

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor lood

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER



Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor lood

Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor lood

2. *Verantwoordelijke uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Aantal blz.*

85

4. *Wettelijk depot nummer*

5. *Aantal tabellen en figuren*

28 tabellen; 1 figuur

6. *Publicatiereeks*

Achtergronddocument bodembeheer

7. *Datum publicatie*

Februari 2010

8. *Trefwoorden*

bodemverontreiniging, risico-evaluatie, bodemsaneringsnormen, lood

9. *Samenvatting*

Dit document beschrijft de herziening van de bodemsaneringsnormen voor lood voor bodem en grondwater. Het rapport bevat de relevante wetenschappelijke informatie: de fysico-chemische eigenschappen van lood, het gedrag van lood in de bodem, en de (humane) toxicologie. De bronnen van verontreinigingen door lood zijn beschreven, alsook het voorkomen in het milieu en de (humane) achtergrondblootstelling.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, S. Verbeiren (VITO, auteurs)
A. Ruttens, J. Vangronsveld (UHasselt), E. Smolders (KU Leuven), I. Schoeters (Eurocopper), K. Van Geert (VEB),
G. Van Gestel, D. Geysen, D. Dedecker, K. Van De Wiele (OVAM)

11. *Contactperso(o)n(en)*

Griet Van Gestel, Jiska Verhulst

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Voorstel herziening bodemsaneringsnormen voor arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, nikkel, zink en bijlagen
Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem
Transfer van zware metalen naar vee
Bioconcentratiefactoren van metalen in gewassen en de invloed van bodemeigenschappen op deze factor
Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen
Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen
Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

INHOUDSTABEL

Samenvatting.....	4
Lijst van afkortingen.....	7
1 Inleiding.....	11
1.1 Algemeen.....	11
1.2 Herziening van de normering van de Vlarebo-metalen.....	11
1.2.1 Inleiding.....	11
1.2.2 Ecotoxicologische onderbouwing van de BSN's voor Vlarebo-metalen	12
1.2.3 Invulling van de variatie in biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen en de invloed ervan op de humaantoxicologisch onderbouwde BSN's.....	12
1.2.4 Integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaantoxicologisch onderbouwde BSN's.....	13
2 Bronnen van lood.....	14
2.1 Natuurlijke bronnen.....	14
2.2 Antropogene bronnen.....	14
2.2.1 Productie.....	14
2.2.2 Gebruik.....	14
2.2.3 Emissie.....	15
3 Fysico-chemische eigenschappen van lood.....	16
4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling.....	18
4.1 Lucht.....	18
4.1.1 Buitenlucht.....	18
4.1.2 Binnenlucht.....	19
4.2 Bodem.....	19
4.3 Water.....	20
4.3.1 Oppervlaktewater.....	21
4.3.2 Grondwater.....	21
4.3.3 Drinkwater.....	21
4.4 Planten.....	22
4.4.1 Algemeen.....	22
4.4.2 BCF waarden gebruikt voor het afleiden van de BSN's.....	23
4.5 Voeding.....	24
4.6 Humane blootstelling.....	28
4.6.1 Orale achtergrondblootstelling.....	28
4.6.2 Inhalatoire achtergrondblootstelling.....	34
4.6.3 Gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling.....	34
4.6.4 Totale achtergrondblootstelling.....	35
4.6.5 Belgische bevolking: surveillance loodblootstelling.....	36
5 Gedrag in de bodem.....	39
5.1 Inleiding.....	39
5.2 Speciatie.....	39
5.3 Sorptie en mobiliteit.....	39
6 Ecotoxicologie.....	41

7	Toxicologie.....	42
7.1	Essentialiteit.....	42
7.2	Toxicokinetiek.....	42
7.2.1	Absorptie.....	42
7.2.2	Distributie.....	43
7.2.3	Metabolisatie.....	43
7.2.4	Eliminatie.....	43
7.3	Effecten op proefdieren en in vitro.....	44
7.3.1	Acute toxiciteit.....	44
7.3.2	Korte termijn blootstelling.....	44
7.3.3	Lange termijn blootstelling.....	44
7.3.4	Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogene toxiciteit	45
7.3.5	Mutageniteit.....	45
7.3.6	Carcinogeniteit.....	45
7.4	Effecten op mensen.....	46
7.4.1	Acute toxiciteit en lange termijn effecten.....	46
7.4.2	Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogene toxiciteit	47
7.4.3	Genotoxiciteit.....	48
7.4.4	Carcinogeniteit.....	48
7.4.5	Immunotoxiciteit.....	49
7.4.6	Toxicologische grenswaarden Carcinogene effecten	49
8	Geur- en smaakdrempels.....	53
9	Blootstellingsberekeningen Vlier-humaan.....	54
9.1	Bodem.....	54
9.1.1	Achtergrondwaarden.....	54
9.1.2	Bodemsaneringsnormen.....	54
9.1.3	Invloed van bodemkenmerken op de bodemsaneringsnorm	62
9.2	Grondwater.....	63
9.2.1	Achtergrondwaarde.....	63
9.2.2	Bodemsaneringsnorm.....	64
9.3	Vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen, dit voorstel en het voorstel voor ecologische bodemsaneringsnormen	64
	Referenties.....	66
	BIJLAGE 5: INVOERGEGEVENS LOOD.....	77
	BIJLAGE 9: MOGELIJKE BIJSTELLING Bodemsanerings-normen LOOD OP BASIS VAN NIET-toxicologische gronden.....	84

Samenvatting

Voorliggend rapport werkt een voorstel uit tot herziening van de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor lood. De bodemsaneringsnormen voor bodem en grondwater zijn gebaseerd op de nadelige effecten voor mens en milieu, die het gevolg kunnen zijn van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. De bodemsaneringsnormen houden rekening met het gebruik van de bodem en met de kenmerken van de bodem. Er worden vijf bestemmingstypes onderscheiden: natuur (I), landbouw (II), wonen (III), recreatie (IV) en industrie (V). Bij de laatste vier bestemmingstypes ligt de nadruk op de bescherming van de gezondheid van de mens. Voor deze vier bestemmingstypes wordt een onderbouwing van bodemsaneringsnormen voorzien. Bij het bestemmingstype natuur ligt de nadruk op de bescherming van het ecosysteem. Een onderbouwing van de normering voor dit bestemmingstype is nog niet voorhanden.

Voor de huidige herziening werd rekening gehouden met de resultaten uit voorafgaandelijke studies in verband met het opstellen van representatieve bioconcentratiefactoren voor planten en K_d -factoren voor Vlaanderen. Voor humane blootstelling aan lood via gewasconsumptie werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van verschillende voedingsgewassen binnen dit voedselpakket. Tevens is voor deze herziening van de BSN's rekening gehouden met de laatste inzichten in zake humane toxicologie, humane achtergrondblootstelling, en de opname en toxicologie voor vee. De orale achtergrondblootstelling werd in bestemmingstype II gecorrigeerd voor gewas- fruit en zuivelconsumptie afkomstig uit eigen productie. Voor bestemmingstype III werd gecorrigeerd voor gewasconsumptie uit eigen tuin. De berekeningen werden uitgevoerd met een niet-commerciële versie van Vlier Humaan.

Hoewel anorganisch Pb door IARC wordt beschouwd als waarschijnlijk carcinogeen, werden de BSN's berekend op basis van een niet-carcinogeen scenario omdat de meest gevoelige effecten na blootstelling aan lood van niet-carcinogene aard zijn, nl. geremde cognitieve ontwikkeling en verminderde intellectuele prestaties bij kinderen. De grenswaarden opgesteld voor niet-carcinogene effecten bieden daardoor eveneens bescherming voor de mogelijk carcinogene effecten van Pb. Omdat kinderen als de meest gevoelige groep worden beschouwd werden er afzonderlijke berekeningen uitgevoerd voor kinderen op basis van een specifieke orale en inhalatoire achtergrondblootstelling. Tabel 1 geeft een overzicht van de achtergrondblootstelling en de grenswaarden die werden gebruikt in de berekeningen. Een volledig overzicht van alle parameters die werden ingevoerd bij de blootstellingsberekeningen staan vermeld in bijlage 5. Een vergelijking van de herziene BSN's met de huidige normen en met de ecologische richtwaarden staat vermeld in Tabel 2. Het effect van verschillen in pH op de BSN's wordt weergegeven in Tabel 3. Deze relatie tussen de BSN en pH kan worden beschreven door de regressievergelijkingen:

$$BSN_{\text{type II}} = 19,74 \text{ pH} + 105,6 \text{ (R}^2 = 0,84) \text{ en}$$

$$BSN_{\text{type III}} = 2,74 \text{ pH} + 542,3 \text{ (R}^2 = 0,88)$$

Omdat de invloed van de pH op de BSN's slechts gering is, kan een constante BSN voorgesteld worden voor het ganse pH bereik, zowel voor bestemmingstype II als III.

Tabel 1: Overzicht van de orale en inhalatoire grenswaarden en achtergrondblootstelling voor lood

Pb		Referentie
TDI oraal	$3,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.dag	WHO, 1996
TDI inhalatoir	$3,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.dag	WHO, 2000
TCL	$0,5 \cdot 10^{-6}$ g/m ³	WHO, 2000
Inhalatoire achtergrondblootstelling	Volwassenen $13 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.dag	VMM, 2004
	kinderen $22 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.dag	VMM, 2004
Achtergrondblootstelling voeding	Volwassenen $3,2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (type II) $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (type III) $3,7 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d (type IV en V)	Deelstra, 1996
	kinderen $0,99 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (type II) $1,1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (type III) $1,13 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (type IV en V)	DG Health and Consumer Protection, 2004; WHO, 1995

Tabel 2: Vergelijking van de herziene BSN's* met de huidige normen en met de ecologische richtwaarden (mg/kg ds)

Normering	BSN II	BSN III	BSN IV	BSN V
<i>Huidige voorstel</i>	25,8 (sel) (237)	560	735 d	6.579 zw
<i>Ecotoxicologische BSN</i>	408 §	408 §§	408 §§	569 §§§
<i>Bestaande normering</i> OS%: 2%, Klei%: 10%, pH: 6	200	700	1.500	2.500

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x; (*) waarden op basis van berekeningen voor kinderen; tussen haakjes de niet bijgestelde norm voor kinderen; sel: bijstelling op basis van een overschrijding van de gewasnorm voor selder; d: dagrecreatie; zw: zware industrie.

cursieve waarden: berekende BSN kleiner dan de achtergrondwaarde bij standaardbodem (40 mg/kg ds);

§: landbouwgebieden; §§: residentiële en parkgebieden; §§§: commerciële en industriële gebieden.

De niet-bijgestelde normen berekend op basis van de invoergegevens voor kinderen in bestemmingstypes II en III bedragen respectievelijk 237 en 560 mg/kg ds. De norm voor bestemmingstype II dient echter te worden bijgesteld op basis van een overschrijding van de gewasnorm voor selder, nl. 25,8 mg/kg ds. Deze bijgestelde BSN is echter lager dan de huidige achtergrondwaarde voor Pb (40 mg/kg ds). De BSN's voor bestemmingstypes IV en V zijn gebaseerd op de tijdsbestedingsscenario's voor respectievelijk dagrecreatie en zware industrie.

Tabel 3: Invloed van de pH op de BSN(II & III) [mg/kg ds]

bestemmingstype	pH					
	3	4	5	6	7	8
Type II	143	192	222	237	244	247
Type III	548	554	558	560	562	562

BSN's afgeleid in Vlier-humaan op basis van orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor kinderen.

De BSN voor Pb in het grondwater bedraagt momenteel het dubbel van de WHO-drinkwaterrichtlijn (2x 10 µg/l). De verdubbeling van de drinkwaternorm werd ingevoerd wegens het mogelijk optreden van analytische problemen (achtergrondwaarde-bodemsaneringsnorm). Er wordt voorgesteld om deze BSN niet te wijzigen.

De berekening van de normen in Tabel 2 gebeurde op basis van een wetenschappelijk onderbouwde methodiek en de meest recente gegevens voor lood. De uiteindelijke keuze van de normen wordt gemaakt na een evaluatie van de haalbaarheid van de normen door OVAM.

Lijst van afkortingen

AARDEWERK	Databank met gegevens uit een systematische bodemprofielstudie uitgevoerd in België tussen 1947 en 1971.
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
(ACL) _{1/10} ⁵	Aanvaarde concentratie in lucht overeenkomend met een extra kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelden [g/m ³].
(AD) _{1/10} ⁵	Aanvaarde dosis overeenkomend met een extra kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelden [mg/kg.d].
ADI	Acceptable daily intake.
ARAB	Algemeen Reglement voor de Arbeidsbescherming.
Art.	Artikel.
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
AW	Achtergrondwaarde.
BCF	Bioconcentratiefactor. verhouding tussen concentratie in de plant (wortel of stengel) en concentratie in de bodem [-].
B.S.	Belgisch Staatsblad.
BSN	Bodemsaneringsnorm.
BTEX	Verzamelnaam voor benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen.
BTF	Biotransferfactor; verhouding tussen concentratie in het product (vlees of melk) en toegediende dosis via het voeder [d/kg vg].
B. VI. Reg.	Besluit van de Vlaamse Regering.
CAS	Chemical Abstracts Service.
CCRX	Coördinatiecommissie voor metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen (Nederland).
CDC	Centers for Disease Control (VS).
CEC	Commission of the European Communities of kationuitwisselingscapaciteit [cmol/kg ds].
CF	Correctiefactor van [mg/l] naar [µg/l] (1000).
CSF	Cancer slope factor.
DAR	Dermale absorptiesnelheid [1/h].
dl	Detectielimiet.
D _{pe}	Permeatiecoëfficiënt doorheen polyethyleenleidingen [m ² /d].
D _{pvc}	Permeatiecoëfficiënt doorheen pvc-leidingen [m ² /d].
EC _x	Effectieve concentratie voor een bepaald effect waarbij x% van de populatie wordt getroffen.
ED	Effective dose.
EPA	Environmental Protection Agency.
f _{acing}	Absorptiefactor bij orale inname door vee [-].
f _{acinh}	Absorptiefactor bij inhalatoire inname door vee [-].
FAO	Food and Agriculture Organization.

FDA	Food and Drug Administration (VS).
f_{excr}	Excretiefactor bij vee [-].
GW	Grenswaarde
HC ₅₀	Concentratie waarbij 50% van de soorten en processen in een ecosysteem volledig beschermd is.
HESP	Human exposure tot soil pollutants.
HSDB	Hazardous Substance Data Bank.
IARC	International Agency for Research on Cancer.
IEUBK	Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model.
IHE	Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie.
i.p.	Intraperitoneaal (binnen het buikvlies).
IQ	Intelligentiequotiënt.
IRIS	Integrated Risk Information System (US-EPA).
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry.
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.
K.B.	Koninklijk Besluit.
K_d	Verdelingscoëfficiënt bodem-water [l/kg].
K_{oc}	Verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water [l/kg].
K_{ow}	Verdelingscoëfficiënt octanol-water [-].
KTD	Korte termijn doelstelling.
LAC	Landbouwadvisiecommissie (Nederland).
LC ₁₀	De laagste concentratie van een stof in de lucht (niet de LC ₅₀) waarvan gerapporteerd is dat ze dodelijk is bij mens of dier. De blootstellingsduur kan zowel acuut, subacuut of chronisch zijn.
LC _x	Letale concentratie x. Een berekende concentratie van een stof in de lucht. Indien een gehele bepaalde experimentele populatie aan deze concentratie wordt blootgesteld gedurende een bepaalde tijd wordt verwacht dat x% ervan sterft. Deze LC _x wordt bepaald a.h.v. blootstelling van de stof aan een significant aantal van de populatie.
LD ₁₀	De laagste dosis (lager dan LD ₅₀) van een stof toegediend over een gegeven tijdsperiode en verdeeld over een of meer porties, en waarvan gerapporteerd is dat ze de dood veroorzaakt bij mens of dier. De blootstelling kan op elke wijze verlopen behalve via inhalatoire weg.
LD _x	Letale dosis x. Een berekende dosis van een stof waarvan verwacht wordt dat bij deze dosis x% van een experimentele dierlijke populatie sterft. Deze dosis wordt bepaald a.h.v. blootstelling van de stof aan een significant aantal van de populatie via elke andere weg dan inhalatie.
LED ₁₀	Laagste 95% grens van een dosis waarvan geschat wordt dat hij 10% respons geeft.

LED ₁₀ /lm	LED ₁₀ /linear method. Hierbij wordt een rechte lijn getrokken tussen de oorsprong en de LED ₁₀ .
LOAEC	Lowest observed adverse effect concentration.
LOEC	Lowest observed effect concentration.
LOAEL	Lowest observed adverse effect level.
LOEL	Lowest observed effect level.
LTD	Lange termijn doelstelling.
lw	Lichaamsgewicht.
MAC	Maximal allowable concentration.
MAFF	Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (VK).
MCL	Maximum contaminant level.
MF	Modifying factor.
MLTD	Middellange termijn doelstelling.
MTC	Maximaal toelaatbare concentratie.
M / V	Mannelijk / Vrouwelijk.
NICE	Nutrition Information Centre.
NOAEC	No observed adverse effect concentration.
NOAEL	No observed adverse effect level.
NOEC	No observed effect concentration.
NOEL	No observed effect level.
NRC	National Research Council (VS).
OVAM	Openbare afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse gewest.
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen.
PB L	Publicatieblad van de Europese Unie, wetgeving.
PTDI	Provisoir toelaatbare dagelijkse inname.
PTWI	Provisoir toelaatbare wekelijkse inname.
PVC	Polyvinylchloride.
PVV	Platform Veilig Voedsel.
Q	Dagelijkse waterinname [l/d].
RAIS	Risk assessment information system.
RF	Reductiefactor t.o.v. TDI.
RfC	Reference concentration; gelijk aan de TCL [g/m ³]
RfD	Reference dose; gelijk aan de TDI [mg/kg/d].
RI	Risico-index.
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Nederland).
TCL	Toelaatbare concentratie in lucht [g/m ³].

TCL ₀	De laagste concentratie van een stof in lucht waaraan mens of dier aan blootgesteld is gedurende een bepaald tijdsinterval en die enig toxisch effect heeft op de mens of die tumorvormende of reproductieve effecten heeft op mens of dier.
TDI	Toelaatbare dagelijkse inname; de hoeveelheid die gedurende een heel leven mag worden ingenomen zonder dat nadelige effecten verwacht worden [mg/kg/d].
UBA	Umweltbundesamt (D).
UF	Uncertainty factor.
US-EPA	United States Environmental Protection Agency.
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek.
Vlarebo	Besluit van de Vlaamse Regering van 5 maart 1996 betreffende de bodemsanering (zoals gewijzigd).
Vlarem II	Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (zoals gewijzigd).
VI. Ex.	Vlaamse Executieve.
Vlier-Humaan	Vlaams instrument voor de evaluatie van risico's – humaan.
Vlier-Excel	Vlaams instrument voor de evaluatie van risico's – humaan; Excel-versie.
VI. Parl.	Vlaams Parlement.
VI. Reg.	Vlaamse Regering.
VMM	Vlaamse Milieu Maatschappij.
W	Lichaamsgewicht.
WHO	World Health Organization.

