



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Kennisoverzicht vraagstukken diffuus lood in de bodem

RIVM Rapport 2019-0006
Brand et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Kennisoverzicht vraagstukken diffuus lood in de bodem

RIVM Rapport 2019-0006



Colofon

© RIVM 2019

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2019-0006

E. Brand (auteur en projectcoördinator), RIVM
K. Touchant (auteur), VITO
M. Van Holderbeke (auteur), VITO
M.J. Zeilmaker (auteur), RIVM
I. Van Keer (auteur), VITO
L. Geerts (auteur), VITO
J. Bierkens (auteur), VITO
A.J. Schouten (auteur), RIVM
G. Van Gestel (auteur), OVAM
P.F. Otte (auteur), RIVM

Contact:

Ellen Brand

Centrum voor duurzaamheid, milieu en gezondheid

ellen.brand@rivm.nl

Het onderzoek door het RIVM werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat directie Waterkwaliteit, Ondergrond en marien in het kader van het project Bodemkwaliteit. Het onderzoek van VITO werd gefinancierd door de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM).

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Kennisoverzicht vraagstukken diffuus lood in de bodem

Recent gepubliceerd onderzoek bevestigt dat lood in de bodem ook bij lage blootstelling een risico kan zijn voor de gezondheid van jonge kinderen (lagere IQ).

Bovendien blijkt dat bij hogere blootstellingsniveaus aan lood dit ook bij volwassenen gezondheidsproblemen kan veroorzaken. Voorbeelden zijn nierfalen en hart- en vaatziekten. Het is daarom belangrijk om met maatregelen de blootstelling te verkleinen op plekken waar lood in de bodem zit.

De wetenschappelijke literatuur bevestigt de uitgangspunten waarop het Nederlandse en Vlaamse bodembeleid voor lood is gebaseerd. Waar het niet mogelijk is om de bodem schoon te maken of af te graven, krijgen mensen adviezen over hoe zij de blootstelling kunnen verminderen. Bijvoorbeeld over hoe ze hun huis kunnen schoonmaken (vaker en met een dweil in plaats van statische doekjes). Aanbevolen wordt om verder te onderzoeken welke maatregelen hiervoor effectief zijn. Zo kan het toevoegen van compost aan de grond ervoor zorgen dat het lood aan de bodemdeeltjes 'vastzit' waardoor voorkomen wordt dat het lood in planten of het menselijk lichaam wordt opgenomen. Dit gebeurt echter alleen onder bepaalde omstandigheden, waardoor de effectiviteit per locatie verschilt.

Dit blijkt uit een literatuurstudie van het RIVM en de Vlaamse onderzoeksorganisatie VITO naar de kennis over gezondheidsrisico's van diffuus lood in de bodem. De studie is uitgevoerd om de kennis *up to date* te houden en adequaat te kunnen adviseren over deze bodemverontreinigingen.

Bij diffuus bodemlood gaat het om grotere gebieden met concentraties lood die door de jaren heen zijn ontstaan door menselijk handelen, bijvoorbeeld door industriële activiteiten of door land op te hogen met afvalstoffen. Door de grote hoeveelheid verontreinigingen en de kosten is het niet mogelijk om al deze vervuilde grond af te graven. Nederland en Vlaanderen zoeken daarom naar praktische en haalbare oplossingen.

Kernwoorden: diffuse loodverontreiniging, beleidskader, blootstelling, risicobeoordeling

Synopsis

An overview of knowledge concerning diffuse lead contamination in the soil

Recently published research confirms that lead in the soil can also be a risk for the health of young children (lower IQ) even with low exposure. Moreover, it appears that higher exposure levels to lead can also cause health problems in adults. Examples include renal failure and cardiovascular disease. That is why it is important to take measures to reduce exposure at locations where lead is present in the soil.

Scientific literature confirms the starting points on which Dutch and Flemish soil policy is based. At locations where remediation or excavation of the soil is not possible, people are advised on how to reduce exposure by, for instance, cleaning their houses often and using a wet mop instead of static wipes. More research into what measures are effective in this respect is recommended. The addition of compost to the soil, for example, can introduce adhesion of the lead to the soil particles, thus preventing the uptake of lead in plants and the human body. However, this only takes place under certain conditions so that the effectiveness of this measure differs according to the location.

These are the findings of a literature review, implemented by RIVM and the Flemish Institute for Technological Research (VITO), of the knowledge on health risks from diffuse lead contamination in the soil. The study was carried out to update the knowledge on this soil contamination and so that adequate advice can be given regarding the issue.

Human actions, such as industrial activities and land reclamation with waste, have caused diffuse lead contamination in the soil in large areas, over the years. Because of the large scale of contamination and the costs involved, the excavation of all this contaminated soil is not possible. The Netherlands and Flanders are therefore looking for practicable and feasible solutions to the problem.

Keywords: diffuse lead contamination, policy framework, exposure, risk assessment

Inhoudsopgave

Samenvatting — 11

1 Inleiding — 17

- 1.1 Diffuse bodemverontreiniging — 17
- 1.2 Vergelijking diffuusloodproblematiek Nederland – Vlaanderen — 18
- 1.3 Problematiek en doelstelling — 19
- 1.4 Leeswijzer — 20

2 Beleid in Nederland en Vlaanderen — 23

- 2.1 Nederlands beleid en aanpak diffuus bodemlood — 23
- 2.1.1 De transitie naar bodemontwikkelingsbeleid en de omgevingswet — 23
- 2.2 Vlaams beleid en aanpak diffuus bodemlood — 24

3 Analysemethoden — 29

- 3.1 Belang voor beleid en uitvoering — 29
- 3.2 Resultaten en discussie — 31
- 3.2.1 Totaal-analysen — 31
- 3.2.1.1 Natchemische laboratoriummethoden — 31
- 3.2.1.2 Draagbare energie-dispersief X-stralenfluorescentie spectrometer (ED-XRF) — 32
- 3.2.2 Speciatie-analysen — 34
- 3.2.2.1 Sequentiële extractie — 34
- 3.2.2.2 Vaste fase analysetechnieken — 35
- 3.2.2.3 Isotoopanalyse — 38
- 3.3 Conclusie — 44

4 Normstelling en toetsing — 45

- 4.1 Belang voor beleid en uitvoering — 45
- 4.2 Resultaten en discussie — 45
- 4.2.1 Normstelling lood — 45
- 4.2.2 Herziening Europese gezondheidskundige grenswaarde — 49
- 4.2.3 Toetsing — 50
- 4.3 Conclusie — 50

5 Blootstelling — 51

- 5.1 Belang voor beleid en uitvoering — 51
- 5.1.1 Ingestie grond en (bodem)stof — 51
- 5.1.2 Gewasconsumptie — 52
- 5.2 Resultaten en discussie — 52
- 5.2.1 Ingestie grond en (bodem)stof — 52
- 5.2.1.1 Modelbenadering — 54
- 5.2.2 Plantopname — 55
- 5.2.3 Orale biobeschikbaarheid — 58
- 5.3 Conclusie — 60
- 5.3.1 Ingestie grond en (bodem)stof — 60
- 5.3.2 Plantopname — 61
- 5.3.3 Biobeschikbaarheid — 61

6 Effectiviteit van maatregelen — 63

- 6.1 Belang voor beleid en uitvoering — 63

6.2	Resultaten en discussie — 64
6.2.1	Fysieke maatregelen — 64
6.2.1.1	Binding van lood door additieven — 64
6.2.1.2	Huishoudelijke maatregelen — 66
6.2.1.3	Wassen van gewassen — 67
6.2.2	Communicatiemaatregelen — 68
6.2.3	Acceptatie van maatregelen — 71
6.2.4	Faciliterende maatregelen — 72
6.3	Conclusie — 73
6.3.1	Fysieke maatregelen — 73
6.3.2	Communicatiemaatregelen — 74
6.3.3	Acceptatie van maatregelen — 74
6.3.4	Faciliterende maatregelen — 74
7	Toxiciteit en gezondheidseffecten — 75
7.1	Belang voor beleid en uitvoering — 75
7.2	Resultaten en discussie — 75
7.2.1	Loodbloedmodellering — 75
7.2.2	Relatie lood-bloed en effect — 75
7.2.3	Toxicologische richtwaarden kinderen, volwassenen — 76
7.3	Conclusie — 76
8	Aanbevelingen — 79
8.1	Aanbevelingen — 79
8.1.1	Het beheer van diffuse bodemverontreiniging — 79
8.1.2	Aanbevelingen effectiviteit van maatregelen — 79
9	Referenties — 81
9.1	Gebruikte literatuur — 81
9.1.1	Literatuur problematiek Vlaanderen — 81
9.1.2	Literatuur analysemethoden — 82
9.1.3	Literatuur normstelling en toetsing — 85
9.1.4	Literatuur blootstelling — 87
9.1.5	Literatuur effectiviteit van maatregelen — 92
9.1.6	Literatuur toxiciteit en gezondheid — 93
9.2	Afgewezen literatuur — 94
9.2.1	Literatuur normstelling en toetsing — 94
9.2.2	Literatuur blootstelling — 96
9.2.3	Literatuur effectiviteit van maatregelen — 96
	Bijlage 1 Zoekstrategie en werkwijze — 99
B1.1	Zoekopdracht thema analysemethoden — 99
B1.1.1	Zoekopdracht thema normstelling en toetsing — 99
B1.1.2	Zoekopdracht thema effectiviteit van maatregelen — 100
B1.1.3.	Zoekopdracht thema blootstelling — 102
B1.1.4	Zoekopdracht thema toxiciteit en gezondheidseffecten — 103
	Bijlage 2 Onderzoek en aanpak van diffuse loodverontreinigingen in Vlaanderen — 105
B2.1	Bronnen bodemlood Vlaanderen — 105
B2.2	Monitoring in Vlaanderen — 107
B2.3	Regionale diffuse loodverontreiniging in Vlaanderen — 109
B2.3.1	Hoboken — 109
B2.3.2	BeNeKempen — 117

B2.3.3 Beerse — 122

Bijlage 3 Literatuurgegevens gewasopname — 123

Bijlage 4 Literatuurgegevens biobeschikbaarheid — 129

Samenvatting

Ondanks het feit dat er veel aandacht is voor het verminderen van de emissies van stoffen naar de lucht, bodem en grondwater, vormt verontreiniging met chemische stoffen nog steeds een belangrijke bedreiging voor deze compartimenten. Naast de traditionele verontreiniging waarbij meestal wordt uitgegaan van een in omvang beperkte locatie met een hoge concentratie aan verontreiniging en een duidelijke begrenzing van de verontreiniging, kennen we ook diffuus verontreinigde gebieden. Diffuse bodemverontreiniging is afkomstig van verschillende bronnen, die niet altijd goed kunnen worden gelokaliseerd of moeilijk te identificeren zijn, zoals atmosferische depositie en grondverzet. Maar ook als de bron bekend is, spreken we van diffuse verontreinigingen als deze moeilijk zijn af te perken en verspreid zijn over een groot areaal.

Dit rapport richt zich specifiek op de diffuse bodemverontreiniging met lood.

Diffuse bodemverontreiniging met lood is zowel in Vlaanderen als in Nederland een aandachtspunt binnen het bodembeleid. Wel kent de loodproblematiek in beide landen een andere achtergrond. Diffuse bodemverontreiniging met lood kenmerkt zich in het algemeen doordat het moeilijk is af te perken, verspreid is over een groot areaal en daarbinnen in wisselende concentraties aanwezig kan zijn. In Vlaanderen omvat diffuse bodemverontreiniging met lood ook de verontreiniging afkomstig van bronnen of oorzaken die goed bekend of te lokaliseren zijn. Hierdoor zijn maatregelen bij de bron mogelijk, in aanvulling op maatregelen om de blootstelling als gevolg van contact met de verontreiniging te verminderen. In Nederland is de bron van diffuse loodverontreiniging veelal niet meer te achterhalen en richt het beleid zich voornamelijk op het beperken van de blootstelling aan lood.

In Nederland is in oude binnensteden, oude ophooglagen (toemaakdekken in West-Nederland) en in de omgeving van voormalige fabrieken die metalen uitstoten (smelters), veelal sprake van een diffuus verontreinigde bodem met lood. Gebieden in Vlaanderen met een historische diffuse verontreiniging zijn de regio's Beerse, Hoboken en de Noorderkempen (dat wil zeggen verontreiniging met zware metalen gerelateerd aan (voormalige) industriële non-ferro-activiteiten).

De aanpak van bodemverontreiniging volgens het geijkte saneringsspoor, met een in omvang beperkte locatie met een hoge concentratie aan verontreiniging en een duidelijke begrenzing van de verontreiniging, is voor diffuus verontreinigde gebieden meestal een onhaalbare opgave. Dit heeft te maken met de kosten die gerelateerd zijn aan de omvang van de benodigde sanering. In Vlaanderen speelt aanvullend het ontbreken van informatie over de bron of oorzaak van de verontreiniging een rol, in verband met het aanwijzen van een saneringsplichtige.

Uit recent wetenschappelijk onderzoek is tevens gebleken dat bij blootstelling aan lood, ook bij een relatief lage blootstelling, gezondheidseffecten op jonge kinderen niet kunnen worden uitgesloten.

In Nederland en in Vlaanderen wordt daarom gezocht naar praktische en haalbare oplossingen voor het beheer van gebieden met een diffuse bodemloodverontreiniging. Om adequaat te kunnen blijven adviseren over de diffuusloodproblematiek is in 2018 een literatuurstudie uitgevoerd naar recente wetenschappelijke publicaties (sinds 2010) over de beoordeling van risico's en het beheer van een bodemloodverontreiniging. De literatuurstudie is gestructureerd langs een oorzaak-effect-keten en de daarmee samenhangende thema's:

1. analysemethoden en bemonsteringsstrategieën;
2. normstelling en toetsing;
3. blootstelling;
4. effectiviteit van maatregelen;
5. toxiciteit en gezondheidseffecten.

Analysemethoden en bemonsteringsstrategieën

De keuze van een analysetechniek wordt bepaald door locatiespecifieke omstandigheden, de aard van het onderzoek en beleidsrichtlijnen. Bepaling van totale loodgehalten is veelal onvoldoende in het kader van risicobeoordelingen en bronbepalingen. Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek en om het onderzoek kosteneffectief te houden, kan de uitvoering van loodspeciatie (inventarisatie van alle bindingsvormen van een metaal op een bepaalde locatie) en/of isotoopanalyses worden overwogen als onderdeel van een tweedelijns beoordeling. Hetzelfde geldt voor het opstellen van een gedetailleerde karakteriseringstrategie van de desbetreffende bodem.

Normstelling en toetsing

Er is geen literatuur gevonden over het gevoerde/te voeren beleid ten aanzien van diffuse loodverontreinigingen in het buitenland. Wel is er een overzicht opgenomen van buitenlandse bodemnormen voor lood. De risiconormen voor Nederland en Vlaanderen (respectievelijk 530 en 560 mg/kg ds) liggen binnen de range van risiconormen in vergelijkbare westerse landen.

Tevens blijkt uit een enquête van het Common Forum onder enkele EU-lidstaten, dat de verlaging van de gezondheidkundige grenswaarde voor lood door de EFSA, niet in alle EU-lidstaten tot een herziening van de bodemnormen heeft geleid. In de landen die de bodemnormen wel hebben herzien, zijn als gevolg hiervan knelpunten in de uitvoeringspraktijk ontstaan, omdat de nieuwe bodemnormen lager zijn dan de gangbare achtergrondconcentraties in de bodem. Voor zowel Nederland als Vlaanderen bestaat hetzelfde risico bij een herziening van de huidige loodnormen.

Blootstelling

Grondingestie

Er is weinig nieuw onderzoek gedaan naar grondingestie van kinderen, met uitzondering van studies in Azië (voornamelijk China). Deze studies zijn veelal niet representatief voor de situatie in Nederland en Vlaanderen, omdat de studies zijn uitgevoerd in sterk industriële gebieden met actieve uitstoot. De meeste literatuur maakt nog steeds gebruik van ingestiehoeveelheden uit de jaren tachtig, waarbij de waarden opnieuw worden geïnterpreteerd.

In het algemeen wordt in de studies weinig rekening gehouden met het huidige speelgedrag en de fysiologie van kinderen. De gemeten dan wel gemodelleerde hoeveelheden grond en (bodem)stofingestie liggen veelal lager dan de gehanteerde hoeveelheden door kennisinstellingen en gezondheidsinstellingen. De hoeveelheden liggen ook lager dan de gehanteerde bodemingestie in Nederland en Vlaanderen. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat eventuele wettelijke normwaarden conservatief zijn en het risico niet onderschatten. Een overschatting van de blootstelling van het gemiddelde kind in een gemiddelde situatie lijkt wel mogelijk.

Plantopname

Een eerste beoordeling van de relevante literatuur bracht geen nieuwe inzichten ten opzichte van gebruikte BioConcentratieFactoren (BCF) en/of BCF-relaties aan het licht. De publicaties geven niet eenduidig aan welke planten het meeste lood opnemen, waardoor nog geen verdere aanbevelingen kunnen worden gedaan over welke gewassen het meest geschikt (zouden) zijn binnen de diffuusloodcontext. Het bodemtype, eventueel gerelateerd aan de speciatie van lood in de bodem, is indicatief voor de mate van plantopname. Het wordt aanbevolen om rigouze onderscheid te maken tussen de dominante opnameroute van lood in planten; dit is via het blad of via het wortelstelsel.

Biobeschikbaarheid

De biobeschikbaarheid geeft aan hoeveel van het lood dat aanwezig is in een matrix (grond of gewas) wordt opgenomen in het lichaam en vervolgens via absorptie door de darmwand in de bloedbaan terecht kan komen. De verschillende *in vitro*-methoden in de studies die de biobeschikbaarheid in de maagfase (zure pH) en darmfase (neutrale pH) simuleren, leverden grotendeels dezelfde resultaten op.

Uit de literatuur blijkt dat de biobeschikbare hoeveelheid lood een betere parameter is voor de risicobeoordeling dan het totale loodgehalte in bodem/stof. Overwogen kan worden om het *in vitro* bepalen van de biobeschikbaarheid onderdeel te maken van een meertraps locatiespecifieke risicobeoordeling.

Effectiviteit van maatregelen

Fysieke maatregelen

Additieven

Enkele studies tonen een positieve relatie aan tussen de binding van lood aan de bodem en het toevoegen van additieven zoals compost, anorganische fosfaathoudende additieven of sediment. Echter, op basis van de gevonden literatuur lijkt het toevoegen van additieven om het lood te binden en daarmee de blootstelling van mensen te verminderen, nog onvoldoende onderzocht en onvoldoende zekerheid te bieden om als effectieve maatregel in de praktijk te worden toegepast. Uit de studies blijkt dat de effectiviteit van het toevoegen van additieven locatiespecifiek, additiefspecifiek en bij gewasconsumptie ook gewasspecifiek te zijn bepaald. Daarnaast zal in de praktijk altijd een locatiespecifieke invulling moeten worden gegeven, rekening houdend met de bodemeigenschappen, de mate en het type van de verontreiniging en de gebruiksfunctie. Ook een regelmatige controle van

de mate van binding dan wel verdunning op termijn valt niet uit te sluiten, waardoor er sprake is van terugkerende kosten.

Schoonmaken

Langdurige studies naar de effectiviteit van schoonmaken van de woning, maar ook andere fysieke maatregelen, zijn niet gevonden. Wel zijn er kortdurende studies gevonden (een periode van een jaar) waarin geen positieve relatie wordt gezien tussen het schoonmaken en een daling van de concentraties lood in bloed. De afname van lood in bloed is een langdurig proces; daarom is er behoefte aan studies met een langere looptijd (enkele jaren). Er zijn geen studies gevonden die onderzoek doen naar de effectiviteit van fysieke maatregelen op de blootstelling van kinderen die niet eerder zijn belast met lood. Op basis van de huidige literatuur kan dan ook vooralsnog niet geconcludeerd worden dat het vaker schoonmaken van de woning effectief is voor het verlagen van de loodconcentraties in bloed. Er is een duidelijke behoefte naar verder onderzoek over de effectiviteit van maatregelen op loodbloedconcentraties.

Wassen en schillen van groenten

Het wassen van groenten blijkt een effectieve maatregel om de blootstelling aan lood via de consumptie van bepaalde gewassen uit eigen tuin te verminderen. De mate van effectiviteit hangt af van de consumptiegraad en of deze het lood in de kern opneemt of in de schil. Indien het lood gebonden wordt in de kern van het gewas, zoals dat bij peen en radijs het geval is, is het wassen of schillen van de groente niet effectief om de blootstelling te verminderen. Voor gewassen waarbij het lood voornamelijk op of in de schil zit, is het wassen/schillen van de groente wel effectief.

Communicatiemaatregelen

Op basis van de literatuur kan worden geconcludeerd dat er nog geen inzicht is in de effectiviteit van publiekscommunicatie op het bewustzijn van ouders en het uitvoeren van maatregelen, om de blootstelling en bloedwaarden te verkleinen. Nader onderzoek op de effectiviteit van communicatiemaatregelen is daarom gewenst.

Acceptatie van maatregelen

Voor de acceptatie van te nemen maatregelen om blootstelling aan lood (maar ook verontreinigingen in bredere zin) te verminderen, blijkt dat de maatregelen moeten aansluiten bij de verwachtingen van omwonenden. Als de maatregel niet aansluit bij de verwachtingen, is het draagvlak voor een maatregel onder de bevolking minder groot. Daarnaast moeten de burgers voldoende geïnformeerd en betrokken worden bij de besluitvorming voor een locatiespecifieke benadering. Dit kan resulteren in verschillen tussen de aanpak in verschillende steden of wijken.

Toxiciteit en gezondheidseffecten

Er blijken nieuwe studies beschikbaar te zijn ten aanzien van de blootstelling en toxiciteit van lood bij kinderen. Deze literatuur bevestigt de door EFSA in 2010 uitgevoerde analyse en de door het RIVM gehanteerde analyse in Otte et al., 2016.

Effecten bij volwassenen (hart- en vaatziekten en chronisch nierfalen) zijn tot nu toe niet meegewogen in de loodproblematiek en de gevonden studies geven aanleiding hier wel rekening mee te houden. De toxicologische eindpunten liggen in dezelfde orde grootte als voor kinderen.

Conclusie

Om adequaat te kunnen blijven adviseren over de diffuusloodproblematiek is een literatuurstudie uitgevoerd naar recente wetenschappelijke publicaties (sinds 2010). Uit deze literatuurstudie bleek dat er beperkt nieuwe studies beschikbaar zijn, en dat de beschikbare studies de al gehanteerde uitgangspunten voor het bodembeleid bevestigen.

Er is een duidelijke behoefte aan verder onderzoek naar de effectiviteit van maatregelen om de blootstelling van kinderen en volwassenen aan lood te beperken. Daarom is het RIVM samen met GGD, gemeenten en provincies in het najaar van 2018 een onderzoek gestart in twee wijken om na te gaan wat de effectiviteit van publiekscommunicatie over de gezondheidseffecten van diffuus lood kan zijn. In aanvulling daarop wordt geadviseerd om over enkele jaren opnieuw een literatuurstudie uit te voeren naar de effectiviteit van maatregelen.

1 Inleiding

1.1 Diffuse bodemverontreiniging

Ondanks het feit dat er veel aandacht is voor het verminderen van de emissies van stoffen naar de lucht, bodem en grondwater, vormt verontreiniging met chemische stoffen nog steeds een belangrijke bedreiging voor deze compartimenten. Het gaat hierbij zowel om lokale verontreinigingen ten gevolge van industriële activiteiten (in het verleden) als om verontreiniging afkomstig van diverse bronnen. De laatste jaren wordt men zich sterk bewust van het feit dat de bodem een waardevolle en kwetsbare (dat wil zeggen zeer traag hernieuwbare) hulpbron is die levensnoodzakelijke diensten levert aan de mens en het planetaire ecosysteem. De behoefte aan een goede bodemkwaliteit, open ruimte en gezond drinkwater wordt steeds belangrijker.

Naast de traditionele verontreiniging, waarbij meestal wordt uitgegaan van een in omvang beperkte locatie met een hoge concentratie aan verontreiniging en een duidelijke begrenzing van de verontreiniging, kennen we ook diffuus verontreinigde gebieden. In het algemeen geldt voor diffuse bodemverontreiniging dat de:

- bodemverontreiniging te wijten is aan allerlei, vaak kleinschalige, ambachtelijke activiteiten (inclusief het storten en verbranden van afval), vaak uit een (ver) verleden, en waarvan de gegevens over bron en oorzaak meestal verloren zijn gegaan;
- bodemverontreiniging veroorzaakt is door diverse bronnen, bijvoorbeeld door atmosferische depositie, emissies van verkeer, landbouwpraktijken (meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen), lozingen, overstromingen;
- de bodemverontreiniging die grote arealen beslaat, vaak moeilijk is af te bakenen en ernstige risico's inhoudt.

In de praktijk zijn deze verschillende vormen van diffuse bodemverontreiniging soms niet te onderscheiden. De verontreiniging kan zich zowel in de vaste fase als in het grondwater bevinden.

Diffuse bodemverontreiniging is een gevolg van de toenemende invloed van de mens, onder andere atmosferische depositie, grondverzet, gebruik/afbraak/hergebruik van schadelijke materialen (bijvoorbeeld loodhoudende verf, asbesthoudende platen) en/of schadelijke stoffen (bijvoorbeeld DDT), verkeersemisies, overstromingen en landbouwpraktijken. Ten gevolge van onzorgvuldige grondwerken, bemalingen en stofopwaai in een diffuus verontreinigd gebied kan de omvang van een diffuse bodem- en/of grondwaterverontreiniging blijven toenemen (secundaire verspreiding).

Afhankelijk van het terreingebruik (bodemgebruik), de verontreinigingsgraad, de blootstelling van mensen of het effect op het ecosysteem kan de diffuse verontreiniging een humaan of ecologisch risico vormen en aanleiding geven tot voorzorgsmaatregelen, beheersmaatregelen, gebruiksadviezen of sanering. Het kan tevens een verlies aan biodiversiteit en ecosysteemdiensten teweegbrengen. Ook

drinkwatervoorraden kunnen op termijn door diffuse bodemverontreiniging worden aangetast. Dit rapport richt zich specifiek op de diffuse bodemverontreiniging met lood.

1.2 Vergelijking diffuusloodproblematiek Nederland – Vlaanderen

Diffuse bodemverontreiniging met lood is in zowel Vlaanderen als Nederland een aandachtspunt binnen het bodembeleid. Wel kent de loodproblematiek in beide landen een andere achtergrond. Diffuse bodemverontreiniging met lood kenmerkt zich in het algemeen doordat het moeilijk is af te perken, verspreid is over een groot areaal en daarbinnen in wisselende concentraties aanwezig kan zijn. In Vlaanderen omvat diffuse bodemverontreiniging met lood ook de verontreiniging afkomstig van bronnen of oorzaken die goed bekend of te lokaliseren zijn. Hierdoor zijn maatregelen bij de bron mogelijk, in aanvulling op maatregelen om de blootstelling als gevolg van contact met de verontreiniging te verminderen. In Nederland is de bron van diffuse loodverontreiniging veelal niet meer te achterhalen en richt het beleid zich voornamelijk op het beperken van de blootstelling aan lood.

In Nederland is in oude binnensteden, oude ophooglagen (toemaakdekken in West-Nederland) en in de omgeving van voormalige fabrieken die metalen uitstoten (smelters), veelal sprake van een diffuus verontreinigde bodem met lood. Gebieden in Vlaanderen met een historische diffuse verontreiniging zijn de regio's Beerse, Hoboken en de Noorderkempen (dat wil zeggen verontreiniging met zware metalen gerelateerd aan (voormalige) industriële non-ferro-activiteiten). Vanwege het doorgaans grote areaal dat verontreinigd is met lood, is de aanpak volgens het geijkte saneringsspoor (bronbenadering) meestal een onhaalbare opgave. Bij een bronbenadering wordt uitgegaan van een in omvang beperkte locatie met een hoge concentratie aan verontreiniging (puntbron) en een begrenzing van de verontreiniging met een interventiecontour. In het geval van diffuus lood wordt de bronbenadering in Nederland als het ware vervangen door een gebiedsbenadering, met een locatiespecifieke risicobeoordeling, en aanvullende gebruikadviezen.

In aanvulling op het bovenstaande kent Vlaanderen ook een diffuusloodproblematiek als het gevolg van industriële emissies en gebruik van productieafval (zoals de zinkassenwegen). In dat geval is de bron wel gedeeltelijk bekend (non-ferro-industrie), maar geeft dit aanleiding tot grote variaties aan bodemgehalten binnen een omvangrijk gebied. De problematiek met betrekking tot de zinkassenwegen uit de Noorderkempen sluit aan bij de problematiek zoals deze ook in Nederland speelt. Ook hier is geen duidelijke bron aan te wijzen. Doordat de loodproblematiek in de Noorderkempen gelijk is aan de Nederlandse Kempen, werden in 2002 de krachten gebundeld in het BeNeKempen-project, zodat voor de in deze regio wijdverspreide verontreiniging met cadmium, maar ook met lood, gezamenlijk alternatieve beheers- en saneringsconcepten konden worden uitgewerkt. In hoofdstuk 2 van deze rapportage wordt het beleid van beide landen met betrekking tot de diffuusloodproblematiek beschreven.

1.3 Problematiek en doelstelling

In Nederland en in Vlaanderen wordt gezocht naar praktische en haalbare oplossingen voor het beheer van grote gebieden met een diffuse bodemloodverontreiniging. Uit recent wetenschappelijk onderzoek is gebleken dat bij blootstelling aan lood, ook bij een relatief lage blootstelling, gezondheidseffecten op jonge kinderen niet kunnen worden uitgesloten. Het advies van EFSA uit 2010 (*Scientific Opinion on Lead in Food*, EFSA, 2010) over effecten van lood op de hersenontwikkeling van jonge kinderen, heeft de aandacht voor bodemlood verder geïntensiveerd. Overheden zoeken naar managementopties voor een effectieve aanpak door sanering van de meest risicovolle plaatsen en adviezen voor het omlaag brengen van de blootstelling.

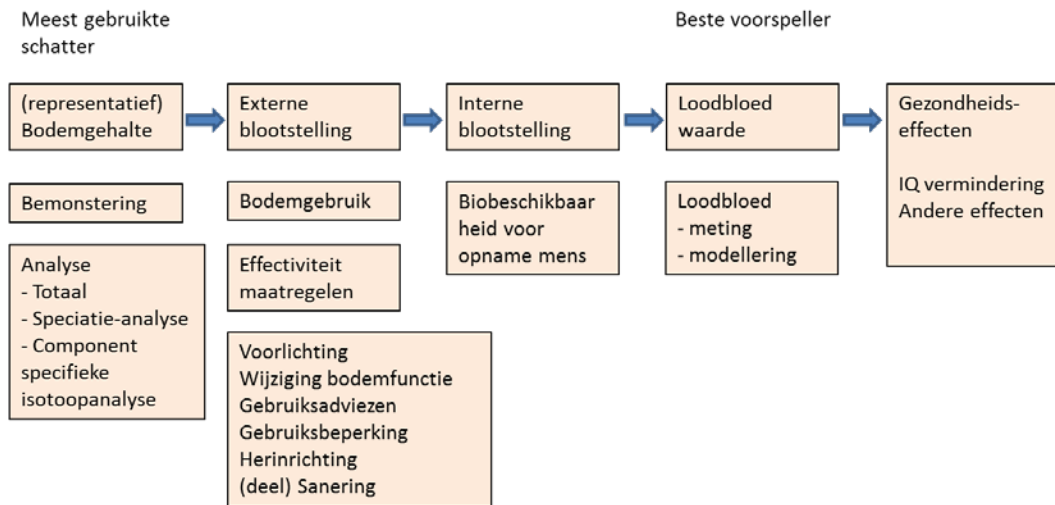
RIVM en VITO adviseren de verschillende overheden over adequate strategieën gebaseerd op hun kennis over bodemonderzoek, bron-pad-effect-modellering, de beoordeling van risico's, voorlichting en gebruikadviezen. Om adequaat te kunnen blijven adviseren over de diffuusloodproblematiek is het voor kennisinstellingen als RIVM en VITO belangrijk om op de hoogte te blijven van de recente wetenschappelijke inzichten. Een verkennende literatuurstudie eind 2016 leidde tot een verzameling van meer dan 150 relevante publicaties. VITO en RIVM hebben daarom in 2018 een literatuurstudie uitgevoerd naar recente wetenschappelijke publicaties (sinds 2010) over de beoordeling van risico's en het beheer van diffuse bodemloodverontreiniging. De resultaten zijn beschreven in deze rapportage.

De literatuurstudie is gestructureerd langs een oorzaak-effectketen en de daarmee samenhangende thema's:

1. analysemethoden en bemonsteringsstrategieën;
2. normstelling en toetsing;
3. blootstelling;
4. effectiviteit van maatregelen;
5. toxiciteit en gezondheidseffecten.

De bijbehorende zoekopdrachten zijn beschreven in Bijlage 1.

Voor de aanpak van grootschalige (diffuse) bodemloodverontreiniging is het belangrijk om inzicht te hebben in de totale keten van de bron-pad-receptor en een inschatting te kunnen maken van de meest succesvolle maatregelen in termen van vermindering van het effect, kosten en maatschappelijke acceptatie. In Figuur 1.1 wordt deze keten geschetst en worden de aandachtspunten en managementopties voor elke schakel van de keten genoemd.



Figuur 1.1: Oorzaak-effectketen bodemlood

Uit figuur 1.1 valt op te maken dat het gezondheidseffect niet alleen bepaald wordt door de concentratie lood in de bodem (een juiste bepaling van het bodemgehalte in de contactlaag van de bodem), maar ook door het bodemgebruik en genomen maatregelen om blootstelling te verminderen, zoals bijvoorbeeld het opvolgen van gebruiksadviezen. Ook de invloed van de biobeschikbaarheid van het lood voor opname in de bloedbaan, speelt een rol in het verwachte gezondheidseffect. Niet al het lood dat het menselijk lichaam binnenkomt, wordt opgenomen. Alleen lood dat in de bloedbaan terecht komt, heeft een mogelijk effect op de gezondheid.

De mate van externe blootstelling wordt sterk beïnvloed door bodemgebruik en gedrag. Verschillen in de opname van lood in de bloedbaan en het effect zijn ook de resultante van individuele verschillen. Het meten van de loodbloedwaarde wordt in het algemeen gezien als de beste voorspeller voor de gezondheidseffecten, omdat de mate van blootstelling (het gebruik en gedrag) verdisconteerd zijn in de gemeten concentratie in bloed. In de talrijke uitgevoerde epidemiologische studies voor lood is deze blootstellingsmaat gecorreleerd met het voorkomen van schadelijke gezondheidseffecten (zie voor nadere informatie hierover Otte et al., (2015).

Ook de blootstelling vanuit andere bronnen dan de bodem (bijvoorbeeld vanuit voedsel of bronnen uit het binnenmilieu) speelt een rol bij het optreden van effecten. Deze blootstelling valt echter buiten de scope van dit onderzoek.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van het beleid voor lood in de bodem in Nederland en Vlaanderen. In de hoofdstukken 3 tot en met 7 worden de resultaten van het literatuuronderzoek voor de individuele thema's besproken. Achtereenvolgens zijn dit: analysemethoden, normstelling en toetsing, blootstelling, effectiviteit van maatregelen en tot slot toxiciteit en gezondheid. In hoofdstuk 8 worden de conclusies en aanbevelingen beschreven die op basis van het huidige

literatuuronderzoek kunnen worden gedaan. In de referentielijst is per thema aangegeven welke literatuur is geraadpleegd. Tevens is aangegeven welke literatuur op basis van hun inhoud is gescreend, maar niet is meegewogen in het onderzoek.

2 Beleid in Nederland en Vlaanderen

2.1 Nederlands beleid en aanpak diffuus bodemlood

In Nederland kennen we twee vormen van normen voor bodembeleid. Risiconormen zoals de Interventiewaarden worden gebruikt om te bepalen of er sprake is van humane of ecologische risico's en of als gevolg daarvan sprake is van ernst en spoed. Indien er sprake is van ernst en spoed moet worden overgegaan tot sanering. Normen voor hergebruik van verontreinigde grond, de zogenoemde Maximale Waarden, worden gebruikt om te bepalen of een al dan niet verontreinigde bodem elders kan worden hergebruikt en voor welke gebruiksfunctie, respectievelijk landbouw/natuur, wonen of industrie (zie Tabel 2.1). Voor een nadere toelichting van het generieke beleid wordt verwezen naar NOBO (2008).

Tabel 2.1: Normwaarden lood in bodem voor Nederland (in mg/kg ds)

Normwaarde	AW	MW _{wonen}	MW _{industrie}	Interventiewaarde
Lood	50	210	530	530

AW: Achtergrondwaarde

MW: Maximale Waarden kwaliteitsklasse wonen en industrie

In Nederland is de diffuse bodemloodverontreiniging al een zorg sinds de start van de bodemsaneringsoperatie. Een diffuse bodemloodverontreiniging wordt gekenmerkt door de grote omvang, het ontbreken van een duidelijke bron en begrenzing. Binnen een diffuus verontreinigd gebied komen gehalten aan lood zowel onder als boven de Interventiewaarde bodemsanering voor. In Nederland is diffuse bodemloodverontreiniging vooral aanwezig in oude binnensteden en op ophooglagen en toemaakdekken¹.

Spoedeisende gevallen van bodemverontreiniging met lood worden sinds de jaren tachtig in het gangbare bodemsaneringsbeleid aangepakt. Voor grootschalige diffuse loodverontreiniging echter, is onderzoek en sanering vaak een onhaalbare en kostbare opgave. Aanvankelijk is getracht met onderzoek naar de blootstelling van mensen en de beschikbaarheid van bodemlood (middels inname via de maag en opname in het bloed) beter grip te krijgen op de risico's en gezondheidseffecten. Echter, recente studies van onder meer de EFSA hebben laten zien dat ook bij een relatief geringe blootstelling negatieve gezondheidseffecten niet kunnen worden uitgesloten.

2.1.1 De transitie naar bodemontwikkelingsbeleid en de omgevingswet

In 2015 heeft het RIVM (Otte et al., 2015) de kennis over diffuse loodverontreiniging en de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's geëvalueerd en adviezen gegeven voor een beleidskader voor de aanpak. De voorgestelde aanpak richt zich op het lokaliseren van risicovolle plekken en het terugbrengen van de blootstelling door voorlichting,

¹ Toemaakdekken zijn ontstaan door ophoging van de bodem door slootbagger, stadsafval, mest en stalzand. Ze komen veel voor in veenweidegebieden van Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht.

gebruiksadviezen en prioritering van herinrichting en sanering op gemeentelijke schaal. De meest risicovolle plekken, zoals bijvoorbeeld kinderspeelplaatsen, zouden dan het eerst worden aangepakt.

Het advies voor het formuleren van een gemeentelijke aanpak is ook ingegeven door de komst van de Omgevingswet. Deze treedt naar verwachting in 2021 in werking. Gemeenten hebben met het in werking komen van de Omgevingswet zelf de bevoegdheid om invulling te geven aan beleid voor de kwaliteit van de leefomgeving. Gemeenten zullen daartoe een omgevingsvisie vaststellen en de daarbij horende plannen en regels uitwerken in omgevingsplannen. Het beheer van de bodemkwaliteit is in de omgevingswet geïntegreerd in het omgevingsbeleid.

Anno 2018 maken enkele gemeenten en provincies (zie kader 2.1) werk van een gemeenschappelijk beleidskader voor de aanpak van diffuus bodemlood. De aanpak ontwikkelt zich van sanering naar risico-gestuurd beheer van bodemloodverontreiniging. Hierbij is niet het halen van een norm het primaire doel, maar is vermindering van de blootstelling aan lood tot een zo laag mogelijk niveau de doelstelling. Om dit te bereiken wordt gewerkt aan een mix van maatregelen zoals voorlichting, gebruiksadviezen, herinrichting en sanering van kinderspeelplaatsen en tuinen in combinatie met een saneringscriterium. Het saneringscriterium is een bodemgehalte (in mg/kg ds) die bedoeld is voor de prioritering van de aanpak. Het saneringscriterium wordt toegepast in combinatie met genoemde maatregelen.

Kader 2.1: Gemeente Zaanstad en de provincies

De gemeente Zaanstad heeft een aanpak vastgesteld met voorlichting, gebruiksadviezen, een aanpak voor schone kinderspeelplaatsen en de prioritering van de aanpak van particuliere tuintjes, inclusief een subsidieregeling. De gemeente Zaanstad hanteert een waarde voor lood van 800 mg/kg droge stof voor de prioritering van de aanpak en voor de verdeling van de subsidie (Gemeente Zaanstad, 2017 en Otte en Zeilmaker, 2017).

Op dit moment werken de provincies Zuid-Holland, Noord-Holland en Utrecht aan een gezamenlijk beleidskader, mogelijk geënt op de Zaanse aanpak. Met de komst van de omgevingswet zal de vigerende landelijke regelgeving (inclusief de normwaarden), zo wordt verwacht, niet worden aangepast.

2.2 Vlaams beleid en aanpak diffuus bodemlood

Sinds 1995 is in Vlaanderen het Bodemsaneringsdecreet van kracht, met als doel het beheren en saneren van bodemverontreiniging. Op 27 oktober 2006 werd een 'nieuw' wettelijk kader voor bodemsanering én bodembescherming in het Vlaamse gewest gepubliceerd: het Bodemdecreet. In december 2007 volgde het vernieuwde uitvoeringsbesluit, het VLAREBO².

Op 29 november 2017 werd het Bodemdecreet opnieuw gewijzigd, om te garanderen dat de sanering van alle verontreinigde gronden in

² het Vlaams Reglement rond bodemsanering en bodembescherming

Vlaanderen tegen 2036 is gestart. Op 21 september 2018 werden ook de uitvoeringsbesluiten (VLAREBO) aangepast.

In het kader van het saneringsbeleid wordt ter hoogte van een risicoground in het oriënterend bodemonderzoek (OBO) op basis van onder andere een toetsing aan de bodemsaneringsnormen (bijlage IV van het VLAREBO; Tabel 1.2) beslist of er een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) dient te worden uitgevoerd. In het BBO wordt op basis van een uitgebreide risico-evaluatie, waarin zowel humane risico's, verspreidingsrisico's als ecotoxicologische risico's aan bod komen, beslist of sanering noodzakelijk is en hoe urgent deze is. Op basis van de aard van de verontreiniging (nieuw, gemengd of historisch) en het BATNEEC³-principe worden in het bodemsaneringsproject (BSP) de saneringsdoelstellingen vastgelegd (zoals saneren tot: richtwaarden, bodemsaneringsnormen van het overeenstemmende bestemmingstype of risicogebaseerde terugsaneerwaarden afgeleid door de deskundige).

