

OPTIMALISEREN EN ACTUALISEREN VAN HET GEBRUIK VAN GEZONDHEIDSINDICATOREN BINNEN DE OMGEVINGSBELEIDSCONTEXT

Jurgen Buekers, Karen Van de Vel, Leo De Nocker, Johan Bierkens en Kirsten Baken

Studie uitgevoerd in opdracht van: Departement Omgeving – Vlaams Planbureau voor Omgeving (VPO)

Ref VPO: OMG-VPO/2018/01

Ref VITO: 2019/HEALTH/16644

Maart 2020



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

VERSPREIDINGSLIJST

AZG	Agentschap Zorg en Gezondheid
VPO	Departement Omgeving – Vlaams Planbureau voor Omgeving
INBO	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
VMM	Vlaamse MilieuMaatschappij
IRCEL	Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu

SAMENVATTING

Indicatoren in het veld van milieu en gezondheid trachten de brug te slaan tussen enerzijds wetenschappelijke data en anderzijds het beleid. In de eerste plaats zijn deze gebaseerd op gefundeerde wetenschappelijke informatie en anderzijds moeten ze relevant zijn voor het (gezondheids)beleid, de maatschappij en onze gezondheid. Bovendien is het nodig dat deze makkelijk te interpreteren zijn door beleidsmakers. Ze kunnen gebruikt worden om beleid te ontwerpen, te sturen en te evalueren.

Dit onderzoek hield in de eerste plaats een screening in om bestaande milieu- en gezondheidsindicatoren in Vlaanderen te optimaliseren en een aantal nieuwe indicatoren te ontwikkelen (Hoofdstuk 1). In een tweede hoofdstuk werd gekeken naar bestaande indicatoren (DALYs of *Disability Adjusted Life Years* in MIRA – Milieurapport Vlaanderen) en waar deze mogelijk geüpdatet konden worden. Bijvoorbeeld: voor dioxines is er meer evidentie voor een aantal gezondheidseindpunten die momenteel nog niet meegenomen werden (effecten op spermakwaliteit, schildklierhormoonspiegels waarvoor WHO reeds DALYs afleidde); een indicator voor CO in binnenlucht bestond reeds voor Vlaanderen maar voor buitenlucht is er een associatie met coronaire hartziekte waarvan de gezondheidssimpact nog niet werd begroot; voor omgevingstabaksrook zijn er aanwijzingen voor een associatie met diabetes welk een invloed zal hebben op de ziektelast; voor UV straling rekende het RIVM reeds DALYs uit voor staar en plaveiselcel carcinoom wat nu niet meegenomen werd in de Vlaamse DALY indicator voor blootstelling aan UV; voor cadmium is er epidemiologisch onderzoek dat op basis van humane biomonitoring (HBM) een associatie vindt met osteoporose bij oudere vrouwen. Dit wordt ook bevestigd door in vitro onderzoek hoewel de concentratie vanaf welke dit effect plaatsvindt voer is voor discussie; voor arseen zou gekeken kunnen worden naar de inname via drinkwater en mogelijk gerelateerde gezondheidseffecten; voor de blootstelling aan lood is er recent veel aandacht voor de ontwikkeling van cardiovasculaire ziektes naast het verlies aan IQ; de gezondheidssimpact van ozon, fijn stof en NO₂ in de MIRA indicatoren zou geüpdatet kunnen worden naar de WHO studies van HRAPIE en REVIHAAP (voor NO₂ en fijn stof reeds uitgevoerd in afzonderlijk project); tevens zouden de geluidsindicatoren voor sterke hinder en sterke slaapverstoring geüpdatet kunnen worden naar het recente WHO rapport (2018) met nieuwe blootstelling-effect relaties die voor sterke hinder en sterke slaapverstoring door verkeer een groter gezondheidseffect hebben (voor sterke slaapverstoring en wegverkeer iets minder) dan eerdere relaties; voor klimaat (hitte) zou er een indicator kunnen ontwikkeld worden die niet enkel rekening houdt met mortaliteit maar ook met morbiditeit.

Nieuwe milieu-gezondheidsindicatoren werden voorgesteld. Voor groene ruimte (Hoofdstuk 3) is een aanzet tot indicator en set van blootstelling-effect relaties voorgesteld die kan dienen om de (orde van grootte) van het effect van groen in de woonomgeving in te schatten en op te volgen op Vlaams niveau. Deze indicator weerspiegelt enerzijds dat er veel evidentie is dat blootstelling aan groen positieve gevolgen heeft voor fysieke en mentale gezondheid. Hij weerspiegelt echter ook dat de beschikbare indicatoren om blootstelling aan groen in kaart te brengen heel beperkt zijn. Meer consistente data (bv. via questionnaires, apps) zijn nodig om de blootstelling preciezer in kaart te brengen.

De aanzet tot indicator meet de verandering in % groene ruimte (op basis van landgebruik en vegetatie) binnen 1 en 3 km van de woonplaats en de invloed op een set van fysieke en mentale gezondheidseindpunten. Open zoetwater kan tevens mogelijk meegenomen worden in de kwantificering.

Deze aanzet is (te) ruw voor het in detail beoordelen en opvolgen van (potentiële) blootstelling aan groen. Voor opvolging raden we aan om bijkomend ook informatie mee te nemen m.b.t. de beschikbaarheid van toegankelijk groen, op basis van indicatoren m.b.t. de groennormen (inclusief voor de langere afstand (minimaal 1 km, bij voorkeur 3 km). We raden aan te verkennen om ook andere aspecten dan recreatie mee te nemen, bv. aanwezigheid straatgroen, en om ook uit te breiden naar groen in specifieke locaties, zoals scholen, winkelstaten, werkplekken.

Om feitelijke blootstelling te meten raden we aan om te verkennen hoe grootschalige (potentieel) beschikbare databronnen hiertoe kunnen gebruikt worden (bijv. data van telecomoperatoren of apps die data over locatie, activiteiten en gevoelens verzamelen of via questionnaires zoals bv. deze van Steunpunt Milieu en Gezondheid, Flemish Environment and Health Study (FLEHS)).

Voor de blootstelling aan hormoonverstoorders of endocriene verstoorders (Hoofdstuk 4) werd een exploratie gedaan van eerdere berekeningen op Europees niveau en gekeken of er op Vlaams niveau voldoende data beschikbaar waren om dezelfde methodologie toe te passen. Er werd enkel gekeken naar een aantal stressoren (HBM data van organosfosfaten, de gebromeerde vlamvertrager PBDE-47, ftalaten, PFAS of per/poly gefluoreerde alkylverbindingen) en enkele gezondheidseffecten (IQ verlies voor de eerste twee stressoren, obesitas voor blootstelling aan ftalaten en hypertensie voor blootstelling aan PFAS). De methodologie werd uitgespit en uitgeschreven zodat ze toepasbaar is wanneer nieuwe HBM data beschikbaar komen. Er werd een eerste schatting gemaakt van de gezondheidssimpact in Vlaanderen met bepaalde aannames. De onzekerheid op de blootstelling-effect relatie werd nog niet in beschouwing genomen. Ook aangezien er uitgegaan werd van slechts enkele stressoren en eindpunten is deze ruwe schatting een onderschatting van de reële ziektelast van hormoonverstorende stoffen. Dit hoofdstuk diende als aanzet om indicatoren voor hormoonverstorende stoffen op te stellen. Ze kunnen verder uitgewerkt worden ter publicatie op de website van VMM-MIRA.

Voor PAKs (polyaromatische koolwaterstoffen) deed de studie een screening van bestaande indicatoren (Hoofdstuk 5). Deze zijn echter beperkt en mogelijk is het nog te vroeg om een milieu-gezondheidsindicator specifiek voor PAKs uit te werken. Mogelijkheden zouden kunnen liggen in een indicator rond PAKs in houtrook, blootstelling-effect relaties op basis van HBM data of epidemiologische studies rond hormoonverstoring van PAKs.

Meer en meer studies tonen onafhankelijk gezondheidseffecten aan van blootstelling aan NO₂ in buitenlucht. De blootstelling aan NO₂ is echter spatiaal sterk variabel. Om die reden zou het nuttig zijn om een lokale indicator op te stellen die rekening houdt met gezondheid en luchtkwaliteit (Hoofdstuk 6). Het is belangrijk om blootstelling-effect relaties te bepalen die rekening houden met dit spatiaal karakter (m.a.w. blootstelling-effect relaties afgeleid op basis van street canyon kaarten). Er zijn echter tot nu toe nog maar een beperkt aantal studies die hiermee rekening houden. Deze studies zijn gelimiteerd tot bepaalde leeftijdscategorieën en bepaalde effecten zodat een vertaling naar de algemene bevolking moeilijk is. Meer van deze studies zullen echter in de toekomst ter beschikking komen. Het afleiden van blootstelling-effect relaties kan gebeuren in EU verband welke dan verder kunnen toegepast worden op Vlaams niveau.

Verder is het ook belangrijk dat het juiste type indicator gebruikt wordt voor het juiste doel (Hoofdstuk 7). Verschillende indicatoren bestaan, elk met hun voor- en nadelen en sommige eenvoudige indicatoren zijn voldoende voor bepaalde beleidsvragen terwijl er voor andere complexere indicatoren nodig zijn. Het is ook van belang bij indicatoren, indien nodig, rekening te houden met bevolkingsgroei, vergrijzing, leeftijd, kritische periodes in het leven waarbij we gevoeliger zijn voor bepaalde stressoren (zwangerschap, baby's) en sociaaleconomische factoren (Hoofdstuk 8).

Finaal werden suggesties voor het beleid ter ondersteuning van de ontwikkeling van indicatoren uitgewerkt (Hoofdstuk 9).

SUMMARY

Indicators in the field of Environment and Health (E&H) try to feed the science to policy nexus. Basically they are founded on solid scientific evidence and need to be relevant for policy, the community and in the end our health. On top, they should be easily interpretable by policymakers and stakeholders. They can be used in the phase of policy design, steering and evaluation.

This project was designed to screen E&H impact indicators, mostly based on the DALY (Disability Adjusted Life Year) & external cost methodology, of the Flemish Environment Agency (Belgium) and to see where actualization was possible (Chapter 1). Environmental stressors were studied further into detail and suggestions were given how indicators could be updated based on info in reports of acknowledged scientific institutions and peer reviewed scientific literature (Chapter 2). This involves availability of new information on e.g. exposure, health endpoints, exposure-effect relationships. For example: for dioxins there is more scientific evidence for health effects that were not considered in the current indicator yet (namely effects on sperm quality, thyroid hormone levels for which WHO already derived DALYs, were not yet taking into account for Flanders); an indicator for exposure to indoor carbon monoxide (CO) already exists for Flanders but not for outdoor CO for which an association with coronary heart disease was established; for environmental tobacco smoke (ETS) there are indications for an association of ETS with the prevalence of diabetes; for UV radiation RIVM already calculated DALYs for cataract and squamous cell carcinoma which are currently not taken up in the Flemish indicator (only based on melanoma); for cadmium epidemiological studies do find an association with osteoporosis in elderly women based on human biomonitoring (HBM) data, which is supported by toxicological studies. The threshold at which this effect initiates is under debate; for arsenic the focus could be on the intake through drinking water and possible (cardiovascular) health effects; recently a lot of attention goes to cardiovascular mortality next to IQ loss for exposure to lead; the health impact of ozone, particulate matter and NO₂ should be updated according to the WHO REVIHAAP/HRAPIE studies (for PM and NO₂ already performed this year in separate project; in 2021 an update of REVIHAAP/HRAPIE is foreseen); indicators estimating the health impact of exposure to noise (still based on exposure-response functions of Babish et al. (2010)) should be updated taking into account exposure-response functions published by WHO in 2018. This includes in general a relatively larger impact per exposure unit for sleep disturbance and annoyance (excl. sleep disturbance through road transport); when focussing on climate change and heat stress a health indicator should be developed which not only takes into account mortality but also morbidity effects.

Further the focus in this project was on the assessment of possibilities to develop new indicators. For exposure to green space (Chapter 3) an incentive to an indicator and a set of exposure-response functions is proposed to estimate (order of magnitude) at Flemish scale the effect of a shift of exposure to green on health in the living environment. The incentive shows that there is a lot of evidence that exposure to green has positive effects on physical and mental health. It also reflects that the possibilities of available indicators for detailed exposure to green and health is currently limited. More consistent data (e.g. via questionnaires, apps) is needed at the exposure site. The proposed indicator measures the change in % green space, based on land use and vegetation, within 1 and 3 km of the residence and the effect on physical and mental health endpoints. It's also a possibility to include blue space (fresh water) for the quantification. A drawback is that the indicator is too rough to assess detailed exposure to green. Towards future development of indicators, it's also recommended to include next to detailed exposure also information on the accessibility of green space based on green standards and to extend indicators towards other aspects such as presence of green in streets, schools, working environments, etc.

In order to estimate the exposure to green more in detail at a large geographical scale, instruments like data of mobile phone operators, could be used or apps that gather data on location & activities or questionnaires like the one of the Flemish Environment and Health Survey (FLEHS).

For exposure to endocrine disrupting chemicals (EDCs) (Chapter 4) it was explored if former calculations of external costs done at EU level could be applied to the Flemish level and if HBM data were available at Flemish level. Stressors that were considered were organophosphorus pesticides (effect: IQ loss), brominated flame retardant PBDE-47 (effect: IQ loss), phthalates (effect: obesity) and PFAS or per- and polyalkyl fluorinated substances (effect: hypertension). The methodology was retrieved from scientific publications and written out in detail so it can be applied when new HBM data becomes available. A first estimate of the health impact was done for the central estimate not taking into account the uncertainty on the exposure-response curve. The impact was relatively large and at the moment the 2nd largest after exposure to air particulate matter in Flanders. In this first estimate only a limited number of exposure response relationships was accounted for so the calculation performed here is probably an underestimate of the real burden caused by EDCs. The goal of this chapter was initially to set up indicators for EDCs. These can be worked out in a subsequent project for publication on the website of the Flemish Environment Agency.

For polyaromatic hydrocarbons (PAHs) a screening was performed of existing indicators in the international literature. The number of indicators is limited and maybe it's too soon to develop a health impact indicator for exposure to PAHs in Flanders (Chapter 5). Possibilities for setting a health (impact) indicator lay in the exposure to PAHs through woodsmoke, exposure-response relationships based on HBM data or the endocrine disruption of PAHs based on epidemiological studies.

More and more studies report on the independent health effects that occur because of exposure to nitrogen dioxide (NO₂) in open air. Exposure to NO₂ varies considerably by the spatial dimension. Therefore it would be useful to develop a local health indicator that takes into account air pollution (Chapter 6). While more information is gained on local exposure (e.g. through the use of air pollution modelling in street canyons) the exposure-response relationships are based on exposure maps with relatively larger resolution or even based on background monitoring stations. The combination of high resolution exposure maps (street canyon) and exposure-response relationships (based on background stations or at larger exposure resolution maps) lead to an overestimation of the health impact and is not appropriate. Exposure-response relationships based on high resolution exposure are limited (restricted to some age categories) so that translation into health for the general population is difficult. However it needs to be said that both high resolution maps and health impact calculations contribute in constructing policy to diminish exposure. The derivation of exposure-response relationships can be done in an EU context while the application can be performed at the Flemish level.

Further it's also important that the right indicator is fit for the right target (Chapter 7). Different indicators exist with their own pros and cons and some easy to construct indicators are sufficient to answer certain policy questions while for others complex indicators are necessary. For the development of indicators, issues that need to be account for are population growth, ageing of the population, age, critical periods in life at which we are more sensitive to certain stressors than during other periods (e.g. elderly, pregnancy, babies) and socio-economic factors (Chapter 8).

Finally suggestions for the introduction/development of indicators are given in Chapter 9.

INHOUD

Verspreidingslijst	I
Samenvatting	II
Summary	IV
Inhoud	VI
Lijst van tabellen	IX
Lijst van figuren	XI
Lijst van afkortingen	XIII
1. Plan van aanpak	1
2. Mogelijke optimalisatie en actualisatie van bestaande milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen	2
2.1. <i>Inleiding</i>	2
2.2. <i>Samenvattende tabel</i>	3
2.3. <i>Informatie per stressor</i>	6
2.3.1. Benzeen (C ₆ H ₆)	6
2.3.2. Dioxines	6
2.3.3. Koolstofmonoxide (CO)	7
2.3.4. Formaldehyde (CH ₂ O)	7
2.3.5. Omgevingstabakrook (ETS, Environmental Tobacco Smoke)	8
2.3.6. Radon (Rn)	9
2.3.7. Ultraviolet (UV)	9
2.3.8. Schimmels en vocht	9
2.3.9. Elektromagnetische frequenties (EMF)	10
2.3.10. Nikkel (Ni)	10
2.3.11. Cadmium (Cd)	10
2.3.12. Arseen (As)	11
2.3.13. Lood (Pb)	11
2.3.14. Ozon (O ₃)	12
2.3.15. Stikstofdioxide (NO ₂)	12
2.3.16. Elementair koolstof (EC)	13
2.3.17. Fijn stof (PM)	13
2.3.18. Geluid	14
2.3.19. Klimaat-Hitte	22
3. Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: groene ruimte	23
3.1. <i>Overzicht thema's</i>	23
3.2. <i>Effecten op groen in de leefomgeving op fysieke en mentale gezondheid</i>	24
3.2.1. Algemeen beeld uit de literatuur	25
3.2.2. Hoe eenduidig zijn de effecten uit de studies?	26
3.2.3. Mechanismen die deze effecten verklaren?	27

3.2.4.	Conclusie: veel evidentie voor een complexe relatie tussen groen en gezondheid	27
3.3.	<i>Welk groen draagt bij aan gezondheidsbaten?</i>	28
3.3.1.	Meerdere indicatoren voor beschikbaarheid van groen	29
3.3.2.	Aandachtspunten m.b.t. indicatoren voor beschikbaarheid van groen	30
3.3.3.	Relatie met beweging	33
3.3.4.	Effecten op ontwikkeling van kinderen	34
3.3.5.	Lopend onderzoek in Vlaanderen	34
3.4.	<i>Bespreking van potentiële indicatoren om blootstelling aan groen te meten</i>	34
3.4.1.	Samengestelde indicatoren en score tools voor beschikbaarheid groen	34
3.4.2.	Metten van blootstelling aan groene ruimte via bewegingssensoren en groenkaarten	35
3.4.3.	Toepasbaarheid voor Vlaanderen ?	36
3.5.	<i>Mogelijkheden om de effecten in te schatten voor Vlaanderen ?</i>	37
3.5.1.	Inleiding	37
3.5.2.	Blootstelling-effect relaties morbiditeit uit Vitamine G project Nederland (Maas, 2009)	37
3.5.3.	Toetsing dosis-effect relaties morbiditeit aan recente literatuur	38
3.5.4.	Toepassing Vlaanderen met vertaling effecten naar DALYS	39
3.5.5.	Effecten op mortaliteit	41
3.6.	<i>Conclusie</i>	42
4.	Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: Endocriene stoffen (EDC: endocrine disrupting chemicals)	45
4.1.	<i>Inleiding</i>	45
4.2.	<i>Organofosfaat pesticiden</i>	49
4.3.	<i>Polygebromeerde diphenyl ethers (PBDE)</i>	52
4.4.	<i>Ftalaten</i>	54
4.4.1.	Ftalaten en obesitas in volwassenen (50-64j)	54
4.5.	<i>PFAS</i>	58
4.6.	<i>Indicator</i>	61
5.	Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: Polyaromatische koolwaterstoffen (PAKs)	62
6.	Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: Lokale gezondheidsindicator luchtkwaliteit	65
6.1.	<i>Inleiding</i>	65
6.2.	<i>Wensen van Team Lucht en voorstel voor lokale gezondheidsindicator</i>	67
7.	Types van indicatoren	70
7.1.	<i>GES indicator</i>	70
7.2.	<i>Attributief aantal gevallen</i>	71
7.3.	<i>DALY (Disability Adjusted Life Year) indicator</i>	72
7.4.	<i>MGR indicator</i>	72

8. Demografische aspecten in de indicatoren	73
8.1. <i>Bevolkingsgroei</i>	73
8.2. <i>Leeftijdsafhankelijkheid in de indicatoren en vergrijzing</i>	73
8.3. <i>Gevoelige groepen (onafhankelijk van leeftijd)</i>	74
9. Suggesties Evidence-informed beleid en uiteindelijk doorstroming naar indicatoren milieu en gezondheid	76
9.1. <i>Endocriene stoffen</i>	79
9.2. <i>Geluid</i>	80
9.3. <i>Luchtkwaliteit</i>	82
9.4. <i>Groen</i>	83
9.5. <i>Dynamische blootstelling</i>	85
9.6. <i>Type studies</i>	85
9.7. <i>Data</i>	85
9.8. <i>aandacht voor sociaal kwetsbare groepen</i>	86
Literatuurlijst	87

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1. Werklast om additionele stressoren (niet in detail beschouwd in dit project) verder uit te werken. Een extra + betekent een grotere werklast.	1
Tabel 2. Overzicht van stressoren (MIRA) en hun mogelijke optimalisatie/actualisatie.	3
Tabel 3 Dosis-effect relaties gebruikt voor de DALY-berekeningen in MIRA rapportering.	14
Tabel 4. Dosis-effect relaties voor blootstelling aan verkeersgeluid, afgeleid uit recent rapport WHO (WHO European Centre for Environment and Health, 2018) en de acht hierboven vermelde systematische reviews.	15
Tabel 5 Dosis-effect relatie voor blootstelling aan verkeersgeluid, afgeleid uit van Kamp (2018).	16
Tabel 6 Aantal blootgestelden aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in 5 geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{den} vanaf $L_{den}=55$ dB(A), data voor 2006.	19
Tabel 7. Aantal blootgestelden aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in 5 geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{night} vanaf $L_{night}=50$ dB(A), data voor 2006.	20
Tabel 8 Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid zoals gerapporteerd door MIRA, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2006.	20
Tabel 9 Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid met WGO dosis-effectrelaties uit Tabel 4, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2006.	20
Tabel 10. Verhouding tussen doorrekening van gezondheidseffecten gebruik makend van dosis-effectrelaties van WGO (Tabel 9) en MIRA (Tabel 8).	21
Tabel 11. Overzicht van de subthema's m.b.t. groen en gezondheid	24
Tabel 12. Overzicht van de gezondheidseffecten waarop groen (in woonomgeving) een effect heeft	25
Tabel 13. Blootstelling-effectrelaties voor prevalentie gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van de woning (op basis van Maas et al., 2009). Verandering in blootstelling is niet gelijkaardig voor elke studie.	38
Tabel 14. Gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van de woning, uitgedrukt in DALYs per 1000 inwoners	41
Tabel 15. Geselecteerde dosis-effect relaties voor inschatten effecten groene omgeving in Vlaanderen	43
Tabel 16. Overzicht berekening ziektekosten gerelateerd aan EDC blootstelling, Transande et al. (2015)	45
Tabel 17. Blootstelling kinderen geboren in 2010 aan organofosfaat pesticiden	49
Tabel 18. Organofosfaat metabolieten in urine ($\mu\text{g/L}$) van kinderen (3-14j) in Duitsland. Becker et al. (2007).	49
Tabel 19. Blootstelling bij P90 op basis van studie Becker et al. (2007).	49
Tabel 20. Organofosfaat metabolieten in urine ($\mu\text{g/L}$) van kinderen (3-14j) in Duitsland volgens leeftijd. Becker et al. (2007).	50
Tabel 21. Blootstelling van jongeren aan dialkylfosfaten in Vlaanderen FLEHS II (2007-2011). Gemiddelde leeftijd 14,8 jaar. Op basis van bijlage 4 van het eindrapport. Blootstelling in $\mu\text{g/L}$. Waarden onder detectielimiet gezet op helft van de detectielimiet.	50
Tabel 22. Resultaten FLEHSII in nmol/L	50
Tabel 23. Verdeling van som van organofosfaat metabolieten in FLEHSII (DMP, DMTP, DEP). Voor ieder persoon werd de som van de metabolieten genomen en op basis hiervan de percentielen berekend. Resultaten in nmol/L .	51
Tabel 24. Back on the envelope berekening externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan organofosfaten in Vlaanderen. Berekend vanaf P50 gezien P25 ongeveer gelijk is aan 65 nmol/L waaronder geen effect berekend wordt.	51

Tabel 25. Geschatte jaarlijkse kosten in de EU door levensstijl of milieufactoren (bron: EU Policy Department for Citizen's Rights and Constitutional Affairs, 2019).	52
Tabel 26. Blootstelling aan PBDE47 volgens Gari & Grimalt (2013). Eenheid is ng/g vet.	53
Tabel 27. Blootstelling van jongeren aan PBDE47 in Vlaanderen FHEHS II (2007-2011). Gemiddelde leeftijd 14,8 jaar. Op basis van bijlage 4 van het eindrapport. Blootstelling in ng/g vet.	53
Tabel 28. Back on the envelope berekening sociale kosten gerelateerd aan blootstelling aan PBDE-47 in Vlaanderen.	54
Tabel 29. Blootstelling EU DEMOCOPHES som van metabolieten ftalaten (Legler et al., 2015)	54
Tabel 30. Overzicht ftalaat concentraties FLEHSIII. Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd (zie verder dosis-respons curve).	55
Tabel 31. Verdeling van som van ftalaatmetabolieten in FLEHSIII. Voor ieder persoon werd de som van de metabolieten genomen en op basis hiervan de percentielen berekend. Concentratie in nmol/L. Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd.	55
Tabel 32. Data DEMOCOPHES België (bron: Landspecifieke statistische analyse resultaten, deliverable 17). Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd.	56
Tabel 33. Externe kosten berekening blootstelling aan ftalaten in Vlaanderen	57
Tabel 34. PFOA concentraties in volwassenen (50-65j) in FLEHSIII	59
Tabel 35. Externe kosten berekening blootstelling aan PFOA	60
Tabel 36 Overzicht van hazard ratio's voor blootstelling aan NO ₂ voor verschillende gezondheidseindpunten bij 50-64 jarigen.	68
Tabel 37 Gegevens per leeftijdscategorie voor Vlaanderen	68
Tabel 38. Uitwerking van DALY-berekeningen voor vervroegde mortaliteit gesteld dat 0,8 % van de Vlaamse 50-54-jarigen blootgesteld is aan een concentratie van 40 µg/m ³ NO ₂ .	69
Tabel 39 Voorbeeldberekening voor mortaliteit alle oorzaken door blootstelling aan NO ₂ .	69
Tabel 40. Suggesties voor evidence-informed beleid en uiteindelijk aanpassing/ontwikkeling van indicatoren voor endocriene stoffen, luchtpollutie, geluid en groene ruimte	77

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1. Overzicht huidige milieu-gezondheidsindicatoren (DALYs) voor Vlaanderen. Bron: MIRA.	3
Figuur 2 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer (uitgedrukt in L_{den}).	16
Figuur 3 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van spoorverkeer (uitgedrukt in L_{den}).	17
Figuur 4 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van luchtverkeer (uitgedrukt in L_{den}).	17
Figuur 5 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer (uitgedrukt in L_{night}).	18
Figuur 6 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van spoorverkeer (uitgedrukt in L_{night}).	18
Figuur 7 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van luchtverkeer (uitgedrukt in L_{night}).	19
Figuur 8 : Vereenvoudigd schema voor analyse van effecten groene omgeving op gezondheid Bron: op basis van Zhang and Tan (2019); epidim = epidemiologische studie zonder bevraging over blootstelling groen of zonder dagboek maar blootstelling afgeleid op basis van bv satelliet data (groen in woonomgeving)	24
Figuur 9 : Schema voor analyse van effecten groene omgeving op gezondheid. Bron: op basis Zhang and Tan (2019).	28
Figuur 10 : Invloed van afstand tot woning op percentage studies die significante associatie vinden tussen blootstelling aan groen en fysieke gezondheid. Indicator% = Aandeel studies met significant positief effect van meer groene omgeving op fysieke gezondheid, voor studies die best voldoen aan kwaliteitscriteria. Bron: Browning and Lee (2017).	31
Figuur 11 : Vereenvoudigd schema voor meten blootstelling aan groene omgeving.	35
Figuur 12. Jaarlijkse kosten (Euro) in de EU gerelateerd aan blootstelling aan EDCs. Data gebaseerd op basis schatting van Trasande et al. (2015). Resultaten gepresenteerd in Euro 2010. Punt gebruikt als decimale separator in figuur.	48
Figuur 13. Geschatte kosten geassocieerd met blootstelling aan endocrine disrupting chemicals (EDCs), volgens een weight of evidende approach (op basis van Trasande et al., 2015). Figuur uit EU Policy Department for Citizen's Rights and Constitutional Affairs (2019).	48
Figuur 14. Externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan verschillende milieustressoren in Vlaanderen. Zie tabel 35 in Buekers et al. (2012). Voor nikkel, arseen en cadmium is enkel de impact via blootstelling in de lucht berekend. EMF staat voor electromagnetic fields. EC staat voor elementair koolstof en is een onderdeel van fijn stof. Voor lood werd cardiovasculaire impact nog niet meegenomen.	52
Figuur 15. Dosis-respons curve volgens Song et al. (2014). Som van phthalaatmetabolieten op X-as (MEHP, MEHHP, MEOHP, MCEPP, MnBP, MBzP, MEP, MBP, MiBP). Model 1= gecorrigeerd voor urinair creatinine. Model 2 = gecorrigeerd voor urinair creatinine, cohorte bron, leeftijd, status menopauze, roken, fysieke activiteit, alcohol inname, AHEI (alternative healthy eating index), totale energie inname en baseline lichaamsgewicht. Voor beide modellen $P < 0,05$.	56
Figuur 16. BMI Vlaams gewest (zie studie Sciensano in voetnoot).	57
Figuur 17. Gecorrigeerde OR (odds ratio) voor hypertensie in volwassenen afhankelijk van PFOA concentraties. Gestreepte lijn geeft 95% BI weer. OR werd gecorrigeerd voor leeftijd, seks, ras/ethniciteit, opleiding, inkomen, obesitas, roken, alcohol inname, serum albumine, totale inname van gesatureerde vetzuren, fysieke activiteit, PFOS gehaltes, totale cholesterol en nierwerking. Het histogram geeft de verdeling weer van log getransformeerde PFOA concentraties in NHANES 2003-2004 en 2005-2006. Onder $2,6 \mu\text{g/L}$ is de OR = 1.	59

Figuur 18. Ruwe schatting jaarlijkse externe kosten blootstelling aan endocriene verstoorders in Vlaanderen. Voor ftalaten werd de kost voor obesitas (in Euro-2010) berekend welke momenteel nog wat onzekerheid inhoudt (op basis van evidentie voor humane studies). Voor PBDE-47 en organofosfaat pesticiden werd gekeken naar IQ verlies bij kinderen (in Euro-2008) en voor PFAS naar hypertensie bij volwassenen. Voor vroegtijdige sterfte door hypertensie werd uitgegaan van een VSL van 3,5 miljoen Euro (ECHA, 2016) (Euro-2012). Blootstellingsdata organofosfaten en PBDE-47 op basis van FLEHSII en ftalaten en PFAS op basis van FLEHSIII. Figuur is ruwe schatting en houdt enkel rekening met beperkt aantal gezondheidseindpunten.	61
Figuur 19. Externe kosten Thessaloniki blootstelling aan houtrook. De kosten voor longkanker zijn specifiek voor blootstelling aan PAKs (Sarigiannis et al., 2015).	63
Figuur 20. Schematische voorstelling street canyon met flow en dispersie (Berkowicz et al., 2000).	66
Figuur 21 Berekening van DALYs op basis van het relatief Risico (RR), figuur uit Hänninen et al. (2011).	69
Figuur 22. Voorbeeld van indicatoren die gebruikt worden in milieueffectrapportage (MER) in Nederland. Deze gaan van kwalitatieve (checklists) naar meer kwantitatieve indicatoren (afstand tot de bron, gezondheidseffectscreening GES, disability adjusted life years DALYs, milieugezondheidsrisico MGR). Referentie: Fast et al. (2012a).	70
Figuur 23. Voorbeeld van GES indicator.	71
Figuur 24. Methodologie om attributief aantal gevallen en gerelateerde kosten te berekenen vertrekkende van een relatief risico (Hanninen et al., 2011).	71
Figuur 25. Indicator gezondheidsimpact fijn stof (wel en niet gecorrigeerd voor bevolkingsaantal).	73
Figuur 26. Blootstelling aan Σ DEHP metaboliëten voor moeders en kinderen in DEMOCOPHES (EU humane biomonitoringsinitiatief). Data van Den Hond et al. (2015). Foutenbalken geven het 95% betrouwbaarheidsinterval weer.	74
Figuur 27. Gemiddelde concentratie cadmium, cotinine en kwik in moeders, volgens opleiding, 2011-2012 (WHO, 2019b: sectie chemical exposure, Buekers et al.).	75
Figuur 28. MEP concentraties in vrouwen en mannen volgens Koch et al. (2003) en Tranfo et al. (2018).	75

LIJST VAN AFKORTINGEN

ANSES	Agence national de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
As	Arseen
AZG	Agentschap Zorg en Gezondheid
B(a)P	Benzo(a)pyreen
BelAQI	Belgium Air Quality Index
BMI	Body mass index
BoD	Burden of disease
BPA	Bisphenol-A
CAFÉ	Clean air for Europe
Cd	Cadmium
CO	Koolstofmonoxide
COHb	Carboxyhemoglobine
COPD	Chronische obstructieve longziekte
DALY	Disability adjusted life year
DDE	Dichlorodiphenyldichloroethyleen
DEDTP	Diethyldithiofosfaat
DEHP	Di(2ethylhexyl)ftalaat
DEP	Diethylfosfaat
DETP	Diethylthiofosfaat
DMDTP	Dimethyldithiofosfaat
DMP	Dimethylfosfaat
DMTP	Dimethylthiofosfaat
DPSIR	Driving forces pressure state impact response
DW	Disability weight
EC	Elementair koolstof
ECHA	European Chemical Agency
EDC	Endocrine disrupting chemicals - endocriene verstoring
EFSA	European Food Safety Agency
EMA	Europees Milieu Agentschap
EMF	Elektromagnetische frequenties
ETS	Environmental tobacco smoke - omgevingstabakrook
EU	Europese Unie
FLEHS	Flemish Environment and Health Study
GBD	Global Burden of Disease
GerES	German Environmental Survey
GES	Gezondheidseffectscreening
HA	Highly annoyance
HR	Hazard ratio
HRAPIE	Health risks of air pollution in Europe
HSD	Highly sleep disturbance
ICPC	International Classification of Primary Care
IHME	Institute for health metrics and evaluation
INBO	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
IQ	Intelligentie quotient
IRCEL	InterGewestelijke Cel voor Leefmilieu
Lday	geluidsbelastingindicator voor de dagperiode

Lden	geluidsbelastingindicator voor de etmaalperiode
Lnight	geluidsbelastingindicator voor de nachtperiode
LUR	Land use regression
MBP	Monobutylftalaat
MBzP	Monobenzylftalaat
MEP	Monoethylftalaat
MER	Milieu effect rapportage
MGR	Milieugezondheidsrisico
MiBP	Monoisobutylftalaat
MIRA	Milieu rapportage
MnBP	Mono-n-butylftalaat
MTR	Maximaal toelaatbaar risico
NDVI	Normalised difference vegetation index
NHANES	National health and nutrition examination survey
Ni	Nikkel
OP	Organofosfaat
OR	Odds ratio
PAF	Populatie attributieve fractie
PAK	Polyaromatische koolwaterstof
Pb	Lood
PBDE	Polygebromeerde diphenyl ether
PCC	Plaveiselcel carcinoom
PFAS	Per- en polyfluoroalkyl substances
PFOA	perfluorooctaanzuur
PM	Particulate matter - fijn stof
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
QALY	Quality adjusted life year
RAC	Committee for risk assessment - ECHA
REVIHAAP	Review of evidence on health aspects of air pollution
Rn	Radon
RR	Relatief risico
TEQ	Toxic equivalency
UK	United Kingdom
UR	Unit risk of eenheidsrisico
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolet
VITO	Vlaams Instituut Technologisch Onderzoek
VMM	Vlaamse MilieuMaatschappij
VPO	Departement omgeving - Vlaams Planbureau voor Omgeving
WHO	World Health Organisation - Wereldgezondheidsorganisatie (WGO)
YLD	Years lived with disability
YLL	Years of life lost

1. PLAN VAN AANPAK

In Vlaanderen bestaan reeds verschillende indicatoren die betrekking hebben op milieu en gezondheid. In de eerste plaats werd gekeken naar indicatoren van gezondheidsimpact uitgedrukt in DALYs of Disability Adjusted Life Years. Tijdens de eerste stuurgroepvergadering (februari 2019) werd een eerste uitgebreid overzicht gegeven van welke indicatoren er verder uitgewerkt zouden kunnen worden binnen dit project (zie Hoofdstuk 2). Echter het aantal beschouwde stressoren was groot en deze konden niet allen verder gedetailleerd onderzocht worden. Na de stuurgroep werd geopteerd om de methodologie verder uit te werken voor volgende stressoren:

- 1) Geluid (optimalisatie op basis van nieuwe dosis-effect relaties)
- 2) Groene ruimte (momenteel nog geen Vlaamse indicator beschikbaar)
- 3) Endocriene stoffen of hormoonverstoorders (momenteel nog geen Vlaamse indicator beschikbaar)
- 4) Lokale gezondheidsindicator luchtkwaliteit (momenteel nog geen Vlaamse indicator beschikbaar)

Volgende tabel geeft een overzicht van de werklust om een methodologie verder uit te werken voor additionele indicatoren.

Tabel 1. Werklust om additionele stressoren (niet in detail beschouwd in dit project) verder uit te werken. Een extra + betekent een grotere werklust.

Werklust stressoren als additioneel beschouwd		
+	++	+++
Ozon (HRAPIE/REVIHAAP)	Lood (cardiovasculaire ziekten)	Dioxines (WHO: DALYs voor verminderde schildklierhormoon spiegels en spermakwaliteit)
Fijn stof (MIRA, afh. van welke dosis-respons curves toe te passen; indien REVIHAAP/HRAPIE van WHO minder werk dan studie Burnett et al., (2018)). Ondertussen reeds uitgewerkt in afzonderlijk project voor VMM-MIRA.	NO ₂ (verschillende dosis-effect relaties; verder uitgewerkt binnen VMM-MIRA)	Tabaksrook (diabetes, beroerte, <i>sudden infant death</i> , dementie -> nog geen DALYs)
	Ultraviolet straling (DALYs voor staar)	CO buitenshuis (neurologische en cardiovasculaire aandoeningen -> nog geen DALYs; wel DALYs voor coronaire hartziekte in Warschau)
		Cadmium (osteoporose)
		Hitte (slaapverstoring, verminderde cognitieve vaardigheden, ziekenhuisopname -> onzekerheid dosis-respons curves)
		PAKs: mogelijk indicator voor houtrook en gezondheid, mogelijk indicator voor obesitas bij kinderen

2. MOGELIJKE OPTIMALISATIE EN ACTUALISATIE VAN BESTAANDE MILIEU-GEZONDHEIDSINDICATOREN IN VLAANDEREN

2.1. INLEIDING

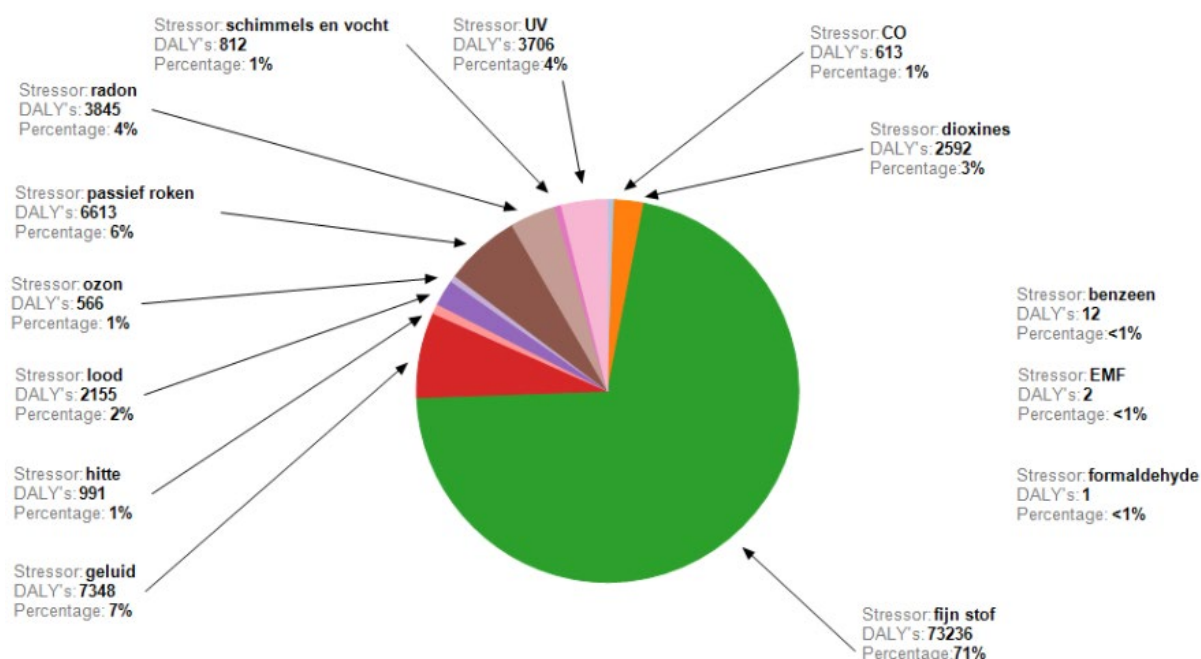
Een groot deel van de ziektelast (*burden of disease*, BoD) wordt veroorzaakt door blootstelling aan milieupolluenten of milieustressoren. Experts van de Wereldgezondheidsorganisatie (WGO) schatten dat 22% van de totale ziektelast kan verklaard worden door milieustressoren die te wijzigen zijn (Prüss-Ustün et al., 2017). Blootstelling aan milieustressoren brengt ook een kost mee voor de maatschappij. Recent berekende Grandjean en Bellanger (2017) dat voor de blootstelling aan chemische polluenten (inclusief luchtpollutie) deze kost meer bedraagt dan 10% van het mondiale BBP (Bruto Binnenlands Product). Echter dit zijn eerste schattingen die gebaseerd zijn op geringe informatie over blootstelling aan polluenten en een beperkt aantal dosis-effect relaties, wat betekent dat de reële kost waarschijnlijk nog groter is.

De Vlaamse MilieuMaatschappij (VMM) berekent milieu-gezondheidsindicatoren voor 14 milieustressoren waarvoor voldoende informatie rond blootstelling en gezondheidseffect(en) beschikbaar is. De resultaten worden weergegeven met als descriptor DALYs (*Disability Adjusted Life Years*) en zijn publiekelijk raadpleegbaar¹. DALYs zijn een maat voor gezonde levensjaren verloren door ziekte of vroegtijdige sterfte. De laatste update van de DALY-berekeningen wordt beschreven in Buekers et al. (2012), ze steunen op cijfers uit een periode rond het jaar 2010.

In Figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de ziektelast veroorzaakt door verschillende milieustressoren uitgedrukt in DALYs.

In een eerste verkenning werd gekeken of deze stressoren geoptimaliseerd/geactualiseerd kunnen worden. Een overzicht is gegeven in Tabel 2. Verder wordt elke stressor in detail besproken.

¹ <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/totaal-verloren-gezonde-levensjaren-daly2019s-door-milieuverstoringen>



Figuur 1. Overzicht huidige milieu-gezondheidsindicatoren (DALYs) voor Vlaanderen. Bron: MIRA.

2.2. SAMENVATTENDE TABEL

Tabel 2. Overzicht van stressoren (MIRA) en hun mogelijke optimalisatie/actualisatie.

Stressor	Gezondheids-effecten wel/niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Incidentie/prevalentie	Geschatte impact op berekende DALYs	Geschatte reductie van onzekerheid
Benzeen	ECHA stelt dat indirecte genotoxiciteit het belangrijkste werkingsmechanisme is van benzeen	Concentraties binnenshuis zijn mogelijk afgenomen door lagere concentraties in buitenlucht	Volgens ECHA is er een veilige drempelwaarde vast te stellen voor beroepsmatige blootstelling	Drempelwaarde i.p.v. eenheidsrisico?		Schatting van de gezondheidslast was mogelijk te conservatief, maar gezien de beperkte bijdrage van benzeen aan de totale ziektelast is de impact van herberekening relatief gering	Onzekerheid m.b.t. bijdrage van andere gezondheidseffecten valt weg wanneer de blootstelling onder de drempelwaarde ligt
Dioxines	Nieuw epidemiologisch bewijs voor aanvullende, gevoeligere eindpunten	Recente analyse van blootstelling via voeding in Europa				DALYs werden onderschat; toename van ziektelast wanneer aanvullende eindpunten worden meegenomen	Reductie van onzekerheid t.a.v. aanvullende gezondheidseffecten en blootstelling via voeding
CO	Coronaire hartziekte is mogelijk geassocieerd			Incidentie van neurologische effecten		Gezondheidslast door CO wordt waarschijnlijk aanzienlijk hoger	Geen reductie van onzekerheid omtrent reeds

2 - Mogelijke optimalisatie en actualisatie van bestaande milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen

Stressor	Gezondheids-effecten wel/niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Incidentie/prevalentie	Geschatte impact op berekende DALYs	Geschatte reductie van onzekerheid
	met blootstelling aan CO in buitenlucht			bij intoxicatie blijft onduidelijk, maar relatieve bijdrage aan DALYs is klein			berekende DALYs
Formaldehyde	Tumoren in neusholte en leukemie ontstaan mogelijk ook al bij concentraties beneden de WHO drempelwaarde	Concentraties zijn mogelijk (incidenteel) hoger dan eerder aangeno men	Mogelijk is er geen veilige drempelwaarde voor carcinogene effecten; een gedegen onderbouwing en dosis-respons curve is nog niet beschikbaar			Gezondheidslast is mogelijk groter dan aangenomen, maar gezien de beperkte bijdrage van formaldehyde aan de totale ziektelast is de impact daarvan relatief gering	Het optreden van gezondheidseffecten beneden de WHO richtwaarde is nog niet onomstotelijk vastgesteld
Omgevingstabsaksrook	Er zijn nieuwe aanwijzingen voor associaties met o.a. diabetes.	Mogelijk gedaald				Ziektelast kan aanzienlijk stijgen als aanvullende eindpunten worden meegenomen	Reductie door inclusie van aanvullende eindpunten
Radon		Mogelijk lichte afname				Mogelijk geringe reductie	Geen
UV	Ook de gezondheidsimpact van staar is te berekenen				Komende decennia forse toename van huidkanker verwacht	Wanneer staar wordt meegenomen, wordt de ziektelast aanzienlijk hoger	Reductie door inclusie van aanvullend eindpunt
Schimmels en vocht	Geen kwantitatieve gegevens over verband met aanvullende gezondheidseffecten	Mogelijk lager dan in 2012 aangeno men					Geen
EMF							Geen nieuwe informatie die onzekerheid kan verkleinen
Nikkel	Geen nieuwe aanwijzingen voor nikkel in lucht						
Cadmium	Enkel longkanker door Cd in lucht begroot. Zou uitgebreid kunnen worden	Cd lucht: geen nieuwe data; Data Cd in	Osteoporose bij oudere mensen			Stijging indien andere gezondheidseindpunten meegenomen	Geen nieuwe informatie

2 - Mogelijke optimalisatie en actualisatie van bestaande milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen

Stressor	Gezondheids-effecten wel/niet beschouwd; aannames	Blootstelling	Dosis respons curve	Methode	Incidentie/prevalentie	Geschatte impact op berekende DALYs	Geschatte reductie van onzekerheid
	naar Cd via voeding of totaal Cd (HBM) en osteoporose	voeding, urine beschikbaar					
Arseen	Enkel longkanker As in lucht begroot. Zou uitgebreid kunnen worden naar As inname via drinkwater	As lucht: geen nieuwe data	Longkanker			Toename	Geen nieuwe informatie
Lood	Geen nieuwe info over effecten op IQ. Nieuwe dosis respons cardiovasculaire effecten beschikbaar (NHANES)	Afname in de tijd	Nieuwe dosis respons: cardiovasculaire sterfte			Toename	Geen nieuwe informatie
Ozon	Update volgens HRAPIE/REVIHA AP mogelijk						
NO ₂	Ontbreekt nu in MIRA indicatoren. Relevant voor te ontwikkelen (gebeurd in afzonderlijk project).		Mortaliteit			Nieuwe stressor	
EC	Mortaliteit					Nu reeds berekend in MIRA rapport maar niet in indicator (gezien dubbeltelling met fijn stof)	
Fijn stof	Update volgens HRAPIE/REVIHA AP mogelijk (reeds gebeurd in afzonderlijk project voor VMM-MIRA)	Afname				relatief risico mortaliteit en blootstelling PM _{2,5} identiek; afname blootstelling	
Geluid	Nieuw WHO rapport (2018) Nieuwe gezondheidseindpunten: o.a. beroerte, achterstand in begrijpend lezen en mondeling begrip bij kinderen					Toename behalve voor ernstige slaapverstoring t.g.v. geluid wegverkeer	

2.3. INFORMATIE PER STRESSOR

2.3.1. BENZEEN (C₆H₆)

De DALYs voor benzeen werden voor de MIRA gezondheidsindicator berekend op basis van sterfte aan leukemie, waarbij benzeen werd beschouwd als kankerverwekkende stof zonder veilig blootstellingsniveau. De lineaire dosis-respons curve voor benzeen staat echter ter discussie (AZG, 2017a).