1 Inleiding

1.1 Algemeen

VITO heeft in 1995, in opdracht van en in samenwerking met de OVAM, een normenstelsel uitgewerkt, dat in overeenstemming is met de bepalingen van het bodemsaneringsdecreet (Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering). Dit normenstelsel houdt rekening met het gebruik en de kenmerken van de bodem, en is gebaseerd op de nadelige effecten voor mens en milieu, die het gevolg kunnen zijn van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. Een algemene beschrijving van de opbouw van het normenstelsel is terug te vinden in “Basisinformatie voor risico-evaluaties” (OVAM, 2004)..

Sinds de normering van de stoffen in 1995 zijn echter nieuwe data m.b.t. de fysico-chemie, biologie en toxicologie beschikbaar gekomen, waardoor een periodieke aanpassing van de bodemsaneringsnormen (BSN's) gerechtvaardigd is. Ook de manier waarop omgegaan wordt met bepaalde gegevens is ondertussen gewijzigd. Zo werd bij de eerste reeks genormeerde stoffen geen onderscheid gemaakt tussen carcinogeniteit en niet-carcinogeniteit wat betreft achtergrondblootstelling. Bij de berekening van de blootstelling per blootstellingsweg (oraal, inhalatoir en dermaal) werd zowel voor carcinogenen als niet-carcinogenen de achtergrondblootstelling bijgeteld. Momenteel wordt voor carcinogenen de achtergrondblootstelling niet meer bijgeteld.

Bij de herziening van bestaande BSN's worden normaal de fysico-chemische, biologische en (eco)toxicologische eigenschappen volledig herbekeken. Hierbij wordt in belangrijke mate gebruik gemaakt van overzichtswerken en databanken. De 'nieuwe' bodemsaneringsnormen worden afgeleid conform de methodologie toegelicht in het document 'Basisinformatie voor risico-evaluaties', uitgegeven door de OVAM (OVAM, 1996, 2004). In tegenstelling tot de vorige normering wordt voor metalen met duidelijk verschillende effecten na inhalatie in vergelijking met orale inname (bv. carcinogeen via inademing en niet-carcinogeen via orale weg) tijdens de risicotetsing de orale/dermale en inhalatoire risico-indexen niet meer gesommeerd.

1.2 Herziening van de normering van de Vlarebo-metalen

1.2.1 Inleiding

De herziening van de bodemsaneringsnormen voor lood kadert in het onderzoeksproject rond de herziening van de normen voor 7 zware metalen en arseen (de zogenaamde Vlarebo-metalen). Drie deelopdrachten werden onderscheiden: (i) invulling van ecologische effecten in de normstelling voor zware metalen, (ii) invulling van beschikbaarheid van zware metalen in functie van bodemeigenschappen en hun invloed op de humaan toxicologisch onderbouwde normen, en (iii) integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaan toxicologisch onderbouwde normen.

1.2.2 Ecotoxicologische onderbouwing van de BSN's voor Vlarebo-metalen

Voor het opstellen van bodemsaneringsnormen voor ecologische effecten werd gebruik gemaakt van een methodologie die door VITO reeds was uitgewerkt voor bestemmingstypes II (landbouw), III (woonzone), IV (recreatie) en V (industriegebied) (Bierkens, 2001). Basisgegevens was dat de normen werden berekend a.h.v. de directe toxiciteit van zware metalen voor planten, bodemfauna en bodemmicrobiële processen. Doorvergiftiging werd buiten beschouwing gelaten. Dit deel werd verzorgd door de Katholieke Universiteit Leuven (KUL) en VITO (Waegeneers en Smolders, 2002).

1.2.3 Invulling van de variatie in biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen en de invloed ervan op de humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

Algemeen

Deze deelstudie heeft tot doel humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen op te stellen, die rekening houden met de invloed van bodemeigenschappen op twee kritische parameters, nl. K_d -factor en BCF. De invloed van bodemeigenschappen op andere aspecten zoals bv. orale biobeschikbaarheid is niet meegenomen.

Opname van metalen door gewassen

Om bij de berekening van bodemsaneringsnormen rekening te kunnen houden met humane blootstelling aan metalen via de consumptie van planten, waren concrete gegevens nodig over de opname van metalen door verschillende groenten en voedergewassen.

Daartoe werden gegevens verzameld over de opname van zware metalen in gewassen (groenten en akkerbouwteelten). Deze gegevens werden in een databank verwerkt, en de relaties tussen de bioconcentratiefactoren en bodemeigenschappen werd nagegaan indien voldoende gegevens voorhanden waren. Deze relaties omvatten zowel het opstellen van regressievergelijkingen als een indeling in klassen.

Bij de selectie en de verwerking van de gegevens werd rekening gehouden met het bestemmingstype en de situatie in Vlaanderen (relevante gewassen en bodemtipes). Gegevens van groenten werden gegroepeerd naar ondergronds en bovengronds groeiend.

De verzameling en selectie van de gegevens, en de verwerking ervan in een databank werd uitgevoerd door de Universiteit Hasselt (Ruttens, 2005).

Voor de herziening van de normen werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket* en het relatief aandeel van verschillende voedingsgewassen binnen dit voedselpakket. Voor gewassen waarvoor geen BCF (voor Vlaanderen) beschikbaar was, werd via expertoordeel en een beperkte vergelijking van literatuurgegevens een schatting gemaakt op basis van de BCF van andere gewassen en hun onderlinge verwantschap.

* Alle gewassen waarvoor in de literatuur voldoende gegevens beschikbaar waren ivm consumptie, vochtgehalte etc. werden opgenomen in het voedselpakket.

K_d -factoren voor de berekening van uitloging

Op basis van de studie 'Bepaling van de veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen', uitgevoerd door de KUL en VITO (Smolders et al., 2000), zijn geschikte waarden voor de K_d -factoren geselecteerd. De relatie met bodemeigenschappen is in rekening gebracht ofwel.

Hierbij moet opgemerkt worden dat dezelfde relaties zijn gebruikt als bij de bepaling van de uitloogcriteria voor zware metalen (OVAM, 2005).

Berekeningen van humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

De gegevens van BCF's en K_d -factoren en hun relatie met bodemeigenschappen zijn gebruikt voor de herberekening van BSN's voor bestemmingstypes II en III. De resultaten van deze herberekeningen voor lood zijn terug te vinden in dit document.

1.2.4 Integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

De normenstelsels resulterend uit de ecotoxicologische en de humaan toxicologische onderbouwing worden in dit document naast elkaar geplaatst. Het was aanvankelijk de bedoeling dat beide normenstelsels zouden worden geïntegreerd, waarbij in principe het strengste criterium doorslaggevend is. De uiteindelijk geselecteerde norm is echter een beleidsbeslissing. Bovendien is het, in het kader van verdere risicobepaling, belangrijk transparantie te behouden in de herkomst van de normen.

2 Bronnen van lood

2.1 Natuurlijke bronnen

Lood is een element dat van nature voorkomt in de aardkorst, in een concentratie van 0,002%. Ondanks de lage concentratie in de aardkorst is de exploitatie van Pb gemakkelijk aangezien het veel voorkomt in minerale afzettingen (CEC, 1997; HSDB, 2002a). Lood in de elementaire vorm is heel zeldzaam. Het komt echter hoofdzakelijk voor als sulfide (PbS : galena). Galena komt vaak voor in afzettingen samen met andere mineralen, vooral de zinkhoudende (WHO, 1977). Daarnaast zijn de ertsen cersusiet (PbCO_3) en anglesiet (PbSO_4) de belangrijkste (HSDB, 2002a; WHO, 1977). De concentratie van lood in de ertsen is vrij laag, slechts 3-8%, maar zelfs ertsen met een lagere concentratie zijn nog economisch waardevol. Het loodgehalte van steenkool is relatief laag (WHO, 1977).

Onder de natuurlijke bronnen van lood vallen silicaatstof, vulkanische halogeenaërosolen, bosbranden, zeezoutaërosolen, meteorieten en Pb afkomstig van het radio-actief verval van radon. Het aandeel van natuurlijke bronnen aan loodconcentraties in het milieu is echter verwaarloosbaar ten opzichte van antropogene bronnen (WHO, 1977).

2.2 Antropogene bronnen

2.2.1 Productie

Lood wordt geproduceerd uit ertsen en gerecycleerde loodproducten. Galena is de belangrijkste primaire bron van lood (WHO, 1977). Pb wordt geproduceerd uit loodertsen die eerst worden vermalen, geconditioneerd en geconcentreerd door flotatie. Bij de primaire loodproductie wordt het looderts concentraat achtereenvolgens gesinterd en uitgesmolten. Daarna wordt de bekomen slak uitgezuiverd (ATSDR, 1999).

De non-ferro industrie omvat de eigenlijke productie van zware metalen en is één van de belangrijkste emissiebronnen. De productie van Pb in Vlaanderen door de non-ferrobedrijven bedroeg in 1998 144.157 ton (VMM, 2001b).

2.2.2 Gebruik

Het commercieel gebruik van lood is gestoeld op de volgende eigenschappen: gemakkelijk vorm te geven, hoge dichtheid, laag smeltpunt, lage sterkte, gemakkelijk te produceren, zuurresistentie, elektrochemische reactie met zwavelzuur en de chemische stabiliteit in lucht, water en bodem (ATSDR, 1999).

Het meeste lood wordt aangewend in de productie van loodaccumulatoren die gebruikt worden in de automobiellindustrie en in andere industriële toepassingen (ATSDR, 1999; CEC, 1997). Lood heeft verschillende belangrijke toepassingen: in stralingsschilden in nucleaire centrales en röntgenmachines, in dakbedekkingen en voor het isoleren van hoogspanningskabels (CEC, 1997). Zijn corrosieresistentie maakt het materiaal geschikt voor buizen en andere benodigdheden in chemische processen. De dichtheid maakt Pb geschikt voor het maken van munitie en gewichten. Samen met tin vormt het een soldeermetaal.

Loodderivaten, zoals loodoxide worden geïncorporeerd in glas om het ontsnappen van straling te belemmeren in kathodebuizen (televisie en computerschermen). Het wordt tevens gebruikt in de productie van kristalglas (CEC, 1997). Vroeger werd lood ook gebruikt als pigment in verven en als onderdeel van benzine als antiklop middel (tetraëthyl- en tetramethyllood; CEC, 1997; WHO, 1977).

2.2.3 Emissie

Loodemissies zijn in belangrijke hoeveelheden afkomstig van bepaalde industriële processen. Hierbij moet een onderscheid gemaakt worden tussen emissies afkomstig van schouwen (deze kunnen beheerst worden) en emissies afkomstig van diffuse bronnen, die moeilijk beheerst kunnen worden (CEC, 1997).

In Vlaanderen zijn de emissies van Pb in de periode 1995-2000 gedaald met 58%, de korte termijn doelstelling (KTD) van de Derde Noordzeeconferentie* is dan ook bereikt. In 2000 bedroegen de emissies nog slechts 45 ton Pb (VMM, 2001d). Realisatie van de middellange termijn doelstelling (MLTD) wordt haalbaar geacht. Het bannen van loodhoudende benzine heeft aanzienlijk bijgedragen tot de daling van de emissies naar de lucht. De industrie is verantwoordelijk voor 83% van de emissies naar de lucht. Verkeer en vervoer dragen zo'n 14% bij tot de emissies. De aandelen van energie en landbouw zijn vrij miniem en bedragen beide 1% (VMM, 2001b).

De totale emissies naar oppervlaktewater vertonen eveneens een dalende trend. In 2000 werd een reductie van 63% vastgesteld t.o.v. het niveau van 1985, waarmee de emissies teruggebracht werden op ongeveer 10 ton Pb/jaar (VMM, 2001b). Daarmee is Pb het enige metaal dat de KTD niet haalt (minimale reductie moest 70% bedragen t.o.v. 1985). De lozing van Pb naar het oppervlaktewater is voor 77% afkomstig van diffuse bronnen, zoals het afspoelen van atmosferische depositie van de wegen, landbouw en atmosferische corrosie van bouwmaterialen zoals dakgoten. De lange termijn doelstelling (LTD) wordt niet haalbaar geacht (VMM, 2001b).

* In het kader van de Derde Noordzeeconferentie worden reducties van de emissies naar lucht voorgesteld van 50%, 70% en 90% t.o.v. 1995, respectievelijk te bereiken tegen 2002 (KTD), 2010 (MLTD) en 2020 (LTD; VMM, 2001b).

3 Fysico-chemische eigenschappen van lood

Lood is een metaal van de groep 14*. Alhoewel het element 4 elektronen in de valentieschil bezit ioniseren er slechts 2 met gemak. Daarom is de oxidatietrap van Pb-componenten eerder (+2) dan (+4). Het divalent ion kan interfereren met de werking van andere divalente kationen zoals Ca^{2+} (ATSDR, 1999; WHO, 1995). Lood is een slechte geleider van electriciteit maar een goede isolator van geluid, trillingen en straling (CEC, 1997).

Elementair lood is een blauw-grijsachtig zacht metaal dat snel verkleurt. Het is onoplosbaar in koud water en organische solventen maar oplosbaar in salpeterzuur en warm, geconcentreerd zwavelzuur (ATSDR, 1999). De anorganische zouten van lood zoals -sulfide en de oxiden zijn meestal slecht oplosbaar in water. Loodnitraat, loodchloraat en loodchloride zijn echter wel oplosbaar. Sommige van de zouten die uit organische zuren zijn gevormd zoals loodoxalaat zijn onoplosbaar terwijl andere zouten als loodacetaat dan weer relatief oplosbaar zijn (WHO, 1995).

In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de voornaamste identificatiegegevens van elementair lood (Pb(0)) en enkele zouten ervan (Pb(II)-chloride, Pb(II)-acetaat en Pb(II)-oxide). Voor meer gegevens over andere vormen van Pb wordt verwezen naar o.a. ATSDR (1999) en WHO (1995).

Tabel 4: Identificatiegegevens Pb-verbindingen.

IUPAC-naam	Chemische formule	Molmassa [g/mol]	CAS-nummer
Lood	Pb	207,19	7439-92-1
Lood(II)-chloride	PbCl_2	278,10	7758-95-4
Lood(II)-acetaat	$\text{PbC}_4\text{H}_6\text{O}_4$	325,28	301-04-2
Lood(II)-oxide	PbO	223,20	1317-36-8

De fysico-chemische paramters dampdruk en, Henry-coëfficiënt worden niet van toepassing geacht bij omgevingstemperatuur (vnl. van belang voor vluchtige organische stoffen) en worden op nul gesteld.

Voor de keuze van de verdelingscoëfficiënt K_d wordt verwezen naar Smolders et al. (2000). Voor de omrekening van de K_d in functie van de bodemkenmerken zijn volgende formules gedefinieerd:

- $\text{pH} \leq 5,5$:

* Dit volgens de nieuwe IUPAC-indeling in groepen. Deze groep werd in de vorige IUPAC-systematiek aangeduid als IVB. De CAS-naam voor deze groep is IVA (Lide, 1994)

$$\log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,92 \quad (1)$$

- pH > 5,5:

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) < 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,92 \quad (2)$$

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) > 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = -1,64 + (0,48 \times \text{pH}) + \log(\text{Pb}_{\text{tot}}) \quad \text{theoretisch} \quad (3)$$

waarbij de pH bepaald is m.b.v. CaCl_2 (0,01 M).

Bij pH = 6 en een loodbelasting kleiner dan 832 mg/kg ds, bedraagt de K_d 14.454 l/kg (formule 4). Bij hogere concentraties Pb in de bodem, blijft bij dezelfde pH de bodem-water verdelingscoëfficiënt stijgen in functie van de bodemconcentratie.

4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling

4.1 Lucht

4.1.1 Buitenlucht

De concentraties Pb in de buitenlucht zijn afhankelijk van een aantal factoren waaronder de afstand tot wegen en puntbronnen. De industriële verontreiniging situeert zich voornamelijk in de omgeving van de non-ferro bedrijven. In een niet-stedelijke omgeving zijn de gemiddelde loodconcentraties normaal lager dan $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In een stedelijke omgeving van Europa bevinden de gehalten in de buitenlucht zich tussen $0,15$ - $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2000).

In Vlaanderen zijn verhoogde concentraties gemeten nabij Umicore te Hoboken (OHOBxx) en Metallo Chimique te Beerse (OBEExx) (Tabel 5). Nabij deze bronnen zijn de gemeten concentraties in de periode 1979-2000 -weliswaar schommelend-gedaald. Op andere industriële meetplaatsen o.a. in de omgeving van staalbedrijven en andere chemische bedrijven worden in Vlaanderen geen sterk verhoogde jaargemiddelde loodconcentraties gemeten. In Antwerpen werd in de periode 1983-1987 een forse daling van de Pb-concentraties vastgesteld die zich daarna verderzette, zij het minder uitgesproken. Deze dalingen zijn het gevolg van de maatregelen om het loodgehalte in de benzine te beperken en van de introductie van loodvrije benzine (VMM, 2001a).

In Tabel 5 is voor een aantal meetstations in Vlaanderen de jaargemiddelde Pb-concentratie in zwevend stof ($< 10 \mu\text{m}$) weergegeven voor het jaar 2003. A.h.v. deze gegevens is een conservatieve gemiddelde concentratie lood in PM_{10}^* of bepaald van $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Indien de gegevens van de meetstations bij de non-ferro industrie worden weggelaten, wordt een representatief gemiddelde berekend van $0,044 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (de meetwaarde voor Lommel werd behouden ondanks het feit dat het zich in de buurt van non-ferro industrie bevindt omdat het een woonwijk betreft). Deze waarde vormt de basis voor de berekeningen van de orale achtergrondblootstelling voor kinderen en volwassenen (zie eveneens §4.6.2). Opsplitsing naar enkele belangrijke bestemmingstypes geeft het volgende resultaat: residentieel en landelijk gebied (Knokke-Heist): $0,017 \mu\text{g}/\text{m}^3$, stedelijk gebied met veel verkeer (Antwerpen en Gent): $0,032 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gebieden met non-ferro industrie: $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Beerse, Hoboken en Olen), gebieden met ferro-industrie (Genk en Zelzate): $0,048 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In Vlaanderen gelden de Vlare II-milieukwaliteitsnormen voor lucht. Voorlopig geldt voor lood nog de grenswaarde van $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als gemiddelde jaarlijkse concentratie (VI. Reg., 1999, 2002). Deze wordt echter -door omzetting van Richtlijn 1999/30/EG naar nationaal (regionaal) recht- vervangen door de jaargrenswaarde van $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ waaraan vanaf 01/01/2005 moet worden voldaan (VI. Reg., 2002). Voor gebieden die gelegen zijn in de onmiddellijke omgeving van specifieke bronnen en die bekend zijn gemaakt aan de Europese Commissie bedraagt de grenswaarde vanaf 01/01/2005 $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en pas vanaf 01/01/2010 $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Raad van de Europese Unie, 1999).