Daarnaast is er in Vlaanderen ook een regelgeving rond het grondverzet van kracht. Het doel van deze regeling is niet enkel de verspreiding van bodemverontreiniging te beheersen, maar ook een grotere bescherming te bieden aan de ontvangers van uitgegraven bodem en aan de aannemers en de vervoerders van uitgegraven bodem. Uitgegraven bodem die voldoet aan de waarden voor vrij gebruik (bijlage V van het VLAREBO) wordt niet als verontreinigd beschouwd. Het gehalte aan verontreinigende stoffen of organismen op of in de bodem laat toe dat de bodem al zijn functies kan vervullen zonder dat enige beperking moet worden opgelegd. Uitgegraven bodem die niet voldoet aan de waarden voor vrij gebruik, maar wel voor alle stoffen voldoet aan de bodemsaneringsnorm voor woonzone (i.e. bestemmingstype III van bijlage IV van het VLAREBO), mag buiten de kadastrale werkzone gebruikt worden, op voorwaarde dat een studie van de ontvangende grond wordt uitgevoerd en voor zover de uitgegraven bodem voor alle stoffen voldoet aan 80% van de bodemsaneringsnorm van de ontvangende grond.

Tabel 2.2: Normen voor lood in bodem voor Vlaanderen (in mg/kg ds)

Standaard bodem (2% klei; 10% OM)	mg/kg ds						
	SW	RW	BSN I	BSN II	BSN III	BSN IV	BSN V
Lood	31	120	200	200	560	735	1250

SW: Streefwaarde; RW: Richtwaarde; BSN: bodemsaneringsnorm

Bestemmingstypes: I: natuur; II: landbouw, BSN III: wonen, IV: recreatie en V: industrie

Tot op heden is het bodembeleid in Vlaanderen gericht op het in kaart brengen van verontreinigingen gerelateerd aan (voormalige) industriële activiteiten en bijbehorende risico-activiteiten en de duurzame herontwikkeling van *brownfields* (dit zijn voormalige industriële terreinen die door de aanwezige bodemverontreiniging niet meer gebruikt kunnen worden, maar vanwege een ideale ligging in

³ Best available techniques not entailing excessive cost

aanmerking kunnen komen voor een nieuwe bestemming). De juridische instrumenten die werden opgesteld (onder andere inventarisatie van verontreinigde gronden, en het toekennen van onderzoeks- en saneringsverplichtingen) zijn goed geschikt voor de aanpak van bodemverontreiniging veroorzaakt door een duidelijk identificeerbare en goed te lokaliseren bron of risico-activiteit.

Sinds kort vermeldt OVAM (Openbare Vlaamse Afvalstoffen Maatschappij) gebruiksadviezen op bodemattesten, waarvan de opvolging vrijblijvend is. Meestal worden gebruiksadviezen gegeven wanneer geen verdere saneringsmaatregelen nodig zijn, maar er mogelijk toch een risico kan ontstaan bij bijvoorbeeld een wijziging van terreingebruik. De doelstelling van gebruiksadviezen is onder andere het sensibiliseren van betrokkenen en hen bewust maken van de aandachtspunten, gevolgen en risico's van de bodemverontreiniging bij wijzigingen van het terreingebruik, of bij bepaalde handelingen zoals grondverzet en oppompen van grondwater. Enkele voorbeelden zijn: 'Het is niet aangewezen een moestuin aan te leggen op het perceel' en 'Door de grondverzetsregeling zijn er beperkingen voor het gebruik van uitgegraven bodem'.

In Vlaanderen werd een aanpak uitgewerkt voor de historische omvangrijke diffuse loodverontreinigingen, die gerelateerd zijn aan een gekende bron (activiteit). Omwille van de omvang van zulke verontreinigingen in combinatie met het BATNEEC-principe worden in eerste instantie de '*hotspots*' (onder andere de oorzaak, het bronperceel en de nabije omgeving) aangepakt en blijft een zekere 'restverontreiniging' achter in de ruimere regio. In bijlage 2 worden de oorzaken van diffuse loodverontreinigingen in Vlaanderen kort toegelicht en wordt toegelicht op welke wijze de gekende regionale diffuse loodverontreinigingen in Vlaanderen reeds werden onderzocht en werden aangepakt en/of opgevolgd.

In Vlaanderen (Standaert et al., 2009) werd een aantal indicatieve modelberekeningen uitgevoerd in het kader van de bepaling van risicogrenswaarden (RGW) voor zware metalen (lood, cadmium en arseen) in de bodem. De berekeningen maken een inschatting mogelijk van de gevolgen van verhoogde metaalconcentraties in de bodem op de blootstelling van de populatie die erop leeft. De risicogrenswaarden zijn gewenst voor het beoordelen van bodemkwaliteit in enkele specifieke gebieden waar eerder problemen met specifieke metalen werden vastgesteld. Ze kunnen gebruikt worden als basis voor het bepalen van limietwaarden, waarbij bodems worden gesaneerd. Voor lood werd hierbij gekeken naar Hoboken en de Noorderkempen, en hiervoor werd gebruikgemaakt van specifieke modellen ontwikkeld voor deze gebieden (BoHo- en BeNeKempen-model). Voor Hoboken werden zo grenswaarden berekend van 523 mg/kg ds bij een P95 bodemingestie en een 10% overschrijding van de loodbloedwaarde van 10 µg/dL, en 278,7 mg/kg ds voor een overschrijding van 5%. Voor lood in de Noorderkempen werden waarden variërend tussen 283 en 834 mg/kg ds berekend, afhankelijk van een aanname van hoge of gedeeltelijke (25%) consumptie van lokale groenten en wonen met of zonder volkstuin of moestuin. Bij de aanpak van de diffuse loodverontreiniging in Vlaanderen zijn vaak verschillende overheids- en onderzoeksinstanties betrokken. Zo meet de VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij) in Vlaanderen de concentraties van

zware metalen in de lucht en in het neervallend stof om een beeld te krijgen van de luchtkwaliteit met betrekking tot zware metalen in Vlaanderen. Vlaanderen telt drie *'hotspot'*-gebieden voor zware metalen in de lucht: Hoboken, Beerse en Genk⁴. Via humane biomonitoring (metingen in bloed-, urine- en ademmonsters van jongeren, volwassenen, moeders en pasgeborenen) worden in Vlaanderen gegevens verzameld over de aanwezigheid van milieuvervuilende stoffen zoals lood en mogelijke gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling. In 2002 startte het Vlaams Humaan Biomonitoringsprogramma en sinds 2003 is het ook wettelijk verankerd in het Vlaamse preventiedecreet. Uit het document 'Ontwikkeling van milieu-indicatoren gebaseerd op Humane Biomonitoringsresultaten in Vlaanderen (Buekers et al., 2017)' blijkt dat de gekende aandachtsgebieden voor zware metalen zoals de Noorderkempen, Hoboken en Beerse reeds gevolgd worden via humane biomonitoring.

Kader 2.2: Hoboken (Antwerpen)

De diffuse loodverontreiniging ter hoogte van Hoboken wordt in belangrijke mate verklaard door de non-ferro-industrie die daar lokaal aanwezig is en die in het verleden loodemissies naar de lucht heeft veroorzaakt. Sanering van tuintjes en openbare terreinen (saneringsproject 'Schoon Moretusburg – Hertogvelden') zorgde ervoor dat een groot deel van de historische bodemverontreiniging werd verwijderd (via afgraving). De hoge concentraties zware metalen in de omgevingslucht en de loodresultaten van een humane biomonitoringscampagne bij kinderen in de regio gaven aanleiding tot bijkomende acties. Over de jaren heen werden talrijke preventieve acties ondernomen, zowel in de fabriek om de uitstoot van metalen te beperken (emissiereductie) als in de wijk. Acties in de wijk zijn onder andere: reiniging van straten en pleinen, ontstoffen van huizen, preventiecampagnes en de sluiting van de school in de wijk in de zomer van 2014 om de loodblootstelling van de kinderen tijdens de schooluren te beperken.

⁴ <https://www.vmm.be/lucht/zware-metalen/evolutie-zware-metalen>

Kader 2.3: Noorderkempen

Ook hier heeft de metaalindustrie een impact op de gehalten zware metalen in de wijde omgeving van de fabrieken, enerzijds omdat de depositie van uitgestoten stofdeeltjes tot kilometers buiten de fabrieken plaatsvindt, anderzijds omdat assen uit de fabrieken zijn gebruikt bij de aanleg van wegen en erfverhardingen (de zogenoemde zinkassenwegen). Door uitloging is ook deze verontreiniging verplaatst richting grondwater. Het afvalwater dat de non-ferro-bedrijven loosden, vervuilde het slib- en oppervlaktewater sterk, waardoor het naar almaar grotere gebieden werd verspreid. Klassieke sanerings- en beheerstechnieken bleken niet haalbaar. Omwille van de gelijklopende problematiek in de Belgische en Nederlandse Kempen, werden in 2002 de krachten gebundeld (project BeNeKempen), zodat voor de in deze regio wijdverspreide cadmiumverontreiniging gezamenlijk alternatieve beheers- en saneringsconcepten konden worden uitgewerkt. Voor de aanpak van deze bodemverontreiniging met zware metalen (voornamelijk cadmium, maar ook lood) in de BeNeKempen-regio werden in Vlaanderen reeds enkele specifieke acties uitgevoerd zoals de *'Convenant Umicore'*, het project *'Benekempen'* en de aanpak van de *'Zinkassen'*.

Begin 2006 startte een grootschalig blootstellingsonderzoek in de Noorderkempen. Uit het onderzoek bleek dat kinderen in een straal van 2 km rond de non-ferro-bedrijven gemiddeld meer lood in hun bloed hadden dan kinderen die leven in een niet vervuild 'controlegebied'; het gehalte bleef echter duidelijk onder de richtwaarde van 10 µg/dl, waardoor de kans op gezondheidseffecten klein is.

OVAM is nauw betrokken bij deze regionale problematieken met zware metalen. De OVAM-website bevat niet alleen informatie over de oorzaak en het ontstaan van deze diffuse loodverontreinigingen, maar bevat ook informatie over het uitgevoerde onderzoek, de samenwerking met de omwonenden en andere instanties, de voorgestelde saneringsmaatregelen en de communicatie. De essentie wordt voor bovenstaande regionale problematieken samengevat in bijlage 2.

3 Analysemethoden

3.1 Belang voor beleid en uitvoering

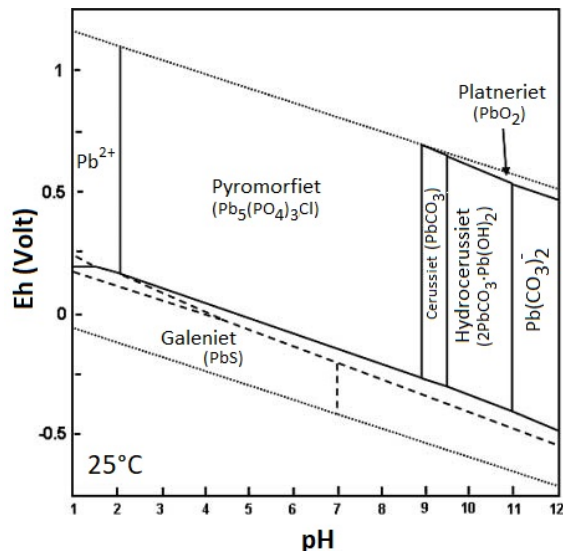
Lood (Pb) is een natuurlijk element dat in de aardkorst wordt aangetroffen in concentraties ~ 0,002%. Vrijgave van lood aan het milieu gebeurt zowel door natuurlijke processen (zoals emissies van silicaatstof, vulkanische activiteit, bosbranden, zeezoutaerosolen, meteorieten en het radioactief verval van radon) als door menselijke activiteiten. Het aandeel van natuurlijke bronnen aan loodconcentraties in het milieu is echter verwaarloosbaar ten opzichte van antropogene bronnen (WHO, 1977), waaronder industriële processen, (voormalige) loodwitfabrieken, mijnbouw, smelters, transport, verbranding van fossiele brandstoffen (Figuur 3.1).

Voor het beleid is het relevant om te weten welke risico's loodverontreinigingen geven en eventueel welke bron ten grondslag ligt aan een verontreiniging. Lood kan in het milieu namelijk voorkomen in drie oxidatietoestanden welke kunnen worden onderverdeeld in de groepen (Wuana & Okieimen, 2011):

- elementair of metallisch lood (Pb^0) dat eerder zeldzaam is;
- anorganisch lood (voornamelijk 2-waardige loodverbindingen (Pb^{2+}), waaronder loodoxiden, loodhydroxiden, loodmetaaloxyanion complexen, loodfosfaten, loodcarbonaten, loodsulfaten, loodsulfiden);
- organisch lood (voornamelijk 4-waardige loodverbindingen (Pb^{4+}), waaronder de methyl- en ethyl-loodverbindingen en hun zouten).

Omdat de verschillende verschijningsvormen andere eigenschappen hebben met betrekking tot mobiliteit en de biobeschikbaarheid, heeft dit een impact op de interpretatie van de humane risico's en verspreidingsrisico's die eraan verbonden zijn. Daarnaast wordt het transport, de biobeschikbaarheid en de speciatie van lood sterk beïnvloed door omgevingsparameters zoals adsorptie en desorptie, de aanwezigheid van elektronendonoren, redoxpotentiaal, pH, opgeloste ionen, CEC (kationenuitwisselingscapaciteit), percentage klei, organisch materiaal en reactief ijzer, en de permeabiliteit van de bodem (Yobouet et al., 2010; Walraven, 2014; Kushwaha et al., 2018). Verschillende reacties, zoals minerale precipitatie en ontbinding, ionenuitwisseling, adsorptie en desorptie, waterige complexvorming, biologische immobilisatie en mobilisatie, en opname door planten (Wuana and Okieimen, 2011), hebben dan ook invloed op de verdeling van lood in de bodem.

(Karna et al., 2017) aangetoond dat de biobeschikbaarheid van lood varieert, afhankelijk van het type loodverbinding. De beschikbaarheid is namelijk hoog voor cerussiet (PbCO_3) en lood-mangaanoxide ($> 75\%$), medium voor loodfosfaat en loodoxide ($25-75\%$) en laag ($<25\%$) voor onder andere anglesiet (PbSO_4), loodsulfide, ijzer-loodverbindingen en verschillende op lood gebaseerde oxiden. Speciatie-analyse is dan ook zeer relevant met betrekking tot de uit te voeren risicoanalyse.



Figuur 3.2: De vorming van stabiele loodmineralen in functie van Eh en pH met: $[\text{Pb}] = 10^{-6} \text{ M}$, $[\text{SO}_4] = 10^{-3} \text{ M}$, $[\text{HCO}_3^-] = 10^{-2} \text{ M}$, $[\text{Cl}^-] = 10^{-6} \text{ M}$, $[\text{HPO}_4^{2-}] = 10^{-6} \text{ M}$ (naar Clausen et al., 2011)

3.2 Resultaten en discussie

3.2.1 Totaal-analysen

3.2.1.1 Natchemische laboratoriummethoden

In het kader van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (VLAREBO) dienen totaal-metaalconcentraties in bodem of grondwater, inclusief 'totaal lood', kwantitatief te worden bepaald, om vervolgens te worden getoetst aan de vigerende bodemsaneringsnormen. De hierbij opgelegde destructie- en analysemethoden worden beschreven in verschillende CMA-procedures (Compendium voor monsterneming en analyse, www.emis.vito.be).

Digestie gebeurt conform de CMA-procedures CMA/2/11/A.3

'Ontsluitemethode voor de bepaling van elementen in bodem, vaste en pasteuze materialen', CMA/2/1/A.6.1 'Ontsluiting voor de bepaling van geselecteerde elementen in water – aqua regia-ontsluiting' en CMA/2/A.6.3 'Ontsluiting voor de bepaling van geselecteerde elementen in water – salpeterzuur ontsluiting'. Een overzicht van de analysemethoden die toegepast mogen worden voor de analyse van totaal lood in grondwater, eluaten en destructievloeistoffen is opgenomen in de procedure CMA/2/1/B en omvat inductief gekoppeld plasma atomaire-emissiespectrometrie (ICP-AES; CMA/2/1/B.1), atomaire absorptiespectrometrie met grafietoven (ET-AAS; CMA/2/1/B.2) inductief gekoppeld plasma massa spectrometrie (ICP-MS; CMA/2/1/B.5).

3.2.1.2 Draagbare energie-dispersief X-stralenfluorescentie spectrometer (ED-XRF)

Het nadeel van de klassieke natchemische laboratoriummethoden is dat ze tijdrovend zijn. Verschillende studies uitgevoerd in de voorbije 15 jaar zowel in Nederland (GeoConnect, 2008a; GeoConnect, 2008b; SKB, 2009; Van Egmond et al., 2010) als in Vlaanderen (Vanhoof et al., 2004a; GeoConnect, 2010; Geoconnect, 2011) tonen aan dat het totale loodgehalte in bodems op een snelle, niet-destructieve manier kan worden bepaald met behulp van een draagbare energie-dispersief X-stralenfluorescentie spectrometer (Vanhoof et al., 2004b; SIKB, 2018b) en dit zonder de uitvoering van tijdrovende en milieubelastende voorbehandelingen.

De meerwaarde voor de uitvoering van deze metingen zit vervat in het feit dat 1), de resultaten onmiddellijk *on-site* beschikbaar zijn en onderzoeksbeslissingen op het terrein kunnen ondersteunen; 2) meer metingen kunnen worden uitgevoerd in vergelijking met de klassieke natchemische methode voor eenzelfde tijdsperiode, wat resulteert in een grotere dataset en een vermindering van het aantal terreindagen.

Omwille van het niet of beperkt voorbehandelen van het bodemoppervlak of het bodemonster, kan de meetspreiding en de juistheid van het analyseresultaat echter sterk beïnvloed worden, waardoor eerder kwalitatieve tot semi-kwantitatieve meetresultaten verkregen worden. De draagbare XRF wordt in Vlaanderen dan ook voornamelijk ingezet als ondersteuning van de erkende bodemsaneringsdeskundige in het kader van 1) de optimalisatie van de bemonsteringsstrategie, 2) *hotspot*-analyse met lokalisering van de verontreinigingskernen en 3) opvolging van bodemsaneringsprojecten (Tabel 3.1).

Tabel 3.1 Overzicht inzetbaarheid draagbare ED-XRF bij bodemonderzoeken (naar Vanhoof et al., 2004)

Locatie	Veldanalysen	Mobiel lab
Type toestel	draagbaar	<i>bench top</i>
Voorbehandeling	geen	beperkte homogenisatie
Type monster	Bodem (<i>in-situ</i>), onbehandeld bodemonster	'grof' gehomogeniseerd bodemonster
Datakwaliteit	kwalitatief	semi-kwantitatief
Toepassing in het kader van bodemonderzoek	<ul style="list-style-type: none"> • Optimalisatie bemonstering • Lokaliseren <i>hotspots</i> • Opvolging bodemsaneringen 	

Meetstrategie

In Vlaanderen is er tot op heden nog geen CMA-procedure uitgewerkt voor de uitvoering van metingen met een draagbare ED-XRF. In samenspraak met de OVAM kan dit echter in dossiers overwogen worden in het kader van de uitvoering van alternatieve onderzoekstechnieken. 10% van de analyseresultaten moet hierbij bevestigd worden door middel van een in de CMA-procedures opgenomen analysetechniek.

In Nederland zijn diverse protocollen en handreikingen geschreven voor onderzoek naar verontreinigingen in de bodem. De protocollen worden opgesteld en beheerd door het Nederlands Normalisatie-Instituut (NEN)

en de Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer (SIKB). Afgezien van technische of bouwkundige toepassingen, is de wijze van bemonstering gedifferentieerd naar de doelen of fase van het bodemonderzoek, bijvoorbeeld 'Verkenkend, Nader, Oriënterend Saneringsonderzoek, of Partijkeuringen'. Er zijn tevens normatieve documenten gemaakt voor het transport, bewaren, voorbereiden, submonsteren en analyseren van de grondmonsters.

Door SIKB (2018a) is een onderzoeksstrategie (ontwerphandleiding 8102) uitgewerkt voor de beoordeling van de risico's van lood in de bodem van kinderspeelplaatsen en (moes)tuinen. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen de zogenoemde 'conventionele' onderzoeksstrategie waarbij bodemonsters worden geanalyseerd op de aanwezigheid van totaal loodgehalte door een geaccrediteerd laboratorium en een zogenoemde '*handheld XRF*'-strategie, waarbij op het terrein totaal-loodconcentraties worden bepaald door middel van de toepassing van de draagbare XRF. Beide onderzoeksstrategieën of een combinatie ervan kunnen worden toegepast, daar recent onderzoek heeft aangetoond dat beide onderzoeksstrategieën resulteren in eenzelfde betrouwbaar onderzoeksresultaat.

Richtlijnen voor de uitvoering van *in-situ*-metingen ter bepaling van zogenoemde '*real-total*'-analyses van lood in de bodem van speelplaatsen en (moes)tuinen zijn opgenomen in de ontwerphandleiding 8103, opgesteld door SIKB (2018b). Een belangrijk element hierbij zijn de metingen/handelingen die moeten plaatsvinden met betrekking tot de kwaliteitscontrole (energiekalibratie, metingen op blanco's en referentiemateriaal en praktijkduplo's, correctie voor vochtgehalte en bij hoge organische stofgehalten de uitvoering van kalibratie voor veenmonsters).

De optimale onderzoekstrategie hangt af van de vorm waarin de loodverontreiniging aanwezig is, en de ruimtelijke verspreiding zowel in het horizontale als verticale vlak. Daar kan vaak al een beeld van worden verkregen door middel van een historisch onderzoek, eventueel aangevuld met een vooronderzoek in het veld. Ook hiervoor biedt de XRF-methode goede mogelijkheden. De hoeveelheid metingen die moet worden gedaan om een gemiddelde concentratie met een bepaalde (gewenste) betrouwbaarheidsinterval te krijgen, moet in principe voor elke locatie opnieuw worden vastgesteld met een methodisch vooronderzoek. In de praktijk gaat men vaak af op eerdere ervaringen, en wordt een monsterstrategie gekozen op basis van een aantal aannames. In de bovengenoemde SIKB-handleidingen is dat ook gedaan. Voor het onderzoek naar loodgehaltes op kinderspeelplaatsen wordt gebruikgemaakt van methodisch/statistisch onderzoek dat door de gemeente Rotterdam is uitgevoerd. Ook in Zaandam is inmiddels al meer praktijkervaring opgedaan met dit type (vaak kleinere) locaties. Voor tabellen over het aantal te nemen monsters/boringen in relatie tot de oppervlakte van een locatie, wordt verwezen naar de eerder genoemde SIKB-protocollen.

3.2.2 *Speciatie-analysen*

De volgende begrippen worden onderscheiden:

- De bindingsvorm of speciatie van een element is de functie van de isotopische samenstelling, de elektronenconfiguratie, de oxidatietoestand en/of de complexiteit van de moleculaire structuur IUPAC (1997).
- Speciatie-analyse: Analytische procedure om de individuele bindingsvormen of de speciatie van lood in bodem, sediment of stof te identificeren en te kwantificeren. Door een overwogen keuze van een reeks extractiemiddelen is het mogelijk progressief en selectief in functie van mineralogische fasen, grotere hoeveelheden van een element vrij te maken.
- Fractionering: Stapsgewijze afsplitsing van een analyt uit een monster op basis van de fysische en/of chemische eigenschappen. Fractionering is over het algemeen gebaseerd op extractie en/of derivatie van de doelparameter, waardoor transformatie van de bindingsvormen kan optreden met analytische onnauwkeurigheden tot gevolg.

Hoewel reeds aanzienlijke inspanningen werden geleverd om de verschillende loodspecies te scheiden, te identificeren en te kwantificeren, werd, met betrekking tot de analytische procedure voor het beoordelen van loodspecialisatie in de bodem, nog geen consensus bereikt. In het kader van speciatie-analyse wordt gebruikgemaakt van extractieprocedures, X-stralendiffractie en/of spectroscopische methoden.

3.2.2.1 Sequentiële extractie

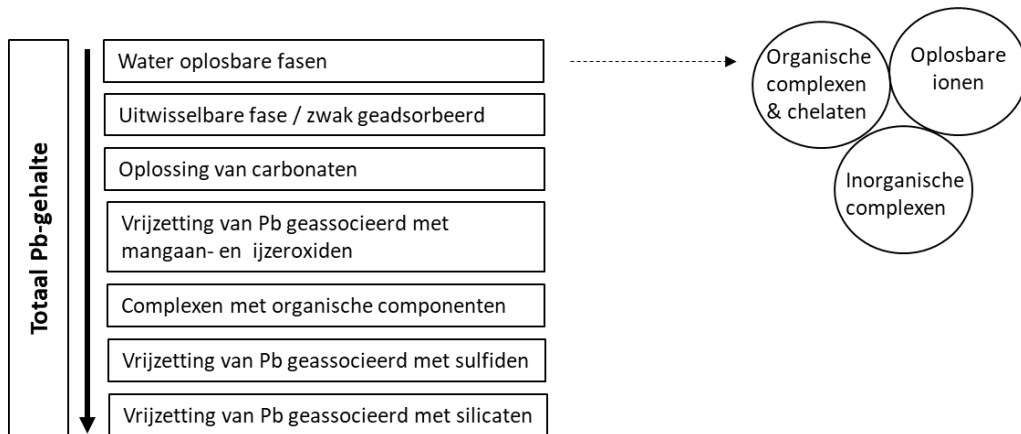
Met betrekking tot extractieprocedures wordt een onderscheid gemaakt tussen selectieve en sequentiële extractie:

- Selectieve extractie (enkelvoudige extractie/één-staps sequentiële extractie): Selectieve extractie richt zich op de identificatie/bepaling van lood, gerelateerd aan een welbepaalde fractie door middel van een specifiek oplosmiddel.
- Sequentiële extractie: Hierbij worden opeenvolgende (sequentiële) extracties uitgevoerd met telkens een ander, meer reactief oplosmiddel om de verschillende species in een monster te bepalen. Een sequentiële extractie omvat in het algemeen drie tot acht behandelingen van de vaste fase, waarbij gestart wordt met het toevoegen van water, om vervolgens stapsgewijs oplosmiddelen toe te dienen met toenemende reactiviteit om lood vrij te zetten uit 1) de wateroplosbare fase, 2) de uitwisselbare/geadsorbeerde fracties, 3) de carbonaten, 4) ijzer- en mangaanoxiden, 5) organische complexen, 6) sulfiden en silicaten.

Een samenvatting van de meest voorkomende doelfases en extractiestappen wordt weergegeven in Figuur 3.3. Voorbeelden van sequentiële extractiemethodes voor loodspeciatie zijn de Tessier (Tessier et al., 1979), de BCR-methode⁵ (Ure et al., 1993) en de aangepaste 3-traps BCR (Tai & McBride, 2013) sequentiële extractieprocedure.

⁵ BCR-methode: sequentiële extractie procedure uitgewerkt door het Europese 'Community Bureau of Reference (BCR)'

Sequentiële extractie heeft echter als nadeel dat het een tijdrovende techniek is, die wel toelaat aanwezige fases af te leiden, maar niet steeds de individuele componenten. Bovendien kunnen crosscontaminatie, re-adsorptie, neerslagvorming en onvolledige extractie aanleiding geven tot onnauwkeurige resultaten (D'Amore et al., 2005).



Figuur 3.3: Schematisch overzicht van de mogelijke targetvormen, onderscheiden in sequentiële extractieprocedures (naar Rodgers et al., 2015)

3.2.2.2 Vaste fase analysetechnieken

Internationaal wordt ook reeds gebruikgemaakt van niet-destructieve X-stralen-spectroscopie voor de bepaling van loodvormen in de bodem, het sediment en de stof (D'Amore et al., 2005; MacLean et al., 2011; Beauchemin et al., 2011; Scheckel et al., 2013; Landrot & Khaokaew, 2018). Hierbij is geen chemische extractie vereist. Eventueel worden de monsters vooraf gezeefd, om verschillende korrelgroottefracties te verkrijgen. Met betrekking tot lood-speciatie-analyse werden de volgende analysetechnieken in recente onderzoeken aangewend: XRD (X-stralen-diffractie), XRF (X-stralen-fluorescentie), XAS (X-stralen-absorptie-spectrometrie) en XANES (*X-ray Absorption Near Edge Structure*). Deze technieken laten toe om lood geadsorbeerd aan organisch materiaal, in amorfe structuren en mineralen te identificeren. XRD laat enkel een kwalitatieve bepaling toe, maar is weinig gevoelig. Betts & Scheckel (2015) voerden een vergelijkende studie (Tabel 3.2) uit met betrekking tot de toepassing van vaste fase analysetechnieken (i.e. XRF, XRD, XAS, Mössbauer spectroscopie en FTIR (*Fourier-transform infrared spectroscopy*)) in het kader van lood-speciatie-analysen. Omwille van de mogelijkheid tot gedetailleerde component-identificatie en de lage detectielimiet wordt door deze auteurs XAS als meest aangewezen techniek beschouwd. Een XANES- of XAS-bepaling vereist echter een hoog energetische X-stralen-bron en is daarom enkel uitvoerbaar in gespecialiseerde onderzoeksinfrastructuur (synchrotron) en een weloverwogen selectie van vergelijkende standaarden.

Voordelen van niet-destructieve analysemethoden ten opzichte van sequentiële extracties zijn:

- er zijn weinig of geen voorbehandelingsstappen vereist;
- er is geen extractie in verschillende oplosmiddelen vereist;
- de hoeveelheid benodigd monster is beperkt;
- wijzigingen in loodvormen (neerslag, re-adsorptie) treden niet op.

Nadelen van niet-destructieve analysemethoden ten opzichte van sequentiële extracties zijn:

- aandacht voor selectie van standaarden, kennis van de historie van het te onderzoeken terrein is hiervoor noodzakelijk;
- analysetechnieken behoren niet steeds tot de standaardtechnieken van een laboratorium, vaak enkel in gespecialiseerde onderzoeksinfrastructuur.

Tabel 3.2: Resultaten van een vergelijkende studie van niet-destructieve speciatie-analysetechnieken (naar Betts & Scheckel, 2015)

	XRD	XRF (EMPA)	XAS	Mössbauer	FTIR
Techniek	X-stralen diffractie	X-stralen fluorescentie microsonde	X-stralen adsorptie spectroscopie	Mössbauer spectroscopie	Fourier transformatie infrarood spectroscopie
Verwante technieken	XPD		XANES, EXAFS, SEXAFS		
Stralings-type	X-stralen	X-stralen	X-stralen	Gamma stralen	Infrarood (golflengte: 1-10 m)
Detectie-limiet	1-5%	100-5000 ppm	~1 ppm	1-1000 ppm	0,1-0,5%
Element range	Li-U	Li-U	Li-U	Mössbauer actieve elementen (n = 44)	functionele groepen
Toepassing (niet-limitatief)	structuurbepaling, identificatie van species	bepaling chemische samenstelling van vaste stoffen	component analyse	studie chemische binding en structuur van atomen	component identificatie op o.a. oppervlakten, poeders en vloeistoffen, identificatie van functionele groepen
Voordelen	rechtstreekse meting op monster, niet destructief, groot meetbereik aan elementen	rechtstreekse meting op monster, niet destructief, groot meetbereik aan elementen	rechtstreekse meting op monster, niet destructief, groot meetbereik aan elementen, relatief lage detectielimiet, component analyse	rechtstreekse meting op monster, niet destructief	universele meetmethode, rechtstreekse meting op monster, niet destructief
Nadelen	bepaalde gevoeligheid, enkel voor toepassing op kristallijne materialen	enkel bepaling van elementen	mogelijke beschadiging van monster, beperkte beschikbaarheid apparatuur	beperkt aantal te detecteren elementen, zwakke data-analyse	bepaalde gevoeligheid, enkel toepasbaar voor vaste stoffen
Beschikbaarheid	Algemeen	algemeen (synchrotron: gespecialiseerde onderzoeksinfrastructuur)	enkel in gespecialiseerde onderzoeksinfrastructuur	niet echt beschikbaar	algemeen

3.2.2.3 Isotoopanalyse

Naast risicoanalyse kan ook brontracering een belangrijk element zijn bij eventuele diffuse verontreinigingen. Bepaling van de totaalconcentraties aan lood, al dan niet in combinatie met speciatieanalyse, laat over het algemeen niet toe om een onderscheid te maken tussen respectievelijk van nature aanwezig lood en antropogeen lood. Met betrekking tot brontracering werd de voorbije jaren meer en meer aandacht besteed aan de toepassing van loodisotoopanalyse (Komárek et al., 2008; Tirez et al., 2008; Glorennec et al., 2010; Oulhote et al., 2011; Walraven, 2014; Walraven et al., 2016; Souto-Oliveira et al., 2018).

Lood bevat vier stabiele isotopen, namelijk: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb en ^{208}Pb , waarvan enkel ^{204}Pb niet radiogeen (ioniserende straling veroorzakend) is. De concentratie van ^{204}Pb is daardoor constant sinds het ontstaan van de aarde. ^{206}Pb , ^{207}Pb en ^{208}Pb worden gevormd door het radioactieve verval van respectievelijk de uraniumisotopen ^{238}U & ^{235}U en het thoriumisotoop ^{232}Th . Daar het verval van de U- en Th-moederradionucliden tot de loodisotopen wordt beheerst door verschillende halfwaardetijden, veranderen de loodisotopenverhoudingen in functie van de tijd overeenstemmend met de vervaltijden van de radioactieve moederisotopen. De verhoudingen van de radiogene isotopen ten opzichte van het niet-radiogeen-isotoop zal geleidelijk toenemen in functie van de tijd. Het lood dat gebruikt wordt in industriële toepassingen is afkomstig van verschillende ertsafzettingen over de wereld. De isotoopverhoudingen in deze erts zijn 'bevroren' op verschillende tijden in het geologisch verleden en zijn dus verschillend van het 'natuurlijke' lood dat zich is blijven ontwikkelen tot nu. Dit verschil laat toe om de zogenoemd antropogene bronnen van lood te karakteriseren en te identificeren. Om een significant verschil tussen de loodisotopenverhoudingen te kunnen waarnemen, is de mate van precisie van de gemeten verhouding van groot belang. Tabel 3.3 geeft een overzicht van relatieve standaarddeviaties (RSD) in functie van de toegepaste analysetechniek (Komárek et al., 2008; Tirez et al., 2008).

Tabel 3.3: Overzicht relatieve standaardafwijkingen (RSD) in functie van de toegepaste analytische techniek (naar Komárek et al., 2008; Tirez et al., 2008)

Instrument	Afkorting	RSD (%)
Glimontlading massaspectrometer ¹	GDMS	0,1 – 1,0
Inductief gekoppeld plasma-massaspectrometrie ²	ICP-MS	0,1 – 0,5
Inductief gekoppeld plasma-massaspectrometrie, met quadrupool	ICP-QMS	0,1 – 0,5
Inductief gekoppeld plasma-massaspectrometrie, met gecombineerde sectorvelden	ICP-MSS	< 0,05
Hoge resolutie inductief gekoppelde plasmamassaspectrometrie ³	HR-ICPMS	0,05 – 0,2
Inductief gekoppeld plasma – <i>Time of flight</i> -systeem	ICP-TOFMS	0,05 – 0,1
<i>Multi collector</i> magnetisch sectorveld inductief gekoppeld plasma-massaspectrometer ⁴	MC-HR-ICP-MS	0,005 – 0,02
Thermische ionisatie massaspectrometer ⁵	TIMS	0,005 – 0,01

1 Eng.: glow discharge mass spectrometer

2 Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometer

3 Eng.: High Resolution Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometer

4 Eng.: Multi Collector magnetic sector field Inductively Coupled Plasma – Mass spectrometer

5 Eng.: Thermal Ionisation Mass Spectrometer

Toepassingen van loodisotoopanalyses in milieustudies omvatten:

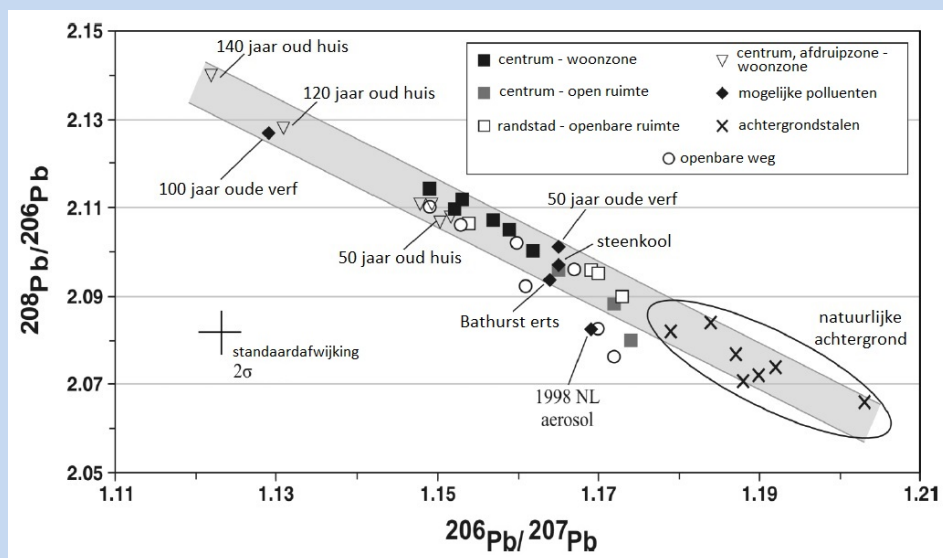
- bronbepaling van aerosolen (voertuigen, verwarming, huisvuilverbranding, mijnbouwactiviteiten, non-ferro-industrie) in (stedelijke) lucht en temporele variabiliteit (Bell et al., 2010; Walraven, 2014; Félix et al., 2015; Rosca et al., 2018; Souto-Oliviera et al., 2018);
- bronbepaling en risico-evaluatie van lood in bodems van een stedelijke omgeving (Bell et al., 2010; Walraven, 2014; Walraven et al., 2016);
- bronbepaling van lood in het bloed van kinderen (Gulson et al., 2009; Glorennec et al., 2010; Oulhote et al., 2011).

Kader 3.1: Case study Sint John's (Newfoundland, Canada) – bodemloodisotopensamenstelling

Een voorbeeld voor het gebruik van loodisotopen in het kader van brontracering wordt geïllustreerd door middel van Figuur 3.4 (Bell et al., 2010). Op basis van de $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ en $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -isotopenratio's kunnen met betrekking tot de loodverontreiniging aangetroffen in de bodems ter hoogte van Sint John's, New Foundland (Canada) verschillende zones en bronnen onderscheiden worden, namelijk:

- bodems met lage $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -verhoudingen ($\sim 1,12$) en hoge $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -verhoudingen (2.13-2.14), ter hoogte van de afdruiptzones van oude huizen (~ 100 jaar oud) waar gebruik werd gemaakt van loodhoudende verf;
- bodems met gemiddelde $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -verhoudingen (1,15-1,165) en gemiddelde $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -verhoudingen ($\sim 2,11$) ter hoogte van tuinen en stadswegen waarbij de vermoedelijke bronnen worden gezocht in de assen van kolen, loodhoudende verf en loodhoudende benzine;
- bodems met hoge $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ -verhoudingen ($\sim 1,17$) en lage $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ -verhoudingen ($\sim 2,08$) ter hoogte van open ruimten en langs wegen, waarbij de vastgestelde isotopensignatuur verklaard wordt door enerzijds atmosferische depositie waarbij de verontreinigingspluimen hun oorsprong zouden hebben in de VS. De genomen monsters langs wegen wijzen dan weer op loodverontreiniging afkomstig van gelode benzine.

Samengevat kan gesteld worden dat loodhoudende verf een belangrijke verontreinigingsbron is in de bodems van Sint John's (Newfoundland, Canada), ter hoogte van huizen gebouwd voor 1926. De bodems in de wijken ontstaan tijdens de stadsuitbreiding in het midden van de twintigste eeuw vertonen loodisotopenverhoudingen die gekenmerkt worden door zogenoemd jongere loodhoudende verf, kolenas en de uitstoot van wagens. De isotopenverhouding van natuurlijke bodems varieert tussen 2,06-2,08 en 1,18 - 1,215 voor respectievelijk $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$ en $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$.

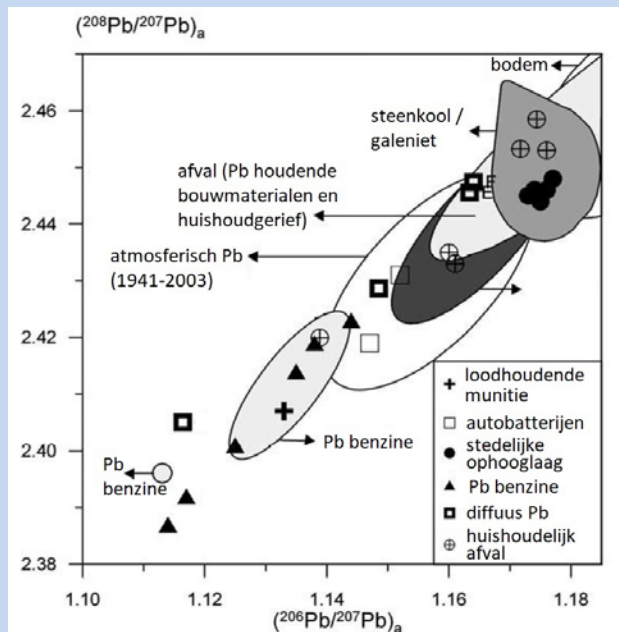


Figuur 3.4: Loodisotopensamenstelling van verontreinigde stedelijke bodems, ongestoorde achtergrondmonsters (C-horizon) en potentiële verontreinigingen (kolen, verfschilfers, erts en atmosferische aerosol) (Bell et al., 2010)

Kader 3.2: Loodisotopensamenstelling Nederlandse bodems

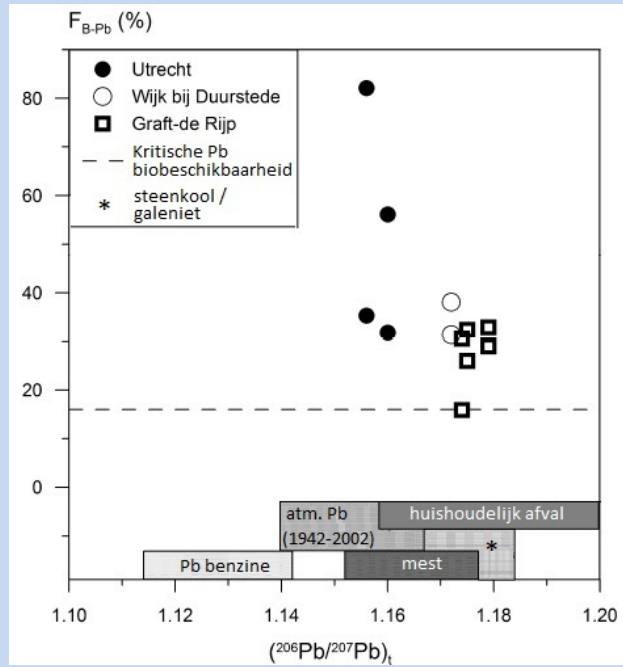
Doctoraatsonderzoek uitgevoerd door Walraven (2014) toont aan dat ook in Nederlandse bodems de loodisotopensamenstelling van antropogeen lood in landelijke en stedelijke bodems en in bodems langs snelwegen duidelijk verschilt van het van nature aanwezig lood. Omwille van het verschil in isotopensignatuur is het daarom mogelijk om antropogene loodbronnen te identificeren door middel van loodisotoopanalyse (Figuur 3.5).

