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

Diffuse loodverontreiniging in de bodem

Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader

RIVM Rapport 2015-0204

P.F. Otte et al.

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

Diffuse loodverontreiniging in de bodem

Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader

RIVM Rapport 2015-0204

Colofon

© RIVM 2015
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.

5.1, 2, e (auteur), RIVM
5.1, 2, e (auteur), RIVM
5.1, 2, e (auteur), RIVM
5.1, 2, e (auteur), RIVM
5.1, 2, e (auteur), RIVM

Contact:
5.1, 2, e
5.1, 2, e rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van project M/270025/15 Bodemkwaliteit en M250042/15 kennisbasis bodembeleid.

Dit is een uitgave van:
Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Diffuse loodverontreiniging in de bodem

Lood in de bodem kan een risico zijn voor de gezondheid van bewoners. De laatste jaren zijn veel bodemverontreinigingen opgeruimd, maar in sommige wijken van steden is de aanwezigheid van lood in de bodem nog steeds een punt van aandacht. Lood heeft effect op de ontwikkeling van de hersenen. Vooral bij jonge kinderen kan dit tot een verlies van enkele IQ-punten leiden. Het is niet aan te geven hoe groot dit effect voor een individu is. Dat hangt onder meer af van de hoogte en frequentie van de blootstelling. Het is belangrijk dat, op plaatsen waar kinderen in contact kunnen komen met bodemlood, gemeenten en bewoners maatregelen nemen om de blootstelling tot een zo laag mogelijk niveau terug te brengen.

Dit blijkt uit een onderzoek van het RIVM waarin de huidige kennis over de gezondheidsrisico's van blootstelling aan lood bijeen is gebracht. Hetzelfde geldt voor de oorzaken van bodemverontreinigingen met lood.

De mens wordt al eeuwenlang blootgesteld aan lood. Dat is de laatste decennia flink verminderd door het gebruik van loodvrije benzine en verf die minder lood bevat, en door loden drinkwaterleidingen grotendeels te vervangen. In wijken waar de bodem verontreinigd is met lood, kunnen kleine kinderen lood binnenkrijgen als zij gronddeeltjes inslikken tijdens het spelen in de tuin of op kinderspeelplaatsen.

Voor gemeenten is het belangrijk dat het bodembeheer erop is gericht om de blootstelling aan lood te verminderen op locaties in steden waar de bodem nog met dit metaal verontreinigd is. Dit kan door de meest verontreinigde plekken opnieuw in te richten of schoon te maken. Dit geldt vooral voor speelplaatsen, zodat kinderen minder in contact komen met de verontreinigde bodem. Mogelijke maatregelen zijn om een schone bovenlaag aan te brengen, (kunst)gras aan te leggen en zandbakken te vullen met schoon zand.

Voor ouders is het belangrijk te weten dat zij met relatief eenvoudige maatregelen de blootstelling aan lood van kun kinderen kunnen verminderen. Zo is het raadzaam om kinderen de handen te laten wassen na het spelen en in huis regelmatig te stofzuigen.

Kernwoorden: lood, diffuse bodemverontreiniging, risico, gezondheidseffecten lood, kinderen, bodembeheer, IQ

Synopsis

Non-point source lead contaminated soils

Lead in soil can be a health risk for residents. In recent years, many cases of soil contamination has cleaned up, but in some neighborhoods of cities the presence of lead in the soil is still an issue. Lead affects children's brain development and is associated with a reduced intelligence quotient score. With regard to lead contaminated soil, it is not possible to indicate the seriousness of this effect for an individual. That depends on the level and frequency of exposure. For reasons of safety, it is important that municipalities and residents take measures to reduce exposure to a level as low as possible.

This emerges from a study by RIVM which brought together the current knowledge about the health risks of lead exposure. The same applies to the causes of soil contamination with lead.

Man has for centuries been exposed to lead. Nowadays the level of exposure is significantly reduced by the use of unleaded petrol and paint, and the replacement of lead water pipes. Small children are exposed to lead from contaminated soil through ingestion of soil particles while playing in the garden or on playgrounds.

For municipalities, it is important that soil quality management aims to reduce lead exposure at locations in cities where the soil is still contaminated by lead. This can be done by redesigning the most polluted areas or to clean up the most polluted spots. This is especially true for places where children tend to play. Possible measures include the application of a clean top layer, a grass cover and sandboxes with clean sand.

For parents it is important to know that with relatively simple measures they can reduce children's exposure to lead. It is advisable to wash children's hands after playing and to vacuum the house regularly.

Keywords: lead, non-point source soil contamination, diffuse soil contamination, risks, health effects of lead, children, soil risk management, IQ.

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 13

2 Diffuse loodverontreiniging in de stedelijke bodem — 15
2.1 Herkomst en oorzaak van loodverontreiniging — 15
2.2 Diffuse loodverontreiniging in de bodem en aanpak van lokale verontreiniging — 17

3 Het effect van lood op de gezondheid — 19
3.1 Toxiciteit van lood — 19
3.2 Neurotoxisch effect van blootstelling aan lood op kinderen — 20

4 Loodnormen voor de bodem — 23

5 Blootstelling aan bodemlood — 27
5.1 Blootstelling aan lood via voeding en drinkwater — 27
5.2 Blootstelling aan lood via de bodem — 27
5.2.1 Ingestie van gronddeeltjes — 27
5.2.2 Consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin — 28
5.3 Biobeschikbaarheid van bodemlood — 29
5.4 Relatie tussen blootstelling, loodbloedwaarden en gezondheidseffect — 30

6 Conclusie en maatregelen om de blootstelling aan bodemlood te verminderen — 35
6.1 Herkennen en lokaliseren van diffuse bodemloodverontreiniging — 36
6.2 Matchen van verontreinigde locaties en gebruik — 37
6.3 Aanpakken wat mogelijk is — 37
6.4 Communicatie en voorlichting gezondheidsrisico's diffuus lood — 38

7 Referenties — 43

Bijlage I: Samenstelling begeleidingsgroep Diffuus Lood — 49

Bijlage II: Achtergronden — 50

Samenvatting

Deze rapportage geeft de huidige (anno 2015) stand van zaken weer met betrekking tot kennis over de herkomst van diffuse loodverontreiniging, de toxiciteit van lood voor de mens, de mogelijke gezondheidseffecten, de blootstelling en de beoordeling van de risico's. Daarnaast wordt ingegaan op de mogelijkheden voor gemeenten en bewoners om de blootstelling aan bodemlood en de daarmee samenhangende risico's voor de gezondheid terug te dringen. Op basis van dit rapport kunnen gemeenten een beleidskader opstellen voor het beheer van diffuus verontreinigde bodem met lood.

In de stadsbodem komt, vooral in de oude binnensteden, grootschalig diffuse bodemverontreiniging met lood voor. Een duidelijke bron en begrenzing van de verontreiniging is vaak niet aan te wijzen. Binnen een diffuus verontreinigd gebied komen gehalten aan lood voor zowel onder als boven de interventiewaarden bodemsanering. Spoedeisende ernstige gevallen van bodemverontreiniging met lood worden sinds de jaren tachtig in het gangbare bodemsaneringsbeleid aangepakt. Voor grootschalige diffuse loodverontreiniging echter, is onderzoek en sanering, zeker in stedelijk gebied, vaak een onhaalbare opgave. Het gaat vaak om grote oppervlakten met complexe infrastructuur. Dit maakt onderzoek en sanering zeer kostbaar en vaak alleen te realiseren in samenloop met infrastructurele- of gebiedsontwikkelingen. Wel is het mogelijk om de blootstelling aan bodemlood te verminderen door het nemen van gerichte maatregelen en gebruiksadviezen.

Lood wordt al duizenden jaren gebruikt. Blootstelling aan lood is dan ook geen nieuw fenomeen. In Nederland en veel andere landen is diffuse verontreiniging van de bodem met lood ontstaan doordat men zich, onbewust van de risico's, op een ondoordachte wijze ontdeed van loodhoudend afval en doordat men zich niet voldoende bewust was van loodhoudende emissies. Het gebruik van gelode benzine, loodwit fabrieken en de productie van lood uit ertsen en loodhoudend afval zijn voorbeelden van belangrijke bronnen van diffuse bodemverontreiniging met lood. Veel van deze bronnen zijn aangepakt en de blootstelling aan lood is de afgelopen decennia sterk verminderd.

De giftigheid van lood is al lang bekend. Uit wetenschappelijk onderzoek is duidelijk geworden dat zelfs bij een relatief lage blootstelling aan lood, schade aan de gezondheid van jonge kinderen kan optreden. Blootstelling aan lood kan bij jonge kinderen effect hebben op de ontwikkeling van de hersenen en leiden tot een lager Intelligentie Quotiënt (IQ). Op basis van nieuwe inzichten is door de Europese voedsel- en warenautoriteit ('European Food Safety Authority', EFSA) geconcludeerd dat de tot dan geldige gezondheidskundige grenswaarde (de 'Provisonal Tolerable Weekly Intake'; PTWI) voor lood van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week niet langer voldoet (EFSA, 2010). Er is door EFSA geen voorstel gedaan voor een nieuwe PTWI. Wel is er een 'Benchmark Dose Limit ($BMDL_{01}$) voor een lood-in-bloedwaarde afgeleid van 12 µg/L. Deze waarde is gebaseerd op een extra risico van 1% voor kinderen, overeenkomend met een daling van één IQ-punt. EFSA adviseert een

lood in bloedwaarde van 12 µg/L te hanteren als referentiepunt voor de risicokarakterisering.

De mens wordt blootgesteld aan lood door voeding, drinkwater, lucht, huisstof en door de bodem. In veel voedingsmiddelen en ook in drinkwater is een (lage) concentratie lood aanwezig. Door de verwijdering van lood uit benzine en verf en de vervanging van loden drinkwaterleidingen is de blootstelling aan lood sterk verminderd sinds halverwege de jaren tachtig.
De blootstelling aan bodemlood vindt hoofdzakelijk plaats via de ingestie van gronddeeltjes en door de consumptie van op verontreinigde bodem geteelde groenten en aardappelen. De hoogte van de blootstelling hangt af van het gebruik van de bodem en de concentratie van het lood in de contactlaag van de bodem. Voor gebieden met een diffuse loodverontreiniging geldt dat bij een intensief contact met de bodem de blootstelling aan lood hoger is. De ingestie van gronddeeltjes is het hoogst voor kinderen die spelen in tuinen en op kinderspeelplaatsen. Voor deze situaties wordt voor risicobeoordeling voor kinderen een gemiddelde waarde voor grondingestie van 100 mg/dag aangenomen. Voor volwassenen is de waarde voor grondingestie vastgesteld op gemiddeld 50 mg/dag.
Als diffuus verontreinigde grond wordt gebruikt als moestuin kan de blootstelling door de consumptie van groenten en aardappels aanzienlijk toenemen.

Niet al het lood dat het menselijk lichaam binnenkomt wordt opgenomen. Alleen lood dat in de bloedbaan terechtkomt, heeft een mogelijk effect op de gezondheid. Het deel dat wordt opgenomen in het bloed noemt men ‘biobeschikbaar’. Een lage biobeschikbaarheid verlaagt het risico op een gezondheidseffect. Uit onderzoek met biggen is geconcludeerd dat de biobeschikbaarheid van lood voor de verschillende onderzochte stedelijke ophooglagen kleine verschillen vertonen. Uit deze studie blijkt dat de relatieve biobeschikbare fractie lood (dat is de biobeschikbare fractie van bodemlood ten opzichte van de biobeschikbare fractie van lood in voeding) van de onderzochte stedelijke ophooglagen een mediane waarde heeft van 0,58 (50 percentiel waarde). Deze waarde kan worden gebruikt voor de beoordeling van de blootstelling en de gezondheidsrisico’s.

Voor deze studie is de relatie tussen bodemloodgehalten, de blootstelling en loodbloedwaarden onderzocht. De externe blootstelling is hiertoe berekend met Sanscrit en conform de aanwijzingen van de Circulaire bodemsanering 2013. De berekening van de interne blootstelling gaat uit van de gemiddelde biobeschikbare fractie van bodemlood in stedelijke ophooglagen. De berekening van de loodbloedgehalten is gedaan met het IEUBK-model van de United States Environmental Protection Agency (US-EPA). Dit model wordt door de US-EPA gebruikt voor de beoordeling van de blootstelling aan lood van kinderen. In de Nederlandse risicomodellen voor de beoordeling van de risico’s van bodemverontreiniging (CSOIL, Sanscrit) wordt de kinderperiode gedefinieerd als 0-6 jaar. Dit verschilt enigszins van de Amerikaanse modellen of onderzoeken die iets afwijkende perioden hanteren. Deze kleine verschillen zijn niet relevant voor de uitkomsten. De kinderperiode voor dit rapport wordt gedefinieerd als de periode van 0-6 jaar.

De modelberekeningen wijzen erop dat al bij een laag bodemloodgehalte en al bij een relatief lage externe blootstelling er sprake is van een verhoogd loodbloedgehalte. In de range van 200 tot 1000 mg lood/kg bodem lopen berekende loodbloedwaarden op van 20 µg/L tot 85 µg/L. Ook de blootstelling uit voedsel alleen leidt tot een verhoging van de loodbloedwaarden, dat wordt door EFSA als reden tot zorg gezien. Volgens de modelberekeningen zal bij een bodemgehalte van 100 mg/kg lood eenzelfde hoeveelheid lood als via de voeding kunnen worden ingenomen via de ingestie van gronddeeltjes.
De berekening van de externe blootstelling door lood uit de bodem is gedaan op basis van de standaard beoordeling van het Sanscrit-model volgens de Circulaire bodemsanering 2013 (IenM, 2013). Indien de lokale situatie niet of slechts gedeeltelijk voldoet aan de 'standaard model' situatie wordt aanbevolen de externe blootstelling te berekenen met een locatiespecifieke beoordeling volgens stap 3 van de Circulaire bodemsanering.

Voor de interpretatie van de door EFSA gevonden relatie tussen loodbloedgehalte en neurotoxisch effect (verlies van IQ-punten) dient men zich te realiseren dat de berekende relatie van toepassing is op het gemiddelde kind. De effectgro[5.1, 2, e] voor een individueel kind is onzeker. Dit heeft te maken met onderlinge verschillen in bijvoorbeeld het gedrag (blootstelling), kinetiek en verschillen in de gevoeligheid voor lood.

Voor diffuse bodemverontreiniging met lood is het advies om voor het bodembeheer in te zetten op enerzijds het goed in kaart brengen van de omvang van de problematiek en vervolgens het gericht terugbrengen van de blootstelling aan lood. Daarvoor zijn de volgende mogelijkheden:

- Herkennen en lokaliseren van piekconcentraties van lood binnen het diffuus verontreinigde gebied.
- Het matchen van de locaties met hoge (piek) loodconcentraties met het daadwerkelijk gebruik.
- Op basis van deze 'matching' kunnen zogenaamde 'aandachtsplekken' worden geïdentificeerd. Dit zijn de plaatsen die intensief door kinderen worden gebruikt in combinatie met loodverontreiniging.
- Met betrokken instanties en bewoners kunnen afspraken worden gemaakt over de aanpak (herinrichting) van deze 'aandachtsplekken' (locaties). De herinrichting dient zodanig te worden gerealiseerd dat contact met bodemverontreiniging en de ingestie van bodemdeeltjes met lood terug wordt gebracht.
- Informeren: De gemeente en de GGD kunnen bewoners voorlichting geven over mogelijke gezondheidsrisico's, adviseren over te nemen maatregelen of aanvullend onderzoek.

1 Inleiding

In het stedelijk gebied komt, vooral in de oude binnensteden, diffuse bodemverontreiniging met lood frequent voor. Binnen een diffuus verontreinigd gebied komen gehalten aan lood voor zowel onder als boven de interventiewaarden bodemsanering. Deze rapportage geeft de huidige (anno 2015) stand van zaken weer met betrekking tot kennis over de herkomst van diffuse loodverontreiniging, de toxiciteit en biobeschikbaarheid van lood voor de mens, de blootstelling van de mens aan lood en de risicobeoordeling. Daarnaast wordt ingegaan op de mogelijkheden om de blootstelling aan lood uit de bodem terug te dringen.

Doel van deze rapportage is het opstellen van een eenduidige kennisbasis voor gemeenten en provincies om invulling te geven aan het beheer van diffuse loodverontreiniging in de stedelijke bodem. Deze kennisbasis is de afgelopen jaren ontwikkeld voor de aanpak van bodemverontreiniging.

Hoofdstuk 2 beschrijft de herkomst van bodemverontreiniging met lood in het stedelijk gebied. Op de mogelijke gezondheidseffecten van de blootstelling aan lood wordt ingegaan in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 worden de bestaande normen toegelicht en in hoofdstuk 5 zijn de meest recente inzichten van de risicobeoordeling uitgewerkt. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de maatregelen die genomen kunnen worden om de blootstelling aan lood te verminderen.
De technisch-wetenschappelijke achtergronden en de onderbouwing zijn terug te vinden in de bijlagen van dit rapport.

Dit rapport is opgesteld in overleg met een begeleidingsgroep (zie Bijlage I) bestaande uit vertegenwoordigers van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, gemeenten, GGD, omgevingsdiensten en van het Uitvoeringsprogramma van het convenant ‘Bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties’.

2 Diffuse loodverontreiniging in de stedelijke bodem

2.1 Herkomst en oorzaak van loodverontreiniging

Het gebruik van lood heeft een lange geschiedenis. De oudst bekende winningen van lood dateren naar schatting van 6400 jaar voor onze jaartelling (5.1, 2, e , 2014). Het proces om het verfpigment 'loodwit' te maken dateert van ver voor de jaartelling. In de ijskernen uit Groenland zijn sporen van loodstof te vinden van 5.1, 2, b jaar geleden als gevolg van het grootscheepse gebruik van loodsmeltovens door de Romeinen.[1]

Diffuse verontreiniging van de bodem met lood is ontstaan doordat men zich, onbewust van de risico's, op een ondoordachte wijze ontdeed van loodhoudend afval en doordat men zich niet voldoende bewust was van loodhoudende emissies.
De belangrijkste oorzaken voor bodemverontreiniging met lood zijn:

- Gelode benzine (tetra-ethyllood om de klopvastheid van benzine te verhogen) was de grootste bron voor diffuse verspreiding van lood in het milieu als gevolg van emissies naar de lucht (1960-1996) en ook door benzinelekkages naar de bodem. Vanaf ca. 1980 werd het gebruik van gelode benzine tegengegaan[2], vanaf 1987 was er geen loodhoudende benzine meer te koop in Nederland.
- De locaties van meer dan 30 historische loodwitfabrieken in Nederland, waarvan 24 in R5.1, 2, e dam (MacLean, 1979 en Roeloffzen, schriftelijke mededeling) waren een belangrijke oorzaak van lokale bodemverontreiniging. Rond 1800 was dit één van de belangrijkste chemische industrieën in Nederland met een grote export (zie Bijlage II, 2.1). De fabrieken waren berucht vanwege verspreiding van loodwitstof naar de omgeving via de lucht en de kleding en haren van de werknemers. Loodhoudende paardenmest werd op het omringende bouwland verspreid. Loodwit mag tegenwoordig niet meer als pigment worden gebruikt, maar komt nog voor in oudere huizen en in puin.[3]
- Het gebruik bij loodaccu's in auto's, voormalige autowrakkenterreinen.
- Het gebruik van lood in de bouw in de vorm van loodslabben bij afwerking van daken en van loodwit en loodmenie, glas in lood en loodhoudende glazuur op dakpannen. Ook bij branden kan lood vrijkomen in stof en rook en neerslaan op de bodem.
- De productie van lood uit ertsen en afvallood (bijvoorbeeld Billiton 1942-1992 in Arnhem).
- Het onzorgvuldig omgaan met afvalstoffen die lood bevatten zoals: vliegassen van afvalverbrandingsinstallaties, zuiveringsslib, havenslib, puin en brekerzand, autosloperijen,

[1] http://www.bbc.com/news/magazine-27067615

[2] http://www.infomil.nl/onderwerpen/integrale/handboek-eu/lucht-industriele/overzicht-eu-beleid/

[3] Volgens REACH is het sinds 21 mei 2015 niet meer toegestaan om loodhoudende verf te gebruiken of op voorraad te houden. Zie ook *www.arbouw.nl/media/1297/special-weet-waarm-je-verft.pdf*

afval van de p[5.1, 2, e]bakkersindustrie het legen van asladen uit kolenkachels in tuinen en door resten van loodhoudende verf.
- Hergebruik van koolas afkomstig van gemeentelijke gasfabrieken.
- Ophogen van terreintjes op wegen met (kolen en zink)assen met loodresten.

Daarnaast, maar voor de stedelijke bodem minder van belang, bestaan er de volgende oorzaken van loodverontreiniging:
- Het gebruik van lood bij zetsels van drukkerijen.
- Het gebruik van loden kogeltjes op kleiduiven- en andere schietbanen, van hagel bij de jacht en voor lijnverzwaring bij de sportvisserij. Het Landsdekkend Beeld Bodemverontreiniging bevat circa 100 kleiduivenschietbanen. Op de totaal 330 Nederlandse schietbanen werd in 2004 circa 200 ton lood per jaar verschoten (Staatsblad 2004). Bij de jacht op klein wild is het gebruik van lood afgenomen van 230 ton per jaar (1990) tot 8 ton per jaar (2010-2012, zie Emissieregistratie, versie 2015).[4] Bij schietbanen kan naast het gebruik van loden kogeltjes ook het gebruik van loodazide spelen als detonatie voor munitie en in slaghoedjes. Productie van loodazide vond plaats op het Hembrugterrein in Zaandam.
- Het gebruik van lood ter bescherming van elektrische grondkabels, als bescherming tegen straling, als stabilisator in pvc, in toemaakdekken (ophogingen met oude stadscompost; het lood hierin is afkomstig van scherven van geglazuurd aardewerk) en in loodglas.

Andere bronnen:
- Door het gebruik van loden waterleidingen was lood aanwezig in drinkwater. Loden waterleidingen zijn nu vrijwel geheel vervangen. In oudere huizen komen loden leidingen echter nog voor.
- Het gebruik van lood in soldeer (onder andere bij ingeblikt voedsel (EU-regels sinds 2004) en bij vaten waarin voedsel en dranken worden bereid).

Beleid om de blootstelling aan lood te verminderen
Er is sinds een aantal decennia beleid van kracht om de blootstelling aan lood terug te brengen. In de eerste plaats was het beleid erop gericht om vormen van loodverontreiniging te vermijden die gemakkelijk in het lichaam terecht- komen, zoals emissies uit gelode benzine of lood in drinkwater. Vanaf 2004 geldt in Europa een verbod op lood in benzine, en zijn in Nederland vrijwel alle loden drinkwaterleidingen in woningen vervangen. Echter, in particuliere en vaak oude woningen komen nog loden drinkwaterleidingen voor (Dusseldorp et al., 2012). Ook bestaan er nog oude verflagen met mogelijk loodhoudende pigmenten.

[4] Schattingen van [5.1, 2, e] en [5.1, 2, e] (1988). De sportvisserij op zee loost 175-431 ton lood, de visserij op binnenwateren 51-109 ton. De veldjacht loost 224 ton lood, kogelschieten 200 ton, kleiduivenschieten 192 ton, en het folkloreschieten in gildes en schutterijen 20 ton.