* Fijne stoffractie $< 10 \mu\text{m}$ (Particulate Matter).

4.1.2 Binnenlucht

De concentraties zijn zeer variabel. Stof in de binnenlucht kan een aanzienlijke bron van lood zijn. Het wordt algemeen erkend dat in veel gevallen lokale loodvervuiling in de buitenlucht afkomstig van loodsmelterijen en de loodverwerkende industrie resulteert in verhoogde concentraties van lood in binnenhuisstof (CEC, 1997). De gehalten kunnen variëren van <5 µg/g tot tientallen mg/g in verontreinigde gebieden (WHO, 1996).

Verder wordt het gehalte lood in de binnenlucht beïnvloed door roken en door de aanwezigheid van loodhoudende verf (WHO, 1995).

Tabel 5: Jaargemiddelde Pb-concentratie in PM₁₀ in het kalenderjaar 2003 in Vlaanderen (Bron: VMM, 2004).

Code	Plaats	Bestemming	Daggemiddelde Pb-concentratie [ng/m ³]	Achtergrond blootstelling kinderen [ng/kg/d] ^{\$}	Achtergrond-blootstelling volwassenen [ng/kg/d] ^{\$}
00BE01	Beerse	non-ferro industrie	576	291,84	164,57
00BE02	Beerse	non-ferro industrie	158	80,05	45,14
00GK02	Genk	ferro industrie	52	26,35	14,86
00GN05	Gent	stad -verkeer	29	14,69	8,29
00HB01	Hoboken	non-ferro industrie	167	84,61	47,71
00HB17	Hoboken	non-ferro industrie	255	129,20	72,86
00HB18	Hoboken	non-ferro industrie	128	64,85	36,57
00HB19	Hoboken	non-ferro industrie	98	49,65	28,00
00HB20	Hoboken	non-ferro industrie	59	29,89	16,86
00HB23	Hoboken	non-ferro industrie	371	187,97	106,00
00HB24	Hoboken	non-ferro industrie	44	22,29	12,57
00KN02	Knokke-Heist	achtergrondgebied	17	8,61	4,86
00OL01	Olen	non-ferro industrie	40	20,27	11,43
00OP02	Overpelt	natuurgebied	40	20,27	11,43
00R750	Zelzate	ferro industrie	44	22,29	12,57
00R801	Antwerpen	stad -verkeer	34	17,23	9,71
00WZ01	Lommel	Umicore-woonwijk	101	51,17	28,86

\$: De achtergrondblootstelling voor volwassenen wordt bepaald voor een standaardpersoon van 70 kg met een ademvolume van 20 m³/d.; voor kinderen worden 15 kg en 7,6 m³/d gehanteerd; Vetgedrukte waarden werden gebruikt voor het bepalen van een representatief gemiddelde voor Vlaanderen

4.2 Bodem

In rurale en afgelegen gebieden is het lood in de bodem voornamelijk afkomstig van natuurlijke geologische bronnen. De aangetroffen concentraties zijn representatief voor de onderliggende rotsformatie of het getransporteerd

moedermateriaal. De meest voorkomende natuurlijke vorm van lood is galena (PbS). Tijdens de verweringsprocessen oxideren loodsulfides langzaam. Ze kunnen carbonaten vormen of geïncorporeerd worden in kleimineralen, Fe- en Mn-oxiden, of organisch materiaal (Kabata-Pendidas en Pendias, 1992).

Lood accumuleert in de bodem, waar het relatief immobiel is en een lange verblijftijd heeft. Het merendeel van het Pb in de bodem is terug te vinden in de toplaag (WHO, 1995). De voornaamste bronnen zijn industriële, stedelijke en landbouwactiviteiten. Een belangrijke bron van de vervuiling van sediment en bodem is de atmosferische depositie van lood. Nabij snelwegen is de concentratie van lood in de bodem afhankelijk van de verkeersdichtheid, lokale meteorologische omstandigheden, vegetatie en topografie. Algemeen kan gesteld worden dat de concentraties afnemen naarmate de afstand tot de weg en tot het bodemoppervlak groter wordt. Gelet op de emissiereductie van de mobiele bronnen van Pb wordt aangenomen dat de totale input in de bodem gedaald is sinds 1985. Doch, aangezien planten slechts weinig Pb opnemen gaat de accumulatie toch nog door (CEC, 1997).

Voor de bepaling van de typische achtergrondwaarden van zware metalen in de Vlaamse bodem wordt verwezen naar de studie van Martens et al. (1994). Er werden bodemstalen (0-10 cm m-mv of 0-20 cm m-mv) uit gans Vlaanderen verzameld zodat alle textuurklassen evenwichtig vertegenwoordigd waren. Het gehalte aan zware metalen werd gecorreleerd aan de bodemtextuur, organisch stofgehalte en pH. Bij een duidelijke overschrijding (>2x standaardafwijking) werd het bodemstaal geweerd. Wanneer er voor verschillende elementen aanrijking was aangetoond voor een bepaalde locatie werd deze locatie geëlimineerd voor alle elementen. De resultaten van deze studie voor het element Pb zijn terug te vinden in Tabel 6. De zwaardere textuurklassen vertonen de hoogste achtergrondwaarden.

Tabel 6: Achtergrondwaarden [mg/kg ds] voor Pb per textuurklasse (Bon: Martens et al., 1994).

Textuur	Zand	Lemig zand	Licht zandleem	Zandleem	Leem	Klei	Zware klei
n	264	87	35	47	21	17	12
Gemiddelde	20,3	21,3	23,7	32,7	26,8	44,6	32,7
Std.	10,7	8,9	10,2	12,9	5,8	27,5	12,7
Maximum	72,0	46,7	52,4	59,0	41,7	97,3	55,9
Minimum	0,0	8,1	9,3	11,0	20,0	15,.	10,4
Mediaan	17,9	19,9	21,0	30,2	25,2	33,8	31,6

4.3 Water

Lood is een natuurlijk bestanddeel van oppervlakte- en grondwaters. De gehalten zijn echter meestal minimaal. Er wordt aangenomen dat de input van aquatische ecosystemen gedaald is sinds 1985 (CEC, 1997).

Lood afkomstig uit de atmosfeer kan in het aquatisch systeem terechtkomen door directe fall-out of door erosie van bodempartikels (CEC, 1997).

4.3.1 Oppervlaktewater

Een vergelijking tussen de resultaten van de waterkwaliteit van het Vlaamse oppervlaktewater van het jaar 2000 met de voorgaande jaren geeft aan dat een opmerkelijke kwaliteitsverbetering waarneembaar is. Voor lood zijn, net zoals chroom, kwik, nikkel, en zink, vooral diffuse bronnen verantwoordelijk zoals de afspoeling van atmosferische depositie op verharde oppervlakken, onzuiverheden in meststoffen voor de landbouw, corrosie en afspoeling van hout behandeld met metaaloplossingen.

In Vlaanderen gebeurt de toetsing van de waterkwaliteit aan een 90-percentie norm met als extra voorwaarde dat de concentratie voor elke meting steeds kleiner dan of gelijk moet zijn aan anderhalve keer de basiskwaliteitsnorm (Vlaamse II). Voor Pb(totaal) bedraagt deze norm 50 µg/l. Van de 734 meetplaatsen werd in het jaar 2000 slechts op 3% een overschrijding vastgesteld van de basismilieukwaliteitsnorm (VMM, 2001c).

4.3.2 Grondwater

Het loodgehalte in regenwater kan aanzienlijk zijn. Doch, aangezien infiltrerend regenwater normaal de bodem passeert waar het met bodembestanddelen bindt, bevat grondwater meestal slechts lage concentraties lood (CEC, 1997).

De afleiding van natuurlijke achtergrondwaarden voor grondwater in Vlaanderen valt buiten het kader van deze normering.

4.3.3 Drinkwater

Ruwwaterbronnen voor drinkwater zijn meestal oppervlaktewater of grondwater. Waterbehandeling voor de distributie reduceert meestal het gehalte Pb (tot 50%). Het sanitair kan loden leidingen, loden solderingen en bronzen of koperen onderdelen bevatten die, wanneer gecorrodeerd, in belangrijke mate bijdragen tot significante gehalten Pb in het drinkwater (CEC, 1997). Ook PVC-leidingen bevatten mogelijk loodhoudende stoffen die kunnen uitgeloozd worden en zo de loodconcentratie in het drinkwater verhogen. De hoeveelheid lood in het sanitair systeem is afhankelijk van het gehalte chloride en opgelost zuurstof, pH, temperatuur, waterhardheid en stagnatietijd in de leidingen (WHO, 1996).

Voor de wettelijke aspecten omtrent drinkwater wordt verwezen naar bijlage 1. De oude technische reglementering van 1989 is sinds kort vervangen door het Besluit van 13/12/2002 van de Vlaamse Regering houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water, bestemd voor menselijke consumptie (B.S., 28/01/2003). Hierin wordt gesteld dat uiterlijk op 25/12/2013 drinkwater maximaal 10 µg Pb/l mag bevatten. De parameterwaarde t.e.m. 24/12/2003 bedraagt 50 µg/l; tussen 25/12/2003 en 24/12/2013 mag leidingwater maximaal 25 µg/l bevatten. Hierdoor worden de bepalingen van de Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van de Europese Unie, 1998) omgezet naar Vlaamse regelgeving. Ook voor drinkwater uit flessen of recipiënten (inclusief bronwater en natuurlijk mineraal water) of voor water dat gebruikt wordt voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen geldt de concentratie-eis van 10 µg/l (Min. Econ. Zaken en Min.

Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 1999; Min. Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 2002).

Door Test Gezondheid (1999) wordt gerapporteerd dat gemiddeld hooguit 1 µg Pb/l wordt teruggevonden in het leidingwater. Bij sommige consumenten kunnen echter nog aanzienlijke concentraties lood worden aangetroffen. Vooral bij huizen van vóór 1950 is het stuk aftakking tussen de hoofdleiding op straat en de teller in huis nog vaak in lood (en in sommige huizen zijn de binnenleidingen dat ook nog steeds). Tegen 2013 moeten de maatschappijen de nog resterende loden aansluitingen -in 1997 nog ca. 600.000- vervangen. Voor de leidingen binnenin zijn ze echter niet verantwoordelijk (Test Gezondheid, 1999).

4.4 Planten

4.4.1 Algemeen

Transport en biobeschikbaarheid van Pb in de bodem zijn afhankelijk van factoren als pH, mineralogische samenstelling van de bodem en gehalte en type van organisch materiaal. Bij een bodempH van 4-6 worden de organische loodcomplexen meer oplosbaar zodat er meer Pb wordt uitgeloozd of beschikbaar komt voor plantopname (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

Lood kan opgenomen worden door gewassen via de wortel, door directe opname door de bladeren en door atmosferische depositie. De hoeveelheid lood die biobeschikbaar is hangt af van o.a. de CEC, pH, gehalte organisch materiaal, bodemvochtigheid en soort toedieningen (ATSDR, 1999).

Lood afkomstig van de bodem wordt meestal meer teruggevonden in de wortel dan in de stam en bladeren. De zaden en vruchten vertonen meestal de laagste gehalten aan Pb. Loodhoudende stofdeeltjes kunnen zich zeer hecht vastzetten op (blad)gewassen waardoor de concentraties kunnen verhogen, voornl. in of nabij steden (WHO, 1995).

Fytotoxiciteit treedt op bij 30-300 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 2,7-27 mg/kg vg (bijlage 8). Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat loodgehalten tot 10 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Deze waarde wordt echter niet teruggevonden in de primaire literatuur.

Voor de keuze van de bioconcentratiefactoren wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens (2005). Er werd onderscheid gemaakt worden tussen gewassen voor humane consumptie en voederplanten. Het deel van de gegevens in de databank die dateren van de periode waarin gelode benzine gangbaar was, werden niet gebruikt voor de berekeningen van de BCF.

Voor een aantal gewassen zijn modellen beschikbaar in de studie Ruttens (2005). Voor gewassen voor humane consumptie zijn dit:

aardappelen: $\text{Log BCF} = -1,09 - 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

wortelen: $\text{Log BCF} = 0,36 - 0,23 \text{ pH} - 0,61 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

sla: $\text{Log Pb}_{\text{plant}} = -0,9 + 0,68 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

selder: $\text{Log Pb}_{\text{plant}} = -1,23 + 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

Voor voedergewassen:

Maïs: $\log \text{Pb}_{\text{plant}} = -1,63 + 1,16 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

4.4.2 BCF waarden gebruikt voor het afleiden van de BSN's

Omdat met een uitgebreid voedselpakket werd gewerkt was het noodzakelijk om voor gewassen waarvoor geen gegevens beschikbaar waren uit bovenvermelde studie een schatting van de BCF te maken. Dit gebeurde op basis van expertoordeel (U. Hasselt) en een beperkte vergelijking met beschikbare literatuurgegevens waarin de metaalopname voor verschillende consumptiegewassen werd bestudeerd (Fytianos et al., 2001; Versluijs en Otte, 2001; van Wezel et al., 2003).

Voor die gewassen waar regressievergelijkingen beschikbaar waren (zie boven), werd de invloed van het loodgehalte in de bodem en bodemkarakteristieken op de BCF mee in rekening gebracht bij het berekenen van de BSN's. De berekende (mediane waarde uit de studie van Ruttens, 2005) en geschatte BCF's voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket worden weergegeven in Tabel 7. *

Voor gewassen met geschatte BCF's worden deze waarden invariabel toegepast. Voor gewassen waar BCF-modellen beschikbaar zijn variëren de waarden afhankelijk van de Pb-concentratie in de bodem en relevante bodemkarakteristieken. Voor deze gewassen is de waarde uit de tabel slechts indicatief.

Tabel 7: Mediane BCF waarden uit de studie van Ruttens (2005) (vet) en geschatte BCF's voor Pb voor de verschillende gewassen in het voedselpakket.

categorie	gewas	Gelijkstellingsregel ¹	BCF ²
wortelgewassen en knolgewassen	aardappelen		0,003*
	wortelen		0,007*
	radijs	=aardappel*4	0,012
bladgewassen			
bolgewassen	uien	=gemiddelde bladgroenten/2	0,00475
	prei	=gemiddelde bladgroenten/2	0,00475

* Voor de berekening van de BSN's wordt eveneens rekening gehouden met het relatief aandeel van de verschillende gewassen in het voedselpakket door middel van het gebruik van correctiefactoren (CCF). De gevolgde werkwijze wordt beschreven in een hoofdstuk toegevoegd aan Ruttens (2005).

vruchtgewassen	tomaat	= aardappel	0,003
	komkommer	= aardappel	0,003
kool	bloemkool	= aardappel	0,003
	spruitjes	= gemid bladgroenten/3	0,0032
bladgroenten	sla		0,022*
	veldsla	=gemiddelde bladgroenten	0,0095
	andijvie	=gemiddelde bladgroenten	0,0095
	spinazie	=gemiddelde bladgroenten	0,0095
	witlof	=gemiddelde bladgroenten/3	0,0032
	selderij		0,027*
peulvruchten	bonen	= aardappel*2	0,006
	erwten	= aardappel	0,003

¹: Gelijkstellingsregels gebruikt voor het schatten van de ontbrekende BCF ; 2. Op basis van droge stof gehalten in bodem en plant

* voor deze gewassen werden BCF modellen gebruikt tijdens de berekeningen

4.5 Voeding

Aangezien vee zelf gevoelig is aan lood blijven de concentraties aan lood in melk, zuivelproducten en vlees laag. Orgaanvlees bevat wel relatief meer lood gezien het zich meer opstapelt in lever en nieren. Het loodgehalte in vis en schaal- en schelpdieren is laag tot zeer laag. Plantaardige levensmiddelen en vooral (blad)groenten en fruit zijn de belangrijkste bron van lood in onze voeding (NICE, 2002). Boerenkool draagt -net als producten in blik- meer dan gemiddeld bij aan de loodinnname (van Loon et al., 1998). De gehalten in gekookte groenten kunnen nog hoger zijn dan deze in ongekookte door absorptie van lood, afkomstig van het kookwater of het materiaal (ATSDR, 1999).

De gehalten in alcoholische dranken en in het bijzonder in wijn kunnen wel sterk oplopen. Dit is deels te wijten aan het gebruik van loodhoudende capsules (thans verboden in Frankrijk) voor het afsluiten van de flessen (NICE, 2002). Een andere verklaring kan gevonden worden in de zuurtegraad van alcoholische dranken waardoor tijdens de bereiding, opslag en opdiening lood kan opgelost worden, of in de residuen van pesticiden die loodarsenaat bevatten (WHO, 1995). In de studie van Deelstra et al. (1996a) worden loodgehalten in wijn gerapporteerd die varieerden tussen 23 µg/l en 108 µg/l, met een gemiddelde van 44 µg/l en een mediaan van 37 µg/l. Ook het bewaren van likeuren en aperitiefdranken in kristalglas kan de hoeveelheid lood verhogen aangezien het aanwezige loodoxide in het kristal in de drank kan migreren (NICE, 2002).

In Tabel 8 is voor een aantal voedingsmiddelen in Groot-Britannië de gemiddelde Pb-concentratie weergegeven. (MAFF, 1999). Het bijhorende aandeel van deze

voedingsgroepen in de dagelijkse consumptie wordt eveneens opgenomen in deze tabel (Ysart et al., 1999).

Tabel 8: Gemiddelde concentraties Pb in verschillende voedselgroepen en het dagelijks consumptieaandeel van deze voedselgroepen in deze studie (resp. bronnen : MAFF, 1999 en Ysart et al., 1999).

Voedselgroep	Gemiddelde conc. [mg/kg vg]	aandeel [Kg/d]
Brood	0,020	0,11
Verscheidene graanproducten	0,017	0,10
Vlees	0,006	0,026
Slachtafval	0,090	0,001
Vleesproducten	0,011	0,044
Gevogelte	0,005	0,018
Vis	0,020	0,013
Olieën en vetten	0,005	0,029
Eieren	0,003	0,016
Suikers en confituur	0,014	0,067
Groenten (groene)	0,061	0,037
Aardappelen	0,003	0,133
Andere groenten	0,015	0,073
Groenten in blik	0,012	0,035
Vers fruit	0,003	0,065
Fruitproducten	0,018	0,043
Dranken	0,015	0,863
Melk	0,001	0,284
Zuivel	0,008	0,057
Noten	0,010	0,002

Tabel 9: Regelgeving maximale gehalten van lood in voedingsmiddelen (cfr. bijlage 2).

