Diffuse loodverontreiniging in de bodem

Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader

RIVM Briefrapport RIVM 2015

5.1, 5.1, 2, e et al.

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

Contact:
5.1, 5.1, 2, e

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

Door de aanwezigheid van diffuus verontreinigde bodem met lood worden bewoners blootgesteld aan gezondheidsrisico's. Vooral kinderen zijn gevoelig voor de effecten die veroorzaakt worden door de blootstelling aan lood.
Het RIVM beschrijft in dit rapport de actuele kennis over de gezondheidsrisico's van blootstelling aan lood afkomstig van de bodem en opties voor het beheer van de bodemkwaliteit.

De mens wordt al eeuwenlang blootgesteld aan lood. De blootstelling is de laatste decennia flink verminderd door het gebruik van loodvrije benzine, het terugdringen van het gebruik van loodhoudende verf en het grotendeels vervangen van loden drinkwaterleidingen. Waar mogelijk is ook de bodem op locaties met hoge loodverontreiniging gesaneerd.

In diverse steden komen echter nog wijken voor met diffuse bodemverontreiniging met lood. Voor deze wijken dient het bodembeheer zich te richten op het verminderen van de blootstelling aan lood.

Lood heeft een effect op de ontwikkeling van het zenuwstelsel waardoor vooral jonge kinderen gezondheidsrisico's lopen. Blootstelling aan lood kan tot een lager IQ bij kinderen leiden. De blootstelling aan lood vindt grotendeels plaats door het inslikken van gronddeeltjes. Dit gebeurt vooral door kleine kinderen tijdens het spelen in de tuin of op kinderspeelplaatsen.

Dit rapport geeft informatie over de oorzaken van diffuse bodemverontreiniging met lood, de effecten van blootstelling aan lood op de gezondheid, de Nederlandse bodem normen voor lood, de blootstelling aan bodemlood en de samenhangende gezondheidsrisico's voor jonge kinderen. Dit rapport biedt een leidraad om de blootstelling aan lood uit de bodem te verminderen.

Op basis van dit rapport kunnen gemeenten een beleidskader opstellen voor het beheer van diffuus verontreinigde bodem met lood.

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

Synopsis

Non-point source lead contaminated soils

Due to the presence of non-point source lead contaminated soils, residents are exposed to health risks. Children are particularly susceptible to the effects caused by exposure to lead.
The National Institute of Public health and the Environment (RIVM) describes in this report the current knowledge about the health risks of exposure to lead from contaminated soil and options for soil management

Man has for centuries been exposed to lead. In the last decades, the exposure has been significantly reduced by the use of unleaded petrol, the reduction of the use of lead based paint and the replacement of lead water pipes. Where it was possible, heavily lead contaminated soil was remediated.

However, in various cities still areas exist with non-point source lead contaminated soil. For these areas soil management should be directed towards the reduction of lead exposure.

Lead affects the development of the nervous system, affecting mainly young children. Exposure to lead can lead to lower IQ in children. Exposure to lead is largely through the ingestion of soil particles. This happens primarily by small children while playing in the garden or on playgrounds.

This report provides information about the origin of non-point source (diffuse) lead pollution, the effects of lead on health, the Dutch soil standards for lead and the degree of exposure and associated health risks for young children. This report provides guidance to reduce the exposure to lead from soil.

Based on this report, municipalities can draw up a policy framework for risk based management of large areas with lead contaminated soil.

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

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave—6

Samenvatting—8

1 Inleiding—11

2 Diffuse loodverontreiniging in de stedelijke bodem—13
2.1 Herkomst en oorzaak van loodverontreiniging—13
2.2 Beleid om de blootstelling aan lood te verminderen—14
2.3 Diffuse loodverontreiniging in de bodem en aanpak van lokale verontreiniging—15

3 Het effect van lood op de gezondheid—17
3.1 Toxiciteit van lood—17
3.2 Neurotoxisch effect van blootstelling aan lood op kinderen—17

4 Loodnormen voor de bodem—21

5 Blootstelling aan bodemlood—25
5.1 Blootstelling aan lood via voeding en drinkwater—25
5.2 Blootstelling aan lood via de bodem—25
5.2.1 Ingestie van gronddeeltjes—25
5.2.2 Consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin—26
5.3 Biobeschikbaarheid van bodemlood—26
5.4 Relatie tussen blootstelling, loodbloedwaarden en gezondheidseffect—28

6 Maatregelen om de blootstelling aan bodemlood te verminderen—33
6.1 Herkennen en lokaliseren van diffuse bodemloodverontreiniging.—33
6.2 Matchen van verontreinigde locaties en gebruik—34
6.3 Aanpakken wat mogelijk is—34

7 Referenties—37

8 Bijlage I: Samenstelling begeleidingsgroep Diffuus Lood—41

9 Bijlage II: Achtergronden—43
9.1 Korte toelichting op de bijlage—43
9.2 Bijlage bij hoofdstuk 2: Diffuse loodverontreiniging.—43
9.2.1 Loodwit—43
9.3 Bijlage hoofdstuk 3: Gezondheidseffecten lood—44
9.3.1 Notitie EFSA advies over toxiciteit van lood—44
9.3.2 Standpunt US-EPA met betrekking tot loodnormen—48
9.3.3 Gezondheidseffecten lood voor volwassenen—49
9.4 Bijlage hoofdstuk 4: Normering en regelgeving lood—50
9.4.1 Regelgeving lood in kader van REACH—50
9.4.2 Internationale onderbouwing bodembeleid—50
9.4.3 Decentraal beleid in Nederland—50
9.4.4 Bodemtypecorrectie en bepaling van bodemlood gehalten—50

9.5 Blootstelling aan lood—51
9.5.1 Blootstelling aan lood vanuit andere bronnen dan de bodem—51
9.5.2 Achtergrond voor de blootstelling door ingestie van gronddeeltjes—52
9.5.3 Opname van lood door moestuingewassen—58
9.5.4 Bio-accessibility van bodemlood—60
9.5.5 Achtergronddocument 'De geaggregeerde blootstelling van jonge kinderen aan lood uit bodem en voeding in Nederland: Relatie tot IQ verlies—62
9.6 Maatregelen om de blootstelling aan lood te verminderen—71
9.6.1 Meten van bodemlood met XRF—71

Samenvatting

In de stadsbodem komt, met name in de oude binnensteden, diffuse bodemverontreiniging met lood frequent 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 bodem. Spoedeisende ernstige gevallen van bodemverontreiniging met lood worden sinds de 80-er jaren in het gangbare bodemsaneringsbeleid aangepakt. Voor grootschalige diffuse loodverontreiniging is sanering, zeker in stedelijk gebied, 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 bodemlood te verminderen.

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 om de blootstelling aan bodemlood en de daarmee samenhangende risico's terug te dringen. Op basis van dit rapport kunnen gemeenten een beleidskader opstellen voor het beheer van diffuus verontreinigde bodem met lood.

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 reeds lang bekend. Vanaf 1970-80 is uit wetenschappelijk onderzoek duidelijk geworden dat zelfs bij een relatief lage blootstelling aan lood schade aan de gezondheid van jonge kinderen niet kan worden uitgesloten. 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 deze nieuwe inzichten is door de Europese Voedsel en Waren Autoriteit ("European Food Safety Authority", EFSA) geconcludeerd dat de tot dan geldige gezondheidskundige grenswaarde voor lood van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week niet langer voldoet. EFSA heeft berekend dat een lood-in-bloed waarde van 12 µg/L bij kinderen een effect op de IQ-score kan hebben, en wel een daling van één IQ-punt. EFSA adviseert een lood in bloedwaarde van 12 µg/L te hanteren als referentiepunt voor de risico karakterisering.

De mens wordt blootgesteld aan lood vanuit voeding, drinkwater, lucht, huisstof en van de bodem. In veel voedingsmiddelen en ook in drinkwater is een (lage) concentratie lood aanwezig. Door de afname van emissies van lood naar de lucht en de sanering 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 bij 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 waarden voor grondingestie vastgesteld op 20 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 in de bloedbaan. Alleen lood dat in de bloedbaan terecht komt 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 geen grote verschillen vertoond. Tevens bleek dat de biobeschikbaarheid van lood in de stedelijke ophooglagen ook van vergelijkbare grootte 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. Bij de risicobeoordeling kan rekening worden gehouden met relatieve biobeschikbaarheid van bodemlood.

Voor deze studie is de relatie tussen bodemloodgehalten, de blootstelling en de resulterende loodbloedwaarden onderzocht. Dit is gedaan met IEUBK model van de USEPA. Dit model wordt door de USEPA gebruikt voor de beoordeling van de blootstelling aan lood van kinderen in de leeftijd van 2-7 jaar. De resulterende loodbloedwaarden zijn getoetst aan de EFSA lood in bloed richtwaarde van 12 µg/L. Voor de model berekeningen is uit gegaan van loodgehalten in de bodem variërend van 50 mg/kg tot 1500 mg/kg en blootstelling van kinderen (als meest gevoelige receptor) door de ingestie van bodemdeeltjes. Dit komt overeen met het blootstellingsscenario 'plaatsen waar kinderen spelen'.
Uit de berekeningen blijkt dat bij elke bodemlood concentratie er sprake is van blootstelling welke leidt tot een verhoging van het loodbloed gehalte. In de range van 200 tot 1000 mg lood/kg bodem lopen de loodbloedwaarden op van afgerond 20 µg/L tot 85 µg/L. Deze waarden overschrijden de EFSA richtwaarde. Ook de blootstelling uit voedsel alleen leidt tot een verhoging van de loodbloedwaarden die door EFSA als reden tot zorg wordt gezien. Volgens de modelberekeningen zal bij een bodemgehalte van 100-200 mg/kg lood eenzelfde hoeveelheid lood als via de voeding worden ingenomen via de ingestie van gronddeeltjes.
Voor de interpretatie van de door EFSA gevonden relatie tussen loodbloed gehalte en neurotoxisch effect (verlies van IQ punten) dient men zich te realiseren dat deze relatie slechts van toepassing is op het gemiddelde kind. Vertaling naar een individueel kind is niet realistisch vanwege onderlinge

verschillen in bijvoorbeeld het gedrag (blootstelling), kinetiek en verschillen in de gevoeligheid voor lood.