Een recente publicatie geeft een overzicht van drempelwaarden voor beroepsmatige blootstelling en voor de algemene bevolking (Li and Schnatter, 2018). In 2018 leidde het comité risicobeoordeling (RAC) van ECHA na uitgebreide analyse van beschikbare informatie een veilige grenswaarde voor beroepsmatige blootstelling af van 0,16 mg/m³ (0,05 ppm) op basis van chromosoomaberraties in beenmerg via een indirect genotoxisch werkingsmechanisme (ECHA-RAC, 2018). Het RAC stelt dat de grenswaarde van 0,05 ppm eveneens beschermt tegen andere gezondheidseffecten van benzeen, zoals hematologische effecten. Wanneer we ervan uitgaan dat dit werkingsmechanisme ook relevant is voor inhalatoire blootstelling van de algemene bevolking (inclusief kinderen), zou dit een aanleiding zijn om de dosis-respons relatie en een veilige drempelwaarde voor de algemene populatie te bepalen en de indicator te herzien. Waarschijnlijk leidt dit tot een lagere geschatte gezondheidsimpact.

De blootstelling werd in de MIRA rapportage van 2012 (Buekers et al.) gebaseerd op een gemiddelde binnenshuis concentratie van 1,5 µg/m³. Hoewel benzeen concentraties binnenshuis in de regel hoger zijn dan die in de buitenlucht, is zo'n 60% van de blootstelling binnenshuis te wijten aan benzeen afkomstig uit het buitenmilieu (Goelen et al., 2007). De concentratie benzeen in de buitenlucht is de afgelopen jaren afgenomen (VMM, 2019). Piekblootstelling (bijvoorbeeld door verkeer) en concentraties in huizen waar gerookt wordt, zouden nog afzonderlijk geëvalueerd kunnen worden.

Conclusie: De schatting van de gezondheidslast in de eerdere MIRA studie (Buekers et al., 2012) was mogelijk te conservatief doordat er met een eenheidsrisico i.p.v. een drempelwaarde werd gerekend en concentraties binnenshuis mogelijk afgenomen zijn. Gezien de beperkte bijdrage van benzeen aan de totale ziektelast zal de impact van herberekening echter gering zijn.

2.3.2. DIOXINES

De huidige MIRA indicator is gebaseerd op de sterfte aan kanker gerelateerd aan dioxineblootstelling. In 2018 publiceerde EFSA een herziene risicobeoordeling en Europese blootstellingsgegevens voor dioxines en dioxine-achtige PCBs (polychlorinated biphenyls) in voedingsmiddelen (EFSA, 2018a). De gezondheidkundige toetsingswaarde werd verlaagd wegens nieuw epidemiologisch bewijs t.a.v. causale relaties met effecten op spermakwaliteit (het meest gevoelige eindpunt), ratio van mannelijk en vrouwelijk nageslacht (een lager aantal jongens t.o.v. meisjes), schildklierhormoonspiegels in pasgeborenen en verstoorde ontwikkeling van tandglazuur. Een deel van deze effecten werden ook in FLEHS (Flemish Environment and Health Study) bestudeerd. WHO leidde in 2015 DALYs af voor verminderde schildklierhormoonspiegels en spermakwaliteit en concludeerde dat dioxines enkel op basis van deze twee eindpunten al een aanzienlijke bijdrage aan de ziektelast leveren via voedingsmiddelen (Gibb et al., 2015).

De door EFSA geschatte blootstelling via voeding (gemiddeld 0,4 tot 2,6 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/dag) was van dezelfde ordegrootte als in de eerdere MIRA studie werd aangenomen. EFSA constateerde een hogere inname door kinderen t.o.v. adolescenten en volwassenen. Concentraties in moedermelk waren in België in 2015 afgenomen t.o.v. 2010 (EFSA, 2018a).

Conclusie: Wanneer de aanvullende, gevoeliger eindpunten zouden worden meegenomen bij herziening van de indicator zou, ondanks een mogelijk gedaalde blootstelling, een hogere ziektelast berekend worden dan in 2012.

2.3.3. KOOLSTOFMONOXIDE (CO)

In de MIRA berekening van 2012 werden enkel mortaliteit en neurologische effecten door acute CO intoxicatie meegenomen, waarbij de precieze incidentie van neurologische aandoeningen als gevolg van CO intoxicatie niet geheel duidelijk was. Voor het berekenen van de gezondheidslast van chronische CO blootstelling waren onvoldoende gegevens beschikbaar.

WHO (2000, 2010) stelt dat er voldoende bewijs is voor dosis-respons relaties tussen blootstelling aan CO via omgevingslucht en cardiovasculaire en neurologische aandoeningen (WHO, 2000). Deze aandoeningen (reductie in maximale inspanningstijd en zuurstofconsumptie en effecten op coördinatie, vermogen om voertuigen te besturen, cognitieve functies en alertheid) worden waargenomen bij COHb (carboxyhemoglobine – binding CO aan hemoglobine) gehalten in bloed vanaf 5% bij gezonde personen (WHO, 2000; US-EPA, 2010; Wilbur et al., 2012). Steady state COHb concentraties van 5% worden bereikt bij blootstelling aan grofweg 40 mg/m³ CO (Wilbur et al., 2012). In gevoelige groepen (ouderen en mensen met aandoeningen aan de luchtwegen of het hart- en vaatstelsel) zijn cardiovasculaire effecten al bij CO blootstelling vanaf 0,2 mg/m³ gerapporteerd (Wilbur et al., 2012). In een recente studie in China (Liu et al., 2018) werd voor elke mg/m³ CO een 1,12% toename van sterfte door hart- en vaatziekten en 1,75% toename van sterfte door coronaire hartziekte op dezelfde en de volgende dag geconstateerd, waarbij er geen veilige drempelwaarde werd vastgesteld. In 2017 lagen de CO-jaargemiddelden in Vlaanderen tussen 0,24 en 0,30 mg/m³ en de hoogste 8-uurgemiddelden tussen 1,15 en 2,31 mg/m³ (VMM, 2018).

Gezien de omvangrijke sterfte door hart- en vaatziekten in Vlaanderen zou voor CO in omgevingslucht een aanzienlijke gezondheidsimpact berekend kunnen worden. Voor Warschau werden bij een vergelijkbare gemiddelde CO concentratie bijvoorbeeld 62 tot 259 DALYs berekend als gevolg van coronaire hartziekten door CO in omgevingslucht (Holnicki et al., 2017). Relatief risico was gebaseerd op de studie van Hosseinpour et al. (2005). Ook UBA nam cardiovasculaire aandoeningen mee bij berekening van de ziektelast door CO (UBA, 2016). Daarentegen zijn er ook aanwijzingen dat kortdurende lage CO blootstelling een beschermend effect tegen beroerten zou kunnen hebben (Tian et al., 2015).

Conclusie: Coronaire hartziekte is mogelijk geassocieerd met blootstelling aan CO in buitenlucht. Wanneer dit eindpunt zou worden meegenomen bij het berekenen van de indicator wordt de gezondheidslast door CO waarschijnlijk aanzienlijk hoger.

2.3.4. FORMALDEHYDE (CH₂O)

Voor de MIRA indicator werden DALYs berekend voor de stijging van het risico op astma bij kinderen <3 jaar. Daarbij werd aangenomen dat er geen carcinogene (tumoren in de neusholte) en niet-carcinogene (irritatie van de luchtwegen) effecten optreden beneden de WHO richtwaarde voor binnenlucht van 100 µg/m³. Op basis van gegevens uit 2008 (formaldehyde concentraties gemiddeld 24 µg/m³) werd de gemiddelde blootstelling in de populatie met een blootstelling boven deze drempelwaarde op 122 µg/m³ geschat op basis van lognormale verdeling. Metingen in Vlaanderen in 2006 lieten een maximum concentratie van 124 µg/m³ zien, waarbij de Vlaamse richtwaardes voor formaldehyde in het binnenmilieu frequent werden overschreden (Goelen et al., 2007).

In 2017 heeft VITO bestaande gezondheidkundige advieswaarden voor formaldehyde geëvalueerd (AZG, 2017b) en geconcludeerd dat de WHO richtwaarde (welke in 2017 werd herbevestigd) beschermt tegen alle gezondheidseffecten van formaldehyde. ANSES verhoogde na grondige evaluatie ook recent (2017) de drempelwaarde voor binnenlucht naar $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en stelde een gezondheidkundige drempelwaarde voor de inhalatoire route van $123 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vast (ANSES, 2018). Er zijn echter ook instanties die lagere richtwaarden hanteren voor niet-carcinogene en voor carcinogene effecten. Sommige instanties beschouwen kinderen als een extra gevoelige groep voor respiratoire effecten (ECHA, 2018). Met betrekking tot carcinogene effecten bestaat er wetenschappelijke discussie over het al dan niet aanwezig zijn van een veilige drempelwaarde (ANSES, 2018). Vooral over een mogelijke causale relatie tussen formaldehyde blootstelling en het ontstaan van leukemie en het onderliggende werkingsmechanisme (volgens IARC (2012) genotoxiciteit) bestaat er onduidelijkheid (NRC National Research Council, 2011; ECHA, 2018). US EPA stelde in 2010 in een concept herziening van de richtwaarde voor inhalatoire blootstelling dat carcinogene effecten een gevoeliger eindpunt zijn dan irritatie en gezondheidkundige richtwaarden daarop gebaseerd zouden moeten worden. Na review van dit concept concludeerde de NRC dat deze aanname nog verder onderbouwd zou moeten worden (National Research Council, 2011); US EPA werkt sindsdien aan verdere uitwerking van een nieuwe richtlijn. EFSA is van mening dat een causale relatie met systemische genotoxiciteit en een verhoogd risico op carcinogene effecten beneden de drempelwaarden voor irriterende effecten niet kunnen worden uitgesloten op dit moment (EFSA, 2014). Wanneer daarmee rekening zou worden gehouden bij het berekenen van DALYs, zou ook voor populaties met een lagere blootstelling dan $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (het gros van de bevolking) een gezondheidsimpact kunnen worden berekend. Logue et al. (2012) berekende voor de U.S.A. bijvoorbeeld 46 DALYs per jaar per 1000 personen bij een gemiddelde formaldehyde concentratie in binnenlucht van $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zonder gebruik van veilige drempelwaarde. Drempelwaarden van $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zouden resulteren in respectievelijk 32% en 87% reductie van de berekende DALYs. Of carcinogene effecten in deze berekening ook werden meegenomen wordt uit de publicatie echter niet duidelijk (Logue et al., 2012). De impact op de totale ziektelast in Vlaanderen is waarschijnlijk relatief gering gezien het kleine aantal DALYs dat voor formaldehyde werd berekend.

Conclusie: Carcinogene effecten treden mogelijk al op beneden de WHO drempelwaarde voor binnenlucht; een gedegen onderbouwing en dosis-respons curve hiervoor ontbreken echter. Concentraties binnenshuis zijn daarnaast mogelijk (incidenteel) hoger dan eerder werd aangenomen. De ziektelast werd in 2012 daarom mogelijk onderschat, maar gezien de beperkte bijdrage van formaldehyde aan de totale ziektelast zou de impact daarvan relatief gering zijn.

2.3.5. OMGEVINGSTABAKROOK (ETS, ENVIRONMENTAL TOBACCO SMOKE)

De MIRA indicator voor omgevingstabaksrook werd berekend op basis van de ziektelast door longkanker, ischemische hartziekte, acute infecties van de lagere luchtwegen, astma en otitis media bij niet-rokers. In de Global Burden of Disease studie van het Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) worden aanvullende eindpunten meegenomen bij de berekening van DALYs voor omgevingstabaksrook, waarbij vooral diabetes een aanzienlijke bijdrage aan de ziektelast levert (IHME - Institute for Health Metrics and Evaluation, 2019). Ook in de literatuur worden associaties tussen omgevingstabaksrook en diabetes gerapporteerd (Lajous et al., 2013; Eze et al., 2014). Daarnaast worden beroertes geassocieerd met omgevingstabaksrook en kan het 'sudden infant death syndrome' een grote impact hebben op de berekende ziektelast (Mason, 2016). Verder wordt meeroken gezien als een risicofactor voor het ontwikkelen van dementie (Stirland et al., 2018). Wanneer diabetes en eventueel de andere genoemde eindpunten, mits er informatie beschikbaar is over de dosis-respons relatie, worden toegevoegd, zou een grotere ziektelast worden berekend en wordt de impact van deze indicator op de totale ziektelast in Vlaanderen nog groter dan die in 2012 al was.

Wel werd in de GBD (Global Burden of Disease) in 2017 een daling in de DALYs voor omgevingstabaksrook in België geconstateerd ten opzichte van 2012: 34.895 t.o.v. 36.832. De Gezondheidsenquête die in 2013 werd uitgevoerd door Sciensano liet zien dat het percentage huishoudens waar iemand regelmatig in de woning rookt, was gedaald van 31% in 2004 tot 23% in 2013 (Charafeddine and Demarest, 2015). In 2018 werd tabaksrook opgenomen in het Binnenmilieubesluit.

Conclusie: Er zijn nieuwe aanwijzingen voor associaties met o.a. diabetes. Hoewel de blootstelling mogelijk is gedaald, kan de berekende ziektelast aanzienlijk stijgen als aanvullende eindpunten worden meegenomen.

2.3.6. RADON (Rn)

Voor de MIRA indicator werden DALYs gerelateerd aan radon in het binnenmilieu berekend voor sterfte aan longkanker. Ook recente studies baseren de gezondheidsimpact op dit eindpunt (Noh et al., 2016; Kim and Ha, 2018; Al-arydah, 2018) en er lijken geen nieuwe inzichten te zijn in bewijs voor associaties tussen radon blootstelling en andere eindpunten, al nam UBA ook de impact van kanker in de luchtpijp en bronchiën mee bij het berekenen van de ziektelast (UBA, 2016). In de Global Burden of Disease studie van het Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) werden in 2017 voor België minder DALYs berekend voor radon in binnenlucht dan in 2012: 6423 t.o.v. 6913 (IHME-Institute for Health Metrics and Evaluation, 2019). Dit kan het gevolg zijn van een verminderde blootstelling. Mogelijk zijn de DALYs voor Vlaanderen dan ook enigszins afgenomen ten opzichte van 2012.

Conclusie: De blootstelling en daarmee de ziektelast zijn mogelijk licht gedaald.

2.3.7. ULTRAVIOLET (UV)

Bij de berekening van de ziektelast door UV in de MIRA studie werd melanoom als enige gezondheidseindpunt meegenomen. De Hoge Gezondheidsraad (Hoge Gezondheidsraad, 2017a) en RIVM (RIVM, 2017) beschouwen huidkanker en staar als de belangrijkste effecten van UV blootstelling. RIVM berekende 21.500 DALYs voor melanoom en Plaveiselcel Carcinoom (PCC, dat een hogere incidentie maar lagere sterfte kent dan melanoom) als gevolg van UV blootstelling. Naar verwachting zal de huidkankerincidentie de komende decennia nog aanzienlijk toenemen (Registry, 2017; RIVM, 2017). Voor staar werd ingeschat dat een derde van de gevallen door UV-blootstelling wordt veroorzaakt en dat dit samengaat met 8.900 DALYs per jaar in Nederland. Dit is 29% van de totale ziektelast door UV; zonverbranding en sneeuwblindheid en mogelijk nadelige gevolgen van versnelde huidveroudering en immunologische effecten op bv. infecties werden daarbij niet meegenomen. De WHO schat in dat 20% van de gevallen van staar door UV wordt veroorzaakt (Hoge Gezondheidsraad, 2017a).

Conclusie: Wanneer PCC en staar worden meegenomen en er rekening wordt gehouden met de verwachte toename van huidkanker, zal die ziektelast aanzienlijk stijgen.

2.3.8. SCHIMMELS EN VOCHT

De MIRA indicator werd gebaseerd op acute infectie van de bovenste luchtwegen, piepen, hoesten en astma op basis van een WHO rapport uit 2009. Er lijkt sindsdien geen nieuw bewijs voor associaties met aanvullende ziektebeelden te zijn gepubliceerd, al worden wel effecten op allergieën en eczeem gerapporteerd (Cox-Ganser, 2015; Hoge Gezondheidsraad, 2017b). In 2012 werd ervan uitgegaan dat 10,4% van de Vlaamse bevolking leeft in een huis met vochtige muren en vloeren en schimmels.

Het Grote Woononderzoek liet in 2013 zien dat beperkte vormen van insijpelend of opstijgend vocht voorkomen in 16% van de Vlaamse woningen en er in 4% sprake is van een uitgebreide vorm (Vlaamse Woonraad, 2018). In de Gezondheidsenquête 2013 werden afhankelijk van de regio in 4,3% tot 10,7% (gemiddeld 5,4%) van de woningen vocht- of schimmelproblemen gerapporteerd (Charafeddine and Demarest, 2015).

Conclusie: Er zijn geen kwantitatieve gegevens gevonden over een verband met aanvullende gezondheidseffecten. De blootstelling is mogelijk iets lager dan in 2012 werd aangenomen.

2.3.9. ELEKTROMAGNETISCHE FREQUENTIES (EMF)

In de MIRA studie werden, hoewel een causaal verband niet is aangetoond, DALYs berekend voor sterfte aan leukemie als gevolg van blootstelling aan EMF van hoogspanningsleidingen. Studies die sinds 2012 werden gepubliceerd, concluderen opnieuw dat een causaal verband tussen elektromagnetische straling (met intensiteit beneden de richtwaarden) en gezondheidseffecten niet bewezen is² en er geen eenduidig onderliggend werkingsmechanisme aan te wijzen is (Hoge Gezondheidsraad, 2014; Dienst Productbeleid van DG Leefmilieu en Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, 2014; SCENIHR, 2015; Rijksoverheid, 2015; BBEMG, 2018; WHO, 2019; Kennisplatform, 2019). De ziektelast zoals berekend in de MIRA studie lijkt dus nog steeds een overschatting te zijn.

Conclusie: Er is geen nieuwe informatie beschikbaar die de onzekerheid rond deze indicator kan verkleinen.

2.3.10. NIKKEL (Ni)

Voor nikkel in lucht zijn er geen updates beschikbaar. Het eenheidsrisico voor blootstelling aan Ni en gerelateerde longkankers dat eerder gebruikt werd in berekeningen voor MIRA is nog steeds geldig (WHO, 2000).

Conclusie: Methode nog up-to-date.

2.3.11. CADMIUM (Cd)

Voor cadmium in lucht is er geen update beschikbaar. Het eenheidsrisico voor blootstelling aan Cd en gerelateerde longkankers dat eerder gebruikt werd in berekeningen voor MIRA is nog steeds geldig (WHO, 2000).

Een gezondheidseindpunt dat meer en meer aandacht krijgt, is het voorkomen van osteoporose bij vrouwen (>60j) gerelateerd aan Cd blootstelling. Er is een dosis-respons curve beschikbaar op basis van urinair Cd (humane biomonitoring, HBM) (Engström et al., 2011) en op basis van Cd inname via voeding (Engström et al., 2012). Indien alle benodigde gegevens beschikbaar zijn (zoals bv. incidentie en prevalentie cijfers osteoporose, urinaire Cd concentraties vrouwen >60j), zou hiervan de impact kunnen berekend worden voor Vlaanderen, naar analogie met berekeningen KEMI, het Zweeds Chemical Safety Agency (KEMI, 2013). De onzekerheid gepaard gaande met deze inschatting voor osteoporose bij lage urinair Cd concentraties moet echter ook benadrukt worden. Hoewel er meer en meer bewijs komt van het effect van Cd bij achtergrond concentraties (Buha et al., 2019).

Conclusie: Cd in buitenlucht en longkanker up-to-date. Mogelijke uitbreiding gezondheidsimpact van osteoporose bij vrouwen (>60j) op basis van HBM data.

² <https://www.lne.be/onderzoek-straling-en-gezondheid>

2.3.12. ARSEEN (As)

Voor arseen in lucht zijn er geen updates beschikbaar. Het eenheidsrisico voor blootstelling aan As en gerelateerde longkankers dat eerder gebruikt werd in berekeningen voor MIRA is nog steeds geldig (WHO, 2000).

Blootstelling aan As gebeurt ook via drinkwater. In de Kempen is er een iets hogere blootstelling dan in de rest van Vlaanderen. In 2017 werd door het Nederlandse KWR Watercycle Research Institute een kostenbaten analyse uitgevoerd rekening houdend met kosten om As concentraties in drinkwater te verminderen en baten voor gezondheid (Van der Wens et al., 2017). De gebruikte lineaire dosis-respons curve was gebaseerd op deze van longkanker en blootstelling aan As in drinkwater in Chili (Ferreccio et al., 2000). Deze methodologie werd toegepast om huidige ziektelast in Vlaanderen te kwantificeren (rapport AZG). De onzekerheid op de vorm van de dosis-respons curve is echter groot. Meer recente studies over de blootstelling aan As via drinkwater en de incidentie van longkanker stellen een dosis-respons curve met drempel voor (Lamm et al. 2018). Het toepassen van een dosis-respons curve met of zonder drempel staat echter nog steeds ter discussie bij USEPA. Verder zijn er nog verschillende dosis-respons curves die onderzocht kunnen worden op hun toepasbaarheid en relevantie in Vlaanderen: blaaskanker, longkanker, diabetes mellitus, ischemische hartziekte en huidkanker (Lokuge et al. 2004; Adamson and Polya 2007; Howard et al. 2007), (Referenties o.a. op basis van rapport: UBA 2016). Ook hypertensie, beroerte, huidbeschadiging en effecten op zwangerschap kunnen beschouwd worden (USEPA, 2019). Deze ziektes komen mogelijk voor bij hogere arseenblootstelling dan deze geobserveerd in Vlaanderen, hoewel er momenteel onderzoek gebeurt naar cardiovasculaire ziektes bij arseen blootstelling welke relevant is voor Vlaanderen. Toxiciteitstudies bij muizen hebben namelijk aangetoond dat deze sneller atherosclerose vertonen bij gematigde As blootstelling (bv. 200 µg As/l; Lemaire et al. 2011). Mogelijk zijn er nog andere studies die effecten aantonen bij lagere As concentraties. Echter, meestal gaat het om proefdieronderzoek of om subklinische merkers in epidemiologische studies zodat het moeilijk is deze al te vertalen in een *environmental burden of disease (EBoD)*.

Conclusie: As in buitenlucht en longkanker up-to-date. Ziektelast voor As inname via drinkwater werd reeds begroot in studie voor AZG. Dosis-respons curve zou herzien kunnen worden op basis van nieuwe bevindingen (Lamm et al., 2018) hoewel er nog steeds onduidelijkheid is over de vorm van de dosis-respons curve. Andere eindpunten zouden onderzocht kunnen worden naar relevantie voor Vlaanderen.

2.3.13. Lood (Pb)

Berekeningen MIRA indicator berusten voor blootstelling op HBM data FLEHS I (Flemish Environmental Health Survey). Het is mogelijk DALYs te berekenen voor andere FLEHS campagnes zodat een tijdstrend duidelijk wordt. Blootstelling aan lood is door beleidsmaatregelen sterk afgenomen de laatste jaren. De monetaire winst door lood reductie over de verschillende FLEHS campagnes werd reeds begroot (Remy et al., 2015). Hierbij werd er vooral aandacht besteed aan de relatie tussen mild mental retardation (IQ) effecten en blootstelling aan lood. Voor dit eindpunt is een solide empirische dosis-respons curve beschikbaar (Lanphear et al., 2005), terwijl dit voor andere eindpunten niet zo is (Hänninen et al., 2011). Recent werd echter door Landrigan aangehaald dat de *burden of disease (BoD)* door blootstelling aan lood wel eens flink onderschat zou kunnen zijn doordat effecten van lood op cardiovasculaire ziektes duidelijker worden (Landrigan, 2018).

Lanphear et al. hebben namelijk op basis van verschillende NHANES (National Health and Nutrition Examination Study) cycli aangetoond dat de hazard ratio³ (HR) voor mortaliteit van alle oorzaken steeg met 37% met een stijging van bloed lood concentraties van 1 µg/dL naar 6,7 µg/dL. Lood heeft dus een belangrijker effect op cardiovasculaire mortaliteit dan eerder gedacht. Dit effect is tevens relevant bij lage Pb blootstelling. Er werd geschat dat de fractie van mortaliteit van alle oorzaken welke toegeschreven kan worden aan blootstelling aan lood in de Verenigde Staten van Amerika gelijk was aan 18% m.a.w. 18% van het aantal sterfgevallen (alle oorzaken) is mogelijk gerelateerd aan cardiovasculaire effecten door blootstelling aan lood (Lanphear et al., 2018).

Conclusie: Ziektelast in MIRA studie is mogelijk sterk onderschat. Lood kan een invloed hebben op cardiovasculaire systeem met mogelijk dood als gevolg.

2.3.14. OZON (O₃)

Recent werden 2 gezondheidsindicatoren⁴ ontwikkeld voor VMM voor het opvolgen van temporele trends van ozoneffecten op gezondheid nl. effect op ademhaling bij volwassenen (piek concentraties ozon) en hospitalisaties o.w.v. respiratoire klachten bij ouderen (jaargemiddelde ozon concentraties boven 35 ppb) (Buekers and Int Panis, 2013).

Om de totale gezondheidsimpact van ozon te berekenen (MIRA indicator) werd rekening gehouden met mortaliteit bij volwassenen, dagen met licht verminderde activiteit, hospitalisaties voor ademhalingsproblemen, gebruik van bronchodilatoren, hoestdagen bij kinderen en dagen met problemen met de lagere luchtwegen bij kinderen (CAFE methodologie: Hurley et al. 2005). Grootste impact (DALYs) werd bepaald door mortaliteit bij volwassenen en gebruik van bronchodilatoren. In recentere projecten van WHO (REVIHAAP, HRAPIE) komen volgende eindpunten terug als basis berekening: mortaliteit bij volwassenen en hospitalisaties bij ouderen (cardiovasculair en respiratoir). Het gebruik van bronchodilatoren is dus niet weerhouden in de dosis-respons curves. Dit zou geüpdatet kunnen worden.

Conclusie: In de indicator voor MIRA zou CAFE methodologie kunnen geüpdatet worden volgens HRAPIE/REVIHAAP.

2.3.15. STIKSTOFDIOXIDE (NO₂)

Een gezondheidsindicator voor NO₂ ontbreekt momenteel in de MIRA indicatoren. Dit werd opgenomen in een afzonderlijk project voor VMM-MIRA.

Meer en meer is men ervan overtuigd dat blootstelling aan NO₂ gezondheidseffecten veroorzaakt onafhankelijk van deze van fijn stof (PM) (WHO, 2013a). Het Europees MilieuAgentschap (EMA) berekende onlangs de gezondheidsimpact van blootstelling aan PM, O₃ en NO₂ (EEA, 2016). Deze polluenten veroorzaken de grootste gezondheidsimpact voor blootstelling aan luchtpollutie. Per inwoner, was de impact het grootst voor Italië, België, het Verenigd Koninkrijk en Servië. In de EU-28 zijn er jaarlijks 400 000 vroegtijdige sterfgevallen door blootstelling aan PM en 70 000 door blootstelling aan NO₂ (Wolters, 2016). Voor NO₂ is er een gedeeltelijke overlap mogelijk met deze van fijn stof (max. 30 %) maar de hoeveelheid sterfgevallen door een onafhankelijk effect van NO₂ blijft echter aanzienlijk. De impact (vervroegde sterfte door blootstelling aan NO₂) werd in de studie van het EMA berekend boven een drempelwaarde van een jaargemiddelde NO₂ concentratie van 20 µg/m³.

³ Een hazard ratio (HR) verschilt van een relatief risico (RR) in het feit dat deze geldt voor een bepaald tijdstip terwijl een RR cumulatief is over de ganse studietijd. Het relatief risico is de kans dat men een ziekte krijgt bij blootstelling aan een bepaalde risicofactor t.o.v. niet-blootstelling of referentie blootstelling.

⁴ <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid#block-2>

In een alternatieve berekening gebruikt het EMA een drempelwaarde van $10 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ en verwijst het naar een studie van Héroux et al. (2015). In een meer recente studie dan deze van de WHO (REVIHAAP & HRAPIE), werd door een groep wetenschappers van Kings College op basis van een uitgebreide meta-analyse een lineaire dosis-effect relatie afgeleid voor premature mortaliteit en blootstelling aan NO_2 , zonder drempelwaarde (Walton et al. 2015; COMEAP 2015). Het relatief risico was wel lager dan de dosis-effect relatie met drempelwaarde. Morbiditeitseffecten van blootstelling aan NO_2 werden niet meegenomen in de studie van het EMA (De Leeuw and Horalek, 2016). In 2018 publiceerde COMEAP een blootstelling-effectrelatie op basis van een nieuwe meta-analyse van 11 verschillende studies, hierin werd een RR afgeleid van **1,023 per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [95% BI: 1,008-1,037]** (single pollutant model) (Frank Kelly, 2018). Er was een substantieel verschil tussen de schattingen van de verschillende studies. De auteurs stellen een drempelwaarde voor van $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (jaargemiddelde concentratie), gebaseerd op de laagste concentraties gemeten in de studies die deel uitmaken van de meta-analyse. Bijkomend wordt aangeraden om berekeningen uit te voeren bij $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ om zo het extra voordeel te kunnen schatten wanneer de blootstelling-responsfunctie ook bij concentraties lager $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dan zou gelden. Dit kan gebeuren in een sensitiviteitsanalyse.

Het lijkt ons aangewezen om in de toekomst ook voor NO_2 een gezondheidsindicator te ontwikkelen voor Vlaanderen en op te volgen in de tijd (work in progress). Hierbij kan een keuze gemaakt worden welke dosis-effect relatie best te hanteren en welke methodiek. Gezien er voor NO_2 mogelijk drempel effecten voorkomen, afhankelijk van de gekozen dosis-effect relatie, is het aangewezen berekeningen te doen op gridcelniveau (met de ruimtelijke resolutie gekozen in functie van de gebruikte dosis-effectrelatie) i.p.v. te werken met een bevolkingsgewogen gemiddelde, zoals bv voor $\text{PM}_{2,5}$. Achtergrondincidentie (incidentie zonder blootstelling aan luchtpollutie) zou wel afgeleid kunnen worden op basis van incidentie cijfers Vlaams gewest en blootstelling gezien deze incidentie cijfers enkel op gewestniveau aanwezig zijn of er moet aangenomen worden dat incidentiecijfers voor iedere gridcel identiek zijn (IRCEL et al., 2018).

Eind 2019 werd in opdracht van MIRA een DALY-indicator ontwikkeld voor blootstelling aan stikstofdioxide in Vlaanderen. De hierboven vermelde blootstelling-effectrelaties werden hierbij opgenomen.

2.3.16. ELEMENTAIR KOOLSTOF (EC)

De dosis-responscurve voor premature mortaliteit en blootstelling aan EC van Janssen et al (2011) zou kunnen gebruikt worden om een gezondheidsindicator te ontwikkelen. Mogelijke dubbeltelling met PM en NO_2 .

Conclusie: Onder MIRA (VMM) zal een indicator uitgewerkt worden voor de blootstelling aan NO_2 . Voor EC is er momenteel niet de intentie van een indicator te ontwikkelen.

2.3.17. FIJN STOF (PM)

Huidige gezondheidsimpactberekening voor blootstelling aan fijn stof steunt op de DALY calculator ontwikkeld voor VMM op basis van Clean Air For Europe (CAFE) methodologie (Hurley et al., 2005). De in 2013 verschenen studies van de WHO (REVIHAAP & HRAPIE), geven een update van de health impact analyse voor fijn stof (WHO 2013a; WHO 2013b). De dosis-respons curve voor premature mortaliteit en langetermijnblootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ blijft in REVIHAAP & HRAPIE echter identiek als voorgesteld in CAFE. Deze gaat uit van een relatief risico (RR) van 1,06 per stijging van $10 \mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$. In de totale gezondheidsimpactberekening (korte- en langetermijn blootstelling aan zowel $\text{PM}_{2,5}$ als PM_{10}) verklaart de dosis-respons functie van premature mortaliteit en blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$, 90% van de gezondheidsimpact uitgedrukt in DALYs (Disability Adjusted Life Years) (WHO Regional Office for Europe and OECD, 2015). Een update voor andere gezondheidseindpunten is wenselijk.

Conclusie: Onder MIRA (VMM) zal indicator voor fijn stof geüpdatet worden. Dit valt onder een afzonderlijk project voor VMM-MIRA.

2.3.18. GELUID

→ DOSIS-EFFECTRELATIES GEBRUIKT IN DALY-BEREKENINGEN VOOR MIRA

Voor de milieustressor geluid door verkeer geeft Tabel 3 een overzicht van de gezondheidseindpunten die meegenomen werden in de MIRA berekeningen.

Sterke slaapverstoring door verschillende verkeersvormen en ischemische hartziekten gerelateerd aan blootstelling aan geluid van wegverkeer werden beschouwd. Sterke hinder door geluidsoverlast van weg-, spoor- en luchtverkeer werd hier ook opgenomen als specifiek eindpunt. De gebruikte dosis-effectrelaties werden overgenomen uit een rapport van het Europees Milieuagentschap (EMA) (Babisch et al., 2010).

Tabel 3 Dosis-effect relaties gebruikt voor de DALY-berekeningen in MIRA rapportering.

Type	Effect	Blootstelling	Dosis-effect
Geluid wegverkeer	Sterke slaapverstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=20,8-1,05*Lnight +0,01486*Lnight ²
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA=9,868*10 ^{^(-4)} *(Lden-42) ³ - 1,435*10 ^{^(-2)} *(Lden-42) ² +0,5118*(Lden-42)
	Incidentie ischemische hartziekte	Geluid, Lden (dB(A))	OR=1,629657 -0,000613*Lday,16h ² +0,000007357*Lday,16h ³ Drempelwaarde: 55 dB
Geluid spoorverkeer	Sterke slaapverstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=11,3-0,55*Lnight +0,00759*Lnight ²
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA=7,239*10 ^{^(-4)} *(Lden-42) ³ - 7,8515*10 ^{^(-3)} *(Lden-42) ² +0,1695*(Lden-42)
Geluid luchtverkeer	Sterke slaapverstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=18,147-0,956*Lnight +0,01482*Lnight ²
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA=-9,199*10 ^{^(-5)} *(Lden-42) ³ +3,932*10 ^{^(-2)} *(Lden-42) ² +0,2939*(Lden-42)

We merken hierbij op dat voor geluid van luchtverkeer de dosis-effectrelaties voor sterke hinder en sterke slaapverstoring in het EMA-rapport overgenomen werden uit de EU-position paper. Het EMA-rapport vermeldt dat er een inschatting van de dosis-effectrelaties was gemaakt op basis van Europese studies uitgevoerd na 1990. Er wordt hiervoor evenwel geen numerieke uitdrukking vermeld, enkel tabellarische waarden worden in de bijlage vermeld voor ernstige hinder. De resultaten van deze zogenaamde “post-1990 studies” werden niet gebruikt voor de DALY-berekeningen in het kader van MIRA.

→ UPDATE DOSIS-EFFECT RELATIES

Voor het bepalen van de gezondheidseffecten afkomstig van blootstelling aan geluid is er recente informatie uit de update van de gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid van de Wereldgezondheidsorganisatie WGO (WHO European Centre for Environment and Health, 2018).

Deze richtlijnen zijn gebaseerd op acht systematische reviews die de relatie tussen omgevingslawaai en volgende gezondheidseffecten beoordeelden: cardiovasculaire en metabole effecten (van Kempen et al., 2018), (ernstige) hinder (Guski et al., 2017), effecten op slaap (Basner and McGuire, 2018), cognitieve ontwikkeling (Clark and Paunovic, 2018a), gehoorverlies en tinnitus (Śliwińska-Kowalska and Zaborowski, 2017), schadelijke effecten bij de geboorte (Nieuwenhuijsen et al., 2017), levenskwaliteit en geestelijke gezondheid (Clark and Paunovic, 2018b). Eveneens werd een afzonderlijke systematische review uitgevoerd om de effectiviteit van maatregelen te onderzoeken (Brown en van Kamp, 2017).

De volgende geluidsbronnen werden in de meta-analyses onderzocht: wegverkeer, spoorverkeer, luchtverkeer, windturbines en recreatiegeluid. Voor elke geluidsbron werden de effecten op verschillende gezondheidseindpunten onderzocht d.m.v. een meta-analyse van epidemiologische studies. Er werd voor elke associatie geluidsbron – gezondheidseffect een score gegeven die de mate van de bewijskracht (hoog, matig, laag, erg laag) van de meta-analyse weergeeft. Tabel 4 geeft een overzicht van de gezondheidseffecten t.g.v. geluidsblootstelling waarvoor de bewijskracht van het verband als hoog of matig werd bestempeld.

Tabel 4. Dosis-effect relaties voor blootstelling aan verkeersgeluid, afgeleid uit recent rapport WHO (WHO European Centre for Environment and Health, 2018) en de acht hierboven vermelde systematische reviews.

Type	Effect	Blootstelling	Dosis-effect	Mate bewijskracht	Referentie
Geluid wegverkeer	Sterke slaap-verstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=19,4312 -0,9336*Lnight+0,0126*Lnight^2	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA= 78,9270 -3,1162*Lden+0,0342*Lden^2	Matig	(Guski et al., 2017)
	Incidentie ischemische hartziekte	Geluid, Lden (dB(A))	RR=1,08 (1,01–1,15) per 10 dB(A) Lden	Hoog	(van Kempen et al., 2018)
	Mortaliteit ischemische hartziekten	Geluid, Lden (dB(A))	RR=1,05 (0,97-1,13) per 10 dB(A) Lden	Matig	(van Kempen et al., 2018)
	Mortaliteit beroerte	Geluid, Lden (dB(A))	RR=0,87 (0,71-1,06) per 10 dB(A) Lden	Matig	(van Kempen et al., 2018)
Geluid spoorverkeer	Sterke slaap-verstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=67,5406 -3,1852*Lnight+0,0391*Lnight^2	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA=38,1596 -2,05538*Lden+0,0285*Lden^2	Matig	(Guski et al., 2017)
Geluid luchtverkeer	Sterke slaap-verstoring	Geluid, Lnight (dB(A))	%HSD=16,7885 -0,9293*Lnight+0,0198*Lnight^2	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Sterke hinder	Geluid, Lden (dB(A))	%HA= -50,9693 +1,0168*Lden+0,0072*Lden^2	Matig	(Guski et al., 2017)

Op het vlak van cognitieve ontwikkeling vermeldt het WGO rapport (WHO European Centre for Environment and Health, 2018) en de bijhorende reviews dat er een associatie van matige bewijskracht is tussen blootstelling aan geluid van luchtverkeer en achterstand in begrijpend lezen en mondeling begrip bij kinderen.

In een recente leidraad (van Kamp, 2018), opgesteld in opdracht van de EU commissie, werd hiervoor een dosis-effectrelatie opgesteld die de kans weergeeft op achterstand in begrijpend lezen en mondeling begrip (zie Tabel 5). De achtergrondprevalentie van achterstand in begrijpend lezen werd geschat op 10 %.

Tabel 5 Dosis-effect relatie voor blootstelling aan verkeersgeluid, afgeleid uit van Kamp (2018).

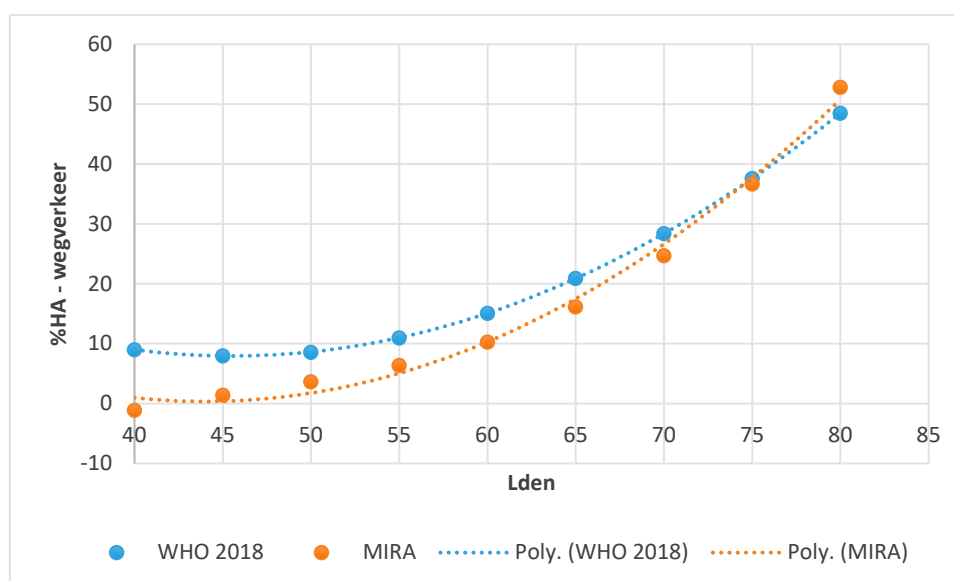
Type	Effect	Blootstelling	Dosis-effect	Mate bewijskracht	Referentie
Geluid luchtverkeer	Achterstand in begrijpend lezen en mondeling begrip bij kinderen (7-17 jaar)	Geluid, Lden (dB(A))	$=1/[1+\exp(-(\ln(0,1/(1-0,1)+\ln(1,38)/10 \times (L_{den}-50))))]$ als $L_{den} \geq 50$ dB, 0,1 als $L_{den} < 50$ dB	Matig	(van Kamp, 2018)

→ VERGELIJKING DOSIS-EFFECTRELATIES

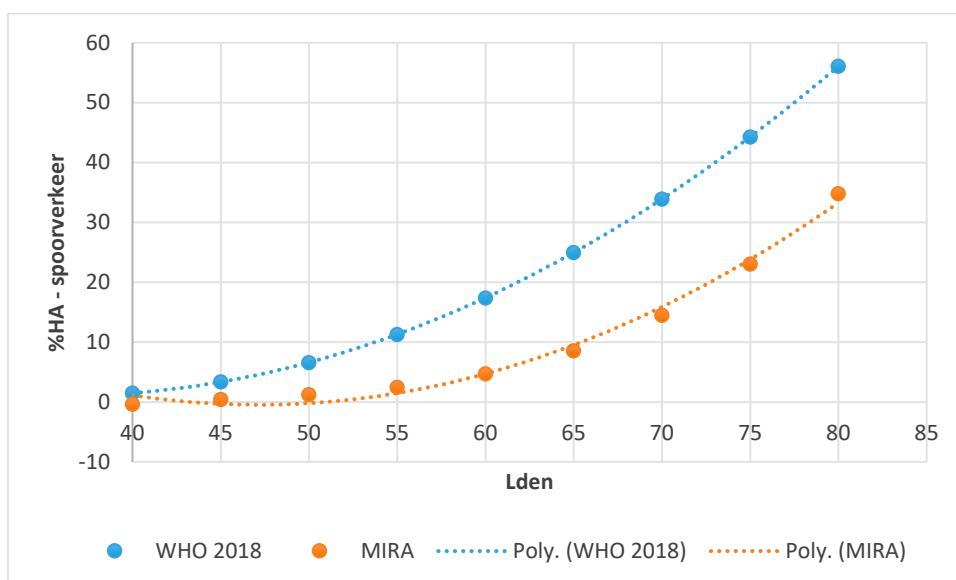
In onderstaande figuren worden de dosis-effectrelaties van de huidige MIRA rapportering (Tabel 3) en van het recente WGO rapport (Tabel 4) vergeleken.

Sterke hinder

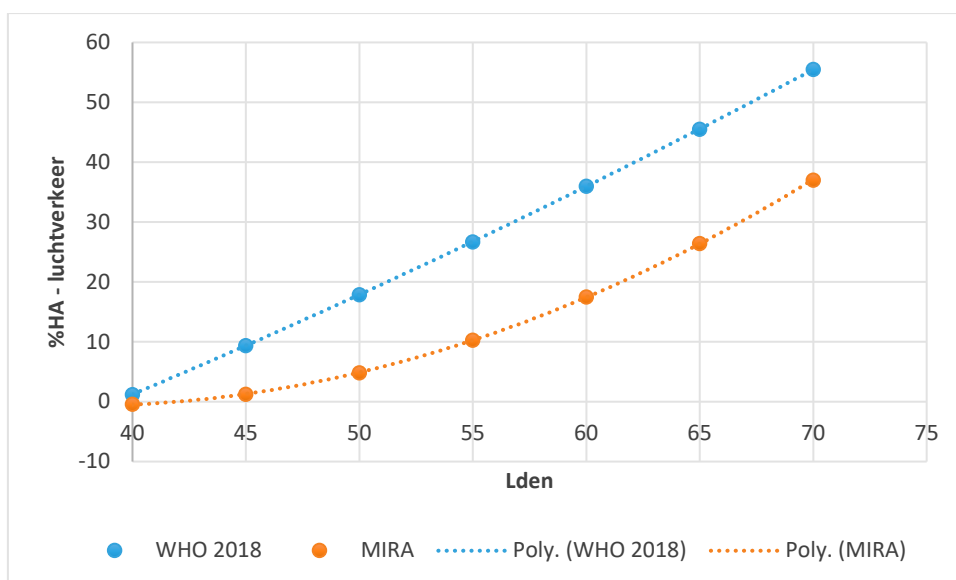
Het percentage sterk gehinderden in functie van de geluidsblootstelling (uitgedrukt in L_{den}) wordt getoond voor geluid afkomstig van wegverkeer (Figuur 2), spoorverkeer (Figuur 3) en luchtverkeer (Figuur 4). Voor alle verkeersbijdrages is het percentage sterk gehinderden het hoogst wanneer de dosis-effectrelaties van WHO European Centre for Environment and Health (2018) gebruikt worden.



Figuur 2 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer (uitgedrukt in L_{den}).



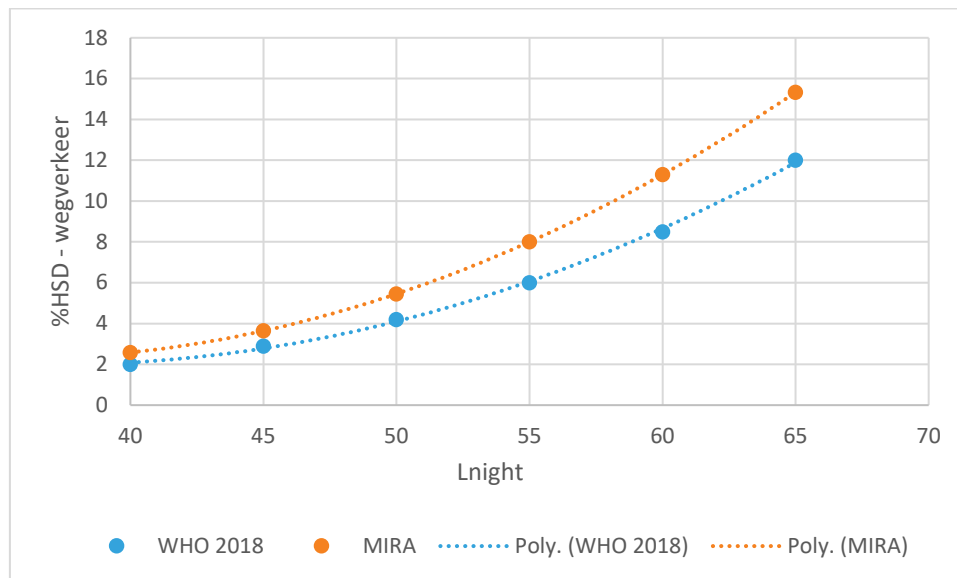
Figuur 3 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van spoorverkeer (uitgedrukt in L_{den}).



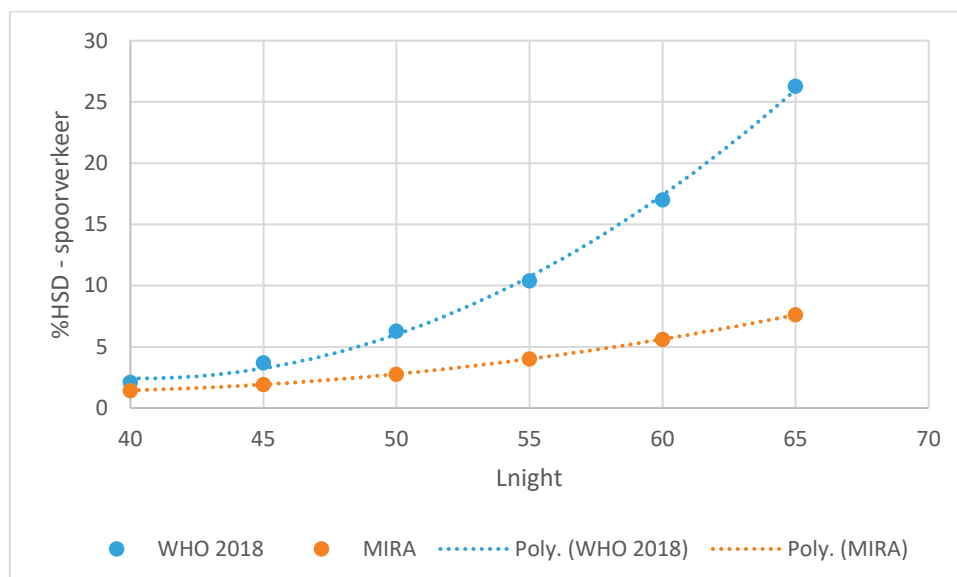
Figuur 4 Percentage sterk gehinderden in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van luchtverkeer (uitgedrukt in L_{den}).