Daarnaast zijn er regels gekomen voor producten en verf. Volgens de EU-richtlijn 1935/2004 moeten producten die bedoeld zijn om in contact te komen met eten en drinken, zoals keukengerei, keramiek: borden en bekers, bestek, glas en verpakkingen, voldoen aan eisen voor metalen waaronder cadmium en lood. Dit geeft beperkingen voor het gebruik van loodglazuur, loodglas en lood in kunststoffen, papier en loodhoudend soldeer en deklagen bij metalen verpakkingen. Ook voor lood in speelgoed gelden strenge eisen (EU, 2009).
Loodwit mag in Nederland al sinds 1939 niet meer voor binnenschilderwerk worden gebruikt (Veiligheidsbesluit loodwit, 1939, als reactie op het ILO-verdrag van 1921).
Vanaf 2002 is dit ook opgenomen in de Arbeidsomstandighedenwet en heeft het verbod meer nadruk gekregen.

De Europese REACH-verordening 1907/2006 (EU, 2006) verbiedt het gebruik van loodcarbonaten en loodsulfaten voor verf geheel per 2009, ook de vervaardiging en handel.
De verwijdering en bewerking van oude verflagen vormt nog wel een risico, met name het stof dat vrijkomt bij schuren en schrappen door doe-het-zelvers. In de USA heeft de Environmental Protection Agency in 2010 verplichtingen ingesteld voor de juiste verwijdering van loodhoudende verflagen (Renovation, Repair and Painting rule, RRP) en een informatiecampagne voor de bewoners ingesteld.

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat het beleid om de emissies en blootstelling van lood te verminderen succesvol is gebleken. Benzine is nu overwegend loodvrij, loden waterleidingen zijn vrijwel overal vervangen en het gebruik van loodhoudende verf is de laatste jaren beperkt (zie 5.1 van Bijlage II, MNP/RIVM, 2003; 5.1, 2, e , 2014). Ook bij de zuivering van stedelijk afvalwater is het loodgehalte van de inkomende afvalwaterstroom in de periode 1981-2013 afgenomen met 75% (CBS, PBL, 5.1, 2, e UR, 2015).

2.2 Diffuse loodverontreiniging in de bodem en aanpak van lokale verontreiniging

Diffuse verontreiniging

Het langdurig gebruik van lood in diverse toepassingen heeft als gevolg dat, vooral in stedelijke gebieden, verhoogde loodgehalten in de bodem aanwezig zijn. Het betreft vaak grote oppervlakten waarbij er geen duidelijke grens is tussen schoon en verontreinigd. Dit staat bekend als diffuse bodemverontreiniging. De gehalten kunnen aanzienlijk hoger zijn dan de achtergrondwaarde van lood. Binnen een diffuus verontreinigd gebied kunnen ook hogere en minder hoge loodgehalten voorkomen. Bijvoorbeeld kunnen de verschillen tussen aangrenzende tuinen groot zijn. Stadsbodems (Swartjes, 2014) zijn namelijk veel heterogener dan natuurlijke bodems. In stadsbodems komen veel bodemvreemde materialen voor en er is vaak sprake van vergraving en ophoging (vaak met vul- en bouwzand of tuinaarde).

Stadsbodems worden ook gekenmerkt door de aanwezigheid van stedelijke ophooglagen. Deze, door eeuwenlang gebruik, door de mens ‘gemaakte bodems’ komen vooral voor in de oud-stedelijke gebieden en

bestaan uit een mengsel van grond en/of stadsafval en/of koolassen/slakken en/of bouw/sloopresten.

De natuurlijke achtergrondwaarde van lood in de bodem is in Nederland vastgesteld op 50 mg/kg droge stof (VROM, 2007b en hoofdstuk 4 van dit rapport). Voor de blootstelling van de mens wordt geen onderscheid gemaakt tussen van nature voorkomend lood en antropogeen lood. Door vroegere activiteiten is de achtergrondwaarde plaatselijk verhoogd tot een niveau dat als risicovol wordt gezien (rond en boven de interventiewaarde van 530 mg/kg droge stof).

Lokale verontreinigingen met een duidelijke bron

Duidelijke lokale verontreinigingen met lood, met gehalten groter dan de interventiewaarde, worden sinds de jaren negentig in het gangbare bodemsaneringsbeleid aangepakt. Volgens de inventarisatie voor de maatschappelijke kosten-batenanalyse bodemsanering was de mediaan van de loodconcentraties hierbij 1100 mg/kg droge stof en de 90-percentielwaarde 5100 mg/kg ds. In 2011 is een inventarisatie gemaakt van de resterende humane spoedlocaties, de locaties waarbij in de huidige situatie onaanvaardbare humane risico's kunnen optreden. De aanpak van deze locaties zou in 2015 worden afgerond. Wat lood betreft gaat het hierbij bijvoorbeeld om de vroegere verfstoffenindustrie, loodwitfabrieken, loodertsverwerking, accufabrieken, autowrakkenterreinen, kleiduivenschietbanen en stortplaatsen.

Bij grootschalige diffuse loodverontreiniging is sanering, zeker in stedelijk gebied, op korte termijn (binnen vier jaar) vaak een onhaalbare opgave. Het gaat vaak om grote oppervlakten met complexe infrastructuur. Dit maakt sanering zeer kostbaar en mogelijk alleen te realiseren in samenloop met infrastructurele- of gebiedsontwikkelingen. Wel is het mogelijk om de risico's ten gevolge van bodemverontreiniging te beheersen door het nemen van praktische maatregelen om de blootstelling aan lood te verminderen.
In hoofdstuk 6 wordt hiervoor een aantal mogelijkheden beschreven.

3 Het effect van lood op de gezondheid

3.1 Toxiciteit van lood

Het probleem van de giftigheid van lood is al lang bekend. In het Romeinse Rijk werden de loodwinning en de verwerking van lood grotendeels door slaven en veroordeelden gedaan. Lood werd door de Romeinen op grote schaal gebruikt in waterleidingen, drinkbekers (gemaakt van lood of bedekt met loodglazuur), en in met loodsuiker (loodacetaat) gezoete wijnen. Tot in de achttiende eeuw werd in Engeland cider gezoet met loodsuiker. In Japan was loodwit rond 1600 al verboden.[5] De overeenkomst tussen loodvergiftiging bij schilders en het gezondheidseffect als gevolg van het gebruik van loodacetaat om in slechte jaren de smaak van wijn te verbeteren (en bacteriegroei te voorkomen) was al rond 1700 geconstateerd. Tijdens de industriële revolutie was het ziektebeeld bekend van mijnwerkers in loodmijnen en van arbeiders bij de productie van lood en loodhoudende pigmenten. In de periode 1830-1870 werd daar, eerst met weinig effect, al tegen gewaarschuwd.
In de periode vanaf 1970-1980 is uit wetenschappelijk onderzoek duidelijk geworden dat zelfs lage loodinname schade aan de gezondheid van jonge kinderen kan veroorzaken. Mogelijk kan dit al plaatsvinden gedurende de zwangerschap. Blootstelling aan lood kan bij jonge kinderen effect hebben op de ontwikkeling van de hersenen en leiden tot een lager IQ (EFSA, 2010 en 5.1, 2, e , 2012).

Neurotoxicologische effecten kunnen ook aanwezig zijn bij volwassenen, maar de gevoeligheid van kinderen voor de effecten van lood is hoger. Bovendien is voor de beoordeling van het risico door bodemverontreiniging met lood van belang dat de ingestie van gronddeeltjes door volwassenen gemiddelde lager is dan de ingestiehoeveelheid door kinderen.

Lood wordt na inname opgenomen in bloed en beenderen. Uit beenweefsel komt lood heel langzaam weer vrij. Dit maakt dat een eenmalige hoge inname kan leiden tot langdurige effecten. Behalve zenuw- en of hersenbeschadiging bij kinderen, kan lood beschadiging van de nieren teweegbrengen en het hartvaatsysteem nadelig beïnvloeden.
In de Bijlage II, 3.3 wordt een overzicht gegeven van mogelijke gezondheidseffecten voor volwassenen bij verschillende loodbloedgehalten.

Het gehalte van lood in het bloed van kinderen is een gangbare maat voor de interne blootstelling en in de talrijke uitgevoerde epidemiologische studies voor lood is deze blootstellingsmaat gecorreleerd met het voorkomen van schadelijke gezondheidseffecten. De Europese voedsel-

[5] http://www.collectiewijzer.nl/2012/01/12/loodwitsymposium-geen-witte-onschuld-een-blik-op-internationale-loodwit-regelgeving-2/

en warenautoriteit (European Food Safety Authority, EFSA) geeft een overzicht van de beschikbare studies (EFSA, 2010).

3.2 Neurotoxisch effect van blootstelling aan lood op kinderen

Door EFSA wordt in de 'Scientific Opinion on Lead in Food' (EFSA, 2010) geconcludeerd dat de tot dan geldige gezondheidskundige grenswaarde voor lood van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week ('Provisional Tolerable Weekly Intake') niet langer voldoet, omdat de kritische effecten van lood geen drempelwaarde (geen 'no adverse effect level') te zien geven (zie Bijlage II, 3.1).
De US-EPA geeft in een toelichting op haar 'Screening Level Values' voor lood aan dat er geen consensus is voor het vaststellen van een toxicologische drempelwaarde ('Reference Dose', RfD). Bij het beoordelen van de risico's van de blootstelling aan lood gebruikt US-EPA het IEUBK-model om de relatie tussen de blootstelling en loodbloedwaarden te leggen (US-EPA, 1994a, b; White et al., 1998). In hoofdstuk 5 van dit rapport wordt dit model toegepast om een relatie te leggen tussen de blootstelling en loodbloedwaarden.

EFSA heeft berekend dat een lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L bij kinderen een effect op de IQ-score kan hebben, van een daling met één IQ-punt. EFSA adviseert daarom een lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L als referentiepunt voor de risicokarakterisering. Dit lood-in-bloedniveau is berekend op basis van een dosis-response analyse van lood-in-bloedwaarden en IQ-score bij kinderen zoals die in epidemiologisch onderzoek waargenomen is (Lanphear et al., 2005). In deze analyse is de lood-in-bloedwaarde berekend die tot een verlaging van de IQ-score met één punt leidt, de Benchmark $Dose_{01}$ (BMD_{01},18 µg/L) en zijn 95% betrouwbaarheidsondergrens, de Benchmark Dose Limit ($BMDL_{01}$, 12 µg/L). Een dergelijke verlaging in IQ wordt al van invloed geacht op de uiteindelijke sociaaleconomische status en de arbeidsproductiviteit.

In de EFSA-studie wordt, voor neurotoxische effecten van lood, aan de analyse van Lanphear et al. (2005) gerefereerd waar gevonden is dat (op populatieniveau) bij een verhoging van de loodbloedwaarde van 24 naar 100 µg/L er een geschat IQ-verlies optreedt van 3,9 punten (95% CI[6], 2,4-5,3).
De loodbloedwaarden in de range van 24-100 µg/L zijn een relevante range voor de blootstelling aan lood van verontreinigde bodem in een diffuus verontreinigd gebied (zie verder paragraaf 5.4).Er moet hierbij in aanmerking worden genomen dat het berekende effect op het IQ het gemiddelde is voor de populatie. Op individueel niveau kan dit afwijken, bijvoorbeeld door verschillen in het gedrag, de blootstelling, en de gevoeligheid voor de effecten van lood.

Door EFSA is berekend dat een loodbloedwaarde van 12 µg/L bereikt wordt bij een inname van lood via de voeding van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht/dag (EFSA, 2010).
Door de JECFA (The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) is berekend dat de oude gezondheidslimiet van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week overeenkomt met

[6] CI: Confidence Interval

een IQ-verlies in kinderen van ten minste drie punten (JECFA, 2011). Een dergelijk verlies beschouwt JECFA als zorgelijk.

EFSA concludeert: *'In adults, children and infants the margins of exposures [from food in Europe, red.] were such that the possibility of an effect from lead in some consumers, particularly in children from 1-7 years of age, cannot be excluded. Protection of children against the potential risk of neurodevelopmental effects would be protective for all other adverse effects of lead, in all populations'.*

EFSA geeft dus aan dat een adequaat beschermingsniveau tegen *neurodevelopmental toxicity* voor kinderen meteen ook beschermt tegen andere toxische effecten, ook in andere bevolkingsgroepen zoals volwassenen. Alleen op plaatsen waar geen kinderen verblijven of spelen, bijvoorbeeld werkplaatsen, kunnen de andere toxicologische eindpunten voor volwassenen relevant zijn. Maar voor de blootstelling aan lood uit de bodem zullen die andere eindpunten niet aan de orde zijn.

Gezien de gevoeligheid van de mens (in het bijzonder kinderen) voor de schadelijke effecten door lood heeft het beleid om blootstelling aan lood tegen te gaan in Nederland en in de EU brede aandacht.

4 Loodnormen voor de bodem

De loodnormen voor de bodem zijn vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007b) (van het Besluit bodemkwaliteit, VROM, 2007a) en de Circulaire bodemsanering (IenM, 2013).
De normen voor de bodem zijn van toepassing op standaard gebruiksfuncties en voor een standaardbodem. De landelijk vastgestelde bodemfuncties zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit (Staatscourant 20 december 2007, nr. 247) en samengebracht in drie bodemfunctieklassen: natuur/landbouw, wonen en industrie.

Voor lood wordt de hoogte van de norm bepaald door het gezondheidsrisico voor kinderen. Kinderen zijn de meest gevoelige receptor en daarom biedt de norm ook bescherming voor andere bevolkingsgroepen. Het beschermingsniveau (de mate van bescherming) wordt beleidsmatig vastgesteld. In het Nederlandse bodembeleid wordt als maximaal toelaatbare blootstelling (het MTR_{humaan}) voor lood de waarde van 2,8 µg/kg lichaamsgewicht per dag gebruikt (IenM, 2013).

Het kritische toxicologisch eindpunt voor de toetsing is het neurotoxisch effect van de blootstelling aan lood bij kinderen onder zeven jaar. Naast het neurotoxisch effect kunnen er bij hogere blootstelling andere toxicologische effecten optreden (zie hiervoor Bijlage II, 3.3). Bij de beoordeling van risico's kunnen dus ook andere locaties dan waar kinderen worden blootgesteld en andere groepen die blootgesteld worden relevant zijn.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de (wettelijke) normen voor lood.
De interventiewaarde bodemsanering is gebaseerd op het standaard blootstellingsscenario 'wonen met tuin', de blootstelling aan kinderen (0-6 jaar) en het MTR_{humaan} van 2,8 µg/kg lichaamsgewicht per dag. Dit betekent dat bij een bodemgehalte aan lood dat lager of gelijk is aan de interventiewaarde de gemiddelde blootstelling van kinderen in de leeftijd van 0 tot 6 jaar het MTR_{humaan} niet overschrijdt. De interventiewaarde markeert de grens tussen licht verontreinigde en ernstig verontreinigde bodem.

De maximale waarden horen bij een duurzaam geschikte toestand van de bodem, gegeven het gebruik (VROM, 2008). De 'maximale waarde wonen' is gebaseerd op hetzelfde blootstellingsscenario als de interventiewaarde, maar voor de maximale waarde van lood wordt de generieke blootstelling aan lood via andere bronnen (voornamelijk van voedsel) in mindering gebracht op het MTR_{humaan}.

Voor de afleiding van de maximale waarde lood (VROM, 2008) betekent dit dat getoetst wordt aan een humaan toxicologisch toetscriterium van 1,8 µg/kg lichaamsgewicht per dag. Bij de vaststelling van deze waarde is rekening gehouden met de achtergrondblootstelling op basis van in 2009 bekende gegevens.

De 'maximale waarde industrie' is beleidsmatig gelijk gesteld aan de interventiewaarde.

De achtergrondwaarde voor bodem is beleidsmatig op 50 mg/kg vastgesteld. De achtergrondwaarde is de P95-waarde van de (naar de standaardbodem gestandaardiseerde) concentraties gemeten in de bovenste 0,10 m van de bodem. De achtergrondwaarden zijn gebaseerd op de gemeten concentraties in onverdachte landbouw- en natuurgebieden in Nederland (Lamé et al., 2004). Er is alleen gemeten in landbodems. Uit de Geochemische bodematlas van Nederland blijkt dat gehalten aan lood in niet-verontreinigde (*'schone'*) bodem sterk bepaald worden door het bodemtype. De hoogste gehalten worden aangetroffen in de toplaag, in veen- (mediaan 62,2 mg/kg) en de laagste waarden in zandbodem (toplaag, mediaan 17,4 mg/kg).

Tabel 4.1 Normen voor lood in de bodem gebaseerd op het risico voor kinderen.

Vigerende bodemnormen voor lood in grond	Norm (mg/kg)
Interventiewaarde bodemsanering	530
Achtergrondwaarde bodem	50
Maximale waarde wonen	210
Maximale waarde industrie	530

Het bevoegd gezag voor de Wet bodembescherming heeft de mogelijkheid om voor het gebiedsspecifiek bodembeheer op de lokale situatie toegesneden lokale maximale waarden vast te stellen. Hiervoor biedt de Risicotoolbox bodem en Sanscrit ondersteuning (www.risiscotoolboxbodem.nl en www.sanscrit.nl).

Tabel 4.2 geeft een overzicht van de maximale waarden voor lood (kinderen 0-6 jaar) voor enkele alternatieve gebruiksscenario's (VROM, 2008. Zie maximale waarden per bodemfunctie, bijlage 6, pagina 108). Deze scenario's kunnen relevant zijn voor het voeren van lokaal bodembeheer op basis van lokale afwegingen.

De in de tabel opgenomen normen zijn afgeleid in 2008. De verlaging van het MTR_{humaan} en de bioconcentratiefactoren voor lood in voedingsgewassen zijn hierin niet verwerkt (IenM, 2013).

Tabel 4.2 Maximale waarden voor de mens op basis van het gezondheidsrisico voor kinderen van 0-6 jaar voor verschillende gebruiks- en blootstellingsscenario's (ref. 5.1, 2, e *et al., 2007 en VROM 2008).*

Gebruiks- of blootstellingsscenario's ten behoeve van gebiedsspecifiek bodembeheer (lokale afwegingen)	Maximale waarde (mg/kg)
Veel bodemcontact[1)], veel gewasconsumptie uit eigen tuin (100% blad, 50% knol), scenario 'wonen met moestuin'.	70
Veel bodemcontact[1)], gemiddelde gewasconsumptie uit eigen tuin (50% blad, 25% knol), scenario 'wonen met kleine moestuin'.	120
Veel bodemcontact[1)], beperkte gewasconsumptie uit eigen tuin (10% blad, 10% knol), standaardscenario 'wonen met tuin'.	270
Veel bodemcontact[1)], geen gewasconsumptie, scenario 'plaatsen waar kinderen spelen'.	360
Weinig bodemcontact[2)], geen gewasconsumptie, scenario 'infrastructuur en overig groen'.	1800

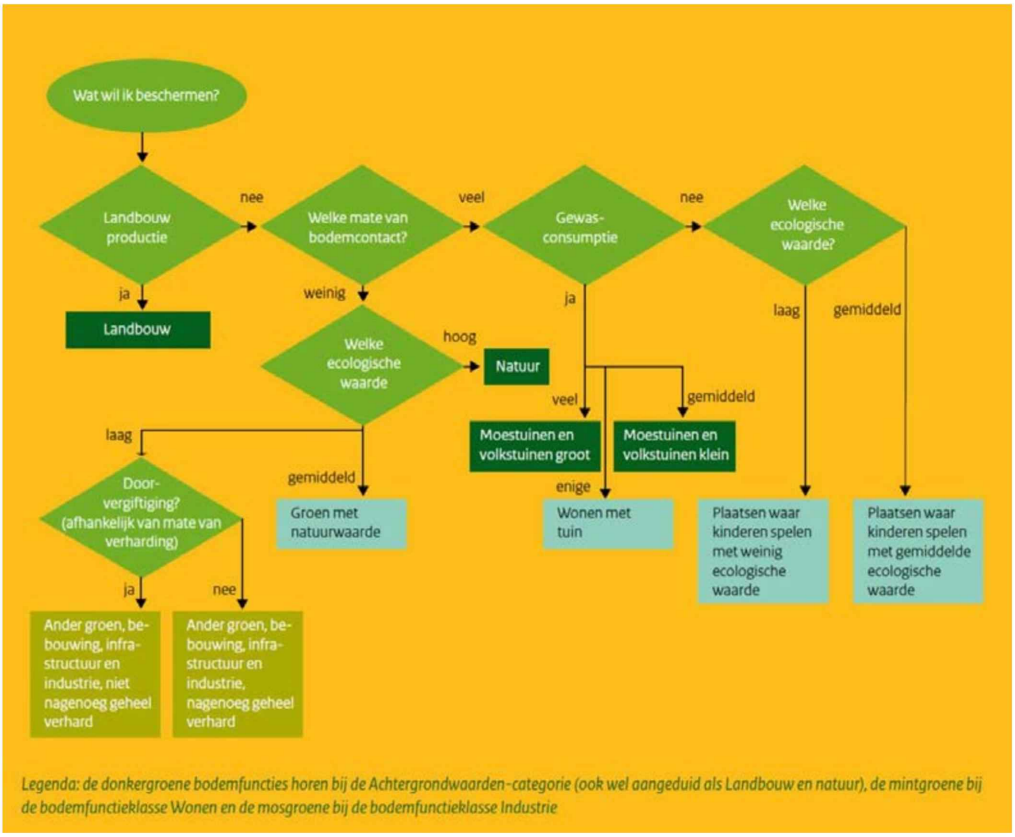
[1)] Het scenario wonen met tuin gaat uit van veel contact met de bodem.

[2)] Het scenario Infrastructuur en overig groen gaat uit van weinig (een beperkt) contact met de bodem.

Voor de verschillende blootstellingsscenario's wordt onderscheid gemaakt voor situaties met *veel bodemcontact* en *weinig bodemcontact* en een variërende consumptiehoeveelheid van groenten en aardappels uit eigen tuin.
Met het risicobeoordelingsmodel Sanscrit (www.sanscrit.nl) kan worden getoetst of, voor een bepaalde verontreiniging en bij een bepaald blootstellingsscenario, de toelaatbaar geachte blootstelling wordt overschreden.

Veel bodemcontact geldt (in zijn algemeenheid) voor situaties waar mensen wonen of intensief met de bodem in aanraking kunnen komen. *Weinig bodemcontact* geldt voor locaties waar mensen niet dagelijks komen en/of weinig contact hebben met grond. Dit laatste is het geval bij gebruik 'infrastructuur en overig groen'. Voor dit scenario wordt aangenomen dat gebruikers daar niet dagelijks komen, dit in tegenstelling tot 'wonen met tuin'. Het gebruik 'infrastructuur en overig groen' gaat daarom uit van een gemiddelde grondingestie die één vijfde is van de grondingestie toegekend aan het gebruik 'wonen met tuin'.
Op basis van een specifieke beoordeling van de mate van gebruik kan bij de beoordeling van risico's de waarde voor grondingestie (in gemiddelde hoeveelheid per dag in mg/dag) worden aangepast. Zie voor een toelichting van de waarden voor grondingestie de Bijlage II, 5.2.
Figuur 4.1 geeft aan hoe men op basis van beschermingsdoelen en gebruik van de bodem tot een bepaalde functiekarakterisering komt (uit VROM, 2008).
Bijvoorbeeld, voor 'Plaatsen waar kinderen spelen' wordt uitgegaan van een blootstellingsscenario met veel bodemcontact, geen consumptie van

gewas uit eigen tuin en dat er een gemiddelde ecologische waarde aan wordt toegekend.



Figuur 4.1 Functiekarakterisering (VROM, 2008).

De inschatting van gezondheidsrisico's wordt gedaan met behulp van blootstellingsmodellen. De afgelopen jaren is geprobeerd om de beoordeling van gezondheidsrisico's en de daarmee geassocieerde onzekerheden te verkleinen. Dit heeft op een aantal punten tot aanpassingen geleid. Echter, de veronderstelling dat met een verkleining van de onzekerheden de loodnormen (risicogrenzen) mogelijk konden worden verhoogd is niet uitgekomen. Het beschikbaar komen van het EFSA-advies onderstreept de noodzaak om te streven naar een verdere beperking van blootstelling aan lood.
Eventuele aanpassingen met betrekking tot de parameterwaarden voor de orale biobeschikbaarheid of grondingestie zullen op basis van thans beschikbare kennis naar verwachting slechts tot kleine veranderingen in de normen leiden (zie hoofdstuk 5).