Aan de hand van het RIVM-*in vitro*-model (Oomen et al., 2003) werd eveneens de orale biobeschikbaarheid van lood in verschillende met lood verontreinigde bodems onderzocht. De waargenomen variaties in orale biobeschikbaarheid (0,5% - 79%) worden weerspiegeld in de verkregen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -isotopenverhoudingen (Figuur 3.6) en worden verklaard door de verschillen in chemische samenstelling en oplosbaarheid van de antropogene bronnen, het bodemtype en bijbehorende mineraalsamenstelling en, de partikelgrootte van loodhoudende componenten (Walraven et al., 2016).



Figuur 3.5: $(^{208}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb})_a$ versus $(^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb})_a$ in verontreinigde bodems in Nederland met weergave van de potentiële antropogene Pb-bronnen in. (Walraven, 2014)

Vervolg kader 3.2



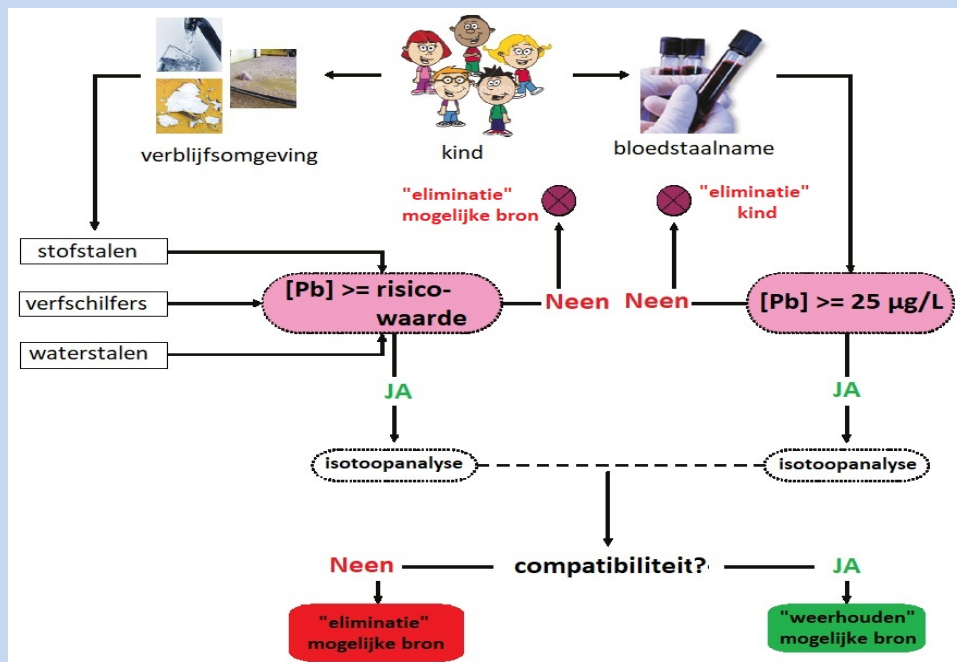
Figuur 3.6: Orale biobeschikbaarheid van lood versus $^{206}Pb/^{207}Pb$ -isotopenverhouding waargenomen in Nederlandse bodems in steden en gemeenten (naar Walraven et al., 2016)

Kader 3.3: Bronbepaling van lood in het bloed van kinderen

Recent werd in Frankrijk aan de hand van lood-isotopenverhoudingen de relatie onderzocht tussen verhoogde loodbloedwaarden bij kinderen en eventuele verontreinigingsbronnen. Figuur 3.7 (Glorennec et al., 2010) geeft de hierbij gevolgde werkwijze schematisch weer.

In eerste instantie werd een pilotstudie uitgevoerd in Aubervilliers (Groot Parijs). Hierbij werden monsters genomen van het drinkwater, huisstof en verfschilders van de muren in huizen (n = 13) waar kinderen (n = 21) woonden met verhoogde loodbloedwaarden (>35 µg/L). De leeftijd van de kinderen bedroeg 1 – 6 jaar. Op basis van de loodisotopenverhoudingen in zowel de bloedmonsters als de stofmonsters en verfschilders werd getracht de mogelijke bronnen van de loodverontreiniging te identificeren.

De door Glorennec et al., (2010) uitgewerkte werkwijze werd eveneens toegepast in een nationale studie waarbij bloedisotoopwaarden werden bepaald bij 125 kinderen met loodbloedwaarden >25 µg/L. Ook hier werden monsters genomen in de woningen/appartementen van de kinderen van het drinkwater, huisstof en verfschilders. Daarnaast werden eveneens monsters genomen (stof en bodem) ter hoogte van speelterreinen in de omgeving van de woningen/appartementen. Indien de isotoopratio van de potentiële bron ((huis)stof, verfschilders of drinkwater) niet in overeenstemming is met de isotoopratio kenmerkend voor het bloedmonster kan de potentiële bron worden geschrapt als oorzaak van loodintoxicatie.



Figuur 3.7: Werkwijze met betrekking tot bronbepaling van verhoogde bloedloodwaarden bij kinderen op basis van totaalconcentraties en isotoopverhoudingen (naar Glorennec et al., 2010).

3.3 Conclusie

De keuze van de analysetechniek is sterk afhankelijk van locatiespecifieke omstandigheden, de aard van het onderzoek en beleidsrichtlijnen. Bepaling van totale loodgehalten is onvoldoende in het kader van risicoevaluaties en bronbepalingen. Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek kan overwogen worden de uitvoering van loodspeciatie en/of isotoopanalyses in een tweedelijns risicobeoordeling uit te voeren, evenals een gedetailleerde karakterisering van de desbetreffende bodem. Dit onderzoek is vooral van belang indien er nog sprake is van een actieve bron of om vast te stellen wie saneringsplichtige is. Een samenvattend overzicht van de soorten analyses en hun toepassingsgebied wordt in onderstaande tabel gegeven.

Tabel 3.3: Overzicht toe te passen analyse in het kader van studies naar diffuus lood

Analyse	Doel	Toepassing		Inter-nationaal
Totaal-analyse		Vlaanderen	Nederland	
Laboratorium	Totaal lood-concentraties	Toetsing aan BSN*, horizontale en verticale afperking, risicobeoordeling, opvolging saneringen	Toetsing aan Bodemkwaliteitsnormen, risicobeoordeling en opvolging saneringen	Toetsing aan bodemnormwaarden, horizontale en verticale afperking, risicobeoordeling, opvolging sanering
Draagbare XRF	Totaal lood-concentraties	<ul style="list-style-type: none"> - Optimalisatie bemonstering - Lokaliseren <i>hot-spots</i> - Opvolging bodemsaneringen 	Toetsing aan Bodemkwaliteitsnormen, risicobeoordeling en opvolging saneringen	Idem
Speciatie-analyse	Identificatie en kwantificatie individuele lood-componenten	Weinig of niet toegepast in kader van het bodemdecreet	Weinig of niet toegepast in kader van het bodemdecreet	Risicobeoordeling, opstellen saneringsstrategie
Isotoop-analyse	Loodisotoop samenstelling loodhoudende partikels, bodem, bloed	Weinig of niet toegepast in kader van het bodemdecreet	Weinig of niet toegepast in kader van het bodemdecreet	bronkarakterisatie

* BSN: bodemsaneringsnormen

4 Normstelling en toetsing

4.1 Belang voor beleid en uitvoering

Door middel van normstelling wordt het onderscheid gemaakt tussen onacceptabele en acceptabele risico's. De mate van risico bepaalt wat er met een verontreiniging moet gebeuren. Om de risico's voor mens, plant en dier te beheersen of weg te nemen, is er saneringsbeleid en regelgeving voor het grondverzet. Het saneringsbeleid is met name ontwikkeld voor de aanpak van verontreinigde locaties ('de gevalsbenadering'). Een verontreinigde locatie kan worden gekarakteriseerd, indien de bron van de verontreiniging kan worden aangewezen en/of de verontreiniging begrensd is. Voor de begrenzing kunnen contouren worden uitgekarteerd.

In 2010 heeft de Europese voedsel- en warenautoriteit ('*European Food Safety Authority*', EFSA) op basis van nieuwe inzichten geconcludeerd dat de tot dan geldige gezondheidskundige grenswaarde (de '*Provisional Tolerable Weekly Intake*'; PTWI) voor lood van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week niet langer voldoet. EFSA adviseert een lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L te hanteren als referentiepunt voor de risicokarakterisering (EFSA, 2010). Ook andere kennis- en gezondheidsinstellingen zoals *Health Canada* (2012), *U.S. Centers for Disease Control and Prevention* (US CDC, 2012) en *The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives* van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (JECFA 2011)) zijn tot de conclusie gekomen dat ook lage concentraties aan lood al een negatief effect hebben op kinderen. Op basis van deze ontwikkelingen hebben enkele landen hun (bodem)normstelling voor lood herzien.

Voor een actueel overzicht van de kennis met betrekking tot normstelling en toetsing is onderzocht welke ontwikkelingen er zijn rondom normstelling voor lood in andere landen. Tevens is getracht informatie te vinden over hoe in andere landen beleidsmatig wordt omgegaan met de diffuusloodproblematiek. Over dit laatste is geen nieuwe informatie gevonden. Wel zijn er diverse studies gevonden waarbij de loodconcentraties in het stedelijk gebied worden onderzocht. Hieraan werden echter geen normstelling, maatregelen of handelingsperspectieven gekoppeld. Deze informatie is niet opgenomen in deze studie.

4.2 Resultaten en discussie

4.2.1 Normstelling lood

Het merendeel van de gevonden studies gebruikt (inter)nationale normen voor de beoordeling van de uitkomsten van de studie. Slechts twee studies hadden als doel een overzicht van internationale normstelling te geven, dit waren Jennings (2013) en Elom et al., (2013).

Jennings, (2013) heeft in totaal 409 normwaarden voor lood vanuit de hele wereld geïdentificeerd. Een deel van deze normen zijn geen landelijke normen maar provinciale of staatsgebonden normen, zoals voor de Verenigde Staten waar iedere staat een eigen normwaarde kan

vaststellen. Ook worden risicogrenswaarden (sanering), hergebruikswaarden, triggerwaarden voor verder onderzoek en streefwaarden samengenomen en beschreven. Zo worden voor Nederland zowel de Interventiewaarden als de Maximale Waarden meegeteld als normwaarden, terwijl beide een andere doelstelling hebben (respectievelijk sanering versus hergebruik). Als per land wordt gekeken en per normtype (hetzij risicogrenswaarde, hetzij hergebruikswaarde), komt het totaal aan relevante normen voor deze studie lager uit. Voor een totaal overzicht van de normen wordt verwezen naar de bijlagen 1 en 2 van Jennings (2013).

Elom et al., (2013) beperken zich tot de risicogrenswaarden voor Australië, Canada, Engeland, Duitsland, Noorwegen en Zuid-Afrika.

In tabel 4.1 is ter indicatie van de ordegrrootte een aantal normwaarden voor vergelijkbare westerse landen opgenomen uit de studies van Jennings (2013) en Elom et al., (2013). Tevens zijn de normwaarden uit België en Nederland opgenomen.

Tabel 4.1: selectie van bodemnormwaarden voor lood in geselecteerde landen

Land en/of autoriteit	Bodem-normwaarde voor lood (mg/kg)	Type bodemnorm en bodemgebruik	Bron
Gevoelige functies zoals wonen met moestuin en plaatsen waar kinderen spelen			
Vlaanderen, België Bodemdecreet en VLAREBO	200	Bodemsaneringsnorm landbouw (bestemmingstype II)	VLAREBO ⁶
	560	Bodemsaneringsnorm woongebied met moestuin (bestemmingstype III)	
Zweden <i>Naturvårdsverket</i>	50	Streefwaarde gevoelig landgebruik	<i>Naturvårdsverket</i> , (2016)
Duitsland <i>Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)</i>	200	Risicogrenswaarde, plaatsten waar kinderen spelen	BBodSchV, (1999)
VS <i>U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA)</i>	400	Risicogrenswaarde voor plaatsen waar kinderen spelen	US-EPA, (2001)
Australië <i>National Environmental Protection Council (NEPC)</i>	300	Risicogrenswaarde, wonen met tuin, inclusief plaatsen waar kinderen spelen	NECP, (2013)
Redelijk gevoelige functies zoals wonen met tuin			
Vlaanderen, België Bodemdecreet en VLAREBO	560	Bodemsaneringsnorm woongebied met moestuin (bestemmingstype III)	VLAREBO
Vlaanderen, België Bodemdecreet en VLAREBO	735	Bodemsaneringsnorm recreatie (bestemmingstype IV)	VLAREBO
Nederland, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat	530	Risicogrenswaarde, wonen met tuin	<i>Soil Remediation Circular 2013</i> (https://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-remediation/) . Circulaire bodemsanering 2013 en Lijzen et al., 2001
Wallonië België	700	Risicogrenswaarde, wonen met tuin	Parlement Wallonië, (2009)
Zweden <i>Naturvårdsverket</i>	400	Streefwaarde minder gevoelig landgebruik	<i>Naturvårdsverket</i> , (2016)
Denemarken <i>Miljøstyrelsen</i>	400	Risicogrenswaarde	<i>Miljøstyrelsen</i> , (2002)

⁶ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=22989>

Land en/of autoriteit	Bodem-normwaarde voor lood (mg/kg)	Type bodemnorm en bodemgebruik	Bron
VS <i>U.S. Environmental Protection Agency</i> (US-EPA)	1200	Risicogrenswaarde, wonen met tuin zonder plaatsen waar kinderen spelen	US-EPA, (2001)
Duitsland <i>Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung</i> (BBodSchV)	400	Risicogrenswaarde, wonen met tuin	BBodSchV, (1999)
<i>Österreichischen Normungsinstitut</i> (ÖNORM)	500	Screeningswaarde voor verder onderzoek, wonen met tuin	ÖNORM, (1999).
Canada <i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i> (CCME)	140	Risicogrenswaarde, wonen met tuin	CCME, (2018)
<i>United Kingdom Environment Agency</i> (UK-EA)	450*	Risicogrenswaarde, wonen met tuin	UK-EA, (2002)
Niet gevoelige functies zoals industrie, infrastructuur en hoogbouw			
Vlaanderen, België Bodemdecreet en VLAREBO	1250	Bodemsaneringsnorm industrie (bestemmingstype V)	VLAREBO
Wallonië, België	1360	Risicogrenswaarde, industrie	Parlement Wallonië, (2009)
Duitsland <i>Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung</i> (BBodSchV)	2000	Risicogrenswaarde, industrie	BBodSchV, (1999)
Australië <i>National Environmental Protection Council</i> (NEPC)	1200	Risicogrenswaarde, industrie	NECP, (2013)
VS <i>U.S. Environmental Protection Agency</i> (US-EPA)	1200	Risicogrenswaarde, wonen met tuin zonder plaatsen waar kinderen spelen	US-EPA, (2001)
Canada <i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i> (CCME)	600	Risicogrenswaarde, industrie	CCME, (2018)

* Risicogrenswaarde is sinds 2009 ingetrokken. Zie ook: http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328111048/http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/110418_FAQ.pdf

Slechts enkele van de onderzochte studies berekenen zelf een risicogrenswaarde voor blootstelling aan lood. Zo bepalen Wilson & Richardson (2013) dat een concentratie van 180 mg/kg voldoende beschermend is voor plaatsen waar kinderen regelmatig spelen. De locatie in de studie betreft een moestuin. Voor plaatsen waar geen kinderen spelen, stellen Wilson & Richardson (2013) dat een waarde van 8800 mg/kg acceptabel is. In beide gevallen heeft men het voorkomen van een afname van één IQ-punt als grens genomen.

4.2.2 *Herziening Europese gezondheidkundige grenswaarde*

Na de herziening van de gezondheidkundige grenswaarde van lood door de EFSA en de JECFA is het aan de overheden van lidstaten om te bepalen hoe dit in te passen in het landelijke beleid. Naar aanleiding van een vraag van *Naturvårdsverket* (Zweden) heeft het Europese *Common Forum* een enquête gedaan onder de verschillende lidstaten over hoe men nieuwe toxiciteitsdata van de EFSA implementeert in normstelling en beleid. Het *Common Forum* heeft als doel 'om de huidige juridische, technische en organisatorische kwesties op het gebied van verontreinigd landbeheer en grondrecycling met betrekking tot duurzame hulpbronnenbescherming te bespreken' (*Common Forum*, 2018). Op het moment van schrijven van deze rapportage loopt de enquête nog, maar de voorlopige resultaten van vijf respondenten (Nederland, België (Wallonië) (hierna Wallonië), Slowakije, Frankrijk en Oostenrijk) kunnen reeds gedeeld worden.

Van de vijf landen hebben drie landen (Nederland, Frankrijk en Wallonië) de consequenties van de herziening door EFSA geanalyseerd op relevantie. Alleen Frankrijk en Wallonië hebben hun grenswaarden herzien. Hierbij zijn Frankrijk en Wallonië niet meegegaan met het advies van de EFSA, maar hebben ze voor een ander eindpunt gekozen, namelijk het effect op nieren. Hoewel daarmee de grenswaarde van 25 µg/L wordt verlaagd naar 15 µg/L, ligt deze wel boven de door EFSA geadviseerde grenswaarde van 12 µg/L. In Wallonië is door de verlaging een knelpunt ontstaan met de uitvoeringspraktijk, omdat de op de grenswaarde gebaseerde nieuwe bodemnorm doorgaans onder de van nature aanwezige concentratie lood in de bodem ligt (ook wel de natuurlijke achtergrondconcentratie genoemd). Nederland heeft haar grenswaarde niet herzien, omdat er voor lood een tweetal complexe processen gaande is. Enerzijds wordt in 2021 de nieuwe Omgevingswet van kracht, waarmee bodemverontreiniging meer regionaal wordt ingestoken en de bevoegde gezagen hun eigen beleid kunnen vormen, en anderzijds is er in Nederland sprake van de diffuusloodproblematiek, waarbij een aanscherping van de grenswaarde tot een onwerkbaar praktijk zal leiden, omdat er aan de huidige risicogrenswaarde al niet kan worden voldaan.

Ook voor Vlaanderen is onderzocht welke gevolgen de herziening van de EFSA heeft op de bodemsaneringsnorm. In deze inventarisatie werden bodemsaneringsnormen berekend voor landbouw (type II) en wonen met tuin (type III) van respectievelijk ongeveer 34 en 39 mg/kg ds. Deze waarden liggen slechts marginaal boven de streefwaarde van 31 mg/kg ds en worden derhalve niet geïmplementeerd.

4.2.3 *Toetsing*

In de studie van Zahran et al., (2013) is onderzocht waar in bebouwd gebied de bodemconcentraties aan lood het beste de loodconcentratie in het bloed van kinderen weerspiegelen. Hiervoor zijn monsters genomen op vier verschillende locatietypen; dit zijn: op één meter van drukke stadswegen (doorgaande wegen), op één meter van rustige stadswegen (woonwijken), op één meter van woningen en in openbare groengebieden. Uit het onderzoek blijkt dat metingen naast rustige stadswegen het best overeenkomen met gemeten loodconcentraties in het bloed van kinderen. In afnemende volgorde volgen drukke stadswegen, openbare groengebieden en tot slot de omgeving van woningen. De gevonden resultaten in deze studie illustreren de diffuusloodproblematiek, waarbij kinderen niet alleen in hun directe omgeving worden blootgesteld, maar ook in de rest van hun omgeving. De studie is te beperkt om bijvoorbeeld te adviseren de metingen alleen langs rustige wegen (de woonomgeving) uit te voeren, maar de studie maakt wel duidelijk dat de gehanteerde meetstrategie een substantieel onderdeel is van de aanpak van de diffuusloodproblematiek.

4.3 **Conclusie**

Op basis van de eerdere paragrafen kan geconcludeerd worden dat er geen literatuur is gevonden over het gevoerde/te voeren beleid ten aanzien van diffuse loodverontreinigingen in de bodem.

Op basis van een niet uitputtende lijst van normen in vergelijkbare westerse landen, blijkt dat de normwaarden voor de gebruiksfunctie 'wonen met tuin' tussen 140-1200 mg/kg ligt. Zowel de waarde van 140 mg/kg (Canadese CCME) als 1200 mg/kg (US-EPA) zijn uitschieters. Het merendeel van de gepresenteerde normen liggen tussen de 400 en 700 mg/kg. De risiconormen voor Nederland en Vlaanderen (respectievelijk 530 en 560 mg/kg) liggen in het midden van deze range.

Tot slot heeft de herziening van de gezondheidkundige grenswaarde voor lood door de EFSA niet in alle EU-lidstaten tot een herziening van de bodemnormen geleid. In sommige landen die de bodemnormen wel hebben herzien, ontstaan als gevolg hiervan knelpunten in de uitvoeringspraktijk, omdat de (eventuele) nieuwe bodemnormen lager zijn dan de gangbare achtergrondconcentraties.

5 Blootstelling

5.1 Belang voor beleid en uitvoering

Om het risico van een bodemverontreiniging te kunnen inschatten, speelt de manier waarop mensen worden blootgesteld een belangrijke rol. Middels diverse modelbenaderingen wordt een inschatting gemaakt van de blootstelling op basis van gemeten bodemconcentraties. De mens wordt aan bodemlood blootgesteld via de routes die hieronder cursief zijn weergegeven:

- directe ingestie van verontreinigde grond;
- consumptie van gewassen uit eigen tuin;
- inhalatie van:
 - vluchtige dampen in binnen- en buitenlucht;
 - *verontreinigde bodemdeeltjes*;
 - vluchtige dampen tijdens het douchen;
- dermale opname via:
 - direct huidcontact met grond;
 - huidcontact met verontreinigd grondwater;
- permeatie in drinkwaterleidingen.

Voor de blootstelling aan een bodemverontreiniging met lood zijn de volgende routes het meest relevant:

- directe ingestie van verontreinigde grond;
- consumptie van gewassen uit eigen tuin.

Voor deze routes is een evaluatie dan ook relevant.

In de berekening van de blootstelling spelen vaste parameters zoals hoeveelheid groningestie, hoeveelheid consumptie uit eigen tuin, bedekkingsgraad huidoppervlak en blootstellingsduur een belangrijke rol. De keuze voor deze parameters wordt meestal gebaseerd op gegevens uit de wetenschappelijke literatuur. Het is daarom van belang dat de nieuwe inzichten op dit vlak worden beoordeeld om modelaanname te kunnen heroverwegen. De juiste onderbouwing van een parameter bepaalt hoe realistisch een model de werkelijkheid kan voorspellen.

5.1.1 *Ingestie grond en (bodem)stof*

In Nederland wordt de blootstelling via directe ingestie van grond (meestal buitenshuis) en via de ingestie van (bodem)stof (zowel buitenshuis als binnenshuis) als één parameter beoordeeld. Moya en Philips (2014) melden in een *review* dat het verschil tussen (bodem)stofingestie en groningestie in veel wetenschappelijke studies niet kan worden onderscheiden. In Nederland wordt aangenomen dat kinderen dagelijks 100 mg grond innemen gedurende een leeftijd van nul tot zes jaar. Voor volwassenen wordt uitgegaan van dagelijks 50 mg gedurende een leeftijd van zeven tot zeventig jaar. De onderbouwing van deze parameters is gebaseerd op studies uit de jaren negentig van Calabrese et al., (1990) en Stanek et al., (1997) en toenmalige aanname voor groningestie van buitenlandse kennisinstellingen. Voor een uitgebreide toelichting en evaluatie van deze parameters wordt verwezen naar Otte et al., (2001).

In Vlaanderen worden per bodemfunctie bodemingestiegetallen afgeleid. Als basis voor bodem- en stofingestiegetallen in S-Risk geldt een gemiddelde P95-waarde voor kinderen en volwassenen van respectievelijk 134 mg en 77 mg per dag. Deze waarden zijn gebaseerd op de gemiddelde bodemingestiewaarden uit een selectie tracerstudies (hoofdzakelijk uit de jaren negentig) (Van Holderbeke et al., 2008). Meer informatie over selectie van de tracerstudies en afleiding van de P95-bodem- en stofingestiewaarden kan gevonden worden in Van Holderbeke et al. (2008) en Standaert et al. (2009). In de loop van 2019 zal in S-Risk overgeschakeld worden van P95-bodem- en stofingestiegetallen voor kinderen en volwassenen naar P60-waarden van respectievelijk 93 en 66 mg per dag. Dit laatste is een beleidsmatige keuze voor Vlaanderen.

5.1.2 *Gewasconsumptie*

Consumptie van gewassen uit eigen tuin wordt in Vlaanderen in beschouwing genomen voor de bodemfuncties landbouw en residentieel wonen met moestuin. Voor elk van deze bodemfuncties worden aangepaste innamegetallen gehanteerd. Naast lokale inname van gewassen uit eigen tuin wordt in Vlaanderen eveneens een regionale achtergrondblootstelling via aangekochte voedingsmiddelen in rekening gebracht. Behalve consumptie van gewassen uit eigen tuin wordt in Vlaanderen voor de bodemfunctie landbouw eveneens een beperkte inname van lokaal geproduceerd vlees, melk en eieren⁷ in rekening gebracht. Dit laatste aspect wordt in dit rapport verder niet behandeld.

In Nederland wordt voor de bodemfuncties wonen met tuin, wonen met moestuin en landbouw, rekening gehouden met de gewasconsumptie uit eigen tuin. Bij de gebruiksfunctie wonen met moestuin wordt aangenomen dat bewoners 50% van hun aardappelen en 100% van hun groenten uit eigen tuin consumeren. Voor de beide andere scenario's is dit respectievelijk 10% aardappelen en 10% overige gewassen. Binnen het normeringskader van de Interventiewaarden wordt een achtergrondblootstelling uit andere bronnen zoals groente uit de supermarkt niet meegewogen. Binnen het normeringskader van hergebruik van grond wordt voor de Maximale Waarde wonen 50% van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) gereserveerd voor blootstelling aan bodemverontreiniging. De overige 50% kan dus andere bronnen omvatten.

5.2 Resultaten en discussie

5.2.1 *Ingestie grond en (bodem)stof*

Uit de literatuurstudie blijkt dat er nog maar weinig onderzoek wordt gedaan naar de ingestie van (bodem)stof door het verrichten van metingen. In Azië (voornamelijk China) worden dergelijke metingen nog wel gedaan, maar de studies lijken niet representatief voor de westerse situaties, omdat veel al in (zeer) grote steden of industriële gebieden wordt gemeten. Een tweetal studies maken gebruik van modelleringen om ingestiehoeveelheden te schatten. Verder worden bestaande ingestiehoeveelheden van *Canada Health*, US-EPA, INERIS, AUS-EPA en

⁷ Voor risicobeoordelingen, niet voor het opstellen van bodemsaneringsnormen

U.K.EA aangehaald. Tabel 5.1 vat de resultaten van de literatuurstudie samen.

Tabel 5.1: Gezamenlijke grond- en bodemstofingestie en de bijbehorende literatuurbron

Hoeveelheid grond- en bodemstofingestie (mg/d)		Bron recente literatuurstudie	Oorspronkelijke bron parameter
Kind	Volwassenen		
80 (7mnd – 4jaar)	20	Wilson & Richardson 2013	Health Canada 2012; CCME 2006
25,5* 73,1**	-	Stanek et al., 2012	Stanek et al., 2012
200	100	Gabarron et al., 2017	US EPA, 2002
31 (1-4 jaar)	-	Guney & Zagury 2016	INERIS, 2012
100	50	Guney & Zagury 2016	U.K.EA, (2009)
60 (0 jaar–1 jaar) 100 (1 jaar-15 jaar)	50* 60**	AUS EPA 2010	AUS EPA 2010
– 40 (< 6 mnd)* – 70 (6 mnd < 1 jaar)* – 90 (1 - < 2 jaar)* – 80 (1 - < 6 jaar)* – 60 (1 - < 12 jaar)* – 30 (12 jaar - volwassenheid)* – 100 (< 6 mnd)** – 200 (6 mnd < 1 jaar)** – 200 (1 - < 2 jaar)** – 200 (1 - < 6 jaar)** – 200 (1 - < 12 jaar)** – 100 (12 jaar - volwassenheid)**	30* 100**	US-EPA, 2017; Spliethoff et al., 2016	– <6 mnd = Wilson et al. (2013) – mnd - <1 year Hogan et al. (1998) en von Lindern et al. (2016) – 1 - < 2 jaar en 2 - <6 jaar von Lindern et al. (2016) – 1 - <6 jaar Calabrese et al. (1989) heranalyse in Stanek and Calabrese 1995a; Calabrese et al. (1997a); Calabrese et al. (1997b); Davis et al. (1990) heranalyse in Stanek and Calabrese, 1995a; Hogan et al. (1998); Özkaynak et al. (2011); von Lindern et al. (2016); and Wilson et al. (2013). – 12 jaar tot volwassenheid Wilson et al. (2013); Davis and Mirick (2006)
61*	4,2*	Wilson et al., 2013	Wilson et al., 2013
68* 224**	-	Özkaynak et al., 2011	Özkaynak et al., 2011
86-94 (6 mnd -2 jaar) 51-67 (2 jaar- 9 jaar)	-	Von Lindern et al., 2016	Von Lindern et al., 2016

* Gemiddelde blootstelling aan grond en bodemstof samen

** P95-blootstelling aan grond en bodemstof samen

Naast de hoeveelheid ingestie bevestigen acht *papers* dat de route ingestie van grond en/of (bodem)stof één van de primaire blootstellingsroutes is. Bodem(stof) (van buiten) dat in de woningen is aangetroffen, blijkt een belangrijke oorzaak voor blootstelling te zijn (Oulhote et al., 2013; Etchevers et al., 2015; Gabarron et al., 2017; Laidlaw et al., 2013; Lucas et al., 2014; Moya & Philips, 2014; Spliethoff et al., 2016; Glorennec et al., 2014). Enkele studies laten een positieve correlatie zien tussen loodconcentraties in huisstof en resulterende loodbloedconcentraties (Etchevers et al., 2015; Glorennec et al., 2014). Dit zou betekenen dat de kwaliteit van huisstof relevant is bij de beoordeling van diffuse loodverontreinigingen in de bodem. Hierbij moet gerealiseerd worden, dat een deel van het huisstof bestaat uit bodemstof dat naar binnen is gelopen. Huisstof bestaat uit verschillende bestanddelen. Eén van de bestanddelen is bodemstof en deze bestaat doorgaans uit de belangrijkste bestanddelen van de bodem: silicaten, aluminium, calcium, ijzer en kalium. De bijdrage van bodemstof ligt in reguliere situaties in de orde van 4-7% (Buijsman et al., 2013).

5.2.1.1 Modelbenadering

In tegenstelling tot de overige literatuur, maken Wilson et al., (2013) en Özkaynak et al., (2011) gebruik van mechanistische modellen om de hoeveelheden grond en (bodem)stofingestie te schatten. Het voordeel van de modellering is dat verschil kan worden gemaakt voor de route via hand-mond-contact en object-mond-contact. Hieruit blijkt dat hand-mond-contact de voornaamste blootstellingsroute is (Özkaynak et al., 2011; Moya & Philips, 2014).

Wilson et al., (2013) gebruikt eenvoudige rekenregels, waarbij rekening wordt gehouden met de frequentie hand-mond-contact en stofbelading van oppervlakten. Naast de hoeveelheden grondingestie wordt ook een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de diverse modelaannames in de hele route van grond tot inname voor de binnen- en buitensituatie. Besproken parameters zijn: stofbelading van een hard en zacht oppervlak (vloeren), de transfer van grond naar hand (blootgesteld huidoppervlak, huidbelading, contactduur met harde en zachte vloeren), de transfer van hand naar mond (aantal keren dat er hand-mond-contact is en de opname van gronddeeltjes van de hand naar speeksel). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen parameters die leeftijdgebonden zijn voor kinderen van diverse leeftijden (0-6 mnd, 7 mnd-4 jr., 5-11 jr., 12-19 jr.) en volwassenen (20-59 jr.) en generieke parameters (Wilson et al., 2013).

Özkaynak et al., (2011) berekent de hoeveelheden grond- en (bodem)stofingestie met behulp van het US-EPA-model SHEDS. Daarnaast voert Özkaynak et al., (2011) net als Wilson et al., (2013) een gevoeligheidsanalyse uit op de modelparameters van het SHEDS-model. Enkele relevante parameters zijn: stofbelading van een hard en zacht oppervlak (vloeren), de transfer van grond naar hand (blootgesteld huidoppervlak, huidbelading, contactduur met harde en zachte vloeren), de transfer van hand naar mond (aantal keren dat er hand-mond-contact is), wasintensiteit en effect.

Voor beide studies geldt dat de gemodelleerde hoeveelheden van dezelfde orde grootte zijn als de gemeten waarden (zie Tabel 4.1) (Wilson et al., (2013); Moya & Philips, 2014). Voor deze studie gaat het

te ver om alle parameters te vergelijken met de Belgische en Nederlandse modellen, maar dit zou een aandachtspunt voor een vervolgonderzoek kunnen zijn.

5.2.2 *Plantopname*

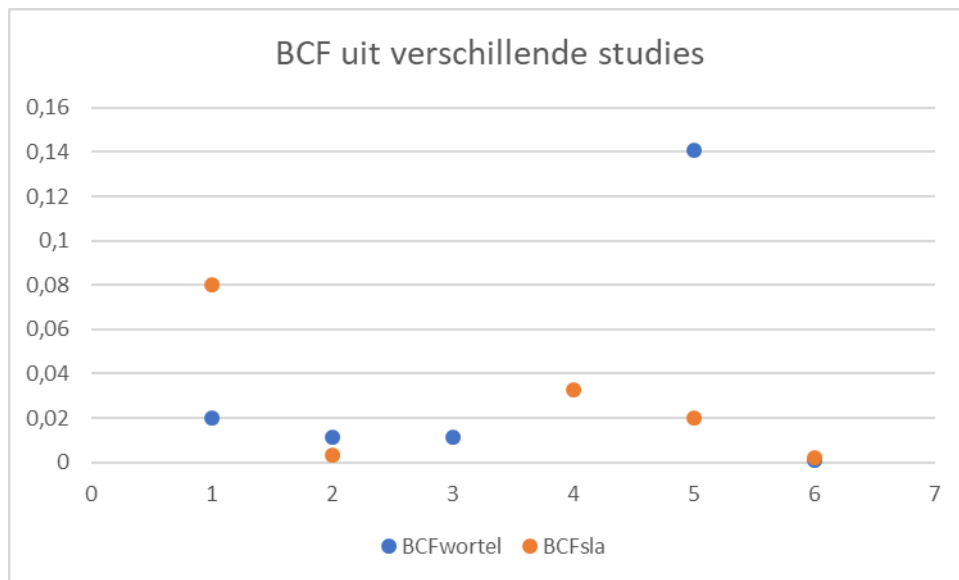
Op basis van de uitgevoerde zoekopdracht zijn 44 publicaties geselecteerd waarin plantopname en/of biobeschikbaarheid (soms beide) centraal staan. Zeventien hiervan behandelen plantopname en slechts tien hiervan rapporteren BCF-waarden (BioConcentratieFactoren) of gepaarde bodem/plant-concentraties geschikt voor het afleiden van BCF. Publicaties werden niet geselecteerd wanneer ze (1) geen originele resultaten bevatten (*review papers* en/of vervolgstudies), (2) er geen één-op-één-relatie bestond tussen de meetwaarden in de bodem en gewassen (bijvoorbeeld gegroepeerde gegevens), of (3) wanneer het om potproeven ging, omdat deze de plantopname mogelijk overschatten. Eén extra publicatie die niet voorkwam in de zoekresultaten van de oorspronkelijke zoekopdracht werd toegevoegd op basis van een overzichtspublicatie van Brown et al. (2016) uit de oorspronkelijke zoekresultaten, namelijk McBride et al. (2014).

De samenvatting van de meetresultaten in bodem en gewassen, samen met de BCF-waarden uit de verschillende publicaties zijn opgenomen in Bijlage 3. Voor dit rapport werden geen extra berekeningen uitgevoerd, met andere woorden er werden geen BCF-waarden berekend op basis van beschikbare bodem- en gewasconcentraties wanneer deze niet in de publicatie zijn opgenomen. Een aantal aspecten die de concentraties in gewassen verder kunnen duiden, zoals de bodemeigenschappen, de behandelingswijze van de gewassen (al dan niet wassen, schillen) worden eveneens vermeld. Met het oog op het eventuele nut voor het treffen van beheersmaatregelen wordt eveneens een rangorde opgenomen van planten die lood in meer of mindere mate opnemen.

Uit de tabel in Bijlage 3 blijkt dat beschouwde studies sterk van elkaar verschillen in het aantal en de soort van bestudeerde bodems en gewassen, de analysemethoden voor het bepalen van lood in de bodem en gewassen (onder andere XRF, *aqua regia*, sequentiële extractie), de behandelingswijze van de gewassen voorafgaand aan loodbepaling, en het detail (en de aard) van de bodemparameters (pH, organisch stofgehalte, lutum) die worden bepaald en in verband gebracht met plantopname.

Het heterogene karakter van de studies maakt een onderlinge vergelijking niet eenvoudig. Uit een eerste beoordeling van de resultaten blijken de gerapporteerde gewasconcentraties en BCF-waarden niet significant af te wijken van de waarden die we meten in Nederland en Vlaanderen en die werden gehanteerd in recente risico-evaluaties (gevalstudies zoals BeNekempen en Hoboken). Als voorbeeld worden in Figuur 5.1 de BCF-waarden wortel en sla uit vijf studies waarin de opname van lood door deze gewassen wordt bestudeerd met elkaar vergeleken. Op basis van de meest recente databank samengesteld uit een gecombineerde Alterra-RIVM-dataset met gekoppelde gegevens van 2800 monsters voor 32 verschillende gewassen, leiden Otte et al., (2011) een gemiddelde BCF voor sla en wortel af van respectievelijk 0,0399 en 0,0291. De *range* (min – max) voor sla en wortel uit Otte et

al. (2011) bedraagt respectievelijk (0,0003 - 0,96) en (0,0003 - 0,185). Deze liggen in dezelfde orde grootte als de concentraties in Figuur 5.1.



Figuur 5.1: Vergelijking van de BCF-waarden voor wortel en sla uit de studies die deze gewassen bestuderen. Referentie 1: Antoniadis et al. (2017); 2: Attanayake et al. (2014); 3: Attanayake et al. (2015); 4: Augustsson et al. (2015); 5: Defoe (2014); 6: Mombo et al. (2016)

Net als voor de BCF die worden beschreven voor Nederland en Vlaanderen, blijkt verder dat beschouwde publicaties onderling niet consistent zijn bij het aanduiden van gewassen met de hoogste opname van lood. Bodemeigenschappen, behandelingswijze van de gewassen voorafgaand aan loodbepaling, maar wellicht eveneens de aard en oorsprong van de verontreiniging, zijn eveneens parameters waarmee rekening moet worden gehouden om de plantopname te duiden.

Aandachtspunten die de inconsistenties tussen verschillende publicaties kunnen duiden, zijn:

- Aard/oorsprong van de verontreiniging en hieraan gerelateerde blootstellingsroute;
- Bodemtype en hieraan gekoppelde speciatie (en mobiliteit) in de bodem;
- Belang van behandeling van de gewassen voorafgaand aan de chemische analyse;
- Translocatie in de plant en biobeschikbaarheid na inname in verschillende eetbare delen van de plant.

Hoewel dit geen nieuwe inzichten zijn, winnen enkele van deze aspecten mogelijk aan belang binnen de context van diffuse verontreiniging. Het belang van het aandeel van verschillende opnameroutes en de hieraan gerelateerde distributie over verschillende plantendelen komt tot uiting in twee publicaties, namelijk Xiong et al., (2014) en Mombo et al., (2016) (dezelfde onderzoeksgroep). Het belang van de koppeling tussen bioaccumulatie én biobeschikbaarheid na inname door de mens wordt benadrukt door Xiong et al., (2014). Ferri et al., (2015) wijst op het

mogelijke belang van speciatie in de bodem, maar de resultaten van de uitgevoerde sequentiële extractie blijken significant laag.

Door verschillen in bodemeigenschappen (en van verschillende gewassen) blijft het moeilijk om studies te vergelijken en kunnen de resultaten sterk verschillen. Mogelijk moet er meer aandacht uitgaan naar de relatie tussen speciatie in de bodem en plantopname. In dit verband vindt Ferri et al., (2015) echter geen (of slechts zwak significante) correlatie met de opeenvolgende fracties uit een sequentiële extractiemethode, waarin zwakke zuur-oplosbare metalen (biobeschikbare en mobiele fractie voor gewassen) vertegenwoordigd zijn. De studie van Ferri et al., (2015) is verder ook interessant door de opzet van de studie waarin de opname van lood door gewassen via atmosferische depositie centraal staat, dat wil zeggen de regio's met de bestudeerde proefvelden worden gekozen op basis van beïnvloeding door emissies, zowel qua nabijheid als duur van de blootstelling. De hoogste metaalconcentraties werden aangetroffen in bladgewassen in de drie onderzoeksgebieden in vergelijking met wortelgewassen uit dezelfde regio's. Wassen van bladgewassen (spinazie) reduceert de concentratie met een factor 4. Hogere concentraties in bladgewassen ten opzichte van wortelgewassen zijn mogelijk te verklaren door de aard van de bron (emissie), een blootstellingsroute die afhankelijk van de situatie relevant kan zijn in de context van diffuse verontreiniging.