Voor diffuus verontreinigde gebieden met lood wordt geadviseerd om voor het beheer de volgende stappen te doorlopen:

- Herkennen en lokaliseren van piekconcentraties van lood binnen het diffuus verontreinigde gebied
- 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.
- Afspraken maken met betrokken instanties (bijvoorbeeld stadsbeheer, ruimtelijke ordening) over de aanpak (herinrichting) van deze locaties. De herinrichting dient zodanig te worden gerealiseerd dat contact met bodemverontreiniging en de ingestie van bodemdeeltjes met lood terug wordt gebracht.

1 Inleiding

In het stedelijk gebied komt, met name 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 bodem. 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 ten behoeve van onder meer de bodemsaneringsoperatie.

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 het laatste hoofdstuk 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 8, 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. Het oudste bekende metallische lood is naar schatting van 8000 jaar geleden (Knight 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 2000 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), maar ook door lekkages naar de bodem. Vanaf ca. 1980 werd het gebruik van gelode benzine tegengegaan[2].
- De locaties van circa 30 historische loodwitfabrieken in Nederland waarvan circa de helft in Rotterdam (Mac Lean, 1979) waren een belangrijke oorzaak van lokale bodemverontreiniging. Rond 1800 was dit één van de belangrijkste chemische industrieën in Nederland met een grote export (zie 9, bijlage II). 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).
- In het afval stadium: in vliegassen van afvalverbrandingsinstallaties, zuiveringsslib, haven slib, puin en brekerzand, autosloperijen, van de pottenbakkersindustrie en tuinen waarin vroeger de asladen van de kolenkachels werden geleegd en loodhoudende verf werd afgekrabd.
- Ophogen van terreintjes op wegen met (kolen en zink)assen met loodresten.

[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 van af 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*

Daarnaast, maar voor de stedelijke bodem minder van belang, zijn 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 Klein 2014)[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).

In de afgelopen decennia is het beleid om de blootstelling aan lood te verminderen op een aantal punten succesvol gebleken. Zo is de benzine overwegend loodvrij, zijn loden waterleidingen vrijwel overal vervangen en is het gebruik van loodhoudende verf de laatste jaren beperkt (zie 9.4.1 Bijlage II, MNP/RIVM, 2003; Walraven, 2014).

2.2 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 er op 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. Ook bestaan er nog oude verflagen met mogelijk loodhoudende pigmenten.

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

[4] Schattingen van Van Bon en Boersema (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.

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.
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.

In EU verband gelden beperkingen voor loodhoudende pigmenten sinds 1989. 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 burgers ingesteld.

De hoeveelheden gemakkelijk opneembaar lood zijn door deze maatregelen in de laatste decennia flink afgenomen. Bij de zuivering van stedelijk afvalwater bijvoorbeeld, is het loodgehalte van de inkomende afvalwaterstroom in de periode 1981-2013 afgenomen met 75% (CLO, 2015).

2.3 Diffuse loodverontreiniging in de bodem en aanpak van lokale verontreiniging

Diffuse verontreiniging
Het langdurig gebruik van lood 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, 2007 Regeling bodemkwaliteit; zie 9.4.4 voor recente inzichten). In de praktijk worden er regionale verschillen gemeten. De waarden in de toplaag zijn vrijwel altijd hoger dan in de onderlaag. 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 80-er jaren in het gangbare bodemsaneringsbeleid aangepakt. Volgens de inventarisatie voor de maatschappelijke kosten-baten analyse 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, autowrakken terreinen, kleiduivenschietbanen en stortplaatsen.

Bij grootschalige diffuse loodverontreiniging is sanering, zeker in stedelijk gebied, 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 te verminderen.
In hoofdstuk zes 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.
In Japan was loodwit rond 1600 al verboden.[5] De overeenkomst van 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 1970-80 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 Bellinger, 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 risico's van belang dat de ingestie van gronddeeltjes door volwassenen gemiddelde lager is dan de ingestie hoeveelheid door kinderen.

Lood wordt na inname opgenomen in bloed en beenderen. Uit beenweefsel komt lood heel langzaam weer vrij. Dit maakt dat een eenmalige inname kan leiden tot langdurige effecten. Behalve zenuw- en of hersenbeschadiging bij kinderen, kan lood beschadiging van de nieren teweeg brengen en het hartvaatsysteem nadelig beïnvloeden.
In de bijlage II (9.3.3) wordt een overzicht gegeven van mogelijke gezondheidseffecten voor volwassenen bij verschillende loodbloed gehalten.

Het gehalte van lood in het bloed van kinderen is de gangbare maat voor de chronische blootstelling en in de talrijke uitgevoerde epidemiologische studies voor lood is deze blootstellingsmaat gecorreleerd met het voorkomen van schadelijke gezondheidseffecten. De Europese Voedsel en Waren Autoriteit ("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

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

Intake") niet langer voldoet omdat de kritische effecten van lood geen drempelwaarde (geen 'no adverse effect level') te zien geven (zie bijlage II, 9.3.1.).
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, 1-7-2015). 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-bloed waarde van 12 µg/L bij kinderen een effect op de IQ-score kan hebben, en wel een daling van één IQ-punt. EFSA adviseert daarom een lood in bloedwaarde van 12 µg/L als referentiepunt voor de risico karakterisering. Dit lood-in-bloed niveau is berekend op basis van een dosis-response analyse van lood-in-bloed waarden en IQ-score bij kinderen zoals die in epidemiologisch onderzoek waargenomen is, de z.g.n. Lanphear studie. In deze analyse is de lood-in-bloedwaarde berekend die tot een verlaging van de IQ-score met één punt leidt, de z.g.n. BenchMark $Dose_{01}$ (BMD_{01},18 µg/L) en zijn 95% betrouwbaarheisdondergrens, de BenchMarkDose lower Limit ($BMDL_{01}$, 12 µg/L). Een dergelijke verlaging 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 studie van Lanphear (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, 2,4 – 5,3). Deze loodbloedwaarden zijn een relevante range voor de blootstelling aan lood van verontreinigde bodem in een diffuus verontreinigd gebied (zie verder hoofdstuk 5.4).

Wel moet hierbij in aanmerking worden genomen dat het berekende effect op het IQ geldt voor de populatie kinderen als geheel. Op individueel niveau zijn er grote verschillen bijvoorbeeld door verschillen in het gedrag, blootstelling en gevoeligheid voor de effecten van lood.

Door EFSA is berekend dat een loodbloedwaarde van 12 µg/L bereikt wordt bij een (realistische) inname van lood via de voeding van 0,5 µg/kg lichaamsgewicht/dag (EFSA 2010).
Door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) is berekend dat de oude gezondheidslimiet van 25 µg/kg lichaamsgewicht/week overeenkomt met een IQ-verlies in kinderen van ten minste drie punten (JECFA 2011). Een dergelijk verlies beschouwt JECFA (The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) als zorgelijk.

EFSA concludeert: *'In adults, children and infants the margins of exposures 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 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,

zijn de andere toxicologische eindpunten voor volwassenen ook relevant. Maar voor de blootstelling aan lood uit de bodem zullen die andere eindpunten veelal niet aan de orde zijn.

Gezien de gevoeligheid van de mens voor de schadelijke effecten door lood heeft het beleid om blootstelling aan lood tegen te gaan in Nederland en in de EU brede aandacht. In de volgende paragraaf wordt dit toegelicht.

4 Loodnormen voor de bodem

De loodnormen voor de bodem zijn vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit en de Circulaire bodemsanering (VROM, 2008; IenM, 2013).
De normen voor de vaste 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, 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. De maximaal toelaatbare blootstelling (het MTR) is voor lood vastgesteld op levenslang gemiddeld 2,8 µg/kg lichaamsgewicht per dag (Circulaire bodemsanering 2013).

Het 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 bij andere bevolkingsgroepen (zie hiervoor bijlage II: 9.3.3). Bij de beoordeling van risico's kunnen dus ook andere locaties dan waar kinderen worden blootgesteld en andere groepen relevant zijn.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de wettelijke normen voor lood.
De interventiewaarde bodem is gebaseerd op het standaard blootstellingsscenario 'wonen met tuin', de blootstelling aan kinderen (0-6 jaar) en het MTR van 2,8 µg/kg. Dit betekent dat de gemiddelde blootstelling van 0-6 jaar het MTR niet overschrijdt. De interventiewaarde markeert de grens tussen licht verontreinigde- en ernstig verontreinigde bodem.

De Maximale waarde wonen is gebaseerd op hetzelfde blootstellingsscenario, maar hierbij is de generieke blootstelling aan lood via andere bronnen (met name voedsel) in mindering gebracht op het MTR. De maximale waarde wonen geeft de grens aan voor 'duurzaam geschikt voor de functie wonen'.