Het bevoegd gezag kan voor een locatiespecifieke beoordeling (stap 3 beoordeling Sanscrit) het blootstellingsscenario en parameterwaarden binnen bepaalde grenzen aanpassen.

5 Blootstelling aan bodemlood

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op blootstelling aan lood uit andere bronnen dan bodem (5.1). Daarna wordt de kennis van de belangrijkste aspecten van de blootstelling vanuit de bodem gegeven (5.2 en 5.3). Tot slot wordt ingegaan op de meest recente inzichten van de risicobeoordeling van lood op basis van de nu bekende toxicologische effecten (5.4).

5.1 Blootstelling aan lood via voeding en drinkwater

De mens wordt blootgesteld aan lood vanuit voeding, drinkwater, emissies naar lucht, huisstof en door het gebruik van de bodem.
In veel voedingsmiddelen en ook in drinkwater is een (lage) concentratie lood aanwezig. In Nederland krijgen kinderen per kg lichaamsgewicht ongeveer 0,76 tot 0,53 µg lood binnen (50-percentiel voor kinderen van 2-6 jaar). De belangrijkste bronnen van blootstelling zijn graanproducten, melk en fruit ([5.1, 2, e] et al., 2012).
Het RIVM is, in opdracht van de NVWA[7], bezig om deze innameberekeningen te actualiseren op basis van nieuwe gegevens.

In de bijlage II, 5.1 wordt een overzicht gegeven voor de blootstelling bij verschillende leeftijden. Door de afname van emissies van lood naar de lucht en de sanering van loden drinkwaterleidingen is de algemene blootstelling aan lood sterk verminderd sinds halverwege de jaren tachtig.

5.2 Blootstelling aan lood via de bodem

Kinderen en volwassenen worden blootgesteld aan bodemlood hoofdzakelijk via twee routes, te weten door de ingestie van gronddeeltjes en door de consumptie van, op verontreinigde bodem, geteelde groenten en aardappelen. De hoogte van de blootstelling hangt af van de wijze van gebruik van de bodem en de concentratie van de verontreiniging. Het contact met de bodem kan intensief zijn zoals bij wonen met tuin en kinderspeelplaatsen. De hoogte van de blootstelling via de consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin is afhankelijk van het type gewas en de hoeveelheid geconsumeerde groenten en aardappels uit eigen tuin.
Voor moestuinen (waaronder ook stadstuinen) wordt een hoger percentage van de consumptie uit eigen tuin verondersteld. In het rapport Normstelling Bodemkwaliteit (VROM, 2008) worden verschillende blootstellingsscenario's beschreven.

5.2.1 Ingestie van gronddeeltjes

Mensen, en vooral kinderen, worden blootgesteld aan lood in de bodem door ingestie (inslikken) van bodemdeeltjes, bijvoorbeeld door het in de mond steken van vieze vingers. Een deel van het lood dat in de bodem aanwezig is zal vanuit het maag-darmkanaal in het lichaam worden opgenomen. Een ander deel van het lood is niet beschikbaar voor

[7] De Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit.

opname, doordat het aan de bodemdeeltjes vast blijft zitten. Dit deel zal met de ontlasting het lichaam verlaten.

De ingestie van gronddeeltjes is de belangrijkste risicofactor voor kinderen voor de effecten van bodemlood.
De blootstelling via de ingestie van gronddeeltjes is voor het standaardscenario 'wonen met tuin' (interventiewaarde niveau) voor kinderen 95% van de totale blootstelling (Lijzen et al., 2001).
Op basis van de evaluatie interventiewaarden bodemsanering is de gemiddelde inname van gronddeeltjes voor kinderen vastgesteld op 100 mg per dag (et al., 2001). Dit is een daggemiddelde waarde die gebaseerd is op interpretatie van empirisch onderzoek met tracers. Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat tussen kinderen en ook bij hetzelfde kind in de tijd een sterke spreiding van de ingestie van gronddeeltjes is te zien.
In Bijlage II, 5.2 wordt ingegaan op de achtergronden van de grondingestiewaarde voor kinderen. In deze bijlage wordt tevens ingegaan op de haalbaarheid van een aanpassing van deze waarde en de waarden die gehanteerd worden in enkele andere landen.

5.2.2 *Consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin*

Een tweede relevante blootstellingsroute voor kinderen en volwassenen is door de consumptie van gewassen uit eigen tuin. De hoogte van de blootstelling hangt af van het bodemgehalte aan lood, het type gewas en de consumptiehoeveelheden.
Voor het standaard scenario 'wonen met tuin' wordt aangenomen dat 10% van de totale gewasconsumptie (groenten en aardappels) afkomstig is van teelt op eigen grond. De gemiddelde Nederlander zal dit percentage niet halen. De gemiddelde consumptiehoeveelheid van groenten en aardappelen is gebaseerd op kentallen uit de Nationale Voedselconsumptiepeiling en vastgesteld in het kader van de evaluatie interventiewaarden (et al., 2001).

Bij een bodemgehalte van lood op het niveau van de interventiewaarde (530 mg/kg) is de blootstelling via de consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin circa 5% van de totale blootstelling (voor een standaard situatie). In het geval van 'wonen met moestuin' (100% groente en 50% van aardappels uit eigen tuin) is de blootstelling vanuit eigen tuin 31% van de totale blootstelling (bij een bodemloodgehalte van 390 mg/kg).

De belangstelling voor stadslandbouw neemt sinds een aantal jaren sterk toe. Stadslandbouw heeft, zo concluderen diverse onderzoekers, een positieve invloed op de gezondheid en kwaliteit van de leefomgeving. De chemische kwaliteit van de stadsbodem is echter een punt van aandacht. Voor diffuus verontreinigde stedelijk gebieden adviseren gemeenten aan de organisaties van stadslandbouwprojecten veelal om groenten te telen in bakken (dus niet in de volle grond).

De opname van lood in aardappelen en groente wordt berekend op basis van bioconcentratiefactoren (BCF). De BCF voor lood is in 2011 bijgesteld (zie Bijlage II, 5.4). Er is op dit moment geen urgentie om, met betrekking tot de problematiek van diffuus bodemlood, aanvullend

onderzoek te doen naar de opname van lood in aardappels en groenten. De opname van lood in gewassen is relatief laag en de risico's beheersbaar door het aanpassen van de teeltwijzen (niet in de volle grond).

5.3 Biobeschikbaarheid van bodemlood

Een deel van de hoeveelheid lood dat het menselijk lichaam binnenkomt wordt opgenomen in de bloedbaan en heeft potentieel een effect op de gezondheid. Het deel dat wordt opgenomen in het bloed noemt men 'biobeschikbaar'. Een lage biobeschikbaarheid verlaagt het risico op een gezondheidseffect.
Naar de biobeschikbaarheid van lood uit de bodem is veel onderzoek verricht. Lang is gedacht dat de biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen in oude binnensteden lager was dan de biobeschikbaarheid van lood in andere bodems (VROM, 2008). Recent onderzoek met biggen (5.1, 2, e et al., 2014) heeft dit echter niet bevestigd. In dat onderzoek kregen jonge biggen zes verschillende met lood verontreinigde bodems van stedelijke ophooglagen gevoerd. Na voeding werd vervolgens in het bloed de loodconcentratie gemeten en daarmee kon worden berekend hoeveel lood uit de bodems was vrijgekomen. Jonge biggen zijn voor wat betreft het spijsverteringsstelsel, goed vergelijkbaar met jonge kinderen. Dit geldt daarom ook voor de opname van lood in de bloedbaan en de biobeschikbaarheid van lood.

Uit deze metingen bleek dat de biobeschikbaarheid van lood voor de verschillende onderzochte stedelijke ophooglagen geen grote verschillen vertoont. Het verschil tussen de hoogste en de laagste gemeten waarde was niet meer dan een factor 2. Tevens bleek dat de biobeschikbaarheid van lood in de stedelijke ophooglagen ook van vergelijkbare gr5.1, 2, e kan zijn als de biobeschikbaarheid van lood in voeding.
Uit de biggenstudie blijkt dat de relatieve biobeschikbare fractie lood (dat is de biobeschikbare fractie van bodemlood ten opzichte van de biobeschikbare fractie van lood in voeding) van de onderzochte stedelijke ophooglagen 0,58 (50 percentiel) is. De gemiddelde relatieve biobeschikbare fractie is 0,66 en het 80 percentiel is 0,85.

Op basis van de biggenstudie wordt geadviseerd om voor de risicobeoordeling van diffuus lood uit te gaan van de mediaan waarde voor de relatieve biobeschikbaarheid van 0,58.

Bij een beoordeling van de risico's met Sanscrit kan deze waarde in stap 3 van de beoordeling worden ingevoerd. Men gaat daarvoor als volgt te werk: In stap 3 van de Sanscrit-beoordeling: kies 'Concentraties contact media invoeren en stofparameters wijzigen' daarna klik 'stofparameters' aan, selecteer 'Rel.orale biobeschikbaarheid' en voer de waarde van 0,58 in.

Het biobeschikbaarheidsonderzoek is beschreven in het RIVM Rapport 'Bioavailability of lead from Dutch made grounds: A validation study (5.1, 2, e et al., 2014). In Bijlage II, 5.5 worden de belangrijkste resultaten van het biobeschikbaarheidsonderzoek kort toegelicht.

5.4 Relatie tussen blootstelling, loodbloedwaarden en gezondheidseffect

De relatie tussen de blootstelling aan bodemlood, loodbloedwaarden en een mogelijke overschrijding van een toxicologische richtwaarde is een belangrijk gegeven voor de onderbouwing van maatregelen voor de vermindering van de blootstelling aan bodemlood.

In deze paragraaf wordt een aantal modelberekeningen gepresenteerd met het Integrated Exposure Uptake Biokinetic- (IEUBK) model van de US Environmental Protection Agency.
Dit model wordt door de US-EPA gebruikt voor de beoordeling van de blootstelling aan lood van kinderen in de leeftijd van 2-7 jaar (US-EPA, 1994a, b; White et al., 1998).
Met het IEUBK-model kan de loodconcentratie in bloed worden berekend op basis van de inname van lood (de externe blootstelling) afkomstig van verontreinigde bodem en van voeding.
Voor deze studie is met dit model, in combinatie met de uitkomsten van blootstellingsmodellering met CSOIL, de relatie gelegd tussen:

a. de loodgehalten in de bodem (mg/kg);
b. de inname van lood (de externe blootstelling in µg/kg lichaamsgewicht per dag);
c. de interne blootstelling aan lood. Hiertoe wordt de externe blootstelling gecorrigeerd voor de biobeschikbaarheid van bodemlood en lood in voeding en de excretie van lood uit het lichaam;
d. de resulterende loodbloedgehalten (µg/L).

De berekende loodgehalten in bloed (het geometrisch gemiddelde) worden getoetst aan een toxicologische richtwaarde. Bijvoorbeeld de EFSA-richtwaarde (de BMDL) of de loodbloedwaarde die ten grondslag ligt aan het MTR_{humaan}. Opgemerkt wordt dat het doel van het MTR_{humaan} (of de PTWI) was het voorkomen van gehaltes in bloed boven 50 µg/L bij kinderen.
In bijlage II, 5.6 wordt, op basis van de analyse door Lanphear et al. (2005) en de interpretatie daarvan door EFSA (2010) een indicatie gegeven van het effect (op populatieniveau) op het IQ.
Voor de modelberekeningen is uitgegaan van loodgehalten in de bodem variërend van 50 mg/kg tot 1500 mg/kg en blootstelling door ingestie van bodemdeeltjes conform het blootstellingsscenario ‘plaatsen waar kinderen spelen’.

Voor de met het IEUBK berekende relatie tussen loodgehalte in bloed en verlies van IQ-punten moet de volgende kanttekening worden geplaatst:

- Het berekende neurotoxisch effect (verlies van IQ-punten) is van toepassing op het gemiddelde kind. De effectgro[5.1, 2, e] in een individueel kind is onzeker. Dit heeft te maken met onderlinge verschillen in bijvoorbeeld het gedrag (blootstelling), kinetiek en verschillen in de gevoeligheid voor lood.

De Tabellen 5.1 en 5.2 geven de resultaten van de modellering van de loodconcentraties in bloed bij verschillende loodgehalten in de bodem. Het blootstellingsscenario is ‘plaatsen waar kinderen spelen’. Dit scenario is voor de blootstellingroute ‘grondingestie’ identiek aan het

scenario 'wonen met tuin'. Tabel 5.1 geeft de berekende loodbloedgehalten bij blootstelling aan lood uit bodem en huisstof conform de huidige bepaling van spoed (IenM, 2013).

Tabel 5.1 Geschat loodgehalte in bloed in kinderen bij blootstelling aan lood uit bodem en huisstof conform het scenario 'plaatsen waar kinderen spelen'.

Bodem-concentratie [mg lood/kg]	Externe blootstelling (inname) [µg/kg$_{lg}$/d]	Interne blootstelling [µg/kg$_{lg}$/d]	Geometrisch gemiddelde in bloed [µg/L][1]
50	0,27	0,081	5,6
100	0,53	0,16	10,7
210 (max waarde wonen)	1,11	0,33	21,7
350	1,86	0,54	34,8
530 (interventie-waarde)	2,82	0,78	50,6
750	3,99	1,08	68,4
1000	5,31	1,38	86,9
1500	7,97	1,94	119,8

[1] De berekende loodbloedwaarden kunnen worden getoetst aan de EFSA richtwaarde (BMDL van 12 µg lood/L bloed) of aan de loodbloedwaarde van 50 µg/L die ten grondslag ligt aan het MTR$_{humaan}$.

In Tabel 5.2 is ook de achtergrondblootstelling door voeding meegenomen. De achtergrondblootstelling (via voeding, zie Tabel 5.2) is de blootstelling die niet aan de bodem gerelateerd is. De achtergrondblootstelling wordt meegenomen bij de afleiding van maximale waarden ten behoeve van het bodembeheer.

In Bijlage II, 5.6 (Tabel 5.10) wordt ook voor het blootstellingsscenario dat hoort bij het gebruik van de bodem voor wonen met moestuin de blootstelling (in- en externe blootstelling) het loodgehalte in bloed en, op basis van de analyse door Lanphear et al. (2005) en de interpretatie daarvan door EFSA (2010), een indicatie gegeven van het effect (op populatieniveau) op het IQ.

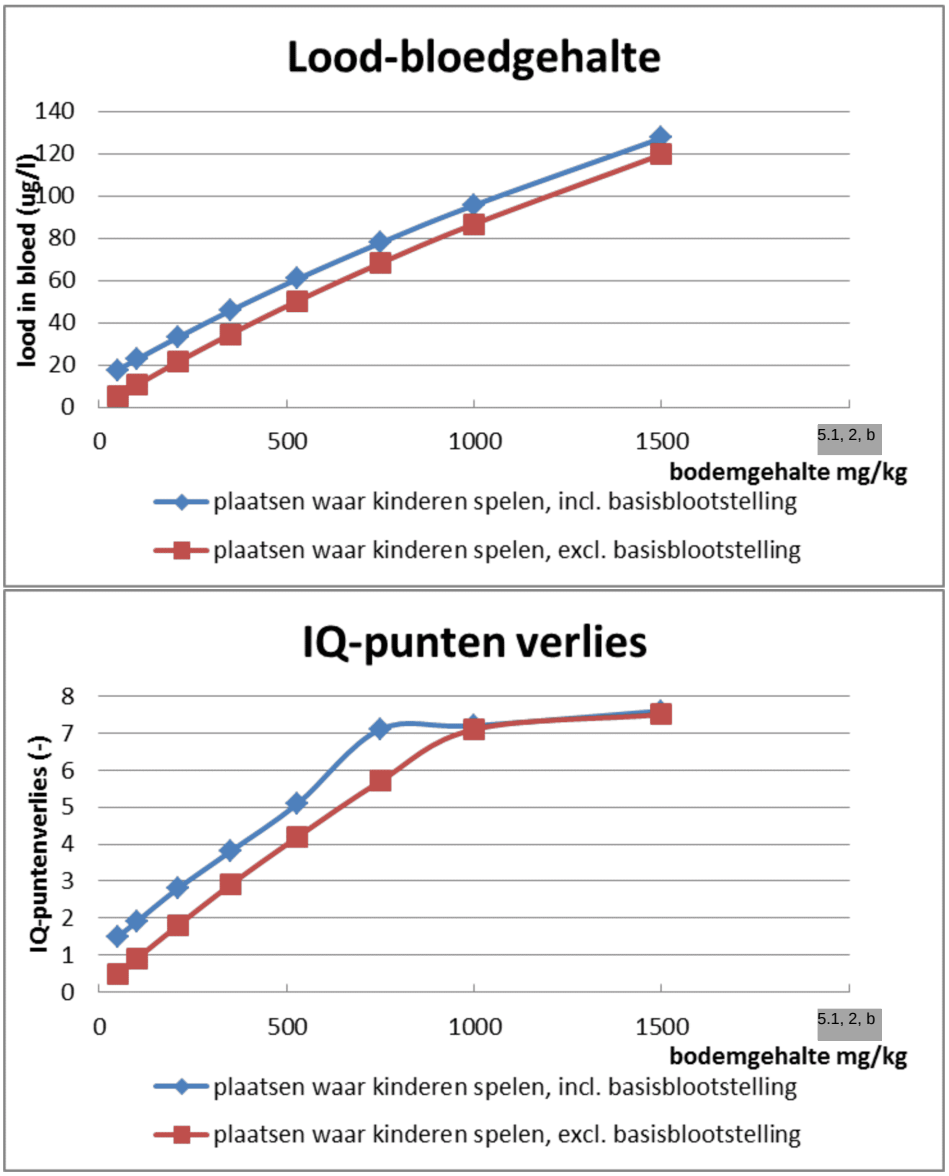
Tabel 5.2 Geschat loodbloedgehalte in kinderen bij blootstelling aan lood uit voeding (achtergrondblootstelling), bodem en huisstof conform het scenario 'plaatsen waar kinderen spelen'.

Bodemconcentratie [mg lood/kg]	Externe blootstelling (inname) [µg/kg$_{lg}$/d] [1]	Interne blootstelling [µg/kg$_{lg}$/d]	Geometrisch gemiddelde in bloed [µg/L] [1]
Alleen voeding	0,60	0,25	12,8
50	0,88	0,33	17,9
100	1,13	0,40	22,9
210 (max waarde wonen)	1,71	0,56	33,3
350	2,46	0,76	45,9
530 (interventiewaarde)	3,42	1,01	61,0
750	4,59	1,27	78,0
1000	5,91	1,57	95, 8
1500	8,57	2,10	127,6

[1] De berekende loodbloedwaarden kunnen worden getoetst aan de EFSA richtwaarde (BMDL van 12 µg lood/L bloed) of aan de loodbloedwaarde van 50 µg/L die ten grondslag ligt aan het MTR$_{humaan}$.

Het standaard scenario 'wonen met tuin' gaat uit van 10% consumptie uit eigen tuin en dit impliceert een additionele maar relatief kleine blootstelling (kleiner dan 5% van de totale blootstelling) via de consumptie van gewassen uit eigen tuin. Voor bodemgebruik 'wonen met moestuin' en bijvoorbeeld voor stadslandbouw wordt voor de beoordeling van de blootstelling uitgegaan van een hogere consumptiehoeveelheid uit eigen tuin. Voor dit bodemgebruik kan de bijdrage aan de totale blootstelling door de consumptie van gewassen uit eigen tuin oplopen. Daardoor wordt aanbevolen om, in geval van een diffuus verontreinigde bodem met lood, de groententeelt in de volle grond af te raden (zie ook paragraaf 5.2.2).

Uit de berekeningen (Tabellen 5.1 en 5.2) blijkt dat bij elke bodemloodconcentratie er sprake is van blootstelling en een verhoging van het loodbloedgehalte. In de range van 200 tot 1000 mg lood/kg bodem lopen de loodbloedwaarden op van afgerond 20 µg/L tot 85 µg/L. In Figuur 5.1 wordt het verband gegeven tussen het loodbloedgehalte en het geschatte verlies aan IQ punten op basis van de interpretatie van de analyse door Lanphear et al. (2005) door EFSA.



Figuur 5.1 Relatie tussen bodemgehalte en lood in bloed en tussen bodemgehalte en indicatief verlies aan IQ-punten op populatieniveau zoals berekend met het IEUBK-model en op basis van Lanphear et al. (2005) en na interpretatie door EFSA (2010). Het blootstellingsscenario is 'plaatsen waar kinderen spelen' (conform Sanscrit).

Uit deze berekeningen blijkt tevens dat door de blootstelling van lood uit voeding er (op basis van het geometrisch gemiddelde) een toename van het loodbloedgehalte is te verwachten van afgerond 13 µg/L (Tabel 5.2). Uitgaande van de data van Lanphear et al. (2005) zou dat leiden tot een IQ-verlies van één punt (95 percentiel laagste ondergrens).

Door Bierkens et al. (2012) is een studie uitgevoerd om de schade als gevolg van IQ-verlies door blootstelling aan lood te monetariseren (kosten in euro per kind). Voor een aantal Europese landen werd daartoe de gemiddelde externe blootstelling aan lood berekend waarna met het IEUBK-model het gemiddelde loodbloedgehalte werd bepaald en het geschatte gemiddelde IQ-verlies. De schatting van de externe

blootstelling is een landelijkgemiddeldewaarde en daarom niet van toepassing op de blootstelling in wijken met een diffuus bodemloodverontreiniging.
De gerapporteerde waarden voor externe blootstelling aan lood liggen, hoewel gebaseerd op een andere benadering, in dezelfde range (6,22 µg/d volgens Bierkens et al. tegenover 9-12 µg/d[8]). Ook de berekende gemiddelde loodbloedgehalten zijn van vergelijkbare gro 5.1, 2, e (11,5 µg/L volgens Bierkens et al. tegenover 12,9-17,9 µg/L).

Voor de schatting van het effect op het IQ baseert Bierkens et al. zich op de studie van Schwartz (1994). Dit leidt tot een gemiddeld IQ-verlies van 0,3 punt tegenover ongeveer 1 punt op basis van de afgeleide relatie volgens Lanphear et al. (2005), Figuur 5.1. Deze laatste vormt de basis van het EFSA-advies (EFSA, 2010).

Net als Lanphear el al. (2005) verricht Schwartz (1994) een meta-analyse. Beiden gebruiken de resultaten van 7 epi-studies, waarbij Lanphear et al. een pooled analyse maakt en Schwartz niet.
In de gebruikte studies zit een overlap, Lanphear et al. gebruikt vier van de zeven studies die ook door Schwartz gebruikt zijn. Belangrijk is dat Schwartz ervan uitgaat dat het verband tussen loodbloedwaarde en IQ weergegeven kan worden met één regressiefunctie die, ongeacht de loodbloedwaarde, één (negatieve) richtingscoëfficiënt heeft. Deze functie heeft geen drempelwaarde.
Over de toegepaste dosis-response modellering merkt Schwartz het volgende op:
'Figure 3 indicates that the slope of the IQ-blood lead relationship may be well increase with decreasing mean blood lead level across the entire range of the studies. This would suggest that a logarithmic dose-response relationship may indeed be appropriate.'
Dit laatste aspect speelt een centrale rol in de door Lanphear et al. en, later, door EFSA uitgevoerde dosis-response analyses van het verband tussen loodbloedwaarde en IQ.