Uit McBride et al., (2014) blijkt dat opname van metalen door planten via het blad een belangrijke (indirecte) route is. Op versgewichtbasis vertoonden gewassen en kruiden de hoogste concentraties, gevolgd door wortelgewassen en fruit. De auteurs vinden echter geen correlatie met de gepaarde bodemconcentraties voor fruit, kruiden en wortelgewassen. Voor bladgewassen was de correlatie zwak (bodempluimconcentraties verklaren slechts 10% van de variabiliteit). De auteurs vinden bovendien eveneens geen correlatie met bodem-pH. In tegenstelling hiermee vinden ze wel een significante correlatie tussen het gehalte aluminium en het plantgehalte voor bladgewassen en kruiden en in geringere mate voor fruit. Zij zien aluminium als een maat voor bodemdeeltjes op het blad (44% van de variabiliteit wordt erdoor verklaard). Hieruit concluderen ze dat depositie, en opspattende grond en adhesie, mogelijk een even belangrijke bijdrage leveren voor accumulatie van lood in planten als opname via wortels.

Ook de studie door Xiong et al. (2014) biedt aanwijzingen voor het mogelijk belang van de aard van de blootstelling voor het bepalen van de opname door de plant. Hoewel deze studie niet geschikt is om BCF uit af te leiden, omdat het om potexperimenten gaat die plantopname mogelijk sterk overschatten, is het een conceptueel sterke studie, omdat twee typen onderzoeken van blootstelling artificieel van elkaar worden onderscheiden: 1) enkel atmosferische depositie door middel van afdekken van de bodem rondom de planten of 2) directe applicatie van lood (via hetzelfde particulier materiaal (stofdeeltjes) als boven) op de bodem waarop de planten groeien. Na blootstelling via de bladeren bleken de concentraties het hoogst in de bladeren zelf, en vice versa als de blootstelling via de wortels verliep. Dit toont volgens de auteurs aan dat er zeer weinig translocatie van lood in de plant optreedt en dat de route van blootstelling cruciaal is. Lood blijkt bovendien weinig mobiel in de

plant (in tegenstelling tot cadmium in dezelfde studie). Het wassen van de groenten reduceert maximaal 30% van het totale lood in de plant. Xiong et al., (2014) toont eveneens aan dat de biotoegankelijkheid (*bioaccessibility*) in de darm na inname door de mens hoger is wanneer de bioaccumulatie in de plant plaatsvond via wortelopname in vergelijking met opname via het blad. Als mogelijke verklaring hiervoor werd gegeven dat de opname via de wortels reeds gepaard gaat met het mobiliseren van een fractie van lood in de rhizosfeer (gedeelte van de grond waarin planten wortelen) en meer mobiele loodsoorten die ook mogelijk gekenmerkt worden door een hogere biobeschikbaarheid in de darm. In tegenstelling hiermee is de opname via het blad in hogere mate gerelateerd aan de mate van opname in de cellen via het celmembraan (endocytose) van meer immobiele loodfracties.

Uit een vergelijking tussen gewasconcentraties berekend met vaak gebruikte plantopnamemodellen uit Nederland en Vlaanderen met gewasconcentraties uit volkstuinjes (Römkens & Rietra, 2010; Römkens & Rietra, 2011) bleek dat de BCF-relaties afgeleid door Otte et al. (2011) redelijke schattingen opleveren voor plantopname (niet gepubliceerde studie uitgevoerd in het kader van de herziening bodemsaneringsnormen lood voor Vlaanderen). Voor meer zandige bodems (bijvoorbeeld in de Vlaamse Kempen) zouden de meer conservatieve plantopnamemodellen voor een aantal gewassen van Cornelis et al., (2013, 2014) meer geschikt zijn. De data uit de meest recente literatuur die voor dit rapport werden geconsulteerd, lijken niet in tegenstelling met deze BCF-waarden of regressiemodellen. Verfijning is eventueel mogelijk door verder aandacht te schenken aan:

- de aard/oorsprong van de verontreiniging en hieraan gerelateerde blootstellingsroute;
- het beschouwde bodemtype en hieraan gekoppelde speciatie (en mobiliteit) in de bodem;
- het belang van behandeling van de groenten voorafgaand aan de chemische analyse;
- de eventuele translocatie binnen de plant en de hieraan gekoppelde biobeschikbaarheid na inname in verschillende eetbare delen van de plant.

5.2.3 *Orale biobeschikbaarheid*

De orale biobeschikbaarheid geeft aan hoeveel van het lood dat aanwezig is in een matrix (zoals grond) wordt opgenomen in het lichaam, via absorptie van lood aan de darmwand naar de bloedbaan. Zo komt het lood beschikbaar voor de organen. De mate van biobeschikbaarheid wordt in Vlaanderen meegewogen bij het bepalen van bodemnormen.

De orale biobeschikbaarheid kan op twee manieren bepaald worden: via *in vivo*-testen met geschikte proefdieren (bijvoorbeeld zwijnen) of vrijwilligers, en via *in vitro*-methoden (in glaswerk). Deze laatste simuleren de omstandigheden in het menselijk spijsverteringskanaal en bepalen alleen de vrijstelling in het maag-darmkanaal en niet de absorptie door de darmwand. *In vitro* wordt daarom de biotoegankelijkheid (oplosbaarheid) bepaald (en niet de biobeschikbaarheid). De biotoegankelijke fractie (BAF) is gelijk aan de absolute biotoegankelijkheid (mg/kg)/totaal lood (mg/kg) x 100.

De *in vitro*-methoden voor biotoegankelijkheid maken gebruik van extracties met synthetische oplossingen. Voor de maagfase wordt gewerkt met een extractievloeistof met een lage pH (1,5-2,5), terwijl voor de darmfase een meer neutrale pH wordt gebruikt. Deze extractievloeistoffen simuleren de omstandigheden in het menselijk spijsverteringskanaal. De vier extractiemethoden die aanvankelijk het meest werden gebruikt voor het bepalen van de orale biotoegankelijkheid waren:

- Physiologically based extraction test (PBET) (Ruby et al., 1993);
- In vitro gastrointestinal method (IVG) (Rodriguez et al., 1999);
- Nederlandse RIVM-methode (Oomen et al., 2003);
- Relative bioaccessibility leaching procedure (RBALP) (Drexler & Brattin, 2007).

De testcondities van deze methoden kunnen verschillen, wat tot verschillende waarden voor biotoegankelijkheid kan leiden. Om de testomstandigheden te harmoniseren, heeft de *Bioaccessibility Research Group of Europe* (BARGE) een *Unified Barge Methode* (UBM) ontwikkeld (-2,5) die gebaseerd is op de RIVM-methode (BARGE/INERIS, 2010). Deze *in vitro*-methode bevat net als de hierboven vermelde methoden een gesimuleerde maagfase (zure pH) en darmfase (neutrale pH). De biotoegankelijkheid in de maagfase ligt hoger dan in de darmfase. Voor de studies die zijn opgenomen in de tabel in Bijlage 4, is het gemiddelde verschil ongeveer een factor 7.

De literatuurstudie leverde uiteindelijk negentien publicaties op met oorspronkelijke data van *in vitro* gemeten biotoegankelijkheid. Er waren geen publicaties bij met gemeten biobeschikbaarheid. De matrices waarvan de biotoegankelijkheid werd gemeten, waren zeer divers: rurale en stadsbodems, niet-verontreinigde bodems, industrieel verontreinigde bodems, bodems met historische verontreiniging, *brownfields* (verouderde (bedrijven)terreinen die door bodemverontreiniging niet spontaan tot herontwikkeling komen), metaalslakken, bodems met een zeer lange woongeschiedenis (verontreinigd door afval van bouwmaterialen en artefacten), bodems van parken en speelpleinen, stadstuinen, stofmonsters (binnenshuis en buiten), rivierslib en groenten uit stadstuinen. Een overzicht van de gemeten biotoegankelijkheid van lood in deze verschillende matrices wordt gegeven in de tabel in Bijlage 4. Ondanks het feit dat er verschillende *in vitro*-methoden werden gebruikt, zijn de vaststellingen en conclusies van de diverse onderzoeken opvallend vergelijkbaar.

De belangrijkste factoren die de biotoegankelijkheid beïnvloeden, zijn de stofspecifieke eigenschappen en de fysicochemische eigenschappen van de bodem. Stofspecifieke eigenschappen die een impact hebben op de biotoegankelijkheid zijn loodspeciatie, oplosbaarheid, adsorptie aan ferrihydriet en humuszuren, en ouderdom van het lood. De daling in loodtoegankelijkheid bij stijgende pH (bij overgang van maagfase naar darmfase) is niet verwonderlijk, omdat de pH de overheersende parameter is voor de controle over de oplosbaarheid van lood in waterige matrices. Bovendien stelden Juhasz et al. (2011) vast dat de daling in de loodconcentratie in de darmfase ten opzichte van de maagfase, gepaard ging met een daling van de oplosbare ijzerconcentratie; een mogelijke verklaring hiervoor is dat lood geassocieerd wordt met de vorming van complexen (bijvoorbeeld van

ferrihydriet, ijzer(III) oxyhydroxide), die neerslaan in de darmfase (Juhasz et al., (2011); Reis et al., (2014)).

Fysicochemische bodemeigenschappen die de biobeschikbaarheid van lood beïnvloeden zijn pH, gehalte aan organische koolstof en reactief ijzer (ijzeroxides), gehalte aan mineralen en klei, en deeltjesgrootte. Meerdere auteurs gebruiken enkel de <250 µm bodemfractie omdat dit de fractie is die aan de handen van kinderen blijft kleven (Juhasz et al., (2011); Attanayake et al., (2014); Attanayake et al., (2015); Tomašek et al., (2016)).

In bodems met een calciumcarbonaat-gehalte boven 20% stijgt de biotoegankelijkheid van lood. Mogelijk zorgt de lage pH (zoals in het extract van de maagfase) ervoor dat de elementen die gebonden zijn aan carbonaat gemakkelijk gemobiliseerd worden. Verder onderzoek van deze hypothese is nodig (Izquierdo et al., 2015).

Ook de herkomst van de bodem (stad, ruraal, verontreinigd, geologie) en de ouderdom van de verontreiniging hebben een impact op de biotoegankelijkheid. Het totale loodgehalte blijkt voor de meeste bodems geen goede graadmeter te zijn voor de mate van biotoegankelijkheid, dit in tegenstelling tot de toestand van de bodem en de loodsoorten.

De biotoegankelijke fractie van lood in groenten (*in vitro*-extractie van lood uit groenten) is afhankelijk van het soort groente: prei (18%), sla (27%), pompoen (36%), wortelen (39%), knolselderij (45%), selderij (50%) en snijbiet (54%) (Mombo et al., 2015). Het *Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children* (IEUBK-model⁸) dat ontwikkeld is door US-EPA, berekent de omgevingsblootstelling van kinderen (zes maanden tot zeven jaar) aan lood. Dit model hanteert standaard de volgende biobeschikbaarheidsfactoren: 30% voor blootstelling aan lood via bodem en stof en 50% voor inname van lood via voeding en water.

De gemeten biotoegankelijkheid (mg/kg) is steeds beduidend lager dan de concentratie in de matrices (mg/kg). Uit de geraadpleegde literatuur waarin de link wordt gemaakt tussen loodgehalte en risicobeoordeling van orale blootstelling aan bodem/stof, blijkt dat de biotoegankelijke hoeveelheid lood een betere parameter is voor een risicobeoordeling dan het totale lood in bodem/stof. In de risicobeoordeling zou dan ook de biotoegankelijke loodconcentratie gebruikt moeten worden. Bovendien zou het *in vitro* bepalen van de biotoegankelijkheid onderdeel moeten zijn van een locatiespecifieke risicobeoordeling.

5.3 Conclusie

5.3.1 Ingestie grond en (bodem)stof

Een duidelijk beeld dat uit de literatuur naar voren komt is dat er weinig nieuw onderzoek wordt gedaan naar groningestie. Er wordt nog steeds gebruikgemaakt van ingestiehoeveelheden uit de jaren tachtig en negentig. De waarden werden bij hergebruik tussentijds wel opnieuw geïnterpreteerd. Tevens wordt er te weinig rekening gehouden met het

⁸ <https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals#technical>

huidige gedrag en de fysiologie van kinderen. Actualisatie van de data door nieuwe metingen lijkt wenselijk. Voornamelijk in China worden nog wel onderzoeken gedaan, maar deze zijn niet altijd representatief voor de Nederlandse of Vlaamse situatie.

Verder blijkt dat de gemeten dan wel gemodelleerde hoeveelheden grond en (bodem)stofingestie veelal lager liggen dan de gehanteerde hoeveelheden door kennisinstituten en gezondheidsinstellingen. De hoeveelheden liggen ook lager dan de gehanteerde bodemingestie in Nederland en België. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat eventuele wettelijke normwaarden conservatief zijn en het risico niet onderschatten. Een overschatting van de blootstelling van het gemiddelde kind in een gemiddelde situatie lijkt mogelijk.

In de publicaties worden tevens blootstellingsparameters geanalyseerd. Het zou interessant zijn om deze parameters te vergelijken met de parameters uit de Belgische en Nederlandse risicomodellen.

5.3.2 *Plantopname*

In de literatuur wordt een verband gelegd met plantopname in volkstuintjes in stedelijk gebied en/of regio's met diffuse verontreiniging. In meerdere studies werden BCF-waarden of gepaarde bodem/plant-concentraties geschikt voor het afleiden van BCF beschreven. Uit de publicaties blijkt niet eenduidig welke planten het meeste lood opnemen, waardoor er in dit stadium van het onderzoek geen verdere aanbevelingen kunnen worden gedaan over welke gewassen het meest geschikt (zouden) zijn binnen een diffuse context. Het bodemtype, eventueel gerelateerd aan de speciatie van lood in de bodem, is indicatief voor de mate van plantopname. Het wordt aanbevolen om bioaccumulatie van lood door de plant, te koppelen aan de biotoegankelijkheid voor de mens na inname, omdat lood in verschillende eetbare delen van de plant niet gelijkmatig biotoegankelijk is. De consumptie van verschillende delen van de plant kan met andere woorden leiden tot een verschillende blootstelling. Nadat diffuse verontreiniging beter in kaart is gebracht, verdient het aanbeveling een rigoureuze onderscheid te maken tussen de dominante opnameroute, via het blad of via het wortelstelsel.

5.3.3 *Biobeschikbaarheid*

De biobeschikbaarheid geeft aan hoeveel van het lood dat aanwezig is in een bodem wordt opgenomen in het lichaam, vervolgens via absorptie in de darmwand in de bloedbaan terecht kan komen en zo beschikbaar komt voor de organen. De biotoegankelijkheid geeft enkel de vrijstelling in het maag-darmkanaal weer en niet de absorptie in de darmwand. In de gevonden studies werden verschillende *in vitro*-methoden voor biotoegankelijkheid in de maagfase (zure pH) en darmfase (neutrale pH) gebruikt. Desondanks zijn de conclusies opvallend vergelijkbaar:

- De biotoegankelijkheid in de maagfase ligt hoger dan in de darmfase (gemiddeld zeven keer).
- De belangrijkste factoren die de biotoegankelijkheid beïnvloeden, zijn de stoffeïenschappen (speciatie, oplosbaarheid, adsorptie aan reactief ijzer en humuszuren, en ouderdom van het lood) en de bodemeïenschappen (pH, gehalte aan organische koolstof en reactief ijzer (ijzeroxides), gehalte aan mineralen en klei, en deeltjesgrootte).

- In bodems met een calciumcarbonaat-gehalte boven 20% stijgt de biotoegankelijkheid van lood. Ook de herkomst van de bodem (stad, ruraal, verontreinigd, geologie) en de ouderdom van de verontreiniging hebben een impact op de biotoegankelijkheid.
- Het totale loodgehalte blijkt voor de meeste bodems geen goede graadmeter te zijn voor de mate van biotoegankelijkheid; dit in tegenstelling tot de constitutie van de bodem en de loodspecies.
- De biotoegankelijke fractie van lood in groenten (*in vitro*-extractie van lood uit groenten) is afhankelijk van het soort groente.
- De gemeten biotoegankelijkheid (mg/kg) is steeds beduidend lager dan de concentratie in de matrices.
- Het toevoegen van extra compost, reactief ijzer (ijzer-oxyhydroxide), of fosforbemesting doet de biotoegankelijkheid dalen; deze stoffen kunnen daarom ingezet worden als remediërende maatregelen.

Op basis van de literatuur kan worden geconcludeerd dat de biotoegankelijke hoeveelheid lood een betere parameter is voor de risicobeoordeling, dan de totale loodconcentraties in bodem/stof. Om de beoordeling kosteneffectief te houden, zou het meten van de biotoegankelijke concentraties onderdeel kunnen uitmaken van een tweedelijns risicobeoordeling. Ook zou het *in vitro* bepalen van de biotoegankelijkheid deel kunnen uitmaken van elke tweedelijns locatiespecifieke risicobeoordeling. Zo zou ook voor de beoordeling van diffuus verspreid lood moeten worden nagegaan in hoeverre de biotoegankelijkheid van het lood vergelijkbaar is op verschillende locaties. Het berekenen van de kostenefficiëntie van het *in vitro* bepalen van de biotoegankelijkheid valt buiten het bereik van dit rapport, maar algemeen kan worden aangenomen dat hoe groter het gebied is met homogeen, diffuus verspreid lood, hoe hoger de kostenefficiëntie van het bepalen van de biotoegankelijkheid zal zijn.

6 Effectiviteit van maatregelen

6.1 Belang voor beleid en uitvoering

Diffuse loodbelasting in de bodem kan door verschillende bronnen veroorzaakt worden. Als gevolg daarvan worden mensen blootgesteld via verschillende transport- en blootstellingsroutes. Maatregelen die de blootstelling van mensen verminderen, kunnen dan ook op verschillende plaatsen getroffen worden. Bij voorkeur vindt de aanpak bij de bron plaats (zoals het beperken van emissies naar lucht). Daar waar dit niet (meer) mogelijk is, kunnen maatregelen gericht op de 'blootstellingsroute' een oplossing bieden. Hierbij kan gedacht worden aan het verwijderen van de verontreiniging door afgraven, maar ook aan het beperken van het contact met de verontreinigde grond door het nemen van aanvullende maatregelen, zoals schoonmaken van de woning of het bijmengen van compost in de (moes)tuin.

In het kader van dit project dient nagegaan te worden hoe de verspreidingsrisico's en de humane risico's ten gevolge van diffuse bodemverontreiniging met lood aangepakt en/of beheerd kunnen worden. Relevante vragen zijn: Welke maatregelen kunnen genomen worden? En wat is de effectiviteit ervan? Dit geldt zowel preventief (voorkomen van verdere verspreiding van de diffuse verontreiniging) als curatief (herstellen/wegnemen van schade/risico's).

In Vlaanderen worden de maatregelen met betrekking tot de zware-metalenproblematiek ten gevolge van de non-ferro-industrie op verschillende wijzen gecommuniceerd en gefaciliteerd: 1) voorlichting, educatie en informatie-uitwisseling met gemeenten en lokale bewoners, 2) convenanten of bedrijfsspecifieke overeenkomsten, 3) financiële instrumenten (heffingen, subsidies, fondsen) en/of 4) wetgeving (opleggen van een humane biomonitoring). Naargelang de efficiëntie van de maatregelen wordt een combinatie van maatregelen voorgesteld. Bij de aanpak van de diffuse loodverontreiniging in Vlaanderen zijn meestal ook verschillende overheids- en onderzoeksinstanties betrokken, wat leidt tot een beleidsdomeinoverschrijdende aanpak. Een geïntegreerd beleid voor lucht- en wateremissies, het samenwerken met specifieke doelgroepen en een doeltreffend materialenbeleid en grondverzetsregeling, zijn enkele mogelijke maatregelen en/of acties om dergelijke emissies en verdere diffuse verspreiding in de toekomst verder terug te dringen.

In Nederland wordt vooral ingezet op het vervangen van de toplaag daar waar sprake is van zogenoemde *hotspots* en door kinderen intensief bezochte plekken zoals kinderspeelplaatsen en kleine groenelementen in de stad. Daarnaast wordt vaak het advies gegeven om vaker schoon te maken, schoenen bij de deur uit te trekken en wordt er voorlichting gegeven over de risico's van lood. Het is echter niet bekend of deze adviezen ook daadwerkelijk effectief zijn in het verminderen van de blootstelling van mensen. Daarom is nadere informatie over de effectiviteit van maatregelen gewenst.

Maatregelen worden in deze studie in vier soorten ingedeeld:

1. De fysieke maatregelen omvatten stofbeperkende maatregelen (het vaker schoonmaken van een woning of het ontstoffen van huizen), het afdekken of vervangen van het maaiveld met schone grond (eventueel na afgraving).
2. De communicatiemaatregelen omvatten maatregelen zoals voorlichting middels brochures, educatie, informeren van ouders/inwoners op basis van de resultaten van humane biomonitoring en via educatie van huisartsen.
3. Indien de bron nog aanwezig is (bijvoorbeeld emissies naar lucht ten gevolge van non-ferro-industrie), dan dienen in de fabriek preventieve maatregelen genomen te worden om de uitstoot van metalen te beperken (brongerelateerde maatregelen) in combinatie met monitoring (bijvoorbeeld meten van zware metalen in lucht en/of neervallend stof en/of humane biomonitoring in de omgeving). Humane biomonitoring (opvolging van het gehalte lood in bloed) werd in Vlaanderen in een bepaalde casus zelfs opgenomen in een Koninklijk Besluit (verplichte maatregel).
4. Het afsluiten van een convenant of bedrijfsspecifieke overeenkomst kan beschouwd worden als een faciliterende maatregel en zorgt ervoor dat er wordt gesaneerd op een wijze die voor het milieu aanvaardbaar is en voor het bedrijf betaalbaar. De sanering betreft in dit geval niet alleen de fabrieksterreinen, maar tevens de omliggende woonwijken. Hiertoe behoren ook financiële instrumenten zoals subsidies en fondsen.

Het komt regelmatig voor dat meerdere typen maatregelen gelijktijdig worden toegepast. In dat geval wordt dit in de tekst ook aangegeven.

6.2 Resultaten en discussie

6.2.1 *Fysieke maatregelen*

6.2.1.1 Binding van lood door additieven

Een van de maatregelen die de afgelopen jaren veel is onderzocht, is het toevoegen van additieven aan de bodem. De hypothese is dat lood door deze additieven wordt gebonden en daardoor niet meer of minder beschikbaar is voor opname in planten. Daarnaast zou lood een lagere orale biobeschikbaarheid hebben bij directe ingestie van grond. Voorbeelden van onderzochte additieven zijn onder andere compost (en andere natuurproducten zoals boomschors, zaagsel of vismeel) en anorganische fosfaathoudende additieven, extra ferrihydriet (ijzer-oxyhydroxide) of sediment. Compost- en fosfaathoudende additieven zijn de meest gangbare additieven en daardoor ook het meest onderzocht.

Vooraf de studie van Henry et al., (2015) geeft een goed overzicht van de tot nu toe behaalde resultaten. De behaalde resultaten zijn wisselend per studie. De studies onderzoeken de opname van lood in diverse gewassen en/of de orale biobeschikbaarheid door middel van *in vitro*-studies. Geen van de studies onderzocht de blootstelling aan lood en als gevolg daarvan de concentraties in bloed.

Uit de studies blijkt dat de effectiviteit van het toevoegen van additieven locatiespecifiek, additiefspecifiek en bij gewasconsumptie ook gewasspecifiek zijn bepaald. Hoewel het toevoegen van goed gerijpte

compost en fosfaathoudende additieven in diverse studies tot een betere binding van lood en een lagere biobeschikbaarheid leidt (Henry et al., 2015; Attanayake et al., 2014; Attanayake et al., 2015; Defoe et al., 2014; Fleming et al., 2013; Obrycki et al., 2017a; Zia et al., 2011; , Scheckel et al. 2013), leidt het toevoegen van additieven (zoals bijvoorbeeld onvoldoende gerijpte compost) in andere studies slechts tot een matige of helemaal geen binding (Brown et al., 2012; Attanayake et al., 2015). In een enkele studie leidt het toevoegen van compost (uit blad, gras en bloemen) juist tot een verhoogde beschikbaarheid van lood (Murray et al., 2011). In de studie van Myrray et al., (2011) werd de kwaliteit van de gehanteerde compost als oorzaak genoemd. De compost bleek namelijk onvoldoende gerijpt en had een hoge verhouding tussen fulvinezuur en humuszuur, waardoor de mobiliteit van lood werd verhoogd.

Het succes en de mate van binding blijkt voor het merendeel afhankelijk te zijn van de bodemeigenschappen en de mate waarin het additief de pH beïnvloedt. Als het additief tot een lagere pH leidt zoals fosforzuur of ongerijpte compost, is de effectiviteit van de maatregel minder groot of zelfs afwezig (Henry et al., 2015; Brown et al., 2016).

Naast binding wordt een deel van de reductie in blootstelling behaald vanwege de directe verdunning van de loodconcentraties in de bodem door het toevoegen van grote hoeveelheden additieven (Henry et al., 2015; Brown et al., 2016; Attanayake et al., 2014; Attanayake et al., 2015; Defoe et al., 2014). Ook de bevorderde groei van planten als gevolg van het toevoegen van additieven leidt tot verdunning van concentraties in planten. De totale hoeveelheid lood in de bodem of opname in gewassen neemt echter niet af (Attanayake et al., 2014). Er lijkt dus alleen sprake van verdunning te zijn.

Enkele relevante aandachtspunten waar nog onvoldoende onderzoek naar is gedaan bij het toevoegen van additieven zijn de betrouwbaarheid van binding/verdunning over de lange termijn en het mobiliseren van andere aanwezige verontreinigingen zoals arseen door het toepassen van (pH verlagende) additieven. Veel van de geraadpleegde studies kennen een beperkte onderzoeksduur, tot maximaal een jaar. Hierdoor is het niet duidelijk of lood ook over een langere termijn kan worden gebonden. Compost wordt langzaam afgebroken, waardoor het gebonden/verdunde lood weer vrij kan komen tot concentraties van voor de behandeling. Doorgaans worden moestuinen wel regelmatig van compost voorzien, waardoor dit aandachtspunt mogelijk minder relevant is (Brown et al., 2016; Henry et al., 2015).

Diverse studies hebben aangetoond dat het toevoegen van slecht gerijpte compost, of verzurende additieven, andere metalen zoals arseen maar ook het lood zelf juist mobieler kunnen maken, waardoor de opname in planten kan toenemen (Attanayake et al., 2015; Murray et al., 2011; Defoe et al., 2014). Voordat de keuze gemaakt wordt om een additief te gebruiken voor de binding van lood, moet dan ook beter onderzocht worden of dit additief in potentie andere verontreinigingen mobieler kan maken. Uiteindelijk zal hiermee in de uitvoering en keuze van het additief rekening moeten worden gehouden, in relatie tot de bodem- en verontreinigingseigenschappen op de locatie.

De keuze voor een type additief is ook van belang voor de gewenste gebruiksfunctie van een locatie. Zo blijkt het toevoegen van ferrihydriet wel succesvol in de binding van lood, maar wordt de plantengroei als gevolg van het additief gehinderd of vindt er helemaal geen groei meer plaats (Defoe et al., 2014). Het toepassen van ferrihydriet is dan ook geen optie als de gebruiksfunctie een (moes)tuin betreft. In de studie van Obrycki et al. (2017a) blijkt dat het afdekken van verontreinigde bodems met een compost-sedimentmengsel en het bijmengen van alleen compost, eveneens effecten heeft op de plantengroei.

Tot slot kunnen verhoogde fosfaatgiften ook voor secundaire problemen zorgen, zoals eutrofiering van het naastgelegen oppervlaktewater vanwege uitspoeling. Het wordt dan ook ontraden om (grote hoeveelheden) fosfaathoudende additieven in de directe nabijheid van oppervlaktewater toe te passen (Henry et al., 2015).

6.2.1.2 Huishoudelijke maatregelen

Er zijn drie bruikbare referenties gevonden over de effectiviteit van schoonmaken. Twee van de referenties (Haby et al., (2016) en Nussbaumer-Streit et al., (2016) waren reviews en één studie (Lewis et al., 2012) onderzocht de effectiviteit van verschillende schoonmaakmethoden, zoals nat afnemen, stofzuigen, schoonmaken met elektrostatische stofdoekjes en het gebruik van een fabrieksvochtige Swiffer-dweil.

In de studie van Lewis et al., (2016) is niet naar de blootstelling van mensen aan lood in stof gekeken. Wel is onderzocht of de loodconcentraties in stof op gespikete oppervlakken afnemen als gevolg van het schoonmaken. Op basis van deze studie kan dus niet worden geconcludeerd of het schoonmaken van een woning effectief is als maatregel om blootstelling van mensen te voorkomen. Wel kan op basis van deze studie een voorkeursmethode worden geselecteerd voor de schoonmaak.

Op gladde en rechte ondergronden bleken de vier onderzochte methoden geen verschil in effectiviteit te kennen. Op ruwe en gebogen oppervlaktes bleken stofzuigen en het vochtig afnemen (90% reductie) het meest effectief. De Swiffer-dweil en elektrostatische doekjes presteerden hier iets minder (80% reductie). Als verklaring hiervoor wordt gegeven dat de Swiffer-dweil mogelijk te rigide is, waardoor deze onvoldoende in de hoeken kan komen of met het oppervlak meebeweegt, waardoor de contactmogelijkheden afnemen. De elektrostatische doekjes daarentegen kregen het stof onvoldoende los van het oppervlak, waardoor de effectiviteit afnam. Op basis van Lewis et al., (2012) kan dus geconcludeerd worden, dat de schoonmaak van een woning bij voorkeur dient plaats te vinden door middel van stofzuigen of het vochtig afnemen (inclusief dweilen met losse dweil) van contactoppervlakken. Bij de effectiviteit van stofzuigen dient wel een kanttekening te worden geplaatst, omdat stofzuigen er juist voor kan zorgen dat kleine bodemdeeltjes verdere verspreiding en daarmee blootstelling hebben, omdat fijne stofdeeltjes niet in het filter van de stofzuiger achterblijven. Gebruik van een stofzuiger met een hepafilter wordt dan ook aanbevolen.

De studies van Haby et al., (2016) en Nussbaumer-Streit et al., (2016) waren reviews naar de effectiviteit van onder andere schoonmaken van de woning. Haby et al., (2016) baseerde de conclusie op de resultaten van Yeoh et al., (2012) en Haynes et al., (2002). De studie van Nussbaumer-Streit et al., (2016) is een update van Yeoh et al., (2012). In Nussbaumer-Streit et al., (2016) werd de effectiviteit van het schoonmaken gekoppeld aan de afname van loodconcentraties in het bloed van kinderen. Hieruit bleek slechts een marginaal positief effect. De betrouwbaarheid van dit positieve effect werd overigens als matig tot laag ingeschat. Op basis hiervan concluderen Nussbaumer-Streit et al., (2016) en Haby et al., (2016) dat het schoonmaken van een woning niet effectief is in de reductie van loodbloedconcentraties.

Een aandachtspunt bij loodbloedconcentraties is dat lood na inname wordt opgenomen in bloed en beenderen. Uit beenweefsel komt lood heel langzaam weer vrij. De halfwaardetijd van lood in bloed bedraagt dertig dagen, in botten is dit echter tien tot dertig jaar. Dit maakt ook dat een eenmalige hoge inname kan leiden tot langdurige effecten (Otte et al., 2016). De meeste door Nussbaumer-Streit et al., (2016) en Haby et al., (2016) geraadpleegde studies volgen de kinderen gedurende de periode van een jaar. Langdurige studies naar de effectiviteit van schoonmaken, maar ook andere fysieke maatregelen, zijn niet gevonden.

Tevens zijn er geen studies gevonden die onderzoek doen naar de effectiviteit van fysieke maatregelen om de blootstelling van niet eerder belaste kinderen te voorkomen.

Vragen die resteren na de studies van Haby et al., 2016 en Nussbaumer-Streit et al., (2016) zijn dan ook:

- Wat is het effect van schoonmaken op de langetermijnconcentratie van lood in het bloed van kinderen?
- Zijn de fysieke maatregelen effectief voor het voorkomen van blootstelling van kinderen die nog niet eerder in aanraking zijn gekomen met lood?

Eventueel toekomstig onderzoek zou zich op deze kennislacunes moeten richten, om de effectiviteit van maatregelen beter te kunnen beoordelen.

6.2.1.3 Wassen van gewassen

Een veel toegepast advies bij de consumptie van gewassen van een verontreinigde bodem is het wassen of schillen van de groente. Wassen zorgt ervoor dat gronddeeltjes die zich op het gewas bevinden, niet worden geconsumeerd. Omdat verontreinigingen ook kunnen worden opgenomen via de bladeren of schil van een gewas, kan het voor diverse verontreinigingen helpen om de groenten te schillen. Hierbij wordt de buitenste laag inclusief een deel van de verontreiniging verwijderd. De studies van Attanayake et al., (2014 en 2015); Defoe et al., (2014); Brown et al., (2016); Obrycki et al., (2017a), tonen aan dat het wassen van groente effectief was voor bladgewassen (snijbiet) en tomaten. McBride et al., (2014) toont aan dat opname door gewassen via de aanhechting van bodemdeeltjes aan de groenten een relevante rol speelt bij de opname van lood in gewassen en blootstelling van mensen die de gewassen eten. Tegelijkertijd wordt geconstateerd dat de gebruikelijke 'keukenmethode' (wassen met water) niet altijd effectief is.

Voor wortelgewassen met een xyleem (centrale vaatsysteem voor sapstromen van wortel naar blad) zoals peen, radijs en rode biet bleek het wassen of schillen niet effectief, omdat de gewassen het lood accumuleren in het xyleem van de plant. Voor aardappelen geldt dit niet, omdat daarin sprake is van transport via de floëem (vaatsysteem waardoor voedsel van de plaats van aanmaak in de bladeren naar andere delen van de plant wordt vervoerd en weer terug indien nodig).

6.2.2 *Communicatiemaatregelen*

De literatuur met betrekking tot communicatiemaatregelen is beoordeeld door een onderzoeker met een sociaalwetenschappelijke achtergrond. De uitkomsten hiervan worden hieronder kort beschreven.

De twee artikelen van Campbell et al., (2011, 2012) beschrijven het effect van interventiestudies (*Randomized Controlled Trials*) op het bewustzijn over diffuus lood en daadwerkelijke bloedwaarden in de *Philadelphia Lead Safe Homes Study*. De gepleegde interventie is het geven van achtergrondinformatie, schoonmaakinstructie en schoonmaakmiddelen door welzijnswerkers. Dat leidt tot een hoger bewustzijn bij ouders, daling in het loodstof binnenshuis, maar niet tot lagere waarden voor lood in bloed. Ook in het onderzoek van Feit et al., (2014) ligt de nadruk op een schoonmaakinterventie. Deelnemers werd gevraagd welke extra schoonmaakwerkzaamheden zij acceptabel vonden en werden bereid gevonden deze activiteit gedurende een periode uit te voeren. Het resultaat was dat de blootstelling tijdelijk afnam.

In de studie van Kaiser et al., (2015) is een kwalitatief onderzoek (focusgroepen) gedaan naar risicopercepties in gebieden waarin stadlandbouw ontwikkeld zou kunnen worden. Tegelijkertijd is er bodemonderzoek verricht. Ook het onderzoek van Harclerode et al., (2016) is een risicoperceptie-onderzoek. Omdat een survey aan huis in gebieden waarin men in huis veel diffuus lood verwachtte te lage respons opleverde, heeft men bezoekers van een park in dit gebied ondervraagd. De bezorgdheid over lood in dit gebied was erg laag. Shao et al., (2017) beschrijft hoe de trend van bloedwaarden in lood in Syracuse, New York zich van 1992 tot 2011 ontwikkelt. Dit laat onder andere effecten zien van interventies en van het seizoen.

Informatie-uitwisseling en educatie zijn belangrijk. In Vlaanderen wordt via de website www.gezondheidsmilieu.be informatie met betrekking tot verontreinigende stoffen (zoals onder andere lood) ter beschikking gesteld. Zo is er informatie te vinden over hoe blootstelling plaatsvindt, wat de gevolgen zijn voor de gezondheid en hoe blootstelling beperkt kan worden. Via de website zijn ook de aandachtsgebieden Hoboken, Noorderkempen en Beerse te selecteren en dan worden de problematiek en de preventieve maatregelen per gebied toegelicht. In de aandachtsgebieden die kampen met een zware-metalenverontreiniging, wordt bijvoorbeeld het educatiepakket 'Speel op veilig'⁹ aangeboden aan Centra voor Leerlingen Begeleiding (CLB's), directie en leerkrachten. Dit pakket bevat ondersteunend materiaal om leerlingen en personeel te sensibiliseren over zware metalen.

⁹ http://www.gezondheidsmilieu.be/nl/projecten/speel_op_veilig-712.html

Kader 6.1: Maatregelen en communicatie Hoboken

De diffuse loodverontreiniging in de regio **Hoboken** (België) is te wijten aan de uitstoot van zware metalen ten gevolge van non-ferro-industrie. In deze regio worden de luchtkwaliteit en de loodgehalten in bloed (HBM) reeds geruime tijd gevolgd en zijn studies uitgevoerd naar de bodemkwaliteit en modellering van de bijdrage van verschillende blootstellingswegen (waaronder de evaluatie van lucht-, bodem- en huisstofkwaliteit). In het 'Blootstellingsonderzoek naar lood in Hoboken' (OVAM, 2009) werden niet alleen bloedwaarden gemeten bij kinderen, maar werd tegelijk de aanwezigheid van lood in het milieu gemeten, thuis en op school (i.e. in binnen- en buitenlucht, in de stofzuigerzak, in stof op vloeren en meubelen, op de straat, de speelpleinen en in de bodem). *Het individueel gedrag van de kleuters is zeer bepalend*. Er zijn aanwijzingen dat regelmatig handen wassen, tanden poetsen, een bad of douche nemen en van kleding wisselen aanleiding geeft tot minder lood in het bloed. Er zijn ook aanwijzingen dat nagelbijten aanleiding geeft tot een hoger loodbloedgehalte.

Conclusie: De loodbelasting bij kinderen wordt vooral bepaald door de inname van voeding en het hand-mond-contact met bodem en stof. Drinkwater kan een bron voor loodbelasting zijn, maar alleen als er nog oude loden waterleidingen aanwezig zijn. Het inademen van loodbevattend stof heeft zeer weinig invloed.

In de regio wordt de laatste tien jaar een daling van de loodgehalten in bloed vastgesteld. Dat komt enerzijds omdat de fabriek inspanningen levert om de uitstoot te beperken. Anderzijds passen bewoners en scholen van deze Hobokense wijken **stofbeperkende maatregelen** toe. In de wijk zijn over de jaren heen ook talrijke acties ondernomen zoals reiniging van straten en pleinen, sanering van tuintjes en openbare terreinen, ontstoffen van huizen, preventiecampagnes en de sluiting van de school in de wijk om de blootstelling van de kinderen tijdens de schooluren te beperken. Het afgraven van de vervuilde grond en het ontstoffen van de huizen vermindert het contact met zware metalen. Hoewel de verontreiniging in Hoboken in de loop der jaren gedaald is, worden de inwoners van naburige wijken nog steeds aan meer lood en arseen blootgesteld dan mensen die elders wonen.

Ingestie van stofdeeltjes is een belangrijke blootstellingsroute in deze regio. Met een aantal preventieve tips kunnen inwoners van Hoboken hun loodopname beperken. Op basis van de resultaten van de humane biomonitoring, wordt aan de ouders van kinderen met een loodbloedgehalte boven 5 µg/dl samen met het resultaat van het bloedonderzoek een folder met preventietips bezorgd. De medisch milieukundige van de regio biedt een huisbezoek aan bij families met kinderen met een loodbloedgehalte boven de 10 µg/dl om loodblootstelling in kaart te brengen en preventiemaatregelen te doorlopen. Huisartsen werden eveneens geïnformeerd over het bevolkingsonderzoek en over mogelijke preventiemaatregelen.

Kader 6.2: Maatregelen en communicatie Noorderkempen

Ook in de Noorderkempen (België) werd in 2006 een grootschalig bevolkingsonderzoek gestart bij de volwassen bevolking in het gebied rond de non-ferro-bedrijven en in een referentiegebied. Door de gehalten cadmium, arseen en lood tussen volwassenen uit de directe omgeving van de fabriek, de ruimere omgeving en het controlegebied te vergelijken, kunnen we afleiden waar de belasting het grootst is. Door te vergelijken met resultaten uit de jaren tachtig (Cadmibel en PheeCad-studies) werd nagegaan of de belasting positief of negatief is geëvolueerd door de jaren heen. Bij kleuters werd onderzocht hoeveel lood ze in hun lichaam hebben. Kinderen hebben in vergelijking met volwassenen doorgaans een grotere loodbelasting via hand-mond-gedrag en contact met bevuild speelgoed en zijn gevoeliger voor gezondheidseffecten ten gevolge van loodbelasting. Bij honderd deelnemers en op veertien publieke plaatsen (scholen, kerken) werden tegelijkertijd nog extra milieumetingen gedaan (metingen in tuingrond, groenten, stof in huis, putwater en lucht) om na te gaan op welke manier de omwonenden in contact komen met zware metalen. Daarnaast werd een modellering van de blootstelling aan arseen en cadmium uitgevoerd om de belangrijkste blootstellingswegen in kaart te brengen (OVAM, 2008 – Eindrapport werkgroep risico-evaluatie BeNeKempen).

Conclusie: Omwonenden komen nog steeds meer in contact met cadmium in vergelijking met het controlegebied. Bij kleuters ligt de loodbelasting hoger in het onderzoeksgebied, maar wel duidelijk beneden de richtwaarde, waaronder de kans op gezondheidseffecten klein is. De lichaamsbelasting is in de loop der jaren duidelijk gedaald, gemiddeld tot beneden de geldende richtwaarden waaronder geen gezondheidsrisico's verwacht worden. Vooral de mensen die al in de regio woonden toen de verontreiniging groter was, hebben nog steeds een hoge lichaamsbelasting en een hoger gezondheidsrisico. Voeding blijkt nog steeds één van de belangrijkste bronnen van zware metalen voor de bewoners te zijn.