Voedingsmiddel	[mg/kg vg]	
	KB # 02/12/1991	EG-verord. 466/2001
Granen (inclusief sojabonen)	0,5	0,2
Aardappelen	0,2	0,1*
Verse groenten		
-koolsoorten (uitgezonderd boerenkool)	0,3	0,3
-boerenkool	2,5	0,3
-peulvruchten	0,3	0,2
-bladgroenten	0,5	0,3
-wortelgewassen (bv wortelen en schorseneren)	0,3	0,1
-vruchtgroenten		0,1
-tomaat en paprika	0,3	
komkommer en augurk	0,3	
-knol- en bolgewassen (uitgezonderd aardappelen)		0,1
knolselderij, rode biet, sjalot en ui	0,3	
prei	0,3	
-gekweekte champions	0,3	0,3
Fruit	0,3	0,1-0,2**
Organen en vlees		
-lever van rund en kalf	1,0	0,5§
-lever van varken en kip	0,5	0,5
-nier van rund en kalf	1,0	0,5§
-varkensnier	0,5	0,5
-overig rund-, kalfs-, varkens- en kippenvlees	0,3	0,1§
Eieren	0,1	
Zuivel		
-melk	0,05	0,02
-kaas	0,3	
-caseïnen	1,0	
Zuigelingenvoeding en opvolg- zuigelingenvoeding		0,02
Vissoorten		0,2-0,4***
-roofvis en paling	0,5	
-makreel, haring en sprot	0,5	
-overige vissoorten	0,5	
Schaal-, schelp- en weekdieren		
-schaaldier	0,5	0,5§§§
-schelp- en weekdier	2,0	1,0
Vetten en olieën (ook melkvet)		0,1
Fruitsap en vruchtennectar		0,05
Wijn		0,2

#: Voor voedingsmiddelen die verpakt zijn in blik gelden andere normen, namelijk:

- melk en melkproducten: 0,3 mg/kg;
- tomaten en tomatenproducten: 1,5 mg/kg;
- alle andere voedingsmiddelen: 0,5 mg/kg.

- *: geschilde aardappelen;
- ** : voor bessen en kleinfruit geldt 0,2 mg/kg;
- ***: gelimiteerde lijst waarvoor 0,4 mg/kg geldt; §: vlees van schapen inbegrepen;
- §§: eetbaar slachtafval van schapen inbegrepen;
- §§§: met uitzondering van bruin vlees van krab.

Analoge gegevens zijn terug te vinden in de studie van het 'Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, UK' (MAFF, 1999). In Tabel 8 zijn de resultaten voor de verschillende voedselgroepen weergegeven. Hieruit blijkt dat de grootste concentraties lood terug te vinden zijn in slachtafval (orgaanvlees), groenten, vis, brood en graanproducten, suikers en confituur en dranken. Door het hoge verbruik vertegenwoordigt de groep 'dranken' wel het grootste aandeel (54%) in de blootstelling via het voedingspakket.

Algemeen kan gesteld worden dat dankzij de diverse inspanningen om de loodemissies terug te dringen het gehalte lood in de voeding (sterk) is gedaald, ook in België. Door Test Gezondheid (1999) werden geen overschrijdingen van de destijds geldende normen gerapporteerd. Enkel orgaanvlees van oude dieren kon mogelijk problemen opleveren. De toenmalige vigerende wetgeving terzake was het Koninklijk Besluit van 02/12/1991 tot vaststelling van maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen (B.S. 21/02/1991). Recent is er op Europees vlak een verordening afgekondigd (EG-Verordening nr. 466/2001 van de Commissie van 08/03/2001, PB L 77, 16/03/2001), die voor bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen maximumgehalten vaststelt. In Tabel 9 is een vergelijking gegeven van het KB en de verordening. Er moet opgemerkt worden dat de omschrijvingen van de verschillende producten niet altijd exact overeenkomen en dus enige voorzichtigheid geboden is. Voor een meer gedetailleerde omschrijving wordt verwezen naar de respectieve documenten en bijlage 2. Er kan wel gesteld worden dat voor veel producten de normen verlaagd zijn. Dit kan mogelijk problematisch zijn in het geval van nieren en lever van oudere runderen.

De regelgeving m.b.t. de aanwezigheid van Pb in diervoeder is samengevat in Tabel 10. Indien vee groenvoeder krijgt toegediend, geldt de maximeis van 40 mg Pb/kg, herleid tot een vochtgehalte van 12%. Indien men veronderstelt dat een volledige plant ca. 91% vocht bevat (gemiddelde voor alle gewassen in het voedselpakket), bekomt men een maximale concentratie van 4,1 mg/kg vg.

Tabel 10: Regelgeving m.b.t. de aanwezigheid van Pb in diervoer (cfr. bijlage 3).

Diervoeders	Maximumgehalte in mg/kg (ppm) van de voedermiddelen, herleid tot een vochtgehalte van 12%
Voedermiddelen, met uitzondering van:	10
-groenvoeder	40
-fosfaten	30

-gist	5
Volledige diervoeders	5
Aanvullende diervoeders, met uitzondering van:	10
-mineralenmengsels	30

4.6 Humane blootstelling

De belangrijkste blootstellingswegen van Pb bij volwassenen die niet professioneel blootgesteld worden, zijn voeding en drank. Een bijkomende belasting wordt gevormd door lood in de omgevingslucht, afkomstig van roken en bronnen zoals (snel)wegen en loodsmelterijen. Voedsel, lucht, water en stof of bodem zijn de belangrijkste potentiële blootstellingswegen bij (jonge) kinderen. Voor zuigelingen tot 4-5 maanden zijn dit melk, melkpoeders en water (WHO, 1995).

De loodvervuiling werd in de loop der jaren drastisch aan banden gelegd door de verbetering van de werkhygiëne, het verbod op loodhoudende verf, de reglementering rond de afgifte van lood in blikvoedsel, de vervanging van loden drinkwaterleidingen door buizen uit kunststof (al is ook hier afgave mogelijk; cfr. boven) en de loodvrije benzine (PVV, 2002).

4.6.1 Orale achtergrondblootstelling

Zowel kinderen als volwassenen worden voornamelijk blootgesteld via orale weg. Kinderen zijn kwetsbaarder omdat zij meer lood absorberen en gevoeliger zijn voor loodblootstelling. Beiden worden afzonderlijk behandeld.

▪ **Algemene populatie (Vlier-Humaan)**

Voor de schatting van de orale achtergrondblootstelling in Vlaanderen wordt gebruik gemaakt van de resultaten van dieetstudies. Data van enkele dieetstudies zijn opgelijst en geëvalueerd in Tabel 11. Voor de methode van evaluatie wordt verwezen naar bijlage 4.

Tabel 11: Evaluatie dieetstudies.

Land	Opmerking	Gemiddelde [µg/d]	Criteria (cfr. bijlage)				Referentie
			regio	recent	refer.	type	
België	Volwassenen; 1992	25,6	J/J	J/J	J/J	D	Deelstra et al., 1996a
België	Volwassenen; 1981	179 / 100 ^{9g}	J/N	N	J/J	D	Buchet et al., 1983
Nederland	1994		J/N	J/J	J/J	D	van Loon et al., 1998
	Volwassen mann. / vr.	19,5 / 16,5					

Nederland	1988-1989		J/N	J/N	J/J	T	Brussaard et al., 1996
	1-4 jarigen, mann. / vr.	10 / 10					
	4-7 jarigen, mann. / vr.	13 / 12					
	7-10 jarigen, mann. / vr.	18 / 14					
		21 / 16					
	10-13 jarigen, mann. / vr.	26 / 19					
	13-16 jarigen, mann. / vr.	26 / 23					
		26 / 20					
	16-19 jarigen, mann. / vr.	28 / 25					
	19-22 jarigen, mann. / vr.	29 / 28					
		31 / 30					
	22-50 jarigen, mann. / vr.	24					
	50-65 jarigen, mann. / vr.						
	65-75 jarigen, mann. / vr.						
	Zwangere vr.						
Nederland	1984-'86		J/N	N	J/J	M	van Dokkum, 1989
	18-jarige adolescenten	31,8					
	Interval	25,7-40,9					
	Mediaan	30,7					
Frankrijk	8-80 jarigen; 1998-'99; voeding restaurant;	52,8	J/N	J/J	J/J	D	Leblanc et al., 2000
	Totale opname: ontbijt + 2x lunch + drinkwater						
Amrum (Duitsland)	1,5-5,3 jarigen; 1995	5,8	J/N	J/J	J/J	D	Schrey et al., 2000
Duitsland	5-8 jarige kinderen; West-Duitsland (Duisburg); 1988-'89	21,2 / 19,2 ⁹⁹	J/N	J/N	J/J	D	Wilhelm, 1995
Verenigd Koninkrijk	'1997 UK total diet study'		J/N	J/J	J/J	T	MAFF, 1999
	Gemiddelde voor adult	24					
	Gemiddelde voor populatie						

		26					
Spanje	Baskenland, 1990-'91	43	J/N	J/N	J/J	T	Urieta et al., 1996
	Catalonië, 2000		J/J	J/J	J/J	T	Llobet et al. (2003)
	Kinderen 4 – 9 jarigen	23,04					
	Adolescenten, 10-19 jaar	25,73					
	Mannen, 20-65 jaar	28,37					
	Vrouwen, 20-65 jaar	23,08					
	Senioren, > 65 jaar	23,41					

regio, recent, refer.: J (Ja) of N (Neen); cfr. bijlage 4;

type: D ('Duplicaat maaltijd'-studie); M ('Market basket'-studie); T ('Totaal dieet'-studie); cfr. bijlage 4.

De JECFA (2000) heeft een inschatting gemaakt van de blootstelling via voeding op basis van de gehalten in de totale dieetstudie van de Verenigde Staten (1993-1996) en gegevens van het WHO regionaal dieet. Er werden berekeningen uitgevoerd met typische (gemiddelde) en maximale concentraties. Bij gemiddelde concentraties wordt voor een Europees dieet een blootstelling berekend van 17 µg/d. Bij gebruik van maximale gehalten wordt een blootstelling geschat van 32 µg/d.

Buchet et al. rapporteerden in 1983 de resultaten van een 'duplicaat maaltijd'-studie waarbij de dagelijkse inname van o.a. Pb in België werd onderzocht. Het voedsel (inclusief drank) was afkomstig uit een hospitaal in Brussel en uit huisgezinnen (middenklasse; 30-65 jaar) van Brussel, Luik en Charleroi.

Heel recent werden in het kader van SCOOP 3.2.11 "Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States" (DG Health and Consumer Protection, 2004) gegevens ingezameld in verband met het voorkomen, de consumptie en inname van As, Cd, Pb en Hg in verschillende lidstaten van de EU, waaronder België. De opname door de gemiddelde volwassen populatie in de verschillende lidstaten wordt geschat op 0,042 mg/dag (0,29 mg/week), wat overeenstemt met een gemiddelde van 17% van de PTWI. Voor België worden slechts voor 5 voedingscategorieën gegevens gerapporteerd. De gemiddelde dagelijkse inname van 38 µg (18% van de PTWI) is relatief hoog in vergelijking met de overige lidstaten. De resultaten voor Pb voor de verschillende lidstaten zijn weergegeven in Tabel 12.

Tabel 12: Dagelijkse inname van Pb (µg/dag) door de gemiddelde volwassen populatie¹ in enkele EU-landen (uit: DG Health and Consumer Protection, 2004).

product	BE	DK	FI	FR	DE	HE	IR	IT	NO	PT	SE	UK	gemiddeld
Melk en zuivel	0,59	0,59	2,1	0,32		1,38		0,91	0,93		0,34	0,28	0,87
Poedermelk, kaas en yoghurt	0,74	0,19			1,3			1,94	0,062		0,25	0,48	0,70
Vet en oliën		0,6			0,74			0,22		0,48		0,14	0,44
Fruit en groenten	17,4	3,98	1,72	25,2	14	0,29		16,7	1,51	117	0,69	4,98	18
Gekonfijt fruit		0,74			0,39				0,04	0,031			0,30
Brood- en graanproducten		2,35	0,08	9,63	6,0	3,20		4,35	2,2	0,53	1,43	4,0	3,4
Vlees, kip, wild		0,99	1,25	1,83	11	4,21	0,42	2,82	3,24		0,74	1,23	2,8
Orgaanvlees	0,01		0,14	0,14	0,16	0,23		1,17	0,066	0,15		0,09	0,24
Vis		0,16	0,48	0,70	0,36	13,8	0,34	1,27	0,97	2,22	0,066	0,28	1,9
zeevruchten			0,04	0,79	0,08	2,03	0,35		1,2	0,51			0,70
Eieren		0,03	0,19	0,12	0,70			0,14	0,42		0,008	0,04	0,21
zoetstoffen	0,04		0,02	0,47	0,65				0,047	0,17	0,023	1,0	0,30
Kruiden				3,92	2,2								3,0
Dranken	18,7	8,61	0,48	13,7	9,7			4,2	10,1	12,2	1,17	14	8,9
Fast food									0,008			0,02	0,01
som	38	18	6	57	47	25	1,1	30	21	133	5	27	42

¹:gespecificeerd als "high level"

* gedroogd fruit en fruit uit blik

BE: België; **DK:** Denemarken; **FI:** Finland; **FR:** Frankrijk; **DE:** Duitsland; **HE:** Griekenland; **IR:** Ierland; **IT:** Italië; **NL:** Nederland; **NO:** Noorwegen; **PT:** Portugal; **SE:** Zweden; **UK:** Verenigd Koninkrijk.

Hoewel de resultaten van de SCOOP 3.2.11 studie zeer recent zijn, zijn ze voor België zeer fragmentair. Daarom worden de resultaten van de 'duplicaat maaltijd'-studie van Deelstra et al. (1996a) gebruikt bij de berekening van de orale achtergrondblootstelling in Vlaanderen (België). Deze studie is uitgevoerd in het kader van het Impulsprogramma 'Gezondheidsrisico's i.v.m. voeding' uitgevoerd tussen 1990-1995. Hierbij zijn in 1992 tijdens verschillende periodes gedurende 7 opeenvolgende dagen 24-uurs menu's verzameld in de Koninklijke Militaire School (Brussel), het UZ Antwerpen, het Militair Ziekenhuis te Neder-Over-Heembeek, het Kwartier Majoor Hossiau-Peutie en het Centre Hospitalier Universitaire Liège. Omdat de monsternamen in het Militair Ziekenhuis te Neder-Over-Heembeek niet correct werd uitgevoerd is deze reeks niet gebruikt. Op deze manier beschikte het project in totaal over 2x7 menu's die in ziekenhuizen aangeboden werden aan volwassen, gezonde mannen en vrouwen en over 2x7 menu's die aangeboden werden aan uitsluitend mannen van 20-30 jaar (Deelstra et al., 1996a). De gemiddelde loodinname via het dieet gerapporteerd door Deelstra et al. (1996a), nl. 25,6 µg/d, is gelegen tussen de waarden van de JECFA (2000), berekend met gemiddelde en maximale concentraties voor een Europees dieet (respectievelijk 17 µg/d en 32 µg/d).

Indien de resultaten van Buchet et al. (1983) worden vergeleken met Deelstra et al. (1996a) en de resultaten uit het SCOOP rapport kan afgeleid worden dat de gemiddelde dagelijkse inname is verlaagd met een factor 5 tot 7. De dalende trend van de gemiddelde dagelijkse inname is ook elders vastgesteld (o.a. Janus et al., 1999; MAFF, 1999; WHO, 1995). Deze daling gebeurde voornamelijk tussen de tweede helft van de jaren '70 en medio de jaren '80, i.e. vóór de periode met de grootste daling van de emissie van lood naar lucht. De afname van de loodinname via het totale dieet kan niet uitsluitend worden toegeschreven aan de ontwikkeling in emissies, omdat ook andere factoren hierbij een rol spelen, waaronder het loodgehalte in drinkwater en het gebruik van loodsoldeer bij de productie van blikverpakkingen voor voedingsmiddelen (Janus et al., 1999). Ook de gevoeliger meetmethoden kunnen mee verantwoordelijk zijn voor de gerapporteerde afname in de berekende inname via de voeding (MAFF, 1999).

De resultaten van de studie van Brussaard et al. (1996) die gegeven zijn in Tabel 10, zijn afgeleid van zowel analytische gegevens als schattingen. Indien enkel rekening wordt gehouden met de data op basis van analyseresultaten kan volgende proportionele verdeling (in productgroepen) van de totale opname gegeven worden: drank: 39%, brood: 14%, vers fruit: 13%, peulvruchten: 5% en aardappelen: 5%. Er moet wel vermeld worden dat in andere gebieden deze verdeling niet noodzakelijk dezelfde is, gelet op de landbouwkundige praktijken en processen in de bereiding en bewaring (blik, gesoldeerd met Pb) van voeding (WHO, 1995). Naast o.a. het loodgehalte in drinkwater speelt ook de dagelijkse hoeveelheid geconsumeerde alcoholische drank een rol in de opname via de productgroep 'dranken'. Zo kan een inname van een halve liter wijn de dagelijkse loodinname met 10-50 µg/d verhogen (Deelstra et al., 1996).

Met een gemiddelde dagelijkse inname van 25,6 µg/d en een lichaamsgewicht van 70 kg wordt de dagelijkse en wekelijkse gemiddelde orale achtergrondblootstelling voor volwassenen geschat op respectievelijk $3,7 \cdot 10^{-1}$ µg Pb/kg.d en 2,6 µg Pb/kg.w.

▪ Kinderen

Voor België zijn geen data beschikbaar voor kinderen. In tabel 13 is een overzicht gegeven van de achtergrondblootstelling uit buitenlandse studies. Op basis van deze gegevens en gegevens van de WHO (1995) kunnen voor Belgische kinderen waarden van 17 µg/d en 1,13 µg/kg.d worden geschat. Meer recent werden in het kader van SCOOP 3.2.11 "Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States" (DG Health and Consumer Protection, 2004) gegevens ingezameld in verband met het voorkomen, de consumptie en inname van Pb door kinderen in enkele lidstaten van de EU. Voor België zijn echter geen gegevens beschikbaar. De resultaten voor Frankrijk en Denemarken staan vermeld in Tabel 12.

Tabel 12: Gemiddelde dagelijkse inname van Pb (µg/dag) door kinderen uit verschillende leeftijdscategorieën (DG Health and Consumer Protection, 2004)

product			
leeftijdsgroep	3-14	4-6	10-12
	FR	DE	DE
Melk en zuivel	0,5	0,001	0,001
Poedermelk, kaas en yoghurt		0,63	0,71
Vet en oliën		0,46	0,64
Fruit en groenten	17	8,5	11
Gekonfijt fruit		0,62	0,69
Brood- en graanproducten	11	4,1	5,7
Vlees, kip, wild	1,4	5,4	8,7
Orgaanvlees	0,1	0,07	0,13
Vis	0,5	0,16	0,22
zeevruchten	0,3	0,02	0,02
Eieren	0,1	0,45	0,54
zoetstoffen	0,1	0,40	0,43
Kruiden	2,7	1,4	1,7
Dranken	5,8	4,0	4,4
Som	40	26	34

FR: Frankrijk; DE: Duitsland.

In een eerder uitgevoerde risico-evaluatie waarbij de loodblootstelling bij kinderen werd onderzocht in de wijk Moretusburg te Hoboken (Cornelis en Geuzens, 1996) werd een blootstelling via voeding berekend van 12 µg/d voor kinderen van 1-3 jaar, 14,4 µg/d voor kinderen van 4-6 jaar en 13 µg/d voor kinderen van 1- 6 jaar. Deze waarden werden berekend uitgaande van gehalten in levensmiddelen in Nederland (van Dokkum, 1985) en het voedselpakket van Nederlanders (WVC, 1988).

Tabel 13: Overzicht van Europese dieetstudies bij kinderen

Land	Periode	Aard	Groep	Pb [µg/d]	Referentie
Duitsland	1995	Duplicaatvoeding	1,5 – 5 jaar; niet-industrieel gebied	5,8	Schrey (2000)
	1988/1989	Duplicaatvoeding	5 – 8 jaar; industrieel gebied – Duisburg	21,2	Schrey (2000)
Nederland	1988/1989	Totale dieetstudie	1 – 4 jaar	10	JECFA (2000)
			4 – 7 jaar	13	JECFA (2000)
Denemarken	1988/1992	-	1 jaar	8	TNO (2001)
Spanje	2000	Totale dieetstudie	4 – 9 jaar	23,04	Llobet et al., 2003

4.6.2 Inhalatoire achtergrondblootstelling

Voor de berekening van de inhalatoire achtergrondblootstelling in Vlaanderen op basis van metingen in PM_{10}^* wordt verwezen naar tabel 5. Voor de verschillende bestemmingstypes worden voor volwassenen de volgende waarden bekomen (20 m³/d; 70 kg): residentieel en landelijk gebied (Knokke-Heist): $4,9 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d, stedelijk gebied met veel verkeer (Antwerpen): $9 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d, non-ferro industrie: $54 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d (Beerse, Hoboken en Olen.), ferro-industrie (Genk en Zelzate): $25 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d. Indien de conservatieve waarde voor gans Vlaanderen wordt gebruikt, bekomt men een dosis van: $37 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d. Gezien de hoge waarden die nabij non-ferro industrie worden opgemeten, worden deze voor de berekening van de algemene achtergrondconcentratie in Vlaanderen weggelaten. Zodoende wordt een dosis berekend van $13 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d welke gebruikt zal worden in de verdere berekeningen. Omgerekend voor kinderen (7,6 m³/d; 15 kg) correspondeert dit met $22 \cdot 10^{-3}$ g/kg.d.

Er moet opgemerkt worden dat roken een bijkomende belasting vormt. Het gemiddelde loodgehalte in sigaretten met filter geproduceerd tussen 1960 en '80 bedroeg 2,4 µg/g. Hiervan wordt ca. 5% geïnhaleerd (WHO, 1995). Blootstelling via roken wordt niet meegenomen in de achtergrondblootstelling.

4.6.3 Gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling

De additionele consumptie van groenten, vlees en melk in het standaardscenario van Vlier-Humaan voor bestemmingstype II (bovenop de gemiddelde achtergrondblootstelling) maakt de blootstellingsberekeningen mogelijk te conservatief. Een analoge redenering geldt voor de blootstellingsberekeningen

* Fijne stoffractie < 10 µm.

voor bestemmingstype III. Hier wordt bovenop de orale achtergrondblootstelling (afgeleid uit literatuurgegevens zoals hierboven) nog een additionele hoeveelheid (gecontamineerde) groenten bijgeteld.

Zonder het standaardformularium te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden door een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling in te voeren. Voor bestemmingstype II en III wordt de gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling als volgt berekend: type II: [totale dagelijkse Pb-inname - 50%(groenten en fruit)^{*} - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70 en type III: [totale dagelijkse Pb-inname - 25%(groenten en fruit)]/70. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999) vermeld in Tabel 8[†].

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van 25,6 µg/d (corresponderend meteen dagelijkse opname van $3,7 \cdot 10^{-1}$ µg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $3,2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten.

Voor kinderen bedraagt de orale achtergrondblootstelling na correctie voor consumptie van lokaal geteelde gewassen/producten voor type II en III respectievelijk $0,9 \cdot 10^{-3}$ en $1,1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

Voor beide bestemmingstypes zijn de berekeningen uitgevoerd met deze afwijkende invoergegevens. De aanpassing van de ingevoerde achtergrondblootstelling heeft logischerwijze een verhoging van de niet-bijgestelde BSN tot gevolg.

4.6.4 Totale achtergrondblootstelling

Aan de hand van bovenstaande gegevens kan voor Vlaanderen volgende gemiddelde (niet-professionele) achtergrondblootstelling voor lood voor volwassenen en kinderen geschat worden:

^{*} De metaalgehalten in "groenten uit blik" en "fruitproducten" uit de MAFF (1999) studie worden niet gebruikt voor de correctie omdat wordt aangenomen dat ze niet afkomstig zijn van eigen bodem.

[†] De vetgedrukte waarden uit de MAFF (1999) studie en Ysart et al. (1999) worden gebruikt om het aandeel van groenten en fruit, vlees en zuivel in de dagelijkse inname te bepalen. Omdat de dagelijkse inname uit de MAFF studie (voor het VK) niet noodzakelijk gelijk is aan een representatieve inname voor Vlaanderen wordt vervolgens het proportioneel aandeel van deze voedingsgroepen in de Vlaamse inname bepaald en in mindering gebracht gebruik makende van de vermelde formules voor bestemmingstype II en III.

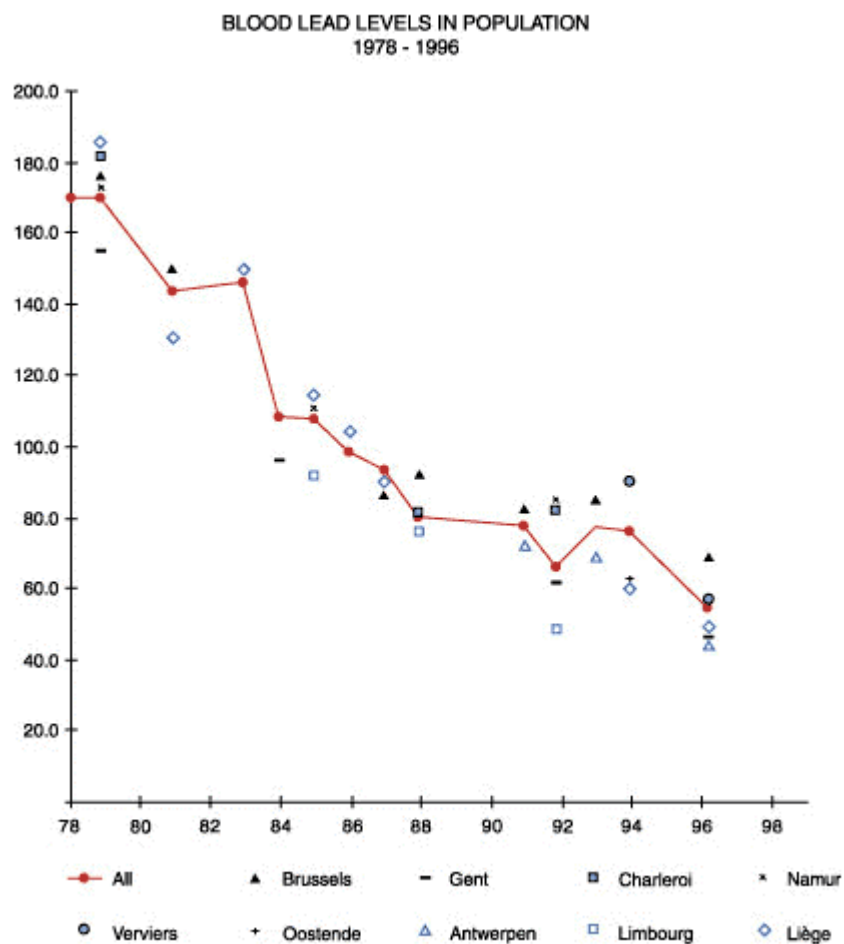
	Oraal				Inhalatoir	
	(µg/kg.d)				(µg/kg.d)	
	Type II	Type III	Type IV	Ref.	Types II-V	Ref.
	en V					
volwassenen	0,32	0,35	0,37	Deelstra, 1996a	$13 \cdot 10^{-3}$	VMM, 2004
kinderen:	0,9	1,1	1,13	WHO, 1995	$22 \cdot 10^{-3}$	VMM, 2004

Omdat kinderen een uiterst gevoelige groep vormen zullen BSN's bepaald worden op basis van zowel de orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor kinderen als volwassenen.

4.6.5 Belgische bevolking: surveillance loodblootstelling

Bovengenoemde maatregelen ter reductie van de loodblootstelling (loodvrije benzine en verf, emissiereductie industrie, vervangen loden drinkwaterleidingen etc.) hebben ertoe geleid dat de opname van lood de laatste decennia sterk is gedaald.

Een bio-indicator voor blootstelling aan lood is het loodbloedgehalte (zie onder). Uit Figuur 1 blijkt dat tussen 1978 en 1996 een spectaculaire daling van de loodbloedconcentratie in de Belgische bevolking is vastgesteld, van ca. 17 µg/dl naar minder dan 6 µg/dl (Quataert en Claeys, 1996)(≈ 60 g/l in Figuur 1).



Figuur 1: Loodbloedgehalte van de Belgische bevolking; in de abcis worden jaargetallen weergegeven, in de ordinaat loodbloedconcentraties [$\mu\text{g/l}$] (Bron: Quataert en Claeys, 1996).

In het project Milieu en Gezondheid (Vlietinck, 2000) werden recent loodbloedgehalten gemeten in drie Vlaamse gebieden. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 14. Hierbij gelden de concentraties voor Peer als achtergrond, de concentraties voor Wilrijk als typisch voor een stedelijke omgeving en deze voor Hoboken als specifiek voor een gebied met non-ferro industrie. Uit deze resultaten kan afgeleid worden dat de dalende trend van de loodbloedgehalten zich blijft voortzetten na 1998.

Tabel 14: Loodbloedgehalten in Vlaanderen [$\mu\text{g/dl}$] (Vlietinck, 2000).

Doelgroep	Peer	Wilrijk	Hoboken
Jongeren 17 – 18 jaar	1,49 (1,35 – 1,64)	1,8 (1,55 – 2,09)	2,74 (0,7 – 9,66)
Vrouwen 50 – 65 jaar	3,06 (2,85 – 3,42)	3,12 (2,6 – 3,51)	3,88 (3,52 – 4,36)

5 Gedrag in de bodem

5.1 Inleiding

De beschrijving van het gedrag in de bodem is samengesteld a.h.v. ATSDR (1999), Kabata-Pendias en Pendias (1992) en WHO (1995).

Het gedrag van lood in de bodem wordt beïnvloed door adsorptie- en precipitatieprocessen en de vorming van relatief stabiele lood-organische stof complexen of chelaten. Deze factoren zijn afhankelijk van de pH van de bodem, het bodemtype, de partikelgrootte, het organisch stofgehalte, de aanwezigheid van anorganische colloïden en ijzeroxiden, de CEC (kationuitwisselingscapaciteit) en het gehalte Pb in de bodem.

5.2 Speciatie

Alhoewel lood 4 elektronen in de valentieschil bezit ioniseren er slechts 2 met gemak. Daarom komt Pb in anorganische complexen meestal voor onder tweewaardige vorm en zijn vierwaardige Pb-complexen eerder uitzonderlijk.

Bij stijgende pH verhoogt eerst de concentratie aan opgeloste Pb-componenten waarna ze daarna weer daalt. Bij neutrale pH zijn opgeloste organische C-Pb complexen de meest voorkomende species in bodemwaterextracten. Bij lage pH zijn dit Pb^{2+} en stoffen als PbSO_4 .

5.3 Sorptie en mobiliteit

Lood wordt beschouwd als de minst mobiele van de zware metalen. Het meeste Pb wordt sterk gebonden door de bodem en weinig wordt getransporteerd naar oppervlakte- of grondwater. Lood wordt voornamelijk geassocieerd met kleimineralen, Mn-oxiden, Fe- en Al-hydroxiden, en organisch materiaal welke Pb elektrostatisch (CEC) of chemisch (specifieke adsorptie) kunnen binden*. In sommige bodems kan het element geconcentreerd zijn in calciumcarbonaatpartikels of fosfaatconcentraties. De karakteristieke lokalisatie van lood nabij het bodemoppervlak kan meestal toegeschreven worden aan de accumulatie van organisch materiaal op deze plaats. In bodems met $\text{pH} \geq 5$ en met een organisch stofgehalte van minstens 5% wordt atmosferisch Pb weerhouden in de bovenste 2-5 cm van het (onverstoorde) bodemprofiel.

De verticale beweging van elementair lood en anorganische loodcomponenten is, met uitzondering van zeer zure milieus, zeer traag onder natuurlijke omstandigheden. Gehaltes lood die de CEC benaderen of overschrijden, de aanwezigheid van componenten die met Pb oplosbare chelaten kunnen vormen en een verlaging van de pH verhogen de uitloging. In bodemlagen die rijk zijn aan organisch materiaal gebeurt deze mobilisatie echter trager dan de accumulatie. De oplosbaarheid verlaagt aanzienlijk door bekalking. Bij hoge pH kan lood neerslaan als hydroxide, fosfaat of carbonaat. Er kunnen tevens redelijk stabiele Pb-organische complexen gevormd worden.

* Aangezien Pb^{2+} geochemisch lijkt op de divalente aardalkalimetalen kan het de plaats innemen van K, Ba, Sr en Ca in mineralen en sorptiesites.

Voor de bepaling van de bodem-water verdelingscoëfficiënt (K_d) wordt verwezen naar de rapportage van Smolders et al. (2000) en hoofdstuk 4.

6 Ecotoxicologie

Voor de ecotoxicologische aspecten wordt verwezen naar de rapporten 'Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen' (Bierkens, 2001) en 'Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering' (Waegeneers en Smolders, 2002).

7 Toxicologie

De beschrijving van de toxicologie is voornamelijk samengesteld op basis van RAIS (1997) en WHO (1995). Bij gebruik van andere bronnen wordt de referentie gegeven.

7.1 Essentialiteit

Zelfs bij zeer kleine doses zijn schadelijke effecten aangetoond bij proefdieren. Als er al behoefte is aan dit element, is ze zeer klein en wordt er door de natuurlijke (achtergrond)gehalten in voeding, water en lucht aan voldaan. Doch, de aanwijzingen voor essentialiteit en behoefte zijn twijfelachtig (NRC, 1989). Het is nog niet aangetoond dat Pb nodig is voor de werking van een enzyme of een essentieel metabolisme. De effecten die bij zeer lage concentraties werden beschreven zijn mogelijk te wijten aan andere oorzaken dan deze die te maken hebben met essentialiteit. Er is door de WHO (1996) dan ook geen minimale benodigde hoeveelheid Pb voorgesteld.

Ook voor vee is er geen minimale behoefte vastgelegd (NRC, 2000, 2001). Integendeel, vergiftiging bij vee gebeurt het meest door Pb (Neathery en Miller, 1975). Alhoewel rundvee tot 100 mg Pb/kg voeder kan tolereren is de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) op 30 mg/kg gesteld (NRC, 1980). De Europese en Belgische regelgeving omtrent de aanwezigheid van Pb in diervoeder stelt maximumgehalten voor die variëren van 5-30 mg/kg ds (cfr. bijlage 3). Een enkele dosis van 200 mg Pb/kg lw is letaal voor (jonge) kalveren (Allcroft en Blaxter, 1950).

7.2 Toxicokinetiek

7.2.1 Absorptie

De absorptie van Pb is afhankelijk van de dosis, de fysische en chemische aard (bv. partikeldiameter, mineralogie, oplosbaarheid) van de Pb-verbinding, leeftijd, fysiologische en voedingsstatus (bv. vasten, gehalte Ca en Fe in de voeding) van het lichaam en mogelijk genetische factoren.

Gastro-intestinale absorptie is een proces dat waarschijnlijk verzadigbaar is. Bij stijgende doses lijkt de absorptie af te nemen. Absorptie neemt toe indien de inname van ijzer, calcium, fosfor en vitamine D laag is (ATSDR, 1999; Tsuchiya, 1986; WHO, 1995).

De absorptie bij volwassen dieren bedraagt ca. 5-10%. Tesink (1994) vermeldt absorptiepercentages vanuit slib en oplossing van respectievelijk 5% en 10%. Jonge dieren vertonen een hogere absorptie, tot meer dan 50% (Tsuchiya, 1986). Naast de efficiëntere absorptie zijn jonge dieren ook gevoeliger aan Pb-vergiftiging omdat ze meer pica-gedrag vertonen (NRC, 2001). Door volwassen herkauwers wordt 3-10% van het geïngesteerde Pb geabsorbeerd (Fick et al., 1976).

De gastro-intestinale absorptie bij mensen blijkt ook hoger bij kinderen dan bij volwassenen. Volwassen absorberen 5-15% van de toegediende dosis. Studies bij kinderen (2 weken tot 8 jaar) wijzen uit dat de absorptie van Pb uit de voeding ongeveer 40-50% bedraagt (Alexander et al., 1974; Ziegler et al., 1978). De absorptie van Pb uit verfschilfers en uit bodem en stof wordt geschat op

respectievelijk 17% en 30% (WHO, 1995). De absorptie van geïngesteerde wateroplosbare Pb-componenten (bv. -chloride, -nitraat en -acetaat) bij volwassenen wordt geschat op 3-15%. Indien er gevast wordt verhoogt de opname en bedraagt de absorptie 20-70% (ATSDR, 1999).

Absorptie via de longen, vooral afhankelijk van de grootte van de partikels, bedraagt 30-50% bij volwassenen, 60-100% bij kinderen. Daarvan komt meer dan 90% in het bloed terecht (O'Flaherty, 1995). De transdermale absorptie is minimaal voor anorganisch lood.

Meer informatie omtrent gastro-intestinale absorptie (voornamelijk bij kinderen) is terug te vinden in hoofdstuk 12.

7.2.2 Distributie

Na opname in het lichaam bindt het Pb aan bloedeiwitten en wordt het verdeeld tussen bloed (bijna uitsluitend in de rode bloedcellen), zachte weefsels (vooral de lever en de nieren, minder in de hersenen en de spieren) en het bot (Fleming et al., 1999). De opstapeling in het bot kan verklaard worden door zijn fysico-chemische eigenschappen die verwant zijn met Ca (Howard, 1998). Er bestaat geen placentale barrière voor lood. De grootste hoeveelheid lood (95% bij volwassenen, 70 % bij kinderen) vindt men in het bot terug. De loodbloedwaarde wordt beschouwd als de meest geschikte maat voor het interne blootstellingsniveau en derhalve het risiconiveau (Janus et al., 1999). Bloedplasma, niettegenstaande het 0,2-0,3% van het totale Pb in bloed bevat, wordt beschouwd als de bron voor distributie en excretie van Pb (IARC, 2004). Andere mogelijke bio-indicatoren van de loodlichaamsbelasting zijn het gehalte zinkprotoporfyrine in rode bloedcellen (chronische blootstelling), het loodgehalte in urine (recente opname) en het loodgehalte in de tibia (gerelateerd aan duur en hevigheid van de blootstelling; weerspiegelt mogelijke risico's tot lang na de blootstelling aangezien er vanuit het bot terug lood in het bloed kan komen; Nawrot et al., 2002).

7.2.3 Metabolisatie

Anorganisch lood wordt niet gemetaboliseerd. De helft van het aanwezige lood in rode bloedcellen bindt op hemoglobine. Lood wordt ook geconjugeerd met glutathion. Lood reageert met elektrondonoren zoals de sulfhydrylgroepen, en dit interfereert met de activiteit van tal van enzymen (Habal, 2002). Organische loodverbindingen, voornamelijk tetraethyl- en tetramethyllood, worden in het lichaam deels omgezet in anorganisch lood via oxidatieve dealkylatie (IARC, 2004).

7.2.4 Eliminatie

De uitscheiding gebeurt via de nieren, het maag-darmkanaal, zweet, gal, haren, nagels en moedermelk.

Er zijn aanwijzingen dat kinderen een lagere totale excretie vertonen dan volwassenen. Ongeveer 90% van het geïngesteerde Pb wordt niet-geabsorbeerd via de feces verwijderd (ATSDR, 1999). Geabsorbeerd maar niet weerhouden lood wordt uitgescheiden via de nieren of de gal. De fecale excretie bij dieren is over het algemeen groter dan de urinaire en dit zowel na acute, intermediaire als chronische blootstelling. De excretie is echter zeer soort-afhankelijk. Bij bavianen is de belangrijkste excretieroute de urine terwijl bij ratten en schapen de transmucosale excretie en de uitscheiding via gal hoger kan zijn dan de urinaire

excretie (Tsuchiya, 1986). De halveringstijden van Pb in bloed, in zachte weefsels en in het bot zijn respectievelijk 35 dagen, 40 dagen en 20 jaar (Lauwerys en Hoet, 1993). Bij de mens wordt tetraethyllood uitgescheiden via de urine onder de vorm van diethyllood, en ethyllood als inorganisch Pb (IARC, 2004).

7.3 Effecten op proefdieren en in vitro

7.3.1 Acute toxiciteit

De LD₅₀ bij de rat, intraperitoneaal (i.p.) aangebracht, is 150 mg lood (als loodacetaat) of 400 mg lood (als loodmonoxide)/kg lw. Bij Guinese biggetjes (i.p.) is dit 200 mg looddioxide/kg lw. Er zijn weinig recente gegevens over de acute toxiciteit van lood bij proefdieren (zie ook reproductietoxiciteit).

7.3.2 Korte termijn blootstelling

In vivo heeft lood een immunosuppressieve werking: het inhibeert T-helper-1-lymfocyten bij de muis. Muizen die drinkwater met 512 ppm loodacetaat toegediend kregen, ontwikkelden geen vertraagde overgevoeligheidsreactie tegenover rode bloedcellen van een schaap (McCabe et al., 1999). *In vitro* stimuleren lage concentraties lood (0,1 µM) de allogeneïsche respons van muis T-lymfocyten (McCabe et al, 2001). Meerdere genen worden door lood (acetaat, 10 µM, 24 uur) geïnduceerd in astrocyten (Bouton et al., 2001).

7.3.3 Lange termijn blootstelling

Er zijn heel veel gegevens over de lange termijn toxiciteit van lood na orale toediening. Voor een aantal loodderivaten worden belangrijke proeven samengevat (diersoort, geslacht, blootstelling, de effecten). Voor meer data wordt ook verwezen naar paragraaf 9.3.6 (Carcinogeniteit).

- **Loodacetaat**

Rat, mannelijke (M) en vrouwelijke (V) dieren, 0-2.000 ppm in de voeding gedurende 2 jaar: vervroegde mortaliteit bij 500 en 1.000 ppm; verhoogd aantal gestippelde (loodstippels) cellen vanaf 10 ppm.

Rat, M+V, 0-1.000 ppm in de voeding gedurende 22 maanden: tijdelijke vermindering van voedselinname vanaf 100 ppm; verminderde serumenzymen vanaf 100 ppm.

Rat, M+V, 25 ppm in drinkwater, levenslang: vroegtijdige sterfte bij de behandelde dieren.

Hond, M+V, 0-500 ppm in de voeding gedurende 2 jaar: verminderde aminolevulinezuurdehydrase in rode bloedcellen vanaf 100 ppm; gestippelde cellen bij 500 ppm.

Hond, M+V, 0-1.000 ppm in de voeding gedurende 22 maanden: anaemie bij 1.000 ppm.

Rhesus aap, geslacht niet vermeld, 0-25 mg lood/kg lw per dag gedurende 22 maanden: Verminderde beenmergactiviteit vanaf 1,25 mg/ kg lw per dag.

- **Loodsubacetaat**

Rat, M+V, 0-1% lood in de voeding gedurende 22 maanden: anaemie en verminderd gewichtstoename vanaf 0,1%.

- **Loodnitraat**

Rat, M, 25 ppm in het drinkwater, levenslang: lager gewicht, lagere glucosespiegel in serum en glycosuria (suiker in de urine) bij de behandelde dieren.

7.3.4 Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogene toxiciteit

Er zijn veel gegevens over de reproductieve toxiciteit van lood na orale toediening (zie o.m. Landrigan et al., 2000) Voor een aantal loodderivaten worden hieronder belangrijke proeven samengevat met vermelding van de diersoort, geslacht, blootstelling en effecten.

- **Loodacetaat**

Rat, M+V, 0-1.000 ppm in het voedsel gedurende 3 generaties: geen effect.

Rat, V, 0-714 mg/kg lw vanaf dag 6 tot dag 16 van de dracht: ernstige toxiciteit voor de moeder (encefalopathie en verminderd gewichtstoename) en voor de foetus bij 714 ppm; geen misvormingen.

Rat, M+V, 250 ppm in het drinkwater gedurende de dracht en tot het spenen, 500 ppm na het spenen, tot de jongen 3 of 7 weekoud zijn: beschadiging van de niertubuli; op 7 weken: verminderde nierfunctie en lager gewicht (Oberley et al., 1995).

Muis, V, 0-714 mg/kg lw vanaf dag 5 tot dag 15 van de dracht: ernstige toxiciteit voor de moeder (encefalopathie en verminderd gewichtstoename) en voor de foetus bij 714 ppm; geen misvormingen.

Rat, M, 0-0,3% in het drinkwater gedurende 30 dagen: verminderd lichaam- en prostaatgewicht (0,3%), lage testosteronespiegel en laag aantal spermatozoïden (0,1 en 0,3%).

- **Loodnitraat**

Rat, V, 0-10 ppm in het drinkwater gedurende de dracht: fetale toxiciteit enkel bij 10 ppm.

7.3.5 Mutageniteit

Lood is een zwak mutageen, en dit alleen bij hogere concentraties, in het hprt locus van CH V79 cellen. Bij lagere concentraties verhoogt lood de mutageniteit van UV-stralen (mogelijk door inhibitie van het DNA-herstel). Lood kan celtransformatie induceren en promoveert transformatie door virussen.

7.3.6 Carcinogeniteit

Er bestaan heel veel gegevens over de carcinogeniteit van lood na orale toediening. Voor een aantal loodderivaten worden hier belangrijke proeven samengevat met (diersoort, geslacht, blootstelling, effecten). Bij knaagdieren komen voornamelijk tumoren van de nier voor. Daarnaast komen ook tumoren van de endocriene klieren, de prostaat, de longen en de hersenen voor.

Een recente werkgroep van IARC concludeert dat er voldoende evidentie bestaat voor de carcinogene werking van inorganisch Pb (IARC, 2004). Voor organische loodverbindingen wordt deze evidentie onvoldoende geacht.

▪ **Loodacetaat**

Rat, M, 10.000 ppm in de voeding gedurende 12 maand: niertumoren.

Rat, M+V, 5 ppm lood in het drinkwater, levenslang: geen tumoren.

Rat, M, 3 mg per dag in de voeding gedurende 2 maand, daarna 4 mg gedurende 16 maanden: tumoren van de nier, de testis, de bijnier en de prostaat.

Rat, M+V, 3 mg per dag in de voeding gedurende 500 dagen: tumoren van de hypofyse, de bijnier, de long, de nier, de schildklier en de hersenen (glioma).

Rat, M, 10.000 ppm in de voeding gedurende 12 maand: niertumoren.

Rat, M, 5.000 of 10.000 ppm in de voeding gedurende 6 maand: niertumoren.

Rat, M, 2.600 ppm in het drinkwater gedurende 18 maand: niertumoren.

Muis, V, 0-1.000 ppm in het drinkwater gedurende 9 maand: lymfoïde leukemie.

▪ **Loodsubacetaat**

Rat, M+V, 0-10.000 ppm in de voeding gedurende 24 maand: niertumoren.

Muis, M+V, 0-10.000 ppm in de voeding gedurende 24 maand: niertumoren.

Hamster, 0-5.000 ppm in de voeding gedurende 24 maanden: hoge mortaliteit, weinig overlevende dieren na 600 dagen: geen toename van het aantal tumoren.

7.4 Effecten op mensen

Ongeborenen, zuigelingen en jonge kinderen lopen het meeste risico op nadelige effecten van lood. Dit komt (voor wat betreft zuigelingen en jonge kinderen) door een hogere interne belasting (loodopname) en (voor wat betreft de overige genoemde leeftijdsgroepen) door een grotere gevoeligheid ten opzichte van de overige leeftijdsgroepen. De hogere interne belasting wordt veroorzaakt door voedings-, gedrags- en absorptieverschillen, waarbij vooral het verschil in absorptie van lood in het maagdarmkanaal een grote rol speelt (Janus et al., 1999).

7.4.1 Acute toxiciteit en lange termijn effecten

Acute loodvergiftiging komt bijna niet voor. Het is een typisch chronisch of cumulatief toxische stof. De inname van 15 g loodoxide door een volwassene blijkt fataal. Omdat lood accumuleert, kunnen acute symptomen ook na een chronische blootstelling voorkomen (Habal, 2002).

Symptomen van acute intoxicatie zijn sloomheid, rusteloosheid, irriteerbaarheid, kortdurende alertheid, hoofdpijn, spiertremor, krampen, leverschade, hallucinaties en geheugenverlies. Encefalopathie treedt op bij loodbloedconcentraties van 100-120 µg/dl bij volwassenen en 80-1000 µg/dl bij kinderen (WHO, 1996).

Verhoogde loodbloedconcentraties verstoren de haemsynthese door interferentie met de activiteit van verscheidene belangrijke enzymen (δ -aminolaevulinaat dehydratase, coproporfyrinogeen oxidase en ferrochelataze). Uiteindelijk kan dit leiden tot een daling van het hemoglobinegehalte in het bloed. Bij kinderen is bij loodbloedconcentraties boven 40 $\mu\text{g/dl}$ anaemie waargenomen.

Langdurige blootstelling aan lood via het milieu zou aanleiding kunnen geven tot een daling van de nierfunctie. Tubulaire effecten worden reeds waargenomen na relatief korte termijn blootstelling, doch ze zijn meestal omkeerbaar. Na chronische blootstelling aan hoge concentraties wordt de nierfunctie aangetast met mogelijk nierfalen tot gevolg. Nefropathie werd vastgesteld bij arbeiders met een loodbloedgehalte van meer dan 60 $\mu\text{g/dl}$.

De effecten van lood op het centrale zenuwstelsel zijn ingebed in een complex proces van biologische en sociaal-economische factoren. Epidemiologische studies kunnen geen oorzakelijk verband aantonen, al wordt het vinden van een dosis-responsrelatie of parallel tussen opklimmende expositieniveaus en een verlaging van het IQ wel als argument voor mogelijke causaliteit beschouwd (Needleman en Gatsonis, 1990). Perifere neuropathie wordt veroorzaakt door langdurige professionele blootstelling aan hoge concentraties Pb. Bij lagere concentraties wordt de zenuwgeleidingssnelheid vertraagd. Afhankelijk van de leeftijd en blootstellingsduur zijn deze effecten omkeerbaar na stopzetting van de blootstelling.

Een recente werkgroep van de IARC (2004) concludeert dat niettegenstaande klinische symptomen van Pb-vergiftiging globaal pas optreden bij Pb-bloedconcentraties boven 70 $\mu\text{g/dl}$, er reeds verminderd functioneren op het vlak van cognitieve-, geheugen- en taalvaardigheden kan optreden bij kinderen bij concentraties lager dan 10 $\mu\text{g/dl}$.

Een studie naar het verband tussen Pb bloedconcentraties < 10 $\mu\text{g/dl}$ en IQ-scores bij kinderen tussen 5 en 10 jaar lijkt de conclusie van IARC te bevestigen (Lanphear et al., 2005). De auteurs beschrijven een invers verband tussen bloed Pb gehalten en IQ-scores; m.a.w. een toename van de bloed Pb concentratie van 2,4 tot 10 $\mu\text{g/dl}$ ging gepaard met een afname van 3,9 IQ-punten. Een verdere toename van de Pb bloedconcentraties van 10 tot 20 $\mu\text{g/dl}$ en 20 tot 30 $\mu\text{g/dl}$ was geassocieerd met een verdere afname van de IQ-score met respectievelijk 1,9 en 1,1 IQ-punten (Lanphear et al., 2005).

De effecten op het hart zijn indirect en gebeuren via het autonoom zenuwstelsel. Het heeft geen direct effect op het myocardium. Epidemiologische bewijzen over het verband tussen blootstelling en hypertensie zijn zwak en bovendien bij een loodconcentratie in het bloed lager dan 30 $\mu\text{g/dl}$ zowel bij conventionele als ambulante bloeddrukmetingen niet consistent (Nawrot et al., 2002; Staessen et al., 1996).

Lood interfereert met het calciummetabolisme. Het blijkt geen effecten te hebben op de huid of de spieren.

7.4.2 Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogene toxiciteit

De zwangerschap wordt algemeen beschouwd als een risicovolle periode voor toxische stoffen omdat de bloed-hersenbarrière van de foetus nog niet volledig is ontwikkeld. Daarbij komt nog dat lood tijdens de zwangerschap gemobiliseerd wordt uit het beendergestel door hormonale veranderingen (Nawrot et al., 2002).

Omdat de toxiciteit van lood voor de moeder en het ongeboren kind al lang gekend zijn, werden preventieve maatregelen getroffen. Er zijn weinig recente gegevens beschikbaar. Er zijn meer miskramen vastgesteld bij blootgestelde vrouwen met gemiddelde loodspiegels in het bloed van 10,6 µg/dl dan bij vrouwen met 7,6 µg/dl.

In recente studies worden mogelijke effecten van de blootstelling van de vader onderzocht. Er is vastgesteld dat blootgestelde vrouwen meer miskramen krijgen als hun partner ook blootgesteld werd. Wanneer mannen meer dan 40 µg/dl lood in hun bloed hebben is asthenospermia (onvoldoende beweeglijk zaad), hypospermia (te geringe hoeveelheid zaad) en teratospermia (misvormde zaadlichaampjes) frequenter dan bij mannen die minder dan 40 µg/dl hebben. In een andere studie was het percentage dode spermatozoïden hoger bij werknemers met 61 µg lood/dl vergeleken met een groep met 18 µg/dl. Serumspiegels van testosteron en hypofysaire hormonen bleken normaal. Bij zware loodintoxicatie komt ook atrofie van de testes voor.

Recente berekeningen wijzen op 45 µg lood/dl serum als de laagste toxische concentratie voor de mannelijke reproductieve functie (LOAEL) (Bonde et al., 2002). Ng et al. (1991) melden wel een significante verhoging van het luteïniseringshormoon en het follikel stimulerend hormoon bij mannen blootgesteld aan lood (32 µg lood/dl serum) t.o.v. een controle groep (8,3 µg lood/dl serum). Testosteronspiegels bleken niet significant verhoogd. Als er meer dan 150 µM lood in het serum van de vader is gedurende een periode van 80 dagen voor de bevruchting is de kans op miskraam verhoogd. Dit risico vergroot nog indien de vader alcohol gebruikt of de moeder jonger dan 27 is.

Foetussen en kinderen zijn veel gevoeliger voor lood dan volwassenen en blootstelling gedurende de zwangerschap kan leiden tot ernstige afwijkingen. Bij loodconcentraties in navelstrengbloed groter dan 10 µg/dl is er een lichte en reversiebele achterstand in het IQ tot 24 maand (Needleman, 1994). Bij loodconcentraties in het serum van 80-100 µg/dl ontwikkelen kinderen een letale encefalopathie. De overlevende kinderen kunnen permanent achterstand oplopen. Bij serumspiegels lager dan 40 µg/dl is een beperkt neurologisch en psychologisch gebrek merkbaar (Campbell et al., 2000).

7.4.3 Genotoxiciteit

Een toename van chromosoomafwijkingen werd vastgesteld bij werknemers met meer dan 60 µg lood/dl bloed maar duidelijke bewijzen voor genotoxiciteit ontbreken bij de mens (Hayes, 1997; Steenland en Boffetta, 2000). IARC (2004) concludeert dat er weinig aanwijzingen zijn voor een directe interactie tussen Pb en het DNA. Er wordt verondersteld dat de genetische effecten van Pb gedeeltelijk worden gemedieerd door een toename en modulatie van reactieve zuurstofradicalen (IARC, 2004). Bovendien kan Pb interageren met lichaamseiwitten, waaronder deze betrokken bij DNA-herstel.

7.4.4 Carcinogeniteit

Meerdere epidemiologische studies bij werknemers blootgesteld aan lood hebben een toename van kanker van het spijsverteringsstelsel, de longen, de blaas en de hersenen aangetoond. Waarschijnlijk is er geen significante toename van niertumoren omdat concentraties die carcinogeen zijn voor de nier bij de mens eerder een (letale) nierinsufficiëntie veroorzaken.

Een recente werkgroep van de IARC concludeert dat er beperkte aanwijzingen zijn voor de carcinogene eigenschappen van anorganische loodverbindingen. Voor organische loodverbindingen zijn de aanwijzingen ontoerijkend om van carcinogene potentie te spreken (IARC, 2004). De werkgroep kwam tot volgende finale classificatie:

Inorganische Pb-verbindingen: waarschijnlijk carcinogeen voor de mens (Groep 2A)

Organische Pb-verbindingen: niet indeelbaar op basis van hun carcinogene eigenschappen voor de mens (Groep 3).

De werkgroep concludeert verder dat in zoverre organische Pb-verbindingen (gedeeltelijk) gemetaboliseerd worden tot anorganisch Pb, ze eveneens toxiciteitsverschijnselen zullen veroorzaken geassocieerd met anorganisch Pb (IARC, 2004).

7.4.5 Immunotoxiciteit

Onderzoek bij werknemers blootgesteld aan lood wijst op immunosuppressie. Volgens Coscia et al. (1987) is het aantal B lymfocyten en CD8 T-cellen verhoogd bij werknemers blootgesteld aan lood. Lood inhibeert de chemotaxis, de fagocytose en de vorming van superoxide door granulocyten maar stimuleert de productie van leucotrine B4. Deze conclusies rusten zowel op *in vitro* als *ex vivo* (met bloedcellen van blootgestelde werknemers) proeven (Valentino et al., 1991).

7.4.6 Toxicologische grenswaarden Carcinogene effecten

- IARC en WHO

IARC (2004) heeft lood en anorganische loodverbindingen ingedeeld in klasse 2A (waarschijnlijk humaan carcinogeen voor mensen). Organische loodverbindingen zijn ingedeeld in klasse 3 (niet indeelbaar met betrekking tot humane carcinogeniteit). De conclusie is dat de evidentie voor carcinogeniteit in mensen onvoldoende is. De evidentie voor carcinogeniteit in dieren is voldoende voor lood en anorganische loodverbindingen, maar onvoldoende voor organische loodverbindingen.

- US-EPA

Lood en anorganische loodverbindingen zijn ingedeeld in klasse B2 (waarschijnlijk humaan carcinogeen) op basis van bevindingen bij dieren. Er is onvoldoende bewijslast om deze stoffen als humaan carcinogeen te beschouwen.

Er zijn geen orale of inhalatoire grenswaarden beschikbaar voor carcinogene effecten van lood en anorganische loodverbindingen. Met de huidige beschikbare data en gekende onzekerheden is een beschrijving van het potentieel risico d.m.v. de standaard procedures ontoereikend (US-EPA, 1997).

- RIVM

RIVM heeft geen orale of inhalatoire grenswaarden voor carcinogene effecten afgeleid (Baars et al., 2001).

Op basis van de beschikbare gegevens is geconcludeerd dat de genotoxische en carcinogene effecten van lood mogelijk berusten op indirecte effecten die alleen optreden bij relatief hoge (cytotoxische) doseringen en hoge loodbloedwaarden. Op grond hiervan wordt aangenomen dat er een drempelwaarde voor deze effecten van lood bestaat. De loodbloedwaarden waarbij deze effecten optreden zijn aanzienlijk hoger dan die waarbij andere effecten, met name neurologische afwijkingen, optreden. Genotoxiciteit en carcinogeniteit zijn dus niet van (doorslaggevend) belang bij de afleiding van toxicologische advieswaarden van lood (Janus et al., 1999).

▪ **Niet-carcinogene effecten**

- WHO

JECFA (1993) heeft een provisorisch toelaatbare wekelijkse inname (PTWI) van 25 µg/kg (overeenstemmend met 3,6 µg/kg.d), afgeleid. Deze werd opgesteld op basis van de vaststelling dat een dosis van 3-4 µg/kg.d bij zuigelingen en kinderen geen aanleiding geeft tot verhoogde loodbloedgehalten of lichaamsbeslating, terwijl een dosis van 5 µg/kg.d of meer resulteert in loodretentie (WHO, 1996). De PTWI werd oorspronkelijk afgeleid voor kinderen, maar is in 1993 uitgebreid naar alle leeftijdsgroepen. Een evaluatie in 1999 (JECFA, 2000) bevestigt deze PTWI.

Bij het opstellen van de drinkwateradvieswaarden (WHO, 1996) maakt WHO een afweging tussen de mogelijke carcinogene en niet-carcinogene effecten. Gezien de tekorten in de studies, is het niet mogelijk een uitspraak te doen naar carcinogene effecten, hoewel er een associatie is tussen ingestie van loodzouten via drinkwater en nierkanker. Anderzijds blijkt uit humane studies dat nadelige niet-kankereffecten kunnen optreden bij lage loodniveaus, zodat kan aangenomen worden dat een advieswaarde afgeleid op deze basis ook voldoende bescherming biedt voor carcinogene effecten. Daarom werd gebruik gemaakt van een drempelbenadering en de PTWI van JECFA. Indien men 50% van de PTDI toewijst aan de consumptie van drinkwater wordt voor een kind van 5 kg dat met de fles wordt grootgebracht en 0,75 l/d drinkt, een richtwaarde van 0,01 mg/l berekend. Aangezien deze richtwaarde is afgeleid voor kinderen welke als meest gevoelige groep worden beschouwd, is de waarde ook geldig voor andere leeftijdsklassen (WHO, 1996).

WHO heeft een herziening uitgevoerd van de advieswaarde voor luchtkwaliteit (WHO, 2000). Zij gaan uit van de relatie tussen lood in bloed en effecten. Ze gaan er van uit dat, in het gebied van lage blootstelling, de relatie tussen lood in lucht en lood in bloed als lineair mag beschouwd worden. Het kritisch loodbloedniveau waarop de afleiding van de advieswaarde wordt gebaseerd, is 10 µg/dl voor kinderen (impliceert nadelige effecten op de cognitieve ontwikkeling en de intellectuele prestaties). Inhalatie van 1 µg lood/m³ leidt bij volwassenen tot een concentratie van ongeveer 1,6 µg lood/dl bloed; bij kinderen geeft deze concentratie ongeveer 1,9 µg/dl bloed. Om rekening te houden met het feit dat verhoogde blootstelling via lucht meestal ook gerelateerd is aan verhoogde blootstelling via andere wegen, wordt verondersteld dat 1 µg lood/m³ lucht bijdraagt tot 5 µg lood/dl bloed. Er wordt aanbevolen dat minstens 98 % van een blootgestelde populatie (met inbegrip van peuters) een loodbloedniveau zou hebben lager dan 10 µg/dl. Hierbij zou de mediaan niet groter zijn dan 5,4 µg/dl. Dit betekent dat de concentratie van lood in lucht niet hoger mag zijn dan 0,5 µg/m³, wat als advieswaarde wordt weerhouden. Er wordt verondersteld dat deze

richtwaarde ook voldoende bescherming geeft voor volwassenen. De WHO wijst er wel op dat om verdere blootstelling te vermijden de concentraties in de lucht zo laag mogelijk moeten gehouden worden en dat voornamelijk voor jonge kinderen nog bijkomende maatregelen noodzakelijk. Uit de advieswaarde van $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kan een inhalatoire TDI van $1,43 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg} \cdot \text{d}$ afgeleid worden ($20 \text{ m}^3/\text{d}$, 70 kg).

- US-EPA

De IRIS-databank geeft geen orale (RfD) of inhalatoire (RfC) grenswaarde voor niet-carcinogene effecten voor lood en anorganische loodverbindingen. De US-EPA is van mening dat er geen loodbloeddrempelwaarde bestaat onder dewelke mag gesteld worden dat lood geen nadelig effect op de ontwikkeling van het kind heeft of op het gehalte van bepaalde bloedenzymen (US-EPA, 1997).

- EC

In haar 'Air Quality Daughter Directives. Position Paper on Lead' (1997) neemt de EC de richtwaarde van de WHO (1994; inmiddels eveneens opgenomen in WHO, 2000) over, nl. $0,5 \text{ g}/\text{m}^3$. Deze waarde werd overgenomen in de EC Directieve 1999/30/EC (EC, 1999). Hierbij wordt echter opgemerkt dat om de meest gevoelige groep, nl. kinderen, te beschermen, additionele limietwaarden op stofdepositie zouden moeten worden uitgewerkt. Ze baseren zich hiervoor op de vaststelling dat de dagelijkse inname bij kinderen (in tegenstelling tot volwassenen) niet toeneemt met toenemende concentraties in de lucht (geteste range $0,5$, $1,0$ en $2,0 \text{ g}/\text{m}^3$), maar wordt gedomineerd door inname van stof. Daarom is het belangrijk om kinderen die in de buurt van puntbronnen wonen te beschermen door reductiemaatregelen op stofuitstoot te treffen.

- RIVM

De RIVM drukt ook in de herevaluatie van de humaan-toxicologische grenswaarden het risico op niet-carcinogene effecten uit d.m.v. een omrekening van de PTWI van JECFA ($25 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{w}$) naar een orale TDI ($3,6 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$).

Er is geen inhalatoire TDI vastgelegd (Baars et al., 2001).

- ATSDR

het ATSDR (1999) geeft geen MRL-niveaus (minimal risk level) voor lood.

- CDC

Door het Center for Disease Control (CDC, 1991) werd een tabel gepubliceerd, waarin klassen gedefinieerd worden op basis van loodbloedgehalten en de eraan verbonden conclusies naar maatregelen. Deze indeling is weergegeven in Tabel 16. Uit deze tabel blijkt dat de kritische loodbloed-drempel $10 \mu\text{g}/\text{l}$ bedraagt.

Tabel 15: Klasse-indeling van loodbloedgehalten (uit: CDC, 1991).

Klasse	Loodbloed (µg/dl)	Appreciatie
I	≤ 9	Wordt niet beschouwd als een indicatie van loodvergiftiging
IIA	10 – 14	Indien een belangrijk deel van de kinderen loodbloedconcentraties in dit gebied heeft, dan zijn preventiemaatregelen en meer frequente screening aangewezen.
IIB	15 – 19	In dit gebied zijn nutritionele en educatieve interventies, evenals meer frequente screening noodzakelijk; bij persistente gehalten is een milieu-onderzoek en interventie noodzakelijk
III	20 – 44	In deze klasse zijn een milieu-onderzoek en sanering, evenals een medische evaluatie noodzakelijk; farmacologische behandeling kan nodig zijn
IV	45 – 69	Zowel medische als milieu-interventies zijn noodzakelijk, met inbegrip van chelatietherapie
V	≥ 70	Medisch noodgeval

▪ **Berekeningen met Vlier-Excel**

Voor de berekeningen in Vlier-Excel wordt gebruik gemaakt van de orale en inhalatoire TDI van $3,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d van WHO (JECFA, 1999; EC, 1999). Er werd geopteerd voor een $TDI_{\text{oraal}} = TDI_{\text{inhalatoir}}$ omdat: a) beide blootstellingsroutes eenzelfde eindpunt hebben, b) de orale blootstellingsweg dominant is, en c) het verschil tussen orale en inhalatoire TDI minder dan een factor 10 bedraagt. Als TCL wordt de advieswaarde van WHO (2000) van $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ weerhouden.

De resultaten van de blootstellingsberekeningen met Vlier-Excel zijn terug te vinden in hoofdstuk 9.

8 Geur- en smaakdrempels

Er zijn geen geur- of smaakdrempels bekend. Slechts van enkele stoffen werden kwalitatieve gegevens teruggevonden: loodacetaat: licht zure geur en zoete smaak, loodchromaat: flauwe geur, loodfluoroboraat en loodnitraat: geurloos, tetraethyllood: afhankelijk van de bron een aangename, zoete of muffe geur, tetramethyllood: fruitige geur (ATSDR, 1999; HSDB, 2002a-o).

9 Blootstellingsberekeningen Vlier-humaan

De tekst in dit hoofdstuk geeft het voorstel voor de achtergrondwaarden (AW) en de bodemsaneringsnormen (BSN) voor lood in bodem en grondwater. Voor de BSN's voor de bodem wordt telkens aangegeven wat de resultaten zijn van de blootstellingsberekeningen. Tenslotte worden de voorgestelde normen vergeleken met de bestaande bodemsaneringsnormen.

9.1 Bodem

9.1.1 Achtergrondwaarden

De achtergrondwaarden voor bodem komen overeen met de 90-percentielwaarden van de gehalten gemeten in de referentiegebieden (cfr. paragraaf 6.2). Momenteel geldt in Vlaanderen volgende achtergrondwaarde (voor Pb) voor een standaardbodem: 40 mg/kg ds. De analyse ter bepaling van Pb in de bodem dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter^{*}).

9.1.2 Bodemsaneringsnormen

Berekeningen Vlier-Excel

Bij de berekening van de BSN's in Vlier-Excel wordt lood als niet-carcinogeen beschouwd. De invoerparameters zijn terug te vinden in bijlage 5.

Aparte berekeningen werden uitgevoerd voor kinderen en volwassenen, waarbij gebruik gemaakt werd van specifieke waarden ivm achtergrondblootstelling voor kinderen en volwassenen. De risicotetsing voor volwassenen is gebaseerd op de risico-index voor volwassenen[†].

Berekeningswijze transfer naar planten en vee

Voor de blootstellingsberekeningen van bestemmingstype II (landbouwgebied) werd het standaardformularium van Vlier-Excel zodanig aangepast dat het mogelijk werd zowel de directe blootstelling (door de consumptie van groenten) als de indirecte blootstelling (door de consumptie van vlees en melk) simultaan te berekenen met verschillende BCF's (nl. respectievelijk BCF's van consumptiegewassen en BCF's van voedergewassen) en verschillende waarden voor Y_v (gewasopbrengst), t_e (gewasperiode) en f_{lr} (fractie bladgewas in tuinopbrengst). Reden hiervoor is dat bij de standaard blootstellingsberekening bij bestemmingstype II slechts 1 set van BCF's (voor wortel- en blad-/stengelgewassen) wordt gehanteerd zodat bij sterk afwijkende BCF-waarden

^{*} Vlarebo bis: Besluit van de Vlaamse Regering van 12/10/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 02/02/2002). Vlarebo ter: Besluit van de Vlaamse Regering van 14/06/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 07/08/2002).

[†] Voor de normering van alle overige metalen gebeurde de risicotetsing op basis van de RI_{kinderen} omdat dit de meest gevoelige groep is. Omdat voor Pb berekeningen worden uitgevoerd op basis van gegevens specifiek voor kinderen of volwassenen kan hier van worden afgeweken.

tussen voeder- en consumptiegewassen de overdracht naar mens en/of vee minder nauwkeurig wordt ingeschat. De hier gevolgde methode is niet mogelijk met de commerciële versie van Vlier-Humaan.

Voor de berekening van de transfer van Pb naar vee worden door De Raeymaecker et al. (2005) volgende aanbevelingen gegeven. De transfer naar vlees wordt best berekend m.b.v. een biotransferfactor ($6,7 \cdot 10^{-5}$ d/kg vg). Bij de vorige evaluatie is de transfer naar melk verwaarloosbaar geacht. Er wordt aanbevolen om de overdracht toch te berekenen m.b.v. een biotransferfactor (en niet met Vlier-Humaan; de biotransferfactor bedraagt $4,9 \cdot 10^{-5}$ d/l).

Berekeningen directe humane blootstelling door gewasconsumptie
Voor de berekeningen van de directe blootstelling aan Pb via gewasconsumptie werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van de verschillende gewassen in de dagelijkse gewasconsumptie.

Het relatief aandeel van verschillende gewassen in het voedselpakket gebeurde aan de hand van gegevens van Dejonckheere et al (1996) ivm de gemiddelde gewasconsumptie voor België. Voor de conversie van de data op basis van versgewicht naar droge stof werd gebruik gemaakt van een gemiddeld vochtgehalte per gewas afkomstig uit verschillende studies (Versluijs en Otte, 2001; Bockting en van de Berg, 1992, U. Hasselt databank).

De BCF's voor gewassen waarvan geen gegevens beschikbaar zijn uit de studie van Ruttens (2005) werden geschat op basis van expertoordeel (U. Hasselt) en een beperkte vergelijking met beschikbare literatuurgegevens waarin de metaalopname voor verschillende consumptiegewassen werd bestudeerd (Fytianos et al., 2001; Versluijs en Otte, 2001; van Wezel et al., 2003). De gebruikte gelijkstellingsregels en de BCF waarden voor Pb staan beschreven onder § 5.4.

Op basis van berekende en geschatte BCF's en het relatief aandeel van elk gewas in het voedselpakket werden twee "gewogen" BCF afgeleid, nl. één voor wortelgewassen en één voor bladgewassen. Conform het formularium Vlier-Humaan worden beide gewogen BCF's uiteindelijk gebruikt voor de berekeningen van de BSN's*.

Voor een aantal gewassen waarvoor BCF-modellen beschikbaar waren die de gewasopname beschrijven in functie van het Pb-gehalte in de bodem en bodemeigenschappen (zie § 4.4.) werden deze ingevoegd in de berekeningen.

* In Vlier-Humaan wordt naast daadwerkelijke opname door de plant eveneens depositie op de plant berekend. Omdat in de BCF-waarden mogelijk eveneens depositie is vervat, bestaat de mogelijkheid dat de directe en indirecte blootstelling van de mens door gewasconsumptie wordt overschat. Evenwel, is het aandeel van depositie in de BCF onbekend, zijn de BCF's bepaald op gewassen groenten, en worden BCF regressiemodellen gebruikt die de variatie veroorzaakt door depositie kunnen uitmiddelen. De depositieterm in de berekeningen werd behouden omdat we voor het berekenen van de BSN's uitgaan van een veilige benadering.

Bovengeschetste werkwijze wordt meer uitvoerig besproken in een afzonderlijk hoofdstuk toegevoegd aan het rapport van Ruttens (2005).

Bijstellingen

De BSN's worden naast de bijstellingen gebaseerd op overschrijding van de kritische binnen-/buitenluchtconcentratie of drinkwaterconcentratie, in het geval van bestemmingstypes II/III ook getoetst aan de wettelijke vereisten waaraan voedingsmiddelen/voeder moet voldoen. De maximumgehalten aan Pb in voedingsmiddelen zijn reeds eerder vermeld (tabel 9).

De regelgeving m.b.t. de aanwezigheid van Pb in diervoeder is samengevat in tabel 10. Indien vee groenvoeder krijgt toegediend, geldt de maximeis van 40 mg Pb/kg, herleid tot een vochtgehalte van 12%. Indien men veronderstelt dat een volledige plant ca. 84% vocht bevat (stofgehalte in wortel: 0,202; droge stofgehalte in stengel: 0,117), bekomt men een maximale concentratie van 7,3 mg/kg vg.

Fytotoxiciteit treedt op bij 30-300 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 2,7-27 mg/kg vg. (bijlage 8).

Er werd nagegaan of er een mogelijke bijstelling van de voorgestelde bodemsaneringsnormen voor Pb kon gebeuren op basis van bestaande wetgeving omtrent afvalstoffen (zie 'Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening', Cornelis en De Raeymaecker, 2004^{*}). Voor Pb zijn echter geen criteria voorhanden.

Op basis van bovenstaande gegevens in verband met het droge stofgehalte zijn in Tabel 16 de grenswaarden gedefinieerd in de wetgeving op basis van versgewicht herberekend op basis van drooggewicht om ze te kunnen gebruiken voor mogelijke bijstelling in Vlier-Excel.

Tabel 16: Grenswaarden bijstellingen Vlier-Excel (zoals opgenomen in de wetgeving en omgerekend op basis van droge stof voor de berekeningen in Vlier-Excel).