Slaapverstoring

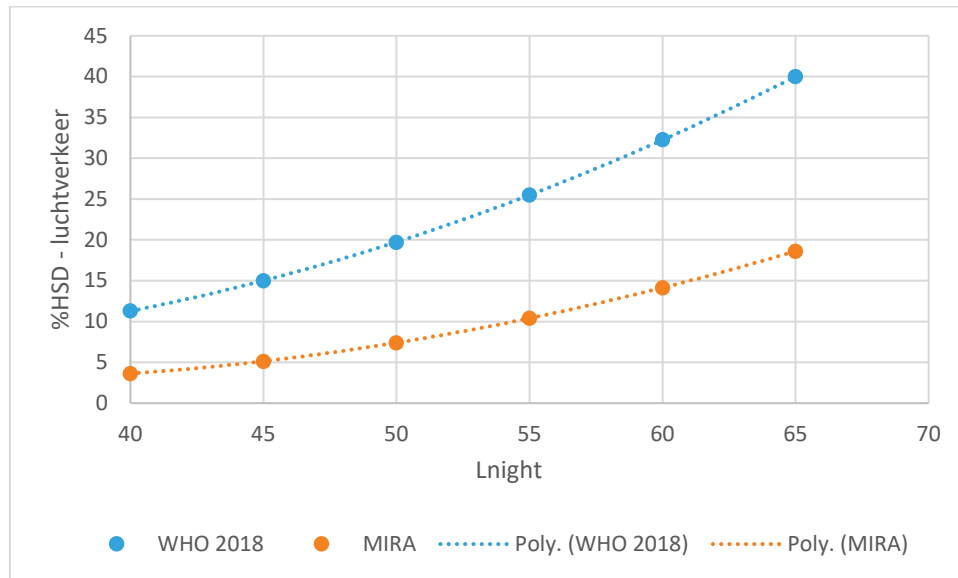
Het percentage sterke slaapverstoring in functie van de geluidsblootstelling (uitgedrukt in L_{night}) wordt getoond voor geluid afkomstig van wegverkeer (Figuur 5), spoorverkeer (Figuur 6) en luchtverkeer (Figuur 7). Voor wegverkeer is het percentage sterke slaapverstoring het hoogst wanneer de dosis-effectrelaties van de huidige MIRA rapportering (Buekers et al., 2012) gebruikt worden. Voor spoor- en luchtverkeer is het percentage sterke slaapverstoring het hoogst wanneer de dosis-effectrelaties van het WGO rapport (World Health Organization, 2000) gebruikt worden.



Figuur 5 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer (uitgedrukt in L_{night}).



Figuur 6 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van spoorverkeer (uitgedrukt in L_{night}).



Figuur 7 Percentage sterke slaapverstoring in functie van de blootstelling aan geluid afkomstig van luchtverkeer (uitgedrukt in L_{night}).

→ **DALY-BEREKENINGEN VOOR VERKEERSGELUID BINNEN MIRA-RAPPORTERING**

Voor de blootstelling aan verkeersgeluid steunt de DALY-berekening voor hoger vermelde gezondheidseindpunten op de blootstellingsdata zoals gerapporteerd op basis van de strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 1 in uitvoering van de richtlijn Omgevingslawaai (2002/49/EG) door het toenmalige Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Het referentiejaar voor deze blootstellingsgegevens is het jaar 2006. De blootstellingsgegevens worden in 5 geluidblootstellingsklassen weergegeven in Tabel 6 (voor geluidsindicator L_{den}) en Tabel 7 (voor geluidsindicator L_{night}).

- Voor wegverkeer wordt rekening gehouden met belangrijke wegen (major roads: $>3 \times 10^6$ voertuigpassages per jaar) en aanvullende wegen;
- Voor spoorverkeer worden belangrijke spoorwegen (met $> 30\,000$ treinpassages per jaar) binnen en buiten de agglomeraties in rekening gehouden.
- Voor luchtverkeer werd de luchthaven van Zaventem in rekening gebracht.

We merken hierbij op dat de rapportering gebeurt vanaf $L_{den} = 55$ dB(A) en $L_{night} = 50$ dB(A). Er werden geen gegevens voor lagere blootstelling opgenomen in de berekeningen, voor L_{night} afkomstig van luchtverkeer Zaventem zijn in principe ook gegevens voor $L_{night} = 45-49$ dB(A) beschikbaar.

Tabel 6 Aantal blootgestelden aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in 5 geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{den} vanaf $L_{den} = 55$ dB(A), data voor 2006.

L_{den} (dB(A))		55-59	60-64	65-69	70-74	>75
Wegverkeer	Grote wegen	257871	125719	121623	143023	33582
Spoorverkeer	Spoorwegen binnen agglomeraties	23500	13000	8000	4600	800
	Spoorwegen buiten agglomeraties	33300	19700	16100	13400	3900
Luchtverkeer	Zaventem	35100	10500	3800	300	0

Tabel 7. Aantal blootgestelden aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in 5 geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{night} vanaf $L_{night}=50$ dB(A), data voor 2006.

L_{night} (dB(A))		50-54	55-59	60-64	65-69	>70
Wegverkeer	Grote wegen	161958	116208	152510	54897	2213
Spoorverkeer	Spoorwegen binnen agglomeraties	17700	10600	6400	2900	100
	Spoorwegen buiten agglomeraties	25700	17200	15000	7500	1800
Luchtverkeer	Zaventem	17600	5600	600	100	0

Voor de DALY berekening wordt de informatie over het aantal blootgestelden (Tabel 6 en Tabel 7) en de dosis-effectrelaties (Tabel 3) gecombineerd met parameters als ernst en duur van de aandoening, en incidentie van mortaliteit door ischemische hartziekte. Voor de gezondheidseindpunten sterke slaapverstoring en sterke hinder werd gerekend met de mediaanwaarde van elke geluidsblootstellingsklasse.

Voor mortaliteit door ischemische hartziekte werd een drempelwaarde voor $L_{day,16u}$ van 55 dB(A) verondersteld, waarbij uitgegaan werd van de blootstellingsgegevens binnen klassen van L_{den} uit Tabel 6 als benadering voor de blootstelling aan $L_{day,16u}$. De mediaan werd voor elke klasse van L_{den} berekend en L_{day} werd toen geschat op basis van $L_{day,16u} \approx L_{den} - 2$ dB(A) voor stedelijk wegverkeer. Dit is een ruwe benadering.

De berekening resulteert in DALYs gerapporteerd in Tabel 8. De som van het aantal DALYs door blootstelling aan verkeersgeluid bedraagt 7324.

Tabel 8 Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid zoals gerapporteerd door MIRA, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2006.

Gezondheidseindpunt	Geluidsbron	DALYs	DALYs
Sterke slaapverstoring	Wegverkeer	3537	4056
	Spoorverkeer	360	
	Luchtverkeer	159	
Sterke hinder	Wegverkeer	2413	2809
	Spoorverkeer	227	
	Luchtverkeer	168	
Mortaliteit door ischemische hartziekte	Wegverkeer	459	459

→ EFFECTEN VAN UPDATE VAN DOSIS-EFFECTRELATIES VOOR DALY-BEREKENINGEN VERKEERSGELUID

We kunnen de DALY-berekeningen uitvoeren met de recentere (WGO) dosis-effectrelaties (Tabel 4, (WHO European Centre for Environment and Health, 2018)), waarbij de gegevens over blootstelling en andere parameters dezelfde worden genomen als hierboven. De blootstellingscijfers worden overgenomen uit Tabel 6 en Tabel 7. Dit resulteert in DALYs gerapporteerd in Tabel 9. De som van het aantal DALYs door blootstelling aan verkeersgeluid bedraagt nu 8192.

Tabel 9 Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid met WGO dosis-effectrelaties uit Tabel 4, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2006.

Gezondheidseindpunt	Geluidsbron	DALYs	DALYs
Sterke slaapverstoring	Wegverkeer	2753	4213
	Spoorverkeer	1061	
	Luchtverkeer	399	
Sterke hinder	Wegverkeer	2694	3685
	Spoorverkeer	637	
	Luchtverkeer	355	
Mortaliteit door ischemische hartziekte	Wegverkeer	294	294

Tabel 8 en Tabel 9 toont dat door toepassing van de recente dosis-effectrelaties alle gezondheidsimpacten toenemen, behalve de impact van wegverkeer op sterke slaapverstoring en de impact van wegverkeer op ischemische hartziekte (mortaliteit). We merken hierbij op dat in de berekening van deze laatste een drempelwaarde van 55 dB(A) werd verondersteld voor het bepalen van het relatief risico bij blootstelling. Indien deze drempelwaarde verlaagd wordt, zal de gezondheidsimpact toenemen. Het relatief risico voor de impact van wegverkeer op mortaliteit t.g.v. ischemische hartziekte afgeleid door van Kempen et al. (2018) is gebaseerd op 3 studies. In één van de studies (Selander et al., 2009) wordt een laagste geluidsniveau van 50 dB vermeld. In van Kempen et al. (2018) en het WGO rapport wordt geen minimaal geluidsniveau voor mortaliteit door ischemische hartziekte vermeld.

Tabel 10 toont de verhouding van het aantal berekende DALYs door toepassen van de WGO dosis-effectrelaties tot het aantal berekende DALYs door toepassen van de MIRA dosis-effectrelaties.

Tabel 10. Verhouding tussen doorrekening van gezondheidseffecten gebruik makend van dosis-effectrelaties van WGO (Tabel 9) en MIRA (Tabel 8).

Gezondheidseindpunt	Geluidsbron	WGO / MIRA
Ernstige slaapverstoring	Wegverkeer	0,8
	Spoorverkeer	2,9
	Luchtverkeer	2,5
Ernstige hinder	Wegverkeer	1,1
	Spoorverkeer	2,8
	Luchtverkeer	2,1
Mortaliteit door ischemische hartziekte	Wegverkeer	0,6
TOTAAL		1,1

→ MOGELIJKE UPDATES

De nieuwe WHO dosis-effectrelaties zijn opgenomen in de herwerkte appendix III van de EU END-richtlijn van het Europees Parlement en Raad. Deze appendix bevat een nieuwe methode om de gezondheidseffecten van omgevingsgeluid van verschillende geluidsbronnen te berekenen. De herwerkte appendix III is raadpleegbaar op ⁵ en wordt in het voorjaar 2020 gepubliceerd.

De MIRA DALY-berekeningen voor geluid gebeurden met blootstellingscijfers voor het referentiejaar 2006. Het is mogelijk om de berekeningen uit te voeren met recentere blootstellingsgegevens van bv.:

- Strategische geluidsbelastingkaarten (rapportering EU richtlijn Omgevingslawaaï, ronde 3 (referentiejaar 2016),
- Geluidsbelastingkaarten uit MIRA-rapportering “Actualisatie geluidshinderindicatoren 2018”.

We merken hierbij op dat er belangrijke verschillen zijn tussen beide kaarten. De strategische geluidskaarten voor de END-richtlijn zijn van strategisch belang om knelpunten te identificeren, de geluidsindicatoren L_{den} en L_{night} worden gerapporteerd vanaf 55 dB(A) en 50 dB(A), respectievelijk. De MIRA-geluidsbelastingkaarten houden rekening met alle wegen uit het simulatienetwerk van het Vlaams Verkeerscentrum en zijn daardoor gebiedsdekkender en van strategisch belang op Vlaams niveau.

⁵

https://ec.europa.eu/transparency/regcomitology/index.cfm?do=search.documentdetail&Dos_ID=18060&ds_id=63276&version=1&page=1

De MIRA-geluidskaarten rapporteren geluidsniveaus vanaf 0 dB. Verder zijn er verschillen in de rekenwijze van de geluidspropagatie.

Nieuwe eindpunten die meegenomen kunnen worden in de gezondheidsberekeningen zijn beroerte (geluid wegverkeer) en achterstand in begrijpend lezen en mondeling begrip bij kinderen (luchtverkeer). Verder zijn er in de WGO rapportering twee nieuwe geluidsbronnen opgenomen: windturbines en recreatiegeluid. Voor deze bronnen was er echter geen sterke evidentie voor gezondheidseffecten en werden bijgevolg geen dosis-effectrelaties vooropgesteld. Deze gezondheidseindpunten werden bijgevolg ook niet opgenomen in de herwerkte annex III van de END-richtlijn.

2.3.19. KLIMAAT-HITTE

Door klimaatsverandering gaan er in de toekomst meer hitteperiodes voorkomen. We focussen hier vooral op hitteperiodes en het effect op gezondheid. Momenteel houdt de MIRA gezondheidindicator voor hitte enkel rekening met mortaliteit als gevolg van hittestress. Het model beschreven in Huynen et al., (2001) wordt gebruikt om het aantal DALYs voor mortaliteit gerelateerd aan warme periodes voor 65-plussers in te schatten. Deze keuze was gebaseerd op a) het model gebaseerd is op Nederlandse data zodat de invloed van de breedtegraad minimaal is, b) relatieve risico's ten opzichte van een optimale temperatuur van 16,5 °C gegeven zijn en c) het model gebaseerd is op een maandelijkse basis waarvoor sterftcijfers en gemiddelde temperaturen voorhanden zijn.

Om de effecten van hitte te verfijnen wordt voor de huidige studie voorgesteld om morbiditeit ten gevolge van hitte verder te onderzoeken. Verschillende gezondheidseffecten werden geïnventariseerd waaronder mildere vormen zoals slaapverstoring (Obradovich et al., 2017), verminderde cognitieve vaardigheden (Cedeño Laurent et al., 2018), en meer ernstige effecten waarvoor ziekenhuisopname (Åström et al., 2013; Paci, 2014; Li et al., 2015) vereist is (voornamelijk acuut nierfalen en respiratoire aandoeningen (Michelozzi et al., 2009)). Cardiovasculaire aandoeningen (Lam et al., 2018) gerelateerd aan warmte zijn manifest maar worden vaak niet in verband gebracht met een verhoogde ziekenhuisopname. Van Loenhout et al. (2018) vonden een positieve relatie tussen toenemende temperaturen boven 21°C en het relatief risico op ziekenhuisopname (opname in Dienst Spoedgevallen) voor “potentieel hitte-gerelateerde aandoeningen” en “respiratoire aandoeningen”, voornamelijk bij ouderen (85+) in Nederland. In het kader van het PESETA II project werd door JRC een geïntegreerd model ontwikkeld om de gezondheidsimpact (mortaliteit, morbiditeit en toename aan infectieziekten) en de eraan gerelateerde economische impact (verlies aan productiviteit) door een zich wijzigend klimaat in kaart te brengen (Paci, 2014).

Een indicator op basis van blootstelling aan hitte en morbiditeit werd momenteel nog niet verder in detail uitgewerkt. Belangrijke aspecten die nauwkeuriger in kaart moeten worden gebracht zijn de lagperiodes die optreden voor verschillende effecten (CVD of cardiovascular disease korter dan RD of respiratory disease), de invloed van adaptatie op de respons en de correlatie tussen luchtvervuiling en temperatuur die de interpretatie van resultaten kan bemoeilijken.

3. UITBREIDING VAN MILIEU-GEZONDHEIDSINDICATOREN IN VLAANDEREN: GROENE RUIMTE

3.1. OVERZICHT THEMA'S

Onderstaande tabel (Tabel 11) geeft een overzicht van de thema's m.b.t. effecten van nabijheid van groen op gezondheid, en de mate van evidentie en toepassing in Vlaanderen. Dit hoofdstuk focust op de directe effecten van groen in de woonomgeving op volksgezondheid op basis van epidemiologisch en experimenteel onderzoek. Verder zijn er ook veel mogelijkheden om blootstelling aan groen te kwantificeren op basis van data en gegevens m.b.t. recreatie, maar de link naar gezondheid is minder direct en volledig.

Er is recent veel onderzoek gedaan naar deze relaties en deze onderzoeken toetsen de hypothese dat nabijheid van groene omgevingen leiden tot baten voor gezondheid. De conclusies uit deze studies en reviewartikels zijn veel minder éénduidig dan bijv. voor effecten van luchtkwaliteit op gezondheid. We vatten daarom deze literatuur samen vanuit de relevantie voor de Vlaamse context en vanuit volgende vragen:

- Hoe sterke is de evidentie m.b.t. deze gezondheidsbaten en wat zijn de mechanismen ?
- Welk groen draagt hiertoe bij en wat zijn eerste lessen hieruit m.b.t. groenindicatoren en ruimtelijk beleid ?
- Kunnen we de orde van grootte van de omvang van effecten van groene omgeving op gezondheid voor Vlaanderen inschatten voor specifieke ziektes en mortaliteit ?
- Wat zijn prioritaire en haalbare pistes voor verder onderzoek (zie 9)
- Wat zijn eerste beleidsconclusies (zie 9)

Daarnaast zijn er de indirecte effecten van groene landgebruiken en vegetatie op de kwaliteit van de leefomgeving in de zin van betere luchtkwaliteit, verkoeling bij hitte en minder geluidsoverlast. De focus van ons onderzoek is gericht op de directe effecten van blootstelling aan groene omgeving. Voor Vlaanderen zijn de indirecte effecten op luchtkwaliteit en gezondheid in detail beschreven en gekwantificeerd in studies m.b.t. de ecosysteemdiensten (Broekx et al., 2013; Natuurwaardeverkenner, 2018). De bijdrage van groen aan beperking van geluidshinder en verkoeling van de woonomgeving zijn meer context specifiek zodat ze moeilijker zijn in te schatten op Vlaamse schaal. In het kader van onderzoek naar klimaatadaptatie zijn effecten van nabijheid van groen en water op hitte en hittestress geanalyseerd, en ook de effecten van het hitte op gezondheid (zie klimaatportaal Vlaanderen⁶).

Voor dit hoofdstuk beperken we ons tot de vraagstelling in welke mate in de literatuur m.b.t. de directe gezondheidseffecten er rekening is gehouden met deze indirecte effecten.

Tot slot zijn er ook potentiële negatieve effecten van nabijheid van groen op gezondheid (bijv. ziekte van Lyme, pollen) en op bijv. onveiligheid en onaantrekkelijkheid van woonomgeving. Deze zijn in verhouding veel minder onderzocht en worden niet systematisch meegenomen in de review artikels waarop we ons baseren. Zij vormen niet de focus van dit onderzoek.

⁶ Klimaatportaal Vlaanderen, <https://klimaat.vmm.be/>

Tabel 11. Overzicht van de subthema's m.b.t. groen en gezondheid

Type effect	Hoofdstuk
Directe effecten (baten) van nabijheid groen op gezondheid	
Evidentie en verklaringsmechanismen	3.2
Welke groenvormen	3.3
Omvang van gezondheidsbaten	3.4
Beleidsconclusies en aanbevelingen onderzoek	3.5 en hfd. 9
Indirecte effecten van groen op gezondheid	
Via afvang luchtpollutie, vermindering hitte, geluidsbufter	Niet behandeld in deze studie
Negatieve effecten op gezondheid	
Ziekte van Lyme, pollen en astma,.....	Niet behandeld in deze studie

3.2. EFFECTEN OP GROEN IN DE LEEFOMGEVING OP FYSIEKE EN MENTALE GEZONDHEID

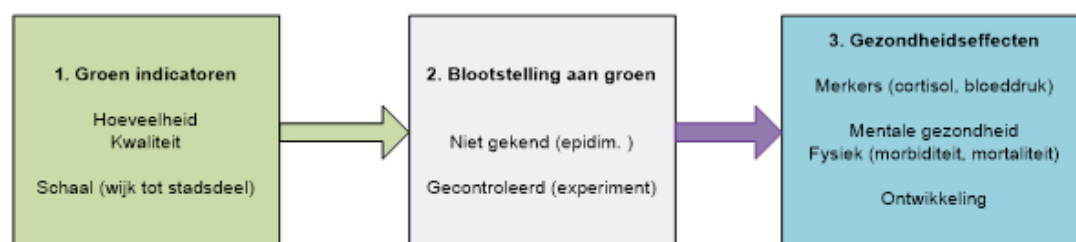
Er is veel wetenschappelijke evidentie die aantoont dat nabijheid van (stedelijk) groen een positief effect heeft op de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden. Dit is de gemeenschappelijke conclusie van verschillende, recente wetenschappelijke reviews (Tzoulas et al., 2007; Konijnendijk et al., 2013; Gascon et al., 2015; WHO Regional Office for Europe, 2016; Frumkin et al., 2017; Kondo et al., 2018; Moore et al., 2018; Twohig-Bennett and Jones, 2018; Zhang and Tan, 2019).

De voornaamste bron om gezondheidseffecten te kwantificeren vormen de epidemiologische studies zonder vragenlijsten over blootstelling groen of zonder dagboek. In het algemeen kunnen deze studies de blootstelling aan groen niet in detail kwantificeren (bijv. aantal uren die men doorbrengt in groene omgeving), maar wordt de hoeveelheid groen in de omgeving als een proxy voor de blootstelling gebruikt. Het gaat dus eerder om potentiële blootstelling. Deze studies onderzoeken dan de relatie tussen de hoeveelheid groen (rond de woonomgeving) en uiteenlopende gezondheidsindicatoren voor morbiditeit (fysieke en mentaal) en mortaliteit. Er is geen algemene standaard of indicator om deze proxy te omschrijven. Deze groen indicatoren lopen in deze studies dus sterk uiteen, en hier wordt verder op ingegaan in hoofdstuk 3.3. In hoofdstuk 3.4 bespreken we de mogelijkheden en beperkingen om voor Vlaanderen deze gezondheidsbaten te kwantificeren.

In experimentele studies en epidemiologische studies met vragenlijsten over blootstelling wordt de blootstelling aan groen nauwkeuriger omschreven en kan variëren van bijv. zicht op groen vanuit een raam, zitten of spelen in een welomschreven specifieke omgeving (park, bos, groene speelplaats of speelbos, ...). Recente studies kijken ook in detail naar bv. het aantal minuten per week in groene omgeving.

Een algemeen overzicht van de analyse van groen op gezondheid is gegeven in Figuur 8.

We bespreken eerst deze studies in hun algemeenheid, om te schetsen over welke effecten het gaat en welke elementen hierin meespelen. Daarna gaan we dieper in op de gebruikte groen indicatoren en de omvang van de effecten.



Figuur 8 : Vereenvoudigd schema voor analyse van effecten groene omgeving op gezondheid Bron: op basis van Zhang and Tan (2019); epidim = epidemiologische studie zonder bevraging over blootstelling groen of zonder dagboek maar blootstelling afgeleid op basis van bv satelliet data (groen in woonomgeving)

3.2.1. ALGEMEEN BEELD UIT DE LITERATUUR

Ten eerste zijn er overzichtsstudies die een oplistings en overzicht maken van kwalitatieve studies die gezondheidsbaten aantonen van uiteenlopende vormen van groen in de leefomgeving op uiteenlopende gezondheidsindicatoren. De review van Konijnendijk et al. (2013) lijst reeds 86 peer reviewed studies op die een relatie aanduiden tussen gezondheid en nabijheid van stedelijke parken. Frumkin et al (2017) geeft een illustratief overzicht van 19 veelvuldig onderzochte gezondheidseffecten en studies waarin deze effecten werden onderzocht (zie Tabel 12). Deze omvat heel uiteenlopende indicatoren m.b.t. mentale en fysieke gezondheid en ontwikkeling, factoren die kansen op ziektes beïnvloeden (cortisol, bloeddruk, overgewicht...) en morbiditeit zelf, en variëren van metingen (bv. mortaliteit) tot zelfrapportage m.b.t. welbevinden.

Tabel 12. Overzicht van de gezondheidseffecten waarop groen (in woonomgeving) een effect heeft

N°	Health/well-being benefits	References
Mental health indicators		
1	Reduced stress	Berto 2014; Fan et al. 2011; Nielsen and Hansen 2007; Stigsdotter et al. 2010; van den Berg and Custers 2011; van den Berg et al. 2010; Ward Thompson et al. 2016
2	Better sleep	Astell-Burt et al. 2013; Grigsby-Toussaint et al. 2015; Morita et al. 2011
3	Improved mental health:	
	Reduced depression	Astell-Burt et al. 2014c; Beyer et al. 2014; Cohen-Cline et al. 2015; Gascon et al. 2015; Kim et al. 2009; Maas et al. 2009b; McEachan et al. 2016; Nutsford et al. 2013; Sturm and Cohen 2014; Taylor et al. 2015; White et al. 2013
	Reduced anxiety	Beyer et al. 2014; Bratman et al. 2015a; Maas et al. 2009b; Nutsford et al. 2013; Song et al. 2013; Song et al. 2015
Development, Well being and other		
4	Improved child development (cognitive and motor)	Fjørtoft 2001; Kellert 2005
5	Greater happiness, well-being, life satisfaction	Ambrey 2016; Fleming et al. 2016; Larson et al. 2016; MacKerron and Mourato 2013; Van Herzele and de Vries 2012; White et al. 2013
6	Reduced aggression	Bogar and Beyer 2016; Branas et al. 2011; Kuo and Sullivan 2001a, b; Troy et al. 2012; Younan et al. 2016
7	Reduced ADHD symptoms	Amoly et al. 2014; Faber Taylor et al. 2001; Faber Taylor and Kuo 2009; Faber Taylor and Kuo 2011; Kuo and Faber Taylor 2004; Markevych et al. 2014b; van den Berg and van den Berg 2011
8	Increased prosocial behavior and social connectedness	Broyles et al. 2011; Dadvand et al. 2016; de Vries et al. 2013; Fan et al. 2011; Holtan et al. 2015; Home et al. 2012; Piff et al. 2015; Sullivan et al. 2004
Physical health indicators		
9	Lower blood pressure	Duncan et al. 2014; Markevych et al. 2014a; Shanahan et al. 2016
10	Improved postoperative recovery	Park and Mattson 2008; Park and Mattson 2009; Ulrich 1984
11	Improved birth outcomes	Reviewed by Dzhambov et al. 2014
12	Improved congestive heart failure	Mao et al. 2017
13	Improved pain control	Acutely (Diette et al. 2003; Lechtzin et al. 2010) and chronically (Han et al. 2016)
14	Reduced obesity	Bell et al. 2008; Cleland et al. 2008; P. Dadvand et al. 2014a; Lachowycz and Jones 2011; Sanders et al. 2015; Stark et al. 2014
15	Reduced diabetes	Astell-Burt et al. 2014a; Bodicoat et al. 2014; Brown et al. 2016; Thiering et al.
16	Better eyesight	French et al. 2013; Guggenheim et al. 2012; He et al. 2015
17	Improved immune function	Li et al. 2006; Li et al. 2008a; Li et al. 2008b; Li et al. 2010; Li and Kawada 2011
18	Improved general health:	
	Adults	Brown et al. 2016; de Vries et al. 2003; Kardan et al. 2015; Maas et al. 2006; Maas et al. 2009b; Stigsdotter et al. 2010; Wheeler et al. 2015
	Cancer survivors	Ray and Jakubec 2014
	Children	Kim et al. 2016
19	Reduced mortality	Coutts et al. 2010; Gascon et al. 2016b; Hu et al. 2008; James et al. 2016; Takano et al. 2002; Villeneuve et al. 2012

Bron: op basis van Frumkin et al. (2017)

3.2.2. HOE EENDUIDIG ZIJN DE EFFECTEN UIT DE STUDIES?

Enkele recente overzicht-studies kijken meer systematisch naar het geheel van wetenschappelijke studies, inclusief deze die geen effecten vinden. Kondo et al. (2018) besluit op basis van een analyse van 68 geselecteerde studies m.b.t. urbaan groen dat meer dan 70 % van deze studies een positieve relatie tussen meer groen en gezondheid aangeeft. Gascon et al. (2015) bevestigt dit voor de lange termijneffecten op mentale gezondheid bij volwassenen, op basis van 28 studies, maar vindt onvoldoende bevestiging voor kinderen.

Twohig-Bennett and Jones (2018) besluit op basis van een meta-analyse van 143 studies evidentie voor uiteenlopende gezondheidsbaten van meer groen (cortisol niveau in speeksel, hartslag, bloeddruk, cholesterol, hartslagvariatie, vroeggeboorte, diabetes, mortaliteit (alle oorzaken en cardiovasculair), zelf gerapporteerde gezondheid). Twohig-Bennett and Jones (2018) en Zhang and Tan (2019) kwantificeren het aandeel van de studies die aan hun eisen m.b.t. scope en kwaliteit voldoen en die een goed onderbouwde relatie vinden tussen de proxy voor blootstelling aan groen en de onderzochte gezondheidseffecten. Twohig-Bennett and Jones (2018) vinden in 66% tot 100% van de studies in zijn selectie indicaties voor uiteenlopende gezondheidsbaten. Zhang and Tan (2019) vinden bij een review van meer dan 70 studies bij 71 % een positief effect van potentiële blootstelling aan urbaan groen op verschillende gezondheidsindicatoren. Omdat deze studies uiteenlopende groenindicatoren hanteren is het moeilijk om uit deze studies robuuste lessen te trekken m.b.t. de omvang van de gezondheidseffecten en welke kenmerken van de groene ruimte (welke groenvormen, over welke afstanden, kwaliteit van groene ruimtes,...) hiervoor dominant zijn.

Bovenstaande effecten zijn aangetoond op basis van verschillende type studies, met eigen sterktes en zwaktes:

- De meeste studies zijn cross-sectioneel onderzoek, en zij onderzoeken of mensen met meer groen in hun omgeving betere gezondheid (morbiditeit en mortaliteit) hebben dan mensen met minder groen (bv. Maas et al. (2009) of Jonker et al. (2014) voor Nederland). Deze hypothese wordt bevestigd in meer dan twee derde van de studies. Deze studies zijn makkelijker te organiseren, en betreffen een heel groot aantal onderzochte personen. De mate van blootstelling aan groen is benaderend, en enkel gebaseerd op de groenindicatoren zelf. De studie toont statistische verbanden aan waarvan oorzakelijkheid moeilijk te toetsen is.
- Longitudinaal onderzoek wordt minder gehanteerd, omdat het hogere eisen aan data stelt. Deze studies tonen aan dat mensen die verhuizen naar een omgeving met meer groen gezondheidsbaten hebben (bijv. in Engeland voor effecten op mentale gezondheid (Alcock et al., 2014).
- Experimenteel onderzoek komt eveneens iets minder voor. In deze studies kan men de blootstelling aan groen heel goed controleren of monitoren. Deze experimentele studies kijken niet naar gezondheidseffecten zelf (ziektes of overlijden) maar eerder naar biomerkers (cortisol, bloeddruk) of bevragen naar algemene en momentane gezondheid en welbevinden. Deze studies hebben doorgaans een beperkt aantal onderzochte personen. Studies die wel en geen relatie vinden komen ongeveer evenveel voor.
- Studies die de gevolgen van een vergroeningsproject opvolgen zijn in verhouding nog heel beperkt, en vinden ook minder vaak positieve effecten. Gegeven de beperkte omvang van de projecten en korte opvolgstermijn is het moeilijk om uit deze studies sterke lessen te trekken m.b.t. effecten van vergroeningsprojecten.

Alhoewel de verschillende type studies onderling moeilijk te vergelijken zijn, geeft het geheel wel een complementair beeld van de effecten. Deze studies zijn hoofdzakelijk uitgevoerd in de OECD-landen in Noord-Amerika, Europa, Australië, Zuid-Oost Azië. Ze geven aan dat de effecten voorkomen in uiteenlopende omstandigheden (types groen, gewoontes, klimaat,...).

3.2.3. MECHANISMEN DIE DEZE EFFECTEN VERKLAREN?

In bovenvermelde literatuur worden verschillende verklaringsmechanismen aangeduid (Dennis and James, 2017):

- Zicht op en contact met natuur leidt tot reductie van stress en verhoging van het stress herstellend vermogen. Dit uit zich bv. in cortisol niveaus, en in positieve effecten op mentale en fysieke gezondheid.
- Nabijheid van groen stimuleert openluchtrecreatie en beweging, met directe positieve effecten op gezondheid en afgeleide positieve effecten via het verminderen van overgewicht.
- Toegenomen sociale interactie en cohesie.
- Algemeen verbetering van leefomgeving (luchtkwaliteit, geluid, hitte en luchtvochtigheid) met afgeleide gezondheidseffecten.
- Contact met groen zorgt voor een betere cognitieve, fysieke en sociale ontwikkeling van kinderen (Vanaken en Danckaerts, 2018).
- Contact met natuur verhoogt de micro-biodiversiteit op de huid en de immuniteit (Kondrashova et al., 2013; Kabisch et al., 2017).

De uiteenlopende verklaringsmechanismen tonen aan dat er meerdere indicatoren relevant zijn voor het bepalen van de blootstelling aan groen in de omgeving, en dat verschillende groenvormen potentieel relevant zijn.

Deze mechanismen sluiten elkaar niet uit, en kunnen elkaar in de praktijk versterken. In de meer recentere studies naar de invloed van hoeveelheid en kwaliteit van groene omgeving op gezondheid wordt gecorrigeerd voor de gevolgen op de verbetering van de omgevingskwaliteit (vnl. luchtkwaliteit). Deze studies geven aan dat deze verbetering op zich geen verklaring kunnen vormen voor de gezondheidseffecten.

Het effect van meer groen op beweging, en afgeleid op gezondheid, is complexer want het gaat om een afgeleid effect, dat ten eerste een relatie onderzoekt tussen groen in woonomgeving en hoeveelheid beweging en ten tweede de gezondheidseffecten van meer beweging en tracht het aandeel van groen in deze gezondheidswinsten te identificeren. Algemeen is er gemengde evidentie over het effect van meer groen op beweging en gezondheid. Recent onderzoek dat zich hier op richt toont wel aan dat effecten op beweging een deel van de verklaring vormen, maar niet alle effecten kunnen verklaren.

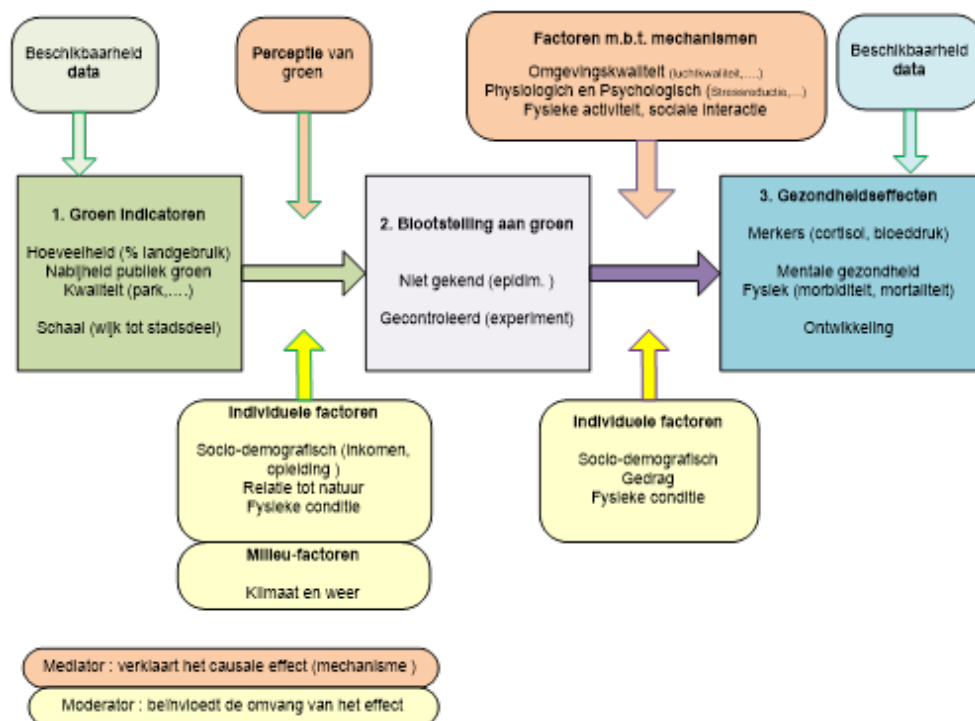
Epidemiologische studies corrigeren ook voor verschillen in sociaal-economische status (inkomen, scholing,...). Veel studies geven aan dat voor kwetsbare groepen (met lagere SES) de relaties tussen groen in woonomgeving en gezondheid sterker zijn dan voor de hogere sociale klasse. Hiervoor zijn meerdere verklaringen. Een eerste is dat gezinnen met lagere SES algemeen meer stress ondervinden, en minder groen hebben, zodat effecten sneller zichtbaar en groter zijn. Een andere verklaring is dat voor deze gezinnen nabijheid groen in woonomgeving een betere proxy is voor totale blootstelling aan groen, terwijl gezinnen uit hogere SE-klasse meer mogelijkheden hebben om verder gelegen groene ruimtes op te zoeken tijdens uitstappen en vakanties.

3.2.4. CONCLUSIE: VEEL EVIDENTIE VOOR EEN COMPLEXE RELATIE TUSSEN GROEN EN GEZONDHEID

Het geheel van deze studies geeft dus aan dat er positieve effecten zijn, maar dat de verbanden op zich heel divers en complex zijn, waarbij meerdere factoren relevant zijn voor de bepaling van de – voor gezondheidsrelevante – blootstelling aan groen (in de woonomgeving), en de effecten van blootstelling op de verschillende gezondheidsindicatoren (mortaliteit, ziektes, , welbevinden, ...).

Onderstaande figuur geeft, op basis van Zhang and Tan (2019) een overzicht van de verschillende factoren die hierin meespelen. Hij onderscheidt mediators die betrekking hebben op verschillende mechanismen, en de moderators die de omvang van een effect bepalen. Zij zijn zowel van belang voor verschillen in blootstelling (bij eenzelfde hoeveelheid groen), en verschillen in effecten (bij eenzelfde blootstelling).

De gebruikte groenindicatoren worden niet enkel bepaald door het doel van de studie en de te toetsen mechanismen en effecten, maar evenzeer door beschikbare data. Tevens loopt de schaal waarop effecten worden onderzocht (van zeer lokaal tot regionaal) sterk uiteen. Tot slot verschillen de mediators en moderators die worden meegenomen, zowel omwille van het opzet van de studie als beschikbaarheid van data.



Figuur 9 : Schema voor analyse van effecten groene omgeving op gezondheid. Bron: op basis Zhang and Tan (2019).

3.3. WELK GROEN DRAAGT BIJ AAN GEZONDHEIDSBATEN?

Om de groene omgeving goed in kaart te brengen dient men idealiter verschillende elementen in kaart te brengen. De WHO (2016) onderscheidt volgende 3 hoofdgroepen:

1. Beschikbaarheid van groen:
Minimaal omvat dit de hoeveelheid groen in de omgeving, en vele studies beperken zich hiertoe.
2. Verdere omvat dit ook indicatoren m.b.t. toegankelijkheid van de groene ruimtes. Idealiter omvat het indicatoren m.b.t. het feitelijk gebruik van deze ruimtes maar dat komt in de praktijk nauwelijks voor.
3. Kenmerken van de groene omgeving met informatie m.b.t. de omvang van de gebieden, type vegetatie, mogelijkheid voor recreatieve activiteiten (paden) en mate van natuurrijkheid (biodiversiteit, ongereptheid,...). Inrichting voor activiteiten (bijkomende infrastructuur, wat gaat van banken en vuilnisbakken tot parkeerplaatsen, speeltuigen, toiletten,...).

We evalueren welk informatie het meest wordt gebruikt in de studies.

3.3.1. MEERDERE INDICATOREN VOOR BESCHIKBAARHEID VAN GROEN

Bovenvermelde studies gebruiken verschillende types groenindicatoren:

- **De hoeveelheid groene landgebruiken** (% van totaal landgebruik dat als groen wordt omschreven, hetzij op basis van landgebruikskarten (Maas et al., 2009; Jonker et al., 2014) of luchtfoto's/satellietbeelden). Het % wordt berekend voor de omgeving rond de woning, hetzij op basis van een afstandscriterium, hetzij op basis van de gemeente of wijk waarin men woont. De omvang van het bestudeerde gebied kan sterk variëren, van een paar honderd meter tot enkele kilometers, of afhankelijk zijn van de omvang van wijk of gemeente.
Dit type indicatoren geeft geen of weinig informatie over de kwaliteit van het groen. Sommige studies combineren dit met informatie over de perceptie van leefomgeving of groen door de inwoners (Jonker et al., 2014). Deze groen-indicatoren vormen een proxy voor blootstelling aan groen.
- **Afstand van woning** tot publiek groen, zoals een park. Het gaat typisch om kwaliteitsvol groen dat meerdere functies mogelijk maakt, maar moeilijk te vertalen is naar andere locaties of regio's. Deze groen-indicatoren vormen een proxy voor blootstelling aan groen.
- Experimentele studies vergelijken vaak de effecten van een bepaalde **activiteit** (bijv. wandeling, uitrusten) in een groene omgeving (bv. park) versus een niet-groene omgeving (winkelstraat, bibliotheek). In deze gevallen is de blootstelling aan groen sterk gecontroleerd.
- Andere recente experimentele studies (bv. Triguero-Mas et al., 2017) berekenen het aantal **minuten per week in groene ruimte** op basis van de combinaties van het traceren van locaties en interpretaties van micro-omgevingen op basis van landgebruikskarten (zie verder). Cox et al. (2018) vinden voor Australië een blootstelling-effect relatie voor mensen die minstens 30 minuten per week in een groene ruimte verblijven of een activiteit doen.

Deze verschillende types kunnen verder nog specifiek per studie worden ingevuld, zodat de bovenvermelde studies erg uiteenlopende groenindicatoren hanteren. De review van Kondo et al. (2018) vindt bijvoorbeeld 41 verschillende indicatoren voor de 61 geselecteerde studies. Dit maakt het moeilijk om sterke conclusies te trekken m.b.t. één groenvorm of om effecten tussen groenvormen te vergelijken. Deze vaststelling wordt ook bevestigd in de analyse van Frumkin et al. (2017). De review van Lamb et al. (2019) voor Australië besluit dat de indicatoren te uiteenlopend zijn om nu al sluitende conclusies en beleidsaanbevelingen te trekken m.b.t. groenvormen of ruimtelijk beleid.

Onze verdere analyse toont aan dat voor effecten op mortaliteit er meer consistentie is m.b.t. gebruikte groenindicatoren (% groene landgebruiken) en conclusies éénduidiger zijn. Voor morbiditeit en ontwikkeling daarentegen is er meer variatie in groen-indicatoren en mate dat men effecten vindt.

→ AANDEEL GROENE RUIMTE IN TOTAAL LANDGEBRUIK, VEEL GEBRUIKT, TOEPASBAAR MAAR BEPERKT

Aandeel groene ruimte in totaal landgebruik is een veel gebruikte indicator, die makkelijk toepasbaar en transfereerbaar lijkt, maar relatief minder informatie geeft over kenmerken van het groen. Omdat voor uiteenlopende groenvormen en op verschillende afstanden effecten worden gevonden, suggereren bovenvermelde studies en reviews dat alle omgevingsgroen kan bijdragen aan deze effecten, maar mogelijk niet allemaal in dezelfde mate.

In de reviews van de studies naar effecten op mortaliteit komt naar voor dat dit de meest gebruikte indicator is, die toelaat om op basis van meta-analyses goed onderbouwde schattingen te maken (zie verder). In onderzoek naar morbiditeit is er meer variatie in groenindicatoren, maar zijn er wel enkele studies die op deze basis de omvang van de effecten op uiteenlopende ziekte indicatoren illustreren.

In de Nederlandse studies uit de Vitamine G projecten bijvoorbeeld werden alle groene landgebruiken meegenomen, zonder onderlinge weging (Maas, 2008; Jonker et al., 2014). Beide studies vinden gezondheidsbaten voor mensen die 10 % meer groen in hun woonomgeving hebben (zie verder voor meer detail).

→ **NDVI-INDICATOR, VEEL GEBRUIKT MAAR MOEILIK TE VERTALEN NAAR ANDERE LANDEN.**

Recent gezondheidsonderzoek maakt vooral gebruik van informatie uit luchtfoto's of satellietbeelden, met verschillende indicatoren zoals bijv. de NDVI-indicator (normalized difference vegetation index) (Rhew et al., 2011; Frumkin et al., 2017). Deze wordt afgeleid uit satellietbeelden en telt dus alle groenvormen mee, maar weegt deze wel op basis van de intensiteit van het bladgroen. Beyer et al. (2014) en James et al. (2015; 2016) vinden relaties tussen deze indicator en respectievelijke mentale gezondheid en hartfalen en mortaliteit. Deze studies tonen aan dat mensen in het bovenste kwintiel (kwartiel) m.b.t. het groene karakter van hun woonomgeving (150 meter tot 1 km) gezondheidswinsten hebben in vergelijking met mensen uit het laagste kwintiel (kwartiel).

De NDVI score is een dimensieloze indicator, die moeilijk in absolute termen te interpreteren is, omdat de NDVI score verschilt per locatie en per seizoen. Daarom is het niet gebruikelijk en weinig zinvol om de gezondheidswinst uit te drukken in bijv. effect van 1% betere NDVI-score. De doelstelling van deze studies is om te toetsen of er gezondheidswinsten zijn voor de groepen die het meeste groen hebben in vergelijking met de groepen met het minste groen. Deze studies zijn niet opgezet om blootstelling-effect relaties af te leiden die kunnen gehanteerd worden om gezondheidseffecten te kwantificeren. Daarom zijn deze resultaten, op basis van NDVI-metingen in UK, VS, Canada of Barcelona, niet te vertalen naar een Vlaamse context.

3.3.2. AANDACHTSPUNTEN M.B.T. INDICATOREN VOOR BESCHIKBAARHEID VAN GROEN

→ **PRIVAAT EN INFORMEEL GROEN.**

Beide types indicatoren en studies geven aan dat niet enkel publiek groen of parken relevant zijn. Ook uit andere studies komt naar voor dat bv. eigen tuinen (met mogelijkheden tot contact met natuur en fysieke activiteit zoals tuinieren) tot gezondheidsbaten leidt.

Er zijn een beperkt aantal studies die de gezondheidseffecten van straatgroen onderzoeken en hiervoor positieve effecten vinden voor mentale gezondheid (Taylor and Hochuli, 2017), cortisol gehaltes (Jiang et al., 2014) en algemene gezondheid (de Vries et al., 2003).

→ **STAD VERSUS PLATTELAND: WEINIG EN TEGENSTRIJDIGE INFO**

Er is nauwelijks evidentie om wonen in een heel groene omgeving op het platteland te vergelijken met wonen in stedelijke wijken met uiteenlopende aandelen van groene omgeving. De meeste studies kijken naar verschillen in groen in de woonomgeving binnen een stedelijke context. De Nederlandse studies (Maas et al., 2009; Jonker et al., 2014) focussen bijvoorbeeld op stedelijke agglomeraties. De resultaten worden voorgesteld als lineaire effecten in functie van hoeveelheid groen (% NDVI), en er zijn ons geen studies bekend die hierbij bv. maximumgrenzen aangeven voor aandelen groen of tot niet lineaire relaties besluiten. Er wordt wel vaker getest in welke mate de resultaten opgaan voor verschillende types van wijken of mate van stedelijkheid, op basis van bijkomende classificaties. Zo vindt Maas voor Nederland dat de effecten het grootst zijn in een vrij stedelijke omgeving, en minder groot voor stadscentra.

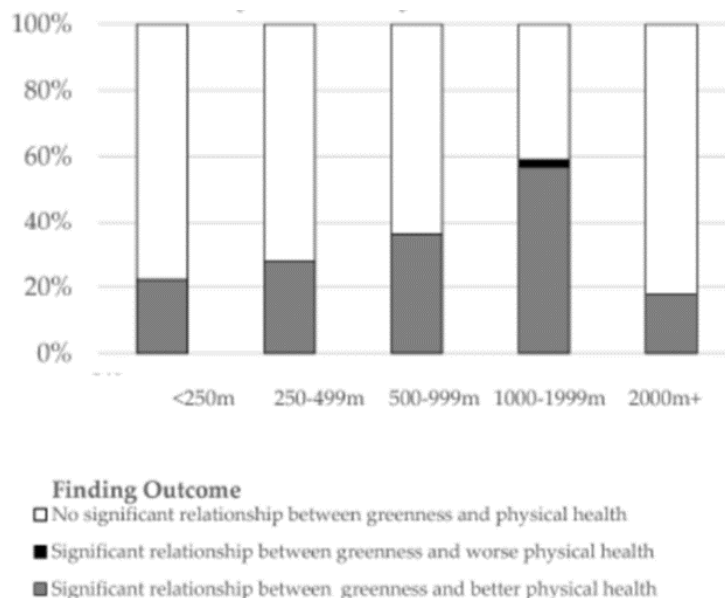
Studies die de wandelbaarheid van de omgeving en autogebruik meenemen, geven aan dat een goede mix van groene en stedelijke landgebruiken de meeste baten geeft (Sarkar et al., 2018). Studies die Amerikaanse steden vergelijken geven aan dat wonen in urban sprawl gebieden tot minder gezondheidsbaten leidt dan men zou verwachten op basis van de hoeveelheid groen, wat verklaard wordt door een gebrek aan beweging door verhoogd autogebruik (Richardson and Mitchell, 2010).

Er is verder weinig onderzoek naar effecten van meer groen in een rurale omgeving. Voor Engeland vindt Alcock et al. (2014) twee uiteenlopende effecten, afhankelijk van de indicator. Ten eerste vindt deze studies geen effecten voor mensen die wonen in ruraal gebied in wijken met meer of minder groen (in % van totaal landgebruik). Deze studie vindt anderzijds wel positieve effecten op mentale gezondheid voor mensen die op het platteland verhuizen naar locaties met meer groen.

→ AFSTAND TOT WOONPLAATS

Veel studies tonen aan dat vooral groen in de vrij directe omgeving van de woonplaats van belang is (op minder dan 1 km). Er is minder evidentie over gezondheidseffecten van alle groen (in % van landgebruik) op langere afstand van de woning, omdat dit minder is onderzocht.