Uit het 'Bevolkingsonderzoek in de Noorderkempen' (BONK-studie) blijkt dat de loodbelasting bij kinderen geen probleem vormt (concentraties liggen onder de richtwaarden) en dat ook de lichaamsbelasting bij volwassenen (cadmium en arseen) in de loop der jaren duidelijk gedaald is tot onder de richtwaarden waaronder geen gezondheidsrisico's verwacht worden. De studie concludeert dat de maatregelen die door de jaren heen werden genomen, inclusief de preventieve maatregelen die de mensen zelf kunnen nemen, werken en het best worden volgehouden en gepromoot om de lichaamsbelasting laag te houden en verder terug te dringen. Het onderzoek resulteerde dan ook in een *webtool* (www.cadmiumwebtool.be) gericht op de bevolking van de Noorderkempen. Via de *webtool* kunnen adviezen geraadpleegd worden over hoe je de blootstelling kunt beperken in de woning en in de tuin. Dit omvat ook teeltadviezen voor de moestuin, daar blootstelling via voeding een van de belangrijkste blootstellingsroutes blijkt te zijn in de regio.

6.2.3 *Acceptatie van maatregelen*

Hoewel de literatuurstudie zich hier niet op focuste, geeft de studie van Obrycki et al., (2017b) een eerste blik van de acceptatie van enkele maatregelen die genomen kunnen worden om de blootstelling van mensen aan bodemverontreiniging in het algemeen te beperken. De maatregelen die werden voorgelegd waren: 1) geen aanpak/niet noodzakelijk in verband met lage biobeschikbaarheid, 2) afgraven, 3) afdekken, 4) fytoaccumulatie en 5) biologische afbraak. Hierbij wordt gekeken naar zowel de burger als de beleidsmaker. De auteurs construeren hiertoe voor beide groepen een mentaal model en registreren hierbij ook de stoffen waarover men zich bezorgd maakt.

Bodemverontreiniging door lood wordt door beide groepen genoemd als relevant risico. Uit de studie blijkt dat beide groepen het principe van biobeschikbaarheid van verontreinigingen als onderdeel van een risicobeoordeling delen en dat een bodem niet hoeft te worden aangepakt als de biobeschikbaarheid laag blijkt te zijn. Het afgraven van verontreinigde grond wordt eveneens als acceptabele maatregel genoemd. Het afdekken van de verontreinigde bodem (met schone grond of andere afdekmaterialen) wordt door de burger niet als wenselijk beschouwd. Obrycki et al., (2017b) vraagt tevens aandacht voor verwachtingenmanagement, door de te nemen maatregel af te stemmen op de verwachtingen van burgers. Als namelijk blijkt dat de maatregelen niet aansluiten bij de verwachtingen, is het draagvlak voor een maatregel onder de bevolking minder groot. Daarnaast moeten de burgers voldoende geïnformeerd worden over een locatiespecifieke benadering, waardoor verschillen kunnen ontstaan tussen de aanpak in verschillende steden. Binnen het Nederlandse beleid rondom diffuus lood speelt dit ook een belangrijke rol, omdat de transitie wordt gemaakt van een landelijke aanpak naar een meer regionale aanpak. Hierdoor kunnen verschillen ontstaan in de benadering en aanpak van diffuus lood.

Kader 6.3: Acceptatie van maatregelen in de Noorderkempen

Om te komen tot een breed maatschappelijk gedragen aanpak van de problematiek die goed aansluit bij wat de mensen beweegt, werd in de BONK-studie aan de deelnemers onder andere gevraagd of zij zelf voorzorgsmaatregelen nemen om het contact met zware metalen te beperken. Meer dan vier op tien deelnemers in de nabije omgeving (44%) en ongeveer drie op tien deelnemers in de iets ruimere omgeving kent de voorzorgsmaatregelen en past ze toe om het contact met zware metalen te beperken. In het controlegebied is dit slechts ongeveer één op tien. De deelnemers vonden dat op de eerste plaats de fabriek moest instaan voor de oplossing van de problematiek, gevolgd door de Vlaamse overheid en ten slotte de lokale overheid. De bevolking werd door zeer weinig deelnemers aangewezen als verantwoordelijke. Bij de vraag over hoe de bevolking betrokken moet worden bij de aanpak van het probleem, antwoordden de deelnemers dat ze vooral via dialoog en overleg betrokken wilden worden. Slechts een tental procent was bereid om zelf actief deel te nemen aan het meedenken en meewerken aan oplossingen.

In de regio Noorderkempen werd aangetoond dat de maatregelen die door de jaren heen werden genomen, inclusief de preventieve maatregelen die de mensen zelf kunnen nemen, werken en het beste worden volgehouden en gepromoot om de blootstelling laag te houden en verder terug te dringen. In de nabije omgeving van de fabrieken geeft 44% van de deelnemers aan dat ze voorzorgsmaatregelen nemen om het contact met zware metalen te beperken.

6.2.4 *Faciliterende maatregelen*

De overheid kan een faciliterende rol spelen. In Vlaanderen kan OVAM een convenant of een bedrijfsspecifieke overeenkomst afsluiten waarin de overheid en het bedrijfsleven afspraken maken over de reductie van emissies, over het gebruik van bepaalde producten en/of over de sanering van de historische verontreiniging in de omgeving. De voorbije jaren sloot de OVAM al overeenkomsten met Umicore, Electrabel, de 'Gasfabrieksgroep', Bekaert, de NMBS-groep, Colruyt (DATS), Tessenderlo Chemie, de Vlaamse vervoersmaatschappij De Lijn, Defensie, Agentschap Wegen en Verkeer en het Gemeentelijk havenbedrijf Antwerpen. De opvolging van vorderingen op het vlak van bodemonderzoeken en -saneringen gebeurt nauwgezet en in overleg via begeleidingscomités. Ervaringen leren dat bedrijven inderdaad wel gebaat zijn bij deze samenwerking. Zij kunnen hun onderzoeken beter plannen en bijvoorbeeld afstemmen op herontwikkeling van hun bedrijfsterrein. De OVAM heeft meer zekerheid dat de bedrijven hun afspraken zullen nakomen door een planmatige aanpak.

Kader 6.4: Convenant Umicore-Nyrstar-Vlaamse Overheid-OVAM

In de Vlaamse vestigingen Hoboken, Olen en voormalige vestigingen Balen/Lommel en Overpelt van Umicore nv is er al meer dan honderd jaar een productie van non-ferro-metalen. Deze productie heeft er in het verleden toe geleid dat er een historische bodem- en grondwaterverontreiniging op het bedrijfsterrein en in de omgeving is ontstaan. In november 1997 tekende Umicore een vrijwillige overeenkomst met de Vlaamse overheid om deze historische verontreiniging aan te pakken waaraan in 2004 door de Vlaamse regering, de OVAM en Umicore nv een addendum werd toegevoegd. Het Addendum voorziet dat Umicore nv de eerstkomende vijftien jaar effectief tot bodemsanering overgaat voor hun bedrijfsterreinen en de woonwijken die hieraan grenzen. Daarnaast is er een vrijwillige financiële inbreng van Umicore nv en de Vlaamse overheid voor de aanpak van de zware-metalenproblematiek in de verdere omgeving en dit voor de komende tien jaar. Op deze wijze is de mogelijkheid gecreëerd om het historische bodempassief in de omgeving van de vestigingen op een gestructureerde wijze aan te pakken. Het addendum zorgt ervoor dat de historische bodemproblematiek rond de vier vestigingen wordt gesaneerd op een wijze die voor het milieu aanvaardbaar is en voor Umicore nv betaalbaar.

6.3 Conclusie**6.3.1 Fysieke maatregelen****Additieven**

Op basis van de gevonden literatuur lijkt het toevoegen van additieven om het lood aan de bodem te binden nog onvoldoende onderzocht te zijn en onvoldoende zekerheid te bieden om als effectieve maatregel in de praktijk te worden toegepast. Daarnaast zal in de praktijk altijd een locatiespecifieke invulling moeten worden gegeven, rekening houdende met de bodemeigenschappen, de mate en het type van de verontreiniging en de gebruiksfunctie. Ook een regelmatige controle van de mate van binding dan wel verdunning op termijn valt niet uit te sluiten, waardoor er sprake is van terugkerende kosten.

Schoonmaken

Langdurige studies naar de effectiviteit van schoonmaken, maar ook andere fysieke maatregelen, zijn niet gevonden. Tevens zijn er geen studies gevonden die onderzoek doen naar de effectiviteit van fysieke maatregelen om de blootstelling van kinderen die niet eerder zijn belast met lood te voorkomen. De meeste door Nussbaumer-Streit et al., (2016) en Haby et al., (2016) geraadpleegde studies volgen de kinderen gedurende de periode van een jaar of enkele jaren. Op basis van de huidige literatuur kan niet geconcludeerd worden dat het vaker schoonmaken van de woning effectief is voor het verlagen van de loodconcentraties in bloed.

Een aandachtspunt bij loodbloedconcentraties is dat de afname van bloedconcentraties, nadat deze eenmaal zijn 'opgeladen' in het lichaam, een traag en langdurig proces is. Hiermee wordt in de studies geen rekening gehouden. Vragen die resteren na de studies van Haby et al., 2016 en Nussbaumer-Streit et al., (2016) zijn dan ook:

- Wat is het effect van schoonmaken op de lange-termijnconcentratie van lood in het bloed van kinderen?
- Zijn de fysieke maatregelen effectief voor het voorkomen van blootstelling van kinderen die nog niet eerder in aanraking zijn gekomen met lood?

Eventueel toekomstig onderzoek zou zich op deze kennislacunes moeten richten, om de effectiviteit van maatregelen beter te kunnen beoordelen.

Wassen en schillen van groente

Het wassen van groente blijkt een effectieve maatregel om de blootstelling aan lood via de consumptie van bepaalde gewassen uit eigen tuin te verminderen. De mate van effectiviteit hangt ervan af of de consumptiegroente het lood in de kern opneemt of in de schil. Indien het lood gebonden wordt in de kern van het gewas, zoals dat bij peen het geval is, is het wassen dan wel schillen van de groente niet effectief om de blootstelling te verminderen.

6.3.2 *Communicatiemaatregelen*

Gebaseerd op de literatuur kan worden geconcludeerd dat slechts twee artikelen een effect van communicatie beschrijven. Het gaat in deze studies om één-op-één-voorlichting en het geven van schoonmaakinstructies door welzijnswerkers. De setting, een *Randomized Controlled Trial*, is moeilijk te vergelijken met de wijze waarop mensen normaliter informatie over omgevingsrisico's zouden ontvangen. Op basis van deze literatuur is dus geen uitspraak te doen over de effecten van publiekscommunicatie op bewustzijn van ouders, het uitvoeren van maatregelen om de blootstelling en bloedwaarden te verkleinen.

Nader onderzoek op de effectiviteit van communicatiemaatregelen is daarom gewenst. Zie verder hoofdstuk 8 met aanbevelingen.

6.3.3 *Acceptatie van maatregelen*

Voor de acceptatie van te nemen maatregelen om blootstelling aan lood (maar ook verontreinigingen in bredere zin), blijkt dat de maatregelen moeten aansluiten bij de verwachtingen van omwonenden. Als de maatregel niet aansluit bij de verwachtingen, is het draagvlak voor een maatregel onder de bevolking minder groot. Daarnaast moeten de burgers voldoende geïnformeerd worden over een locatiespecifieke benadering, om inzicht te geven in de reden van verschillen in aanpak tussen verschillende steden.

6.3.4 *Faciliterende maatregelen*

De overheid kan een faciliterende rol spelen in het beperken van de blootstelling aan lood. In Vlaanderen kan OVAM een convenant of een bedrijfsspecifieke overeenkomst afsluiten waarin de overheid en het bedrijfsleven afspraken maken over de reductie van emissies, over het gebruik van bepaalde producten en/of over de sanering van de historische verontreiniging in de omgeving. In Nederland is dit minder gebruikelijk, omdat de veroorzaker van de loodverontreiniging veelal onbekend is.

7 Toxiciteit en gezondheidseffecten

7.1 Belang voor beleid en uitvoering

Uit wetenschappelijk onderzoek is gebleken dat ook bij relatief lage loodblootstelling gezondheidseffecten niet kunnen worden uitgesloten. Deze effecten kunnen bij jonge kinderen en volwassenen optreden.

Opgenomen lood verlaat het lichaam maar heel langzaam. Halfwaardetijden van lood in botten liggen tussen de twintig en dertig jaar. Om de gezondheidsrisico's van lood zo klein mogelijk te maken, is regulering van de blootstelling (liefst op zo jong mogelijke leeftijd beginnend) een effectieve maatregel (Otte en Zeilmaker, 2017). Deze risico's bestaan uit verstoring van de ontwikkeling van het centraal zenuwstelsel bij jonge kinderen en, bij volwassenen, cardiovasculaire effecten en niertoxiciteit.

7.2 Resultaten en discussie

7.2.1 Loodbloedmodellering

Over de relatie tussen loodbloed en het voorkomen van toxische effecten is veel epidemiologisch materiaal beschikbaar. Daarom wordt loodbloed als de meest betrouwbare blootstellingsmaat voor orgaan toxiciteit beschouwd. In de dagelijkse risicopraktijk is loodbloed echter geen gemakkelijke uitleesparameter. Daarom wordt het vaak naar een (gecombineerde) blootstelling uit voeding, lucht en huisstof/bodem vertaald (en *vice versa*). Voor deze vertaling wordt kinetische modellering gebruikt. Hierbij zijn voor kinderen het *Integrated Exposure Uptake Biokinetic* (IEUBK)-model van US EPA (US EPA, 1994) en voor volwassenen het *Carlisle and Wade*-model zoals door EPA Californië (Carlisle and Wade, 1992) beschikbaar. Zowel het IEUBK als het *Carlisle and Wade*-model zijn geschikt voor gecombineerde opname van lood uit voedsel, drinkwater, lucht en huisstof/bodem.

Hoewel reeds langdurig in gebruik zijn zowel het IEUBK als het *Carlisle and Wade*-model nog steeds actueel.

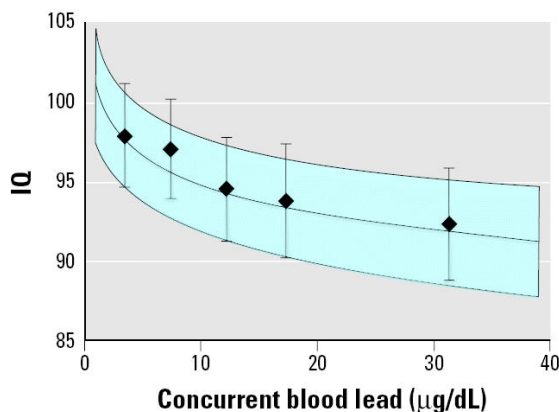
7.2.2 Relatie lood-bloed en effect

In context relevante toxische effecten van lood zijn neurotoxiciteit bij jonge kinderen (verstoring van de cognitieve ontwikkeling, in uitdrukking komend in een verlaging van de IQ-score), en bij volwassenen hart- en vaatziekten (met systolische bloeddruk als indicator) en chronisch nierfalen (met een verlaging van de glomerulaire filtratie in de nier als indicator) (EFSA, 2010).

Neurotoxiciteit bij kinderen

Lanphear et al., (2005) bepaalden op basis van een meta-analyse het verband tussen loodbloed en IQ in 1333 kinderen (leeftijd tussen de vier en tien jaar), in het bijzonder voor loodbloedgehalten onder de 100 µg/dl. Zoals Figuur 7.1 laat zien, is genoemde relatie toenemend a-lineair in het lage-dosisgebied. Hieruit kan geconcludeerd worden dat loodbloed altijd een effect op het IQ heeft, hoe laag de concentratie ervan ook is. Er kan dus geen veilig niveau aangegeven worden waaronder loodbloed geen

effect op het IQ heeft. De studies van Budtz-Jørgensen et al., (Lanphear heranalyse, 2010; 2013), Crump et al., (Lanphear heranalyse, 2013), Earl et al., (2016), Shefa en Héroux (2017) en Wu et al. (2018) bevestigen deze conclusie.



Figuur 7.1: De relatie tussen loodbloed en IQ zoals gevonden in de Lanphear-studie (Figuur uit Lanphear et al., (2005))

Hart- en vaatziekten

Lodbloed is een belangrijke risicofactor voor hart- en vaatziekten (Lanphear et al., 2018). Systolische bloeddruk als proxy voor hart- en vaatziekten nemend, hebben vier studies een verband laten zien tussen loodbloed en systolische bloeddruk (EFSA, 2010; Gambelunghe et al., 2016). De gevonden verbanden varieerden van een toename van 0,82 – 1,55 mmHg per µg lood/L (Vupputuri et al., 2003), tot 0,014 – 0,042 mmHg per µg lood/L (Nash et al., 2003) en 0,009 mmHg per µg lood/L. (Glenn et al., 2006).

Nierfalen

Lodbloed kan chronisch nierfalen veroorzaken, zoals veranderingen in proteinurie, Glomerulaire Filtratie Snelheid (GFS) of renale klaring. Op basis van Navas-Acien et al., (2009) geeft EFSA als benchmark voor chronisch nierfalen een GFS lager dan 60 mL/1,73 m² lichaamsoppervlak/min gedefinieerd (EFSA, 2010). Bij een mediane loodbloedwaarde van 8 µg lood/L bedroeg de prevalentie van chronisch nierfalen 4,5%, oplopend tot 16,8% bij een waarde van µg 32 lood/L.

7.2.3 Toxicologische richtwaarden kinderen, volwassenen

Voor ieder van de in 7.2.2. beschreven effecten zijn gezondheidskundige grenswaarden berekend. Deze informatie kan met specifieke dosis-respons-software geanalyseerd worden. Voor neurotoxiciteit bij kinderen is dit een dagelijkse inname van 0,5 µg lood/kg lg/dag. Overeenkomende waarden voor hart- en vaatziekte en chronisch nierfalen bij volwassenen zijn respectievelijk 1,50 µg lood/kg lg/dag en 0,63 µg lood/kg lg/dag (EFSA, 2010).

7.3 Conclusie

Zowel bij kinderen als volwassenen kan lood een gezondheidsrisico vormen.

Bij (jonge) kinderen bestaat dit risico uit de verstoring van de ontwikkeling van het centraal zenuwstelsel, terwijl lood bij volwassenen

hart- en vaatziekten en chronisch nierfalen kan veroorzaken. Voor ieder van deze effecten zijn door EFSA gezondheidskundige grenswaarden beschikbaar (EFSA, 2010). Deze geven aan dat neurotoxiciteit bij kinderen en chronisch nierfalen bij volwassenen nagenoeg even gevoelige effecten zijn. Ten opzichte hiervan zijn hart- en vaatziekten bij een twee- tot driemaal hogere blootstelling te verwachten.

De grenswaarde voor neurotoxiciteit bij kinderen is gebaseerd op een analyse van de studie van Lanphear et al., (2005). Na het verschijnen ervan zijn de Lanphear-resultaten aan heranalyse onderworpen. Hierbij zijn de door Lanphear getrokken conclusies bevestigd. Er is daarom geen reden om de huidige EFSA-grenswaarde voor neurotoxiciteit ter discussie te stellen.

De grenswaarde voor hart- en vaatziekten bij volwassenen is gebaseerd op het verband tussen deze ziekte en bloeddrukverhoging. De zeer recent verschenen studie van Lanphear et al., (2018) legt echter een direct verband tussen loodblootstelling (loodbloed) en hart- en vaatziekten. Deze studie geeft zeker aanleiding om de EFSA-grenswaarde voor hart- en vaatziekten te herzien.

De grenswaarde voor chronisch hartfalen bij volwassenen is gebaseerd op de uit 2009 daterende studie van Navas-Acien et al., waarin een verband gelegd wordt tussen loodbloed en vitale nierfunctie. Omdat voor dit verband geen recentere studies beschikbaar zijn, is er geen aanleiding om de EFSA-grenswaarde voor chronisch nierfalen ter discussie te stellen.

8 Aanbevelingen

8.1 Aanbevelingen

Op basis van de geraadpleegde literatuur kan worden geconcludeerd dat er beperkt nieuwe inzichten zijn ten aanzien van de loodproblematiek in de bodem. De literatuur bevestigt voornamelijk reeds gehanteerde uitgangspunten. Wel zijn er nog enkele aanbevelingen denkbaar. Deze worden hieronder beschreven.

8.1.1 *Het beheer van diffuse bodemverontreiniging*

De aanpak van bodemverontreiniging heeft in Nederland en Vlaanderen geleid tot een saneringsoperatie die vooral gericht was op de aanpak van ernstig verontreinigde locaties. In Nederland noemt men dat de 'gevalsbenadering'.

Daarin werd voorbijgegaan aan een effectieve aanpak van grootschalige diffuse bodemverontreiniging. Volgens het saneringsspoor werden weliswaar ook locaties binnen een diffuus verontreinigd gebied aangepakt, maar tot bevredigende resultaten leidde dit niet altijd. Dit brengt ons tot de vraag hoe het beleid zich positioneert rond diffuse verontreiniging ten opzichte van het bodemsaneringsgerichte beleid rond puntbronnen?

Op basis van een verdere verkenning van dit vraagstuk is het denkbaar om te komen tot een handelingskader voor diffuus verontreinigde gebieden. Hiervoor kan contact worden gezocht met andere EU-lidstaten zoals Zweden, Frankrijk en Duitsland, waar deze problematiek eveneens speelt. Relevante aspecten die in een verkenning moeten worden meegenomen hierbij zijn:

- ernst/risico;
- aansprakelijkheid/traceerbaarheid;
- recent/historisch;
- heterogeniteit van bestemmingstypes;
- welke blootstellingsroutes worden verondersteld.

Het verdient aanbeveling dat onder de noemer 'diffuse verontreiniging' bijzondere aandacht gaat naar de aard van blootstelling (bijvoorbeeld inhalatie via atmosferische depositie versus ingestie van bodemdeeltjes), omdat dit de hieraan gekoppelde beheersmaatregelen kan beïnvloeden.

8.1.2 *Aanbevelingen effectiviteit van maatregelen*

Er is een duidelijke behoefte aan verder onderzoek naar de effectiviteit van maatregelen om de blootstelling van kinderen en volwassenen aan lood te beperken. Geadviseerd wordt dan ook om deze literatuurstudie over enkele jaren te herhalen, om de nieuwste inzichten over dit onderwerp in beeld te brengen.

Hierop vooruitlopend is het RIVM in het najaar van 2018 samen met GGD, gemeenten en provincies gestart met een onderzoek in twee wijken (lage Sociaal Economische Status (SES) en hoge SES) om na te gaan wat de effectiviteit van publiekscommunicatie over de gezondheidseffecten van

diffuus lood kan zijn. Het gaat dan om het effect van realistische communicatie-inspanningen met zo goed mogelijk geoptimaliseerde communicatiemiddelen. Te denken valt bijvoorbeeld aan het verspreiden van foldermateriaal via verloskundigen, consultatiebureaus en scholen.

De vraag in dit onderzoek is in welke mate de communicatie de ouders van jonge kinderen (van nul tot zes jaar) bereikt en in hoeverre dit leidt tot het opvolgen van de gedragsadviezen die in het communicatiemateriaal vermeld worden. De vraag of er vervolgens een effect is op bloedwaarden valt buiten de scope van dit onderzoek, omdat er in een dergelijk geval loodbloedmetingen moeten worden gedaan.

Het is de bedoeling om op basis van de uitkomsten van het onderzoek een inschatting van de daadwerkelijke grootteorde van de effectiviteit van gedragsadviezen te bieden. Deze effectiviteit kan worden ingeschat door de gezondheidswinst van een verlaging van de blootstelling door te rekenen (op basis van een verminderde verstoring van de ontwikkeling van het centraal zenuwstelsel bij jonge kinderen en, bij volwassenen, hart- en nierfalen). De gezamenlijk ontwikkelde en geoptimaliseerde communicatiematerialen zullen in een RIVM-communicatie-*toolkit* beschikbaar gesteld worden (zie:

https://www.rivm.nl/Onderwerpen/T/Toolkits_voor_publicscommunicatie).

9 Referenties

9.1 Gebruikte literatuur

- Gemeente Zaanstad (2017). Zaans saneringscriterium voor met lood verontreinigde bodem. 2017/6/153
- NOBO, (2008). Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag, Nederland. <https://www.bodemplus.nl/onderwerpen/wet-regelgeving/bbk/instrumenten/nobo/> (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Otte, P.F., Zeilmaker M., (2017). Ex ante evaluatie lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood. RIVM, Bilthoven, Nederland. Rapportnummer: 2017-0174

9.1.1 *Literatuur problematiek Vlaanderen*

- AZG, (2016). 'Volksgezondheidskundige interpretatie van de luchtmetingen van de VMM in Hoboken 2014-2015'. Agentschap Zorg en Gezondheid, Brussel, België. D.d. (17/11/2016).
- Albering, H., Cornelis, C., Van Holderbeke, M., Berghmans, P., Van Campenhout, K., Jans, H., Van Gestel, G., Kessels, E., Benoy, S., Nelen, V., Bautmans, B., Swartjes, F., De Boer, M., Weisscher, J., Wynants, K., Verlaek, M., Claeys, N., (2008). Werkgroep risico-evaluatie BENEKEMPEN – eindrapport. OVAM, Mechelen, België. Kenmerk: D/2008/5024/119
- Buekers, J., Colles, A., Cornelis, Ch., Van Den Heuvel, R., Schoeters, G., (2017). Ontwikkeling van milieu-indicatoren gebaseerd op Humane Biomonitoringsresultaten in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (MIRA). VITO, Mol, België. Kenmerk MIRA/2017/01 of VITO/2015/MRG/R/0406.
- DO, (2017). Ontwerp van actieplan luchtkwaliteit voor de luchtkwaliteitszone BEF07S 'HOBOKEN'. Departement omgeving, Brussel, België. Kenmerk: 1.09.2017
- FOD, (2016). Maatregelen ter beperking van de verontreiniging van oppervlaktewater door gewasbeschermingsmiddelen, FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België. Kenmerk: D/2005/2196/6
- OVAM, (2009). Blootstellingsonderzoek naar lood in Hoboken. OVAM, Mechelen, België. Kenmerk: D/2008/5024/90
- Peeters, B., Bierkens, J., Provoost, J., Den Hond, E., Van Volsem, S., Adriaenssens, E., Roekens, E., Bossuyt, M., Theuns, I., De Cooman, W., Eppinger, R., Frohnhoffs, A., D'hont, D., Geeraerts, C., Belpaire, C., Cardon, M., Ceenaeme, J., De Naeyer, F., Gommeren, E., Van Dyck, E., (2010). Milieurapport Vlaanderen (MIRA), Achtergronddocument 2010, Verspreiding van zware metalen. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België. www.milieurapport.be (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Touchant, K., Van Keer, I., Bal, N., Van Gestel, G., (2017). Code van Goede Praktijk Richtlijnen voor onderzoek van moestuin of kippenren. VITO, Mol, België.

Van Meirvenne, M., Meerschman, E., Coopman, A., Bouckenoghe, K., Van Goidsenhoven, B., (2009). Studie naar de aanwezigheid van zware metalen in de bodem rond Ieper als gevolg van de Eerste Wereldoorlog. OVAM, Mechelen, België. Kenmerk: D/2009/5024/104

VMM, (2013). Zware metalen in het grondwater in Vlaanderen. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst, België. Kenmerk: D/2013/6871/013

VMM, (2016). Bronnen van waterverontreiniging in 2016. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België. Kenmerk: D/2017/6871/043

Nelen, V., De Decker, A., Den Hond, E., Heyrman, S., Jacobs, V., Maldoy, I., Van Rossem, E., Werbrouck, H., Thys, G., Joosen, A., Lenaerts, S., (2018). Bevolkingsonderzoek lood in bloed – Antwerpen, district Hoboken, wijk Moretusburg-Hertofvelden. Provincie Antwerpen, Antwerpen, België.
https://www.provincieantwerpen.be/content/dam/provant/dlm/pih/2018VJ_Hoboken_tg.pdf (geraadpleegd op 6-12-2018)

9.1.2 Literatuur analysemethoden

Beauchemin, S., MacLean, L.C.W., Rasmussen, P.E., (2011). *Lead speciation in indoor dust: a case study to assess old paint contribution in a Canadian urban house. Environmental Geochemistry & Health* 33, 343-352. DOI 10.1007/s10653-011-9380-8

Bell T., Campbell S., Liverman D.G.E, Allison D., Sylvester P., (2010). *Environmental and potential human health legacies of non-industrial sources of lead in a Canadian urban landscape – the case study of St. John's, Newfoundland. International Geology Review* 52, 771-800. <https://doi.org/10.1080/00206811003679786>

Betts, A.R., Scheckel, K.G., (2015). *Speciating soil lead contamination to support decision making. Presented at the US-EPA workshop 'Lead in urban soil'. Philadelphia, 15-16 September 2015*

Clausen J.L., Bostick B. & Korte N. (2011) *Migration of Lead in Surface Water, Pore Water, and Groundwater With a Focus on Firing Ranges. Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41: 15, 1397-1448, <http://dx.doi.org/10.1080/10643381003608292> (geraadpleegd op 6-12-2018)

D'Amore, J.J., Al-Abed, S.R., Scheckel, K.G., Ryan, J.A., (2005). *Methods for Speciation of Metals in Soils: A Review*, 34, 1707–1745, s. doi:10.2134/jeq2004.0014

Félix, O.I., Csavina, J., Field, J., Rine, K.P., Sáez, A.E., Betterton, E.A., (2015). *Use of Lead Isotopes to Identify Sources of Metal and Metalloid Contaminants in Atmospheric Aerosol from Mining Operations. Chemosphere* 0, 219–226. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.057.

GeoConnect, (2008a). Een vergelijkingsonderzoek. De inzet van Röntgen Fluorescentie om on-site Zn, Pb, Cu en As gehalten te meten in bodemonsters verontreinigd met zinkassen. *GeoConnect rapport GC 09-2007*.
https://www.bodemrichtlijn.nl/Images/bodemonderzoek/tabellen/12_7-2_XRF_vergelijkingsonderzoek_01-2008.pdf (geraadpleegd op 6-12-2018)

- GeoConnect, (2008b) Proefproject: Zn gehalten te meten met behulp van Röntgen Fluorescentie in met Zn verontreinigde bodems in De Kempen. *GeoConnect rapport* GC 02-2006.
https://www.bodemrichtlijn.nl/Images/bodemonderzoek/tabellen/127-1_XRF_proefproject_01-2008.pdf (geraadpleegd op 6-12-2018)
- GeoConnect, (2010) Validatie handheld XRF metingen bodemonderzoek 'Oude Lepelfabriek' Grote Baan 5 te 3950 Reppel (Bocholt) in België. *GeoConnect rapport* GC 08-2010. (retrieved on 6-12-2018)
- GeoConnect, (2011). Validatie handheld XRF metingen bodemonderzoek Bekaert terrein te Zwevegem in België. *GeoConnect rapport* GC 01-2011
- Glorennec, P., Peyr, C., Oulhote, Y., Le Bot, B., (2010). *Identifying Sources of Lead Exposure for Children, with Lead Concentrations and Isotope Ratios. Journal of occupational and environmental hygiene* 7, 253-260
- Gulson, B., Korsch, M., Matison, M., Douglas, C., Gillam, L., McLaughlin, V., (2009). *Windblown Lead Carbonate as the Main Source of Lead in Blood of Children from a Seaside Community: An Example of Local Birds as 'Canaries in the Mine'. Environmental Health Perspectives*, 117, 148-154
- IUPAC, (1997) *Compendium of Chemical Terminology*, 2nd ed. (the 'Gold Book'). Compiled by A. D. McNaught and A. Wilkinson. Blackwell Scientific Publications, Oxford (1997). XML on-line corrected version: <http://goldbook.iupac.org> (2006-) created by M. Nic, J. Jirat, B. Kosata; updates compiled by A. Jenkins. ISBN 0-9678550-9-8. <https://doi.org/10.1351/goldbook>. Last update: 2014-02-24; version: 2.3.3. DOI of this term: <https://doi.org/10.1351/goldbook.CT06859>. (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Karna, R.R., Noerpel, M., Betts, R., Scheckel, K.G., (2017). *Lead and Arsenic Bioaccessibility and Speciation as a Function of Soil Particle Size. Journal of Environmental Quality* 46(6), 1225-1235. doi: 10.2134/jeq2016.10.0387.
- Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M., (2008). *Lead isotopes in environmental sciences: A review. Environment International* 34, 562–577. doi:10.1016/j.envint.2007.10.005
- Kushwaha, A., Hans, N., Kumar, S., Rani, R., (2018). *A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. Ecotoxicology and Environmental Safety* 147, 1035-1045.
- Noel, J.D., Wang, Y., Giammar, D.E., (2014). *Effect of water chemistry on the dissolution rate of the lead corrosion product hydrocerussite. Water Research* 54, 237 – 246.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.004>
- Landrot, G., Khaokaew, S., (2018). *Lead Speciation and Association with Organic Matter in Various Particle-Size Fractions of Contaminated Soils. Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 6780–6788 DOI: 10.1021/acs.est.8b00004
- MacLean, L.C.W., Beauchemin, S., Rasmussen, P., (2011). *Lead speciation in house dust from Canadian urban Homes Using EXAFS, Micro-XRF, and Micro-XRD. Environ. Sci. Technol.* 45, 5491–5497 dx.doi.org/10.1021/es2001503

- Oomen, A.G., Rompelberg, C.J.M., Bruil, M.A., Dobbe, C.J.G., Pereboom, D.P.K.H., Sips, A.J.A.M., (2003). *Development of an in vitro digestion model for estimation of bioaccessibility of soil contaminants*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44, 281–287
- Oulhote, Y., Le Bot, B., Poupon, J., Lucas, J.P., Mandin C., Etchevers A., Zmirou-Navier D., Glorennec P., (2011). *Identification of sources of lead exposure in French children by lead isotope analysis: a cross-sectional study*. *Environmental Health* 10: 75.
<https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-75>. (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Rodgers, R.J., Hursthouse, A., Cuthbert, S., (2015). *The Potential of Sequential Extraction in the Characterisation and Management of Wastes from Steel Processing: A Prospective Review*. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 11724-11755; doi:10.3390/ijerph120911724
- Rosca, C., Tomlinson, E.L., Geibert, W., McKenna, C.A., Babechuk, M.G., Kamber, B.S., (2018). *Trace element and Pb isotope fingerprinting of atmospheric pollution sources: A case study from the east coast of Ireland*. *Applied Geochemistry* 96: 302-326, doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.07.003.
- Scheckel, K.G., Diamond, G.L., Burgess, M.F., Klotzbach, J.M., Maddaloni, M., Miller, B.W., Partridge, C.R., Serda, S.M., (2013). *Amending Soils With Phosphate As Means To Mitigate Soil Lead Hazard: A Critical Review Of The State Of The Science*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*. 16(6), 337-80. doi: 10.1080/10937404.2013.825216.
- SIKB (2018a) Ontwerp-handreiking 8102. Onderzoeksstrategie diffuus bodemloot, bodemonderzoek voor de beoordeling van de risico's van loot in de bodem van kinderspeelplaatsen en (moes)tuinen. SIKB handreiking 8102 – versie 0.1
- SIKB, (2018b). Ontwerp-handreiking 8103. XRF-metingen diffuus bodemloot Aanwijzingen voor XRF-veldwerk bij onderzoek naar de risico's van diffuus loot in de bodem van speelplaatsen en (moes)tuinen. SIKB-handreiking 8103 – versie 0.1
- SKB, (2009). Demo-X: Inzet van röntgen fluorescentie voor het on-site meten van zware metaalgehalten in de bodem. SKB project PT7432. https://www.bodemrichtlijn.nl/Images/bodemonderzoek/tabellen/12_7-7_PT7432_eindrapport.pdf. (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Souto-Oliveira C.E., Babinski M., Araújo D.F. & Andrade M.F. (2018) *Multi-isotopic fingerprints (Pb, Zn, Cu) applied for urban aerosol source apportionment and discrimination*. *Science of the Total Environment* 626, 1350–1366.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.192>
- Tai, Y., McBridea, M.B., (2013). *Evaluating Specificity of Sequential Extraction for Chemical Forms of Lead in Artificially-contaminated and Field-contaminated Soils*. *Talanta* 30, 107, 183–188. doi: 10.1016/j.talanta.2013.01.008.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., (1979). *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. *Anal Chem.* 1979,51:844–851
- Tirez, K., Vanhoof, C., Noten, B., Beutels, F., Brusten, W., (2008). Brontracering zwevend en depositiestof in binnen en buiten omgeving. VITO, Mol, België. Rapportnr. 2008/MIM/R/049

- Ure, A.M., Quevauviller, Ph., Muntau, H., Griepink, B., (1993). *Speciation of heavy metal in soils and sediments. An account of the improvement and harmonisation of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51, 135-151
- Van Egmond, F.M., Walraven, N., Koomans, R.L., (2010). Validatie onderzoek XRF metingen bodemonderzoek spoedlocaties. Medusa rapport 2010-P-279 validatie onderzoek.
<https://www.yumpu.com/nl/document/view/19856040/validatie-xrf-metingen-bodemonderzoek-spoedlocaties> (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Vanhoof, C., Corthouts, V., Tirez, K., (2004a). *Energy-dispersive X-ray fluorescence systems as analytical tool for assessment of contaminated soils. Journal of Environmental Monitoring* 6, 344–350. <https://pubs.rsc.org/en/content/articlepdf/2004/em/b312781h> (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Vanhoof, V., Noten, B., Tirez, K., (2004). Inzetbaarheid van ED-XRF bij bodemanalysen, finaal rapport. VITO, Mol, België. Rapportnr. 2004/MIM/R/30
- Walraven, N., (2014). *Lead in rural and urban soils and sediments in The Netherlands: background, pollution, sources and mobility.* PhD Vrije Universiteit Amsterdam
- Walraven, N., Bakker, M., van Os, B., Klaver, G., Middelburg, J.J., Davies, G., (2016). *Pollution and Oral Bioaccessibility of Pb in Soils of Villages and Cities with a Long Habitation History. International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 221; doi:10.3390/ijerph13020221
- WHO, (1977). *Environmental Health Criteria*, No. 3: Lead. *World Health Organization*, Genève, Zwitserland
- Wuana, R.A., Okieimen, F.E., (2011). *Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. ISRN Ecology* 11, 20p., Article ID 402647, doi:10.5402/2011/402647
- Yobouet, Y.A., Adouby, K., Trokourey, A., Yao, B., (2010). *Cadmium, Copper, Lead and Zinc speciation in contaminated soils. International Journal of Engineering Science and Technology*, Vol. 2(5), 802-812.
https://www.researchgate.net/publication/50273855_Cadmium_Copper_Lead_and_Zinc_speciation_in_contaminated_soils (geraadpleegd op 6-12-2018)

Websites

- EMIS website 'Energie- en Milieu-InformatieSysteem voor het Vlaamse Gewest': www.emis.be (geraadpleegd op 6-12-2018)
- Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit:
www.bodemrichtlijn.nl (geraadpleegd op 6-12-2018)

9.1.3

Literatuur normstelling en toetsing

- American Academy of pediatrics, council on environmental health, (2016). *Prevention of Childhood Lead Toxicity. Pediatrics*, 138(1):1-15. Kenmerk:e20161493

- BBodSchV, 1999. *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung* (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. *Bundesgesetzblatt I* 1554. <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BBodSchV.pdf> (geraadpleegd op 14-09-2018)
- CCME, (2018). *Website retrieval. Canada Canadian Council of Ministers of the Environment*, Winnipeg, Canada. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html?chems=124&chapters=4> (geraadpleegd op 14-09-2018)
- Common Forum (2018). *About common forum*. https://www.commonforum.eu/aboutcf_activities.asp (geraadpleegd op 18-09-2018)
- EFSA, (2010). *Scientific Opinion on Lead in Food. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM)*, *EFSA Journal*, 8(4):1570 (replaces the earlier version published on 20 April 2010). <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2010.1570> (geraadpleegd op 14-9-2018)
- Elom, N.I., Entwistle, J.A., Dean, J.R., (2013). *How safe is the playground? An environmental health risk assessment of As and Pb levels in school playing fields in NE England*. *Environ Chem Lett* 11: 343–351
- Health Canada (2012). *Proposed Toxicological Reference Values for Lead (Pb)*. *Health Canada*, Ottawa, Canada. https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/policies-and-standards/toxicological_reference_values_for_lead_tg7.pdf (geraadpleegd op 14-9-2018)
- JECFA, (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*, Genève, Zwitserland. http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44521/9789241660648_eng.pdf;jsessionid=9360266CBF3E4D5778C4BB8FC89B44F9?sequence=1 (geraadpleegd op 14-09-2018).
- Jennings, A.A., (2013). *Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination*. *Journal of Environmental Management* 118: 72-95
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.J.G, Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J., Van Wezel, A.P., (2001). *Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater*. RIVM, Bilthoven, Nederland. Rapportnummer: 711701023.
- Miljøstyrelsen, (2002). *Guidelines on remediation of contaminated sites. Miljøstyrelsen*, København, Denemarken. https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2002/87-7972-280-6/html/kolofon_eng.htm (geraadpleegd op 14-09-2018)
- Naturvårdsverket, (2016). *Tabel met algemene richtlijnen voor verontreinigde grond*. *Naturvårdsverkets*, Stockholm, Zweden. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/generella-riktvarden-20160707.pdf> (geraadpleegd op 14-09-2018).