De maximale waarde industrie is gelijk gesteld aan de interventiewaarde.

De achtergrondwaarde bodem is beleidsmatig op 50 mg/kg vastgesteld.

Tabel 4.1 Wettelijke normen lood in de vaste bodem gebaseerd op het risico voor kinderen

Vigerende bodemnormen voor lood in grond	**Norm (mg/kg)**
Interventiewaarde bodem	530
Achtergrondwaarde bodem	50
Maximale Waarde Wonen	210
Maximale Waarde Industrie	530

Het bevoegd gezag bodemsanering heeft de mogelijkheid om voor het gebiedsspecifiek bodembeheer op de lokale situatie toegesneden risicogrenswaarden 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 risicogrenswaarden voor kinderen (0-6 jaar) voor enkele alternatieve gebruiksscenario's. Deze scenario's kunnen relevant zijn voor het voeren van gebiedsspecifiek bodembeheer en op basis van lokale afwegingen. De toetsing van andere risicogrenswaarden voor andere gebruiks- en blootstellingsscenario's dient op basis van een beoordeling van de lokale situatie plaats te vinden met de risicotoolbox bodem of sanscrit.

Tabel 4.2 Risicogrenswaarden voor de mens op basis van kind van 0-6 voor verschillende gebruiks- en blootstellingsscenario's (ref. NOBO, 2008). De risicogrenswaarde voor alleen volwassenen is tussen haakjes toegevoegd.

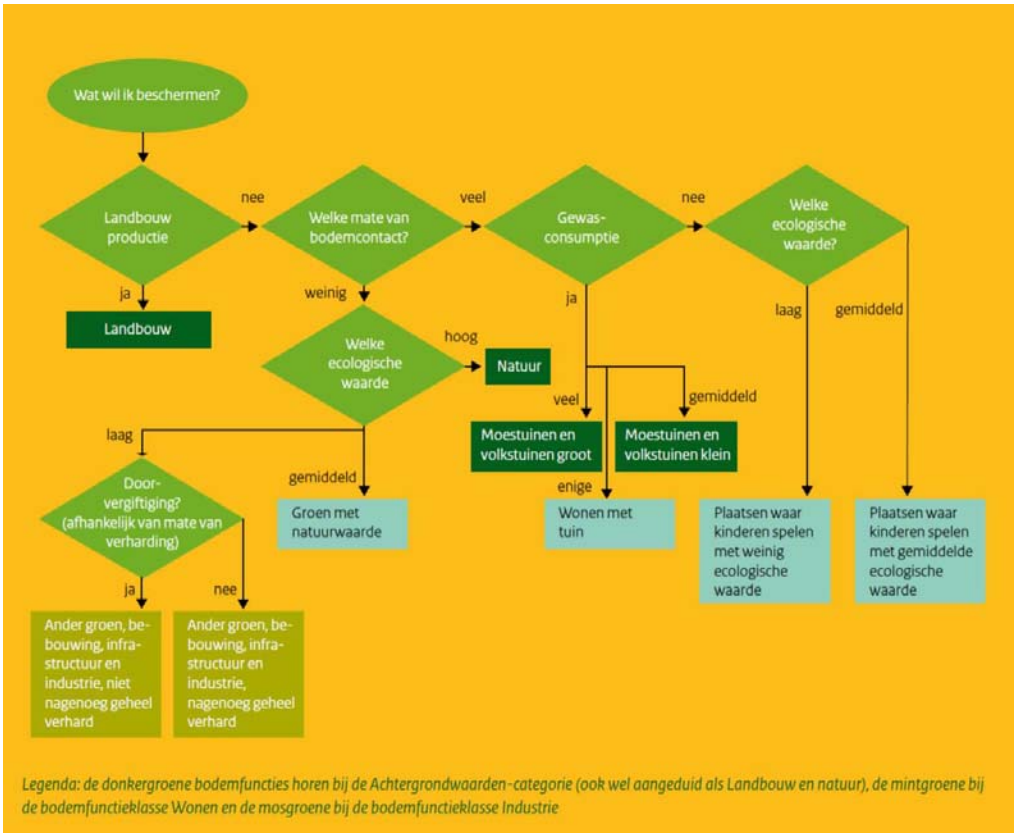
gebruiks/blootstellingsscenario's ten behoeve van bodembeheer	**Risicogrens-waarde (mg/kg)**
- Veel bodemcontact*), veel gewasconsumptie uit eigen tuin (100% blad, 50% knol), scenario 'wonen met moestuin'	70
Veel bodemcontact*, gemiddelde gewasconsumptie uit eigen tuin (50% blad, 25% knol), scenario 'wonen met kleine moestuin'	120
Veel bodemcontact*, beperkte gewasconsumptie uit eigen tuin (10% blad, 10% knol), standaardscenario 'wonen met tuin'	270 (2200)
Veel bodemcontact*, geen gewasconsumptie, scenario 'plaatsen waar kinderen spelen'	360
Weinig bodemcontact**), geen gewasconsumptie, scenario 'infrastructuur en overig groen'	1800 (7600)

*) Veel bodemcontact is conform het scenario wonen met tuin (zie voor de parameterisatie de bijlage)
**) Weinig bodemcontact is conform het scenario Infrastructuur en overig groen (zie voor de parameterisatie de bijlage)

Voor de verschillende blootstellingsscenario's wordt onderscheid gemaakt voor situaties met *veel bodemcontact* en *weinig bodemcontact* en een variërende consumptie hoeveelheid van groenten en aardappels uit eigen tuin. Met het risicobeoordelingsmodel Sanscrit (www.sanscrit.nl) kan worden getoetst of, voor een bepaalde verontreiniging en ij 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 komen. *Weinig bodemcontact* geldt voor locaties waar mensen niet dagelijks komen en/of weinig contact hebben met grond. Op basis hiervan kan bij de beoordeling van risico's de waarde voor grondingestie (in gemiddelde hoeveelheid per dag in mg/dag) worde aangepast. Zie voor een toelichting van de waarden voor grondingestie de bijlage 9.5.
Figuur 4.1 geeft aan hoe op basis van beschermingsdoelen en gebruik van de bodem men tot een bepaalde functie karakterisering komt (uit NOBO, 2006). 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 wordt toegekend.

Figuur 4.1: Functiekarakterisering (IenM, 2008).



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 wijst juist in de richting van de noodzaak om te streven naar een verdere beperking van blootstelling aan lood.
Eventuele aanpassingen m.b.t. de parameterwaarden voor de biobeschikbaarheid of grondingestie zal, naar verwachting en op basis van thans beschikbare kennis, slechts tot kleine aanpassing van de normen leiden (zie hoofdstuk 5).

5 Blootstelling aan bodemlood

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op blootstelling aan lood uit andere bronnen van lood dan vanuit bodem, waarmee rekening wordt gehouden (5.1). Daarna wordt de kennis van de belangrijke 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 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 tot 6 jaar). De belangrijkste bronnen zijn die via voeding en drinkwater (Boon et al. 2012).

In de bijlage II (9.5.1) is een overzicht gegeven voor de blootstelling bij verschillende leeftijden. Voor volwassenen is deze blootstelling ca. een factor 2 lager. 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 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 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 de hoeveelheid geconsumeerde groenten en aardappels uit de eigen tuin. Voor het scenario wonen met tuin is deze 10% van de totale consumptie. Voor moestuinen (waaronder ook stadslandbouw) wordt een hoger percentage verondersteld. In het rapport Normstelling Bodemkwaliteit (NOBO, 2008) worden de 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-darm kanaal in het lichaam worden opgenomen. Een ander deel van het lood is niet beschikbaar voor 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 e.a., 2001).
Op basis van de evaluatie interventiewaarden bodem (Otte e.a., 2001) is de gemiddelde inname van gronddeeltjes voor kinderen vastgesteld op 100 mg per dag. Dit is een daggemiddelde waarde die gebaseerd is op interpretatie van empirisch onderzoek met tracers die in de bodem aanwezig zijn. 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 (9.5.2.) wordt ingegaan op de achtergronden van de grondingestiewaarde voor kinderen. In de 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, naast het bodemgehalte aan lood, af van de consumptiehoeveelheden. Voor de standaard risicobeoordeling wordt aangenomen dat tien procent van de totale consumptie van groenten wordt geteeld op eigen grond. Bij een bodemgehalte van lood op interventiewaarde niveau (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 (op huidige 'spoed'-niveau van 390 mg/kg; zie bijlagen rapport).

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 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 9.5). Er is op dit moment geen urgentie om, m.b.t. 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. Recent onderzoek met biggen (Van Kesteren et al. 2014) heeft dit 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 vertoond. 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 grootte 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.
Het biobeschikbaarheidsonderzoek is beschreven in het RIVM rapport ‘Bioavailability of lead from Dutch made grounds : A validation study. (Van Kesteren et al., 2014). In de bijlage (Bijlage II, 9.5.4) 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 USEPA gebruikt voor de beoordeling van de blootstelling aan lood van kinderen in de leeftijd van 2-7 jaar (http://www.epa.gov/superfund/lead/pbrisk.htm).
Met het IEUBK model kan de loodbloed concentratie worden berekend op basis van de externe blootstelling van lood 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 de loodgehalten in de bodem (mg/kg), de inname van lood (externe blootstelling in µg/kg-lg/dag), 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) en de resulterende loodbloedgehalten (ug/L). Vervolgens is op basis van de studie van Lanphear (2005) en de interpretatie daarvan door EFSA (2010) het IQ-verlies ingeschat. Zie hiervoor bijlage II, 9.5.5.