Recent onderzoek door Hänninen et al. (2014) naar milieugerelateerde ziektelast in een zestal Europese landen wijst uit dat voor lood meer consistente biomonitoring nodig is om de ziektelast voor de populatie te kunnen inschatten.

Concluderend: De blootstelling uit voedsel alleen leidt tot een verhoging van de loodbloedwaarden die door EFSA als reden tot zorg wordt gezien en die geassocieerd is met een IQ-verlies van 1 punt. Een IQ-verlies van 1 punt wordt door EFSA (2010) gezien als een waarde waarbij er een effect is op de sociaaleconomische status en arbeidsproductiviteit.
Volgens de modelberekeningen zal bij een bodemgehalte van 100 mg/kg lood een vergelijkbare hoeveelheid lood (0,53 µg/kg lichaamsgewicht per dag) als via de voeding worden ingenomen via de ingestie van gronddeeltjes.

[8] In Tabel 5.2 wordt de externe blootstelling uitgedrukt in µg/kg lichaamsgewicht per dag (0,60-0,88). Voor een kind van gemiddeld 15 kg komt dit overeen met een blootstelling van 9-12 µg/dag.

6 Conclusie en maatregelen om de blootstelling aan bodemlood te verminderen

In deze rapportage is de huidige kennis over de risico's, blootstelling en effecten van bodemlood samenvattend bij elkaar gebracht. Op basis hiervan kunnen gemeenten een beleidskader opstellen voor het beheer van wijken met een diffuse bodemverontreiniging met lood.

De problematiek van diffuse bodemverontreiniging met lood is praktisch niet op te lossen met sanering alleen. De inspanningen kunnen zich daarom richten op de reductie van risico's. Omdat de karakteristieken van de loodverontreiniging en de woonomgeving onderling sterk kunnen verschillen wordt de gemeente geadviseerd hiervoor een toegesneden ('tailor made') aanpak te formuleren.

Een eerste stap zou kunnen zijn dat gemeenten de omvang van de problematiek inzichtelijk maken. Dat betekent dat de bodemverontreiniging en de plekken met piekconcentraties binnen het diffuus verontreinigd gebied evenals het daadwerkelijk gebruik van de bodem (bijvoorbeeld de aanwezigheid van speelplekken of tuintjes) en de risicogroep in kaart worden gebracht. Met deze informatie kan een eerste beeld worden verkregen van waar en welke ingrepen het hoogste rendement zullen hebben.

De in dit rapport gepresenteerde relatie tussen bodemgehalte, blootstelling en loodbloedwaarden is op basis van modellen die uitgaan van generieke (algemeen geldende) parameterwaarden (paragraaf 5.4). De berekening van de externe blootstelling is gedaan met het Sanscrit-model, volgens de aanwijzingen uit de Circulaire bodemsanering 2013 (IenM, 2013).

De gemeente kan beoordelen of de betreffende wijk voldoet aan het generieke beeld of dat de karakteristiek van de omgeving hiervan afwijkt. Is dat laatste het geval dan kan, volgens stap 3 van de beoordeling (Circulaire bodemsanering 2013, Sanscrit) de parameterisatie worden aangepast waarna een locatiespecifieke beoordeling van de externe blootstelling volgt.

Op dit moment is er geen actueel beeld van de potentiële loodbelasting van kinderen in de Nederlandse populatie. In een recent onderzoek naar de milieu-gerelateerde ziektelast in een zestal Europese landen (Hänninen et al., 2014) wordt aangegeven dat het ontbreken van recente representatieve gegevens over de loodbelasting van de Europese bevolking een belangrijke onzekerheid is bij het vaststellen van de ziektelast van lood. Gepleit wordt voor meer consistente biomonitoring van lood. Indien een dergelijk onderzoek zou worden aangevuld met gegevens over de loodconcentratie in diverse media (bodem, drinkwater, huisstof, voeding enz.) kunnen de resultaten ook gebruikt worden om de berekening van de blootstelling en loodbloedwaarden van bodemlood te verifiëren aan de praktijksituatie.

Voor het beheer van een wijk of gebied met een diffuse bodemverontreiniging met lood wordt geadviseerd om de volgende stappen te nemen.

1. Herkennen en lokaliseren van piekconcentraties van lood binnen het diffuus verontreinigde gebied (zie paragraaf 6.1).
2. Het matchen van de locaties met hoge (piek) loodconcentraties met het actueel gebruik. Hiertoe dient onderscheid te worden gemaakt tussen locaties die intensief door kinderen worden gebruikt (gevoelig gebruik) en locaties die niet intensief worden gebruikt (ongevoelig gebruik). Gevoelig gebruik zijn de plaatsen waar kinderen spelen en/of de aanwezigheid van moestuintjes en onbedekte bodem rond scholen. Op basis van deze 'matching' kunnen zogenaamde 'aandachtsplekken' worden geïdentificeerd (zie paragraaf 6.2).
3. Het maken van afspraken met betrokken instanties (bijvoorbeeld stadsbeheer, ruimtelijke ordening) en bewoners over de aanpak en de herinrichting van de 'aandachtsplekken' (speelplaatsen en tuintjes). De herinrichting dient zodanig te worden gerealiseerd dat contact met bodemverontreiniging en de ingestie van bodemdeeltjes met lood terug wordt gebracht (zie paragraaf 6.3).
4. Het besteden van voldoende aandacht aan de communicatie over gezondheidsrisico's en te nemen maatregelen. Gemeente en GGD kunnen bewoners informeren over gezondheidsrisico's van bodemlood en adviseren over te nemen maatregelen.

6.1 Herkennen en lokaliseren van diffuse bodemloodverontreiniging

Een diffuse bodemverontreiniging heeft vrijwel nooit een direct te lokaliseren bron. De verontreiniging is vaak verspreid over een groot oppervlak. Binnen dit oppervlak kunnen hogere en lagere loodgehalten voorkomen en zullen duidelijke concentratiecontouren ontbreken (heterogeen verontreinigd). De loodconcentratie in de contactlaag is maatgevend voor de blootstelling en risico. Bodemlood dieper dan 1 meter beneden maaiveld levert bij normaal gebruik geen risico op.

Een diffuse loodverontreiniging is moeilijk visueel te herkennen. Soms geeft de aanwezigheid van puin, koolasresten of slakken wel een indicatie dat er sprake is van verontreinigde grond. Betere indicaties volgen uit historisch onderzoek. Het algemene beeld is dat diffuse loodverontreiniging voorkomt in de volgende typen gebieden:

- oud-stedelijke gebieden, c.q. vooroorlogse woonwijken;
- oude bebouwingslinten, zowel in stedelijk als landelijk gebied;
- stortplaatsen, zinkasophogingen en loswallen voor onderhoudsbaggerspecie;
- uiterwaarden langs grote rivieren;
- toemaakdekken en oude terpen;
- op en rondom locaties met specifieke activiteiten/puntbronnen, bijvoorbeeld accufabrieken, de omgeving van de voormalige Billiton-lood- verwerking in Arnhem. Deze locaties zijn vaak opgenomen in het Landsdekkend Beeld Bodemverontreiniging of in de Historisch bodembestand HBB;
- een omgeving waar op niet meer duidelijk aan te wijzen locaties loodwitfabrieken hebben gestaan zoals in de eerste ring van

vooroorlogse stadswijken rondom het oude F[5.1, 2, e]damse centrum en in oudere stadswijken in Zaanstad.

Overwogen kan worden om (eventueel op verzoek van bewoners) met een mobiele XRF-meter een screening uit te voeren van locaties waar kinderen spelen (openbare ruimten en particuliere tuinen). Uit onderzoek in F[5.1, 2, e]dam en ook elders in Nederland (de Kempen, Limburg) is gebleken dat een XRF-meting, mits goed uitgevoerd, vergelijkbaar is met een laboratoriumbepaling. Met de XRF kan een vermoeden van ernstige loodverontreiniging op bepaalde plekken wellicht worden uitgesloten of bevestigd en wordt snel een ruimtelijk beeld verkregen van de mate van verontreiniging. Op basis daarvan kan besloten worden om bepaalde maatregelen te nemen. Zie hiervoor Bijlage II, 6.1.

6.2 Matchen van verontreinigde locaties en gebruik

De hoogte van het risico wordt, naast de aanwezigheid van bodemlood, bepaald door het gebruik (intensief of extensief - de hoogte van de blootstelling) en de aanwezigheid van kinderen.

Plaatsen waar kinderen veelvuldig spelen, kinderspeelplaatsen of onbedekte bodem, kunnen in beeld worden gebracht en gematcht worden met de informatie over aanwezige loodverontreiniging. Op basis daarvan kunnen aandachtsplekken worden geïdentificeerd en gericht worden aangepakt.

Als het verontreinigd gebied een woonwijk betreft waar sprake kan zijn van onaanvaardbare risico's voor de gezondheid, zal het onderzoek zich in elk geval moeten richten op grondoppervlakken waar mensen/kinderen contact mee hebben, zoals in tuinen en plekken waar kinderen spelen.

6.3 Aanpakken wat mogelijk is

Voor de aanpak van een diffuse loodverontreiniging wordt geadviseerd de maatregelen in eerste instantie te richten op de zogenaamde 'aandachtsplekken'. Dit zijn de locaties met de hoogste loodconcentraties en waar tevens intensief contact van kinderen met de bodem aanwezig is. Deze situaties komen meestal voor rond kinderspeelplaatsen (formele en informele), op trapveldjes en in (particuliere) tuinen.

Kinderen worden voornamelijk blootgesteld aan bodemlood via de ingestie van gronddeeltjes. In geval van moestuinen is er ook blootstelling via de consumptie van gewassen geteeld op verontreinigde grond.
Voor de 'aandachtsplekken' geldt dat de doelstelling van beheersmaatregelen vooral de vermindering van de ingestie van bodemdeeltjes moet betreffen. Daarnaast dient het telen van consumptiegewassen te worden ontraden of te worden aangepast (alleen in bakken) zodat de blootstelling via de consumptie van de geteelde gewassen naar een acceptabel niveau terug wordt gebracht. De ingestie van gronddeeltjes kan worden teruggebracht door bijvoorbeeld de contactlaag van de bodem af te dekken (met een

grasmat of tegels) of te vervangen door schone grond, en aandacht te besteden aan de hygiëne.

Meestal is de gemeente of provincie verantwoordelijk voor de invulling van het bodembeheer. Dit kan worden vastgelegd in een Nota Bodembeheer.
Bij (her)inrichting van wijken is er een kans de blootstelling aan bodemlood in samenloop met andere ingrepen terug te brengen. Zo zijn er regels voor valdempende ondergronden onder speeltoestellen. Hier kan de inrichting van kinderspeelplaatsen samengaan met maatregelen om de ingestie van bodemlood te verminderen.

De doelstelling bij herinrichting van 'aandachtsplekken' zou moeten leiden tot het terugbrengen van de blootstelling van bodemlood door ingestie tot een niveau waarbij de risico's aanvaardbaar zijn. Dat betekent dat het bodemmateriaal waar contact mee is een veel lagere concentratie lood heeft (schoon is) óf dat de ingestie van bodemdeeltjes minder is door blootstelling aan beperkende maatregelen. Deze doelstelling wordt aanbevolen voor diffuus verontreinigd gebied met een gemiddeld bodemloodgehalte boven interventiewaarde. Aanbevolen wordt om de effectiviteit van maatregelen te monitoren.

De mogelijke maatregelen voor het tegengaan van de risico's van lood in de bodem zijn in Tabel 6.1 opgenomen. Zowel maatregelen voor bewoners als voor de gemeenten zijn aangegeven. De aangegeven loodgehalten (in mg/kg) in de bodem zijn gebaseerd op de huidige normen. Bij hogere loodgehalten zijn er meer maatregelen nodig

Gemeenten hebben de mogelijkheid om de verschillende risicogrenzen voor het bodembeheer zelf vast te stellen op basis van lokale afwegingen. In paragraaf 6.2 van Bijlage II worden de geadviseerde maatregelen, te nemen door bewoners zelf evenals de aandachtspunten voor de gemeente, apart samengevat.
Met het saneringscriterium (www.sanscrit.nl) of met de risicotoolbox bodem (www.risicotoolbox.nl) kunnen de risico's van lokale afwegingen worden beoordeeld.

6.4 Communicatie en voorlichting gezondheidsrisico's diffuus lood

Geadviseerd wordt om voldoende aandacht te besteden aan de communicatie over gezondheidsrisico's en te nemen maatregelen.

In de GGD-richtlijn medische milieukunde. 'Gezondheidsrisico bodemverontreiniging' wordt aangegeven op welke wijze de GGD bewoners en het bevoegde gezag (gemeente, provincie) kan adviseren over gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging, de te nemen maatregelen en de communicatie daarover (5.1, 2, e et al., 2009). De Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit geeft praktische aanwijzingen hoe te communiceren over bodemsanering http://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/communicatie-over-bodemsanering.

Tabel 6.1 Geadviseerde maatregelen voor het tegengaan van risico's van lood.

Bodemgebruik	Niveau risico-grens (mg/kg droge stof)	Advies tegengaan blootstelling door
Alle gebruik waaronder: • Wonen met tuin • Wonen met moestuin • Plaatsen waar kinderen spelen • Recreatie	(basisacties los van bodem-concentratie)	Wat kan de bewoner zelf: let ook op andere mogelijke blootstellingsroutes voor lood (witte loodverf en menie, loodglazuur, loodglas, in speelgoed enzovoort). De gemeente: Kennisopbouw over de verontreinigingsniveaus (piekconcentraties) van lood in diffuus verontreinigde gebieden. Bodemgebruik zo organiseren en inrichten dat direct contact van kinderen met bodemlood zo veel mogelijk wordt voorkomen. Let in het bijzonder op scholen en kinderspeelplaatsen. Het instellen van een voorlichtingsloket en een meetservice voor verontruste burgers (handheld XRF, zie Bijlage II, 6.1). Breng zgn. 'aandachtsplekken' in beeld en bij herinrichting rekening houden met de mogelijkheden die er zijn om de blootstelling aan bodemlood te verminderen.
Alle gebruik alsmede: • Wonen met moestuin (stadslandbouw, volkstuinen)	50-210	Wat kan de bewoner zelf: • Normale hygiënische maatregelen, zoals handen wassen. • Teel bij voorkeur gewassen die weinig lood zullen opnemen, zoals bonen/peulvruchten en vruchten die niet met de bodem in aanraking komen. • Eet niet alleen uit eigen tuin, maar varieer. • Zandbak met schoon zand voor jonge kinderen.

Bodemgebruik	Niveau risico-grens (mg/kg droge stof)	Advies tegengaan blootstelling door
• Wonen met moestuin • Groententeelt (eigen tuin, stadslandbouw, volkstuinen)	> 210 en < 530	Wat kan de bewoner zelf± • Extra hygiënische maatregelen: tegengaan grondingestie door aandacht voor hygiëne (handen wassen voor het eten, inloop van grond tegengaan, regelmatig stofzuigen'. • Geen groententeelt in de volle grond maar in bakken met schone grond. • Spoel/was groenten en vruchten die met de bodem in aanraking zijn gekomen extra goed voor bereiding/consumptie. Zo wordt de ingestie van aanhangende grond voorkomen. • Zandbak met schoon zand voor jonge kinderen. • Eet niet alleen uit eigen tuin, maar varieer. De gemeente: communicatie over deze aanbevelingen

Bodemgebruik	Niveau risico-grens (mg/kg droge stof)	Advies tegengaan blootstelling door
• Wonen met tuin • Plaatsen waar kinderen spelen	> IW = 530	Wat kan de bewoner zelf: • Tegengaan grondingestie door aandacht voor hygiëne (handen wassen voor het eten, inloop van grond tegengaan, regelmatig stofzuigen en/of dweilen'. • Tuin zo inrichten dat direct contact met bodemlood wordt vermeden. • Geen groententeelt in de volle grond. Wel is groententeelt in bakken met schone grond mogelijk. • Opbrengen contactlaag van schone grond, evt. na afgraven van bovenlaag. Het is raadzaam eerst te overleggen met de gemeente. • Afdekmateriaal opbrengen (bestrating of kunstgras), mét een schone zandlaag eronder. • Zandbak met schoon zand voor jonge kinderen. • Evt. dichte grasmat aanbrengen op schone laag aarde. De gemeente: • Opbrengen contactlaag van schone grond, evt. na afgraven van bovenlaag. • Afdekmateriaal opbrengen (bestrating of kunstgras), mét schone zandlaag eronder. • Evt. dichte grasmat aanbrengen op schone laag aarde. • Communicatie over deze maatregelen.

7 Referenties

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, 5.1, 2, e, Meijerink, M.C.M., 5.1, 2, e , L., 5.1, 2, e , 5.1, 2, e (2001). Re-evaluation of humantoxicological maximum permissible risk levels. RIVM Rapport 711701025, Bilthoven.

5.1, 2, e , 5.1, 2, e C. (2012). A Strategy for Comparing the Contributions of Environmental Chemicals and Other Risk Factors to Neurodevelopment of Children. Environmental Health Perspectives, volume 120, number 4. April 2012.

Bessems, M.L.W.J., Hutter, J-W., 5.1, 2, e , N. (2008). Inzet van röntgen fluorescentie (XRF) voor on-site meten van zware metaalgehaltes in de bodem (SKB projectnummer PT 7432), http://soilpedia.nl/project75 (gezien 22-10-2015).

Bierkens, J., Van Holderbeke, M., Cornelis, C. and Torfs, R.. Exposure Through Soil and Dust Ingestion, Chapter 6 in 'Dealing with contaminated sites (Swartjes (ed.),)2011) Springer.

Bierkens, J., Buekers, M., Van Holderbeke, M., Torfs, R. (2012). Health impact assessment and monetary valuation of IQ loss in pre-school children due to lead exposure through locally produced food. Science of the Total Environment 414 (2012) 90-97.

Bockting, G.J.M., Swartjes, F.A., Koolenbrander, J.G.M., 5.1, 2, e , R. (1994). Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningsaanvragen. Deel 1. Bodemgebruiksspecifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling. RIVM Rapport 715810001, Bilthoven.

Bokkers, B.G.H. and 5.1, 2, e , W. (2007). Deriving a data-based interspecies assessment factor using the NOAEL and the Benchmark dose approach. Crit. Rev. Toxicol. 37: 353-377.

5.1, 2, e P.E., te Biesebeek, J.D., Sioen, I., Huybrechts, I., Moschandreas, J., Ruprich, J., Turrini ,A., Azpiri, M., Busk, L., Christensen, T., Kersting, M., Lafay, L., Liukkonen, K.H., Papoutsou, S., Serra-Majem, L., Traczyk, I., De Henauw, S., Van Klaveren, J.D. (2012). Long-term dietary exposure to lead in young European children: comparing a pan-European approach with a national exposure assessment. Food Additives & Contaminants: Part A, 29:11, 1701-1715.

Brus, D. J., Lamé, F. P. J., 5.1, 2, e , R. H. (2009). National baseline survey of soil quality in the Netherlands. Environmental Pollution, 157, 2043-2052.

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.

CBS, PBL, 5.1, 2, e UR (2014). Zwaremetalenconcentraties, 1990-2013 (indicator 0486, versie 12, 9 oktober 2014). www.compendiumvoordeleefomgeving.nl. CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en 5.1, 2, e UR, 5.1, 2, e .

CBS, PBL, 5.1, 2, e UR (2015). Zuivering van stedelijk afvalwater: zware metalen, 1981-2013 (indicator 0153, versie 17, 18 maart 2015). www.compendiumvoordeleefomgeving.nl. CBS, Den Haag;

Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en 5.1, 2, e UR, 5.1, 2, e .
DCMR (2013). Nota Actief Bodem- en Baggerbeheer R5.1, 2, e dam 2013.
5.1, 2, e , E.M, 5.1, 2, e , 5.1, 2,5.1, 2, e , P.5.1, 2, e van Vlaardingen, J. Spijker, E.5.1, 2, e Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg en M. Rutgers (2007), Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid, RIVM-rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.
Dusseldorp, A., Versteegh, J.F.M., Drijver, M., Janssen, P.J.C.M. (2012). Lood in drinkwater. RIVM Rapport 609400003. Bilthoven.
EFSA (2009). Use of the benchmark dose approach in risk assessment. Guidance of the Scientific Committee (Question No EFSA-Q-2005-232) Adopted on 26 May 2009.
EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific Opinion on Lead in Food (2010), EFSA Journal, 8(4):1570 (replaced on 22 March 2013).
Emissieregstratie (2015). Lood en Zinkemissies door jacht. Versie mei 2015. http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/documenten/Water/Factsheets/Nederlands/Lood-%20en%20zinkemissies%20door%20jacht.pdf
EU richtlijn 2009/48/EG betreffende de veiligheid van speelgoed (18-06-2009). http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:170:0001:0037:nl:PDF
EU Verordening (EG) Nr. 1907/2006. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:136:0003:0280:nl:PDF
Gemeente Amsterdam en Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied (2013). Nota Bodembeheer Gemeente Amsterdam. Beleidskader voor grondverzet en bodemsanering. Vastgesteld door B en W op 4 april 2012 en herzien en vastgesteld op 10 december 2013.
5.1, 2, e , 5.1, 2, e , 5.1, 2, e , N., Minekus, M., Havenaar, R., Lijzen, J.P.A. & 5.1, 2, e , A.G. (2009). Relative oral bioavailability of lead from Dutch made grounds. National Institute for Public Health and the Environment, Report number 711701086.
Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T.A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.C., 5.1, 2, e , R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O.C., EBoDE Working Group. (2014). Environmental burden of disease in Europe: assessing 5.1, 2, e risk factors in six countries. Environ Health Perspect 122:439–446; http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1206154
5.1, 2, e , C. et al. (2009). GGD-richtlijn medische milieukunde. Gezondheidsrisico's bodemverontreiniging. RIVM Rapport 609330010/2009. Bilthoven.
Heijermans, L. (1926) Beroepsziekten 2, p. 115-129 (R5.1, 2, e dam).
IenM (2013). Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013. Nr. BWBR0033592, Den Haag. Staatscourant 2013, nr. 16675.
JECFA (2011). Evaluation Of Certain Food Additives And Contaminants. Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series no. 960. http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_960_eng.pdf (gezien op 23-08-2012).
Knight, L. (2014). The fatal attraction of lead. http://www.bbc.com/news/magazine-29568505 (gezien op 26-10-2015).

Lamé, F., Brus, D., [illegible], R.H. (2004). Achtergrondwaarden [illegible]. Hoofdrapport fase 1. TNO NITG 04-242-A, TNO, Utrecht, Nederland.

Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., [illegible], D., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Borsschein, R., Green, T., Rothenberg, S.J., Needleman, [illegible], Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J. and R. Roberts (2005) Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled Analysis, Env. Health Perspect., 113, 7, 894-899.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., [illegible], P.F.,. Rikken, [illegible] J, Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M[illegible] 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 Report 711701023, Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., Mesman, M., Aldenberg, T., Mulder, C.D., [illegible], P.F., Posthumus, R., Roex, E., Swartjes, F.A., [illegible], C.W. Van Vlaardingen, P[illegible], Van Wezel, A.P. en Van [illegible], V.H.J. (2003). Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden, RIVM Rapport 711701029, Bilthoven.

Lintsen H.W. (1993). Geschiedenis van de techniek in Nederland. De wording van een moderne samenleving 1800-1890. Deel IV. Delfstoffen, machine- en scheepsbouw. Stoom. Chemie. Telegrafie en telefonie. Walburg Pers, Zutphen 1993. http://www.dbnl.org/tekst/lint011gesc04_01/lint011gesc04_01_0010.php

MacLean, J. (1979). Loodwitfabrieken in de negentiende eeuw (in: F[illegible]dams jaarboekje 1979, p. 233-252, zie: rjb.x-cago.com/GARJB/1979/12/19791231/GARJB...0262/story.pdf).

