

Eindrapport

Ontwikkelen van een methodiek die de gezondheidsimpact in kaart brengt van infrastructuurprojecten die wegverkeer dragen of genereren

Katleen De Brouwere (VITO), Jorgen Buekers (VITO), Katelijne Verhaegen (Technum), Anne Temmerman (Technum)

Studie uitgevoerd in opdracht van: Agentschap Zorg en Gezondheid
2015/MRG/R/0463

December 2015



VITO NV

Boeretang 200 - 2400 MOL - BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 - Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be - www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 375-1117354-90 ING
BE34 3751 1173 5490 - BBRUBEBB

SAMENSTELLING STUURGROEP

Een groep van experts en beleidsmakers uit verschillende disciplines heeft de opdrachtnemers van deze studie geadviseerd bij het uitvoeren van deze studie:

- Stefan Acke (Zorg & Gezondheid - opdrachtgever)
- Tanya Moens (Zorg & Gezondheid - opdrachtgever)
- Veronique Smeets (LNE dienst MER)
- Sarah De Munck (LNE dienst MER)
- Sven Wouters (LNE dienst MER)
- Natacha Claeys (LNE, dienst Lucht)
- Lieslotte Wackenier (LNE, dienst Lucht)
- Daan Van Brusselen (UGent)
- Gunther Van Broeck (LNE, dienst Milieuhinder)
- Thomas Verbeek (UGent)
- Rob Ghyselen (LNE dienst MER)
- Sandra Geerts (LNE, dienst Milieuhinder)
- Ann Buytaert (Agentschap Wegen en Verkeer)
- Barbara Vanhooreweder (Agentschap Wegen en Verkeer)
- Rudi Geens (LNE, dienst Milieuhinder)
- Caroline Teughels (LNE, dienst Milieu & Gezondheid)

SAMENVATTING

In Vlaanderen wordt een groot deel van de ziektelast, bepaald door blootstelling aan milieufactoren, veroorzaakt door luchtverontreiniging en geluidshinder, o.a. afkomstig van het wegverkeer. In een milieueffectrapport (MER) is het daarom belangrijk om de gezondheidssimpact in kaart te brengen van infrastructuurwerken die wegverkeer dragen of genereren. Het doel van deze studie was om een wetenschappelijk onderbouwde, uniforme methode uit te werken om een schatting te maken van de gezondheidssimpact veroorzaakt door infrastructuurwerken. De bedoeling is om de methodiek in een latere fase te implementeren in het MER-richtlijnenboek Mens en Gezondheid, en aldus toe te passen in MER-dossiers betreffende infrastructuurwerken die wegverkeer dragen of genereren.

In een eerste deel van de studie werd een screening van een tiental relevante bestaande plan- en project-MER's uitgevoerd, en werd een overzicht gemaakt van buitenlandse literatuur om inzicht te krijgen in gangbare praktijken en reeds bestaande methodes. Hieruit kwam naar voren dat het deel "Mens en Gezondheid" meestal zeer summier besproken wordt in MER-dossiers van infrastructuurwerken en dat dit meestal beperkt is tot het toetsen aan (wettelijke) normen en/of gezondheidkundige advieswaarden voor luchtpollutie en geluidshinder, zonder dat de gezondheidssimpact gekwantificeerd wordt. Daarnaast werd duidelijk op basis van buitenlandse literatuur, o.a. in Nederland, dat er ook geijverd wordt in het buitenland om gezondheid een belangrijkere plaats te geven in MER-dossiers. Belangrijk is dat bij de gebruikte methode de gezondheidssimpact ("mensen") in beeld moet komen, wat veel verder gaat dan toetsing aan wettelijke normen. Als indicatoren van gezondheidssimpact worden bijvoorbeeld schattingen van daling of stijging in vroegtijdige sterfte, levensverwachting en aantal (ernstig) gehinderden en slaapverstoring gehanteerd.

Op basis van buitenlandse en wetenschappelijke studies, werd een methode uitgewerkt om de gezondheidssimpact kwantitatief te bepalen in het kader van MER's gerelateerd aan infrastructuurwerken, als aanvulling op de bestaande algemene MER-methodiek.

In de disciplines Lucht en Geluid in een MER worden respectievelijk luchtkwaliteit en geluidshinder getoetst aan de bestaande Europese en Vlaamse wettelijke normen. In de discipline Mens-Gezondheid gaat de aandacht naar gezondheidssdeskundige advieswaarden vastgesteld door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO). In deze methodiek wordt als eerste stap dan ook een toetsing voorgesteld ten aanzien van deze advieswaarden.

Om verder een onderscheid te kunnen maken tussen te verwachten gezondheidseffecten bij vergelijking van verschillende verkeersscenario's, planvarianten of maatregelen, worden, als tweede stap, enkele 'kern'-dosis-effectrelaties voor luchtpollutie (Elementair Koolstof (EC), fijn stof (PM_{2,5}) en stikstofdioxide (NO₂)) en geluidshinder toegepast.

De geselecteerde 'kern'-dosis-effectrelaties zijn gebaseerd op grote epidemiologische studies waarin de relatie tussen blootstelling aan fijn stof (PM_{2,5}, EC), NO₂ en gezondheidseffecten (sterftes, levensverwachting en longfunctie bij kinderen) gekwantificeerd werden. De dosis-effectrelatie voor longfunctie (voor NO₂) bij kinderen werd meegenomen om voldoende aandacht te hebben voor gezondheidssimpact bij kwetsbare groepen.

De beschouwde luchtpolluenten zijn PM_{2,5} en als onderdeel hiervan EC, en stikstofdioxide (NO₂). De WereldgezondheidsOrganisatie (WHO) beschouwt PM_{2,5} nog altijd als de belangrijkste pollutant om het effect van luchtpollutie op gezondheid te begroten (REVIHAAP & HRAPIE). Gezien EC een groot deel van de gezondheidseffecten van PM_{2,5} verklaart en gezien ook de relatie tussen verkeer en uitstoot van EC, werd tevens EC beschouwd.

Bij het toepassen van dosis-effectrelaties, worden gegevens vanuit de MER-disciplines Geluid en Lucht (namelijk absolute luchtconcentratiekaarten en verschilkaarten (voor PM_{2,5}, NO₂, EC) en geluidskaarten (voor L_{den} en L_{night})) gecombineerd met bevolkingsgegevens (aantallen en locaties), en nationale gezondheidsstatistieken om zodoende de bevolkingsgewogen gezondheidsimpact te schatten. Als indicatoren voor gezondheidsimpact worden voor luchtpollutie cijfers van sterftes, levensverwachting en longfunctie (bij kinderen), en voor geluidshinder cijfers van ernstige hinder en slaapverstoring, gegenereerd.

Op die manier kunnen ook gezondheidseffecten voor luchtconcentratiewaarden en geluidshinder onder de wettelijke normen geëvalueerd en vergeleken worden tussen verschillende scenario's. Zodoende kan ook geanalyseerd worden in welke zones van het studiegebied er gezondheidswinst- of verlies geboekt wordt tussen verschillende scenario's, en kunnen milderende maatregelen voorgesteld worden in zones waar de voorspellingen een negatieve gezondheidsimpact geven.

De methode bevat ook een aantal minimale vereisten voor spatiale of ruimtelijke resolutie van de data (pollutie en bevolking) om de impact zo exact mogelijk te berekenen en daarbij het onderscheidend vermogen tussen scenario's te vergroten (bijvoorbeeld advies voor gebruik niet-reguliere rooster bij IFDM-modellering; IFDM: *Immission Frequency Distribution Model*).

Naast het kwantificeren van negatieve impact van luchtverontreiniging, maakt de methode ook gebruik van dosis-effectrelaties voor de positieve impact van de aanwezigheid van groene ruimte op gezondheid. Immers, indien in een infrastructuurproject bijkomende groene ruimte gecreëerd wordt, dient dit gunstig effect op de gezondheid ook meegenomen te worden in de totale evaluatie. Anderzijds, dient ook het ongunstig effect bij afname van groene ruimte in rekening gebracht te worden. Hiervoor zijn rekenmodules uit de natuurwaardeverkenner¹ bruikbaar.

De methode laat toe gezondheidsimpact te kwantificeren, uitgedrukt in aantal sterftes, daling levensverwachting en longfunctie (bij kinderen) voor luchtpollutie en uitgedrukt in ernstige hinder en slaapverstoring in het studiegebied voor geluidshinder. Toch dienen twee belangrijke bedenkingen gemaakt te worden bij het interpreteren van de resultaten.

Ten eerste moet men er zich van bewust zijn dat de voorgestelde impact (aantal sterftes, daling levensverwachting, longfunctie (bij kinderen), ernstige hinder en slaapverstoring) een onderschatting zal zijn van de werkelijk impact van luchtpollutie en geluidshinder. In werkelijkheid zijn deze ernstige effecten slechts een deel van de totale gezondheidsimpact inclusief minder ernstige symptomen. Voor luchtpollutie zijn de beschouwde effecten een voorafspiegeling van 'mildere' effecten (bvb. astma, cardiovasculaire ziektes, ziekenhuisopnames, etc.) waarvan ook een oorzakelijk verband met luchtverontreiniging werd aangetoond in de wetenschappelijke literatuur (dit wordt de '*pyramid of health effects*' genoemd).

Ten tweede moet men zich van bewust zijn van onzekerheden die gepaard gaan bij het toepassen van deze dosis-effectrelaties - opgesteld voor een bepaalde populatie en studiegebied - naar andere gebieden (zoals de studiegebieden in een MER). Hierbij worden onvermijdelijk veronderstellingen gemaakt betreffende vergelijkbaarheid van bevolkingsopbouw, gevoeligheid van populaties en achtergrond-incidentiecijfers etc. Zeker bij extrapolatie naar kleinere studiegebieden zijn de onzekerheden van deze orde dat de cijfers moeilijk als dusdanig (absoluut) kunnen gebruikt worden. Vermits bij vergelijking van scenario's voor een studiegebied steeds dezelfde onzekerheden meespelen, is het wel mogelijk om de resultaten relatief te gebruiken bij vergelijking van verschillende scenario's voor een bepaald studiegebied.

¹ <http://natuurwaardeverkenner.be/nwv2/>

Kortom, gezien deze onzekerheden is het aan te raden de resultaten van de methode met grote voorzichtigheid te gebruiken in risico-communicatie, en is het te vermijden om de gezondheidssimpact absoluut te interpreteren.

In het laatste deel van de studie werd de methodologie toegepast op twee voorbeeldcases betreffende luchtpollutie en geluidshinder uit bestaande MER's. Hieruit bleek dat de methode werkbaar is, mits het maken van een aantal aannames (bvb. afwezigheid van locatiespecifieke bevolkingsgegevens, hetgeen voorlopig opgelost werd door gebruik te maken van het publiek toegankelijk CRAB-adressenbestand en een algemene bezettingsgraad van de woningen). Na toepassing wordt tevens duidelijk dat de methode ook toelaat om de winst- en verlieszones te identificeren, en dit als blootstellingsgewogen getallen (m.a.w. sterk verontreinigde zones waar geen bewoning aanwezig is - of gepland is - weegt veel minder door dan zones waar een grote bevolkingsdichtheid is).

Een optimalisatie van afstemming van bevolkingskaarten (kaarten met geografisch gekoppelde cijfers i.v.m. bewoning) en luchtpollutie en geluidshinder in de bestaande modellen zou technisch een sterke meerwaarde zijn om vlot de gezondheidssimpact te berekenen. Tenslotte moet er voldoende aandacht uitgaan naar een voorzichtige interpretatie en risico-communicatie naar de burgers en naar de beleidsmakers.

INHOUD

Samenstelling stuurgroep	I
Samenvatting	II
Inhoud	V
Lijst van afkortingen	VII
HOOFDSTUK 1. Inleiding	1
1.1. <i>Situering van deze studie</i>	1
1.2. <i>Doelstellingen van deze studie</i>	1
1.3. <i>Opbouw van deze studie</i>	2
HOOFDSTUK 2. Screening, inventarisatie en omgekeerde denkoefening	3
2.1. <i>Screening van bestaande mer-dossiers met betrekking tot infrastructuurwerken (taak 1.1)</i>	3
2.1.1. Geselecteerd MER-dossiers ter screening	3
2.1.2. Criteria bij screening	4
2.1.3. Inventarisatie van de screening	4
2.1.4. Algemene bevindingen en besluit van de screening van de MER dossiers	5
2.1.5. Besluit screening MER's	9
2.2. <i>Screening van de bestaande richtlijnenboeken (TAAK 1.2)</i>	10
2.2.1. Richtlijnenboek Mens-Gezondheid	10
2.2.2. Richtlijnenboek Wegen	18
2.2.3. Richtlijnenboek Stadsontwikkeling en Recreatie	22
2.2.4. Richtlijnenboek Geluid & Trillingen (2011)	25
2.2.5. Richtlijnenboek Lucht	25
2.2.6. Besluit	27
2.3. <i>Screening van buitenlandse methodes gezondheidsimpact bij infrastructuurprojecten (taak 1.3)</i>	28
2.3.1. Methode voor opzoeken van informatie	28
2.3.2. Nederland	28
2.3.3. Zweden	42
2.3.4. UK	43
2.3.5. Ierland	44
2.3.6. US	45
2.3.7. Frankrijk	46
2.3.8. Besluit	46
2.4. <i>Omgekeerde denkoefening</i>	46
HOOFDSTUK 3. Voorstel voor afkapgrootte	47
HOOFDSTUK 4. Methodiek	49
4.1. <i>Stappenplan analyse gezondheidsimpact infrastructuurwerken</i>	50

4.2.	<i>stap 1A: afbakenen studiegebied</i>	52
4.2.1.	Samenvattend kaartje stap 1A _____	52
4.3.	<i>stap 1B: beschrijving en dataverzameling ruimtegebruik en betrokken populatie</i>	52
4.3.1.	Informatiebronnen voor ruimtegebruik en betrokken populaties _____	54
4.3.2.	Samenvattende tabel STAP 1B _____	54
4.4.	<i>STAP 2: identificatie relevante omgevingsfactoren</i>	56
4.4.1.	Wetenschappelijke achtergrond voor keuze meest relevante stressors _____	56
4.4.2.	Indicatoren voor geluid _____	63
4.4.3.	Indicatoren voor aanwezigheid groene ruimte _____	63
4.5.	<i>STAP 3: inventarisatie blootstellingsdata (lucht en geluid)</i>	64
4.5.1.	Ruimtelijke resolutie blootstelling lucht _____	64
4.5.2.	Temporele resolutie luchtconcentraties: _____	70
4.5.3.	Ruimtelijke resolutie blootstelling geluid _____	70
4.5.4.	Temporele resolutie blootstelling geluid _____	72
4.6.	<i>STAP 4: berekenen gezondheidsimpact</i>	74
4.6.1.	STAP 4A: 'screenings' Toetsingskader: wetenschappelijke advieswaarden en wettelijke normen _____	74
4.6.2.	STAP 4B: Dosis-responscurves _____	76
4.6.3.	STAP 4C: toepassen dosis-responscurves op blootstellingskaarten _____	89
4.7.	<i>STAP 5: beoordeling: interpretatie van resultaten dosis-responscurves</i>	91
4.7.1.	Beoordelingskader _____	93
4.7.2.	Onzekerheden gebruik van dosis-responscurves _____	95
4.7.3.	Cumulatie van effecten _____	96
4.7.4.	Interpretatie: "indicatoren" als weerspiegeling van een veel bredere waaier aan effecten	97
4.8.	<i>Voorbeelden toepassing methodiek</i>	98
4.8.1.	Luchtpollutie _____	98
4.8.2.	Voorbeeld geluid _____	103
Annex 1: omgekeerde denkoefening (ppt stuurgroepvergadering 18 sept 2015) _____		109
Literatuurlijst _____		128
Bijlage A _____		131
Bijlage B: afleiden van impactfuncties _____		134

LIJST VAN AFKORTINGEN

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BC	Black Carbon
CAR-model	Calculation of Air pollution from Road traffic
CRAB	Centraal Referentieadressenbestand
DALY's	Disability Adjusted Life Years
DOH	Department of Health
EC	Elemental Carbon (Elementaire koolstof)
EIA	Environmental Impact Assessment
EPA	Environmental Protection Agency
FVC	Forced Vital Capacity
GES	Gezondheid Effect Screening
GGD	Geneeskundige en Gezondheidsdienst (van Nederland)
GRW	Gezondheidskundige Referentiewaarden
HBM	Human Biomonitoring
HIA	Health Impact Assessment
HRAPIE	Health risks of air pollution in Europe
(H)SD	(highly) Sleep Disturbance
IA	Impact Assessments
IFDM traffic	Immission Frequency Distribution Model traffic
LNE	Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
M&G	Milieu & Gezondheid
MER	Milieu Effect Rapport
NIBM	(Plan die) niet in betekende mate bijdraagt
PM	Particulate Matter (fijn stof)
REVIHAAP	Review of evidence on health aspects of air pollution
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RLB	RichtLijnenBoek
RR	Relatieve Risico's
SES	Socio-Economische Status
SRM	Standaard Rekenmethode
TDi	Tolerable Daily Intake
TLV	Threshold Limit Values
TRANSPHORM	Transport related Air Pollution and Health impacts
VLAREM	Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning
VOS	Vluchtige Organische Stof
WHO	World Health Organization

HOOFDSTUK 1. INLEIDING

1.1. SITUERING VAN DEZE STUDIE

Burgers worden blootgesteld aan milieuvervuilende factoren die de gezondheid kunnen schaden zoals chemische agentia in lucht, water, voeding of bodem, naast fysische en biologische factoren. Het team Milieugezondheidszorg van de afdeling Preventie van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid beoogt een daling van de door milieuvervuiling veroorzaakte ziektelast in Vlaanderen: het voorkomen, de vroegdetectie van en interventie bij milieugezondheidsschade.

Luchtverontreiniging en geluidsoverlast door wegverkeer dragen voor een groot stuk bij aan de milieuziektelast in Vlaanderen (Buekers et al., 2012). In dossiers waarin het gezondheidskundig advies van Zorg & Gezondheid gevraagd wordt, is het niet altijd evident om tot een bevattelijke gedragen gezondheidskundige beoordeling te komen van de invloed van grote infrastructuurprojecten die verkeer dragen of genereren op de bevolking die zich in de invloedzone van deze infrastructuurprojecten bevindt.

Zoals ook in de adviezen van de Hoge Gezondheidsraad en van de SAR WGG ligt de belangrijkste focus op kwetsbare groepen zoals scholen, kinderopvangvoorzieningen, woonzorgcentra, ...

In het regeerakkoord wordt gewezen op het belang van het objectiveren van toekomstige grote infrastructuurprojecten. Een éénduidig gezondheidskundige inschattingsmethodiek en gezondheidskundig beoordelingskader is één van de noodzakelijke voorwaarden hiervoor. Dit is een concrete uitwerking van het “health in all policies”-principe van de WereldGezondheidsOrganisatie, dat ook in de beleidsnota van minister Vandeuren staat vermeld.

1.2. DOELSTELLINGEN VAN DEZE STUDIE

De gezondheidsimpact van infrastructuurprojecten die wegverkeer genereren of dragen kan objectief en cijfermatig in kaart gebracht worden op MER-niveau. MER-deskundigen beschikken hiertoe over indicatoren of methodieken om de gezondheidsimpact ten gevolge van infrastructuurprojecten die wegverkeer genereren of dragen objectief en cijfermatig in kaart brengen. Tot nu toe is hiervoor echter nog geen algemene standaardmethodiek beschikbaar.

Als output voor deze opdracht worden er een methodiek aangeleverd die kwantitatief de milieugezondheidsimpact in beeld brengt van toekomstige infrastructuurprojecten die wegverkeer genereren of dragen. De methodiek beschrijft welke indicatoren moeten verzameld worden en op welke manier deze dienen geïnterpreteerd te worden.

1.3. OPBOUW VAN DEZE STUDIE

Om deze doelstellingen te verwezenlijken werd de opdracht opgesplitst in 4 deeltaken.

In een eerste taak (zie hoofdstuk 2) werd een screening uitgevoerd van huidige praktijken van de uitwerking aspect Mens en Gezondheid in MER-dossiers van infrastructuurprojecten. Tevens werd gekeken naar methodes en leidraden uit andere landen, en werd bekeken hoe vanuit een wetenschappelijk standpunt de gezondheidsimpact best kan becijferd worden, en welke data hiervoor nodig zijn.

In een tweede taak (zie hoofdstuk 3) werd nagegaan of het mogelijk is om te diversifiëren, met name kan in bepaalde gevallen een beperkte gezondheidsimpact voldoende zijn, en wanneer is een uitgebreide analyse nodig?

Deze informatie uit taak 1 en 2 werd vervolgens aangewend om de methodiek uit te werken (zie hoofdstuk 4), en vervolgens werd de methodiek getest op een aantal voorbeeldcases (enkele eenvoudige, hypothetische voorbeelden).

HOOFDSTUK 2. SCREENING, INVENTARISATIE EN OMGEKEERDE DENKOEFFENING

In dit hoofdstuk wordt een stand van zaken gegeven in verband met de huidige aanpak van het aspect gezondheidsimpact bij infrastructuurwerken, en dit in verschillende bronnen:

- Uitwerking van het aspect gezondheidsimpact in MER-dossiers met betrekking tot infrastructuurwerken (taak 1.1)
- Aanpak van het aspect gezondheidsimpact in MER-richtlijnenboeken (taak 1.2)
- Aanpak in buitenlandse studies betreffende gezondheidsimpact van infrastructuurwerken (taak 1.3).

Op het einde van het hoofdstuk wordt een omgekeerde denkoefening gemaakt, waarbij de vraag gesteld wordt hoe een ideale gezondheidsimpactstudie voor infrastructuurwerken er moet uitzien, welke aspecten deze bevat, en welke informatie hiervoor nodig is om deze analyse te maken.

2.1. SCREENING VAN BESTAANDE MER-DOSSIERS MET BETREKKING TOT INFRASTRUCTUURWERKEN (TAAK 1.1)

Als eerste vertrekpunt werd geïnventariseerd welke methodes momenteel gehanteerd worden in bestaande MER-dossiers. Deze inventarisatie laat ons toe om een inzicht te krijgen in de huidige beschikbare en gehanteerde methodieken, en data die hiervoor nodig zijn (bvb. uit andere disciplines), en geeft ons ook een inzicht of er al dan niet grote verschillen bestaan in methodes, en of er een reden kan gevonden worden voor het verschil in gebruik van methodes tussen verschillende dossiers.

2.1.1. GESELECTEERD MER-DOSSIERS TER SCREENING

In deze deeltaak werden 9 MER's van infrastructuurprojecten gescreend. De 9 MER's werden gekozen uit de recente, bestaande MER's die publiek beschikbaar zijn in de MER-databank van LNE, via treftermen relevant voor 'infrastructuurprojecten die verkeer dragen of genereren' (o.a. trefwoorden: 'wegen', 'bedrijventerrein', 'ruimtelijke ordening en grondgebruik, 'stedenbouwkundige projecten').

Na overleg met de stuurgroep werden de volgende dossiers geselecteerd:

1. N8 Ieper-Veurne (PL0030 en PR0621)
2. N-Z Houthalen-Helchteren (PL0055 – versie die in 2013-2015 is hernomen)
3. Oosterweel (PL0111)
4. Aanleg voetbalstadion
 - a. 4A: Voetbalstadion Mechelen)
 - b. 4B: (Arteveldstadion Gent en aangrenzende infrastructuur);
5. Plan-MER PRUP Ooievaarsnest (PL0129)
6. Plan-MER Genk Zuid West (PL0064)
7. Strategisch MER – Ring rond Brussel (PL0063)
8. Masterplan Nieuw Zuid Antwerpen (PL0119)

Naast deze MER's werd ook de methode uit de Ringlandstudie onder de loep genomen als onderdeel van taak 1.1. De Ringlandstudie is geen MER op zich, maar werd geselecteerd als aanvulling omdat de gebruikte methode of berekening, voor het becijferen van de gezondheidssimpact ten gevolge de overkapping van de Antwerpse ring, interessant kan zijn voor deze studie. De methode werd opgesteld door een consortium van Vlaamse universiteiten (KULeuven, UGent en UHasselt).

Dus:

9. Ringlandstudie

De meeste van deze dossiers zijn vrij recent (periode 2012 – 2015; uitzondering: Genk-Zuid dateert van 2010), en opgesteld door studiebureaus zoals Technum, Antea Group, Grontmij en Arcadis.

De MER's werden geconsulteerd via de publiek beschikbare dossierdatabank MER's van de Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie; dienst MER.

2.1.2. CRITERIA BIJ SCREENING

De relevante hoofdstukken in de MER-dossiers werden gescreend op de volgende aspecten:

- Grootte en beschrijving van het studiegebied en populatie (bewoning, scholen, woonzorgcentra, kinderopvangvoorzieningen, etc.) & hoe werd het studiegebied afgebakend (welke criteria voor grenzen studiegebied?)
- Welke parameters/indicatoren van luchtverontreiniging en geluid werden gehanteerd?
- Hoe werden deze parameters/indicatoren ingeschat (kwalitatief, kwantitatief, gemeten of berekend?)
- Welk beoordelingskader werd gebruikt om gezondheidsrisico's t.g.v. blootstelling aan deze indicatoren in te schatten?
- Werden er naast het evalueren van gezondheidkundige effecten ook andere maatschappelijke aspecten geëvalueerd: zoals verslechtering van sociale cohesie in de buurt van een drukke weg, of vermindering van welbevinden door onveiligheidsgevoel van het snelle wegverkeer?
- Hoe wordt de informatie uit andere disciplines ('lucht', 'geluid en trillingen', 'mens-ruimtelijke ordening') gebruikt in het beoordelen van de gezondheidsrisico's?
- Welke milderende maatregelen werden voorgesteld (bvb. geluidschermen, bufferzones, etc.), en aan de hand van welke methodieken werden deze geselecteerd?
- Welke specifieke leemten in de kennis/voorspellingsmethoden werden vermeld?

Aspecten buiten de discipline gezondheidssimpact, bvb. invloed op tewerkstelling, invloed op natuur (fauna en flora), op patrimonium (erfgoed), kwamen niet aan bod komen in deze inventarisatie.

2.1.3. INVENTARISATIE VAN DE SCREENING

Voor elke van de MER's werden deze aspecten geïnventariseerd in een overzichtelijke matrix (bijgevoegd exceldocument 'taak 1.1. screening MERs').

2.1.4. ALGEMENE BEVINDINGEN EN BESLUIT VAN DE SCREENING VAN DE MER DOSSIERS

Op basis van deze inventarisatie, kwamen volgende algemene bevindingen, zwaktes en sterktes bij vergelijking van de verschillende MER-dossiers naar voren:

- Bij nagenoeg alle MER-dossiers uit bovenstaande lijst kwam het aspect 'gezondheid' in min of meerdere mate aan bod. Enkel de dossiers in verband met de voetbalstadia kwam het aspect gezondheid niet aan bod. Er dient wel de randbemerking gemaakt te worden dat de geselecteerde dossiers *a priori* geselecteerd werden omdat er mogelijks een interessant stuk in verband met gezondheid vermeld stond. Een vaststelling is dat de discipline gezondheid pas de laatste jaren als een volwaardige discipline in de MER's uitgewerkt wordt. Voorheen gebeurde dit niet of eerder summier en meestal op een kwalitatieve wijze en zeker niet gebaseerd op kwantitatieve doorrekeningen vanuit de 'inputdisciplines' verkeer, lucht en geluid. De recente actualisatie van de verschillende MER-richtijnenboeken en de expliciete vraag naar de uitwerking van de discipline gezondheid in de bestekken voor MER's en in de richtlijnen die de dienst MER opmaakt (onder andere mede geïnduceerd door inspraakreacties van mondige burgers, actiecomités en middenveldorganisaties) hebben aanleiding gegeven tot de recente grotere aandacht voor de discipline mens-gezondheid in MER's.
- In sommige dossiers (bvb. N8 Ieper Veurne; Noord-Zuid verbinding; Oosterweel) wordt, op basis van literatuurbronnen, besproken **welke gezondheidseffecten** de polluenten kunnen veroorzaken. In andere dossiers is deze bespreking afwezig.
- Het studiegebied werd in geen enkel van de bestudeerde MER's afgebakend in het luik "Mens en Gezondheid"; in alle dossiers werd de **afbakening van het invloedsgebied** overgenomen uit de disciplines 'Lucht & Geluid' en "Trillingen" (afbakening studiegebied verschillend naargelang de discipline.
- De **polluenten** die besproken worden in de MER's zijn enerzijds geluid en anderzijds 'klassieke' polluenten voor luchtverontreiniging, met name fijn stof (PM_{10} , $PM_{2.5}$) en NO_2 . In enkele dossiers (bvb. Nieuw-Zuid; N8 Ieper Veurne); worden ook andere polluenten (CO_2 , CO, SO_2 , UFP's (ultrafine particles) en VOS (vluchtige organische stoffen)) vermeld, zonder dat de blootstelling gekwantificeerd werd (N8 Ieper-Veurne); of wel gekwantificeerd (Nieuw-Zuid), maar niet verder meegenomen bij de beoordeling van de blootstelling. In het Oosterweel dossier werd ingezoomd op elementair koolstof (EC).
- Het feit dat geluid, PM en NO_2 besproken worden in de meeste MER's is terecht en logisch vermits deze stressors een groot deel van de milieugerelateerde ziektelast in Vlaanderen veroorzaken (Buekers et al., 2012). Echter, voor PM dient de randbemerking gemaakt te worden dat de mate en ernst van nadelige effecten van fijn stof afhangt van de samenstelling van fijn stof. Een betere kennis omtrent de samenstelling van PM zou een betere gezondheidsanalyse toelaten. Bijvoorbeeld, fijn stof beladen met PAK's is veel schadelijker voor de gezondheid dan fijn stof dat afkomstig is uit opwaaiend zout en bodemdeeltjes. Recent werd in de MER-studie Oosterweel (Parys et al., 2014) elementair koolstof (EC) meegenomen als parameter voor luchtverontreiniging. Deze parameter (onderdeel van PM) blijkt uit recente studies een betere relatie te hebben met gezondheidseffecten dan PM, en bovendien is er een beter correlatie tussen verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en EC dan tussen verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en PM.

- Als maat voor PM-blootstelling werd steeds jaargemiddelde concentraties PM en NO₂ berekend (soms aangevuld met daggemiddelde), en dit in overeenstemming met uitmiddeldingsduur van de gehanteerde toetsingswaarden. Voor geluid werden maten voor dag- en nachtgeluidsbelasting gehanteerd, ook in overeenstemming met toetsingswaarden.
- In alle dossiers werd de inschatting van blootstelling gekwantificeerd op basis van modelleringen (CAR-model, IFDMtraffic, Geonoise) van **plaatsgebonden luchtconcentraties en geluidsdruk**. Het gebruik van locatiespecifieke metingen als proxy voor (persoonlijke) blootstelling impliceert dat er wordt vanuit gegaan dat 100 % van de tijd op dezelfde locatie wordt gespendeerd (bijvoorbeeld: thuislocatie).
- In de overgrote meerderheid van de dossiers bestaat het **beoordelingskader** uit het **toetsen van blootstelling aan bestaande normen, richtwaardes en grenswaardes** (bvb. WHO-richtwaardes voor NO₂ en PM, Vlare-II-normen voor NO₂ en PM₁₀, Europese richtlijnen voor PM_{2,5}). Deze normen, en grenswaarden zijn echter dikwijls (bvb. voor fijn stof) niet enkel gebaseerd op louter gezondheidskundige beschouwingen, maar er werden in hun afleidingen ook rekening gehouden met economische belangen en haalbaarheid.
- Er wordt in de MER's echter meestal niet aangegeven of het gehanteerde blootstellingskader een louter gezondheidskundige basis heeft (gezondheidskundige advieswaarde, of er ook economische aspecten en haalbaarheid meespelen (bvb. een wettelijke norm). Indien dit laatste wel het geval is, dan zou er idealiter een bijkomende analyse dienen gemaakt te worden die wel louter gezondheidsgebaseerd is.
- Voor stressors waarvan een duidelijk drempelmechanisme is aangetoond, is een toetsing aan een drempelwaarde (bvb. bepaalde richtwaardes) adequaat als beoordelingskader. Dit is het geval voor verschillende chemische stressors (bvb. styreen, tolueen). Echter voor andere stressors is er geen veilige drempel waar beneden gezondheidseffecten niet kunnen voorkomen, en is het dus niet mogelijk om een gezondheidskundig drempelwaarde als beoordelingskader te hanteren. Dit is net het geval voor de voornaamste verkeersgerelateerde polluenten (fijn stof en NO₂). Zo is het bijvoorbeeld gekend dat reeds bij kleine veranderingen aan blootstellingsniveaus aan fijn stof een vrij grote impact kan hebben op de volksgezondheid (Crouse et al., 2012); in de wetenschappelijke studies rond gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling aan fijn stof van Pope et al. (2002) – die wereldwijd gebruikt worden in gezondheidsimpact beoordeling van fijn stof – wordt een lineaire dosis respons zonder drempel gebruikt; dit impliceert dat er ook bij blootstelling aan zeer lage concentraties gezondheidseffecten optreden;
- In verschillende MER's wordt echter louter getoetst aan normen en/of advieswaarden voor PM; en wordt dus deze belangrijke eigenschap van de dosis-responsrelatie van fijn stof genegeerd, en bijgevolg worden effecten die beneden normen voorkomen foutief verwaarloosd. Bij blootstelling beneden de norm kan op populatieniveau reeds een belangrijke gezondheidsimpact optreden
- In de Ringlandstudie (Van Brusselen et al., 2015) werd in het beoordelingskader wel gebruik gemaakt van dosis-responsrelaties, en toegepast over het ganse blootstellingsbereik (ook beneden bestaande normen); zodoende werden in de Ringlandstudie effecten die voorkomen beneden toetsingswaardes (normen of advieswaarde) niet genegeerd.
- Over de verschillende MER-dossiers heen worden – zelfs voor éénzelfde stressor – **verschillende toetsingswaardes** gehanteerd. Bijvoorbeeld; in de MER van Genk Zuid-West

(ARCADIS, 2010)² wordt voor geluid de grenswaarden voor wegverkeer uit het ontwerp KB 1991 ter vaststelling van grenswaarden voor lawaai binnenshuis en buitenshuis toegepast; in andere dossier (bvb. Ooievaarsnest Puurs; Grontmij, 2014) worden Vlare-II-normen geluidshinder gehanteerd, en in nog een ander dossier worden EEA- en WHO-richtlijnen voor geluid gehanteerd; de milieukwaliteitsnormen voor geluid in openlucht opgenomen in VLAREM II zijn uitgedrukt in LA95, zijn te interpreteren als kwalitatieve geluidsdoelstellingen voor het ‘achtergrondniveau’ in een omgeving, te evalueren door meting als LA95 (deze zijn echter geen geschikte grootte als het over wegverkeer gaat);

- Ook voor fijn stof merken we dat tussen dossiers verschillende normen gehanteerd worden. In verschillende dossiers worden soms ook toetsing aan normen uit meerdere bronnen besproken (bvb. MER-dossier Noord-Zuidverbinding: beoordelingskader zowel op basis van Vlaremnormen en WHO-richtwaarden).
- In alle dossiers worden de gezondheidsbeoordeling van verschillende situaties relatief ten opzichte van elkaar vergeleken (bvb. referentiesituatie ten opzichte van geplande scenario's). Indien deze vergelijking gebeurt door het vergelijken van aantal mensen waarvoor een nadelig gezondheidseffect voorspeld wordt (bvb. in de Ringlandstudie; of in Oosterweelstudie: verschil in aantal mensen waarvoor de blootstelling boven een richtwaarde of norm bedraagt; verschil in aantal ernstig gehinderden), dan heeft deze vergelijking een zinvolle betekenis; echter in verschillende dossiers is deze vergelijking beperkt tot een bespreking van de relatieve afstand tot een norm (bvb. scenario 1: blootstelling bedraagt 30 % van de norm; scenario 2: blootstelling bedraagt 50 % van de norm). Vergelijking van relatieve afstand ten opzichte van een norm (beneden de norm) heeft echter weinig gezondheidskundige betekenis vermits het gebruik van normen impliciet aanneemt dat beneden de norm geen effecten optreden. Of de blootstelling 30 of 50 % beneden de norm ligt, er wordt geen andere gezondheidskundige interpretatie gegeven.
- Het gebruik van **DALY's** (disability adjusted life years) als maat voor gezondheidsimpact komt nauwelijks aan bod in de MER-dossiers. Enkel in het MER-dossier Oosterweelverbinding worden DALYs berekend (vervroegde sterfte) en dit voor het ganse studiegebied (850 000 inwoners) zonder segregatie naar deelgebieden. In een HIA-berekening van luchtpollutie van Vlaanderen zien we dat 90% van de DALY's verklaard wordt door langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en vervroegde sterfte³. Het is logisch dat slechts in dossiers met een grote populatie in het studiegebied DALY's gehanteerd worden, vermits deze berekeningen pas zinvol zijn op populatieniveau en veel informatie moet verzameld worden alvorens tot dergelijke berekeningen over te gaan. Dit argument werd ook aangehaald als reden voor het ontbreken van DALY's gegevens in de MER van de Noord-Zuidverbinding.
- In verschillende dossiers werd aandacht besteed aan het voorkomen van **gevoelige populaties** (scholen, ziekenhuizen, woonzorgcentra) in het studiegebied; hierbij werd meestal in kaart gebracht welke en hoeveel van deze mensen/groepen binnen het studiegebied liggen, en in welke blootstellingszone ze voorkomen. In sommige dossiers is deze informatie vervat in het luik "Mens en Ruimte", en niet verder doorvertaald naar het luik 'Mens en Gezondheid' (bvb. MER NI8 Ieper-Veurne).

² MER Genk Zuid-West (ARCADIS, 2010) dateert van voor de publicatie van het huidig MER Richtlijnenboek Geluid en Trillingen)

³<http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/gevolgen-voor-mens-natuur-en-economie/milieu-mens-en-gezondheid/verloren-gezonde-levensjaren-evaluatie-van-de-volksgezondheid/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof/>

- In het luik “Mens en Gezondheid” verschilt het gehanteerde blootstellingkader doorgaans niet voor de evaluatie van gezondheidseffecten bij de algemene bevolking versus de evaluatie van gezondheidseffecten bij kwetsbare groepen. Dit is ook logisch vermits de normen, richt- en grenswaarden gebruikt als beoordelingskader hier meestal geen onderscheid in maken (toch in elk geval niet voor fijn stof, NO₂ en geluid).
- De enige uitzondering hierop is de methode toegepast in de Ringlandstudie (Van Brusselen et al., 2015), waar een dosis-responsfunctie voor blootstelling aan NO₂ bij kinderen en response op de longfunctie (FVC; Forced Vital Capacity) werd toegepast op de 430 scholen die gelegen zijn in de 1500 m buffer van het studiegebied rond de ringweg.
- In alle MER-dossiers worden uitsluitend gezondheidsbeoordeling voor de **exploitatiefase** kwantitatief uitgevoerd. In de meeste MER-dossiers komen de **aanlegfase** niet of nauwelijks aan bod in de bespreking van de gezondheidsbeoordeling. Indien de aanlegfase wel aan bod komt, dan is het louter in kwalitatieve verwoording. Bijvoorbeeld, emissies van opwaaiend stof tijdens de aanleg worden vermeld, maar niet gekwantificeerd. Voor bijvoorbeeld emissies van opwaaiend stof tijdens de aanleg kunnen op stedenbouwkundig vergunningsniveau maatregelen opgelegd worden om dit te voorkomen.
- Op basis van de screening van de MER's is er geen duidelijke grens te trekken wat als een kleine versus grote MER's kan beschouwd worden; noch wordt in de dossiers het argument van ‘grootte van blootgestelde populatie’, of ‘aanwezigheid, type en aantal van gevoelige populaties’ aangehaald om de diepgang en de methode voor de gezondheidsbeoordeling te argumenteren.
- De ruimtelijke resolutie van de voorspellingen voor lucht en geluid is dikwijls niet expliciet vermeld in de MER's. Deze resolutie is afhankelijk van de grootte van het studiegebied, en het rooster dat gebruikt wordt in de gehanteerde modellen (IFDMtraffic en CAR-model). De ruimtelijke resolutie, en hoe die vertaald wordt naar blootstellingsbeoordeling is echter waarschijnlijk van groot belang: in sommige dossiers wordt een blootstelling uitgemiddeld voor een vrij groot gebied (bvb. in Oosterweeldossier: rekening met één gewogen gemiddelde blootstellingswaarde per deelgebied); terwijl in de Ringlandstudie gewerkt werd met stroken van 50 m in de eerste 500m rond de ringweg. Er is echter geen studie beschikbaar waar het effect van ruimtelijke resolutie op de blootstellingsbeoordeling geanalyseerd werd. Idealiter zou hiervoor een vergelijking worden gemaakt.
- In het MER-dossier Oosterweel wordt volgende leemte vermeld: “Een belangrijke randbemerking hierbij is wel dat bij toepassing van de beoordelingskaders de effecten uitgemiddeld worden over het volledige studiegebied, terwijl uit de analyse van de effecten blijkt dat de grootste wijzigingen in blootstelling zich voordoen in de nabijheid van de autowegen.” Echter niet enkel de grootste wijziging in blootstelling veroorzaakt door verkeerspolluenten zal zich voordoen in de nabijheid van autowegen maar ook de grootste wijziging in effecten. Respiratoire (Gauderman et al., 2007) en cardiovasculaire effecten (Hoek et al., 2002; Weinhold, 2007; Tonne et al., 2007; Gan et al., 2010; Hart et al., 2011) nemen in het algemeen af met de afstand tot de weg. Dit is iets waar in de studie van Ringland rekening mee wordt gehouden (Van Brusselen et al., 2015). Concentraties van polluenten worden berekend tot max. 1500 meter van de ringweg.
- In enkele van de MER-dossiers worden **milderende, curatieve en/of preventieve maatregelen** besproken die nadelige effecten op gezondheid kunnen voorkomen, voornamelijk met betrekking tot ruimtelijke ordening: lintbebouwing halt toeroepen (voor

geluidsbelasting); bijvoorbeeld: advies om voorzieningen voor gevoelige groepen niet in een buffer van 300 m rond een snelweg te bouwen.

- **Maatschappelijke aspecten** (bvb. sociale cohesie; perceptie en onveiligheidsgevoel; verkeersveiligheid) komen slechts in enkele dossiers aan bod; en deze bespreking is beperkt tot een **kwalitatieve vermelding** (bvb. 'verlies aan ruimte', 'verbetering van bereikbaarheid met openbaar vervoer'), en hierbij werd in geen enkel dossier een nauwe link gelegd tussen maatschappelijk en gezondheidkundige aspecten.
- Er is een vrij goede doorstroming en samenhang van informatie uit andere luiken van het MER: verschillende aspecten uit de disciplines 'Geluid en Trillingen', 'Lucht', 'Mobiliteit', en 'Landschap', namelijk berekeningen van concentraties aan polluenten en geluidsdruk, ruimtelijke ordening, aanwezigheid woningen en andere verblijfslocaties worden gebruikt als invoergegevens voor de gezondheidsimpact analyse in de discipline "Mens en Gezondheid".
- Wanneer verder verschillende scenario's met elkaar vergeleken worden en de blootstelling aan verschillende polluenten (EC, PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ etc.) berekend wordt, is het niet duidelijk op basis van welke polluent geoordeeld wordt welk scenario het beste is of welk scenario de minste gezondheidsimpact heeft.

2.1.5. BESLUIT SCREENING MER'S

De discipline gezondheid wordt in de meeste recente MER's van infrastructuurwerken als een volwaardige discipline uitgewerkt in het MER. Bij de uitwerking van de discipline gezondheid wordt informatie uit andere MER-disciplines ('geluid en trillingen', 'lucht', 'mobiliteit', 'Mens en Ruimte') gebruikt en geïntegreerd.

In de bestudeerde MER-dossiers van de infrastructuurwerken komen steeds zowel gezondheidseffecten ten gevolge van luchtverontreiniging (PM, NO₂) als van geluid aan bod.

In de meeste gevallen bestaat de gezondheidsimpact analyse uit een vergelijking van de (gemodelleerde) blootstelling ten opzichte van (wettelijke) normen, en/of gezondheidkundige richt- of advieswaarde.

Dergelijke vergelijkingen zijn een pragmatische benadering, maar negeren echter de complexiteit van interactie tussen luchtverontreiniging en gezondheid. Immers, vanuit wetenschappelijk standpunt is er geen ondergrens voor nadelige effecten van luchtverontreiniging, en zijn dosis-responsrelaties een betere wetenschappelijke benadering. Dit komt niet aan bod in de bestudeerde MER's, maar wel in de Ringlandstudie.

Ook wanneer we kijken naar het gebruik van wettelijke normen, en/of gezondheidkundige richt- of advieswaarde zien we dat er voor éénzelfde polluent verschillende bronnen en waardes gehanteerd worden. Een harmonisatie van het gebruik van toetsingswaarde zou consistentie tussen dossiers verbeteren.

In de meeste dossiers wordt ook de grootte en de aard van betrokken populatie (o.a. kwetsbare groepen) besproken en meegenomen in de evaluatie.

Een bespreking van de aard van de gezondheidseffecten die te verwachten zijn, en de mate waarin deze effecten optreden (ernst van de effecten), komt echter nauwelijks aan bod in de MER-dossiers.

2.2. SCREENING VAN DE BESTAANDE RICHTLIJNENBOEKEN (TAAK 1.2)

Binnen de Vlaamse context stelt de dienst Mer van het Departement LNE een aantal richtlijnenboeken ter beschikking waarop administraties, initiatiefnemers, coördinatoren en deskundigen zich kunnen baseren om de milieueffectrapportage van een project of een plan zo goed mogelijk te laten verlopen.

De volgende richtlijnenboeken werden onderzocht op relevante inhoud m.b.t. het gezondheidsaspecten geraleteerd aan lucht of geluid ten gevolge van verkeer:

- Algemeen richtlijnenboek (2015, voorlopige versie, nog niet gepubliceerd);
- Richtlijnenboek Mobiliteitseffectenstudies van het departement MOW (2009);
- Richtlijnenboek Mens-ruimtelijke aspecten (1997);
- Richtlijnenboek Mens en gezondheid (2015, voorlopige versie, nog niet gepubliceerd);
- Richtlijnenboek Lucht (2012);
- Richtlijnenboek Geluid en trillingen (2011);
- Richtlijnenboek Stadsontwikkeling en recreatie (2011);
- Richtlijnenboek Wegen (2007).

De resultaten van deze screening wordt in onderstaande paragrafen toegelicht. Er wordt voor zo ver mogelijk een antwoord geboden op onder meer volgende onderzoeksvragen:

- Hoe komt analyse van gezondheidsimpact aan bod in de activiteitspecifieke richtlijnenboeken “wegen” en “stadsontwikkeling”?
- Geeft het richtlijnenboek een bepaalde methode weer voor de analyse van gezondheidsimpact?
- Bevatten de richtlijnenboeken specifieke methodes voor infrastructuurwerken? Hoe concreet zijn deze methodes? Zijn er relevante verwijzingen naar concrete databanken waar informatie uit kan geraadpleegd worden?
- Welke connecties zijn er tussen de richtlijnenboeken? Zijn er leemtes of eventueel tegenstrijdigheden?

De eerste 3 richtlijnenboeken (Algemeen, Mens-ruimte en Mobiliteit) bevatten echter geen noemenswaardige informatie voor wat betreft de relatie tussen geluid en luchtverontreiniging door het verkeer enerzijds en de menselijke gezondheid anderzijds. Daarom worden zij hieronder niet verder besproken. De overige richtlijnenboeken komen wel aan bod. Hierbij dient opgemerkt te worden dat er grote verschillen zijn in publicatiedatum voor de afzonderlijke richtlijnenboeken.

2.2.1. RICHTLIJNENBOEK MENS-GEZONDHEID

In het geactualiseerde RLB Mens & Gezondheid (VITO, 2015) wordt een methode beschreven om de gezondheidsimpact van MER-plichtige activiteiten te beoordelen.

Gezien de discipline Mens-Gezondheid gegevens nodig heeft van andere, vaak abiotische, disciplines, wordt de discipline Mens-Gezondheid in de praktijk meestal op het einde van de MER-procedure uitgevoerd. Om er voor te zorgen dat de discipline Mens-Gezondheid proactief kan interageren met de abiotische disciplines, wordt een **prefase** voorzien. In de fase van ‘kennisgeving’ dient de deskundige Mens-Gezondheid in **overleg** te gaan met de deskundigen in de andere relevante disciplines, vooraleer deze van start gaan.

Het RLB splits zich toe op een brede waaier van industriële sectoren (landbouw, transport, ijzer-en staalindustrie, textielnijverheid,...), de activiteit van ‘infrastructuurprojecten die wegverkeer

genereren of dragen' komt echter niet op zich niet aan bod in dit RLB. De sector vermeld in dit RLB die het meest aansluit bij infrastructuurwerken is de sector 'transport'.

In een eerste deel van het RLB Mens en Gezondheid komt het aspect van **studiegebiedafbakening** aan bod. Het geografisch invloedsgebied wordt gedefinieerd als de ruimtelijke perimeter waarbinnen het project of plan (bedrijf, opstelling, aanleg,...) zijn invloed uitoefent en wordt het studiegebied genoemd. In het studiegebied kunnen verschillende zones voorkomen, die onder invloed staan van verschillende emissies (bv. lucht-, geluid, wateremissies). Het invloedsgebied bestaat uit contouren afhankelijk van de inrichting of het plan, die cirkelvormig en in sommige gevallen de vorm van de lijninfrastructuur volgen.