- NECP, (2013). *Guideline on investigation levels for soil and groundwater. National Environment Protection Council, Canberra, Australië.*
http://esdat.net/Environmental%20Standards/Australia/NEPM_2013/NEPM_2013.pdf (geraadpleegd op 14-9-2018)
- ÖNORM, (1999). S2088-2: *Kontaminierte Standorte. Teil 2: Nutzungsspezifische Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens von Altstandorten und Altablagerungen.* Österreichischen Normungsinstitut, Wenen, Oostenrijk.
- Parlement Wallonië, (2009). *Decreet Bodembeheer, Direction Générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Luik, België.*
<http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol003.html>
 (geraadpleegd op 14-09-2018)
- UK-EA, (2002). *Soil Guideline Values for Lead Contamination R&D Publication SGV 10.* Environment Agency, Bristol, U.K. &
http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328111048/http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/110418_FAQ.pdf
 (geraadpleegd op 14-09-2018)
- US CDC, (2012). *Advisory Committee. Center for Disease Control, Prevention's Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning, Prevention (ACCLPP). Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention.*
https://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_010412.pdf
 (geraadpleegd op 14-09-2019).
- US-EPA, (2001). *Lead; identification of dangerous levels of lead: final rule.* *Federal registry*, 66(4):1206-1240.
<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2001-01-05/pdf/01-84.pdf>
 (retrieved on 14-09-2018)
- Wilson, R., Richardson, G.M., (2013). *Lead (Pb) is now a non-threshold substance. How does this affect soil quality guidelines? Human and Ecological Risk Assessment. An International Journal*, 19(5):1152-1171
- Zahran, S., Mielke, H.W., McElmurry, S.P., Filippelli, G.P., Laidlaw, M.A.S., Taylor, M.P., (2013). *Determining the relative importance of soil sample locations to predict risk of child lead exposure.* *Environment International*, 60:7-14

9.1.4

Literatuur blootstelling

- Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Boersch, J., Frohne, T., Du Laing, G., Rinklebe, J., (2017). *Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany.* *Journal of Environmental Management*, 186, 192-200.
- Attanayake, C.P., Hettiarachchi, G.M., Harms, A., Presley, D., Martin, S., Pierzynski, G.M., (2014). *Field evaluations on soil plant transfer of lead from an urban garden soil.* *Journal of Environmental Quality*, 43, 475-487
- Attanayake, C.P., Hettiarachchi, G.M., Martin, S., Pierzynski, G.M., (2015). *Potential bioavailability of lead, arsenic, and polycyclic aromatic hydrocarbons in compost-amended urban soils.* *Journal of Environmental Quality*, 44, 930-944.

- AUEPA, (2010). *Australian Exposure Factor Guidance*. TR150509-Rd4. En Health Council.
[https://www.health.gov.au/internet/main/publishing.nsf/content/A12B57E41EC9F326CA257BF0001F9E7D/\\$File/Aust-Exposure-Factor-Guide.pdf](https://www.health.gov.au/internet/main/publishing.nsf/content/A12B57E41EC9F326CA257BF0001F9E7D/$File/Aust-Exposure-Factor-Guide.pdf) (geraadpleegd op 27-8-2018)
- Augustsson, A.L.M., Uddh-Söderberg, T.E., Hogmalm, K.J., Filipsson, M.E.M., (2015). *Metal uptake by homegrown vegetables – The relative importance in human health risk assessments at contaminated sites*. *Environmental Research*, 138, 181-190.
- BARGE/INERIS, (2010). *Procedure for the measurement of inorganic contaminant bioaccessibility from solid matrices*. Available at <https://www.bgs.ac.uk/barge/ubm.html> (geraadpleegd op 06-12-2018)
- Brown, S.L., Chaney, R.L., Hettiarachchi, G.M., (2016). *Lead in urban soils: A real or perceived concern for urban agriculture?* *Journal of Environmental Quality*, 45, 26-36
- Buijsman, E., Cassee, F.R., Fischer, P.H., Hoogerbrugge, R., Maas, R.J.M., Van der Swaluw, E., Van Zanten, M.C. (2013). RIVM-dossier 'Fijnstof', hoofdstuk 1, 'Stof: hoe en wat'.
https://www.rivm.nl/Documenten_en_publicaties/Algemeen_Actueel/Uitgaven/Milieu_Leefomgeving/Dossier_Fijn_stof/Maart_2013/Stof_hoe_en_wat.pdf (geraadpleegd op 06-12-2018)
- Calabrese, E.J., Barnes, R., Stanek (III), E.J., Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P., Wang, X., Lásztity, A., Kostecki, P.T., (1989). *How much soil do young children ingest: An epidemiologic study*. *Regul Toxicol Pharm* 10(2):123–137
- Calabrese, E.J., Stanek (III), E.J., Pekow, P., Barnes, R.M., (1997). *Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site*. *Ecotoxicol Environ Saf* 36(3):258–268
- Calabrese, E.J., Stanek (III), E.J., Barnes, R.M., (1997b). *Soil ingestion rates in children identified by parental observation as likely high soil ingesters*. *J Soil Contam* 6(3):271–279
- CCME, (2006). *Protocol for Development of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*. Winnipeg, MB, Canada.
http://www.ccme.ca/assets/pdf/sg_protocol_1332_e.pdf
 (geraadpleegd op 21-08-2018)
- Cornelis, C., Bierkens, J., Standaert, A., (2013). S-Risk stoffenfiches – deel 1: metalen en arseen. VITO, Mol België. Kenmerk: 2014/MRG/39
- Cornelis, C., Colles, A., Van Holderbeke, M., (2014). Onderbouwing van referentiewaarden voor verontreinigende stoffen in bodems van particuliere tuinen en van consumptie-adviezen voor eieren van door particulieren gehouden kippen met vrije uitloop. VITO, Mol, België. Kenmerk: 2014/MRG/R/88.
- Davis, S., Mirick, D., (2006). *Soil ingestion in children and adults in the same family*. *J Exp Anal Environ Epidem* 16(1):63–75
- Davis, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J., White, P., (1990). *Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years. Population based estimates using aluminum, silicon, and titanium as soil tracer elements*. *Arch Environ Health* 45(2):112–122
- Defoe, P.P. (2014) *Urban brownfields to gardens: Minimizing human exposure to lead and arsenic*. *Journal of Environmental Quality*, 43(6):2064-2078

- Drexler, J., Brattin, W., (2007). *An in vitro procedure for estimation of lead relative bioavailability: with validation. Hum Ecol Risk Assess*, 13, 383-401.
- Etchevers, A., Le Tertre, A., Lucas, J., Bretin, P., Oulhote, Y., Le Bot, B., Glorennecet, P., (2015). *Environmental determinants of different blood lead levels in children: A quantile analysis from a nationwide survey. Environment International*, 74:152-159
- Ferri, R., Hashim, D., Smith, D.R., Guazzetti, S., Donna, F., Ferretti, E., Curatolo, M., Moneta, C., Beone, G.M., Lucchini, R.G., (2015). *Metal contamination of home garden soils and cultivated vegetables in the province of Brescia, Italy: Implications for human exposure. Science of the Total Environment*, 518-519, 507-517
- Gabarron, M., Faz, A., Acosta, J.A., (2017). *Soil or dust for health risk assessment studies in urban environment. Arch Environ Contam Toxicol* 73:442–455
- Glorennec, P., Lucas, J.P., Etchevers, A., Oulhote, Y., Mandin, C., Poupon, J., Le Strat, Y., Bretin, P., Douay, F., Le Brot, B., Le Tertre, A., (2014). *Childhood lead exposure in the home Plomb-Habitat (Home-Lead) project (2008-2014): principal results, impacts and perspectives. Environnement, Risques et Sante*, 14(1): 28-37
- Guney M.G., Zagury G.J., (2016). *Bioaccessibility and other key parameters in assessing oral exposure to PAH-contaminated soils and dust: A critical review. Human and ecological risk assessment*, 22(6)1396-1417
- Health Canada, (2010). *Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada—Part V: Guidance on Complex Human Health Detailed Quantitative Risk Assessment for Chemicals (DQRACHEM). Contaminated Sites Division, Ottawa, ON, Canada*
- Hogan, K., Marcus, A., Smith, R., White, P., (1998). *Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data. Environ Health Perspect*, 106 (Supp 6):1557–1567
- INERIS (Institut National de l'Environnement et des Risques), (2012). *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants: État des connaissances et propositions. InVS-INERIS, Verneuil-en Halatte, Frankrijk*
- Izquierdo, M., De Miguel, E., Ortega, M.F., Mingot, J., (2015). *Bioaccessibility of metals and human health risk assessment in community urban gardens. Chemosphere*, 135, 312-318
- Juhasz, A.L., Weber, J., Smith, E., (2011). *Impact of soil particle size and bioaccessibility on children and adult lead exposure in peri-urban contaminated soils. Journal of Hazardous Materials*, 186, 1870-1879
- Laidlaw, M.A.S., Zahran, S., Pingitore, N., Clague, J., Devlin, G., Tayloret, M.P., (2013). *Identification of lead sources in residential environments: Sydney Australia. Environmental Pollution*, 184:238-246
- Lucas, J., Bellanger, L., Le Strat, Y., Le Tertre, A., Glorennec, P., Le Bot, B., Etchevers A., Mandin, C., Sébilleet, V., (2014). *Source contributions of lead in residential floor dust and within-home variability of dust lead loading. Science of the Total Environment*, 470–471:768–779

- McBride, M.B., Shayler, H.A., Spliethoff, H.M., Mitchell, R.G., Marquez-Bravo, L.G., Ferenz, G.S., Russell-Anelli, J.M., Casey, L., Bachman, S., (2014). *Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987), 194, 254-261
- Mombo, S., Foucault, Y., Deola, F., Gaillard, I., Goix, S., Shahid, M., Schreck, E., Pierart, A., Dumat, C., (2016). *Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. Journal of Soils and Sediments*, 16, 1214-1224
- Moya, J., & Philips, L., (2014). *A review of soil and dust ingestion studies for children. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24:545–554
- Oomen, A.G., Rompelberg, C.J., Bruil, M.A., Dobbe, C.J., Pereboom, D.P., Sips, A.J., (2003). *Development of an in vitro digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants. Arch Environ Contam Toxicol*, 44, 281-287
- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes F.A., Versluijs C.W., (2001). *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. RIVM rapport 711701021*
- Otte, P.F.M., Römkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., Lijzen, J.P.A., (2011). *Bodemverontreiniging en de opname van lood door moestuingewassen – risico's van lood door bodemverontreiniging RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 607711004*
- Oulhote, Y., Le Tertred, A., Etchevers, A., Le Bota, B., Lucase, J., Mandine, C., Le Strat, Y., Lanphear, B., Glorenneca, P., (2013). *Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: Predictions based on a national cross-sectional survey. International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216; 743– 750
- Özkaynak, H., Xue, J., Zartarian, V.G., Glen, G., Smith, L., (2011). *Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children. Risk Anal*, 31(4):592–608
- Reis, A.P., Patinha, C., Wragg, J., Dias, A.C., Cave, M., Sousa, A.J., Batista, M.J., Prazeres, C., Costa, C., Ferreira da Silva, E., Rocha, F., (2014). *Urban geochemistry of lead in gardens, playgrounds and schoolyards of Lisbon, Portugal: Assessing exposure and risk to human health. Applied Geochemistry*, 44, 45-53.
- Rodriguez, R., Basta, N., Casteel, S., Pace, L., (1999). *An in vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and soil media. Environ Sci Technol*, 33, 642-649.
- Römkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., (2010). *Locatiespecifiek onderzoek naar de risico's van lood in moestuinen – gehalten aan lood in de bodem en moestuingewassen in het volkstuincomplex 'Aan het Meer' te Heerenveen. Alterra, Wageningen, Nederland.*
- Römkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., (2011). *Lood in bodem en gewas in volkstuincomplexen in Leiden – locatiespecifiek onderzoek naar risico's van bodemverontreiniging. Alterra, Wageningen, Nederland*
- Ruby, M., Davis, A., Link, T., Schoof, R., Chaney, R., Freeman, G., Bergstrom P., (1993). *Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine waste lead. Environm Sci Technol*, 27, 2870-2877

- Ryan, J.A., Scheckel, K.G., Berti, W.R., Brown, S.L., Casteel, S.W., Chaney, R.L., Hallfrisch, J., Doolan, M., Grevatt, P., Maddaloni, M., Mosby, D., (2004). *Reducing children's risk from lead in soil. Environ Sci Technol*, 38, 18a-24a
- Splithoff, H.M., Mitchell, R.G., Shayler, H., Marquez-Bravo, L.G., Russell-Anelli, J., Ferenz, G., McBride, M., (2016). *Estimated lead (Pb) exposures for a population of urban community gardeners. Environ Geochem Health*, 38:955–971
- Standaert, A., Van Holderbeke, M. & Cornelis, C. (2009) Simulaties voor het afleiden van risicogrenswaarden – Convenant OVAM-Umicore. VITO, Mol, pp. 95
- Stanek (III), E.J., Calabrese, E.J., Xu, B., (2012). *Meta-analysis of mass-balance studies of soil ingestion in children. Risk Anal*, 32:433–47
- Stanek (III), E.J., Calabrese, E.J., (1995a). *Soil ingestion estimates for use in site evaluations based on the best tracer method. Hum Ecol Risk Assess*, 1(3):133–156.
- Tomašek, I., Mileusnić, M., Pavunc, A.L., (2016), *Health impact assessment by ingestion of polluted soil/sediment. Rudarsko Geolosko Naftni Zbornik*, 31, 29-40.
- US-EPA, (2002). *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER 9355.4-24*
- US-EPA, (2017). *Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook. Soil and Dust Ingestion. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460. Kenmerk: EPA/600/R-17/384F*
- U.K.EA, (2009). *Updated Technical Background to the CLEA Model, SC050021/SR3, Environment Agency, Bristol, United Kingdom. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291014/scho0508bnqw-e-e.pdf (geraadpleegd op 08-09-2018)*
- Van Holderbeke, M., Cornelis, C., Bierkens, J. & Torfs, R. (2008) *Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment – final report. Study in support of the BeNeKempen project – subproject on harmonization of the human health risk assessment methodology. VITO.*
- Von Lindern, I., Spalinger, S., Stifelman, M.L., Stanek, L.W., Bartrem, C., (2016). *Estimating children's soil/dust ingestion rates through retrospective analyses of blood lead biomonitoring from the Bunker Hill Superfund Site in Idaho. Environ Health Perspect* 124(9):1462–1470
- Wilson, R., & Richardson, G.M., (2013). *Lead (Pb) is now a non-threshold substance. How does this affect soil quality guidelines? Human and ecological risk assessment. An international journal*, 19(5):1152-1171
- Wilson, R., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., Mitchell, I., Bonvalot, Y., Williams, D., Richardson, G.M., (2013). *Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. Human and ecological risk assessment: An international journal*, 19(1):158-188
- Xiong, T., Leveque, T., Shahid, M., Foucault, Y., Mombo, S., Dumat, C., (2014). *Lead and cadmium phytoavailability and human bioaccessibility for vegetables exposed to soil or atmospheric pollution by process ultrafine particles. Journal of Environmental Quality*, 43, 1593-1600

Zia, M.H., Codling, E.E., Scheckel, K.G., Chaney, R.L., (2011). *In vitro and in vivo approaches for the measurement of oral bioavailability of lead (Pb) in contaminated soils: A review. Environmental Pollution*, 159, 2320-2327

9.1.5 Literatuur effectiviteit van maatregelen

Attanayake, C.P., Hettiarachchi, G.M., Harms, A., Presley, D., Martin, S., Pierzynski, G.M., (2014). *Field Evaluations on Soil Plant Transfer of Lead from an Urban Garden Soil. Journal of Environmental Quality*, 43(2):475-487

Attanayake, C.P., Hettiarachchi, G.M., Martin, S., Pierzynski, G.M., (2015). *Potential bioavailability of lead, arsenic, and polycyclic aromatic hydrocarbons in compost-amended urban soils. Journal of Environmental Quality*, 44(3):930-944

Brown, S. L., Clausen, I., Chappell, M.A., Scheckel, K.G., Newville, M., Hettiarachchi G.M., (2012). *High-Iron biosolids compost-induced changes in lead and arsenic speciation and bioaccessibility in co-contaminated Soils. Journal of Environmental Quality*, 41(5):1612-22

Brown, S.L., Chaney, R.L., Hettiarachchi, G.M., (2016). *Lead in urban soils. A real or perceived concern for urban agriculture? Journal of Environmental Quality*, 45 (1):26-36

Campbell, C., Tran, M., Gracely, E., Starkey, N., Kersten, H., Palermo, P., Rothman, N., Line, L., Hansen-Turton, T., (2011). Primary prevention of lead exposure. The Philadelphia lead safe homes study. *Public Health Reports*, supplement 1(126).

Campbell, C., Gracely, E., Tran, M., Starkey, N., Kersten, H., Palermo, P., Rothman, N., Line, L., Hansen-Turton, T., (2012). *Primary prevention of lead exposure-blood lead results at age two years. International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(4): 1216-1226

Defoe, P.P., Hettiarachchi, G.M., Benedict, C., Martin S., (2014). *Safety of gardening on lead- and arsenic contaminated urban brownfields. Journal of Environmental Quality*, 43(6):2064-2078

Feit, M.N., Mathee, A., Harpham, T., Barnes, B.R., (2014). *Using behavior change to reduce child lead exposure in resource-poor settings. A formative study. Health Education Research*, 29(6): 933-940

Fleming, M., Tai, Y., Zhuang, P., McBride M.B., (2013). *Extractability and bioavailability of Pb and As in historically contaminated orchard soil: Effects of compost amendments. Environmental Pollution*, 177:90-97

Haby, M.M., Soares, A., Chapman, E., Clark R., Korc M., Galvão, L.A.C., (2016). *Interventions that facilitate sustainable development by preventing toxic exposure to chemicals: an overview of systematic reviews. Review Pan American Journal of Public Health*, 39(6):378-86

Haynes, E., Lanphear, B.P., Tohn, E., Farr, N., Rhoads, G.G., (2002). *The effect of interior lead hazard controls on children's blood lead concentrations: a systematic evaluation. Environ Health Perspect*, 110(1):103-7

- Harclerode, M.A., Lal, P., Vedwan, N., Wolde, B., Miller, M.E., (2016). *Evaluation of the role of risk perception in stakeholder engagement to prevent lead exposure in an urban setting. Journal of Environmental Management*, 184: 132-142.
- Henry, H., Naujokas, M.F., Attanayake, C., Basta, N.T., Cheng, Z., Hettiarachchi, G.M., Maddaloni, M., Schadt, C., Scheckel, K.G., (2015). *Bioavailability-based in situ remediation to meet future lead (Pb). Standards in urban soils and gardens. Environmental Science & Technology*, 49(15):8948–8958
- Kaiser, M.L., Williams, M.L., Basta, N., Hand, M., Huber, S., (2015). *When vacant lots become urban gardens. Characterizing the perceived and actual food safety concerns of urban agriculture in Ohio. Journal of Food Protection*, 78(11): 2070-2080
- McBride, M.B., Shayler, H.A., Spliethoff, H.M., Mitchell, R.G., Marquez-Bravo, L.G., Ferenz, G.S., Russell-Anelli, J.M., Casey, L., Bachman, S., (2014). *Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 194, 254-261
- Murray, H., Pinchin, T.A., Macfie S.M., (2011). *Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. Journal of Soils and Sediments*, 11(5):815-829
- Nussbaumer-Streit, B., Yeoh, B., Griebler, U., Pfadenhauer, L.M., Busert, L.K., Lhachimi, S.K., Lohner, S., Gartlehner, G., (2016). *Household interventions for preventing domestic lead exposure in children (review). Cochrane Database Syst Rev*. 2016:10:CD006047
- Obrycki, J.F., Basta, N.T., Culman, S.W., Obrycki, (2017a). *Management options for contaminated urban soils to reduce public exposure and maintain soil health. Journal of Environmental Quality*, 6: 420–430
- Shao, L., Zhang, L., Zhen, Z., (2017). *Interrupted time series analysis of children's blood lead levels. A case study of lead hazard control program in Syracuse, New York. PLoS ONE*, 12(2): 1-13
- Yeoh, B., Woolfenden, S., Lanphear, B., Ridley, G.F., Livingstone, N., (2012). *Household interventions for preventing domestic lead exposure in children. Cochrane Database Syst Rev*. 2012:12:CD006047

9.1.6 Literatuur toxiciteit en gezondheid

- Budtz-Jørgensen, E., (2010). *An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for 2 environmental lead exposure in children. SCIENTIFIC / TECHNICAL REPORT submitted to EFSA. Available from www.efsa.europa.eu*
- Budtz-Jørgensen, E., Bellinger, D., Lanphear, B., Grandjean, P., *On behalf of the International Pooled Lead Study Investigators (2013). An International Pooled Analysis for Obtaining a Benchmark Dose for Environmental Lead Exposure in Children. Risk Analysis*, 33(3): 450-461
- Carlisle, J.C., Wade, M.J., (1992). *Predicting blood lead concentrations from environmental concentrations. Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 16: 280-289

- Crump, K.S., Van Landingham, C., Bowers, T.S., Cahoy, D., Chandalia, J.K., (2013). *A statistical reevaluation of the data used in the Lanphear et al. (2005) pooled-analysis that related low levels of blood lead to intellectual deficits in children. Crit. Rev. Toxicol.*, 43(9): 785-799
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), (2010). *Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Journal* 8(4): 1570
- EFSA Scientific Report of EFSA, (2012). *Lead dietary exposure in the European population. EFSA Journal* 2012;10(7):2831
- Earl, R., Burn, N., Nettelbeck, T., Baghurst, P., (2016). *Low-level environmental lead exposure still negatively associated with children's cognitive abilities. Austr. J. Psychol.*, 68: 98-106
- Gambelunghe, A., Sallsten, G., Borné, Y., Forsgard, N., Hedblad, B., Nilsson, P., Fagerberg, B., Engström, G., Barregard, L., (2016). *Low-level exposure to lead, blood pressure, and hypertension in a population-based cohort. Env. Research*, 149: 157-163
- Glenn, B.S., Bandeen-Roche, K., Lee, B.K., Weaver, V.M., Todd, A.C., Schwartz, B.S., (2006). *Changes in systolic blood pressure associated with lead in blood and bone. Epidemiology*, 17: 538-544
- Nash, D., Magder, L., Lustberg, M., Sherwin, R.W., Rubin, R.J., Kaufmann, R.B., Silbergeld, E.K., (2003). *Blood lead, blood pressure, and hypertension in perimenopausal and postmenopausal women. JAMA*, 289: 1523-1532
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Houry, 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. Env. Health Perspect.*, 113, 894-899
- Otte, P.F., Zeilmaker, M., (2017). *Ex ante evaluatie lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport: 2017-0174*
- Shefa, A.T., Hèroux, P., (2017). *Both physiological and epidemiological support zero tolerable blood lead levels. Toxicol. Lett.*, 280: 232-237.
- U.S. Environmental Protection Agency, (1994). *Guidance Manual for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Children. Publication Number 9285.7-215-1. EPA/540/R-93/081, PB93-963510. February 1994. Version 1.1*
- Vupputuri, S., He, J., Muntner, P., Bazzano, L.A., Whelton, P.K., Batuman, V., (2003). *Blood lead level is associated with elevated blood pressure in blacks. Hypertension*, 41, 463-468.
- Wu, Y., Sun, J., Wang, M., Yu, G., Wang, C., (2018). *The relationship of children's intelligence coefficient and blood lead and zinc levels: A meta-analysis and system review. Biol. Trace Elem. Res.*, 182: 185-195.

9.2 Afgewezen literatuur

9.2.1 Literatuur normstelling en toetsing

- Bugdalski, L., Lemke, L.D., McElmurry, S.P., (2014). *Spatial variation of soil lead in an urban community garden. Implications for risk-based sampling. Risk Analysis*, 34(1):17-27

- Reden: Studie onderzoekt diffuus verontreinigde gronden maar geeft verder geen beoordeling of toetsing.*
- Laidlaw, M.A.S., & Taylor, M.P., (2011). *Potential for childhood lead poisoning in the inner cities of Australia due to exposure to lead in soil dust. Environmental Pollution*, 159:1-9.
- Reden: Studie beschrijft de variatie aan (diffuse) loodconcentraties in Australische steden als gevolg van lood in verf. Er wordt geen beoordeling en/of toetsing gedaan.*
- Mitchell, R.G., Spliethoff, H.M., Ribaud, L.N., Lopp, D.M., Shayler, H.A., Marquez-Bravo, L.G., Lambert, V.T., Ferenz, G.S., Russell-Anelli, J.M., Stone, E.B., McBride M.B., (2014). *Lead (Pb) and other metals in New York City community garden soils: Factors influencing contaminant distributions. Environmental Pollution* 187: 162-169
- Reden: In de studie wordt wel een normwaarde genoemd, maar deze volgt ook al uit de referentie van Jennings (2013) die wel is gebruikt in de huidige studie. Verder geen relevante additionele informatie.*
- Montgomery, J.A., Klimas, C.A., Arcus, J., DeKnock, C., Rico, K., Rodriguez, Y., Vollrath, K., Webb, E., Williams, A., (2016). *Soil quality assessment is a necessary first step for designing urban green infrastructure. Journal of Environmental Quality*, 45: 18–25
- Reden: Studie onderzoekt diffuus verontreinigde gronden en vergelijkt deze met een normwaarde. Deze volgt ook al uit de referentie van Jennings (2013), die wel is gebruikt in de huidige studie. Verder geen relevante additionele informatie.*
- Presley, S.M., Abel, M.T., Austin, G.P., Rainwater, T.R., Brown, R.W., McDaniel, L.N., Marsland, E.J., Fornerette, A.M., Dillard, M.L., Rigdon, R.W., Kendall, R.J., Cobb G.P., (2010). *Metal concentrations in schoolyard soils from New Orleans, Louisiana before and after Hurricanes Katrina and Rita. Chemosphere*, 80:67–73
- Reden: Studie onderzoekt diffuus verontreinigde gronden en vergelijkt deze met een normwaarde. Deze volgt ook al uit de referentie van Jennings (2013), die wel is gebruikt in de huidige studie. Verder geen relevante additionele informatie.*
- Schwarz, K., Pouyat, R.V., Yesilonis I., (2016). *Legacies of lead in charm city's soil. Lessons from the Baltimore ecosystem study. Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13(209):1-14
- Reden: Studie benoemt drie conclusies uit de Baltimore-ecosystem-studie en beschrijft op hoofdlijnen een soil management framework. Deze beschrijving beperkt zich tot enkele zaken om rekening mee te houden, 1) mate van verontreiniging, 2) gewenst gebruik en 3) voorkeur burger. Hoe hier verder invulling aan te geven wordt niet benoemd.*
- Taylor, M.P., Winder, C., Lanphear B.P., (2014). *Australia's leading public health body delays action on the revision of the public health goal for blood lead exposures. Environment International*, 70:113–117
- Reden: In de studie wordt vooral door middel van wetenschappelijke bronnen aangetoond dat de noodzaak bestaat om de loodconcentraties in het bloed van kinderen te verlagen, door ook de grens naar 5 µg/dl te brengen. Er wordt verder niet uitgeweid over beleid of normwaarden.*

9.2.2 Literatuur blootstelling

Feleafel, M.N., & Mirdad Z.M., (2013). *Hazard and effects of pollution by lead on vegetable crops. J Agric Environ Ethics*, 26: 547–567

Reden: Studie maakt vooral gebruik van gedateerde literatuur (jaren tachtig en negentig) en geeft alleen een overzicht van de effecten van lood op planten.

Ikegami, M., Yoneda, M., Tsuji, T., Bannai, O., Morisawa S., (20015).

Effect of particle size on risk assessment of direct soil ingestion and metals adhered to children's hands at playgrounds. Risk Analysis, 34(9): 1677-1687

Reden: Studie kijkt naar de bijdrage van verschillende bodemfracties aan blootstelling van kinderen. De meetmethode wijkt af van gangbare technieken en de informatie voegt geen nieuwe kennis toe aan bestaande kennis.

9.2.3 Literatuur effectiviteit van maatregelen

American Academy of pediatrics, council on environmental health,

(2016). *Prevention of Childhood Lead Toxicity. Pediatrics*, 138(1): 1-15. Kenmerk: e20161493

Reden: Studie is niet bruikbaar voor effectiviteit van maatregelen, maar wel voor het thema normstelling en toetsing. Studie beschrijft de problematiek rondom lood en geeft advies aan overheden en zorgwerkers hoe om te gaan met verhoogde bloedconcentraties (indien aangetroffen). Er worden geen maatregelen of iets dergelijks beschreven; relevantie is ook terug te vinden in de Cochrane Study (Nussbaumer-Streit et al., 2016).

Clark, S., Galke, W., Succop, P., Grote, J., McLaine, P., Wilson, J., Dixon, S., Menrath, W., Roda, S., Chen, M., Bornschein, R., Jacobs, D., (2010).

Effects of HUD-supported lead hazard control interventions in housing on children's bloodlead. Environmental Research, 111: 301–311

Reden: Studie bekijkt de effecten van maatregelen, maar de maatregelen ten aanzien van bodemverontreiniging zijn beperkt en niet van de dataset te onderscheiden. De rest van de maatregelen betreft lood in oude verf.

Mielke, H.W., Covington, T.P., Mielke Jr., P.W., Wolman, F.J., Powell, E.T., Gonzales C.R., (2011).

Soil intervention as a strategy for lead exposure prevention. The New Orleans lead-safe childcare playground project. Environmental Pollution 159: 2071-2077

Reden: Studie onderzoekt de effectiviteit van het vervangen van de bovenlaag bij kinderdagverblijven; dit blijkt effectief. Hoewel het vervangen van de bovenlaag een maatregel is, heeft de studie verder geen toegevoegde waarde ten opzichte van bestaande kennis.

Pfadenhauer, L.M., Burns, J., Rohwer, A., Rehfuss E.A., (2016).

Effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water. A systematic review. Environmental Research, 147: 525-536

Reden: Studie beschrijft een literatuur-review van de effectiviteit van maatregelen ter preventie van blootstelling aan lood via drinkwater en consumentenproducten. Paper sluit blootstelling via grond en stof expliciet uit en verwijst hiervoor naar de Cochrane Study (Nussbaumer-Streit et al., 2016).

- Schenkel, K.G., Diamond, G.L., Burgess, M.F., Klotzbach, J.M., Maddaloni, M., Miller, B.W., Partridge, C.R., Serda, S.M., (2013). *Amending soils with phosphate as means to mitigate soil lead hazard. A critical review of the state of the science. Journal of toxicology and environmental health, part b*, 16(6): 337-380.
Reden: Studie geeft een uitgebreid overzicht van het binden van bodemlood door middel van het toevoegen van fosfaat, maar geeft geen direct uitsluitsel over de bruikbaarheid van de methode in de praktijk van diffuus lood.
- US EPA, (2011). *Brownfields and urban agriculture. Interim guidelines for safe gardening practices. United States Environmental Protection Agency, Chicago, United States.*
Reden: Studie geeft slechts advies over het starten van een moestuin op brownfields. Er wordt verder geen uitspraak gedaan over de effectiviteit van maatregelen.

Bijlage 1 Zoekstrategie en werkwijze

In december 2016 is een eerste verkenning uitgevoerd naar de haalbaarheid en mogelijke baten van een literatuurstudie naar diffuus lood. In de periode januari 2018 – mei 2018 heeft een aanvullende literatuur-*'search'* plaatsgevonden in de wetenschappelijke literatuur. Hiervoor zijn de zoekmachines SCOPUS, EMBASE en TOXCENTER geraadpleegd. Aanvullend is ook met Google (*Scholar*) gezocht, maar dit leverde slechts sporadisch nieuwe studies op ten opzichte van de overige zoekmachines. Ook zijn diverse referenties gevonden als vervolg van de inhoudelijke beoordeling van de geselecteerde studies uit SCOPUS, EMBASE en TOXCENTER. Tot slot is voor de onderdelen 'blootstelling' en 'normstelling en toetsing' ook gezocht op de websites van de landelijke gezondheids- en kennisinstellingen, zoals US-EPA (Verenigde staten), AUS-EPA (Australië), *Canada Health* (Canada), INERIS (Frankrijk), UBA (Duitsland) en U.K.EA (Verenigd Koninkrijk). Besloten is om alleen wetenschappelijke publicaties van na 2009 te selecteren voor verdere beoordeling. Mocht blijken dat er veel nieuwe inzichten zijn, dan kan besloten worden om de studie in 2019 verder uit te breiden.

Alle publicaties zijn door experts van VITO en RIVM beoordeeld op relevantie en bruikbaarheid. Op basis van de titel en het abstract is een eerste selectie gemaakt. Deze selectie is vervolgens beoordeeld op de volledige tekst. Hierbij is de volgende verdeling tussen RIVM en VITO aangehouden:

1. Analysemethoden – VITO
2. Normstelling en toetsing – RIVM en VITO
3. Effectiviteit van maatregelen – RIVM en VITO
4. Blootstelling – RIVM en VITO (plantopname en biobeschikbaarheid)
5. Toxiciteit en gezondheidseffecten – RIVM

De resultaten zijn tussentijds besproken via een Skype-meeting en begin november is een gezamenlijk overleg georganiseerd om alle uitkomsten en conclusies te bespreken.

B1.1 Zoekopdracht thema analysemethoden

Uit de papers die voor de thema's 'normstelling en toetsing', 'effectiviteit van maatregelen' en 'blootstelling' werden geselecteerd, werden ook de papers waarin analysemethoden aan bod kwamen, geselecteerd voor het thema analysemethoden. Tevens werd een zoekopdracht gegeven via google en *Google Scholar* op basis van de sleutelwoorden '*lead, soil, pollution, analysis, total concentrations, speciation* en *isotope analysis*'. Daarnaast werd de website 'Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit' (www.bodemrichtlijn.nl) geraadpleegd. Ook werden bij VITO beschikbare documenten doorgenomen.

B1.1.1 Zoekopdracht thema normstelling en toetsing

Voor normstelling en toetsing zijn voornamelijk de websites van de landelijke gezondheids- en kennisinstellingen geraadpleegd. Daarnaast

kwamen uit een literatuurstudie in 2016 al relevante papers naar voren op basis van de volgende zoekopdracht in Scopus:

```
((TITLE(lead OR Pb) OR KEY(lead) OR TITLE-ABS-KEY((lead W/3 expos*) OR (lead W/3 blood) OR (lead W/3 poison*))) AND (TITLE-ABS-KEY ( soil OR dust)) AND (TITLE-ABS-KEY ( urban OR residen* OR city* OR cities OR neighbor?rhood* OR playground* OR play-ground* OR playing-ground* OR garden* )) AND (TITLE-ABS-KEY(intervent* OR prevent* OR reduc* OR evidence* OR behavior* OR policy OR mitigat*))) AND (TITLE-ABS-KEY(child* OR boy OR girl OR baby OR babies OR infant OR toddler OR (health W/3 effect* ) OR ( health W/3 risk ) OR risk-assessment OR ( lead W/3 expos* ) OR ( human W/3 expos* ))) AND PUBYEAR > 2009
```

Soms wordt in de studies alleen een landelijke norm genoemd om de resultaten van het onderzoek te kunnen toetsen. Er vindt dan geen onderzoek naar de norm plaats.

Daarnaast is gebruikgemaakt van een beperkte Europese enquête op initiatief van het *Common Forum*, waarin EU-lidstaten gevraagd wordt naar hun normwaarden voor bodemlood en de manier waarop zij zijn omgegaan met de verlaging van de humane risicogrens voor lood door de EFSA en de US-EPA. De enquête vond plaats nadat een herziene norm voor lood in Zweden in de praktijk onwerkbaar laag bleek te zijn. De volgende landen hebben tot op heden gereageerd op de nog lopende enquête:

- Nederland (RIVM);
- België – Wallonië (*Spaquet*);
- Oostenrijk (*Environment Agency Austria*);
- Slowakije (*Slovak Environmental Agency*);
- Frankrijk (*French Ministry of Environment*).

B1.1.2 *Zoekopdracht thema effectiviteit van maatregelen*

Voor de zoekopdracht effectiviteit van maatregelen zijn de zoekmachines SCOPUS, TOXCENTER en EMBASE gebruikt.

De zoekopdracht voor SCOPUS is als volgt geformuleerd:

```
((TITLE({lead} OR pb) OR KEY({lead}) OR TITLE-ABS-KEY((leadW/3 expos*) OR (lead W/3 blood) OR (lead W/3 poison*))) AND (TITLE-ABS-KEY(soil OR dust)) AND (TITLE-ABS-KEY(urban OR residen* OR city* OR cities OR neighbor?rhood* OR playground* OR play-ground* OR playing-ground* OR garden* OR hous* OR home)) AND (TITLE-ABS-KEY (intervent* OR prevent* OR reduc* OR evidence* OR behavior* OR policy OR mitigat*))) AND (TITLE-ABS-KEY(child* OR boy OR girl OR baby OR babies OR infant OR toddler OR woman OR women OR man OR (health W/3 effect*) OR (lead W/3 expos*) OR (human W/3 expos*) OR (human W/3 health))) AND PUBYEAR>2009
```

```
(TITLE ({lead} OR pb)) AND (TITLE (expos* OR toxic* OR poison* OR risk)) AND (TITLE (intervent* OR prevent* OR evidence*)) AND PUBYEAR>2009
```

Voor EMBASE is de volgende zoekopdracht geformuleerd:

Query	Results	No.
#31	#7 AND #12 AND #18 AND #25 AND #30 AND [2010-2018]/py	180
#30	#26 OR #28 OR #29	20,180,350
#29	'child*':ti,ab OR 'boy*':ti,ab OR 'girl*':ti,ab OR 'baby':ti,ab OR 'babies':ti,ab OR 'infant*':ti,ab OR 'toddler*':ti,ab OR 'human':ti,ab OR 'public':ti,ab	4,937,559
#28	#26 AND #27	8,550,892
#27	'child'/exp OR 'adolescent'/exp OR 'adult'/exp	9,111,889
#26	'human'/exp	19,200,672
#25	#19 OR #20 OR #21 OR #22 OR #23 OR #24	6,757,977
#24	'intervent*':ti OR 'prevent*':ti OR 'reduc*':ti OR 'evidence*':ti OR 'behavior*':ti OR 'behaviour*':ti OR 'policy':ti OR 'mitigat*':ti	1,350,139
#23	'evidence based practice'/exp	998,491
#22	'behavior'/exp OR 'health education'/exp	3,725,213
#21	'public policy'/exp	176,168
#20	'prevention and control'/exp	1,840,562
#19	'intervention study'/exp	35,151
#18	#13 OR #14 OR #15 OR #16 OR #17	791,236
#17	'hous*':ti,ab OR 'home?':ti,ab	266,050
#16	'household'/exp OR 'housing'/exp	50,479
#15	'urban':ti,ab OR 'residen*':ti,ab OR 'city*':ti,ab OR 'cities':ti,ab OR 'neighborhood*':ti,ab OR 'neighbourhood*':ti,ab OR 'playground*':ti,ab OR 'play ground*':ti,ab OR 'playing ground*':ti,ab OR 'garden*':ti,ab	551,355
#14	'human activities'/exp	182,333
#13	'urban area'/exp OR 'city'/exp OR 'neighborhood'/exp OR 'playground'/exp	91,320
#12	#8 OR #9 OR #10 OR #11	245,683
#11	'dust':ti,ab	47,430
#10	'dust and dust related phenomena'/exp	46,023
#9	'soil':ti,ab	133,309
#8	'soil'/exp OR 'soil pollution'/exp	120,583
#7	#1 OR #2 OR #3 OR #4 OR #5 OR #6	102,403
#6	((lead NEAR/3 expos*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 blood):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 poison*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 toxic*):ti,ab)	24,721
#5	'lead exposure'/exp	56
#4	'lead blood level'/exp	5,838
#3	'lead poisoning'/exp	13,189
#2	'lead'/exp	63,922
#1	'lead':ti OR 'pb':ti	60,647

B1.1.3. Zoekopdracht thema blootstelling

Voor blootstelling is in SCOPUS de volgende zoekopdracht geformuleerd:

((((TITLE (lead OR pb) OR KEY(lead) OR TITLE-ABS
KEY((lead W/3 expos*) OR (lead W/3 blood) OR (lead W/3 poison*)))
AND (TITLE-ABS KEY (urban OR residen* OR city* OR cities
OR neighbourhood* OR playground* OR play-ground* OR playing-
ground* OR garden*) AND (TITLE(soil) OR KEY (soil))) AND (TITLE-ABS-
KEY (expos* OR inhalat* OR ingest*)) AND (TITLE-ABS-KEY (child* OR
boy OR girl OR baby OR babies OR infant OR toddler OR (health
W/3 effect*) OR (lead W/3 expos*) OR (human W/3 expos*)))
AND PUBYEAR > 2009) OR (TITLE-ABS-KEY (soil W/3 ingest*) AND
TITLE-ABS-KEY (child* OR boy OR girl OR baby OR babies OR infant
OR toddler OR woman
OR women OR man OR (health W/3 effect*) OR (human W/3 expos*)
OR (human W/3 health)) AND TITLE (health-risk OR determin* OR
soil OR ingest*) AND PUBYEAR>2009)

Voor EMBASE is gebruikgemaakt van de volgende zoekopdracht:

Query	Results	No.
#22	#21 AND [2010-2018]/py	121
#21	#14 AND #20	242
#20	'exposure'/exp/mj OR 'expos*':ti OR 'ingestion'/exp/mj OR 'ingest*':ti	301,729
#19	#18 AND [2010-2018]/py	289
#18	#14 AND #17	499
#17	#15 OR #16	692,744
#16	'ingestion'/exp OR 'ingest*'	117,907
#15	'exposure'/exp	582,043
#14	#7 AND #10 AND #13	1,945
#13	#11 OR #12	553,187
#12	'urban':ti,ab OR 'residen*':ti,ab OR 'city*':ti,ab OR 'cities':ti,ab OR 'neighborhood*':ti,ab OR 'neighbourhood*':ti,ab OR 'playground*':ti,ab OR 'play ground*':ti,ab OR 'playing ground*':ti,ab OR 'garden*':ti,ab	551,355
#11	'urban area'/exp/mj OR 'city'/exp/mj OR 'neighborhood'/exp/mj OR 'playground'/exp/mj	13,888
#10	#8 OR #9	183,632
#9	'soil':ti,ab	133,816
#8	'soil'/exp OR 'soil pollution'/exp	120,961
#7	#1 OR #2 OR #3 OR #4 OR #5 OR #6	102,707
#6	((lead NEAR/3 expos*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 blood):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 poison*):ti,ab)	21,521
#5	'lead exposure'/exp	56
#4	'lead blood level'/exp	5,838
#3	'lead poisoning'/exp	13,203
#2	'lead'/exp	63,922
#1	'lead':ti OR 'pb':ti	60,647

Tevens is nog aanvullende literatuur van de landelijke gezondheids- en kennisinstellingen gebruikt.

B1.1.4 Zoekopdracht thema toxiciteit en gezondheidseffecten

Voor het thema toxiciteit en gezondheidseffecten zijn in SCOPUS drie verschillende zoekopdrachten geformuleerd. Dit zijn papers geschreven of geciteerd door Bruce Lanphear (vanwege zijn recente werk op dit onderwerp), een toxiciteitsgrens voor lood (*threshold*) en gezondheidseffecten van lood.