MMK.be (2009) Loodhoudende verf - Medisch Milieukundigen www.mmk.be. http://www.mmk.be/afbeeldingen/File/FicheLoodverf.pdf (geraadpleegd op 06-10-2014).

MNP/RIVM (2003). Milieu en Natuurplanbureau RIVM, 2003. Milieubalans, 2003.

Nieuwkoop, J. (1993). Bodemverontreiniging op voormalige bedrijfsterreinen, de erfenis van anderhalve eeuw industriële ontwikkeling in Noord-Brabant (proefschrift Eindhoven, uitgave Milieuboek Amsterdam).

NVWA (2014). Marktonderzoek migratie lood en cadmium uit tajines. Projectnummer PDNT 1327, 22 februari 2014.

[illegible], P.F., Lijzen, J.P.A., [illegible], J.G., Swartjes, F.A., [illegible], C.W. (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM Rapport 711701021. Bilthoven.

[illegible], e.F., [illegible].M. [illegible], [illegible] [illegible], [illegible] (2011). Bodemverontreiniging en de opname van lood door moestuingewassen; Risico's van lood door bodemverontreiniging. RIVM Rapport 607711004/2011. RIVM/Alterra.

[illegible], P.F., Lijzen, J.P.A., [illegible], M.I., Janssen, P.J.C.M. (2014). Bodemlood; ontwikkelingen in de beoordeling van risico's voor de mens. Tussenrapportage 2014. Deze RIVM-notitie is beschikbaar op verzoek. RIVM, Bilthoven.

Peeters, E.L., Burdorf, A., Roeloffzen, A.B. (2009). Determinanten van loodconcentraties in bloed van F5.1, 2, e damse kinderen. Tijdschrift voor gezondheidswetenschappen. jaargang 87 / 2009 nummer 4.

Roels, J.M., 5.1, 2, e , W., Engelen van, J.G.M., Maas, R.J.M., Lebret, E., Houthuijs, D.J.M., Wezenbeek, J.M. (2014). Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet. Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit. Bijlagenrapport. RIVM Rapport 2014-0138, bijlagenrapport. Bilthoven.

Roon, C.J. van (1993). Sporen in de grond (10: Archeologische vondsten, Met Stoom Nummer 15 (okt 1993).

Schols, E. (2009). De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving. Deelrapport 1 in de reeks rapporten over de invloed van uitstoot van Corus op de omgeving. RIVM rapport 609021079, Bilthoven.

Schwartz, J. (1994). Low-level lead exposure and children's IQ: A meta-analysis and search for a threshold. Environ Res 65: 42-55. http://dx.doi.org/10.1006/enrs.1994.1020

Slaats, N., Blokker. M., Versteegh, A. (2008). Eerste inventarisatie van gemeten concentraties lood, koper, nikkel en chroom in drinkwater. H2O 2008; 41 (3): 37-40.

Spijker, J. (2012) The Dutch Soil Type Correction. An Alternative Approach, RIVM report 607711005/2012.

Standaert, A., Van Holderbeke, M., Cornelis, C. (2008). Modellering van blootstelling in het bevolkingsonderzoek Hoboken. 2008/IMS/R/414. VITO, December 2008.

Stuurgroep Bodem (2011). Midterm review 2011, Uitvoeringsprogramma Bodemconvenant

Swartjes (2014). Stadsbodems: invloed op de beoordeling van risico's bodemverontreiniging. Kennisopbouw Stadsbodems. RIVM-Notitie 30 oktober 2014 (op aanvraag).

Technische commissie bodem (2006). Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid van 20 januari 2006. www.tcbodem.nl

Tellegen, P.J. (2004). De waan van 'het' IQ (www.testresearch.nl, Rijksuniversiteit Groningen).

US-EPA (1994a). Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (No. EPA/540/R/930-81). Washington DC, United States: United States Environmental Protection Agency.

US-EPA (1994b). Technical support document: parameters and equations used in integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (v0.99d). (No. EPA/540/R/940-40). Washington DC, United States: United States Environmental Protection Agency.

5.1, 2, e , J. en 5.1, 2, e , J.J. (1988). Metallisch lood bij de jacht, de schietsport en de sportvisserij. IVEM Rapportnummer 24, Groningen.

Van Holderbeke, M., Cornelis, C., Bierkens, J., Torfs, R. (2007). Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment. VITO, België.

5.1, 2, e , P.C.E., 5.1, 2, e , N., Schuurman, T., 5.1, 2, e , R., Havenaar, R., Maathuis, A., Bouwmeester, H., Kramer, E., Hoogenboom, R., 5.1, 2, e , W., Van Eijkeren, J.C.H., Brandon, E.F.A., Boom, G., Miermans, K., Piso, S., Cave, M., Schwillens, P., Lijzen,

J.P.A., 5.1, 2, e , M.I. (2014). Bioavailability of lead from Dutch made grounds : A validation study. RIVM report 607711015, 2014.
Vlieger J.5.1, 2, e , E. Homburg, 'Technische vernieuwing in een oude trafiek. De Nederlandse loodwitindustrie, 1600-1870', Jaarboek voor de geschiedenis van bedrijf en techniek 9 (1992), 22 en 40.
VROM (2007a). Besluit Bodemkwaliteit. 22 november 2007, nr. DJZ2007057947, Den Haag.
VROM (2007b). Regeling Bodemkwaliteit. 13 december 2007, nr. DJZ2007124397, Den Haag.
VROM (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.
5.1, 2, e , N. (2014). Lead in rural and urban soils and sediments in The Netherlands: background, pollution, sources and mobility. ISBN/EAN: 978-94-6259-259-9.
White, P.D., Van 5.1, 2, e , P., Davis, B.D., Maddaloni, M., Hogan, K.A., Marcus, A.H., et al. (1998). The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. Environ Health Perspect 1998;106:1513–30.

Bijlage I: Samenstelling begeleidingsgroep Diffuus Lood

De auteurs bedanken de leden van de begeleidingscommissie voor hun bijdragen, aanvullingen, en commentaren op eerdere versies van dit rapport.

De begeleidingscommissie was samengesteld uit de volgende personen:

P. 5.1, 2, e	Gemeente Amsterdam
5.1,5.1, 2, e	Ministerie van Infrastructuur en Milieu
5.1, 2, e	GGD F5.1, 2, edam-Rijnmond, landelijke GGD-projectgroep bodem
H. 5.1, 25.1, 2, e	Gemeente Amsterdam
E. 5.1, 2, e	Gemeente Zaanstad
H. 5.1, 2, e	DCMR
A. Roeloffzen	DCMR
M. 5.1, 2, e	Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied
5.1, 2, e	Gemeente Breda, UP Convenant Bodem

Bijlage II: Achtergronden

1. Korte toelichting op de bijlage

In deze bijlage worden achtergronden en de onderbouwing voor dit advies in meer detail uitgewerkt. Waar mogelijk wordt verwezen naar achterliggende studies. In 2014 is op verzoek van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu gestart met het opstellen van een samenvattende kennisbasis voor bodemlood; Bodemlood; ontwikkelingen in de beoordeling van risico's voor de mens (5,1,2,e et al., 2014).
Delen uit deze RIVM-notitie zijn terug te vinden in deze rapportage.

De indeling van de bijlage sluit, waar mogelijk, aan bij de indeling van de hoofdtekst in de hoofdstukken 2 tot en met 6.

2. Bijlage bij hoofdstuk 2: Diffuse loodverontreiniging

2.1 Loodwit

Loodwit werd gebruikt in verven voor kunst- en huisschilders, pleister, plamuur en stopverf en in loodglazuur voor aardewerk. Het was het enige dekkende witte pigment dat zich goed tot olieverf liet verwerken, vooral het loodwit uit het Hollandse procedé. Het benodigde lood en krijt (om het loodwit te versnijden) werd geïmporteerd uit Engeland. Essentiële andere productiemiddelen waren paardenmest en bierazijn. De mest werd na gebruik verkocht aan de boeren in de omgeving. Na vergiftigingsverschijnselen bij runderen door het lood in de paardenmest werd aangeraden de paardenmest alleen nog te gebruiken op bouwland (Nieuwkoop, 1993).
De uitvinding en perfectionering van het Hollandse procedé voor de productie van loodwitbroden leidde tot een grote internationale export. Rond 1800 was er een export van ca. 1000 ton per jaar naar Frankrijk, de grootste afzetmarkt. Het bloeitijdperk van de loodwitfabrieken was tot circa 1800. Rond die tijd was het de grootste Nederlandse chemische nijverheid na de productie van kaarsen en verfpoeder uit meekrap. Na 1800 was er door buitenlandse concurrentie, de technische ontwikkelingen in Engeland en Frankrijk en door handelsbarrières een geleidelijke achteruitgang. De geschiedenis hiervan staat onder andere beschreven in Lintsen (1993).
Ook bij deze productie werden de nadelen voor de gezondheid herkend. Loodwitvergiftiging kwam onder de werklieden veel voor door loodwitstof in de lucht (Lintsen, 1993). In 1857 werd opgemerkt in 'Berigten over het fabrijkswezen in het jaar 1856' dat de fabrikanten moeilijk arbeiders konden vinden in verband met nadelen voor de gezondheid (MacLean, 1979). Deze gevaren werden echter niet vertaald naar 'buiten de fabriek' (Nieuwkoop, 1993). In latere Engelse en Franse processen van Dundonald en Thenard werden op dit punt sterke verbeteringen ingevoerd. Op basis van nieuw ontwikkeld chemisch inzicht werd geheel in oplossing gewerkt met als gevolg een betere arbeidshygiëne. De kwaliteit van het nieuwe loodwit kon pas op den duur concurreren met de kwaliteit van het loodwit uit het Hollandse procedé.
Ook bij de gebruikers van loodwit waren de gevaren bekend. Loodvergiftiging was een veel voorkomende beroepsziekte onder schilders ('colica pictonum') en bij de keramische industrie (bij het opbrengen van

loodglazuur en door looddampen bij het bakken (Nieuwkoop, 1993, gebaseerd op Heijermans, 1926). Bodemverontreiniging rond potenbakkerijen ontstaat door de verspreiding van scherven en misbaksels. Bij loodwitfabrieken is een diffuse bodemverontreiniging ontstaan door de verspreiding van loodwitstof, loodhoudende paardenmest in de omgeving en bij verdere verwerking, zoals bij de productie van verf. Het loodwit kan ook nog een rol spelen door de blootstelling bij schuren en afkrabben van loodwithoudende verf en behang. Omdat het zoet is kunnen kinderen en huisdieren verfschilfers eten en loodwitstof van speelgoed en behang likken.

Inn tabel 2.1 wordt een overzicht gegeven van de aantallen loodwitfabrieken (Lintsen, 1993) gebaseerd op Vlieger en Homburg (1992).

Tabel 2.1 Overzicht loodwitfabrieken in Nederland.

Het aantal loodwitfabrieken in Nederland, 1800-1890.							
	1800	*1816*	*1824*	*1843*	*1855*	*1865*	*1890*
Regio Amsterdam en de Zaanstreek	10	7	4	4	4	1	1
Regio F5.1, 2, e dam	15	14	14	7	6	3	3
Overig Nederland	11	8	4	6	6	5	4
Totaal	36	29	22	17	16	9	8

Er zijn vele fabrieken geweest die op kleine schaal werkten en over enkele tientallen jaren, naast relatief grote fabrieken. De grootste loodwitfabrieken stonden in Monnickendam en Koog aan de Zaan (225 ton/jaar). Ze maakten gebruik van loodwitmolens in de omgeving. Voor de loodwitindustrie uit de regio Amsterdam-Zaanstreek was Duitsland de grootste afzetmarkt, naast Spanje, Portugal, Scandinavië en Nederlands Indië. F5.1, 2, e dam produceerde vooral voor de uitvoer naar Frankrijk tot zich daar rond 1830 een eigen concurrerende loodwitindustrie ontwikkelde. In Nederland zijn ook enkele fabrieken met Engelse en Franse procedés actief geweest.

- In MacLean (1979) en Van Roon (1993) worden loodwitfabrieken genoemd en beschreven in: F5.1, 2, e dam, Kralingen, Delfshaven, Schiedam, Delft, Rijswijk, Dordrecht, Schoonhoven (volgens MacLean in 1963 nog de grootste loodwitfabriek van Europa), Gouda, Amsterdam, Koog aan de Zaan, Monnickendam, Zaandam, Nieuwendam, Oostzaan, Westzaan, Sloten, Wormer, Ouder-Amstel (loodasbranderij), Nieuwer-Amstel, Wormerveer, Bodegraven, Utrecht (tot ca. 1970), Friesland, Groningen, 's-Hertogenbosch.
- Hieraan verbonden waren er loodwitmolens, loodsuikerfabrieken (loodacetaat, tot 1830 in Kralingen) en loodasbranderijen, meniefabrieken, stortplaatsen van loodwitp5.1, 2, e n (zoals gevonden in de polder Marken Binnen).

3. Bijlage hoofdstuk 3: Gezondheidseffecten lood

3.1 Notitie EFSA-advies over toxiciteit van lood

Bron: NOBOWA-2011-020 (A. Dusseldorp, P. Janssen, L. Hall, J. Lijzen RIVM (cGM, SIR en LER), 21 maart 2011.

Aanleiding

In 2010 heeft de EFSA (European Food Safety Authority) een wetenschappelijk advies uitgebracht over lood (EFSA, 2010). In dit advies wordt aangegeven dat er geen drempelwaarde kan worden vastgesteld voor de neurologische effecten van lood. De EFSA concludeert dat de eerdere PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) van 25 µg/kg lichaamsgewicht per dag zoals afgeleid door de WHO (JECFA) niet langer adequaat is gezien de nu beschikbare toxicologische en epidemiologische informatie. Deze PTWI[9] ligt ten grondslag aan diverse risicobeoordelingen en daaruit voortvloeiende milieunormen in Nederland (Roels et al., 2014).

Doel van deze notitie

Deze notitie geeft weer wat de belangrijkste nieuwe inzichten zijn die de EFSA heeft doen besluiten de eerdere PTWI los te laten. Het doel van deze notitie is om professionals (bij GGD'en) op de hoogte te stellen van deze recente inzichten.
Tevens is het doel aan te geven welke initiatieven in Nederland lopen om te besluiten wat dit advies betekent voor risicobeoordelingen op het gebied van voedselkwaliteit en bodembeleid.

Algemene punten ten aanzien van gezondheidsrisico door lood

- Voeding is de voornaamste bron van blootstelling voor de algemene bevolking, maar in specifieke situaties kunnen huisstof en bodem bij kinderen een relevante blootstellingsroute zijn.
- De halfwaardetijd van lood in bloed bedraagt 30 dagen, in b[5.1, 2, e]n 10-30 jaar.
- In 2005 (Peeters, 2009) had de helft van de 250 onderzochte R[5.1, 2, e]damse kinderen van 1 t/m 6 jaar oud een loodconcentratie in het bloed van ten minste 18,1 µg/L (bereik 5,2-103,1µg/L; p25 13,7; p75 24,9 µg/L). Deze gehalten waren destijds ruim 65% lager dan resultaten uit 1992 en lagen ook ruim onder de destijds vigerende richtwaarde van 100 µg/L. De aanbeveling van de EFSA is thans een $BMDL_{01}$ van 12 µg/L te hanteren. Meer dan driekwart van de kinderen uit het onderzoek uit 2005 had destijds een hogere loodconcentratie in het bloed dan deze aanbeveling van de EFSA.
- Gezien de potentiële loodbelasting in deze leeftijdsgroep en de risico's die volgens de huidige inzichten bij lage loodconcentraties kunnen optreden wordt aanbevolen een onderzoek uit te voeren naar de loodbelasting onder jonge kinderen in de Nederlandse populatie (Hänninen et al., 2014).

[9] In Nederland wordt de Toelaatbare Dagelijkse Inname of het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau gebruikt (TDI of MTR_{humaan}) en deze wordt uitgedrukt in µg/kg lichaamsgewicht per dag. De PTWI wordt daartoe omgerekend naar een dagelijkse inname.

- Kritische effecten van lood zijn neurotoxiciteit bij kinderen (meetbaar als verlies van IQ-punten) en cardiovasculaire effecten (met bloeddrukverhoging als meest gevoelige effect) en niertoxiciteit bij volwassenen.
- De inzichten over de gezondheidseffecten van lood zijn voornamelijk gebaseerd op epidemiologische studies waarin loodbloedwaarden (B-Pb-waarden) bij groepen kinderen en volwassenen zijn gecorreleerd met gezondheidseffecten, voornamelijk een daling van de IQ.

Wat is nieuw in het EFSA-advies ten opzichte van eerdere beoordelingen?

Blootstelling via voeding:

- Blootstelling aan lood via voeding in Europa is gemiddeld voor peuters en kleuters 0,21-0,94 µg/kg lichaamsgewicht per dag, voor kinderen van 0,80-3,10 µg/kg lichaamsgewicht per dag en voor volwassenen van 0,36-1,24 µg/kg lichaamsgewicht per dag. Voor zogenaamde 'high consumers' kan de blootstelling hoger liggen (EFSA, 2010).

Effecten en relatie met blootstelling:

- Het neurologische effect bij kinderen is gemeten als een afname in IQ in daarvoor bestemde testen. De EFSA heeft op basis van de beschikbare gegevens een dosis-repons modellering laten uitvoeren van de relatie van lood-in-bloedwaarden bij kinderen van 4-12 jaar oud met daling van het IQ[10] als respons.
- De resultaten van de EFSA studie wijzen erop dat het effect van blootstelling aan lood relatief groter is bij de lagere loodbloedgehalten (steilere dosis-respons beneden 100 µg Pb/L in bloed).
- In de epidemiologische onderzoeken bij kinderen waarin neurologische effecten werden gevonden, varieerden de loodgehalten in bloed van ruim boven 100 µg/L tot rond 20 µg/L (5^{e} tot 95^{e} percentiel 25-332 µg/L).
- Het resultaat van de modellering door EFSA is een Benchmark Dose Limit (BMDL)[11] voor 1% effect (daling van één IQ-punt) van 12 µg Pb/L. Deze lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L komt overeen met een inname van lood van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht per dag (bij kinderen van 6 jaar).
- EFSA koos een IQ-verlies van één punt mede omdat een dergelijke verlaging al van invloed geacht wordt op uiteindelijke socio-economische status en arbeidsproductiviteit (EFSA, 2010).

[10] Het neurologische effect wordt gemeten als een daling in IQ. De meting van IQ is een gestandaardiseerde, praktisch bruikbare test voor meting van cognitieve prestaties. De test is niet bedoeld voor het meten van schade aan het zenuwstelsel en geeft daarom geen informatie over de aard van de mogelijke onderliggende schade aan het zenuwstelsel.

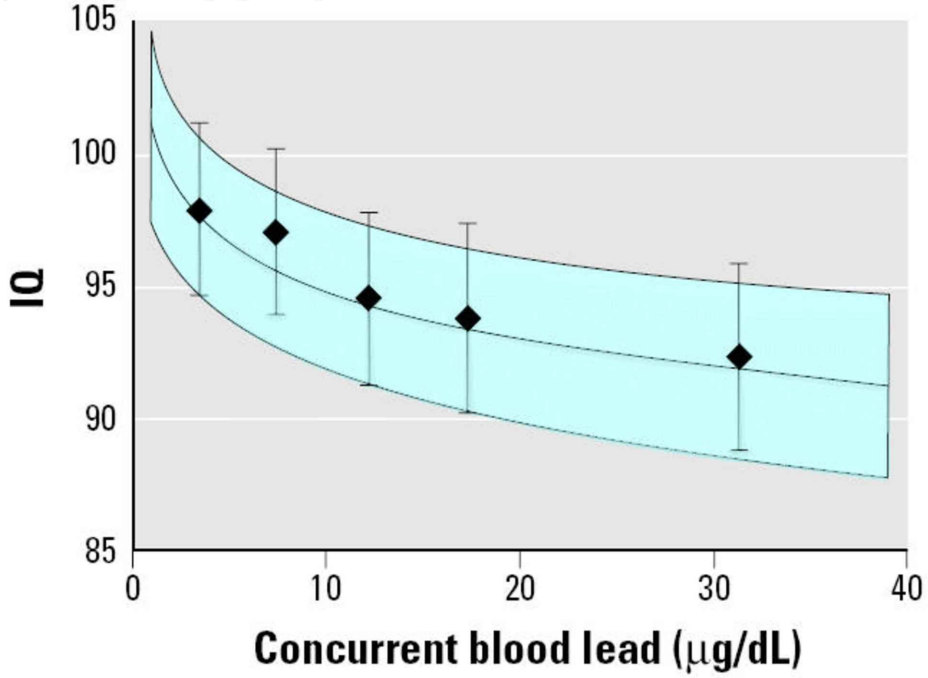
[11] De BMDL is de statistische 95% betrouwbaarheidsondergrens van de dosis die een gekozen percentage effect heeft (in dit geval 1%) volgens het gebruikte dosis-respons model. De werkwijze van het afleiden van de BMDL is een gebruikelijke methode in de normstelling. Het voordeel van de BMDL-methode is dat de statistische betrouwbaarheid van de beschikbare data wordt meegenomen in de normvaststelling.

Conclusie van het Panel van de EFSA

- Bij de huidige loodblootstelling in Europa is het risico voor effecten op hart en vaten en nieren van volwassenen laag tot verwaarloosbaar. Echter, voor baby's, kinderen en ongeborenen is er mogelijk een effect op de ontwikkeling van het zenuwstelsel.
- De epidemiologische gegevens zoals op dit moment beschikbaar wijzen op schadelijke effecten op het zich ontwikkelende zenuwstelsel bij lood-in-bloedwaarden beneden 100 µg/L. Op basis van de data is geen drempelwaarde aan te tonen waaronder geen relevante effecten op het IQ optreden. Een daling van één IQ-punt kan volgens de EFSA optreden bij een lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L. Voor lood in voeding komt dit overeen met een inname van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht per dag. De gemiddelde huidige loodblootstelling voor kinderen tot 7 jaar ligt boven deze waarde. Dit betekent dat in deze groep een effect niet uit te sluiten is. Voor zwangere vrouwen (in utero blootstelling) geldt hetzelfde.

De JECFA (JECFA, 2010) volgt in zijn laatste advies de EFSA.

Figuur 3.1 geeft voor verschillende lood-in-bloedwaarden de bijbehorende dalingen in IQ-waarde (EFSA, 2010). Wat er precies gebeurt bij lage lood-in-bloedwaarden (grofweg van 10 tot 50 of 75 µg/L) is niet met zekerheid te zeggen. Lanphear et al. (2005) (de meta-analyse waarvan EFSA gebruikmaakt) komen tot de eindconclusie dat er bij lood-in-bloedwaarden beneden 75 µg/L een schadelijk effect is op intellectuele prestatie (In Figuur 3.1 wordt de lood-in-bloedwaarde in dL (deciliter) weergegeven).



Figuur 3.1 Relatie tussen loodbloedgehalte in µg per deciliter[12] en IQ-verlies.

[12] In veel Amerikaanse publicaties gebruikt men voor loodbloedgehalten de eenheid µg/dL. In Europa hanteert men gewoonlijk de eenheid µg/L. 10µg/dL is gelijk aan 100 µg/L.

In de stukken van de EFSA en JECFA staat een aantal uitspraken waarin lood-in-bloedwaarden aan een bepaalde IQ-daling wordt gekoppeld. JECFA koppelt een dagelijkse inname van 0,3 µg/kg lichaamsgewicht per dag met een IQ-daling van 0,5 punt en noemt dit 'negligible', en associeert een dagelijkse inname van 1,9 µg/kg lichaamsgewicht per dag aan een daling van drie IQ-punten en noemt dit 'of concern'. Zoals hierboven beschreven geeft de EFSA aan dat een lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L overeenkomt met een inname van lood van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht per dag (bij kinderen van 6 jaar).