Voor de model berekeningen is uit gegaan van loodgehalten in de bodem variërend van 50 mg/kg tot 1500 mg/kg en blootstelling door de ingestie van bodemdeeltjes. Dit komt overeen met het blootstellingsscenario ‘plaatsen waar kinderen spelen’.

Voor de met het IEUBK berekende relatie tussen loodbloed gehalte en verlies van IQ punten moet de volgende kanttekening worden geplaatst:

- Het neurotoxisch effect (verlies van IQ punten) is slechts van toepassing op het gemiddelde kind. Vertaling naar een individueel kind is niet realistisch vanwege 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 loodbloed modellering bij verschillende loodgehalten in de bodem. Het blootstellingsscenario is 'plaatsen waar kinderen spelen'. Dit scenario is, voor de blootstelling aan grondingestie, identiek aan het scenario 'wonen met tuin'. In tabel 5.2 is ook de blootstelling door voeding meegenomen. De blootstelling aan voeding (tabel 5.2) is niet aan de bodem gerelateerde blootstelling en wordt ook wel de achtergrondblootstelling genoemd. In de laatste kolom wordt aangegeven in hoeverre de berekende gemiddelde loodbloed waarde de EFSA richtwaarde van 12 µg/L overschrijdt.

*Tabel 5.1 Geschat loodbloedgehalte bij blootstelling aan lood uit bodem en huisstof conform het scenario '**plaatsen waar kinderen spelen**'*

			Lood in bloed waarde en % kinderen dat de EFSA richtwaarde voor lood overschrijdt	
Bodem-concentratie [mg lood/kg]	*Externe blootstelling (inname) [µg/kg$_{lg}$/d]*[1]	*Interne blootstelling [µg/kg$_{lg}$/d]*[1, 2]	*Geometrisch gemiddelde [µg/L]* [3]	%
50	0,27	0,081	5,6	5
100	0,53	0,16	10,7	41
210 (max waarde wonen)	1,11	0,33	21,7	90
350	1,86	0,54	34,8	99
530 (interventiewaarde)	2,82	0,78	50,6	100
750	3,99	1,08	68,4	100
1000	5,31	1,38	86,9	100
1500	7,97	1,94	119,8	100

[1] Blootstelling aan bodem en huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.
[2] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ punt.
[3] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar.

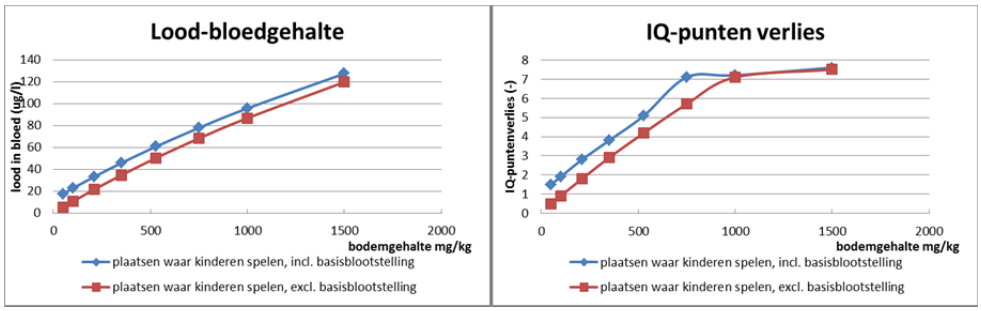
*Tabel 5.2: Geschat loodbloedgehalte bij blootstelling aan lood uit voeding, bodem en huisstof conform het scenario '**plaatsen waar kinderen spelen**'*

			Lood in bloed waarde en % kinderen dat de EFSA richtwaarde voor lood overschrijdt	
Bodem-concentratie [mg lood/kg]	*Externe blootstelling (inname) [µg/kg$_{lg}$/d]*[1]	*Interne blootstelling [µg/kg$_{lg}$/d]*[1, 2]	*Geometrisch gemiddelde [µg/L]* [3]	%
Alleen voeding	0,60	0,25	12,8	56
50	0,88	0,33	17,9	80
100	1,13	0,40	22,9	92
210 (max waarde wonen)	1,71	0,56	33,3	99
350	2,46	0,76	45,9	100
530 (interventiewaarde)	3,42	1,01	61,0	100
750	4,59	1,27	78,0	100
1000	5,91	1,57	95, 8	100
1500	8,57	2,10	127,6	100

[1] Blootstelling aan bodem en huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.

[2] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ punt.

[3] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar.



Figuur 5.1Relatie tussen bodemgehalte en loodbloed en tussen bodemgehalte en IQ-punten verlies zoals berekend met het IEUBK-model voor het scenario 'plaatsen waar kinderen spelen

Uit de berekeningen blijkt dat bij elke bodemlood concentratie er sprake is van blootstelling en een verhoging van het loodbloed gehalte. 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 loodbloed gehalte en het veronderstelde verlies aan IQ punten op basis van de interpretatie van de studie van Lanphear door EFSA.

Uit deze berekeningen blijkt dat door de blootstelling van lood uit voeding alleen er een toename van het loodbloedgehalte is te verwachten van (afgerond) 13 µg/L. Op basis van de data van Lanphear (2005) zou dat leiden tot een IQ verlies tot één punt (95 percentiel laagste ondergrens).

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 het totaal) 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 consumptie hoeveelheid 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, de groententeelt in de volle grond af te raden.

Concluderend: De blootstelling uit voedsel alleen leidt tot een verhoging van de loodbloedwaarden die door EFSA als reden tot zorg wordt gezien en geassocieerd met een IQ-verlies van 1 punt. Dit effect wordt door de EFSA (2010) gezien als een waarde waarbij een effect op de sociaaleconomische status en arbeidsproductiviteit niet uitgesloten zijn. Volgens de modelberekeningen zal bij een bodemgehalte van 100-200 mg/kg lood eenzelfde hoeveelheid lood als via de voeding worden ingenomen via de ingestie van gronddeeltjes.

6 Maatregelen om de blootstelling aan bodemlood te verminderen

Het wordt geadviseerd om voor het beheer van diffuse bodemverontreiniging met lood de volgende stappen te doorlopen.

1) Herkennen en lokaliseren van piekconcentraties van lood binnen het diffuus verontreinigde gebied (zie 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 6.2).
3) Afspraken maken met betrokken instanties (bijvoorbeeld stadsbeheer, ruimtelijke ordening) over de aanpak (herinrichting) van deze locaties. De herinrichting dient zodanig te worden gerealiseerd dat contact met bodemverontreiniging en de ingestie van bodemdeeltjes met lood terug wordt gebracht (zie 6.3).

6.1 Herkennen en lokaliseren van diffuse bodemloodverontreiniging.

Een diffuse bodemverontreiniging heeft vaak geen direct te lokaliseren bron. De verontreiniging is vaak verspreid over een groot oppervlak. Binnen dit oppervlak kunnen hogere- en lagere loodgehalten zijn en zullen duidelijke concentratiecontouren ontbreken (heterogeen verontreinigd). De loodconcentratie in de contactlaag is maatgevend voor de blootstelling aan lood. Lood in de bovenste meter kan op termijn ook in de toplaag terecht komen, dieper is die kans veel kleiner.

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 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 niet meer duidelijk aan te wijzen locaties loodwitfabrieken hebben gestaan zoals in de 1e ring van vooroorlogse stadswijken rondom het oude Rotterdamse centrum en in oudere stadswijken in Zaanstad.

Overwogen kan worden om (eventueel op verzoek van bezorgde burgers) met een mobiele XRF-meter een screening uit te voeren van locaties waar kinderen spelen (openbare ruimten en particuliere tuinen). 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 bepaalde maatregelen te nemen. Zie hiervoor de bijlage paragraaf 9.6.

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 of te vervangen 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 met 80%. 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 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 samengevat. De aangegeven risicogrenzen zijn gebaseerd op de huidige normen. Met de informatie in hoofdstuk 5 is een relatie te leggen tussen loodgehalten, loodbloed waarden en een mogelijke overschrijding van de richtwaarde van EFSA. Op basis van deze relaties uit hoofdstuk 5 en beleidsmatige keuzes, is een actualisatie van de kwaliteitsgrenzen in de tabel mogelijk. Gemeenten hebben de mogelijkheid om de verschillende risicogrenzen voor het bodembeheer zelf vast te stellen op basis van lokale afwegingen. Met het saneringscriterium (www.sanscrit.nl) of met de risicotoolbox bodem (www.risicotoolbox.nl) kunnen de risico's van lokale afwegingen worden beoordeeld.