De grenzen van het gebied worden ook in de prefase voorafgaand aan de 'kennisgeving' ingeschat, samen met de relevante abiotische disciplines (water, bodem, lucht,...) zoals beschreven in de richtlijnenboeken van deze disciplines. Het invloedsgebied omvat het plan- of projectgebied (bv. het gebied waarbinnen een ruimtelijk uitvoeringsplan zal plaatsvinden) en gebied erbuiten, waar er invloed is van de activiteiten en functies.

In een eerste stap van de Discipline Mens-Gezondheid wordt het **ruimtegebruik** in het studiegebied beschreven en de inventarisatie van de **betrokken populatie** opgelijst in een overzichtstabel én ruimtelijk weergegeven op kaart.

Voor ruimtegebruik, worden volgende aspecten geïnventariseerd: woonzones, landbouwactiviteit, waterwinningsgebieden, recreatie, scholen, bejaardencentra, kinderdagverblijven. In het geval er plannen zijn om het ruimtegebruik op korte of langere termijn te wijzigen, wordt dit aangeduid in de tabel als 'gepland ruimtegebruik' (ontwikkelingsscenario's⁴). De beschrijving wordt gegeven voor het totale invloedsgebied van de berekende of ingeschatte stressoren.

De **bevolkingsgroepen** die binnen de grenzen van het studiegebied verblijven, worden beschreven volgens bevolkingsdichtheid en demografische opbouw,

Het RLB Mens en Gezondheid verwijst naar een aantal websites waar informatie kan gevonden worden i.v.m. ruimtegebruik en betrokken populatie:

- <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/>
- http://aps.vlaanderen.be/lokaal/lokale_statistieken.htm
- Kind en Gezin
- geografische info: <https://www.agiv.be/>

Naast het afbakenen van de studiegebied en de methodes voor het modelleren van de blootstelling (zie verder), komt het gebruik van referentiewaarden voor aftoetsing van de ernst aan bod aan het RLB Mens en Gezondheid.

Toetsing aan **gezondheidskundige advieswaarden** wordt gebruikt als de basis voor het berekenen van de gezondheidsimpact in MER RLB M & G.

De toetsing t.o.v. **grenswaarden/wettelijke normen gebeurt** in de afzonderlijke technische disciplines, en komt dus niet aan bod in de discipline M&G.

Verskil tussen wettelijke normen en advieswaarden:

Wettelijke normen zijn door de wetgeving vastgelegde bindende normen. Er zijn verschillende (inter)nationale instanties die wettelijk bindende blootstellingsnormen hebben vastgelegd voor

⁴ Zie algemeen richtlijnenboek

zowel chemische als fysische stressoren. In dalende orde van voorkeur, zijn dit: De overheden van Vlaanderen; Europa; België; Nederland, Duitsland, Verenigde Staten, andere. M.a.w. indien geen wettelijke norm voor Vlaanderen beschikbaar is, wordt in het MER getoetst aan de Europese norm; indien er geen Europese norm is, geniet de Belgische de voorkeur; enz.

→ ADVIESWAARDEN

Gezondheidskundige advieswaarden worden opgemaakt enkel vanuit het oogpunt van de bescherming van de volksgezondheid. Ze zijn gebaseerd op vastgestelde dosis-respons-experimenten of vaststellingen. Deze advieswaarden hebben geen wettelijke draagkracht. Ze worden vaak door internationale organisaties vastgelegd. Daarnaast zijn er nog wetenschappelijke data die in sommige gevallen gebruikt kunnen worden als richtinggevende toetsingswaarde. Wetenschappelijke advieswaarden voor externe milieublootstelling, zijn o.a.:

- WHO-advieswaarde voor blootstelling
- ATSDR, EPA, RIVM gezondheidskundige toetsingswaarden
- WHO-advieswaarde voor inname (Tolerable Daily Intake, TDI)
- Threshold Limit Values (TLV-waarden):
 - Voor de algemene bevolking:
 - 1/10e van de TLV voor niet carcinogenen
 - 1/x van de TLV voor carcinogenen met x de waarde die het risico terugbrengt tot het niveau van 10^{-6} bij een levenslange blootstelling. Bij onvoldoende wetenschappelijke gegevens om x te bepalen, wordt x gelijkgesteld aan 1000;
 - Voor gedefinieerde risicogroepen:
 - 1/200e van de TLV voor niet carcinogenen
 - 1/5000e van de TLV voor carcinogenen
- Grenswaarden voor lichaamsbelasting: body burden, biomerkerconcentratie
- Duitse human biomonitoring (HBM)-niveaus of Biomonitoring Equivalents voor toetsing van interne concentraties
- Advieswaarden uit de peergereviewde internationale wetenschappelijke literatuur
- Arbeidsgeneeskundige advieswaarden

Er wordt opgemerkt dat het selecteren van de meest geschikte advieswaarde een vooruitschrijdend inzicht kan zijn. De meest recente advieswaardes voor de relevante stressoren worden jaarlijks geüpdatet op het MER webportaal.

Het RLB bevat een oplijsting van gezondheidskundige advieswaarden voor een brede waaier van stressoren (chemische, fysische en abiotische). Uit deze lijst worden de advieswaardes voor stressors gepaard gaande met infrastructuurwerken, vermeld:

PM₁₀: 32 µg/m³ (jaargemiddelde advieswaarde)

PM_{2.5}: 20 µg/m³ (jaargemiddelde advieswaarde)

NO₂: 40 µg/m³ (jaargemiddelde advieswaarde)

Het RLB bevat geen advieswaarde, noch wettelijke norm voor EC.

Voor geluid veroorzaakt door vekeer worden de volgende advies- en grenswaardes gegeven:

	Gezondheidskundige advieswaarde	Grenswaarde/wettelijke norm
Geluid, verkeer¹	L _{Aeq} , L _{Amax} : WHO Guidelines for Community Noise (Tabel 1 p xv)	Grenswaarden volgens beslissingsschema 4.5.6.1. van Vlarem II

L_{night} : WHO Night Noise
Guidelines for Europe: 40 dB(A)

Als door de deskundige geluid LA95
wordt berekend, dan de richtwaarden
van Bijlage 2.2.1 van VLAREM II
 L_{den} (verkeer) = 65 dB (A)

Op dit moment is er nog geen wettelijke
grenswaarde voor verkeerslawaai
vastgesteld in Vlaanderen.

¹Geluid, verkeer

De geluidsbelastingindicatoren die gehanteerd dienen te worden voor de opmaak van de strategische geluidsbelastingskaarten zijn L_{den} en L_{night} . L_{den} heeft betrekking op de jaargemiddelde waarde van de lawaai-belasting op een welbepaalde plaats. De indicator steunt op een gemiddeld A-gewogen dag-, avond- en nachtniveau in dB. In de avondperiode wordt de belasting 5dB zwaarder aangerekend en in de nachtperiode 10 dB.

De meest recente geluidsbelastingskaarten hebben 2011 als referentiejaar. De geluidsbelastingindicatoren die dienen gehanteerd te worden voor de opmaak van de strategische geluidsbelastingskaarten zijn de parameters L_{den} en L_{night} . De indicatoren steunen op een gemiddeld A-gewogen niveau in dB. $L_{\text{den}} = 10 \cdot \log((12 \cdot 10 L_{\text{day}}/10 + 4 \cdot 10 L_{\text{evening}} + 5/10 + 8 \cdot 10 L_{\text{night}} + 10/10)/24)$

Met: L_{day} : het A-gewogen gemiddelde geluidsniveau gedefinieerd in ISO 1996-2 (1987), vastgesteld over alle dagperiodes van een jaar; L_{evening} : het A-gewogen gemiddelde geluidsniveau gedefinieerd in ISO 1996-2 (1987), vastgesteld over alle avondperiodes van een jaar; L_{night} : het A-gewogen gemiddelde geluidsniveau gedefinieerd in ISO 1996-2 (1987), vastgesteld over alle nachtperiodes van een jaar. Hierbij wordt volgende dagindeling weerhouden: Dag: 07.00 – 19.00 uur, Avond: 19.00 – 23.00 uur, Nacht: 23.00 – 07.00 uur.

In een meta-analyse van de RIVM (van Kempen en Houthuijs, 2008) wordt aangegeven dat de berekende relatieve risico's tussen 55 en 65 dB(A) alle zeer dicht bij 1 liggen. Dit ligt in lijn met de bevindingen van de WHO in 1999 waarbij geconcludeerd werd dat cardiovasculaire effecten samenhangen met langetermijnblootstelling aan $L_{\text{Aeq},24\text{h}}$ -niveaus in de range van 65-70 dB of hoger. Omwille van het onderscheidend vermogen en praktische overwegingen (beschikbare geluidsbelastingskaarten in klassen van L_{den} 5 dB(A)), wordt de referentiewaarde bepaald op $L_{\text{den}} = 65$ dB(A).

Chronische blootstelling aan verkeersgeluid wordt geassocieerd met het voorkomen van cardiovasculaire aandoeningen, waaronder hypertensie, ischemische hartaandoeningen en beroerte. Een update van de blootstellings-responsrelatie werd gepubliceerd (Babisch, 2014). Deze nieuwe meta-analyse is gebaseerd op 14 studies. Deze en andere studies suggereren geen biologische drempelwaarde. De geactualiseerde blootstellings-responsrelatie kan gebruikt worden vanaf L_{dn} 55 dB(A) (midden categorie ca. 52 dB(A)) als referentie (relatief risico = 1) tot 77 dB(A) (midden van de categorie 75 tot < 80 dB(A)). Er werd een relatief risico (RR) van 1,08 (95% confidentie-interval: 1,04 en 1,13) per 10 dB-klasse (L_{dn}) voor hart- en vaatziekten geschat. Een representatief staal van stedelijke wegen gaf een consistent verschil van 0,3 dB voor $L_{\text{den}} - L_{\text{dn}}$ en 2 dB voor $L_{\text{den}} - L_{\text{Aeq},16\text{h}}$. In de meta-analyse van de RIVM (van Kempen en Houthuijs, 2008) wordt aangegeven dat de berekende relatieve risico's tussen 55 en 65 dB(A) alle zeer dicht bij 1 liggen. Dit ligt in lijn met de bevindingen van de WHO in 1999 waarbij geconcludeerd werd dat cardiovasculaire effecten samenhangen met langetermijnblootstelling aan $L_{\text{Aeq},24\text{h}}$ niveaus in de range van 65-70 dB of hoger. Omwille van het onderscheidend vermogen en praktische overwegingen (beschikbare geluidsbelastingskaarten in klassen van L_{den} 5 dB(A)), wordt de referentiewaarde bepaald op $L_{\text{den}} = 65$ dB(A).

In een stedelijke omgeving zijn de gemiddelde nachtelijke (22h – 6h) geluidsniveaus van verkeer gewoonlijk 7 tot 10 dB(A) lager dan de gemiddelde dagwaarden, relatief onafhankelijk van het verkeersvolume (geen snelwegen). In deze gevallen ligt L_{den} ongeveer 1-3 dB(A) hoger dan L_{day} (bron: WHO, 2009). Bijgevolg kan in deze situaties worden verondersteld dat L_{night} 8 à 10 dB(A) lager is dan L_{den} . Indien enkel L_{night} gekend is, kan op basis van deze algemene relatie L_{den} worden ingeschat.

Er wordt opgemerkt dat in het MER RLB M&G er geen methodes beschreven staan, die gebaseerd zijn op dosis-responscurves voor fijn stof, NO₂, en EC. De beoordeling van de impact op Mens en gezondheid gebeurt op de volgende manier:

- De ernst van de wijziging in milieu afgetoetst aan de mate waarin **al dan niet overschrijding van referentiewaarden**.
- De omvang en aard van de **bestaande milieudruk** en de grootte en aard van de **betrokken**

populatie

In het RLB Mens en Gezondheid wordt er wel voor nabijheid van groene ruimte – effect op gezondheid verwezen naar de DALY's-calculator van de natuurwaardeverkenner. <http://natuurwaardeverkenner.be/nwv2/index.jsf>.

Voor milieustressors komt het gebruik van DALY's dus niet aan bod in RLB, behalve de vermelding: "indien informatie over DALY's bij blootstelling aan componenten beschikbaar is, wordt die mee opgenomen in het expertoordeel"

In het RLB M&G komt ook een procedure aan bod om te bepalen **welke stressors dienen opgenomen te worden**. Hiervoor is een sector-specifieke polluentenlijst opgesteld, echter de bruikbaarheid is beperkt voor de sector infrastructuurwerken;

Wanneer we kijken naar de sector 'transport' opgenomen in het RLB "Mens en Gezondheid" (sector die het nauwst aansluit bij 'infrastructuurprojecten') worden de volgende relevante polluenten voor de discipline lucht opgelijst:

NO_x, ozon, benzeen, toluen, xylenen, metalen, PM_{2.5} en PM₁₀ en UFP/EC.

→ BLOOTSTELLINGSDATA

De blootstellingsgegevens worden geleverd als resultaat van modelleringen, gemeten externe concentraties (emissies, immissies), berekende inschattingen of kwalitatieve beoordelingen.

Een blootstelling dient verder onderzocht te worden indien:

- de bestaande achtergrondimmissie boven 80% van de wettelijke norm of advieswaarde* ligt;
Of
- indien de bijdrage door **de beschouwde activiteit meer is dan 1% van de wettelijke norm/wetenschappelijke advieswaarde**, of t.o.v. de huidige toestand.
Of
- indien er lokale bezorgdheid aanwezig is of reeds bestaande klachten

*merk hierbij op dat de voorkeur wordt gegeven aan vergelijking met de gezondheidkundige advieswaarde. Enkel indien er geen gezondheidkundige advieswaarde beschikbaar is, wordt de wettelijke norm gehanteerd.

Voor elk van de geïdentificeerde relevante chemische stressoren in Stap 2, moet aangegeven worden welke de bronnen zijn en zal, wanneer beschikbaar, volgende informatie in een overzichtstabel opgelijst worden:

Isocontourconcentraties van 1%, 3%, 10% en 100% van de gezondheidkundige referentiewaarde voor de beschikbare concentraties (bv. meetposten of geïnterpoleerde waarden). Deze waarden worden opgelijst voor de bestaande situatie én de toestand inclusief verwachte bijdrage door het project of plan.

Samengevat, de evaluatie van de impact van milieustressors volgens het LRB M&G bestaat uit volgende stappen:

1. Oplijsting scores uit de abiotische disciplines. De scores worden bekomen door **toetsing t.o.v. de wettelijke normering berekend in de abiotische disciplines**. Deze scores zijn te behandelen als info bij de expertenevaluatie Mens-Gezondheid;
2. In het invloedsgebied worden **gezondheid-scores** berekend gebaseerd op de vergelijking van de situatie na realisatie van het project/plan, met de **gezondheidkundige referentiewaarden** (GRW) (zie boven);
3. Visualisatie via kleurcodevoorstelling (heat map) van bovenstaande gezondheid-scores voor elke stressor en alle alternatieven van het project/plan (zie Tabel 1) ;
4. Op de heat map wordt aangeduid hoeveel individuen van een specifieke doelgroep blootgesteld of gehinderd worden (kolommen) (zie Tabel 1) ;
5. Voor elke stressor het **type gezondheidseindpunten** gelinkt met blootstelling aan de stressor beschrijven;
6. Voor de stressoren waarvan geen scores berekend werden, wordt een kwalitatief expertenoordeel opgenomen.
7. Indien informatie over DALY's ('Disability-Adjusted Life-Years')⁵ bij blootstelling aan de componenten beschikbaar is, wordt die mee opgenomen in het expertenoordeel.

Tabel 1 Voorbeeld van heat map van beoordelingsscores opgesteld voor 4 stressoren en 2 alternatieven van een project/plan. In de tabel zijn de gezondheid-scores aangeduid van de stressoren. Kleurcode gezondheid-scores:



⁵ ('Disability-Adjusted Life-Years'). De DALY kwantificeert gezondheidsverlies en is opgebouwd uit twee componenten: de jaren verloren door vroegtijdige sterfte en de jaren geleefd met ziekte. Het concept is afkomstig van de 'Global Burden of Disease' studie (GBD) van de Wereldbank en de WHO (Murray & Lopez. *The global burden of disease: a comparative assessment of mortality and disability from disease, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020*. Cambridge (MA): Harvard University Press on behalf of the WHO and the World Bank, 1996).

Scenario 1			Alternatieven					
	bijdrage van project	MOS	jonge kinderen 0-5j	kinderen 6-18j	vruchtbare populatie	...	jonge kinderen 0-5j	kinderen 6-18j
polluent 1								
isocontourzone1	conc.	x	aantal	aantal	aantal		aantal	aantal
isocontourzone2	conc.	x	aantal	aantal	aantal		aantal	aantal
polluent 2								
isocontourzone1	conc.	x						
isocontourzone2	conc.	x						
geur								
zone >= P98 waarde.	P ₉₈ se/m ³	x						
...	P ₉₈ se/m ³	x						
verkeersgeluid								
zone >= jaargem. Lden	aantal dB	x						
zone >= jaargem. Lnight	aantal dB	x						
...								

Met: MOS: margin of safety: toestand/concentratie na realisatie van project/plan relatief t.o.v. toestand ervoor, dB: decibel, se, snuffeleenheden

In het finale expertenevaluatie wordt de info van elk van bovenstaande aspecten gebruikt in de argumentatie. De alternatieven van het project/plan worden daarbij ook vergeleken. Volgende aspecten moeten vervat zitten in de eindevaluatie:

- het **type gezondheidseffect door stressor**
- de mate van overschrijding van de gezondheidkundige referentiewaarde
- het aantal individuen en het aandeel van gevoelige groepen beïnvloed door deze stressor
- De alternatieven van het project/plan worden vergeleken voor elk van de stressoren.
- De 'carrying capacity' van het gebied: in welke mate is er al een belasting van de omgeving met mogelijke gezondheidseffecten

- De cumulatie van verschillende stressoren van het project/plan - al dan niet gebaseerd op heat map scoreplot of het kwalitatief expertenoordeel - wordt besproken. Daarbij moet aandacht besteed worden aan: het type stressor⁶, de mate waarin overschrijding van de referentiewaarde, het aantal individuen en het aandeel van gevoelige groepen beïnvloed door deze stressor.

De algemene methodiek LRB M&G MER (en ook vorm van sommige tabellen) kan zeker gebruikt worden als basis voor methodiek MER infrastructuur:

- Ruimtegebruik en betrokken populaties (aantal, invoedsgebied, afstand & windrichting tot bron)
- Onderscheid tussen wettelijke norm en advieswaarde
- ➔ Vorm van sommige tabellen (bvb. vorm van olijsten beschrijving betrokken populatie) (vorm van heat map, kan als inspiratiebron of basis dienen voor de methodiek voor gezondheidsimpact infrastructuurwerken.

Vermoedelijk is de grootste beperking van het RLB Mens en Gezondheid voor de toepassing op infrastructuurwerken de **onzekerheid in verband met de vooropgestelde advieswaarden voor PM2.5, PM10 en NO₂**. Het benoemen van deze waarden (32 µg/m³ voor PM10; 20 µg/m³ voor PM2.5 en 40 µg NO₂/m³) als advieswaarden impliceert dat er beneden deze waarden geen nadelige gezondheidseffecten optreden. Ander bronnen (WHO, 2013; Holland, 2014) tonen echter aan dat er voor deze polluenten dosis-responscurves kunnen gehanteerd worden, en bij deze dosis-responscurves is geen ondergrens van toepassing.

De specifieke eigenschappen en dosis-responscurves van verkeersgerelateerde stoffen komen dus niet voldoende aan bod in het RLB M&G, en dienen dus voor dit project (in taak 1.2 en taak 3) verder uitgewerkt te worden.

Er wordt ook opgemerkt dat we in het algemeen RLB M&G geen “afkapgrootte” tussen kleine en grote MER’s vinden.

⁶ Bij accumulatie van verschillende carcinogene stoffen kan eventueel het kwantitatief toetsingskader van het Agentschap Zorg en Gezondheid (AzGAZG) gebruikt worden. De kankerrisico’s van de individuele stoffen kunnen worden verondersteld additief te zijn. Op die manier kan het risico van het mengsel vergeleken worden met het aanvaardbaar kankerrisico van 1/10⁶ bij levenslange blootstelling (WHO).

<i>risico x bij levenslange blootstelling</i>	<i>omschrijving risico</i>
$x < 1 \times 10^{-6}$	<i>gezondheidskundig verwaarloosbaar</i>
$1 \times 10^{-6} \leq x < 1 \times 10^{-5}$	<i>gezondheidskundig niet verwaarloosbaar maar maatschappelijk aanvaardbaar</i>
$1 \times 10^{-5} \leq x < 1,0 \times 10^{-4}$	<i>gezondheidskundig niet verwaarloosbaar, maar maatschappelijk aanvaardbaar mits beleidsmatige afweging</i>
$\geq 1 \times 10^{-4}$	<i>maatschappelijk onaanvaardbaar buiten de arbeidssituatie</i>

2.2.2. RICHTLIJNENBOEK WEGEN

In het richtlijnenboek Infrastructuur-Wegen⁷ wordt enerzijds een algemene methodologie voorgesteld voor de disciplines ‘Luchtverontreiniging’ (6.5) en ‘Geluidsverstoring’ (6.3). Binnen deze disciplines wordt telkens de verstoring t.a.v. mens opgenomen. Daarnaast bevat dit richtlijnenboek een hoofdstuk ‘Integrale beoordeling voor de receptor mens’ (7.3).

→ LUCHTVERONTREINIGING (H6.5)

In het richtlijnenboek wordt voor de **scoping (6.5.2)** van de discipline lucht een onderscheid gemaakt tussen de te beoordelen parameters bij verschillende type MER's. Voor de luchtkwaliteit gerelateerd aan verkeer wordt gemeld dat fijn stof en NO_x de belangrijkste zijn. Over EC wordt vanuit de literatuur gemeld dat dit een belangrijke parameter is inzake gezondheidssimpact. Methodologisch wordt niet verder ingegaan op deze parameter. Voor wat betreft de te gebruiken **modellen en analysemethodes (6.5.4.2)** verwijst het richtlijnenboek voornamelijk naar het algemene richtlijnenboek Lucht⁸. Naast CAR Vlaanderen, dat hanteerbaar is in stedelijke omgeving, wordt voor snelwegen of grote mobiliteitsprojecten voorkeur gegeven aan meer gesofistikeerde modellen zoals TNO-verkeersmodel, Pluim-snelweg (TNO), MOBILEE (VITO), Hier dient opgemerkt dat het richtlijnenboek verwijst naar een eerste actualisatie van het richtlijnenboek Lucht. Intussen is een tweede actualisatie⁹ gebeurd, waarin voor niet-stedelijke omgeving het model IFDMtraffic wordt beschreven.

De vermelde **toetsingswaarden (6.5.4.5)** m.b.t. luchtkwaliteit in het richtlijnenboek ‘Wegen’ wordt voornamelijk voorgesteld vanuit de normen die zijn opgemaakt m.b.t. gezondheidsaspecten. Het voorgestelde **beoordelingskader (6.5.4.5)** voor luchtkwaliteit wordt op basis van deze normen opgemaakt. Ook hier geldt dat dit nog het beoordelingskader uit het gedateerde richtlijnenboek Lucht is. Een nieuw beoordelingskader is voorhanden in de geactualiseerde versie van 2012.

Specifiek m.b.t. de relatie **luchtverontreiniging-mens (6.5.8)** is volgende methodiek voorgesteld vanuit het richtlijnenboek ‘Wegen’:

- De vereiste **kennisoverdracht** vanuit discipline lucht voor de beoordeling van de gezondheidseffecten is afhankelijk van het type MER. Voor de plan-MER's worden de concentraties polluenten op kaart weergegeven. De nodige dense grid van punten op kaart wordt niet gedefinieerd. Voor project-MER's dienen puntwaarnemingen te worden weergegeven ter hoogte van relevante receptoren.
- Voor wat betreft de te beschouwen **parameters** voor gezondheidseffecten wordt gefocust op ozonprecursoren (N₂O, VOS) en stofdeeltjes.
- Het richtlijnenboek beschrijft de aangetoonde **dosis-effectrelatie** voor de luchtcomponenten, maar meldt dat voor de meeste stoffen een dosis-effectrelatie ontbreekt. Voor de bestaande dosis-effectrelaties gelden bovendien een aantal beperkingen en onzekerheden waardoor voorzichtig omgesprongen moet worden met de resultaten. De relatie kan worden ingedeeld in mortaliteit (sterfte) en morbiditeit (ziekte). Voor mortaliteit

⁷ Aeolus. 2007. Richtlijnenboek Wegen.

⁸ SGS en VITO, 2006. Eerste actualisatie van het richtlijnenboek Lucht

⁹ Anthea group en VITO, 2012. Tweede actualisatie van het richtlijnenboek Lucht

verwijst het richtlijnenboek naar literatuur¹⁰ m.b.t. dosis-effectrelaties voor ozon, PM₁₀, PM_{2.5} en **zwarte rook**. Voor morbiditeit bestaan enkel fragmentarische dosis-effectrelaties. Het richtlijnenboek verwijst naar een artikel¹¹ waarin verbanden worden aangetoond tussen de toename van PM₁₀ en onder andere de toename (als relatieve risico) van chronische bronchitislijders onder de bevolking van 25 jaar en ouder en het aantal astma-aanvallen in persoonsdagen/jaar bij zowel plus- als min-15-jarigen.

- M.b.t. de te gebruiken **modellen en analysemethoden** wordt voor de berekeningen van mortaliteit verwezen naar de DALY-methode. De levensduurverkorting wordt uitgedrukt in aantal verloren levensjaren/maanden en dit zowel voor de totale bevolking als gemiddeld per persoon. Voor morbiditeit zijn echter geen rekenmethodes voorhanden omwille van het gebrek aan gegevens. Ook bij de bespreking op basis van DALY's dient opgemerkt dat er m.b.t. de bestaande dosis-effectrelaties veel beperkingen en onzekerheden gelden waardoor voorzichtig omgesprongen moet worden met de resultaten.
- **Toetsingskaders** die expliciet voor effecten op mens gelden zijn, zo beschrijft het richtlijnenboek, niet beschikbaar. Een beoordelingskader is immers moeilijk op te stellen en altijd voor discussie vatbaar.

→ GELUIDSVERSTORING (H6.3)

In het richtlijnenboek wordt voor de **scoping (6.3.2)** van de discipline geluid een onderscheid gemaakt tussen verschillende type MER's: op plan-MER-niveau kent de effectgroep een vereenvoudigde technische uitwerking (beperkt aantal parameters) waarbij getoetst wordt ten aanzien van onder meer geluidskwetsbaarheidskaarten, aantal gehinderden, ... Op project-MER-niveau is echter een volledige diepgaande modellering vereist waarbij het effect tot op niveau van de individuele woning en kwetsbare gebieden, zoals scholen en ziekenhuizen, berekend wordt.

M.b.t. de **te bestuderen parameters (6.3.4.1)** voor geluidsverstoring stelt het richtlijnenboek dat wegverkeer op autowegen een continue geluidsbron vormt. Hiervoor volstaan energetische uitgemiddelde synthesesmaten (LA_{eq}). Het richtlijnenboek beschrijft daarnaast dat voor een plan-MER de berekening van de L_{den}¹² volstaat voor het vergelijken van verschillende tracés. Op project-MER niveau is het richtlijnenboek van mening dat met de L_{den} niet kan worden voldaan aan analyses van de situatie tijdens de dag, de avond, de nacht en de spits. Hiervoor moeten minstens de LA_{eq,dag/avond/nacht} en de LA_{eq, spits} worden berekend.

Voor wat betreft de te gebruiken **modellen en analysemethodes (6.3.4.2)** wordt een onderscheid gemaakt tussen de types MER. Bij een project-MER zal een volledige modellering van immissieniveaus steeds noodzakelijk zijn, rekening houdend met de parameters die de overdracht beïnvloeden (geometrie, luchtabsorptie, afscherming, emissiehoogte, ...).

Voor een plan-MER kan volgens dit richtlijnenboek een vereenvoudigde modellering toegepast worden of kan een zuivere analytische berekening van effectafstanden uitgevoerd worden aan de

¹⁰ Markus Amann et al., 2005. Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme – Final Report. International Institute for Applied Systems Analysis.

Martin Röösli, Nino Künzli, Charlotte Braun-Fahrlander en Matthias Egger, 2005. Years in life lost attributable to air pollution in Switzerland: dynamic exposure-response model. Int. Journal of Epidemiology, 34, 1029-1035.

Markus Amann et al., 2004. RAINS review 2004. – The RAINS model – Documentation of the model approach prepared for the RAINS peer review 2004. International Institute for Applied Systems Analysis.

Stofdeeltjes werden sedert de jaren '60 gemeten met de methode van de "zwarte rook". Deze methode is gebaseerd op de hoeveelheid zwarting van stofneerslag op een papierfilter tijdens een luchtpassage.

WHO, 2005. Health effects of transport-related air pollution. Eds: Michal Krzyzanowski, Birgit Kuna-Dibbert, Jürgen Schneider

¹¹ Nino Künzli et al., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. The Lancet, 356: 795-801.

¹² L_{den} is een LA_{eq} (uitmiddeling van LA_{eq}-niveaus over 24u) gepenaliseerd met 10 dB voor de nachturen en 5 dB voor de avonduren

hand van de berekende totale emissie voor het lijnsegment. In de praktijk wordt echter altijd aangeraden om, indien voldoende informatie voorhanden, de voorschriften uit het richtlijnenboek Geluid&Trillingen te hanteren, waarin het specifiek geluid voor zover mogelijk kwantitatief dient te worden vergeleken met de gedifferentieerde referentiewaarden van de discussienota van de Vlaamse overheid en het significantiekader verkeerslawaaï (indien beschikbaar).

Het richtlijnenboek verwijst naar de **modellen** die een module voor lijnsegmenten bevatten. De meest relevante zijn volgens het richtlijnenboek de Nederlandse Standaard Rekenmethode (SRM) II, Franse Rekenmethode, Harmonoise. Er wordt voorkeur gegeven aan SRM II omdat uit eerdere studies is gebleken dat de berekende resultaten van de SRM II goed overeenkomen met de meetresultaten.

Specifiek m.b.t. de relatie **geluidsverstoring-mens (6.3.6)** is volgende methodiek voorgesteld vanuit het richtlijnenboek 'Wegen':

- **Kennisoverdracht** vanuit discipline geluid voor de evaluatie m.b.t. gezondheid: voor zowel plan- als project-MER zijn de kaarten nodig voor L_{den} voor wegverkeer, L_{night} voor wegverkeer, L_{den} totaal met zeker de 50 dB-contour. Er worden geen specifieke vereisten beschreven voor wat betreft de resolutie van de kaarten.
- Het aantal **dosis-effectrelaties** is momenteel enkel nog beperkt tot de relatie tussen het geluidsniveau en 1) de kans dat het geluid als hinderlijk aanzien wordt, en 2) de kans om in de slaap verstoord te worden. Het richtlijnenboek verwijst naar de methode van Miedema¹³ om de relatie tussen L_{den} en de kans om sterk gehinderd / gehinderd / weinig gehinderd te worden, te beschrijven.
- Een specifieke **analysemethode** bestaat erin om het aantal gehinderden en slaapverstoorden door geluidsverstoring te bepalen m.b.v. een GIS-overlay van de L_{den} met de bevolkingsaantallen. Voor een plan-MER kan dit gebeuren aan de hand van de gegevens horende bij de statistische sectoren, voor een project-MER dienen individuele woningen op het terrein gekarteerd worden. Op dit laatste niveau is het ook zinvol om voor de meest geluidsbelaste individuele gebouwen na te gaan hoe hoog de kans op hinder is (voor bepalen van de leefbaarheid). Het richtlijnenboek stelt dat er voor de effectbepaling dient uitgegaan te worden van een volledige bepaling van het aantal gehinderden, zonder een benedendrempel waaronder het aantal gehinderden als nul verondersteld wordt.
- De **voorstellingswijze** van de gehinderden dient op twee vlakken te gebeuren: het % van de bevolking en het aantal personen dat hinder ondervindt. Op plan-MER niveau worden de resultaten voor tracévergelijking best tabelmatig voorgesteld. Op project-MER niveau worden ze op kaart weergegeven. Hoe deze kaarten dienen te worden opgemaakt is niet verder gespecificeerd.
- Een **beoordelingskader** voor geluidshinder voor de mens is in het richtlijnenboek niet opgenomen. Dit aspect maakt immers deel uit van de discipline mens en gezondheid.

→ INTEGRALE BEOORDELING VOOR DE RECEPTOR MENS (H7.3)

Het richtlijnenboek herhaalt dat een eenduidig integraal, allesomvattend en algemeen geldend, beoordelingskader is voor de receptor mens niet is op te stellen omwille van de subjectieve perceptie van hinderaspecten.

¹³ Henk Miedema en Catharina Oudshoorn. 2001. Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives*, 109: 409-416.
Henk Miedema. 2004. Relationship between exposure to multiple noise sources and noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America*, 116: 949-957.

In beperkte mate is het echter wel mogelijk om het aantal verschillende effectwaarden dat uit de verschillende effectgroepbesprekingen naar voor komt te vereenvoudigen. Dit kan echter alleen wanneer het sterfte en het krijgen van ziektes betreft. Hiervoor verwijst het richtlijnenboek naar de DALY (Disability Adjusted Life Year) -maat. Deze maat combineert de verloren dagen door sterfte én ziekte. Belangrijk hierbij is dat deze factor niet kan worden gebruikt voor niet-fysieke hinder zoals geluidshinder (tegenwoordig bestaat er wel een ernst factor of disability weight voor hinder en slaapverstoring). Het gebruik van DALY wordt dan ook niet als algemene richtlijn voorgesteld.

Het richtlijnenboek beschrijft een eerste stap naar een integrale beoordeling, door het bepalen van de **“leefbaarheid”** binnen het studiegebied. De **“leefbaarheid”** kan beschouwd worden als een effectgroep waarvan de effectgroepen zoals lucht en geluid eigenlijk deeffectgroepen zijn. Afhankelijk van de functie zullen bepaalde effectgroepen een hoger belang krijgen in de beoordeling en deze beoordeling dient dan ook afzonderlijk te gebeuren voor de verschillende functies (landbouwfunctie, woonfunctie, industriële functie, handels- en horecafunctie, ...). Voor deze methodologie beschrijft het richtlijnenboek belangrijke knelpunten:

- De beoordeling op het niveau van één functie is in zeer grote mate een expertbeoordeling en dient dan ook goed gestoffeerd te zijn om een zo maximaal mogelijke objectiviteit te kunnen garanderen.
- Een beoordeling van de leefbaarheid is steeds schaalafhankelijk. Het gebruik van meerdere schalen leidt echter tot een groot aantal beoordelingen, wat de beschrijving onoverzichtelijk maakt.

Voor de afweging van de **“globale leefbaarheid”** dient een synthese van leefbaarheid van de verschillende functies opgemaakt te worden. Hiervoor beschrijft het richtlijnenboek geen algemene methodologie. Er is geen objectief kader beschikbaar en dient gewerkt te worden met het **“maatschappelijk kader”**. Hier stelt zich het probleem dat dit kader tijdsafhankelijk is en door het Vlaamse beleid beïnvloed wordt. Om hieraan tegemoet te komen dient een meervoudige synthese gemaakt te worden waarbij verschillende maatschappijvisies gehanteerd worden. Dit komt neer op verschillende wegingsfactoren voor de verschillende functies.

Meer specifieke bepalingen inzake de relatie geluidshinder/luchtverontreiniging en mens, worden in het hoofdstuk ‘integrale beoordeling voor de receptor mens’ niet verder besproken.

2.2.3. RICHTLIJNENBOEK STADSONTWIKKELING EN RECREATIE

In het richtlijnenboek 'Stadsontwikkeling en recreatie'¹⁴ wordt informatie m.b.t. de relatie lucht/geluid en gezondheid bekomen uit de methodologie voor disciplines 'Lucht' (5.2.4), 'Geluid en Trillingen' (5.2.5) en Mens-Gezondheidsaspecten (5.2.10).

→ LUCHT (H5.2.4)

Een eerste relevant aspect is de **afbakening van het studiegebied** inzake luchtverontreiniging dat in het richtlijnenboek wordt voorgesteld. Wanneer verkeer een bepalende factor is, wordt het studiegebied bepaald door de invloedsgebieden rondom de belangrijkste wegen. Onderstaande tabel geeft weer hoe het richtlijnenboek de afbakening van het studiegebied voorstelt:

Bepalend element ten aanzien van emissies en te verwachten impact	Geografische afbakening studiegebied
Verkeer	
Binnenstedelijk met aaneengesloten bewoning	30 m tot de relevante wegsegmenten
Binnenstedelijk zonder aaneengesloten bewoning	30 à 1.000 m tot relevante wegsegmenten
Buitenstedelijk verkeer in open omgeving	30 à 1.000 m tot relevante wegsegmenten
Grote parkeerfaciliteiten in gebouwen	1.000 m tot de bron

Voor de **analysemethode** beschrijft het richtlijnenboek de modellen CAR Vlaanderen voor stedelijke omgeving en IFDMtraffic voor een open gebied met belangrijke verkeersassen. Dit zijn de modellen die tevens in het geactualiseerde richtlijnenboek Lucht (2012) worden naar voor geschoven.

Daarnaast beschrijft het richtlijnenboek een methode voor **vastlegging van relevante grootte voor detailbeoordeling**. Voor het bepalen vanaf welke grootte specifieke projecten/plannen aanleiding kunnen geven tot minstens een beperkte impact wordt verwezen naar de Nederlandse 'Handreiking luchtkwaliteit: (NIBM) niet in betekenende mate bijdragen'¹⁵. Daarin worden voor woning- en kantoorbouw drempels opgegeven beneden welke er geen betekenende mate van impact te verwachten is. I.h.k.v. de Vlaamse richtlijnenboeken wordt hiervoor een impact inzake PM₁₀/NO₂ voorop gesteld van 1% t.o.v. de luchtkwaliteitsgrenswaarde. Het richtlijnenboek geeft op basis hiervan een indicatie van de 1%-criteria voor verschillende ontwikkelingsprojecten:

¹⁴ Tritel, 2011. Actualisatie richtlijnenboek milieueffectrapportering voor de activiteitengroep 'stadsontwikkeling en recreatie'

¹⁵ VROM. (2008). Gezondheidseffectscreening Stad&Milieu. Handboek voor een gezonde inrichting van de woonomgeving.

NIBM-grens woningbouwlocaties:1% criterium (interimperiode):

≤ 500 woningen (netto) bij minimaal 1 ontsluitingsweg
 ≤ 1000 woningen bij minimaal 2 ontsluitingswegen met een gelijkmatige verkeersverdeling

NIBM-grens kantoorlocaties:1% criterium (interimperiode):

≤ 33.333 m² bruto vloeroppervlakte bij minimaal 1 ontsluitingsweg
 ≤ 66.667 m² bruto vloeroppervlakte bij minimaal 2 ontsluitingswegen met een gelijkmatige verkeersverdeling (voorschrift 3B.1).

NIBM-grens voor een plan met woningen en kantoren, bij 1 ontsluitingsweg:

1% criterium: $0,0008 * \text{aantal woningen} + 0,000012 * \text{bruto vloeroppervlak kantoren in m}^2 \leq 0,4$ (voorschrift 3B.3)

NIBM-grens voor een plan met woningen en kantoren, bij minimaal 2 ontsluitingswegen:

1% criterium: $0,0004 * \text{aantal woningen} + 0,000006 * \text{bruto vloeroppervlak kantoren in m}^2 \leq 0,4$

Voor andere stedelijke projecten/plannen zoals recreatie, winkelcentra,... of voor combinaties van wonen/kantoren met andere bedrijvigheden, werden geen drempelwaarden opgenomen. Voor dergelijke projecten/plannen dient volgens het richtlijnenboek de deskundige de relevantie aan te tonen en in het MER te motiveren.

Voor wat betreft de **gegevensoverdracht voor gezondheidsaspecten** wordt geen concrete beschrijving gegeven, behalve de nood aan een betrouwbare jaargemiddelde concentratie.

→ GELUID EN TRILLINGEN (H5.2.5)

Voor de **afbakening van het studiegebied** inzake effecten van geluid en trillingen, stelt het richtlijnenboek een zone rondom het plan- of projectgebied voor, waarvoor een relevante geluids- en/of trillingsimpact van de ontwikkeling te verwachten is. Meer specifiek wordt niet bepaald.

Als **analysemethode** voor de numerieke geluidsoverdrachtsberekening van de plan- of projectbijdrage aan wegverkeersgeluid wordt de Nederlandse rekenmethodieken (SRM II) voorgesteld.

Het richtlijnenboek beschrijft als **voorstellingswijze** een ruimtelijke weergave met geluidscontourenkaarten met een reikwijdte overeenkomstig met de geografische afbakening van het studiegebied. Zowel belastingscontouren als richtwaardecontouren voor Lden, Lnight en LAeq worden opgenomen.

Over de **detailgraad** van de effectvoorspelling voor geluid en trillingen wordt in het richtlijnenboek geen concreet voorstel gegeven. Het dient geval per geval te worden bepaald.

Voor wat betreft de **gegevensoverdracht voor gezondheidsaspecten** wordt geen concrete beschrijving gegeven.

→ MENS-GEZONDHEID (H5.2.10)

De **afbakening van het studiegebied** voor de discipline 'Mens-Gezondheid' voor wat betreft luchtverontreiniging en geluid bij stadsontwikkeling, is in grote mate afhankelijk van het studiegebied bepaald in het kader van deze respectievelijke disciplines.

Bij de keuze voor het **detailniveau van de effectbeoordeling** voor gezondheid speelt de beleving van de gezondheidsrisico's samenhangend met het initiatief een grote rol. Deze zal op haar beurt weer afhangen van de aard van het project en de locatie ervan. Als uit een eerste inventarisatie blijkt dat er forse gezondheidsgevolgen of veel onzekerheden over de gezondheidsgevolgen zijn, is het nodig gedetailleerder te kijken. Het richtlijnenboek geeft verder geen specifieke indicatie van het vereiste detailniveau.

Het richtlijnenboek bevat **geen voorstel voor een beoordelingskader** voor de discipline mens-gezondheid.

Als **analysemethode** stelt het richtlijnenboek voor de effecten op / risico's voor de volksgezondheid inventariserend en indicatief via een 'Gezondheid Effect Screening (GES)' of meer explorerend en gedetailleerd via bijvoorbeeld een 'Health Impact Assessment (HIA)' te onderzoeken. Hiervoor verwijst het richtlijnenboek naar de Nederlandse milieueffectbeoordeling. Het richtlijnenboek schuift een GES naar voren voor plan-MER's, en een HIA voor project-MER's, op basis van een geciteerde literatuurlijst¹⁶.

Voor wat betreft de beoordeling van de effecten op gezondheid door luchtverontreiniging of geluidshinder door het verkeer, worden in het richtlijnenboek volgende onderzoeksvragen voorgesteld:

Ingreep/ effectgroep	Type MER	Bestudeerde parameter
Luchtverontreiniging emissies wegverkeer	Plan- MER	Blootstelling aan overschrijding luchtkwaliteitsnormen Verandert de blootstelling van mensen aan luchtverontreiniging door wegverkeer? Welke gezondheidseffecten kan dit veroorzaken (dosiseffectrelatie)? Inventariserend en indicatief bijvoorbeeld via gebruik van kengetallen of via een Gezondheid Effect Screening (GES)
	Project- MER	Blootstelling aan overschrijding luchtkwaliteitsnormen Explorerend en gedetailleerd via bv een Health Impact Assessment (HIA)

16

Algemeen

- RIVM rapport 270001001/2005, Gezondheid in milieueffectrapportage en strategische milieubeoordeling. Verkenning van de mogelijkheden tot integratie, J.M. den Broeder, F.F. van Zoest, M. van Bruggen, A.B. Knol, A.J.P. van Overveld, B.C. Rademaker* via [http://www.rivm.nl/Gezondheid Effect Screening \(GES\)](http://www.rivm.nl/Gezondheid%20Effect%20Screening%20(GES))
- Handboek Checklist gezondheidseffectscreening, RIVM, centrum voor Volksgezondheid Toekomst Verkenningen, 2004 <http://www.ggd Kennisnet.nl/>
- VROM & Naeff Consult, Het gebruik van GES. Verslag van een onderzoek naar het gebruik van het instrument Gezondheidseffectscreening., april 2010. <http://www.rijksoverheid.nl/>
- VROM, Gezondheidseffectscreening Stad&Milieu. Handboek voor een gezonde inrichting van de woonomgeving, september 2008. [http://www.monitoringportaal.nl/Health Impact Assessment \(HIA\)](http://www.monitoringportaal.nl/Health%20Impact%20Assessment%20(HIA)) via <http://www.rivm.nl/>

Ingreep/ effectgroep	Type MER	Bestudeerde parameter
Geluid van verkeer	Plan-MER	Blootstelling aan overschrijding gedifferentieerde referentiewaarden Verandert de blootstelling aan geluid door weg- en railverkeer en /of bedrijvigheid in de nabijheid (op hoorbare afstand) van woon-, werk-, natuur- of recreatiegebieden? Welke gezondheidseffecten kan dit veroorzaken (dosiseffectrelatie)? Inventariserend en indicatief bijvoorbeeld via gebruik van kengetallen of via een Gezondheid Effect Screening (GES). Grootteorden van aantal ernstig gehinderden.
	Project-MER	Blootstelling aan overschrijding gedifferentieerde referentiewaarden voor geluid en trillingsnormen En daarenboven: Verandert de blootstelling van mensen aan geluid tijdens de uitvoering van het project? Explorerend en gedetailleerd via bijvoorbeeld een Health Impact Assessment (HIA)

Het richtlijnenboek bevat echter geen duidelijke omschrijving van de methodiek die bij GES of HIA moet worden toegepast.

2.2.4. RICHTLIJNENBOEK GELUID & TRILLINGEN (2011)

Het richtlijnenboek Geluid & Trillingen (2011) beschrijft een methodologie voor zowel plan- als project-MER's voor weginfrastructuur afzonderlijk.

Voor plan-MER weginfrastructuur is het volgende opgenomen (p 53): het specifiek geluid dient vergeleken te worden met de gedifferentieerde referentiewaarden van de discussienota van de Vlaamse overheid (zie Bijlage 2) en het significantiekader verkeerslawaaï (indien beschikbaar). Deze gedifferentieerde referentiewaarden worden gehanteerd in afwachting van een wettelijk toetsingskader en vervangen de richt- en maximale waarden opgenomen in het ontwerp-KB van 1991”

De grootte van het studiegebied wordt bepaald door een afstand tot het tracé waarbinnen een effect kan verwacht worden. Dit is minstens tot de L_{night} 50 dB(A) geluidscontour. Indien er ook relevante kwetsbare natuurgebieden in de omgeving van het plangebied zijn, wordt het studiegebied uitgebreid tot dit gebied. De afbakening van het studiegebied gebeurt dus op basis van dB-waarden, niet op basis van een bepaalde afstand tot de wegas.

De indicatieve afstand voor trillingen bedraagt 110 meter.

M.b.t. de **gegevensoverdracht** voor de discipline mens-gezondheid wordt verwezen naar de gegevens die nodig zijn voor de effectenbeoordeling volgens de methode van Miedema.

2.2.5. RICHTLIJNENBOEK LUCHT

Volgens het richtlijnenboek Lucht zijn de belangrijkste te beschouwen pollutanten van de luchtemissies van wegverkeer **NO₂**, **PM₁₀** en **PM_{2,5}** (deze parameters worden ook gehanteerd door de verschillende beschikbare modellen). Er wordt in het richtlijnenboek gemeld dat **EC** (elementaire koolstof) in de toekomst ook kan worden beschouwd als belangrijke parameter, en zelfs in de

modellen worden geïntegreerd. Er zijn echter geen emissiefactoren voor EC opgeonmen, en evenmin wordt een grenswaarde of norm gehanteerd (niet beschikbaar).

Anno 2015, drie jaar na publicatiedatum van dit richtlijnenboek, zijn er heel wat nieuwe inzichten die aantonen dat EC inderdaad een van de meest kritische parameters is inzake verkeersemissies..

Volgens het richtlijnenboek kunnen de emissies van de **andere pollutanten** (CO, CO₂, SO₂, benzeen, benzo(a)pyreen) ook steeds berekend / vermeld worden. De actuele meetwaarden van deze stoffen zijn doorgaans minder kritisch t.o.v. de Vlaremnorm dan NO₂ en zeker PM₁₀ en de relatieve bijdrage van het verkeer aan de totale concentratie is doorgaans ook lager.

Het richtlijnenboek Lucht bevat **geen algemene beschrijving van de relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid**. Wel bespreekt het de relevante **toetsingswaarden**, die afgeleid zijn uit de wetenschappelijke kennis van de impact van luchtkwaliteit op de menselijke gezondheid en die dus rechtstreeks relevant zijn voor de discipline mens-gezondheid:

- **geldende normen** en richtwaarden: in dalende volgorde van voorkeur worden wettelijke normen voor Vlaanderen (Vlarem II), Europa, België, Nederland/Duitsland, USA of andere landen vooropgesteld;
- de bestaande **wetenschappelijke advieswaarden** m.b.t. de luchtkwaliteit:
 - o WHO-advieswaarden of EPA-advieswaarden voor blootstelling (waarbij onderscheid tussen niet-carcinogenen en carcinogenen)
 - toetsingswaarden, afgeleid van TLV-waarden:
 - voor de algemene bevolking:
 - . 1/10 van de TLV-waarde voor niet-carcinogenen,
 - . 1/x van de TLV voor carcinogenen met x die waarde die het risico terugbrengt tot het niveau 10⁻⁶ bij een levenslange blootstelling. Indien er onvoldoende wetenschappelijke gegevens beschikbaar zijn om x te bepalen, stelt men x gelijk aan 1000.
 - voor gedefinieerde risicogroepen:
 - . 1/200 van de TLV voor niet carcinogenen.
 - . 1/5000 van de TLV voor carcinogenen.
 - o eventueel aanvullende advieswaarden uit de peergereviewde internationale wetenschappelijke literatuur.

Voor wat betreft de **rekenmethodes** m.b.t. de relatie verkeer-luchtkwaliteit worden de modellen CAR Vlaanderen en IFDMtraffic besproken. Deze modellen laten toe om immissieconcentraties te berekenen voor de parameters PM₁₀ en NO₂.

M.b.t. de gegevensoverdracht naar de discipline mens-gezondheid, wordt in het richtlijnenboek Lucht slechts een vage een beschrijving gegeven, zonder kwantitatieve indicaties, bv.:

- “Gemeten luchtkwaliteit in het studiegebied teneinde een beoordeling mogelijk te maken of de actuele luchtkwaliteit een toxicologische impact op omwonenden kan hebben.
- Berekenende luchtkwaliteit als gevolg van de realisatie van het project in het studiegebied teneinde een beoordeling mogelijk te maken of de berekenende luchtkwaliteit als gevolg van het project een toxicologische impact op omwonenden kan hebben.”

Er bestaat vanuit dit richtlijnenboek dus geen specifieke eis van de data die moeten worden verzameld voor een gezondheidsevaluatie vanuit de discipline lucht.

2.2.6. BESLUIT

In bovenstaande paragrafen werd een beschrijving gegeven van eventueel relevante informatie uit bestaande MER-richtlijnenboeken ten aanzien van effectenbeoordeling voor de menselijke gezondheid door geluidshinder of luchtverontreiniging.

Algemeen wordt besloten dat er in de bestaande richtlijnenboeken weinig relevante gegevens bestaan m.b.t. de relatie geluid/lucht en de menselijke gezondheid. Er wordt **geen eenduidige methode** voor de gezondheidsevaluatie voorgesteld, maar de voorgestelde analyse wijkt onderling sterk af (DALY, GES, HIA, ...) per richtlijnenboek.

M.b.t. de te bestuderen **parameters voor geluidsverstoring** wordt de uitgemiddelde maat L_{Aeq} gehanteerd. In het richtlijnenboek Stadsontwikkeling wordt daarnaast een onderscheid gemaakt tussen de parameter L_{den}^{17} (L_{Aeq} voor 24 uur) die volstaat voor het vergelijken van verschillende tracés en de situatie tijdens de dag, de avond, de nacht en de spits ($L_{Aeq,dag/avond/nacht}$ en de $L_{Aeq, spits}$) op project-MER-niveau.

De beoordeling van de verkeerseffecten inzake lucht beperken zich op basis van het richtlijnenboek Lucht tot de **parameters NO₂ en fijn stof (PM₁₀ en PM_{2,5})**. EC wordt kort vermeld als mogelijks relevant in de toekomst. Naast EC – zijn er ook andere “vehicular pollutants”, zoals NO_x en PM_{0,01}, zijn die in de toekomst mogelijks belangrijker worden. In andere richtlijnenboeken wordt dan weer gefocust op ozonprecursoren (N₂O, VOS). Er is bijgevolg geen eenduidige lijst van te analyseren parameters. Veel wordt overgelaten aan de experts ter zake.

In alle richtlijnenboeken wordt voor de gezondheidsimpactanalyse uitgegaan van een onderzoek op basis van het aantal **blootgestelde mensen en/of kwetsbare groepen**. De **toetsingskaders** voorgesteld in de richtlijnenboeken zijn gebaseerd op de wettelijke normen of advieswaarden. Een volledige analyse volgens dosis-effectrelaties wordt nergens naar voren geschoven, hoewel er voor de effectbepaling zou kunnen uitgegaan worden van een volledige bepaling van het aantal gehinderden, zonder een benedendrempel waaronder het aantal gehinderden als nul verondersteld wordt. De voornaamste reden waarom dit niet wordt toegepast is dat heel veel **onzekerheid** bestaat over de te gebruiken dosis-effectrelaties waardoor een integraal, allesomvattend en algemeen geldend beoordelingskader voor de receptor mens moeilijk op te maken is. De bespreking van de gezondheidsaspecten ten aanzien van lucht en geluid in de richtlijnenboeken wordt dan ook gekenmerkt door een algemene vaagheid.

Er wordt besloten dat de richtlijnenboeken inhoudelijk niet goed op elkaar zijn afgestemd. In functie van de (grote variatie in) **publicatiedatum** voor alle gescreende documenten, zullen de recentste inzichten niet in alle richtlijnenboeken zijn opgenomen.

Relevant om te melden is dat het richtlijnenboek Stadsontwikkeling en Recreatie een lijst van afstanden geeft ter **afbakening van het studiegebied** voor Lucht, overeenkomstig met de te verwachten invloedsgebieden rondom de belangrijkste wegen. Daarnaast wordt in dit richtlijnenboek ook een methode voorgesteld voor vastlegging van **relevante grootte voor detailbeoordeling m.b.t. lucht**. Voor het bepalen vanaf welke grootte specifieke projecten/plannen aanleiding kunnen geven tot minstens een beperkte impact wordt hiervoor verwezen naar de Nederlandse ‘Handreiking luchtkwaliteit: (NIBM) niet in betekenende mate bijdragen’. Over de **detailgraad van de effectvoorspelling voor geluid en trillingen** wordt echter niets beschreven.

¹⁷ Lden een etmaalgewogen gemiddelde is waarbij aan de nacht en avond een straffactor wordt toegekend van resp. 10dB en 5dB

2.3. SCREENING VAN BUITENLANDSE METHODES GEZONDHEIDSImpACT BIJ INFRASTRUCTUURPROJECTEN (TAAK 1.3)

2.3.1. METHODE VOOR OPZOEKEN VAN INFORMATIE

Informatie over bestaande technieken om gezondheidseffecten te beoordelen in MERs werden gezocht in de buitenlandse literatuur. Er werd gezocht naar zowel buitenlandse **beleidsdocumenten** waarin procedures voor het beoordelen van gezondheidseffecten bij infrastructuurwerken beschreven zijn, alsook naar wetenschappelijke literatuur voor gezondheidsimpactbeoordeling. Aangezien gezondheidseffecten van milieufactoren dikwijls besproken worden in “impact assessments (IA)” of “health impact assessment (HIAs¹⁸)” werden deze twee zoektermen gebruikt naast de zoektermen “health”, “infrastructure works”, “infrastructuur”, “gezondheid” en “MER”. De zoekrobot Google werd gebruikt. Bijkomend werden referenties opgenomen in het “richtlijnenboek mens-gezondheid in project- en plan-MER” gescreend op nuttige methoden voor toepassing bij infrastructuurwerken, alsook de bronnen die door de stuurgroep van dit project aangekaart werden tijdens de eerste stuurgroepvergadering.

Op deze manier werd voor een aantal landen (Nederland, Zweden, UK, US, Ierland) documenten gevonden waarin methodes voor het beoordelen van gezondheidsimpact bij infrastructuurwerken beschreven staan. Voor een groot aantal (Europese) landen werd echter geen informatie gevonden. Mogelijks zijn – indien bestaand - methodes uit deze landen niet beschreven in publiek toegankelijke, Engels of Nederlandstalige documenten. Het was binnen dit project echter niet haalbaar om anderstalige documenten te raadplegen. Deze beperkingen dienen in het achterhoofd gehouden te worden: dit overzicht biedt geen volledig overzicht van bestaande methodes in alle (Europese) landen, maar dient veel meer gezien te worden als gevonden buitenlandse methodes, die als inspiratiebron kunnen gebruikt te worden voor het ontwikkelen van een Vlaamse methode (taak 3).

In onderstaande paragrafen wordt voor de landen waarvoor informatie gevonden werd, een korte beschrijving gegeven van de methode voor de beoordeling van gezondheidsimpact van infrastructuurwerken.

2.3.2. NEDERLAND

Het doel van MER is om het belang van milieu een volwaardige plaats te geven in de besluitvorming over activiteiten die een mogelijk nadelig effect hebben op het milieu. De Nederlandse MER procedure is gebaseerd op Europese regelgeving ([Richtlijn 2014/52/EU](#) & [Richtlijn 2011/92/EU](#)). Voor sommige activiteiten is het verplicht om een MER uit te voeren; voor veel ook niet. Het bevoegd gezag moet zelf bepalen of een MER moet worden opgesteld.

Er is een beperkte en een uitgebreide MER-procedure in Nederland. Welke van toepassing is hangt af van het project.

De beperkte MER-procedure geldt meestal voor een omgevingsvergunning, mijnbouwwetvergunning, ontgrondingenvergunning, sommige waterwetvergunningen en een vergunning op grond van de kernenergiewet. Volgende stappen komen aan bod:

1. Mededeling van het project

¹⁸ Opgelet! Een HIA staat voor een “Health Impact Assessment” en is niet noodzakelijk een deel van een MER. Het inschatten van de impact van luchtpollutie in Vlaanderen op gezondheid is ook een HIA.

2. Eventueel advies reikwijdte en detailniveau (door bevoegd gezag). Het raadplegen van de Commissie MER (adviesorgaan) is niet verplicht, maar is op vrijwillige basis mogelijk. Wanneer de Commissie adviseert, stelt zij een werkgroep samen en brengt zij schriftelijk een (openbaar) advies uit. Over het advies van het bevoegd gezag plegen het bevoegd gezag en de initiatiefnemer overleg.
3. Milieueffectrapport (MER). De initiatiefnemer stelt een MER op.
4. Kennisgeving en terinzagelegging MER en aanvraag/(voor-)ontwerpbesluit
5. Inspraak en eventueel advies. Iedereen kan zienswijzen indienen op het MER en de aanvraag/het (voor-)ontwerpbesluit. De Commissie MER kan vrijwillig om advies gevraagd worden over het MER. Dit is ook mogelijk als de Commissie niet is geraadpleegd in de voorfase.
6. Definitief besluit
7. Bekendmaking besluit
8. Evaluatie

De uitgebreide procedure geldt voor: plannen waarvoor een plan-MER-plicht geldt, bijvoorbeeld structuurvisies of bestemmingsplannen, complexe projecten waarvoor een project-MER-plicht geldt (een project is complex als een passende beoordeling nodig is of de overheid formeel zowel initiatiefnemer als bevoegd gezag is: ruimtelijke besluiten zoals een bestemmingsplanherziening, **een tracébesluit** of de goedkeuring van een dijkversterkingsplan).

Volgende stappen komen aan bod:

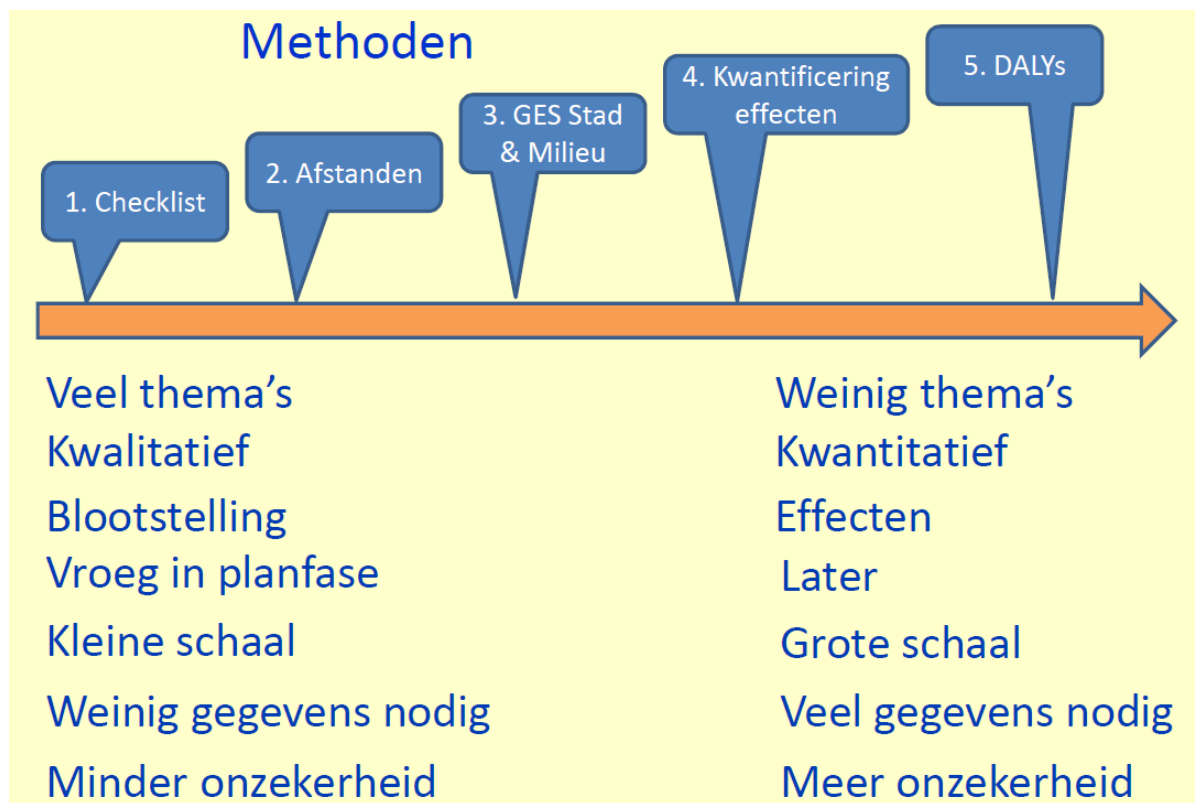
1. Mededeling van het project
2. Kennisgeving
3. Raadpleging. Het bevoegd gezag raadpleegt de overheidsorganen en de adviseurs die bij het besluit moeten worden betrokken over de reikwijdte en het detailniveau van het MER. Raadplegen van de Commissie MER is niet verplicht, maar is op vrijwillige basis mogelijk. Wanneer de Commissie adviseert, stelt zij een werkgroep samen en brengt zij schriftelijk een (openbaar) advies uit.
4. Advies Reikwijdte en detailniveau
5. Milieueffectrapport (MER)
6. Kennisgeving en terinzagelegging MER en aanvraag/(voor-)ontwerpbesluit
7. Inspraak
8. Advisering door de Commissie MER
9. Definitief besluit
10. Bekendmaking van het besluit
11. Evaluatie

In een MER krijgt gezondheid vaak indirect aandacht. Er wordt namelijk enkel gekeken of de blootstelling van een scenario beneden wettelijke grenswaarden ligt, bijvoorbeeld voor lucht. Deze toetsing aan grenswaarden zegt echter weinig over de aard en ernst van gevolgen van de blootstelling voor de gezondheid. Echter, ook bij blootstelling onder de wettelijke grenswaarden treden nadelige gezondheidseffecten op; deze effecten komen dus meestal niet aan bod in een MER (Commissie MER, 2014).

Er wordt waargenomen dat gezondheid niet in elk MER een evengrote rol speelt. Het is volgens de Commissie MER belangrijk om aandacht te besteden aan gezondheid bij a) **grote infrastructurele projecten vlakbij bebouwingsconcentraties**, b) luchtvaartterreinen, c) woningbouw, d) hoogspanningsverbindingen, e) projecten waar de lokale situatie, zienswijzen of maatschappelijke onrust er aanleiding toe geven (bv. intensieve veehouderijen) (Commissie MER, 2014). Bovenstaande

informatie komt uit een factsheet van de Commissie MER (zie referentie). Meer informatie (bvb. wat als een groot versus klein infrastructuurproject dient beschouwd te worden) is niet gegeven.

Een *ad hoc* geformeerde werkgroep 'Gezondheid in MER' in Nederland heeft beschikbare methoden (zie Figuur 1) om het aspect gezondheid uit te werken in een MER (onafhankelijk van het type project) op een rij gezet (Fast et al., 2012a). Een korte samenvatting is gegeven voor welke thema's de methoden geschikt zijn en wat de voor- en nadelen zijn (zie Tabel 2). Methodes verschillen in: a) kwalitatief tot meer kwantitatief, b) meer op blootstelling of meer op gezondheidseffecten gericht, c) vroeg of laat in de planfase, d) toepassing op kleine of grotere ruimtelijke schaal, e) veel of weinig data nodig en f) minder of meer onzekerheid in uitkomsten (Fast et al., 2012a).



Figuur 1: Voorbeeld methodes toegepast in MER's in Nederland gaande van kwalitatieve (checklists) naar meer kwantitatieve methodes (afstand tot bron, GES GezondheidEffectScreening, kwantificering effecten (aantal attributieve gevallen door blootstelling), DALYs). Bron: (Fast et al., 2012a).

Tabel 2. Verschillende methodes voor de evaluatie van gezondheidssimpact toegepast in MER's in Nederland (Fast et al., 2012a).

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
A. Wat is de methode	Aan de hand van een checklist en een set criteria kan worden besloten welke thema's van belang zijn en verder worden uitgewerkt in de planvorming.	Op een kaart worden vaste afstandslijnen tot verschillende bronnen getrokken. Gevoelige bestemmingen binnen deze afstandslijnen worden weergegeven en geteld.	Op een kaart worden verschillende milieubelastingcontouren, ook onder grenswaarden, weergegeven. Gevoelige bestemmingen binnen deze contouren worden weergegeven en geteld.	Op een kaart worden verschillende GES-scores als contouren in de bij deze methode toegekende kleuren weergegeven. Gevoelige bestemmingen binnen deze GES-scores worden weergegeven en geteld.	Op basis van de blootstelling (zie 3.) wordt met behulp van dosis-respons relaties of relatieve risico's in combinatie met incidentie berekend hoeveel mensen bijvoorbeeld gehinderd of ziek zijn, klachten hebben of vroegtijdig overlijden.	Voor een populatie wordt berekend hoeveel verloren gezonde levensjaren er zijn door het aantal mensen met een gezondheidseffect (zie 4.) te vermenigvuldigen met de gemiddelde duur en een wegingsfactor voor de ernst van het gezondheidseffect.
B. Wanneer te gebruiken	Altijd	Infrastructurele plannen of voorgenomen ontwikkeling van gevoelige bestemmingen langs bestaande infrastructuur	Vergelijking van planvarianten per milieufactor	Om meerdere milieufactoren vergelijkbaar op de kaart te zetten en planvarianten hierop te vergelijken	Om gevoel te krijgen van de orde van grootte van de gezondheidseffecten in een bepaald gebied.	Bij het vergelijken en afwegen van meerdere ongelijksoortige gezondheidseffecten van verschillende milieufactoren.

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
C. Onder welke voorwaarden	Geen	Bij een vergelijking van alternatieven moeten deze voldoende onderscheidend zijn: alleen bij nieuwe of een verbreding van wegen of bij nieuwbouw gevoelige bestemmingen langs snelweg.	Bij een vergelijking van alternatieven moeten deze voldoende onderscheidend zijn. Kan niet zonder gezondheidskundige interpretatie en advies.	Bij een vergelijking van alternatieven moeten deze voldoende onderscheidend zijn. Kan niet zonder gezondheidskundige interpretatie en advies.	In principe alleen op landelijk, regionaal of stadsniveau; bij voldoende data en voldoende kennis over berekening en interpretatie. Vooral voor inzicht in de situatie in een gebied; voor de vergelijking van planvarianten kan de kwantificering van gezondheidseffecten van lucht-verontreiniging zinvol zijn als de verschillen tussen varianten relatief groot zijn. De gezondheidseffecten kunnen ook worden beschreven in algemene zin. Een voorbeeld in de vorm van een vuist-regel: bij een toename met $x \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt geschat dat de levensverwachting van de betreffende populatie met y maanden verkort wordt. Deze vuistregels kunnen toegepast worden onder voorwaarde dat de betreffende populatie op een zelfde wijze is opgebouwd als de populatie waarop de vuistregel gebaseerd is.	In principe alleen op landelijk, regionaal of stadsniveau; bij voldoende data en voldoende kennis over berekening en interpretatie. Vooral voor inzicht in de situatie in een gebied; voor de vergelijking van planvarianten kan de kwantificering van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging zinvol zijn als de verschillen tussen varianten relatief groot zijn. Alleen meerwaarde als er blootstelling aan verschillende milieufactoren is.

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
D. Welke thema's	Alle gezondheids-determinanten die van belang kunnen zijn in de planontwikkeling, zoals lucht, geluid, trillingen, geur, externe veiligheid, groen, binnenmilieu, bewegingsbevordering, spelen, klimaat, water, bodem, straling, recreatie, veiligheid en sociale kwaliteit	Voor veel thema's. Voor lucht en geluidlangs infrastructuur is het geoperationaliseerd.	Voor lucht, geluid, geur en externe veiligheid is het geoperationaliseerd.	Voor lucht, geluid, geur, externe veiligheid, hoogspanningslijnen, bodemverontreiniging. Bij lucht wordt geadviseerd dit vooral op NO2te richten, omdat PM10 geen goede indicator is voor verkeersgerelateerde blootstelling.	Alle thema's waarvoor data beschikbaar zijn over aantal blootgestelden en relatie blootstelling-effect. Voor lucht, geluid, geur en externe veiligheid geoperationaliseerd.	Alle thema's waarvoor data beschikbaar zijn over aantal blootgestelden, relatie blootstellingeffect, wegingsfactor voor ernst van effect en duur van effect. Voor lucht, geluid, geur en externe veiligheid geoperationaliseerd.
E. Welke fase in planproces	Begin van de planfase	Begin van de planfase	Later stadium, maar gelijktijdig met het opleveren van milieubelastingsdata	Later stadium, maar gelijktijdig met het opleveren van milieubelastingsdata of nadat er milieubelastingsdata beschikbaar zijn.	Later stadium, nadat er blootstellingsdata beschikbaar zijn	Later stadium, nadat er blootstellingsdata beschikbaar zijn

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
F. Welke methodiek	GGD-Informatieblad Gezondheid in Planvorming/ Themabladen (GGD Den Haag, 2011) Handreiking Gezondheid in Ruimtelijke Planvorming (RIVM, 2009)	Voor lucht en geluid: op kaart de volgende afstandslijnen trekken: -50 meter voor 1elijns bebouwing drukke stads-weg (>10.000mtv/etm) -50 meter provinciale weg -100/300/1000 meter voor (rand) snelweg - afstand tot tunnelmond	Aantal gevoelige bestemmingen binnen milieubelastingcontouren Weergeven op kaart en tellen. Voor geluid zijn 5 dB blootstellingsklassen gangbaar. Voor lucht kan gedacht worden aan klassen tussen 1 en 5 µg/m3, afhankelijk van beschikbaarheid en onderscheidend vermogen. Bij blootstellingsdata geldt een onzekerheidsmarge van ±20%. Dit pleit voor iets grotere klassen. Bij vergelijking van varianten is deze onzekerheidsmarge minder relevant, maar is het vaak handzamer om kleine klassen te clusteren tot 5 µg/m3 klassen.	GES Stad & Milieu: GESscores en gevoelige bestemmingen op kaart weergeven en deze laatste tellen. Voor NO2 zijn de GES-klassen groot, waardoor alternatieven niet onderscheidend kunnen zijn. Er wordt geadviseerd deze concentratieklassen eerst te verfijnen naar (maximaal) 5 µg klassen en ze eventueel later weer te clusteren tot de klassen van de GES-scores.	Lucht: richten op NO2. Voor NO2 zijn relatieve risico's (RR) voor gezondheidseffecten bekend. Ook zijn er schattingen van levensduurverkortings als gevolg van een toename van de concentratie NO2. Geluid: er kunnen klassen van 5 dB worden aangehouden. Belangrijk is om ook de lage blootstelling mee te nemen. Het aantal gehinderden kan berekend worden aan de hand van de Miedema curves.	Er zijn verschillende ondersteunde spreadsheets en modellen ontwikkeld: DYNAMO HIA, DALY-sheets WHO, Impact Calculation Tool, etc

		3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's	
1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen			
		Er zijn verschillende mogelijkheden: 1. Gevoelige bestemmingen, zoals woningen, scholen en kindercentra weergeven en tellen. 2. Specifieke groepen weergeven en tellen. Specifieke groepen zijn bijvoorbeeld ouderen of groepen met lage sociaal-economische status (SES) 3. Verschilcontouren en gevoelige bestemmingen. Bij een vergelijking van alternatieven of van een alternatief met de referentie of huidige situatie geeft dit aan waar en bij wie er verbetering of verslechtering is. De beoordeling moet worden aangevuld met een gezondheidskundige interpretatie. Dit kan voor lucht bijvoorbeeld in de vorm van een vuistregel waarin staat wat het verschil in verloren levensjaren is bij welk blootstellingsverschil (zie 4C).				
G. Welke maat	Nvt	Aantal gevoelige bestemmingen binnen een bepaalde afstand.	Aantal gevoelige bestemmingen of aantal personen in een bepaalde groep binnen verschillende milieubelasting. Bij lucht wordt geadviseerd dit vooral op NO2te richten, omdat PM10 geen goede indicator is voor verkeersgerelateerde blootstelling.	Aantal gevoelige bestemmingen binnen verschillende milieubelastingen en GESscores. Bij lucht wordt geadviseerd dit vooral op NO2te richten, omdat PM10 geen goede indicator is voor verkeersgerelateerde blootstelling.	Voor lucht de kwantificering vooral richten op NO2, omdat PM10 geen goede indicator is voor verkeersgerelateerde blootstelling en voor zwarte rook meestal blootstellings-data ontbreken. Verlies of winst levensverwachting(per jaar). Kan in algemene termen geformuleerd worden (zie 4C). Voor geluid vooral aantal (ernstig) geluidgehinderden en slaapverstoorden.	Verlies aan gezonde levensjaren. DALY's eventueel om te zetten naar 'je echte leeftijd'.

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
H. Voordelen	Gezondheid breed ingestoken, veel thema's; Aandacht voor gezondheid vroeg in proces mogelijk; Op ideeën brengen, inspiratie en praktisch; Goede basis om daarna op maat aan tafel te (laten) adviseren en thema's verder uit te werken.	Eenvoudige, snelle methode; Geen blootstellingsdata nodig; Duidelijk op kaart weer te geven; Vroeg in proces mogelijk en kan daarmee sturend zijn voor verdere invulling van het gebied; Communicatief helder en consistent; Minder discussie over concentraties en grenswaarden; Sluit aan bij advies van de Gezondheidsraad en de GGD Richtlijn Luchtkwaliteit en gezondheid over de te hanteren afstand tot drukke wegen.	Duidelijk op kaart weer te geven; Snel te zien waar knelpunten zijn, een toe- of afname is en waar winst te behalen is; Ook aandacht voor blootstelling onder de norm; Kan meelopen met reeds geplande modellering, die in het kader van wetgeving verplicht is en is daarmee efficiënt en geborgd in het planproces; Blootstellingsklassen naar wens te preciseren.	Duidelijk op kaart weer te geven; Snel te zien waar knelpunten zijn, een toe- of afname is en waar winst te behalen is; Ook aandacht voor blootstelling onder de norm; Kwalitatieve gezondheidskundige beoordeling van milieubelasting; Verschillende milieubelastingen met ongelijksoortige effecten gezondheidskundig te vergelijken; Kan in principe meelopen met reeds geplande modellering en is dan efficiënt en geborgd in het planproces.	Gevoel voor de orde van grootte van gezondheidseffecten; Inzicht in voorkomen van effecten ook onder de norm; Voor geluid is aggregatie mogelijk: door verschillende blootstellingsklassen op te tellen zijn varianten goed te vergelijken.	Afweging van ongelijksoortige milieu-gezondheidsrisico's mogelijk; Optellen ongelijksoortige effecten mogelijk: totale gezondheidsverlies of -winst; Veel (internationale) literatuur.

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
I. Nadelen	Nog vrij algemeen, hoeft nadere uitwerking; Moeilijk te vertalen naar 'harde eisen'.	Methode is vaak te grof om verschillen tussenvarianten te kunnen bepalen; Er is geen rekening te houden met lokale omstandigheden, zoals de verkeersintensiteit of emissiebeperkende maatregelen; Betekenis voor de gezondheid is lastiger te communiceren.	Kan pas als er milieudata zijn, daarmee mogelijk later in proces en minder sturend; Soms lastig om te bepalen op welke wijze blootstellingsklassen geaggregeerd moeten worden om varianten goed te kunnen vergelijken; Door de weergave in concentratieklassen kunnen kleine effecten op de concentratie gemist of uitvergroot worden; Tijdsinvestering.	Kan pas als er milieudata zijn, daarmee mogelijk later in proces en minder sturend; Bij lucht zijn de blootstellingsklassen soms te groot om verschillen tussen varianten te kunnen zien; Door de weergave in concentratieklassen kunnen kleine effecten op de concentratie gemist of uitvergroot worden; de kans hierop is groter als de klassen groter zijn; Iets grotere tijdsinvestering dan bij 3a.	Milieudata en data over dosisrespons relatie, RR en incidentie nodig; Naast onzekerheden in blootstelling ook onzekerheden in mate van effecten; Er wordt maar een deel van de gezondheidseffecten, alleen die gekwantificeerd kunnen worden, meegenomen; Er zijn rekenmethoden voor gezondheids-effecten van NO2 als indicator voor het verkeersgerelateerde luchtverontreinigings-mengsel, maar die zijn (nu nog) minder goed onderbouwd dan die van PM10 en PM2,5; Alleen mogelijk op vrij grote ruimtelijke schaal (kleine stad); Heeft voor lucht meestal geen meerwaarde voor vergelijking plan-varianten (dat kan beter met methode 2 en 3); Geen algemene methoden voor weergave op kaarten;	Veel data over blootstelling, mate, duur en weging van de ernst van effecten nodig; Veel onzekerheden vanwege grote hoeveelheid Benodigde data; Er wordt maar een deel van de gezondheidseffecten meegenomen; Betekenis lastig te interpreteren en communiceren; Alleen mogelijk op vrij grote ruimtelijke schaal (kleine stad); Heeft meestal geen meerwaarde voor vergelijking planvarianten (dat kan beter met methode 2 en 3); Geen algemene methoden voor weergave op kaarten; Grotere tijdsinvestering.

	1. Kwalitatief	2. Afstand tot een bron en gevoelige bestemmingen	3. Blootstelling kwantificeren		4. Gezondheidseffecten kwantificeren per milieufactor	5. DALY's
			3a Milieubelasting-contouren en gevoelige bestemmingen	3b GES Stad & Milieu contouren en gevoelige bestemmingen		
J. Praktijk-voorbeelden	MER Hoogspanning Wateringen-Zoetermeer Hoogspanning Beverwijk-Zoetermeer	Diverse casuïstiek scholen en KDV's - geen MER MER Ring Utrecht	MER Ring Utrecht MER Rijswijk Zuid MER Enci MER Haagse Nota Mobiliteit MER NGB (Nieuw Gemengd Bedrijf)	MER Rijksweg 13 Rotterdam MER A4 Delft –Schiedam MER A15	Geluidhinder: MER Rijswijk Zuid (Deel B5) MER Ring Utrecht Plan-MER Beatrixlaan Rijswijk MER A15 Levensduurverkortung: MER Ring Utrecht – niet officieel) OV concessie Arnhem – geen MER	Vergelijking transportmaatregelen; European perspectives on environmentalburden of disease project: EBoDE project
K. Referenties	RIVM (2009); GGD Den Haag (2011).	Fischer et al. (2007); Gezondheidsraad (2008); Van der Zee et al.(2008)		Fast en van de Weerdt (2010)	NO2: Filleul et al. (2005); Gehring et al. (2006); Laden et al. (2006); Nafstand et al. (2004); Schram-Bijkerk et al. (2009) PM10: Künzli et al. (2000); Pope et al. (2002); Pope et al. (2009) Geluid: Babisch (2006); Babisch (2008); van Kempen and Houthuijs (2008); Miedema en Oudshoorn (2001); Miedema and Vos (2007); WHO (2009); WHO (2011)	RIVM MGO; Knol and Staatsen (2005); Fast (2007) WHO: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/en/ ; Hänninen and Knol (2011)

Afstand tot een bron van gevoelige bestemmingen (scholen, ziekenhuizen, *etc.*) is bijvoorbeeld belangrijk bij infrastructurele plannen of voorgenomen ontwikkeling van deze bestemmingen langs bestaande infrastructuur. Voor bijvoorbeeld een autosnelweg wordt geadviseerd geen nieuwe scholen, kinderdagverblijven, bejaarden-, verzorgings- en verpleeghuizen binnen 300 meter van de rand van een snelweg te bouwen. Het realiseren van gevoelige bestemmingen op minder dan 100 meter van de snelweg wordt sterk afgeraden (Van der Zee en Walda, 2008). Voor de meer kwantitatieve methodes (GES of GezondheidsEffectScreening) wordt aangegeven van, in een vergelijking van verschillende scenario's, naast PM_{2,5} te kijken naar NO₂ gezien de relatie met verkeersuitstoot, de spatiale variabiliteit en de mogelijke gezondheidseffecten. De GES-methodologie is een scoringsmethodologie (middel) om de impact van verschillende stessoren (polluenten) te vergelijken. Op de eerste plaats was GES bedoeld voor "stad & milieu"-projecten maar inmiddels is dit opengetrokken naar ruimtelijke ordening en infrastructuur projecten (Fast et al., 2012b). Nog een stap verder dan GES is het kwantificeren van effecten en het berekenen van Disability Adjusted Life Years of DALY's in een HIA of Health Impact Assessment. DALYs van verschillende milieustressoren kunnen met elkaar gecombineerd (opgeteld) worden.

Methoden variëren van kwalitatief tot (zeer) kwantitatief en **er is niet één geschikte methode**. De fasen van het project, beschikbare data, detailniveau spelen een rol in welke methode kan gebruikt worden. De meest geschikte methode(n) moet(en) per project bepaald worden, afhankelijk van het doel en vraagstelling. Bij elke methode geldt wel dat mensen in beeld moeten zijn (woningen en gevoelige bestemmingen of personen) (Commissie MER, 2014).

Een lijst van criteria dient beschouwd te worden om te bepalen welke de meest geschikte en nodige methode is om de gezondheidsimpactanalyse uit te voeren (criteria: zie in Tabel 2 rij B "wanneer te gebruiken" en rij C: "onder welke voorwaarden"). Voor elke van deze criteria zijn geen strikte grenzen gesteld welke methode wanneer te gebruiken; wel is het aan de auteur van het MER om over deze criteria na te denken en – op basis van een kwalitatieve of semi-kwantitatieve invulling van deze criteria – te beoordelen welke van de 5 methodes de meeste geschikte is (5 methodes: 1: checklist; 2: afstanden; 3a: milieubelastingscontouren en gevoelige bestemmingen; 3b: GES Stad en Milieu; 4. Kwantificeren effecten; 5. DALY's).

Er werd verder gezocht in de Nederlandse literatuur of er studies zijn die aantonen dat EC (elementair koolstof)-metingen of modelleringen bruikbaar zijn in MER-dossiers en of dat er Nederlandse MER-dossiers bestaan waarin EC al ooit gebruikt werd, gezien het (toenemende) belang van deze indicator voor gezondheid & wegverkeer (Janssen et al., 2011).

In 2010 zijn op de Pleijroute (tussen knooppunt Velperbroek en Westervoortsedijk) maatregelen (o.a. wegverbreding) doorgevoerd om verkeersdoorstroming te bevorderen (Voogt and Henzing, 2011). TNO heeft metingen uitgevoerd van de concentratie elementair koolstof (EC) & PM₁₀ om het effect van maatregelen op verkeersemisies te onderzoeken (**Merk op: dit is geen MER, enkel een studie om EC als indicator te evalueren**). Vergelijking van metingen van PM₁₀ en het roetgehalte toont aan dat het contrast in roetgehalte als gevolg van de variabiliteit in verkeersbelasting groter is dan het contrast in PM₁₀ en dit onderbouwt de keuze voor EC om het effect van de maatregelen te onderzoeken. Door de maatregelen is de emissie van EC door verkeer afgenomen (25-30% voor werkdagen). Het effect op verkeersemisie van EC kan met luchtkwaliteitsmodellen worden omgerekend naar het effect op jaargemiddelde concentratie van EC in de omgeving van de Pleijroute. Deze contourkaart kan overlegd worden met de bevolkingskaart. Op die manier kan het effect op gezondheid berekend worden en het wordt dan ook aanbevolen om dergelijke analyse van effecten op gezondheid uit te voeren (Voogt and Henzing, 2011).

Er werd ook getoetst bij de Commissie MER (contactpersoon Roel Meeuwssen) of EC al ooit gebruikt was in een MER om gezondheid in kaart te brengen. Volgens de Commissie werd in het MER over de

herontwikkeling van de haven in Scheveningen (Oranjewoud - Member of Antea Group, 2013) de indicator EC gebruikt om gezondheid te beoordelen.

→ VOORBEELD VAN EEN HIA UIT NEDERLAND: HERONTWIKKELING VAN DE HAVEN VAN SCHEVENINGEN (ORANJEWOUD - MEMBER OF ANTEA GROUP, 2013)

In de herontwikkeling van de haven van Scheveningen werden berekeningen van EC gebruikt in het MER-dossier. In de herontwikkeling van het havengebied zijn er vooral negatieve effecten voor de mens als gevolg van de verwachte verkeerstoename. Om de alternatieven/varianten onderling en met de referentiesituatie te kunnen vergelijken is het noodzakelijk om luchtconcentraties met elkaar te vergelijken.

Volgend advies werd door de Commissie MER gegeven: voor roet zijn achtergrondconcentraties beschikbaar, maar deze kennen een grote mate van onzekerheid. Vanwege deze onzekerheden en het ontbreken van een norm wordt geadviseerd door de Commissie om in het MER de focus te leggen op de bijdrage van de bronnen (wegverkeer en scheepvaart) in het studiegebied en niet op de totale roetconcentraties (bijdrage + achtergrond). Vanwege de directe relatie tussen elementair koolstof en gezondheid adviseert de Commissie ook om de concentratieberekeningen uit te voeren op gevoelige bestemmingen, zoals woningen (Commissie MER, 2013a; Commissie MER, 2013b; Commissie MER, 2013c).

In het MER werd uiteindelijk rekening gehouden met EC-concentraties maar niet zoals de Commissie voorstelde (er werden berekeningen gemaakt van de EC-concentratie op enkele locaties (identiek aan PM10) en de bijdrage van scheepsvaart en wegverkeer werd niet gemaakt). Hoewel in het MER weinig rekening gehouden werd met het advies van de Commissie MER over EC, oordeelt deze toch dat voor het aspect lucht er geen essentiële tekortkomingen zijn gezien andere (wettelijke) indicatoren afdoende zijn en het gebruik van EC nog in een “verkennende fase” zit.

Om de gezondheidsimpact van wegverkeer op een, voor de bevolking begrijpbare manier, uit te drukken, wordt in Nederland ook de vergelijking gemaakt met “passief roken”, enerzijds omdat de blootstellingsweg (ademhalingsstelsel) gelijkaardig is en anderzijds omdat er gelijkaardige effecten zijn met fijn stof, elementair koolstof en passief roken (Van der Zee and Hoek, 2014). Deze piste en het mogelijke gebruik ervan in MERs zal verder in detail worden uitgewerkt in taak 1.4 (zie sectie 2.4 omgekeerde denkoefening).

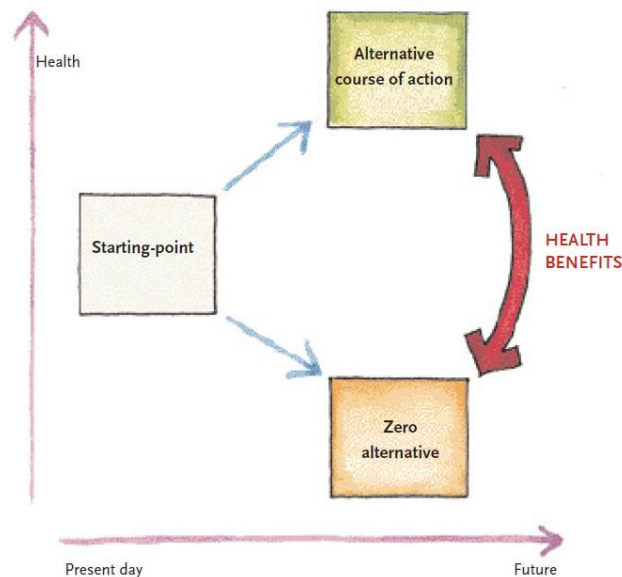
2.3.3. ZWEDEN

De Zweedse overheid heeft richtlijnen (checklist) uitgeschreven voor de implementatie van een HIA (FHI, 2005a) binnen een EIA (*environmental impact assessment*). Er is geen wettelijke verplichting om een HIA uit te voeren binnen een EIA (Knutsson and Linell, 2010). De richtlijnen werden getest in verschillende voorbeelden waaronder een verkeersproject (FHI, 2005b).

Men onderscheidt verschillende stappen in een HIA:

- a) Screening (HIA noodzakelijk of niet?) – geen criteria gegeven
- b) Scoping (wat zijn de verschillende scenario's, de referentie situatie, afbakening studiegebied, wie zijn de stakeholders, welke gezondheidsindicatoren beschouwen, beschikbare tools zoals gezondheidsmatrix, pollutanten (luchtvervuiling, geluid), gevoelige groepen, fysieke activiteit)
- c) Appraisal (korte of uitgebreide analyse, kwantitatief of kwalitatief) - geen criteria gegeven wanneer welk type beoordeling gebruikt moet worden
- d) Results & recommendations (vergelijking alternatieven, zie Figuur 2)

- e) Monitoring & evaluation (werd er rekening gehouden met aanbevelingen, hoe verliep het HIA-proces)



Figuur 2. Vergelijking tussen verschillende scenario's voor gezondheidseffecten (FHI, 2005a).

→ **Voorbeeld van een HIA uit Zweden: Aanleg van een nieuwe weg (route 73) tussen Stockholm en Nynäshamn (FHI, 2005b)**

De situatie werd vergeleken voor het jaar 2020 tussen een zero-scenario (niets doen) en het alternatieve scenario. Voor de gebiedsafbakening werd rekening gehouden met emissies van verkeer, geluid, bewoning en recreatie in de buurt van de weg. Populatiegegevens werden opgezocht rekening houdend met gevoelige groepen (personen met astma etc. – op basis van totale populatiegegevens schat men dat 20% van alle inwoners astma heeft, men projecteert dit dan op de situatie rond route 73). Determinanten voor gezondheid waren: verkeersveiligheid, transport van gevaarlijke goederen, fysieke activiteit (voetpaden, fietspaden), luchtpollutie (CO₂, NO₂, PM, koolwaterstoffen (reden: formatie van ozon), geluid, sociale cohesie, toegang tot sport- en ontspanningsfaciliteiten). Een gezondheidsmatrix werd gebruikt in deze studie als middel om de impact te scoren (bijvoorbeeld +: positieve evolutie luchtkwaliteit voor gehele bevolking, -: negatieve evolutie voor toegang tot groen, omgeving voor recreatie). Er is verder weinig informatie gegeven in het rapport betreffende een concrete manier waarop de scores dienen toegekend en gecombineerd te worden in dergelijke gezondheidsmatrix.

2.3.4. UK

Het uitvoeren van een health impact assessment (HIA) is niet verplicht in het Verenigd Koninkrijk. Een HIA wordt wel sterk aangeprezen door het beleid en kan deel uitmaken van een impact assessment.

Het departement gezondheid (DOH, Department of Health) geeft richtlijnen voor het uitvoeren van een HIA, niet specifiek voor infrastructuurwerken (Herriott and Williams, 2010). Om de health impact te quantificeren kan gebruik gemaakt worden van aantal verloren levensjaren, aantal mensen die ziek worden rekening houdend met meer kwetsbare groepen, aantal QALYs of *Quality Adjusted Life Years* (geen richtlijnen aangegeven wanneer of vanaf welke grootte project/populatie toepasbaar). Tevens kan een gezondheidsimpact ook kwalitatief beschreven worden (wat is de stressor, hoe heeft

deze invloed op de gezondheid, hoe varieert de gezondheid bij verschillende blootstelling aan de stressor *etc.*). Er zijn geen richtlijnen gegeven wanneer de gezondheidsimpact kwantitatief of kwalitatief beschreven moet worden.

→ **Voorbeeld van een HIA in U.K.: “Invoering van een nieuw transportsysteem (electricity powered transit trolleybus system) in de stad Leeds (Metro and Leeds City Council, 2013)”.**

Volgende thema's werden behandeld in zowel constructie fase als in de definitieve operationele fase: luchtkwaliteit (NO₂, PM_{2,5} en PM₁₀ gemodelleerd), geluid, verkeersveiligheid (ongevallen), toegang tot dokterspraktijken, ziekenhuizen, toegang tot werkgelegenheid en toegang tot sport- of ontspanningsfaciliteiten. Thema's werden afzonderlijk beoordeeld, soms kwantitatief, soms kwalitatief. Het effect op luchtpollutie is verwaarloosbaar gezien het gaat om een stille elektrische trolleybus. Het effect op geluidsbelasting is voor sommige straten negatief (toename) waarvoor milderende maatregelen voorgesteld werden. Verder is geen gedetailleerde informatie gegeven over de methode voor het berekenen en evalueren van de blootstelling aan geluid en luchtverontreiniging.

Interessant is dat onder de rubriek “gezondheid” van het HIA ook aspecten zoals toegang tot dokterspraktijken aan bod komen in dit HIA. Met als argumentatie indien oudere & gevoeliger mensen zich verder moeten verplaatsen naar een dokterpraktijk dit meer zullen uitstellen. Toegang tot werkgelegenheid is belangrijk omdat het een significante rol speelt in gezondheid en welzijn. Toegang tot sport- en ontspanningsfaciliteiten is van belang gezien een regelmatige fysieke activiteit het risico op chronische ziekten zoals type-II-diabetes en hartziekten vermindert. In het HIA werd aandacht besteed aan het identificeren van sociaal zwakkeren die mogelijk meer vatbaar zijn voor de gevolgen van de invoering van een nieuw transportsysteem en mogelijke oplossingen om verschillen in gezondheid te minimaliseren (Marmot, 2010).

Verder is het document voornamelijk een theoretische bijschrijving van aspecten die aan bod kunnen komen binnen een HIA, evenwel zonder dat er concrete methodes beschreven worden.

2.3.5. IERLAND

In Ierland is het gebruik van HIA sterk aangeraden door het instituut Volksgezondheid, doch het is niet verplicht en maakt geen deel uit van het beleid (IPH, 2009). Het instituut voor Volksgezondheid beschrijft een aantal richtlijnen voor een HIA (IPH, 2009).

Voor HIA's waarin transport een rol speelt moet rekening gehouden worden met volgende aspecten:

- a) Luchtpollutie (NO₂, PM)
- b) Verkeersveiligheid (ongevallen)
- c) Fysieke activiteit (fietsen en wandelen reduceert mortaliteit en morbiditeit)
- d) Sociale cohesie (sociaal contact vermindert wanneer er meer verkeer is; een drukke weg die een gemeenschap in twee verdeelt, vermindert sociaal contact)
- e) Geluid (hinder, myocardinfarct)
- f) Toegang en mobiliteit (toegang tot scholen, ziekenhuizen, winkels)
- g) Ongelijkheden (mensen met een lager inkomen die dichter bij drukke verkeersaders wonen)

→ **VOORBEELD HIA IN IERLAND: VERKEER EN TRANSPORT IN BALLYFERMOT (EASTERN REGIONAL HEALTH AUTHORITY, 2004).**

Er was de publieke perceptie dat luchtpollutie, die een probleem was in de jaren 80 door het gebruik van steenkool, opnieuw toenam door de toename van het verkeer in Ballyfermot. Er werd data

verzameld over verkeersvolumes, over de bevolking met aandacht voor gevoelige groepen. Er werd een literatuur overzicht gemaakt van de effecten van verkeer op gezondheid (luchtpollutie (PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂), geluid, verkeersveiligheid) en de impact werd berekend. De impact van luchtpollutie werd als volgt geschat: aantal sterfgevallen, hospitalisaties, kanker incidenties vergeleken t.o.v. andere gewesten (Dublin, Kildare, Wicklow). Tevens werd een vergelijking gemaakt van concentraties afgeleid uit een luchtkwaliteitsstudie en de grenswaarden op basis van de Ierse en Europese wetgeving. Daarnaast was er aandacht voor de sociale cohesie (verkeer kan een barrière betekenen voor sociaal contact). Tevens was er aandacht voor de perceptie van mogelijke verkeersproblemen (enquêtes, interviews, focus groepen). De impact werd gewogen door leden van de stuurgroep: ieder lid had post-it-stickers waarop hij/zij naar zijn/haar mening de 5 belangrijkste impacts kon op vermelden. Er werd een ordening gemaakt van meest vermelde impacts (luchtpollutie komt pas op de 6^{de} plaats) en deze werden dan verder geëvalueerd. Er worden ook nog aanbevelingen gegeven.

2.3.6. US

Een aantal staten en lokale rechtsgebieden hebben een wetgeving die een *health impact assessment* (HIA) vereist wanneer fysische veranderingen in het milieu een significant effect kunnen hebben op gezondheid. Deze HIA maakt meestal deel uit van een breder *environmental impact assessment* (EIA). Er bestaan echter geen duidelijk afgelijnde richtlijnen over hoe een HIA-analyse uitgevoerd moet worden (Bhatia, 2007). De meeste HIAs die in de US bestaan zijn op vrijwillige basis uitgevoerd (Hodge et al., 2012).

Er bestaan wel een aantal adviezen in de US om een HIA uit te voeren (NIRC, 2011). Volgende stappen worden hierbij aangeraden: (1) **screening**: mogelijke gezondheidseffecten, (2) **scoping**: gezondheidseffecten, data, methodes, etc. (3) **assessment**: vergelijking scenario met baseline situatie, (4) **recommendations**: mitigerende maatregelen om mogelijke gezondheidseffecten te verminderen, (5) **reporting**: rapportering, (6) **monitoring and evaluation**: monitoren of mitigerende maatregelen uitgevoerd werden, monitoren van gezondheid, evaluatie van heel HIA proces (NIRC, 2011).

→ VOORBEEL HIA IN U.S.: SR 508 BRIDGE REPLACEMENT TO A HEALTHIER COMMUNITY IN SEATTLE (FLEMING AND McLERRAN, 2008)

Een HIA werd uitgevoerd voor het vervangen van brug SR 520 in Seattle. Deze dateert van 1963 en toen was de verkeerssituatie heel anders dan nu. Er werd rekening gehouden met volgende onderwerpen: luchtkwaliteit (PM_{2,5}, benzeen, CO₂), geluid, verkeersveiligheid, fysieke activiteit, sociale cohesie, groene ruimte, toegang tot dokterspraktijken & ziekenhuizen, goede bereikbaarheid voor medische urgentie teams (ambulance). Zowel in de constructie fase als operationele fase werd verkeersveiligheid, lucht- en geluidspollutie in rekening gebracht.

Er is verder geen gedetailleerde informatie gegeven in deze studie over de manier waarop de verschillende aspecten gekwantificeerd en beoordeeld werden, noch over de manier waarop de impact van de verschillende ten opzichte van elkaar afgewogen werden.

2.3.7. FRANKRIJK

Volgende studie vermeld in het richtlijnenboek mens-gezondheid in project- en plan-MER “Evaluation des risques sanitaires associés à l'inhalation de composés organiques volatiles, métaux lourds et hydrocarbures aromatiques polycycliques autour de 3 zones multi-émettrices en Rhône-Alpes (InVS et al., 2008)”, werd doorgenomen maar er werd geen nuttige informatie in gevonden voor dit project.

2.3.8. BESLUIT

Op basis van informatie die we gevonden hebben in verschillende landen (Nederland, Zweden, Verenigd Koninkrijk, Ierland, US), kunnen we besluiten dat verschillende methodes gebruikt worden om het effect op gezondheid van infrastructuurwerken te beoordelen. In de meeste landen is het uitvoeren van een HIA bij infrastructuurwerken geen verplichting. Veel methodes en beleidsleidraden zijn zeer vaag wat betreft de methode om een HIA uit te voeren, waardoor het moeilijk is om concrete vergelijkingen te maken. Het land waarvan de methodes vrij dicht aansluiten bij 'Vlaamse' MER's is Nederland. De Commissie MER in Nederland wil dat er meer focus gelegd wordt op gezondheid (Commissie MER, 2014). De Commissie MER volgt de ontwikkelingen van de studies rond elementair koolstof op de voet, en beveelt ook het gebruik van deze indicator aan voor verkeersprojecten. De methodes die in Nederland gebruikt worden om gezondheid in MER uit te werken gaan van kwalitatieve (checklist) tot zeer uitgebreide kwantitatieve methodes. Echter, er wordt geen a priori voorkeur gegeven van een methode. Dit is afhankelijk van het project zelf, het doel, de beschikbare informatie etc. Er wordt aangegeven welke aspecten in rekening dienen gebracht te worden om de meest geschikte methode te zoeken; echter de concrete invulling en beoordeling van de criteria wordt overgelaten aan het oordeel van de expert die het dossier opstelt.

Tenslotte is het interessant om zien dat in sommige leidraden het aspect “gezondheid” ten gevolge van infrastructuurwerken ruimer wordt gezien dan nadelige effecten door luchtverontreiniging en geluid, maar dat ook aspecten zoals toegang tot medische zorg, werkgelegenheid en sportfaciliteiten deel uitmaken van het HIA.

2.4. OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Zie annex 1: slides 'omgekeerde denkoefening' stuurgroepvergadering 18 sept (Annex 1).

De weerhouden methode als resultaat van deze omgekeerde denkoefening wordt beschreven in hoofdstuk 4 'methodiek'

HOOFDSTUK 3. VOORSTEL VOOR AFKAPGROOTTE

De opzet van deze oefening bestaat er in om, zo vroeg mogelijk in de MER-procedure, een inschatting te maken of een significante impact op de gezondheid bij omwonenden kan worden verwacht door de realisatie van een project of plan waarvoor een MER wordt opgemaakt. Dergelijke eerste evaluatie zou toelaten om reeds in de fase van de kennisgeving een idee te hebben van de omvang van de uit te werken discipline Mens-Gezondheid, alsook of een MER-deskundige gezondheid moet worden ingezet.

Een afkapgrootte voor het onderscheid tussen een verwaarloosbaar en niet-verwaarloosbaar project of plan in relatie tot gezondheid kan gerelateerd zijn aan een aantal kenmerken van de ontwikkeling of de ruimtelijke context waarin de ontwikkelingen worden gepland.

Een aantal mogelijks pistes werden gescreend en getoetst op haalbaarheid.

Criteria inzake luchtkwaliteit

In het richtlijnenboek Stadsontwikkeling en Recreatie wordt de afstand tot de wegas als enig bepalend element beschouwd ten aanzien van de emissies en de te verwachten impact. De voorgestelde afstanden zijn echter heel summier.

In Nederland wordt gebruik gemaakt van de tool NIBM als voortoets. De afkorting 'NIBM' staat voor 'Niet in betekenende mate bijdragen' en komt ook aan bod in het MER-richtlijnenboek Stadsontwikkeling en Recreatie. Het gaat om een excel-tool waarbij aan de hand van een aantal eenvoudige parameters een inschatting wordt gemaakt van de te verwachten impact op de luchtkwaliteit.

Deze tool is echter sterk gelinkt aan de Nederlandse wetgeving en vlootsamenstelling, en is niet bruikbaar voor gebieden waarvan de luchtkwaliteit op basis van het model IFDM wordt gemodelleerd. Het aanpassen van deze tool naar de Vlaamse regelgeving en de Vlaamse vlootsamenstelling zou bovendien omslachtig zijn.

Bovendien zijn reeds een aantal mobiliteitsgegevens inzake het plan/project vereist als input, welke in een vroeg stadium van de m.e.r.-procedure niet voorhanden zijn. De meerwaarde van dergelijke voortoets werd bijgevolg in vraag gesteld.

De handleiding voor het opstellen van een m.e.r.-screening (voor projecten/plannen uit Bijlage III van het MER-besluit), geeft een aantal criteria op basis waarvan kan worden bepaald of een project/plan al dan niet een verwaarloosbare impact zal hebben op de luchtkwaliteit. Deze criteria zijn echter gelinkt met de opmaak van een m.e.r.-screening en dus niet bruikbaar voor projecten/plannen die vallen onder de effectieve MER-plicht. Bovendien zouden eveneens verkeersintensiteiten reeds moeten gekend zijn om deze criteria te kunnen hanteren.

Tijdens het onderzoek naar bestaande criteria voor luchtkwaliteit gerelateerd aan gezondheidseffecten werden, in overleg met de stuurgroep, geen bruikbare gegevens weerhouden. Er werd besloten om terug te grijpen naar de algemene criteria van het nieuwe richtlijnenboek Mens-Gezondheid. Daarin worden voorwaarden gedefinieerd "vanaf wanneer een gedetailleerd blootstellingsonderzoek is vereist":

- [1] de bestaande luchtconcentratie overschrijdt 80% van de advieswaarde (of indien niet voorhanden: de wettelijke norm) in het studiegebied, OF
- [2] de immissiebijdrage van het plan of project overschrijdt 1% van de wettelijke norm of advieswaarde of t.o.v. de huidige toestand (strengste van beiden), OF
- [3] er is lokale bezorgdheid aanwezig of er zijn reeds bestaande klachten

Voor criteria [1] en [3] dient geen voorgaand kwantitatief onderzoek te gebeuren. Beide aspecten kunnen relatief eenvoudig aan het begin van het m.e.r.-traject worden onderzocht. Criteria [2] eist dan weer dat er vanuit de disciplines lucht wel modelresultaten beschikbaar zijn om te besluiten of het 1%-criterium wordt overschreden.

Criteria inzake geluidshinder

Vanuit de bestaande richtlijnenboeken worden geen bruikbare criteria aangereikt inzake de graad van gezondheidsimpact gerelateerd aan geluidshinder.

Vanuit de Nederlandse wetgeving werd een inschatting gemaakt van zones rond een bepaald type weg, waarbuiten slechts verwaarloosbare bijdrage m.b.t. geluidsimmissies kan worden verwacht (Art 74 Wgh). Dit Nederlands kader is echter niet eenvoudig door te vertalen naar de Vlaamse context. Bovendien werden de afstanden niet gedefinieerd vanuit een gezondheidsdeskundig oogpunt, maar wel vanuit wettelijke normen. De bruikbaarheid van deze regels werd in vraag gesteld.

In de handleiding voor het opstellen van een m.e.r.-screening (voor projecten/plannen uit Bijlage III van het MER-besluit), worden een aantal stappen opgesomd die kunnen doorlopen worden om na te gaan of het plan of project een al dan niet verwaarloosbare impact heeft voor het aspect geluid. Er wordt rekening gehouden met aanwezige kwetsbare functies, het huidige geluidsniveau en de verhoging van de verkeersintensiteit. Deze gegevens zijn echter pas in de loop van de opmaak van het MER bekend. Bovendien worden zij gelinkt met de opmaak van een m.e.r.-screening en dus niet bruikbaar voor projecten/plannen die vallen onder de effectieve MER-plicht.

Op basis van bovenstaande werd besloten dat er geen duidelijke criteria bestaan of kunnen worden afgeleid om als 'afkapgrootte' te gebruiken. Daarom wordt voor wat betreft geluidshinder besloten om een gelijkaardig toetsingskader als uit het Richtlijnenboek Mens-Gezondheid) te hanteren, doch aangepast aan de wettelijke aspecten en eenheidsschaal van geluidshinder:

- [1] het bestaande geluidsklimaat is reeds hoog¹⁹, OF
- [2] de bijdrage van het plan of project bedraagt meer dan 2dB²⁰;
- [3] er is lokale bezorgdheid aanwezig of er zijn reeds bestaande klachten

Besluit

Algemeen wordt besloten dat er geen 'afkapgrootte' kan worden weerhouden. Voor de inschatting inzake al dan niet verwaarloosbare effecten op gezondheid, zullen de modelleringen vanuit de disciplines Lucht en Geluid moeten worden afgewacht om te bepalen of er een gedetailleerd blootstellingsonderzoek is vereist, op basis van de voorwaarden gedefinieerd in het richtlijnenboek Mens-Gezondheid. In realiteit zal het gebruik van dit evaluatiekader bijna altijd leiden tot een gedetailleerd blootstellingsonderzoek. Vanuit dienst Mer zal dan ook vaker de eis gesteld worden om een deskundige Mens-Gezondheid bij het MER te betrekken.

¹⁹ Voorlopig is er nog geen definitieve toetsingswaarde om te beoordelen wanneer het bestaande geluidsklimaat als 'hoog' wordt beschouwd. Er kan bv. worden gekozen om 'relatief hoog' gelijk te stellen aan een overschrijding van de gedifferentieerde referentiewaarden.

²⁰ Deze waarde van 2dB staat momenteel nog ter discussie, maar wordt als meest waarschijnlijk beschouwd.

HOOFDSTUK 4. METHODIEK

In dit hoofdstuk wordt de methodiek beschreven om de gezondheidssimpact bij infrastructuurwerken die wegverkeer dragen of genereren te berekenen en te beoordelen. De methodiek is gebaseerd op bestaande methodes uit de literatuur (zie vorige hoofdstukken). De methode bouwt verder op het algemeen Richtlijnenboek Mens-Gezondheid in Project- en Plan-MER (Koppen et al., 2015); echter de polluenten die gepaard gaan met verkeersgenererende – of dragende infrastructuurwerken (lucht en geluid) vereisen een andere aanpak dan ‘klassieke’²¹ polluenten vermits er geen ‘veilige dosis’ of gezondheidkundige drempelwaardes bestaan voor typische verkeersgerelateerde polluenten zoals fijn stof. Daarom werd deze specifieke methode voor verkeersgenererende of – dragende infrastructuurprojecten uitgewerkt. De methode is gebaseerd op het toepassen van dosis-effectrelaties uit de literatuur op locatie-specifieke blootstellingsdata.

In delen 4.1 tot 4.6 wordt de methode voor een kwantitatieve blootstellings- en impactanalyse voor infrastructuurwerken toegelicht en gedemonstreerd aan de hand van enkele voorbeelden.

Eerder werden in Hoofdstuk 3 de criteria bepaald om te besluiten of effecten op gezondheid door het project of plan al dan niet als verwaarloosbaar worden verondersteld. Deze zijn gebaseerd op het algemeen richtlijnenboek M&G²²

Voor lucht:

- [1] de bestaande luchtconcentratie overschrijdt 80% van de advieswaarde (of indien niet voorhanden: de wettelijke norm) in het studiegebied, OF
- [2] de immissiebijdrage van het plan of project overschrijdt 1% van de wettelijke norm of advieswaarde of t.o.v. de huidige toestand (strengste van beiden), OF
- [3] er is lokale bezorgdheid aanwezig of er zijn reeds bestaande klachten

Voor geluid:

- [1] het bestaande geluidsklimaat is reeds hoog²³, OF
- [2] de bijdrage van het plan of project bedraagt meer dan 2dB²⁴, OF
- [3] er is lokale bezorgdheid aanwezig of er zijn reeds bestaande klachten

Of voldaan wordt aan de criteria moet blijken uit de modelleringen die binnen de disciplines Lucht en Geluid gebeuren. In praktijk zijn de criteria zodanig streng dat een gedetailleerd blootstellingsonderzoek quasi altijd vereist zijn om een uitspraak te kunnen doen over de gezondheidssimpact.

²¹ Ook voor carcinogene stoffen zijn er ook geen veilige drempels waar beneden nadelige gezondheidseffecten verwaarloosbaar zijn; voor carcinogene stoffen wordt doorgaans een ‘unit cancer risk’ toegepast; dit is uitgewerkt in het algemeen RLB M&G; het cancer unit risk is echter niet van toepassing voor verkeersgerelateerde polluenten zoals PM2.5, EC en NO2.

²² Gebaseerd op de ontwerp tekst RLB M&G. Indien de criteria zullen wijzigen in de definitieve tekst van het RLB M&G, dienen deze wijzigingen hier doorgetrokken te worden

²³ Voorlopig is er nog geen definitieve toetsingwaarde om te beoordelen wanneer het bestaande geluidsklimaat als ‘hoog’ wordt beschouwd. Er kan bv. worden gekozen om ‘relatief hoog’ gelijk te stellen aan een overschrijding van de gedifferentieerde referentiewaarden.

²⁴ Deze waarde van 2dB staat momenteel nog ter discussie, maar wordt als meest waarschijnlijk beschouwd.

4.1. STAPPENPLAN ANALYSE GEZONDHEIDSIMPACT INFRASTRUCTUURWERKEN

In een aantal stappen voorafgaand aan de berekening van de gezondheidsimpact (= stap 4) , dienen een aantal gegevens verzameld te worden:

- Stap 1A: afbakenen studiegebied
- Stap 1B: beschrijving en dataverzameling ruimtegebruik en betrokken populatie
- Stap 2: identificatie relevante omgevingsfactoren
- Stap 3: inventarisatie blootstellingsdata

In onderstaande tekst wordt stap per stap beschreven welke gegevens verzameld dienen te worden, uit welke MER discipline de gegevens beschikbaar zijn, welke criteria er in de methode vervat zitten, en de achtergrond van deze criteria.

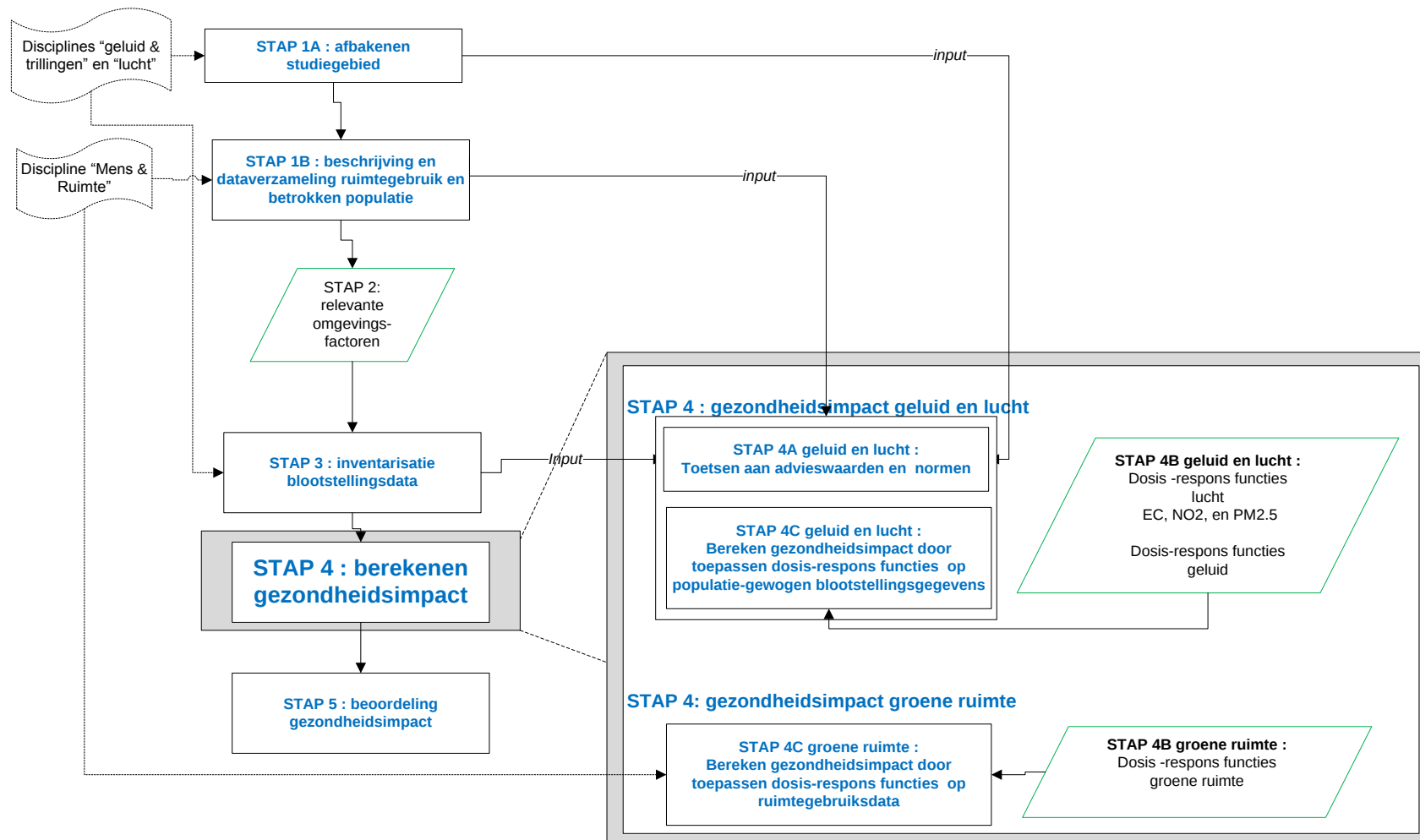
De velden in blauw gemarkeerd in Figuur 3 dienen geval per geval uitgewerkt te worden door de expert die de impactstudie uitvoert. Twee andere aspecten, nl 'STAP 2: relevante omgevingsfactoren' en 'dosis-responsfuncties geluid en lucht' zijn generiek, en dienen niet geval-per-geval opnieuw geanalyseerd te worden.

Deze aspecten (relevante omgevingsfactoren en dosis-responsfuncties) werden uitgewerkt bij het opstellen van de methodiek. De wetenschappelijke achtergrond en keuzes voor de omgevingsfactoren en dosis-responsfuncties worden ook besproken in deze methodiek.

Onder de relevante omgevingsfactoren vallen enerzijds factoren met een negatieve impact op gezondheid (luchtpollutie en geluid) als factoren die een positieve impact op gezondheid hebben (bvb. nabijheid van groene ruimte).

Op het einde van dit hoofdstuk (4.8) wordt de methode geïllustreerd aan de hand van enkele eenvoudige (hypothetische) voorbeelden.

In een volgend hoofdstuk (5) wordt de methode geïllustreerd in een concreet voorbeeld dat gebaseerd is op data conform een MER-dossier.



Figuur 3: stappenplan methodiek gezondheidssimpact infrastructuurwerken

4.2. STAP 1A: AFBAKENEN STUDIEGEBIED

In Stap 1A wordt de afbakening van het studiegebied beschreven. In deze fase wordt de afbakening van het studiegebied overgenomen uit de afbakening die gemaakt is binnen de disciplines geluid en trillingen en lucht. De beschrijving wordt gegeven voor het totale invloedsgebied van de berekende of ingeschatte stressors.

In een latere fase (afhankelijk of de resolutie van de modelleringen binnen disciplines geluid, trillingen en lucht al dan niet voldoet om een voldoende onderscheidend vermogen in zones dicht bij de weg te bekomen) kan de afbakening van de zones waarbinnen de gezondheidsimpact berekend worden bijgesteld worden (zie verder: 4.5.1,). Indien de resolutie van modelleringen binnen disciplines geluid en lucht niet voldoende is, dienen bijkomende modelleringen te gebeuren om de minimum gewenste resolutie te hebben (zie verder 4.5.1).

4.2.1. SAMENVATTEND KAARTJE STAP 1A

In deze paragraaf worden de kaarten van het studiegebied uit de disciplines geluid en lucht weergegeven.

Een korte beschrijving (oppervlakte, gemeentes, types wegen, etc.) is wenselijk.

4.3. STAP 1B: BESCHRIJVING EN DATAVERZAMELING RUIMTEGEBRUIK EN BETROKKEN POPULATIE

De beschrijving en dataverzameling ruimtegebruik en betrokken populatie is deels gebaseerd op wat het algemeen RLB M&G voorschrijft, en heeft bijkomend gedetailleerde informatie nodig betreffende het bevolkingsaantal per subzone van het studiegebied.

De informatie uit het algemeen RLB M&G en worden hieronder herhaald:

*Het **ruimtegebruik**, dat wordt geïnventariseerd omvat o.a. woonzones, landbouwactiviteit, waterwinningsgebieden, recreatie, scholen, bejaardencentra, kinderdagverblijven (Tabel 3). In het geval er plannen zijn om het ruimtegebruik op korte of langere termijn te wijzigen, wordt dit aangeduid in de tabel als 'gepland ruimtegebruik' (ontwikkelingsscenario's²⁵). De beschrijving wordt gegeven voor het totale invloedsgebied van de berekende of ingeschatte stressoren.*

*De **bevolkingsgroepen** welke binnen de grenzen van het studiegebied verblijven, worden beschreven volgens bevolkingsdichtheid en demografische opbouw, zoals weergegeven in Tabel 3. Kinderen zijn gevoeliger aan bijvoorbeeld de gezondheidseffecten van milieuvervuiling omdat zij meer in aanraking komen met de aanwezige vervuiling door hun gedrag (hand-mondgedrag, bodemcontact bij het spelen), hun gestalte (ademhoogte bijvoorbeeld dicht bij verkeersuitstoot). Ze nemen in verhouding grotere volumes lucht op, maar zijn ook gevoeliger aan de gezondheidseffecten van de vervuiling omdat hun afweersysteem nog niet volledig ontwikkeld is. Ouderen kunnen o.a. omwille van comorbiditeiten²⁶ meer gevoelig zijn aan (fysische/chemische) stressoren. De sociale samenstelling van het studiegebied is verder een niet te verwaarlozen parameter die de gezondheid beïnvloedt.*

Mensen met een lagere socio-economische status (SES) hebben een kortere levensverwachting en hebben meer ongezonde levensjaren, worden meer blootgesteld aan milieuvervuiling en zijn meer

²⁵ Zie algemeen richtlijnenboek

²⁶ Comorbiditeit is het tegelijkertijd hebben van twee of meer stoornissen of aandoeningen bij een patiënt.

vatbaar voor milieuvervuiling waardoor ze zelfs bij een gelijke blootstelling meer of sneller gezondheidseffecten zullen ondervinden dan mensen met een hogere SES.

Bijkomend kunnen nog, afhankelijk van specifieke stressoren, risicogroepen en/of aspecten van ruimtegebruik geïdentificeerd worden die op gelijkaardige wijze beschreven worden als de andere opgenomen in Tabel 3. Anderzijds kunnen items uit Tabel 3 niet opgenomen worden in het MER, in het geval er geen informatie beschikbaar is of indien een bepaald aspect van ruimtegebruik, of een bepaalde risicogroep niet relevant is voor het geplande project/plan.

Bijkomend aan de rubrieken vermeld in het algemeen RLB, is het nodig om bevolkingsaantallen per spatiale eenheid²⁷ van het studiegebied te kennen, om een populatie-gewogen maat voor blootstelling en impact te kunnen berekenen.

Om voorspellingen van gezondheidsimpact voor toekomstige projecten of scenario's mogelijk te kunnen maken, is het belangrijk om niet enkel de huidige toestand i.v.m. bevolkingsaantallen en samenstelling te kennen, maar kan best ook een voorspelling gemaakt worden voor de toekomst.

Een schatting hiervan kan gemaakt worden op basis van 1) woonuitbreidingsgebieden in het studiegebied (gewestplan), 2) op basis van groeicijfers van het federaal Planbureau (demografische indicatoren via statbel.fgov.be), of 3) op basis van gedetailleerde bevolkingsprojecties 2009-2030 van de studiedienst van de Vlaamse Regering²⁸ 4) op basis van prognoses en tendenzen van lokale gemeentebesturen (gemeentelijke websites), of 5) op basis van de prognoses in extra woningen die gegenereerd te worden bij uitvoering van het project (voorbeeld: zie hfdst 5).

Het in kaart brengen van het ruimtegebruik (bvb. groenzones), en geplande veranderingen hierin is van belang om de mogelijk positieve invloed van de aanwezigheid van een groene omgeving op de gezondheid in te schatten. Dit is namelijk zeer relevant indien de geplande infrastructuurwerken in grootschalige projecten gepaard gaan met inplanning van nieuwe groenzones in het studiegebied.

Deze informatie in verband met ruimtegebruik en betrokken populatie wordt best in een GIS-bestand opgeslagen, om de overeenstemming in spatiale informatie van bevolkingsaantallen en blootstellingsdata mogelijk te maken.

In het rapport kan best een samenvattende tabel weergegeven, en/of op een kaart van het studiegebied.

²⁷ De dimensies van een spatiale eenheid worden bepaald in het lucht-en geluidskwaliteitsmodel, en kunnen verschillen van case tot case. Als indicatieve waarde is een grid in IFDM traffic volgens het niet-reguliere rooster bijvoorbeeld een strook van 50 meter langs een weg. In geluidsmodelleringen bedraagt de dimensie van een grid bijvoorbeeld 10 x 10 m of 25 x 25 m.

²⁸ <http://www4.vlaanderen.be/sites/svr/Pages/2012-01-19-SVR-studie-2011-2-bevolkingsprojecties.aspx>

4.3.1. INFORMATIEBRONNEN VOOR RUIMTEGEBRUIK EN BETROKKEN POPULATIES

- websites waar informatie opgezocht kan worden om Tabel 3 en Tabel 4 in te vullen
 - Steunpunten sociale planning
 - <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/>
 - http://aps.vlaanderen.be/lokaal/lokale_statistieken.htm
 - Kind en Gezin
 - Geografische info: <https://www.agiv.be/>

- Informatiebronnen bevolkingsaantal per spatiale eenheid te bepalen?:

Om de methode in praktijk te kunnen toepassen, zijn fijne resolutiegegevens (kaarten, GIS-databanken) in verband met bevolkingsgegevens essentieel.

Dergelijke gegevensbanken bestaan op Vlaams niveau. Bijvoorbeeld, gemeentebesturen beschikken over gedetailleerde bevolkingskaarten. VMM heeft in het kader van de afvalwaterheffing gegevens over het aantal inwoners per kadaster ter beschikking.

Bij het schrijven van dit rapport was er nog geen duidelijkheid over de toegankelijkheid tot deze databronnen. Verschillende pistes worden momenteel door de Vlaamse overheid (AZ&G en dienst MER) ondezocht om toegang te verlenen tot deze data voor MER-deskundigen belast met de uitvoeren van een gezondheidsimpactanalyse infrastructuurwerken.

Bij gebrek aan toegankelijkheid van deze data kunnen voorlopig de bevolkingsaantallen per spatiale eenheid geschat worden op basis van het adressenbestanden (het CRAB), die het toelaat om het aantal adressen in een spatiale eenheid te bepalen, en op basis van een algemene bezettingsgraad van de woningen van 2,3 personen per huishouden

(op basis van <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/vooruitzichten/>)

4.3.2. SAMENVATTENDE TABEL STAP 1B

In Tabel 3 worden ruimtegebruik in het studiegebied en de betrokken populatie opgelijst (deze tabel is identiek aan de tabel “ruimtegebruik en betrokken bevolking” uit het algemeen richtlijnenboek M&G. Niet alle informatie is essentieel om de gezondheidsimpact te kwantificeren in stap 4 van de methode (dit is trouwens ook het geval bij het algemene RLB M&G), maar wel informatief om het resultaat te duiden. De essentiële velden zijn in vet gemarkeerd (= aantal scholen en totaal bevolkingsaantal).

De informatie uit bijkomende (niet-essentiële) velden (bv. populatie-opbouw, locatie gevoelige groepen) kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden om de populatieopbouw van het studiegebied te vergelijken met de gemiddelde Vlaamse populatieopbouw; dit geeft een beeld over de toepasbaarheid van impactfuncties. Een hogere relatieve aanwezigheid van gevoelige groepen (woonzorgcentra, ziekenhuizen, scholen, etc.) dan gemiddeld voor Vlaanderen geeft dan weer aanleiding tot extra voorzichtigheid.

Indien bepaalde gegevens niet worden geïnventariseerd, kan gemotiveerd worden waarom ze niet in de overzichtstabel opgenomen zijn in de kolom ‘argumentatie’ van Tabel 1: bv. data niet beschikbaar, geen relevante invloedsgroep voor de stressor.

Tabel 3: Overzichtstabel van aspecten ruimtegebruik en betrokken bevolking in het studiegebied van de inrichting. De beschrijving wordt gegeven voor het totale invloedsgebied.

STAP 1B: ruimtegebruik & populatie	Eenheid	Invloedsgebied		Argumentatie
		Aantal of % van gebied	Afstand & wind-richting tot bron	
RUIMTEGEBRUIK				
Kinderdagverblijven	Aantal			
Kleuterscholen	Aantal			
Basisschool	Aantal			
Secundaire school	Aantal (leerlingen of scholen)			
Speelterreinen, vakantieverblijven	Aantal			
Sportterreinen, scoutsterrein, speelbos, ...	Aantal			
Ziekenhuizen	Aantal			
Bejaardentehuizen/woon-zorg centra, assistentiewoningen	Aantal			
Woonzone	% van studiegebied			
Landbouwactiviteit	% van studiegebied			
Waterwinningsgebied: opp. water + grondwater	% van studiegebied			
Groenzone/natuur	% van studiegebied			
Andere: (specifieer)				
POPULATIE				
Totaal aantal inwoners	aantal			
Kinderen <=5j	aantal			
Kinderen 6-18j	aantal			
Mannen reproductieve leeftijd 18-45j	aantal			
Vrouwen reproductieve leeftijd 18-45j	aantal			
Bejaarden >=65j	aantal			
Laag opgeleiden (maximum diploma lager secundair onderwijs)	% in studiegebied			
Niet-beroepsactieve mensen	% in studiegebied			
Andere: (specifieer)				

Tabel 4 (of kaartje): lokalisatie van bevolkingsaantal over het studiegebied (per spatiale eenheid van het studiegebied)

STAP B: ruimtegebruik & populatie	Eenheid	Argumentatie	
		Aantal inwoners	Aantal scholen
ZONE			
Zone A	Aantal		Argumenteer hier de methode van inschatting bevolkingsaantal en aantal scholen per subzone
Zone B	Aantal		
Zone C C			
...			

Alternatief aan het gebruik van een tabel, kan deze informatie ook op een kaart gevisualiseerd worden.

De informatie kan best ook opgeslagen worden in een GIS- of excelbestand, om berekeningen van gezondheidsimpact mogelijk te maken (zie verder).

4.4. STAP 2: IDENTIFICATIE RELEVANTE OMGEVINGSFACTOREN

Naar analogie met het algemeen RLB M&G, worden in STAP 2 de relevante omgevingsfactoren geïdentificeerd. Dit zijn enerzijds factoren met een negatieve impact op gezondheid (luchtpollutie en geluid) als factoren die een mogelijk positieve impact op gezondheid hebben (bvb. nabijheid van groen ruimte).

Daar waar in het algemeen RLB een waaier aan milieustressors geschreven worden, en dit sector per sector verschilt (en dient nagegaan te worden bij opstellen van een MER), kunnen voor de sector 'infrastructuurwerken' de stressors gepaard gaande met infrastructuurwerken generiek vastgelegd worden, en hoeft deze oefening niet meer dossier-per-dossier of geval-per-geval opnieuw geanalyseerd te worden.

De wetenschappelijke achtergrond en keuzes voor de milieustressors voor geluid en lucht (relevante stressors bij infrastructuurwerken) worden hieronder gearchitueerd.

In 4.4.3 wordt een indicator voor de aanwezigheid van groene ruimte gegeven., en worden dosis-respons functies voor gunstige effecten van groen op gezondheid besproken.

4.4.1. WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGROND VOOR KEUZE MEEST RELEVANTE STRESSORS

De vraag welke de meest relevante stressor is, hangt dus deels nauw samen met de vraag voor welke stressor de meest betrouwbare dosis-responsfunctie beschikbaar is.

Hoewel de keuze voor dosis-responsfuncties voor gebruik in de gezondheidsimpactanalyse thuishoort en besproken wordt in STAP 4, komen sommige aspecten van dosis-responsfuncties hier in STAP 2 reeds aan bod, net omwille van de verwevenheid met de keuze van de relevante stressors.

De WHO leidde recentelijk de projecten REVIHAAP (WHO, 2013) en HRAPIE (Holland, 2014) met als doel een uniform Health Impact Assessment (HIA)-strategie te creëren voor de berekening van de gezondheidsimpact van luchtpollutie. Eén van de vragen die in deze projecten behandeld werd, was "welke zijn de meest relevante indicatoren voor luchtpollutie en welke dosis-responscurves moeten

gebruikt worden om de gezondheidsimpact van luchtpollutie te berekenen”, rekening houdend met causaliteit, drempelwaardes waaronder geen effecten optreden, type effecten *etc.*

De expertgroep die deze vraag beantwoordde, beschouwde veel dosis-responscurves gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur gaande van eenmalig gevonden dosis-responscurves tot meta-analyses. In het uiteindelijke resultaat werd een onderscheid gemaakt tussen A) dosis-responscurves waarvoor er voldoende zekerheid is en data voorhanden zijn om de gezondheidsimpact te berekenen en B) dosis-responscurves waarvoor er meer onzekerheid is en die toegepast zouden kunnen worden in een sensitiviteitsanalyse. Tabel A1 (zie bijlage A) geeft een overzicht van de dosis-responscurves van REVIHAAP & HRAPIE en de kolom “group” geeft aan of de dosis-respons-curve behoort tot de hoofdanalyse (A) of mogelijk gebruikt kan worden in een sensitiviteitsanalyse (B). Uit tabel A1 blijkt o.a. dat de dosis-responscurves voor langetermijnblootstelling aan NO₂ behoren tot de groep B, terwijl de dosis-responscurve voor langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en de gerelateerde vroegtijdige mortaliteit behoort tot groep A. Ook dosis-responsrelaties voor PM₁₀ behoren tot groep B.

In het FP7 project TRANSPHORM (*Transport-related air pollution and health impacts - integrated methodologies for assessing particulate matter*; Miller et al., 2014) wordt aangeraden dat TRANSPHORM de aanbevelingen van REVIHAAP & HRAPIE volgt. De hoofdanalyse in TRANSPHORM wordt gebaseerd op dosis-responscurves met het label A in tabel A1 (meer bepaald met A* in tabel A1 waarbij de asterisk erop wijst dat de effecten opgeteld kunnen worden zonder dubbeltelling). Daarnaast stelt TRANSPHORM ook het gebruik voor van de dosis-responscurve voor blootstelling aan EC en vervroegde sterfte volgens het artikel van Janssen et al. (2011), gezien de relatie met verkeer: een relatief risico (RR²⁹) van 1,06 per µg EC/m³ (pagina 25 in document van Miller et al., 2014).

In een recente publicatie van King’s College (Walton et al., 2015) werd een dosis-responscurve voor NO₂ en vervroegde mortaliteit toegepast. Doel van de studie was het effect van totale luchtpollutie (fijn stof en NO₂) in Londen te begroten voor gezondheidseffecten en nadien externe kosten uit te rekenen. Het relatief risico voor de dosis-responsrelatie voor NO₂ en vervroegde mortaliteit werd aangepast t.o.v. deze in de WHO-aanbeveling nl. 1,039 per 10 µg NO₂/m³ i.p.v. 1,055 per 10 µg NO₂/m³ (zie tabel A1). Het RR werd aangepast in de veronderstelling dat er 30% overlap is tussen effecten op mortaliteit van langetermijnblootstelling aan NO₂ en PM_{2,5} zodat effecten opgeteld konden worden. Tevens berekende men in de studie van Walton et al. (2015) effecten van NO₂ op mortaliteit tot 0 µg/m³ terwijl in de REVIHAAP- & HRAPIE-rapporten een drempel van 20 µg NO₂/m³ voorgesteld wordt (omdat de vorm van de dosis-responscurve hieronder heel onzeker is).

In huidig project (MER infrastructuurwerken) achten wij het niet raadzaam om deze dosis-responscurve (mortaliteit en blootstelling aan NO₂) te gebruiken gezien de daarmee gepaard gaande onzekerheid.

In het document van Walton et al. (2015) staat tevens het volgende vermeld: “*The NO₂ results need to be interpreted cautiously. Whilst at least 70% of the effect of NO₂ in the original studies is independent of PM_{2,5}, it remains unclear to what degree NO₂ represents the effect of primary particles (or other traffic pollutants). This is because NO₂ concentrations are very closely correlated with other traffic pollutants. Onder “other traffic pollutants” wordt mogelijks EC verstaan.*”

De Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) beschouwt PM_{2,5} (massa fijn stof met aerodynamische diameter < 2.5 µm) als de belangrijkste indicator voor gezondheidsimpact in health impact assessment studies (HIA) voor luchtverontreiniging in het algemeen. De grootste gezondheidsimpact wordt veroorzaakt door de relatie tussen PM_{2,5} en vroegtijdige sterfte (= sterfte voor

²⁹ RR: het relatief risico is hier het risico op vroegtijdig overlijden of op ziekte dat personen ondervinden wanneer ze blootgesteld zijn aan luchtpollutie t.o.v. wanneer ze niet blootgesteld zijn.

levensverwachting). In een HIA berekening voor luchtpollutie in het algemeen verklaart vroegtijdige sterfte en blootstelling aan PM_{2,5} 90% van alle DALY's (Buekers et al., 2012). Elementair koolstof is een onderdeel van PM_{2,5} en kan mogelijk een groot deel van de vervroegde sterftes verklaren (Janssen et al., 2011). NO₂ gold lange tijd als indicatorstof voor verkeersemisies. NO₂ en EC zijn in stedelijke omgeving met veel verkeer in hoge mate gecorreleerd. Dat maakt het ondoenbaar om gezondheidseffecten op basis van epidemiologische studies toe te schrijven aan de ene of de andere stof. Hoewel een recente review van de WHO directe gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan NO₂ niet uitsluit, is de heersende opinie onder gezondheidsdeskundigen dat gezondheidseffecten als gevolg van langdurig blootstelling aan verkeersemisies in grotere mate veroorzaakt worden door roet (elementair koolstof met daaraan gebonden organische koolstoffen) dan door NO₂ (Voogt and Eijk, 2014) .

Het aandeel van verkeer in PM_{2,5} in Vlaanderen is gering (Deutsch et al., 2010). Drie vierde van de PM_{2,5}-concentraties in Vlaanderen wordt verklaard door emissies uit het buitenland. Een kwart van de PM_{2,5}-concentraties wordt verklaard door lokale emissies en 17% van dit kwart wordt verklaard door de bijdrage van lokaal verkeer. Daarnaast is de ruimtelijke variabiliteit van PM_{2,5} in Vlaanderen relatief klein t.o.v. die van EC en NO₂. Elementair koolstof is afkomstig van verbrandingsprocessen en verkeer is dus een belangrijke bron.

Verschillende studies tonen aan dat roet een betere indicator is voor verkeersgerelateerde gezondheidseffecten dan PM₁₀ en PM_{2,5} (Janssen et al., 2011; Keuken et al., 2012). Het gebruik van een roet indicator in MER heeft zeker meerwaarde als verschillende verkeersscenario's en – maatregelen op gezondheidseffecten beoordeeld moeten worden (Commissie MER, 2014). Er bestaat nog geen grenswaarde (noch wettelijke, noch een advieswaarde) voor roet, maar er zijn wel dosis-responsrelaties in de literatuur beschreven, die kunnen gehanteerd worden om de gezondheidsimpact ten gevolge van EC blootstelling te kwantificeren.

Figuur 4 geeft een overzicht wanneer het gebruik van EC en NO₂ aangewezen zijn volgens Zuurbier et al. (2014). De voorkeur gaat uit naar EC gezien de sterke relatie met gezondheidseffecten. Indien er geen informatie beschikbaar is voor EC kan tevens NO₂ aangewend worden uitgezonderd milieuzonering personenverkeer (zie Figuur 4). In volgende sectie zal verder ingegaan worden op de relatie die er bestaat tussen EC- en NO₂-concentraties.

Scenario	Meest geschikte component	Motivatie
Milieuzone personenverkeer (b.v. weren van oudere personenauto's)	EC ¹	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters kunnen leiden tot hogere NO ₂ emissies van personenauto's (Keuken et al. 2012)
Milieuzone vrachtverkeer of OV-concessie (verschillende typen bussen)	EC ¹ , daarna NO ₂	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters van vrachtwagens leiden niet tot hogere NO ₂ emissies (Keuken et al. 2012)
Snelheidsverandering	EC ¹ , daarna NO ₂	EC sterkste relatie met gezondheid
Verandering in verkeersintensiteit (bv aanleg rondweg, verbreding snelweg)	EC ¹ , daarna NO ₂	EC sterkste relatie met gezondheid
Regionale/nationale berekeningen niet direct in relatie tot veranderingen in verkeer	PM ₁₀ /PM _{2,5}	PM ₁₀ en PM _{2,5} geven op een groter schaalniveau een goed beeld van luchtverontreiniging
Afname PM concentratie in een stad	PM ₁₀ / PM _{2,5}	Blootstelling van toepassing op grote groep, individueel modelleren niet nodig
Uitbreiding veehouderij	Geen	Berekeningen gezondheidseffecten van PM zijn gebaseerd op relaties afkomstig van niet-veehouderijen en kunnen daar dus niet voor gebruikt worden

¹Gebruik EC alleen bij vergelijking van scenario's

Figuur 4. Welke luchtverontreinigingscomponent gebruiken in welke situatie? (uit: Zuurbier M, Weerd R van de, Fischer P. Rekenmethode gezondheidseffectedschatting luchtkwaliteit en geluid: een handreiking voor GGD'en. September 2014. <https://cgm.healthandsafety.nl>).

Zie ook presentatie Van der Zee, Fischer en Hoek (2015): [http://www.academischewerkplaatsmmk.nl/ufc/file2/hgm_internet_sites/graskl/c116de2ac81debd46359ff73eda40c0a/pu/Saskia van der Zee Luvo in Perspectief.pdf](http://www.academischewerkplaatsmmk.nl/ufc/file2/hgm_internet_sites/graskl/c116de2ac81debd46359ff73eda40c0a/pu/Saskia%20van%20der%20Zee%20Luvo%20in%20Perspectief.pdf)

→ RELATIE TUSSEN EC EN NO₂

Het gebruik van EC als indicator voor verkeersgerelateerd luchtverontreiniging geniet de voorkeur (argumentatie: zie hoger).

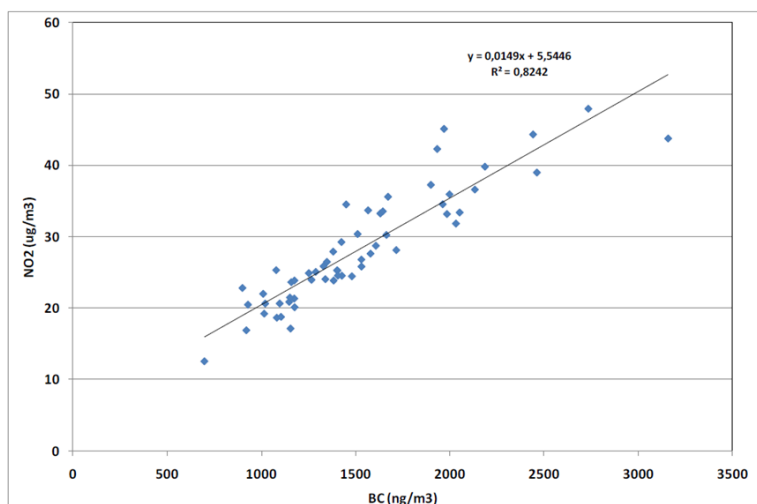
Echter, de meest gebruikte modellen binnen verkeersgerelateerde MER-dossiers (IFDMtraffic en CAR) laten momenteel nog geen voorspellingen van EC-concentraties toe.

Wanneer EC-concentraties niet voorhanden zijn, kan de EC-concentratie bij benadering geschat worden op basis van een andere pollutant. De meest voor de hand liggende pollutant is hier NO₂.

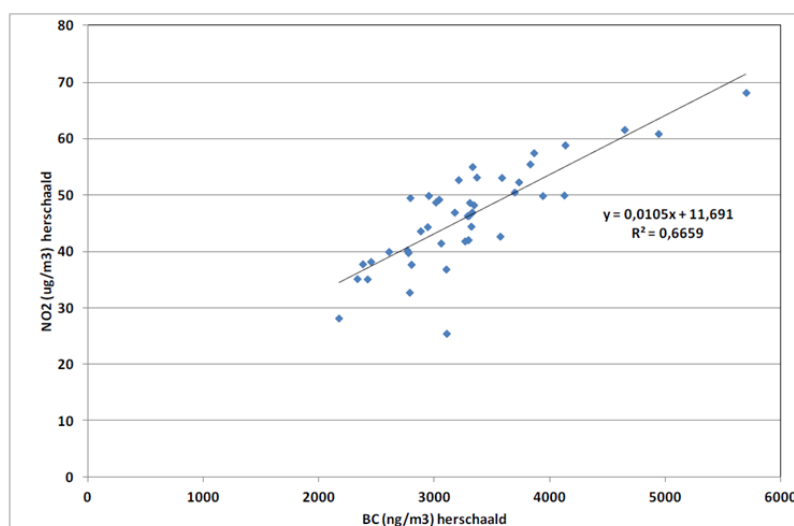
De wetenschappelijke literatuur werd doorzocht (artikels gepubliceerd op Web of Science & PubMed, wetenschappelijke rapporten) naar studies die de relatie tussen EC- en NO₂-concentraties beschrijven.

Er werd reeds in verschillende studies aangehaald dat EC-concentraties en NO₂-concentraties in bepaalde omstandigheden sterk gecorreleerd kunnen zijn. Bijvoorbeeld, Voogt en Eijk (2014) publiceerden recent dat "NO₂ en EC in stedelijke omgeving met veel verkeer in hoge mate gecorreleerd zijn".

In de studie van VITO over “Metingen van ultrafijn stof in Vlaanderen op hotspot(s) voor de blootstelling aan verkeerspolluenten” (Van Poppel et al., 2012) werd voor kinderen, zowel op thuislocaties als op scholen, de blootstelling aan verkeerspolluenten in kaart gebracht. De aandacht ging vooral naar milieumetingen van UFP, roetgerelateerde parameters (EC en BC³⁰) en andere verkeersgerelateerde polluenten zoals stikstofoxiden. Figuur 5 toont de significante relatie die er was tussen weekgemiddelde NO₂-concentraties en BC-concentraties voor de lente; Figuur 6 voor de herfst.



Figuur 5. Correlatie van weekgemiddelde NO₂-concentraties en BC-concentraties op de thuislocaties en de schoollocaties: lente (Van Poppel et al., 2012).



Figuur 6. Correlatie van weekgemiddelde NO₂-concentraties en BC-concentraties op de thuislocaties en de schoollocaties: herfst (Van Poppel et al., 2012).

Een overzicht van de gevonden Europese studies waaruit informatie kan gehaald worden over de relatie tussen de polluenten EC en NO₂ is gegeven in Tabel 5.

Gemiddeld gezien is, over al de beschouwde studies heen, de concentratie EC (µg/m³) in overeenstemming met met 6% (95% BI 5% tot 7%) van de NO₂-concentratie (µg/m³). In de studie van

³⁰ EC: verbindingen van elementair koolstof zoals bijvoorbeeld buckyballs; metingen door verbranding op heel hoge temperatuur.

BC: black carbon; meting meestal door lichtabsorptie; op EC kunnen nog andere moleculen zitten zoals organische koolstof moleculen welke dan deel uitmaken van BC

Van der Zee en Hoek (2014) werden geen metingen gedaan voor EC of NO₂ maar was voor een identiek aantal passief gerookte sigaretten met dosis-responscurves voor verschillende eindpunten gecombineerd (FEV1, laag geboortegewicht, cardiovasculaire sterfte en longkanker) de concentratie EC (µg/m³) overeenkomstig met 8% van de concentratie NO₂ (µg/m³).

→ *RELATIE EC- NO₂: BESLUIT*

Idealiter is de gezondheidsimpact beoordeling gebaseerd op EC-concentratiekaarten. Wanneer er geen informatie beschikbaar is voor de jaargemiddelde EC-concentratie (µg/m³), kan deze dus voor het gebruik in een MER, arbitrair gemiddeld gelijk gesteld worden aan 6% (95% BI 5% tot 7%) van de jaargemiddelde NO₂-concentratie (µg/m³). Toch wordt op de eerste plaats aangeraden van gemeten (gemodelleerde) EC-concentraties te gebruiken om de impact van gezondheid door verkeerspolluenten in te schatten in een MER.

Tabel 5. Relatie tussen EC en NO₂ in verschillende studies

Studie Nr.	Ref.	Land	Locatie	Tijdstip	NO ₂ range µg/m ³	EC range µg/m ³	BC range µg/m ³	Ratio EC/NO ₂ %	Opmerking
1	Van Poppel et al., 2012 (p. 108)	België	Scholen in verkeers-hotspots	lente	10-50	0,3-2,0 ^b	0,5-3,0	3	
				herfst	30-70	1,3-3,3 ^b	2,0-5,0	5	
2	Van Poppel et al., 2015 (p. 80)	België	Gentse Kanaalzone	maart en juni	17-30	0,9-1,5 ^b	1,3-2,2	5	
3	Roemer en Moerman, 2012 (p. 16)	Nederland	Centrum Rozendaal	september	23,5 ^a	1,35 ^a		6	
				oktober	30,7 ^a	2,44 ^a		8	
				november	27,8 ^a	2,03 ^a		7	
			200m van Rijksweg A12	september	28,8 ^a	1,60 ^a		6	
				oktober	28,3 ^a	2,63 ^a		9	
				november	32,2 ^a	2,29 ^a		7	
4	Voogt en Eijk, 2014 (p. 11)	Nederland	Binnenstad Tilburg streetcanyon	jaar	30,3 ^c	1,12 ^c		4	
			Tilburg, niet aaneengesloten bebouwing	jaar	27,5 ^c	1,02 ^c		4	
5	Parys et al., 2014 (p. 11)	België	Antwerpen					10	
6	Van der Zee en Hoek, 2014	Nederland						8	Op basis van evenveel sigaret equivalenten voor 4 eindpunten (FEV1, laag geboortegewicht, cardiovasculaire sterfte, longkanker)
7	Lefebvre en Vranckx (2013)	België	Oostrozebeke		10-50	0,5-2,5		4	
Gemiddeld								6 (5-7)^d	

a: gemiddelde maandwaarde

b: op basis van BC=1.5×EC (Van Poppel et al., 2012)

c: jaargemiddelde

d: 95% betrouwbaarheidsinterval (werd berekend op basis van de CONFIDENCE-functie in excel welke rekening houdt met de verdeling en het aantal gegevens)

→ *BESLUIT: KEUZE VOOR INDICATOREN (LUCHT) TE HANTEREN BIJ GEZONDHEIDSIMPACTSANALYSE INFRASTRUCTUURWERKEN*

Op basis van voorgaande wordt gekozen om gezondheidsimpact analyse te baseren op blootstelling en effecten van **elementair koolstof (EC)**, **fijn stof (PM_{2,5})** en **stikstofdioxide (NO₂)** als de belangrijkste indicatoren voor gezondheidseffecten van verkeer.

Indien er geen informatie beschikbaar is over de blootstelling aan EC zal getracht worden deze bij benadering af te leiden uit NO₂-concentraties (vermits er een relatie bestaat tussen NO₂- en EC-niveaus, zie Tabel 5).

Geschikte dosis-responscurves voor EC, NO₂ en PM_{2,5} komen aan bod in 4.6.2 en een uitgewerkt voorbeeld in 4.8.

4.4.2. INDICATOREN VOOR GELUID

Blootstelling aan geluid heeft een negatieve impact op gezondheid. Verkeersgeluid veroorzaakt hinder en slaapverstoring maar ook stress met als gevolg hoge bloeddruk en hart- en vaatziekten. In MER-dossiers over infrastructuurwerken die wegverkeer dragen of genereren, is het belangrijk om in te zoomen op geluid veroorzaakt door wegverkeer.

De WHO en het Europees MilieuAgentschap schuiven o.a. de indicatoren L_{den} en L_{night} naar voren voor de berekening van de gezondheidsimpact (zie Tabel 6).

Tabel 6. Geluidsindicatoren. Bron: EEA (2010)

Indicator	Description	Time-constant
L _{den}	Average sound pressure level over all days, evenings and nights in a year. In this compound indicator the evening value gets a penalty of 5 dB and the night value of 10 dB. This is the 'general purpose' indicator defined in EU-directive 2002/49.	Year
L _{night}	Average sound pressure level over 1 night. This night can be chosen so that it is representative of a longer period — L _{night} also occurs in the END; if used in that context, a yearly average night time level is intended. This is the night time indicator defined in EU-directive 2002/49 and used by WHO.	8 hrs

Het verder differentiëren van L_{den} in L_{night} (23:00 tot 7:00), L_{evening} (19:00 – 23:00) en L_{day} (07:00 – 19:00) wordt soms gedaan omdat geluidsoverlast 's avonds en 's nachts zwaarder wordt geacht dan geluidsoverlast overdag.

Echter, bij gebrek aan dosis-responsfuncties (zie 4.6.2) voor L_{evening}, wordt deze indicator niet gehanteerd in deze methodiek. Indicatoren voor L_{night} en L_{den} worden wel gehanteerd.

Indien er in de toekomst voor gedifferentieerde indicatoren L_{evening} en L_{day} impactfuncties ontwikkeld worden, dient wel overwogen worden om ook de indicatoren L_{evening} en L_{day} ook in kaart te brengen en mee te nemen voor het berekenen van gezondheidsimpact.

4.4.3. INDICATOREN VOOR AANWEZIGHEID GROENE RUIMTE

Een aantal epidemiologische studies tonen aan dat groen- en natuurgebieden een bijdrage leveren aan het verbeteren van de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden en mensen die deze gebieden bezoeken.

Hierbij zijn er verschillende mechanismen die spelen:

- Zicht op en contact met natuur hebben positieve effecten op mentale gezondheid (stress, depressie).
- Nabijheid van groen stimuleert openluchtrecreatie en beweging, met directe positieve effecten op gezondheid en afgeleide positieve effecten via het verminderen van overgewicht.
- Contact met groen zorgt voor een betere ontwikkeling van kinderen.
- Nabijheid van groen verlaagt de kans op overgewicht en obesitas.

Positieve effecten van aanwezigheid van groene ruimte kunnen berekend worden aan de hand van de natuurwaardeverkenner (<http://natuurwaardeverkenner.be>).

We stellen voor de natuurwaardeverkenner te gebruiken om het effect van groen op de gezondheid te berekenen als onderdeel van deze methodiek, en dus nemen we de indicatoren gehanteerd in de natuurwaardeverkenner op, namelijk:

- Aantal inwoners binnen een perimeter van 1 km rond het natuur/groengebied
- Aantal inwoners binnen een perimeter van 3 km rond het natuur/groengebied

De dosis-responsfuncties voor effecten van groene ruimte op gezondheid, en de achterliggende wetenschappelijke studies worden besproken in hoofdstuk 4.6.2.

4.5. STAP 3: INVENTARISATIE BLOOTSTELLINGSDATA (LUCHT EN GELUID)

Persoonlijke blootstelling wordt in principe berekend aan de hand van de verblijfstijd en de locaties waar een persoon zijn tijd doorbrengt. Hierbij komen tijds-activiteitspatronen (bv. verblijf thuis, werk, verkeer, school, ect), en tijds-specifieke concentraties op deze verschillende locaties aan te pas.

In verschillende wetenschappelijke studies wordt blootstelling op die manier berekend voor elk individu, en wordt de persoonlijke blootstelling gebruikt in de relatie met gezondheidseffecten.

Echter, binnen de context van een MER-dossier is het niet haalbaar om modelleringen aan de hand van tijdsactiviteit-patronen uit te werken. Daarom wordt als benadering de **locatie-gebonden concentraties lucht en geluid (bv. woning) gebruikt als benadering voor persoonlijke blootstelling**. Dit houdt trouwens ook vanuit beleidsmatige aanpak steek: ook voor mensen die bijna 100 % van hun tijd in een bepaalde locatie doorbrengen, dient de blootstelling voldoende laag te zijn zodat geen bijkomende gezondheidseffecten voorspeld worden.

Deze locatie-gebonden luchtconcentratie- en geluidsdrukkaarten worden aangereikt uit de disciplines “geluid en trillingen” en “lucht”.

4.5.1. RUIMTELIJKE RESOLUTIE BLOOTSTELLING LUCHT

De spatiale resolutie van de lucht concentraties en geluidsdruk zijn hierbij belangrijk. Hoe fijner de spatiale resolutie, hoe meer het mogelijk is om per (groep van) bewoner(s) een accurate voorspelling te maken van de blootstelling. Bij uitmiddeling over grotere gebieden (grove spatiale resolutie) is de gemiddelde blootstelling per gebied niet steeds een goede benadering voor blootstelling van alle individuen binnen dezelfde gebied. In een ideale situatie, zou er best per woonlocatie een specifieke luchtkwaliteitsvoorspelling zijn.

Echter, de randvoorwaarden van de IFDM- en CAR-modellen leggen een beperking op van rooster grootte, en daarom dient een evenwicht gezocht te worden tussen afbakening van het

studiegebied, en resolutie binnen het studiegebied. Hoe groter het studiegebied, hoe grover de resolutie binnen het studiegebied is. Dus het studiegebied kan best niet al te groot afgebakend worden, omdat we net verschillen binnen het studiegebied willen optimaliseren.

Afbakening van het studiegebied is mogelijk vertrekkende van verschilkaarten (= vanaf waar is er geen impact meer), afkomstig uit de discipline lucht.

Eens het gebied afgebakend is binnen discipline lucht (op basis van verschilkaarten, zie ook STAP 1 onder 4.2), wordt in het model de ruimtelijke resolutie van de luchtskwaliteitsmodelleringen vastgelegd. Bij gebruik van het IFDMtrafficmodel wordt voor maximum 40 000 punten binnen het studiegebied modelleringen uitvoeren, en dit volgens een regulier rooster (gelijke grootte van grids over gans studiegebied) of volgens een niet-regulier rooster (mogelijkheid tot fijnere resolutie langs wegassen dan verderaf). De afstand tussen 2 punten zijn dus sterk afhankelijk van de grootte en dimensies van het studiegebied, en de keuze van het type rooster, en de keuze voor het aantal punten (max 40 000 punten).

Er wordt vanuit de discipline gezondheid de voorkeur gegeven om bij gebruik van IFDMtraffic te werken met het gebruik van het niet-reguliere rooster, waarbij een fijnere resolutie wordt gebruikt langs de wegassen (lijnsegment).

Voor het model CAR worden de resultaten weergegeven op een bepaalde afstand ten opzicht van de wegas. Deze afstand wordt bij het invoeren van de gegevens op voorhand gekozen.

In principe wordt de resolutie en dus de modelleringen voor luchtkwaliteit per spatiale eenheid³¹ uit de discipline lucht verder doorgetrokken voor de berekening van gezondheidsimpact (die sterk locatie-afhankelijk zijn).

Echter, er dient wel nagegaan te worden of deze resolutie van voldoende kwaliteit is om mogelijke trends in variaties van EC en NO₂ adequaat te voorspellen: indien de dimensies van een spatiale eenheid te grof zijn, (bvb. de strook onmiddellijk langs de wegenassen is meer dan 50 m breed (argumentatie: zie verder), dan verwachten we dat het model niet in staat zal zijn trends in EC en NO₂ in functie van de weg adequaat te voorspellen (de sterke gradiënt van EC in functie van afstand tot de weg zou dan door te sterke uitmiddeling genivelleerd worden- en de blootstelling en gezondheidseffecten foutief inschatten).

Indien het model een grovere resolutie omvat langs wegassen (stroken langs wegen > 50 m breed), dient het studiegebied opgesplitst te worden in verschillende deelgebieden, en voor elk deelgebied luchtskwaliteitsmodelleringen uit te voeren, om de resolutie te verhogen (zodat stroken onmiddellijk langs wegassen max. 50 m breed zijn)

Indien de te grove resolutie (breedte stroken langs wegassen > 50 m breed) afkomstig is van modellering aan de hand van een regulier rooster, kan de resolutie langs de wegassen geoptimaliseerd worden door het gebruik maken van een niet-regulier rooster.

In de buurt van wegen is er een sterke graduele daling van EC en NO₂ met de afstand t.o.v. de wegen (Zhu et al., 2002; Zhou en Levy, 2007; Karner et al., 2010). Er is meestal een relatie tussen EC en NO₂-concentraties. Respiratoire en cardiovasculaire effecten nemen ook af met de afstand t.o.v. wegen (Weinhold, 2007; Hart et al., 2011; Gauderman et al., 2007).

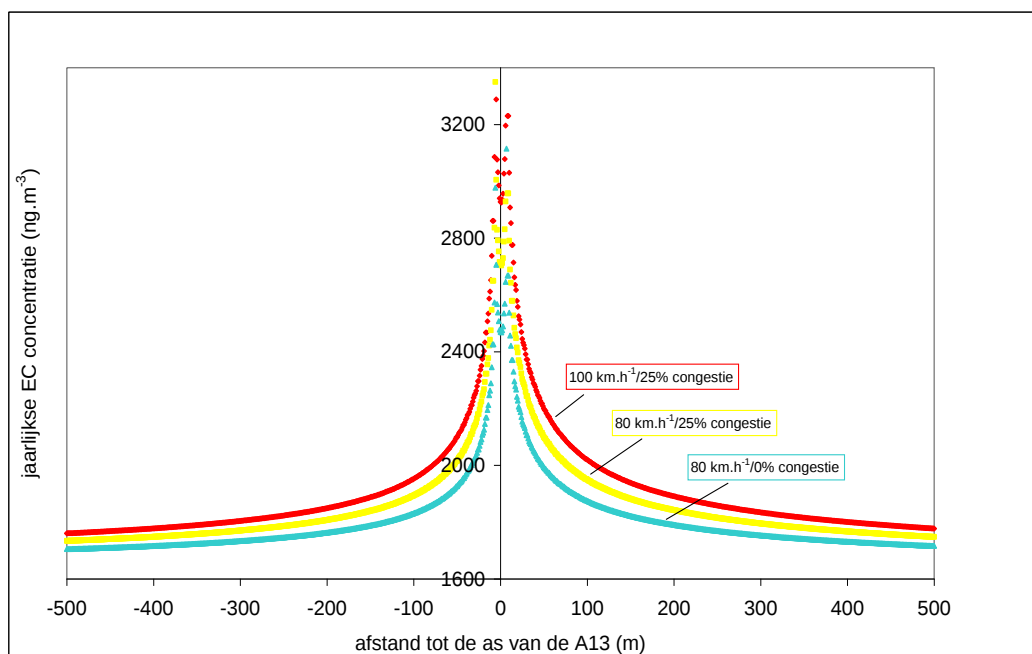
Hieronder is een voorbeeld gegeven van EC-metingen in de buurt van de A13-snelweg in Rotterdam (Figuur 7). De grootste afname van EC gebeurt binnen de eerste 500 meter van de weg.

³¹ Een spatiale eenheid kan een grid zijn (bvb. 50 m x 50 m); een strook (buffer gevormd door het lijnsegment van een wegas en 50 m loodrecht ten opzichte van de wegas), of de spatiale eenheid kan een zone zijn tussen 2 isocountourlijnen). De spatiale eenheid wordt bepaald door het gehanteerd model.

Een overzicht van 7 studies die de concentratie van polluenten in functie van afstand van de weg (snelweg) beschrijven is gemaakt Tabel 7. Hieruit blijkt dat voor EC, NO_x, NO₂, UFP de grootste afname gebeurt in “de eerste 500 meter van de weg”. Deze afstand is dus representatief om de gezondheidsimpact van verkeer te berekenen. Enkel rond tunnelmonden (Maiheu et al., 2015) kan het nuttig zijn om een grotere afstand in rekening te brengen (1 km) om de gezondheidsimpact te berekenen. Dit komt o.w.v. de sterke luchtstroming uit de tunnelmond en de relatief hoge concentratie aan luchtpolluenten (polluenten die zich in de tunnel bevinden concentreren zich nu rond de tunnelmond).

Enerzijds zijn er argumenten om de afbakening van het studiegebied te beperken tot 500 m omdat de afname in EC verder dan 500 m marginaal is. Anderzijds, bleek uit de Ringlandstudie dat de gezondheidsimpact in de zone tussen 500 m en 1500 m wel een grote bijdrage had. Ondanks de kleinere verschillen in blootstelling in de zone 500 m en 1500 m dan die in de zone 0-500 m, woog de gezondheidsimpact in de zone 500 – 1500 m toch sterk door, en dit omdat de bevolkingsdichtheid in het gebied 500 m – 1500 m veel groter was dan in het gebied 0-500 m (Van Brusselen et al., 2015). De epidemiologische studies van Gauderman tonen tevens aan dat tot 1500 meter van de snelweg effecten op longfunctie bij kinderen mogelijk zijn (Gauderman et al., 2007).

Daarom stellen we voor om de afbakening van het studiegebied niet overhand te beperken tot 500 m, maar te vertrekken vanuit de verschilkaarten uit de discipline lucht (tot welke afstand zijn er verschillen te voorspellen).



Figuur 7. Jaarlijks gemiddelde EC-concentraties (ng/m^3) in functie van afstand van de A13-snelweg in Rotterdam (2010) met snelheidslimiet 100 km/h en 25% congestie, snelheidslimiet 80 km/h en 25% congestie en snelheidslimiet 80 km/h en 0% congestie. Bron: Keuken et al. (2012)

In de Ringlandstudie werden de buffers van 50 m ten opzicht van de weg gebruikt als basis voor de spatiale resolutie om de gezondheidsimpact te berekenen. In vergelijking met Figuur 7 lijkt een resolutie van 50 meter inderdaad een goede keuze als maximum breedte van de stroken. Indien de stroken breder zouden genomen worden, dan zou de sterke daling van EC over de eerste 50-100 m niet adequaat kunnen voorspeld worden.

Hoewel de indeling van zones binnen het studiegebied in principe best kan geoptimaliseerd worden in functie van het studiegebied (bv. bredere stroken op zones waar de concentratiegradient minder steil is, of waar weinig bewoning is), is dit een oefening die verschillende iteraties vereist (hetgeen niet steeds haalbaar is), en daarom stellen we voor als basis te vertrekken van 50-m-buffers binnen de eerste zone van 500 m, met eventueel bredere zones tussen 500 en van 1500 m ten opzichte van de weg(s) (of kortere afstand op basis van verschilkaarten).

Tabel 7: Afname van luchtpolluenten (EC, NO_x, NO₂, S in PM_{2,5}) in functie van afstand tot de weg.

Referentie	Land	Type	Polluent					Conclusie
			EC	NO _x	NO ₂	UFP	S in PM _{2,5}	
Zhu et al., 2002	U.S.A.	Snelweg				x		"The present study, conducted in the vicinity of Interstate 405, shows that particle number concentration near the freeway was ~25 times greater than that at background locations, and that the concentration of ultrafine particles drops to background levels within 300 m downwind of the freeway."
Reponen et al., 2003	U.S.A	Snelweg					x	"Elemental analysis revealed a gradient in sulfur concentrations up to 400 m from the highway."
Zhou en Levy, 2007	Meta-analyse			x	x			"Contribution of highway becomes negligible at 500 m "
	Meta-analyse		x					"60-80 decrease from maximum concentration within 100 m "
Karner et al., 2010	Meta-analysis		x	x	x	x		"Using an edge-of-road normalization, almost all pollutants decay to background by 115- 570 m from the edge of road"
Keuken et al., 2012	Nederland	Snelweg	x					"A health impact assessment (HIA) has been performed for the population (8500) living up to 400 m from the speed management zone on the A13."
Lefebvre en Vranckx, 2013	België				x			Atmosys project: " Furthermore, we see that the background concentrations are much lower than the measured/modelled concentrations and thus that the increase in concentrations due to the highway extends much further from the highway than the distance modelled/measured here (200 m)."
Maiheu et al., 2015	België	Tunnelmond			x			Ringland studie: - De zone rond een tunnelmond waar er sterke stijgingen van meer dan 5 µg/m³ NO₂ gemodelleerd worden, strekt zicht uit over enkele 100-tal m afhankelijk van de emissiesterkte en oriëntatie ten opzichte van de hoofdwindrichting. Nabij de tunnelmond met de sterkste emissies, Antwerpen-Noord, bedraagt deze zone 500 m . - De effecten nemen in sterkte af naarmate de afstand tot de ring toeneemt, met nog verbeteringen tot 1 µg/m³ NO ₂ en 0.2 µg/m³ PM ₁₀ op 1 km afstand .

→ *BESLUIT – RUIMTELIJKE RESOLUTIE LUCHT*

Op basis van literatuurgegevens blijkt dat bepalen van pollutconcentraties in een strook van 1500 m rond de weg voldoende is. Binnen de eerste zone van 500 m worden de concentratiedata weergegeven als gemiddelde concentratie per 50 m strook, en dit voor elk segment van de weg. Voor stroken verderaf van de wegas kan de breedte breder genomen worden vermits de gradiënt in deze buffers veel minder uitgesproken zijn.

De afstand tot waar gemodelleerd moeten worden, kan gebaseerd worden op de verschilkaarten (tussen referentiescenario en alternatief scenario) uit de discipline lucht (tot welke afstand zijn er verschillen te voorspellen).

Een alternatief is het gebruik maken van isocountourlijnen. In dit geval, dient de verzameling van de populatiegegevens afgestemd te worden zodat ze overeenkomen met het bevolkingsaantal dat zich bevindt tussen twee isocontourlijnen. Let erop dat het gebruik van isocontourlijnen ook een uitmiddingeling is en dat de fout bepaald wordt door de resolutie van deze isocontourlijnen (bvb is het verschil per 1 of 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Om te beoordelen of het gebruik maken van een rooster of dan wel van isocontourlijnen het beste resultaat oplevert, zou een uitgebreide gevoeligheidsanalyse moeten gemaakt worden ; waar verschillende resoluties volgens beide types (bvb. 10 m zones; 20 m zones) of isocontourlijnen (per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of per 2 / 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) onderzocht worden.

→ *SAMENVATTENDE TABEL STAP 3 (LUCHT)*

De luchtconcentratiekaarten gegenereerd in STAP 3 (rechtstreeks uit discipline lucht, of na aanpassing om de resolutie adequaat te krijgen, nl. max. 50 m buffers) kunnen best ook opgeslagen worden in een GIS- en/of excelbestand, om berekeningen van gezondheidsimpact in combinatie met bevolkingsaantallen gemakkelijk mogelijk te maken.

Optioneel kan een kaartje of samenvattende tabel weergegeven worden als uitkomst van STAP 3.

STAP 3: blootstellingsdata lucht			
Spatiale eenheid ³²	EC (ng/m ³)	NO ₂ (μg/m ³)	PM2.5 (μg/m ³)
A (bvb. wegsegment 1 ; 0-50m t.o.v. wegas)			
B (bvb. wegsegment 1 ; 50-100m t.o.v. wegas)			
C			
D			
E			
F			
...			

³² Een spatiale eenheid kan een grid zijn (bvb. 50 m x 50 m); een strook (buffer gevormd door het lijnsegment van een wegas en 50m loodrecht ten opzichte van de wegas), of de spatiale eenheid kan een zone zijn tussen 2 isocountourlijnen). De spatiale eenheid wordt bepaald door het gehanteerd model.

4.5.2. TEMPORELE RESOLUTIE LUCHTCONCENTRATIES:

De grootste impact van luchtpollutie op gezondheid is door langetermijnblootstelling aan polluenten. Langetermijnblootstelling wordt benaderd door 24-h-gemiddelde concentraties te gebruiken (uit berekeningen CAR, IFDM), die als min of meer representatief beschouwd worden voor jaargemiddelde (langetermijn-)blootstelling (bv. cijfers in tabel STAP 3 hierboven: zijn 24h-gemiddelde concentraties). In een HIA-berekening voor luchtpollutie in het algemeen in Vlaanderen verklaart langetermijnblootstelling +/- 90% van alle DALY's (Buekers et al., 2012)³³.

Effecten van kortetermijnblootstelling (piekblootstelling) kan relevant zijn, bv. in dossiers waar verkeersgenererende infrastructuurwerken voor evenementen (bv. weekends rond voetbalstadium tijdens voetbalseizoen) – zulke infrastructures krijgen op heel korte tijd een hoge verkeerstrafic en dus gerelateerde blootstelling te verwerken. Hiervoor zijn relatieve risico's van kortetermijnblootstelling voorhanden in literatuur (zie Annex A, bvb. vanaf lijn 7 zijn RR van kortetermijnblootstelling PM2.5 vermeld). In principe zouden deze RR kunnen vertaald worden naar impactfuncties. Echter, voor de omrekening van een RR naar een impactfunctie zijn lokale achtergrondincidentie- / -prevalentiedata (bvb. voorkomen van astma, bronchitis, ziekenhuisopname respiratoire effecten, etc) en lokale luchtpollutiedata nodig. Deze lokale incidentie/prevalentie data kunnen sterk variëren van één plaats t.o.v. een andere (Kheirbek et al., 2013) en zijn echter niet altijd beschikbaar, alhans niet in relatie met de wegafstand die we nodig zouden hebben.³⁴

Daarenboven, wanneer tevens de gekozen temporele resolutie voor kortetermijnblootstelling minder is dan een jaar, vb een weekends rond voetbalstadium tijdens voetbalseizoen, dan zijn specifieke achtergrond incidentie-/prevalentiecijfers nodig voor de gekozen periode. Achtergrondincidentie van vb astma kan sterk verschillen afhankelijk van seizoen (winter versus zomer).

Daardoor kan de impact van dergelijke kortetermijnblootstelling moeilijk ingeschat worden.

Wel is het mogelijk om een **blootstellings**indicator voor kortetermijnblootstelling te ontwikkelen, en die te gebruiken als indicator om 2 scenario's te vergelijken (zonder evenwel uitspraak te doen over de absolute gezondheidsimpact van kortetermijnblootstelling). (zie verder: STAP 4)

Een bijkomend knelpunt is dat ook de luchtconcentratie modellen (IFDMtraffic en CAR) het momenteel niet mogelijk maken om sterke dagvariaties in voertuigbewegingen (bv. op dagen, uren van evenementen) in het model in te brengen, en zodoende piekblootstellingen te voorspellen.

4.5.3. RUIMTELIJKE RESOLUTIE BLOOTSTELLING GELUID

Voor plan-MER weginfrastructuur is het volgende vermeld in het richtlijnenboek discipline geluid & trillingen (versie 28 februari 2011): de grootte van het studiegebied wordt bepaald door een afstand

³³ <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/gevolgen-voor-mens-natuur-en-economie/milieu-mens-en-gezondheid/verloren-gezonde-levensjaren-evaluatie-van-de-volksgezondheid/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof/>

³⁴ Bij conversie van RR naar impactfuncties voor langetermijn blootstelling worden algemene incidentiecijfers voor Vlaandere gebruikt als benadering voor de lokale cijfers. Het is niet de bedoeling in dit project dat een MER deskundige op zoek moet naar lokale incidentiecijfers. Voor vertalen van RR korte termijn blootstelling studies naar impactfuncties is dergelijke benadering moeilijker omdat er mogelijk een veel sterkere afhankelijkheid is van spatiale en temporele lokale factoren (bvb. afname incidentie astma in functie van de weg tijdens bepaalde periode). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3661920/>

tot het tracé waarbinnen een effect kan verwacht worden. Dit is minstens tot de $L_{\text{night}} 50 \text{ dB(A)}$ -geluidscontour.

De WHO schuift een richtwaarde voor L_{night} van 40 dB(A) naar voren (WHO, 2009). Volgens dosis-responscurves EEA (zie verder) zouden bij 40 dB(A) L_{night} 2,6% van de mensen ernstig verstoord zijn in hun slaap terwijl dit bij 50 dB(A) 5,5% zou zijn (zie Tabel 8)

Na advies van de stuurgroep we verkiezen we zowel de $L_{\text{den}} 50 \text{ dB(A)}$ geluidscontour als de L_{night} dB(A) 40 dB(A)-contour als afbakening van het gebied. Dit is enerzijds in overeenstemming met RLB geluid en trillingen³⁵, en anderzijds zou een lagere grens het gebied zeer uitgestrekt maken, wat ten nadele zou zijn van de resolutie binnen het studiegebied. (Trade-off van de grootte van het gebied en onderscheidend vermogen binnen het gebied; vergelijkbaar met luchtkwaliteit; bijkomend dient ermee rekening gehouden te worden dat de betrouwbaarheid van het berekeningsmodel voor geluid vermindert naarmate je verder van de bron(nen) verwijderd bent).

Tabel 8. Gerelateerde gezondheidseffecten bij verschillende geluidniveaus

L_{den} dB(A)	Hinder %	Ernstige hinder %	L_{night} dB(A)	Slaapverstoring %	Ernstige slaapverstoring %
50	11	4	40	6.5	2.6
55	18	6	45	9.4	3.6
60	26	10	50	13.1	5.5
65	35	16	55	17.6	8.0

Volgens het richtlijnenboek geluid en trillingen zal er voor het opmaken van de geluidskaarten rekening gehouden worden met de definities van het Besluit van de Vlaamse Regering van 22 juli 2005:

Indien relevant L_{den} -contouren: >75, 70, 65, 60 en 55 dB(A) en 50 dB(A).

Volgens Richtlijnenboek geluid en trillingen: het raster van de berekeningen dient aangepast te zijn in functie van de grootte van het studiegebied. De rasterresolutie dient gemotiveerd te worden maar bedraagt maximaal 25 x 25 m voor een plan-MER en 10 x 10 m voor een project-MER. Resultaat van de berekening wordt gegeven aan de hand van tabellen en op basis van isocontourkaarten. Contourkaarten worden voorgesteld per 5 dB(A).

Wanneer gekend is hoeveel mensen wonen tussen de verschillende isocontouren kunnen gezondheidseffecten berekend worden. Het is echter zo dat hoe groter de resolutie van de contourlijnen (bv. per 5 dB(A)), hoe groter de mogelijke fout op de gezondheidsimpact. In Tabel 9 wordt de fout op de inschatting van gezondheidseffecten gegeven in functie van de grootte van het interval van de isocontourlijnen, zonder rekening te houden met de mogelijke fout op de dosis-responscurves zelf (dewelke niet vermeld is in het rapport van het EEA, 2010). Bij een interval van 5 dB(A) kan de fout op het gezondheidseffect hinder oplopen tot 11%. Indien voor de isocontourlijnen een interval van 2 dB(A) gebruikt zou worden, wordt dit 4%.

Daarom wordt er aangeraden om binnen de discipline gezondheid te werken met isocontourlijnen per interval van 2 dB(A). Deze resolutie (afwijkend van de discipline G&T) bekom je door de schaal aan te passen, er zijn geen extra berekeningen nodig.

³⁵ Op het overleg van de werkgroep actualisatie Richtlijnen boek G en T op 19/11 werd de afbakening van het studiegebied voor de discipline geluid besproken. In deze werkgroep werd voorgesteld om het studiegebied af te bakenen op basis van de $L_{\text{den}} 50 \text{ dB}$ contour.

Tabel 9. Interval contourlijnen en percent fout op inschatting gezondheidseffecten

Fout in % aangenomen dat iedereen in laagste of hoogste contour zit van interval Uitgemiddeld over dB(A) bereik van 55-75 voor hinder en 50-70 voor slaapverstoring				
Interval contouren	Hinder	Ernstige hinder	Slaapverstoring	Ernstige slaapverstoring
dB(A)	%	%	%	%
5	11	8	6	4
4	9	7	5	3
3	7	5	4	2
2	4	3	2	1
1	2	2	1	1

→ BESLUIT RUIMTELIJKE RESOLUTIE GELUID:

- Afbakening van studiegebied en resolutie binnen studiegebied discipline Geluid & trillingen (G & T) :
 - o Afbakening van het gebied: Lden 50 dB(A) en Lnight 40 dB(A)
 - o Ruimtelijke resolutie binnen het gebied: bij voorkeur werken met XY-bestanden (op basis van rasters, met minimale resolutie van maximum '25 m x 25 m'-grids (GIS-kaart van geluid)
 - o Indien gewerkt wordt met iscontourlijnen: maximaal Δ 2 dB(A) tussen 2 intervallen

Indien 2 of meerdere verschillende scenario's met elkaar vergeleken worden en er gewerkt wordt met isocontourlijnen, zal de afbakening van het studiegebied op basis van met isocontourlijnen Lden 50 dB(A) en Lnight 40 dB(A) ook verschillend zijn tussen verschillende scenario's. Dit heeft als gevolg dat ook de grootte van de blootgestelde populaties kan verschillen bij vergelijking van studiegebieden van verschillende scenario's. Dit geeft echter een scheefgetrokken basis voor vergelijking van gezondheidsimpact. Om dit weg te werken, is het aangeraden om als gebiedsafbakening de cumulatie van de twee (deels overlappende) studiegebieden van de verschillende scenario's te gebruiken, om op een gelijke basis (gelijke bevolkingsaantal) de impact te kunnen berekenen.

Merk op dat het RLB G & T in herziening is. Bij deze herziening zal waarschijnlijk de modellering tot op niveau van individueel gebouw/woning voorzien worden. Indien deze beschikbaar komt, is het aangeraden om ook de blootstelling op dit niveau te bereken (dan vervallen de bovenstaande bepalingen i.v.m. resolutie)

De geluidsbelastingkaarten gegenereerd in STAP 3 (rechtsreeks uit discipline geluid) kunnen best ook opgeslagen worden in een GIS- of excelbestand, om berekeningen van gezondheidsimpact in combinatie met bevolkingsaantallen gemakkelijk mogelijk te maken.

4.5.4. TEMPORELE RESOLUTIE BLOOTSTELLING GELUID

In de geluidsdruk kaarten die in de discipline geluid en trillingen worden gegenereerd, en als input dienen voor zijn dag-en-nacht-gemiddeldes voor geluid, wordt er vanuit gegaan dat deze waardes representatief zijn voor een gans jaar. Dit is ook een aannemelijke situatie die een vrij constante verkeersstroom genereren (bv. aanleg van een weg). Echter voor situaties die zeer hoge, infrequente verkeersstromen genereren (bv. evenementen zoals een voetbalstadion) is er een grote dag-tot-dag-variabiliteit, en volgt de blootstelling eerder een piek-patroon.

Langetermijneffecten ten gevolg van piekblootstelling zijn dan ook relevant in dergelijke context. Echter, geschikte dosis-responsrelaties voor het berekenen van langetermijneffecten ten gevolge van piekblootstelling voor verkeer ontbreken in de literatuur.

Daarom kan de gezondheidsimpact van effect van piekblootstelling aan geluid momenteel niet meegenomen worden in de methodiek.

Alternatief kan wel in plaats van het berekenen van de gezondheidsimpact een blootstellingsindicator voor geluid ontwikkeld worden (net zoals voor piekblootstelling luchtverontreiniging, zie ook in 4.6.3).

4.6. STAP 4: BEREKENEN GEZONDHEIDSIMPACT

Het berekenen van de gezondheidsimpact gebeurt aan de hand van twee toetsingskaders: in een eerste stap wordt nagegaan of de blootstelling beneden de wetenschappelijke advieswaarden voor luchtkwaliteit en geluidsbelasting valt.

Toetsing aan de **wettelijke normen** luchtkwaliteit en toetsing aan de gedifferentieerde referentiewaarden voor geluid gebeurt in deze respectievelijke disciplines. Het louter voldoen aan wettelijke normen is echter niet voldoende om afdoend antwoord te krijgen betreffende gezondheidseffecten die kunnen verwacht worden. Naast gezondheidkundige aspecten zijn immers bij opstellen van deze normen socio-economische aspecten opgenomen.

Het toetsen aan wettelijke normen behoort daarom in stricte zin niet tot de discipline Mens en Gezondheid. Evenwel kan de vergelijking, ter informatie aanvullend aan de advieswaardes, opgelijst worden.

Het is belangrijk om naast het toetsen aan normen, verder te gaan kijken naar mogelijke effecten die beneden de normen kunnen optreden.

Vermits er voor de typische verkeersgerelateerde pollutanten (lucht en geluid) geen 'veilige dosissen' of advieswaardes bestaan waar beneden we effecten kunnen uitsluiten, wordt in de methodiek gewerkt met gezondheidkundig-gebaseerde dosis-responsfuncties (D-R-functies, zie 4.6.2). Door het toepassen van deze D-R-functies op de blootstellingskaarten van verschillende scenario's, kunnen de gezondheidsrisico's relatief afgewogen worden ten opzichte elkaar.

4.6.1. STAP 4A: 'SCREENINGS' TOETSINGSKADER: WETENSCHAPPELIJKE ADVIESWAARDEN EN WETTELIJKE NORMEN

→ LUCHTPOLLUTIE

Wettelijke norm			Wetenschappelijke Advieswaarde	
PM2.5	Jaargemiddelde concentratie : 25 µg/m ³ Indicatieve grenswaarde in 2020: 20 µg/m ³	Directive 2008/50/EC	Jaargemiddelde concentratie: 10 µg/m ³ Dagnorm: 25 µg/m ³	WHO (2005)
PM10	Jaargemiddelde concentratie: 25 µg/m ³ Maximaal 35 overschrijdingen van de daggemiddelde PM10 concentratie van 50 µg/m ³	Directive 2008/50/EC	Jaargemiddelde concentratie: 20 µg/m ³ Dagnorm: 50 µg/m ³	WHO (2005)
NO₂	Jaargemiddelde NO ₂ concentratie 40 µg/m ³ Maximaal 18 overschrijdingen van uurgemiddelde concentratie van 200 µg NO ₂ /m ³	Directive 2008/50/EC	Jaargemiddelde: 40 µg/m ³ 1-uur: 200 µg/m ³	WHO (2005)
EC	Geen norm beschikbaar		Geen advieswaarde beschikbaar	

Voor elk spatiale eenheid van de luchtpollutiekaarten (uit STAP 3) wordt nagegaan of deze (gemodelleerde) concentraties al dan niet boven deze wetenschappelijke advieswaarden en normen liggen.

Belangrijk is om hierbij op te merken dat er voor de luchtpollutie-indicator die het als het meest relevant beschouwd wordt voor verkeer en gezondheid, namelijk EC, er momenteel geen norm bestaat, noch in de Europese regelgeving, noch in Vlaamse regelgeving.

Er wordt in een tabelvorm gerapporteerd wat het aantal en de mate van overschrijding van de normen en advieswaarden is. Er wordt gerapporteerd voor hoeveel woningen en/of personen, gevoelige locaties (bvb. scholen) de overschrijding optreedt.

→ GELUID

In Vlaanderen is er een gebrek aan een duidelijk regelgevend kader rond wegverkeerslawaai om op een consistente wijze beoordelingen te maken. In Nederland is sinds 2012 vastgelegd dat geluid rond rijkswegen niet onbeheerst mag toenemen. Geluid van rijkswegen is aan grenzen gebonden met als doel omwonenden te beschermen. Deze grenzen noemt men ook wel geluidproductieplafonds (GPP's). Deze zijn referentiepunten langs rijkswegen (50 & 100 meter van de weg) waar geluidsnormen gelden.

Voor plan-MER weginfrastructuur is het volgende opgenomen in het MER-richtlijnenboek discipline geluid & trillingen: het specifiek geluid dient vergeleken te worden met de gedifferentieerde referentiewaarden van de discussienota van de Vlaamse overheid (zie Tabel 10) en het significantiekader verkeerslawaai (indien beschikbaar). Deze gedifferentieerde referentiewaarden worden gehanteerd in afwachting van een wettelijk toetsingskader en vervangen de richt- en maximale waarden opgenomen in het ontwerp-KB van 1991.

Merk hierbij op dat het huidige MER RL boek geluid en trillingen op dit moment wordt geactualiseerd en dat deze waarden in dat kader worden herbekeken. Wijzigingen dienen bekeken te worden, en overgenomen worden in dit hoofdstuk.

Tabel 10. Gedifferentieerde referentiewaarden geluid voor wegverkeer. Bron: SGS Belgium NV et al. (2011).

gedifferentieerde referentiewaarde vanwege weg met wegingdeling	situatie	L _{den}	L _{night}	opmerkingen
hoofd- en primaire wegen	nieuwe woonontwikkeling	55	45	-
	nieuwe wegen	60	50	-
	bestaande wegen	70	60	-
secundaire wegen	nieuwe woonontwikkeling	55	45	voor de beoordeling van het geluidsniveau bij woningen die: - ofwel over minstens één gevel beschikken waarop de geluidsbelasting meer dan 20 dB lager is dan de referentiewaarde - ofwel over tenminste één gevel beschikken die niet wordt blootgesteld aan een geluidsbelasting boven de referentiewaarden én voorzien zijn van voldoende isolatie op alle gevels die wel worden blootgesteld aan een geluidsbelasting hoger dan de referentiewaarden dient de toetsing te gebeuren ten aanzien van de met 5 dB verhoogde referentiewaarden
	nieuwe wegen	55	45	
	bestaande wegen	>55	>45	
		stand-still	65	
lokale wegen	nieuwe woonontwikkeling	55	45	voor de beoordeling van het geluidsniveau bij woningen die: - ofwel over minstens één gevel beschikken waarop de geluidsbelasting meer dan 20 dB lager is dan de referentiewaarde - ofwel over tenminste één gevel beschikken die niet wordt blootgesteld aan een geluidsbelasting boven de referentiewaarden én voorzien zijn van voldoende isolatie op alle gevels die wel worden blootgesteld aan een geluidsbelasting hoger dan de referentiewaarden dient de toetsing te gebeuren ten aanzien van de met 5 dB verhoogde referentiewaarden later te bepalen: rekening houden met voertuigintensiteit?
	nieuwe wegen	55	45	
	bestaande wegen	>55	>45	
		stand-still	65	

Ter vergelijking: de waarden ten aanzien van nieuwe respectievelijke bestaande hoofd- en primaire wegen (dikker kader in Tabel 10) komen overeen met de waarden die in het kader van de Nota beoordeling wegverkeerslawaaai voor het Masterplan Antwerpen door TV SAM werden afgeleid, en die (bij gebrek aan wettelijk vastgestelde waarden) tot op heden veelvuldig worden geciteerd, bv. in het kader van vroegere MER's.

Er wordt in een tabelvorm gerapporteerd wat het aantal en de mate van overschrijdingen van de gedifferentieerde referentiewaarden in het studiegebied bedraagt. Er wordt gerapporteerd voor hoeveel woningen en/of personen, gevoelige locaties (bvb. scholen) de overschrijding optreedt.

Ook onder de gedifferentieerde referentiewaarden kunnen gezondheidseffecten zich voordoen (zie sectie dosis-respons curves). Daarom is het nuttig van de gezondheidsimpact te berekenen op basis van dosis-responscurves (zie 4.6.2 - 4.6.3).

4.6.2. STAP 4B:DOSIS-RESPONSCURVES

→ LUCHTPOLLUTIE

In Tabel 11 is een overzicht gegeven van de geselecteerde dosis-responscurves die toegepast kunnen worden voor de gezondheidsanalyse van MER infrastructuurwerken. Meer informatie over de afleiding van deze dosis-responscurves is gegeven in onderstaande tekst.

De achtergrond en de keuze van deze dosis-responscurves wordt verder in de tekst besproken.

Tabel 11. Geselecteerde dosis-responscurves voor berekening gezondheidsimpact luchtpollutie bij infrastructuurwerken

Polluent	Effect	Dosis-respons curve	Eenheid	Toepasbaar op populatie	Referentie achtergrondinfo dosis-respons
EC	Sterfgevallen	$5,5 \cdot 10^{-4}$ (95% BI: $3,6 - 8,2 \cdot 10^{-4}$)	per persoon per $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gehele populatie	Janssen et al. (2011)
	Levensverwachting	3,5 (95% BI: 3,0 – 4,0)	maanden per 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gehele populatie	Janssen en Hoek (2011); Keuken et al., (2012)
NO₂	FVC	6,4 (95% BI: 4,8 - 7,9)	ml per $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Scholen	Gauderman et al. (2015)
PM_{2,5}	Sterfgevallen	$5,19 \times 10^{-5}$ (95% BI: $3,5 - 6,7 \times 10^{-5}$)	per persoon per $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gehele populatie	Pope et al. (2002)
	Levensverwachting	21 (95% BI: 14-27) ^a	dagen per $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gehele populatie	Janssen et al. (2011);

FVC: Forced Vital Capacity

a: geen betrouwbaarheidsinterval gegeven in literatuur; Op basis van eigen schatting afgeleid.

→ WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGROND DOSIS-RESPONSCURVE ELEMENTAIR KOOLSTOF (EC)

Er worden 2 indicatoren voorgesteld: aantal sterfgevallen & levensverwachting.

Sterfgevallen

Janssen et al. (2011) bestudeerden de relatie tussen langetermijnblootstelling aan EC en vervroegde sterfte op basis van Europese cohortstudies. Het relatief risico (RR) voor vervroegde sterfte is gelijk aan 1,06 (95% BI 1,04-1,09) per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EC. Het RR voor vervroegde sterfte en blootstelling aan PM_{2,5} is gelijk aan 1,062 (95%BI 1,04-1,083) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5} (WHO, 2013; Holland, 2014). Wanneer de impact tussen PM en EC vergeleken wordt voor vervroegde sterfte, dan is EC per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ongeveer 10 maal meer toxisch, terwijl per interkwartielafstand (IQS) de toxiciteit identiek is. Voor vervroegde sterfte verklaart EC dus een groot deel van de impact van PM_{2,5}.

De personen in de cohort studies van Janssen et al. (2011), zijn volwassenen (> 30 jaar). Toch raden we aan van hetzelfde RR voor blootstelling aan EC toe te passen op personen van alle leeftijden (als bescherming voor de meer gevoelige groepen, kinderen) en het resultaat in een soort van scenarioanalyse te bekijken. De relatie tussen PM_{2,5} en vervroegde mortaliteit is tevens afgeleid van cohortstudies met volwassenen. Toch is er verhoogde mortaliteit bij baby's blootgesteld aan fijn stof vastgesteld in de studie van Woodruff et al. (1997). Het relatief risico voor baby's (0-1 jaar) is gelijk aan 1,04 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀. Wanneer dit risico vergeleken wordt met het risico op mortaliteit bij volwassenen, hetgeen 1,06 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5} bedraagt, dan zijn beide risico's van dezelfde orde van grootte indien aangenomen wordt dat 0,6 PM₁₀ = PM_{2,5} (Dockery en Pope, 1994). De gelijkheid van beide risico's (voor baby's en volwassenen) geeft aan dat het risico kan doorgetrokken of geïnterpoleerd worden voor jongeren (< 30 jaar). Uiteindelijk zal er ook niet veel verschil zijn indien een impact berekend wordt op personen > 30 jaar of op de gehele bevolking (= alle leeftijden) gezien mortaliteit veel hoger is bij ouderen dan bij jongeren. Het RR van 1,06 per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EC kan dus toegepast worden op personen van alle leeftijden wonende in het studiegebied.

Op basis van sterftecijfers³⁶, aantal inwoners in Vlaanderen³⁷, de lineaire dosis-respons vervroegde mortaliteit³⁸ en blootstelling aan EC³⁹, de gewogen blootstelling aan EC in Vlaanderen, werd volgende impactfunctie berekend:

$$5,5 \cdot 10^{-4} \text{ (95\% BI: } 3,6 - 8,2 \cdot 10^{-4} \text{) sterfte per } \mu\text{g EC}/\text{m}^3 \text{ per persoon}$$

Een cijfermatige uitwerking van deze impactfunctie (op basis van Vlaamse sterftecijfers en aantal inwoners) is in bijlage B weergegeven.

Er wordt voorgesteld van deze functie in verschillende scenario's toe te passen op de ganse populatie (= alle leeftijden) in het studiegebied en de impact van verschillende scenario's met elkaar te vergelijken.

Levensverwachting

In de studie van Van der Sluis et al. (2012) werd gekeken naar de vertaalslag van abstracte microgrammen naar gezondheidseffecten voor elementair koolstof die in de bestuurlijke praktijk bruikbaar is en zo een brug legt tussen wetenschap en beleid. Eén van de mogelijkheden is het gezondheidseffect uit te drukken in verlies in levensverwachting. Een afname van 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EC, gaat

³⁶ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Sterftcijfers/Algemene-sterftcijfers/>

³⁷ http://statbel.fgov.be/nl/statistiek/cijfers/bevolking/structuur/woonplaats/oppervlakte_dichtheid/

³⁸ <http://ehp.niehs.nih.gov/1003369/>

³⁹ http://www.milieurapport.be/Upload/main/0_onderzoeksrapporten/2012/DALYs_en_externe_kosten_TW_red.pdf

gepaard met een winst van 3,5 maanden in levensverwachting (Janssen et al., 2011; Keuken et al., 2012). Het RR dat hier gebruikt werd, is gelijk aan 1,06 per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en dit werd toegepast op een hypothetische populatie bestaande uit 18-64-jarigen.

Voor een gemiddelde Nederlandse populatie is er 3,5 maanden winst (95% BI 3,0 – 4,0) in levensverwachting per daling van 0,5 μg EC/ m^3 voor levenslange blootstelling (Janssen et al., 2011; Keuken et al., 2012)

De meerwaarde van de indicator “maanden levensverwachting” te gebruiken, werd door beleidsmakers gezien, doch is er de vrees dat net zoals “attributief aantal sterfgevallen”, de verandering in levensverwachting te absoluut zou worden aanzien (Van der Sluis et al., 2012).

→ BESLUIT

Impactfuncties voor EC:

- sterfgevallen: $5,5 \cdot 10^{-4}$ (95% BI: $3,6 - 8,2 \cdot 10^{-4}$) gevallen per μg EC/ m^3 per persoon
- levensverwachting: 3,5 (95% BI 3,0 – 4,0) maanden per 0,5 μg EC/ m^3 .

Op zich zijn ‘sterfgevallen’ en ‘levensverwachting’ evenwaardige indicatoren en dosis-responsrelaties voor gezondheidsimpact (gelijkwaardige kwaliteit). Echter, de manier waarop de indicatoren uitgedrukt zijn, zijn verschillend. Bij het gebruik van dosis-responsfunctie voor de indicator ‘sterfgevallen’ wordt immers het aantal blootgestelden in rekening gebracht (m.a.w. deze **indicator weerspiegelt ook de grootte van de populatie**) terwijl voor levensverwachting de indicator is uitgedrukt gemiddeld per persoon in de populatie meespeelt (hier zit niet in weerspiegeld hoe groot de populatie is).

Echter, de grootte van de populatie speelt een belangrijke rol in het eindoordeel. Indien de gemiddelde levensverwachting van een populatie van 100 000 inwoners met bv. 4 maanden achteruit zou gaan bij een bepaald scenario, is dit een gans ander verhaal dan dat de gemiddelde levensverwachting met 4 maanden zou dalen, maar dit slechts voor een populatie van 100 inwoners. Uiteraard is in dit laatste geval, op individueel niveau (voor elk van deze 100 inwoners) de impact niet verschillend of ze deel uitmaken van 100 of 100 000 gelijkaardig blootgestelden; echter de gezondheidsimpact op populatieniveau is sterk verschillend;

De grootte van de getroffen populatie zit niet vervat in de indicator ‘levensverwachting’. Dit kan wel opgevangen worden door de grootte van de populatie te vermelden naast de cijfers voor levensverwachting, of door het totaal aantal levensjaren dat gewonnen wordt op te tellen over de ganse populatie.

→ WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGROND DOSIS-RESPONSCURVE NO_2

Verskillende epidemiologische studies (timeseries) hebben een verhoogd risico op respiratoire effecten aangetoond bij licht verhoogde NO_2 -concentraties buiten (reeds vanaf een verhoging met 10 ppb). Sommige studies suggereren dat er geen veilige grenswaarde is waaronder geen gezondheidseffect plaatsvindt.

Deze associaties tussen NO_2 en respiratoire effecten valideren in epidemiologische studies is zeer moeilijk gezien er een foute inschatting van de blootstelling (*exposure misclassification*) kan zijn omdat NO_2 -concentraties spatiaal zeer sterk variëren en er een invloed kan zijn van andere pollutanten dan NO_2 (*confounding effects*). De grootste bron van antropogene NO_2 -emissies is de verbranding van fossiele brandstoffen. Co-polluenten die hierbij o.a. vrijkomen zijn PAK's of poly-aromatische koolwaterstoffen. Er is een grote tegenstrijdigheid tussen observaties in epidemiologische studies en deze van humane klinische studies. Klinische studies tonen aan dat bij

NO₂-concentraties 10 x hoger dan omgevingsconcentraties, geen negatieve gezondheidseffecten optreden (Hesterberg et al., 2009). Dikwijls wordt NO₂ gezien als een indicator voor gezondheidseffecten zonder echt te weten of NO₂ werkelijk de oorzaak is van de effecten, gezien de relatie met andere pollutanten. NO₂ wordt beschouwd als een 'proxy' voor verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.

In de Ringlandstudie, plan om de hele Antwerpse ring te overkoepelen tegen 2020, werd de groei van longfunctie bij jongeren in functie van langdurige blootstelling aan dalende NO₂-concentraties meegenomen als gezondheidsindicator (Van Brusselen et al., submitted). Er werd gekeken naar het aantal scholen die binnen een straal van 1500 meter (Gauderman et al., 2007) van de Antwerpse ring liggen. De NO₂-concentraties werden gemodelleerd voor iedere buffer van 50 meter, d.w.z. 0-50 meter afstand, 50-100 meter en zo verder tot 500 meter. Verder werd gekeken naar de buffer 500-1000 meter en 1000-1500 meter afstand van de ring. Op basis van 3 cohortes die opgevolgd werden (Children's Health Study California; Gauderman et al., 2015), zag men dat de longfunctie toenam met dalende NO₂-concentraties in tijd volgens: een daling van 14,1 ppb NO₂ of 26,5 µg/m³ NO₂ is geassocieerd met een lineaire toename van de Forced Vital Capacity FVC⁴⁰ met 168,9 ml (95%BI 127,0-210,7); of een daling van 1 µg NO₂/m³ is geassocieerd met een winst van 6,4 ml (95%BI 4,8-7,9). Een soort gelijke analyse werd gedaan voor FEV1⁴¹. Voor FVC werd 69% van de variantie verklaard en voor FEV1 61%. De kinderen werden bestudeerd van hun 10^{de} tot hun 15^{de} levensjaar. De meest uitgesproken daling van NO₂ was in San Dimas waar de jaarlijks gemiddelde NO₂-concentratie daalde van 36,6 µg/m³ naar 21,5 µg/m³ of een daling van 41%. In eerdere studies werd reeds de link gelegd tussen luchtpollutie en verminderde longgroei (Gauderman et al., 2000; Gauderman et al., 2002; Gauderman et al., 2007). Zie Figuur 8; Er was tevens een significante relatie tussen FVC en PM10 en tussen FVC en PM2,5; het is m.a.w. mogelijk dat blootstelling aan fijn stof ook aan de oorsprong ligt van een verminderde longfunctie.

Om de relatieve cijfers in FVC te kaderen worden enkele gemiddelde cijfers voor FVC weergegeven:

Leeftijd	Jongens	Meisjes
8 jaar	2808 ml (Gauderman et al.,2007)	1512 ml (Gauderman et al., 2007)
8 jaar	2275 ml (Gauderman et al.,2004)	1528 ml (Gauderman et al.,2004)
10 jaar*	2427 ml (Gauderman et al.,2004)	2262 mml (Gauderman et al.,2004)
18 jaar*	5202 ml (Gauderman et al.,2004)	3790 ml (Gauderman et al.,2004)

Voor leeftijd van 10 en 18 jaar werden de FVC-waardes afgeleid door Gauderman op basis van een groeimodel

Voor bijkomende referentiewaardes voor respirometrie verwijzen we naar het rapport 'GLI 2012 referentiewaarden voor de respirometrie van Quanjer et al. (2012)⁴².

→ **BESLUIT**

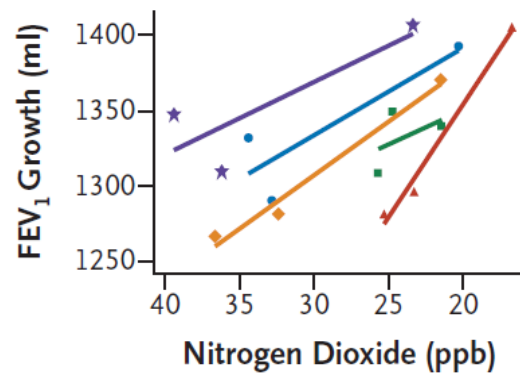
De functie **6,4 ml verlies in FVC per 1 µg NO₂/m³** (voor scholieren) werd weerhouden als dosis-responscurve voor NO₂. Men kan deze analyse echter uitvoeren voor **alle** kinderen die school lopen binnen de omgeving van 1500 meter rond de een grote infrastructuurproject dat verkeersdragend is, gezien er vanuit gegaan wordt dat de effecten reeds vooraf spelen, maar ook dat kinderen die nu jonger zijn dan de leeftijdscategorie 10-15 jaar (statistisch gezien) ook wanneer ze die leeftijd zullen bereikt hebben, zullen school lopen binnen dezelfde perimeter.

⁴⁰ Verschil in longvolume bij een volledige inademing tot maximale long capaciteit en maximale uitademing. De meting gebeurt bij geforceerde in- en uitademing.

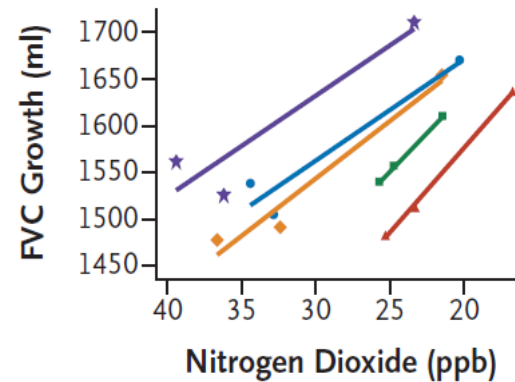
⁴¹ FVC1: Forced Expiratory Volume in 1 second; volume dat in de eerste seconde kan worden uitgeademd tijdens een geforceerde uitademingsmanoeuvre begonnen vanaf het niveau van de totale longcapaciteit.

⁴² http://wvlr.be/pdf%20files/GLI-2012_Referentiewaarden.pdf

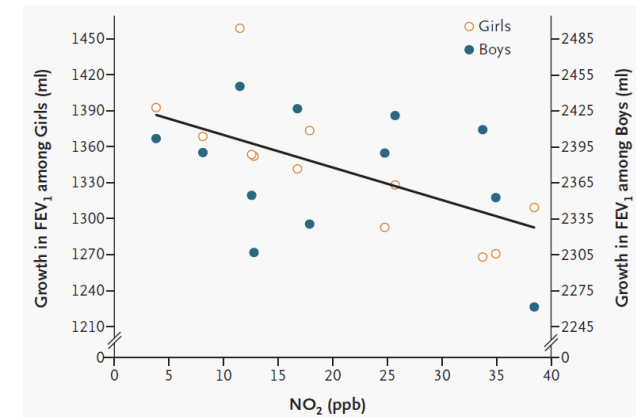
Het meenemen van een dosis-responsfunctie (zoals deze voor NO₂) voor kinderen is van groot belang om gezondheidseffecten van gevoelige populaties mee te nemen in de beoordeling van de gezondheidsimpact.



a) Gauderman et al., 2015: Gemiddelde longfunctiegroei (FEV₁) over 4 jaar t.o.v. gemiddelde NO₂-concentraties; Kleuren stellen verschillende locaties voor waar studie plaatsvond.



b) Gauderman et al., 2015: Gemiddelde longfunctiegroei (FVC) over 4 jaar t.o.v. gemiddelde NO₂-concentraties; Kleuren stellen verschillende locaties voor waar studie plaatsvond.



c) Gauderman et al., 2004: Longfunctiegroei (FEV₁) voor meisjes en jongens gedurende een 8 jaar durende studie periode tussen 1993 en 2001 t.o.v. gemiddelde NO₂-concentraties.

Figuur 8. Longfunctiegroei t.o.v. jaargemiddelde NO₂-concentraties in verschillende studies van Gauderman.

→ WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGROND DOSIS-RESPONS RELATIE PM 2.5

Er worden 2 indicatoren voorgesteld: aantal sterfgevallen & levensverwachting.

Sterfgevallen

De dosis-responscurve die in de meeste gevallen (door de Europese Commissie en de WHO) toegepast wordt om de impact van blootstelling aan PM_{2,5} op vervroegde sterfte te berekenen, is deze van Pope et al. (2002) waarbij het relatief risico gelijk is aan 1,06⁴³ vroegtijdige sterfgevallen per 10 µg PM_{2,5}/m³ (*American Cancer Society Study*). Deze dosis-responscurve is afgeleid op basis van volwassenen (>30 jarigen). Toch is er verhoogde mortaliteit bij baby's blootgesteld aan fijn stof vastgesteld in de studie van Woodruff et al. (1997). Het relatief risico voor baby's (0-1 jaar) is gelijk aan 1,04 per 10 µg/m³ PM₁₀. Wanneer dit risico vergeleken wordt met het risico op mortaliteit bij volwassenen, hetgeen 1,06 per 10 µg/m³ PM_{2,5} bedraagt, dan zijn beide risico's van dezelfde orde van grootte indien aangenomen wordt dat 0,6 PM₁₀ = PM_{2,5} (Dockery en Pope, 1994). De gelijkheid van beide risico's (voor baby's en volwassenen) geeft aan dat het risico kan doorgetrokken of geïnterpoleerd worden voor jongeren (< 30 jaar). Uiteindelijk zou er niet veel verschil zijn indien een impact berekend wordt op personen > 30 jaar of op de gehele bevolking (= alle leeftijden) gezien mortaliteit veel hoger is bij ouderen dan bij jongeren. Het RR van 1,06 per µg/m³ PM_{2,5} kan dus toegepast worden op personen van alle leeftijden (tevens als bescherming voor de meer gevoelige groepen, kinderen) wonende in het studiegebied.

Op basis van sterftcijfers⁴⁴, aantal inwoners in Vlaanderen⁴⁵, de lineaire dosis-responsrelatie tussen vervroegde mortaliteit en blootstelling aan PM_{2,5}⁴⁶, de gewogen blootstelling aan PM_{2,5} in Vlaanderen⁴⁷, werd volgende impactfunctie berekend:

$5,19 \times 10^{-5}$ (95% BI $3,47 \times 10^{-5}$ tot $6,72 \times 10^{-5}$) sterfgevallen per µg PM_{2,5}/m³ per persoon

Een cijfermatige uitwerking van deze impactfunctie kan in bijlage B gevonden worden.

Deze functie kan toegepast worden in verschillende scenario's waarbij personen van alle leeftijden in rekening gebracht worden en de impact van verschillende scenario's relatief met elkaar vergeleken kan worden. Een absolute interpretatie van de getallen is niet aangewezen.

Er wordt opgemerkt dat ernaast de dosis-responsfuncties van Pope et al. (2002) verschillende andere dosis-responsfuncties kunnen gebruikt worden om de gezondheidsimpact van PM_{2,5} te kwantificeren. Bijvoorbeeld, de RR van verschillende studies in bijlage A kunnen in principe gebruikt worden om een impactfunctie te berekenen. Elke studie heeft zijn voor- en nadelen.

Wij verkozen het gebruik van de studie van Pope et al. (2002) omwille van de consensus door de EC en WHO; echter indien er argumenten zijn om in specifieke gevallen andere dosis-responsfuncties te gebruiken, is dit een valabel alternatief om gezondheidsimpact te berekenen. Bijvoorbeeld, Van

⁴³ De dosis-respons curve van Laden et al. (2006) welke specifiek afgeleid werd in een accountability studie, die een verbetering van luchtkwaliteit aantoonde, werd niet gebruikt omdat (1) er in MERs zowel zones kunnen zijn waarbij een verbetering als verslechtering van de luchtkwaliteit mogelijk is en (2) de Europese Commissie & de Wereldgezondheidsorganisatie het relatief risico van de studie van Pope nl. 1,06 per 10 µg/m³ PM_{2,5} hanteren in hun berekeningen (waarbij ook scenario's berekend worden voor verbetering luchtkwaliteit). **Persoonlijke communicatie met Douglas Dockery (co-auteur studie Laden) en Adrian Pope raden beiden, afzonderlijk van elkaar, het gebruik aan van het RR van 1,06 per 10 µg PM_{2,5}/m³.**

⁴⁴ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Sterftcijfers/Algemene-sterftcijfers/>

⁴⁵ http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/structuur/woonplaats/oppervlakte_dichtheid/

⁴⁶ <http://toxicology.usu.edu/540/reading/JAMA%20Pope%20et%20al%202002.pdf>

⁴⁷ http://www.milieurapport.be/Upload/main/0_onderzoeksrapporten/2012/DALys_en_externe_kosten_TW_red.pdf

Brusselen et al. (submitted) hebben ervoor gekozen om de functie van Laden et. (2006) te gebruiken omdat hun case ging over het voorspellen van een mortaliteitsdaling ten gevolge van een luchtkwaliteitsverbetering bij het Ringlandproject.

In een persoonlijke communicatie raden zowel Douglas Dockery (co-auteur studie Laden) en Adrian Pope, afzonderlijk van elkaar, het gebruik aan van een RR voor vervroegde sterfte van 1,06 per 10 $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$, ongeacht of het nu gaat om een luchtkwaliteitsverbetering of -verslechtering.

Het RR werd in deze studie omgevormd naar een impactfunctie door rekening te houden met de sterftcijfers⁴⁸, aantal inwoners in Vlaanderen. Een voorbeeld hoe deze conversie kan uitgewerkt worden is weergegeven in bijlage B.

Levensverwachting

In de studie van Janssen en Hoek (2011) werd de levensverwachting in functie van de blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ gegeven, naast ook deze van EC. Hieruit blijkt dat blootstelling aan 1 $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ gepaard gaat met een verlies aan levensverwachting van 21 dagen terwijl dit voor 1 $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$ gelijk is aan 195 dagen. Volgende dosis-respons relatie wordt voorgesteld:

Voor een gemiddelde populatie is er 21 (95% BI 14-27⁴⁹) dagen winst in levensverwachting per daling van 1 $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ (Janssen and Hoek, 2011).

Besluit

Impactfuncties voor $\text{PM}_{2,5}$:

- Sterfgevallen: $5,19 \times 10^{-5}$ (95% BI $3,47 \times 10^{-5}$ tot $6,72 \times 10^{-5}$) gevallen per $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ per persoon
- levensverwachting: 21 (95% BI 14-27) dagen per $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ per persoon .

Net zoals voor EC, zijn indicatoren 'sterfgevallen' en 'levensverwachting' op zich evenwaardige indicatoren voor gezondheidsimpact.

Bij het gebruik van dosis-responsfunctie voor de indicator 'sterfgevallen' wordt echter het aantal blootgestelden in rekening gebracht (m.a.w. deze **indicator weerspiegelt ook de grootte van de populatie**) terwijl voor levensverwachting de indicator is uitgedrukt gemiddeld per persoon in de populatie (hier zit niet in weerspiegeld hoe groot de populatie is).

Hier dienen dezelfde bedenking gemaakt te worden als bij de indicator 'levensverwachting' voor EC-blootstelling:

De grootte van de populatie speelt ook een belangrijke rol in het eindoordeel. Indien de gemiddelde levensverwachting van een populatie van 100 000 inwoners met bv. 4 maanden achteruit zou gaan bij een bepaald scenario, is dit een gans ander verhaal dan dat de gemiddelde levensverwachting met 4 maanden zou dalen, maar dit slechts voor een populatie van 100 inwoners. Uiteraard is in dit laatste geval, op individueel niveau (voor elk van deze 100 inwoners) de impact niet verschillend of ze deel uitmaken van 100 of 100 000 gelijkaardig blootgestelden; echter de gezondheidsimpact op populatieniveau is sterk verschillend;

Dus de grootte van de getroffen populatie zit niet vervat in de indicator 'levensverwachting', en vormt daarom een beperking. Dit kan wel opgevangen worden door de grootte van de populatie te vermelden naast de cijfers voor levensverwachting, of door het totaal aantal levensjaren dat gewonnen wordt op te tellen over de ganse populatie

⁴⁸ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/Cijfers/Sterftcijfers/Algemene-sterftcijfers/>

⁴⁹ Afleiding 95% betrouwbaarheidsinterval (BI) op basis van eigen data; geen BI gegeven in de studie van Janssen.

→ DOSIS-RESPONSCURVES GELUID

De WHO schuift een richtwaarde voor L_{night} van 40 dB(A) naar voren (WHO, 2009). Onder 30 dB(A) worden geen effecten op slaap geobserveerd, uitgezonderd voor het aantal bewegingen tijdens de slaap. Tussen 30 en 40 dB(A) worden effecten vastgesteld zoals zelfgerapporteerde slaapverstoring. Er is echter onvoldoende bewijs dat de biologische effecten vastgesteld onder 40 dB(A) nadelig zijn voor de gezondheid. De richtwaarde voor nachtlawaai wordt door de WHO op 40 dB(A) vastgelegd. Cardiovasculaire effecten worden veroorzaakt door stress van geluidsblootstelling maar dit bij hogere blootstelling aan geluidsniveaus dan hinder en slaapverstoring. Wanneer gekeken wordt naar de DALY-berekening van de impact van geluid op de Vlaamse bevolking, dan blijkt de grootste impact verklaard te worden door sterke hinder (38%) en sterke slaapverstoring (55%), terwijl cardiovasculaire ziektes veroorzaakt door geluid slechts een beperkte bijdrage hebben (7%) (Buekers et al., 2012).

Gezondheidseffecten die reeds bij lage geluidsbelasting optreden zijn hinder en slaapverstoring. Wanneer in een MER verschillende scenario's vergeleken worden op basis van de impact van geluid op gezondheid, is het van belang om het effect van de hele dosis-responscurve te beschouwen, rekening houdend met aanvaardbaar geacht deel van de bevolking dat hinder, slaapverstoring kan ondervinden. Het Europees Milieuagentschap (EEA) heeft een praktische handleiding gemaakt om de impact van geluid van wegverkeer in te schatten (EEA, 2010).

Figuur 9 geeft de relatie tussen hinder (%A = % Annoyed), ernstige hinder (%HA = % Highly Annoyed) en blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer weer. De relatie kan beschreven worden als volgt:

$$\%A = 1,795 \times 10^{-4} \times (L_{\text{den}} - 37)^3 + 2,110 \times 10^{-2} \times (L_{\text{den}} - 37)^2 + 0,5353 \times (L_{\text{den}} - 37)$$

$$\%HA = 9,868 \times 10^{-4} \times (L_{\text{den}} - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} \times (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0,5118 \times (L_{\text{den}} - 42)$$

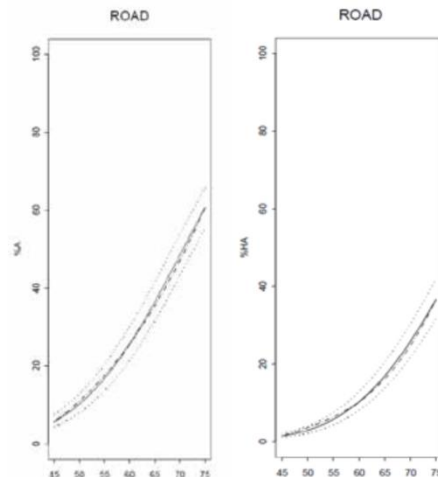
Volgens bovenstaande vergelijking treedt hinder van wegverkeer reeds op vanaf 37 dB(A) L_{den} en ernstige hinder vanaf 42 dB(A) L_{den} .

Figuur 10 geeft de relatie tussen ernstige slaapverstoring (%HSD = % Highly Sleep Disturbed) en blootstelling aan geluid afkomstig van o.a. wegverkeer weer. De relaties voor slaapverstoring (%SD = % Sleep Disturbed) en ernstige slaapverstoring (%HSD) kunnen als volgt beschreven worden:

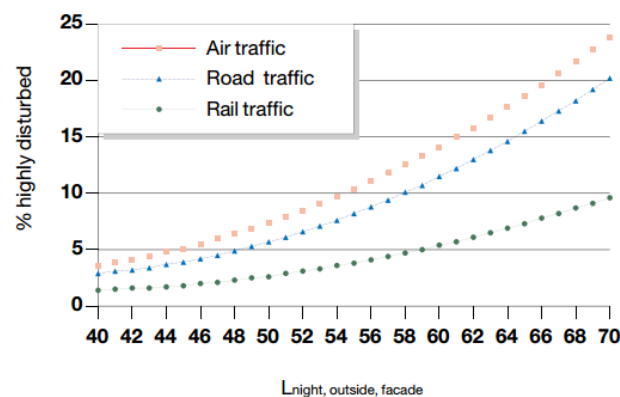
$$\%SD = 13,8 - 0,85 \times L_{\text{night}} + 0,01670 \times L_{\text{night}}^2$$

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 \times L_{\text{night}} + 0,01486 \times L_{\text{night}}^2$$

Er wordt opgemerkt dat (lichte) hinder en slaapverstoring niet als een negatief gezondheidseffect worden meegenomen in health impact assessmentberekeningen, terwijl ernstige hinder en ernstige slaapverstoring wel.



Figuur 9. Percentage hinder (Annoyed) en sterke hinder (Highly Annoyed) voor geluid (L_{den} in dB(A)) afkomstig van wegverkeer met aanduiding van 95% betrouwbaarheidsinterval. (EEA, 2010)



Figuur 10. Percentage sterke slaapverstoring (% Highly Sleep Disturbed) in functie van nachtlawaai volgens bron (wegverkeer, spoorwegverkeer, luchtverkeer). (WHO, 2009)

De berekening van de impact op de gezondheid kan bijkomend uitgedrukt worden in DALY's of *Disability Adjusted Life Years* (zie Tabel 18). Er werd gekozen voor de DALY-indicator om de impact van de twee beschouwde gezondheidseffecten (sterke hinder door dag- en nachtgeluid en sterke slaapverstoring door nachtgeluid) te combineren. Eerst wordt dus op basis van data over blootstelling en de dosis-responscurves het percentage sterke hinder of sterke slaapverstoring in iedere zone tussen de contourlijnen berekend. Op basis van het aantal mensen (alle leeftijden) dat in iedere zone woont, wordt dan het aantal gevallen (sterke hinder, sterke slaapverstoring) berekend. Hierna wordt nog vermenigvuldigd met een **gewichtsfactor om voor sterke slaapverstoring en sterke hinder samen één waarde van gezondheidsimpact** te krijgen die beoordeeld kan worden in een relatieve vergelijking tussen verschillende scenario's. De gewichtsfactor toegekend aan sterke slaapverstoring is 0,07 en aan die van sterke hinder is 0,02 (EEA, 2010; Dickens et al., 2014) gezien slaapverstoring ernstiger doorweegt dan hinder.

Bijgevolg, DALY's ten gevolge van geluid wordt berekend als:

$$\text{DALY's geluid} = (\# \text{ gevallen sterke slaapverstoring} \times 0.07) + (\# \text{ gevallen sterke hinder} \times 0.02)$$

Er wordt opgemerkt dat (lichte) hinder en slaapverstoring niet als een negatief gezondheidseffect worden meegenomen in health impact assessment (DALY's)-berekeningen, terwijl ernstige hinder en ernstige slaapverstoring wel.

→ BESLUIT

Voor geluid worden dus twee indicatoren gehanteerd (L_{night} en L_{den}); waarbij voor nachtgeluid de effecten 'slaapverstoring' (SD) en 'sterke slaapverstoring' (HSD) berekend worden, en voor daggeluid de effecten 'hinder (A)' en 'sterke hinder' (HA). De volgende dosis-responsfuncties worden gehanteerd:

$$\%A = 1,795 \times 10^{-4} \times (L_{\text{den}} - 37)^3 + 2,110 \times 10^{-2} \times (L_{\text{den}} - 37)^2 + 0,5353 \times (L_{\text{den}} - 37)$$

$$\%HA = 9,868 \times 10^{-4} \times (L_{\text{den}} - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} \times (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0,5118 \times (L_{\text{den}} - 42)$$

En

$$\%SD = 13,8 - 0,85 \times L_{\text{night}} + 0,01670 \times L_{\text{night}}^2$$

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 \times L_{\text{night}} + 0,01486 \times L_{\text{night}}^2$$

$$\text{DALY's geluid} = (\# \text{ gevallen ernstige slaapverstoring} \times 0.07) + (\# \text{ gevallen ernstige hinder} \times 0.02)$$

→ NABIJHEID VAN GROENE RUIMTE (STAP 4)

In de webgebaseerde tool 'natuurwaardeverkenner' () zit een module ingebouwd die de gezondheidsimpact van een groene omgeving op de gezondheid van de omwonenden kwantificeert, en uitdrukt als 'vermeden DALY's' (= dit is het aantal minder DALY's dat er zijn in vergelijking met een situatie waarbij geen groene omgeving aanwezig is).

We stellen voor de tool natuurwaardeverkenner te gebruiken als onderdeel van de methodiek gezondheidsimpact infrastructuurwerken, tenminste voor gevallen die gepaard gaan met vermeerdering (of vermindering) van groene omgevingen (natuurgebieden, stadsparken). De handleiding en de nodige invoergegevens kan geraadpleegd worden op de website van natuurwaardeverkenner (zie <http://natuurwaardeverkenner.be/nwv2/>)

Er wordt opgemerkt dat de huidige versie van natuurwaardeverkenner voornamelijk gericht is op grote en middelgrote natuurgebieden,. Er is momenteel een versie van natuurwaardeverkenner voor stedelijke omgeving in ontwikkeling. We raden aan deze versie te gebruiken indien de infrastructuurwerken gelegen zijn in stedelijke omgeving, en typische stedelijke groenelementen ingepland krijgen (bvb. kleine parken).

De dosis-responsfuncties voor mogelijke effecten van groen op gezondheid achterliggend aan de natuurwaardeverkenner zijn gebaseerd op een waaier van groene ruimtes zoals park, natuur, bos en landbouw (echter, zonder differentiatie in dosis-responsfuncties tussen de verschillende types groene ruimte).

De wetenschappelijke achtergrond (nl. dosis-responsrelaties waarop de natuurwaardeverkenner gebaseerd is voor het berekenen van vermeden DALY's) wordt in de volgende paragraaf kort samengevat:

De dosis-responsrelaties tussen groen en gezondheid in de natuurwaardeverkenner zijn gebaseerd op de resultaten van een wetenschappelijk meerjarenprogramma in Nederland (Vitamine G - Maas, 2008).

Dit onderzoek toont aan dat er een positief verband is tussen de hoeveelheid groenoppervlakte binnen een 1 km straal van de woning en het minder voorkomen van 18 op een totaal van 24 specifiek onderzochte ziektebeelden. De studie is gecontroleerd voor indirecte demografische en socio-economische eigenschappen van de respondenten en voor de mate van verstedelijking. Er is o.a. een positief effect gevonden op hartziektes, nek- en rugklachten, depressie, angststoornissen, infecties van de bovenste luchtwegen, astma, infectieziekten van het maagdarmkanaal,

urineweginfecties en diabetes. De relatie is het grootst voor mentale ziektes. Voor andere belangrijke ziektes zoals beroerte of kanker zijn geen verbanden met aanwezigheid van groen gevonden (maar wel bijvoorbeeld met verkeersgerelateerde luchtvervuiling). De relatie was het sterkste voor bevolkingsgroepen die verwacht worden veel tijd door te brengen in de nabijheid van de eigen woning zoals kinderen en groepen met een lagere socio-economische status (Broeckx et al., 2013).

Effecten zijn in onderstaande tabel opgelijst in volgorde van belang. De eerste kolom geeft aan in welke mate de gezondheidseffecten toenemen indien het aandeel van groene ruimte stijgt met 10%. Voor angststoornissen dalen de negatieve gezondheidseffecten met 5%. Voor andere gezondheidseffecten varieert de daling van 4% voor depressie tot 1% voor hoge bloeddruk.

Om het relatieve belang van deze gezondheidseffecten te schatten moeten gekeken worden hoe vaak ze voorkomen. De natuurwaardeverkenner is hiervoor gebaseerd op Nederlandse prevalentiecijfers, die aangeven hoe vaak een ziekte of aandoening gemiddeld voorkomt bij 1 000 mensen (Hoeymans, 2007). Om heel uiteenlopende gezondheidseffecten onderling te kunnen vergelijken en optellen werden deze effecten uitgedrukt uit in DALY's. DALY's of disability adjusted life years is een indicator om verschillende gezondheidseffecten onderling te vergelijken. Deze indicator houdt rekening met ernst en duur van de aandoening en wordt uitgedrukt in aantal potentieel verloren gezonde levensjaren. Kolom B in Tabel 12 geeft aan dat de aandoeningen waar groen effect op heeft relatief belangrijk zijn. De totale ziekelast per 1000 inwoners was voor Nederland 180 verloren levensjaren. Dit omvat zowel verloren gezonde levensjaren door vroegtijdig overlijden (mortaliteit) als door een gereduceerde levenskwaliteit (morbiditeit). Het geheel van de aandoeningen waar groen een positief effect op heeft vertegenwoordigen samen 40% van de totale ziektelast in Nederland of 74 verloren gezonde levensjaren (per 1 000 Nederlanders in 2007 (Hoeymans et al., 2007). Groen heeft hierbij een relatief groot effect op enkele belangrijke gezondheidsproblemen zoals mentale problemen (angst en depressie), coronaire hartziekten, COPD en diabetes (Broeckx et al., 2013).

Volgens Maas, 2008 leidt 10% extra groen binnen een straal van 1km tot een totale gezondheidswinst van 2,46 gezonde levensjaren per 1 000 inwoners. Groen in deze studie omvat een brede waaier van groene ruimte zoals park, natuur, bos en landbouw. Daarnaast geeft de studie van Maas ook een relatie voor het aandeel groene ruimte binnen een straal van 3 km rond de woonplaats en effecten op mentale gezondheid. Uit het Vitamine G-project blijkt ook dat deze inwoners minder bezoeken aan een huisdokter brengen.

Morbiditeits eindpunt	Gezondheids-winst 10% extra groene ruimte	Totale ziektelast		Effect in DALY's door 10% extra groene ruimte		
		DALY's per 1000 inw	Aan-deel	DALY's per 1000 inw	Aan-deel	Weging factor DALY's
Eindpunten meergerekend in waardering	A	B		A*B		C
<i>Mentale gezondheid</i>						
Angststoornissen	5%	14,23	8%	0,71	28,9%	0,17
Depressie	4%	10,69	6%	0,43	17,4%	0,42
<i>Fysieke gezondheid</i>						
Coronaire hartziekten	3%	20,98	12%	0,63	25,6%	0,29
COPD	3%	8,98	5%	0,27	11,0%	0,31
Diabetes mellitus	2%	8,88	5%	0,18	7,2%	0,2
Hartfalen	2%	4,06	2%	0,08	3,3%	0,15
Astma	3%	2,10	1%	0,06	2,6%	0,08
nek en rugklachten	2%	2,15	1%	0,04	1,7%	0,06
Acute urineweginfecties ⁴	3%	0,69	0,4%	0,02	0,8%	0,01
Infectieziekten van het maagdarmkanaal	3%	0,67	0,4%	0,02	0,8%	0,03
Infecties van de bovenste luchtwegen ⁴	3%	0,52	0,3%	0,02	0,6%	0,02
<i>Eindpunten niet meegerekend wegens geen info over DALYs</i>						
MUPS (medisch oververklaarde aandoen.)	3%					
Migraine	2%					
Vertigo	3%					
klachten rond spijsvertering	2%					
hoge bloeddruk	1%					
Totaal waarop natuur effect heeft		73,96	41%	2,46	100%	
Totale ziekelast		180,12	100%			

A. Op basis van epidemiologische studie Nederland (Maas, 2008)

B. Op basis van gegevens voor Nederland (Hoeymans et al, 2007)

C. Wegingsfactoren gebruikt in Hoeymans et al, 200

Tabel 12: gezondheidseffecten van 10 % extra groene ruimte binnen 1 km van woning, uitgedrukt in vermeden DALY's per 1000 inwoners (uit Broeckx et al., 2013)

Er wordt opgemerkt dat naast het genereren van extra groenruimte, ook nog ander van infrastructuurwerken een positief effect op gezondheidsimpact kunnen veroorzaken. Zo werd er in de methodiek uit de UK (zie 2.3.4) aangehaald dat infrastructuurwerken kunnen leiden tot een verbeterde mobiliteit, en betere toegankelijkheid en bereikbaarheid van dokterspraktijken en ziekenhuizen.

We hebben echter geen kwantitatieve relatie gevonden dit positief effect van verbeterde bereikbaarheid op gezondheidsimpact kwantificeert.

4.6.3. STAP 4C: TOEPASSEN DOSIS-RESPONSCURVES OP BLOOTSTELLINGSKAARTEN

STAP 4 toepassen dosis-responsluchtverontreiniging en geluid

Eens de bevolkingsgegevens (stap 1); de blootstellingsgegevens (stap 3) zijn verzameld, en de geschikte dosis-responsrelaties gevonden zijn, kan de gezondheidsimpact berekend worden:

voor elke **spatiale eenheid i**⁵⁰ wordt de gezondheidsimpact berekend als:

gezondheidsimpact $i = D - R \text{ functie} \times \text{concentratie}_i \times \text{aantal blootgesteld}_i$

waarbij 'aantal blootgesteld' gelijk is aan het aantal inwoners of het aantal scholen (leerlingen) in de spatiale eenheid i .

hierbij dient dus een geografische afstemming te gebeuren tussen het rooster de bevolkingsdata en de concentratie-/geluidsdrukkaarten. Mogelijk is er hierbij voorgaand aan de berekening een databehandeling nodig om de resolutie van concentratiekaarten en bevolkingskaarten op elkaar af te stemmen.

Hoe dit precies gebeurt, hangt af van de databronnen die als basis gebruikt worden:

In het geval van het gebruik van het CRAB-bestand in de casestudie (zie hoofdstuk 5) , werd de geografische laag van het CRAB-bestand gebruikt als basis, en werd per adreslocatie van het CRAB-bestand (dus i) , de concentratie horende bij deze adreslocatie toegekend aan dit adres, en koppeld om de berekeningen uit te voeren. Vervolgend werd dit vermenigvuldigd met het aantal blootgesteld/inwoners van deze adreslocatie.

Een omgekeerde aanpak, namelijk vertrekkende van de concentratie voor een spatiale eenheid, en vermenigvuldigen met het totaal aantal personen wonende binnen deze spatiale eenheid, is een evenwaardig alternatief. De keuze voor een van beide benaderingen hangt af van de geschiktheid van de databronnen voor concentraties/geluidsdruk en bevolkingskaarten.

Vervolgens wordt de gezondheidsimpact gesommeerd over alle spatiale eenheden i uit het studiegebied:

$$\begin{aligned} \text{Gezondheidsimpact studiegebied} &= \sum_{i=1}^n \text{gezondheidsimpact}_i \\ &= (D-R \text{ functie}) \times \sum_{i=1}^n \text{concentratie}_i \times \text{aantal blootgesteld}_i \end{aligned}$$

Indien in de studie gezondheidsimpact tussen verschillende scenario's vergeleken worden, is het nuttig om naast de totale gezondheidsimpact (bekomen via bovenstaande formule), een opsplitsing te maken tussen de winst- en verliesfactoren, met andere woorden: voor hoeveel mensen zal er een positief effect zijn (winst in gezondheid), en voor hoeveel mensen zal er negatief effect zijn (verlies in gezondheid) bij vergelijking tussen 2 scenario's⁵¹. Immers, het is goed mogelijk dat in sommige zones van het gebied de luchtkwaliteit verbetert, terwijl er in andere zones de luchtkwaliteit erop achteruitgaat.

Dus de gezondheidsimpact in zones die erop vooruitgaan in scenario 2 in vergelijking met scenario 1 wordt berekend als:

⁵⁰ De spatiale eenheid wordt gedefinieerd in het lucht-of geluidskwaliteitmodel. Dit kan een raster zijn (bvb. 25 x 25 m; of 10 x 10 m), een strook (bvb. Strook van 50 m langs een wegsegment) of een zone tussen 2 isocontourlijnen

⁵¹ Dergelijke verbetering versus verslechterings is enkel toepasbaar indien er geen migratie is van de populatie. Indien migratie optreedt naar gebieden buiten het studiegebied kan best voor iedere scenario vergeleken worden met een referentie blootstelling (vb blootstelling aan 0 µg EC/m³) en de impact berekend worden. Bij bevolkingsgroei of vermindering cijfers best uitdrukken per persoon. Zie verder in hoofdstuk 5 cases.

Gezondheidsimpact 'winstzones' studiegebied = $\sum_{i=1}^{pos} gezondheidssimpact_i$

waarbij enkel gesommeerd wordt over de spatiale eenheden waarvan gezondheidssimpact scenario 2 > gezondheidssimpact scenario 1. (dus voor spatiale eenheden waarbij luchtkwaliteit of geluidslast scenario 2 beter is dan scenario 1)

Gezondheidsimpact 'verlieszones' studiegebied = $\sum_{i=1}^{neg} gezondheidssimpact_i$

Waarbij enkel gesommeerd wordt over de spatiale eenheden waarvan gezondheidssimpact scenario 2 < gezondheidssimpact scenario 1 (of dus voor spatiale eenheden waarbij luchtkwaliteit of geluidslast scenario 2 slechter is dan scenario 1)

Er kan best op een kaart aangeduid worden waar deze winstzones en de verlieszones zich geografisch bevinden.

In het geval er 2 of meerdere scenario's met elkaar vergeleken worden, kan naast het berekenen van de 'absolute' gezondheidssimpact (die per definitie een vergelijking is met de nulblootstelling : een onwerkelijke situatie van 0 $\mu\text{g PM}_{2.5}/\text{m}^3$, 0 $\text{ng EC}/\text{m}^2$ en 0 $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$), de relatieve gezondheidssimpact (nl. het verschil tussen 2 scenario's) berekend worden. Hierbij wordt vertrokken van verschilkaarten: voor elk XY-punt uit het rooster wordt het verschil in gezondheidssimpact tussen scenario 1 en scenario 2 berekend, op basis van verschil in concentraties op elk punt XY tussen scenario 1 en 2, en op basis van verschil in bewoning (blootgestelde populatie) op elk punt XY tussen scenario 1 en 2. Op deze verschillen in worden dan dosis-responsfuncties toegepast (dit wordt geïllustreerd in de casestudie).

Dit kan door de blootstellingscijfers in een GIS-toepassing geografisch te plotten en een gepaste legende toe te kennen (bvb. negatieve impact rood, positieve impact groen, zones waar geen bewoning is, en dus geen blootstelling: blanco). In de casestudie werd dit gedaan door de impact geografisch te plotten, waarbij een overlay gemaakt werd tussen impactcijfers, en de geografische localisatie van het adressenbestand. Op die manier worden zones waar geen bewoning is blanco ingekleurd, reflecteert de densiteit van de punten de bevolkingsdichtheid (voorbeeld: zie casestudie), en de kleurcode de voorspelde gezondheidssimpact voor elk gebied op de kaart.

De afstemming van concentratiekaarten en bevolkingskaarten wordt gedemonstreerd in de casestudies (zie hoofdstuk 5).

Belangrijk is om op te merken dat het aantal blootgestelden meegenomen wordt als factor in de berekening van gezondheidssimpact.

Dit heeft uiteraard als gevolg dat luchtconcentraties in dichtbevolkte gebieden veel zwaarder doorwegen in de totale gezondheidssimpact dan dunbevolkte gebieden; in extreme gevallen, zullen in sterk verontreinigde gebieden (bv. vlak naast snelweg) waar geen bewoning aanwezig is, deze luchtconcentraties geen rol spelen in de totale gezondheidssimpact van het studiegebied.

In de Ringlandstudie werd aangetoond dat luchtverontreiniging in de zone van 1000 – 1500 m (veel lagere concentraties $\text{PM}_{2.5}$ en NO_2 dan in de stroken vlak naast de weg) meer doorweegt in de totale gezondheidssimpact van het studiegebied dan de luchtverontreiniging in de zone 0 -500 m, en dit te wijten aan de grote bevolkingsdichtheid in de zone 1000 – 1500 m (Van Brusselen et al., Submitted).

In geval er geen D-R-functies voorhanden zijn (bv. voor effecten ten gevolge van piekblootstelling) dient de beoordeling te gebeuren op basis van vergelijken van blootstelling tussen scenario's in plaats van vergelijken van gezondheidssimpact. Dan valt in hogervermelde formule de factor 'D-R' weg, nl.

Blootstelling studiegebied = $\sum_{i=1}^n \text{concentratie}_i \times \text{aantal blootgesteld}_i$

In zo'n geval kan de beoordeling gebeuren op basis van vergelijken van de bevolkingsgewogen piekblootstelling tussen verschillende scenario's.

STAP 4 toepassen dosis-responsfunctie invloed van groene ruimte op gezondheid

Er wordt aangeraden de impact van groene ruimte te berekenen aan de hand van tool 'natuurwaardeverkenner'.

4.7. STAP 5: BEOORDELING: INTERPRETATIE VAN RESULTATEN DOSIS-RESPONSCURVES

Er wordt aangeraden om de gezondheidsimpact te berekenen en weer te geven voor alle beschikbare indicatoren, namelijk voor impact van geluid en luchtverontreiniging (EC, NO₂, PM2.5), alsook de impact van groen gecreeërd of verloren gegaan bij het project.

Hierbij worden alle verschillende relevante gezondheidsimpactindicatoren opgelijst. Dit zijn voor luchtverontreiniging: mortaliteit, levensverwachting, longfunctie bij kinderen; en voor geluid: (ernstige) hinder, en (ernstige) slaapverstoring, en DALY's (als somparameter voor geluid). Indien mogelijk, worden 95 % betrouwbaarheidsintervallen weergegeven, om de onzekerheid in kaart te brengen.

De resultaten bekomen met de natuurwaardeverkenner (vermeden DALY's) worden opgenomen bij de kwantificatie van de positieve effecten indien er groene ruimtes gecreeërd worden of verloren gaan, gepaard gaande met infrastructuurwerken.

Resultaten van de analyse worden gerapporteerd volgens formaat voorgesteld in Tabel 13.

De totale bevolkingsaantallen in het studiegebied worden vermeld in Tabel 13. Merk op dat de bevolkingsaantallen kunnen verschillen tussen verschillende scenario's (bvb. verschil in te verwachten extra woningen bij verschillende scenario's)

Indien er vergelijking wordt gemaakt tussen 2 (of meer) scenario, wordt best naast het verschil in totale gezondheidsimpact tussen de 2 scenario's, er ook een opsplitsing gemaakt tussen de gezondheidswinst en gezondheidsverlies tussen de scenario's.

Op die manier kan bijvoorbeeld afgewogen worden of een middelmatige verbetering voor een grote populatie in de 'winstzones' opweegt tegen een grote verslechtering, weliswaar voor een klein deel van de populatie.

Er wordt ook gespecificeerd waar de winst en verlieszones geografisch gelegen zijn. Dit is van belang om doelgerichte milderende maatregelen te kiezen en toe te passen.

Indien er meer dan 2 scenario's met elkaar vergeleken dienen te worden, wordt de tabel uiteraard uitgebreid met extra kolommen.

Tabel 13: samenvatting van resultaten kwantitatieve gezondheidsimpact infrastructuurwerken

	Blootstelling of Effect ¹	Scenario A	Scenario B	Winst scenario B i.v.m. scenario A	Verlies scenario B i.v.m. scenario A	Netto balans (winst-verlies) scenario B i.v.m. scenario A
<i>Grootte populatie</i>						
<i>Type blootstelling</i>	Lange termijn of piekblootstelling					
<i>Lucht</i>						
EC	Blootstelling bevolking	Aantal				
	Sterftes	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
	Levensverwachting	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
	Levensverwachting* bevolkingsaantal	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
NO₂	Blootstelling bevolking	Aantal	Aantal			
	FVC	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
PM_{2,5}	Blootstelling bevolking	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
	Sterftes	 X (95 % BI: x – x)	 X (95 % BI: x – x)			
	Levensverwachting	X (95 % BI: x – x)	X (95 % BI: x – x)			
	Levensverwachting* bevolkingsaantal					
<i>geluid</i>	Blootstelling bevolking	X	X			
	Aantal gehinderden	X	X			
	Aantal ernstig gehinderden	X	X			
	Aantal personen met slaapverstoring	X	X			
	Aantal personen met ernstige slaapverstoring	X	X			
	DALY geluid	X	X			
<i>Nabijheid groen/ natuurgebied</i>	Vermeden DALY's	X	X			

¹ er wordt voorkeur gegeven aan voorspelling van gezondheidseffecten; indien het niet mogelijk is deze cijfers te voorspellen (bvb. gebrek aan D-R-functies voor piekblootstelling), wordt als tweede keuze de bevolkingsgewogen blootstelling gerapporteerd ;

Dergelijke verbetering versus verslechtering is enkel toepasbaar indien er geen migratie is van de populatie. Indien migratie optreedt naar gebieden buiten het studiegebied, kan best voor iedere scenario vergeleken worden met een referentieblootstelling (vb blootstelling aan 0 µg EC/m³) en de impact berekend worden. Bij bevolkingsgroei of vermindering cijfers best uitdrukken per persoon. Zie hoofdstuk 5 cases.

Deze opijsting dient als basis voor de verdere interpretatie en discussie bij de beoordeling van de gezondheidseffecten, en de vergelijking van gezondheidssimpact tussen verschillende scenario's.

4.7.1. BEOORDELINGSKADER

Er werden verschillende opties voor een geschikt beoordelingskader ter evaluatie van de cijfers in Tabel 13 onderzocht:

In eerste instantie werd bekeken of het beoordelingskader uit het algemeen RLB M&G kan toegepast worden (zie Tabel 14).

Tabel 14: beoordelingskader gezondheid uit algemeen RLB M&G

$C_{na} - C_{voor} = DC$	Gezondheid-Score		
	$C_{na}/GRW \leq 0.20$	$0.20 < C_{na}/GRW < 1$	$C_{na}/GRW \geq 1$
Verbetering			
$DC \leq -0,10 \times GRW$	+3	0	-3/-2 (*)
$-0,10 \times GRW < DC \leq -0,03 \times GRW$	+2	-1	-3/-2 (*)
$-0,03 \times GRW < DC \leq -0,01 \times GRW$	+1	-1	-3
Beperkte impact			
$-0,01 \times GRW < DC \leq +0,01 \times GRW$	0	-1	-3
Verslechtering			
$+0,01 \times GRW < DC \leq +0,03 \times GRW$	-1	-2	-3
$+0,03 \times GRW < DC \leq +0,10 \times GRW$	-1	-2	-3
$DC > +0,10 \times GRW$	-2	-3	-3

(GRW: gezondheidkundige richtwaarde)

Als significantiekader wordt eigenlijk de ratio tussen de blootstelling en een gezondheidkundige advieswaarde (GRW) bekeken als gezondheidsscores. De gezondheidsscore zegt echter niets over de ernst van de effecten.

Het toepassen van een kerngetal (zoals GRW) voor luchtverontreiniging en geluid is een sterke vereenvoudiging van de realiteit voor luchtverontreiniging;

Voor luchtverontreiniging zijn er immers geen veilige grenzen waar beneden geen nadelige effecten optreden; zelfs beneden de advieswaarden voor PM_{2.5} en NO₂ zijn er geen nadelige effecten uit te sluiten.

Daarom is het toepassen van een dosis-responsbenadering beter dan toekenning van scores op basis van toetsing aan GRW voor PM_{2.5} en NO₂. Immers, door het toepassen van D-R-functies worden effecten over heel het blootstellingsbereik in rekening gebracht; en dit ook beneden een advieswaarde treden effecten op, die mogelijks op bevolkingsniveau zwaarder doorwegen dan effecten die zich voordoen boven de advieswaarde.