Zoekopdracht '*lanphear*': (AUTHOR-NAME (lanphear, AND b)) AND (TITLE-ABS-KEY ({lead} OR pb)) AND PUBYEAR > 2012

Zoekopdracht '*threshold*': (TITLE((lead W/3 expos*) OR (lead W/3 toxic*) OR (lead W/3 level))) AND (TITLE-ABS-KEY (child* OR infant* OR baby OR babies OR toddler* OR adult* OR human OR public OR man OR woman)) AND (TITLE-ABS-KEY((toxic* W/3 threshold*) OR (level W/3 threshold*) OR reference-value* OR reference-level OR standard)) AND PUBYEAR > 2012

Zoekopdracht '*gezondheidseffecten*': (TITLE((lead W/3 expos*) OR (lead W/3 toxic*) OR (blood W/1 lead) OR (lead W/3 toxic*) OR (lead W/3 level) OR (lead W/1 poison*))) AND (TITLE-ABS-KEY (child* OR infant* OR baby OR babies OR toddler* OR adult* OR human OR public OR man OR woman)) AND (TITLE-ABS-KEY (exposure OR toxic*)) AND TITLE-ABS-KEY (review) AND PUBYEAR > 2012

In Embase zijn de volgende twee zoekopdrachten gehanteerd:

Query	Results	No.
#23	#22 AND [2013-2018]/py	273
#22	#20 NOT #21	1,369
#21	'asia'/exp OR 'africa'/exp OR 'arctic and antarctic'/exp OR 'south and central america'/exp	1,334,211
#20	#18 AND #19	1,605
#19	(threshold* NEAR/3 toxic*) OR (threshold* NEAR/3 limit*) OR (level* NEAR/3 expos*) OR (level* NEAR/3 dose*) OR (level* NEAR/3 toxic*) OR (expos* NEAR/3 measur*)	141,800
#18	#11 AND #17	9,575
#17	#12 OR #13 OR #14 OR #15 OR #16	995,930
#16	'dose response'/exp	390,486
#15	'public health'/exp	159,757
#14	'environmental monitoring'/exp/mj OR 'environmental exposure'/exp	126,825
#13	'toxicity'/exp/mj	245,465
#12	'exposure'/exp/mj OR ((lead NEAR/3 expos*):ti) OR ((lead NEAR/3 toxic*):ti) OR 'blood lead':ti	139,416
#11	#7 AND #10	36,460
#10	#8 OR #9	20,409,214
#9	'child*':ti,ab OR 'boy*':ti,ab OR 'girl*':ti,ab OR 'baby':ti,ab OR 'babies':ti,ab OR 'infant*':ti,ab OR 'toddler*':ti,ab OR 'woman':ti,ab OR 'women':ti,ab OR 'man':ti,ab OR 'men':ti,ab OR 'human':ti,ab OR 'public':ti,ab	6,552,194
#8	'human'/exp	19,247,709

Query	Results	No.
#7	#1 OR #2 OR #3 OR #4 OR #5 OR #6	71,826
#6	((lead NEAR/3 expos*):ti) OR ((lead NEAR/3 toxic):ti) OR ((lead NEAR/1 blood):ti) OR ((lead NEAR/3 level):ti)	7,199
#5	'lead exposure'/exp	56
#4	'lead blood level'/exp	5,846
#3	'lead poisoning'/exp	13,210
#2	'lead'/exp/mj	33,530
#1	'lead':ti OR 'pb':ti	60,801
#21	#20 AND [2013-2018]/py	156
#20	#1 AND #18 AND #19	790
#19	'review'	3,600,431
#18	#11 AND #17	13,901
#17	#12 OR #13 OR #14 OR #15 OR #16	1,670,412
#16	'dose response'/exp	390,486
#15	'public health'/exp	159,757
#14	'environmental monitoring'/exp/mj OR 'environmental exposure'/exp	126,825
#13	'toxicity'/exp	612,816
#12	'exposure'/exp	582,860
#11	#7 AND #10	49,383
#10	#8 OR #9	20,229,242
#9	'child*':ti,ab OR 'boy*':ti,ab OR 'girl*':ti,ab OR 'baby':ti,ab OR 'babies':ti,ab OR 'infant*':ti,ab OR 'toddler*':ti,ab OR 'human':ti,ab OR 'public':ti,ab	4,948,140
#8	'human'/exp	19,247,709
#7	#1 OR #2 OR #3 OR #4 OR #5 OR #6	105,965
#6	((lead NEAR/3 expos*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 blood):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 poison*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 toxic*):ti,ab) OR ((lead NEAR/3 level):ti,ab)	26,400
#5	'lead exposure'/exp	56
#4	'lead blood level'/exp	5,846
#3	'lead poisoning'/exp	13,210
#2	'lead'/exp	64,039
#1	'lead':ti OR 'pb':ti	60,801

Bijlage 2 Onderzoek en aanpak van diffuse loodverontreinigingen in Vlaanderen

In het algemeen kan lood in het milieu aanwezig zijn door historische verontreiniging, bijvoorbeeld van non-ferro-bedrijven, door gebruik van loodhoudende benzine in het verleden (nu verboden), via loden waterleidingen en via loodhoudende verf. Ondertussen zijn veel van deze problemen grotendeels aangepakt, waardoor er in het algemeen in Vlaanderen in veel mindere mate lood aanwezig is in het milieu dan vroeger (AZG, 2016).

De Vlaamse milieumaatschappij (VMM)¹⁰ coördineert MIRA, het Milieurapport Vlaanderen. MIRA heeft een drieledige opdracht: een beschrijving, analyse en evaluatie van de bestaande toestand van het milieu; een evaluatie van het tot dan toe gevoerde milieubeleid en een beschrijving van de verwachte ontwikkelingen van het milieu bij ongewijzigd beleid en bij gewijzigd beleid volgens een aantal relevant geachte scenario's. De bevindingen van MIRA dienen dan ook als basis voor de milieubeleidsplanning van de Vlaamse regering¹¹. In het MIRA Achtergronddocument 'Verspreiding van zware metalen' (2010) kan informatie teruggevonden worden betreffende het voorkomen van lood in de bodem. Naast de industriële puntemissies, kan lood ook in het milieu terechtgekomen zijn door diffuse bronnen, zoals uitlaatgassen of munitie (VMM; 2013). Deze diffuse bronnen hebben zo goed als overal in Vlaanderen geresulteerd in een (beperkte) loodbelasting van de bodem. Ten slotte is er ook de diffuse verspreiding als gevolg van verontreinigde waterlopen en landbouw. Deze twee aspecten vallen buiten de scope van deze studie. Zware metalen komen ook voor in het grondwater in Vlaanderen (VMM, 2013), maar lood wordt zelden aangetroffen in concentraties boven de bodemsaneringsnorm voor grondwater (20 µg/L). De verschillende bronnen voor bodemlood komen kort aan bod in paragraaf B2.1.

De kwaliteit van de lucht, het oppervlaktewater en de waterbodems wordt via verschillende meetnetten van de VMM gemonitord. Ter hoogte van de gekende *hotspot*-gebieden voor zware metalen worden eveneens gegevens verzameld over de aanwezigheid van milieuvervuilende stoffen zoals lood en mogelijke gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling en dit via metingen in bloed-, urine- en ademmonsters van jongeren, volwassenen, moeders en pasgeborenen (paragraaf 0).

B2.1 Bronnen bodemlood Vlaanderen

B2.1.1 *Uitlaatgassen (in het verleden)*

- Lood is een stof die zeer veelvuldig gebruikt werd, onder meer in de bouw, maar ook als antiklopmiddel in benzine. Het gebruik ervan in benzine heeft aanleiding gegeven tot belangrijke diffuse bodemverontreiniging met lood rond belangrijke verkeersassen, wat

¹⁰ de Vlaamse overheidsdienst die voortdurend de kwaliteit van lucht en water onderzoekt en maatregelen uitwerkt om die kwaliteit te verbeteren.

¹¹ <https://www.milieurapport.be/over-mira>

maakt dat het één van de meest frequent voorkomende verontreinigingen is. Door het gebruik van loodvrije benzine is het belang van wegverkeer als bron voor bodemverontreiniging door lood de laatste jaren sterk verminderd (MIRA Achtergronddocument 'Verspreiding van zware metalen', 2010).

B2.1.2 Gebruik van munitie (in het verleden)

Het gebruik van munitie heeft geresulteerd in een (beperkte) loodbelasting van de bodem in Vlaanderen. In de studie naar de aanwezigheid van zware metalen in de bodem rond Ieper als gevolg van de Eerste Wereldoorlog (OVAM, 2009) werd aan de hand van bestaande data, een gefaseerde monsternamecampagne en een geostatistische analyse de impact nagegaan van de Eerste Wereldoorlog op de concentraties aan zware metalen in de bodems in de streek rond Ieper. De studie toont verhoogde concentraties aan koper, zink en lood in de regio's die gelinkt kunnen worden aan de oorlog. De verhoging is echter beperkt en heeft geen milieuhygiënische impact.

B2.1.3 Industriële emissies en gebruik van productieafval

In Vlaanderen vormt de non-ferro-industrie vandaag de dag de voornaamste antropogene bron met betrekking tot de diffuusloodproblematiek.

De diffuse loodverontreiniging te Hoboken wordt in belangrijke mate verklaard door de non-ferro-industrie die daar lokaal aanwezig is en die in het verleden loodemissies naar de lucht heeft veroorzaakt. Sanering van tuintjes en openbare terreinen zorgde ervoor dat een groot deel van de historische bodemverontreiniging werd verwijderd (via afgraving). De hoge concentraties zware metalen in de omgevingslucht en de loodresultaten van een humane biomonitoringscampagne bij kinderen in de regio gaven aanleiding tot bijkomende acties. Over de jaren heen werden talrijke preventieve acties ondernomen, zowel in de fabriek om de uitstoot van metalen te beperken (emissiereductie) als in de wijk. Acties in de wijk zijn onder andere: reiniging van straten en pleinen, ontstoffen van huizen, preventiecampagnes en de sluiting van de school in de wijk in de zomer van 2014 om de loodblootstelling van de kinderen tijdens de schooluren te beperken.

De metaalindustrie in de Noorderkempen heeft impact op de gehalten zware metalen in de wijde omgeving van de fabrieken, enerzijds omdat de depositie van uitgestoten stofdeeltjes tot kilometers buiten de fabrieken plaatsvindt, anderzijds omdat assen uit de fabrieken zijn gebruikt bij de aanleg van wegen en erfverhardingen (de zogenoemde zinkassenwegen). Door uitloging is ook deze verontreiniging verplaatst richting grondwater. Het afvalwater dat de non-ferro-bedrijven loosden, vervuilde het slib- en oppervlaktewater sterk, waardoor het naar almaar grotere gebieden verspreid werd. Omwille van de vergelijkbare problematiek in de Belgische en Nederlandse Kempen, werden in 2002 de krachten gebundeld voor het uitwerken van gezamenlijke alternatieve en haalbare beheers- en saneringsconcepten die door een ruime groep van actoren werd gedragen (het project BeNeKempen). In Vlaanderen werden reeds enkele specifieke acties uitgevoerd, zoals de 'Convenant Umicore',

het project 'Benekempen' en de aanpak van de 'Zinkassen'. Begin 2006 startte een grootschalig blootstellingsonderzoek in de Noorderkempen¹². De bedoeling was om na te gaan of de mensen die in de leefomgeving van de non-ferro-bedrijven wonen in 2006 nog steeds een verhoogde lichaamsbelasting aan cadmium en arseen hadden; bovendien werd ook onderzocht of er mogelijk een probleem bestond wat lood betreft. Hiervoor werd bij kleuters onderzocht hoeveel lood ze in hun bloed hebben, bovendien werden milieumetingen bij honderd deelnemers en op veertien publieke plaatsen (scholen, dorpspleinen enzovoort) analyses uitgevoerd van tuingrond, groenten, stof in huis, putwater en lucht om na te gaan op welke manier de omwonenden in contact komen met zware metalen. Uit het onderzoek bleek dat kinderen in een straal van 2 km rond de non-ferro-bedrijven gemiddeld meer lood in hun bloed hadden dan kinderen die leven in een niet vervuild 'controlegebied'. Het gehalte bleef echter duidelijk onder de richtwaarde van 10 µg/dl, waardoor de kans op gezondheidseffecten klein is.

In de regio Beerse heeft de jarenlange aanwezigheid van onder andere de non-ferro-industrie bijgedragen tot historische verontreiniging van de regio en tot ongerustheid bij de omwonenden over de leefbaarheid van de regio. De hoge concentraties zware metalen in de omgevingslucht en de lood- en cadmiumresultaten van een humane biomonitoringscampagne in de regio gaven in 2007 aanleiding tot een participatieproject waarbij verschillende stakeholders werden betrokken.

OVAM is nauw betrokken bij deze gekende regionale problematieken met zware metalen in Vlaanderen. Per regio wordt de problematiek iets uitgebreider toegelicht in paragraaf B2.3.

B2.2 Monitoring in Vlaanderen

B2.2.1 Monitoren van de kwaliteit van lucht en waterlopen

In Vlaanderen meet de VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij) de concentraties van zware metalen in de lucht en in het neervallend stof om een beeld te krijgen van de luchtkwaliteit met betrekking tot zware metalen in Vlaanderen. Daarnaast verzamelt VMM gegevens over de uitstoot en berekenen ze de bijdragen van tal van sectoren aan zware metalen in de lucht. Lood, koper, nikkel, vanadium en zink kennen de hoogste emissies. Deze emissies komen grotendeels uit de industrie, energie en verkeer, maar kenden wel een sterke daling tussen 2000 en 2016. Deze daling komt onder andere door het in gebruik nemen van emissiereducerende maatregelen. Vlaanderen telt drie 'hotspot'-gebieden voor zware metalen in de lucht: Hoboken, Beerse en Genk¹³.

De VMM meet tevens de kwaliteit van waterlopen in Vlaanderen via verschillende meetnetten in oppervlaktewater¹⁴. Zo wordt een algemeen beeld geschetst van de waterkwaliteit en van de belangrijkste bronnen van verontreiniging, zoals huishoudens, bedrijven, landbouw, maar ook incidentele verontreinigen (Bronnen van waterverontreiniging in 2016; VMM). Diffuse bronnen zijn verantwoordelijk voor meer dan de helft van

¹² <https://www.ovam.be/blootstellingsonderzoek-Noorderkempen>

¹³ <https://www.vmm.be/lucht/zware-metalen/evolutie-zware-metalen>

¹⁴ <https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen>

de emissies van zware metalen naar oppervlaktewater. Afspoeling via erosie en depositie van stoffen via de atmosfeer zijn de belangrijkste bronnen van arseen, cadmium, chroom, kwik, lood en nikkel.

Verontreiniging van oppervlaktewater blijft niet beperkt tot de waterkolom zelf. Ook de kwaliteit van de Vlaamse waterbodems wordt opgevolgd door de VMM met een apart meetnet en een beoordeling volgens de triademethode. Die methode integreert de resultaten van chemische, biologische en ecotoxicologische analyses.

B2.2.2 Humane Biomonitoring (HBM)¹⁵

Via humane biomonitoring worden in Vlaanderen gegevens verzameld over de aanwezigheid van milieuvervuilende stoffen zoals lood en mogelijke gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling en dit via metingen in bloed-, urine- en ademmonsters van jongeren, volwassenen, moeders en pasgeborenen. In 2002 startte het Vlaams Humaan Biomonitoringsprogramma. Sinds 2003 is humane biomonitoring (HBM) ook wettelijk verankerd in het Vlaamse preventiedecreet. In de periodes 2002-2006, 2007-2011 en 2012-2015 werd onderzocht hoeveel vervuilde stoffen de gemiddelde Vlaming in zijn lichaam meedraagt. Door de verschillende cycli van het Steunpunt Milieu en Gezondheid werd heel wat aandacht besteed aan specifieke aandachtsgebieden of *hotspots*, naast de algemene Vlaamse referentiecampaagnes: 8-typegebieden, Menen, Genk-Zuid en de Gentse kanaalzone. Een chronologisch overzicht van de verschillende onderzoeken wordt weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1: Chronologisch overzicht humane biomonitoring (2002-2015)

Periode	Doelgroep	Onderzoeksgebied
2002-2006	<ul style="list-style-type: none"> • Moeders/ pasgeborenen • Jongeren van 14-15 jaar • Volwassenen van 50-65 jaar 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Stad Antwerpen 2. Stad Gent 3. De fruitstreek 4. Landelijk gebied 5. Haven van Antwerpen en Gentse kanaalzone 6. Industriegebied met petrochemie 7. Industriegebied met metaalverontreiniging 8. Omgeving huisvuilverbrandingsovens
2007-2011	<ul style="list-style-type: none"> • Moeders/ pasgeborenen • Jongeren van 14-15 jaar • Volwassenen van 50-65 jaar 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Genk-Zuid 2. Menen
2012-2015	<ul style="list-style-type: none"> • Moeders/ pasgeborenen • Jongeren van 14-15 jaar • Volwassenen van 50-65 jaar 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Genk-Zuid 2. Menen

¹⁵ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/aandachtsgebieden-en-humane-biomonitoring>

Het Vlaamse HBM is reeds toe aan zijn 4^e cyclus (periode 2016-2020). Om de grote hoeveelheid resultaten van de HBM te vertalen naar concrete beleidsacties, werd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid en de opdracht gevende overheid een gestructureerde en participatieve adviesprocedure uitgewerkt, met name het Faseplan. Het Faseplan heeft tot doel om de verkregen HBM-resultaten op een open en transparante wijze te interpreteren en de overheid te adviseren bij het opstellen van een actieplan (concrete beleidsacties). De algemene procedure van het Faseplan bestaat uit een voorfase (selectie van 'cases' op basis van HBM-resultaten); fase 1 betreft het bepalen van prioriteiten voor het beleid, fase 2 de interpretatie van de HBM-data (verklaringen) en het formuleren van beleidsacties (oplossingen), fase 3 het toepassen van acties en fase 4 is de evaluatie van de acties. In dit proces worden verschillende maatschappelijke groepen, experts op verscheidene domeinen, beleidsmensen alsook lokale omwonenden nauw betrokken.

Uit het document 'Ontwikkeling van milieu-indicatoren gebaseerd op Humane Biomonitoringsresultaten in Vlaanderen (Buekers et al., 2017)' blijkt dat de gekende aandachtsgebieden voor zware metalen zoals de Noorderkempen, Hoboken en Beerse reeds opgevolgd worden via humane biomonitoring.

B2.3 Regionale diffuse loodverontreiniging in Vlaanderen

OVAM is nauw betrokken bij de gekende regionale problematieken met zware metalen in Vlaanderen. De OVAM-website bevat niet alleen informatie over de oorzaak en het ontstaan van deze diffuse loodverontreinigingen, maar bevat ook informatie over het uitgevoerde onderzoek, de samenwerking met de omwonenden en andere instanties, de voorgestelde saneringsmaatregelen en de communicatie. De essentie wordt per regionale problematiek samengevat. Meer informatie is terug te vinden via verwijzingen naar relevante websites en/of referenties.

B2.3.1 Hoboken¹⁶

Door de jarenlange productie van non-ferro-metalen is de omgeving van de Umicore-fabriek in Hoboken vervuild met zware metalen (lood en cadmium).

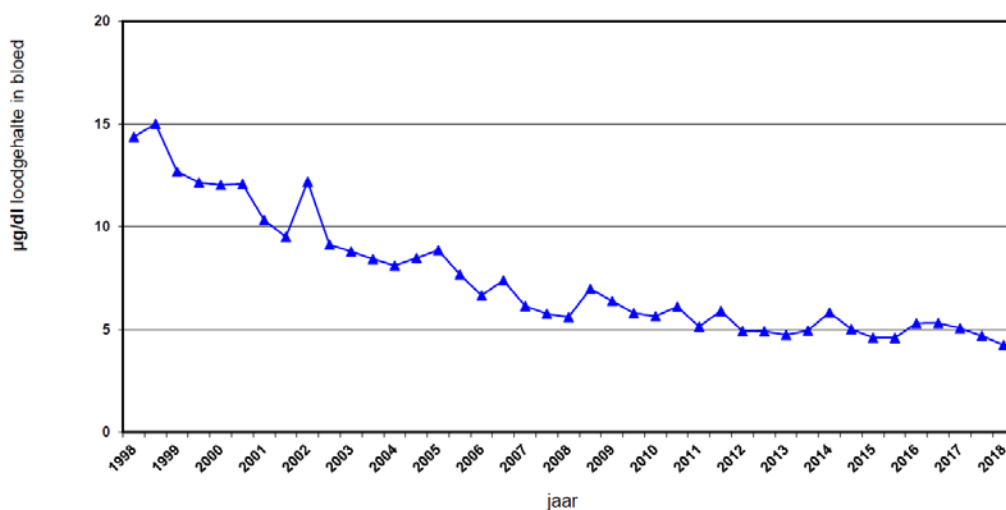
Bij schoolkinderen in de omgeving van het bedrijf Umicore wordt sinds tientallen jaren het gehalte van lood in bloed opgevolgd. Deze opvolging is vastgelegd in het 23-punten-programma dat voorzien is in een Koninklijk Besluit van juli 1978 en geactualiseerd werd in 2003. Het halfjaarlijks bloedonderzoek is gericht op kinderen in de leeftijd van één tot twaalf jaar, die wonen in de wijken Moretusburg-Hertogvelden in Hoboken. Sinds 1993 worden ook loodbloedmetingen uitgevoerd bij kinderen uit een referentieschool. De verkregen resultaten werden en worden steeds vergeleken met de – in de tijd evoluerende – adviezen van de Amerikaanse *Centers for Disease Control* (CDC). De resultaten worden gebruikt voor terugkoppeling op individuele basis, voor het evalueren van de noodzaak tot beleidsmaatregelen (emissiereductie, sanering, adviezen) en voor de opvolging van de tijdsevolutie en het effect van genomen maatregelen (Buekers et al., 2017). In het gebied wordt de luchtkwaliteit

¹⁶ Meer info via OVAM-website (<https://www.ovam.be/blootstellingsonderzoek-in-hoboken>)

ook in detail opgevolgd en werden uitgebreide studies uitgevoerd naar de bodemkwaliteit en modellering van de bijdrage van verschillende blootstellingswegen (waaronder evaluatie van lucht-, bodem- en huisstofkwaliteit). In de studie 'Volksgezondheidskundige interpretatie van de luchtmetingen van de VMM in Hoboken 2014-2015' door het Agentschap Zorg en Gezondheid (17/11/2016) wordt eveneens verwezen naar de opvolging van de loodgehaltes in bloed door PIH (Provinciaal Instituut voor Hygiëne).

Sinds 1978 meet het PIH tweemaal per jaar de loodgehaltes in bloed via een vingerprik bij kinderen uit de wijk Moretusburg-Hertogvelden in Hoboken (PIH, 2018). De loodgehaltes daalden in de loop der jaren. Omdat ook de gezondheidskundige norm daalde (van 10 naar 5 $\mu\text{g}/\text{dl}$ bloed), zijn er nog steeds kinderen met te hoge waarden. De evolutie wordt nog steeds opgevolgd in opdracht van de Vlaamse Overheid. Het laatste verslag 'Bevolkingsonderzoek lood in bloed – Antwerpen, district Hoboken, wijk Moretusburg-Hertogvelden'¹⁷ dateert van het voorjaar van 2018.

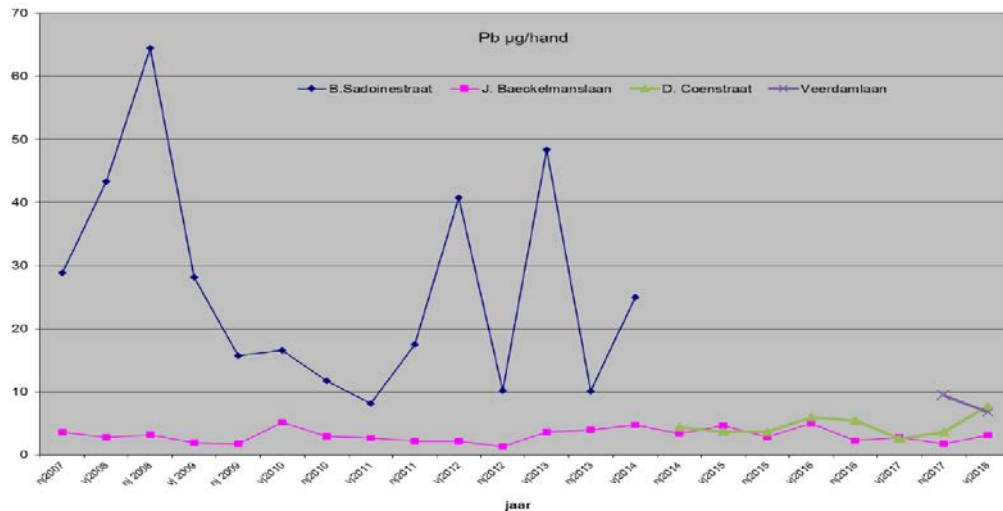
Figuur 1 toont de evolutie van het gemiddelde loodgehalte van kinderen uit de wijk over de meetcampagnes, startend met de campagne in 1998.



Figuur 1: Evolutie van het gemiddelde loodgehalte in $\mu\text{g}/\text{dl}$ bij kinderen uit de wijk Moretusburg-Hertogvelden sinds de meetcampagne in 1998

Figuur 2 toont de evolutie van het mediane loodgehalte per hand bij kinderen schoolgaand in de wijk (B. Sadoinestraat), uit de wijk maar schoolgaand buiten de wijk (D. Coenstraat en Veerdamlaan) en bij kinderen wonende buiten de wijk én schoolgaand buiten de wijk (controleschool in de J. Baeckelmaanslaan). Om de waarden te kaderen is het belangrijk te vermelden dat het maximum loodgehalte per hand sinds het voorjaar 1998 156 $\mu\text{g}/\text{hand}$ was.

¹⁷ https://www.provincieantwerpen.be/content/dam/provant/dlm/pih/2018VJ_Hoboken_tg.pdf



Figuur 2: Evolutie van het mediane loodgehalte per hand in $\mu\text{g}/\text{hand}$ gemeten bij kinderen schoolgaande in de Baron Sadoinestraat (gesloten in 2014), Dokter Coenstraat, de Veerdamlaan en de Jules Baeckelmanslaan (controleschool) sinds het najaar 2007

Het deelnamepercentage in het voorjaar 2018 was iets lager. De deelname bij kinderen uitgenodigd via de scholen is hoger dan bij kinderen uitgenodigd op het thuisadres. Eenentwintig kinderen namen voor het eerst deel, terwijl 89 kinderen van de doelgroep nog nooit deelnamen. Een wijkverantwoordelijke kan een rol spelen, om ook deze kinderen te betrekken bij het onderzoek.

Het gemiddelde loodgehalte van de kinderen uit de wijk is gedaald ten opzichte van de vorige campagne, en is opnieuw lager dan $5 \mu\text{g}/\text{dl}$, namelijk $4,25 \mu\text{g}/\text{dl}$. Het gemiddelde loodgehalte is gedaald in alle leeftijdsgroepen en in de drie woonzones. Het percentage van kinderen uit de wijk met een loodgehalte boven de referentiewaarde van $5 \mu\text{g}/\text{dl}$ (24,6%) is in de huidige campagne lager dan in het najaar van 2017 (31,5%). We vinden lage loodgehaltes op de handjes in vergelijking met waarden die in het verleden gemeten werden op de school in de wijk.

Toch blijven er nog *aandachtspunten*:

- Het gemiddeld loodgehalte bij kinderen_{wijk} is significant > bij kinderen_{controleschool}. Hoogste waarden gevonden bij kleuters en kinderen die wonen in zone MO1¹⁸. Twee kinderen hebben een waarde van meer dan $20 \mu\text{g}/\text{dl}$; de hoogste waarde was $22,56 \mu\text{g}/\text{dl}$.
- 0,0% van de kinderen uit de controleschool heeft een loodgehalte boven de referentiewaarde van $5 \mu\text{g}/\text{dl}$ ten opzichte van 24,6% van de totale groep kinderen uit de wijk. Kijken we enkel naar de kleuters uit de wijk, dan is dit percentage hoger, namelijk 35,8%. Kijken we enkel naar kinderen uit woonzone MO1, dan is dit percentage 54,5%.

¹⁸ MO1: de zone palend aan de fabrieksmuur (0-150m in noordelijke richting)

- Ook al is er een daling in het gemiddelde loodgehalte over de tijd, de individuele loodgehaltes stijgen bij 42% van de kinderen ten opzichte van de vorige campagne; ook kinderen met een minieme, niet relevante stijging, werden met de huidige berekeningswijze meegeteld bij deze 42%.
- Ongeveer 40% en 10% van de doelgroep die zich meermaals lieten onderzoeken, hebben meermaals een waarde van respectievelijk $> 5 \mu\text{g/dl}$ of $> 10 \mu\text{g/dl}$ gehad gedurende de laatste elf jaar.
- Hoe hoger het loodgehalte op de handen, hoe hoger het loodgehalte in het bloed.

Het volgende advies wordt aan alle ouders meegegeven op basis van humane biomonitoring:

'Iedereen wordt blootgesteld aan lood. Bij niemand is de gemeten waarde gelijk aan "nul". Uit wetenschappelijk onderzoek over de risico's voor de gezondheid van kinderen weten we dat er geen veilige ondergrens bestaat. Lood kan, bij langdurige blootstelling, ook aan lagere dosis, een invloed hebben op de ontwikkeling van kinderen. Dus hoe lager het loodgehalte in bloed, hoe beter. De blootstelling aan lood in deze regio geeft geen onmiddellijke gezondheidsrisico's. Meer informatie over lood en de risico's voor de gezondheid vindt u op de website www.gezondheidsmilieu.be.'

De ouders ontvangen samen met het resultaat van het bloedonderzoek een folder met preventietips, indien één van de kinderen een loodgehalte boven $5 \mu\text{g/dl}$ heeft. De medisch milieukundige van de regio biedt een huisbezoek aan bij families met kinderen met een loodgehalte boven de $10 \mu\text{g/dl}$, om loodblootstelling in kaart te brengen en preventiemaatregelen te bespreken. Via een scholing en een informatiekaart werden huisartsen geïnformeerd over het bevolkingsonderzoek en over mogelijke preventiemaatregelen. Huisartsen kregen via deze weg ook het advies om vanaf één verhoogde waarde boven de $20 \mu\text{g/dl}$ een bloedafname te doen ter controle van bloedarmoede. Wanneer de waarde tweemaal boven de $20 \mu\text{g/dl}$ ligt of éénmaal boven de $45 \mu\text{g/dl}$, wordt geadviseerd door te verwijzen naar een gespecialiseerd kinderendocrinoloog voor individuele diagnostische oppuntstelling.

Over de jaren heen werden talrijke preventieve acties ondernomen, zowel in de fabriek om de uitstoot van metalen te beperken als in de wijk. Acties in de wijk zijn onder andere: reiniging van straten en pleinen, sanering van tuintjes en openbare terreinen, ontstoffen van huizen, preventiecampagnes en de sluiting van de school in de wijk in de zomer van 2014 om de loodblootstelling van de kinderen tijdens de schooluren te beperken.

Het saneringsproject 'Schoon Moretusburg – Hertogvelden', zorgde ervoor dat een groot deel van deze (historische) verontreiniging werd verwijderd. Het afgraven van de vervuilde grond en het ontstoffen van de huizen vermindert immers het contact met zware metalen. Naast deze saneringsmaatregelen wordt sinds heel wat jaren ook het loodgehalte in het bloed van de kinderen in de wijken Moretusburg en Hertogvelden nauwgezet opgevolgd. Verhoogde loodwaarden in het bloed worden vooral aangetroffen bij peuters en kleuters: tijdens het

spelen krijgen zij het met lood besmette huis-/straatstof op de handjes en steken deze vervolgens in hun mond. De laatste tien jaar zien we gelukkig een daling van de loodgehalten in het bloed. Dat komt enerzijds omdat Umicore inspanningen levert om de uitstoot te beperken. Anderzijds passen bewoners en scholen van deze Hobokense wijken stofbeperkende maatregelen toe.

Blootstellingsonderzoek (2009)

Om er zeker van te zijn dat er in de ruimere omgeving van Hoboken (dus buiten Moretusburg en Hertogvelden) géén overschrijding is van de richtwaarde van 10 µg/dl voor lood in het bloed¹⁹, startte in januari 2008 een éénmalig, ruimer onderzoek bij meer dan vijfhonderd kinderen tussen tweeënhalf en zeven jaar (Blootstellingsonderzoek naar lood in Hoboken, OVAM 2009). Tegelijk werd in Hoboken de aanwezigheid van lood in het milieu gemeten, thuis en op school. Op die manier werd onderzocht welke factoren een invloed hebben op de blootstelling van kinderen aan lood. Een verpleegkundige bezocht de scholen en nam bloed af door een eenvoudige vingerprik. Vooraf werden de handjes met een doekje gewassen. Daarna werd in het bloedmonster en op het doekje gemeten hoeveel lood er aanwezig was. In vier scholen en 36 woningen in de buurt werden ook milieumetingen gedaan. Daarbij werd onderzocht hoeveel lood er terug te vinden was in de lucht (binnen en buiten), in de stofzuigerzak, in stof op vloeren en meubelen, op de straat, de speelpleinen en in de bodem.

De belangrijkste besluiten van het onderzoek:

- Gemiddeld ligt de loodbelasting in bloed bij de onderzochte kleuters < richtwaarde van 10 µg/dl. Eén kind overschreed de richtwaarde.
- Kleuters die wonen en/of schoolgaan in Hoboken, hebben gemiddeld iets meer lood in het bloed dan de controlegroep die woont en/of schoolgaat in Hemiksem. De gemiddelde loodbelasting in het bloed bedroeg voor Hoboken 2,79 µg/dl, voor Hemiksem bedroeg dit cijfer 2,20 µg/dl.
- Kinderen die dicht bij de fabriek wonen en/of schoolgaan, hebben meer lood in het bloed. Dat is ook zo voor kinderen die ten noordoosten van de fabriek wonen en/of schoolgaan.
- Het individueel gedrag van de kleuters is zeer bepalend. Er zijn aanwijzingen dat regelmatig handen wassen, tanden poetsen, een bad of douche nemen en van kleding wisselen aanleiding geven tot minder lood in het bloed. Er zijn ook aanwijzingen dat nagelbijten aanleiding geeft tot een hoger loodbloedgehalte.

De loodbelasting bij kinderen wordt vooral bepaald door de inname van voeding en het hand-mond-contact met bodem en stof. Drinkwater kan een bron voor loodbelasting zijn, maar alleen als er nog oude loden

¹⁹ De richtwaarde van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) was toen 10 µg/dl bloed. De kans op gezondheidseffecten is kleiner bij lagere waarden. Bij jonge kinderen kan contact met lood een nadelige invloed hebben op de ontwikkeling van het zenuwstelsel en de intelligentie. Lood kan leiden tot achterstand van de fijne motoriek of tot concentratiestoornissen. Wanneer kleuters langdurig met hogere dosissen lood in contact komen, kan lood leiden tot bloedarmoede, verstoorde werking van de zenuwbanen en van de nieren. Lood is, bij langdurig contact van tientallen jaren, waarschijnlijk kankerverwekkend.

waterleidingen aanwezig zijn. Het inademen van loodbevattend stof in Hoboken of Hemiksem heeft zeer weinig invloed.

Wat kunnen ouders doen om de opname van lood bij kinderen te beperken?

Door de dagelijkse leefgewoonten wat aan te passen, kunnen ouders de inname van zware metalen, waaronder lood, in sterke mate verminderen. Dit werd reeds in voorgaande onderzoeken aangetoond.

Hierbij een paar praktische tips:

- beplant de bodem in de tuin zoveel mogelijk of bedek hem met houtschors om het opwaaien van stof te voorkomen. Woel de grond niet onnodig om;
- laat kinderen niet spelen op een stoffige ondergrond of op onbegroeide grond, maar wel op begroeide terreinen of grasvelden;
- spoel verharde oppervlakken waar kinderen spelen (terras, stoep) regelmatig af met water;
- veeg de voeten om zo weinig mogelijk stof in huis te brengen;
- gebruik bij voorkeur rubber of kunststof matten en reinig ze regelmatig met water;
- was de handen voor het eten. Voor kinderen is dit extra belangrijk;
- was de speeltjes van de kinderen regelmatig;
- vermijd in huis de circulatie van het stof zoveel mogelijk door een stofzuiger met een hepafilter te gebruiken en door zoveel mogelijk nat te poetsen. Ook een centraal stofzuigsysteem vermindert de circulatie van stof in huis;
- was zelfgekweekte groenten en fruit extra goed om alle loodhoudend stof te verwijderen;
- zorg voor een gevarieerde voeding. Bij een volwaardige voeding die rijk is aan ijzer, calcium en mineralen zal lood minder goed worden opgenomen. We raden ook aan te variëren in de plaats waar u voeding koopt;
- als u veel groenten uit eigen tuin wilt eten, raden we aan eerst de bodem te laten controleren op zware metalen om na te gaan of u extra maatregelen moet nemen om veilig groenten te kweken;
- gebruik leidingwater om te drinken, te koken, groenten en fruit te wassen, kinderswembadjes te vullen; vermijd putwater of regenwater, dat lood en andere metalen kan bevatten;
- vervang loden waterleidingen. Is dit niet mogelijk, laat het water dan zeker 15 tot 30 seconden doorstromen voordat u het gebruikt;
- woont u samen met jonge kinderen in een woning die gebouwd is vóór 1940 en waar (afgebladderde) loodhoudende verf aanwezig is? Verwijder die dan op een veilige manier met een afbijtmiddel (op waterbasis) of verminder het risico door de verf over te schilderen.

Wat doet de overheid?

Om de impact van lood en andere zware metalen te beperken, heeft de overheid verschillende initiatieven genomen in de regio Hoboken:

- Via milieuvergunningen legt de overheid het bedrijf Umicore maatregelen op om de milieulast te beperken. De hoeveelheid loodhoudend stof in de omgeving wordt permanent gemeten.
- Kinderen tussen één en twaalf jaar die wonen in Moretusburg en Hertogvelden, krijgen twee keer per jaar de kans om lood in het bloed te laten meten op school in de wijk of op locatie buiten de schooluren.
- Een werkgroep, samengesteld uit deskundigen uit diverse overheids- en onderzoeksinstituten, met zowel technische als medische achtergrond, volgt doorlopend de metingen, de genomen maatregelen en de resultaten hiervan.
- Bij een informatiecampagne in Hoboken ontvingen alle inwoners een folder met aanwijzingen hoe ze de impact van zware metalen op de gezondheid kunnen beperken.
- In een aantal woonwijken in Moretusburg, Hertogvelden en Vinkenvelden werd reeds grond afgegraven en vervangen door schone grond; ofwel dit zal in de nabije toekomst gebeuren.

Het onderzoek werd getrokken en gecoördineerd door een 'technische werkgroep', bestaande uit vertegenwoordigers van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (afdeling Toezicht Volksgezondheid), het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM), de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH), de Universiteit Hasselt (UH) en de Medisch Milieukundigen (MMK's) bij de Logo's van de betrokken regio's. De volledige studie bestaat uit meerdere deelrapporten (Document 1: Geïntegreerd rapport Blootstellingsonderzoek naar lood in Hoboken; Document 2: Rekrutering en monsternamen bij kinderen in Hoboken door PIH; Document 3: Statistische verwerking en onderbouwingsanalyse door Universiteit Hasselt; Document 4: Milieumetingen door VITO en Document 5: Modelleren van de blootstelling van kinderen aan lood in Hoboken door VITO).

Actieplan luchtkwaliteit voor de luchtkwaliteitszone BEF07S 'Hoboken' (2017, dep. Omgeving)

Het voorliggende actieplan is opgesteld omwille van de overschrijding van de jaargrenswaarde van lood in de luchtkwaliteitszone 'Hoboken' (BEF07S) in 2015. Deze luchtkwaliteitszone is een *hotspot*-gebied gelegen in de omgeving van Antwerpen te Hoboken.

Welke acties werden genomen om de periode van overschrijding zo kort mogelijk te houden?

De problematiek te Hoboken is niet nieuw. In het verleden werden reeds, zowel door het Vlaamse gewest en door de betrokken lokale besturen (hieronder aangeduid als 'de overheid') als door het bedrijf N.V. Umicore Hoboken, tal van maatregelen genomen om de loodconcentraties in de omgevingslucht te verminderen en tot onder de grenswaarde van 0,5 µg/m³ te doen dalen. Het bedrijf Umicore Hoboken past de best

beschikbare technieken toe. Ten gevolge van de grenswaarde-overschrijding werden echter extra maatregelen genomen.

Door de overheid:

- werd een coördinerende werkgroep opgericht met alle betrokken instanties (inclusief het bedrijf) om dit actieplan op te stellen, op te volgen en te evalueren. De actoren binnen deze werkgroep wisselen informatie uit, wat een optimale afstemming toelaat;
- werd in navolging van de bijzondere vergunningsvoorwaarden een gezamenlijk advies op de evaluatienota 2016 en de studierapporten van N.V. Umicore Hoboken aan de Bestendige Deputatie bezorgd;
- werden inzake handhaving bijkomende controles uitgevoerd. Het bedrijf N.V. Umicore Hoboken werd aangemaand wekelijks te rapporteren over hun eigen immissiemetingen van lood, cadmium en arseen in PM10-stof. Het loodactieplan werd verankerd via een aanmaning;
- werd de biomonitoring van lood in bloed bij kinderen voortgezet. De ouders ontvingen de resultaten en een folder met preventietips. Bij kinderen met lood-in-bloed-waarden boven de 10 µg/dl werd een huisbezoek aangeboden. Via een nieuwsbrief werd de wijk geïnformeerd over de groepsresultaten. Ook via andere kanalen werden nieuwkomers op de hoogte gebracht van de zware-metalen-problematiek in de wijk;
- werd ten gevolge van de overschrijding op initiatief van Agentschap Zorg en Gezondheid en Logo Antwerpen een eenmalige grondige reiniging/ontstofting aangeboden door een externe schoonmaakdienst aan de gezinnen die in de immissieoverschrijdingszone wonen en aan de gezinnen met kinderen met een vastgestelde lood-in-bloed-waarde boven de 10 µg/dl. Deze maatregel wordt gefinancierd door Umicore.

Door het bedrijf N.V. Umicore werden tal van (technische) maatregelen genomen zoals:

- het plaatsen van een voorlopige afzuiging op de twee dakkapellen van de loodraffinaderij en het sluiten van de bijbehorende ventilatieopeningen;
- het plaatsen van een wand tussen de natte en droge weg met extra afzuiging in de raffinaderij;
- het op regelmatige tijdstippen onderhouden en vervangen van de zakkenfilters;
- een nieuwe gebouwfazuiging bij de smelter werd in gebruik genomen;
- de afzuiging aan de slakkentapping in de hoogoven werd verbeterd;
- maatregelen ter voorkoming van stofemissies die kunnen wegwaaien ten gevolge van grondstoffenbehandeling en interne logistiek;
- actieve communicatie door het bedrijf over incidenten en acties naar de plaatselijke bevolking.