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

Bodemgebruik	***Niveau risicogrens (mg/kg droge stof)***	***Advies tegengaan blootstelling door***
Alle gebruik waaronder Wonen met tuin, Wonen met moestuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Recreatie	*(basis-acties los van bodem-concentratie)*	*Wat doe je zelf: let ook op andere mogelijke blootstellingsroutes voor lood (witte loodverf en menie, loodglazuur, loodglas, in speelgoed, zie 2.2)* *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 zoveel 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 paragraaf 9.6).* *Breng zgn. 'aandachtsplekken' in beeld en bij herinrichting rekening houden met de mogelijkheden die er zijn om de blootstelling aan bodemlood te verminderen.*
Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen.	*>IW = 530*	*Wat doe je zelf:* *- Tegengaan grondingestie door aandacht voor hygiëne (handen wassen voor het eten, inloop van grond tegengaan regelmatig stofzuigen.*

Bodemgebruik	***Niveau risicogrens (mg/kg droge stof)***	***Advies tegengaan blootstelling door***
		- Tuin zo inrichten dat direct contact met bodemlood wordt vermeden. *- Geen groententeelt.* *- Opbrengen contactlaag van schone grond, evt. na afgraven van bovenlaag.* *- Afdekmateriaal opbrengen (bestrating of kunstgras), mét en schone zandlaag eronder* *- 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 en schone zandlaag eronder* *- Evt. dichte grasmat aanbrengen op schone laag aarde*
Wonen met moestuin, Groententeelt (eigen tuin, stadslandbouw, volkstuinen)	*< IW en > 210*	*Wat doe je 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.* *- Eet niet alleen uit eigen tuin, maar varieer.* *De gemeente: Communicatie over deze aanbevelingen*
Alle gebruik alsmede Wonen met moestuin, Groententeelt (eigen tuin, stadslandbouw, volkstuinen)	*50-210*	*- Normale hygiënische maatregelen, zoals handenwassen.* *- 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.*

7 Referenties

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

Berlinger [redacted] C. (2012). A Strategy for Comparing the Contribution of Environmental Chemical and Other Risk Factors to Neurodevelopment of Children. Environmental health Perspectives. Volume 120 number 4, April 2012.

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

Bokkers, B.G.H. and [redacted] W. (2007). Deriving a data-based interspecies assessment factor using the NOAEL and the Benchmark dose approach. Crit. Rev. Toxicol. 37: 353-377. [redacted] 2010

[redacted] PE, te Biesebeek JD, Sioen I, Huybrechts I, Moschandreas J, Ruprich J, Turrini A, Azpiri M, Busk L, Christensen T, Kersting M, Lafay L, Liukkonen KH, Papoutsou S, Serra-Majem L, Traczyk I, De Henauw S, Van Klaveren JD (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.

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.

CLO, 2015 Compendium voor de Leefomgeving, Zuivering van stedelijk afvalwater: zware metalen, 1981-2013 link

DCMR, 2013. Nota Actief Bodem- en Baggerbeheer [redacted]rdam 2013.

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).

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.

Heijermans L. (1926) Beroepsziekten 2, p. 115-129 ([redacted]rdam)

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

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 (bekeken op 23-08- 2012)

Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., 5.1, 2, e D., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Borsschein, R., Green, T., Rothenberg, S.J., Needleman, 5.1, 2, e, 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 (2003) 5.1, 2, e M. Mesman, T. Aldenberg, C.D. Mulder, 5.1, 2 5.1, 2, e R. Posthumus, E. Roex, F.A. Swartjes, 5.1, 2, e P. 5.1, 2, e van Vlaardingen, A.P. van Wezel en H.J. van 5.1, 2, e. Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden, Rapportnummer: 711701029 23 april 2003.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., 5.1, 2, e P.F.,. Rikken, 5.1, 2, e J, Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M 5.1, 2, e 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. Report 711701023, RIVM, Bilthoven.

Lintsen H.W. (red.), Geschiedenis van de techniek in Nederland. De wording van een moderne samenleving 1800- 5.1, 2, e 0. Deel IV. Delfstoffen, machine- en scheepsbouw. Stoom. Chemie. Telegrafie en telefonie. Walburg Pers, Zutphen 1993 (zie http://www.dbnl.org/tekst/lint011gesc04_01/lint011gesc04_01_0010.php)

Mac Lean, J (1979), Loodwitfabrieken in de negentiende eeuw (in: 5.1, 2, e rdams jaarboekje 1979, pagina's 233-252, zie: rjb.x-cago.com/GARJB/1979/12/19791231/GARJB...0262/story.pdf)

MNP/RIVM, 2003; Milieu en Natuurplanbureau RIVM, 2003. Milieubalans, 2003

Nieuwkoop, J. (1993) Bodemverontreniging op vormalige bedrijfsterreinen, de erfenis van anderhalve eeuw industri"le ontwikkeling in Noord-Brabant (proefschrift Eindhoven, uitgave Milieuboek Amsterdam)

5.1, 2, e P.F., Lijzen, J.P.A., 5.1, 2, e J.G., Swartjes, F.A., 5.1, 2, e 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. Rapport 711701021, RIVM, Bilthoven.

5.1, 2, e , e F., 5.1, 2, e A.M. 5.1, 2, e 5.1, 2, 5.1, 2, e 5.1, 2, e 2011. Bodemverontreiniging en de opname van lood door moestuingewassen; Risico's van lood door bodemverontreiniging. RIVM rapport 607711004/2011. RIVM/Alterra.

5.1, 2, e P.F., Lijzen, J.P.A., 5.1, 2, e 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. (2006), Kinderlood; onderzoek naar de loodconcentraties in bloed van 5.1, 2, e rdamse kinderen anno 2005 en de invloed hierop van lood in de bodem, GGD 5.1, 2, e rdam en omstreken i.s.m. Erasmus Medisch Centrum, 5.1, 2, e rdam.

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

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).

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

USEPA Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) model; http://www.epa.gov/superfund/lead/products.htm

USEPA, FAQ June 2015 http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/faq.htm#FAQ14

5.1, 2, e PCE, 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 JCH, Brandon EFA, Boom G, Miermans K, Piso S, Cave M, Schwillens P, 5.1, 2, e 5.1, 2, e 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). 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 et al. 2008 Inzet van röntgen fluorescentie (XRF) voor on-site meten van zware metaalgehaltes in de bodem (SKB projectnummer PT 7432, Link

5.1, 2, e N., 2014a.Schadelijk lood in de nederlandse bodem. Link.

5.1, 2, e 2014b. Lead in rural and urban soils and sediments in The Netherlands: background, pollution, sources and mobility.

8 Bijlage I: Samenstelling begeleidingsgroep Diffuus Lood

De begeleidingsgroep was samengesteld uit de volgende personen.

- 5.1, 2, e — Ministerie van Infrastructuur en Milieu
- 5.1, 2, e — Gemeente Zaanstad
- 5.1, 2, e — GGD R[5.1, 2, e]rdam
- 5.1, 2, e — DCMR
- M.[5.1, 2, e] — Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied
- H.[5.1, 2, e] — Gemeente Amsterdam
- 5.1, 2, e — Gemeente Breda, UP Convenant Bodem
- P. de[5.1, 2, e] — Gemeente Amsterdam

9 Bijlage II: Achtergronden

9.1 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 hoofstukken 2 tot en met 6.

9.2 Bijlage bij hoofdstuk 2: Diffuse loodverontreiniging.

9.2.1 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 (J. 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 [5.1, 2, e] 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 H.W.,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 (Mac Lean, 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.

Lintsen geeft het volgende overzicht van de aantallen loodwitfabrieken (gebaseerd op Vlieger en Homburg 1992).

Het aantal loodwitfabrieken in Nederland, 1800-[redacted]0.

	1800	**1816**	**1824**	**1843**	**1855**	**1865**	**[redacted]0**
Regio Amsterdam en de Zaanstreek	10	7	4	4	4	1	1
Regio [redacted] 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 [redacted] 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. [redacted]rdam produceerde vooral voor de uitvoer naar Frankrijk tot zich daar rond 1830 een eigen concurrerende loodwit industrie 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: [redacted] dam, Kralingen, Delfshaven, Schiedam, Delft, Rijswijk, Dordrecht, Schoonhoven (volgens MacLean in 1963 nog de grootste loodwitfabriek van Europa), Gouda, Amsterdam, Koog aan de Zaan, Monnikkendam, 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 loodwit [redacted]n (zoals gevonden in de polder Marken Binnen).

9.3 Bijlage hoofdstuk 3: Gezondheidseffecten lood

9.3.1 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 lg/dag zoals afgeleid door de WHO (JECFA) niet langer adequaat is gezien de nu beschikbare toxicologische en epidemiologische

informatie. Deze PTWI, in Nederland gebruikt als de omgerekende dagelijkse Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) van 3,6 µg/kg/lg/dag, ligt ten grondslag aan diverse risicobeoordelingen en daaruit voortvloeiende milieunormen in Nederland.

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 t.a.v. gezondheidsrisico door lood

- Voeding is veruit 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 een onderzoek bij 250 [5.1, 2, e]rdamse kinderen in 2005 was de lood-in-bloedwaarde gemiddeld 18.9 µg/L met een spreiding van 5-103 µg/L (Peeters en [5.1, 2, e] 2007).
- 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 lood-in-bloedwaarden (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

- Nieuwe gegevens over loodinname via voedsel in 19 Europese landen wijzen erop dat volwassenen op dit moment naar schatting gemiddeld 0,4-1,2 µg/kg lg/dag lood binnenkrijgen, baby's gemiddeld 0,21 tot 0,63 µg/kg lg/dag, kinderen van 1-3 jaar 1,1 tot 3,1 µg/kg/lg/dag, kinderen van 4 tot 7 jaar 0,8 tot 2,61 µg/kg/lg/dag.

Effecten en relatie met blootstelling

- De neurologische schade 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[6].
- De gegevens wijzen erop dat het effect relatief sterker is bij de lagere loodbloedconcentraties (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

[6] 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.

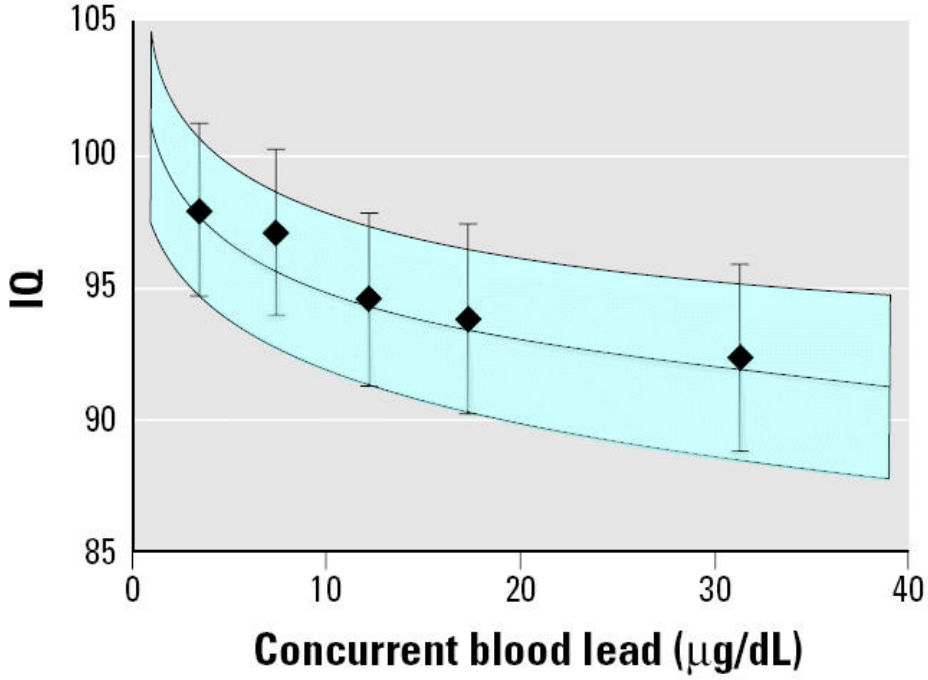
ruim boven 100 µg/L tot rond 20 µg/L (5e tot 95e percentiel 25 – 332 µg/L).
- Het resultaat van de modellering door EFSA is een Benchmark Dose Level (BMDL)[7] voor 1% effect (daling van één IQ-punt) van 12 µg Pb/L. Deze lood-in-bloedwaarde van 12 µg/L komt overeen met een inname van lood van 0,5 µg/kg lg/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 socioeconomische status en arbeidsproductiviteit.

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. Voor baby's, kinderen en zwangere vrouwen echter 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 meer 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 lg/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.

Onderstaande figuur geeft voor verschillende lood in bloed waarden de bijbehorende dalingen in IQ-waarde. 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 gebruik maakt) komen tot de eindconclusie dat er bij lood-in-bloedwaarden beneden 75 µg/L een schadelijk effect is op intellectuele prestatie (let op: in de figuur wordt de lood-in-bloedwaarde in dL (deciliter) weergegeven). Dit betekent dat er onzekerheid 5.1, 2, e over dat lage gebied.

[7] De BMDL is de statistische 95% betrouwbaarheidsondergrens van de dosis die een gekozen percentage effect heeft (in dit geval 1%) volgens het gebruikte dosis-responsmodel. 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.



In de stukken van de EFSA, 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/lg/dag aan een IQ daling van 0,5 punt en noemt dit 'negligable', en associeert een dagelijkse inname van 1,9 µg/kg/lg/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 overeen komt met een inname van lood van 0,5 µg/kg lg/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. Naar verwachting wordt hierover in 2011 gerapporteerd vanuit de desbetreffende werkgroep (deze bestaat uit vertegenwoordigers van de Commissie en van de individuele lidstaten).

Het ministerie van I&M zal op basis van een discussienotitie gaan bepalen of en op welke wijze met de nieuwe inzichten in het bodembeleid rekening gehouden kan worden. De nu door EFSA teruggetrokken PWTI is gebruikt voor de onderbouwing van bodemkwaliteit in het bodembeheer en bij het bepalen van spoed van saneringen.

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 lg/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.

9.3.2 *Standpunt US-EPA met betrekking tot loodnormen*

De USEPA hanteert een lood bloed waarde van 10 ug/dL 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 USEPA 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/L/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.

9.3.3 Gezondheidseffecten lood voor volwassenen

De onderstaande tabel 9.1 geeft een overzicht van, andere dan neurotoxische, effecten bij verschillende loodbloed niveaus voor volwassenen.

Tabel 9.1 Effecten afhankelijk van het lood gehalte in het bloed. (Gebaseerd op Canadese targeted screening guidelines voor medisch onderzoek)

Bloed lood gehalte [µg/L]	Korte termijn risico (blootstelling < 1 jaar)	5.1, 2, e 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 dieet maatregelen
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. chelatie therapie

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

9.4 Bijlage hoofdstuk 4: Normering en regelgeving lood

9.4.1 Regelgeving lood in kader van REACH

Voor de Europese lidstaten is lood (of verschillende loodzouten) binnen REACH voor een deel specifiek verboden (zoals in 4 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).

9.4.2 Internationale onderbouwing bodembeleid

PM

9.4.3 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 wordt gegeten. Amsterdam saneert een diffuse loodverontreiniging alleen bij concrete gezondheidsrisico's voor bewoners.
In de Nota Actief Bodem- en Baggerbeheer 5.1, 2, e rdam 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 5.1, 2, e rdam ingevuld.
Voor de beoordeling van de risico's van blootstelling aan bodemlood wordt gewezen op uitgevoerd onderzoek naar de loodgehalten in bloed van 5.1, 2, e rdamse kinderen (Peters, 2006). Op basis hiervan blijkt dat voor 5.1, 2, e rdam geen normoverschrijdingen anno 2010 voorkomen. Men verondersteld dat de ingestie van grond door bijvoorbeeld een ander gedrag (minder buiten spelen) en door de hoge bedekkingsgraad van de 5.1, 2, e rdamse binnenstedelijke bodem minder is dan bij de standaard risicobeoordeling wordt aangenomen.

9.4.4 Bodemtypecorrectie en bepaling van bodemlood gehalten

Voor de humane risicobeoordeling 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, zoals blijkt uit het biobeschikbaarheidsonderzoek

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 (The Dutch Soil Type Correction. An Alternative Approach, RIVM report 607711005/2012) is een voorstel gedaan voor een alternatieve bodemtypecorrectie en achtergrondgehalten 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 AW 5.1, 2, b

Een interessante ontwikkeling is ook de huidige totaal-lood bepaling (via een Koningswater bepaling), te vervangen door de bepaling van de potentieel beschikbare gehalten (met 0,43M HNO_3).
Deze methode 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 (zie paragraaf 9.5.4 en 5.1, 2, e e.a., (2014)) bleek dat dit leidt tot een beter beeld van de daadwerkelijke risico's.
Wanneer het bodemlood gehalte met deze zwak-zure extractie (0,43 M HNO3) extractie wordt bepaald zou, voor de risicobeoordeling, een – iets hogere-generieke factor voor relatieve biobeschikbaarheid gebruikt moeten worden.

9.5 Blootstelling aan lood

9.5.1 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 samen. Onderstaande tabel (9.2) is ontleend aan een RIVM-briefrapport uit 2012 over loodblootstelling via drinkwater (RIVM 2012). Deze waarden zijn gebruikt voor de berekeningen in hoofdstuk 5.

Tabel 9.2 Langetermijnblootstelling in (µg/kg lg/dag) voor kinderen (MB+ scenario[8], met 95% betrouwbaarheidsintervallen). Bron: 5.1, 2, e e.a. 2010, 2012

Leeftijd (jaar)	Percentielen loodinname uit voedsel+drinkwater (µg/kg lg/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 e.a. (2012) de bijdrage van drinkwater op 7% van het totaal.

Voor wat betreft gemeten concentraties in drinkwater in Nederland rapporteren Slaats e.a. (2008) de resultaten van 7300 metingen in verschillende distributiegebieden in Nederland voor de periode 2004-2006. Zij vonden een 5-

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

percentiel van 0,5 µg/L en 95e percentiel van 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 in RIVM (2012) zijn in een gering aantal woningen in Nederland echter nog steeds loden waterleidingen aanwezig, met als gevolg mogelijk overschrijding in die woningen van drinkwaternorm van 10 µg/L. In nieuwbouwhuizen kunnen de loodconcentraties in drinkwater tijdelijk verhoogd zijn door het vrijkomen van lood uit soldeer. Nieuwbouw bewoners wordt geadviseerd om gedurende de eerste drie maanden 's- ochtends de leiding gedurende twee minuten door te spoelen (RIVM 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 3 verschillende speelgoederen die voldoen aan de normen zou kunnen leiden tot een extra blootstelling van het kind van 0,5 µg/kg lg/dag. Nog veel hogere loodinnames zijn mogelijk bij kindersieraden die hoge loodgehaltes kunnen bevatten. Hierdoor hebben zich zelfs acute intoxicaties voorgedaan (RIVM 2008). Hoge blootstelling kan zich incidenteel ook voordoen als gevolg van gebruik van bepaalde keramische kookp[5.1, 2, e]n (NVWA, 2013).

Het gebruik binnenshuis van loodhoudende verf is sinds zeer [5.1, 2, e] tijd verboden maar de aanwezigheid van oude lagen van deze verven is in potentie een bron van blootstelling aan lood (mmk.be 2009). De Nederlandse situatie op dit punt is onduidelijk (voor zover bekend nooit diepgaand onderzocht). Op voorhand lijkt dit probleem beperkt gezien de bijdetijdse wooncondities in veruit de meeste Nederlandse woningen.

Op basis van gemeten luchtconcentraties in Nederland (regionaal gemiddeld 6,3 ng/m^3 over 2012) (PBL, [5.1, 2, e] UR 2013) 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, Mennen e.a. 2004). Dat is nog steeds ruim onder de EU-luchtnorm van 500 ng/m^3

9.5.2 *Achtergrond voor de blootstelling door ingestie van gronddeeltjes*

Algemeen wordt aangenomen dat de ingestie van gronddeeltjes, zeker in het stedelijk gebied, de belangrijkste blootstellingsroute is.[9]
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] e.a., 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.

[9] *The [5.1, 2, e] 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, van Breemen, 2008) 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 ingestie snelheden per uur.
In deze paragraaf zijn deze basisdata uit RIVM rapport 711701053 (Dirven- van Breemen, 2008) samengevat. Daarin worden voor zeven scenario's blootstellingsparameters bepaald.

Voor drie bodemgebruiksfuncties is grondingestie gemiddeld (in mg/dag uitgemiddeld over één jaar) lager 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 (5.1, 2, b ten opzichte van 25 dagen)dan voor de genoemde drie functies. De gevolgde benadering volgens de huidbelading, het hand-mondgedrag is voor alle scenario gelijk (zie tabel 9.3 en 9.4.

Geadviseerd wordt om voor de hoeveelheid grondingestie een verhouding van hoog-laag van 5:1 aan te houden. 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 9.3).

De parameterisatie voor de afleiding van interventiewaarden, de maximale waarden en de risicobeoordeling met Sanscrit is in verschillende rapportages verantwoord. Deze is m.b.t. 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) 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 directe 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 dan voor Wonen met tuin waarmee de grondingestie uitkomt op voor kinderen 20 en voor volwassenen 10 mg/d[5.1]

Voor Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) (6) wordt de grondingestie één vijfde van wonen met tuin verondrsteld. 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 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).

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 Dirven et al., 2008:
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[5.1, 2, e] 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 9.3 Waarden voor grondingestie voor de verschillende bodemgebruiksvormen op basis van contactfrequentie en verblijftijden binnen en buiten

	Bodemgebruiksvorm	Blootstelling binnen/buiten	Contact-frequentie	Grondingestie jaargem. mg/d
	Kinderen		dagen/jaar	Totaal
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 (Holderbeke et al., 2007) In tabel 9.4 wordt de geschatte blootstelling via ingestie van grond op basis van huidbelading gegeven.

Uiteindelijk leiden de evaluaties tot de volgende uitgangspunten:

- De gemiddelde grondingestie 5.1, 2, e 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:

$$AID_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}} = BIW_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}} * JGT^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$$

Met:

Parameter	Betekenis
$AID_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$	Jaargemiddelde waarde voor grondingestie voor de verschillende bodemgebruiksvormen
$BIW_{c,a}^{\text{bodemgebnruik x- binnen, buiten}}$	De bodemingestiewaarde jaargemiddelde (kind of volw.) voor bodemgebruik X [mg/uur]
$JGT^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$	De jaargemiddelde blootstellingsduur voor het bodemgebruik X [u/d]

- Voor de bodemingestiewaarde per uur (BIW in mg/u) voor kinderen (< dan 6 jaar) werd 25 mg/u voor buiten gekozen. Voor volwassenen buiten wordt verschil gemaakt tussen tuinactiviteiten (keuze 20 mg/u) en niet aan een tuin gerelateerde activiteiten (keuze 10 mg/u). Deze waarden zijn (gezien de onzekerheden) vergelijkbaar met de door Sheppard (1995) gevonden waarden zijnde 20 mg/u (kind), 10 mg/u (volwassenen en kinderen ouder dan 6 jaar) en 20 mg/u (volwassenen met tuinactiviteiten).
- 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. Besloten is te rekenen met een waarde van 3 mg/u voor kinderen (< dan 6 jaar) en voor de andere groepen uit te gaan van 1/10 van de bodemingestie buiten (resp. 2 en 1 mg/u). Deze overwegingen na interpretatie van Holderbeke (2007), Sheppard (1995), Holmes (1999), Hawley (1985) en na discussie in de OZBG-humaan in 2007.
- De jaargemiddelde blootstellingsduur uitgedrukt in uren per dag is op basis van Bockting et al. (1994), waarbij de blootstellingsduur voor dermale opname richtinggevend was. De bodemgebruiksfuncties zijn wel aangepast in aansluiting met de bodemgebruiksfuncties in (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 9.4 Geschatte blootstelling via ingestie van grond op basis van huidbelading (Bron: Dirven- van Bremen e.a., 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 [1, 2, e]	14	14.86	20	2	**53**	**23**	**30**
	met sie [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 procent van de blootstelling te koppelen is aan de blootstelling buiten en 30 procent aan blootstelling binnen. Als kinderen minder buitenspelen is de verwachting dat de blootstelling ook lager zal zijn. Bij slechts 1 uur per dag buitenspelen (in plaats van bijna drie uur) zou de blootstelling kunnen halveren.

<u>Recente interpretatie ingestie grond en stof door kinderen</u>

In Bierkens e.a., 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 (2008). Voor grond en bodemgerelateerd 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. Deze consequenties 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 e.a. 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, 5.1, 2, e de schoolomgeving of 5.1, 2, e de woonomgeving de grootste invloed had op de loodbloed gehalten. 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. VITO/OVAM is geïnteresseerd om de problematiek van diffuse loodverontreiniging als mede de keuze voor de parameter waarden voor grondingestie gezamenlijk op te pakken.

9.5.3 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 rapport 607711004/2011)

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 bodemplantopnamemodel 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 consumptie-gewogen 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 9.5. Dat wil zeggen dat bij hoger gehalten de BCF lager wordt.

Tabel 9.5 Bioconcentratiefactoren (BCF) voor groenten en aardappels

Parameter	Voor aanpassing:	Op Interventiewaarde niveau (530 mg/kg), aangepast naar:
BCF groenten	0,044	0,0043
BCF aardappel	0,0017	0,00074
Bijdrage route consumptie gewas aan totale blootstelling	± 26%	± 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 zelf verbouwde gewassen.

9.5.4 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 e.a., 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 5.1, 2, e biggen, waarvan bekend is dat ze een goede proxy zijn voor 5.1, 2, e kinderen.

In een eerste fase van het onderzoek zijn de Nederlandse vitro-modellen geoptimaliseerd voor het simuleren van hand-mond gedrag van 5.1, 2, e kinderen. In de tweede fase is met de geoptimaliseerde modellen (**in vitro**) de bioaccessibility van 7 bodems van stedelijke ophooglagen gemeten en uitgedrukt ten opzichte van de bioaccessibility van de referentiestof loodacetaat (volledig beschikbare vorm van lood). Van 6 van deze bodems is ook **in vivo** de relatieve (= ten opzichte van loodacetaat) biobeschikbaarheid bepaald. Hierdoor is het mogelijk de 3 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 6 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 locatie-specifieke beoordelingen beperkt zal zijn, omdat de gemeten variatie in de biobeschikbaarheid van lood in deze bodems klein is.

Bepaling van de biobeschikbaarheid van bodemlood

In de vorige studie (5.1, 2, e e.a., 2009) naar stedelijke ophooglagen verschilden de twee Nederlandse modellen 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 (R2 = 0.80). Dit geldt ook voor Tiny TIM (R2 = 0.67), maar dit model onderschat de biobeschikbaarheid met een factor 2-9. Voor IVD was de correlatie met de in vivo-data slecht (R2 = 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 6 monsters gemeten zijn, achten wij het gebruik van een correctiefactor voor kalk vooralsnog niet geschikt.

<u>Generieke factor voor de biobeschikbaarheid van bodemlood</u>
Het verschil in de gemeten biobeschikbaarheid van lood in de 6 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 de helft, maar ook even groot te kunnen zijn als de biobeschikbaarheid van lood in voeding. Op basis van de resultaten (n=6 bodems) is geconcludeerd dat de huidige Rel F 0.4 te laag is vanuit wetenschappelijk oogpunt. 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).

<u>Conclusie biobeschikbaarheid</u>
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 een gemiddelde blootstelling door de ingestie van gronddeeltjes (0,58-0,84). 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 HNO3 (in de eerste beoordelingsstap) toe te passen.

9.5.5 Achtergronddocument 'De geaggregeerde blootstelling van 5.1, 2, e kinderen aan lood uit bodem en voeding in Nederland: Relatie tot IQ verlies

Versie: 14-07-2015

5.1, 2, e RIVM/M&V/VSP
M. I. 5.1, 2, e RIVM/VPZ/VVH

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 in de leeftijd van 0.5 tot en met 7 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 loodbloedconcentratie in kinderen, geaggregeerd over de verschillende blootstellingroutes en de verschillende leeftijdcategorieën (dimensie: µg/dl)

Model parameter waarden

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

- Voeding ("Dietary data")

5.1, 2, e et al. (2012) geeft voor Nederlandse kinderen de volgende innames (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: Concentration drinking water 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 Aanalysis, 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.

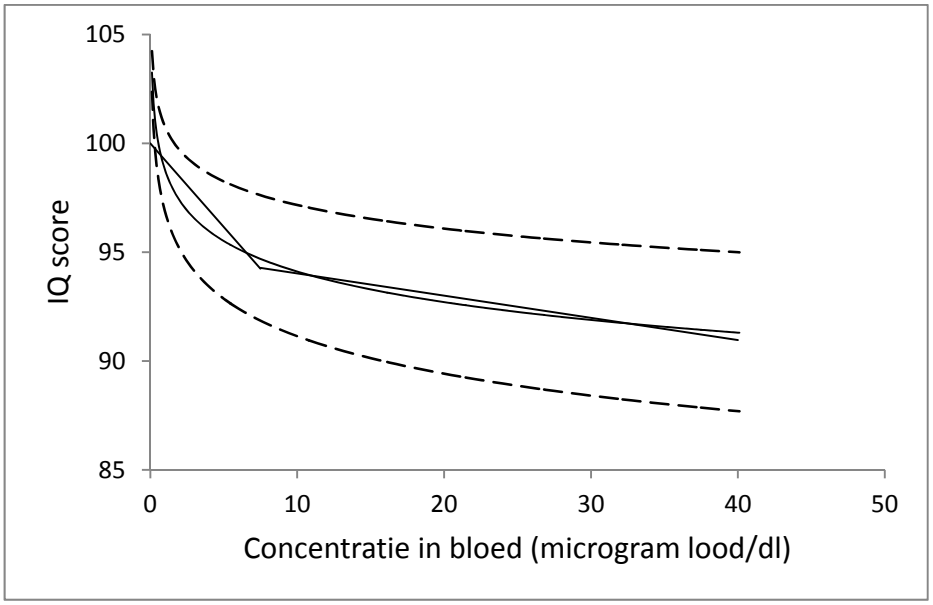
Modelversie
IEUBK Win32, Version 1.1, Build 11.

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 studie 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 Yugoslavie en Australië) waarin kinderen wat betreft hun cognitief/intellectuele ontwikkeling vanaf de zuigelingen leeftijd 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 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 de bij het afnemen van de IQ score lag) de hoogste correlatie met de IQ score. In totaal waren 1.333 gepaarde lood bloedwaarden en IQ score beschikbaar. Lanphear beschijft de data met een log-lineair model (zie Figuur 1, IQ vs. de log-bloedwaarde). Figuur 1 toont het door Lanphear getoonde 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 kan het in Figuur 1 getoonde verband gebruikt worden om, uitgaande van een bepaalde bloedwaarde, de hiermee overeenkomende verwachte *gemiddelde* IQ score te berekenen. Eventueel kan hierbij rekening gehouden met de onzekerheid in berekende IQ score. Lanphear concludeert dat het verband tussen lood bloedwaarde 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 1, doorgetrokken geknikte rechte lijnen). Verder concludeert Lanphear dat de beschikbare data geen "threshold", d.w.z. een loodbloedwaarde waaronder geen effect op de IQ score heeft, aangeven.



Figuur 1Het verband tussen de lood bloedwaarde van[5.1, 2, e] 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, 2005, Figures 3 and 4).
Doorgetrokken rechte lijnen: "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 (2013)

Voor haar meest recente evaluatie van de contaminatie van voedsel met lood heeft de Europese Voedsel en Waren Autoriteit (EFSA) de volledige data set van

de Lanphear studie 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 "BenchMarkDose$_{0.1}$" (BMD_{01}).
Wanneer uitgegaan werd van een log-lineair model, een "piecewise" lineair of een lineair model bleek een lineair model t.o.v. 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 9.6):

Tabel 9.6 BenchMarkDose (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, 2013)

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 [5.1, 2, e] 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-response relatie 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, d.w.z. van 100 naar 99, laat zich voor het "piecewise" lineaire model tot een niveau van 7,5 µg lood/dl bloed definiëren als:

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

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 genoemde richtingscoëfficiënt, ofwel:

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

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:

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

Voor lood-in-bloedwaarde ≥ 7.5 µg lood/dl bloed:

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

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 inter-individuele variabiliteit van kinderen m.b.t. opname en verdeling van lood in het lichaam en anderzijds onzekerheid over de van het verwachten lood bloedgehalte in kinderen, gegeven hun (constante) blootstelling uit verschillende bronnen.

In dit rapport is deze variatie in het lood-in-bloed gehalte van kinderen bij de IQ score berekeningen 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-bloed waarde, geen rekening met de onzekerheid in de hiermee samenhangende IQ score. Figuur 1 laat echter zien dat een bepaalde lood bloedwaarde 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 1) blijkt deze variabiliteit tussen de 0.96 en de 1.04 te liggen.

De gepresenteerde berekeningen van de IQ-score moeten daarom als indicatief, want substantieel onzeker, voor het effect van lood in de voeding, bodem en huisstof op de IQ-score van het gemiddelde kind beschouwd worden.

*Tabel 9.7 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit **voeding, bodem en huisstof***

Bodem-concentratie [mg lood/kg]	***Opname** [µg/kg bw/d][3]*	*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[4]*
		Geometrisch gemiddelde [µg/L]		
Alleen voeding	0.25	12.8	56	0.7 – 1.1
50 (voeding en Nederlandse waarde in de bodem)[1]	0.33	17.9	80	1.0 – 1.5
100	0.40	22.9	92	1.3 – 1.9
210 (max waarde wonen)	0.56	33.3	99	1.9 – 2.8
350	0.76	45.9	100	2.6 – 3.8
530 (interventiewaarde)	1.01	61.0	100	3.4 – 5.1
750	1.27	78.0	100	4.3 – 6.3
1000	1.57	95. 8	100	4.5 – 6.3
1500	2.10	5.1, 2, e 6	100	4.8 – 6.8

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

*Tabel 9.8 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit **bodem en huisstof***

Bodem-concentratie [mg lood/kg]	***Opname** [µg/kg bw/d][3]*	*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 gemiddeld kind[4]*
		Geometrisch gemiddelde [µg/L]		
50 [1]	0.081	5.6	5.0	0.31 – 0.46
100	0.16	10.7	40.6	0.61 – 0.89
210 (max waarde wonen)	0.33	21.7	89.6	1.2 – 1.8
350	0.54	34.8	98.8	2.0 – 2.9
530 (interventiewaarde)	0.78	50.6	99.9	2.9 – 4.2
750	1.08	68.4	100	3.9 – 5.7
1000	1.38	86.9	100	4.4 – 6.4
1500	1.94	119.8	100	4.7 – 6.7

[1] Blootstelling aan bodem en huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.

[2] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ punt.

[3] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar. EIUBK calculated.

[4] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloed waarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

*Tabel 9.9 Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit **voeding, bodem en huisstof***

Bodem-concentratie [mg lood/kg]	***Inname** [µg/kg bw/d][3]*	*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 gemiddeld kind[4]*
		Geometrisch gemiddelde [µg/L]		
Alleen voeding	0.60	12.8	56	0.7 – 1.1
50 (voeding en Nederlandse waarde in de bodem)[1]	0.88	17.9	80	1.0 – 1.5
100	1.13	22.9	92	1.3 – 1.9
210 (max waarde wonen)	1.71	33.3	99	1.9 – 2.8
350	2.46	45.9	100	2.6 – 3.8
530 (interventiewaarde)	3.42	61.0	100	3.4 – 5.1
750	4.59	78.0	100	4.3 – 6.3
1000	5.91	95. 8	100	4.5 – 6.3
1500	8.57	5.1, 2, e 6	100	4.8 – 6.8

[1] Blootstelling aan voeding + blootstelling aan bodem/huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.

[2] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ punt.

[3] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar. Berekend met IEUBK.

[4] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloed waarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

*Tabel 9.10: Geschat loodbloedgehalte en IQ-puntenverlies bij blootstelling aan lood uit **bodem en huisstof.***

Bodem-concentratie [mg lood/kg]	***Inname** [µg/kg bw/d][3]*	*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 gemiddeld kind[4]*
		Geometrisch gemiddelde [µg/L]		
50 [1]	0.27	5.6	5.0	0.31 – 0.46
100	0.53	10.7	40.6	0.61 – 0.90
210 (max waarde wonen)	1.11	21.7	89.6	1.2 – 1.8
350	1.86	34.8	98.8	2.0 – 2.9
530 (interventiewaarde)	2.82	50.6	99.9	2.9 – 4.2
750	3.99	68.4	100	3.9 – 5.7
1000	5.31	86.9	100	4.4 – 6.4
1500	7.97	119.8	100	4.7 – 6.7

[1] Blootstelling aan bodem en huisstof dat 50 mg/kg lood bevat.

[2] 12 µg lood/L bloed, corresponderend met een verlies van 1 IQ punt.

[3] Alle leeftijden van 2 tot 7 jaar.

[4] Minimum op basis van EFSA's BMD_{01}, maximum op basis van de $BMDL_{01}$ voor de lood-in-bloed waarde die in het gemiddelde kind overeenkomt met een IQ-verlies van 1 punt.

9.6 Maatregelen om de blootstelling aan lood te verminderen

9.6.1 Meten van bodemlood met XRF

Piekconcentraties aan lood binnen het diffuus verontreinigd gebied kunnen snel en relatief goedkoop met behulp van een hand-XRF snel 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.

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 Toelichting:
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 volgens 5.1, 2, e 2008 ca. 35.000 euro. Aan de hand van een kosten-batenanalyse blijkt dat bij regelmatig gebruik de kosten per meting ca. 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 5.1, 2, e 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 5.1, 2, e 2008.

Precisie: De precisie is afhankelijk van de matrix (grond, ophoogmateriaal, zinkassen), net als bij de geaccrediteerde laboratoria 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.
Het grote voordeel is de snelle beschikbaarheid van de uitslag.