Echter de literatuur review van Browning and Lee (2017) onderzoekt specifiek het effect van afstand tot woonplaats en effecten voor fysieke gezondheid. Zij vinden dat naarmate de studies een grotere buffer hanteren (tot 2 km), het aantal analyses met significante positieve gezondheidseffecten stijgt (Figuur 10). Hiertoe zijn studies ingedeeld in klassen. Voor de klasse met studies die een buffer hanteren van 1 tot 2 km vindt 60 % een significant positief effect, terwijl dit voor studies die tot 250 meter kijken, dit maar 20 % is.



Figuur 10 : Invloed van afstand tot woning op percentage studies die significante associatie vinden tussen blootstelling aan groen en fysieke gezondheid. Indicator% = Aandeel studies met significant positief effect van meer groene omgeving op fysieke gezondheid, voor studies die best voldoen aan kwaliteitscriteria. Bron: Browning and Lee (2017).

Er zijn beperkte aanwijzingen dat ook groen op grotere afstand (enkele kilometers) van belang is voor mentale gezondheid, omdat bijvoorbeeld grotere groeneenheden op verdere afstand relevant zijn voor meer langdurige blootstelling (langere bezoeken) en diepgaander herstel.

Dit toont aan dat men bijvoorbeeld voor groennormering zich best niet beperkt tot groen binnen een beperkte afstand (bijv. 300 meter) (WHO Regional Office for Europe, 2016; Natural England, 2019) (Zie ook verder, “samengestelde indicatoren”). Groennormen die voor verschillende afstanden (wijkgroen, buurtgroen, stadsgroen...) verschillende criteria hanteren (naar minimale oppervlakte) sluiten het beste aan bij de conclusies uit de literatuur. Voor Vlaanderen wordt dit denkkader reeds gehanteerd om indicatoren voor groen in de woonomgeving in kaart te brengen (“nabijheid van groen, statistiek Vlaanderen) of voor een nadere analyse van beschikbaarheid van groen op wandelafstand Nys (2014).

We moeten hierbij opmerken dat er ons geen studies bekend zijn die gezondheidseffecten bestuderen in functie van het al dan niet voldoen aan dergelijke groennormen. Het ontbreekt in dergelijke studies voornamelijk aan gegevens m.b.t. de omvang van de groene ruimtes.

Het besluit van deze analyse is dat we voor de toepassing van blootstelling-effect relaties voor Vlaanderen in deel 3.5 (zie verder) groenindicatoren hanteren die kijken tot op 1 km voor fysieke effecten en 3 km voor mentale effecten.

→ **NAUWELIJKS INFO VOOR KENMERKEN VAN DE GROENE OMGEVING.**

De studies naar gezondheidseffecten omvatten te weinig informatie over de kenmerken van het groen (omvang van individuele gebieden, vegetatietypes, inrichting...) om hieruit lessen te trekken voor bijv. normering. Mitchell et al. (2011) vergelijken verschillende groenindicatoren voor de UK, en hun effecten op mortaliteit en zelf-gerapporteerde ziekte, en besluiten dat alhoewel verschillende groenindicatoren tot dezelfde conclusies leiden, groenindicatoren die meer op grotere groenvormen (naar omvang) zijn gericht tot sterkere effecten op gezondheid leiden. Dit onderstreept volgens de auteurs het belang van grotere groeneenheden. Het recente Europese Phenotype project hanteert wel een gedetailleerde groenindicator (zie verder).

We moeten hierbij opmerken dat indicatoren die NVDI gebruiken zich beperken tot groene ruimtes, en dus blauwe ruimtes niet meenemen.

→ **PERCEPTIE VAN GROEN.**

Enkele studies hanteren de perceptie van bewoners voor het groen als de groenindicator. Jonker et al. (2014) toonde verder voor Nederlandse agglomeraties aan dat het positieve effect op mortaliteit en morbiditeit tot driemaal hoger is als de mensen het groen in hun woonomgeving zelf een hogere kwaliteitsbeoordeling geven. Deze groenindicator is niet transfereerbaar naar Vlaanderen. Het geeft wel aan dat sommige relevante kenmerken niet goed te vatten zijn in bijv. GIS-data maar eerder via bevraging kunnen verzameld worden.

→ **GROENE EN BLAUWE RUIMTE.**

Er is weinig en tegenstrijdige informatie m.b.t. de effecten van nabijheid van open oppervlaktewaters op gezondheid (Gascon et al., 2015; Kondo et al., 2018). Ten eerste zijn er minder studies die expliciet blauwe ruimtes meenemen (bv. de studies op basis NVDI als groenindicator). Ten tweede zijn er studies die hierover niet expliciet berichten (bv. parken met of zonder water). Ten derde zijn er studies die wel een effect vinden voor groene ruimtes, maar niet voor blauwe ruimtes (bv. Wheeler et al., 2015).

Op theoretisch vlak wijzen verschillende studies erop dat de mechanismen die gelden voor groene ruimtes ook gelden voor blauwe ruimtes (de Keijzer et al., 2019). Het literatuuroverzicht in de Keijzer et al. (2019) illustreert positieve effecten van blauwe ruimtes op fysieke beweging en gezondheid, mentale gezondheid en welbevinden en op sociale contacten. De omvang van het effect in verhouding tot groene ruimte is echter onduidelijk.

Dit onderzoek van de Keyzer et al kijkt verder voor de UK naar fysieke gezondheid voor ouderen (wandelsnelheid en gripsterkte) en onderscheidt nabijheid van groene en van blauwe ruimte. Dit onderzoek vindt positieve effecten voor de combinatie van groene en blauwe ruimte, maar niet voor beide afzonderlijk.

Ook de review van appreciatie van kenmerken van groen-blauwe omgevingen door omwonenden en recreanten toont dat aanwezigheid van water in woonomgeving en in groene omgevingen erg wordt gewaardeerd (De Nocker et al., 2016).

Op deze basis denken we dat het nuttig is om blauwe ruimtes mee te nemen voor de ontwikkeling van groen-indicatoren, inschatting gezondheidseffecten of beleidsaanbevelingen m.b.t. groene ruimtes en gezondheid. Voor de illustratie van de blootstelling-effect relaties in hoofdstuk 3.5 rekenen we dan ook de blauwe ruimte mee voor de groenindicatoren.

Uit GIS-analyses leren we dat dit geen grote gevolgen heeft op groen-indicatoren op het niveau van Vlaanderen, maar voor specifieke locaties nabij grote waterpartijen of rivieren wel van belang kan zijn. Bij de toepassing op lokale schaal van groenindicatoren of interpretatie van berekeningen moet men voor blauwe ruimtes dezelfde voorzichtigheid hanteren als voor het geheel van groene ruimtes. De kernvraag hierbij moet zijn of de nabijheid van de groen-blauwe ruimte kansen biedt voor mensen om hiermee in contact te komen en ruimte biedt voor fysieke beweging, sociale contacten en tot rust komen.

3.3.3. RELATIE MET BEWEGING

Er is heel wat wetenschappelijk bewijs dat toegankelijke en veilige groene ruimte een positieve invloed heeft op het niveau van beweging en op het welzijn van mensen (James et al., 2015). Aantrekkelijke, groene en veilige omgevingen nabij huis of werk bieden de beste opportuniteiten om dagelijks te bewegen. De resultaten van een Europese enquête suggereren dat de kans op fysieke activiteit drie keer hoger is en het voorkomen van obesitas 40% lager in buurtomgevingen waar veel groen aanwezig is in tegenstelling tot buurten met weinig groen (Ellaway et al., 2005). De wetenschappelijke evidentie is echter verdeeld (Konijnendijk) over het effect van aanwezigheid groen op bewegen en obesitas.

Niettegenstaande deze evidentie zijn er geen goede blootstelling-effectrelaties om het effect van groene ruimte op beweging te kwantificeren. Het verband tussen aanwezigheid van groen in de omgeving en fysieke activiteit is immers complex.

Er is dus een zekere overlap met de baten van recreatie en woongenot, en mogelijk ook met regulerende diensten zoals luchtkwaliteit, hittestress en geluidshinder. Maar de aard en omvang van de effecten en de onafhankelijke experimentele studies tonen aan dat er bijkomende effecten zijn die niet door de andere factoren kunnen verklaard worden. Dit wordt bevestigd door Tamosiunas et al. (2014), die voor vasculaire aandoeningen aantoont dat de gezondheidsbaten groter zijn voor omwonenden die het park bezoeken dan voor omwonenden die dit niet doen.

In de recente Phenotype studie is voor 4 Europese steden en aan de hand van monitoring van beweging via apps, aangetoond dat nabijheid van groen in de woonomgeving bijdraagt aan fysieke beweging in deze groene omgevingen, vooral voor steden met relatief weinig groen, en aan contact met groene omgeving tijdens weekdays (Triguero-Mas et al., 2017). De studie vindt evenwel geen relaties met totale hoeveelheid beweging.

De effecten zijn waarschijnlijk groter voor meer kansarme bevolkingsgroepen, mogelijk omdat zij kwetsbaarder zijn en/of meer tijd doorbrengen in hun directe woonomgeving.

Er zijn specifieke richtlijnen m.b.t. het inrichten van groen met het oog op gezondheid, in de vormen van do's en don'ts, maar zijn niet direct gericht op gebruik in beoordelingssystemen.

In een recente studie (ONS, 2018) wordt voor de UK de gezondheidseffecten van beweging in de groene ruimte gekwantificeerd op basis van een schatting van het aantal actieve bezoeken. Actieve bezoeken aan groene ruimte voldoen aan minimale criteria m.b.t. duur (30 minuten) en intensiteit. Voor deze actieve bezoeken kunnen gezondheidswinsten in QALY's doorgerekend worden op basis van een specifieke tool ontwikkeld voor de UK, of in DALYs op basis van de HEATCO-tool van de WHO.

3.3.4. EFFECTEN OP ONTWIKKELING VAN KINDEREN

Contact met een natuurlijke omgeving heeft potentieel positieve effecten op de lichamelijke, cognitieve en sociale ontwikkeling van kinderen. Dit valt ten dele samen met bovenvermelde effecten op gezondheid, maar het is nuttig dit afzonderlijk te vermelden omdat dit effect niet gevat wordt in bovenvermelde indicatoren. Deze indicatoren zijn ook te divers om dit met één indicator te vatten en te kwantificeren. Er zijn ons ook geen studies bekend die dit monetair waarderen.

De relatie tussen groene woonomgeving en effecten op motorische ontwikkeling, speelgedrag, lichamelijke activiteit en de kans op overgewicht lijken het best bewezen in wetenschappelijke literatuur (1980-2006) (van den Berg et al., 2007). Kinderen met eenvoudige toegang tot veilige groene ruimten (bv. parken, ...) hebben een hogere kans om fysiek actief te zijn dan anderen, met een positief effect op hun gezondheid als gevolg (Vreke et al., 2006). Dit geldt zeker voor kinderen uit lage inkomensgezinnen (Mitchell et al., 2011). De grootste gezondheidswinsten van groen zijn te boeken in de armere buurten (Mitchell and Popham, 2007). Onderzoek uit Nederland toont aan dat jongens uit gebieden die aan de Nederlandse groennorm voldoen (met name minstens 75m² groen per woning binnen 500 meter van de woning) bijna 15% meer buiten spelen (gemiddeld 1,5 uur per week) dan jongens die wonen in wijken onder de groennorm. Alleen bij jongens vond het onderzoek een direct verband tussen extra buiten spelen en een verminderde kans op overgewicht, wellicht omdat meisjes minder intensief buiten spelen (De Vries et al., 2008). Een uur langer buitenspelen zou resulteren in 25% minder kans op overgewicht.

3.3.5. LOPEND ONDERZOEK IN VLAANDEREN

In het kader van het steunpunt milieu en gezondheid (2016-2020) loopt er onderzoek naar de relatie tussen residentiële blootstelling aan groene ruimte (residential green space exposure) en cognitieve ontwikkeling en gedrag bij jongeren. De studie kijkt naar blootstelling aan groene omgeving (0,1 tot 4 km woonplaats, op basis van landgebruik en NDVI) en omgevingskwaliteit (luchtverontreiniging, nabijheid verkeer) en cognitieve ontwikkeling en gedrag bij jongeren. Dit onderzoek loopt nog. Bij de conclusies in dit hoofdstuk en in hoofdstuk 9 wordt er dieper op ingegaan en voorgesteld om hierop verder te bouwen.

3.4. BESPREKING VAN POTENTIËLE INDICATOREN OM BLOOTSTELLING AAN GROEN TE METEN

3.4.1. SAMENGESTELDE INDICATOREN EN SCORE TOOLS VOOR BESCHIKBAARHEID GROEN

Uit het geheel van de studies blijkt wel dat men meerdere indicatoren moet combineren om potentiële blootstelling goed in kaart te brengen. Hiertoe zijn specifieke evaluatietools of sets van criteria ontwikkeld, waarvan we er enkele toelichten.

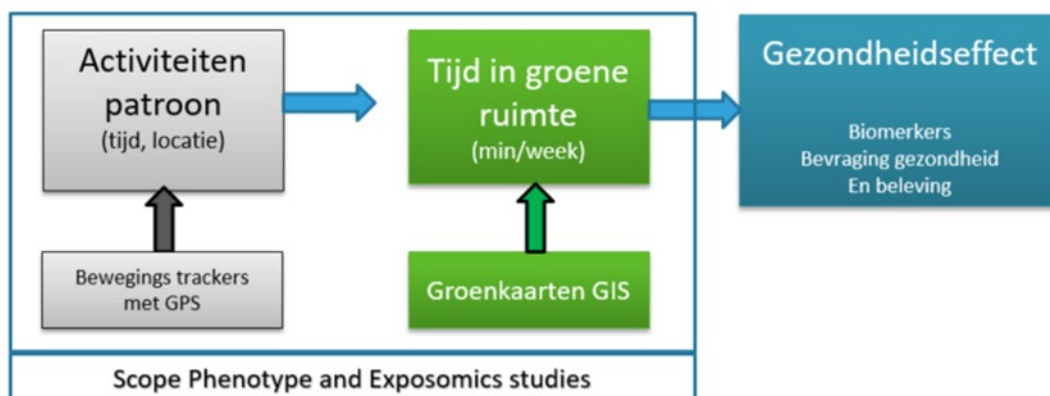
- Er zijn (recent) vragenlijsten ontwikkeld om hoeveelheid en kenmerken van groen in kaart te brengen met het oog op epidemiologisch onderzoek. Voor Nederland is een groene ruimte audit tool ontwikkeld, en toegepast (van Dillen et al., 2012).

- Natural England hanteert een “Accessible Natural Greenspace Standard” (groennormen) die een combinatie maakt van afstands- en omvang criteria voor toegankelijke groene ruimtes (2 ha op 300 meter; 20 ha op 2 km; 100 ha op 5km en 500 ha op 101 km) (WHO, 2016) (Natural England, 2019).
- Gelijkaardige maar vereenvoudigde indicatoren kijken naar groen binnen 15 minuten wandelafstand (500 meter) (bv. USA EPA, Enviro Atlas)(WHO, 2016).
- Natuur op wandelafstand met indicatoren voor afstand tot groen voor Vlaanderen (Nys, 2014), (“Nabijheid van groen” op Statistiek Vlaanderen; “ruimte en groen” op www.leefkwaliteitVlaanderen.be).
- In het kader van het Europese Phenotype project naar gezondheidseffecten van groene ruimtes is een uitgebreide score tool (NEST: Natural Environment Scoring Tool) ontwikkeld en getest (Gidlow et al., 2018). Hij focust niet enkel op recreatie maar op een breder geheel van relevante kenmerken voor blootstelling aan groen en gezondheid, en omvat informatie m.b.t. Accessibility, Recreation facilities, Amenities, Aesthetics – natural, Aesthetics – non-natural, Significant natural features, Incivilities and Usability. Het is een tool om in situ in te vullen (duurtijd 16-28 minuten).
 - o De tool geeft ook een totaalscore. We merken hierbij op dat de hoogste algemene scores (bv. voor water) niet samenvallen met bv. de hoogste scores voor recreatie. Dit illustreert de noodzaak om breder te kijken dan recreatieve aspecten.

Omdat deze samengestelde indicatoren slechts in een beperkte aantal studies zijn gehanteerd kunnen we niet toetsen hoe een hogere score zich vertaalt in gezondheidseffecten. We moeten ook opmerken dat deze tools zelf nog weinig zijn toegepast en de totaalscore in NEST is bijv. expert gebaseerd en niet op basis van resultaten uit gezondheidsonderzoek.

3.4.2. METEN VAN BLOOTSTELLING AAN GROENE RUIMTE VIA BEWEGINGSENSOREN EN GROENKAARTEN

Blootstelling aan groen kan meer gedetailleerd worden ingeschat op basis van apps die de tijd meet die men doorbrengt in micro-omgevingen, en die kan gecombineerd moet worden met GIS-groenkaarten (Figuur 11). Deze aanpak is getoetst in twee recente studies m.b.t. onderzoek naar humane blootstelling (Donaire-Gonzalez et al, 2019) en fysieke beweging (Donaire-Gonzalez et al., 2013) met twee verschillende apps (Expo-app en Calfit). Deze apps en wijze van toepassing (specificaties voor dragen smartphone) zijn geselecteerd omwille van hun nauwkeurigheid, en dit is bevestigd in deze studies. Er zijn daarnaast nog meerdere apps voor smartphone en bewegingsmeters (bijv. type fitbit) beschikbaar, die eveneens data m.b.t. tijd in micro-omgevingen monitoren, en met elk eigen voor- en nadelen (eenvoud en toepasbaarheid op grotere schaal, (bewezen) nauwkeurigheid, batterijduur, uitleesbaarheid data,...). Ten tweede illustreren deze studies het belang van goed gedetailleerde groenkaarten om groene micro-omgevingen te kunnen identificeren en geo-refereren.



Figuur 11 : Vereenvoudigd schema voor meten blootstelling aan groene omgeving.

De Phenotype studie toetst de hypothese dat nabijheid groen bijdraagt aan fysieke beweging. Hiertoe heeft het de Calfit smartphone applicatie, getoetst, die gegevens verzamelt m.b.t. locatie en mate van fysieke activiteit (Triguero-Mas et al., 2017). Indicatoren zijn veel meer gedetailleerd (in minuten per dag actief en in micro-omgevingen) dan algemene bevragingen. Indien info over locatie wordt gecombineerd met gedetailleerde GIS-kaarten m.b.t. aanwezigheid groen in de omgeving, kunnen indicatoren berekend worden m.b.t. blootstelling aan type groen (minuten/dag) en fysieke activiteit.

In een recente EXPOsOMICS studie is de ExpoApp ontwikkeld en getoetst, om data te verzamelen m.b.t. blootstellingsroutes en blootstelling in humane monitoring studies (Donaire-Gonzalez et al., 2019). Deze app verzameld eveneens data m.b.t. locaties, verblijftijden en daarnaast ook m.b.t. luchtkwaliteit. Door koppeling met groenkaarten werd contact met groene ruimtes (op dezelfde wijze als in Triguero-Mas et al. (2017)). De doelstelling in deze studie was om blootstelling aan luchtkwaliteit te meten, en de invloed van aanwezigheid in groene omgevingen hierop te toetsen.

De groen-indicatoren in beide studies zijn wel beperkt, zowel m.b.t. de reikwijdte van de analyse (300 meter rond woonplaats) als de achterliggende groenkaarten (open street maps) met beperkingen naar nauwkeurigheid, types groen, inrichting...). Deze beperkingen hebben ook te maken met de opzet (vergelijkende studie in meerdere Europese steden en landen).

Ten tweede worden de gegevens van de metingen zelf niet gebruikt om de achterliggende kaarten te verbeteren, bijv. m.b.t. toegankelijkheid of beschikbaarheid voor activiteiten, of worden gebruikers niet gevraagd de kaarten aan te vullen (beleving of appreciatie van groen).

3.4.3. TOEPASBAARHEID VOOR VLAANDEREN ?

Om de (orde van grootte) van gezondheidseffecten te schatten op basis van literatuur kan men op korte termijn enkel de blootstellings- en groenindicatoren hanteren die in de literatuur zijn gebruikt voor het kwantificeren van de gezondheidseffecten, en die toepasbaar zijn in Vlaanderen. Vlaanderen heeft vrij goede en gedetailleerde informatie m.b.t. landgebruik, en om hierbinnen groene landgebruiken te identificeren. Deze landgebruikskaart wordt ook regelmatig geactualiseerd, en aangevuld met groenkaarten die info geven over beschikbaarheid van groen op wandelafstand (buurtgroen) (Statistiek Vlaanderen) en natuurbeleving op de weg (leefkwaliteit Vlaanderen) ⁷.

Voor de opvolging in de tijd biedt dergelijke indicator goede maar ruwe (weinig gedetailleerde) info m.b.t. de dynamiek van groene ruimtes en bevolkingsdichtheden in en rond bewoonde ruimtes. Het geeft aan hoe de totale hoeveelheid groen in bewoonde omgevingen evolueert en de verwevenheid van deze groene ruimte met bewoning.

Anderzijds biedt dergelijke indicator weinig detail over veranderingen op kleinere schaal (binnen 1 km rond bewoning) en geen informatie over andere kenmerken van de groene omgeving.

Hiertoe kan men wel verder bouwen op bestaande indicatoren m.b.t. groennormen, al zijn deze indicatoren vnl. gericht op beschikbaarheid van toegankelijk groen (recreatie). De literatuur m.b.t. gezondheidsaspecten biedt echter geen houvast om deze criteria beter te onderbouwen m.b.t. minimale criteria m.b.t. omvang van groen, vegetatietypes of inrichting. De scoretools ontwikkeld voor het in kaart brengen van groene omgevingen voor studies naar gezondheidseffecten kunnen wel indicatief gehanteerd worden om dergelijke indicatoren verder te ontwikkelen.

Op basis van de huidige kennis besluiten we dat dit de best beschikbare indicator is, op voorwaarde dat men een voldoende ruime buffer hanteert.

⁷ https://www.leefkwaliteitvlaanderen.be/lagen/ruimte_en_groen/natuurbeleving-op-de-weg

3.5. MOGELIJKHEDEN OM DE EFFECTEN IN TE SCHATTEN VOOR VLAANDEREN ?

3.5.1. INLEIDING

In deze paragraaf werken we een voorstel uit om de gezondheidseffecten in te schatten op basis van een eenvoudige groenindicator voor de potentiële blootstelling aan groene ruimte, met name aandeel groen-blauwe landgebruiken in een straal van 0,5, 1 en 3 km rond de woning. Deze groenindicator is voor Vlaanderen goed te berekenen en sluit aan bij de epidemiologische studies, voor mortaliteit (op basis meta analyse) en voor morbiditeit (op basis van de epidemiologische studie uit Nederland (Maas et al., 2009).

Ten eerste lichten we deze studie toe en hoe zij reeds is gebruikt in Vlaanderen. Ten tweede toetsen we de gegevens aan meer recentere literatuur, en passen we de resultaten aan. Tot slot vervolledigen we de evaluatie set met een dosis-effect relatie voor mortaliteit.

3.5.2. BLOOTSTELLING-EFFECT RELATIES MORBIDITEIT UIT VITAMINE G PROJECT NEDERLAND (MAAS, 2009)

De blootstelling-effect relaties zijn gebaseerd op de studie van Maas et al. (2009), op basis van het wetenschappelijk meerjaren programma in Nederland (Vitamine G - Maas, 2008). Dit onderzoek toont aan dat er een positief verband is tussen de hoeveelheid groenoppervlakte binnen een 1 en 3 km straal van de woning en het minder voorkomen van 18 op een totaal van 24 specifiek onderzochte ziektebeelden. De studie is gecorrigeerd voor demografische en socio-economische eigenschappen van de respondenten en voor de mate van verstedelijking. De studie van Maas vindt o.a. een positief effect voor 16 gezondheidseindpunten, met name voor 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. 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.

De resultaten van deze studie zijn uitgedrukt in een % afname van gezondheidseffecten bij toename van het aandeel van groene ruimte in landgebruik met 10%. Het gaat hierbij om een lineaire relatie. De omvang van deze effecten is opgelijst in *Tabel 13* (kolommen A en B). Voor angststoornissen dalen de negatieve gezondheidseffecten met 5%. Voor andere gezondheidseffecten varieert de daling van 4% voor depressie tot 2% voor migraine (kolom A). Kolom B geeft de onzekerheidsmarges (95 % betrouwbaarheidsinterval) op deze blootstelling-effect relaties.

Tabel 13 geeft ook de toetsing weer van deze effecten aan de literatuur. Daarom zijn de gezondheidseffecten ingedeeld in categorieën, al dan niet bevestigd in overige literatuur. Het effect van groen op de “geselecteerde eindpunten” wordt bevestigd in de literatuur (zie verder). Een tweede groep van gezondheidseffecten, waarvoor het effect niet bevestigd wordt in de literatuur, is wel meegenomen in de studie voor gezondheidsbaten Natura2000 en voor aanverwante studies m.b.t. ecosysteemdiensten van natuur (Natuurwaardeverkenner.be; Ecoplan).

Om deze effecten nadien verder te kunnen doorrekenen naar DALYs onderscheiden we de gezondheidseffecten in groepen waarvoor dit al dan niet mogelijk is.

Tabel 13. Blootstelling-effectrelaties voor prevalentie gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van de woning (op basis van Maas et al., 2009). Verandering in blootstelling is niet gelijkaardig voor elke studie.

	Morbiditeits eindpunt	Effect 10% extra groene ruimte		Bevestiging in andere studies			
		A	B	Frumkin	Tohwig Benett meta-analyse	Andere	
DALY berekening mogelijk	Geselecteerde eindpunten	A	B	C	D	E	F
	<i>Mentale gezondheid</i>						
	Angststoornissen	-5%	(-5% ; - 2%)	x			
	Depressie	-4%	(-6% ; - 3%)	x			-4%
	<i>Fysieke gezondheid</i>						
	Coronair hartziekten	-3%	(-5% ; - 1%)	x	2	-8%	
	Diabetes mellitus	-2%	(-4% ; - 2%)	x	6	-28%	
	Hartfalen	-2%	(-3% ; -1%)	x		0%	
	Astma	-3%	(-4% ; - 2%)	x	2	-7%	
	Eindpunten niet bevestigd in literatuur						
	COPD	-3%	(-4% ; - 2%)				
	nek en rugklachten	-2%	(-3% ; -1%)				
	Acute urineweginfecties	-3%	(-3% ; -1%)				
	Infectieziekten maagdarmkanaal	-3%	(-5% ; -1%)				
	Infecties van de bovenste luchtwegen	-3%	(-4% ; - 2%)				
DALY berekening niet voorhanden	MUPS (medisch onverklaarde aandoend.)	-3%	(-4% ; - 2%)				
	Migraine	-2%	(-3% ; -1%)				
	Vertigo	-3%	(-3% ; -1%)				

A : impact van 10% extra groen in landgebruik binnen 1 km woning, in Maas et al. (2009) (voor angststoornissen is er bijkomende een effect voor groen tot op 3 km van de woning)

B: 95% betrouwbaarheidsinterval op A

C: effecten op gezondheid Frumkin et al. (2017); x = geobserveerd

D: aantal studies

E: omvang effect, verschil tussen groep (kwintiel) met hoogste en laagste aandeel groen in woonomgeving, Tohwig-Bennett and Jones (2018), meta-analyse

F : effect voor 1 kwartiel verschil in greenspace indicator (vegetatie dichtheid (NDVI) binnen 0,5 km woonplaats) in UK (Sarkar et al., 2018)

3.5.3. TOETSING DOSIS-EFFECT RELATIES MORBIDITEIT AAN RECENTE LITERATUUR

De resultaten werden getoetst aan gegevens uit de literatuur en die eindpunten waarvoor er meer evidentie is m.b.t. gezondheidseffecten werden behouden. Gegeven het grote aantal studies met uiteenlopende groenindicatoren en gezondheidseffecten, is het onmogelijk om binnen deze studie een volledig overzicht van de mogelijke omvang te schetsen en te interpreteren. We beperken ons daarom tot twee studies (Frumkin et al., 2017; Tohwig-Bennett and Jones, 2018).

Op basis van o.a. Frumkin et al. (2017), wordt het effect voor 6 gezondheidseffecten bevestigd, waaronder deze met de grootste effecten en grootste bijdrage aan totale ziektelast. Voor 4 gezondheidseffecten (nek- en rugklachten, acute urineweginfecties, infectieziekten van het maagdarmkanaal en infecties van de bovenste luchtwegen) vinden we geen bevestiging, en daarom worden deze niet verder meegenomen.

De omvang van de resultaten uit Maas kan vergeleken worden met de uitkomst van de bovenvermelde meta-analyse van Twohig-Bennett and Jones (2018), die op basis van 143 studies voor verschillende gezondheidsindicatoren inschat wat de gemiddelde baat is voor iemand uit het kwintiel met de hoogste hoeveelheid groen versus inwoners in het kwintiel met de laagste hoeveelheid groen. Voor depressie vinden we bevestiging van de orde van grootte van het effect in de studie van Sarkar et al. (2018).

Dit geheel geeft aan dat de resultaten van Maas plausibel zijn voor 6 eindpunten (2 voor mentale gezondheid en 4 voor fysieke gezondheid).

3.5.4. TOEPASSING VLAANDEREN MET VERTALING EFFECTEN NAAR DALYS

Deze studie is reeds gehanteerd om voor Vlaanderen de effecten van groene ruimte op gezondheid in te schatten, op basis van het aandeel groene ruimtes (natuur, bos, landbouw, parken,...) in de landgebruikkaart (Broekx et al., 2013; Natuurwaardeverkenner, 2018). Tabel 14 geeft een overzicht.

Hiertoe bouwen we voort op de analyse van VITO in het kader van de studie naar de ecosysteemdiensten geleverd door Natura 2000 gebieden in Vlaanderen (Broekx et al., 2013) en voor aanverwante studies m.b.t. ecosysteemdiensten van natuur (Natuurwaardeverkenner.be; Ecoplan). Deze relaties zijn reeds gehanteerd om voor Vlaanderen de effecten van groene ruimte op gezondheid in te schatten, op basis van het aandeel groene ruimtes (natuur, bos, landbouw, parken,...) in de landgebruikkaart (Broekx 2013, natuurwaardeverkenner.be). In dat kader zijn de blootstelling-effect relaties uit Maas, 2009, reeds toegepast, op basis van gegevens over ziektelast (in DALYs voor Nederland (Hoeymans et al., 2005; Hoeymans, 2010; Hoeymans et al., 2010). De DALY berekeningen zelf zijn niet geactualiseerd in het kader van dit hoofdstuk.

Deze informatie is samengevat in onderstaande tabel. Kolom A geeft de totale ziektelast (DALY per 1000 inwoners) voor de relevante ziektes. Dit is gebaseerd op Nederlandse cijfers voor prevalentie, die aangeven hoe vaak een ziekte of aandoening gemiddeld voorkomt bij 1.000 mensen, en wegingsfactoren per DALY (kolom C), beide op basis van Hoeymans (2005-2010). De totale ziektelast per jaar 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 dus samen ruim één derde (34%) van de totale ziektelast. Dit is een eerste belangrijke conclusie uit deze berekeningen.

Ten tweede leren we dat de gezondheidseffecten waarvoor we in de literatuur geen bevestiging vonden naar omvang in ziektelast minder belangrijk zijn. Nemen we deze ook mee, dan stijgt het aandeel met 7% naar 41%.

Ten derde zien we het relatieve belang van 10 % meer groen. Kolom B geeft aan in welke mate de gezondheidseffecten afnemen indien het aandeel van groene ruimte stijgt met 10% (centrale schatting). Als we ons ten eerste beperken tot de gezondheidseffecten die bevestigd zijn in de literatuur, en kunnen gewaardeerd worden in DALYs, dan schatten we dat 10% extra groen binnen een straal van 1 km tot een totale gezondheidswinst leidt van 2,1 gezonde levensjaren per 1.000 inwoners. Dit komt overeen met een daling van 1,16 % ($= 2,1 / 180 \times 100$) van de totale ziektelasten per inwoner. De totale ziektelast is gelijk aan 180 DALYs / 1000 inwoners. De helft van deze gezondheidswinsten heeft betrekking op mentale ziekte, terwijl ook coronaire hartziekten een groot aandeel hebben.

Als we rekening houden met de onzekerheidsmarges op de dosis-effectrelaties (95% betrouwbaarheidsinterval) is de bandbreedte 1,2 tot 3,4 gezonde levensjaren (zie verder). De totale onzekerheid, rekening houdend met de toepassing van Nederlandse blootstelling-effect relaties en prevalenties is veel groter, maar kan niet gekwantificeerd worden.

Ten vierde illustreren we een sterk vereenvoudigde toepassing van deze cijfers. Uit een GIS analyse van VITO op basis van de groenkaart blijkt dat inwoners in Vlaanderen gemiddeld 73 % groene ruimte hebben binnen de 1 km rond hun woning. Gemiddeld genomen is de gezondheidswinst dank zij dit groen dan 8,5 % (uitgedrukt in DALYs, op basis van bovenstaande berekeningen, $= 7,3 \times 1,16$). Voor het laagste deciel is het aandeel groen bijna de helft lager (38%), met een gezondheidswinst van ongeveer 4,4 % ($= 3,8 \times 1,16$). We benadrukken dat deze cijfers enkel indicatief zijn voor het potentiële belang van groen, en geen gedetailleerde metingen van gezondheidseffecten. Beperkingen hebben zowel betrekking op de factoren m.b.t. gezondheidseffecten die zijn meegenomen als op gezondheidseffecten uit de literatuur die in deze benadering niet zijn of kunnen worden meegenomen (bijv. ontwikkeling kinderen).

Deze indicator kan ook verder gemonetariseerd worden. Deze berekeningswijze is gehanteerd voor het inschatten van de ecosysteemdiensten en baten van Natura2000 in Vlaanderen (Broekx et al., 2013) en verder geïmplementeerd in de natuurwaardeverkenner (Natuurwaardeverkenner, 2018). Deze geven aan dat de monetaire waarde van een DALY varieert van 38.000 tot 120.000 euro per DALY. Dit betekent dat de gezondheidswinsten per inwoner variëren van (afgerond) 80 tot 250 euro per jaar, of (afgerond) 0,5 tot 1,5 miljard euro voor Vlaanderen.

Tabel 14. Gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van de woning, uitgedrukt in DALYs per 1000 inwoners

Morbiditeits eindpunt (1)	Totale ziektelast		Effect in DALYs door 10% extra groene ruimte			
	DALYs		Effect	DALYs		Weging DALYs
Geselecteerde eindpunten (2)	A	%	B	A*B	%	C
Mentale gezondheid						
Angststoornissen	14,23	8%	-5%	-0,71	34%	0,17
Depressie	10,69	6%	-4%	-0,43	21%	0,42
Fysieke gezondheid						
Coronaire hartziekten	20,98	12%	-3%	-0,63	30%	0,29
Diabetes mellitus	8,88	5%	-2%	-0,18	9%	0,2
Hartfalen	4,06	2%	-2%	-0,08	4%	0,15
Astma	2,1	1%	-3%	-0,06	3%	0,08
Totaal waarop natuur effect heeft (4)	61	34%		-2,1	100%	
Eindpunten niet bevestigd in literatuur (3)						
COPD	8,98	5%	-3%	-0,27		0,31
nek en rugklachten	2,15	1%	-2%	-0,04		0,06
Acute urineweginfecties	0,69	0,4%	-3%	-0,02		0,01
Infectieziekten maagdarmkanaal	0,67	0,4%	-3%	-0,02		0,03
Infecties van de bovenste luchtwegen	0,52	0,3%	-3%	-0,02		0,02
Totaal waarop natuur effect heeft (5)	13	7%		-0,37		

(1) alle eindpunten met statistisch significante effecten voor groen binnen 1 km van de woonplaats

(2) Eindpunten geselecteerd mee te nemen (bevestigd in literatuur, te wegen via DALYs)

(3) Eindpunten niet bevestigd in literatuur (zie 3.3.4)

(4) Totaal op basis van geselecteerde dosis-effect relaties (deze enkel onder (2))

(5) Totaal niet bevestigde eindpunten.

A. Totale ziektelast in DALY per 1000 inwoners, op basis data voor Nederland (Hoeymans et al. 2005-2010)

B. Dosis-effect relaties voor 10 % extra groene ruimte (Op basis van epidemiologische studie Nederland (Maas, 2009), % verandering (op basis van centrale waarde voor odds-ratio's)

C. Wegingsfactoren gebruikt in Hoeymans et al.

Bron: op basis van Hoeymans (2005-2010), Maas (2009), Broekx (2013) en Vranckx et al. (2016). Vranckx et al. (2016) met een aanpassing van de tabel hier rekening houdend met of effecten al dan niet teruggevonden werden in overige literatuur op basis van o.a. Frumkin et al., 2017).

3.5.5. EFFECTEN OP MORTALITEIT

Er zijn meerdere grootschalige studies die voor verschillende landen (UK, VS, Canada,...) een daling van het mortaliteitsrisico vaststellen voor mensen die in de meest groene omgeving wonen, in vergelijking met mensen in de minst groene omgeving (James et al., 2016; Crouse et al., 2017).

Voor de kwantificering van de effecten kunnen we ons baseren op de meta-analyse van Gascon et al. (2016) en Rojas-Rueda et al. (2019a). Zij geven aan dat er een twaalftal grote, kwaliteitsvolle studies zijn die aangeven dat er effecten zijn van nabijheid van groen op algemene mortaliteit en op cardio-vasculaire mortaliteit. De groen indicatoren in deze studies zijn het aandeel groene landgebruiken (op basis groenkaarten of NDVI) over 300 tot 500 meter rond de woning of binnen de wijk (census).

De meta analyse in Gascon et al. (2016), rapporteert een effect van -4% (-6 % tot -3%; 95 % betrouwbaarheidsinterval) voor cardio-vasculaire mortaliteit, voor het verschil tussen groepen met het meeste en minste groen. Om tot een vergelijkbare indicator te komen met mortaliteit, rekenen we dit om naar een effect per 10 % extra groen in de woonomgeving.

Op basis van info over groenaandelen in de studies schatten we dit verschil in aandelen groene ruimte voor groepen met hoge versus lage blootstelling in op 50%. Omdat er in de studies geen aanwijzingen zijn dat de dosis-effect relatie niet lineair zouden zijn, gaan we uit van een lineaire dosis-effect relaties, en komt een stijging (daling) van 10 % meer groene landgebruiken overeen met een daling (stijging) van het sterfterisico met 0,8%.

De resultaten van Gascon et al. (2016) worden bevestigd in de meta-analyse van Rojas Rueda et al. (2019). Deze geeft voor mortaliteit algemeen (all cause mortality), en op basis van een andere set van gevalstudies, een effect van eveneens -4 % (-6 % tot -3%; 95 % betrouwbaarheidsinterval).

Voor de centrale schatting selecteren we de dosis-effect relatie voor cardio-vasculaire sterfte, omdat dit beter aansluit bij het geheel van de gezondheidsinformatie, en beter toelaat om cijfers te toetsen en te interpreteren. Cardio-vasculaire sterfte is één van de belangrijkste groepen van sterftes voor Vlaanderen (met 17400 overlijdens in Vlaanderen in 2017). De dosis-effect relaties voor all-cause mortality (mortaliteit alle oorzaken) kan men eerder als bovengrens of als sensitiviteit hanteren.

Het is evenwel niet duidelijk op basis van de literatuur of we deze schattingen mogen interpreteren als een additioneel effect t.o.v. de effecten op morbiditeit m.b.t. cardio-vasculaire aandoeningen. Dit vormt een aandachtspunt voor de toepassing van de dosis-effect relaties, en bijvoorbeeld voor het doorrekenen naar DALYs. Als effecten op cardio-vasculaire morbiditeit worden uitgedrukt in DALYs, dan wordt onderscheid gemaakt naar een deel m.b.t. ziektelasten, en een deel m.b.t. verloren levensjaren. Om dubbeltellingen te vermijden raden we aan om het aandeel m.b.t. verloren levensjaren niet mee te nemen. Deze effecten zitten immers vervat in de directe berekening van de effecten op mortaliteit. De dosis-effect relaties op basis van mortaliteit studies zijn beter onderbouwd omdat dit gebaseerd is op een meta-analyse van meerdere kwaliteitsvolle studies.

Net als voor morbiditeit kunnen we het relatieve van deze cijfers illustreren aan de hand van enkele rekenoefeningen. Als we uitgaan van een gemiddelde hoeveelheid groen binnen 1 km (73 %) dan komt een effect van 0,8 % voor 10 % meer groen neer op een daling van 5,8 % ($=0,8 \times 7,3$) voor de kans op cardio-vasculaire sterfte. Dit komt neer op jaarlijks ruim 1000 vermeden sterftes ($=17400 \times 5,8\%$). Op basis van het aantal verloren levensjaren (DALY) per cardio-vasculaire sterfte (9,2, zie Hoeymans et al.) komt dit neer op ongeveer 9000 vermeden DALY per jaar voor Vlaanderen. Gewaardeerd aan de economische waarde van een verloren levensjaar van 70.000 euro/YOLL (De Bruyn et al., 2019) komt dit neer op een maatschappelijke kost van bijna 0,7 miljard euro.

Deze vingeroefeningen bevestigen dat effecten op cardio-vasculaire mortaliteit relevant zijn, en van eenzelfde orde van grootte als de schattingen voor morbiditeit voor die eindpunten.

3.6. CONCLUSIE

Er is veel evidentie dat blootstelling aan groen positieve gevolgen heeft voor fysieke en mentale gezondheid. De beschikbare indicatoren voor blootstelling aan groen zijn echter beperkt. Er wordt eerder gebruik gemaakt van algemene data m.b.t. beschikbaarheid van groen rond woonplaats als een proxy.

Om op **korte termijn** en met de huidige stand van kennis en data de effecten te kwantificeren kan men enkel de blootstellings- en groenindicatoren hanteren die in de literatuur zijn gebruikt voor het kwantificeren van de gezondheidseffecten. Onderstaande Tabel 15 geeft een aanzet tot indicator en set van dosis-effect relaties voorgesteld die kan dienen om de (orde van grootte) van dit effect te schatten en op te volgen op Vlaamse schaal. Hiertoe is een eenvoudige aanzet tot indicator voorgesteld van % verandering groene ruimte binnen 0,5 km tot 3 km van de woonplaats voor respectievelijk een set van fysieke en mentale gezondheidseindpunten.

Onderstaande tabel vat de te hanteren dosis-effect relaties en wegingsfactoren voor DALYs samen, voor de weerhouden eindpunten. We onderscheiden gezondheidseffecten voor aandeel groen-blaauwe-ruimte binnen 0,5 km (mortaliteit) en voor morbiditeit van 1 km van de woonplaats en binnen 3 km van de woonplaats, en ongeacht de locatie (stad versus platteland)

Tabel 15. Geselecteerde dosis-effect relaties voor inschatten effecten groene omgeving in Vlaanderen

Dosis-effect relaties	% Groen binnen 1 km (1)		% Groen binnen 3 km (1)		Weging (2)
	Centraal	95% interval	Centraal	95% interval	DALYs
Morbiditeit					
<i>Mentale gezondheid</i>					
Angststoornissen	-5%	(-3% - -6%)	-4%	(-1% - -7%)	14,2
Depressie	-4%	(-2% - -6%)			10,7
<i>Fysieke gezondheid</i>					
Coronaire hartziekten	-3%	(-1% - -5%)			21,0
Diabetes mellitus	-2%	(-1% - -3%)			8,9
Hartfalen	-2%	(-1% - -3%)			4,1
Astma	-3%	(-2% - -4%)			2,1
Aantal DALY per 1000 inwoners					
Mentale gezondheid	-1,14	(-0,64 - -1,50)	-0,57	(-0,14 - -1,00)	
Fysieke gezondheid	-0,95	(-0,29 - -1,61)	-		
Totale gezondheid	-2,09	(-0,99 - -3,19)	-0,57	(-0,14 - -1,00)	
Mortaliteit (3)					
Cardio vasculaire	-4%	(-2% - -6%)			

(1) Effect op gezondheidseindpunt voor 10 % extra groen landgebruik binnen 1 of 3 km rond de woonplaats; centrale schatting en 95 % bandbreedte op dosis-effectrelatie (bron: Maas, 2009; selectie eindpunten op basis van deze studie)

(2) Weging van gezondheidseindpunt op basis van DALYs (zie tabel 14; bron Broekx et al, 2013)

(3) Voor mortaliteit, groen binnen 0,5 km rond de woning

Bijkomend raden we aan om **op langere termijn** betere indicatoren m.b.t. blootstelling aan groen te ontwikkelen, die op hun beurt input kunnen vormen voor onderzoek naar de relatie tussen groen en gezondheid.

Bovenvermelde indicator is immers (te) ruw voor het in detail beoordelen en opvolgen van potentiële blootstelling aan groen. Om op basis van informatie over landgebruik, vegetatie en andere kenmerken de beschikbaarheid van groen beter in kaart te brengen, raden we aan om bijkomend ook informatie mee te nemen m.b.t. de beschikbaarheid van toegankelijk groen. Hiertoe zijn de indicatoren m.b.t. de groennormen (die minimale omvang van toegankelijk groen over verschillende afstanden van de woonplaats specificeren) een goed uitgangspunt. We raden hierbij aan om ook groen op iets langere afstand (minimaal 1 km, bij voorkeur 3 km) mee te nemen. We raden aan om te verkennen hoe deze indicator, die meer op recreatie is gericht, uit te breiden om ook andere aspecten beter mee te nemen, bv. aanwezigheid van straatgroen. Omdat groen rond de woonomgeving niet alle potentiële blootstelling vat, raden we aan om voor specifieke doelgroepen de hoeveelheid groen mee te nemen rond specifieke locaties, zoals scholen, winkelstaten, werkplekken.

Om een goede opvolging van evolutie en effecten van maatregelen mogelijk te maken lijkt het aangewezen om indicatoren te ontwikkelen die de feitelijke blootstelling meten. Tot nu toe werden hiervoor in het buitenland voornamelijk systematische grotere enquêtes gehouden, die ook vnl. kijken naar recreatie in groene ruimte. Het verdient ook aanbeveling om te verkennen hoe grootschalige (potentieel) beschikbare databronnen hiertoe kunnen gebruikt worden (big data). Hierbij denken we bijv. aan de data van telecomoperatoren m.b.t. locatie van mobiele telefoons en hoe die kan vertaald worden naar indicatoren m.b.t. blootstelling. Daarnaast zijn er mogelijkheden om indicatoren te ontwikkelen op basis van de data die apps verzamelen m.b.t. locaties, activiteiten in micro-omgevingen.

Om deze gegevens verder te interpreteren naar blootstelling aan groen blijven goede GIS-groenkaarten noodzakelijk. Daarnaast zijn er methodes voorhanden om hierbij ook te peilen naar beleving en percepties (op basis van apps, questionnaires of interpretatie van foto's. Om dergelijke methodes toe te passen en indicatoren te ontwikkelen zijn er goede aanknopingspunten in Vlaanderen, zoals in het Steunpunt Milieu en Gezondheid, Flemish Environment and Health Study (FLEHS).

4. UITBREIDING VAN MILIEU-GEZONDHEIDSINDICATOREN IN VLAANDEREN: ENDOCRIENE STOFFEN (EDC: ENDOCRINE DISRUPTING CHEMICALS)

4.1. INLEIDING

Endocriene stoffen zijn een heterogene groep stoffen waarvan de diverse gezondheidseffecten door o.a. de WHO (WHO, 2013c) zijn gedocumenteerd. De WHO heeft ook bevestigd dat blootstelling aan EDCs een “emerging concern” is.

Er is nog controverse over de bijdrage van hormoonverstorende stoffen aan het ontstaan van ziekten en het bestaan van een veilige drempelwaarde (Kortenkamp, 2017; EC, 2018). De WHO nam deze stoffen voorlopig niet mee in de berekening van de ziektelast door omgevingsfactoren (Prüss-Ustün et al., 2017). De EU heeft in 2018 m.m.v. ECHA en EFSA criteria voor het identificeren van hormoonverstorende stoffen gepubliceerd (EFSA, 2018b) en kondigde aan de blootstelling van de mens en het milieu aan hormoonverstorende stoffen zoveel mogelijk te willen beperken en de ontwikkeling van een grondige kennisbasis te versnellen met het oog op een doeltreffende en proactieve besluitvorming (EC, 2018).

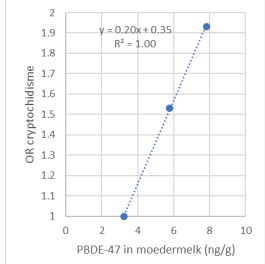
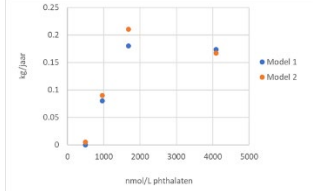
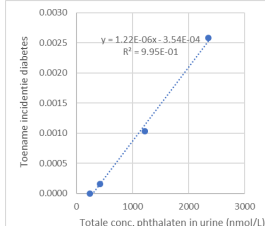
Er zijn verschillende kosten-baten analyses van reductie van blootstelling aan endocriene stoffen uitgevoerd (Trasande et al., 2015; Bellanger et al., 2015; Hauser et al., 2015; Legler et al., 2015; Hunt et al., 2016; Trasande et al., 2016; Attina et al., 2016). Bond en Dietrich (2017) publiceerden een kritische review over de substantiële bijdrage van endocriene stoffen aan de ziektelast, met name wegens effecten van organofosfaten en gebromeerde vlamvertragers op IQ verlies. Zij zien onvoldoende bewijs voor een causale relatie tussen endocriene stoffen en neurologische ontwikkeling van kinderen i.v.m. confounders, kleine studiepopulaties, onzekerheid omtrent blootstelling en het gebrek aan dosis-effect relaties. Zij onderzochten de data van chlorpyrifos en citeren een aantal artikels met (co-)auteurs gelinkt met industrie. Ondertussen zijn er voor organofosfaten nog studies verschenen die een link met IQ verlies aantonen (Gunier et al., 2017; Hertz-Picciotto et al., 2018). Ook voor vlamvertragers is er een review verschenen die een link met IQ verlies aantoont (Lam et al., 2017) (EU Policy Department for Citizen’s Rights and Constitutional Affairs, 2019).

In de tabel hieronder wordt een overzicht gegeven van eindpunten gelinkt aan de blootstelling van EDCs. Deze werden gebruikt in kosten studies om de impact in de EU te begrootten.

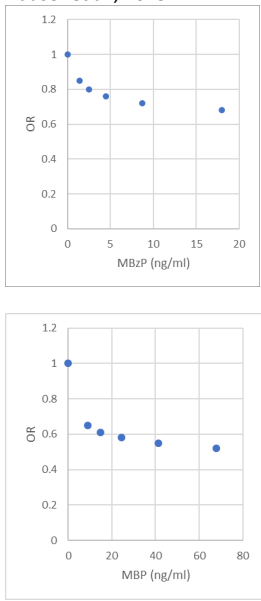
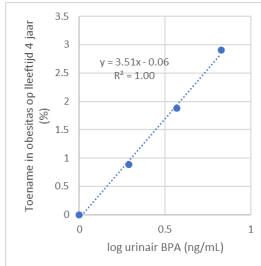
Tabel 16. Overzicht berekening ziektekosten gerelateerd aan EDC blootstelling, Trasande et al. (2015)

Stressor	Eindpunt	Evidentie humane studies	Evidentie toxicologische studies	Probabiliteit causaal effect (%)	Dosis-respons
Organofosfaat pesticiden (OP)	IQ verlies	Matig-Hoog	Sterk	70-100	4,25 IQ punten verlies per 10- voudige toename in DAP (dialkylfosfaat); Geen informatie over verloop onder 65 nmol/L dus enkel toegepast hierboven. (Bellinger, 2012)
Polygebromeerde difenylether (PBDE47)	IQ verlies	Matig-Hoog	Sterk	70-100	1,17 IQ punten verlies per In verandering PBDE47 (leeftijd 72 maanden) (op basis van Herbstman et al., 2010); Recente update op basis van meta-analyse: 3,7 IQ punten verlies per 10-voudige toename in PBDE (Lam et al., 2017) (update t.o.v. Herbstman et al., 2010) Drempel 1 ng/g vet

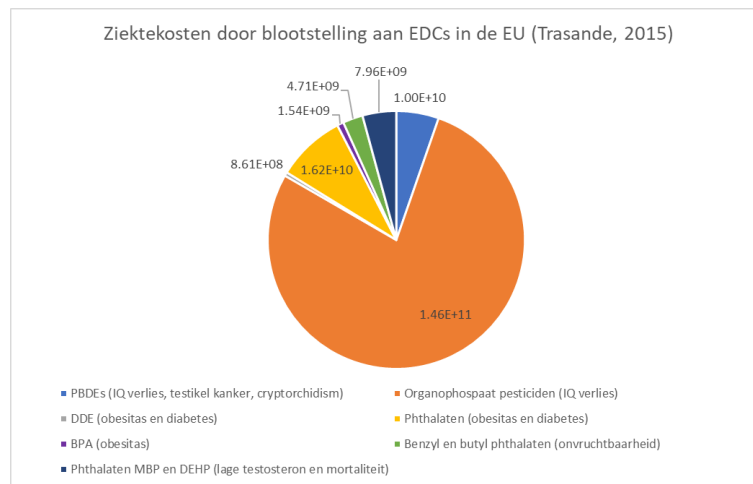
4 - Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: Endocriene stoffen (EDC: endocrine disrupting chemicals)

Stressor	Eindpunt	Evidentie humane studies	Evidentie toxicologische studies	Probabiliteit causaal effect (%)	Dosis-respons
	Testikel kanker	Heel laag tot laag	Zwak	0-19	Hauser et al., 2015: > 3,66 ng/g PBDE-47 OR = 2,5 Gebaseerd op Hardell et al. (2006)
	Cryptorchisme	Laag	Sterk	40-69	Hauser et al., 2015:  Gebaseerd op Main et al. (2007)
DDE	Overgewicht	Matig	Matig	40-69	RR per log ng/g lipide toename in DDE was 1,13 voor snelle groei en 1,15 voor overgewicht (Valvi et al., 2014)
	Diabetes	Laag	Matig	20-39	Legler et al., 2015: 2,2-3 ng/ml: 0,0075 gevallen/persoon/jaar >3 ng/ml: 0,0155 gevallen/persoon/jaar
Ftalaten	Obesitas	Laag	Sterk	40-69	Legler et al., 2015:  Gebaseerd op studie van Song et al. (2014).
	Diabetes	Laag	Sterk	40-69	Legler et al., 2015:  Gebaseerd op studie van Sun et al. (2014).

4 - Uitbreiding van milieu-gezondheidsindicatoren in Vlaanderen: Endocriene stoffen (EDC: endocrine disrupting chemicals)

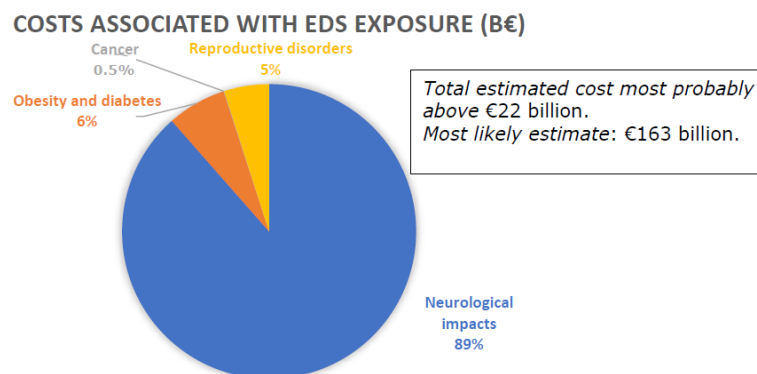
Stressor	Eindpunt	Evidentie humane studies	Evidentie toxicologische studies	Probabiliteit causaal effect (%)	Dosis-respons
Ftalaten: MBzP en MBP	Mannelijke onvruchtbaarheid, behandeling nodig	Laag	Sterk	40-69	Hauser et al., 2015:  Gebaseerd op LIFE studie Buck Louis et al., (2014).
Ftalaten: MBP en DEHP	Verlaagde testosteron (T) en vervroegde sterfte	Laag	Sterk	40-69	Hauser et al. (2015): Afname T en blootstelling ftalaten gebaseerd op studie Meeker and Ferguson (2014). Vervroegde sterfte en verlaagde T gebaseerd op studie Araujo et al. (2011) met RR gelijk aan 1,35 per 5,10 nmol/L testosteron.
BPA	Obesitas	Heel laag tot laag	Sterk	20-69	Legler et al. (2015):  Gebaseerd op studie van Valvi et al. (2013)

In de figuur hieronder zijn de kosten in EU gerelateerd aan de blootstelling aan EDCs weergegeven. Grootste kost is gerelateerd aan blootstelling aan organofosfaten en verlies aan IQ.



Figuur 12. Jaarlijkse kosten (Euro) in de EU gerelateerd aan blootstelling aan EDCs. Data gebaseerd op basis schatting van Trasande et al. (2015). Resultaten gepresenteerd in Euro 2010. Punt gebruikt als decimale separator in figuur.

Wanneer er gekeken wordt naar de kosten per eindpunt, wegen neurologische effecten door (zie Figuur 13).



Figuur 13. Geschatte kosten geassocieerd met blootstelling aan endocrine disrupting chemicals (EDCs), volgens een weight of evidence approach (op basis van Trasande et al., 2015). Figuur uit EU Policy Department for Citizen's Rights and Constitutional Affairs (2019).

Wanneer we kijken naar de grootste zekerheid wat betreft een causale relatie, is die er volgens de groep van Trasande et al. voor IQ verlies en blootstelling aan organofosfaten en polygebromeerde diphenyl ethers. De grootste kost is gerelateerd aan blootstelling aan organofosfaten.

In een recente studie van Goldenman et al.(2019) werden externe kosten begroot voor blootstelling in de European Economic Area (EU-28 + Noorwegen, IJsland, Zwitserland) aan PFAS (*per of polyfluoroalkyl substances*). Voor de blootstelling van de algemene bevolking niet wonend in gecontamineerd gebied, bedroeg de kost gerelateerd aan gezondheidseffecten voor blootstelling aan PFAS tussen de 11 à 35 miljard Euro per jaar, dus vergelijkbaar met deze voor PBDE-47 en ftalaten. Het gezondheidseindpunt dat in rekening gebracht werd, was enkel hypertensie door blootstelling aan PFAS (PFOA) en vervroegde sterfte hierdoor.

In volgende secties wordt er dieper ingezoomd op organofosfaten, polygebromeerde diphenyl ethers, ftalaten en PFAS.

4.2. ORGANOFOSSFAAT PESTICIDEN

De werking van organofosfaat pesticiden beruht op het afbreken van het enzyme cholineesterase. Cholineesterase is een enzyme dat aangemaakt wordt in de lever en bijdraagt aan de afbraak van acetylcholine, een neurotransmitter. Naast mogelijke neurologische effecten voor de mens worden organofosfaat pesticiden ook in verband gebracht met endocrine disruptie (werken in op de schildklier). Het gebruik van verschillende organofosfaat pesticiden is verboden in de EU (o.a. parathion) maar sommigen mogen nog gebruikt worden, bijvoorbeeld chlorpyrifos. Metabolieten van chlorpyrifos in menselijke urine zijn o.a. DETP (diethylthiofosfaat), DEP (diethylfosfaat) en TCP (3,5,6-trichlorpyridinol). De halfwaardetijd in water en bodem is rond de 120 dagen (Freed et al., 1979).

De dosis-respons curve voor IQ verlies en blootstelling aan organofosfaat pesticiden, is gebaseerd op de studie van Bellinger et al. (2012). Hierbij is er een verlies van 4,25 IQ punten per 10-voudige toename in blootstelling aan dialkylfosfaat. Effecten werden niet berekend onder 65 nmol/L.

De kosten (directe en indirecte o.a. productiviteitsverlies) voor de EU gerelateerd aan de blootstelling aan organofosfaten is beschreven in het artikel van Bellanger et al. (2015). De blootstelling in de EU werd gelijk gesteld aan deze afgeleid in de Duitse studie van Becker et al., (2007).

Tabel 2 in de paper van Bellanger et al. (2015) vermeld volgende blootstelling voor Europese kinderen geboren in 2010.

Tabel 17. Blootstelling kinderen geboren in 2010 aan organofosfaat pesticiden

Percentiel	0-9	10-24	25-49	50-74	75-89	>90
nmol/L	0	79,92	175,55	280,58	741,31	1160,78

Wanneer er gekeken wordt naar de waarden vermeld in GerES volgens Becker et al. (2007) (zie Tabel 18) dan zien we de overeenkomst met de blootstelling gekozen in de studie van Bellanger.

Tabel 18. Organofosfaat metabolieten in urine (µg/L) van kinderen (3-14j) in Duitsland. Becker et al. (2007).

	LOQ	N	n<LOQ	%≥LOQ	P10	P50	P90	P95	P98	MAX	AM	GM	CI-GM
DMP	0,1	599	0	100	4,9	15,2	57,8	86,2	115	908	25,6	15,8	14,6
DMTP	0,1	599	0	100	4,1	15,9	71,8	112	211	1560	33,2	16,8	15,4
DMDTP	0,1	599	47	92	0,1	0,5	3,9	8,4	16,3	253	2,31	0,56	0,5
DEP	0,1	599	0	100	1,6	6	20,6	29,1	38,1	526	10,7	5,92	5,46
DETP	0,1	599	2	100	0,2	1	6,4	9,9	23,1	83,2	2,68	1,09	0,98
DEDTP	0,01	599	204	66	<LOQ	0,02	0,16	0,34	0,72	1,71	0,079	0,023	0,02

DMP: dimethylfosfaat; DMTP: dimethylthiofosfaat; DMDTP: dimethyldithiofosfaat; DEP: diethylfosfaat; DETP: diethylthiofosfaat; DEDTP: diethyldithiofosfaat; LOQ: Limit of quantification; AM: arithmetic mean; GM: geometric mean; CI: confidence interval

Namelijk voor het 90^{ste} percentiel:

Tabel 19. Blootstelling bij P90 op basis van studie Becker et al. (2007).

Element	Molecuulgewicht (g/mol)	µg/L bij P90	nmol/L
DMP	126,0	57,8	459
DMTP	142,1	71,8	505
DMDTP	157,2	3,9	25
DEP	154,1	20,6	134
DETP	170,0	6,4	38
DEDTP	186,2	0,16	1
Som			1160,78

Omdat de dosis-respons niet lineair is maar lineair is per log eenheid blootstelling en omdat er geen effect berekend wordt onder 65 nmol/L is het misschien niet het meest aangewezen om de som van de P90 waarden te nemen zoals in Trasande maar de som van de metabolieten per persoon te berekenen en hiervan de verdeling te nemen. De metaboliet DEP is mogelijk ook afkomstig van een ander pesticide dan bv. DMP en DMTP⁸.

De voornaamste blootstellingsweg aan organofosfaten is via voeding. Daarnaast is er voor kinderen een bijkomende blootstelling aan huisstof. De resultaten van Becker et al. (2007) tonen aan dat jongere kinderen nog meer blootgesteld zijn dan iets oudere kinderen (Tabel 20).

Tabel 20. Organofosfaat metabolieten in urine ($\mu\text{g/L}$) van kinderen (3-14j) in Duitsland volgens leeftijd. Becker et al. (2007).

Leeftijd (j)	DMP	DMTP	DMDTP	DEP	DETP	DEDTP
3-5	20,0	22,1	0,70	8,10	1,44	0,019
6-8	15,2	17,5	0,65	5,34	1,13	0,024
9-11	14,7	17,1	0,56	5,53	1,09	0,023
12-14	14,3	12,8	0,41	5,32	0,84	0,025

Ook op Vlaams niveau hebben we informatie over de blootstelling van jongeren aan dialkylfosfaten (FLEHS II, 2007-2011) (Tabel 21). Een gelijkaardige blootstelling voor kinderen als die van jongeren werd verder aangenomen voor het IQ verlies bij kinderen in te schatten, hetgeen dus een onderschatting kan zijn.

Tabel 21. Blootstelling van jongeren aan dialkylfosfaten in Vlaanderen FLEHS II (2007-2011). Gemiddelde leeftijd 14,8 jaar. Op basis van bijlage 4 van het eindrapport. Blootstelling in $\mu\text{g/L}$. Waarden onder detectielimiet gezet op helft van de detectielimiet.

Element	n	LOQ	%>LOQ	GM	P10	P25	P50	P75	P90	Max.
DMP	191	3 of 5	67,54	4,953	1,5	1,5	5,3	9,8	19	81
DMTP	203	1	94,58	5,799	2,1	3,3	6,1	10	17	130
DMDTP	157	1	34,39	0,776	0,5	0,5	0,5	1,3	2,3	5,3
DEP	192	2	54,69	2,516	1	1	2,5	5,2	10	45
DETP	206	1	23,3	0,723	0,5	0,5	0,5	0,5	2,2	34
DEDTP	206	2	5,34	1,045	1	1	1	1	1	3,5

We kijken verder naar DMP, DMTP en DEP (grijs gemarkeerd) voor welke er een hogere detectie is dan voor de andere elementen (% LOQ>50%). Tevens is de concentratie bv op niveau van het 50^{ste} percentiel hoger dan voor de andere elementen. Dit is in overeenstemming met de resultaten gevonden in Duitsland (Becker et al. 2007) hoewel de absolute waarden in Vlaanderen lager liggen.

Wanneer de Vlaamse resultaten voor DMP, DMTP en DEP omgezet worden in molaire concentraties krijgen we volgend beeld (Tabel 22).

Tabel 22. Resultaten FLEHSII in nmol/L

nmol/l	P10	P25	P50	P75	P90
DMP	12	12	42	78	151
DMTP	15	23	43	70	120
DEP	6	6	16	34	65
Som*	33	42	101	182	335

*: benadering, aangenomen dat een persoon die een hoge blootstelling heeft aan één organofosfaat metaboliet ook een hoge blootstelling heeft aan een andere organofosfaat metaboliet (cfr. Lijkt ook methode te zijn die gebruikt werd door Trasande). Beter zou zijn van de metabolietconcentraties per persoon te sommeren en hiervan de verdeling te nemen.

⁸ http://www.milieu-en-gezondheid.be/sites/default/files/atoms/files/pesticiden-metabolieten_organofosfaatpesticiden.pdf

Ondertussen werd op basis van de originele FLESHII data tevens de som van de organofosfaatmetabolieten per individuele persoon berekend en hiervan een verdeling gemaakt voor de bestudeerde populatie (zie Tabel 23).

Tabel 23. Verdeling van som van organofosfaat metabolieten in FLESHII (DMP, DMTP, DEP). Voor ieder persoon werd de som van de metabolieten genomen en op basis hiervan de percentielen berekend. Resultaten in nmol/L.

n	p10	p25	p50	p75	p90
144	48	67	105	196	312

Hieruit blijkt dat de resultaten van beide benaderingen zeer gelijkaardig zijn (vergelijking Tabel 22 met Tabel 23). Omdat de dosis-respons relatie gebaseerd is op de som van de metabolieten per persoon werden de resultaten uit Tabel 23 gebruikt.

Effecten op IQ worden in rekening gebracht vanaf 65 nmol/L.

Stel dat er jaarlijks 65000 kinderen geboren worden in Vlaanderen⁹ en dat de kost per IQ punt verlies gelijk is aan 16458 euro (Euro 2008; Bellanger et al., 2013; decrease in lifetime earnings).

IQ verlies kan op basis van deze blootstellingscijfers als volgt in een back on the envelope berekening (Tabel 24) gegeven worden:

Tabel 24. Back on the envelope berekening externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan organofosfaten in Vlaanderen. Berekend vanaf P50 gezien P25 ongeveer gelijk is aan 65 nmol/L waaronder geen effect berekend wordt.

Percentiel	P50-P75	P75-P90	>P90
# Geboortes	16250=0,25×65000	9750	6500
Blootstelling ** (nmol/L)	105	196	312
IQ verlies per geboorte*	0,89=4,25×log(105/65)	2,04	2,90
IQ verlies	14384=0,89×16250	19863	18819
IQ verlies totaal	53066		
Kosten per jaar (Euro)	8,5 × 10 ⁸ =16458 × 53066		

*= 4,25 IQ punten verlies per 10-voudige toename; Effecten niet berekend onder 65 nmol/L

**= conservatieve schatting door blootstelling in percentiel range gelijk te stellen aan de blootstelling in het laagste percentiel.

De jaarlijkse externe kosten voor IQ verlies gepaard gaande met blootstelling aan organofosfaten worden in een ruwe benadering voor Vlaanderen geschat op $8,5 \times 10^8$ Euro. De externe kosten zijn relatief groot en op fijn stof na de grootste in Vlaanderen. Zie ook externe kosten berekend volgens Buekers et al. (2012) in Figuur 14. Voor fijn stof is er recent (2019) een update gebeurd (meer gezondheidseffecten opgenomen in de berekening van externe kosten en waarde van VOLY, value of life year lost verdubbeld) waaruit blijkt dat de externe kosten voor fijn stof nog groter zijn dan initieel geschat.

⁹https://www.zorg-en-gezondheid.be/sites/default/files/atoms/files/SPE_Evaluatierapport%202017_DEFINITIEF.pdf

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

Figuur 14. Externe kosten gerelateerd aan blootstelling aan verschillende milieustressoren in Vlaanderen. Zie tabel 35 in Buekers et al. (2012). Voor nikkel, arseen en cadmium is enkel de impact via blootstelling in de lucht berekend. EMF staat voor electromagnetic fields. EC staat voor elementair koolstof en is een onderdeel van fijn stof. Voor lood werd cardiovasculaire impact nog niet meegenomen.

Op Europees niveau zien we tevens dat de externe kosten voor fijn stof blootstelling groter zijn dan deze voor de blootstelling aan EDCs (Tabel 25).

Tabel 25. Geschatte jaarlijkse kosten in de EU door levensstijl of milieufactoren (bron: EU Policy Department for Citizen's Rights and Constitutional Affairs, 2019).

Factor	Estimated cost, EU (Billion €)	
Smoking	544	https://www.erswhitebook.org/chapters/tobacco-smoking/societal-costs-of-smoking
Atmospheric pollution (PM _{2.5})	704	(WHO)
Endocrine disruptors	163	2015

De schatting voor Vlaanderen is per inwoner wel lager dan aangenomen werd door Trasande et al. (2015) omdat de blootstelling in Vlaanderen voor EDCs een factor 3-4 lager ligt dan deze in Duitsland, welke als referentie werd genomen voor de Europese blootstelling.

Dergelijke waarden kunnen gebruikt worden om beleid te prioriteren. Tevens kunnen deze dienen als indicator om spatiale verschillen en tijdstrends weer te geven indien meer blootstellingsdata beschikbaar komen.

Naast IQ verlies zou er ook, indien alle gegevens beschikbaar zijn, de toename in intellectuele beperking berekend kunnen worden m.a.w. de externe kosten gerelateerd aan IQ verlies onder een IQ waarde van 70. De kosten hiervan voor de EU waren ongeveer een zesde van diegene voor IQ verlies (Bellanger et al., 2015).

4.3. POLYGEBROMEERDE DIPHENYL ETHERS (PBDE)

Van alle congenen is PBDE47 het sterkst geassocieerd met cognitieve effecten (Bellanger et al., 2015). We focussen dan ook verder op deze vlamvertrager. PBDE-47 of 2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl ether is een tetra PBDE. Het is een persistente stof en opgenomen in annex A van de Stockholm conventie. Dit betekent dat productie en gebruik geëlimineerd wordt.

Herbstman et al. (2010) vonden dat bij kinderen (72 maanden) de afname in IQ punten per ln PBDE47 gelijk was aan 1,17. Conversie van natuurlijke logaritme naar log(10) kan gebeuren door te vermenigvuldigen met ln(10). Dit betekent een afname in IQ punten per log PBDE47 van 2,69. De studie van Trasande et al. (2015) baseert zich op de dosis-respons curve afgeleid in de studie van Herbstman et al. (2010). Tegenwoordig is er echter een update beschikbaar door Lam et al. (2017) waarvan Lanpear en Bellinger als co-auteur deel van uitmaken.

Uit een meta-analyse van Lam et al. (2017), welke rekening hield met de studies van Herbstman et al. (2010), Gascon et al. (2011), Eskenazi et al. (2013), Chen et al. (2014), bleek dat het verlies aan IQ punten per log PBDE47 gelijk was aan 3,7. Drempelwaarde waaronder geen effect was gelijk aan 1 ng/g PBDE 47.

In vergelijking met blootstelling aan lood (Pb): een stijging van de lood concentratie met een factor 10 gaat gepaard met een verlies aan IQ van 7 punten (Lanphear et al., 2005) terwijl een stijging van PBDE-47 met een factor 10 gepaard gaat met een verlies van 3,7 punten (Lam et al., 2017).

Trasande et al. (2015) gingen in hun basis berekening uit van een Spaanse studie die fungeerde als schatting voor de blootstelling aan PBDE47 in heel Europa (Garí and Grimalt, 2013). Deze was gelijk aan 2,6 ng/g vet (mediaan) en was op basis van een staalname in volwassenen (18-74 jarigen) (zie Tabel 26). De concentratie was hoger in personen < 30 jaar t.o.v. personen > 30 jaar. Leeftijdsafhankelijke blootstelling werd tevens gevonden in een studie van NHANES (Sjödin et al., 2008), hoewel er ook veel studies zijn die geen leeftijdsafhankelijkheid aantonen (bv de studie van Thomsen et al. (2002) waar serum concentraties niet veel varieerden tussen leeftijdscategorieën behalve voor 0-4 jarigen die een hogere concentratie vertoonden). PBDE-47 is een stof die gemakkelijk doorheen de placenta gaat. In een ex-vivo placenta transfer systeem was de foetus/moeder concentratie ratio na 4-uur reeds 0,47 waarbij de concentratie dicht lag bij in vivo niveaus (Frederiksen et al., 2010).

Tabel 26. Blootstelling aan PBDE47 volgens Gari & Grimalt (2013). Eenheid is ng/g vet.

GM	Min,	P25	P50	P75	P90	Max
2,2	0,18	0,78	2,6	4,6	8,4	57,9

Blootstelling aan PBDE47 is ook beschikbaar in Vlaanderen en zelfs voor jongeren. In FLEHSII (2007-2011) was deze gelijk aan (Tabel 27):

Tabel 27. Blootstelling van jongeren aan PBDE47 in Vlaanderen FHEHS II (2007-2011). Gemiddelde leeftijd 14,8 jaar. Op basis van bijlage 4 van het eindrapport. Blootstelling in ng/g vet.

GM	P10	P25	P50	P75	P90	Max
0,562	0,292	0,340	0,385	0,994	1,569	25,21

Wanneer we de externe kosten uitrekenen voor IQ verlies en blootstelling aan PBDE-47 kan dit in een back on the envelope berekening volgens onderstaand schema (Tabel 28). Er werd aangenomen dat de blootstelling in jongeren gelijk is aan deze in kinderen.

Tabel 28. Back on the envelope berekening sociale kosten gerelateerd aan blootstelling aan PBDE-47 in Vlaanderen.

Percentiel	P75-P90	>P90
# Geboortes	9750 (=0,15 × 65000)	6500
ng/g	1,282 (= gemiddelde van 0,994 en 1,569)	1,569
IQ verlies per geboorte*	0,39 (= log (1,282) × 3,7)	0,72
IQ verlies	3886 (= 0,39 × 9750)	4705
IQ verlies totaal	8591	
Kosten per jaar (Euro)	1,4 × 10 ⁸ (=8591 × 16458)	

*= 3,7 IQ punten verlies per 10-voudige toename; drempel = 1 ng/g vet

De jaarlijkse externe kosten voor IQ verlies gepaard gaande met blootstelling aan vlamvertragers (PBDE-47) wordt voor Vlaanderen geschat op $1,4 \times 10^8$ Euro (Euro-2008). Wanneer deze vergeleken wordt externe kosten van andere stressoren (MIRA), heeft ook de blootstelling aan PBDE-47 een relatief grote impact.

Enkel IQ verlies werd in rekening gebracht. Er wordt nog een onderscheid gemaakt met mild mental retardation welke niet doorgerekend werd hier. Dit komt overeen met kosten gerelateerd aan een IQ verlies onder een IQ waarde van 70. De kosten hiervan voor de EU waren ongeveer een achtste van diegene voor IQ verlies (Bellanger et al., 2015).

Deze berekeningen (externe kosten blootstelling aan organofosfaten en vlamvertragers) zouden in een vervolgproject dieper uitgewerkt kunnen worden en fungeren als indicator.

Testikelkanker en cryptorchisme werden momenteel niet in detail bekeken (prioritering in deze studie moest gemaakt worden volgens beschikbaar budget en tijd; tevens is de evidentie op basis van humane studies voor deze effecten slechts matig en zijn gerelateerde externe kosten in EU kleiner dan voor IQ verlies).

4.4. FTALATEN

4.4.1. FTALATEN EN OBESITAS IN VOLWASSENEN (50-64J)

De dosis-respons curve is gebaseerd op deze van Song et al. (2014). Metabolieten in rekening gebracht (som van MEHP, MEHHP, MEOHP, MCEPP, MnBP, MBzP, MEP, MBP, MiBP). In de berekening van Trasande is de blootstelling gebaseerd op resultaten van DEMOCOPHES (moeders). Metabolieten gemeten in DEMOCOPHES (EU humaan biomonitoringsinitiatief) (Tabel 29) waren die van DEHP en verder de metabolieten MEP, MBzP, MiBP en MnBP.

Tabel 29. Blootstelling EU DEMOCOPHES som van metabolieten ftalaten (Legler et al., 2015)

Percentiel	Blootstelling (nmol/L)
P0-9	0
P10-24	144,43
P25-49	241,63
P50-74	420,45
P75-89	1226,06
>P90	2361,08

In FLEHS II werden volgende metabolieten gemeten in jongeren en volwassenen: som van de DEHP metabolieten (MEHP, MEHHP, MEOHP), MnBP en MBzP. Er werd geen MEP gemeten welke een relatief grote bijdrage heeft in de som van de ftalaat metabolieten (zie resultaten DEMOCOPHES).

In FLEHS III werden metabolieten van ftalaten gemeten in jongeren (som van DEHP metabolieten, MEP, MBzP, MnBP, MiBP) maar niet in volwassenen. Een benadering zou kunnen zijn om de blootstelling in jongeren te nemen als proxy voor volwassenen om de impact van ftalaten op obesitas in Vlaanderen in te schatten.

In DEMOCOPHES (data voor België) werden ftalaten gemeten in moeders in België (Vlaanderen, Brussel, Wallonië). Men zou hieruit de Vlaamse data kunnen filteren maar deze zijn niet representatief voor gans Vlaanderen.

Indien we de resultaten voor FLEHS III nemen en aannemen dat de data voor jongeren kunnen fungeren als proxy voor volwassenen, is volgende blootstelling gegeven (Tabel 30):

Tabel 30. Overzicht ftalaat concentraties FLEHSIII. Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd (zie verder dosis-respons curve).

nmol/L	Geslacht	P10	P25	P50	P75	P90
som DEHP	jongen	30	43	60	89	130
	meisje	25	39	70	103	164
MnBP	jongen	56	80	131	195	312
	meisje	43	68	114	173	310
MBzP	jongen	6	11	21	42	91
	meisje	5	11	20	38	78
MEP	jongen	39	57	104	216	365
	meisje	40	84	192	658	2628
MiBP	jongen	43	68	113	202	334
	meisje	45	70	134	210	324
Som*	jongen	173	258	429	743	1232
	meisje	157	272	530	1182	3504

*: som van percentielen (proxy). Beter zou zijn van de som van de metabolieten per persoon te nemen en daarvan de verdeling.

Ondertussen werd op basis van de originele FLESHIII data tevens de som van de ftalaatmetabolieten per individuele persoon berekend en hiervan een verdeling gemaakt voor de bestudeerde populatie (zie Tabel 31).

Tabel 31. Verdeling van som van ftalaatmetabolieten in FLEHSIII. Voor ieder persoon werd de som van de metabolieten genomen en op basis hiervan de percentielen berekend. Concentratie in nmol/L. Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd.

sex	n	p10	p25	p50	p75	p90
Man	94	219	360	509	747	1034
Vrouw	113	223	408	640	1280	3200

Deze data werden uiteindelijk gebruikt voor de berekening van de indicator, maar verschillen niet zo sterk van de proxies in Tabel 30. Vergelijk grijs gearceerde waarden (zie verder dosis-effect relatie).

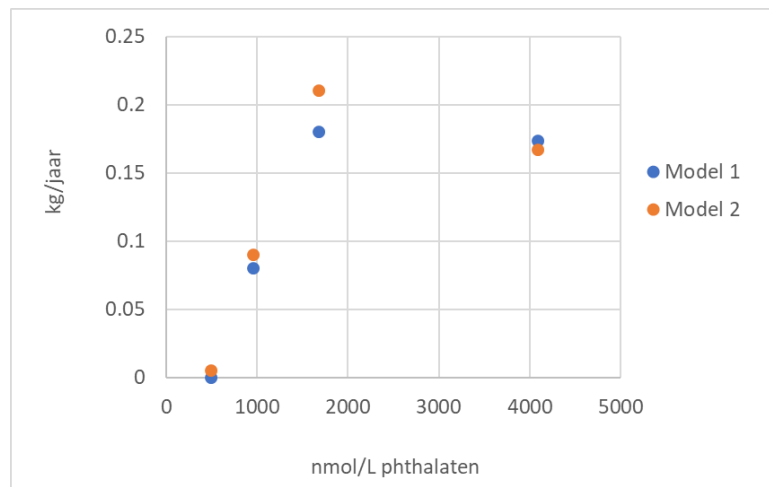
Eventueel zou correctie kunnen gebeuren voor verschil blootstelling jongeren en volwassenen op basis van eerdere data. In FLEHSII lag voor de gemeten ftalaat metabolieten (geen MEP) de blootstelling gemiddeld 30% lager in volwassenen t.o.v. jongeren. Momenteel nemen we blootstelling jongeren zonder correctie als proxy voor volwassenen.

Wanneer we kijken naar de Belgische data voor moeders in DEMOCOPHES zien we het volgende (Tabel 32):

Tabel 32. Data DEMOCOPHES België (bron: Landspecifieke statistische analyse resultaten, deliverable 17). Waarden vanaf 1000 nmol/L in grijs gearceerd.

nmol/L	P50	P75	P90
DEHP metabolieten	76	124	213
MnBP	160	242	459
MBzP	25	47	66
MEP	153	360	757
MiBP	170	325	593
Som	584	1099	2088

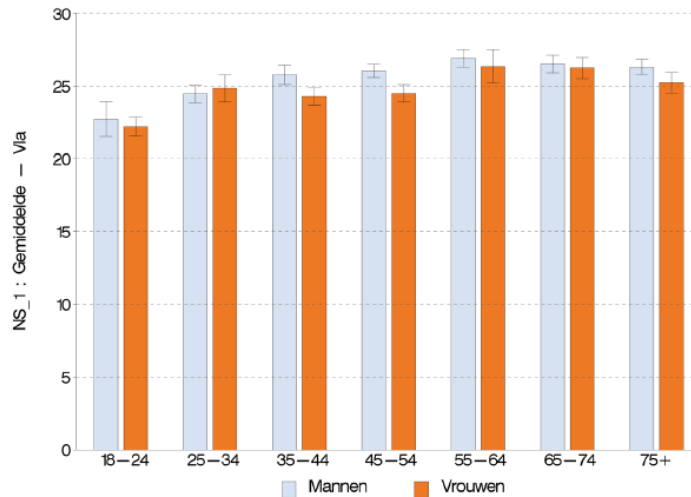
Of we nu vetrekken van data in jongeren (FLEHSIII) of werken op basis van de DEMOCOPHES data voor moeders zal uiteindelijk weinig verschil uitmaken in de berekening van gezondheidsimpact voor obesitas, dit o.w.v. de vorm van de dosis-effect relatie. Bij de P75 ligt de concentratie rond de 1000 nmol/L voor vrouwen en bij de P90 >1500 nmol/L. Voor mannen ligt de concentratie bij de P90 rond de 1000 nmol/L. Volgens de dosis-effect relatie van Song et al. (2014) wordt bij 950 nmol/L een toename gezien in gewicht van 0,08 kg/jaar terwijl dit bij concentraties >1700 nmol/L gelijk is aan 0,17 kg/jaar (op basis van Song et al. 2014). Er lijkt ook een maximum te zitten op de gewichtstoename van ongeveer 0,17 kg/jaar (zie Figuur 15). Ook bij mannen heeft de blootstelling aan ftalaten een invloed op BMI (Stahlhut et al., 2007; Buser et al., 2014).



Figuur 15. Dosis-respons curve volgens Song et al. (2014). Som van phthalaatmetabolieten op X-as (MEHP, MEHHP, MEOHP, MCEPP, MnBP, MBzP, MEP, MBP, MiBP). Model 1= gecorrigeerd voor urinair creatinine. Model 2 = gecorrigeerd voor urinair creatinine, cohorte bron, leeftijd, status menopauze, roken, fysieke activiteit, alcohol inname, AHEI (alternative healthy eating index), totale energie inname en baseline lichaamsgewicht. Voor beide modellen $P < 0,05$.

BMI werd afgeleid van studie Sciensano¹⁰. Voor mannen (50-64j) werd een BMI geselecteerd van 26 en voor vrouwen 25,5 (zie Figuur 16). De standaarddeviatie op de BMI werd gelijkgesteld aan 6 (zie Legler et al. 2015).

¹⁰ https://his.wiv-isp.be/nl/Gedeelde%20%20documenten/NS_NL_2013.pdf



Figuur 16. BMI Vlaams gewest (zie studie Sciensano in voetnoot).

Een back on the envelop berekening (Tabel 33) leert ons het volgende:

Tabel 33. Externe kosten berekening blootstelling aan ftalaten in Vlaanderen

	Mannen	Vrouwen	
Blootstelling percentiel	>P90	P75-P90	>P90
Blootstelling totaal ftalaten (nmol/L)	1034	1280	3200
Gewichtstoename (kg/jaar)*	0,09	0,13	0,17
Lengte (m)	1,82	1,65	1,65
BMI toename door ftalaten	$0,03=0,09/(1,82^2)$	0,05	0,06
Aantal 50-64 jarigen**	688912	678410	678410
Aantal 50-64 jarigen in percentiel	$68891=688912 \times 0,10$	101762	67841
Gemiddelde BMI	26	25,5	25,5
Standaard deviatie BMI	6	6	6
% mensen met obesitas	$25,2\%=1-\text{NORMDIST}(30;26;6;\text{TRUE})^{***}$	22,7%	22,7%
% mensen met obesitas zonder ftalaten	$25,1\%=1-\text{NORMDIST}(30+0,03;26,6;\text{TRUE})$	22,4%	22,4%
Vershil (%)	0,15%	0,24%	0,31%
Attributief aantal gevallen	$100=0,15\% \times 68891$	243	212
Directe kost per geval (= € 21500)****			
Indirecte kost per geval (= € 268000)			
Totale kost per geval (= € 289500)			
Totale kosten	$2,9 \times 10^7 (= 100 \times 289500)$	$7,0 \times 10^7$	$6,1 \times 10^7$
Som kosten	$1,6 \times 10^8$		

*: Song et al. (2014); toegepast op zowel mannen als vrouwen hier

** : <https://www.statistiekvlaanderen.be/bevolking-naar-leeftijd-en-geslacht>

***: Percentage met obesitas (BMI>30) berekend in Excel

****: Zie Legler et al. (2015) (Euro-2010)

De snelle ruwe berekening van de externe kosten gerelateerd aan de blootstelling aan ftalaten en de ontwikkeling van obesitas komt neer op $1,6 \times 10^8$ Euro per jaar (mits een aantal veronderstellingen). Het is in huidige berekening ongeveer even groot als de kost gerelateerd aan PBDE-47. Het is relatief iets kleiner dan de schatting volgens Trasande et al. (2015) waar het de tweede grootste kost vormde in de blootstelling aan endocriene verstoorders. In de weight of evidence approach is het gewicht kleiner voor humane studies dan voor PBDE-47 en organofosfaten (zie Tabel 16).

4.5. PFAS

PFAS zijn zeer persistent in het milieu gezien de sterke C-F binding. Blootstelling aan PFAS is geassocieerd met verschillende gezondheidseindpunten. Er is een zekere consensus over verhoogde cholesterol (gerelateerd aan hypertensie), verminderde immuun respons (en een hoger risico op infecties), verhoogd risico op niet goed functioneren van schildklier, verminderde vruchtbaarheid, verhoogde bloeddruk bij zwangerschap, pre-eclampsie, lager geboortegewicht en testikel- en nierkanker (Goldenman et al., 2019). Huidige associaties zijn vooral gevonden met PFAS van het langere type (C-8 substanties). Nieuw onderzoek toont aan dat PFAS van het korte type ook mogelijk aan de basis liggen van gezondheidseffecten (Kotthoff et al., 2015; Rosenmai et al., 2016; Gomis et al., 2018). Er zijn ondertussen meer dan 4700 CAS nummers van geperfluoreerde substanties op de markt (OECD, 2018).

Het is niet voor de hand liggend om al de impact van al bovengenoemde gezondheidseindpunten te kwantificeren. Een consensus in de studie van Goldenman et al. (2019) werd bereikt voor het begroten van de externe gezondheidskosten gerelateerd aan hypertensie. Hypertensie is een complexe conditie gerelateerd aan een aantal mogelijke fysiologische processen, bv. de opbouw van cholesterol, het slecht functioneren van de nieren, een inname van zout via voeding.

In de studie van Goldenman et al. (2019) werd uitgegaan van de dosis-effect relatie beschreven in Min et al. (2012). De studie van Min berust op een analyse van NHANES data (2003-2006; 2934 deelnemers) en er werd een significant positieve relatie gevonden tussen blootstelling aan PFOA en hypertensie in de algemene volwassen bevolking.

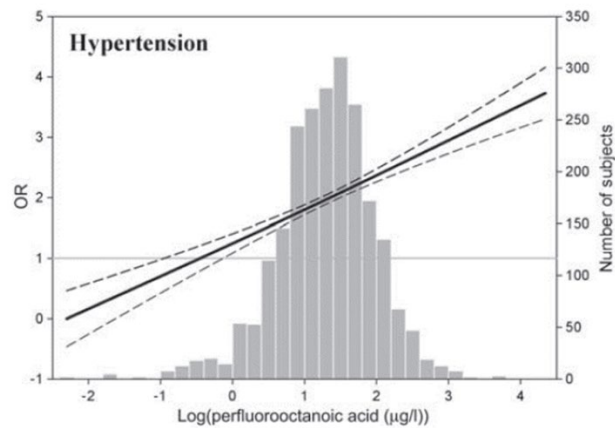
Toch moeten we enige voorzichtigheid aan de dag leggen. De associatie tussen PFOA en hypertensie werd niet bevestigd in adolescenten (Geiger et al., 2014), algemene bevolking en werkers (zelf gerapporteerde hypertensie - Winquist and Steenland, 2015) en een case-control studie voor diabetes type II patiënten (Donat-Vargas et al., 2019). In de studie van Winquist was er wel een associatie met verhoogde cholesterol.

Er is een indicatie dat PFOA geassocieerd is met verhoogde urinezuur concentraties (Steenland et al., 2010; Shankar et al., 2011; Geiger et al., 2013) welke geassocieerd is met een verhoogde bloeddruk en diabetes mellitus (Shankar et al., 2007; Bandaru and Shankar, 2011). Een mogelijk mechanisme voor de verhoogde urinezuurconcentraties is de hypothese dat PFOA oxidatieve stress in de lever kan veroorzaken. Een andere hypothese is dat PFOA en urinezuur dezelfde niertransporters gebruiken welke een verhoogde affiniteit hebben voor PFOA (Steenland et al., 2010).

Dierstudies tonen verder aan dat er een mogelijke associatie is tussen blootstelling aan PFAS en beschadiging bloedvaten en hypertensie (Cui et al., 2009).

Conclusie is dat het bewijs van een associatie tussen hypertensie en blootstelling aan PFOA momenteel niet helemaal consistent is en dat er weinig data voorhanden zijn (Dewitt, 2015). Echter is er wel de associatie met urinezuur.

Zoals aangegeven is de relatie tussen blootstelling aan PFOA (perfluorooctazuur) en hypertensie in de studie van Goldenman et al. (2019) gebaseerd op de studie van Min et al. (2012). De relatie wordt weergegeven in Figuur 17:



Figuur 17. Gecorrigeerde OR (odds ratio) voor hypertensie in volwassenen afhankelijk van PFOA concentraties. Gestreepte lijn geeft 95% BI weer. OR werd gecorrigeerd voor leeftijd, seks, ras/etniciteit, opleiding, inkomen, obesitas, roken, alcohol inname, serum albumine, totale inname van gesatureerde vetzuren, fysieke activiteit, PFOS gehaltes, totale cholesterol en nierwerking. Het histogram geeft de verdeling weer van log getransformeerde PFOA concentraties in NHANES 2003-2004 en 2005-2006. Onder 2,6 µg/L is de OR = 1.

Blootstelling aan PFOA in volwassenen (50-65j) werd in de berekening voor Vlaanderen aangenomen als een proxy voor blootstelling in volwassenen (>20j). Aangezien PFOA concentraties accumuleren in het lichaam en de ziektelast (hypertensie) berekend wordt voor personen >20j (zie Goldenman et al., 2019) kan dit een overschatting zijn. In FLEHSIII werden volgende concentraties PFOA in serum teruggevonden (Tabel 34):

Tabel 34. PFOA concentraties in volwassenen (50-65j) in FLEHSIII

PFOA	µg/L
P10	1,58
P25	2,13
P50	2,94
P75	3,69
P90	4,93
P95	6,32

Deze concentraties voor PFOA in volwassenen in FLEHSIII zijn een factor 1,1 hoger dan de concentratie van PFOA in jongeren in Menen (2007-2011) tijdens FLEHSII. Tevens werd PFOA gemeten in volwassenen (20-40j) in FLEHSII en zijn deze een factor 1,2 hoger dan de resultaten voor FLEHSIII (50-65j). De blootstellingsdata die hier werden gebruikt zijn dus zeker plausibel voor de leeftijdscategorie >20j.

Er wordt voor de berekeningen uitgegaan van een incidentiecijfer van 0,7% voor hypertensie bij volwassenen (Wilkins et al., 2017; Goldenman et al., 2019). Intego geeft een incidentiecijfer aan van 0,8% (ICPC code: K86) wat overeenstemt met aanname in Goldenman et al. (2019).

Het verhoogde risico om te sterven door hypertensie werd geschat op 1,2% (Zhou et al., 2018; Goldenman et al., 2019).

Een back on the envelop berekening (Tabel 35) leert ons het volgende (gebaseerd op Goldenman et al., 2019):

Tabel 35. Externe kosten berekening blootstelling aan PFOA

Percentiel	PFOA µg/L	Log PFOA	OR ^a	PAF ^b	Aantal volwassenen >20j in percentiel ^c	Aantal nieuwe gevallen van hypertensie /jaar	Aantal nieuwe gevallen van hypertensie door PFOA	Aantal sterfgevallen	Externe kost (Euro) ^f	Externe kost (Euro) ^g
P50-P75	2,94	0,47	1,13	0,11	= 5140693 × 0,25 = 1285173	=0,7% ^d × 1285173 = 8996	= 8996 × 0,11 (PAF) = 1000	=1000 × 0,012 ^e = 12	4,20×10 ⁷	6,00×10 ⁷
P75-P90	3,69	0,57	1,36	0,27	771104	5398	1438	17	6,04×10 ⁷	8,63×10 ⁷
P90-P95	4,93	0,69	1,67	0,40	257035	1799	720	9	3,02×10 ⁷	4,32×10 ⁷
>P95	6,32	0,80	1,93	0,48	257035	1799	865	10	3,63×10 ⁷	5,19×10 ⁷
Totaal									1,69×10⁸	2,41×10⁸

^a: op basis van Min et al. (2012)

^b: Populatie Attributieve Fractie

^c: <https://www.statistiekvlaanderen.be/bevolking-naar-leeftijd-en-geslacht> : 5140693 inwoners >20j in 2018

^d: incidentie hypertensie 0,7% (Wilkins et al., 2017; Goldenman et al., 2019; Intego)

^e: verhoogd risico op sterven door hypertensie (Zhou et al., 2018; Goldenman et al., 2019)

^f: op basis van 3,5 miljoen Euro per verloren leven (ECHA, 2016) (Euro-2012)

^g: op basis van 5 miljoen Euro per verloren leven (ECHA, 2016) (Euro-2012)

De kosten voor hypertensie en blootstelling aan PFOA worden geschat op 169 tot 241 miljoen Euro/jaar afhankelijk van de waarde van de VSL (value of a statistical life).

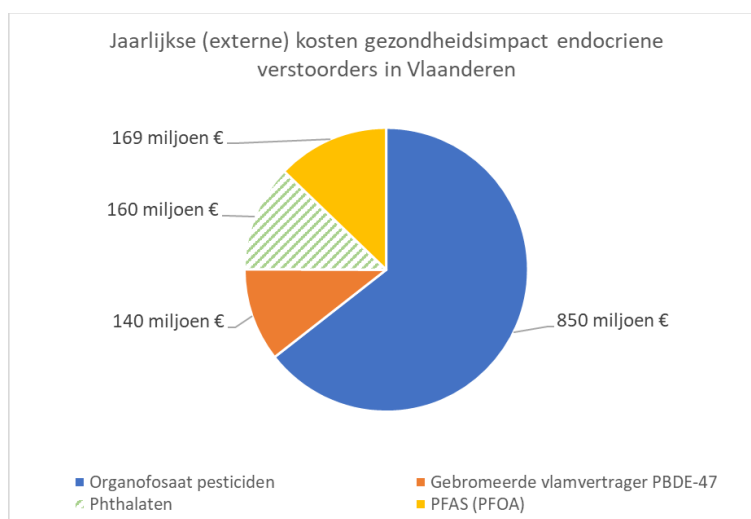
Hiermee zijn ze vergelijkbaar met deze van PBDE-47 (IQ) en deze voor ftalaten (obesitas). In deze eerste ruwe schatting werd slechts rekening gehouden met een aantal gezondheidseindpunten zoals IQ verlies, obesitas, hypertensie. Voor hypertensie door blootstelling aan PFOA zijn er bijvoorbeeld ook andere gezondheidskosten en het verlies aan productiviteit. Dit is dan ook een eerste ruwe schatting.

4.6. INDICATOR

Huidige gezondheidsimpact van EDCs zijn slechts berekend op basis van een aantal stressoren en gezondheidseindpunten!

Andere stressoren en eindpunten gelinkt aan endocriene verstoring werden nog niet verder in detail bekeken gezien de prioriteiten die gesteld moesten worden met het voorziene budget van deze studie. Er werden ook een reeks aannames gedaan die in beschouwing moeten worden genomen.

Een voorstel van indicator zou momenteel de volgende zijn voor de Vlaamse situatie (zie Figuur 18). Let wel op dat blootstellingsdata voor organofosfaten en PBDE-47 steunt op data van FLESHII en deze voor ftalaten en PFAS op data van FLEHSIII, welke twee verschillende tijdsperiodes omvatten. In acht nemend dat er nieuwe blootstellingsdata onderweg zijn (FLESHIV), kunnen data geüpdatet worden of kan er een indicatie zijn van een tijdstrend, welke dan op een andere manier kan voorgesteld worden. De gezondheidseindpunten in rekening gebracht zijn beperkt en kunnen mogelijk ook verder uitgebreid worden.