Aangezien de streefwaarde van arseen en cadmium in 2016 nog steeds werd overschreden, werden ook bijkomende maatregelen getroffen voor deze pollutanten. De belangrijkste nieuwe maatregelen zijn het in

kaart brengen van de diffuse bronnen voor arseen en het bewerkstellingen van een verdere reductieaanpak.

Wat gaat er nog extra gebeuren en welke verbetering wordt verwacht?

De overheid:

- zal via de coördinatie overlegstructuur het voorliggend actieplan de komende jaren verder opvolgen en communiceren;
- zal de bijzondere voorwaarden van het vergunningbesluit evalueren. In 2018 zal het bedrijf N.V. Umicore Hoboken en haar vergunning getoetst worden aan de best beschikbare technieken (BBT), conclusies van de nieuwe editie (2016) van de non-ferro-BREF. In een BREF-document staat beschreven wat de meest milieuvriendelijke technieken zijn die een bedrijf kan toepassen. Waar nodig zal de bevoegde afdeling Gebiedsontwikkeling, Omgevingsplanning en -Projecten (GOP) aan de Bestendige Deputatie bijkomende voorwaarden voorleggen;
- houdt controles voor een strikte opvolging van loodreducerende maatregelen en zal bijkomend de focus leggen op het terugdringen van de arseenemissies (Afdeling Handhaving);
- zal het éénmalig ontstoffingsaanbod uitbreiden naar alle gezinnen wonend in de zone tot 150 m van de bedrijfsgrens en meerdere reinigingen aanbieden bij gezinnen met kinderen met lood-in-bloed boven de 20 µg/dl. Bij gezinnen met verbouwingswerken worden één of meerdere reinigingen aangeboden;
- zal voor de gezondheidsimpact van arseen in Hoboken de onderzoeksmethode 'het toetsen van de gemeten en gemodelleerde immissies aan de gezondheidkundige advieswaarde' blijven inzetten (Agentschap Zorg en Gezondheid);
- zal als bijkomende communicatie-actie de bewoners van de wijk uitnodigen op een informatiemarkt om vragen te stellen over de resultaten van lood-in-bloed en de mogelijke preventiemaatregelen;
- zal via de Medische Werkgroep Hoboken bijkomende communicatiepistes onderzoeken, om de bewoners te informeren en sensibiliseren.

B2.3.2 *BeNeKempen*²⁰

De Vlaamse en Nederlandse Kempen zijn sterk vervuild door zware metalen. De oorsprong van deze verontreiniging is de non-ferro-industrie uit de vorige eeuw. Die smolt ertsen om er metalen uit te winnen zoals zink, lood, koper en arseen. Hierbij kwamen zware metalen, waaronder cadmium, vrij in het milieu. De metalen verspreidden zich over een grote oppervlakte. Toen de zinkfabrieken rond 1973 overgingen op een milieuvriendelijker productieproces, was de bodemverontreiniging in de Kempen een feit. Nu is ongeveer 700 km² verontreinigd met lood, arseen, cadmium en zink. Lood, arseen en cadmium zijn giftig voor de mens; zink belast het ecosysteem. In Nederland beslaat het getroffen gebied het zuidoostelijke deel van Noord-Brabant en een klein deel van Limburg. Aan Vlaamse zijde gaat het om Noord-Limburg en Oost-Antwerpen. De fabriek

²⁰ <https://www.ovam.be/benekempen>

te Lommel werd begin jaren zeventig gesloten, de zinkfabrieken van Nyrstar (voorheen Umicore) in Balen en Overpelt zijn nog steeds actief.

Fabrieksschoorstenen stootten stof met zware metalen uit. De neerslag van dat stof tastte een groot gebied aan. Door uitloging is deze verontreiniging ook verplaatst richting grondwater. Zinkassen werden gebruikt voor de aanleg van openbare wegen, fietspaden, en voor erfverharding. Deze residu's loogden uit in de bodem en verontreinigden dieper gelegen bodemlagen en het grondwater. In Nederland is 833 km zinkassenweg geïnventariseerd. In Vlaanderen staat de teller op 490 km, maar is de inventarisatie nog niet volledig afgerond. Het is duidelijk dat deze bron van verontreiniging moet worden aangepakt. Afvalwater dat non-ferro-bedrijven loosden, vervuilde het slib- en oppervlaktewater sterk. Slibtransport en waterbewegingen verspreidden het naar almaar grotere gebieden.

Internationale samenwerking Vlaanderen – Nederland

Klassieke sanerings- en beheerstechnieken bleken voor de BeNeKempen niet haalbaar gezien de omvang. Omwille van de vergelijkbare problematiek in de Belgische en Nederlandse Kempen, werden in 2002 de krachten gebundeld, zodat voor de in deze regio wijdverspreide cadmiumverontreiniging gezamenlijk alternatieve beheers- en saneringsconcepten konden worden uitgewerkt. Het project BeNeKempen is een concrete uitvoering van deze samenwerking. Het project, met financiële steun van de Europese Unie, werd gecoördineerd door de OVAM en het Nederlandse projectbureau ABdK (Actief BodemBeheer de Kempen). BeNeKempen verwezenlijkte een doorbraak en bewerkstelligde haalbare beheers- en saneringsscenario's die door een ruime groep van actoren werd gedragen. Vijf werkgroepen nemen elk één facet van de specifieke verontreinigingsproblematiek op zich:

- werkgroep zinkassen – oplossingen voor de aanwezigheid van zinkassen in de bodem;
- werkgroep water – verontreiniging van slib, grond- en oppervlaktewater;
- werkgroep landbouw – teeltadviezen, additieven om bodem te verbeteren en proefprojecten rond teelt van niet-consumptiegewassen;
- werkgroep natuur – hoe natuurbeheerders het best omgaan met de verontreiniging op hun domein;
- werkgroep risico-evaluatie – ondersteuning andere werkgroepen, het gebruik van dezelfde methodiek voor Vlaanderen en Nederland en opvolging bio-monitoringscampagnes en aanvullende milieumetingen.

Aanpak verwijderen van zinkassen²¹

In de omgeving van de zinksmelters in Overpelt, Balen en Lommel werden op verschillende locaties zinkassen in de bodem gevonden. Zinkassen zijn een restproduct van de zinkproductie en werden in het verleden (toen de risico's voor de gezondheid nog niet bekend waren) vaak gebruikt om opritten, erven, tuinpadjes, wegen en openbare terreinen op te hogen en te verharderen. Zinkassen worden dan ook tot

²¹ <https://www.ovam.be/verwijdering-zinkassen>

ver buiten de fabrieksterreinen teruggevonden, op een verscheidenheid aan terreinen. Om deze historische verontreiniging aan te pakken, sloten de OVAM en Umicore een overeenkomst (convenant), waarvan de afspraken sindsdien planmatig worden uitgevoerd. OVAM en Umicore dragen elk een deel bij aan de kosten van deze saneringsmaatregelen. Veel mensen gebruikten zinkassen rondom hun woning. De OVAM bood de particulieren (binnen een vastgelegde afstand van de vroegere fabrieken van Balen en Overpelt) nmalig aan om de zinkassen te verwijderen. Het project ging van start in 2007 en is reeds voltooid. Het project bestond uit:

- een éénmalige meldingsfase (inwoners melden 'vermoeden van zinkassen' op hun terrein);
- een erkend bodemsaneringsdeskundige controleert of er inderdaad zinkassen aanwezig zijn;
- een aannemer graaft zinkassen af en voert ze af naar een speciaal voor dit project ingerichte stortplaats.

Particulieren die nu nog zinkassen aantreffen, worden doorverwezen naar de brochure 'Wat te doen na vaststelling van zinkassen'.

In 2007 werd door OVAM het project voor verwijdering van zinkassen op schoolterreinen opgestart. De afgravingswerken vallen bij voorkeur samen met renovatie- of bouwprojecten van de school, waarbij de bouwwerken en de saneringswerken op elkaar worden afgestemd. De uitvoeringsfase loopt over meerdere jaren. De uitvoering hangt af van de plannen en het beschikbare budget van de school en van de schoolvakanties. De veiligheid van de werknemers en kinderen staat voorop.

Inmiddels werd ook een project opgestart voor de terreinen van jeugdverenigingen. In de gemeenten rond de fabrieken gaat de OVAM na of op deze terreinen zinkassen aanwezig zijn en of ze een risico vormen. Als ze een risico opleveren, worden ze weggenomen.

Ook in natuurgebieden worden zinkassen teruggevonden. Ze kunnen de inrichting en instandhouding van de natuurgebieden bedreigen. De zinkassen worden in kaart gebracht. Daarna biedt de OVAM de beheerders van het natuurgebied de mogelijkheid om bij een herinrichting deze zinkassen af te voeren, waarbij de OVAM de stortkosten op zich neemt.

Blootstellingsonderzoek in de Noorderkempen²²

Begin 2006 startte het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid, afdeling Toezicht Volksgezondheid, samen met het departement leefmilieu, natuur en energie, de Medisch Milieukundigen bij het lokaal gezondheidsoverleg Noorder- en Zuiderkempen, de OVAM en VMM met een grootschalig blootstellingsonderzoek in de Noorderkempen. Dit onderzoek wordt uitgevoerd binnen het kader 'Actieplan cadmium' – actie 17 'opstarten nieuw biomonitoringsonderzoek'. Hierin werd bij de volwassen bevolking in het gebied rond de non-ferro-bedrijven in de Noorderkempen en in een referentiegebied (Hechtel-Eksel) biomonitoring van arseen en cadmium

²² <https://www.ovam.be/blootstellingsonderzoek-Noorderkempen>

uitgevoerd; tegelijkertijd werden milieumetingen uitgevoerd en werden vragenlijsten afgenomen bij de deelnemers. Bij kinderen werden metingen van lood in bloed uitgevoerd. De biomerkergegevens werden geïnterpreteerd in relatie tot: evolutie van de blootstelling in vergelijking met eerder uitgevoerde biomonitoring (Cadmibel en PheeCad-studies), woonzone ten opzichte van de non-ferro-bedrijven, bronnen van blootstelling. Daarnaast werd een modellering van de blootstelling aan arseen en cadmium uitgevoerd om de belangrijkste blootstellingswegen in kaart te brengen (OVAM, 2008 – Eindrapport werkgroep risico-evaluatie BeNeKempen). De informatie werd gebruikt om na te gaan of de reeds bestaande bevolkingsadviezen verder gehandhaafd moesten blijven en of nieuwe maatregelen nodig waren. Dit bevolkingsonderzoek resulteerde in de ontwikkeling van een webtool gericht op de bevolking van de Noorderkempen (www.cadmiumwebtool.be).

Door de gehalten cadmium, arseen en lood tussen volwassenen uit de verschillende gebieden 1) directe omgeving fabriek, 2) ruimere omgeving en 3) controlegebied, te vergelijken, kunnen we afleiden waar de belasting het grootst is. Door de huidige gegevens te vergelijken met die uit de jaren tachtig, kunnen we nagaan of de belasting positief of negatief is geëvolueerd door de jaren heen. Bij de kleuters werd onderzocht hoeveel lood ze in hun lichaam hebben. Kinderen hebben in vergelijking met volwassenen doorgaans een grotere loodbelasting, omdat ze via hand-mond-gedrag en via contact met bevuild speelgoed relatief meer zware metalen opnemen dan volwassenen. Ze zijn immers gevoeliger voor gezondheidseffecten ten gevolge van loodbelasting. Bij honderd deelnemers en op veertien publieke plaatsen (onder andere scholen en kerken) werden nog extra milieumetingen gedaan: cadmium-, arseen- en loodgehaltes werden bepaald in de tuingrond, de groenten, het stof in huis, putwater en lucht. De bedoeling van deze milieumetingen is nagaan op welke manier de omwonenden in contact komen met zware metalen. Om te komen tot een breed maatschappelijk gedragen aanpak van de problematiek die goed aansluit bij wat de mensen beweegt, werd de deelnemers ook gevraagd naar hoe zij de problematiek ervaren, of zij zelf voorzorgsmaatregelen nemen om het contact met zware metalen te beperken, wie moet instaan voor de aanpak van de problematiek, hun eigen rol daarin enzovoort.

Uit het loodonderzoek bij kinderen blijkt dat de kinderen die in een straal van 2 km rond de fabriek naar school gaan, gemiddeld meer lood in hun bloed hebben in vergelijking met het controlegebied. Zowel in het onderzoeksgebied als in het controlegebied hebben kleuters veel minder lood in het bloed dan de richtwaarde (10 µg/dl), waaronder de kans op gezondheidseffecten klein is.

Hoe ervaren de omwonenden de zware-metalen-problematiek?

De helft van de deelnemers in de onderzoeksgebieden 1) 'de directe omgeving' en '2) iets ruimere omgeving' ervaart de aanwezigheid van zware metalen in hun gemeente als een probleem. In 3) het controlegebied is dit slechts 21%.

Meer dan vier op tien deelnemers in 1) de nabije omgeving en ongeveer drie op tien deelnemers in 2) de iets ruimere omgeving kent

voorzorgsmaatregelen en past ze toe. In 3) het controlegebied is dit slechts ongeveer één op tien.

De deelnemers konden aanduiden wie verantwoordelijk is voor de oplossing van de problematiek. Op de eerste plaats kwam de fabriek, gevolgd door de Vlaamse overheid en ten slotte de lokale overheid. De bewoners zelf werd door zeer weinig deelnemers aangeduid.

In de nabije omgeving van de fabrieken geeft 44% van de deelnemers aan dat ze voorzorgsmaatregelen nemen om het contact met zware metalen te beperken.

Bij de vraag over hoe de bevolking betrokken moet worden bij de aanpak van het probleem, antwoordden de deelnemers dat ze vooral via intensievere vormen van dialoog en overleg betrokken wilden worden in de vorm van een werkgroep met vertegenwoordigers en raadplegingen via hoorzittingen. Slechts een tiental procent van de ondervraagden was bereid om zelf actief deel te nemen aan het meedenken en meewerken aan oplossingen.

Op basis van de resultaten kunnen vijf belangrijke conclusies worden getrokken:

1. De omwonenden komen in vergelijking met het controlegebied Hechtel-Eksel nog steeds meer in contact met cadmium. Bij kleuters ligt de loodbelasting hoger in het onderzoeksgebied, maar wel duidelijk beneden de richtwaarde, waaronder de kans op gezondheidseffecten klein is.
2. De lichaamsbelasting is in de loop der jaren duidelijk gedaald, gemiddeld tot beneden de geldende richtwaarden waaronder geen gezondheidsrisico's verwacht worden. Vooral de mensen die al in de regio woonden toen de verontreiniging groter was, hebben nog steeds een hoge lichaamsbelasting en een hoger gezondheidsrisico.
3. Voeding blijkt nog steeds één van de belangrijkste bronnen van zware metalen voor de bewoners te zijn.
4. We verwachten dat ook in de toekomst de gemiddelde lichaamsbelasting nog verder zal blijven dalen.
5. De maatregelen die door de jaren heen werden genomen, inclusief de preventieve maatregelen die de mensen zelf kunnen nemen, werken en worden best volgehouden en gepromoot om de lichaamsbelasting laag te houden en verder terug te dringen.

Het Blootstellingsonderzoek werd getrokken en gecoördineerd door een technische werkgroep. Deze werd geleid door het team Milieugezondheidszorg van de afdeling Toezicht Volksgezondheid. De technische werkgroep bestaat uit: vertegenwoordigers van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid, afdeling Toezicht Volksgezondheid (ToVo); vertegenwoordigers van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (dienst Milieu & Gezondheid en afdeling Milieu-inspectie); vertegenwoordigers van de Vlaamse Milieumaatschappij; vertegenwoordigers van de Openbare Afvalstoffenmaatschappij; de Medisch Milieukundigen bij de Kempense en Limburgse lokaal gezondheidsoverleg; VITO (Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek); Universiteit Hasselt, PIH (Provinciaal Instituut voor Hygiëne); Universiteit Antwerpen; AML (Algemeen Medisch Labo).

Alle lokale actoren en betrokkenen (gemeenten, provincies, huisartsen, scholen, het bedrijf, buurtwerking, CLB (Centrum voor Leerlingenbegeleiding) hadden de mogelijkheid te zetelen in een zogenoemde stuur- en begeleidingsgroep en werden geregeld via mail en vergaderingen geïnformeerd over de stand van zaken.

B2.3.3

*Beerse*²³

De jarenlange aanwezigheid van industrie, waaronder veel non-ferro-industrie en steenbakkerijen, in de regio Beerse heeft bijgedragen tot historische verontreiniging van de regio en ook tot ongerustheid bij de omwonenden over de leefbaarheid van de regio. De hoge concentraties zware metalen in de omgevingslucht en de lood- en cadmiumresultaten van een humane biomonitoringscampagne in de regio gaven in 2007 aanleiding tot een participatieproject²⁴ waarbij verschillende stakeholders werden betrokken. Een samenwerking tussen lokale besturen, Vlaamse overheidsinstanties, huisartsen, buurtbewoners, industrie en verenigingen heeft geleid tot een gezamenlijk actieplan rond een gezonder leefmilieu in die regio. Het actieplan²⁵ bestaat uit 27 acties die de nadruk leggen op drie grote uitdagingen, namelijk 1) samen het wederzijds, historisch gegroeide gevoel van wantrouwen, onduidelijkheid en onbegrip wegwerken, 2) samen de leefbaarheid voor zowel de omwonenden als de bedrijven verbeteren en 3) samenwerken aan een goede gezondheid voor de omwonenden, werknemers en de kinderen, zowel op fysiek als op psychosociaal en maatschappelijk vlak. In 2009 werden de lood-in-bloedwaarden van 105 kleuters van Beerse gemeten. Slechts één kind overschreed de richtwaarde van 10 µg/dl bloed. De nieuwe streefwaarde van 5 µg/dl bloed werd bij elf kinderen overschreden. De luchtkwaliteit in Beerse wordt nog steeds opgevolgd door de VMM. Het Agentschap Zorg en Gezondheid zorgt voor een gezondheidskundige interpretatie van de meetresultaten. Een overzicht van de resultaten vind je terug op de website van de gemeente Beerse.

²³ http://www.gezondhedenmilieu.be/nl/subthemas/aandachtsgebied_beerse-1125.html

²⁴ <https://www.beerse.be/participatieproject-kanaalzone-west>

²⁵ <https://www.lne.be/sites/default/files/atoms/files/14072010-actieplanlood-beerse.pdf>

Bijlage 3 Literatuurgegevens gewasopname

Tabel B3.1: De samenvatting van de meetresultaten in bodem en gewassen, samen met de BCF waarden uit de beschouwde publicaties in verband met plantopname samen met belangrijke bijhorende achtergrondinformatie.

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood-concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood-concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
Antoniadis et al., 2017	vervuild mijnbouwgebied Duitsland historische verontreiniging waarschijnlijk voornamelijk via depositie	bonen wortel sla	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodemplant-transfer	ja zuurbad en water ultrasoonbehandeling (wortel)	294,2 -13789		0,01 - 0,09 0,01 - 0,02 0,05 - 0,08	Organisch stof: 2,43-7,42% pH 6,0-6,7	- Vermoedelijk op ds basis (niet helemaal duidelijk in publicatie, maar monsters zijn air dried) - Onderscheid tussen verschillende plantendelen (blad, stengel, wortel, zaad) - sla ~ bonen > wortel
Attanayake et al., 2014	<i>brownfield (urban lands)</i> VS historische verontreiniging via loodhoudende verf, lood arsenaat pesticiden, brandstoffen	snijbiet tomaat wortel tomaat rood, kers tomaat, geel, kers zoete paprika sla okra	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodemplant-transfer	ja, lab cleaning en drogen	221 ± 47 66	0,71 ±0,08 (0,39 ±0,12) 0,09 ±0,03 (0,26 ±0,03) 1,37 ±0,18 (0,83 ± 0,12) 0,2 (0,89) 0,06 (0,98) 0,08 (0,17) 0,32 (0,27) 0,08 (1,03)	0,00037 (0,0052) 0,0005 (0,0006) 0,0112 (0,0081)	pH 6,93	- Resultaten voor eetbare delen zonder toepassing van compost voor 2010 (2009) in proefveldjes (en enkele unieke meetwaarden) - random monsternames voor een aantal gewassen buiten de proefveldjes - compost heeft geen

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood- concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood- concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
									effect (jaar 1) of reduceert plantopname - wortel > zoete aardappel > snijbiet > tomaat
Attanayake et al., 2015	historisch verontreinigd, o.a. spoorweg met treinen op kolen, industrieel afval, loodhoudende brandstoffen en vervuilde bodem afkomstig van andere sites, VS	bladkool 2011 (2012) tomaat 2011 wortel 2011 (2012)	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodemplant-transfer	ja, lab cleaning en drogen	475 (wijzigt door toevoegen compost)		0,0014 (0,005) 0,0009 0,0112 (0,0053)	pH neutraal	- Resultaten voor eetbare delen zonder toepassing van compost voor 2011 (2013) in proefveldjes - resultaten voor behandeling met verschillende soorten compost beschikbaar in publicatie - wortel >bladkool > tomaat

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood- concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood- concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
Augustsson et al., 2015	Zweden, bodem vervuild door glasfabrieken historische verontreiniging via excavatie en bouwtoepassingen	aardappel – met schil sla – eetbaar deel	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodemplant transfer	ja, water	8,2 - 490 18; 51; 100 (P5; gemiddelde; P95)	0,0032-2,2 0,0068; 0,086; 0,19 (P5; gemiddelde; P95) 0,0064-4,8 0,011; 0,30; 1,5	8,5e-5 - 0,089; 5,9e-4; 0,0037; 0,0077 (P5; gemiddelde; P95) 0,00033 -1,3 0,0018; 0,033; 0,083		- sla > aardappel
Defoe et al., 2014	VS – stedelijke zandleem en lemige zandbodem bronnen zijn respectievelijk (voornamelijk depositie van een naburige Cu- smelter en depositie loodverf (na zandstraling watertoren)	sla tomaat wortel sla tomaat wortel	niet gespecificeerd – vermoedelijk voornamelijk bodemplant transfer	ja, water/natrium laurylsulfaat (SLS) of schillen (wortelen)	zandleem: 535-1605 480-1510 648-1528 lemig zand 105-312 88-262 115-271	3,95 - 13,92 0,86 - 2,3 28,6 - 38,4 0,37 - 2,9 1,56 - 1,2 12 - 18	0,005 - 0,01 0,01 - 0,002 0,027 - 0,051 0,02 - 0,011 0,005 - 0,012 0,130 - 0,141	pH=5,6 66% zand 12% klei pH = 5,6 78% zand 6% klei	- wortel > sla ~ tomaat - TOC in de zandleembodem is 54% hoger dan de lemige zandbodem

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood-concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood-concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
Ferri et al., (2015)	Italië – historisch vervuilde sites Valcamonica en Bagnolo Mella voornamelijk via depositie vanuit metaalverwerkende industrie Voor de site Gardameer (G) is geen beïnvloeding vanuit industrie	spinazie (gewassen) spinazie (ongewassen) pastinaak spinazie (gewassen) spinazie (ongewassen) pastinaak spinazie (gewassen) spinazie (ongewassen) pastinaak	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodemplant-transfer	ja, water	Valcamonica XRF: 62,1 (mediaan) Aqua regia: 65 (mediaan) Bagnolo Mella XRF: 45,6 Aqua regia: 90 Gardameer XRF: 39,9 Aqua regia: 64	0,69 0,15 0,01 0,95 0,07 0,02 0,89 0,21 0,02		geen extra info	- Eveneens meetresultaten beschikbaar voor sequentiële extractiemethode, maar zeer weinig significante correlaties met verschillende fracties - concentraties groenten in versgewicht - spinazie (ongewassen) > spinazie (gewassen) > pastinaak
Chang et al., (2014)	China-7 landbouwgronden <i>Pearl River Delta</i> niet gespecificeerd (wellicht depositie industrie, huishoudens en verkeer)	Chinese kool (<i>flowering Chinese cabbage</i>) sla paksoi Chinese kool (<i>flowering Chinese kool</i>) Chinese kool sla (loose-leave lettuce) Chinese			42,5 (25,6) (mean (SD)) 3,42 - 140 (range)	0,085 (0,053) 0,18 (0,20) 0,11 (0,12) 0,11 (0,12) 0,26 (0,32) 0,055 (0,041)	enkel af te leiden uit figuur	0,2 zeeffractie	fragmentaire informatie ivm correlatie pH en plantopname (ook pH in bodemmonsters wordt zeer ruw benaderd) - sla > paksoi > kool

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood- concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood- concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
		bladmosterd							
McBride et al., (2014)	VS – stadstuintje NY City & Buffalo NY	fruit bladgewassen kruiden wortelgewassen	zowel bodem-plant-transfer maar aandacht voor adhesie (<i>splash</i>)		17,5-3580 163 (gemiddeld; n =508) (range 202 - 1531)	0,018 (0,0023-0,21) gemiddelde (range) 0,099 (0,01-0,59) 0,44 (0,0085-2,1) 0,2 (0,014-1,9)			- kruiden > wortelgewassen > bladgewassen > fruit
Zhou et al., (2016)	China – Shenzhou City	witte radijs wortel aubergine rode peper tomaat komkommer kool spinazie sla nierboon	niet gespecificeerd – vermoedelijk voornamelijk bodem-plant transfer		1090	0,270 (0,057 (mean; SD) 0,233 (0,001) 0,429 (0,001) 0,056 (0,009) 0,078 (0,023) 0,004 (0,001) 0,671 (0,277) 0,971 (0,194) 1,162 (0,540) 0,033 (0,036)		pH: 6,03 CEC: 14,62 OM: 21,52%	enkel gewassen overgenomen die ik min of meer relevant acht - sla > spinazie > kool > aubergine > radijs > wortel > tomaat > rode peper > boon > komkommer

Publicatie	Regio	Plant (aantal monsters)	Blootstelling sroute	Plant-gewassen	Lood- concentratie bodem (mg/kg ds)	Lood- concentratie plant (mg/kg ds)	BCF	Extra info bodem	Extra info
Mombo et al., 2015	Frankrijk – 4 groentetuinen (G1 – G4) in buurt van lood smelter	G1 prei sla G2 prei sla selderij wortel knolselderij G3 prei snijbiet pompoen G4 sla wortel	niet gespecificeerd vermoedelijk voornamelijk bodem-plant transfer	ja, kraanwater + geïoniseerd water	164 mg/kg (gemiddeld)	G1 0,41 (versgewicht) 0,38 G2 0,44 0,24 0,4 0,14 0,14 G3 0,1 0,13 <0,05 G4 0,14 <0,05	G1 0,002 (op versgewichtbasis) 0,002 G2 0,003 0,002 0,003 0,001 0,001 G3 0,001 0,002 <0,001 G4 0,001 ND	G1 pH: 8,3 OM: 18,4 (g/kg) % carbonaat: 3 klei: 84 (g/kg) G2 pH: 8,4 OM: 18,5 % carbonaat: 3 klei: 70 G3 pH: 8,2 OM: 28 % carbonaat: 2,8 klei: 204 G4 pH: 8,0 OM: 36,6 % carbonaat: 2,5 klei: 288	zowel platconcentraties als BCF worden gegeven op basis van zowel droog als versgewicht - prei > selderij > sla > wortel

Bijlage 4 Literatuurgegevens biobeschikbaarheid

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Attanayake et al., 2014	<i>brownfield (urban lands)</i> VS historische verontreiniging via loodhoudende verf, loodarsenaat pesticiden, brandstoffen, ...	bodem: <2mm fractie en <250 µm fractie; al dan niet met toegevoegd compost; er werden tomaten geplant in de bodemonsters	'Rapid PBET': physiologically based extraction test (PBET) ontwikkelt door Ruby et al. (1996) en vereenvoudigd door Brown en Chaney (1997); extractie pH 1,5 en 2,5;	pH 1,5: 33-44% zonder extra compost 21-32% met extra compost: pH 2.5: 3,5-6,0%	Loodspeciëatie en andere bodemeigenschappen: absorptie aan ferrihydriet en humuszuren; extra compost	pH 6,93	BAF ook gemeten na 16 en 105 dagen toediening (of niet) van compost, er groeiden tomaten in de grond; de BAF was lager in de gronden met extra compost

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Attanayake et al., 2015	historisch verontreinigd, o.a. spoorweg met treinen op kolen, industrieel afval, loodhoudende brandstoffen en vervuilde bodem afkomstig van andere sites, VS	Bodemmonsters (<250 µm) met toegevoegd biologisch materiaal (al dan niet verteerd), of compost van bladeren of paddenstoelen	PBET (Ruby et al. (1996) en gewijzigd door Medlin (1997); extractie pH 2,5; gemeten na 7d, 106d, 315d, 351d, 484d en 664d na het toedienen van de compost/potgrond	1-4,3%; reductie met 17% na 664 dagen bij toediening van verteerde, vaste organisch materie	Bodemeigenschappen: Fe-oxides en organisch koolstof; extra compost; fosforbemesting (38% reductie in al de bodems)	pH neutraal	geen significante reductie na 664 dagen, bij toediening van de andere soorten compost;
Bi et al., 2015	China – 2 sites: gebied van een verlaten Zink-smelterij in Z-W China met 800 inwoners, en een stedelijk gebied in Centraal-China met 10 miljoen inwoners	stof van de grondoppervlakte; 27 monsters (woningen in industrieel gebied, binnenhuis en buiten) en 10 monsters (stedelijk gebied, enkel buiten)	PBET (Ruby et al. (1996) en gewijzigd door Tang et al.; extractie pH 1,5; 1 uur bij 37°C (maagfase, G) en pH 7, 4 uur bij 37°C (darmfase, GI) ;	industriële zone (n=27): 41,5% (19,2-76,1)(G); 5,8% (1,2-21,8) (GI) stedelijk gebied (n=10): 39,0% (17,6-64,5)(G), 8,5% (1,3-17,7) (GI) totaal (n=37): 40,8% (17,6-76,1)(G), 6,5% (1,2-21,8) (GI)	positieve correlatie tussen Calciumconcentraties in het stof en de biotoegankelijkheid in de darmfase	-	-

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Le Bot et al., 2010	Frankrijk – 13 huizen	huisstof (75 monsters) en bodem (4 monsters, van plaatsen waar vaak kinderen komen)	Nieuwe methode die bestaat uit 2 opeenvolgende stappen: 1. de biotoegankelijke vrijzetting van het metaal (1 uur bij 37°C in een oplossing met HCl) en 2. de vrijzetting van het metaalresidue om de totale Metaalconcentratie te bepalen (oplopende temperatuur tot 95°C)	92% (mediaan)	BAF is sterk afhankelijk van de organische samenstelling en de oorsprong van de monsters	-	De auteurs geven zelf aan dat de methode op nog meer en meer representatieve monsters moet worden uitgetest.

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
de Miguel et al., 2012	Spanje - 16 gebieden met speelplaatsen in Madrid	32 monsters van de bovenste bodemlaag (1-2 cm diep)	drie methoden: SBET (simplified BET) (Madrid et al., 2008), HCl (een moderne versie van de Europese Standard voor veilig speelgoed (Protocol EN-71) voorgesteld door Rasmussen et al. (2008), en RIVM (Oomen et al., 2003)	59% (54-64)(SBET methode) 57% (50-63)(HCl methode) 69% (60-79) (RIVM methode); BAF gemeten door andere onderzoekers: tabel 4 in Miguel et al., 2012	CaCO ₃ gehalte (positieve correlatie); Fe-oxides;	pH rond 8,5; oxi-deerbaar organisch stofgehalte < 3% (in 78% van de monsters); totale mediane ijzeren Calciumgehaltes: respectievelijk 1 en 3%; CaCO ₃ gehalte 1.7 tot 7,2%	RIVM methode wordt voor niet-verontreinigde bodems als minder betrouwbaar beschouwd, onder meer omwille van haar complexiteit en detectielimiet.

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Defoe., 2014	Tacoma en Seattle in de staat Washington – stadstuinen met verhoogde lood-concentraties in <i>brownfields</i>	15-18 cm diep; behandeld met potgrond+dolomiet of compost+dolomiet	PBET (Ruby et al. (1996) en gewijzigd door Medlin (1997); extractie pH 2,5;	3,1-11,3%; lichte stijging wanneer potgrond werd toegevoegd, mogelijk t.g.v. verhoogde DOC (lood-complexvorming); Ferrihydriet verlaagd de BAF met 34-60% ten opzichte van niet-behandelde grond	lood-speciatie; toevoegen van ferrihydriet (Fe-oxyhydroxide); potgrond en compost	Tacoma: leemzand, pH 5,6, TOC 1.7% Seattle: zandleem, pH 5,6, TOC 2,7%	
Gbefa et al., 2011	N-O- Engeland: gesaneerde (groene zone) industriële site in Newcastle <i>upon Tyne</i>	bovenste laag (2-10 cm diep); bodem: <2mm fractie	2-staps <i>in vitro</i> extractie: maagfase (G) pH 2,5, 1u bij 37°C, en darmfase (GI) pH 7,0, 2u bij 37°C (Dean, 2010)	G: 2,48%, GI: 1,72%			<i>in vitro</i> biotoegankelijkheidstest is nuttig in site-specifieke risico-beoordeling

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Gu et al., 2018	China, grasvelden in 28 publieke parken	bovenste laag (0-5 cm diep); bodem: <150 µm fractie	PBET (gewijzigde Ruby et al., 1996); maagfase (G): pH 1,5, 1u bij 37°C, darmfase (GI): pH 7,0, 4u bij 37°C	G: 5,25% (2,36-10,45%) GI: 0,56% (0,07-2,40%), BAF G+GI: 5,81 ± 1,67% (gemiddeld)	Lood-species: sterke lood-lading verklaart een belangrijk deel van de variatie		
Izquierdo et al., 2015	Spanje – 6 stadstuinen met verschillende karakteristieken in Madrid	6 bodemmonsters per tuin 0-20 cm diep; <100 µm fractie	de berekening van de BAF (%) gebeurt met 3 verschillende formules, die een verschillend gewicht geven aan de parameters	G: 46,54%, 59,38% en 54,27% (gemiddeld), berekend met de drie verschillende wiskundige formules; sommige monsters: tot 90% BAF	CaCO ₃ - positieve correlatie	Ca-CO ₃ gehalte 1,5 en 10% organische stof: meestal <1.5% pH: 6,72-7,78 textuur: zandleem met 16% klei	andere bodemfactoren (dan CaCO ₃) die de BAF zouden kunnen beïnvloeden variëren te weinig in de monsters om hun impact te kunnen meten

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Juhasz et al., 2011	Australië: 16 verontreinigende bodems in landelijk gebied in de buurt van steden	bodemmonsters: 0-20 cm diep <50, <100, <250 µm fracties; 16 monsters, 3 replica's	Solubility Bioavailability Consortium (SBRC) <i>in vitro</i> assay; maagfase (G) pH 1.5, 1u bij 37°C, en darmfase (GI) pH 6.5, 4u	G: 37.7-98.9% (<50 µm fractie), 34.2-97.1% (<100 µm fractie), 35.7-99.1% (<250 µm fractie); GI: 1.2-11.1% (<50 µm fractie), 1.2-11.5% (<100 µm fractie), 1.2-8.9% (<250 µm fractie)	oplosbare Fe-concentratie; lood-speciatie		impact van grootte van de bodemdeeltjes werd onderzocht
Luo et al., 2012	China, megastad in het ZO: 14 stadsparken	40 oppervlaktemonsters (0-5 cm) van bodems van gazons; 3 monsters per park; <150 µm fractie	S(simplified)PBET (Drexler and Brattin, 2007; Luo et al., 2011) maagfase (G) pH 1.5, 1u bij 37°C	49% gemiddeld; de auteurs maken vergelijking met BAF-waarden van andere auteurs en besluiten dat er een grote variabiliteit is tussen verschillende steden en sites	totale loodgehalte in de bodem is meest bepalende factor; zandgehalte (positieve correlatie)	pH 5,80 tot 7,59; lood 10-270 mg/kg	Biotoegankelijkheid in rekening brengen bij risicobeoordeling voor de orale route

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Palmer et al., 2015	Ierland en Noord-Ierland: Belfast, Londonderry en rurale omstreken	163 bodemonsters; 5-20 cm en 35-50 cm diep	<i>Unified BARGE Method</i> (BARGE/INERIS, 2010); maagfase (G) en darmfase (GI)	gemiddelde waarden (G-ICP): mineralisatie: 42.7%; graniet: 46.4%; veengrond: 42,6%; stad: 41,7%; ruraal: 35.6%; BAF-waarden voor GI liggen lager (gemiddeld 15,6%)(ICP)	Stedelijk ten opzichte van landelijk; mineralisatie, veen- en granietgebied lood-oplosbaarheid		twee verschillende analysemethoden : XRFS en ICP; de waarden van XRFS liggen steeds lager
Reis et al., 2014	Portugal: recreatiezones, speelplaatsen van scholen, en de luchthaven	19 bodemonsters (toplaag) en 8 stofmonsters	<i>Unified Barge Method</i> (UBM, ontwikkeld door de Europese <i>Bio-accessibility Research Group</i> (BARGE)); maagfase (G) en darmfase (GI)	24-100% (mediaan 45%) voor bodems; 35-100% (mediaan 85%) voor stofmonsters	pH; deeltjesgrootte van de vaste matrix; carbonaatmineralen in de bodem (vanaf > 20%) (positieve correlatie); geen correlatie tussen totaal lood in de monsters en BAF	zandbodems	Totale bodemconcentratie leidt niet tot een correcte inschatting van de mogelijke gezondheidsrisico's bij orale inname van verontreinigde bodem of verontreinigd stof

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Tomašek et al., 2016	Namibië, een verlaten loodzink en vanadiummijn; bodem en afval	<250 µm fractie	maagfase (G) en darmfase (GI); 2 labo's met verschillende extractiecondities i.e. schudcondities en temperatuur (25-27°C en 37°C)	afval ±40% (G) en ±5-10% (GI); bodem ±68%(G), ±65-67%(GI)	De biobeschikbaarheid gemeten in beide labo's was vergelijkbaar, ondanks de verschillende extractiecondities		merkwaardig klein verschil tussen G en GI voor de bodemmonsters
Walraven et al., 2015	Nederland: bodems verontreinigd door verschillende loodbronnen	28 bodems, <2mm	RIVM-methode (Oomen, 2003) (gebaseerd op Rotard et al., 1995)	0,5% tot 79,0% alle bodems; 60,7% tot 79,0%: bodems met residu's van loodkogels/hagel; 2,5-32,6%: bodems met lood uit benzine 0,5%-8,3%: bodems met stadsafval	oplosbaarheid (chemische vorm, partikelgrootte), vorming van stabiele mineralen, binden aan organische stof, klei, en reactieve fasen (e.g. Fe)		BAF is niet noodzakelijk afhankelijk van de totale loodconcentratie

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Walraven et al., 2016	Nederland: Utrecht en Wijk bij Duurstede, steden met een zeer lange woongeschiedenis, en Graft-De Rijk een dorp uit de modern geschiedenis	<2mm fractie	RIVM-methode (Oomen, 2003); 0,06 g bodemonster werd gebruikt in plaats van 0,6 g zoals in Walraven (2015), dit geeft een hogere biotoegankelijkheid	32-82% Utrecht 31-38% Wijk bij Duurstede 16-38% Graft-De Rijk	gelinkt aan de chemische samenstelling, de korrelgrootte van de primaire loodfases en de ouderdom van de verontreiniging	lood verontreiniging door geglaazuurde potscherven, scherven van geglaazuurde dakpannen, bouwafval (lood-folie), metaal-slakken, lood-houdende verfschilfers, koolassen en andere artefacten, en depositie van verbrandingsassen en lood uit benzine	

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Wragg et al., 2011	Metaal-slakken, bodems, riviersedimenten en huisstof	13 monsters	ringtest met het voorstel van de <i>Unified BARGE Method</i> (UBM); UBM omvat een initiële speeksel-fase, en gesimuleerde maag- en darmfase.	twee van de vier benchmarkcriteria voor de maagfase werden gehaald en geen enkele voor de maag-darmfase	pH		7 laboratoria deel (5 Europese en 2 Noord-Amerikaanse)

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Mombo et al., 2015	Frankrijk- 4 groentetuinen in buurt van loodsmelter, in stedelijk gebied	groenten	Humane biotoegankelijkheid in groenten volgens de <i>Unified Barge protocol</i> (Cave et al., 2006), 37°C; enkel de maagfase werd uitgevoerd, omdat deze de oplosbaarheid van lood in alle bodems maximaliseert	Biotoegankelijkheid = het % van het totale lood in groenten: prei: 17-19% (3 tuinen) sla: 26-27% (3 tuinen) selderij: 50% (1 tuin) wortelen: 36-42% (2 tuinen) knolselderij: 45% (1 tuin) snijbiet: 54% (1 tuin) pompoen: 36% (1 tuin)	biotoegankelijkheid is afhankelijk van het type groente; Meten van biotoegankelijkheid integreert de invloed van metaaltype, planttype en fysiocochemische bodemeigenschappen		De auteurs stellen voor om de biotoegankelijke fractie, naast totale hoeveelheid metaal en bioaccumulatiefactoren, mee te nemen in risicobeoordeling.

Publicatie	Regio	Monsters	Methode bio-toegankelijkheid	Gemeten bio-toegankelijke fractie	Factoren die bio-toegankelijkheid/beschikbaarheid verlagen (negatieve correlatie)	Extra info bodem	Extra info
Von Lindern et al., 2016	VS: N-Idaho, gebied met een gesloten smelter	193 huisstof-monsters, 73 tuinbodemmonsters, en 5 monsters voor kwaliteitscontrole; < 0,177 mm	<i>in vitro</i> test van US EPA voor bio-toegankelijkheid (IVBA). resultaten omgerekend naar <i>in vivo</i> relatieve biobeschikbaarheid en absolute beschikbaarheid (ABS) volgens de US EPA-methoden waarbij vergeleken wordt met loodacetaat (0,5) als referentie: ABS = (0.878 x IVBA – 0,028) x 0.5	Absolute biobeschikbaarheid (gemiddeld): 33% (SD ± 4%) bodem 28% (SD ± 6%) huisstof			

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag