het aantal DALYs bepaald door het verschil tussen een blootstelling aan $17,6$ en $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$? Voor de centrale schatting bedraagt dit 26500

DALYs. Relatief gezien t.o.v. de andere polluenten wordt nog steeds het grootste deel van het aantal DALYs bepaald door de blootstelling aan fijn stof (cfr. Figuur 17).

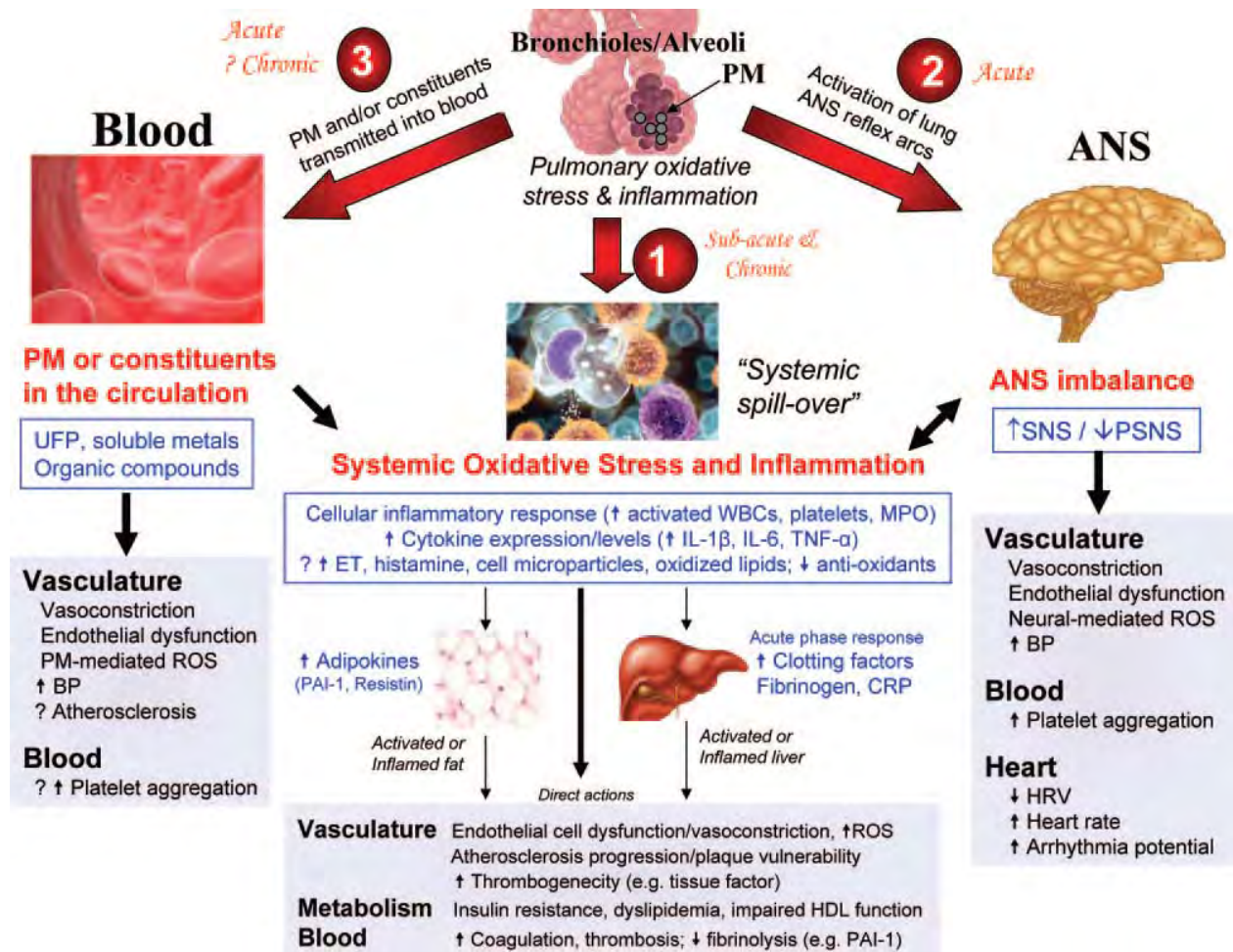
5.3 Luchtpollutie: epidemiologische studies en biologische mechanismen

De DALYs die bepaald werden in Figuur 17 zijn gebaseerd op kennis van de dosis-respons curves van de polluenten. Deze dosis-respons curves zijn soms afgeleid uit epidemiologische studies waarbij verschillende bevolkingsgroepen op eenzelfde tijdstip blootgesteld zijn aan verschillende concentraties van de polluent, m.a.w. in sommige gevallen zegt de dosis-respons curve weinig over de verandering van het aantal DALYs in functie van de tijd. Voor fijn stof zijn de dosis-respons curves afgeleid uit de *Havard Six-Cities* studie (Dockery et al., 1996) en de *American Cancer Society* studie (Pope et al., 2002). In deze studies werd luchtpollutie gemeten in verschillende metropolen en provincies (*counties*) en er werden significante correlaties gevonden met premature mortaliteit. Recent heeft Laden et al. (2006), in een vervolg van de *Harvard Six-Cities* studie, echter kunnen aantonen dat een vermindering van luchtpollutie ($1-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2.5}), gerelateerd is met een daling van het risico op premature sterfte. Het relatief risico (RR) was gelijk aan 0,73 (95% betrouwbaarheidsinterval 0,57-0,95) per daling van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aan PM_{2.5}. Deze daling was vooral gerelateerd aan cardiovasculaire sterfte. Tevens toonden Pope et al. (2009) aan in een vervolg van de *American Cancer Society* studie dat een gereduceerde luchtpollutie significant gerelateerd is aan een stijging van de levensverwachting. Zij toonden aan dat een daling van de PM_{2.5} concentratie met $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ significant ($P < 0,01$) gerelateerd was aan een geschatte stijging van de levensverwachting met gemiddeld 0,6 jaar (zie Figuur 18).



Figuur 18: Figuur van Pope et al. (2009). Veranderingen in levensverwachting voor de periode 1980-1990, geplot versus de reducties in PM_{2,5} concentraties voor de periode 1980-2000. De punten stellen de verandering in gemiddelde levensverwachting voor op niveau van de provincies (*counties*) terwijl dit voor de genummerde cirkels op niveau van de metropolen is. De lijn is een lineaire regressie op basis van geobserveerde data op provincie (volle lijn) en metropool niveau (stippel lijn). De metropolen zijn: 1: Akron, Ohio; 2: Albuquerque, New Mexico; 3: Allentown, Pennsylvania; 4: Atlanta; 5: Boise, Idaho; 6: Boston; 7: Buffalo, New York; 8: Charlotte, North Carolina; 9: Charleston, West Virginia; 10: Chicago; 11: Cincinnati; 12: Cleveland; 13: Dallas; 14: Dayton, Ohio; 15: Denver; 16: El Paso, Texas; 17: Gary, Indiana; 18: Houston; 19: Indianapolis; 20: Jersey City, New Jersey; 21: Kansas City, Missouri; 22: Little Rock, Arkansas; 23: Los Angeles; 24: Minneapolis; 25: New York City; 26: Norfolk, Virginia; 27: Oklahoma City; 28: Philadelphia; 29: Phoenix, Arizona; 30: Pittsburgh; 31: Portland, Oregon; 32: Providence, Rhode Island; 33: Pueblo, Colorado; 34: Raleigh, North Carolina; 35: Reno, Nevada; 36: St. Louis; 37: San Diego, California; 38: San Francisco; 39: Salt Lake City; 40: San Jose, California; 41: Seattle; 42: Spokane, Washington; 43: Springfield, Massachusetts; 44: Steubenville, Ohio; 45: Tampa, Florida; 46: Topeka, Kansas; 47: Washington, D.C.; 48: Wichita, Kansas; 49: Wilmington, Delaware; 50: Worcester, Massachusetts; 51: Youngstown, Ohio.

De *American Heart Association* heeft recent een artikel uitgebracht waarin het effect van PM_{2.5} op cardiovasculaire sterfte erkend wordt en waarin verschillende biologische wegen beschreven worden die fijn stof linken met cardiovasculaire effecten (zie Figuur 19). Drie mechanismen werden voorgesteld: 1) via oxidatieve stress in de longen. Dit kan gebeuren via het vrijzetten van zogenaamde ROS *reactive oxygen species* die de productie van o.a. cytokines stimuleren 2) via reacties van longreceptoren op fijn stof met een activatie van het autonome zenuwstelsel (ANS) als gevolg en 3) via het opnemen van fijn stof in de bloedbanen.



Figuur 19: Figuur van Brook et al. (2010). Biologische mechanismen die blootstelling aan fijn stof linken met cardiovasculaire aandoeningen. Er worden 3 algemene wegen met bijbehorende mogelijke biologische respons getoond. MPO staat voor myeloperoxidase; PAI, *plasminogen activator inhibitor*; PSNS *parasympathetic nervous system*; SNS *sympathetic nervous system*; en WBC *white blood cells*. Het vraagteken toont mechanismen/wegen aan waarvoor er een zwakke of niet consistente bewijskracht is of mechanismen/wegen met enkel een theoretische basis.

5.4 Onzekerheidsanalyse

Resultaten van de onzekerheidsanalyse volgens het *framework* van Knol et al. (2009) zijn terug te vinden in Tabel 31. Onderstaande tekst geeft enkele belangrijke bronnen van onzekerheid per pollutant.

Voor **formaldehyde** worden gezondheidseffecten enkel beschouwd boven een concentratie van $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De blootstelling werd geschat op basis van een log normale verdeling. Huidige monitoringtechnieken zijn niet gericht op het detecteren van dergelijke piekblootstellingen.

Voor **benzeen** wordt enkel leukemie sterfte beschouwd. De blootstelling is gebaseerd op metingen in huis zonder rekening te houden met het rookgedrag van de bewoners.

Voor **dioxines** wordt een dosis-respons curve gebruikt met eindpunt sterfte door kanker algemeen. Andere effecten worden niet in beschouwing genomen. Er is ook onzekerheid op de helling van het eenheidsrisico (UR) en op de blootstelling die geschat wordt door metingen in het voedsel en voedselconsumptie peilingen.

Voor **omgevingstabaksrook** worden DALYs berekend voor niet-rokers. Gezondheidseffecten als plotse kindersterfte en gereduceerde longfunctie werden hier niet in beschouwing genomen aangezien statistische ziektedata hiervoor ontbraken. Verder zijn blootstellingsdata gebaseerd op questionnaires.

Voor **lood** zijn er drempelwaardes gebruikt waaronder IQ-verlies bij kinderen en hypertensie bij volwassenen niet optreden. Gezondheidseffecten zoals nierschade en afname van de fertiliteit, zijn niet in rekening gebracht.

Voor **geluid** werd enkel rekening gehouden met geluid afkomstig van de allerdrukste wegen, spoorwegen en luchthavens. Wanneer ook minder drukke wegen zouden worden meegenomen, zouden de blootstellingscijfers een veelvoud hoger liggen (cf. §2.2.1 in het Wetenschappelijk rapport - Thema 'Lawaai', Milieuverkenning 2030, VMM, november 2009). De blootstelling werd berekend volgens verschillende methodes en er werd geen rekening gehouden met o.a. de ligging van slaapkamer in huizen, etc. Blootstellingscijfers bij lage geluidsniveaus ($< 55 \text{ dB } L_{\text{den}}$; $< 50 \text{ dB } L_{\text{night}}$) zijn niet beschikbaar.

Voor **ozon in omgevingslucht** wordt er een drempelwaarde gebruikt waaronder geen kortetermijneffecten waar te nemen zijn. Actueel is er onderzoek naar langetermijneffecten van ozon, maar dit staat nog in zijn kinderschoenen. Jerret et al. (2009) zijn de eerste die een duidelijk bewijs aantonen voor lange-termijn impacten van ozon. In een model met twee stressoren (PM_{2,5} en ozon) dat gecorrigeerd werd voor PM_{2,5}, was een stijging met 10 ppb van de seizoens(april-

september) gemiddelde dagelijks 1 uur maximum O₃-concentratie geassocieerd met een stijging van het RR met 4% (95% BI 1,3-6,7) voor mortaliteit door respiratoire aandoeningen.