Figuur 18. Ruwe schatting jaarlijkse externe kosten blootstelling aan endocriene verstoorders in Vlaanderen. Voor ftalaten werd de kost voor obesitas (in Euro-2010) berekend welke momenteel nog wat onzekerheid inhoudt (op basis van evidentie voor humane studies). Voor PBDE-47 en organofosfaat pesticiden werd gekeken naar IQ verlies bij kinderen (in Euro-2008) en voor PFAS naar hypertensie bij volwassenen. Voor vroegtijdige sterfte door hypertensie werd uitgegaan van een VSL van 3,5 miljoen Euro (ECHA, 2016) (Euro-2012). Blootstellingsdata organofosfaten en PBDE-47 op basis van FLEHSII en ftalaten en PFAS op basis van FLEHSIII. Figuur is ruwe schatting en houdt enkel rekening met beperkt aantal gezondheidseindpunten.

De ziektelast, uitgedrukt in externe kosten, werd in deze sectie geanalyseerd voor blootstelling aan een beperkt aantal endocriene verstoorders (ftalaten, PBDE-47, organofosfaten, PFAS). Hierbij werden slechts enkele dosis-effect relaties in rekening gebracht wat betekent dat de reële ziektelast waarschijnlijk nog groter is. Nochtans is de totale ziektelast nu reeds aanzienlijk en mogelijk, op basis van huidige beschikbare data, een zeer belangrijke na fijn stof in Vlaanderen.

5. UITBREIDING VAN MILIEU-GEZONDHEIDSINDICATOREN IN VLAANDEREN: POLYAROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN (PAKS)

Polyaromatische koolwaterstoffen (PAKs) worden momenteel niet meegenomen als gezondheidsindicator in MIRA. Hoewel PAKs voornamelijk voorkomen als mengsel, waarvan de samenstelling afhankelijk is van de bron, beperken omgevingsmetingen zich veelal tot B(a)P of benzo(a)pyreen. Van de meer vluchtige PAKs, worden relatief hoge concentraties gemeten in het binnenhuismilieu van o.a. naftaleen (LNE, 2011).

Veel studies die een inventarisatie maken van de bijdrage van verschillende bronnen aan de totale emissies van PAKs zijn niet beschikbaar. Uit een studie voor het Verenigd Koninkrijk (NAEI (National Atmospheric Emissions Inventory), 2013) werd de relatieve bijdrage van verschillende bronnen van B(a)P in de totale emissies van antropogene oorsprong als volgt geschat: residentieel en commercieel 76%, industriële verbranding 6,7%, transport 3,4%, afvalverbranding 1%, en alle overige bronnen 8,4%. Van de hogere molecuulair gewicht (MW) PAKs werden in Vlaanderen in de winter beduidend hogere concentraties in het binnenhuismilieu gemeten dan in de zomer (LNE, 2011). Uit deze studie bleek verder dat in woningen met een kachel of open haard, alle (behalve de vluchtige PAKs in binnenlucht) PAKs hoger lagen in binnenlucht en in het huisstof, in vergelijking met de niet-kachel woningen. Voor blootstellingsanalyses is het binnenhuismilieu zeer belangrijk gezien meer dan 80% van de tijd binnenhuis doorgebracht wordt.

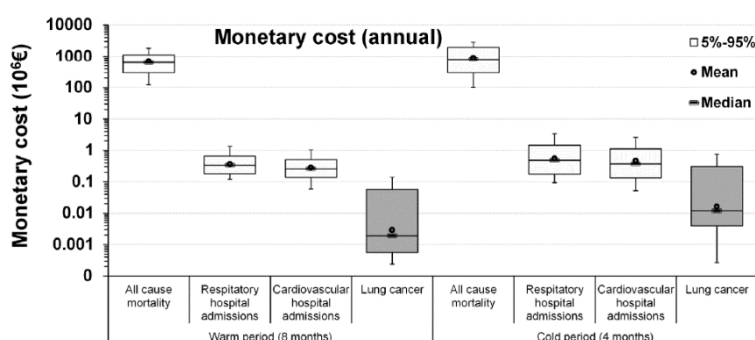
In een Vlaamse studie van 2016 werd een bijdrage van houtverbranding aan PM_{2,5} geschat op 20-40% (Koppen et al., 2016). Omwille van het grote aandeel van houtrook in de fijne stof fractie is houtverbranding mogelijk een belangrijke bron van PAKs in Vlaanderen wanneer inhalatoire blootstelling in beschouwing wordt genomen. Wat de dominante inname weg is van PAKs is echter niet geheel duidelijk: sommige studies wijzen in de richting van inhalatie terwijl andere vooral duiden op voeding. De route van blootstelling kan verder verschillen tussen PAKs onderling. Op basis van beschikbare biomarkergegevens voor PAKs concludeerden Shin et al. (2013) dat blootstelling aan 1-OH pyreen voornamelijk gebeurt via inhalatie van (binnenshuis)lucht en slechts in mindere mate via voeding. Recent toonden ook Miao et al. (2015) aan dat forenzen, onafhankelijk of ze zich verplaatsten door te stappen, te fietsen of met de wagen, hogere 1-OH pyreenwaarden in de urine hadden dan mensen die geen verplaatsingen maken. Li et al. (2010) en CIRILLO et al. (2006) toonden dan weer aan dat voeding de belangrijkste blootstellingsbron is voor pyreen. Rose et al. (2015) vonden weinig aanwijzingen voor de vorming van PAKs bij braden, grillen of toasten, in sterk contrast met verhoogde concentraties PAKs in voedingsproducten na barbecueën.

Houtrook is een complex mengsel van stoffen en welke componenten in houtrook tot welke gezondheidseffecten kunnen leiden, is voor een deel onbekend (Hagens et al., 2011). Epidemiologische studies in gebieden met een hoge bijdrage van houtrook of biomassaverbranding aan fijn stof in de winter laten zien dat een verhoogde concentratie fijn stof (gemeten als PM₁₀ en/of PM_{2,5}) geassocieerd is met een verhoging van het aantal ziekenhuisopnamen voor luchtwegaandoeningen (Larson and Koenig, 1994; Schreuder et al., 2006; Naeher et al., 2007) en mogelijk cardiovasculaire aandoeningen (Sarnat et al., 2008).

Meer specifiek voor de impact van houtverbranding blijkt dat de toxiciteit van fijne stof fractie in houtrook beduidend hoger is dan van andere bronnen omwille van het grotere aandeel van ultrafijne fractie waardoor ook de te verwachten gezondheidseffecten beduidend hoger zijn (Sarigiannis et al., 2015).

Het verhoogde aandeel van ultrafijn stof in houtrook resulteert in hogere PAK-TEQ (toxische equivalenten) waarden en een verhoogd risico op gezondheidseffecten omwille van een hogere penetratie in longweefsel.

Sarigiannis et al. (2015) maakten een monetaire schatting (willingness-to-pay/accept to avoid/compensate loss of welfare) van de mortaliteit en morbiditeit (ziekenhuisopname voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen alsook longkanker) gerelateerd aan de blootstelling van houtrook (zie Figuur 19). Longkanker door blootstelling aan houtrook werd specifiek begroot voor de blootstelling aan PAKs. Waarschijnlijk is het ook mogelijk dergelijke indicatoren te ontwikkelen voor Vlaanderen (gezondheidskost gerelateerd aan de blootstelling van fijn stof door houtrook en/of een tijdstrend met incidentie van longkankers door de aanwezigheid van PAKs in houtrook, indien het aandeel van fijn stof door houtrook in het totaal aandeel van fijn stof kan geschat worden). Tevens zijn modellen nodig voor het berekenen van de bijdrage van PAKs in houtrook aan longkanker (bv. depositie model voor deeltjes in de longen).



Figuur 19. Externe kosten Thessaloniki blootstelling aan houtrook. De kosten voor longkanker zijn specifiek voor blootstelling aan PAKs (Sarigiannis et al., 2015).

Ook Zhou et al. (2015) begrootten de ziektelast geassocieerd met atmosferische PAKs mengsels voor longkanker. Of dit als proxy kan genomen worden voor PAKs geassocieerd met PM (particulate matter) en bij uitbreiding met PM gerelateerd aan houtverbranding is echter nog niet helemaal duidelijk.

Effecten van fijn stof in het binnenhuismilieu worden vaak als proxy genomen voor de effecten van houtrook (Gustafson et al., 2008). De effecten van fijn stof en PAKs (of andere componenten geassocieerd met fijn stof) blijven echter moeilijk uit elkaar te houden en bovendien is fijn stof afkomstig van meerdere bronnen (bv. verkeer).

Naast emissiemodellen, concentratiebepalingen en de inhalatoire inname van PAKs te schatten, kan men ook de blootstelling schatten door metaboliëten in het lichaam van de mens te meten (urine, haar, nagels, bloed, etc.). De urinaire PAK metaboliëet 1-hydroxypyreen (1OH-Pyr) was in de Vlaamse FLEHS II studie positief geassocieerd aan het voorkomen van astma. Astma is in de eerste plaats een inflammatoire luchtwegaandoening en de bronchiale luchtwegen zijn in het bijzonder gevoelig aan oxidant-geïnduceerde weefselbeschadiging. PAKs behoren tot die groep oxidanten. Twee studies die vermeld worden in het rapport lijken dit te bevestigen. Leem et al. (2005) bestudeerden de blootstellingsniveaus van PAKs aan de hand van 1-OH-Pyr en het niveau van oxidatieve beschadiging via malondialdehyde concentraties. Zij vonden sterk verhoogde malondialdehyde concentraties tijdens astma aanvallen. In een stedelijke cohorte van kinderen (5 jarigen) werd vastgesteld dat blootstelling aan PAKs geassocieerd is met allergische gevoeligheid en astma (Miller et al., 2010). Een andere mogelijke denkpiste ter ontwikkeling van een gezondheidsindicator gerelateerd aan de blootstelling aan PAKs is de relatie tussen 1OH-Pyr, malondialdehyde, astma(aanvallen) verder te onderzoeken.

Blootstelling aan luchtpollutie is tevens hormoonverstorend. Dat kan o.a. te wijten zijn aan de PAKs die aanwezig zijn in de atmosfeer (Sun et al., 2008). Epidemiologische studies toonden aan dat blootstelling aan PAKs geassocieerd is met de ontwikkeling van obesitas in kinderen (Rundle et al., 2012; Scinicariello and Buser, 2014).

Conclusie: Momenteel zijn nauwkeurige metingen die de associatie van verschillende PAKs met fijn stof in kaart brengen schaars. Het opstellen van dosis-respons relaties voor PAK mengsels wordt verder bemoeilijkt door de uiteenlopende fysisch-chemische eigenschappen en toxiciteit van de verschillende componenten. Er zou onderzocht kunnen worden hoe een indicator ontwikkeld zou kunnen worden die rekening houdt met houtrook in fijn stof, PAKs in deze houtrook en de ontwikkeling van longkanker door blootstelling aan PAKs. Het gebruik van biomerkers die interne blootstelling van verschillende PAKs integreren is een andere mogelijke benadering voor de ontwikkeling van een gezondheidsindicator voor PAKs wanneer meer data beschikbaar komen. Daar is het nodig om verder specifieke dosis-respons relaties voor PAKs te onderzoeken. Verder kan er gekeken worden naar de epidemiologische studies die een associatie vinden tussen de ontwikkeling van obesitas en de blootstelling aan PAKs als mogelijke indicator.

6. UITBREIDING VAN MILIEU-GEZONDHEIDSINDICATOREN IN VLAANDEREN: LOKALE GEZONDHEIDSINDICATOR LUCHTKWALITEIT

6.1. INLEIDING

In deze taak is het de bedoeling om gezondheidseffecten ten gevolge van luchtverontreiniging op lokale schaal in kaart te brengen. Luchtverontreiniging wordt in Vlaanderen via vaste meetplaatsen gemeten. Om op andere plaatsen de luchtkwaliteit in te schatten, worden computermodellen ingezet. Deze berekenen concentraties van een aantal luchtvervuilende stoffen, uitgemiddeld over verschillende tijdsintervallen, op verschillende ruimtelijke resoluties. Deze concentratiekaarten worden door het beleid gebruikt om hot spots van luchtverontreiniging te identificeren. Evenals kunnen effecten op luchtkwaliteit ten gevolge van vb. veranderende emissies, infrastructuurwerken, groen, ... gemodelleerd en in kaart gebracht worden.

De impact van luchtkwaliteit op gezondheid wordt dikwijls in een gezondheidsindicator uitgedrukt. Een vaak gebruikte maat is de DALY (Disability Adjusted Life Year) die het aantal potentieel verloren gezonde levensjaren weergeeft. DALYs zijn de som van YLL (*Years of Life Lost*) en YLD (*Years Lived with Disability*). YLL geeft het aantal jaren weer verloren door vroegtijdige sterfte (=sterfte voor levensverwachting), terwijl YLD staat voor het aantal jaren geleefd met een ziekte of beperking.

Voor DALY-berekeningen zijn gedetailleerde gegevens nodig over:

- Bevolking: populatie per leeftijdscategorie/geslacht, mortaliteits- en morbiditeitsgegevens per leeftijdscategorie, levensverwachting, mate van blootstelling aan luchtpollutie,...
- Gezondheidseindpunten: incidentie of prevalentie, ernst, duur;
- Dosis-effectrelatie waarmee de concentratieniveaus van diverse luchtpolluenten gelinkt zijn aan diverse gezondheidseindpunten.

in realiteit niet per definitie aan de hoogste concentraties binnen de straat canyon worden blootgesteld. Bij het voorstellen van DALYs op hoge-resolutie kaarten moet de gebruiker deze beperkingen in het achterhoofd houden.

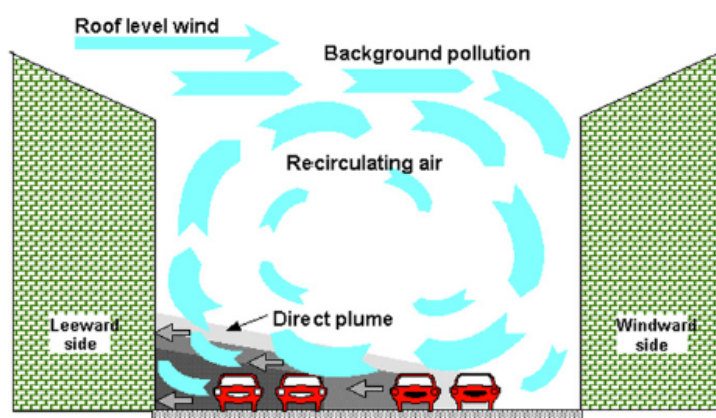
VITO raadt daarom aan om resultaten van DALY-berekeningen enkel relatief te gebruiken, zoals dit bv. is gebeurd in volgende studies:

De dosis-effectrelaties zijn afgeleid uit epidemiologisch onderzoek, dit betekent dat ze toepasbaar zijn op de bestudeerde cohort. Hierdoor is het niet aangewezen om DALY-berekeningen toe te passen om de gezondheidsimpact op individueel niveau te berekenen. Ook bij berekeningen waarbij concentratieniveaus op straat canyon niveau (Figuur 20) worden gebruikt (Berkowicz, 2000), is dit het geval. Bij straat canyon modelleringen moet men bovendien rekening houden met het feit dat mensen in realiteit niet per definitie aan de hoogste concentraties binnen de straat canyon worden blootgesteld. Bij het voorstellen van DALYs op hoge-resolutie kaarten moet de gebruiker deze beperkingen in het achterhoofd houden.

VITO raadt daarom aan om resultaten van DALY-berekeningen enkel relatief te gebruiken, zoals dit bv. is gebeurd in volgende studies:

- In het project "overheidsopdracht voor de ontwikkeling van een methodiek die de gezondheidsimpact in kaart brengt van infrastructuurprojecten die wegverkeer dragen of genereren" worden verschillende MER-scenario's vergeleken;

- Voor de Partnerorganisatie Milieugezondheidszorg onder coördinatie door AZG werd de Lokale Gezondheidsindicator Mobiliteit¹¹ ontwikkeld. Eén van de subindicatoren is de blootstelling aan NO₂ afkomstig van wegverkeer. Deze indicator is gebaseerd op DALY-berekeningen, en laat de gebruiker toe om verschillende gemeentes met elkaar te vergelijken.
- In opdracht van de Vlaamse MilieuMaatschappij werd in 2019 voor de jaren 2005-2017 het aantal verloren gezonde levensjaren door blootstelling aan fijn stof en hieraan verbonden gezondheidskosten berekend¹². Hierbij werden gezondheidseffecten (morbiditeit en vervroegde mortaliteit) door korte- en langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀ in rekening gebracht. Meer en meer is men ervan overtuigd dat blootstelling aan NO₂ gezondheidseffecten veroorzaakt, onafhankelijk van fijn stof. Voor het jaar 2017 werden DALY-berekeningen uitgevoerd voor vervroegde mortaliteit, hierbij werd rekening gehouden met drempel effecten en een overlap in gezondheidseffecten door blootstelling aan fijn stof en NO₂.



Figuur 20. Schematische voorstelling street canyon met flow en dispersie (Berkowicz et al., 2000).

Voorbeelden van blootstellingsindicatoren op lokale schaal

De BelAQI luchtkwaliteitsindex¹³ werd ontwikkeld door IRCEL/VMM en berekent voor een bepaalde locatie een BelAQI-score rekening houdend met de gezondheidseffecten (sterfterisico) ten gevolge van kortetermijnblootstelling aan stikstofdioxide, ozon en fijn stof op die locatie. De BelAQI-score varieert van 'uitstekend' (1) tot 'vrij slecht' (7) en 'uitermate slecht' (10).

Deze luchtkwaliteitsindex wordt gebruikt om kortetermijneffecten en dagelijkse variatie van luchtvervuiling in kaart te brengen.

In Nederland wordt de hoogte van de milieubelasting van verschillende stressoren weergegeven met een gemeenschappelijke GES-indicator¹⁴. GES staat voor Gezondheidseffectscreening en geeft voor de milieubelasting op een locatie weer of deze al dan niet (en in welke mate) onder of boven een drempelwaarde/advieswaarde valt. De GES-score varieert van 'zeer goed' (0) tot 'onvoldoende' (6) en 'zeer onvoldoende' (8).

GES-scores worden berekend voor de stressoren luchtverontreiniging, geur en geluid. De GES-indicator maakt geen gedetailleerde vergelijking mogelijk tussen verschillende stressoren alsnog het onderling belang ervan. Er wordt namelijk geen rekening gehouden met de ernst van de gezondheidseffecten.

¹¹ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/luchtverontreiniging-en-geluid-gezondheidsimpact-mobiliteit>

¹² <https://www.milieuraapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof>

¹³ <http://www.irceline.be/nl/luchtkwaliteit/metingen/belaqi-luchtkwaliteitsindex/informatie>

¹⁴ <https://www.ggdghorkennisnet.nl/thema/ges/publicaties/publicatie/20513-handboek-ges>

Voorbeelden van gezondheidsindicatoren op lokale schaal

In Nederland wordt de Milieugezondheidsrisico-indicator (MGR-indicator¹⁵) gebruikt om voor een milieubelasting op een bepaalde locatie het percentage van de milieugerelateerde ziektelast t.o.v. de totale ziektelast te berekenen. Hiervoor worden DALY-berekeningen uitgevoerd voor langetermijnblootstelling aan luchtpollutie (PM₁₀, NO₂, roet) en geluidshinder (wegverkeer, spoorverkeer, vliegverkeer, industrie). De MGR-score op een bepaalde locatie is de verhouding van het aantal DALY's op die locatie tot de totale ziektelast. De MGR-indicator laat toe om de cumulatieve invloed van milieubelasting op de gezondheid te bepalen door de MGR-scores van verschillende stressoren op te tellen. Bij de berekeningen wordt aangenomen dat op elke locatie de gemiddelde Nederlandse bevolking woont en mortaliteitsgegevens en dosis-effectrelaties zijn overal constant.

Ook in Nederland zullen binnen het Schone Lucht Akkoord DALY-berekeningen uitgevoerd worden voor PM_{2,5} en NO₂. Het aantal maanden levensverlies (YLL) zal weergegeven worden op buurniveau (ongeveer 1500 mensen).

6.2. WENSEN VAN TEAM LUCHT EN VOORSTEL VOOR LOKALE GEZONDHEIDSINDICATOR

Het Team Lucht van het Vlaams Departement Omgeving wenst in de gezondheidsindicator luchtkwaliteit op lokale schaal rekening te houden met de blootstelling aan luchtvervuiling die bepaald wordt tot op het niveau van de street canyon.

Om een grote ruimtelijke variabiliteit te bekomen is het aangewezen om blootstelling aan de luchtpolluenten NO₂ of zwarte roet te bepalen. PM₁₀ en PM_{2,5} zijn minder geschikt omdat er voor deze polluenten weinig ruimtelijke variatie in de concentratiekaarten is.

Voor blootstelling aan NO₂ zijn een heel aantal dosis-effectrelaties beschikbaar voor de gezondheidseindpunten vroegtijdige sterfte en verschillende morbiditeitseffecten (zie ook sectie 2.3.15). Voor zwarte roet is er één enkele dosis-effectrelatie voor vroegtijdige mortaliteit (zie ook sectie 2.3.16). Daarom lijkt het VITO meest zinvol om voor de gezondheidsindicator op lokale schaal de gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling aan NO₂ te bepalen.

De meeste dosis-effectrelaties zijn afgeleid in epidemiologisch onderzoek waarbij blootstelling bepaald wordt door metingen (stedelijke achtergrond stations), LUR- of luchtkwaliteitsmodellering op een ruimtelijke schaal van orde-grootte 100 m of lagere resolutie. Deze dosis-effectrelaties mogen niet toegepast worden in berekeningen waarbij blootstelling bepaald wordt tot op street canyon niveau, zoals gevraagd door Team Lucht.

Er zijn een beperkt aantal epidemiologische studies waarbij street canyons meegenomen werden in het bepalen van blootstelling en het opstellen van dosis-effectrelaties. Tabel 36 geeft een overzicht van risicofactoren afgeleid uit het 'Danish Diet, Cancer and Health Cohort', voor 50-64 jarigen. De blootstelling aan NO₂ op het thuisadres werd bepaald met het OSPM model.

¹⁵ <https://www.gezondeleefomgeving.nl/instrumenten/MGR>

Tabel 36 Overzicht van hazard ratio's voor blootstelling aan NO₂ voor verschillende gezondheidseindpunten bij 50-64 jarigen.

Gezondheidseindpunt	HR	Opmerkingen	Referentie
Incidentie ziekenhuisopname hartfalen (ICD-10 I11, I42, I50)	1,07 (1,01 – 1,14) per 7,5 µg/m ³	Two-pollutant model NO ₂ -noise; adjustment for confounders	(Sorensen et al., 2017)
Mortaliteit alle oorzaken	1,05 (1,01 – 1,09) per 10 µg/m ³	Two-pollutant model NO ₂ -noise; adjustment for confounders	(Hvidtfeldt et al., 2019)
Mortaliteit CVD (ICD-10 I00-I99)	1,11 (0,99 – 1,25) per 10 µg/m ³	Two-pollutant model NO ₂ -noise; adjustment for confounders	(Hvidtfeldt et al., 2019)
Mortaliteit respiratoir (ICD-10 J00-J99, C34)	1,03 (0,97 – 1,09) per 10 µg/m ³	Two-pollutant model NO ₂ -noise; adjustment for confounders	(Hvidtfeldt et al., 2019)

De risicocijfers van Tabel 36 kunnen gebruikt worden om voor mensen in de leeftijdscategorie 50-64 jaar die blootgesteld zijn aan een bepaalde NO₂-concentratie het aantal DALY's door vroegtijdige sterfte (en andere gezondheidseindpunten) ten gevolge van blootstelling aan NO₂ te bepalen. We kunnen deze berekeningen echter niet op adresniveau uitvoeren omdat we geen informatie hebben over de adresgegevens van deze leeftijdscategorie.

Ter illustratie van het rekenprincipe, werken we hieronder verder met het gezondheidseindpunt mortaliteit alle oorzaken met een relatief risico van 1,05 (1,01 – 1,09) per 10 µg/m³ NO₂. In de recente VMM-berekeningen voor mortaliteit door langdurige blootstelling aan NO₂ was de leeftijdscategorie 50-64 jaar verantwoordelijk voor ongeveer 20% van de DALY's. Bij deze berekeningen werd gebruik gemaakt van de dosis-effectrelaties van sectie 2.3.15 en de blootstelling werd bepaald met RIO-modellering op een ruimtelijke resolutie van 4x4 km².

Volgens het ATMO-Street model woonde in 2018 0,8 % van de Vlaamse bevolking in een gebied waar de Europese grenswaarde van 40 µg/m³ NO₂ overschreden werd¹⁶. We berekenen hieronder de gezondheidswinst als voor 0,8 % van de Vlaamse 50-64-jarigen de blootstelling daalt van 40 µg/m³ naar 20 µg/m³.

Voor de andere gezondheidseindpunten kunnen analoge berekeningen uitgevoerd worden.

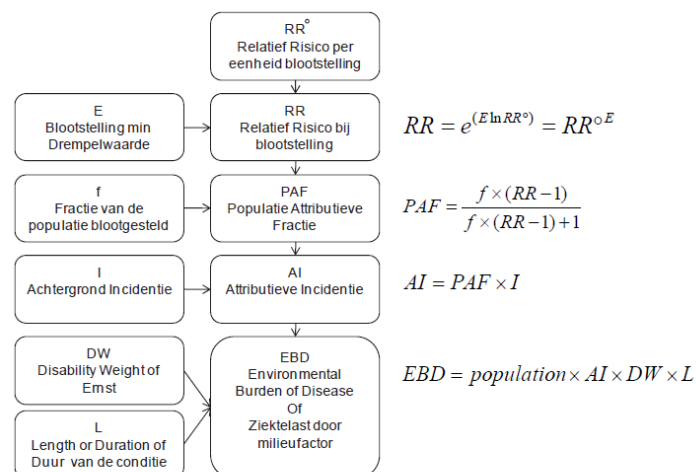
Voor het uitvoeren van DALY-berekeningen van mortaliteit alle oorzaken is verdere informatie nodig omtrent incidentie van mortaliteit en aantal verloren levensjaren bij vroegtijdige sterfte. Deze gegevens zijn voor Vlaanderen gekend voor de leeftijdscategorieën 50-54 jaar, 55-59 jaar en 60-64 jaar en zijn samengevat in Tabel 37.

Tabel 37 Gegevens per leeftijdscategorie voor Vlaanderen

	50-54 jaar	55-59 jaar	60-64 jaar
Aantal inwoners (2016)	241.447	225.580	199.938
Incidentie mortaliteit (%)	0,27	0,44	0,74
Levensverwachting – leeftijd (jaren)	32	27,6	23,4

DALY-berekeningen kunnen vervolgens uitgevoerd worden volgens het schema voorgesteld in Figuur 21.

¹⁶ <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/luchtkwaliteit/stikstofoxiden/bevolking-blootgesteld-no2-concentratie>



Figuur 21 Berekening van DALYs op basis van het relatief Risico (RR), figuur uit Hänninen et al. (2011).

Tabel 38 geeft een overzicht van de verschillende tussenstappen voor het uitvoeren van de berekeningen voor de leeftijdscategorie 50-64 jaar bij een NO₂-blootstelling van 40 µg/m³. We merken hierbij op dat we voor het bepalen van het relatief risico bij blootstelling (RR) niet de formule uit Figuur 21 hebben gebruikt. Bij deze formule wordt uitgegaan van een log-lineaire dosis-effectrelatie. Wij zijn uitgegaan van een lineaire dosis-effectrelatie en hebben de “at least”-methode (Künzli et al., 2000) toegepast om RR te bepalen. We veronderstellen in de berekeningen een drempelwaarde van 5 µg/m³ (waaronder geen gezondheidseffecten optreden).

Tabel 38. Uitwerking van DALY-berekeningen voor vervroegde mortaliteit gesteld dat 0,8 % van de Vlaamse 50-54-jarigen blootgesteld is aan een concentratie van 40 µg/m³ NO₂.

Symbool	grootheid	Grootheid	Formule	Uitwerking formule
RR°		Relatief risico per blootstelling van 10 µg/m ³		1,050
RR		Relatief risico bij blootstelling	$= (\text{conc-drempel}) / 10 * (RR-1) + 1$	$= (40-5) / 10 * (1,050-1) + 1$ $= 1,125$
f		Fractie van de populatie blootgesteld		0,8 %
PAF		Populatie attributieve fractie	$= f * (RR-1) / (f * (RR-1) + 1)$	$= 0,008 * (1,125-1) / (0,008 * (1,125-1) + 1)$ $= 0,0014$
I		Achtergrondincidentie mortaliteit		0,27 %
AI		Attributieve incidentie	$= PAF * I$	$= 0,27\% * 0,0014 = 3,8 * 10^{-6}$
Pop		Populatie		241447
DALY		Disability adjusted life years	$= \text{pop} * AI$	$= 241447 * 3,8 * 10^{-6} = 29,2$

We geven hieronder de resultaten van de voorbeeldberekening voor 0,8 % van de Vlaamse 50-64-jarigen die lokaal zijn blootgesteld aan een NO₂ concentratie van 40 µg/m³ en 20 µg/m³ (op basis van street canyon modellering). De resultaten zijn samengevat in Tabel 39.

Tabel 39 Voorbeeldberekening voor mortaliteit alle oorzaken door blootstelling aan NO₂.

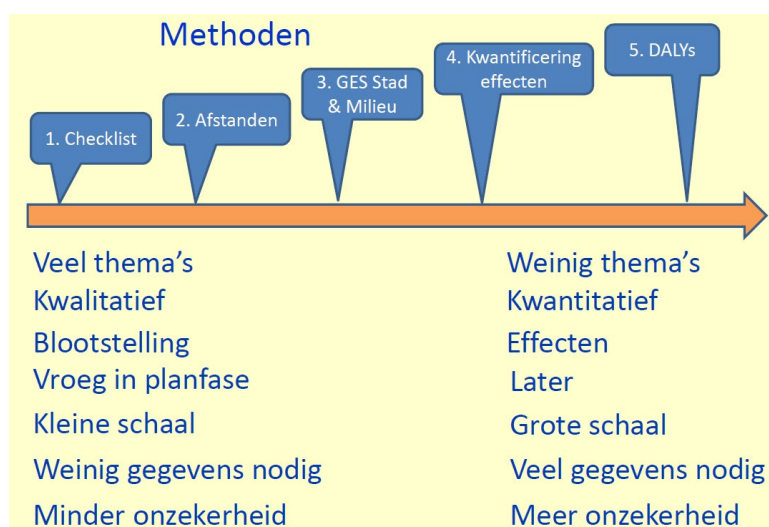
Blootstelling NO ₂ (µg/m ³)	Leeftijdscategorie (jaren)	DALYs
40	50-54	29,2
	55-59	38,3
	60-64	48,4
20	50-54	12,5
	55-59	16,4
	60-64	20,8

Uit Tabel 39 kan je afleiden dat het aantal DALYs door mortaliteit bij 0,8 % van de Vlaamse 50-64-jarigen afneemt met ongeveer 60 % indien de blootstelling verlaagt van 40 µg/m³ naar 20 µg/m³.

7. TYPES VAN INDICATOREN

Er bestaan verschillende types van indicatoren en deze variëren volgens het toepassingsgebied. Eurostat maakt een onderscheid tussen “resultaat” indicatoren en “impact” indicatoren. Een concentratiemeting van een pollutant in het milieu of in de mens wordt een resultaat indicator genoemd. Er wordt geen informatie gegeven over het gevaar of de concentratie vanaf welke er een risico optreedt. Dit type van indicatoren kan gebruikt worden om verschillen weer te geven in tijd, plaats en voor verschillende groepen van mensen. In de DPSIR (*Driving forces Pressure State Impact Response*) keten van OECD bevinden dit type indicatoren zich in de “State” of status fase. Wanneer de indicator vergeleken wordt met bv een maximaal toelaatbare concentratie spreekt Eurostat van impact indicatoren. Er wordt dan een duidelijk normatief kader gegeven. In de DPSIR keten bevinden dit type van indicatoren zich in de “Impact” fase (Buekers et al., 2018).

In milieueffect rapportage (MER) worden tevens verschillende types van indicatoren aangewend om de relatie met gezondheid te evalueren. Deze gaan van kwalitatief (bv. afvinken van een checklist) tot kwantitatief (bv. gezondheidseffect screening of GES, *disability adjusted life years* of DALYs). Het is niet zo dat één type van indicator beter is dan een ander. In sommige omstandigheden zijn eerder kwalitatieve indicatoren voldoende terwijl in andere een afweging van verschillende gezondheidseffecten noodzakelijk is (DALYs). Hieronder wordt een schema gegeven van Fast et al. (2012a) voor verschillende types van indicatoren gebruikt in MER (Figuur 22). Checklist en afstand tot bron behoren eerder tot de “S” fase van de DPSIR keten terwijl GES, kwantificering van effect en DALYs zich meer in de “I” fase bevinden.



Figuur 22. Voorbeeld van indicatoren die gebruikt worden in milieueffectrapportage (MER) in Nederland. Deze gaan van kwalitatieve (checklists) naar meer kwantitatieve indicatoren (afstand tot de bron, gezondheidseffectscreening GES, *disability adjusted life years* DALYs, milieugezondheidsrisico MGR). Referentie: Fast et al. (2012a).

7.1. GES INDICATOR

De GES (Gezondheidseffectscreening) indicator voor een milieupolluent is gebaseerd op de dosis-respons curve voor een bepaald gezondheidseindpunt en het maximaal toelaatbaar risico (MTR). Het MTR is de concentratie van een stof in het milieu waar beneden geen negatief effect is te verwachten. Indien de respons hoger is dan het MTR wordt een waarde van 6 gegeven aan de dosis (zie Figuur 23). Vervolgens worden de andere GES-scores via een logische (lineaire?) reeks afgeleid. Dit is voor alle milieustressoren zo, zodat deze toch ergens onderling vergelijkbaar zijn.

Er wordt echter geen rekening gehouden met de ernst van effecten en milieustressoren kunnen moeilijker gecombineerd worden.

GES scores worden o.a. gebruikt om kaartmateriaal te maken met gezondheid als indicator voor luchtpollutie, geluidspollutie.

GES-score	Milieugezondheidskwaliteit		
0	Zeergoed	Lichtgroen	Groen
1	Goed	Groen	
2	Redelijk	Lichtgeel	Geel
3	Vrijmatig	Geel	
4	Matig	Lichtoranje	Oranje
5	Zeermatig	Oranje	
6	Onvoldoende	Rood	Rood
7	Ruim onvoldoende	Neonrood	
8	Zeeronvoldoende	Paars	

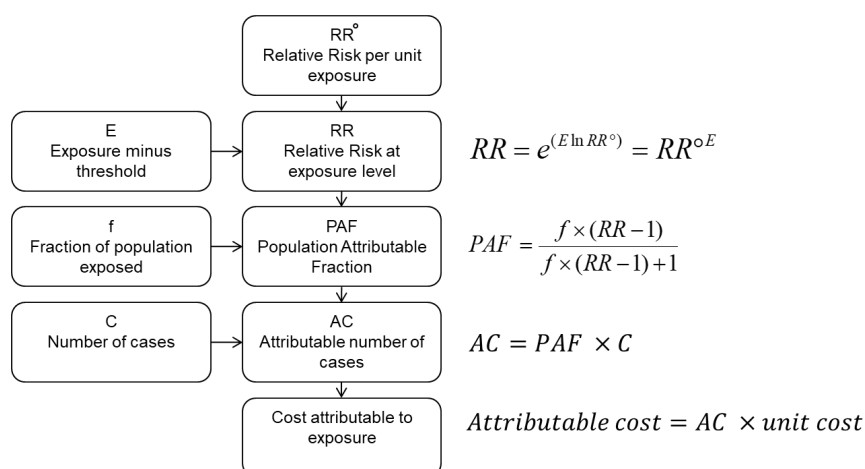
Figuur 23. Voorbeeld van GES indicator.

7.2. ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN

Het attributief aantal gevallen geeft weer hoeveel extra gevallen (bv. ziektes, hospitalisaties) er zich kunnen voordoen zonder rekening te houden met de ernst van deze gevallen. Meestal wordt vertrokken van een eenheidsrisico (UR or unit risk) of een relatief risico (RR) samen met de incidentie/prevalentie om het attributief aantal gevallen te berekenen.

In principe wordt deze indicator toegepast op landelijk, regionaal of stadsniveau en wordt deze gebruikt om verschillende scenario's te vergelijken.

Men vertrekt vanuit het attributief aantal gevallen om een inschatting te maken van externe kosten of kosten gedragen door derden die gelinkt worden aan de milieuverstorende activiteit (zie schema Figuur 24 op basis van relatief risico). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen directe kosten (vb. ziekenhuiskosten) en indirecte kosten (vb. productieverliezen). In het overzicht van milieustressoren voor MIRA werden externe kosten bepaald. Deze zouden ook geactualiseerd kunnen worden (dit valt echter niet binnen deze opdracht).



Figuur 24. Methodologie om attributief aantal gevallen en gerelateerde kosten te berekenen vertrekkende van een relatief risico (Hanninen et al., 2011).

7.3. DALY (DISABILITY ADJUSTED LIFE YEAR) INDICATOR

Er wordt berekend hoeveel verloren gezonde levensjaren er zijn door het aantal mensen met een gezondheidseffect (=attributief aantal gevallen) te vermenigvuldigen met de gemiddelde duur en een wegingsfactor voor de ernst van het gezondheidseffect. Het is de som van het aantal jaren verloren door ziekte (YLD of years lived with disability) en jaren verloren door vroegtijdige sterfte (YLL of years of life lost).

Voordeel van de DALY is dat de impact van verschillende stressoren kan gecombineerd worden. Nadeel is dat er veel data nodig zijn om deze indicator te berekenen.

In principe wordt deze indicator toegepast op landelijk, regionaal of stadsniveau en wordt deze gebruikt om verschillende scenario's te vergelijken.

De totale ziektelast wordt door de WHO per land weergegeven in DALYs. Eerste schattingen van de impact van verschillende milieustressoren komen uit op zo een 10-20% van de totale ziektelast welke verklaard kan worden door blootstelling aan deze stressoren in Europa (Hänninen et al., 2014; Trasande et al., 2015; Grandjean and Bellanger, 2017; A. Prüss-Ustün et al., 2017). Slechts een beperkt aantal eindpunten en dosis-effect relaties wordt gehanteerd zodat met vrijwel zeker de *environmental burden of disease* of ziektelast verklaard door milieufactoren onderschat.

7.4. MGR INDICATOR

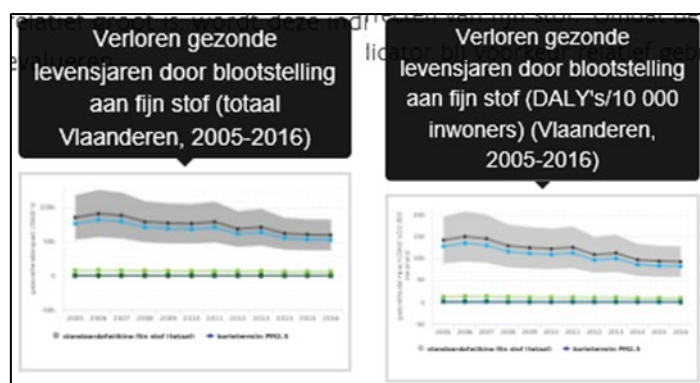
De MGR (milieugezondheidsrisico) indicator geeft aan hoeveel percent van de totale ziektelast verklaard wordt door milieufactoren. Het is dus een relatieve maat (%) en wordt uitgedrukt als een risico. In Nederland wordt deze vooral gebruikt om lokaal het risico van blootstelling aan luchtpollutie en geluidspollutie weer te geven. Bij het lokaal gebruik worden er heel wat aannames gedaan. Meer informatie over dit type indicator kan gevonden worden in Hoofdstuk 6.

8. DEMOGRAFISCHE ASPECTEN IN DE INDICATOREN

Het is nodig om indicatoren regelmatig te updaten. Het kan zijn dat er nieuwe informatie is over bijvoorbeeld de blootstelling of de dosis-effect relatie. Afhankelijk van de opbouw van indicatoren, kan het zijn dat er rekening gehouden moet worden met vergrijzing en bevolkingsgroei. Verder is het ook belangrijk van naast indicatoren voor de algemene bevolking, indicatoren op te stellen voor gevoelige groepen. Een foetus of kind, dat zich in volle ontwikkeling (of voor de ontwikkeling van bepaalde functies, organen in een *critical exposure window*) bevindt, kan gevoeliger zijn voor de blootstelling aan bepaalde stressoren in vergelijking met een volwassene (Bourguignon et al., 2018). Tevens kan het nodig zijn om een indicator te ontwikkelen voor zwangere vrouwen omdat bepaalde stoffen zich doorheen de placenta kunnen begeven. In de maatschappij worden er ook ongelijkheden in gezondheidseffecten geobserveerd. Deze kunnen o.a. bepaald worden door verschillen in blootstelling. Groepen van lagere sociaal economische status (SES) zijn hoger blootgesteld aan sommige chemische stoffen dan groepen van hogere SES. Voor andere chemische stoffen is de relatie vice versa (WHO, 2019b). Ook hiervoor is het belangrijk om indicatoren te ontwikkelen, in overeenstemming met de beleidsvragen.

8.1. BEVOLKINGSGROEI

De bevolking in Vlaanderen, België groeit. Indien in een indicator de gezondheidslast berekend wordt voor een populatie en er een tijdstrend weergegeven wordt, is het belangrijk in het achterhoofd te houden dat dit ook te maken zou kunnen hebben met een verandering in het aantal inwoners. Vandaar dat vb. de MIRA indicator gezondheidsimpact fijn stof in Vlaanderen voor verschillende jaren uitgedrukt wordt zonder correctie voor bevolkingsaantal en met correctie voor bevolkingsaantal (zie Figuur 25).



Figuur 25. Indicator gezondheidsimpact fijn stof (wel en niet gecorrigeerd voor bevolkingsaantal).

8.2. LEEFTIJDAAFHANKELIJKHEID IN DE INDICATOREN EN VERGRIJZING

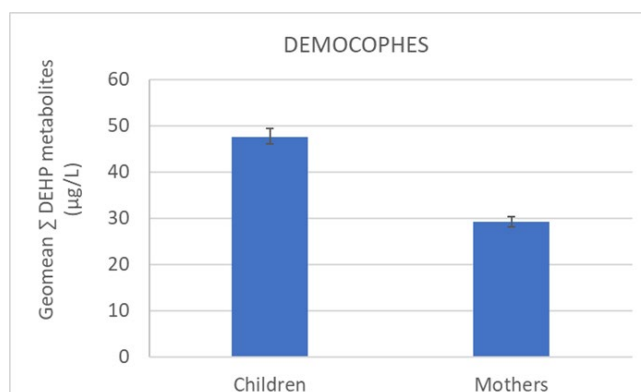
De levensverwachting stijgt en onze maatschappij vergrijst. Het is niet duidelijk of bepaalde dosis-effect relaties die afgeleid zijn voor volwassenen tevens kunnen toegepast worden op ouderen. In de wetenschappelijke literatuur zijn de meeste dosis-effect relaties op basis van epidemiologische studies afgeleid voor volwassenen, soms voor kinderen maar beperkt voor ouderen (Risher et al., 2010). Afhankelijk van het doel van de indicator, de beleidsvraag, kan het van belang zijn om hier meer aandacht aan te schenken. Bij verouderen gaat bv de nierfunctie achteruit waarbij sommige toxische stoffen moeilijker uit het bloed gefilterd kunnen worden.

De DALY-indicator bestaat in zijn eenvoudigste vorm uit $DALY = n \times DW \times L$ (met n het aantal gevallen, DW de disability weight of ernst en L de duur van de ziekte of het aantal jaren dat men eerder sterft dan de levensverwachting). De disability weight is momenteel leeftijdsonafhankelijk. Het aantal jaren dat men sterft vóór de levensverwachting is wel afhankelijk van de levensverwachting en stijgt naarmate deze toeneemt.

De fijn stof concentratie is de laatste 10-20 jaar afgenomen; wat betekent dat het aantal gevallen van vroegtijdige sterfte ook is afgenomen. De levensverwachting is beperkt gestegen in deze periode. De afname in DALY's voor de impact van fijn stof doorheen de tijd werd voornamelijk bepaald door een afname in het aantal gevallen van vroegtijdige sterfte.

Recent werd de environmental burden of disease of ziektelast door milieufactoren berekend voor kinderen in Europa (Rojas-Rueda et al., 2019b). Stressoren die in rekening gebracht werden, waren fijn stof, ozon, formaldehyde, schimmels en vocht, passief roken en lood. Endocriene verstoorders zoals organofosfaten en polygebromeerde vlamvertragers, welke IQ verlies bij het on- of pasgeboren kind kunnen veroorzaken (zie sectie endocriene verstoring), werden hier niet in beschouwing genomen omdat deze reeds in andere studies besproken werden (zie Trasande et al., 2015). In de studie van Rojas-Rueda et al. (2019) werd dus specifiek gefocust op kinderen en het is dan ook belangrijk voor beleidsmakers om indicatoren voor verschillende leeftijdscategorieën op te stellen, gezien blootstelling en dosis-effect relatie leeftijdsafhankelijk kunnen zijn.

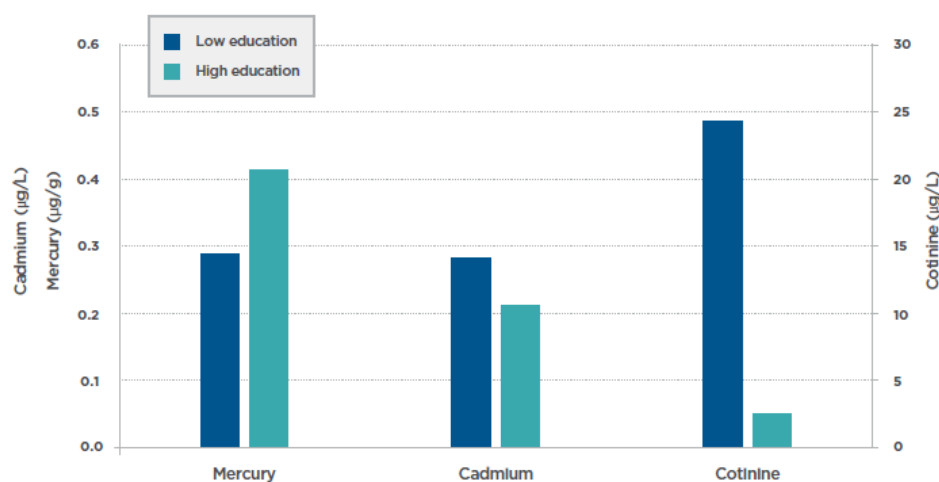
Voor het ftalaat DEHP (Di(2-ethylhexyl)phthalate) bijvoorbeeld, welk momenteel is opgenomen op de REACH autorisatielijst, werd een blootstelling gevonden in de EU die hoger is bij kinderen dan bij volwassenen (zie Figuur 26). Dit is te verklaren door het specifieke hand-mond gedrag bij kinderen, de grotere calorie inname per eenheid lichaamsgewicht en een hogere oppervlakte/volume ratio. In 1999 werd door de Europese Unie een maximum concentratie gezet van DEHP in speelgoed dat kinderen in hun mond kunnen steken. Gezien de hogere blootstelling van DEHP bij kinderen en hun hogere gevoeligheid, is dit een goed voorbeeld hoe beleid rekening houdt met leeftijd.



Figuur 26. Blootstelling aan Σ DEHP metabolieten voor moeders en kinderen in DEMOCOPHES (EU humane biomonitoringsinitiatief). Data van Den Hond et al. (2015). Foutenbalken geven het 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

8.3. GEVOELIGE GROEPEN (ONAFHANKELIJK VAN LEEFTIJD)

Socio-economische positie kan een invloed hebben op onze blootstelling aan stressoren, o.a. chemicaliën. Tevens kan het een invloed hebben op gezondheidseffecten. DEMOCOPHES (EU humane biomonitoringsinitiatief) data tonen aan dat voor moeders, ingedeeld volgens hoogste opleiding binnen het gezin, een hogere opleiding gepaard gaat met hogere concentraties kwik in haar en lagere concentraties van cadmium en cotinine (metaboliet van nicotine) in urine, t.o.v. een lagere opleiding (zie Figuur 27).

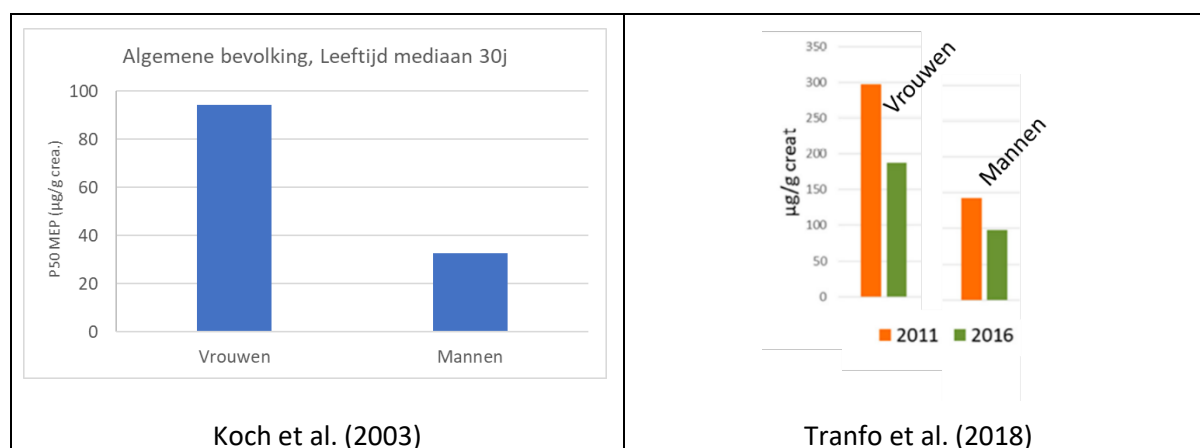


Note: includes one measurement per person only.

Source: data from DEMOCOPHES country-specific statistical analysis reports.

Figuur 27. Gemiddelde concentratie cadmium, cotinine en kwik in moeders, volgens opleiding, 2011-2012 (WHO, 2019b: sectie chemical exposure, Buekers et al.).

Tevens kan geslacht een invloed hebben op de blootstelling. Een duidelijk voorbeeld is de blootstelling aan het ftalaat DEP. Di-ethylftalaat (DEP) staat momenteel niet op de REACH autorisatielijst. Het is wel opgenomen in de Europese lijst van endocriene verstoorders (categorie 1). Het is constant aanwezig in het dagelijks leven van de bevolking en vooral bij vrouwen o.a. door het gebruik van cosmetica. De voornaamste metaboliet van DEP is MEP (mono-ethylftalaat). Figuur 28 geeft aan dat in Duitsland (Koch et al., 2003) en Italië (Tranfo et al., 2018), hogere concentraties van MEP gemeten werden in volwassen vrouwen t.o.v. mannen.



Figuur 28. MEP concentraties in vrouwen en mannen volgens Koch et al. (2003) en Tranfo et al. (2018).

Conclusie: Bij de ontwikkeling van indicatoren is het nuttig om, op basis van specifieke beleidsvragen, indicatoren te ontwikkelen die tijdstrends weergeven, wel/niet gecorrigeerd voor bevolkingsgroei, indicatoren te stratificeren volgens leeftijd, geslacht en sociaal-economische status (SES). Kinderen kunnen gevoeliger zijn voor bepaalde stressoren in vergelijking met volwassenen, tevens kan de blootstelling verschillen. Voor groepen met een verschillende SES worden ook verschillen in blootstelling en gezondheidseffecten waargenomen en afhankelijk van de beschouwde stressor zijn deze positief of negatief gecorreleerd met SES. Het is dus van belang beleidsvragen en indicatoren zo goed mogelijk op elkaar af te stemmen, om een duidelijk antwoord te voorzien en decontextualisatie van indicatoren te ontraden.

9. SUGGESTIES EVIDENCE-INFORMED BELEID EN UITEINDELIJK DOORSTROMING NAAR INDICATOREN MILIEU EN GEZONDHEID

Indicatoren kunnen helpen met het opstellen, sturen en evalueren van beleid omdat ze een samenvattend beeld geven van de actuele situatie en veranderingen hierin visueel zichtbaar maken. De indicatoren waarvan hier sprake, richten zich op de gezondheidsimpact van milieustressoren en bevinden zich in de “I” fase of Impact fase van de DPSIR-keten van EEA (OECD).

Enkele bestaande indicatoren die de invloed van milieu op gezondheid in Vlaanderen in kaart brengen (**VMM-MIRA**), kunnen worden geüpdatet (de laatste update dateert van 2012, op basis van cijfers van 2010). Dit kan bijvoorbeeld voor blootstelling aan dioxines, CO in buitenlucht, omgevingstabaksrook, UV-straling, cadmium, arseen, lood en geluid (zie verder). Mogelijke updates zijn: a) nieuwe eindpunten (ziektes) in verband brengen met de stressor; b) sterke verandering in blootstelling doorrekenen; c) nieuwe informatie over bestaande blootstelling-effect relaties toepassen.

Indicatoren gerelateerd aan blootstelling aan fijn stof werden in een afzonderlijk project (i.o.v. VMM-MIRA) geactualiseerd naar de WHO-methodologie van REVIHAAP/HRAPIE (2013). Daarnaast werd een indicator voor NO₂ ontwikkeld. Ook voor ozon zou een update in VMM-MIRA naar REVIHAAP/HRAPIE-aanbevelingen mogelijk zijn. De WHO voorziet een update van blootstelling-effect relaties om de gezondheidsimpact van luchtkwaliteit te berekenen in 2021. Regelmatige actualisatie hiervan is dus voorzien. Algemeen is er geen uniforme methode om de gezondheidslast te berekenen maar de WHO schuift op een regelmatige basis voor luchtpollutie al blootstelling-effect relaties naar voren welke gebruikt kunnen worden. Voor andere stressoren (bv. blootstelling aan dioxines, ...) is dit niet (regelmatig) voorzien. Voor klimaat (hitte) zou naast mortaliteit ook morbiditeit moeten opgenomen worden in een gezondheidsimpactindicator.

Het opstellen van een indicator heeft een specifiek doel voor ogen. Wat is de functie van de indicator? Mensen informeren over de impact van een pollutant? Advies geven om de impact te reduceren? In kaart brengen hoe sterk een impact verandert in functie van de tijd? Bij het opstellen van een indicator en deze in het kader te brengen van een bepaalde beleidscontext, hangt aan de indicator ook een “*value judgement*” of waardeoordeel vast. Wat is het belang van de indicator en waar willen we naartoe? Voor sommige stressoren is het behalen van een “nul impact” niet haalbaar. Dikwijls is er ook een afweging met het economisch voordeel nodig. Kosten-baten analyses (wat is de baat voor de gemeenschap, hoeveel gezondheidsimpact is maatschappelijk aanvaardbaar) kunnen hierbij helpen. Verschillende doelen hebben dikwijls verschillende (types van) indicatoren nodig.

Suggesties voor aanpassing/ontwikkeling van indicatoren i.v.m. de topics waar dit project zich verder op richtte (endocriene stoffen, geluidspollutie, luchtpollutie, groene ruimte), zijn hieronder weergegeven (zie samenvattende tabel en onderstaande tekst).

Tabel 40. Suggesties voor evidence-informed beleid en uiteindelijk aanpassing/ontwikkeling van indicatoren voor endocriene stoffen, luchtpollutie, geluid en groene ruimte

Bron-Blootstelling-Effect-Risico-Impact-Communicatie keten	Thema			
	Endocriene stoffen	Luchtpollutie	Geluid	Groene ruimte
Bron	- Gebruik producten in kaart brengen + alternatieven - Meer info over gebruik lokale voeding verzamelen - Gebruik pesticiden door particulieren beter in kaart brengen - Meer info over samenstellingen producten, hergebruik, recyclage in kader van circulaire economie	- Kwaliteit emissiedata verbeteren - Kwaliteit verkeersdata verbeteren (meer & betere data)	- Data over relatie wegdek-geluidsniveau verzamelen - Precieze verkeersdata bv. effectieve snelheid - Precieze data samenstelling voertuigvloot (geluid verschilt naargelang type voertuig)	- Verschillende soorten groen beter karakteriseren - Heterogeniteit in studie design aanpakken (consistente data nodig)
Blootstelling	- Blootstelling preciezer in kaart brengen (bv. fijnere schaal, dynamisch, meer polluenten, nieuwe polluenten...) - Blootstelling in kritische levensfasen (bv. zwangerschap) - Gebruik smart sensors - Studie blootstelling aan mengsels (blootstelling meerdere chemische stoffen tegelijk) - multiple burden: subpopulaties blootgesteld aan meerdere stressors tegelijk (endocriene stoffen, luchtpollutie) - studie aandeel blootstellingswegen (vb. bodem en voedingsstalen voor PFAS voor mensen met hoog vs. laag gehalte) - Vgl. PFAS data Vlaanderen Wallonië en mogelijke oorzaken verschil - Combineren blootstellingsdata met satelliet data gewassen (pesticiden) - leaching van EDCs uit microplastics	- Dynamische blootstelling - Statische blootstellingsbepaling bij hoge resolutiekaarten - Persoonlijke metingen - Gecombineerde blootstelling (lucht- en geluid pollutie) en subpopulaties onderhevig aan multiple burden - Blootstelling aan niet-uitlaatmissies (elektrische voertuigen) beter karakteriseren en in kaart brengen, voorspellen - Blootstelling houtverbranding, VOCs beter in kaart brengen; voor houtverbranding bv meer info over spreiding kachels en het soort kachel - ontwikkeling sensornetwerken	- Piekblootstelling - Blootstelling binnen (slaapkamer) en effect van afscherming (isolatie) - Dynamische blootstelling - Persoonlijke metingen - Gebiedsdekkende geluidskaarten - Gecombineerde blootstelling (lucht- en geluid pollutie) en subpopulaties onderhevig aan multiple burden - Gecombineerde blootstelling: verschillende type geluidsbronnen	- Blootstelling (mate van contact) in kaart brengen via questionnaire FLEHS campagne Steunpunt M&G (bottom-up approach): groen in eigen tuin, buurtgroen... - Fouten in kaarten buurtgroen wegwerken - Toegang tot groen in beeld brengen - Meer info over feitelijk gebruik van groene ruimte verzamelen - Meer info over inrichting groen

Bron-Blootstelling-Effect-Risico-Impact-Communicatie keten	Thema			
	Endocriene stoffen	Luchtpollutie	Geluid	Groene ruimte
Effect	- Review blootstelling-effect relaties - Causaliteit meenemen in onderzoek in globaal - Rekening houden met gevoelige populaties - blootstelling-effect relaties PFAS op basis van Vlaamse data onderzoeken	- Precisie bestaande blootstelling-effect relaties verbeteren - Voor sommige eindpunten afzonderlijk effect luchtpollutie (los van geluid) ontrafelen - Rekening houden met gevoelige populaties - Blootstelling-effect relaties op basis van street canyon kaarten afleiden in EU verband - Relatieve toxiciteit bestanddelen luchtpollutie verder ontrafelen - Effect van houtverbranding beter karakteriseren	- Precisie bestaande blootstelling-effect relaties verbeteren - Effect van windturbines - Effect van laagfrequent geluid - Rol van stress - Effect op cardiovasculaire ziekten en mentale gezondheid - Effect op cognitie bij kinderen en vertaling in DALYs - Voor sommige eindpunten afzonderlijk effect van geluid (los van luchtpollutie) ontrafelen - Rekening houden met gevoelige populaties bv. kinderen	- Gevoelige populaties - Blootstelling-effect relaties preciseren - Gebruik satelliet data (in combinatie met gezondheidsdata) - Nexus relatie luchtpollutie en blootstelling aan groen op gezondheidseffecten verder onderzoeken
Risico	Preciezer in kaart brengen in samenwerking met EU partners. Deel uitmaken van WHO Risk Assessment Network (RAN) naast Regions for Health Network (RHN).			- Klimaatopwarming: verspreiding ziekten bv. teken
Gezondheidsimpact (ziektelast & kosten of baten voor groen)	- Nu enkel tip ijsberg begroot, uitbreiding nodig	- blootstelling-effect relaties op basis van street canyons toepassen - accountability studies opzetten: zien we verbetering gezondheid bij daling luchtpollutie?	- Berekening DALYs op basis van blootstelling-effect relaties END-richtlijn	- Baten blootstelling groen begroten - Kosten van ziektes (per jaar of per geval) beter in beeld brengen voor Vlaanderen
Communicatie	- Afzonderlijke indicator opstellen VMM-MIRA- website - Communicatie nr burgers - Adviezen om impact te reduceren - Toegankelijkheid bestaande info voor burgers vergemakkelijken (vb. centraliseren van bestaande info op een webpagina, vertrekkende van de noden van burgers)	- Indicator VMM-MIRA- website regelmatig updaten (update blootstelling-effect relaties WHO in 2021) - Toegankelijkheid bestaande info voor burgers vergemakkelijken (vb. centraliseren van bestaande info op een webpagina, vertrekkende van de noden van burgers)	- Afzonderlijke DALY indicator VMM-MIRA- website	- laagdrempelige ontsluiting van informatie over toegankelijkheid, gezondheidsbaten van groen voor burgers

9.1. ENDOCRINE STOORSTOFFEN

Voor enkele **endocriene stoffen** (EDCs) is een eerste ruwe inschatting gemaakt van de externe kosten voor gezondheid. Hieruit blijkt dat de impact niet verwaarloosbaar is en zelfs relatief één van de grootste na de blootstelling aan luchtpollutie. Slechts enkele stoffen en blootstelling-effectrelaties werden nog maar in rekening gebracht (tip van de ijsberg) en hier is een uitbreiding mogelijk om de impact preciezer in beeld te brengen.

- Verdiepen van de gevonden blootstelling-effect relaties. Welke stoffen veroorzaken welke effecten? Men kan zich hier richten op rapporten van wetenschappelijke organisaties en meta-analyses in de peer-reviewed literatuur.
- Bijkomende informatie over de causaliteit. Een blootstelling-effect relatie afgeleid op basis van epidemiologisch onderzoek betekent nog niet meteen causaliteit. Er moet in de eerste plaats ook gekeken worden of het mechanistisch mogelijk is dat blootstelling aan een bepaalde pollutant een bepaald gezondheidseindpunt veroorzaakt door de blootstelling-outcome pathway in kaart te brengen. Data van humane biomonitoring (**HBM**) kunnen hiervoor meer informatie geven over enerzijds de blootstelling aan EDCs (blootstellingsmerkers) en over anderzijds de relatie tussen blootstelling en geobserveerd gezondheidseindpunt (via tussenliggende biomerkers van biologische effecten in het lichaam die de mechanistische pathway kunnen bevestigen). Ook leent niet elke bestudeerde blootstelling-effect relaties zich om vertaald te worden in een gezondheidsimpact, bv. indien enkel info beschikbaar is over een bepaalde biomarker van biologische verandering en het niet geheel duidelijk is vanaf wanneer het gerelateerd gezondheidseffect juist optreedt.
- In het leven worden mensen blootgesteld aan verschillende polluenten tegelijkertijd en is het nodig om een indicator te ontwikkelen voor een groep van chemische stoffen of voor **mengsels** (PFAS, ftalaten, etc.). Het ontwikkelen van een indicator hiervoor is complex (bv. variatie in blootstelling, synergistische of antagonistische effecten)! Er is echter een sterke vraag vanuit het beleid omdat informatie over blootstelling aan een groep van chemische stoffen, subpopulaties kan identificeren die mogelijk een groter risico lopen op gezondheidseffecten en maatregelen kunnen geprioriteerd worden om hier actie te voorzien. Het ontwikkelen van indicatoren voor een groep van chemische stoffen of voor mengsels is een veld in ontwikkeling. Op technologisch vlak kunnen smart sensors helpen om op grote schaal en regelmatige basis een beeld te krijgen van de blootstelling aan verschillende stoffen. Het in kaart brengen van de totale blootstelling zien we ook terugkomen in het humane biomonitoringsverhaal met het **exposoom** concept. Hierin tracht men een beeld te krijgen van het geheel van stoffen waaraan men in zijn hele leven is blootgesteld.
- Andere topics waarin meer onderzoek nodig is om uiteindelijk indicatoren voor endocriene verstoorders op te stellen zijn o.a.:
 - o meer info verzamelen over gebruik en samenstelling producten en mogelijke alternatieven, over gebruik lokale voeding als mogelijke bron van EDCs aanwezig in het leefmilieu, gebruik van pesticiden door particulieren (welke en waarvoor, met welke frequentie);
 - o concentraties van EDCs in bodem en voedingsstalen uit moestuinen en volkstuinen;
 - o gebruik van satelliet data om woongebieden te identificeren nabij landbouwpercelen waar toepassing van pesticide relatief hoger kan zijn;
 - o vergelijking tussen gebieden (waarom PFAS concentratie in Wallonië relatief hoger dan in Vlaanderen?);
 - o Blootstelling-effect relatie PFAS onderzoeken op basis van Vlaamse data

Wanneer een eerste indicator voor endocriene stoffen publiek ontwikkeld zou worden (VMM-MIRA-website) zoals voorgesteld in het rapport (i.e. externe kosten), kunnen tevens adviezen gegeven worden om de impact te verminderen. Naast een brongerichte aanpak, waarbij er rekening moet gehouden worden met “regrettable substitution” of “a whack a mole strategy¹⁷” (stof die toxisch is wordt vervangen door andere stof met even toxisch karakter), kan de blootstelling verminderd worden door het toepassen van milieuhygiëne (Hoge Gezondheidsraad, 2019), labels, apps en bio-voeding. Labels die niet enkel tonen wat er in een product zit maar ook wat er niet in zit, kunnen een meerwaarde hebben. Zo vermelden enkele omega-3 voedingssupplementen op basis van vis dat ze door hun zuiveringsprocédé o.a. geen kwik en PCBs bevatten. Een app die naast de voedingswaarde ook de (mogelijke) aanwezigheid van toxische stoffen aangeeft kan bijdragen tot het verminderen van de blootstelling aan EDCs.

9.2. GELUID

Voor een accurate blootstellingsbepaling aan geluid van de bevolking is het van belang om een **gebiedsdekkende geluidsbelastingskaart** op te stellen. Momenteel worden er voor Vlaanderen voor verkeersgeluid geluidsbelastingskaarten opgesteld met twee modellen:

- In het kader van de **END-richtlijn**¹⁸ van het Europese Parlement en de Europese Raad worden om de 5 jaar geluidsbelastingskaarten aangemaakt in de omgeving van de belangrijke wegen (met meer dan 3 miljoen voertuigpassages op jaarbasis), spoorwegen, luchthavens en agglomeraties. De resulterende kaarten zijn dus niet gebiedsdekkend, de kaarten zijn online raadpleegbaar¹⁹. De bepaling van het geluidsbronvermogen en de propagatie van het geluid zal in het kader van de END-richtlijn berekend worden met het CNOSSOS-model (2021). Door gebruik van hetzelfde model door de verschillende lidstaten, zijn ze in staat om vergelijkbare gegevens aan te leveren. Bij de propagatie van geluid wordt afscherming door gebouwen in rekening gebracht, echter vaak worden de gevolgen van afscherming overschat. Dit leidt tot een onderschatting van de berekende geluidsniveaus (Dekoninck, L., Botteldooren, 2019). De END-richtlijn rapporteert de geluidsindicatoren L_{den} vanaf 55 dB(A) en L_{night} vanaf 50 dB(A), waarden onder deze drempel worden niet weergegeven op de kaarten. Vermits bij deze indicatoren geluidsniveaus over een lange periode worden uitgemiddeld, is piekblootstelling niet zichtbaar, terwijl dit voor bv. slaapverstoring een relevante parameter is. Een éénmalige kortstondige piek in geluidsniveau kan namelijk reeds leiden tot slaapverstoring terwijl deze verhoging in L_{den} (24u) en L_{night} (8u) moeilijker te detecteren zal zijn.
- In het kader van de **MIRA-rapportering** worden voor geluid afkomstig van wegverkeer op regelmatige basis (2-jaarlijks) geluidsbelastingskaarten gemaakt door UGent (Luc Dekoninck en Dick Botteldooren). De laatste rapportering dateert van december 2019 (Dekoninck, L., Botteldooren, 2019) (Vlaamse Milieumaatschappij, 2018). Er zijn belangrijke verschillen met de hierboven vermelde kaarten opgesteld in het kader van de END-richtlijn:
 - In de MIRA-rapportering wordt rekening gehouden met geluidsemissies voor alle wegen die het Vlaams Verkeerscentrum opneemt in zijn simulatienetwerk. Er zijn dus geen restricties op het aantal voertuigen. De geluidskaarten zijn bijgevolg gebiedsdekkender dan deze opgesteld in het kader van de END-richtlijn.

¹⁷ Zo kunnen er vragen gesteld worden bij de vervanging van gebromeerde vlamvertragers door fosfaat vlamvertragers (Blum et al., 2019) en de vervanging van lange-keten PFAS door korte-keten PFAS (Rosenmai et al., 2016; Gomis et al., 2018).

¹⁸ https://ec.europa.eu/transparency/regcomitology/index.cfm?do=search.documentdetail&Dos_ID=18060&ds_id=63276&version=1&page=1

¹⁹ <https://omgeving.vlaanderen.be/geluidsbelastingskaarten>

- Bij de propagatie van geluid wordt geen afscherming door gebouwen in rekening gebracht, er wordt wel rekening gehouden met afscherming door geluidsschermen langs snelwegen. MIRA geeft bijgevolg een maximale blootstelling, zeker voor tweedelijnsbebouwing in de buurt van een drukke weg met veel aaneengesloten hoogbouw. Echter deze overschatting wordt vaak gecompenseerd door het feit dat geluidsemissies van lokaal verkeer niet in het simulatienetwerk zijn opgenomen en bijgevolg niet in rekening worden gebracht (Dekoninck, L., Botteldooren, 2019).
- De MIRA-geluidskaarten dekken het volledige dB-bereik van geluidsniveaus, ook onder 55 dB(A) L_{den} , de betrouwbaarheid van relatief lage geluidsniveaus is wellicht lager.

In essentie kunnen de MIRA-geluidskaarten gebruikt worden om op Vlaamse schaal een opvolging te doen van de verandering van geluidsbelasting. Zoals hierboven vermeld worden bij de MIRA-geluidskaarten geluidsemissies van meer wegen in rekening genomen dan bij de END-geluidskaarten, echter alle (kleine) wegen zijn niet opgenomen in de modellering. De kaarten opgesteld in het kader van de END-richtlijn zijn uniform op EU-niveau en duiden knelpuntzones of gebieden met verhoogde geluidsbelasting waar men prioritair kan ingrijpen om deze te verlagen. Echter de kostprijs om dergelijke kaart voor gans Vlaanderen te ontwikkelen is hoog.

Er zijn belangrijke verschillen tussen beide modellen. Voor beide modellen is het wel erg belangrijk om correcte **verkeersdata** als invoer te gebruiken, deze zijn veelal niet beschikbaar voor kleine(re) wegen. Naast de officiële verkeerstellingen is het ook mogelijk om verkeersintensiteiten af te leiden uit data afkomstig van trajectcontroles (ANPR camera's), apps die verkeer monitoren zoals Waze, data van GPS, mobiel telefoonverkeer (floating car data), telslangen, telramen, ... Verder is informatie over de samenstelling van het wagenpark, voertuigsnelheid, wegdek, ... noodzakelijk om correcte geluidsemissies te bekomen.

Om de gezondheidssimpact van geluid te bepalen, worden blootstelling-effectrelaties gebruikt die het geluidsniveau op het woonadres in rekening brengen. Vermits het leefgebied van mensen uitgebreider is, kan het nuttig zijn om de **geluidsblootstelling dynamisch** te bepalen, rekening houdend met de tijd en plaats waar een persoon werkelijk verblijft. Een andere optie is om persoonlijke geluidsblootstellingsmetingen uit te voeren. Echter, men moet hierbij rekening houden met het feit dat de perceptie van geluid niet enkel bepaald wordt door het geluidsniveau, maar veeleer door de context waarin het geluid wordt waargenomen.

Andere topics waarin meer onderzoek nodig is om uiteindelijk indicatoren voor geluid op te stellen zijn o.a.:

- geluidsmodellering: effect van afscherming op blootstelling;
- precisie bestaande blootstelling-effect relaties verbeteren;
- gecombineerde blootstelling aan verschillende types geluidsbronnen en het effect op gezondheid;
- gecombineerde blootstelling aan verschillende types stressoren (geluid- en luchtpollutie) en het effect op gezondheid;
- afzonderlijk effect van geluid- en luchtpollutie ontrafelen voor bepaalde cardiovasculaire eindpunten;
- gezondheidseffecten in bepaalde gevoelige subpopulaties: kinderen, ouderen, lage SES;
- effect van geluid windturbines op gezondheid;
- effect van laagfrequent geluid op gezondheid;
- invloed van geluid op cardiovasculaire ziekten, op mentale gezondheid, op cognitie en de rol van stress.

Voor de stressor **geluid** is het aan te raden om de gezondheidsimpact (DALYs) te berekenen met de laatst beschikbare blootstelling-effectrelaties (WHO, 2018). In de vorige berekening (MIRA) ging men uit van blootstelling-effectrelaties overgenomen uit een syntheserapport van het Europees MilieuAgentschap (EMA) (gebaseerd op Babisch et al., 2010). Momenteel is er op de MIRA-website geen afzonderlijke DALY indicator die de gezondheidsimpact van geluid (DALYs) beschrijft. Een eerste afzonderlijke indicator, zoals voor fijn stof, zou kunnen opgesteld worden.

9.3. LUCHTKWALITEIT

Voor wat betreft **luchtkwaliteit** kan in Vlaanderen de concentratie van de verschillende polluenten weergegeven worden tot op het niveau van street canyons, dit is vooral van belang voor NO₂-concentraties. Street canyons zijn nauwe straten met gebouwen aan beide zijdes, waarin vervuilde lucht blijft hangen. Voor het evalueren van maatregelen en het toetsen van de streef- en advieswaarden zijn hoge resolutiekaarten met street canyons nodig, omdat net hier de hoge concentraties (vooral NO₂) zich voordoen.

De (meeste) blootstelling-effectrelaties die momenteel gebruikt worden om de gezondheidsimpact te kwantificeren zijn echter afgeleid uit studies waarin de blootstelling bepaald werd op lagere resolutie of op achtergrondblootstellingsniveaus. Om de gezondheidsimpact in te schatten zou de resolutie (bv. in rekening brengen street canyons of niet) van de gebruikte luchtkwaliteitsconcentratiekaarten moeten overeenkomen met de resolutie van de concentraties die werden gebruikt om de blootstelling-effectrelatie af te leiden. Blootstelling-effect relaties afgeleid vanuit street canyon kaarten zijn momenteel beperkt. Er worden in de toekomst meer blootstelling-effect relaties verwacht die gebaseerd zijn op concentraties waar **street canyons** worden in rekening gebracht.

Voor Vlaanderen zijn data beschikbaar over gezondheidseffecten uit bv. de Milieu & Gezondheid humane biomonitoringcampagnes. Echter wanneer uit deze dataset een bepaald gezondheidseffect zoals astma geselecteerd wordt, is het aantal gevallen mogelijk te beperkt om een blootstelling-effect relatie af te leiden. We zien dan ook de ontwikkeling van blootstelling-effect relaties op basis van street canyon kaarten eerder in het licht van Europese samenwerking met andere onderzoekspartners om zo te beschikken over een grotere dataset die de statistische power van de bestudeerde blootstelling-effect associaties vergroot. In het geval van dergelijk Europees project is het van groot belang dat er op een uniforme manier gewerkt wordt in bv. de blootstellingsbepaling. Immers bij het gebruik van hoge resolutiekaarten kan de concentratie aan de voordeur van een woning beduidend verschillen van deze in de tuin. Een sensitiviteitsanalyse hiernaar kan nuttige informatie opleveren, hierbij kan bv. gekeken worden naar effecten op het nemen van gemiddelde/maximum waarde op perceel/in gebouw en of het nuttig is rekening te houden met gebouw- of perceelsvorm. Uit eerder onderzoek blijkt dat het een significant verschil maakt of het gebouw windafwaarts of windopwaarts ligt, of parallel met de overheersende windrichting²⁰.

Dynamische blootstelling kan op individueel niveau informatie geven over hoeveel de blootstelling is en hoe de blootstelling te beperken en in die zin de individuele gezondheidsimpact te beperken.

In een recente studie in opdracht van AZG werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om de **onzekerheid op gezondheidsimpactberekeningen** te bepalen. Hieruit konden we besluiten dat de onzekerheden voornamelijk gelinkt zijn aan de blootstelling-effectrelaties en veel minder aan de keuze van concentratiebepaling (ruimtelijke resolutie, al dan niet in rekening brengen van street canyons). Eén van de streefdoelen is de onzekerheid op de blootstelling-effect relatie te verminderen.

²⁰ https://omgeving.vlaanderen.be/sites/default/files/atoms/files/impact_verkeer.pdf

Andere topics waarin meer onderzoek nodig is om uiteindelijk indicatoren voor luchtpollutie op te stellen zijn o.a.:

- gecombineerde blootstelling (lucht- en geluidspollutie) en gezondheidseffecten;
- subpopulaties onderhevig aan multiple burden
- blootstelling aan niet-uitlaatmissies (elektrische voertuigen) beter karakteriseren en in kaart brengen;
- blootstelling aan houtverbranding en VOCs beter in kaart brengen (bv. voor houtverbranding hoeveel kachels, spreiding van kachels over Vlaanderen, type kachels, gebruik van kachels;
- de precisie van bestaande blootstelling-effect relaties verbeteren;
- voor sommige gezondheidseindpunten het afzonderlijke effect van luchtpollutie (los van geluid) ontrafelen;
- onderzoek naar gevoelige populaties;
- relatieve toxiciteit van bestanddelen luchtpollutie;
- effect houtverbranding op gezondheid beter karakteriseren;
- accountability studies opzetten om positief effect verbeterde luchtkwaliteit te staven.

Een eerste indicator nl. winst in DALYs door vermindering NO₂-concentraties op basis van street canyon kaarten, die uitgewerkt werd in dit rapport, is relevant maar is onderhevig aan aanpassingen en uitbreidingen van de blootstelling-effect relaties en nieuwe advieswaarden (herziening 2021 WHO) en eventueel nieuwe grenswaarden (Green Deal streefdoel). De berekende indicator in het rapport, die gebruik maakt van een blootstelling-effect relatie op basis van street canyon kaarten, kan op dit moment enkel voor 665.000 mensen of 10% van de bevolking (leeftijdscategorie 50-64 jaar) berekend worden. In die zin is de te boeken gezondheidswinst erg onderschat in deze mogelijke indicator.

De **voorstelling van de resultaten van gezondheidsimpactberekeningen** kan best gebeuren op een voldoende grote populatie van bv. 1000 mensen. In een recente studie rond luchtkwaliteit en morbiditeit in opdracht van AZG gebeurt de rapportering van het attributief aantal gevallen op het niveau van statistische sector. In Nederland worden binnen het Schone Lucht Akkoord DALY-berekeningen uitgevoerd, het aantal maanden levensverlies (YLL) zal weergegeven worden op buurtniveau (ongeveer 1500 mensen).

Op basis van concentratiekaarten kunnen GES-kaarten berekend worden op hoge ruimtelijke resolutie. Deze kaarten zijn bruikbaar om burgers te informeren omdat er een interpretatie van de concentratiewaarden is gebeurd. Het is echter belangrijk om dit soort informatie goed te kaderen omdat het risico bestaat dat mensen enkel kijken naar de locatie van hun woning en dat (rand)stedelijke gebieden hierin mogelijk minder goed scoren, terwijl onderzoek uitwijst dat de blootstelling tijdens het zich verplaatsen ook belangrijk is. Het is van belang om te benadrukken dat de GES-kaart één aspect van het exposoom belicht en dat andere parameters zoals voldoende beweging, gezonde voeding, ... ook belangrijk zijn. Tevens wordt gekeken naar één gezondheidseffect.

9.4. GROEN

Er is voldoende wetenschappelijke evidentie om de gezondheidsvoordelen van contact met groen te illustreren, maar er zijn te weinig consistente **data**.

Om een degelijk groenbeleid rond gezondheid wetenschappelijk te onderbouwen en op te volgen zijn betere indicatoren nodig, die ten eerste de feitelijke mogelijkheden voor en actueel gebruik van groene ruimtes beter in kaart brengen. De volgende elementen zijn hierbij van belang:

- Vlaanderen heeft goede landgebruikskaarten, maar er zijn lacunes m.b.t. een systematisch overzicht van de mogelijkheden van groene landgebruiken voor zachte recreatie (feitelijke toegankelijkheid, inrichting voor verschillende type activiteiten,...). Voor grotere sites (domeinen in beheer van ANB of natuurland) is die info wel beschikbaar, maar voor kleinere groenelementen is dit nauwelijks beschikbaar. Wel is er reeds de buurtgroen- en natuurbelevingskaart.
- Dit vergt ook een bottom-up info verzameling, gelijkaardig met het opmaken van biodiversiteitskaarten. Om dit soort informatie te verzamelen en te actualiseren kan/zal men beroep doen op andere methodes, zoals informatie verzamelen via burgers (Questionnaire van het Steunpunt Milieu en gezondheid Flemish Environment and Health Study (FLEHS), citizen science, interpretatie van info of foto's die opgeladen worden op sociale media).
- Het is nuttig om hierbij verschillende strategieën te volgen:
 - o Om een globaal beeld te krijgen voor Vlaanderen moet men eerder focussen op plaatsen waar meer mensen komen (dit is ook nuttig om locaties onderling te vergelijken of te benchmarken,...). Om een beleid te voeren om groenarmoede weg te werken moet men hierbij net focussen op plaatsen met relatief weinig (toegankelijk) groen.
 - o Men moet hierbij niet enkel rekening houden met wonen, maar met verschillende activiteiten (scholen, werken, verplaatsen, verzorgen,...) van verschillende groepen (kinderen, jongeren, volwassenen, ouderen, gehandicapten, ...).
 - o Het is nuttig om zowel feitelijk (mede)gebruik van groene ruimtes in kaart te brengen, als feitelijke barrières voor (mede)gebruik van bestaande groene ruimtes (gebrek aan toegankelijkheid, veilige wegen naar de plaats, hinder,...).
 - o Men moet de brede waaier van contact met groen beschouwen (verschillende activiteiten (sporten, zachte recreatie, zitten en kuieren, zicht op,...) en motieven (ontspanning, sociaal, natuurgericht,...)).
- Het ontbreekt aan goede informatie en data m.b.t. feitelijk gebruik van groene ruimtes in Vlaanderen. Hiertoe zou men ofwel de bestaande enquêtes kunnen uitbreiden (bv. via questionnaire van Steunpunt Milieu en Gezondheid FLEHS, of, naar buitenlandse voorbeelden, een specifieke enquête opzetten, om een indicator voor contact met groen en een index te ontwikkelen:
 - o De SCV enquête peilt wel naar groene bezoeken aan bos of park, maar dit geeft vooral info over langere bezoeken aan grotere domeinen, niet over frequente contacten met groen.
 - o Het onderzoek naar verplaatsingsgedrag (OVG- Mobiele Vlaanderen) illustreert wel het belang van regelmatige of dagelijkse non-purpose verplaatsingen, maar geeft hierover ook te weinig info om hieruit een indicator m.b.t. contact met groen af te leiden.
 - o Er zijn enquêtes en dataverzamelingen in het kader van toerisme (overnachtingen, daguitstappen), die ook in de rand peilen naar bezoeken aan groengebieden, maar dit focust op langere uitstappen, verder weg, en is geen indicator voor frequent contact met groen.

- Om goede inzichten te verkrijgen is het wenselijk een survey op zetten in de lijn van het Engelse “**Monitor of Engagement with the Natural Environment (MENE)**”. Sinds 2009 doet men jaarlijks meer uitgebreide enquêtes die de **Nature Connection Index (NCI)** onderbouwen . 21
- Dergelijke meer gedetailleerde en onderbouwde monitoring is nodig om een goed beeld te krijgen van het gemiddelde contact met groen, de spreiding tussen groepen en locaties.
- Ook Nederland heeft meer gedetailleerde dataverzamelingen m.b.t. bezoeken aan groene ruimtes, maar hier zijn inspanningen m.b.t. datacollectie meer versnipperd (Centraal Bureau voor de Statistiek, Vrije tijds statistiek,...), wat leidt tot uiteenlopende definities m.b.t. activiteiten en groenvormen, zodat het moeilijk is een totaal beeld te krijgen en op te volgen.
- Er zijn ongetwijfeld mogelijkheden om hiervoor ook ander type data te gebruiken, zoals gegevens van locaties van mobiele telefoons. Er is wel nood aan een beter algemeen kader om dergelijke info te kunnen interpreteren.

9.5. DYNAMISCHE BLOOTSTELLING

Algemeen denken we dat het nuttig is om in toekomstige projecten niet enkel statische blootstelling in rekening te brengen maar ook **dynamische**. Zowel voor blootstelling aan endocriene stoffen, luchtpollutie, geluid, groene ruimte, etc. is dynamische blootstelling van belang. Mensen vertoeven niet 100% van de tijd op één locatie. Naarmate men ouder wordt vergroot ook de geografische radius waarin men zich beweegt, om op hoge leeftijd opnieuw te krimpen. Voor kinderen en mensen in een woonzorgcentrum zal deze actieradius meestal kleiner zijn dan voor de actieve volwassen bevolking.

9.6. TYPE STUDIES

Daar waar cohorte studies de gouden standaard zijn voor het vaststellen van blootstelling-effect relaties, zouden ook indicatoren ontwikkeld kunnen worden op basis van o.a. **interventiestudies**. Een interventiestudie is een experimenteel onderzoek waarbij men het effect van een experimentele interventie (bijvoorbeeld wat is het effect van een week uit blik eten op het gehalte van bisphenol (A,S,F) in urine) onderzoekt. Ook kan bv. een studie opgezet worden om het effect van groen (verhuis naar/van groenere omgeving) op gezondheid te onderzoeken. Soms kunnen er ook vragen gesteld worden over de transfereerbaarheid van resultaten gevonden in één cohorte naar een andere doelgroep. Interventiestudies hebben het vermogen om burgers aan te zetten tot verandering. Consumenten en actiegroepen die deelnemen aan de studie of de resultaten van de interventiestudie oppikken, hebben meer kracht dan men op het eerste gezicht zou denken. Hier wordt de link gemaakt met **citizen science**. Door het publiek dichter te betrekken met wetenschap wordt de boodschap sneller en breder opgepikt.

9.7. DATA

Het aanboren van nieuwe **data** op basis van mobiele telefonie, het gebruik van apps, satellietdata, GIS-data kan een schat van informatie opleveren. Zo werd voor groene ruimte webcrawling van foto's op sociale media toegepast om te onderzoeken aan welk type kusthabitat (duinen) mensen belang hechten.

Verder is het belangrijk van bestaande data meer en beter te ontsluiten.

²¹ “The purpose of NCI is to gather evidence on the relative importance of contact with nature and nature connection, the characteristics of experiences in natural environments that are most likely to support nature connection and delivery of outcomes, and the role of childhood experiences in developing nature connection into adulthood.” (<https://www.gov.uk/government/collections/monitor-of-engagement-with-the-natural-environment-survey-purpose-and-results>)

9.8. AANDACHT VOOR SOCIAAL KWETSBARE GROEPEN

Bij het ontwikkelen van gezondheidsimpactindicatoren moet er rekening mee gehouden worden dat de gezondheidsimpact niet evenredig verdeeld is over de maatschappij bv. toegang tot groen of blootstelling aan bepaalde chemische stoffen. Afzonderlijke indicatoren kunnen ontwikkeld worden voor verschillende doelgroepen in functie van leeftijd, geslacht, woonplaats (stad versus platteland) en **socio-economische positie** (bv. opleiding). Deze laatste kan bv. optreden als een accelerator wat inhoudt dat voor de lagere sociaaleconomische klasse dikwijls de gezondheidsimpact het grootst is voor verschillende stressoren. Men spreekt van een dubbele ongelijkheid: 1) verschillen in blootstelling en 2) verschillen in gevoeligheid. Toch moeten we er ons van bewust zijn dat we bv. voor luchtpollutie ons niet enkel richten op overschrijdingen van normen en/of luchtpollutiepikken maar dat een algemene daling een gezondheidsverbetering betekent voor iedereen. We besluiten dan ook dat één type indicator voor het in kaart brengen van een milieu-gezondheidskundig probleem een utopie is en dat verschillende data samengebracht moeten worden. Data over humane biomonitoring van blootstelling en effect, data over milieumonitoring, data over voeding, data over gedrag en/of transport zouden beter geconnecteerd moeten worden om de daadwerkelijke impact van milieustressoren op gezondheid beter te begrijpen en indicatoren op te stellen.

LITERATUURLIJST

- Adamson, G.C.D., Polya, D.A., 2007. Critical pathway analysis to determine key uncertainties in net impacts on disease burden in Bangladesh of arsenic mitigation involving the substitution of arsenic bearing for groundwater drinking water supplies. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* 42, 1909–1917. <https://doi.org/10.1080/10934520701567205>
- Al-arydah, M., 2018. Estimating the burden of lung cancer and the efficiency of home radon mitigation systems in some Canadian provinces. *Sci. Total Environ.* 626, 287–306. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.01.028>
- Alcock, I., White, M.P., Wheeler, B.W., Fleming, L.E., Depledge, M.H., 2014. Longitudinal effects on mental health of moving to greener and less green urban areas. *Environ. Sci. Technol.* 48, 1247–1255. <https://doi.org/10.1021/es403688w>
- ANSES, 2018. Assessment of the health risks associated with the presence of formaldehyde.
- Araujo, A.B., Dixon, J.M., Suarez, E.A., Murad, M.H., Guey, L.T., Wittert, G.A., 2011. Endogenous Testosterone and Mortality in Men: A Systematic Review and Meta-Analysis. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 96, 3007–3019. <https://doi.org/10.1210/jc.2011-1137>
- Åström, C., Orru, H., Rocklöv, J., Strandberg, G., Ebi, K.L., Forsberg, B., 2013. Heat-related respiratory hospital admissions in Europe in a changing climate: A health impact assessment. *BMJ Open* 3, 1–7. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2012-001842>
- Attina, T.M., Hauser, R., Sathyanarayana, S., Hunt, P.A., Bourguignon, J.-P., Myers, J.P., DiGangi, J., Zoeller, R.T., Trasande, L., 2016. Exposure to endocrine-disrupting chemicals in the USA: a population-based disease burden and cost analysis. *Lancet Diabetes Endocrinol.* 4, 996–1003. [https://doi.org/10.1016/S2213-8587\(16\)30275-3](https://doi.org/10.1016/S2213-8587(16)30275-3)
- AZG, 2017a. Selectie gezondheidsdeskundige advieswaarde voor parameter benzeen voor gebruik in MER.
- AZG, 2017b. Selectie gezondheidsdeskundige advieswaarde voor parameter formaldehyde voor gebruik in MER.
- Babisch, W., Dutilleul, G., M. Paviotti, J., Backman, A., Gergely, B., McManus, B., Coelho, B., Hinton, J., Kephelopoulou, S., 2010. Good practice guide on noise exposure and potential health effects., EEA Technical report. <https://doi.org/10.2800/54080>
- Bandaru, P., Shankar, A., 2011. Association between serum uric acid levels and diabetes mellitus. *Int. J. Endocrinol.* 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/604715>
- Basner, M., McGuire, S., 2018. WHO environmental noise guidelines for the european region: A systematic review on environmental noise and effects on sleep. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1–39. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030519>
- BBEMG, 2018. EMV & Gezondheid: Huidige resultaten [WWW Document]. URL <https://www.bbemg.ulg.ac.be/nl/startpagina-gezondheid/effecten-op-de-gezondheid/emv-gezondheid.html>
- Becker, K., Müssig-Zufika, M., Conrad, A., Lüdecke, A., Schulz, C., Seiwert, M., Kolossa-Gehring, M., 2007. German Environmental Survey for Children, 2003/2006.
- Bellanger, M., Demeneix, B., Grandjean, P., Zoeller, R.T., Trasande, L., 2015. Neurobehavioral Deficits, Diseases, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 100, 1256–1266. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-4323>
- Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D., Berglund, M., Castaño, A., Cejchanová, M., Crettaz, P., Davidson, F., Esteban, M., Fischer, M.E., Gurzau, A.E., Halzlova, K., Katsonouri, A., Knudsen, L.E., Kolossa-Gehring, M., Koppen, G., Ligocka, D., Miklavčič, A., Reis, M.F., Rudnai, P., Tratnik, J.S., Weihe, P., Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., DEMO/COPHES, 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Environ. Health* 12, 3. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-3>
- Bellinger, D.C., 2012. A Strategy for Comparing the Contributions of Environmental Chemicals and Other Risk Factors to Neurodevelopment of Children. *Environ. Health Perspect.* 120, 501–507. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104170>
- Berkowicz, R., 2000. OSPM—a parameterised street pollution model. *Urban Air Quality: Measurement, Modelling and Management., Environmental Monitoring and Assessment.* <https://doi.org/10.1023/A:1006448321977>
- Beyer, K.M.M., Kaltenbach, A., Szabo, A., Bogar, S., Javier Nieto, F., Malecki, K.M., 2014. Exposure to neighborhood green space and mental health: Evidence from the survey of the health of wisconsin. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 3453–3472. <https://doi.org/10.3390/ijerph110303453>
- Blum, A., Behl, M., Birnbaum, L.S., Diamond, M.L., Phillips, A., Singla, V., Sipes, N.S., Stapleton, H.M., Venier, M., 2019. Organophosphate Ester Flame Retardants: Are They a Regrettable Substitution for Polybrominated Diphenyl Ethers? *Environ. Sci. Technol. Lett.* <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00582>
- Bond, G.G., Dietrich, D.R., 2017. Human cost burden of exposure to endocrine disrupting chemicals. A critical review. *Arch. Toxicol.* 91, 2745–2762. <https://doi.org/10.1007/s00204-017-1985-y>
- Bourguignon, J.-P., Parent, A.-S., Kleinjans, J.C.S., Nawrot, T.S., Schoeters, G., Van Larebeke, N., 2018. Rationale for Environmental Hygiene towards global protection of fetuses and young children from adverse lifestyle factors. *Environ. Heal.* 17, 42. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0385-y>
- Broekx, S., De Nocker, L., Liekens, I., Poelmans, L., Sates, J., Van der Biest, K., Meire, P., Verheyen, K., 2013. Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000-netwerk, Studie uitgevoerd in opdracht van: Agentschap Natuur en Bos.

- Brown, A.L., van Kamp, I., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review of transport noise interventions and their impacts on health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1–44. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080873>
- Browning, M., Lee, K., 2017. Within what distance does “greenness” best predict physical health? A systematic review of articles with gis buffer analyses across the lifespan. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1–21. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070675>
- Buck Louis, G.M., Sundaram, R., Sweeney, A.M., Schisterman, E.F., Maisog, J., Kannan, K., 2014. Urinary bisphenol A, phthalates, and couple fecundity: the Longitudinal Investigation of Fertility and the Environment (LIFE) Study. *Fertil. Steril.* 101, 1359–1366. <https://doi.org/10.1016/j.fertnstert.2014.01.022>
- Buekers, J., David, M., Koppen, G., Bessems, J., Scheringer, M., Lebret, E., Sarigiannis, D., Kolossa-Gehring, M., Berglund, M., Schoeters, G., Trier, X., 2018. Development of Policy Relevant Human Biomonitoring Indicators for Chemical Exposure in the European Population. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 2085. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102085>
- Buekers, J., Int Panis, L., 2013. Gezondheidsindicator blootstelling aan verhoogde ozonconcentraties.
- 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.
- Buha, A., Jugdaohsingh, R., Matovic, V., Bulat, Z., Antonijevic, B., Kerns, J.G., Goodship, A., Hart, A., Powell, J.J., 2019. Bone mineral health is sensitively related to environmental cadmium exposure- experimental and human data. *Environ. Res.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108539>
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C.A., Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S.S., Kan, H., Walker, K.D., Thurston, G.D., Hayes, R.B., Lim, C.C., Turner, M.C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D.L., Martin, R. V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Villeneuve, P.J., Miller, A.B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N.A.H., Marra, M., Atkinson, R.W., Tsang, H., Quoc Thach, T., Cannon, J.B., Allen, R.T., Hart, J.E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H., Spadaro, J. V., 2018. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>
- Buser, M.C., Murray, H.E., Scinicariello, F., 2014. Age and sex differences in childhood and adulthood obesity association with phthalates: Analyses of NHANES 2007–2010. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 217, 687–694. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2014.02.005>
- Cedeño Laurent, J.G., Williams, A., Oulhote, Y., Zanobetti, A., Allen, J.G., Spengler, J.D., 2018. Reduced cognitive function during a heat wave among residents of non-air-conditioned buildings: An observational study of young adults in the summer of 2016. *PLoS Med.* 15, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002605>
- Charafeddine, R., Demarest, S., 2015. Gezondheidsenquête 2013 - Rapport 4: fysieke en sociale omgeving.
- Chen, A., Yolton, K., Rauch, S.A., Webster, G.M., Hornung, R., Sjödin, A., Dietrich, K.N., Lanphear, B.P., 2014. Prenatal Polybrominated Diphenyl Ether Exposures and Neurodevelopment in U.S. Children through 5 Years of Age: The HOME Study. *Environ. Health Perspect.* 122, 856–862. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307562>
- CIRILLO, T., MONTUORI, P., MAINARDI, P., RUSSO, I., TRIASSI, M., AMODIO-COCCHIERI, R., 2006. Multipathway Polycyclic Aromatic Hydrocarbon and Pyrene Exposure Among Children Living in Campania (Italy). *J. Environ. Sci. Heal. Part A* 41, 2089–2107. <https://doi.org/10.1080/10934520600867854>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018a. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and cognition. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020285>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018b. Who environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and quality of life, wellbeing and mental health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112400>
- COMEAP, 2015. Interim statement on quantifying the association of long-term average concentrations of nitrogen dioxide on mortality.
- Cox-Ganser, J.M., 2015. Indoor dampness and mould health effects - ongoing questions on microbial exposures and allergic versus nonallergic mechanisms. *Clin. Exp. Allergy* 45, 1478–82. <https://doi.org/10.1111/cea.12601>
- Cox, D.T.C., Shanahan, D.F., Hudson, H.L., Fuller, R.A., Gaston, K.J., 2018. The impact of urbanisation on nature dose and the implications for human health. *Landsc. Urban Plan.* 179, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.07.013>
- Crouse, D.L., Pinault, L., Balram, A., Hystad, P., Peters, P.A., Chen, H., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Ménard, R., Robichaud, A., Villeneuve, P.J., 2017. Urban greenness and mortality in Canada’s largest cities: a national cohort study. *Lancet Planet. Heal.* 1, e289–e297. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30118-3](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30118-3)
- Cui, L., Zhou, Q.F., Liao, C.Y., Fu, J.J., Jiang, G. Bin, 2009. Studies on the toxicological effects of PFOA and PFOS on rats using histological observation and chemical analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56, 338–349. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9194-6>
- De Bruyn, S., Van der Veen, R., Korteland, M., Bijleveld, M., 2019. Milieuschadetekosten van verschillende technologieën voor woningverwarming.
- de Keijzer, C., Tonne, C., Sabia, S., Basagaña, X., Valentín, A., Singh-Manoux, A., Antó, J.M., Alonso, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Sunyer, J., Davdand, P., 2019. Green and blue spaces and physical functioning in older adults: Longitudinal analyses of the Whitehall II study. *Environ. Int.* 122, 346–356. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.046>

- De Leeuw, F., Horalek, J., 2016. Quantifying the health impact of ambient air pollution: methodology and input data - ETC/ACM Technical paper 2016/5.
- De Nocker, L., Verachtert, E., Broekx, S., Poelmans, L., Brabers, L., Liekens, I., De Vack, J., Van der Meulen, M., 2016. Kwantificering en waardering ecosysteemdienst recreatie-mehtode - chtergronddocument IWT SBO Project 120014 ECOPLAN. 2016/RMA/0956.
- De Vries, S., van Winsum-Westra, M., Vreke, J., Langers, F., 2008. Jeugd, overgewicht en groen.
- de Vries, S., Verheij, R.A., Groenewegen, P.P., Spreeuwenberg, P., 2003. Natural environments - Healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environ. Plan. A* 35, 1717–1731. <https://doi.org/10.1068/a35111>
- Dekoninck, L., Botteldooren, D., 2019. Actualisatie geluidshinderindicatoren 2018.
- Den Hond, E., Govarts, E., Willems, H., Smolders, R., Casteleyn, L., Kolossa-Gehring, M., Schwedler, G., Seiwert, M., Fiddicke, U., Castaño, A., Esteban, M., Angerer, J., Koch, H.M., Schindler, B.K., Sepai, O., Exley, K., Bloemen, L., Horvat, M., Knudsen, L.E., Joas, A., Joas, R., Biot, P., Aerts, D., Koppen, G., Katsonouri, A., Hadjipanayis, A., Krskova, A., Maly, M., Mørck, T.A., Rudnai, P., Kozepesy, S., Mulcahy, M., Mannion, R., Gutleb, A.C., Fischer, M.E., Ligočka, D., Jakubowski, M., Reis, M.F., Namorado, S., Gurzau, A.E., Lupsa, I.-R., Halzlova, K., Jajcay, M., Mazej, D., Tratnik, J.S., López, A., Lopez, E., Berglund, M., Larsson, K., Lehmann, A., Crettaz, P., Schoeters, G., 2015. First steps toward harmonized human biomonitoring in Europe: demonstration project to perform human biomonitoring on a European scale. *Environ. Health Perspect.* 123, 255–63. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408616>
- Dennis, M., James, P., 2017. Evaluating the relative influence on population health of domestic gardens and green space along a rural-urban gradient. *Landsc. Urban Plan.* 157, 343–351. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.009>
- Dewitt, J.C., 2015. *Toxicological Effects of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances*. Springer.
- Dienst Productbeleid van DG Leefmilieu, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, 2014. Elektromagnetische velden en gezondheid - uw wegwijzer in het elektromagnetische landschap.
- Donaire-Gonzalez, D., De Nazelle, A., Seto, E., Mendez, M., Nieuwenhuijsen, M.J., Jerrett, M., 2013. Comparison of physical activity measures using mobile phone-based calfit and actigraph. *J. Med. Internet Res.* 15. <https://doi.org/10.2196/jmir.2470>
- Donaire-Gonzalez, D., Valentín, A., van Nunen, E., Curto, A., Rodriguez, A., Fernandez-Nieto, M., Naccarati, A., Tarallo, S., Tsai, M.Y., Probst-Hensch, N., Vermeulen, R., Hoek, G., Vineis, P., Gulliver, J., Nieuwenhuijsen, M.J., 2019. ExpoApp: An integrated system to assess multiple personal environmental exposures. *Environ. Int.* 126, 494–503. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.054>
- Donat-Vargas, C., Bergdahl, I.A., Tornevi, A., Wennberg, M., Sommar, J., Koponen, J., Kiviranta, H., Åkesson, A., 2019. Associations between repeated measure of plasma perfluoroalkyl substances and cardiometabolic risk factors. *Environ. Int.* 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.007>
- EC, 2018. MEDEDELING VAN DE COMMISSIE AAN HET EUROPEES PARLEMENT, DE RAAD, HET EUROPEES ECONOMISCH EN SOCIAAL COMITÉ EN HET COMITÉ VAN DE REGIO'S Een alomvattend EU-kader voor hormoonontregelende stoffen.
- ECHA-RAC, 2018. Opinion on scientific evaluation of occupational exposure limits for benzene.
- ECHA, 2018. Formaldehyde and formaldehyde releasers - Strategy for future work.
- ECHA, 2016. Valuing selected health impacts of chemicals: summary of the results and a critical review of the ECHA study.
- EEA, 2016. Air Quality in Europe - 2016 report.
- EFSA, 2018a. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food.
- EFSA, 2018b. Guidance for the identification of endocrine disruptors in the context of Regulations (EU) No 528/2012 and (EC) No 1107/2009.
- EFSA, 2014. Scientific Opinion on the safety and efficacy of formaldehyde for all animal species based on a dossier submitted by Regal BV.
- Ellaway, A., Macintyre, S., Bonnefoy, X., 2005. Graffiti, greenery, and obesity in adults: Secondary analysis of European cross sectional survey. *Br. Med. J.* <https://doi.org/10.1136/bmj.38575.664549.F7>
- Engström, A., Michaëlsson, K., Suwazono, Y., Wolk, A., Vahter, M., Åkesson, A., 2011. Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women. *J. Bone Miner. Res.* 26, 486–495. <https://doi.org/10.1002/jbmr.224>
- Engström, A., Michaëlsson, K., Vahter, M., Julin, B., Wolk, A., Åkesson, A., 2012. Associations between dietary cadmium exposure and bone mineral density and risk of osteoporosis and fractures among women. *Bone* 50, 1372–8. <https://doi.org/10.1016/j.bone.2012.03.018>
- Eskenazi, B., Chevrier, J., Rauch, S.A., Kogut, K., Harley, K.G., Johnson, C., Trujillo, C., Sjödin, A., Bradman, A., 2013. In utero and childhood polybrominated diphenyl ether (PBDE) exposures and neurodevelopment in the CHAMACOS study. *Environ. Health Perspect.* 121, 257–62. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205597>
- EU Policy Department for Citizen's Rights and Constitutional Affairs, 2019. Endocrine Disruptors: from Scientific Evidence to Human Health Protection.
- Eze, I.C., Schaffner, E., Zemp, E., von Eckardstein, A., Turk, A., Bettschart, R., Schindler, C., Probst-Hensch, N., 2014. Environmental tobacco smoke exposure and diabetes in adult never-smokers. *Environ. Heal.* 13, 74. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-13-74>
- Fast, T., Kwekkeboom, J., Zwerver, C., 2012. Methoden voor gezondheid in MER of planvorming.
- Ferreccio, C., González, C., Milosavljevic, V., Marshall, G., Sancha, A.M., Smith, A.H., 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology* 11, 673–9.

- Frank Kelly, P., 2018. Associations of long Associations of long Associations of long -term term average concentrations of average concentrations of average concentrations of average concentrations of nitrogen dioxide with nitrogen dioxide with nitroge.
- Frederiksen, M., Vorkamp, K., Mathiesen, L., Mose, T., Knudsen, L.E., 2010. Placental transfer of the polybrominated diphenyl ethers BDE-47, BDE-99 and BDE-209 in a human placenta perfusion system: an experimental study. *Environ. Health* 9, 32. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-9-32>
- Freed, V.H., Chiou, C.T., Schmedding, D.W., 1979. Degradation of selected organophosphate pesticides in water and soil. *J. Agric. Food Chem.* 27, 706–708. <https://doi.org/10.1021/jf60224a023>
- Frumkin, H., Bratman, G.N., Breslow, S.J., Cochran, B., Kahn, P.H., Lawler, J.J., Levin, P.S., Tandon, P.S., Varanasi, U., Wolf, K.L., Wood, S.A., 2017. Nature contact and human health: A research agenda. *Environ. Health Perspect.* 125, 1–18. <https://doi.org/10.1289/EHP1663>
- Garí, M., Grimalt, J.O., 2013. Inverse age-dependent accumulation of decabromodiphenyl ether and other PBDEs in serum from a general adult population. *Environ. Int.* 54, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.01.012>
- Gascon, M., Mas, M.T., Martínez, D., Dadvand, P., Forn, J., Plasència, A., Nieuwenhuijsen, M.J., 2015. Mental health benefits of long-term exposure to residential green and blue spaces: A systematic review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 4354–4379. <https://doi.org/10.3390/ijerph120404354>
- Gascon, M., Triguero-Mas, M., Martínez, D., Dadvand, P., Rojas-Rueda, D., Plasència, A., Nieuwenhuijsen, M.J., 2016. Residential green spaces and mortality: A systematic review. *Environ. Int.* 86, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.013>
- Gascon, M., Vrijheid, M., Martínez, D., Forn, J., Grimalt, J.O., Torrent, M., Sunyer, J., 2011. Effects of pre and postnatal exposure to low levels of polybromodiphenyl ethers on neurodevelopment and thyroid hormone levels at 4 years of age. *Environ. Int.* 37, 605–611. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.12.005>
- Geiger, S.D., Xiao, J., Shankar, A., 2014. No association between perfluoroalkyl chemicals and hypertension in children. *Integr. Blood Press. Control* 7, 1–7. <https://doi.org/10.2147/IBPC.S47660>
- Geiger, S.D., Xiao, J., Shankar, A., 2013. Positive association between perfluoroalkyl chemicals and hyperuricemia in children. *Am. J. Epidemiol.* 177, 1255–1262. <https://doi.org/10.1093/aje/kws392>
- Gibb, H., Devleeschauwer, B., Bolger, P.M., Wu, F., Ezendam, J., Cliff, J., Zeilmaker, M., Verger, P., Pitt, J., Baines, J., Adegoke, G., Afshari, R., Liu, Y., Bokkers, B., van Loveren, H., Mengelers, M., Brandon, E., Havelaar, A.H., Bellinger, D., 2015. World Health Organization estimates of the global and regional disease burden of four foodborne chemical toxins, 2010: a data synthesis. *F1000Research* 4, 1393. <https://doi.org/10.12688/f1000research.7340.1>
- Gidlow, C., van Kempen, E., Smith, G., Triguero-Mas, M., Kruize, H., Gražulevičienė, R., Ellis, N., Hurst, G., Masterson, D., Cirach, M., van den Berg, M., Smart, W., Dédélé, A., Maas, J., Nieuwenhuijsen, M.J., 2018. Development of the natural environment scoring tool (NEST). *Urban For. Urban Green.* 29, 322–333. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.007>
- Goelen, E., De Brouwere, K., Koppen, G., Spruyt, M., Torfs, R., 2007. Onderzoek naar de invloed van het voorkomen van milieugevaarlijke stoffen in de buitenlucht op de kwaliteit van de binnenomgeving Deel 1: Kinderen.
- Goldenman, G., Fernandes, M., Holland, M., Tugran, T., Nordin, A., Schoumacher, C., McNeill, A., 2019. The cost of inaction - a socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS.
- Gomis, M.I., Vestergren, R., Borg, D., Cousins, I.T., 2018. Comparing the toxic potency in vivo of long-chain perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives. *Environ. Int.* 113, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.01.011>
- Grandjean, P., Bellanger, M., 2017. Calculation of the disease burden associated with environmental chemical exposures: application of toxicological information in health economic estimation. *Environ. Health* 16, 123. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0340-3>
- Gunier, R.B., Bradman, A., Harley, K.G., Kogut, K., Eskenazi, B., 2017. Prenatal Residential Proximity to Agricultural Pesticide Use and IQ in 7-Year-Old Children. *Environ. Health Perspect.* 125, 057002. <https://doi.org/10.1289/EHP504>
- Guski, R., Schreckenbach, D., Schuemer, R., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region : A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance 1–39. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>
- Gustafson, P., Ostman, C., Sällsten, G., 2008. Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5074–80.
- Hagens, W., Overveld, A. van, Fischer, P., Gerlofs-Nijland, M., Cassee, F., 2011. Gezondheidseffecten van houtrook: een literatuurstudie.
- Hanninen, O., Knol, A., et al., 2011. European Perspectives on Environmental Burden of Disease Estimates for Nine Stressors in Six European Countries.
- Hänninen, O., Knol, A., Kim, R., Prüss-Üstün, A., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O., Jantunen, M., Kollanus, V., Leino, O., Lim, T.-A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., 2011. Environmental Burden of Disease in European Countries—The EBoDE Project. *Epidemiology* 22, S151. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000392134.95728.b2>
- Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T.-A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.-C., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O.C.L., 2014. Environmental burden of disease in Europe: Assessing nine risk factors in six countries. *Environ. Health Perspect.* 122. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>
- Hardell, L., Bavel, B., Lindstrom, G., Eriksson, M., Carlberg, M., 2006. In utero exposure to persistent organic pollutants in relation to testicular cancer risk. *Int. J. Androl.* 29, 228–234. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2605.2005.00622.x>

- Hauser, R., Skakkebaek, N.E., Hass, U., Toppari, J., Juul, A., Andersson, A.M., Kortenkamp, A., Heindel, J.J., Trasande, L., 2015. Male reproductive disorders, diseases, and costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 100, 1267–77. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-4325>
- Herbstman, J.B., Sjödin, A., Kurzon, M., Lederman, S.A., Jones, R.S., Rauh, V., Needham, L.L., Tang, D., Niedzwiecki, M., Wang, R.Y., Perera, F., 2010. Prenatal exposure to PBDEs and neurodevelopment. *Environ. Health Perspect.* 118, 712–9. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901340>
- Héroux, M.-E., Anderson, H.R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Mills, I., Querol, X., Ostro, B., Walton, H., 2015. Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *Int. J. Public Health* 60, 619–627. <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>
- Hertz-Picciotto, I., Sass, J.B., Engel, S., Bennett, D.H., Bradman, A., Eskenazi, B., Lanphear, B., Whyatt, R., 2018. Organophosphate exposures during pregnancy and child neurodevelopment: Recommendations for essential policy reforms. *PLoS Med.* 15, e1002671. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002671>
- Hoeymans, N., Melse, J.M., Schoemaker, C.G., 2010. Gezondheid en determinanten- Deelrapport van de VTV 2010 Van gezond naar beter. Bilthoven, the Netherlands.
- Hoeymans, N., Van Lindert, H., Westert, G.P., 2005. The health status of the Dutch population as assessed by the EQ-6D. *Qual. Life Res.* 14, 655–663. <https://doi.org/10.1007/s11136-004-1214-z>
- Hoge Gezondheidsraad, 2019. FYSISCH-CHEMISCHE MILIEUHYGIËNE (BEPERKING VAN DE BLOOTSTELLING AAN MUTAGENE OF HORMOONVERSTORENDE AGENTIA) EN HET BELANG VAN BLOOTSTELLING OP JONGE LEEFTIJD.
- Hoge Gezondheidsraad, 2017a. ADVIES VAN DE HOGE GEZONDHEIDSRAAD nr. 9216 Aanbevelingen over het gebruik van kunstmatige bronnen van UV-straling in België.
- Hoge Gezondheidsraad, 2017b. INDOOR AIR QUALITY IN BELGIUM.
- Hoge Gezondheidsraad, 2014. Mobiele telefonie en gezondheid met speciale aandacht voor 4G In this scientific advice on public health, the Superior Health Council of Belgium provides a risk assessment of radiofrequency electromagnetic fields for the Belgian population with a special .
- Holnicki, P., Tainio, M., Kaluszko, A., Nahorski, Z., 2017. Burden of Mortality and Disease Attributable to Multiple Air Pollutants in Warsaw, Poland. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14111359>
- Hosseinpoor, A.R., Forouzanfar, M.H., Yunesian, M., Asghari, F., Naieni, K.H., Farhood, D., 2005. Air pollution and hospitalization due to angina pectoris in Tehran, Iran: A time-series study. *Environ. Res.* 99, 126–131. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.12.004>
- Howard, G., Ahmed, M.F., Teunis, P., Mahmud, S.G., Davison, A., Deere, D., 2007. Disease burden estimation to support policy decision-making and research prioritization for arsenic mitigation. *J. Water Health* 5, 67–81.
- Hunt, P.A., Sathyanarayana, S., Fowler, P.A., Trasande, L., 2016. Female Reproductive Disorders, Diseases, and Costs of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 101, 1562–1570. <https://doi.org/10.1210/jc.2015-2873>
- Hurley, F., Hunt, A., Cowie, H., Holland, M., Miller, B., Pye, S., Watkiss, P., 2005. Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health impact assessment.
- Huynen, M.M.T.E., Martens, P., Schram, D., Weijenberg, M.P., Kunst, A.E., 2001. The impact of heat waves and cold spells on mortality rates in the Dutch population. *Environ. Health Perspect.*
- Hvidtfeldt, U.A., Sørensen, M., Geels, C., Ketznel, M., Khan, J., Tjønneland, A., Overvad, K., Brandt, J., Raaschou-Nielsen, O., 2019. Long-term residential exposure to PM2.5, PM10, black carbon, NO2, and ozone and mortality in a Danish cohort. *Environ. Int.* 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.010>
- IHME- Institute for Health Metrics and Evaluation, 2019. Global Health Data Exchange [WWW Document]. URL <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>
- IRCEL, VMM, Leefmilieu Brussel, Service public de Wallonie, 2018. Gezondheidsimpact luchtkwaliteit België (2015).
- James, P., Banay, R.F., Hart, J.E., Laden, F., 2015. A Review of the Health Benefits of Greenness. *Curr. Epidemiol. Reports* 2, 131–142. <https://doi.org/10.1007/s40471-015-0043-7>
- James, P., Hart, J.E., Banay, R.F., Laden, F., 2016. Exposure to greenness and mortality in a nationwide prospective cohort study of women. *Environ. Health Perspect.* 124, 1344–1352. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510363>
- 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 PM2.5. *Env. Heal. Perspect* 119, 1691–1699.
- Jiang, B., Chang, C.Y., Sullivan, W.C., 2014. A dose of nature: Tree cover, stress reduction, and gender differences. *Landsc. Urban Plan.* 132, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.005>
- Jonker, M.F., van Lenthe, F.J., Donkers, B., Mackenbach, J.P., Burdorf, A., 2014. The effect of urban green on small-area (healthy) life expectancy. *J. Epidemiol. Community Health* 68, 999–1002. <https://doi.org/10.1136/jech-2014-203847>
- Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., Bonn, A., 2017. Nature-based solutions to climate change adaptation in urban areas. SPRINGER.
- KEMI, 2013. ECHA: Annex XV Restriction Report - Proposal for a restriction on cadmium and its compounds in Artists' paints. Kennisplatform, 2019. Elektromagnetische velden en gezondheid [WWW Document]. URL <https://www.kennisplatform.nl/elektromagnetische-velden-en-gezondheid/>
- Kim, J.-H., Ha, M., 2018. The Disease Burden of Lung Cancer Attributable to Residential Radon Exposure in Korean Homes. *J. Korean Med. Sci.* 33, e223. <https://doi.org/10.3346/jkms.2018.33.e223>

- Koch, H.M., Rossbach, B., Drexler, H., Angerer, J., 2003. Internal exposure of the general population to DEHP and other phthalates--determination of secondary and primary phthalate monoester metabolites in urine. *Environ. Res.* 93, 177–85.
- Kondo, M.C., Fluehr, J.M., McKeon, T., Branas, C.C., 2018. Urban green space and its impact on human health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030445>
- Kondrashova, A., Seiskari, T., Ilonen, J., Knip, M., Hyöty, H., 2013. The “Hygiene hypothesis” and the sharp gradient in the incidence of autoimmune and allergic diseases between Russian Karelia and Finland. *APMIS* 121, 478–93. <https://doi.org/10.1111/apm.12023>
- Konijnendijk, C.C., Annerstedt, M., Nielsen, A.B., Maruthaveeran, S., 2013. Benefits of Urban Parks - A systematic review. *Int. Fed. Park. Recreat. Adm.* 1–68.
- Koppen, G., Buekers, J., Fierens, T., Remy, S., Colles, A., Van De Mieroop, E., Spruyt, M., Ooms, D., Daems, J., Maldoy, I., Dons, E., Jacobs, G., Bellemans, M., Hoeck, G., 2016. Identification of the sources of local higher human polyaromatic hydrocarbon (PAH) exposure in the regions Menen and Genk-Zuid, and policy interpretation 83.
- Kortenkamp, A., 2017. The burden of endocrine-disrupting chemicals in the USA. *Nat. Rev. Endocrinol.* 13, 6–7. <https://doi.org/10.1038/nrendo.2016.198>
- Kotthoff, M., Müller, J., Jürling, H., Schlummer, M., Fiedler, D., 2015. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 14546–14559. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4202-7>
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, F., Puybonnieux-Textier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.C., Sommer, H., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: A European assessment. *Lancet* 356, 795–801. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(00\)02653-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(00)02653-2)
- Lajous, M., Tondeur, L., Fagherazzi, G., de Lauzon-Guillain, B., Boutron-Ruault, M.-C., Clavel-Chapelon, F., 2013. Childhood and adult secondhand smoke and type 2 diabetes in women. *Diabetes Care* 36, 2720–5. <https://doi.org/10.2337/dc12-2173>
- Lam, H.C.Y., Chan, J.C.N., Luk, A.O.Y., Chan, E.Y.Y., Goggins, W.B., 2018. Short-term association between ambient temperature and acute myocardial infarction hospitalizations for diabetes mellitus patients: A time series study. *PLoS Med.* 15, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002612>
- Lam, J., Lanphear, B.P., Bellinger, D., Axelrad, D.A., McPartland, J., Sutton, P., Davidson, L., Daniels, N., Sen, S., Woodruff, T.J., 2017. Developmental PBDE Exposure and IQ/ADHD in Childhood: A Systematic Review and Meta-analysis. *Environ. Health Perspect.* 125, 086001. <https://doi.org/10.1289/EHP1632>
- Lamb, K.E., Mavoa, S., Coffee, N.T., Parker, K., Richardson, E.A., Thornton, L.E., 2019. Public open space exposure measures in Australian health research: a critical review of the literature. *Geogr. Res.* 57, 67–83. <https://doi.org/10.1111/1745-5871.12325>
- Lamm, S., Boroje, I., Ferdosi, H., Ahn, J., 2018. Lung Cancer Risk and Low (≤ 50 $\mu\text{g/L}$) Drinking Water Arsenic Levels for US Counties (2009–2013)—A Negative Association. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1200. <https://doi.org/10.3390/ijerph15061200>
- Landrigan, P.J., 2018. Lead and the heart: an ancient metal’s contribution to modern disease. *Lancet. Public Heal.* 3, e156–e157. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30043-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30043-4)
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., Roberts, R., 2005. Low-Level Environmental Lead Exposure and Children’s Intellectual Function: An International Pooled Analysis. *Environ. Health Perspect.* 113, 894–899. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>
- Lanphear, B.P., Rauch, S., Auinger, P., Allen, R.W., Hornung, R.W., 2018. Low-level lead exposure and mortality in US adults: a population-based cohort study. *Lancet Public Heal.* 3, e177–e184. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30025-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30025-2)
- Larson, T. V., Koenig, J.Q., 1994. Wood Smoke: Emissions and Noncancer Respiratory Effects. *Annu. Rev. Public Health* 15, 133–156. <https://doi.org/10.1146/annurev.pu.15.050194.001025>
- Leem, H., Kim, J., Lee, K., Hong, Y., Lee, K., Kang, D., Kwon, H., 2005. Asthma attack associated with oxidative stress by exposure to ETS and PAH. *J. Asthma* 42, 463–467.
- Legler, J., Fletcher, T., Govarts, E., Porta, M., Blumberg, B., Heindel, J.J., Trasande, L., 2015. Obesity, Diabetes, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 100, 1278–1288. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-4326>
- Lemaire, M., Lemarié, C.A., Molina, M.F., Schiffrin, E.L., Lehoux, S., Mann, K.K., 2011. Exposure to moderate arsenic concentrations increases atherosclerosis in ApoE^{-/-} mouse model. *Toxicol. Sci.* 122, 211–21. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfr097>
- Li, M., Gu, S., Bi, P., Yang, J., Liu, Q., 2015. Heat waves and morbidity: Current knowledge and further direction—a comprehensive literature review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 5256–5283. <https://doi.org/10.3390/ijerph120505256>
- Li, W., Schnatter, A.R., 2018. Benzene risk assessment: does new evidence on myelodysplastic syndrome justify a new approach? *Crit. Rev. Toxicol.* 48, 417–432. <https://doi.org/10.1080/10408444.2018.1437389>
- Li, Z., Romanoff, L.C., Lewin, M.D., Porter, E.N., Trinidad, D.A., Needham, L.L., Patterson, D.G., Sjödin, A., 2010. Variability of urinary concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbon metabolite in general population and comparison of spot, first-morning, and 24-h void sampling. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 20, 526–535. <https://doi.org/10.1038/jes.2009.41>

- Liu, C., Yin, P., Chen, R., Meng, X., Wang, L., Niu, Y., Lin, Z., Liu, Y., Liu, J., Qi, J., You, J., Kan, H., Zhou, M., 2018. Ambient carbon monoxide and cardiovascular mortality: a nationwide time-series analysis in 272 cities in China. *Lancet Planet. Heal.* 2, e12–e18. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30181-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30181-X)
- LNE, 2011. Inschatten van de binnenmilieublootstelling aan en ontwikkeling van humane biomerkers voor PAK en afgeleiden in Vlaanderen.
- Logue, J.M., Price, P.N., Sherman, M.H., Singer, B.C., 2012. A method to estimate the chronic health impact of air pollutants in U.S. residences. *Environ. Health Perspect.* 120, 216–22. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104035>
- Lokuge, K.M., Smith, W., Caldwell, B., Dear, K., Milton, A.H., 2004. The effect of arsenic mitigation interventions on disease burden in Bangladesh. *Environ. Health Perspect.* 112, 1172–7. <https://doi.org/10.1289/ehp.6866>
- Maas, J., 2008. Vitamin G: Green Environments - Healthy Environments. Netherlands Inst. Heal. Serv. Res. 1–254.
- Maas, J., Verheij, R.A., De Vries, S., Spreeuwenberg, P., Schellevis, F.G., Groenewegen, P.P., 2009. Morbidity is related to a green living environment. *J. Epidemiol. Community Health* 63, 967–973. <https://doi.org/10.1136/jech.2008.079038>
- Main, K.M., Kiviranta, H., Virtanen, H.E., Sundqvist, E., Tuomisto, J.T., Tuomisto, J., Vartiainen, T., Skakkebaek, N.E., Toppari, J., 2007. Flame Retardants in Placenta and Breast Milk and Cryptorchidism in Newborn Boys. *Environ. Health Perspect.* 115, 1519–1526. <https://doi.org/10.1289/ehp.9924>
- Mason, K., 2016. Burden of disease from second-hand smoke exposure in New Zealand. *N. Z. Med. J.* 129, 16–25.
- Meeker, J.D., Ferguson, K.K., 2014. Urinary Phthalate Metabolites Are Associated With Decreased Serum Testosterone in Men, Women, and Children From NHANES 2011–2012. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 99, 4346–4352. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-2555>
- Miao, Q., Bouchard, M., Chen, D., Rosenberg, M.W., Aronson, K.J., 2015. Commuting behaviors and exposure to air pollution in Montreal, Canada. *Sci. Total Environ.* 508, 193–198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.078>
- Michelozzi, P., Accetta, G., De Sario, M., D'Ippoliti, D., Marino, C., Baccini, M., Biggeri, A., Anderson, H.R., Katsouyanni, K., Ballester, F., Bisanti, L., Cadum, E., Forsberg, B., Forastiere, F., Goodman, P.G., Hojs, A., Kirchmayer, U., Medina, S., Paldy, A., Schindler, C., Sunyer, J., Perucci, C.A., 2009. High temperature and hospitalizations for cardiovascular and respiratory causes in 12 european cities. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 179, 383–389. <https://doi.org/10.1164/rccm.200802-217OC>
- Miller, R.L., Garfinkel, R., Lendor, C., Hoepner, L., Li, Z., Romanoff, L., Sjodin, A., Needham, L., Perera, F.P., Whyatt, R.M., 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbon metabolite levels and pediatric allergy and asthma in an inner-city cohort. *Pediatr. Allergy Immunol.* 21, 260–267. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3038.2009.00980.x>
- Min, J.-Y., Lee, K.-J., Park, J.-B., Min, K.-B., 2012. Perfluorooctanoic acid exposure is associated with elevated homocysteine and hypertension in US adults. *Occup. Environ. Med.* 69, 658–62. <https://doi.org/10.1136/oemed-2011-100288>
- Mitchell, R., Astell-Burt, T., Richardson, E.A., 2011. A comparison of green space indicators for epidemiological research. *J. Epidemiol. Community Health* 65, 853–858. <https://doi.org/10.1136/jech.2010.119172>
- Mitchell, R., Popham, F., 2007. Greenspace, urbanity and health: Relationships in England. *J. Epidemiol. Community Health* 61, 681–683. <https://doi.org/10.1136/jech.2006.053553>
- Moore, T.H.M., Kesten, J.M., López-López, J.A., Ijaz, S., McAleenan, A., Richards, A., Gray, S., Savović, J., Audrey, S., 2018. The effects of changes to the built environment on the mental health and well-being of adults: Systematic review. *Heal. Place* 53, 237–257. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.07.012>
- Naeher, L.P., Brauer, M., Lipsett, M., Zelikoff, J.T., Simpson, C.D., Koenig, J.Q., Smith, K.R., 2007. Woodsmoke Health Effects: A Review. *Inhal. Toxicol.* 19, 67–106. <https://doi.org/10.1080/08958370600985875>
- NAEI (National Atmospheric Emissions Inventory), 2013. Pollutant Information: Benzo(a)pyrene [WWW Document]. URL https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant_id=41
- National Research Council, 2011. Review of the Environmental Protection Agency's Draft IRIS Assessment of Formaldehyde. *Natura2000*, 2020. *Natura2000* [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm
- Natural England, 2019. Monitor of Engagement with the Natural Environment The national survey on people and the natural environment surveys www.naturalengland.org.uk Natural England Joint Report NECR277.
- Natuurwaardeverkenner, 2018. *Natuurwaardeverkenner* [WWW Document]. URL <https://vito.be/nl/samenwerken/overheid/vlaanderen/natuurwaardeverkenner>
- Nieuwenhuijsen, M., Ristovska, G., Dadvand, P., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Adverse Birth Outcomes. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1252. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101252>
- Noh, J., Sohn, J., Cho, J., Kang, D.R., Joo, S., Kim, C., Shin, D.C., 2016. Residential radon and environmental burden of disease among Non-smokers. *Ann. Occup. Environ. Med.* 28, 12. <https://doi.org/10.1186/s40557-016-0092-5>
- Nys, A., 2014. Resultaten grote natuurenquête 2014.
- Obradovich, N., Migliorini, R., Mednick, S.C., Fowler, J.H., 2017. Nighttime temperature and human sleep loss in a changing climate. *Sci. Adv.* 3, 1–7. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601555>
- OECD, 2018. Toward a new comprehensive global database of per and polyfluorinated substances (PFASs): summary report on updating the OECD 2007 list of per and polyfluorinated substances (PFASs).
- ONS, O. for N.S., 2018. UK natural capital: ecosystem accounts for urban areas.
- Paci, D., 2014. Human health impacts of climate change in Europe. Report for the PESETA II project. <https://doi.org/10.2791/64481>

- Prüss-Ustün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Neville, T., Bos, R., Neira, M., 2017. Diseases due to unhealthy environments: an updated estimate of the global burden of disease attributable to environmental determinants of health. *J. Public Health (Oxf)*. 39, 464–475. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdw085>
- Prüss-Ustün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Neville, T., Bos, R., Neira, M., 2017. Diseases due to unhealthy environments: an updated estimate of the global burden of disease attributable to environmental determinants of health. *J. Public Health (Bangkok)*. 39, 464–475. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdw085>
- Registry, B.C., 2017. Cancer Incidence Projections in Belgium, 2015 to 2025.
- Remy, S., Hambach, R., Buekers, J., Nawrot, T.S., Teughels, C., van Sprundel, M., Schoeters, G., 2015. Flemish environment and health study 2012-2015 Environmental exposure in Flanders: health and economic impact of prevention strategies.
- Rhew, I.C., Vander Stoep, A., Kearney, A., Smith, N.L., Dunbar, M.D., 2011. Validation of the Normalized Difference Vegetation Index as a Measure of Neighborhood Greenness. *Ann. Epidemiol.* 21, 946–952. <https://doi.org/10.1016/J.ANNEPIDEM.2011.09.001>
- Richardson, E.A., Mitchell, R., 2010. Gender differences in relationships between urban green space and health in the United Kingdom. *Soc. Sci. Med.* 71, 568–575. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2010.04.015>
- Rijksoverheid, 2015. Tussenevaluatie programma elektromagnetische velden en gezondheid [WWW Document]. URL <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/straling/documenten/kamerstukken/2015/09/23/tussenevaluatie-programma-elektromagnetische-velden-en-gezondheid>
- Risher, J.F., Todd, G.D., Meyer, D., Zunker, C.L., 2010. The Elderly as a Sensitive Population in Environmental Exposures: Making the Case, in: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. pp. 95–157. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6406-9_2
- RIVM, 2017. UV-straling en gezondheid Probleemveld en kennisbasis bij het RIVM.
- Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M.J., Gascon, M., Perez-Leon, D., Mudu, P., 2019a. Green spaces and mortality: a systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Lancet Planet. Heal.* 3, e469–e477. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(19\)30215-3](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30215-3)
- Rojas-Rueda, D., Vrijheid, M., Robinson, O., Gunn Marit, A., Gražulevičienė, R., Slama, R., Nieuwenhuijsen, M., 2019b. Environmental Burden of Childhood Disease in Europe. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 1084. <https://doi.org/10.3390/ijerph16061084>
- Rose, M., Holland, J., Dowding, A., Petch, S., White, S., Fernandes, A., Mortimer, D., 2015. Investigation into the formation of PAHs in foods prepared in the home to determine the effects of frying, grilling, barbecuing, toasting and roasting. *Food Chem. Toxicol.* 78, 1–9.
- Rosenmai, A.K., Taxvig, C., Svingen, T., Trier, X., van Vugt-Lussenburg, B.M.A., Pedersen, M., Lesné, L., Jégou, B., Vinggaard, A.M., 2016. Fluorinated alkyl substances and technical mixtures used in food paper-packaging exhibit endocrine-related activity in vitro. *Andrology* 4, 662–672. <https://doi.org/10.1111/andr.12190>
- Rundle, A., Hoepner, L., Hassoun, A., Oberfield, S., Freyer, G., Holmes, D., Reyes, M., Quinn, J., Camann, D., Perera, F., Whyatt, R., 2012. Association of childhood obesity with maternal exposure to ambient air polycyclic aromatic hydrocarbons during pregnancy. *Am. J. Epidemiol.* 175, 1163–1172. <https://doi.org/10.1093/aje/kwr455>
- Sarigiannis, D.A., Kermenidou, M., Nikolaki, S., Zikopoulos, D., Karakitsios, S.P., 2015. Mortality and Morbidity Attributed to Aerosol and Gaseous Emissions from Biomass Use for Space Heating. *Aerosol Air Qual. Res.* 15, 2496–2507. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.03.0149>
- Sarkar, C., Webster, C., Gallacher, J., 2018. Residential greenness and prevalence of major depressive disorders: a cross-sectional, observational, associational study of 94 879 adult UK Biobank participants. *Lancet Planet. Heal.* 2, e162–e173. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(18\)30051-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(18)30051-2)
- Sarnat, J.A., Marmur, A., Klein, M., Kim, E., Russell, A.G., Sarnat, S.E., Mulholland, J.A., Hopke, P.K., Tolbert, P.E., 2008. Fine particle sources and cardiorespiratory morbidity: an application of chemical mass balance and factor analytical source-apportionment methods. *Environ. Health Perspect.* 116, 459–66. <https://doi.org/10.1289/ehp.10873>
- SCENIHR, 2015. Potential health effects of exposure to electromagnetic fields (EMF).
- Schreuder, A.B., Larson, T. V., Sheppard, L., Claiborn, C.S., 2006. Ambient Woodsmoke and Associated Respiratory Emergency Department Visits in Spokane, Washington. *Int. J. Occup. Environ. Health* 12, 147–153. <https://doi.org/10.1179/oeh.2006.12.2.147>
- Scinicariello, F., Buser, M.C., 2014. Urinary polycyclic aromatic hydrocarbons and childhood obesity: NHANES (2001-2006). *Environ. Health Perspect.* 122, 299–303. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307234>
- Selander, J., Nilsson, M.E., Bluhm, G., Rosenlund, M., Lindqvist, M., Nise, G., Pershagen, G., 2009. Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology* 20, 272–9. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e31819463bd>
- Shankar, A., Mitchell, P., Rohtchina, E., Wang, J.J., 2007. The association between circulating white blood cell count, triglyceride level and cardiovascular and all-cause mortality: Population-based cohort study. *Atherosclerosis* 192, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.atherosclerosis.2006.04.029>
- Shankar, A., Xiao, J., Ducatman, A., 2011. Perfluoroalkyl chemicals and elevated serum uric acid in US adults. *Clin. Epidemiol.* 3, 251–258. <https://doi.org/10.2147/CLEP.S21677>
- Shin, H.M., McKone, T.E., Bennett, D.H., 2013. Evaluating environmental modeling and sampling data with biomarker data to identify sources and routes of exposure. *Atmos. Environ.* 69, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.12.027>

- Sjödin, A., Wong, L.-Y., Jones, R.S., Park, A., Zhang, Y., Hodge, C., Dipietro, E., McClure, C., Turner, W., Needham, L.L., Patterson, D.G., 2008. Serum concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated biphenyl (PBB) in the United States population: 2003-2004. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1377–84.
- Śliwińska-Kowalska, M., Zaborowski, K., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and permanent hearing loss and tinnitus. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101139>
- Song, Y., Hauser, R., Hu, F.B., Franke, A.A., Liu, S., Sun, Q., 2014. Urinary concentrations of bisphenol A and phthalate metabolites and weight change: a prospective investigation in US women. *Int. J. Obes.* 38, 1532–1537. <https://doi.org/10.1038/ijo.2014.63>
- Sorensen, M., Wendelboe Nielsen, O., Sajadieh, A., Ketzel, M., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2017. Long-Term Exposure to Road Traffic Noise and Nitrogen Dioxide and Risk of Heart Failure: A Cohort Study. *Environ. Health Perspect.* 26, 9.
- Stahlhut, R.W., van Wijngaarden, E., Dye, T.D., Cook, S., Swan, S.H., 2007. Concentrations of urinary phthalate metabolites are associated with increased waist circumference and insulin resistance in adult U.S. males. *Environ. Health Perspect.* 115, 876–882. <https://doi.org/10.1289/ehp.9882>
- Steenland, K., Tinker, S., Shankar, A., Ducatman, A., 2010. Association of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) with uric acid among adults with elevated community exposure to PFOA. *Environ. Health Perspect.* 118, 229–233. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900940>
- Stirland, L.E., O'Shea, C.I., Russ, T.C., 2018. Passive smoking as a risk factor for dementia and cognitive impairment: systematic review of observational studies. *Int. psychogeriatrics* 30, 1177–1187. <https://doi.org/10.1017/S1041610217002824>
- Sun, H., Shen, O.X., Xu, X.L., Song, L., Wang, X.R., 2008. Carbaryl, 1-naphthol and 2-naphthol inhibit the beta-1 thyroid hormone receptor-mediated transcription in vitro. *Toxicology* 249, 238–242. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2008.05.008>
- Sun, Q., Cornelis, M.C., Townsend, M.K., Tobias, D.K., Eliassen, A.H., Franke, A.A., Hauser, R., Hu, F.B., 2014. Association of Urinary Concentrations of Bisphenol A and Phthalate Metabolites with Risk of Type 2 Diabetes: A Prospective Investigation in the Nurses' Health Study (NHS) and NHSII Cohorts. *Environ. Health Perspect.* 122, 616–623. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307201>
- Tamosiunas, A., Grazuleviciene, R., Luksiene, D., Dedele, A., Reklaitiene, R., Baceviciene, M., Vencloviene, J., Bernotiene, G., Radisauskas, R., Malinauskienė, V., Milinaviciene, E., Bobak, M., Peasey, A., Nieuwenhuijsen, M.J., 2014. Accessibility and use of urban green spaces, and cardiovascular health: Findings from a Kaunas cohort study. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source* 13. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-13-20>
- Taylor, L., Hochuli, D.F., 2017. Defining greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. *Landsc. Urban Plan.* 158, 25–38. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.024>
- Thomsen, C., Lundanes, E., Becher, G., 2002. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1414–8.
- Tian, L., Qiu, H., Pun, V.C., Ho, K.-F., Chan, C.S., Yu, I.T.S., 2015. Carbon monoxide and stroke: A time series study of ambient air pollution and emergency hospitalizations. *Int. J. Cardiol.* 201, 4–9. <https://doi.org/10.1016/j.ijcard.2015.07.099>
- Tranfo, G., Caporossi, L., Pignini, D., Capanna, S., Papaleo, B., Paci, E., 2018. Temporal Trends of Urinary Phthalate Concentrations in Two Populations: Effects of REACH Authorization after Five Years. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1950. <https://doi.org/10.3390/ijerph15091950>
- Trasande, L., Zoeller, R.T., Hass, U., Kortenkamp, A., Grandjean, P., Myers, J.P., DiGangi, J., Bellanger, M., Hauser, R., Legler, J., Skakkebaek, N.E., Heindel, J.J., 2015. Estimating Burden and Disease Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 100, 1245–1255. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-4324>
- Trasande, L., Zoeller, R.T., Hass, U., Kortenkamp, A., Grandjean, P., Myers, J.P., DiGangi, J., Hunt, P.M., Rudel, R., Sathyanarayana, S., Bellanger, M., Hauser, R., Legler, J., Skakkebaek, N.E., Heindel, J.J., 2016. Burden of disease and costs of exposure to endocrine disrupting chemicals in the European Union: an updated analysis. *Andrology* 4, 565–572. <https://doi.org/10.1111/andr.12178>
- Triguero-Mas, M., Gidlow, C.J., Martínez, D., de Bont, J., Carrasco-Turigas, G., Martínez-Íñiguez, T., Hurst, G., Masterson, D., Donaire-Gonzalez, D., Seto, E., Jones, M. V., Nieuwenhuijsen, M.J., 2017. The effect of randomised exposure to different types of natural outdoor environments compared to exposure to an urban environment on people with indications of psychological distress in Catalonia. *PLoS One* 12, e0172200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172200>
- Twohig-Bennett, C., Jones, A., 2018. The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environ. Res.* 166, 628–637. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.030>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landsc. Urban Plan.* 81, 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- UBA, 2016. Das Environmental Burden of Disease (EBD)-Konzept und Gesundheitskostenanalysen als Instrumente zur Prioritätensetzung im gesundheitsbezogenen Umweltschutz (Gesundheitsökonomie u. Environmental Burden Disease im Umweltschutz, GEniUS).
- US-EPA, 2010. Quantitative Risk and Exposure Assessment for Carbon Monoxide - Amended.
- USEPA, 2019. Updated problem formulation and protocol for the inorganic arsenic IRIS assessment.
- Valvi, D., Casas, M., Mendez, M.A., Ballesteros-Gómez, A., Luque, N., Rubio, S., Sunyer, J., Vrijheid, M., 2013. Prenatal Bisphenol A Urine Concentrations and Early Rapid Growth and Overweight Risk in the Offspring. *Epidemiology* 24, 791–799. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3182a67822>

- Valvi, D., Mendez, M.A., Garcia-Esteban, R., Ballester, F., Ibarluzea, J., Goñi, F., Grimalt, J.O., Llop, S., Marina, L.S., Vizcaino, E., Sunyer, J., Vrijheid, M., 2014. Prenatal exposure to persistent organic pollutants and rapid weight gain and overweight in infancy. *Obesity* (Silver Spring). 22, 488–96. <https://doi.org/10.1002/oby.20603>
- van den Berg, A.E., Hartig, T., Staats, H., 2007. Preference for nature in urbanized societies: Stress, restoration, and the pursuit of sustainability. *J. Soc. Issues* 63, 79–96. <https://doi.org/10.1111/j.1540-4560.2007.00497.x>
- Van der Wens, P., Baken, K., Schriks, M., 2017. Arsenic at low concentrations in Dutch drinking water: Assessment of removal costs and health benefits - 11th annual DWF meeting.
- van Dillen, S.M.E., de Vries, S., Groenewegen, P.P., Spreeuwenberg, P., 2012. Greenspace in urban neighbourhoods and residents' health: Adding quality to quantity. *J. Epidemiol. Community Health* 66. <https://doi.org/10.1136/jech.2009.104695>
- van Kamp, I., 2018. Study on methodology to perform environmental noise and health assessment.
- van Kempen, E., Casas, M., Pershagen, G., Foraster, M., 2018. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: A summary. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1–59. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020379>
- van Loenhout, J.A.F., Delbiso, T.D., Kirilouk, A., Rodriguez-Llanes, J.M., Segers, J., Guha-Sapir, D., 2018. Heat and emergency room admissions in the Netherlands. *BMC Public Health* 18, 108. <https://doi.org/10.1186/s12889-017-5021-1>
- Vanaken, G.J., Danckaerts, M., 2018. Impact of green space exposure on children's and adolescents' mental health: A systematic review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122668>
- Vlaamse Milieumaatschappij, 2018. Actualisatie geluidshinderindicatoren 2018.
- Vlaamse Woonraad, 2018. ADVIES WONEN EN GEZONDHEID.
- VMM, 2019. Evolutie benzeen [WWW Document]. URL https://www.vmm.be/lucht/vos/benzeen_evolutie.png/view
- VMM, 2018. Jaarrapport Lucht - Emissies 2000-2016 en luchtkwaliteit 2017.
- Vranckx, S., Brabers, L., Hendrix, R., De Nocker, L., Lauwaet, D., Broekx, S., Van Renterghem, T., 2016. Uitwerken van een aanpak om vegetatiestructuren in te zetten met het oog op de verbetering van het stedelijk leefklimaat - studie uitgevoerd in opdracht van Stad Antwerpen.
- Vreke, J., Donders, J.L., Langers, F., 2006. Overgewicht bij kinderen en op het binden van huishoudens met midden- en hoge inkomens aan de stad. Wageningen.
- Walton, H., Dajnak, D., Beevers, S., Williams, M., Watkiss, P., Hunt, A., 2015. Understanding the health impacts of air pollution in London. London, UK.
- Wheeler, B.W., Lovell, R., Higgins, S.L., White, M.P., Alcock, I., Osborne, N.J., Husk, K., Sabel, C.E., Depledge, M.H., 2015. Beyond greenspace: An ecological study of population general health and indicators of natural environment type and quality. *Int. J. Health Geogr.* 14. <https://doi.org/10.1186/s12942-015-0009-5>
- WHO, 2019a. Electromagnetic fields (EMF) [WWW Document]. URL <https://www.who.int/peh-emf/about/WhatisEMF/en/index1.html>
- WHO, 2019b. Environmental health inequalities in Europe. Second assessment report (2019).
- WHO, 2013a. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project Recommendations for concentration-response functions for cost benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen.
- WHO, 2013b. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP - First results. Bonn.
- WHO, 2013c. State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012. Summary for decision-makers.
- WHO, 2000. Air quality guidelines for Europe; Second edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, European series No 91.
- WHO European Centre for Environment and Health, 2018. Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO Report.
- WHO Regional Office for Europe, 2016. Urban green spaces and health 92.
- WHO Regional Office for Europe, OECD, 2015. Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: clean air, health and wealth.
- Wilbur, S., Williams, M., Williams, R., 2012. Toxicological profile for carbon monoxide.
- Wilkins, E., Wilson, L., Wickramasinghe, K., Bhatnagar, P., Lead, J., Luengo-Fernandez, R., Burns, R., Rayner, M., Townsend, N., 2017. European Cardiovascular Disease Statistics 2017. Brussels.
- Winqvist, A., Steenland, K., 2015. Modeled PFOA exposure and coronary artery disease, hypertension, and high cholesterol in community and worker cohorts. *Environ. Health Perspect.* 122, 1299–1305. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307943>
- Wolters, R., 2016. Clean air policies in a European context.
- World Health Organization, 2000. Air quality guidelines for Europe; Second edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, European series No 91.
- Zhang, L., Tan, P.Y., 2019. Associations between urban green spaces and health are dependent on the analytical scale and how urban green spaces are measured. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16. <https://doi.org/10.3390/ijerph16040578>
- Zhou, D., Xi, B., Zhao, M., Wang, L., Veeranki, S.P., 2018. Uncontrolled hypertension increases risk of all-cause and cardiovascular disease mortality in US adults: The NHANES III Linked Mortality Study. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27377-2>
- Zhou, Y., Li, C., Huijbregts, M.A.J., Mumtaz, M.M., 2015. Carcinogenic Air Toxics Exposure and Their Cancer-Related Health Impacts in the United States. *PLoS One* 10, e0140013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140013>