Wat gebeurt er nu in Nederland naar aanleiding van het advies van de EFSA?

Voor wat betreft voedselproductnormen wordt binnen de Europese Commissie momenteel beoordeeld in hoeverre bijstelling van loodnormen voor agrarische producten (plantaardig, dierlijk) noodzakelijk is op basis van het EFSA-advies. Praktische haalbaarheid is daarbij een factor in de afweging.

Samenvattend

De EFSA concludeert expliciet dat de oude PTWI niet meer voldoet. Het doel van deze PTWI zoals destijds geformuleerd was het voorkomen van gehaltes in bloed boven 50 µg/L bij kinderen. Ervan uitgaand dat zelfs een IQ-daling van 1% schadelijk is, komt de EFSA op basis van de nu beschikbare informatie tot een niveau van 12 µg/L als laagste concentratie waarbij dit effect mogelijk is. De bijbehorende inname via voedsel bedraagt 0,5 µg/kg lichaamsgewicht per dag. De EFSA is van mening dat innamen hoger dan deze waarde zover mogelijk teruggedrongen moeten worden. De praktische haalbaarheid daarvan dient geëvalueerd te worden. In de afweging welke mate van reductie in het beleid als doelstelling gekozen wordt, dient ook de wetenschappelijke onzekerheid over de daadwerkelijke verloop van de effect-curve bij lage lood-in-bloedwaarden meegenomen te worden.

Referenties

- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, 5.1, 2, e, Meijerink, M.C.M., 5.1, 2, e , L., 5.1, 2, e , 5.1, 2, e Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Rapport 711701025.
- EFSA. Scientific Opinion om Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 2010; 8 (4) 1570.
- JECFA, 2010. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Seventy-third meeting Geneva, 8-17 June 2010 Summary and conclusions. Issued 24 June 2010.
- Peeters, E. en 5.1, 2, e, S.P. Metingen aan de invloed van lood in bodem op de concentratie in bloed. Kinderlood. Bodem nr. 1 feb. 2007.

3.2 Standpunt US-EPA met betrekking tot loodnormen

De US-EPA hanteert een loodbloedwaarde van 10 µg/dL (100 µg/liter) als 'the level of concern' (http://www.epa.gov/superfund/lead/pbrisk.htm, gezien 15 juli 2015). Deze waarde is vastgesteld door het Amerikaanse

'Centers for Disease Control and Prevention' (CDC). In de toelichting op de normen (Screening levels SL) voor lood stelt de US-EPA het volgende (http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/faq.htm#FAQ14, gezien 15 juli 2015).

EPA has no consensus RfD or CSF for inorganic lead, so it is not possible to calculate SLs as we have done for other chemicals. EPA considers lead to be a special case because of the difficulty in identifying the classic "threshold" needed to develop an RfD.

EPA therefore evaluates lead exposure by using blood-lead modeling, such as the Integrated Exposure-Uptake Biokinetic Model (IEUBK). The EPA Office of Solid Waste has also released a detailed directive on risk assessment and cleanup of residential soil lead. The directive recommends that soil lead levels less than 400 mg/kg are generally safe for residential use. Above that level, the document suggests collecting data and modeling blood-lead levels with the IEUBK model. For the purposes of screening, therefore, 400 mg/kg is recommended for residential soils. For water, we suggest 15 µg/L (the EPA Action Level in water), and for air, the National Ambient Air Quality Standard of 0.15 µg/m^3.

However, caution should be used when both water and soil are being assessed. The IEUBK model shows that if the average soil concentration is 400 mg/kg, an average tap water concentration above 5 µg/L would yield more than than a 5% probability of exceeding a 10 µg/dL blood-lead level for a typical child. If the average tap water concentration is 15 µg/L, an average soil concentration greater than 250 mg/kg would yield more than a 5% probability of exceeding a 10 µg/L/dL blood-lead level for a typical child.

3.3 Gezondheidseffecten lood voor volwassenen

Tabel 3.1 geeft een overzicht van, andere dan neurotoxische, effecten bij verschillende loodbloedgehalten voor volwassenen.

Tabel 3.1 Effecten afhankelijk van het loodgehalte in het bloed (gebaseerd op Canadese targeted screening guidelines voor medisch onderzoek)

Loodbloed-gehalte in **[µg/L]**	Korte termijn-risico (blootstelling < 1 jaar)	Lange termijn-risico (blootstelling > 1 jaar)	Management
< 20			Geen interventie
20 - 100	Hoge bloeddruk en nierbeschadiging	Let op blootstelling vrouwen die zwanger zijn of kunnen worden	Bespreek hygiënische en dieetmaatregelen
200 - 400	+ Mogelijke miskraam + Verminderd geboortegewicht + Vertraagde postnatale ontwikkeling	+ Neurocognitieve defecten + Niet specifieke symptomen (verwarring, hoofdpijn, vermoeidheid)	+ Voorkom verdere blootstelling + Verder bloedonderzoek (haemoglobine, hematocrit, ijzergehalte) + Evt. onderzoek ingeslikte looddeeltjes (hagel, met röntgen) + Onderzoek aan kinderen (evt. ook buurtkinderen) en familieleden + Herhaal onderzoek
400 - 800	+ Aantasting sperma/ onvruchtbaarheid	+ Bloedarmoede + Kolieken/verkramping	+ Verdere medische evaluatie (evt. loodgehalte in bot)
> 800		+ Jicht + Dementie	+ Evt. chelatietherapie

Samengevat uit [5.1,2,e] Kosnett, et al. (2007) Recommendations for medical management of adult lead exposure. Env. Health Perspectives, 115, 3, March 2007 en N. Lulja (2010) Lead exposure screening and management in primary care (Brochure Women's College Hospital Family Practice Health Centre). Genuis, S.J., K.L. Kelin (2015). Toxicant exposure and bioaccumulation: A common and potentially reversible cause of cognitive dysfunction and dementia. Behav. Neurol. 2015: 620143.

4. Bijlage hoofdstuk 4: Normering en regelgeving lood

4.1 Regelgeving lood in het kader van REACH

Voor de Europese lidstaten is lood (of verschillende loodzouten) binnen REACH voor een deel verboden (zoals in vier entries aangegeven van Annex XVII van REACH, zie hieronder) of deze stoffen vallen onder het autorisatieregime (de Kandidatenlijst en Annex XIV van REACH). Daarnaast is lood ook aan banden gelegd middels de algemene entries 28-30 van Annex XVII van REACH omdat het een CMR-stof is (Carcinogeen, Mutageen of Reprotoxisch).

4.2 Decentraal beleid in Nederland

De gemeente Amsterdam heeft het beleid voor het bodembeheer en grondverzet vastgelegd in de Nota Bodembeheer (Gemeente Amsterdam en Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied, 2013). Voor diffuus bodemlood is daarin het beleid en de strategie voor het nader onderzoek diffuse loodverontreiniging opgenomen. De gemeente onderscheidt naast 'wonen met tuin' het bodemgebruik 'binnenstedelijk wonen'. Voor dit bodemgebruik gaat men uit van een extensief gebruik van de tuin (terras, opslag) waarbij er geen groenten uit eigen tuin worden gegeten. Amsterdam saneert een diffuse loodverontreiniging alleen bij concrete gezondheidsrisico's voor bewoners.
In de Nota Actief Bodem- en Baggerbeheer F5.1, 2, e dam 2013 (DCMR, 2013) zijn voor lood (ook voor andere verontreinigingen) lokale normwaarden afgeleid voor de verschillende bodemfunctieklassen. Op basis hiervan wordt het bodembeheer en grondverzet voor de gemeente F5.1, 2, e dam ingevuld.

4.3 Bodemtypecorrectie en bepaling van bodemlood gehalten

Voor de beoordeling van humane risico's dient de huidige bodemtypecorrectie achterwege te worden gelaten. De blootstelling van de mens bij opname in maag en darm is niet afhankelijk van het bodemtype (organisch stofgehalte, lutum en pH) zoals blijkt uit biobeschikbaarheidsonderzoek (5.1, 2, e et al., 2014)

Voor een inschatting van ecologische risico's is correctie voor het bodemtype echter wel van belang. Hierdoor kunnen de criteria in zandgebieden strenger zijn en in kleigebieden minder streng.

Door Spijker (2012) is een voorstel gedaan voor een alternatieve bodemtypecorrectie en achtergrondwaarden die afhankelijk zijn van het bodemtype.
Deze is alleen van toepassing op het achtergrondgehalte en niet op de antropogene toevoeging (zoals het geval is bij diffuse bodemlood verontreiniging). Daarbij is een voorstel gedaan voor aanpassing van de achtergrondwaarde van lood op basis van een andere statistische analyse van de data uit het AV5.1, 2, b bestand (Brus et al., 2009).

Met betrekking tot de loodgehaltebepaling in bodem is in ontwikkeling de bepaling van de potentieel beschikbare gehalten aan lood met 0,43M HNO_3. Deze bepalingsmethode zou op termijn de huidige totaal-loodbepaling (via een Koningswaterbepaling) kunnen vervangen.

De methode met 0,43M HNO_3 is vooral bedoeld om metalen die in de bodemmatrix opgesloten zitten (en waarvan aangenomen wordt dat deze fractie niet tot effecten leidt) niet mee te analyseren.
Voor een realistische risicobeoordeling, dient overwogen te worden deze methode te gaan gebruiken. Uit het biobeschikbaarheidsonderzoek (Van Kesteren et al., 2014) bleek dat dit leidt tot een beter beeld van de daadwerkelijke risico's.
Wanneer het bodemloodgehalte met deze zwak-zure extractie (0,43 M HNO_3) wordt bepaald zou, voor de risicobeoordeling, een – iets hogere- generieke factor voor relatieve biobeschikbaarheid gebruikt moeten worden. Een mogelijke implementatie van deze bepalingsmethode vereist nog enige studie.

5. Bijlage hoofdstuk 5: Blootstelling aan lood

5.1 Blootstelling aan lood vanuit andere bronnen dan de bodem

Het RIVM heeft in de periode 2010-2012 berekeningen gemaakt van de gangbare loodinname door kinderen in Nederland via voedsel en drinkwater. Tabel 5.3 is ontleend aan een RIVM-briefrapport uit 2012 over loodblootstelling via drinkwater (Dusseldorp et al., 2012). Deze waarden zijn gebruikt voor de berekeningen in hoofdstuk 5.

Tabel 5.3 Langetermijnblootstelling in (µg/kg lichaamsgewicht/dag) voor kinderen (MB+ scenario[13], met 95% betrouwbaarheidsintervallen). Bron: 5.1, 2, e *et al., 2012.*

Leeftijd (jaar)	Percentielen loodinname uit voedsel+drinkwater (µg/kg lichaamsgewicht per dag)		
	P50	P95	P99
2	0,76 (0,72-0,80)	1,0 (0,98-1,1)	1,2 (1,1-1,3)
3	0,67 (0,63-0,69)	0,92 (0,86-0,96)	1,1 (0,98-1,1)
4	0,60 (0,68-0,65)	0,83 (0,79-0,89)	0,95 (0,90-1,0)
5	0,56 (0,54-0,60)	0,77 (0,74-0,83)	0,88 (0,84-0,94)
6	0,53 (0,50-0,55)	0,73 (0,68-0,77	0,83 (0,78-0,88)

Voor de blootstelling via voeding en drinkwater schatten 5.1, 2, e et al. (2012) de bijdrage van drinkwater op 7% van het totaal in kinderen van 2 tot 6 jaar.

Voor wat betreft gemeten concentraties in drinkwater in Nederland rapporteren Slaats et al. (2008) de resultaten van 7300 metingen in verschillende distributiegebieden in Nederland voor de periode 2004-2006. Zij vonden een 5- percentiel van 0,5 µg/L en 95-percentiel van

[13] In dit scenario kregen alle non-detectmonsters van voedingsmiddelen/drinkwater met één monster boven de detectielimiet, een concentratie toebedeeld van de helft van deze limiet, de overige non-detectmonsters werd de concentratie nul toebedeeld.

4,9 µg/L. Deze lage concentraties wijzen erop dat het beleid gericht op verlaging van loodconcentraties in drinkwater grotendeels effectief geweest is. Zoals aangegeven door Dusseldorp et al. (2012) zijn in een gering aantal woningen in Nederland echter nog steeds loden waterleidingen aanwezig, met als gevolg mogelijk overschrijding in die woningen van de drinkwaternorm van 10 µg/L. In nieuwbouwhuizen kunnen de loodconcentraties in drinkwater tijdelijk verhoogd zijn door het vrijkomen van lood uit soldeer. Bewoners van nieuwbouwwoningen wordt geadviseerd om gedurende de eerste drie maanden 's ochtends de leiding gedurende twee minuten door te spoelen (Dusseldorp et al., 2012).

Speelgoed kan een additionele bron zijn voor blootstelling aan lood. EFSA (2010) presenteert een schatting op basis van de geldende EU-speelgoednormen voor lood, die aangeeft dat gebruik van drie verschillende stukken speelgoed die voldoen aan de normen zou kunnen leiden tot een extra blootstelling van het kind van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht per dag. Nog veel hogere loodinnames zijn mogelijk bij kindersieraden die hoge loodgehaltes kunnen bevatten. Hoge blootstelling kan zich incidenteel ook voordoen als gevolg van gebruik van bepaalde kookp[5.1, 2, e]n (NVWA, 2014).

Het gebruik binnenshuis van loodhoudende verf is sinds zeer lange tijd verboden maar de aanwezigheid van oude lagen van deze verven is in potentie een bron van blootstelling aan lood. De Nederlandse situatie op dit punt is onduidelijk (voor zover bekend nooit diepgaand onderzocht). Op voorhand lijkt dit probleem beperkt gezien de moderne wooncondities in de meeste Nederlandse woningen.

Op basis van gemeten luchtconcentraties in Nederland, regionaal gemiddeld 6,8 ng/m^3 over 2013 (CBS, PBL, [5.1, 2, e] UR, 2014) kan de blootstelling via lucht als gering tot zeer gering aangemerkt worden. In de omgeving van metaalverwerkende bedrijven kan de concentratie lood in de lucht een factor 2-3 hoger zijn (Schols, 2009. Dat is nog steeds ruim onder de EU-luchtnorm van 500 ng/m^3.

5.2 Achtergrond voor de blootstelling door ingestie van gronddeeltjes

Algemeen wordt aangenomen dat de ingestie van gronddeeltjes (inclusief het aan de bodem gerelateerde stof), zeker in het stedelijk gebied, de belangrijkste blootstellingsroute is.[14] De beoordeling van de risico's door de ingestie van gronddeeltjes is grotendeels gebaseerd op een daggemiddelde waarde voor grondingestie. Voor Nederland is deze waarde voor het standaardscenario thans vastgesteld op 100 mg/dag.

In het kader van de evaluatie interventiewaarden (Lijzen, 2001) werd de waarde voor grondingestie nader beschouwd ([5.1, 2, e] et al., 2001). Op basis van deze evaluatie en de daaruit volgende voorstellen voor aanpassing werd de jaargemiddelde ingestiehoeveelheid van grond door kinderen verlaagd van 150 mg/dag naar 100 mg/dag.

[14] *The most serious source of exposure to soil lead is through direct ingestion (eating) of contaminated soil or dust (University of Minnesota, 2010. http://www.extension.umn.edu/garden/yard-garden/soils/lead-in-home-garden/).*

Voor het afleiden van de maximale waarden bodemkwaliteit (Dirven-5.1, 2, e et al., 2007) is beoordeeld of, voor het stedelijk gebied, een lagere waarde voor grondingestie (lager dan een jaargemiddelde waarde van 100 mg per dag) in de risicobeoordeling zou kunnen worden toegepast. Omdat specifieke data voor het stedelijk gebied niet direct beschikbaar zijn is een analyse gemaakt op basis van kinderen (binnen en buiten) en kennis over ingestiehoeveelheden per uur.
In deze paragraaf zijn deze basisdata uit RIVM Rapport 711701053 (5.1, 2, e , 2007) samengevat. Daarin worden voor zeven scenario's blootstellingsparameters bepaald.

Voor drie bodemgebruiksfuncties is grondingestie gemiddeld (in mg/dag uitgemiddeld over één jaar) lager verondersteld dan voor het standaardscenario 'wonen met tuin'. Deze drie functies zijn: Natuur (5); Groen met natuurwaarden (6); Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie (7). De oorzaak van deze lagere waarde voor grondingestie komt door de lagere contactfrequentie. De blootstelling via ingestie van grond voor het scenario 'wonen met tuin' gaat uit van een vijf keer hogere contactfrequentie dan voor de genoemde drie functies. De gevolgde benadering volgens de huidbelading, het hand-mondgedrag is voor alle scenario gelijk (zie Tabel 5.4 en 5.5).

Voor de hoeveelheid grondingestie wordt een verhouding van hoog-laag van 5:1 aangehouden (VROM, 2008). Hierdoor is in extensief gebruikte gebieden een jaargemiddelde waarde voor grondingestie van 20 mg/dag gehanteerd voor kinderen en 10 mg/dag voor volwassenen (zie Tabel 5.4).

De parameterisatie voor de afleiding van interventiewaarden, de maximale waarden en de risicobeoordeling met Sanscrit is in verschillende rapportages verantwoord. Deze is met betrekking tot de blootstelling door ingestie van gronddeeltjes samengevat per bodemgebruiksvorm als volgt:

a. De gemiddelde grondingestie voor kinderen en volwassenen voor standaard bodemgebruik Wonen met tuin is vastgesteld op resp. 100 en 50 mg/d conform de evaluatie interventiewaarden 2001.
b. Onder Plaatsen waar kinderen spelen (2) wordt verstaan alle voor kinderen (0-6 jaar) ingerichte speelplekken, trapveldjes, speelweiden, tuintjes behorend bij scholen en zorginstellingen en frequent door kinderen gebruikt groen. Voor kinderen en volwassenen is de blootstellingsfrequentie buiten gelijk gesteld aan die van 'wonen met tuin'. Dit resulteert in waarden voor grondingestie van 100 mg/d voor kinderen en voor volwassenen 50 mg/d.
c. Onder Moestuinen/volkstuinen (3) worden tuinen verstaan waar groenten en aardappels voor eigen consumptie worden verbouwd en welke deel uitmaakt van de woonomgeving (in feite spreekt men beter van wonen met moestuin). De contactfrequentie en de grondingestie van een kind en volwassene worden gelijkgesteld aan Wonen met tuin (100 en 50 mg/d).
d. Onder (4) Landbouw (zonder boerderij en erf) wordt het productieterrein van de agrariër verstaan. De grondingestie van een kind en volwassene is gelijkgesteld aan die voor volkstuinen (100 en 50 mg/d). Overigens zal de agrariër zelf wellicht een

hogere contactfrequentie hebben en daarmee een hogere ingestie van bodem. Dit moet volgens NOBO worden beoordeeld als beroepsrisico (Arbo).

e. Voor Natuur (5) is de contactfrequentie en daarmee de grondingestie vijf maal lager verondersteld dan voor Wonen met tuin waarmee de grondingestie uitkomt op voor kinderen 20 en voor volwassenen 10 mg/d.
f. Voor Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) (6) wordt de grondingestie één vijfde van wonen met tuin verondersteld. Daarmee komt de waarde voor grondingestie uit op 20 (kind) en 10 mg/d (volwassene).
g. Voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie (7): Een waarde voor grondingestie identiek aan Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) (6).

De Technische Commissie Bodem (TCB) heeft in haar advies betreffende 'Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid' van 20 januari 2006 geadviseerd om de waarde voor grondingestie voor ongevoelige functies op nul te zetten (zie kader). Dit advies is niet gevolgd in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007b).

Uit het TCB-advies:

De TCB kan zich vinden in het voorstel van het project Grond en Bagger om de NOBO-functies te clusteren tot drie functiegroepen, te weten 'Moestuinen/volkstuinen, Landbouw en Natuurgebieden', 'Wonen met tuin, Kinderspeelplaatsen en Groen met natuurwaarden' en 'Ander groen en industrie en bebouwing en infrastructuur'. Bovendien kan zij instemmen met de gekozen beschermingsniveaus, met uitzondering van de keuze om voor de minder kwetsbare functies (5 tot en met 8) toch het risico van grondingestie mee te nemen. De TCB acht dit niet reëel. (TCB, 2006)

Dit advies is niet overgenomen bij de voorstellen voor maximale waarden bodemkwaliteit.

Uit 5.1, 2, e et al., 2007:
In 2005 is door de projectgroep NOBO een voorstel gedaan voor nieuwe bodemgebruiksvormen. Hierover is door de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) geadviseerd. Voor de functies Natuurgebieden, Groen met natuurwaarden, Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie adviseert zij de grondingestie op nul te stellen. Dit advies wordt in deze notitie niet gevolgd. Een bepaald niveau van grondingestie is o.i. altijd aanwezig en met het meewegen van grondingestie bij de risicobeoordeling blijft de beoordeling consistent en bovendien waardevol voor het uitsluiten van risico's. Bovendien, voor de hoogte van de referentiewaarde zal deze blootstellingsroute niet van invloed zijn voor de genoemde bodemgebruiksvormen.

Tabel 5.4 Waarden voor grondingestie voor de verschillende bodemgebruiksvormen op basis van contactfrequentie en verblijftijden binnen en buiten

	Bodemgebruiksvorm	Blootstelling binnen/buiten	Contact-frequentie	Grond-ingestie jaargem. mg/d
			dagen/ jaar	*Totaal*
Kinderen				
1	Wonen met tuin	binnen+buiten	5.1, 2, b	100
2	Plaatsen waar kinderen spelen	binnen+buiten	5.1, 2, b	100
3	Moestuinen/volkstuinen	binnen+buiten	5.1, 2, b	100
4	Landbouw (zonder boerderij en erf)	binnen+buiten	5.1, 2, b	100
5	Natuur	alleen buiten	25	20
6	Groen met natuurwaarden (voor sport recreatie, stadsparken)	alleen buiten	25	20
7	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	binnen+buiten	25	20
Volwassenen				
1	Wonen met tuin	binnen+buiten	50	50
2	Plaatsen waar kinderen spelen	binnen+buiten	50	50
3	Volkstuin/moestuin	binnen+buiten	50	50
4	Landbouw (zonder boerderij en erf)	alleen buiten	50	50
5	Natuur	alleen buiten	10	10
6	Groen met natuurwaarden (voor sport recreatie, stadsparken)	alleen buiten	10	10
7	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	binnen+buiten	10	10

De grondingestie is een jaargemiddelde waarde. Per dag (of gebeurtenis) buiten kan de grondingestie hoger zijn dan de gegeven jaargemiddelde waarden.

Door diverse onderzoekers is op basis van veelal dezelfde gegevens getracht de inname van grond te benaderen vanuit de huidbelading, het hand-mondgedrag, contactfrequentie en verblijftijden. Hierbij wordt soms onderscheid gemaakt tussen de belasting binnen en buiten. De laatste gerapporteerde evaluatie is uitgewerkt voor de Vlaamse situatie (Bierkens et al., 2011). In Tabel 5.5 wordt de geschatte blootstelling via ingestie van grond op basis van huidbelading gegeven.

Uiteindelijk leiden de evaluaties tot de volgende uitgangspunten:

- De gemiddelde grondingestie blijft van toepassing op het standaard bodemgebruik voor de afleiding van interventiewaarden Wonen met tuin.
- De bodemingestie per bodemgebruik wordt opgesplitst in binnen- en buitenactiviteiten en wordt berekend met de volgende formule (voor een kind, AID_k):

  $$AID_k = (BIW_k^{buiten} * JGT_k^{buiten}) + (BIW_k^{binnen} * JGT_k^{binnen})$$

  Waarin:

Parameter	eenheid	Betekenis
AID_k	[mg/d]	Jaargemiddelde waarde (kind) voor grondingestie voor de verschillende bodemgebruiksvormen (binnen en buiten)
BIW_k	[mg/u]	De bodemingestiewaarde jaargemiddelde (kind) voor bodemgebruik X
JGT_k	[u/d]	De jaargemiddelde blootstellingsduur voor het bodemgebruik X

- Voor de bodemingestiewaarde per uur (BIW in mg/u) voor kinderen (< dan 6 jaar) werd 25 mg/u voor buiten gekozen. Deze waarden zijn (gezien de onzekerheden) vergelijkbaar met de door Sheppard (1995) gevonden waarden (zijnde 20 mg/u).
- Voor de activiteiten binnen is een keuze op basis van literatuurdata moeilijker te maken. Duidelijk is wel dat de huidbelading (en daarmee de ingestie) beduidend lager is. Geadviseerd wordt om te rekenen met een waarde van 3 mg/u voor kinderen (< dan 6 jaar). Voor de andere groepen kan worden uitgegaan van 1/10 van de bodemingestie buiten (resp. 2 en 1 mg/u). De geadviseerde waarden zijn op basis van interpretatie Van Holderbeke (2007) en na discussie in de Onderzoek begeleidingsgroep (OZBG) humaan in 2007.
- De jaargemiddelde blootstellingsduur uitgedrukt in uren per dag is op basis van Bockting et al. (1994). De bodemgebruiksfuncties zijn aangepast in aansluiting met de bodemgebruiksfuncties (TCB, advies Prioritaire projecten UP, 20 januari 2006), de jaargemiddelde blootstellingsduur (JGT) en de overwegingen daaraan ten grondslag zijn conform de beschrijving van de parameterisatie van grondingestie.

Tabel 5.5 geeft een overzicht van de jaargemiddelde waarden (JGT) en de bodemingestiewaarden (BIW) voor verschillende bodemgebruiksfuncties.

Tabel 5.5 Geschatte blootstelling via ingestie van grond op basis van huidbelading (Bron: 5.1, 2, e et al., 2007)

	Bodemgebruiksfunctie	basis VITO en Sheppard (hand-mond belasting)						
	kinderen	jaargem. u/d buiten	jaargem. u/d binnen	belasting mg/h buiten	belasting mg/h binnen	grondingestie jaargemiddeld in mg/d totaal	buiten	binnen
1	wonen met tuin	2.86	9.14	25	3	**99**	**71**	**27**
	met siertuin	2.86	9.14	25	3	**99**	**71**	**27**
2	kinderspeelplaats	2.86	9.14	25	3	**99**	**71**	**27**
	zonder gebouw/niet binnen	2.86	0	25	n.v.t.	**71**	**71**	n.v.t.
3	volkstuin/moestuin (met wonen)	2.86	9.14	25	3	**99**	**71**	**27**
	zonder wonen/niet binnen	2.86	0	25	n.v.t.	**71**	**71**	n.v.t.
4	landbouw (zonder boerderij en erf)	2.86	0	25	n.v.t.	**71**	**71**	n.v.t.
	incl. wonen	2.86	9.14	25	3	**99**	**71**	**27**
5	natuurgebieden	1	0	25	n.v.t.	**25**	**25**	n.v.t.
	frequent bezoek	2	0	25	n.v.t.	**50**	**50**	n.v.t.
6	groen met natuurwaarden	1	0	25	n.v.t.	**25**	**25**	n.v.t.
	frequent gebruik	2	0	25	n.v.t.	**50**	**50**	n.v.t.
7	ander groen en industrie	1	0	25	n.v.t.	**25**	**25**	n.v.t.
	incl. binnen	1	6	25	3	**43**	**25**	**18**
	geen kind	0	0	25	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
8	bebouwing en infrastructuur	1	6	25	3	**43**	**25**	**18**
	niet binnen	1	0	25	n.v.t.	**25**	**25**	n.v.t.
	volwassenen	jaargem. u/d buiten	jaargem. u/d binnen	belasting mg/h buiten	belasting mg/h binnen	grondingestie jaargemiddeld in mg/d totaal	buiten	binnen
1	wonen met 5.1, 2, e	14	14.86	20	2	**53**	**23**	**30**
	met sie 5.1, 2, e	14	14.86	20	2	**53**	**23**	**30**
2	kinderspeelplaats	1.14	14.86	20	2	**53**	**23**	**30**
	zonder gebouw/binnen	1.14	0	20	n.v.t.	**23**	**23**	n.v.t.
3	volkstuin/moestuin (met wonen)	1.14	14.86	20	2	**53**	**23**	**30**
	zonder wonen	1.14	0	20	n.v.t.	**23**	**23**	n.v.t.
4	landbouw (zonder boerderij en erf)	1.14	0	20	n.v.t.	**23**	**23**	n.v.t.
	incl. wonen	1.14	15	20	2	**53**	**23**	**30**
5	natuurgebieden	1	0	10	n.v.t.	**10**	**10**	n.v.t.
	frequent bezoek	2	0	10	n.v.t.	**20**	**20**	n.v.t.
6	groen met natuurwaarden	1	0	10	n.v.t.	**10**	**10**	n.v.t.
	frequent gebruik	2	0	10	n.v.t.	**20**	**20**	n.v.t.
7	ander groen en industrie	1	0	10	n.v.t.	**10**	**10**	n.v.t.
	incl. binnen	1	6	10	1	**16**	**10**	**6**
8	bebouwing en infrastructuur	1	6	10	1	**16**	**10**	**6**
	niet binnen	1	0	10	n.v.t.	**10**	**10**	n.v.t.

Deze analyse wijst uit dat voor kinderen 70% van de blootstelling te koppelen is aan de blootstelling buiten en 30% aan blootstelling binnen. Als kinderen minder buitenspelen is de verwachting dat de blootstelling ook lager zal zijn. Bij slechts één uur per dag buitenspelen (in plaats van bijna drie uur) zou de jaargemiddelde waarde voor grondingestie (zie de formule) bijna halveren (58 mg/d).

5.3 Recente interpretatie ingestie grond en stof door kinderen

In Bierkens et al. (2011) wordt voor de ingestie van grond én stof door kinderen een rekenkundig gemiddelde van 87 mg/dag voor grond en stof afgeleid, mede op basis van Van Holderbeke (2007). Voor grond en bodemgerelateerde stof is dit 63 mg/dag (het 95-percentiel is 81 mg/kg). Voor details wordt naar genoemd artikel verwezen. Die waarde is dus

lager dan de 100 mg/kg die standaard in veel landen, waaronder Nederland wordt gehanteerd.
Het uitgangspunt bij de blootstellingsmodellering van bodemverontreiniging is om uit te gaan van de gemiddelde waarde voor de blootstellingsparameters. Indien echter de onzekerheid van een parameter erg groot is kan gekozen worden voor een conservatievere (veiliger, bijvoorbeeld een 80 percentiel) waarde. De waarde voor de daggemiddelde ingestiehoeveelheid van grond (thans 100 mg/dag) kan in het licht van dit uitgangspunt worden heroverwogen.
Een voorstel voor heroverweging dient bij voorkeur plaats te vinden na discussie en evaluatie in internationaal kader. Daarnaast heeft een aanpassing van deze parameter consequenties voor de beoordeling van alle stoffen. De consequenties voor risicobeoordeling en normstelling zijn kleiner dan voor lood omdat alleen voor lood de blootstelling van kinderen maatgevend is voor het risico.

Bij de modellering van de blootstelling van kinderen aan lood in de ruime omgeving van Hoboken in Vlaanderen werden de loodbloedgehalten berekend aan de hand van een wiskundig model (Standaert et al., 2008). Dit model beschrijft hoe kinderen lood kunnen innemen via verschillende wegen, zoals voeding, bodem en afgezet stof, fijn stof en water (blootstellingsmodule) en hoe het ingenomen lood in het lichaam opgenomen en verdeeld wordt en in de verschillende organen en weefsels, waaronder bloed, terechtkomt (farmacokinetische module).
De conclusie van het onderzoek was dat, afhankelijk van het gebied met de hoogste loodconcentraties, juist de schoolomgeving of juist de woonomgeving de grootste invloed had op de loodbloedgehalten. Het bleek ook dat de variatie tussen individuele kinderen en hun specifieke kenmerken en gedrag een sterke invloed heeft op het blootstellingspatroon, in minstens even grote mate dan de locatie van de woning of van de school.

In buurlanden hanteert men een waarde voor grondingestie in de range van 100 mg/dag tot 200 mg/dag. Nader overleg met VITO en OVAM (april 2015) heeft uitgewezen dat er, ook naar de mening van VITO/OVAM, momenteel geen informatie is om tot heroverweging van de thans gebruikte parameterwaarde van 100 mg/dag te komen. Belangrijk is dat in Vlaanderen gekozen is om een waarde te kiezen die rekening houdt met de totale verdeling van de inname van grond door kinderen. Volgens hen is 100 dan mogelijk aan de lage kant.

5.4 Opname van lood door moestuingewassen

Algemeen is de aanname dat de blootstelling door de consumptie van moestuingewassen geteeld op verontreinigde grond lager is dan de blootstelling via de ingestie van gronddeeltjes. Vele publicaties en ook RIVM-onderzoek onderschrijven deze aanname. Echter, in geval van stadslandbouw en moestuinen kan de blootstelling via de consumptie van gewassen een relevant gezondheidsrisico vormen. In verschillende landen worden, in geval van moestuinen, een risicogrens voor bodemlood van 300–400 mg/kg gehanteerd. Daarbij wordt vaak gewezen op de noodzaak de groenten grondig te wassen.

Voor de risicobeoordeling en voor de afleiding van normen is de bepaling van de opname van onder meer lood door gewassen van belang. Voor de berekening van de opname wordt een bioconcentratiefactor gebruikt op basis van een dataset met bodem-plantopnamegegevens. In 2011 is nader onderzoek gedaan naar de opname van lood in planten om zo tot een verbetering van de risicobeoordeling te komen ([5.1, 2, e] et al., 2011).

Tot nu toe kon slechts deels rekening worden gehouden met het gecombineerde effect van het loodgehalte in de bodem en bodemtype op de opname in gewassen. Voor het onderzoek in genoemd rapport hebben Alterra en het RIVM een grotere en kwalitatief betere dataset samengesteld, op basis waarvan nieuwe bodem-plantrelaties zijn afgeleid. De nieuwe gecombineerde Alterra-RIVM-dataset bevat data van 2800 monsters. Per monster bevat de database de naam van het onderzochte gewas, het bodemgehalte, het plantgehalte, pH, lutum en organische stof. De nieuwe dataset bevat 32 verschillende gewassen. De data van 22 gewassen bleek bruikbaar, waarmee een goede dekking is verkregen over de meest geteelde en gegeten gewassen. De range aan loodgehalten in de bodem loopt uiteen van licht tot matig verontreinigde bodems. Uit de dataset blijkt dat loodplantconcentraties het hoogst zijn in bladgroenten (zoals andijvie, sla en kool) en het laagst in aardappel. Met de data uit de dataset zijn verschillende bodem-plantopnamemodellen beoordeeld. Voor de beoordeling van het meest geschikte bodem-plantopnamemodel is een redeneerlijn gevolgd. Deze redeneerlijn beschrijft de criteria waarmee wordt bepaald welke data worden meegenomen, en of een bodem-plantopnamerelatie kan worden gebruikt voor de inschatting van plantloodgehalten. Deze bodem-plantopnamerelaties zijn, voor elk gewas of gewasgroep afzonderlijk, afgeleid met lineaire regressie.

Voor veertien gewassen zijn bodem-plantrelaties afgeleid en beoordeeld. Het bodem-plantopnamemodel dat het best voldeed, is het volgende model:

$$10\log [BCF] = \text{constante} + a^* \ 10\log [\text{lood-bodem}]$$

Met dit model is de opname van lood (uitgedrukt als BCF) alleen afhankelijk van het gehalte aan lood in de bodem. Het effect van bodemtype (pH, organische stof en kleigehalte) bleek niet significant en leidde in de overige gevallen tot een inconsistent beeld.
Voor de risicobeoordeling zijn de opnamemodellen van de individuele gewassen gecombineerd tot een consumptiegewogen gemiddelde waarde voor groenten.
Dit is gedaan door rekening te houden met het gemiddelde consumptiepatroon.

In afhankelijkheid van het bodemloodgehalte varieert de BCF voor aardappel tussen 0,0015 (bij 85 mg Pb/kg) tot 0,0007 (bij 500 mg Pb/kg) en voor groenten tussen 0,0064 (bij 85 mg Pb/kg) tot 0,0043 (bij 500 mg Pb/kg), zie Tabel 5.6. Dat wil zeggen dat bij hoger gehalten de BCF lager wordt.

Tabel 5.6 Bioconcentratiefactoren (BCF) voor groenten en aardappels

Parameter	Op interventiewaardeniveau (Pb-bodem is 530 mg/kg)
BCF groenten BCF aardappel Bijdrage route consumptiegewas aan totale blootstelling	0,0043 0,00074 ± 4%

Het bodem-plantopnamemodel is getoetst aan de praktijkgegevens van twee onderzoeken naar de gezondheidsrisico's van gewasconsumptie uit moestuinen.
Uit de toetsing blijkt dat toepassing van het bodem-plantopnamemodel goed werkt en leidt tot een duidelijk verbeterde schatting van de werkelijke opname van lood voor een aantal belangrijke gewassen die veel geteeld worden in moestuinen.
Toepassing van het verbeterde bodem-plantmodel werkt ook door in de berekening van de risicogrenzen voor de mens. Het effect is het grootste voor de beoordeling van gezondheidsrisico's bij het gebruik van moestuinen.

Uit deze studie concluderen we dat de opname van lood door moestuingewassen minder groot is dan aanvankelijk werd aangenomen. Daardoor zijn de risico's door consumptie van de gewassen ook minder groot.

Deze nieuwe data zijn al toegepast voor de beoordeling met Sanscrit. In deze rapportage worden deze data ook gebruikt voor het afleiden van relaties tussen bodem en concentraties in zelfverbouwde gewassen.

5.5 Bio-accessibility van bodemlood

Doel en opzet
Eind 2012 is gestart met een onderzoek naar de relatieve biobeschikbaarheid (bioaccessibility) van lood in grond ten opzichte van voeding. In overleg met de werkgroep NOBOWA en is deze validatiestudie opgezet. Eind 2013 zijn de resultaten opgeleverd in een rapport (5.1, 2, e et al., 2014). Doel van het onderzoek was tweeledig. Enerzijds was het doel om de beste methode te identificeren voor het bepalen van de relatieve beschikbaarheid van lood in grond voor de mens uit stedelijke ophooglagen. Afgeleid doel was tot een onderbouwde generieke biobeschikbaarheidsfactor te komen voor het bodembeheer in het stedelijk gebied. Er is een validatiestudie uitgevoerd voor de bioaccessibility van lood uit stedelijke ophooglagen. De bioaccessibility is gemeten met drie in vitro-modellen:

1. het door het RIVM ontwikkelde in vitro digestie-model (IVD),
2. het Tiny TIM-model van TNO,
3. het Unified Barge Model (UBM, gebruikt in Europa en gebaseerd op IVD).

De resultaten zijn vergeleken met de biobeschikbaarheid van lood uit stedelijke ophooglagen in jonge biggen, waarvan bekend is dat ze een goede proxy zijn voor jonge kinderen (5.1, 2, e et al., 2014).

In een eerste fase van het onderzoek zijn de Nederlandse in vitro-modellen geoptimaliseerd. In de tweede fase is met de geoptimaliseerde modellen (in vitro) de bioaccessibility van zeven bodems van stedelijke ophooglagen gemeten en uitgedrukt ten opzichte van de bioaccessibility van de referentiestof loodacetaat (volledig beschikbare vorm van lood). Van zes van deze bodems is ook in vivo de relatieve (= ten opzichte van loodacetaat) biobeschikbaarheid bepaald. Hierdoor is het mogelijk de drie in vitro-modellen te vergelijken met de in vivo-situatie.

De correlatie tussen de loodconcentraties in bodemextracten die gemaakt zijn met 0,43 M HNO_3 en de in vivo gemeten waarden is eveneens goed (R^2 = 0,83). De biobeschikbaarheid van de zes stedelijke ophooglagen blijkt dus met 0,43 M HNO_3 extracten goed te voorspellen, hoewel de absolute beschikbaarheid relatief hoog is. Van deze extractiemethode is bekend dat de potentieel (ecologisch) biobeschikbare en de anthropogeen toegevoegde gehalte wordt gemeten.

Indien gewenst kan binnen de context van de circulaire bodemsanering met een locatiespecifieke meting de beoordeling worden aangepast. We bevelen aan om voor locatiespecifieke beoordelingen van de biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen in de toekomst het UBM te gebruiken. We verwachten echter dat de rol van locatiespecifieke beoordelingen beperkt zal zijn, omdat de gemeten variatie in de biobeschikbaarheid van lood in deze bodems klein is.

Bepaling van de biobeschikbaarheid van bodemlood
De biobeschikbaarheid van bodemlood kan worden bepaald met laboratoriummodellen die schatten hoeveel lood uit de bodem vrijkomt en bij kinderen in het maag-darmkanaal vrijkomt. 5.1, 2, e et al. (2009) vergeleek de modellen (Tiny TIM-model) van TNO en het in-vitrodigestie(IVD)-model van het RIVM. Beide modellen bootsen in laboratoria de condities van het menselijke maagdarmkanaal na. De met de in vitro-modellen bepaalde biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen verschilde gemiddeld een factor 5 van elkaar (n = 16). Door het afstemmen van pH en hoeveelheid gebruikte bodem in het model is het verschil teruggelopen tot een factor 2-3 (n= 6). Vooral de gebruikte hoeveelheid bodem in het Tiny TIM-model bleek een grote invloed op de bioaccessibility te hebben. Het overgebleven verschil tussen de twee modellen kan verklaard worden door het verschil in gebruikte scheidingsmethode: centrifugeren bij IVD en dialyse (ultrafiltratie) bij Tiny TIM. Dit is aangetoond door het chyme (spijsverteringssap) uit Tiny TIM te centrifugeren in plaats van te dialyseren; de waarden tussen IVD en Tiny TIM blijken dan wel vergelijkbaar.

Uit de validatiestudie blijkt dat het UBM (ondanks dat het niet een semi-gevoed kind simuleert) de biobeschikbaarheid van lood in varkens vanuit stedelijke ophooglagen het beste voorspelt. De correlatie tussen de (relatieve) bioaccessibility van lood van de in vitro-experimenten en de biobeschikbaarheid gemeten in de varkens (in vivo) is voor dit model goed (R^2 = 0,80). Dit geldt ook voor Tiny TIM (R^2 = 0,67), maar dit model onderschat de biobeschikbaarheid met een factor 2-9. Voor IVD was de correlatie met de in vivo-data slecht (R^2 = 0,15). Met een correctie voor de hoeveelheid kalk in de bodem blijkt het IVD-model de

biobeschikbaarheid wel goed te voorspellen. Echter, omdat een wetenschappelijke verklaring hiervoor goeddeels ontbreekt, en er bovendien slechts zes monsters gemeten zijn, acht men het gebruik van een correctiefactor voor kalk vooralsnog niet geschikt.

Generieke factor voor de biobeschikbaarheid van bodemlood
Het verschil in de gemeten biobeschikbaarheid van lood in de zes stedelijke ophooglagen in de varkens is slechts een factor 2 (range: 47-95%). Hierdoor kan uit de range in deze studie een generieke biobeschikbaarheidswaarde worden afgeleid, die gebruikt zou kunnen worden in humane risicobeoordeling van lood in binnensteden. De biobeschikbaarheid blijkt 50% tot 100% (dus even groot) te kunnen zijn van de biobeschikbaarheid van lood in voeding. Op basis van de resultaten (n = 6 bodems) is geconcludeerd dat de huidige relatieve biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen (rel F van 0,4 (40%)) een te lage waarde is want, voor een algemeen geldende situatie (generiek), te weinig bescherming biedt. Geadviseerd wordt daarom de Rel F te stellen binnen de range van 0,58 (P50) – 0,84 (P80), afhankelijk van het gewenste niveau van conservatisme. Deze waarden komen overeen met de range voor Rel F die in de vorige studie, met 90 bodems, is bepaald, namelijk 0,67 (P50) – 0,91 (P80).

Conclusie biobeschikbaarheid
Geadviseerd aan NOBOWA is de huidige generieke waarde van de relatieve biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen (0,4) te verhogen naar een waarde die voldoende bescherming biedt aan kinderen bij blootstelling door de ingestie van gronddeeltjes (0,58 (P50)). De beoordelingssystematiek, zoals beschreven in de Circulaire bodemsanering, dient dan overeenkomstig te worden aangepast. In de werkgroep NOBOWA zijn de resultaten besproken en is men voorstander van het gebruik van een generieke factor zoals voorgesteld.
Verder is geadviseerd een eventuele locatiespecifieke bepaling van lood in stedelijke ophooglagen uit te voeren met het UBM-model. Dit kan voor de spoedbepaling, maar ook ten behoeve van gebiedsspecifiek beleid. Tevens wordt geadviseerd om, voor de bepaling van de potentiele beschikbaarheid, 0,43 M HNO_3 (in de eerste beoordelingsstap) toe te passen.

5.6 De verantwoording van de modellering van het loodbloedgehalte en de relatie tot IQ-verlies

US-EPA/ IEUBK-model
Uitgaande van een inname uit lucht, bodem en voeding beschrijft het IEUBK-model de geaggregeerde inname ('intake') van lood na opname in het lichaam ('uptake'), de verdeling van lood over het lichaam, inclusief het bloed van kinderen.[15]

[15] In de Nederlandse risicomodellen (CSOIL, Sanscrit) voor bodemverontreiniging wordt de kinderperiode gedefinieerd als 0-6 jaar. Dit verschilt enigszins van de periode die in de Amerikaanse modellen wordt gehanteerd. Het IEUBK hanteert bijvoorbeeld een leeftijd van 0,5 tot en met 7 jaar. Deze verschillen zijn (gezien de onzekerheid van het model) niet relevant voor de uitkomsten en conclusies. De kinderperiode voor dit rapport wordt gedefinieerd als de periode van 0-6 jaar.

De beschikbare software levert als output:

- De opname van lood (µg/dag) door inademing uit lucht, door inname van voedsel, door inname via drinkwater en door ingestie van bodem/huisstof voor verschillende leeftijdsklassen van kinderen (0,5–1; 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-6 en 6-7 jaar).
- Idem, de geaggregeerde opname over de verschillende bloostellingsroutes.
- De statistische verdeling van de loodbloedgehalten in kinderen, geaggregeerd over de verschillende blootstellingroutes en de verschillende leeftijdscategorieën (eenheid: µg/dL).

Model parameterwaarden

- Lucht: ('Air data')
- Outdoor air concentration: Constant value, 0 µg/m^3
- Voeding: ('Dietary data')

Op basis van 5.1, 2, e et al. (2012) zijn, voor Nederlandse kinderen, de volgende innames via voeding berekend (in µg/dag):

- 0-1 jaar 0
- 1-2 jaar 10,60
- 2-3 jaar 10,95
- 3-4 jaar 11,24
- 4-5 jaar 11,55
- 5-6 jaar 12,24
- 6-7 jaar 12,97

Drinkwater ('Drinking water data')

Bij de inname berekeningen uit voeding zoals vermeld in 5.1, 2, e et al. (2012) is de inname van lood uit drinkwater meegenomen.
Derhalve: Concentratie drinkwater 0 µg/L.

Bodem/huisstof ('Soil/Dust data')

Soil/Dust ingestion Weighing factor (percent soil), 45
Outdoor Soil Lead Concentration (µg/g), constant value, 50–1500
Indoor Dust Lead Concentration (µg/g), Multiple Source Analysis, Set, Contribution of soil lead to indoor household dust lead (conversion factor), 0.8
Amount of Soil/Dust Ingested Daily (g/day), 0.120 (corresponding with a daily soil intake of 0.1 g)

- Absorptie: ('GI values/Bioavailability')
- Soil: 27
- Dust: 27
- Diet: 40

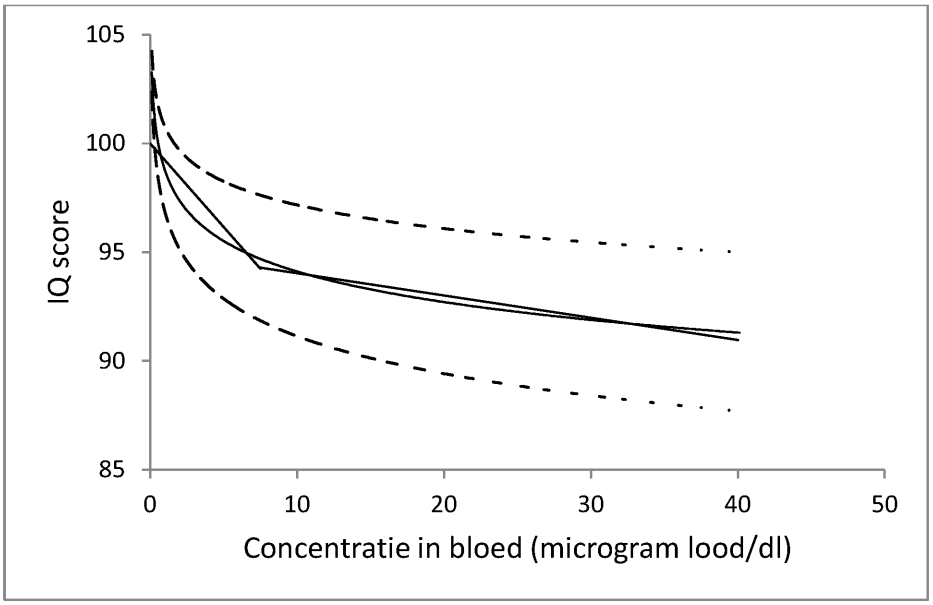
'Maternal data': default IEUBK
'Alternate source': default IEUBK

Naast een verdeling van de lood-in-bloedwaarde voor kinderen van 0-84 maanden geeft IEUBK ook de *absolute opname* (µg/dag) voor de leeftijdsklasse van 0,5-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-6 en 6-7 jarigen.
Om deze absolute opname naar opname per kg lichaamsgewicht per dag zijn de volgende lichaamsgewichten (kg) gebruikt: 11,7 (1 jaar), 14 kg (2 jaar), 16,8 kg (3 jaar), 18,7 kg (4 jaar), 21,2 kg (5 jaar), 23,8 kg (6 jaar), 26,1 (7 jaar).
Voor 2-7 jarigen komt dit overeen met een gemiddeld lichaamsgewicht van 20,1 kg.

Modelversie
IEUBK Win32, Version 1.1, Build 11.

Relatie loodbloedwaarde en IQ-verlies bij kinderen
Bij kinderen kan de blootstelling aan lood leiden tot verstoring van de cognitief/intellectuele ontwikkeling. Dit effect kan zichtbaar gemaakt worden wanneer de loodbloedwaarde van kinderen uitgezet wordt tegen het 'Intelligence Quotient' (IQ). Hier kan de meta-analyse van Lanphear et al. (2005) als uitgangspunt dienen. Deze studie is gebaseerd op de geaggregeerde gegevens van zeven prospectieve epidemiologische studies in de USA (Boston, Cincinnati, Cleveland, Rochester), Mexico, het voormalige Joegoslavië en Australië) waarin kinderen wat betreft hun cognitief/intellectuele ontwikkeling vanaf de zuigelingenleeftijd tot de leeftijd van 5-10 jaar gevolgd zijn.

Als maat voor de cognitief/intellectuele ontwikkeling is bij de kinderen een 'full scale IQ test' afgenomen. Deze test is een maat voor de verbale en cognitieve vaardigheden van een kind. De leeftijd waarop de IQ-test bij de kinderen afgenomen werd varieerde van 4 jaar en 10 maanden tot 10 jaar. Het prospectieve karakter van het onderzoek maakte het mogelijk om op gezette leeftijden bij de kinderen bloed af te nemen (6, 12 of 15, 36, 48 en 60 maanden). Met deze manier van monstername konden verschillende, onderling hoog gecorreleerde, maten voor de bloedconcentraties verkregen worden ('concurrent lead', 'peak lead', 'life time lead', 'childhood lead'). Van deze waarden vertoonde het 'concurrent blood level' (= waarde die het dichtst bij het afnemen van de IQ-score lag) de hoogste correlatie met de IQ-score.
In totaal waren 1333 gepaarde loodbloedwaarden en IQ-scores beschikbaar. Lanphear et al. beschrijven de data met een log-lineair model (zie Figuur 5.1, IQ vs. de log-bloedwaarde). Figuur 5.1 toont het door Lanphear et al. gevonden verband tussen de loodbloedwaarde en de hiermee samenhangende gemiddelde IQ (middelste doorgetrokken gekromde lijn). Uitgaande van een bepaalde loodbloedwaarde zoals die in een kind aanwezig is, kan het in Figuur 5.1 getoonde verband gebruikt worden om, uitgaande van een bepaalde bloedwaarde, de hiermee overeenkomende verwachte *gemiddelde* IQ-score te berekenen. Eventueel kan hierbij rekening worden gehouden met de onzekerheid in de berekende IQ-score.
Lanphear et al. concluderen dat het verband tussen loodbloedwaarde en IQ score steiler verloopt bij waarden kleiner dan 7,5 µg/dL dan voor waarden groter dan 7,5 µg/dL. Dit wordt aangegeven met een zogenaamd 'piece-wise' lineair verband (Figuur 5.1, doorgetrokken geknikte rechte lijn). Verder concluderen Lanphear et al. dat de beschikbare data geen 'threshold', dat wil zeggen een loodbloedwaarde waaronder geen effect op de IQ-score heeft, aangeven.



Figuur 5.1 Het verband tussen de loodbloedwaarde van jonge kinderen en hun IQ-score.
Doorgetrokken gekromde lijn: gemiddelde IQ-score (IQ-score = - 2,02·ln (x) + 98,77).
Onderbroken lijnen: 95% betrouwbaarheidsinterval voor de gemiddelde IQ-score (IQ-score = - 1,56·ln (x) + 100,77 resp. IQ-score = - 2,484·ln (x) + 96,86).
(naar Lanphear et al., 2005, Figures 3 and 4).
Doorgetrokken rechte lijn: 'piecewise' lineaire benadering voor de gemiddelde IQ-score (IQ-score = - 0,77·x + 100 voor x ≤ 7,5 µg lood/dl resp. IQ-score = - 0,1021 x + 95,05 voor x > 7,5 µg lood/dl (deze studie).

Referentiewaarden voor lood in bloed van kinderen: EFSA (2010)
Voor haar meest recente evaluatie van de contaminatie van voedsel met lood heeft de Europese voedsel- en warenautoriteit (EFSA) de volledige data set van de Lanphear-analyse aan een dosis-response analyse onderworpen (Budtz-Jørgensen, 2010). Afhankelijk van het gebruikte wiskundige dosis-response model kan daarmee de lood bloedwaarde berekend worden die overeenkomt met een verlaging van de IQ-score van 1 punt. Deze waarde wordt aangeduid als de 'Benchmark $Dose_{01}$' (BMD_{01}).
Wanneer uitgegaan werd van een log-lineair model, een 'piecewise' lineair of een lineair model bleek een lineair model ten opzichte van de andere twee modellen niet te voldoen. Voor het log-lineaire model en het 'piecewise' lineaire model werden de volgende BMD_{01}/$BMDL_{01}$-waarden (µg/L) berekend op basis van het 'concurrent blood level' uit de Lanphear-studie (zie Tabel 5.7).

Tabel 5.7 Benchmark Dose (in µg/L) overeenkomend met een verlaging van de IQ-score met 1 punt (BMD_{01}) en zijn 95% betrouwbaarheidsondergrens ($BMDL_{01}$) op basis van de Lanphear-studie (EFSA, 2010)

log-lineaire model		'piecewise' lineaire model	
$BMDL_{01}$	BMD_{01}	$BMDL_{01}$	BMD_{01}
2,6	3,5	12	18

Hoewel het log-lineaire model de data in het algemeen iets beter beschreef dan het 'piecewise' lineaire model bleek dit verschil in statistische zin onbelangrijk. Nadeel van het log-lineaire model is dat de IQ-score oneindig groot wordt wanneer de loodbloedwaarde zich richting zijn nulwaarde begeeft. In de praktijk is de toepasbaarheid van het log-lineaire model daarom beperkt, immers de loodbloedwaarde zou bij lage gehalten juist een snel toenemend oneindig positief effect op de IQ-score hebben! Om deze reden heeft EFSA dan ook het 'piecewise' lineaire model gekozen voor het karakteriseren van de dosis-responserelatie tussen loodbloedwaarde en IQ-score. Met de bescherming van de gezondheid vooropgesteld stelt zij de BMDL van 12 µg lood/L als (EFSA, 2010):

'reference point for the risk characterisation of lead for assessing the risk of intellectual deficits in children as measured by the Full Scale IQ. The $BMDL_{01}$, associated with a BMR= 1%, i.e. a decrease of cognitive ability by 1 IQ point, was chosen to account for the fact that a shift of the distribution of the IQ by 1 IQ point to lower values would have an impact on the socioeconomic status of the population and its productivity'.

Uitgaande van een BMD_{01} van 1,8 µg lood/dL bloed als blootstellingsgrens voor een verlaging van de IQ-score met 1 punt, dat wil zeggen van 100 naar 99, laat zich voor het 'piecewise' lineaire model tot een niveau van 7,5 µg lood/dL bloed definiëren als:

$$\text{IQ-score} = 100 - 0{,}566 \cdot x$$

Hierin is x de loodbloedwaarde in µg lood/dl bloed.

Voor lood-in-bloedwaarden groter of gelijk aan 7.5 µg lood/dl bloed is in de huidige analyse voor het minst steile deel van het 'piecewise' linaire model gebruik gemaakt van de door Lanphear et al. genoemde richtingscoëfficiënt, ofwel:

$$\text{IQ-score} = -0{,}1021 \cdot x + 96{,}53$$

Analoog verkrijgt men, uitgaande van de 95% betrouwbaarheidsondergrens van de BMD, de $BMDL_{01}$ van 1,2 µg lood/dL:

Tot een lood-in bloedwaarde van 7,5 µg lood/dL bloed:

$$\text{IQ-score} = 100 - 0{,}833 \cdot x$$

Voor lood-in-bloedwaarde ≥ 7,5 µg lood/dL bloed:

$$\text{IQ-score} = -0{,}1021 \cdot x + 94{,}52$$

Interpretatie van de berekende IQ-score
Zoals aangegeven geeft het IEUBK-model de statistische verdeling van lood bloedwaarden voor 0,5–7 jarige kinderen.

Deze verdeling reflecteert enerzijds interindividuele variabiliteit van kinderen met betrekking tot opname en verdeling van lood in het

lichaam en anderzijds de onzekerheid van de berekende loodbloedgehalte in kinderen, gegeven een (constante) blootstelling uit verschillende bronnen.

In dit rapport is deze variatie in het lood-in-bloedgehalte van kinderen bij de IQ-scoreberekeningen niet meegenomen. Er is uitgegaan van de door het IEUBK berekende 'Geometric Mean (GM)' van de statistische verdeling. De GM is die bloedconcentratie waarbij voor de helft van de kinderen een hogere of lagere concentratie dan de GM berekend wordt.

Verder houdt het door EFSA gebruikte 'piecewise' lineaire model, gegeven een bepaalde lood-in-bloedwaarde, geen rekening met de onzekerheid in de hiermee samenhangende IQ-score. Figuur 5.1 laat echter zien dat een bepaalde loodbloedwaarde niet tot één IQ score, maar tot een onzekerheidsverdeling van scores leidt. Gemeten naar de P_{05}/P_{50}- en de P_{95}/P_{50}-verhouding van deze verdeling (Figuur 5.1) blijkt deze variabiliteit tussen de 0,96 en de 1,04 te liggen.
De gepresenteerde berekeningen van de IQ-score moeten als indicatief voor het effect van lood in de voeding, bodem en huisstof in het gemiddelde kind beschouwd worden. Zie voor de resultaten van de berekeningen de Tabellen 5.8, 5.9 en 5.10.

Tabel 5.8 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit voeding, bodem en huisstof[1]

Bodemconcentratie [mg lood/kg]	Inname	Opname	Lood in bloed en % kinderen dat de EFSA- richtwaarde voor lood in bloed van 12 µg/L overschrijdt[2]		Indicatie voor het verlies aan IQ-punten in het gemiddelde kind[5]
	Externe blootstelling [µg/kg bw/d]	*Interne blootstelling [µg/kg bw/d]*	*Geometrisch gemiddelde [µg/L][4]*	*% kinderen dat de EFSA- richtwaarde voor lood in bloed van 12 µg/L overschrijdt[3]*	
Alleen voeding	0,60	0,25	12,8	56	0,7 – 1,1
50 (voeding en Nederlandse waarde in de bodem)[2]	0,88	0,33	17,9	80	1,0 – 1,5
100	1,13	0,40	22,9	92	1,3 – 1,9
210 (max waarde wonen)	1,71	0,56	33,3	99	1,9 – 2,8
350	2,46	0,76	45,9	100	2,6 – 3,8
530 (interventiewaarde)	3,42	1,01	61,0	100	3,4 – 5,1
750	4,59	1,27	78,0	100	4,3 – 6,3
1000	5,91	1,57	95, 8	100	4,5 – 6,3
1500	8,57	2,10	127,6	100	4,8 – 6,8

[1] Blootstellingsscenario kinderspeelplaatsen inclusief de blootstelling door voeding (achtergrondblootstelling).
[2] Blootstelling aan voeding + blootstelling aan bodem/huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.
[3] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ-punt.
[4] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar. Berekend met IEUBK.
[5] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloedwaarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

Tabel 5.9 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit alleen bodem en huisstof[1]

Bodemconcentratie [mg lood/kg]	Inname	Opname	Lood in bloed en % kinderen dat de EFSA- richtwaarde voor lood in bloed van 12 µg/L overschrijdt[2]		Indicatie voor het verlies aan IQ-punten in het gemiddelde kind[5]
	Externe blootstelling [µg/kg bw/d]	*Interne blootstelling [µg/kg bw/d]*	*Geometrisch gemiddelde [µg/L][4]*	*% kinderen dat de EFSA- richtwaarde voor lood in bloed van 12 µg/L overschrijdt[3]*	
50[2]	0,27	0,081	5,6	5,0	0,31 – 0,46
100	0,53	0,16	10,7	40,6	0,61 – 0,89
210 (max waarde wonen)	1,11	0,33	21,7	89,6	1,2 – 1,8
350	1,86	0,54	34,8	98,8	2,0 – 2,9
530 (interventiewaarde)	2,82	0,78	50,6	99,9	2,9 – 4,2
750	3,99	1,08	68,4	100	3,9 – 5,7
1000	5,31	1,38	86,9	100	4,4 – 6,4
1500	7,97	1,94	119,8	100	4,7 – 6,7

[1] Blootstellingsscenario kinderspeelplaatsen.
[2] Blootstelling aan bodem/huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.
[3] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ-punt.
[4] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar. Berekend met IEUBK.
[5] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloedwaarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

Tabel 5.10 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit voeding, groenten uit eigen tuin, bodem en huisstof[1]

Bodemconcentratie [mg lood/kg]	Inname	Opname	Lood in bloed		Indicatie voor het verlies aan IQ-punten in het gemiddelde kind[5]
	Externe blootstelling [µg/kg bw/d]	*Interne blootstelling [µg/kg bw/d]*	*Geometrisch gemiddelde [µg/L]*[4]	*% kinderen dat de EFSA- richtwaarde voor lood in bloed van 12 µg/L overschrijdt*[3]	
Alleen voeding en groenteconsumptie uit eigen [5.1, 2, e]	0,84	0,34	17,1	77,3	1,0 – 1,4
[illegible]0[2]	1,08	0,38	22,1	90,2	1,3 – 1,8
100	1,45	0,50	29,0	97,7	1,6 – 2,4
210 (max waarde wonen)	2,22	0,85	49,1	99,9	2,8 – 4,1
350	3,25	1,05	59,5	100	3,4 – 5,0
530 (interventiewaarde)	4,61	1,42	80,0	100	4,3 – 6,3
750	6,27	1,83	102,7	100	4,5 – 6,5
1000	8,15	2,28	126,0	100	4,8 – 6,8
1500	11,75	2,86	166,4	100	5,2 – 7,2

[1] Blootstellingsscenario wonen met moestuin.
[2] Blootstelling aan bodem/huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.
[3] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ-punt.
[4] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar. Berekend met IEUBK.
[5] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloedwaarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

6. Bijlage hoofdstuk 6: Maatregelen om de blootstelling aan lood te verminderen

6.1 Meten van bodemlood met XRF

Piekconcentraties aan lood binnen het diffuus verontreinigd gebied kunnen snel en relatief goedkoop met behulp van een hand-XRF worden bepaald. Met deze informatie kunnen gericht zogenaamde 'hot spots' worden aangepakt. Bewoners die zich zorgen maken over de kwaliteit van hun tuin kunnen worden voorzien van specifiek advies over te nemen maatregelen indien nodig.

Voor toelichting over het gebruik van een XRF zie:
TECHNIEKSHEET Onderzoekstechniek: XRF
(http://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/bodemonderzoek/onderzoekstechnieken/onderzoekstechniek-xrf)

Op soilpedia (www.soilpedia.nl) is het, in opdracht van SKB, onderzoek naar 'Inzet van röntgen fluorescentie (XRF) voor on-site meten van zware metaalgehaltes in de bodem' gepubliceerd. Hieronder volgt een aantal de belangrijke aandachtspunten.

Met een hand-XRF meetapparaat kunnen in het veld, na voorafgaande kalibratie en een korte voorbereidingstijd per monster, binnen 1 minuut per meting gehaltes aan metalen in grond (in mg/kg) worden gemeten. Het grote voordeel is de snelle beschikbaarheid van de uitslag. Dit biedt operationele en logistieke voordelen. De hand-XRF maakt gebruik van röntgenstraling.

De kosten van het apparaat zijn circa 35.000 euro (mededeling 5.1, 2, e). Aan de hand van een kosten-batenanalyse blijkt dat bij regelmatig gebruik de kosten per meting circa 7 euro bedragen.

Er dient een meetprotocol gevolgd te worden met voorbehandeling tot een homogeen monster en een meetstrategie om een uitgebalanceerd beeld te krijgen waarin de invloed van toevallige uitschieters beperkt is. Het apparaat is bruikbaar voor Pb, Zn, Cu, As, Cd, Ni, Cr, Hg, Se, V, Sb, Ba, Mo, Sn, Co in de Nederlandse bodemtypen.

Aantoonbaarheidsgrens: voor Pb, Zn en Ba is deze voldoende om te kunnen toetsen aan de achtergrondwaarden en de interventiewaarden. Voor de overige metalen zie Bessems et al. (2008). Er is een mogelijkheid voor verlaging van de aantoonbaarheidsgrenzen met een nieuwe detector.

Juistheid/gelijkwaardigheid aan de metingen van een geaccrediteerd laboratorium: Vergeleken met de uitslagen van een geaccrediteerd laboratorium is voor Pb een afwijking gevonden van maximaal 15% (evenals voor Zn, Cu, As, Se, Mo, Sn). De interne kalibratie van de XRF is wel van belang. Voor de overige metalen zie Bessems et al. (2008).

Precisie: De precisie is afhankelijk van de matrix (grond, ophoogmateriaal, zinkassen), die net als bij de geaccrediteerde laboratoria beperkt is.

6.2 Maatregelen door bewoners (wonen met tuin) en aandachtspunten voor de gemeente[16]

Maatregelen door bewoners

Maatregelen die bewoners zelf kunnen nemen bij het gebruik 'wonen met tuin' in diffuus verontreinigd gebied:

- Blootstelling via andere blootstellingsroutes zo veel mogelijk vermijden;
- Zandbak met schoon zand voor kleine kinderen;
- Handen wassen na contact met grond;
- Regelmatig stofzuigen of dweilen vanwege inloop van grond in huis;
- Geen consumptie van gewassen die zijn geteeld in de volle grond; (eventueel wel consumptie van gewassen die zijn geteeld in bakken met schone grond).

Indien de bodemkwaliteit is onderzocht worden de maatregelen geadviseerd uit Tabel 6.2.

Aandachtspunten voor de gemeente

- Kinderspeelplaatsen: check of deze van een afdekking zijn voorzien dan wel of de bodemkwaliteit voldoet voor het gebruik. Neem zonodig maatregelen.
- Moestuinen (bestaand): check of de bodemkwaliteit voldoet voor het gebruik. Neem zonodig maatregelen. Wees alert bij nieuwe initiatieven, zoals stadslandbouw, en dat men niet aan de slag gaat op een bodem die qua bodemkwaliteit daarvoor ongeschikt is.
- Bouw kennis op over de verontreinigingsniveaus (piekconcentraties) van lood in diffuus verontreinigde gebieden.
- Breng aandachtsplekken in beeld en houdt bij herinrichting rekening met de mogelijkheid om blootstelling aan lood te verminderen.
- Stel een voorlichtingsloket en meetservice voor verontruste burgers in (handheld-XRF).
- Communiceer over de (mogelijke) aanwezigheid van verhoogde loodgehaltes in de bodem en welke maatregelen/gebruiksaanwijzingen burgers (in acht) kunnen nemen bij het gebruik wonen met tuin.

[16] Betreft maatregelen in het kader van een in ontwikkeling zijnde gemeentelijk beleid (Amsterdam).

Tabel 6.2 Maatregelen die de bewoner kan nemen

Maatregel	Bodemlood: 50-210 mg/kg droge stof	Bodemlood: 210-530 mg/kg droge stof	Bodemlood: >530 mg/kg droge stof
Altijd: Blootstelling via andere blootstellingsroutes zo veel mogelijk vermijden			
Zandbak met schoon zand voor jonge kinderen.	x	x	x
Handen wassen na contact met grond.	x	x	x
Regelmatig stofzuigen of dweilen vanwege inloop van grond in huis.		x	x
Gewasconsumptie: Eet niet alleen uit eigen tuin (tenzij gewassen zijn gekweekt in bakken met schone grond), maar varieer.	x	n.v.t.	n.v.t.
Gewasconsumptie: Geen consumptie van gewassen die zijn geteeld in de volle grond. (Gewassen kunnen eventueel worden geteeld in bakken met schone grond.)		x	x
Gewasconsumptie: Spoel/was groenten en vruchten die met de verontreinigde bodem in aanraking zijn gekomen extra goed voorafgaand aan bereiding/consumptie om ingestie van aanhangende grond te voorkomen.		x	x
Contact met verontreinigde grond zo veel mogelijk voorkomen door het treffen van fysieke maatregelen.*			x

*) Fysieke maatregelen door:

- Het aanbrengen van een contactlaag met schone grond, al dan niet na afgraven van de bovenlaag. LET OP: Hiervoor gelden verplichtingen/eisen uit de Wet bodembescherming.
- Het aanbrengen van afdekmateriaal – bestrating of kunstgras – op een schone zandlaag.
- Het aanbrengen van een dichte grasmat op een schone laag aarde.

RIVM
De zorg voor morgen begint vandaag