Voor **fijn stof** werd gerekend zonder drempelwaarde en het is niet realistisch om fijn stof concentraties tot nul µg/m³ te brengen (cfr. sensitiviteitsanalyse hierboven). Er is dus mogelijk een overschatting van het aantal DALYs gerelateerd met de blootstelling aan fijn stof.

Voor **radon** werden blootstellingsdata gemodelleerd voor verschillende regio's in Vlaanderen. Er werd geen rekening gehouden met het aanbrengen van ventilatiesystemen in nieuwe woningen.

Voor **koolstofmonoxide** werden gezondheidseffecten als hartritmestoornissen en hypertensie niet in rekening gebracht. De incidentie van deze effecten na CO-intoxicatie is ook niet helemaal duidelijk.

Ook voor **schimmels en vocht** werden een aantal gezondheidseffecten waaronder effecten op de huid en ogen en slapeloosheid niet in rekening gebracht.

Voor **elektromagnetische velden (EMF)** van hoogspanningslijnen werd leukemie sterfte als effect genomen, hoewel niet alle gevallen van leukemie dodelijk zijn. Deze berekening is dus een overschatting. Er moet trouwens benadrukt worden dat het causaal verband tussen de blootstelling aan EMF van hoogspanningslijnen en leukemie nog niet aangetoond is.

Voor **hitte** werd enkel sterfte beschouwd terwijl ook andere gezondheidseffecten mogelijk zijn. Het relatief risico is gebaseerd op een Nederlandse studie van 2001 (Huynen et al., 2001). Gezien de recente aanpassingen aan huizen (isolatie en airconditioning) gedurende de laatste 10 jaren, brengt dit onzekerheden met zich mee.

Voor **nikkel, arseen en cadmium** wordt uitgegaan van een eenheidsrisico voorgesteld door de WHO. De UR zijn gebaseerd op studies waarbij werknemers (metaalwerkers) blootgesteld worden gedurende hun werk. Factoren die bijdragen tot onzekerheid zijn de speciatie van Ni in het milieu, de aanwezigheid van zowel organische als anorganische As-verbindingen in het milieu en de co-contaminatie bij epidemiologische studies. Tevens is het niet duidelijk hoeveel buitenlandse emissies exact bijdragen aan Vlaamse metaalconcentraties.

Voor blootstelling aan **UV-straling** worden een aantal gezondheidseffecten niet beschouwd en de aangenomen populatie attributieve fractie van melanomen veroorzaakt door UV-straling varieert tussen 50 en 90% (Lucas et al., 2006).

Berekeningen van DALYs werden uitgevoerd met de meest recente data voor blootstelling aan verschillende polluenten, m.a.w. deze zijn niet allen van eenzelfde jaartal, hetgeen ook onmogelijk is gezien de beschikbaarheid van de data. De jaartallen die gebruikt werden, zijn

voorgesteld in Tabel 34 in Appendix. Wat zijn de mogelijke complicaties van het gebruik van verschillende jaartallen? Voor de meeste pollutanten werd de blootstelling bepaald vlak voor of na 2008. Bepaling van de blootstelling van kinderen aan elektromagnetische velden afkomstig van hoogspanningslijnen was voor het jaartal 2004. Gezien de bouw van de meeste huidige hoogspanningslijnen dateert van voor deze periode, zal er weinig verandering zijn voor de blootstelling aan deze pollutant in de periode 2004-2012. Mogelijk zijn er uitbreidingen voorzien (vb Seapower; lijn Zeebrugge-Zomergem), maar deze zijn aan een strikte reglementering onderworpen. De blootstelling aan lood (bloed lood) en dioxines werd bepaald op basis van data uit de eerste biomonitoringscampagne van het steunpunt Milieu en Gezondheid²² (2002-2006). Blootstelling aan lood is significant gedaald in Europa in de twee laatste decennia. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door het verbod van het gebruik van lood als antiklop middel in brandstof. Ook het renoveren van huizen en het verwijderen van loden waterleidingen kan een belangrijke bijdrage hebben op de reductie van blootstelling aan lood. Data uit een Duitse biomonitoringstudie²³, waarbij monsters genomen werden van bloed lood tijdens de periode 1980 tot 2009 tonen aan dat de bloed lood concentraties stabiel zijn sinds de eerste biomonitoringscampagne in Vlaanderen (2002-2006). Dioxines en dioxine-achtige PCBs zijn persistent en accumuleren in het lichaam. De grootste bron van dioxines is de inname van dierlijke vetten. Deze draagt tot 90% bij van de totale inname. Algemeen wordt weinig verandering van de blootstelling aan dioxines verwacht (Hänninen & Knol, 2011). Blootstelling aan omgevingstabaksrook is gebaseerd op data van surveys afgenomen tussen 2006 en 2009. Gezien het recente rookverbod in de horeca sector, kan dit een verschuiving in de blootstelling aan omgevingstabaksrook als gevolg hebben.

Er is een synergetisch effect voor de ontwikkeling van longkanker bij blootstelling aan radon en omgevingstabaksrook. Men spreekt hier ook wel van multi-causaliteit. Epidemiologische studies verschaffen weinig informatie om hiervoor te corrigeren in de DALY-berekening. In huidige studie, werden DALYs voor de blootstelling aan radon berekend met behulp van een relatief risico (RR). Dit bedraagt 1,0016 (95% BI 1,0005-1,0031) per Bq/m³ (Darby et al., 2005). Door gebruik te maken van het relatief risico wordt de achtergrondincidentie voor het ontstaan van longkankers veroorzaakt door andere factoren dan radon zoals roken en deels omgevingstabaksrook in rekening gebracht. Dit resulteerde in jaarlijks 3800 DALYs voor Vlaanderen (95%BI 1000-6000 DALYs). In dezelfde studie van Darby et al. (2005) werd ook een eenheidsrisico (UR) voorgesteld voor de ontwikkeling van longkanker door blootstelling aan radon: $6,6 \times 10^{-7}$ per Bq/m³. Dit eenheidsrisico houdt geen rekening met de achtergrondincidentie of prevalentie van longkanker veroorzaakt door andere factoren dan radon. Indien dezelfde berekening voor Vlaanderen gedaan wordt met een eenheidsrisico resulteert dit in 2400 DALYs. Het verschil tussen beide berekeningen is relatief klein (zelfde grootte orde en binnen 95%BI berekening met RR). Er is mogelijk een kleine overlap tussen DALYs berekend voor longkankers

²² <http://www.milieu-en-gezondheid.be/>

²³ http://www.umweltprobenbank.de/en/documents/selected_results/12700

gerelateerd aan omgevingstabaksrook (geschat op een 350 tal DALYs cfr. Tabel 30) en radon, hoewel actief roken de grootste risicofactor blijft voor de ontwikkeling van longkankers.

Tabel 31: Bronnen van onzekerheid bij de berekening DALYs

Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd; Aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Niveau onzekerheid ^a	Mogelijke onder/overschatting ^a
Benzeen	Bloedarmoede, andere kankers, acute effecten; In huidige berekening aangenomen dat elk leukemie geval dodelijk is	Geen rekening gehouden bij metingen of er gerookt wordt in huis of niet	Dosis respons curve niet leeftijd specifiek	Eenheidsrisico	*	Onduidelijk; Overschatting door eenheidsrisico en aan te nemen dat elk leukemie geval dodelijk is; Onderschatting door niet meegenomen gezondheidseffecten
Dioxines	Effecten op het zenuwstelsel, immuunsysteem; Alle kankers als dodelijk aanschouwd	Inclusief PCBs; Geschat op basis van concentraties in voedsel en voedsel inname welke sterk kan variëren volgens o.a. leeftijd	Onzekerheid over helling; Helling is gebaseerd op additiviteit van effecten (kankers)	Eenheidsrisico	***	Onduidelijk; Overschatting voor effecten kanker; Onderschatting voor niet beschouwde gezondheidseffecten
Omgevings- tabaksrook	Plotse kindersterfte, laag geboortegewicht, gereduceerde longfunctie etc.; Aangenomen dat rokers niet blootgesteld zijn aan omgevingstabaksrook	Data voor België; Data kinderen (<14j) blootgesteld op basis van andere Europese landen	Populatie attributieve fractie door roken voor België; Gebaseerd op questionnaire	OR als benadering voor RR	*	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; Onzekerheid actualiteit questionnaire

^a: Gebaseerd op beschikbare informatie en expert beoordeling

*: Laag; **: Medium; ***: Hoog

Vervolg Tabel 31.

Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Niveau onzekerheid^a	Mogelijke onder/overschatting^a
Formaldehyde	Acute symptomen, kankers van sinus en neus	Geen rekening gehouden met blootstelling piekconcentraties	Gebruik drempelwaarde; Effecten op andere leeftijds- categoriën	Log normale verdeling voor populatie blootgesteld aan > 100 µg/m ³ te schatten	***	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; onderschatting door gebruik drempelwaarde
Lood	Schade aan nieren, cardiovasculaire effecten, afname vruchtbaarheid, maagkanker etc.	Sterke afname van bloedlood over de tijd	Gebruik van drempelwaarde	Weinig studies (bewijskracht) bij zeer lage concentraties	**	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; onderschatting door gebruik drempelwaarde
Geluid	Cognitieve effecten, lichte slaapverstoring	Verschillende meetmethodes; geen rekening met plaats meting, ligging slaapkamer etc.	-	Ischemische hartziekte: niet duidelijk bij welke geluidsniveau huidige incidentie is	**	Onderschatting; Enkel rekening gehouden met zeer drukke wegen en spoorwegen (en luchthaven Brussels Airport); lage blootstellingniveaus niet meegenomen
Ozon in omgevingslucht	Langetermijneffecten	Impact van steden op lokale concentraties	-	Onduidelijk hoeveel levensjaren verloren	**	Onduidelijk

Vervolg Tabel 31.

Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Niveau onzekerheid^a	Mogelijke onder/overschatting^a
Fijn stof	Gezondheidseffecten met mogelijk overlap met geselecteerde effecten	Totaal fijn stof (niet enkel antropogeen fijn stof)	Mogelijke drempelwaarde	Eenheidsrisico voor effecten morbiditeit	*	-
Radon	-	Gemodelleerde data ; geen rekening met ventilatie	-	-	*	Geen substantiële fout verwacht
CO	Complicaties (hartritme stoornissen, hypertensie, long oedeem)	-	-	Incidentie volgens ernst neurologische effecten niet duidelijk (3-40%)	**	Mogelijke onderschatting gezien verschillende gezondheidseffecten niet zijn meegenomen
Schimmels en vocht	Effecten op huid en ogen, slapeloosheid, vermoeidheid etc.	Blootstellingscijfers gebaseerd op survey (SILC-2008) en niet op metingen	-	Methode voor berekening DALYs eindpunt astma verschilt van overige eindpunten maar is conform voor alle stressoren waar astma beschouwd wordt	**	Mogelijke onderschatting gezien verschillende gezondheidseffecten niet zijn meegenomen
EMF	- Aangenomen dat elk leukemie geval dodelijk is	GIS gebaseerd; Onzekerheid werkingscapaciteit hoogspanningslijnen	Sommige epidemiologische studies vinden geen significant verhoogd effect	-	***	Oorzakelijk verband niet aangetoond; Overschatting aangezien leukemie sterfte overschat is

Vervolg Tabel 31.

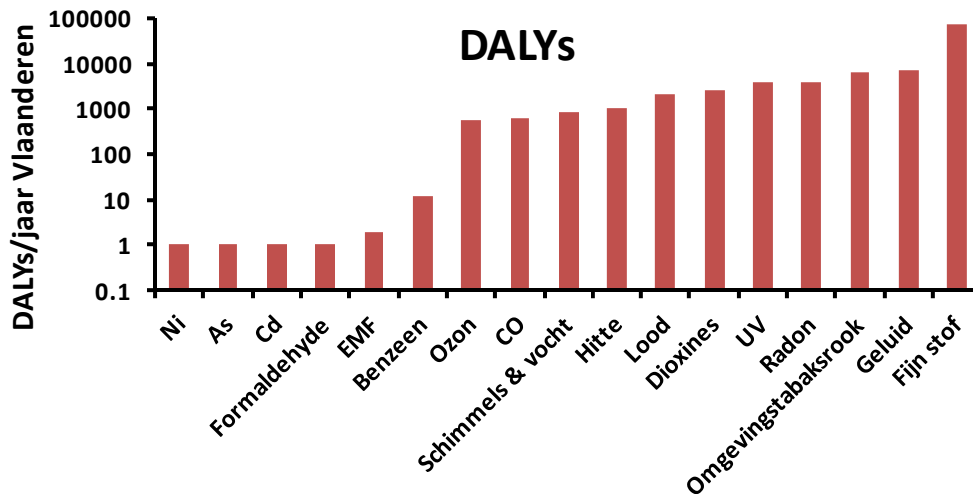
Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis- respons curve	Methode	Niveau onzekerheid^a	Mogelijke onder/overschatting^a
Hitte	Hospitalisaties voor ademhalingsproblemen, hartproblemen etc.	-	Geen rekening gehouden met isolatie, air conditioning, gezondheidszorg, andere socio-economische factoren; jaartal 2001	Mortaliteitsdata per zorgsector beschikbaar per maand en niet per dag; er wordt dus gewerkt met maandtemperatuur i.p.v. dagtemperatuur	***	Onduidelijk
Nikkel	Irritatie	Bijdrage buitenlandse emissies niet helemaal duidelijk	Geen rekening gehouden met speciatie; Longkanker risico afgeleid op basis van studie metaalwerkers	Eenheidsrisico	*	Onduidelijk; Lokale nikkel speciatie in lucht ongekend
Arseen		Bijdrage buitenlandse emissies niet helemaal duidelijk	Longkanker risico afgeleid op basis van studie metaalwerkers; Arseen in deze studies vooral inorganisch terwijl in omgeving ook organisch	Eenheidsrisico	*	Onduidelijk
Cadmium		Bijdrage buitenlandse emissies niet helemaal duidelijk	Eenheidsrisico gebaseerd op epidemiologische studie met blootstelling aan cadmium en arseen	Eenheidsrisico	**	Overschatting; aanwezigheid van arseen

Vervolg Tabel 31.

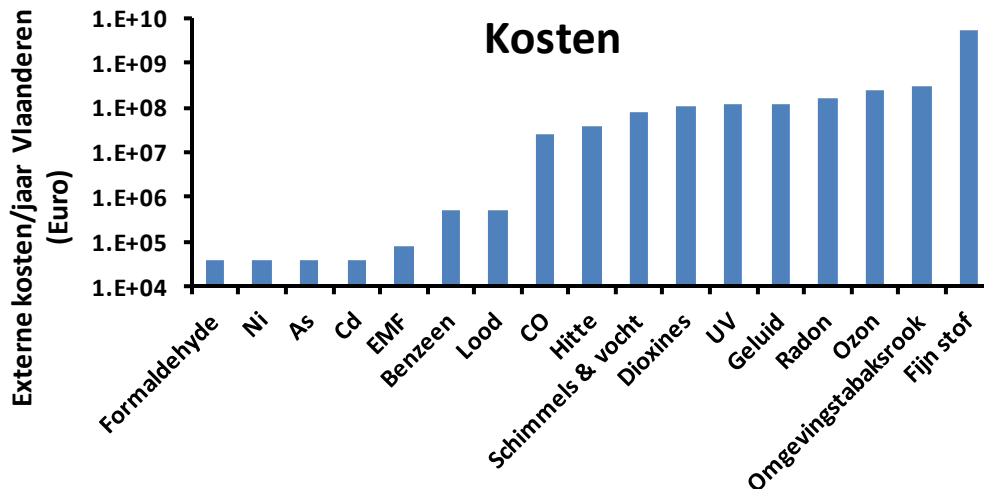
Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis- respons curve	Methode	Niveau onzekerheid^a	Mogelijke onder/overschatting^a
UV	Cataract, zonnebrand, lip kanker, andere huidaandoeningen etc.	Op basis van populatie attributieve fractie (PAF:0.5-0.9)	-	-	**	Mogelijke onderschatting gezien de gezondheidseffecten die niet meegenomen zijn
EC	Mortaliteit		Op basis van slechts 4 cohorte studies; BS omgerekend naar EC	-	**	Onderschatting. Enkel mortaliteit in rekening gebracht.

5.5 Externe kosten

In Figuur 20 worden de polluenten gerangschikt volgens hoeveelheid DALYs (in overeenstemming met Figuur 17). Eenzelfde ordening, maar nu voor externe kosten, is gegeven in Figuur 21.

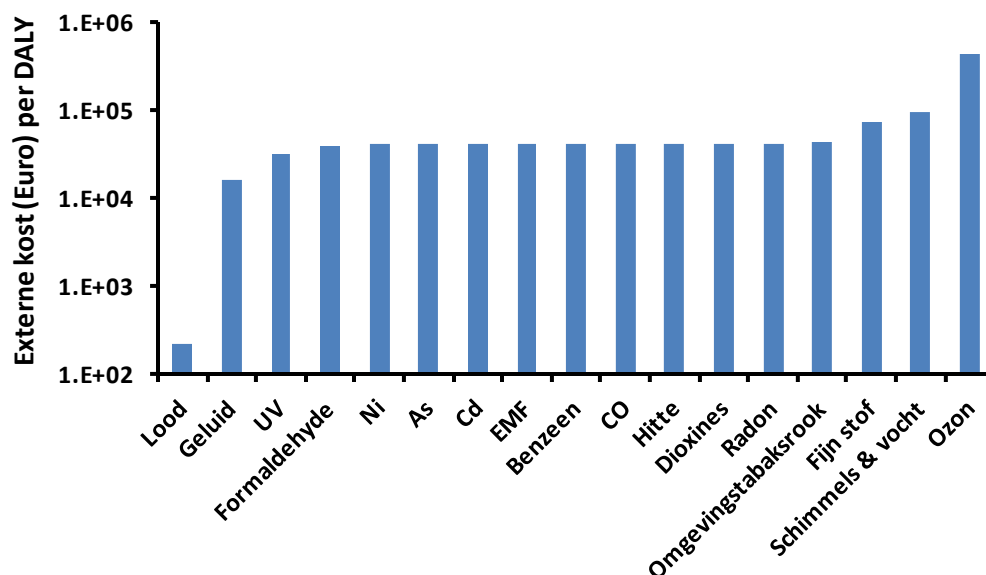


Figuur 20: Centrale schatting *Disability Adjusted Life Years* (DALYs) per jaar voor Vlaanderen gediversifieerd naar verschillende polluenten en gebaseerd op meest recente blootstellingscijfers.



Figuur 21: Centrale schatting externe kosten (Euro) per jaar voor Vlaanderen gediversifieerd naar verschillende polluenten en gebaseerd op meest recente blootstellingscijfers.

De hoogste externe kosten zijn gerelateerd aan de blootstelling aan fijn stof gevolgd door omgevingstabaksrook. Exacte cijfers voor externe kosten zijn gegeven in de Appendix (Tabel 35). Wanneer de ordening van polluenten voor DALYs en externe kosten vergeleken wordt, valt onmiddellijk de verschuiving in de rangschikking op van lood, geluid en ozon in omgevingslucht. Om hier een beter beeld van te geven werd de kost per DALY uitgezet in Figuur 22. Gemiddeld gezien is de kost per DALY gelijk aan 40000 euro. Dit komt omdat voor de polluenten UV, CO, radon, EMF, Ni, As, Cd, dioxines, omgevingstabaksrook, hitte, benzeen en fijn stof premature mortaliteit een belangrijk gezondheidseffect is. De kost voor een verloren levensjaar door premature mortaliteit werd gelijk gesteld aan 40000 euro. Voor de blootstelling aan lood zijn de kosten per DALY relatief laag. De eindpunten die hier beschouwd werden zijn IQ-verlies bij kinderen en hypertensie bij volwassenen en dit wanneer de bloed lood concentratie een bepaalde drempelwaarde overschreed. Voor geluid werd gerekend met een externe kost van 25 euro per huishouden per jaar per decibel boven 52,5 dB voor L_{den} . Het *European Environmental Agency* (EEA) gaf reeds aan dat deze geschatte kost gering is en mogelijk een onderschatting (EEA, 2010). Voor ozon in omgevingslucht zijn de kosten per DALY relatief hoog. Dit komt door de grote bijdrage van dagen met licht verminderde activiteit (*minor restricted activity days*: 33%) en dagen met hoest (*cough days*: 46%) tot het totaal aantal attributieve gevallen gerelateerd aan ozon en de relatief grote kost per dag van 38 euro. Dit zorgt mogelijk voor een overschatting voor ozon in omgevingslucht.



Figuur 22: Centrale schatting externe kost (Euro) per DALY voor Vlaanderen voor verschillende polluenten.

Wanneer alle externe kosten voor de verschillende polluenten opgeteld worden, hoewel er bijvoorbeeld voor longkanker een dubbeltelling kan zijn, is de som gelijk aan 6,4 miljard euro. Dit is ongeveer 3,6% van het BBP van Vlaanderen²⁴ in 2008. Indien enkel chronische effecten van fijn stof beschouwd worden, zijn de externe kosten ongeveer gelijk aan € 3,4 miljard.

²⁴ <http://www4.vlaanderen.be/dar/svr/publicaties/Publicaties/webpublicaties/2010-10-12-webartikel2010-15-bbp.pdf>

6 Conclusies

Het gedeelte van de ziektelast of *Burden of Disease* welk verklaard wordt door de blootstelling aan milieufactoren wordt ook wel *Environmental Burden of Disease* genoemd. Een indicator gebruikt om deze ziektelast te begroten, is de DALY of *Disability Adjusted Life Year*. Van de beschouwde polluenten in deze studie, had de blootstelling aan fijn stof (79500 DALYs) de grootste bijdrage tot de ziektelast, gevolgd door de blootstelling aan geluid (7400 DALYs) en omgevingstabaksrook (6600 DALYs).

Spreiding van aantal geschatte DALYs/jaar voor Vlaamse bevolking

Stressor	DALYs		
	Laagste schatting	Centrale schatting	Hoogste schatting
Benzeen	5	12	16
CO	-	613	-
Dioxines	1478	2592	13221
EMF	0	2	8
Geluid	-	7348	-
Hitte	-	991	-
Lood	1340	2155	3000
Nikkel	-	1	-
Arseen	-	1	-
Cadmium	-	1	-
Radon	1025	3845	6000
Schimmels en vocht	514	812	1123
UV	2617	3706	4809
Formaldehyde	0	1	2
Passief roken	4762	6613	8162
Fijn stof	17824	79424	133358
Ozon	137	566	903

Recente studies tonen aan dat een daling aan de blootstelling aan fijn stof gepaard gaat met een stijging in levensverwachting. Gezien de toename in verkeersvolume en het ViA (Vlaanderen in Actie²⁵) plan om van Vlaanderen in de toekomst een slimme draaischijf van Europa te maken, is het nodig om ook aandacht te besteden aan zowel de blootstelling aan fijn stof en de toenemende blootstelling aan geluid. In het kader van gezondheidsimpact moeten maatregelen uitgewerkt

²⁵ <http://vlaandereninactie.be/doorbraken/slimme-draaischijf-van-europa/>

worden die zowel de blootstelling aan fijn stof en geluid reduceren. Dit kan gedaan worden in meer uitgebreide *health impact assessment* studies die o.a. rekening houden met een kosten baten analyse. De externe gezondheidskosten gerelateerd aan fijn stof, omgevingstabaksrook en geluid lopen op tot 3,6% van het Vlaams bruto binnenlands product. Belangrijk is om in te zien dat de indicatoren DALYs en externe kosten niet mogen geïnterpreteerd worden als absolute getallen. Schattingen van de impact van polluenten op de ziektelast & ziektekost zijn beleidsondersteunend en geven een beeld van mogelijke prioriteitstelling voor het beleid.

7 Referenties

Adar S.D., Klein R., Klein B.E.K., Szpiro A.A., Cotch M.F., Wong T.Y., O'Neill M.S., Shrager S., Barr R.G., Siscovick D.S., Daviglus M.L., Sampson P.D. & Kaufman J.D. (2010). Air Pollution and the Microvasculature: A Cross-Sectional Assessment of In Vivo Retinal Images in the Population-Based Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis (MESA), *Plos Medicine* 7(11). ISI:000284822600013

Ahlbom A, Day N, Feychting M, Roman E, Skinner J, Dockerty J, Linet M, McBride M, Michaelis J, Tynes T, Verkasalo PK (2000) A pooled analysis of magnetic fields and childhood leukaemia. *Br J Cancer* 83(5):692–698.

AirBase – the European Air quality dataBase (online database]. Copenhagen, European Environment Agency, 2009
<http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/airbase/>

Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, Marston L, Konstantinou K. Meta-analysis of timeseries studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃). Report of a WHO task group. World Health Organisation.

Anderson BG, Bell ML. Weather-Related Mortality How Heat, Cold, and Heat Waves Affect Mortality in the United States. *Epidemiology* 2009; 20: 205-213.

Arca J.A., Ramos M.A., de la Infanta R.G., López C.P., Pérez L.G., López J.L. Lung cancer diagnosis: hospitalization costs. *Archivos de bronconeumologia*, 42, 569-574, 2006.

Arp, E.W., Jr, Wolf, P.H. & Checkoway, H., 1983. Lymphocytic leukemia and exposures to benzene and other solvents in the rubber industry. *J. Occup. Med.*, 25, 598-602.

Babisch W, 2006. Transportation noise and cardiovascular risk: Review and synthesis of epidemiological studies, exposure-response curve and risk estimation. *WaBoLu-Hefte*; 01/06, Umweltbundesamt, Berlin.

Babisch W, 2008. Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise & Health* 10:27-33.

Beelen R, Hoek G, van den Brandt PA, Goldbohm RA, Fischer P, Schouten LJ, Jerrett M, Hughes E, Armstrong B, Brunekreef B. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environmental Health Perspectives* 2008; 116: 196-202.

Becher, H., K. Steindorf, and D. Flesch-Janys. 1998. Quantitative cancer risk assessment for dioxins using an occupational cohort. *Environ. Health Perspect.* 106(Suppl. 2):663-670.

Bilau M., Matthys C., Baeyens W., Bruckers L., De Backer G., Den Hond E., Keune H., Koppen G., Nelen V., Schoeters G., Van Larebeke N., Willems J.L. and De Henauw S., 2008. Dietary exposure to dioxin-like compounds in three age groups: results from the Flemish environment and health study, *Chemosphere*, 70, 584-592.

Brigss D. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environmental health*, 27, 7-61, 2008.

Brook R.D., Rajagopalan S., Pope C.A., Brook J.R., Bhatnagar A., Diez-Roux A.V., Holguin F., Hong Y.L., Luepker R.V., Mittleman M.A., Peters A., Siscovick D., Smith S.C., Whitsel L. & Kaufman J.D. (2010). Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease An Update to the Scientific Statement From the American Heart Association, *Circulation* 121(21): 2331-2378. ISI:000278213100012

Brunekreef B. & Maynard R.L. (2008). A note on the 2008 EU standards for particulate matter, *Atmospheric Environment* 42(26): 6425-6430. ISI:000259931200002

Buekers J, Stassen K, Int Panis L, Hendrickx and Torfs R. Ten years of research and policy on particulate matter air pollution in hot spot Flanders. *Environmental Science & Policy*, 14, 347-355, 2011.

Burden of Disease study Victoria, 2001. Public Health Group, Department of Human Services. Victorian Government Department of Human Services. Melbourne Victoria. <http://docs.health.vic.gov.au/docs/doc/Victorian-Burden-of-Disease-Study>

CAFE 2005. Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Hurley F, Hunt A, Cowie H, Holland M, Miller B, Pye S, Watkiss P. http://ec.europa.eu/environment/archives/air/cafe/pdf/cba_methodology_vol2.pdf

Californian EPA, 2005. Proposed identification of environmental tobacco smoke as a toxic air contaminant. Sacramento, California, Californian Environmental Protection Agency.

CDC (2005). Unintentional, non-fire related carbon monoxide exposures-United States, 2001-2003. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 54: 36-39.

Chapman R.H., Liu L.Z., Girase P.G., Straka R.J. Determining initial and follow-up costs of cardiovascular events in a US managed care population. *BMC Cardiovascular diseases*, 11:11, 2011. doi:10.1186/1471-2261-11-11.

Chen H, Goldberg MS, Villeneuve PJ. A systematic review of the relation between long-term exposure to ambient air pollution and chronic diseases. *Reviews on Environmental Health*, 23, 243-297, 2008.

Cox B, Wuillaume F, Maes S, Van Oyen H. Mortality by region during the hot summers of 2003 and 2006. Belgian mortality monitoring (BE-MOMO). Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid, WIV, IPH/EPI Reports N° 2008-026, 2008.

Crump, KS; Allen, BC. (1984) Quantitative estimates of risk of leukemia from occupational exposure to benzene. Prepared for the Occupational Safety and Health Administration by Science Research Systems, Inc., Ruston, LA. Unpublished

Crump, KS. (1994) Risk of benzene-induced leukemia: a sensitivity analysis of the Pliofilm cohort with additional follow-up and new exposure estimates. *J Toxicol Environ Health* 42:219-242.

Curriero FC, Heiner KS, Samet JM, Zeger SL, Strug L, Patz JA. Temperature and mortality in 11 cities of the eastern United States. *American Journal of Epidemiology* 2002; 155: 80-87.

Dahlgren G and Whitehead M. Policies and strategies to promote social equity in health. 1991. Stockholm, Sweden, Institute for Future Studies.

Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreutzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberegner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Schaffrath-Rosario A, Tirmarche M, Tomasek L, Whitley E, Wichmann H-E, Doll R., 2005. Radon in homes and lung cancer risk: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal* 330: 223–226. <http://www.bmj.com/cgi/reprint/330/7485/223>

Darby.S, Hill.D, Deo.H et al., 2006. “Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe”. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, 32, Suppl. 1, 84 pp.
http://www.sjweh.fi/show_abstract.php?abstract_id=982

De Hollander A.E.M. et al. (1999) An aggregate public health indicator to present the impact of multiple environmental exposures. *Epidemiology*, 10:606-617.

Delfino, R. J., R. S. Zeiger, J. M. Seltzer, D. H. Street and C. E. McLaren. 2002. Association of asthma symptoms with peak particulate air pollution and effect modification by anti-inflammatory medication use. *Environ Health Perspect.* Vol. 110 (10): A607-17.

DIRECTIVE 2004/107/EC relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air.

Dockery D.W., Cunningham J., Damokosh A.I., Neas L.M., Spengler J.D., Koutrakis P., Ware J.H., Raizenne M. & Speizer F.E. (1996). Health effects of acid aerosols on North American children: Respiratory symptoms, *Environmental Health Perspectives* 104(5): 500-505. ISI:A1996UP68900013

Doherty RM, Heal MR, Wilkinson P, Pattenden S, Vieno M, Armstrong B, Atkinson R, Chalabi Z, Kovats S, Milojevic A, Stevenson DS. Current and future climate- and air pollution-mediated impacts on human health. *Environmental Health* 2009; 8.

EC European Commission, DGXII (1999) ExternE, Externalities of Energy Vol 7 Methodology update, Research and Development, JOULE, EC, EC, 1999.

EC, 2009. Survey on Tobacco. Analytical report. European Commission Flash Eurobarometer 253. 98 pp. http://ec.europa.eu/public_opinion/flash/fl_253_en.pdf

EEA 2010, Good practice guide on noise exposure and potential health effects. Technical report No11/2010. European Environmental Agency. ISBN 978-92-9213-140-1. Doi:10.2800/54080.

Etzel, R. A., Pattishall, E. N., Haley, N. J., Fletcher, R. H., and Henderson, F. W., 1992. Passive smoking and middle ear effusion among children in day care. *Pediatrics* 90, 228-232.

EU, 2002. EU Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council relating to the assessment and management of transport noise, 25 June 2002.

ExternE. 2005. Externalities of Energy. Methodology 2005 Update. Edited by Bickel P. and Friedrich R. <http://www.externe.info/brussels/methup05a.pdf>

ExternE-NEEDS, New Energy Externalities Developments for Sustainability. Technical paper 7.4 Description of updated and extended draft tools for the detailed site-dependent assessment of external costs, 2008. http://www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_Rs1b_TP7.4.pdf

Federaal Register der CO intoxicaties, Antigifcentrum, Tisot B, 2010.

Fewtrell L, Kaufmann R, Prüss-Üstün A, 2003. Lead. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease series No 2, 73 pp. World Health Organization, Geneva. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/en/leadebd2.pdf

Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel A, Annesi-Maesano I, Charpin D, Declercq C, Neukirch F, Paris C, Vervloet D, Brochard P, Tessier JF, Kauffmann F, Baldi I. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. Occupational and Environmental Medicine 2005; 62: 453-460.

Fisk WJ, Lei-Gomez Q, Mendell MJ (2007). Meta-analyses of the associations of respiratory health effects with dampness and mold in homes. Indoor Air, 17:284–296.

Gasparrini A, Armstrong B, Kovats S, Wilkison P. The effect of high temperatures on cause-specific mortality in England and Wales. Occupational and Environmental Medicine, in press, 2011.

Hänninen O and Knol A (Eds.). EBoDE-Report. Environmental Burden of Disease of Nine Selected Stressors in Six European Countries. National Institute for Health and Welfare (THL), Report 1/2011. 99 pages. Helsinki, Finland 2011. ISBN 978-952-245-412-6 (printed), ISBN 978-952-245-413-3 (PDF)

Hauser R, Sergeyev O, Korrick S, Lee MM, Revich B, Gitin E, Burns JS, Williams PL, 2008. Association of blood lead levels with onset of puberty in Russian boys. Environ Health Perspect, 116(7):976-80.

Healy JD. Excess winter mortality in Europe: a cross country analysis identifying key risk factors. Journal of Epidemiology and Community Health 2003; 57: 784-789.

Hofstetter P, Perspectives in life cycle impact assessment. Kluwer, USA, 1998.

Hurley F, Hunt A, Cowie H, Holland M, Miller B, Pye S, Watkiss P, 2005. Methodology Paper (Volume 2) for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. AEA Technology Environment, 133 pp.

Huynen MMTE, Martens P, Schram D, Weijenberg MP, Kunst AE. The impact of heat waves and cold spells on mortality rates in the Dutch population. Environmental Health Perspectives 2001; 109: 463-470.

IARC, 1982. Some Industrial Chemicals and Dyestuffs. Monograph 29, pages 93-148, 391-398. Lyon, France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol29/volume29.pdf>

IARC, 1987. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42, Supplement 7. 120-123. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/Suppl7.pdf>

IARC, 1993. Beryllium, cadmium, mercury and exposure in the glass manufacturing industry. Lyons, International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans.

IARC, 2004. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. Volume 83. Lyon. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol83/mono83.pdf>

Institute of Medicine (2004) Damp indoor spaces and health. Washington, DC, National Academies Press.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Geneva: IPCC, 2007.

IRIS, 1994. Integrated Risk Information System. Cadmium <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>

IRIS, 1998. Integrated Risk Information System. Arsenic <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>

IRIS, 2003. Integrated Risk Information System. Benzene <http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>

Ito, K., G. D. Thurston and R. A. Silverman. 2007. Characterization of PM_{2.5}, gaseous pollutants, and meteorological interactions in the context of time-series health effects models. J Expo Sci Environ Epidemiol. Vol. 17 Suppl 2: S45-60.

Jaakkola, M. S., R. Piipari, et al., 2003. "Environmental tobacco smoke and adult-onset asthma: a population-based incident case-control study." Am J Public Health 93(12): 2055-60.

Janson, C., N. Kunzli, et al., 2006. "Changes in active and passive smoking in the European Community Respiratory Health Survey." Eur Respir J 27: 517-524.

Janssen NAH, Hoek G, Simic-Lawson M, Fischer P, Bree LV, Brink Ht, Keuken M, Atkinson R, Anderson HR, Brunekreef B, Cassee FR. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared to PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environ Health Perspect* 2011.

Jerrett M, Burnett RT, Pope CA III, Ito K, Thurston G, Krewski D, et al. 2009. Long-term ozone exposure and mortality. *N Engl J Med* 360:1085–1095.

Katanoda K., Sobue T., Satoh H., Tajima K., Suzuki T., Nakatsuka H., Takezaki T., Nakayama T., Nitta H., Tanabe K. & Tominaga S. (2011). An Association Between Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Mortality From Lung Cancer and Respiratory Diseases in Japan, *Journal of Epidemiology* 21(2): 132-143. ISI:000288350900008

Kheifets L, Ahlbom A, Crespi CM, Draper G, Hagihara J, Lowenthal RM, Mezei G, Oksuzyan S, Schüz J, Swanson J, Tittarelli A, Vinceti M, Filho Wunsch V. Pooled analysis of recent studies on magnetic fields and childhood leukemia. *British Journal of Cancer*, 103, 1128-1135, 2010.

Knol AB, Petersen AC, van der Sluijs JP, Lebret E., 2009. Dealing with uncertainties in environmental burden of disease assessment. *Environ Health*. 28;8:21.

Kovats RS, Ebi KL. Heatwaves and public health in Europe. *European Journal of Public Health* 2006; 16: 592-599.

Kroll ME, Swanson J, Vincent TJ, Draper GJ. Childhood cancer and magnetic fields from high-voltage power lines in England and Wales: a case-control study. *British Journal of Cancer*, 103, 1122-1127, 2010.

Laden F., Schwartz J., Speizer F.E. & Dockery D.W. (2006). Reduction in fine particulate air pollution and mortality - Extended follow-up of the Harvard six cities study, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 173(6): 667-672. ISI:000236182100014

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R, 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect*. 2005 Jul;113(7):894-9.

Le Tertre A, Lefranc A, Eilstein D, Declercq C, Medina S, Blanchard M, Chardon B, Fabre P, Filleul L, Jusot JF, Pascal L, Prouvost H, Cassadou S, Ledrans M. Impact of the 2003 heatwave on all-cause mortality in 9 French cities. *Epidemiology* 2006; 17: 75-79.

Lefebvre W., Vercauteren J., Schrooten L., Janssen S., Degraeuwe B., Maenhaut W., de Vlieger I., Vankerkom J., Cosemans G., Mensink C., Veldeman N., Deutsch F., Van Looy S., Peelaerts W., Lefebvre F. (2011), Validation of the MIMOSA-AURORA-IFDM model chain for policy support: modeling concentrations of elemental carbon in Flanders, *Atm. Env.*, 45/37, 6705-6713., doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.08.033

Leino O, Tainio M, Tuomisto JT, 2008. Comparative Risk Analysis of Dioxins in Fish and Fine Particles from Heavy-Duty Vehicles. *Risk Analysis* 28(1):127-140.

Linn W.S., Y. Szlachcic, H. Gong, Jr., P. L. Kinney and K. T. Berhane. 2000. Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles. *Environ Health Perspect.* Vol. 108 (5): 427-34.

Lipfert FW, Baty JD, Miller JP, Wyzga RE. PM2.5 constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U. S. military veterans. *Inhalation Toxicology* 2006; 18: 645-657.

Lucas, R., McMichael, T. et al. 2006 Solar ultraviolet radiation: Global burden of disease from solar ultraviolet radiation. Geneva: World Health Organization.

McGwin G, Lienert J, Kennedy J, 2010. Formaldehyde Exposure and Asthma in Children: A Systematic Review. *Environmental Health Perspectives*, 118(3):313-317.

McMichael A J, Wilkison P, Kovats R S, Pattenden S, Hajat S, Armstrong B; Vajanapoom N, Niciu E M, Mahomed H, Kingkeow C, Kosnik M, O'Neill M S, Romieu I, Ramirez-Aguilar M, Barreto M L, Gouveia N, Nikiforov B. International study of the temperature, heat and urban mortality: the 'ISOTHURM' project. *International Journal of Epidemiology* 2008; 37, 1121-1131.

Miedema HME & Vos H, 2007. Associations between self-reported sleep disturbance and transport noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. - *Behavioural Sleep Medicine* 5(1): 1-20.

MIRA, Achtergronddocument 2010, Verspreiding van zware metalen.

MMK, Medisch MilieuKundigen, dossier koolstofmonoxide, 2009.
<http://www.mmk.be/vrij.cfm?Id=288>

Moolgavkar, S. H. 2003. Air Pollution and Daily Deaths and Hospital Admissions in Los Angeles and Cook Counties. In: *Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health*. Health Effects Institute. Boston, MA. May.

Murray C.J.L., Lopez A.D. (1996) The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020. Cambridge, MA, Harvard School of Public Health. On behalf of the World Health Organization and the World Bank (Global Burden of Disease and Injury Series, Vol. I).

Murray C.J.L., Lopez A.D. (1990) On the comparable quantification of health risks: lessons from the global burden of disease study. *Epidemiology*, 10, 594-605.

NAS – National Academy of Science (2006): Health Risks from Dioxin and Related Compounds: Evaluation of the EPA Reassessment; Committee on EPA's Exposure and Human Health, Reassessment of TCDD and Related Compounds <http://www.ejnet.org/dioxin/nas2006.pdf>

Nash D, Magder L, Lustberg M, Sherwin RW, Rubin RJ, Kaufmann RB, Silbergeld EK (2003) Blood lead, blood pressure, and hypertension in perimenopausal and postmenopausal women. *JAMA*, 26;289(12):1523-32

NEEDS 2007. New Energy Externalities Developments for Sustainability. A set of concentration-response functions for health impact assessment and externalities assessment. Edited by Torfs R., Hurley F., Miller B and Rabl A. http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_Rs1b_D3.7.pdf

NRPB, National Radiological Protection Board. ELF Electromagnetic fields and the risk of cancer, report of an advisory group on non-ionising radiation. Volume 12, 2001.

NYDOH. 2006. A Study of Ambient Air Contaminants and Asthma in New York City. New York State Department of Health Center for Environmental Health.

O'Connor, G. T., L. Neas, B. Vaughn, M. Kattan, H. Mitchell, E. F. Crain, R. Evans, 3rd, R. Gruchalla, W. Morgan, J. Stout, G. K. Adams and M. Lippmann. 2008. Acute respiratory health effects of air pollution on children with asthma in US inner cities. *J Allergy Clin Immunol*. Vol. 121 (5): 1133-1139 e1.

Öberg, M., Jaakkola M.A., Prüss-Üstün A. and A. Woodward (2010). Second-hand Smoke, Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. World Health Organization, Geneva. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/smoking.pdf

Ostro, B., M. Lipsett, J. Mann, H. Braxton-Owens and M. White. 2001. Air pollution and exacerbation of asthma in African-American children in Los Angeles. *Epidemiology*. Vol. 12 (2): 200-8.

Ott, MG; Zober, A. (1996) Cause specific mortality and cancer incidence among employees exposed to 2,3,7,8-TCDD after a 1953 reactor accident. *Occup Environ Med* 53:606-612.

Pattenden S, Armstrong B, Milojevic A, Heal M R, Chalabi Z, Doherty R, Barratt B, Kovats R S, Wilkinson P. Ozone, heat and mortality: acute effects in 15 British conurbations. *Occupational and Environmental Medicine* 2010; 67, 699-707.

Paustenbach, D; Bass, R; Price, P. (1993) Benzene toxicity and risk assessment, 1972-1992: implications for future regulation. *Environ Health Perspect* 101 (Suppl 6):177-200.

Peel, J. L., P. E. Tolbert, M. Klein, K. B. Metzger, W. D. Flanders, K. Todd, J. A. Mulholland, P. B. Ryan and H. Frumkin. 2005. Ambient air pollution and respiratory emergency department visits. *Epidemiology*. Vol. 16 (2): 164-74.

Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K. & Thurston G.D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Jama-Journal of the American Medical Association* 287(9): 1132-1141. ISI:000174186000028

Pope CA, Dockery D, 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 56:709–742

Pope C.A., Ezzati M. & Dockery D.W. (2009). Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States, *New England Journal of Medicine* 360(4): 376-386. ISI:000262519900009

Presles P, 2004, Cholesterol en hartinfarcten: ook vrouwen blijven niet gespaard. Toegankelijk via: <http://www.e-gezondheid.be/cholesterol-hartinfarcten-vrouwen-gespaard/cholesterol-13-67-12484.htm>

Prüss-Ustün A, Mathers C, Corvalán C, Woodward A, 2003. Introduction and methods. Assessing the environmental burden of disease. ISBN 92 4 1546204. WHO, Geneva. http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/en/9241546204.pdf

Prüss-Ustün A. and Corvalán C, 2006. Preventing disease through healthy environments – Towards an estimate of the environmental burden of disease. World Health Organization, Geneva. http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf

Prüss-Ustün A, Vickers C, Haeffliger P, Bertollini R. Knowns and unknowns on burden of disease due to chemicals: a systematic overview. *Environmental Health*, 10:9, 2011. <http://www.ehjournal.net/content/10/1/9>

Rable A and de Nazelle A. Benefits of shift from car to active transport. *Transport Policy*, 19, 121-131, 2012.

Radon Mapping project, 2008.

http://ec.europa.eu/dgs/jrc/index.cfm?id=1410&obj_id=5450&dt_code=NWS&lang=en

Raub JA et al. (2000). Carbon monoxide poisoning - a public health perspective. *Toxicology*, 145:1-14.

Rumchev KB, Spickett JT, Bulsara MK, Phillips MR, Stick SM, 2002. Domestic exposure to formaldehyde significantly increases the risk of asthma in young children. *Eur Respir J* 2002; 20: 403- 408.

Sam-Lai NF, Saviuc P, Daniel V (2003). Carbon monoxide poisoning monitoring network: a five-year experience of household poisonings in two French Regions. *Clinical Toxicology*, 41:349-353.

Schildcrout, J. S., L. Sheppard, T. Lumley, J. C. Slaughter, J. Q. Koenig and G. G. Shapiro. 2006. Ambient air pollution and asthma exacerbations in children: an eight-city analysis. *Am J Epidemiol*. Vol. 164 (6): 505-17.

Schmiedel S, Blettner M. The association between extremely low-frequency electromagnetic fields and childhood leukemia in epidemiology: enough is enough? *British Journal of Cancer*, 103, 931-932, 2010.

Schrojen C., Baeyens W., Schoeters G., Den Hond E., Koppen G., Bruckers L., Nelen V., Van De Mierop E., Bilau M., Covaci A., Keune H., Loots I., Kleinjans J., Dhooze W. and Van Larebeke N., Internal exposure to pollutants measured in blood and urine of Flemish adolescents in function of area of residence, *Chemosphere*, 71, 1317-1325, 2008

Schuz J, Ahlbom A. Exposure to electromagnetic fields and the risk of childhood leukemia: a review. *Radiation Protection Dosemetry*, 132, 202-211, 2008.

Schwartz, J., D. W. Dockery, L. M. Neas, D. Wypij, J. H. Ware, J. D. Spengler, P. Koutrakis, F. E. Speizer and B. G. Ferris. 1994. Acute Effects of Summer Air Pollution on Respiratory Symptom Reporting in Children. *Am J Respir Crit Care Med*. Vol. 150 (5): 1234-1242.

Selevan SG, Rice DC, Hogan KA, Euling SY, Pfahles- Hutchens A, Bethel J (2003) Blood lead concentration and delayed puberty in girls. *N Engl J Med*, 17;348(16):1527-36.

SILC, Survey on Income and Living Conditions, Published by the Stationery Office, Dublin, Ireland, 2008.

Smith KR, Jerrett M, Anderson HR, Burnett RT, Stone V, Derwent R, Atkinson RW, Cohen A, Shonkoff SB, Krewski D, Pope III CA, Thun MJ, Thurston G. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. *The Lancet* 2009; 374: 2091-2103.

Spadaro J.V. 1999. Ph.D. Thesis: Evaluation des dommages de la pollution de l'air: modélisation, études de sensibilité, et applications [Quantifying the Damages of Airborne Pollution: Impact Models, Sensitivity Analyses and Applications].

Stang A., Stausberg J., Boedeker W., Kerek-Bodden H., Jöckel K-H. Nationwide hospitalization costs of skin melanoma and non-melanoma skin cancer in Germany. *Journal compilation European Academy of Dermatology and Venereology*, 22, 65-72, 2008.

Stouthard M.E.A., Essink-Bot M.L., Bonsel G.J., Barendregt J.J., Kramers P.G.N., van de Water H.P.A., Gunning-Schepers L.J. en van der Maas P.J. 1997. Disability weights for diseases in The Netherlands. Department of Public Health, Erasmus University Rotterdam, the Netherlands.

Swaans, M. Spruyt, R. Bormans, L. Verbeke, D. Poelmans, E. Goelen, F. Geyskens, R. Swinnen. Onderzoek naar de gezondheidskwaliteit van Vlaamse woningen. Eindverslag. Studie uitgevoerd in opdracht van Toezicht Volksgezondheid. 2008/MIM/R/137

Takenaka S. et al. Carcinogenicity of cadmium chloride aerosols in Wistar rats. *Journal of the National Cancer Institute*, 70, 367-371, 1983.

Thun M. et al. Scientific basis for an occupational standard for cadmium. *American journal of Industrial Medicine*, 20, 629-642, 1991.

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

Toulemon L, Barbieri M. The mortality impact of the August 2003 heat wave in France: Investigating the 'harvesting' effect and other long-term consequences. *Population Studies-A Journal of Demography* 2008; 62: 39-53.

UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) Report to the General Assembly, 2000; Vol 1: Sources. <http://www.unscear.org/docs/reports/gareport.pdf>

(Available from http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html)

US Surgeon General (2006). The health consequences of involuntary exposure to tobacco smoke: a report of the Surgeon General.

USEPA, 2003 Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds National Academy Sciences (NAS) Review Draft Part III Chapt. 5.2.1 <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/dioxin/nas-review/>

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2008. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (Final Report). National Center for Environmental Assessment, Research Triangle Park, NC. July. Available on the Internet at <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=194645>>

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2009. Proposed NO₂ NAAQS Regulatory Impact Analysis (RIA). Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. June. Available on the Internet at <<http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/RIAs/proposedno2ria.pdf>>

Van Steertegem M. (eindred.) (2009) Milieuverkenning 2030. Milieurapport Vlaanderen, VMM, Aalst.

Van Jaarsveld HJA. A quantitative model analysis of year to year changes in concentration and deposition. Presented at the NATO CCMS meeting, Vancouver, Canada; 1990.

Verschaeve L, Decat G, Maes A. Inventarisatie van blootstellingsniveaus van niet-ioniserende elektromagnetische straling voor de bevolking in Vlaanderen, literatuurstudie, 2004.

VMM, Vlaamse Milieu Maatschappij, Afdeling Lucht, Milieu en Communicatie, Dienst Lucht, Jaarverslag luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest 2009, Jaarverslag immissiemeetnetten kalenderjaar 2009.

VMM, 2010. Lozingen in de lucht, 1990-2010.

WHO, World Health Organisation, 1987. Nickel. In: *Air Quality Guidelines for Europe*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 1987 (WHO Regional Publications, European Series, No. 23), pp. 285–296.

WHO, 1999. International Consultation on Environmental Tobacco Smoke (ETS) and Child Health. Geneva, Switzerland, Tobacco free initiative.

WHO, 2000a. Air quality guidelines for Europe; Second edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, European series No 91, Copenhagen, Denmark, <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

WHO, 2000b. Transport-related Health Effects with a Particular Focus on Children. Topic report: noise. CONTRIBUTION TO THE UNECE - WHO TRANSPORT, HEALTH AND ENVIRONMENT PAN-EUROPEAN PROGRAMME - THE PEP. Available at: <http://www.euro.who.int/Document/trt/PEPNoise.pdf>

WHO, World Health Organisation. The global burden of disease: 2004 update. Geneva. 2008. http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241563710_eng.pdf

WHO Guidelines for indoor air quality: dampness and mould, WHO Regional Office for Europe, Denmark, 2009.

WHO, 2010a. Guidelines for Indoor Air Quality: Selected pollutants. , xxv + 454 pages. ISBN 978 92 890 0213 4. Copenhagen. <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/Housing-and-health/publications/2010/who-guidelines-for-indoor-air-quality-selected-pollutants>

WHO, 2010b. World Health Organization. Health and Environment in Europe: Progress Assessment. Copenhagen. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/96463/E93556.pdf

WHO, World Health Organisation, Environmental burden of disease associated with inadequate housing. A method guide to the quantification of health effects of selected housing risks in the WHO European Region. Edited by Braubach M, Jacobs DE and Ormandy D. WHO, 2011.

Wolleswinkel-van den Bosch J.H., Stolk E.A., Francois M, Gasparini R., Brosa M. The health care burden and societal impact of acute otitis media in seven European countries: Results of an Internet survey. Vaccine 28S, G39-G52, 2010.

Woodruff TJ, Grillo J, Schoendorf KC: The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. Environ Health Perspect 1997, 105: 608-612.

8 Appendix

Tabel 32: Bevolkingsgegevens Vlaanderen 2008

Groep	Aantal²⁶
Alle leeftijdsgroepen	6161600
0 – 4j	325972
5 – 9j	322626
10 – 14j	345065
15 – 19j	366566
20 – 24j	357942
25 – 29j	386421
30 – 34j	378301
35 – 39j	434253
40 – 44j	480782
45 – 49j	477736
50 – 54j	436777
55 – 59j	393821
60 – 64j	355144
65 – 69j	285695
70 – 74j	280632
75 – 79j	244929
80 – 84j	170154
85 – 89j	85170
90 – 94j	25625
95j en meer	7989
0 – 17j	1216791
18 – 64j	3844615
65j en meer	1100194

²⁶ http://statbel.fgov.be/nl/binaries/Structuur%20v.%20d.%20bevolking%20per%20leeftijd%20en%20geslacht%20-%20Vlaams%20Gewest%20-%20Per%20jaar_finale_tcm325-114594.xls

Tabel 33: Totale ziektelast in België (*undiscounted en non age-weighted*) voor het jaar 2004 (WHO, 2008)

Gezondheidseindpunt	DALYs
Totaal kwaadaardig neoplasma	448.335
leukemie	15.977
Longkanker	105.587
Melanoom	6.346
Astma	18.450
Ischemische hartziekte	200.558
Acute infecties bovenste luchtwegen	365
Acute infecties onderste luchtwegen	30.632
Otitis media	1.184
Totaal	2.281.826
Totale sterfte	1.305.580
Totaal morbiditeit	976.246

Tabel 34: Data gebruikte blootstellingscijfers en incidentie- of prevalentiecijfers

Stressor	Jaartal data blootstelling	Jaartal incidentie/prevalentie cijfers
Benzeen	2008	- ^e
Koolstof monoxide (CO)	-	2009 ^f
Dioxines	2002-2006 ^d	- ^e
Elementair koolstof (EC)	-	-
Elektromagnetische velden (EMF)	2003	2009
Fijn stof (PM)	2011	2005-2009 ^a
Formaldehyde	2008	2004 ^g
Geluid	2009-2010	2008 ^b
Hitte	2008	2008
Lood	2002-2006 ^d	- ^e
Ni	2010	- ^e
Cd	2010	- ^e
As	2010	- ^e
Ozon in omgevingslucht	2008	2005-2009 ^c
Radon	2011	Jaarlijks gemiddelde periode 1998-2007
Schimmels en vocht	2008	Jaarlijks gemiddelde periode 2006-2008
Omgevingstabaksrook	2006-2009	2004 ^g
UV	-	2009 ^h

a: PM10 gerelateerde gezondheidseffecten berekend met relatief risico (RR)

b: Incidentie data sterfte door myocardiaal infarct

c: Ozon gerelateerde gezondheidseffecten berekend met relatief risico (RR)

d: Data biomonitoring programma Steunpunt Milieu & Gezondheid

e: Berekening gebaseerd op eenheidsrisico (UR) dus geen incidentie/prevalentie cijfers nodig

f: Berekening gebaseerd op mortaliteit en morbiditeit cijfers bij CO vergiftiging (Federaal Register CO intoxicaties)

g: Berekening gebaseerd op DALYs WHO (2008) en populatie attributieve fractie

h: Berekening gebaseerd op melanoom incidentie en sterfte

Tabel 35: Berekende externe kosten (euro) per stressor

Stressor	Externe kost (euro/jaar)
Formaldehyde	$3,447 \times 10^4$
Nikkel	$3,910 \times 10^4$
Arseen	$4,866 \times 10^4$
Cadmium	$5,011 \times 10^4$
EMF	$7,285 \times 10^4$
Benzeen	$4,912 \times 10^5$
Lood	$4,766 \times 10^5$
CO	$2,453 \times 10^7$
Hitte	$3,964 \times 10^7$
Schimmels en vocht	$7,776 \times 10^7$
Dioxines	$1,037 \times 10^8$
UV	$1,205 \times 10^8$
Geluid	$1,200 \times 10^8$
Radon	$1,538 \times 10^8$
Ozon	$2,666 \times 10^8$
Omgevingstabaksrook	$2,867 \times 10^8$
Fijn stof	$5,224 \times 10^9$
EC	$1,264 \times 10^9$

Tabel 36: Emissies nikkel, arseen en cadmium 2010 (kg/jaar)

Sector	Omschrijving	Nikkel	Arseen	Cadmium
100	bevolking	325	230	228
201	chemie	2950	109	103
202	ijzer, staal, non-ferro, metaalverwerkende industrie	1016	755	809
203	voeding- , drank- en genotsmiddelenindustrie	431	17	17
204	textiel- , schoen- , leder- en kledingnijverheid	18	1	2
205	papier- en papierwaren industrie	42	12	12
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal	618	50	118
301	winning en bewerking van steenkool			
302	Cokesoven bedrijven			
303	raffinaderijen	1670	72	235
304	productie, transport en distributie van elektriciteit en warmte (incl. productie van splijt- en kweekstoffen)	94	17	24
305	productie en distributie van gas			
403	veeteelt (stallen & opslag, weide en uitrijden van dierlijk mest)			
402	kunstmestgebruik in de landbouw			
404	brandstofverbruik in de glastuinbouw + WKK	723	17	16
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	3	5	7
407	visserij			
501	wegverkeer	575		55
502	luchtvaart			
503	zeescheepvaart binnenland en internationaal	4107	79	7
504	binnenvaart	5		1
505	spoorverkeer	1		0.213
602	aanverwanten petroleumsector			
603	afvalverwerking puntbronnen	66	99	26
605	individuele bedrijven			
601	tankstations			
604	crematoria			
606	gebouwenverwarming in de handel- en dienstensector	403	29	44
Totaal		13047	1492	1704

Antwoord op belangrijkste opmerkingen

1. Meest gebruikelijke term voor ETS of environmental tobacco smoke?

Dit werd vertaald in omgevingstabaksrook.

2. De ziektelast veroorzaakt door milieufactoren werd voornamelijk bepaald door cardio-vasculaire aandoeningen en kankers, is dit ook het geval voor de totale ziektelast?

Dit is ook het geval voor de totale ziektelast. Een grote bijdrage op de totale ziektelast wordt ook bepaald door neuro-psychische aandoeningen.

3. Opmerking op volgende tekst: “Er kan een gewicht gegeven worden aan de leeftijd waarop men een bepaalde ziekte krijgt. Men kan namelijk rekening houden met de vaststelling dat de maatschappij meer bereid is tot het investeren in het verbeteren van de gezondheid van kinderen, relatief t.o.v. volwassenen.” Opmerking was: anderen volgen de tegengestelde redenering: in volwassenen werd reeds geïnvesteerd, zodat zij economisch rendabel kunnen zijn.

Dit werd toegevoegd aan de tekst.

4. Is er een idee van de grote van het effect van zulk een leeftijdscorrectie voor de huidige samenstelling van de Vlaamse bevolking?

Uit de *European Environmental Burden of Disease study* (Hänninen en Knol, 2011; Figuur 5-1 pagina 70)²⁷ blijkt dat op Europees niveau de orde van grootte van de berekende gezondheidsimpact nauwelijks verandert en dat de volgorde in grootte van impact voor de beschouwde pollutanten identiek blijft.

5. Atmosferisch benzeen. Waarom enkel rekening gehouden met concentraties binnenshuis?

Benzeen concentraties binnenshuis worden bepaald door concentraties buitenshuis, door roken in huis en mogelijk de opslag van brandstoffen in aanpalende garages. Het gezondheidseindpunt dat beschouwd werd, was leukemie. Leukemie kan ontstaan bij blootstelling aan lage benzeen concentraties. Andere eindpunten komen enkel voor bij blootstelling aan hoge concentraties onder werkomstandigheden.

De blootstelling binnenshuis werd nu gelijk gesteld aan $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Swaans et al., 2008). Indien gekeken wordt naar benzeenconcentraties in lucht in Vlaanderen dan is dit op jaarbasis in de grootte orde van $0,8$ tot $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (VMM, luchtkwaliteit in het Vlaamse gewest, 2010)²⁸.

²⁷ <http://www.thl.fi/thl-client/pdfs/b75f6999-e7c4-4550-a939-3bccb19e41c1>

²⁸ <http://www.vmm.be/pub/jaarverslag-luchtkwaliteit-in-het-vlaamse-gewest-2010>

6. Benzeen. Werd er met cijfers betreffende leukemia of betreffende leukemia met dodelijke afloop gewerkt? In het eerste geval leidt dit tot een overschatting, maar in het tweede geval tot een onderschatting vermits de leukemie-patiënten die de aandoening overleven er niet bijgeteld worden.

Het aantal extra leukemiegevallen veroorzaakt door benzeen werd bepaald door gebruik te maken van een eenheidsrisico. Er werd met andere woorden geen rekening gehouden met achtergrond incidentie of prevalentie. Aangenomen werd dat het berekend aantal attributief aantal gevallen allen dodelijk zijn wat een overschatting is. Er zou inderdaad een correctie uitgevoerd kunnen worden met de overlevingskans maar er moet dan een inschatting gemaakt worden van de morbiditeitsimpact (gewichtsfactoren) welke minder evident is dan voor mortaliteit.

7. Koolstofmonoxide. Is er ook een poging gedaan om een inschatting te maken van de gezondheidslast door chronische intoxicatie?

Hiervoor zijn er onvoldoende gegevens o.a. voor de blootstelling.

8. Waarom werd de dosis-respons curve voor mortaliteit en de blootstelling aan PM10 niet meegenomen in de berekening?

PM2.5 is een deel van PM10. De relatie tussen mortaliteit en PM2.5 werd opgenomen in de berekening. Indien die voor PM10 ook opgenomen zou worden, zou dit zeker een dubbeltelling zijn.

9. Mogen dosis-respons curven voor fijn stof op basis van Amerikaanse data gebruikt worden in Europese berekeningen?

Transfereerbaarheid van data werd besproken in NEEDS studie (NEEDS, 2007)²⁹. Samenstelling fijn stof kan variëren tussen Europa en de V.S.A.. Zeker omdat er in Vlaanderen veel dieselwagens rijden, kan er een verschil zijn. De dosis-respons curven op basis van Amerikaanse data zijn gebaseerd op meerdere metropolen en dus op meerdere samenstellingen van fijn stof, aangezien deze ook tussen metropolen kan verschillen. Dit maakt de afgeleide dosis-respons curve robuuster. Europese epidemiologische studies bevestigen de studies uitgevoerd in de V.S.A.

10. Lood. Ook blootstelling via loden buizen in huis in rekening gebracht?

Ja, er werd met bloed lood concentraties gewerkt.

11. Anorganisch lood is toch geklasseerd als waarschijnlijk carcinogeen?

Dat klopt inderdaad, het is geclassificeerd als “mogelijk carcinogeen” volgens IARC (IARC, 2006)³⁰ en is mogelijk gerelateerd aan longkanker en maagkanker. Cohorte studies bij arbeiders blootgesteld aan relatief hoge loodconcentraties tonen in sommige gevallen een licht verhoogd

²⁹ http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_Rs1b_D3.7.pdf

³⁰ <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol87/index.php>

risico op carcinogene effecten, hoewel de resultaten beïnvloed kunnen zijn door blootstelling aan andere metalen (arseen) en roken. Dierproeven tonen in sommige gevallen een licht verhoogd risico aan bij blootstelling aan anorganisch lood bij relatief hoge concentraties. Algemeen blijft de relatie onduidelijk, vandaar mogelijk carcinogeen.

12. Is er een drempelwaarde voor lood?

Carcinogene effecten worden meestal uitgedrukt op basis van een eenheidsrisico zonder drempelwaarde, m.a.w. het extra risico op carcinogene effecten stijgt bij iedere verhoging van de blootstelling zonder dat er een drempelwaarde is waaronder geen effecten voorkomen. De effecten die wij opgenomen hebben (IQ verlies en hypertensie) maken wel gebruik van een drempelwaarde.

13. Nikkel. Werden hier hotspots meegerekend?

Ja. Nikkel concentraties in de lucht zijn op basis van Vlaamse emissies waarbij een achtergrondconcentratie werd opgeteld. Deze methode werd verkozen omdat er geen betrouwbare zware metaal emissies zijn voor het buitenland en de buitenlandse emissie bijdragen aan de achtergrond in Vlaanderen. De hogere concentraties rond hot spots zijn zeer lokaal.

14. De US EPA hanteert een eenheidsrisico verschillend dan dat van de WHO! De US- EPA schat het bijkomend risico op longkanker t.g.v. levenslange blootstelling aan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arseen $4,3 \times 10^{-3}$. Dit betekent dat bij een levenslange blootstelling aan $0,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ het extra risico op longkanker 1 op de 10^6 bedraagt.

Dat klopt. Wij hebben hier de WHO gevolgd. De EC hanteert trouwens nog een andere benadering. Voor het carcinogeen risico bij As inhalatie blootstelling hanteert de EC(2001)³¹ geen eenheidsrisico, maar wordt er een grenswaarde gehanteerd op basis van een pseudo-drempel benadering. Er is immers onvoldoende bewijs voor de genotoxische werking van As, wat een drempelbenadering impliceert (EC,2001).

Indien het eenheidsrisico vermeld door USEPA i.p.v. dat van de WHO gebruikt zou worden, zou het aantal DALYs drie maal hoger zijn.

15. Arseen. Kan een achtergrondwaarde groter zijn dan concentraties op basis van de Vlaamse emissies?

Ja dat kan. In de achtergrond werd rekening gehouden met buitenlandse emissies.

16. Cadmium. Zit ook in sigarettenrook.

Dat klopt. Cadmium concentraties zijn hier voor buitenlucht zodat overlap met sigarettenrook miniem is.

³¹ http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf

17. Cadmium. Er zijn ook effecten zoals verstoorde nierwerking, verstoorde botvorming, verhoogde bloeddruk of is dit vooral via drinkwater en voeding?

Inderdaad systemische effecten. Grootste opname cadmium via voeding.

18. Cadmium. In haar concept voor de herbeoordeling van cadmium heeft US-EPA (1999) een gewijzigd unit risk afgeleid van 4.15×10^{-3} . Dit betekent dat bij een levenslange blootstelling aan $0,2 \text{ ng/m}^3$ het extra risico op longkanker 1 op de 10^{-6} bedraagt.

We hebben de methodologie van de WHO gevolgd.

Indien het eenheidsrisico vermeld door USEPA i.p.v. dat van de WHO gebruikt zou worden, zou het aantal DALYs drie maal hoger zijn.

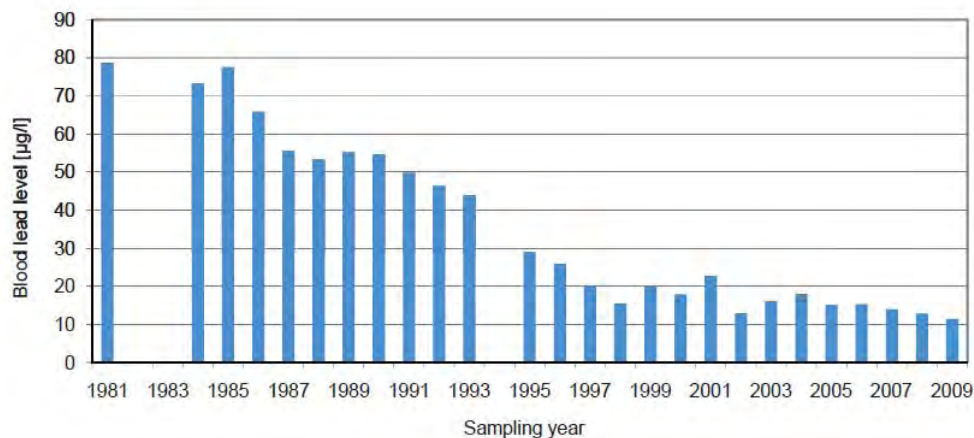
19. Externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan geluid werden berekend met een bescheiden eenheidskost van 25 euro per huishouden per jaar per decibel boven L_{den} niveaus van 50-55 dB (EEA, 2010). Kan je kort weergeven wat deze kostprijs inhoudt?

Dit is niet vermeld in het rapport van de EEA (2010). Dit zou verder onderzocht moeten worden.

20. Bloed lood. Concentraties gebruikt van biomonitoringscampagne 2002-2006. Waarom werden de cijfers van 2010 niet gebruikt.

Dit zou inderdaad kunnen. Zijn deze reeds gepubliceerd in de peer reviewed internationale literatuur?

Het effect zou trouwens miniem zijn aangezien de grootste daling in bloed lood concentraties plaatsgevonden heeft eind jaren tachtig en de jaren negentig. Volgende figuur toont dat de bloed lood concentraties in Duitse studenten relatief stabiel is de laatste jaren.



Bloed lood concentraties in Duitse studenten te Münster (1981-2009; geometrisch gemiddelde in µg/l; www.umweltprobenbank.de)

21. In het achtergronddocument milieu, mens en gezondheid (MIRA, 2004; laatst bijgewerkt 2007³²) kwam men tot een schatting van het aantal DALYs gerelateerd aan geluid die drie keer hoger lag dan huidige schatting?

Dit klopt. De eenvoudige berekening die toen uitgevoerd werd veronderstelde dat 12% van de Vlaamse bevolking ernstige hinder ondervond en dat 8% van de Vlaamse bevolking ernstige slaapverstoring ondervond. Deze cijfers, gebaseerd op SLO enquête, kunnen terug gevonden worden in het rapport achtergronddocument lawaaihinder³³ van 2004.

Huidige berekening gaat uit van de cijfers van LNE voor belangrijke geluidsbronnen (wegen >6 miljoen passages/jaar, spoorwegen>60.000 passages per jaar). Deze moeten binnen de Europese END milieu Directive gerapporteerd worden. Dit verklaart mogelijk het grootste verschil.

Verder zijn er verschillen in ernstfactoren (in de vroegere schatting voor ernstige hinder en ernstige slaapverstoring gelijk gesteld aan een triangulaire verdeling met minimum 0,002 maximum 0,12 en meest waarschijnlijke waarde 0,01; in huidige berekening 0,021 voor ernstige hinder en 0,07 voor ernstige slaapverstoring), de drempelwaardes waaronder geen effect plaatsvindt.

22. De definitie van de nacht is mogelijk verschillend in Europa en Vlaanderen – vermeld hier de definiëring.

- L_{night} is het gewogen gemiddelde geluidsniveau over lange termijn, als gedefinieerd in ISO 1996-2:1987, vastgesteld over alle nachtperiodes van een jaar; waarbij

- de dag twaalf uren telt, de avond vier uren en de nacht acht uren; de Vlaamse Regering mag de avondperiode met één of twee uur inkorten en de dag- en/of nachtperiode dienovereenkomstig verlengen, op voorwaarde dat dit voor alle bronnen geldt en hij de Europese Commissie informatie verstrekt over de systematische afwijking van de standaardwaarde;

- het begin van de dag (en derhalve het begin van de avond en de nacht) door de Vlaamse Regering wordt gekozen (die keuze moet identiek zijn voor lawaai van alle geluidsbronnen); de standaardwaarden zijn 7.00-19.00 uur, 19.00-23.00 uur en 23.00-7.00 uur plaatselijke tijd.

23. Emissies zware metalen. Vermelden welke emissies als basis gebruikt warden (bron en jaar van publicatie); best ook vermelden of hierbij punt en/of diffuse emissies zijn opgenomen.

Aangepast. Zie bijlage.

24. Bevat deze totale ziektelast ook de ongevallen?

³² http://www.milieurapport.be/Upload/main/miradata/MIRA-T/03_gevolgen/03_01/AG_mens_gezondheid.pdf

³³ http://www.milieurapport.be/Upload/main/miradata/MIRA-T/02_themas/02_07/AGLawaaihinder.pdf

De totale ziektelast bevat ook ongevallen maar dit is slecht 9% van de totale ziektelast gerapporteerd door de WHO. Indien ongevallen uit de totale ziektelast gehaald worden, zou de EBD 9% zijn van de totale ziektelast.

25. Algemeen wordt weinig verandering van de blootstelling aan dioxines verwacht (Hänninen & Knol, 2011). Hoe valt dit te rijmen met dalende concentraties in moedermelk (WHO studie)?

Huidige blootstelling (1,9 pg TEQ/kg/dag) is gebaseerd op studie van Bilau et al. (2008). In de studie van Focant et al. (2002)³⁴ werd een schatting gemaakt van 2,0 pg TEQ/kg/dag.

Het is moeilijk om te zeggen of er nu een dalende trend zal zijn, gezien methodes die de inname schatten verschillen en er weinig blootstellingsdata beschikbaar zijn.

26. Mogelijke overschatting door natuurlijk fijn stof mee te nemen Natuurlijk stof is wellicht minder schadelijk, maar dit is niet zomaar hard te maken (bv. reactiviteit van zeezout); daarnaast is het zo dat de dosis-respons relaties ook op basis van studies die eveneens het natuurlijke fijn stof meenemen. Dit leidt niet noodzakelijkerwijs tot een overschatting.

OK aangepast.

27. Omgevingstabaksrook. Waarom worden prevalentiecijfers opgesplitst in leeftijdscategorieën als de cijfers toch allemaal het zelfde zijn? Of zijn de cijfers niet correct?

Cijfers zijn correct. Zijn op basis van enquête en opgenomen in model. Indien er in de toekomst toch leeftijdspecieke en gender afhankelijke blootstellingscijfers beschikbaar komen, kunnen deze ingevuld worden.

28. Radon. Commentaar op volgende tekst: “In huidige berekening werd een relatief risico gebruikt dat mogelijk rekening houdt met de achtergrondincidentie van longkanker door roken (RR: 1,0016 per Bq/m³; CI: 1,0005-1,0031; Darby et al., 2005).” Zo geformuleerd is het niet duidelijk of al dan niet rekening wordt gehouden met de achtergrondincidentie van longkanker door roken.

OK aangepast. Correctie voor roken.

29. Er is een synergetisch effect voor de ontwikkeling van longkanker bij blootstelling aan radon en omgevingstabaksrook. Commentaar was dat dit ook voor metalen geldt.

Dat is niet aangetoond voor metalen! Wanneer er zowel blootstelling aan radon als tabaksrook is, is er een synergetische effect³⁵. Mensen die blootgesteld worden aan tabaksrook hebben een veel

³⁴ <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12117051>

³⁵ <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10479611>

groter risico om longkanker te ontwikkelen door de blootstelling aan radon dan mensen die niet blootgesteld worden aan tabaksrook.

30. De geluidskaarten geven enkel L_{den} 's en L_{night} 's. Hoe werd de $L_{day,16h}$ daaraan gekoppeld?

Zie EEA (2010). L_{day} werd benaderd door te stellen dat $L_{day} = L_{den} - 2 \text{ dB(A)}$.

31. Stemt de term externe kosten overeen met de definiëring hiervan binnen MIRA?

Definiëring binnen MIRA: Externe kosten zijn externaliteiten die gemonetariseerd zijn. Dit zijn kosten die ten laste vallen van derden zonder dat deze daarvoor via de markt compensaties betaald krijgen. Deze externe kosten behoren dus niet tot de private kosten van één van de doelgroepen of de overheid maar ze vormen wel een kost voor de maatschappij (Ochelen & Putzeijs, 2007).

De gebruikte terminologie in deze studie stemt overeen met de definitie binnen MIRA.

32. Klopt het dat EC berekening minder DALYs heeft dan berekening voor fijn stof?

Dit klopt inderdaad in deze berekening. Er wordt hier uitgegaan van gemodelleerde EC concentraties op een plaats, zonder rekening te houden met een tijdsactiviteitspatroon. De helft van een persoonlijke EC dosis wordt verkregen wanneer men niet thuis is (m.a.w. in transport etc.).

Voor PM_{2,5} wordt uitgegaan van een jaarlijkse concentratie voor gans Vlaanderen. Blootstelling aan EC is moeilijker te bepalen gezien de grote variatie.

33. Wat is nieuw in deze calculator?

- Impactberekening blootstelling aan omgevingstabaksrook volgens WHO model
- Impactberekening blootstelling aan UV-licht volgens WHO model
- Impactberekening blootstelling aan radon op lokaal niveau
- Impactberekening geluid volgens nieuwe EEA (2010) richtlijnen
- Impactberekening blootstelling aan hittestress
- Impactberekening blootstelling aan schimmels en vocht in huis

34. Wat zijn de leemtes in deze studie?

In een bredere context gezien, moet er meer aandacht besteed worden aan de blootstelling, namelijk geaggregeerde blootstelling en multitoxiciteit. Huidig onderzoek gaat ook in die richting. Verder zou de blootstelling beter moeten gespecificeerd worden (denkend in termen van individuele blootstelling of het exposome), onder andere rekening houdend met tijdsactiviteitspatronen. Een tweede punt zijn de kosten en baten (DALYs, externe kosten) van preventieve acties. Huidige indicatoren geven een beeld van de huidige ziektekost en ziektelast maar zeggen niets over verandering. Ze geven een idee van prioriteitstelling voor het beleid. Een

deel dat nog ontbreekt, wanneer de DIPSIR keten beschouwd wordt, is de terugkoppeling van beleidsacties. Er zijn veel monitoring data beschikbaar binnen het Steunpunt Milieu en Gezondheid en het zou nuttig zijn deze data te gebruiken om het effect van preventieve acties te becijferen. Ook bij de dienst Toezicht Volksgezondheid zijn een enorme hoeveelheid gezondheidsdata beschikbaar. Deze incidentie en prevalentie data van ziektes en sterfte zijn nodig om de ziektelast veroorzaakt door milieufactoren te kwantificeren maar zijn zeker ook nuttig om a) de totale ziektelast in Vlaanderen te actualiseren, b) dosis-respons curves tussen pollutant en effect te bepalen of verbeteren en c) preventieve acties uit te werken. Ten derde is er een leemte wat betreft het kwantificeren van effecten bij kinderen, scholieren. Er wordt een verhoogd risico op longfunctievermindering waargenomen bij kinderen die dicht bij drukke snelwegen wonen. Het is niet zeker welke pollutant deze effecten veroorzaakt. De causaliteit tussen longfunctievermindering bij kinderen en bv. de ontwikkeling van COPD op latere leeftijd is ook niet goed genoeg gekend om in een kwantitatieve bepaling van ziektelast op te nemen. Prospectieve geboorte cohort studies³⁶ op lange termijn kunnen hier verandering in brengen.

³⁶ <http://www.birthcohorts.net/>

9 Begrippen en afkortingen

AI: attributieve incidentie

As: arseen

BC: *Black Carbon* of zwarte koolstofverbindingen

BoD: *Burden of Disease* of ziektelast

B_{Pb}: bloed lood concentratie (µg/liter)

Bq: Becquerel

°C: graden Celcius

CO: koolstof monoxide

COI: *Cost Of Illness* of ziektekost

DALY: *Disability Adjusted Life Year* of potentieel verloren gezond levensjaar

DNS: Delayed Neurological Symptoms of uitgestelde neurologische symptomen

DW: Disability Weight of ernst

E: drempelwaarde

EBD of EBoD: *Environmental Burden of Disease* of ziektelast door milieufactoren

EBoDE: Environmental Burden of Disease in Europe

EC: *Elemental Carbon* of elementair koolstof

EMF: *Electromagnetic Fields* of elektromagnetische velden

f: fractie van de populatie die blootgesteld is

°F: graden Fahrenheit

FANC: Federaal Agentschap Nucleaire Controle

Hg: kwik

HSD: High Sleep Disturbance of sterke slaapverstoring

I: incidentie

IARC: *International Agency for Research on Cancer* of internationaal agentschap voor onderzoek naar kanker

IQ: Intelligentie Quotiënt

IQR: InterQuartile Range of interkwartiel afstand

L: duur van ziekte/beperking

L_{day}: geluidsniveau gedurende dag (dB)

L_{den}: geluidsniveau gedurende dag en nacht (dB)

L_{night}: geluidsniveau gedurende nacht (dB)

OR: odds ratio

MMK: Medisch MilieuKundigen

Ni: nikkel

PAF: populatie attributieve fractie

Pb: lood

PCB: polychloorbifenyl

PM: Particulate Matter of fijn stof
 PNS: Persistent Neurological Symptoms of persistente neurologische symptomen
 RAD: Restricted Activity Day of dag met beperkte activiteit
 Rn: radon
 RR: relatief risico
 SHS: *SecondHand Smoke* of blootstelling aan omgevingstabaksrook
 SILC: Survey on Income and Living Conditions of onderzoek naar inkomen en levenscondities
 SOMO35: *Sum Of Means Over 35 ppb* of som van dagelijks maximaal 8h concentraties van ozon
 boven 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 μT : micro Tesla
 TEQ: toxische equivalenten
 UR: eenheidsrisico
 UV: ultraviolet straling
 VLYL: value of a life year lost
 WHO: *World Health Organisation* of WereldGezondheidsOrganisatie
 WLD: Work Loss Day of verloren werkdag
 WTP: *Willingness To Pay* of bereidheid tot betalen ter preventie van bv. ziekte
 YLD: *Years Lived with Disability* of jaren geleefd met beperking/ziekte
 YLL of YOLL: *Years of Life Lost* of potentieel verloren gezonde levensjaren