In het algemeen RLB M&G werden dezelfde dosis-responsfuncties voor geluid/wegverkeer gehanteerd als in deze methodiek, maar daar werden de bekomen resultaten (% ernstig) gehinderden en % (ernstige) slaapverstoring nadien omgerekend tot een discontinue score (-3, -2, -1, 0, 1, 2 of 3), waarbij een reductie in onderscheidend vermogen tussen scenario's ontstaat.

Ten tweede, dergelijk systeem van gezondheidsscores reduceert soms de verschillen tussen scenario's. Stel dat er 2 scenario's zijn: in scenario 1 daalt PM_{2.5} van 25 naar 24 µg/m³ en in scenario 2 daalt PM_{2.5} van 25 naar 20 µg/m³. Het tweede scenario is veel beter dan het eerste hoewel ze beide volgens dit kader dezelfde score krijgen.

Dit komt doordat dosis-responscurven lineair zijn en zonder drempel. Door het resultaat van de dosis-respons terug in vakjes te steken gaat het eigenlijke resultaat deels verloren...

Dit toont aan dat het algemeen beoordelingskader RLB M&G weinig toepasbaar is context; het zou bovendien de bekomen resultaten foutief beoordelen door een reductie van puntgegevens naar klassen.

Ook in andere buitenlandse methodieken voor het berekenen en beoordelen van gezondheidssimact bij infrastructuurwerken vonden we geen expliciet of absoluut beoordelingskader.

De Nederlandse MER-Commissie raadt aan bij de beoordeling verschillende scenario's **relatief** elkaar vergeleken kan worden, en zegt dat een absolute interpretatie van de getallen niet aangewezen is. Er is wel de Europese regelgeving waaraan de luchtkwaliteit moet voldoen.

In de Ringlandstudie (Van Brusselen et al., 2015) werden de gezondheidseffecten berekend, en de relevantie van de cijfers vanuit gezondheidkundig standpunt besproken; en een relatieve vergelijking gemaakt in voorspelde effecten tussen het Ringlandscenario en het referentiescenario. Er werd echter geen significantiekader gehanteerd of voorgesteld om te beoordelen welke verschillen in gezondheidssimact 'aanvaardbaar' zijn om te beslissen tussen twee scenario's.

Kortom, het is duidelijk dat een absoluut significantiekader voor het beoordelen van winst/verlies in gezondheidseffecten tussen twee scenario's (of voor een losstaand scenario) niet bestaat. Meer nog, dit is geen wetenschappelijke of technische discussie, maar eerder voer voor een breed gedragen maatschappelijk debat.

Tijdens een van de stuurgroepvergaderingen werd gesuggereerd om in plaats van een significantiekader uit te werken, het resultaat van de gezondheidssimactanalyse voor te leggen aan een panel van 'public health' experts, vooraleer er een conclusie gekoppeld wordt aan de resultaten van stressor-blootstellingen etc. Het advies van dit 'Public Health' consortium kan een belangrijke rol spelen in het uiteindelijke advies dat verleend wordt aan de overheid en dient besproken te worden met een panel van sleutelfiguren (m.i.v. burgervertegenwoordigers van de lokale gemeenschap) van het betrokken gebied. Dit is uiteraard enkel haalbaar in grote infrastructuurprojecten. Een goed voorbeeld van dergelijke interactie was er tijdens de Ringland-gezondheidsimactstudie.

De discussie rond een significantiekader is in zekere mate vergelijkbaar met de discussie rond het significantiekader voor risico op kanker ten gevolge van blootstelling aan carcinogene stoffen. Voor carcinogene stoffen zonder drempel wordt immers ook een lineaire dosis-responscurve (zonder drempel) toegepast ('unit risk'), en wordt dit kankerrisico vermenigvuldigd met de luchtconcentratie (bvb. voor benzeen), en vervolgens met de grootte van de blootstelgestelde populatie. Aldus wordt voorspeld hoeveel extra sterftes (kanker) ten gevolge van blootstelling aan een stof binnen een populatie te verwachten zijn. Dit is dus vergelijkbaar aan cijfers voor mortaliteit bekomen in Tabel 13.

De afleiding voor een maatschappelijk aanvaardbaar getal voor extra kankergevallen ten gevolge van blootstelling aan chemische stoffen is in zekere zin controversieel, en deels subjectief. Aanvaardbare risico's voor de algemene bevolking (bvb. 1 per 10⁶ blootgesteld is een veel toegepast getal) zijn lager dan voor beroepsblootstelling (bvb. 1 per 10⁵).

Vergelijkbare discussies zijn te verwachten bij het opstellen van een significantiekader voor maatschappelijk aanvaardbare cijfers voor mortaliteit, levensverwachting en impact op longfunctie ten gevolge van luchtverontreiniging.

Kortom, het is op basis van de huidige kennis en ervaring uit andere domeinen en landen niet mogelijk om eenduidig, vast schema als significantiekader voor het beoordelen van effecten (Tabel 13) naar voor te schuiven.

In plaats daarvan, is het aangewezen dat de cijfers besproken worden, in functie van de onzekerheden en in het licht van de piramide van ander gezondheidseffecten die onderliggend zijn aan de cijfers voor mortaliteit en levensverwachting (zie verder). Er wordt ook aangeraden om de **berekende gezondheidsimpact tussen verschillende scenario's relatief met elkaar te vergelijken**. Dergelijke bespreking maakt een genuanceerd oordeel mogelijk.

Bij deze verdere interpretatie dienen volgende aspecten in acht genomen te worden:

4.7.2. ONZEKERHEDEN GEBRUIK VAN DOSIS-RESPONSCURVES

De berekende effecten moeten niet te absoluut geïnterpreteerd worden gezien de fout op de dosisresponscurve, de werkelijke langetermijnblootstelling gezien het geen persoonlijke blootstelling is, de onzekerheden in de modellering van luchtkwaliteit en geluid, de extrapolatie van effecten uit een studie naar een ander studiegebied, andere factoren die een invloed hebben op gezondheid (Dominici et al., 2014) etc.

De 95%-betrouwbaarheidsintervallen op de voorspelde effecten zijn afkomstig van de betrouwbaarheidsintervallen van de RR's waarop de impactfuncties berekend zijn. Dit is echter waarschijnlijk een onderschatting van de onzekerheid – er zijn immers nog bijkomende factoren die onzekerheid teweeg brengen:

- het gebruik van NO₂-concentratiekaarten om een schatting te maken voor EC-concentraties gaat gepaard met een onzekerheid in de omrekeningsfactoren, immers afwijkingen van de standaard.
- Relatieve risico's (RR) zijn doorgaans opgesteld op basis van relatief grote studiegebieden, met een groot aantal deelnemers. Ook bij het omzetten van RR naar dosis-responsfuncties voor Vlaanderen, werd gebruik gemaakt van cijfers op Vlaams niveau (bv. sterfte, demografische opbouw, ...). Het extrapoleren van deze dosis-responsrelaties naar andere (veelal kleinere) gebieden, zoals in de methode voorgesteld wordt, moet daarom met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden, en daarom zijn de absolute cijfers (bv. x sterftes in scenario X) met een korrel zout te nemen, omdat ze dus veronderstellen dat de bevolkingsopbouw in het blootgesteld gebied dezelfde is als op Vlaams niveau, en dat de personen uit het studiegebied even gevoelig zijn als de personen uit de studie waarop de RR gebaseerd is.

De informatie die verzameld is in Tabel 1A (beschrijving betrokken populatie) kan best vergeleken worden met de gemiddelde Vlaamse populatieopbouw (zie annex A), om de toepasbaarheid van de dosis-responscurve enigszins te kunnen inschatten.

Om om te gaan met deze onzekerheden raadt de Commissie MER in Nederland aan om de impactcijfers op basis van dosis-responscurves niet absoluut te interpreteren, maar steeds relatief, in vergelijking met andere scenario's.. Daarom argumenteren we ook van de resultaten te gebruiken in een relatieve benadering (vergelijking scenario's).

Bijkomend moet er ook over gewaakt worden in risico-communicatie dat de cijfers niet te absoluut worden geïnterpreteerd. Een bezorgde burger zou de interpretatie van X maanden daling in levensverwachting door luchtverontreiniging zeer persoonlijk kunnen nemen ('mijn leven zal x maanden ingekort worden door lokale luchtverontreiniging'), terwijl in werkelijkheid dit om **populatiegemiddelde** effecten op levensverwachting gaat, en met bijhorende onzekerheden van extrapolatie van RR uit een studiegebied naar een ander studiegebied. Deze onzekerheden zijn niet gemakkelijk te kwantificeren.

Bovendien spelen andere (sterkere) factoren een rol spelen in (persoonlijke) levensverwachting, zoals levensstijl (roken, voeding, beweging, etc.). Bovendien is een individu zelden zijn hele leven aanwezig op dezelfde locatie (terwijl dit wel een veronderstelling is de berekening van de impact).

4.7.3. CUMULATIE VAN EFFECTEN

Bij de interpretatie van de resultaten dienen zowel negatieve effecten van geluid en lucht bekeken worden, en afgewogen te worden door bijvoorbeeld positieve effecten van extra groene ruimte.

Er wordt hier gekozen om geen expliciete manier uit te werken om de cumulatie van verschillende stressoren van het project/plan (geluid, luchtpollutie en groen) te kwantificeren.

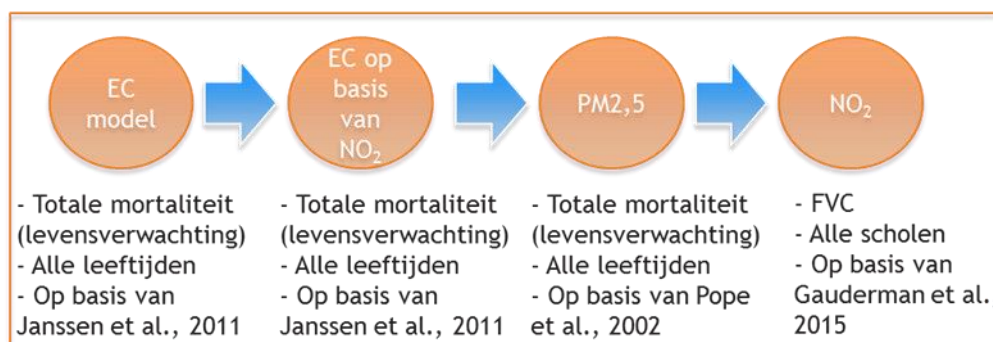
Hierbij komen immers (teveel) aannames en deels subjectieve keuzes aan bod.

De cumulatie van gezondheidsimpact van omgevingsfactoren (lucht, geluid en groen ruimte) kan besproken worden op basis van expertenoordeel.

De cijfers "aantal sterftes door PM2.5" en "aantal sterftes door EC" (of 'daling levensverwachting door PM2.5 en "daling levensverwachting door EC") mogen niet zomaar opgeteld worden. EC maakt deel uit van PM2,5; omdat deze factoren niet onafhankelijk zijn, mogen de effecten niet zonder meer opgeteld worden.

Toch is het zeker waardevol om effecten door alle stressors te bespreken; en te bespreken welke stressor verantwoordelijk is voor de grootste gezondheidsimpact.

De evidentie van het oorzakelijkheid tussen blootstelling en effect wordt ook best meegenomen in deze bespreking:



Gezien in het algemeen "mortaliteit" het sterkste doorweegt in een health impact assessment van luchtpollutie, wordt aangeraden om aan dit eindpunt het meeste gewicht te geven in de beoordeling. Gezien ook de relatie tussen EC, NO₂ en verkeersvolumes wordt aangeraden van aan deze polluenten meer gewicht te geven. Voor het eindpunt FVC wordt enkel rekening gehouden met de locatie van de scholen.

Daarom wordt voor de interpretatie de volgorde aangeraden zoals weergegeven in de figuur hierboven:

- (1) mortaliteit (levensverwachting) door EC gemodelleerd
- (2) mortaliteit (levensverwachting) door EC afgeleid van NO₂
- (3) mortaliteit (levensverwachting) door PM_{2,5}
- (4) verandering in FVC bij jongeren door blootstelling aan NO₂

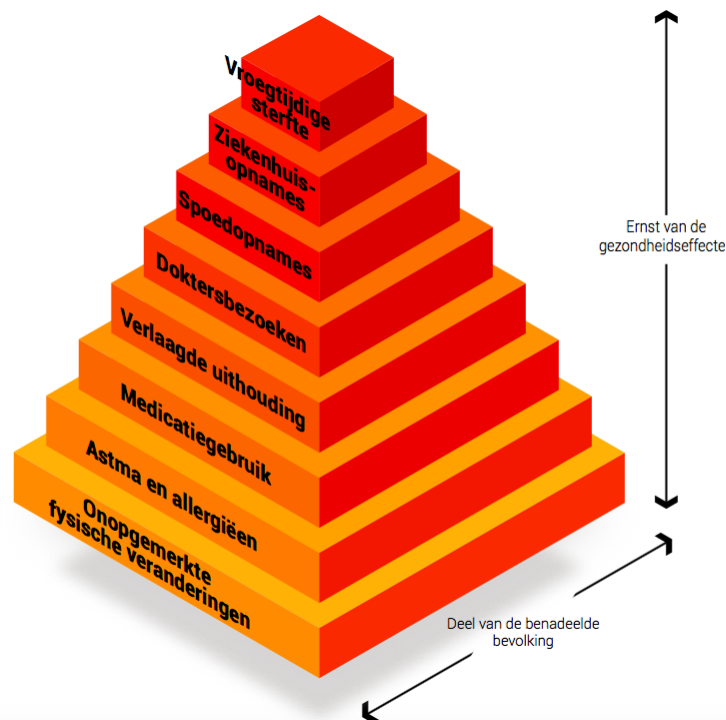
Omwille van talrijke onzekerheden is een te absolute interpretatie van de cijfers te vermijden. Vermits de onzekerheden vergelijkbaar zijn tussen scenario's, is een relatieve interpretatie van de resultaten is wel geschikt (cfr. Commissie MER Nederland).

4.7.4. INTERPRETATIE: "INDICATOREN" ALS WEERSPIEGELING VAN EEN VEEL BREDERE WAAIER AAN EFFECTEN

De gezondheidsindicatoren (mortaliteit, levensverwachting, FVC) die door gebruik maken van de methodiek berekend worden zijn uiteraard niet de enige effecten die veroorzaakt worden; ze zijn eerder geselecteerd op basis van beschikbare dosis-responscurves.

De 'pyramid of health effects' door luchtvervuiling (Künzli et al (Figuur 11) toont aan dat het aantal mensen dat getroffen wordt door extreme effecten (zoals sterfte) slechts het topje van de ijsberg is van veel niet-fatale (maar wel belangrijke) effecten, zoals ziekenhuisopnames, dokterbezoeken, medicatiegebruik, verminderde (professionele) activiteit, die momenteel niet allen kunnen gekwantificeerd worden.

Het is belangrijk om hiermee op een kwalitatieve manier om te gaan; en te duiden dat de cijfers van mortaliteit, levensverwachting, FVC een onderschatting zijn van de totale gezondheidimpact van luchtverontreiniging (en geluid).



Figuur 11: pyramide van gezondheidseffecten (KÜNZLI, N. ET AL. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, **356**: 795–801 (2000)).

In die context dient er ook steeds rekening gehouden worden met het **precautionary principle**: *'when there is no scientific consensus whether an act is harmful or how harmful it is (to public health or to the environment), the burden of proof falls on the ones taking action!'*. Dit principe is erg belangrijk in volksgezondheid en werd recent overgenomen door de Europese Commissie. **Het impliceert dat, indien er enige twijfel bestaat over de gezondheidseffecten van een infrastructurele maatregel (of hoe groot ze zijn), de grootst mogelijke protectieve maatregelen moeten genomen worden.**

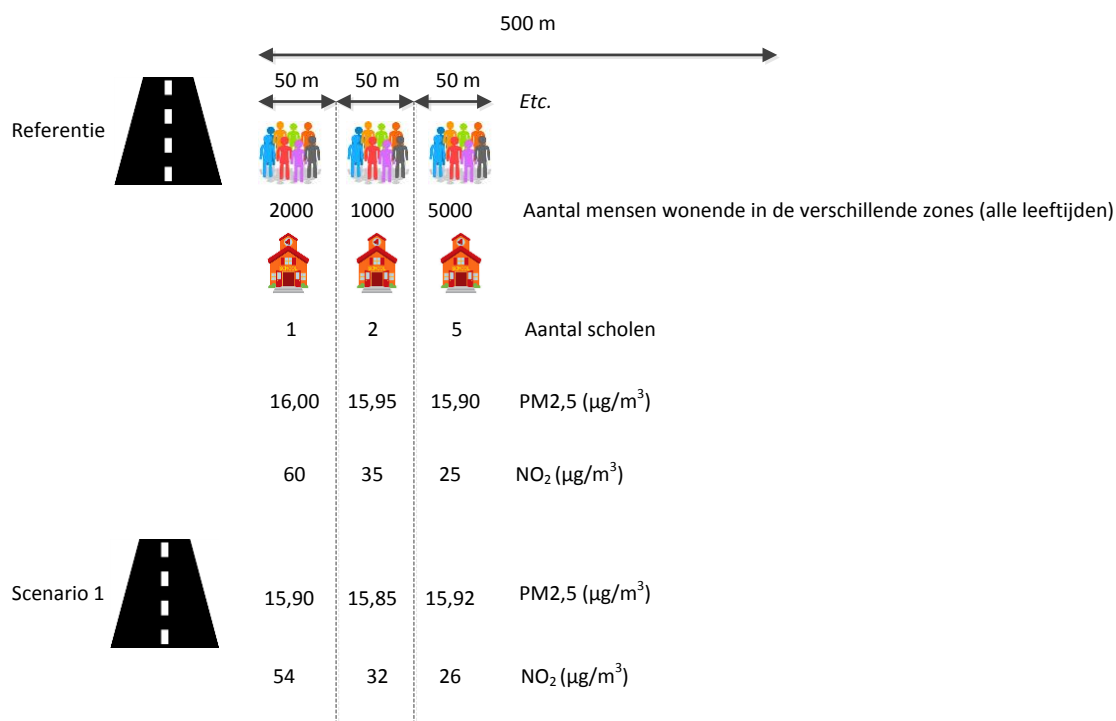
Een belangrijke kanttekening in een advies aan de overheid is dat een verandering in luchtkwaliteit ook economische gevolgen heeft. In een recente studie van WHO en OECD werd aangetoond dat het bedrag dat België jaarlijks 8,8 miljard euro verliest door verkeersgerelateerde luchtvervuiling (OECD, 2015). Er kan op dit moment dan wel niet specifiek worden berekend hoeveel 1 project hieraan zou kunnen bijdragen, maar deze kanttekening dient toch gemaakt te worden in een advies aan beleidsmakers wanneer het gaat over een project dat de luchtkwaliteit betreft.

4.8. VOORBEELDEN TOEPASSING METHODIEK

4.8.1. LUCHTPOLLUTIE

Hieronder wordt een hypothetisch voorbeeld uitgewerkt hoe de methodologie zou toegepast kunnen worden voor luchtpollutie (voorbeeld geluid: zie 4.8.2)

→ STAP 1A & 1 B: AFBAKENING STUDIEGEBIED EN BETROKKEN POPULATIE:



In de eerste zone, dichtst bij de weg (0-50 m) wonen 2000 mensen, in de volgende (50-100 m) 1000 mensen en de zone nadien (100-150 m) 5000 mensen. Dit is het totaal aantal mensen, d.w.z. dat mensen van alle leeftijden in rekening gebracht worden. Het voorbeeld hier is uitgewerkt tot 150 meter afstand van de weg maar kan verder doorgetrokken worden (tot max. 1500 meter afhankelijk van verschilkaarten luchtpollutie).

Het project voorziet geen verandering in groene ruimte in de omgeving (natuurwaardeverkenner niet toegepast)

Als we kijken naar het aantal scholen, dan is er in de eerste zone 1 school, de volgende 2 scholen en de derde 5 scholen.

→ STAP 2: STRESSORS

Relevante stressors geluid, EC, NO₂ en PM_{2.5}.

→ STAP 3: BLOOTSTELLINGSDATA

Zie gegevens in bovenstaande figuur (stap 1).

De spatiale resolutie (50 m zones) is voldoende fijn om variaties in NO₂ (en EC) langs de weg adequaat te kunnen inschatten.

De (jaargemiddelde) luchtconcentraties van PM_{2.5} en NO₂ per zone zijn beschikbaar voor de referentiesituatie als voor het alternatieve scenario (scenario 1).

Luchtconcentraties voor elementair koolstof (EC) zijn in dit geval niet beschikbaar (huidige versie van IFDMtraffic laat momenteel geen EC-modellering toe) maar kunnen hier afgeleid worden uit de NO₂-concentraties.

→ STAP 4: BEREKENEN GEZONDHEIDSIMPACT

- STAP 4A: toetsing aan normen en advieswaardes

(overschrijdingen in norm in rood gemarkeerd; overschrijding advieswaarde in oranje gemarkeerd)

	NO ₂ norm (jaargemiddeld: 40 µg/m ³)? NO ₂ advieswaarde: 40	Overschrijding PM _{2.5} norm (jaargemiddeld: 25 µg/m ³)? Advieswaarde (WHO) PM _{2.5} : 10 µg/m ³
referentiescenario		
Strook 0-50 m t.o.v. wegas	60 µg/m ³	16.00 µg/m ³
Strook 50-100 m t.o.v. wegas	35 µg/m ³	15.95 µg/m ³
Strook 100-150 m t.o.v. wegas	25 µg/m ³	15.90 µg/m ³
...		
Scenario 1		
Strook 0-50 m t.o.v. wegas	54 µg/m ³	15.90 µg/m ³
Strook 50-100 m t.o.v. wegas	32 µg/m ³	15.85 µg/m ³
Strook 100-150 m t.o.v. wegas	26 µg/m ³	15.92 µg/m ³
...		

- **STAP 4B selectie dosis-responscurves**

De dosis-respons relaties die toegepast kunnen worden zijn:

- (1) $5,5 \times 10^{-4}$ (95%BI: $3,6 - 8,2 \times 10^{-4}$) sterfte per $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$ per persoon
- (2) 3,5 (95%BI: 3,0-4,0) maanden winst in levensverwachting per daling van $0,5 \mu\text{g EC}/\text{m}^3$
- (3) 6,4 (95%BI: 4,8-7,9) ml winst in FVC per daling van $1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$
- (4) $5,19 \times 10^{-5}$ (95%BI: $3,5-6,7 \times 10^{-5}$) sterfgevallen per $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ per persoon
- (5) 21 (95%BI: 14-27) dagen winst in levensverwachting per daling van $1 \mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$

- **STAP 4C: toepassen dosis-respons op bevolking en concentratiecijfers studiegebied:**

Een overzicht van de berekeningen kan gevonden worden in onderstaande tabellen.

Tabel 15. Concentraties (NO₂, EC, PM_{2,5}) in verschillende zones van het referentie scenario en scenario 1

	Referentie			Scenario 1			Verschil in blootstelling (referentie – scen 1)		
	NO ₂ µg/m ³	EC ^c µg/m ³	PM _{2,5} µg/m ³	NO ₂ µg/m ³	EC ^c µg/m ³	PM _{2,5} µg/m ³	ΔNO ₂ µg/m ³	ΔEC µg/m ³	ΔPM _{2,5} µg/m ³
Zone 1	60	3.6	16,00	54	3,2	15,9	6	0,4	0,10
Zone 2	35	2.1	15,95	32	1,9	15,85	3	0,2	0,10
Zone 3	25	1.5	15,90	26	1,6	15,92	-1	-0,1	-0,02
...									

Tabel 16. Aantal personen en aantal scholen in de verschillende zones en formules berekening gezondheidsimpact

Aantal personen (#POP)		Aantal scholen (#SCO)	Verschil gezondheidsimpact (referentie - scen 1)				
			PM2,5		EC		NO ₂
			# sterfgevallen (aantal)	levensverwachting ^a (dagen)	# sterfgevallen (aantal)	levensverwachting ^a (dagen)	FVC ^b (ml)
Zone 1	2000	1	=ΔPM2,5*#pop*5,19E-5 (95%BI 3,47E-5 tot 6,72E-5)	=ΔPM2,5*#pop*21 (95%BI 14 tot 27)	=ΔEC*#pop*0,000550 (95%BI 0,000366 tot 0,000825)	=ΔEC*#pop*2*30*3,5 (95% BI 3,0 tot 4,0)	=ΔNO2*#SCO* 6,4 (95% BI 4,8 tot 7,9)
Zone 2	1000	2					
Zone 3	5000	5					
...							
Totaal + (winstzones)							
Totaal – (verlieszones)							
Totaal							

a: voor heel de populatie; b: voor de som van alle scholen; c: afgeleid uit NO₂; dosis-responscurves met 95%BI in **vet** gedrukt

Tabel 17. Samenvattende tabel berekening gezondheidsimpact

	Aantal personen	Aantal scholen	Verschil gezondheidsimpact				
			PM2,5		EC		NO ₂
			sterfgevallen aantal	levensverwachting ^a dagen	# sterfgevallen aantal	levensverwachting ^a dagen	FVC ^b ml
Zone 1	2000	1	0.010(0.007tot0.013)	4200(2800tot5400)	0.40(0.26tot0.59)	151200(129600tot172800)	38(29tot47)
Zone 2	1000	2	0.005(0.003tot0.007)	2100(1400tot2700)	0.10(0.07tot0.15)	37800(32400tot43200)	38(29tot47)
Zone 3	5000	5	-0.005(-0.003tot-0.007)	-2100(-1400tot-2700)	-0.17(-0.11tot-0.25)	-63000(-54000tot-72000)	-32(-24tot-40)
...							
Totaal verbetering (winstzones)	3000	3	0.016(0.010tot0.020)	6300(4200tot8100)	0.49(0.33tot0.74)	189000(162000tot216000)	77(58tot95)
Totaal verslechtering (verlieszones)	5000	5	-0.005(-0.003tot-0.007)	-2100(-1400tot-2700)	-0.17(-0.11tot-0.25)	-63000(-54000tot-72000)	-32(-24tot-40)
Grand total	8000	8	0.010(0.007tot0.013)	4200(2800tot5400)	0.33(0.22tot0.49)	126000(108000tot144000)	45(34tot55)

a: voor heel de populatie

b: gemiddelde waarde per leerling, vermenigvuldigd met het aantal scholen (deze vermenigvuldiging werd uitgevoerd om meer gewicht te geven aan zones waar meer scholen zijn, omdat dit ook impact heeft op meer leerlingen)

In dit voorbeeld is de populatie constant gehouden en kan er gewerkt worden met verschilkaarten. Indien dit niet zo is (de populatie verschilt tussen referentie en scenario1 door migratie naar gebieden buiten het studiegebied) dan kan de impact (totaal en per per persoon) berekend worden tov een nulblootstelling voor zowel de referentie als scenario 1. Bij bevolkingsgroei of vermindering cijfers best uitdrukken per persoon. Dit principe werd toegepast in de uitgewerkte cases (zie verder).

Merk op dat hierbij wordt aangenomen dat het aantal leerlingen in alle scholen gelijk is. Indien leerlingenaantal per school gekend zijn, is het beter om deze cijfers te gebruiken in plaats van 'aantal scholen' (vervang dan aantal scholen door aantal leerlingen in formule).

→ STAP 5: INTERPRETEREN RESULTATEN

Verskil tussen referentiescenario en scenario 1:

Het verschil tussen beide scenario's geeft aan dat voor de zones 1 en 2 :

Er in scenario1 een winst te boeken ten opzichte van het referentiescenario, namelijk:

- (1) EC- mortaliteit: 0,49 vermeden sterfgevallen (op een populatie van 3000 inwoners in de winstzones)**
- (2) EC- levensverwachting: 189000 dagen voor de hele bevolking in zone 1 en 2**
- (3) NO2-FVC: 77 ml winst in FVC per leerling*aantal scholen (voor alle scholen in zone 1 en 2)**
- (4) PM2,5 mortaliteit: 0,016 vermeden sterfgevallen (op een populatie van 3000 inwoners in de winstzones)**
- (5) PM2,5 levensverwachting: winst van 6300 dagen voor de hele bevolking in zone 1 en 2**

In zone 3 is er een verslechtering van de luchtkwaliteit hetgeen zou leiden tot:

- (1) EC- mortaliteit: 0,17 sterfgevallen op een populatie van 5000 inwoners in zone 3**
- (2) EC- levensverwachting: 63000 dagen verlies voor de hele bevolking in zone 3**
- (3) NO2-FVC: 32 ml verlies in FVC per leerling*aantal scholen**
- (4) PM2,5 mortaliteit: 0,005 sterfgevallen op een populatie van 5000 inwoners in zone 3**
- (5) PM2,5 levensverwachting: 2100 dagen verlies voor de hele bevolking in zone 3**

Het uiteindelijke resultaat toont aan dat scenario 1 leidt tot een verbetering t.o.v. het referentiescenario ondanks de verslechtering in zone 3.

Milderende maatregelen toegespits op zone 3 kunnen nuttig zijn om de negatieve gezondheidssimpact in zone 3 te reduceren.

Indien we vertrekken van PM2.5- in plaats van NO₂-blootstellingdata, lijkt het verschil in gezondheidssimpact tussen het referentiescenario en scenario 1 (het onderscheidend vermogen tussen scenario's) kleiner dan indien we de gezondheidssimpact berekenen op basis van EC afgeleid van NO₂-data. Dit is ook logisch vermits de geografische variabiliteit veel kleiner in PM2.5 is in vergelijking met NO₂. Er werd al eerder aangegeven dat voor beoordeling van wegverkeer voor vergelijking van verschillende scenario's EC de voorkeur heeft t.o.v. PM2,5 (zie voorkeur voor EC dosis-responscurves, hoger in de tekst).

4.8.2. VOORBEELD GELUID

→ STAP 1A & 1 B: AFBAKENING STUDIEGEBIED EN BETROKKEN POPULATIE:

Deze case behandelt het verschil in gezondheidssimpact tussen 1) een referentiescenario 2) een scenario waarbij een geluidsscherm wordt toegepast, en 3) een scenario waarbij geluidsscherm en stillere wegverharding wordt toegepast.

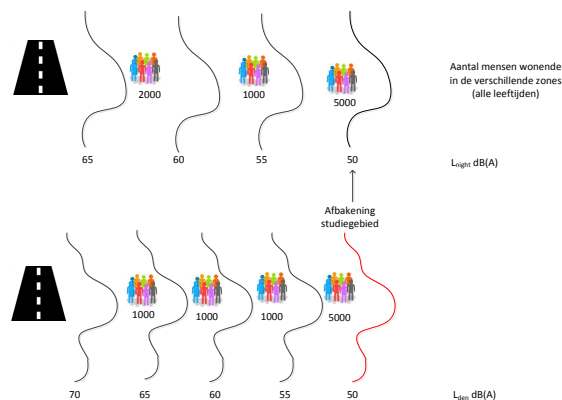
Het studiegebied wordt hier afgebakend door de isocontourlijn van 50 dB(A) Lden. Op het overleg van de werkgroep actualisatie Richtlijnen boek G en T op 19/11 werd de afbakening van het

studiegebied voor de discipline geluid besproken. In deze werkgroep werd voorgesteld om het studiegebied af te bakenen op basis van de L_{den} 50 dB-contour en L_{night} 40 dB(A). Merk op dat de afbakening hierdoor verschilt tussen de verschillende scenario's. Ook de betrokken populatie verschilt hierdoor (dit verschil zou idealiter weggewerkt worden, door voor beide scenario's de overlappende afbakening te gebruiken zodat de grootte van de populatie gelijk is; dit bevordert vergelijkbaarheid van resultaten).

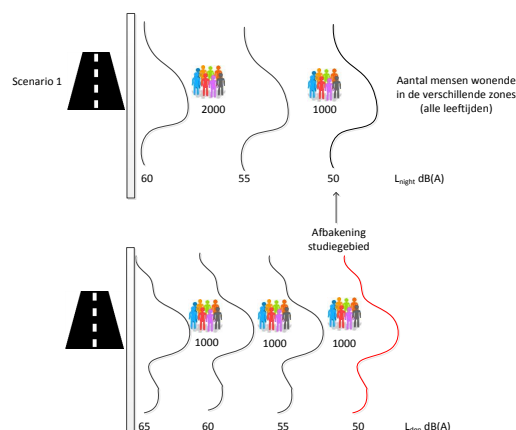
Merk op dat de afbakening verschilt tussen L_{night} en L_{den} ; beiden moeten in rekening gebracht worden.

Merk op dat de cases gebaseerd zijn op fictieve cijfers, en de schaal tussen de isocountourlijnen niet op een realistische schaal zijn weergegeven in onderstaande figuren (bvb. in realiteit verzwakt een lijnbron met 3 dB(A) per afstandsverdubbeling – dit is niet zo weergegeven in onderstaande figuren). Er werd in het hypothetisch voorbeeld hieronder ook enkel rekening gehouden met de afbakening op basis van 50 dB(A) L_{den} terwijl dit in de toekomst zou moeten gebeuren op basis van 50 dB(A) L_{den} en 40 dB(A) L_{night} .

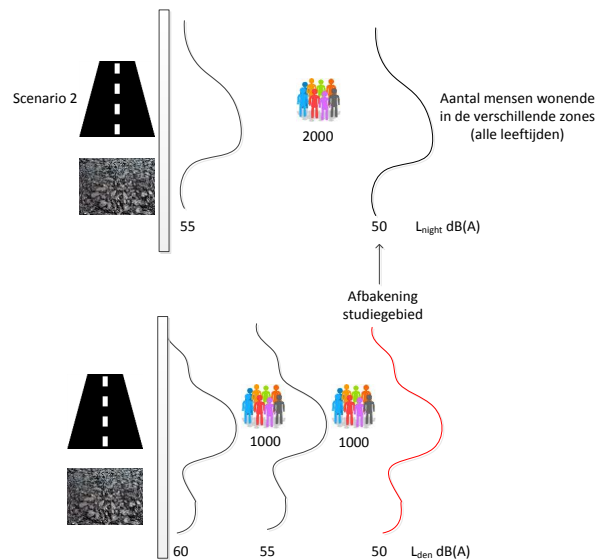
Referentie:



Scenario 1 met geluidsmuur:



Scenario 2 met geluidsmuur en stille wegverharding:



→ STAP 2: STRESSORS

Lden en Lnight als indicatoren voor geluid

→ STAP 3: BLOOTTELLINGSDATA

Zie bovenstaand kaartje (hypothetisch voorbeeld) – gebruik makend van isocontourlijnen

→ STAP 4: BEREKENEN GEZONDHEIDSIMPACT

- **Stap 4A: toetsing aan normen**

Stel: weg in deze case is een primaire weg (bestaande weg).

Referentiescenario: Zone dichtst bij de weg (waar 2000 mensen wonen) overschrijdt niet de L_{den} van 70 dB(A) maar wel de L_{night} van 60 dB(A)

Scenario 1 met geluidsmuur: Zone dichtst bij de weg (waar 2000 mensen wonen) overschrijdt niet de L_{den} van 70 dB(A) , noch de L_{night} van 60 dB(A)

Scenario 2: geluidsmuur en stille wegverharding: Zone dichtst bij de weg (waar 2000 mensen wonen) overschrijdt niet de L_{den} van 70 dB(A) , noch de L_{night} van 60 dB(A)

- **STAP 4B: dosis-responscurves**

De dosis-responscurves die gebruikt werden, zijn:

$$(1) \% \text{ ernstig gehinderden of } \% \text{ highly annoyed of } \% \text{ HA} = 9,868 \times 10^{-4} \times (L_{\text{den}} - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} \times (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0,5118 \times (L_{\text{den}} - 42)$$

$$(2) \% \text{ ernstige slaapverstoring of } \% \text{ highly sleep disturbed of } \% \text{ HSD} = 20,8 - 1,05 \times L_{\text{night}} + 0,01486 \times L_{\text{night}}^2$$

en

$$\text{DALYs geluid} = (\# \text{ gevallen ernstige slaapverstoring} \times 0.07) + (\# \text{ gevallen ernstige hinder} \times 0.02)$$

Voor het rapporteren van hinder en slaapverstoring worden volgende dosis-responscurves gebruikt:

$$\%A = 1,795 \times 10^{-4} \times (L_{den} - 37)^3 + 2,110 \times 10^{-2} \times (L_{den} - 37)^2 + 0,5353 \times (L_{den} - 37)$$

$$\%SD = 13,8 - 0,85 \times L_{night} + 0,01670 \times L_{night}^2$$

- **STAP 4C: toepassen dosis-respons op bevolkingcijfers en geluidskaarten studiegebied:**

De berekening van de impact op de gezondheid wordt hier uitgedrukt in DALY's of *Disability Adjusted Life Years* (zie Tabel 18). Er werd gekozen voor de DALY-indicator om de impact van de twee beschouwde gezondheidseffecten (ernstige hinder door dag- en nachtgeluid en ernstige slaapverstoring door nachtgeluid) te combineren. Eerst werd op basis van blootstellingsdata (geluidscontourlijnen) en de dosis-responscurves het percentage ernstige hinder of slaapverstoring in iedere zone tussen de contourlijnen berekend. Op basis van het aantal mensen (alle leeftijden) dat in iedere zone woont, kon het aantal gevallen (ernstige hinder, ernstige slaapverstoring) berekend worden. Hierna werd enkel nog vermenigvuldigd met een gewichtsfactor om voor slaapverstoring en hinder samen één waarde van gezondheidsimpact te krijgen die beoordeeld kan worden in een relatieve vergelijking tussen verschillende scenario's. De gewichtsfactor toegekend aan ernstige slaapverstoring is 0,07 en aan die van ernstige hinder is 0,02 (EEA, 2010; Dickens et al., 2014) gezien slaapverstoring ernstiger doorweegt dan hinder. Het aantal DALY's is in het referentiescenario gelijk aan 62.

Tabel 18. Berekening DALY's voor slaapverstoring en hinder in het referentiescenario.

Gezondheids-effect*	Geluids-indicator	dB(A)	Populatie (totaal aantal mensen)	% ernstige hinder of slaapverstoring respectievelijk o.b.v. dosis-respons-curve	Aantal gevallen	Totaal aantal gevallen	Gewichtsfactor	DALY	DALY Totaal
Ernstige slaapverstoring	L _{night}	62,5	2000	13,2	=13,2/100*2000 =264	692	0,07	=692*0,07=48	48+13=62
		57,5	1000	9,6	=9,6/100*1000 =96				
		52,5	5000	6,6	=6,6/100*5000 =332				
Ernstige hinder	L _{den}	67,5	1000	20,1	=20,1/100*1000 =201	659	0,02	=659*0,02=13	
		62,5	1000	13,0	=13,0/100*1000 =130				
		57,5	1000	8,2	=8,2/100*1000 =82				
		52,5	5000	4,9	=4,9/100*5000 =247				

*: Voor Hinder zouden er in de referentiesituatie 1630 gevallen zijn en voor slaapverstoring 1480 gevallen.

De berekening is identiek voor de overige scenario's (geluidsscherm en geluidsscherm+ stille wegverharding). In het scenario 'geluidsmuur' komt men uit op 23 DALY's en in het scenario 'geluidsmuur + stille wegverharding' op 12 DALY's.

Hieruit blijkt dat scenario 2 (geluidsmuur & fluisterasfalt) beter scoort dan scenario 1 (geluidsmuur) voor gezondheidsimpact geluidsbelasting (hinder en slaapverstoring).

- **STAP 5: interpretatie resultaten**

Uit de DALY-berekeningen blijkt dat in scenario 2 (geluidsmuur & stille wegverharding) ongeveer de helft minder negatieve impact is op gezondheid in vergelijking met scenario 1 (geluidsmuur) voor gezondheidsimpact, in termen van DALY's. Scenario 1 geeft op zijn beurt ook een vermindering van bijna twee derden nadelige gezondheidsimpact (DALY's: 23 ten opzichte van 62) ten opzichte van het referentiescenario.

ANNEX 1: OMGEKEERDE DENKOEFFENING (PPT STUURGROEPVERGADERING 18 SEPT 2015)

Taak 1.4 omgekeerde denkoefening

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

*Vraagstelling: "wat is nodig voor een goede inschatting van gezondheidsimpact
infrasctructuurwerken*

- » (minimale set) van stressors ?
- » Bepalen blootstelling: methodes en spatiale resolutie
- » Dosis-respons relaties en/of toetsingswaarde per stressor
- » Geschikte indicatoren voor gezondheidsimpact
- » Hoe combineren/interpreteren van de verschillende indicatoren
- » Uitgewerkt voorbeeld 'omgekeerde denkoefening'
- » Deze theoretische denkoefening versus praktijk: welke info beschikbaar, waar?

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

(Minimale set van) stressors



Opm. andere stressors: bvb. BTEX, PAKs :

- meerwaarde?
- dosis-repons curves?
- modellering blootstelling niet voorhanden uit andere disciplines ?
- Focus op PM, NO₂, EC

TECHNUM

vito

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

(Minimale set van) stressors

2. Luchtverontreiniging

Waarom gezondheid in m.e.r.?

Gezondheid krijgt in een MER vaak indirect aandacht. Er staat in of een initiatief voldoet aan grenswaarden, bijvoorbeeld voor luchtkwaliteit en geluid. Maar dit zegt niet alles over de gevolgen voor de gezondheid. Ook onder de grenswaarden kunnen gezondheidseffecten optreden. Bijvoorbeeld omdat geluidstoename bij

Roet als indicator voor gezondheidseffecten

PM₁₀ en PM_{2,5} verklaren maar deels de gezondheidseffecten door fijn stof. Diverse studies tonen aan dat roet een betere indicator is voor verkeersgerelateerde gezondheidseffecten. Het gebruik van deze indicator in m.e.r. heeft zeker meerwaarde als verkeersvarianten en -maatregelen op gezondheidseffecten beoordeeld moeten worden.

mer

Landbouw voor de natuur

Thema gezondheid

Gezondheid in m.e.r.

Op de eerste plaats moet er voldaan worden aan de normen bv
luchtpollutie PM_{2,5} PM₁₀ NO₂

Wanneer speelt gezondheid in m.e.r.?

Gezondheid speelt niet bij ieder project een even grote rol. Het is belangrijk om aandacht te besteden aan gezondheid bij:

- Grotere infrastructurele projecten vlakbij bebouwingsconcentraties

TECHNUM

vito

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

(Minimale set van) stressors

Scenario	Meest geschikte component	Motivatie
Milieuzone personenverkeer (b.v. werven van oudere personenauto's)	EC ¹	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters kunnen leiden tot hogere NO ₂ emissies van personenauto's (Keuken et al. 2012)
Milieuzone vrachtverkeer of OV-concessie (verschillende typen bussen)	EC ¹ , daarna NO ₂	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters van vrachtwagens leiden niet tot hogere NO ₂ emissies (Keuken et al. 2012)
Snelheidsverandering	EC ¹ , daarna NO ₂	EC sterkste relatie met gezondheid
Verandering in verkeersintensiteit (bv aanleg rondweg, verbreding snelweg)	EC ¹ , daarna NO ₂	EC sterkste relatie met gezondheid
Regionale/nationale berekeningen niet direct in relatie tot veranderingen in verkeer	PM ₁₀ /PM _{2,5}	PM ₁₀ en PM _{2,5} geven op een groter schaalniveau een goed beeld van luchtverontreiniging
Afname PM concentratie in een stad	PM ₁₀ /PM _{2,5}	Blootstelling van toepassing op grote groep, individueel modelleren niet nodig
Uitbreiding veehouderij	Geen	Berekeningen gezondheidseffecten van PM zijn gebaseerd op relaties afkomstig van niet-veehouderijen en kunnen daar dus niet voor gebruikt worden

TECHNUM

¹Gebruik EC alleen bij vergelijking van scenario's

vito

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

(Minimale set van) stressors

NO₂ gold lange tijd als indicatorstof voor verkeersemissies. NO₂ en EC zijn in stedelijke omgeving met veel verkeer in hoge mate gecorreleerd. Dat maakt het ondoenlijk om gezondheidseffecten op basis van epidemiologische studies toe te schrijven aan de ene of de andere stof. Hoewel een recente review van de WHO directe gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan NO₂ niet uitsluit, is de heersende opinie onder gezondheidsdeskundigen dat gezondheidseffecten als gevolg van langdurige blootstelling aan verkeersemissies in grotere mate veroorzaakt worden door roet (elementair koolstof met daaraan gebonden organische koolstoffen) dan door NO₂.

VOOGT & EIJK 2014

TECHNUM

vito

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

(Minimale set van) stressors

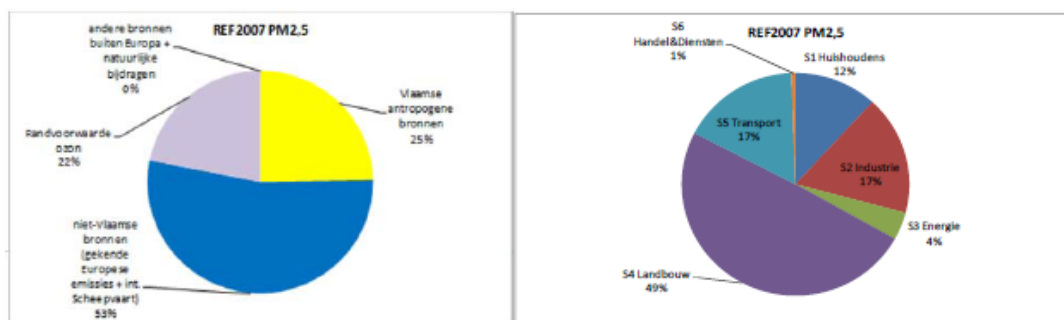
VLAANDEREN: $\frac{3}{4}$ VAN PM_{2,5} CONCENTRATIES VERKLAARD DOOR BUITENLANDSE EMISSIES

VAN $\frac{1}{4}$ IS 17% VAN LOKALE EMISSIES DOOR TRANSPORT

STEL 17 µG/M³ PM_{2,5}

$\frac{1}{4}$ DOOR LOKALE EMISSIES: 4,3 µG/M³

17% HIERVAN DOOR TRANSPORT: 0,7 µG PM_{2,5} /M³



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

European Lung White Book 2014

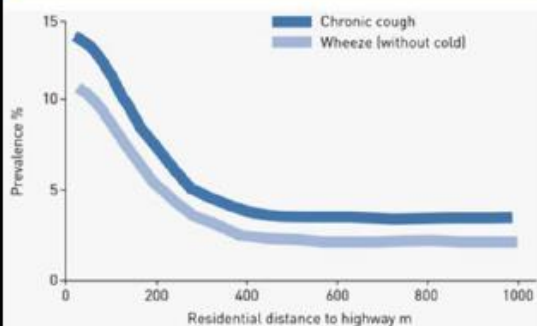


Figure 3 - Frequency of cough and wheeze is highest in Swiss adults living close to the highway. The spatial distribution of symptoms follows the spatial distribution of near-road traffic-related pollutants such as ultrafine particles, diesel soot, carbon monoxide and other primary pollutants. Associations are adjusted for other risk factors. Adapted from Haptenkamp-van Aarts et al., 2011.

Gauderman et al., 2007

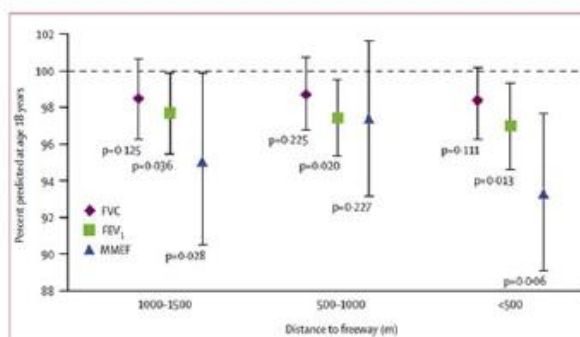
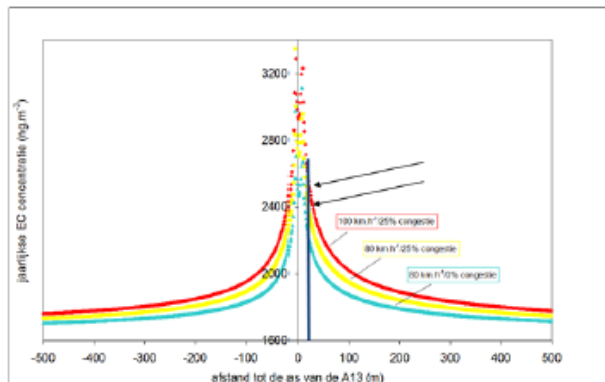


Figure: Percent-predicted lung function at age 18 years versus residential distance from a freeway. The horizontal line at 100% corresponds to the referent group, children living >1500 m from a freeway.

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

IN DE BUURT VAN WEGEN IS ER EEN STERKE GRADUELE DALING VAN EC EN NO₂ MET DE AFSTAND T.O.V. DE WEGEN (ZHU ET AL., 2002; ZHOU EN LEVY, 2007; KARNER ET AL., 2010; VAN DEN ELSHOUT, 2015).



Ervaringen met EC / Roet
Sef van den Elshout, 2015

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

IMPLICATIONS

Although they constitute only 1–8% of the mass of particulate matter (PM) in ambient air, ultrafine particles have been suggested as a possible causative agent for increases in mortality and morbidity associated with increases in PM concentration. Motor vehicle emissions usually constitute the most significant source of ultrafine particles in an urban environment, yet little is known about their concentration and size distribution in the vicinity of major highways. The present study, conducted in the vicinity of Interstate 405, shows that particle number concentration near the freeway was ~25 times greater than that at background locations, and that the concentration of ultrafine particles drops to background levels within 300 m downwind of the freeway.

Zhu et al., 2002

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

Zhou en Levy, 2007

Table 5 NO₂, NO, NO_x related studies

Study	Location / season	Study / source type	Background	Emission rate/traffic volume	Pollutant	Meteorology (wind speed/direction/stability)	Definition of spatial extent	Result
[98]	Canada / September	Monitor/highway	Measurement upwind (west of) the highway	185,000 vehicles/day (7,708 vehicles/h)	NO ₂	Wind from west	Major NO ₂ decrease	200m
[32]	Zurich, Switzerland / November to January and June to August	Monitor/City road with moderate traffic	Measurement at 20 m above ground	8,800 vehicles/day (367 vehicles/h)	NO ₂		Percentage of maximum measured at the road	Greater than or equal to 80m in the summer; less than 10% decrease over 80m in the winter
[40]	South-west Sweden	Monitor/highway	Measurement 300m upwind (west of) the highway	18,900 to 32,500 vehicles/day (788 to 1,354 vehicles/h)	NO ₂	Wind from west	Contribution from highway becomes negligible	500m
[28]	Southern CA, US / July to September	Monitor/highway	30m upwind from the highway	200,000 vehicles/day (8,333 vehicles/h)	NO	Wind speed 1.3-2.6 m/s and directions within $\pm 45^\circ$ arc sector of perpendicular to freeway	Less than 0.01 ppm influence on ambient measurement	150-350m
[28]	Southern CA, US / July to September	Monitor/highway	30m upwind from the highway	200,000 vehicles/day (8,333 vehicles/h)	NO ₂	Wind speed 1.3-2.6 m/s and directions within $\pm 45^\circ$ arc sector of perpendicular to freeway	Less than 0.01 ppm influence on ambient measurement	500m
[34]	Province of South Holland, the Netherlands / May to July	Monitor/ major motorway	Most far away monitors at 260 to 305m	80,000 to 152,000 vehicles/day (3,333 to 6,333 vehicles/h)	NO ₂	High exposure if wind was within 60 degree from perpendicular to the road in the direction of the city district under study at least 33% of the time	Concentration gradient along distance	110 to 165m
[38]	Northern California, US / Spring and Fall	Monitor/highway	Schools upwind or more than 1000 m downwind from freeway	90,000 to 210,000 vehicles/day (3,750 to 8,750 vehicles/h)	NO ₂ , NO _x	Wind from west or southwest during the day, mean wind speed from 3 to 6 m/s	Concentration gradient along distance	350m, mentioned the near traffic effects more pronounced for NO _x
[42]	Scotland, UK / 1 year	Biomonitor/ all road types	Sites farther away from the road	1,000 to 50,000 vehicles/day (42 to 2,083 vehicles/h)	NO _x	Prevailing south-westerly wind	Gradient of NO ₂ concentration and Blenberg fertility indices of the vegetation communities	>=11m

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

Zhou en Levy, 2007

Table 3 Black smoke/Black carbon/Elemental carbon related studies

Study	Location / season	Study / source type	Background	Emission rate/traffic volume	Pollutant	Meteorology (wind speed/direction/stability)	Definition of spatial extent	Result
[9]	The Netherlands, Munich, Germany and Sweden / one year	Regression	Background sites have no more than 3000 vehicles/day pass through a circle with 50m radius around the site	Traffic sites have greater than 3000 vehicles/day within 50m radius (125 vehicles/h)	filter absorbance		Traffic-related variables involving spatial extent chosen in the final regression model to predict concentrations measured at monitoring sites	Variable traffic density within 250m buffer was chosen in the regression
[30]	UK	Monitor/ major artery road	Houses more than 50m from major road	1,200-2,500 vehicles/h	absorbance of PM ₁₀		statistically significant difference between 'proximity' and 'background' homes	N/A
[30]	UK	Monitor/ major artery road	Houses more than 50m from major road	1,200-2,500 vehicles/h	absorbance of PM ₁₀		statistically significant difference between 'proximity' and 'background' homes	50m (borderline significant at p=0.05 level)
[34]	Province of South Holland, the Netherlands / May to July	Monitor/ major motorway	Most far away monitors at 260 to 305 m	80,000 to 152,000 vehicles/day (3333 to 6333 vehicles/h)	black smoke	High exposure if wind was within 60 degree from perpendicular to the road in the direction of the city district under study at least 33% of the time	Concentration gradient along distance	110 to 165m
[12]	Southern CA, US / August to October	Monitor/freeway	Upwind monitor	12,180 vehicles/h	BC	Wind from road to receptors 80% of time with wind speed <3 m/s, average wind speed 1.5 m/s	60 to 80% decrease from maximum concentration	100m
[11]	Southern CA, US / May to July	Monitor/freeway	Upwind monitor	13,900 vehicles/h	BC	Wind from road to receptors most of the sampling time with a speed of 1-2 m/s	60% decrease from maximum concentration	100m

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

» Karner et al., 2010

- 11 **Conclusions:** Using an edge-of-road normalization, most pollutants decay to background by 80 –
- 12 600 m from the edge of road; using the more standard background normalization, most pollutants

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

spatiale resolutie blootstelling

RINGLAND STUDIE:

- NO₂
- EERSTE 500 METER IN BUFFERS VAN 50 M
- 500-1000 METER
- 1000-1500 METER

TWEE OPTIES OF KEUZE MAKEN? 500M OF 1500 M

MERK OP: IN DE RINGLAND STUDIE WERD GEEN SENSITIVITEITS-ANALYSE
GEDAAN IVM SPATIALE RESOLUTIE

TEMPORELE RESOLUTIE: JAARGEMIDDELDEN

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator

Vraagstelling: gebruiken we toetsingswaardes (TW) en/of dosis-respons (DR) functies?

Overzicht beschikbare TW en DR functies per stressor

stressor	TW	DR functie ?	Indicator in DR functie
NO ₂	40 µg/m ³ (RLB M&G)	JA	Bv. longfunctievermindering
EC	Geen TW	JA	Bv. Sterfgevallen Levensverwachting Equivalent passief roken
PM2.5	20 µg/m ³ (RLB M&G)	JA	Verschillende (Pope RR 1.06 per 10µg/m ³)
PM10	32-40 µg/m ³ (RLB M&G)	JA	Verschillende (chronische bronchitis)
Geluid	WHO (afhankelijk van type omgeving/geluid) Dag/nacht	JA	Verschillende (hinder, slaapverstoring, cardio)

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator

1. D-R FUNCTIE EC

1.A: DR- FUNCTIE EC : STERFGEVALLEN:

EIGEN BEREKENING IMPACTFUNCTIE: OP BASIS VAN AANTAL STERFGEVALLEN (<80 JARIGEN), RR 1.06 PER µG/M³ EC (JANSSEN ET AL., 2011),
BLOOTSTELLING AAN EC IN VLAANDEREN

0.000275 STERFGEVALLEN PER PERSOON PER µG/M³ EC TOEPASSEN OP ALLE LEEFTIJDEN

GEBRUIKEN VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S MET ELKAAR TE VERGELIJKEN

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator

1. D-R FUNCTIE EC

1.B: D-R FUNCTIE EC : LEVENSVRWACHTING:

AFNAME VAN 0,5 $\mu\text{G}/\text{M}^3$ EC, GAAT GEPAARD MET EEN WINST VAN 3,5 MAANDEN IN LEVENSVRWACHTING (JANSSEN ET AL., 2011; KEUKEN ET AL., 2012).

DE MEERWAARDE VAN DE INDICATOR "MAANDEN LEVENSVRWACHTING" TE GEBRUIKEN, WERD DOOR BELEIDSMAKERS GEZIEN, DOCH IS ER DE VREES DAT NET ZOALS "ATTRIBUTIEF AANTAL STERFGEVALLEN", DE VERANDERING IN LEVENSVRWACHTING TE ABSOLUUT ZOU WORDEN AANZIEN (VAN DER SLUIS ET AL., 2012)

EEN ANDERE MOGELIJKHEID IS VAN HET BESTUURLIJK NIVEAU EEN INDICATOR TE GEVEN DIE DIRECT TOT DE VERBEELDING SPREEKT



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden



Academische Werkplaats
MILIEU EN GEZONDHEID

Luchtverontreiniging in Perspectief:

*het gezondheidsrisico van luchtverontreiniging uitgedrukt
in aantal meegerookte sigaretten*

Saskia van der Zee, GGD Amsterdam
Paul Fischer, DMG, RIVM
Gerard Hoek, IRAS, Universiteit Utrecht



Eindcongres Academische Werkplaats (BOP), Utrecht, 12 februari 2015



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator

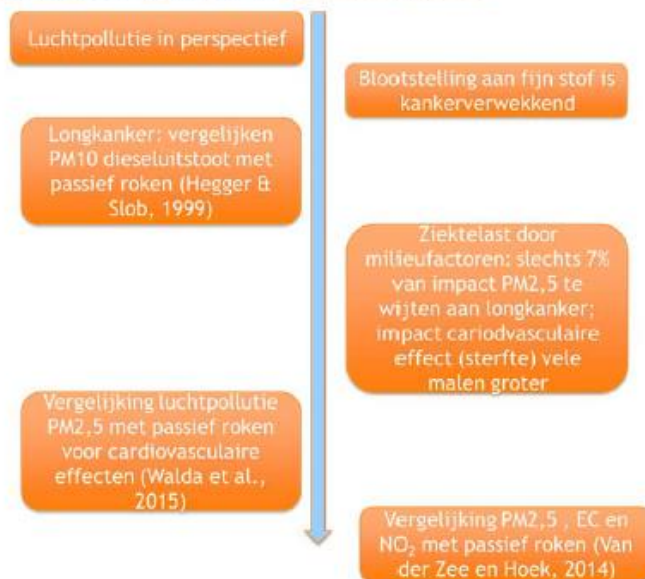
WAAROM VERGELIJKEN MET PASSIEF ROKEN

- BETERE COMMUNICATIE BEVOLKING
- BLOOTSTELLING (GROTENDEELS) ONVRIJWILLIG
- BLOOTSTELLINGSROUTE: LUCHTWEGEN
- GELIJKAARDIGE GEZONDHEIDSEFFECTEN (PASSIEF ROKEN, PM_{2,5}, EC, NO₂)



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en/of toetsingswaarden en geschikte indicator

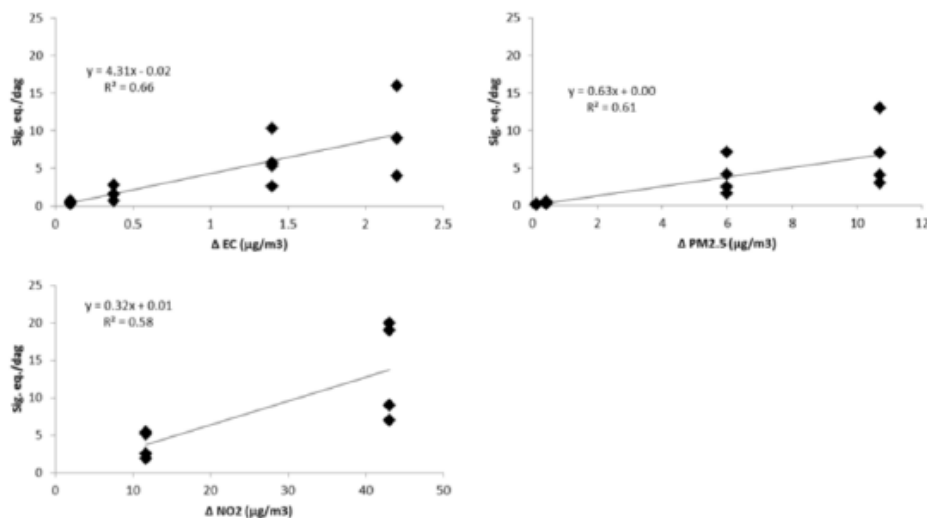
STUDIE VAN DER ZEE & HOEK, 2014

EINDPUNTEN:

- VERLAAGD GEBOORTEGEWICHT (<2,5 KG)
 - LONGFUNCTIEVERMINDERING (FEV1) BIJ KINDEREN
 - STERFTE AAN HART EN VAATZIEKTEN
 - LONGKANKER
- DOSIS-RESPONS CURVES OP BASIS VAN META-ANALYSE

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en/of toetsingswaarden en geschikte indicator



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Dosis-respons en of toetsingswaarden en geschikte indicator

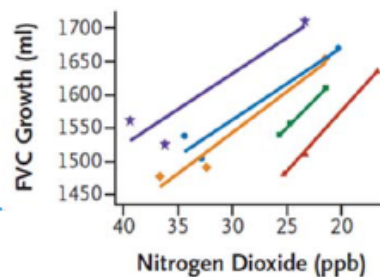
2. DR-FUNCTIE NO₂

2A: NO₂ EN LONGFUNCTIEVERMINDERING (STUDIES VAN GAUDERMAN, CHILDREN'S HEALTH STUDY)

NO₂ PROXY

OOK TOEGEPAST IN RINGLAND STUDIE (VAN BRUSSELEN ET AL., SUBMITTED)
SCHOLEN DIE BINNEN 1500M VAN ANTWERPSE RING LIGGEN

DALING VAN 1 µG NO₂/M³ IS GEASSOCIEERD MET EEN WINST VAN 6,4 ML FVC BIJ JONGEREN



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

3. D-R FUNCTIE GELUID

EFFECTEN: HINDER
SLAAPVERSTORING
CARDIOVASCULAIRE EFFECTEN

“GOOD PRACTICE GUIDE ON NOISE EXPOSURE AND POTENTIAL HEALTH EFFECTS”
(EEA, 2010)

IN VLAANDEREN IS ER EEN GEBREK AAN EEN DUIDELIJK REGELGEVEND KADER
ROND WEGVERKEERSLAWAAI OM OP EEN CONSISTENTE WIJZE BEOORDELINGEN
TE MAKEN.

IN NEDERLAND IS SINDS 2012 VASTGELEGD DAT GELUID ROND RIJKSWEGEN NIET
ONBEHEERST MAG TOENEMEN. GELUID VAN RIJKSWEGEN IS AAN GRENZEN
GEBONDEN MET ALS DOEL OMWONENDEN TE BESCHERMEN. DEZE GRENZEN
NOEMT MEN OOK WEL GELUIDPRODUCTIEPLAFONDS (GPPS).

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

IN VERSCHILLENDE MERS WORDEN, VOOR DE VERGELIJKING VAN
VERSCHILLENDE SCENARIO'S, EFFECTEN BEREKEND VANAF VERSCHILLENDE
DREMPELWAARDES!

HET IS VAN BELANG OM HET EFFECT VAN DE HELE DOSIS-RESPONS CURVE TE
BESCHOUWEN VOOR VERGELIJKING SCENARIO'S.

HINDER(%A) EN ERNSTIGE HINDER (%HA)

$%A = 1,795 \times 10^{-4} \times (LDEN - 37)^3 + 2,110 \times 10^{-2} \times (LDEN - 37)^2 + 0,5353 \times (LDEN - 37)$
WGO Guidelines for Community Noise

$%HA = 9,868 \times 10^{-4} \times (LDEN - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} \times (LDEN - 42)^2 + 0,5118 \times (LDEN - 42)$

SLAAPVERSTORING?

DE WHO SCHUIFT EEN RICHTWAARDE VOOR LNIGHT VAN 40 DB(A) NAAR VOREN
(WHO, 2009)

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

4. D-R FUNCTIE PM2.5 (& PM10)

UIT TE WERKEN

VERTREKKENDE VAN STUDIES RR (BVB; POPE STUDY)

RR → IMPACT FUNCTIE : TOEPASSEN OP DATA VOOR VLAANDEREN

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Voorstel combineren/interpreteren van de verschillende indicatoren (discussie!!)

- » **STAP 1: Voldoen aan regelgeving en toetsing aan advieswaarde (LRB M&G) (NO₂, PM_{2.5}, PM₁₀, geluid)**
- » **STAP 2: toepassen DR functies**
 - » Reden STAP 2 : advieswaardes voor PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂: niet 'waterdicht'; ook beneden deze advieswaardes zijn gezondheidseffecten te verwachten
 - » Opm: voor EC is enkel van toepassing van DR mogelijk - relevant bij vergelijking van verschillende scenario's (bij gebrek aan toetsingwaarde)
 - » HIERBIJ : NOODZAAK OM voor alle stressors DR toe te passen, of 1 of 2 voldoende?
 - » Voorstel:
 - » Indien EC blootstellingdata beschikbaar: geef voorkeur aan gebruik van EC -DR functie
 - » Indien geen EC blootstellingdata beschikbaar: EC afleiden uit NO₂ en gebruik DR voor EC
 - » Bijkomend: PM_{2.5} of PM₁₀ - DR functie (nadelen?)

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Voorstel combineren/interpreteren van de verschillende indicatoren (discussie!!)

STAP 2: toepassen DR functies

- » Type dosis respons functies?
- » EC: sterfgevallen, levensverwachting, passief gerookte sigaretten (lineair en zonder drempel; in relatieve benadering zouden ze leiden tot hetzelfde resultaat)
- » NO₂: jongeren en niet de gehele populatie
- » NO₂: wat als er geen scholen (waar jongeren grote tijd doorbrengen) zijn binnen de eerste 100 meters van de weg?
- » NO₂: dosis-respons laten vallen? (motiveer)

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Ratio EC/NO₂ om EC af te leiden uit NO₂ metingen

Studie Nr.	Ref.	Land	Locatie	Tijdstip	NO ₂ range µg/m ³	EC range µg/m ³	BC range µg/m ³	Ratio EC/NO ₂ (%)	Opmerking
1	Van Poppel et al., 2012 (pag 108)	België	Scholen in verkeers hotspots	lente en herfst	10-50	0.3-2 ^a	0.5-3	3	
2	Van Poppel et al., 2015 (pag 80)	België	Gestse Kansazone	maart en juni	17-30	0.9-1.5 ^a	1.3-2.2	5	
3	Roomer et al., 2012 (pag 16)	Nederland	Centrum Rozendaal	september	23.5 ^a	1.35 ^a		6	
				oktober	30.7 ^a	2.44 ^a		8	
				november	27.8 ^a	2.03 ^a		7	
			200m van Rijksweg A12	september	28.8 ^a	1.6 ^a		6	
				oktober	28.3 ^a	2.63 ^a		9	
				november	32.2 ^a	2.29 ^a		7	
4	Voogt & Eijk, 2014 (pag 11)	Nederland	Binnenstad Tilburg	jaar	30.3 ^a	1.12 ^a		4	
				jaar	27.5 ^a	1.02 ^a		4	
5	Parijs et al., 2014 (pag 11)	België	Antwerpen					10	
6	Levy et al., 2014 (pag 68)	Canada	Montreal	zomer	20-100	0.7-3.3 ^b	1-5	23	
				winter	20-100	0.7-3.3 ^b	1-5	9	
7	Tang et al., 2011	China	Randstad Nanjing (residentieel) ^d	Jaar	32-171 ^c	0.7-17.9 ^c		8	
8	Van der Zee en Hoek, 2014	Nederland						8	Op basis van evenveel sigaret equivalenten voor 4 eindpunten (FEV1, laag geboortegewicht, cardiovasculaire stefte, longkanker)
Gemiddeld								6	

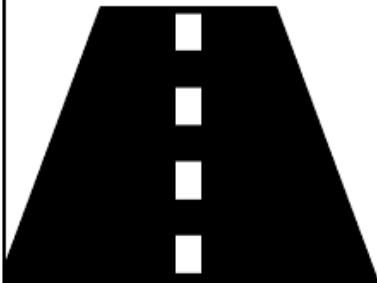
a: gemiddelde maandwaarde
b: op basis van BC=1.5*EC
c: jaargemiddelde
d: "the vehicular exhaust makes here a great contribution to the concentration of black carbon aerosol"

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening

Vraagstelling: vergelijk gezondheidsimpact bij 2 scenario's?

- enkel verschillen in luchtconcentraties in twee scenario's

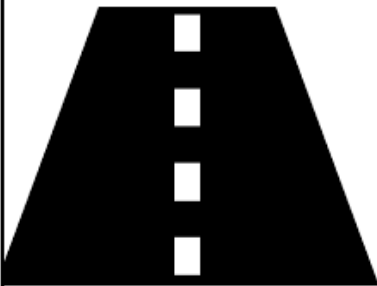


TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening

STAP 1: toetsing aan advieswaardes

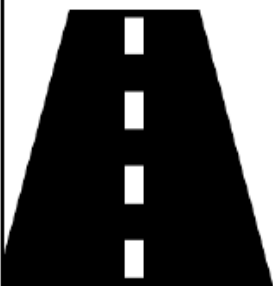
Stel ik heb NO₂ concentratie < 40 µg/m³ overal langs weg hetgeen voldoet aan grenswaarde



TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening

STAP 2: gebruik maken van D-R functies



EC

Sterftes: 0.000275 sterftes per persoon per µg/m³

Levensverwachting: 3.5 maanden per 0.5 µg/m³ per persoon

Passief roken: 4.3 sigaretten per dag per µg/m³

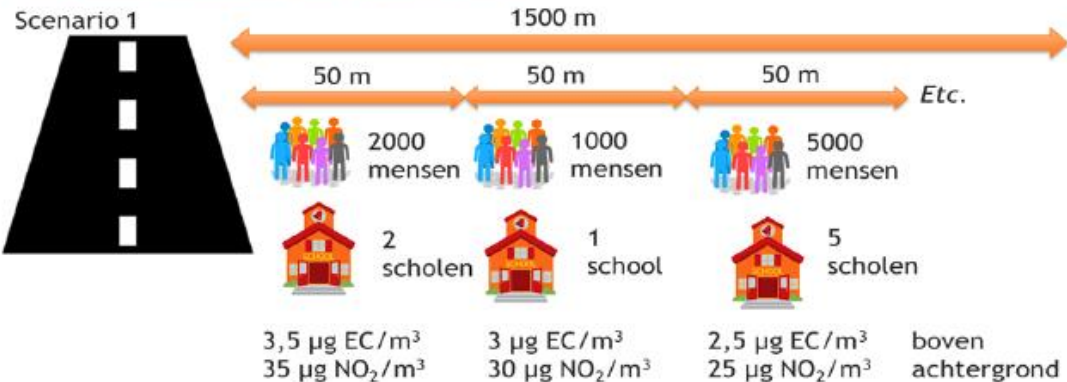
NO₂

FVC: 6.4 ml FVC per µg/m³

Aanvullen met DR voor PM - en kan je ook voor NO₂ en PM het passief roken equiv berekenen?

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening



EC (alle mensen)

Sterfgevallen: $0,000275 (3,5 \cdot 2000 + 3 \cdot 1000 + 2,5 \cdot 5000) = 6,2$ gevallen

Levensverwachting pp: $3,5 \cdot 2 \cdot (3,5 \cdot 2000 + 3 \cdot 1000 + 2,5 \cdot 5000) / 8000 = 19,7$ maand

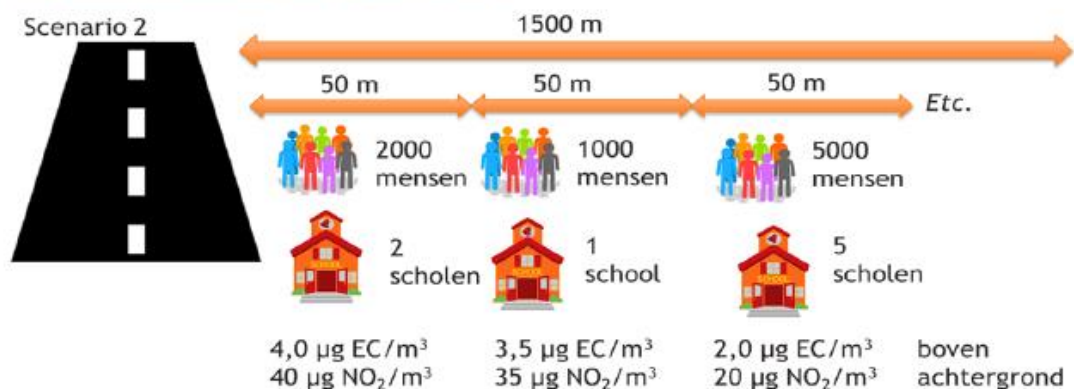
Passief gerookte sigaretten: $4,5 (3,5 \cdot 2000 + 3 \cdot 1000 + 2,5 \cdot 5000) / 8000 = 12,7$ sigaretten

NO₂ (middelbare scholen)

Verandering in FVC: $6,4 (35 \cdot 2 + 30 \cdot 1 + 25 \cdot 5) / 8 = 180$ ml

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening



EC (alle mensen)

Sterfgevallen: $0,000275 (4,0 \cdot 2000 + 3,5 \cdot 1000 + 2,0 \cdot 5000) = 5,9$ gevallen

Levensverwachting pp: $3,5 \cdot 2 \cdot (4,0 \cdot 2000 + 3,5 \cdot 1000 + 2,0 \cdot 5000) / 8000 = 18,8$ maand

Passief gerookte sigaretten: $4,5 (4,0 \cdot 2000 + 3,5 \cdot 1000 + 2,0 \cdot 5000) / 8000 = 12,1$ sigaretten

NO₂ (middelbare scholen)

Verandering in FVC: $6,4 (40 \cdot 2 + 35 \cdot 1 + 20 \cdot 5) / 8 = 172$ ml

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Uitgewerkt voorbeeld omgekeerde denkoefening

Verschil scenario's

EC

Sterfgevallen: 0,3 gevallen

Levensverwachting pp: 0,9 maand

Passief gerookte sigaretten: 0,6 sigaretten

NO₂:

FVC: winst van 8 ml



Onafhankelijk van welke indicator Scenario 1 is minder goed dan scenario 2.

Voorkeur gaat uit naar het gebruik van EC als indicator. Er kan gekozen worden tussen aantal sterftes, levensverwachting of aantal passief gerookte sigaretten.

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Verdere bedenkingen en discussie

- » Geluid toevoegen aan deze oefening
- » PM_{2.5} /PM₁₀ toevoegen of niet (argument niet: reeds NO₂ & EC, welke betere benadering zijn voor luchtkwaliteit)
- » Selectie van de meest geschikte dosis-respons curves: vooruitschrijdend inzicht (mogelijks volgend jaar 'betere' D-R functies beschikbaar)
 - Hoe omgaan met deze 'flexibiliteit' (zonder te vaag te blijven zoals 'selecteer meest geschikte D-R functie')
- Steeds haalbaar in MER dossier om dosis-respons functies toe te passen (praktijk?)

TAAK 1.4 OMGEKEERDE DENKOEFFENING

Deze theoretische denkoefening versus praktijk: welke info beschikbaar, waar?

- » Geen info beschikbaar voor EC, afleiden uit NO₂?
- » Of in toekomst: advies om in MER discipline lucht EC modelleringen uit te voeren?
- » Resolutie → discipline Lucht en geluid ?
- » Welke is de ideale resolutie voor geluid?

LITERATUURLIJST

- AGIV. Centraal adressenbestand, via <https://www.agiv.be/producten/crab>
- ARCADIS, 2013. Plan-MER Masterplan Nieuw Zuid
- Belgische federale overheidsdienst. Vooruitzichten bevolking via <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/vooruitzichten>
- Bhatia, R., 2007. Protecting health using an environmental impact assessment: a case study of San Francisco land use decisionmaking. *Am. J. Public Health* 97, 406–13.
- 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.
- Commissie MER, 2013a. Bestemmingsplan Scheveningen Haven - Toetsingsadvies over het milieueffectrapport en de aanvulling daarop.
- Commissie MER, 2013b. Bestemmingsplan Scheveningen Haven - Voorlopig toetsingsadvies over het milieueffectrapport.
- Commissie MER, 2013c. Bestemmingsplan Scheveningen Haven - Advies over de reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport.
- Commissie MER, 2014. Factsheet 13 Commissie MER Nederland.
- Crouse, D.L., Peters, P.A., van Donkelaar, A., Goldberg, M.S., Villeneuve, P.J., Brion, O., Khan, S., Atari, D.O., Jerrett, M., Pope, C.A., Brauer, M., Brook, J.R., Martin, R. V, Stieb, D., Burnett, R.T., 2012. Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environ. Health Perspect.* 120, 708–14.
- Dickens, R., Angulo, M., Turner, S., Gill, J., Abdul, M., Hirani, H., 2014. Environmental noise: valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet.
- Dockery, D.W., Pope, C.A., 1994. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annu. Rev. Public Health* 15, 107–32.
- Dominici, F., Greenstone, M., Sunstein, C.R., 2014. Science and regulation. *Particulate matter matters. Science* 344, 257–9.
- Eastern Regional Health Authority, 2004. A health impact assessment of traffic and transport in Ballyfermot.
- EEA, 2010. Good practice guide on noise exposure and potential health effects.
- Fast, T., Kwekkeboom, J., Zwerver, C., 2012a. Methoden voor gezondheid in MER of planvorming.
- Fast, T., Van den Hazel, P., Van de Weerd, D., 2012b. Gezondheidseffectscreening - Gezondheid en milieu in ruimtelijke planvorming.
- FHI, 2005a. A guide to health impact assessments.
- FHI, 2005b. Health impact assessment of a road traffic project - Case study: Route 73.
- Fleming, D., McLerran, D., 2008. The SR 520 Replacement: A bridge to a healthier community.
- Gan, W.Q., Tamburic, L., Davies, H.W., Demers, P.A., Koehoorn, M., Brauer, M., 2010. Changes in residential proximity to road traffic and the risk of death from coronary heart disease. *Epidemiology* 21, 642–9.
- Gauderman, W.J., Avol, E., Gilliland, F., Vora, H., Thomas, D., Berhane, K., McConnell, R., Kuenzli, N., Lurmann, F., Rappaport, E., Margolis, H., Bates, D., Peters, J., 2004. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N. Engl. J. Med.* 351, 1057–67.
- Gauderman, W.J., Gilliland, G.F., Vora, H., Avol, E., Stram, D., McConnell, R., Thomas, D., Lurmann, F., Margolis, H.G., Rappaport, E.B., Berhane, K., Peters, J.M., 2002. Association between air pollution and lung function growth in southern California children: results from a second cohort. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 166, 76–84.
- Gauderman, W.J., McConnell, R., Gilliland, F., London, S., Thomas, D., Avol, E., Vora, H., Berhane, K., Rappaport, E.B., Lurmann, F., Margolis, H.G., Peters, J., 2000. Association between air pollution and lung function growth in southern California children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 162, 1383–90.
- Gauderman, W.J., Urman, R., Avol, E., Berhane, K., McConnell, R., Rappaport, E., Chang, R., Lurman, F., Gilliland, F., 2015. Association of Improved Air Quality with Lung Development in Children — *NEJM. The New Engl. J. Med.* 372, 905–913.

- Gauderman, W.J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Kunzli, N., Jerrett, M., Peters, J., 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369, 571–7.
- Geopunt Vlaanderen. Algemene ruimtelijke gegevens via www.geopunt.be
- Hart, J., Rimm, E., Rexrode, K., Laden, F., 2011. Residential distance to road and the risk of incident coronary heart disease and all cause mortality, in: ISEE 2011. ISEE, Barcelona, p. 163.
- Herriott, N., Williams, C., 2010. Health impact assessment of government policy - A guide to carrying out a health impact assessment of new policy as part of the impact assessment process.
- Hesterberg, T.W., Bunn, W.B., McClellan, R.O., Hamade, A.K., Long, C.M., Valberg, P.A., 2009. Critical review of the human data on short-term nitrogen dioxide (NO₂) exposures: evidence for NO₂ no-effect levels. *Crit. Rev. Toxicol.* 39, 743–81.
- Hodge, J., Fuse Brown, E., Scanlon, M., Corbert, A., 2012. Legal review concerning the use of health impact assessments in non-health sectors.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P.A., 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360, 1203–9.
- Holland, M., 2014. Implementation of the HRAPIE recommendations for European Air Pollution CBA work. EMRC, UK.
- InVS, Ministère de la Santé, Cire Rhône-Alpes, 2008. Evaluation des risques sanitaires associés à l'inhalation de composés organiques volatiles, métaux lourds et hydrocarbures aromatiques polycycliques autour de 3 zones multi-émettrices en Rhône-Alpes.
- IPH, 2009. Health Impact Assessment Guidance.
- Janssen, N., Hoek, G., 2011. Wetenschappelijke kennis gezondheidseffecten van de roetfractie in fijn stof [WWW Document]. URL http://www.infomil.nl/publish/pages/89446/dms_mp-21249445-v1-presentatie_2_wetenschappelij.ppt
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-lawson, M., Fischer, P., Bree, L. Van, Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B., Cassee, F.R., 2011. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Env. Heal. Perspect* 119, 1691–1699.
- Jonkers, S., Vanhove, F., 2010. CAR-Vlaanderen V2.0: Handleiding.
- Karner, A.A., Eisinger, D.S., Niemeier, D.A., 2010. Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data. *Environ. Sci. Technol.* 44, 5334–44.
- Keuken, M.P., Jonkers, S., Zandveld, P., Voogt, M., Elshout van den, S., 2012. Elemental carbon as an indicator for evaluating the impact of traffic measures on air quality and health. *Atmos. Environ.* 61, 1–8.
- Kheirbek, I., Wheeler, K., Walters, S., Kass, D., Matte, T., 2013. PM_{2.5} and ozone health impacts and disparities in New York City: sensitivity to spatial and temporal resolution. *Air Qual. Atmos. Health* 6, 473–486.
- Knutsson, I., Linell, A., 2010. Review article: health impact assessment developments in Sweden. *Scand. J. Public Health* 38, 115–20.
- Koppen, G., Collens, A., Tombeur, A., Smolders, R., Holderbeke, M. Van, Bauwens, M., 2015. Richtlijnenboek mens-Gezondheid Project en Plan MER. VITO, SGS.
- 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. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 173, 667–72.
- Lefebvre, W., Vranckx, S., 2013. Validation of the IFDM-model for use in urban applications. VITO.
- Lefebvre, F., Lefebvre, W., Op 't Eyndt, T., Smeets, N., Van Looy, S., 2015. IFDM-Traffic: Handleiding v. 1.6.
- Maiheu, B., Vranckx, S., Lefebvre, W., Janssen, S., 2015. Luchtkwaliteitsmodellering Ringland.
- Marmot, M., 2010. Fair Society, Healthy Lives: Strategic Review of Health Inequalities in England post-2010.
- Metro, Leeds City Council, 2013. Leeds New Generation Transport - Environmental statement: Volume IV - Health Impact Assessment (HIA).
- Miller, B., Hurley, F., Keuken, M., Hänninen, O., Sarigiannis, D., 2014. Relationship between transport-related PM and health: Update on methods for Health Impact Assessment of transport-related PM. TRANSPHORM - FP7 - Transport related air pollution and health impact.

- NIRC, 2011. Improving health in the United States: the role of health impact assessment.
- Oranjewoud - Member of Antea Group, 2013. Scheveningen Haven - MER.
- Parys, J., Arts, P., Vanhaecke, P., Nysten, K., 2014. Plan-milieueffectrapportage Oosterweelverbinding, Deelrapport 12 Discipline Mens en Gezondheid.
- 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 Am. Med. Assoc.*
- Reponen, T., Grinshpun, S.A., Trakumas, S., Martuzevicius, D., Wang, Z.-M., LeMasters, G., Lockey, J.E., Biswas, P., 2003. Concentration gradient patterns of aerosol particles near interstate highways in the Greater Cincinnati airshed. *J. Environ. Monit.* 5, 557–62.
- Roemer, M.G.M., Moerman, M.M., 2012. Metingen van NO₂, PM_{2,5} en EC te Rozendaal.
- SGS Belgium NV, Vinçotte Environment, dBA-Plan, Accoustical Engineering NV, 2011. MER: Richtlijnenboek discipline geluid en trillingen - Opdrachtgever LNE, Projectnummer 09.0043-2-v1-eindrapport.
- Technum, 2015. Plan-MER aansluitingscomplex N49 in Kaprijke en omleidingsweg in Lembeke.
- Tonne, C., Melly, S., Mittleman, M., Coull, B., Goldberg, R., Schwartz, J., 2007. A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction. *Environ. Health Perspect.* 115, 53–7.
- Van Brusselen, D., de Onate, A., Maiheu, B., Vranckx, S., Lefebvre, W., Janssen, S., Nawrot, T., Nemery, B., Avonts, D., 2015. Does “Ringland” improve air quality and health in Antwerp? Health Impact Assessment of a predicted air pollution change by covering the Antwerp Ring Road. Prep.
- Van der Sluis, M., Walda, I., Van den Elshout, S., 2012. Bestuurlijke bruikbaarheid van een roetindicator - Kansen en beperkingen van een nieuw instrumentarium om gezondheidseffecten van roet (EC) te berekenen.
- Van der Zee, S., Hoek, G., 2014. Luchtverontreiniging in perspectief.
- Van der Zee, S., Walda, I., 2008. GGD-richtlijn medische milieukunde: luchtkwaliteit en gezondheid - Rapport 609330008/2008.
- Van Poppel, M., Dons, E., Aerts, W., Bayens, B., Brabers, R., Daems, J., van LAer, J., Den Hond, E., Colles, A., Lefebvre, W., Govaerts, E., 2015. Opstellen van een luchtkwaliteitsmodel in functie van de interpretatie van de humane biomonitoringscampagne in de Gentse kanaalzone.
- Van Poppel, M., Dons, E., Peters, J., Brabers, R., Damen, E., Daems, J., Van Laer, J., Berghmans, P., Int Panis, L., 2012. Metingen van ultrafijn stof in Vlaanderen op hotspot(s) voor de blootstelling aan verkeerspolluenten.
- Voogt, M., Henzing, J., 2011. Onderzoek naar het effect van verkeersmaatregelen op het roetgehalte van fijn stof langs de Pleijroute (N325).
- Voogt, M.H., Eijk, A.R.A., 2014. Gezondheidseffecten luchtkwaliteitsmaatregelen - berekeningen voor NO₂, PM₁₀ en roet.
- Walton, H., Dajnak, D., Beevers, S., Williams, M., Watkiss, P., Hunt, A., 2015. Understanding the health impacts of air pollution in London.
- Weinhold, B., 2007. Does closeness make the heart grow weaker? Heart attacks and proximity to local traffic. *Environ. Health Perspect.* 115, A42.
- WHO, 2009. Night noise guidelines for Europe. Copenhagen, Denmark.
- WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. WHO, Copenhagen, Denmark.
- Woodruff, T.J., Grillo, J., Schoendorf, K.C., 1997. The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ. Health Perspect.* 105, 608–12.
- Zhou, Y., Levy, J.I., 2007. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. *BMC Public Health* 7, 89.
- Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Sioutas, C., 2002. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 52, 1032–42.

BIJLAGE A

Tabel A1. Dosis-respons curves gezondheidsimpact luchtpollutie uit WHO REVIHAAP (WHO, 2013) & HRAPIE (Holland, 2014) projecten.

	Pollutant metric	Health outcome	Age	Group	RR per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	95%LL	95%UL	Threshold	Background incidence/prevalence	95%LL	95%UL	Comment
PM long-term exposure	PM2.5 (annual mean)	All-cause (natural) mortality	>30	A*	1.062	1.04	1.083	0				
	PM2.5 (annual mean)	Cause-specific mortality	>30	A								
	PM10 (annual mean)	Infant mortality	1 month - 1 year	B*	1.04	1.02	1.07	0				
	PM10 (annual mean)	Prevalence of bronchitis	6-12(18)	B*	1.08	0.98	1.19	0	18.60%	6.00%	41.00%	Prevalence PATY study
	PM10 (annual mean)	Incidence chronic bronchitis	>18	B*	1.117	1.04	1.189	0	0.39%			Incidence SAPALDIA study
PM short-term exposure	PM2.5 (daily mean)	All-cause mortality	All	A	1.0123	1.0045	1.0201	0				Already accounted for in long-term exposure
	PM2.5 (daily mean)	Hospital admission cardiovascular disease	All	A*	1.0091	1.0017	1.0166	0				ICD10 I00-I99
	PM2.5 (daily mean)	Hospital admission respiratory disease	All	A*	1.019	0.9982	1.0402	0				ICD10 J00-J99
	PM2.5 (two week average converted to annual average)	RAD	All	B**	1.047	1.042	1.053	0	19 RADs per person per year			Baseline rate from the Ostro and Rothschild study in USA (1989)
	PM2.5 (two week average converted to annual average)	Work days lost	20-65	B*	1.046	1.039	1.053	0				
	PM10 (daily mean)	Incidence of asthma symptoms in asthmatic children	5-19	B*	1.028	1.006	1.051	0	Daily symptoms in group with "severe asthma": 17%			Prevalence of asthma in children based on "severe asthma": 4.9% (Lai et al., 2009)

	Pollutant metric	Health outcome	Age	Group	RR per 10 µg/m ³	95%LL	95%UL	Threshold	Background incidence/prevalence	95%LL	95%UL	Comment
O3 long-term exposure	O3 (April-September; average of daily max. 8-h mean over 35 ppb)	Respiratory mortality	>30	B	1.014	1.005	1.024	35 ppb				ICD10 J00-J99; Alternative to effects of short-term O3 on all-cause mortality
O3 short-term exposure	O3 (daily max. 8-h mean)	All-cause (natural) mortality	All	A*	1.0029	1.0014	1.0043	35 ppb				APHENA study; Adjusted for PM10
	O3 (daily max. 8-h mean)	All-cause (natural) mortality	All	A	1.0029	1.0014	1.0043	10 ppb				Alternative to assessment for O3 > 35 ppb
	O3 (daily max. 8-h mean)	Mortality CVD	All	A	1.0049	1.0013	1.0085	35 ppb or 10 ppb				APHENA study; Adjusted for PM10
	O3 (daily max. 8-h mean)	Mortality respiratory	All	A	1.0029	0.9989	1.007	35 ppb or 10 ppb				APHENA study; Adjusted for PM10
	O3 (daily max. 8-h mean)	Hospital admission CVD	>65	A*	1.0089	1.005	1.0127	35 ppb				ICD10 I00-I52; APHENA study; Adjusted for PM10
	O3 (daily max. 8-h mean)	Hospital admission respiratory disease	>65	A*	1.0044	1.0007	1.0083	35 ppb				ICD10 J00-J99; APHENA study; Adjusted for PM10
	O3 (daily max. 8-h mean)	Hospital admission CVD	>65	A	1.0089	1.005	1.0127	10 ppb				Alternative to assessment for O3 > 35 ppb
	O3 (daily max. 8-h mean)	Hospital admission respiratory disease	>65	A	1.0044	1.0007	1.0083	10 ppb				Alternative to assessment for O3 > 35 ppb
	O3 (daily max. 8-h mean)	MRAD	All	B*	1.0154	1.006	1.0249	35 ppb	7.5 MRAD per person per year			Baseline rate from the Ostro and Rothschild study in USA (1989)
	O3 (daily max. 8-h mean)	MRAD	All	B	1.0154	1.006	1.0249	10 ppb				Alternative to assessment for O3 > 35 ppb
NO2 long-term exposure	NO2 (annual mean)	All-cause (natural) mortality	>30	B*	1.055	1.031	1.08	20 µg/m ³				Possible overlap with PM2.5

	Pollutant metric	Health outcome	Age	Group	RR per 10 µg/m ³	95%LL	95%UL	Threshold	Background incidence/prevalence	95%LL	95%UL	Comment
	NO ₂ (annual mean)	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children aged 5-14 years	5-14	B*	1.021	0.99	1.06	0	Prevalence of bronchitic symptoms among asthmatic children: 21.1-38.7 % (Migliore et al., 2009; McConnell et al., 2003)			Adjusted for PM; Prevalence of asthma in children based on "asthma ever": 15.8% (Lai et al., 2009)
NO₂ short-term exposure	NO ₂ (daily maximum 1-hour mean)	All-cause (natural) mortality	All	A*	1.0027	1.0016	1.0038	0				RR adjusted for PM ₁₀ (APHEA study)
	NO ₂ (24-h mean)	Hospital admissions respiratory diseases	All	A*	1.018	1.0115	1.0245	0				Robust to adjustment for co-pollutants
	NO ₂ (daily maximum 1-hour mean)	Hospital admissions respiratory diseases	All	A	1.0015	0.9992	1.0038	0				Robust to adjustment for co-pollutants; alternative to 24-h NO ₂ average

A=core analysis and B = extended analysis (less certain!)

*= effects are additive

**= only residual RADs to be added to total effect, after days in hospital, work days lost and days with symptoms are accounted for

BIJLAGE B: AFLEIDEN VAN IMPACTFUNTIES

Afleiding impactfunctie PM2.5

Leeftijd	Stefte aantal mannen ^a	Sterfte aantal vrouwen ^a	Som sterfgevallen (man + vrouw)	RR ^b	Blootstelling in 2010 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^c	Populatie ^d	Incidentie (I) mortaliteit in 2010 (%) berekend	Y0 ^e (achtergrond incidentie)	Attributief aantal gevallen ^f	Impactfunctie (overlijdens per persoon per $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ per jaar)
< 1jaar	157	108	265	1,062	17,4881065	68916	0,38%	0,35%	26	
01-04	35	16	51	1,062	17,4881065	274390	0,02%	0,02%	5	
05-09	19	7	26	1,062	17,4881065	324558	0,01%	0,01%	3	
10-14	20	13	33	1,062	17,4881065	340249	0,01%	0,01%	3	
15-19	65	28	93	1,062	17,4881065	368272	0,03%	0,02%	9	
20-24	141	46	187	1,062	17,4881065	364498	0,05%	0,05%	18	
25-29	156	57	213	1,062	17,4881065	386076	0,06%	0,05%	21	
30-34	157	83	240	1,062	17,4881065	387858	0,06%	0,06%	23	
35-39	234	116	350	1,062	17,4881065	418111	0,08%	0,08%	34	
40-44	322	219	541	1,062	17,4881065	462317	0,12%	0,11%	53	
45-49	541	366	907	1,062	17,4881065	489588	0,19%	0,17%	89	
50-54	907	588	1495	1,062	17,4881065	455947	0,33%	0,30%	146	
55-59	1304	772	2076	1,062	17,4881065	403985	0,51%	0,46%	203	
60-64	1879	1060	2939	1,062	17,4881065	372173	0,79%	0,71%	287	
65-69	2258	1329	3587	1,062	17,4881065	289340	1,24%	1,12%	351	
70-74	3338	2051	5389	1,062	17,4881065	283759	1,90%	1,71%	527	
75-79	4756	3492	8248	1,062	17,4881065	250684	3,29%	2,97%	807	
80-84	5414	5602	11016	1,062	17,4881065	176281	6,25%	5,64%	1078	
85-89	4907	7039	11946	1,062	17,4881065	101169	11,81%	10,65%	1169	
90-94	1740	3706	5446	1,062	17,4881065	25172	21,64%	19,52%	533	
95+	618	2339	2957	1,062	17,4881065	8640	34,22%	30,88%	289	
Totaal	28968	29037	58005		17,4881065	6251983			5674	=5674/ 6251983/ 17,4881065 = 5,19E-05

a:

b: RR van Pope et al. 2002: 1,062 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5}

c: bevolkingsgewogen blootstellingsdata VMM (Buekers et al., 2012)

d: http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/structuur/woonplaats/oppervlakte_dichtheid/e: Y0 = achtergrond prevalentie = $I / (1 + (RR-1) \times \text{blootstelling PM}_{2,5}/10)$ f: Attributief aantal gevallen = $Y0 \times \text{blootstelling PM}_{2,5}/10 \times (RR - 1) \times \text{populatie}$

Steftecijfers werden bekomen van data van VAZG. Populatiegegevens werden bekomen van de dienst economie van de Federale Overheid. Op basis van de sterftcijfers en bevolkingsgegevens werd de incidentie (sterfgevallen) berekend. Blootstellingsdata komen van de VMM. Op basis van deze data kon de achtergrondincidentie (Y0) berekend worden. Eens deze gekend, kan het aantal attributieve gevallen berekend worden. Op basis hiervan kan de impactfunctie berekend worden.

Afleiding impactfunctie voor EC

Impactfunctie = 0,000550 gevallen per $\mu\text{g EC/m}^3$ per persoon per jaar.

Afleiding impactfunctie voor EC

Leeftijd (jaar)	Incidentie (I) mortaliteit alle oorzaken (%) 2010 ^a	Aantal personen ^b	Berekend aantal Overlijdens	Aantal overlijdens door EC rekening houdend met RR van 1.06 per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^c	Impactfunctie (overlijdens per persoon per $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$ per jaar)
< 1jaar	0.38%	68916	265		
01-04	0.02%	274390	51		
05-09	0.01%	324558	26		
10-14	0.01%	340249	33		
15-19	0.03%	368272	93		
20-24	0.05%	364498	187		
25-29	0.06%	386076	213		
30-34	0.06%	387858	240		
35-39	0.08%	418111	350		
40-44	0.12%	462317	541		
45-49	0.19%	489588	907		
50-54	0.33%	455947	1495		
55-59	0.51%	403985	2076		
60-64	0.79%	372173	2939		
65-69	1.24%	289340	3587		
70-74	1.90%	283759	5389		
75-79	3.29%	250684	8248		
80-84	6.25%	176281	11016		
85-89	11.81%	101169	11946		
90-94	21.64%	25172	5446		
95+	34.22%	8640	2957		
		6251983	58005	=58005/100×5,9= 3437	=3437/6251983= 0,000550

a: zie tabel voor PM_{2,5}

b: http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/bevolking/structuur/woonplaats/oppervlakte_dichtheid/

c: RR mortaliteit alle-oorzaken = 1,06 per $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$ (Janssen et al., 2011)

Bevolkingsgewogen gemiddelde blootstelling in Vlaanderen (2010) = 0,99 $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$ of $\approx 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Buekers, 2012)

RR bij blootstelling is gelijk aan 1,059 bij 0,99 $\mu\text{g EC}/\text{m}^3$

Op basis van aantal sterfgevallen en het relatief risico van 1,06 per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EC kon het attributief aantal gevallen berekend worden. Hieruit werd dan een impactfunctie berekend voor de ganse populatie.