Product	Grenswaarde	
	[mg/kg vg]	[mg/kg ds] *
<i>Gewassen</i>		
Wortelgewassen: aardappel, wortelen	0,1	0,7
Stengelgroente: selder	0,1	0,9

^{*} Cornelis, C., De Raeymaecker, B. (2004). Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening. VITO, rapportnr. 2004/IMS/R/024, Mol, België.

Bladgroenten: spinazie en sla	0,3	6,0
Maïs bestemd voor menselijke consumptie	0,1	0,5
Maïs bestemd voor veevoeder	7,3	33,2
Fytotoxiciteit	2,7-27	30-300
<i>Dierlijke producten</i>		
Vlees	0,1	
Melk	0,02	

*: gemiddeld gehalte vocht voor de verschillende gewassen bedraagt:
aardappel en wortel: 85 %; selder: 89%;sla en spinazie: 95% en maïs: 78%..

▪ **Bestemmingstype II**

De resultaten voor een standaardbodem (pH = 6) zijn samengevat in de tabel 17.

De BSN's moeten worden bijgesteld op basis van de gewasnorm voor selder. De bijgestelde BSN's zijn echter lager dan de huidige achtergrondwaarde voor Pb (40 mg/kg ds).

In tabel 19 zijn de belangrijkste blootstellingswegen genoteerd voor bestemmingstype II. Aparte berekeningen werden uitgevoerd voor kinderen en volwassenen, waarbij gebruik gemaakt werd van specifieke waarden ivm achtergrondblootstelling voor kinderen en volwassenen. De risicotetsing voor volwassenen is gebaseerd op de risico-index voor volwassenen, die voor kinderen op basis van de RI_{kinderen} .

De risico-indexen voor kinderen en volwassenen staan vermeld in Tabel 18. De risico-indexen vormen een maat voor het naar toxiciteit gewogen aandeel van de orale en inhalatoire blootstellingsroute in de totale risico-index*.

* Het aandeel in de totale blootstelling is niet synoniem met het aandeel in de norm. Voor dit laatste dient de dosis te worden gewogen in functie van de toxiciteit en deze kan verschillen naargelang de blootstellingsroute.

Tabel 17: Resultaten blootstellingsberekeningen standaardbodem (pH: 6,) bestemmingstype II

Niet-bijgestelde BSN [mg/kg ds]	Bijgestelde BSN [mg/kg ds]
Volw: 1573	25,8 (selder)
Kind: 237	
Volw./Kind: BSN's afgeleid op basis van orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor respectievelijk volwassenen en kinderen. Bijstellingen: selder: bijgesteld op basis van een overschrijding van de kritische concentratie in selder.	

Tabel 18: Risicoindexen voor kinderen en volwassenen in bestemmingstype II

RI volwassen	RI kinderen
RI _{oraal} : 0,997	RI _{oraal} : 0,9989
RI _{inhalatoir} : 0,003	RI _{inhalatoir} : 0,0011

Tabel 19: Aandeel (%) belangrijkste blootstellingswegen Pb voor volwassenen en kinderen getoetst aan de respectievelijke RI – bestemmingstype II, voor de niet-bijgestelde BSN

	RI _{volw}	RI _{kind}
Kind		
Inname groenten		24,1
Ingestie bodemdeeltjes		45,7
Inname vlees		2,3
Inname melk		23,8
Inname drinkwater		4,0
Inhalatie bodemdeeltjes		0,1

Volwassene

Inname groenten	44,6
Ingestie bodemdeeltjes	23,9
Inname vlees	6,4
Inname melk	20,1
Inname drinkwater	4,8
Inhalatie bodemdeeltjes	0,3

▪ **Bestemmingstype III**

De resultaten van de blootstellingsberekeningen zijn terug te vinden in tabel 20. De risico-indexen voor kinderen en volwassenen staan vermeld in Tabel 21. In tabel 22 zijn voor beide scenario's de belangrijkste blootstellingswegen aangegeven. Aparte berekeningen werden uitgevoerd voor kinderen en volwassenen, waarbij gebruik gemaakt werd van specifieke waarden ivm achtergrondblootstelling voor kinderen en volwassenen. De risicotoetsing voor volwassenen is gebaseerd op de risico-index voor volwassenen, die voor kinderen op basis van de RI_{kinderen} .

Tabel 20: Resultaten blootstellingsberekeningen standaardbodem (pH: 6, %OS: 2) bestemmingstype III.

Niet-bijgestelde BSN

[mg/kg ds]

Volw : 4542

Kind: 560

Volw./Kind: BSN's afgeleid op basis van orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor respectievelijk volwassenen en kinderen.

Bijstellingen: selder: bijgesteld op basis van een overschrijding van de kritische concentratie in selder.

Tabel 21: Risicoindexen voor kinderen en volwassenen in bestemmingstype III

RI volwassen	RI kinderen
RI _{oraal} : 0,985	RI _{oraal} : 0,996
RI _{inhalatoir} : 0,015	RI _{inhalatoir} : 0,004

Tabel 22: Aandeel (%) belangrijkste blootstellingswegen Pb voor volwassenen en kinderen getoetst aan de respectievelijke RI – bestemmingstype III, niet-bijgestelde normen.

	RI_{volw.}	RI_{kind}
Kind		
Inname groenten		24,7
Ingestie bodemdeeltjes		74,8
Inhalatie bodemdeeltjes		0,4
Volwassene		
Inname groenten	58,1	
Ingestie bodemdeeltjes	40,3	
Inhalatie bodemdeeltjes	1,6	

▪ **Bestemmingstype IV-V**

De resultaten van de blootstellingsberekeningen voor bestemmingstype IV en V zijn samengevat in tabel 23. De bijhorende risicoindexen staan vermeld in tabel 24. In tabel 25 zijn voor de twee bestemmingstypes de belangrijkste blootstellingswegen weergegeven.

De BSN voor type IV bedraagt 735 mg/kg (scenario dagrecreatie en kinderen), de BSN voor type V is berekend op 6.579 mg/kg (scenario zware industrie en volwassenen).

Een mogelijke bijstelling van de voorgestelde bodemsaneringsnorm voor Pb in bestemmingstype V (industrie) kan gebeuren a.h.v. de methodologie beschreven in het rapport 'Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening' (Cornelis en De Raeymaecker, 2004^{*}). In casu wordt verwezen naar bijstellingen op basis van bestaande wetgeving omtrent afvalstoffen (zie eveneens bijlage 9).

Tabel 23: Resultaten blootstellingsberekeningen bestemmingstypes IVd en V zw [mg/kg ds].

IVd	Vzw
Volw: 9020	6.579
Kind.: 735	

Bil: bijstelling op basis van concentraties aan Pb in de binnenhuislucht.

Tabel 24: Risicoindexen voor in bestemmingstype IVd en Vzw voor respectievelijk kinderen en volwassenen

RI type IVd	RI type Vzw
RI _{oraal} : 0,994	RI _{oraal} : 0,992
RI _{inhalatoir} : 0,006	RI _{inhalatoir} : 0,008

Tabel 25: Aandeel (%) belangrijkste blootstellingswegen Pb – bestemmingstypes IV-V.

	IVd	Vzw
Kind		
Ingestie bodemdeeltjes	100	-

^{*} Cornelis, C., De Raeymaecker, B. (2004). Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening. VITO, rapportnr. 2004/IMS/R/024, Mol, België.

Inhalatie bodemdeeltjes	0,0	-
Volwassene		
Ingestie bodemdeeltjes	99,7	99,5
Inhalatie bodemdeeltjes	0,3	0,5

9.1.3 Invloed van bodemkenmerken op de bodemsaneringsnorm

In Vlarebo bis en Vlarebo ter wordt voor de omrekening van de bodemsaneringsnormen in functie van de bodemkenmerken gebruik gemaakt van formule 13. Met andere woorden, de omrekening gebeurt in functie van de gehalten klei en organisch materiaal.

In dit voorstel tot herziening wordt een andere benadering gevolgd. Er is nagegaan of de invoerparameters konden uitgedrukt worden als een functie van één of meerdere bodemkenmerken (pH, CEC, gehalte van de stof in de bodem, textuur, ...). Vervolgens is onderzocht of een variatie van deze bodemkenmerken resulteert in een variatie van de bodemsaneringsnorm en of dit in een (eenvoudige) relatie is uit te drukken.

In het geval van Pb kunnen volgende parameters als functies van bodemkenmerken weergegeven worden:

- de verdelingscoëfficiënt K_d : $f(\text{pH}, \text{Pb}_{\text{bodem}})$;
- de bioconcentratiefactoren van de verschillende consumptiegewassen: $f(\text{Pb}_{\text{bodem}})$;
- het Pb-gehalte in het voedergras: $f(\text{Pb}_{\text{bodem}})$.

Er is nagegaan of bovenstaande parameters een invloed hebben op de bodemsaneringsnorm. Hierbij is bij variërende zuurtegraad (pH-interval: 3-8) de bodemsaneringsnorm op basis van invoergegevens voor kinderen bepaald. De resultaten van deze berekeningen voor bestemmingstype II en III zijn terug te vinden in tabellen 26-27. Deze relatie tussen de BSN en pH kan worden beschreven door de regressievergelijkingen:

$$\text{BSN}_{\text{type II}} = 19,74 \text{ pH} + 105,6 \quad (R^2 = 0,84) \text{ en}$$

$$\text{BSN}_{\text{type III}} = 2,74 \text{ pH} + 542,3 \quad (R^2 = 0,88)$$

Tabel 26: Invloed van de pH op de BSN(II) [mg/kg ds]

		pH			
3	4	5	6	7	8
143*	192*	222*	237*	244*	247*
25,8 (sel)	25,8 (sel)	25,8 (sel)	25,8 (sel)	25,8 (sel)	25,8 (sel)

* BSN's afgeleid in Vlier-humaan op basis van orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor respectievelijk kinderen.

Bijstellingen: sel: bijgesteld op basis van een overschrijding van de kritische concentratie in selder;

cursieve waarden: berekende BSN kleiner dan de achtergrondwaarde bij standaardbodem (40 mg/kg ds).

Tabel 27: Invloed van pH op de BSN(III) [mg/kg ds]

		pH			
3	4	5	6	7	8
548*	554*	558*	560*	562*	562*

* BSN's afgeleid op basis van orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor kinderen.

Omdat de relatie tussen plantopname en pH zwak is, is de invloed van de pH op de BSN's slechts gering en kan worden overwogen zowel voor bestemmingstype II als III een constante BSN te hanteren voor het ganse pH bereik.

9.2 Grondwater

9.2.1 Achtergrondwaarde

De achtergrondwaarde voor lood in grondwater bedraagt 5 µg/l (Vlarebo). De analyse ter bepaling van Pb in het grondwater dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter).

9.2.2 Bodemsaneringsnorm

De bodemsaneringsnorm voor het grondwater beoogt de bescherming van de volksgezondheid. De BSN voor Pb in het grondwater bedraagt momenteel het dubbel van de WHO-drinkwaterrichtlijn ($2 \times 10 \mu\text{g/l}$). De verdubbeling van de drinkwaternorm werd ingevoerd wegens het mogelijk optreden van analytische problemen (achtergrondwaarde-bodemsaneringsnorm).

Vertrekkende van de stelling dat de bepalingsgrens (in dit geval de rapporteringsgrens) steeds een factor 2 lager moet zijn dan de normwaarde, zodat de normwaarde met een voldoende betrouwbaarheid kan gemeten worden, en dat de huidige stand van analysetechnieken dit nog niet toelaat, wordt voorgesteld om de BSN niet te wijzigen.

9.3 Vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen, dit voorstel en het voorstel voor ecologische bodemsaneringsnormen

In Tabel 28 is een vergelijking gemaakt van de berekeningen in Vlier-Excel, de bestaande normering (Vlarebo) en de ecotoxicologische BSN's (Waegeneers en Smolders, 2002). Omdat kinderen de meest gevoelige groep vormen voor Pb blootstelling werden de uiteindelijk voorgestelde BSN's berekend op basis van de orale en inhalatoire achtergrondblootstelling voor kinderen. De orale achtergrondblootstelling werd gecorrigeerd voor consumptie van gewassen/producten voor eigen gebruik.

In bijlage 6 zijn voor verschillende landen de overeenkomstige vigerende bodemsaneringsnormen weergegeven. In bijlage 7 zijn de Nederlandse LAC-waarden terug te vinden. In bijlage 9 tenslotte wordt een mogelijke bijstelling van de BSN's besproken op basis van niet-toxicologische gronden.

Tabel 28: Vergelijking voorstel BSN's met bestaande normering en ecologische bodemsaneringsnormen bij standaardbodem [mg/kg ds].

Normering	BSN II	BSN III	BSN IV	BSN V
<i>Huidige voorstel</i>	25,8 (sel) (237)	560	735	6.579
<i>Ecotoxicologische BSN</i>	408§	408 §§	408 §§	569 §§§
<i>Bestaande normering</i> OS%: 2%, Klei%: 10%, pH: 6	200	700	1.500	2.500

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x; (x; y): tussen haakjes de niet bijgestelde norm voor kinderen; sel: bijstelling op basis van een overschrijding van de gewasnorm voor selder; d: dagrecreatie; zw: zware industrie.

cursieve waarden: berekende BSN kleiner dan de achtergrondwaarde bij standaardbodem (40 mg/kg ds);

§: landbouwgebieden; §§: residentiële en parkgebieden; §§§: commerciële en industriële gebieden.

Referenties

- Alexander, F.W., Clayton, B.E., Delves, H.T. (1974). Mineral and trace-metal balances in children receiving normal and synthetic diets. *Q.J. Med.*, 43: 89-111. In: ATSDR, 1999.
- Allcroft, R., Baxter, K.L. (1950). Lead as a nutritional hazard to farm livestock. V. The toxicity of lead to cattle and sheep and an evaluation of the lead hazard under farm conditions. *J. Comp. Pathol.*, 60: 209-218.
- Alonso, M.L., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000). Toxic and trace elements in liver, kidney and meat from cattle slaughtered in Galicia (NW Spain). *Food Add. Contam.*, 7(6): 447-457.
- Ameryckx, J.B., Verheye, W., Vermeire, R. (1995). *Bodemkunde*. Willy Ameryckx, Willy Verheye, Raphaël Vermeire, uitgevers. Gent, België
- ATSDR (1999). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Toxicological profile for arsenic. In: ATSDR's Toxicological Profile on CD-ROM, version 4:1, 2001. Chapman and Hall/CRC, Londen, VK.
- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM rapportnr. 711701 025.
- Berghmans, P., Cornelis, C. (2002). Evaluatie van de loodblootstelling van kinderen in de wijk Moretusburg te Hoboken. VITO, 2002/MIM/R/96, Mol, België.
- Bierkens, J. (2001). Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen. VITO, rapportnr. TOX/2001/R/011, Mol, België.
- Bierkens, J. (2002). Richtlijnen voor het uitvoeren van een locatiespecifieke ecologische risico-analyse in Vlaanderen. VITO, rapportnr. TOX/2002/R/010, Mol, België.
- Bockting, G., van den Berg, R. (1992). De accumulatie van sporenelementen in groenten geteeld op verontreinigde bodems - een literatuurstudie. RIVM, rapportnr. 725201009, Bilthoven, Nederland.
- Bonde, J.P., Joffe, M., Apostoli, P., Dale, A., Kiss, P., Spano, M., Caruso, F., Giwercman, A., Bisanti, L., Porru, S., Vanhoorne, M., Comhaire, F., Zschiesche, W. (2002) Sperm count and chromatin structure in men exposed to inorganic lead: lowest adverse effect levels. *Occup. Environm. Med.*, 59: 234-242.
- Bouton, C.M., Hossain, M.A., Frelin, L.P., Laterra, J., Pevsner, J. (2001). Microarray analysis of differential gene expression in lead-exposed astrocytes. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 176: 34-53.
- Brussaard, J.H., Van Dokkum, W., Van der Pauw, C.G., De Vos, R.H., De Kort, W.L., Lowik, M.R. (1996). Dietary intake of food contaminants in The Netherlands (Dutch Nutrition Surveillance System). *Food Add. Contam.*, 13: 561-573.
- Buchet, J.P., Lauwerys, R., Vandevoorde, A., Pycke, J.M. (1983). Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, copper, chromium, mercury, calcium, zinc

- and arsenic in Belgium: a duplicate meal study. *Food Chem. Toxicol.*, 21(1): 19-24.
- Campbell, T.F., Needleman, H.L., Riess, J.A., Tobin, M.J. (2000). Bone lead levels and language processing performance. *Dev. Neuropsychol.*, 18: 171-186.
- CCRX (1993). Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1991. Coördinatiecommissie voor metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.
- CDC (1991). Preventing lead poisoning in young children. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, VS.
- CEC (1997). Commission of the European Communities, Working Group on Lead. Air Quality Daughter Directives. Position Paper on Lead.
- CEC (2001). Commission of the European Communities. Commission Regulation (EC) No. 466/2001 of 08/03/2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. PB L 77, 16/03/2001.
- Cornelis, C., Geuzens, P. (1996). Risico-evaluatie voor de omgeving van Union Minière Hoboken. DIA/RV/9650, Vito, Mol, België.
- Coscia, G.C., Discalzi, G., Ponzetti, C. (1987). Immunological aspects of occupational lead exposure. *Med. Lav.*, 78: 360-364.
- Davis, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J., White, P. (1990). Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between ages 2 and 7 years: population-based estimates using aluminum, silicon and titanium as soil tracer elements. *Arch. Environm. Health* 45(2): 112-122.
- Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996a). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).
- Deelstra, H., Massart, D., Daenens, P., Van Peteghem, C. (1996b). Vreemde stoffen in onze voeding. Monografieën Stichting Leefmilieu.
- Dejonckheere W.W., Steurbaut, S., Drieghe, R., Verstraeten, H., Braeckman (1996) Pesticide residue concentrations in the Belgian total diet, 1991-1993. *Journal of AOAC International*, 79(2), 520-528.
- DG Health and Consumer Protection (2004) Assessment of dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Reports on tasks for scientific cooperation Task 3.2.11.
- De Raeymaecker, B., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2005). Transfer van zware metalen naar vee. Eindnota. VITO, Mol, België.
- De Temmerman, L., Hoenig, M. (2004) Vegetabl crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. *J. Atmosph. Chem.* 49:121-135.
- ECETOC (1992). Hazard assessment of chemical contaminants in soil. Technical Report No. 40 – Revised appendix 3. ECETOC, Brussel, België.

- Effroymsen R.A., B.E. Sample, G.W. Suter II (2004) Bioaccumulation from soil by plants : spiked soils vs. field contamination or background. Human and Ecological Risk Assessment, 10, 1117-1127.
- Fick, K.R., Ammerman, C.B., Miller, S.M., Simpson, C.F., Loggins, P.E. (1976). Effect of dietary lead on performance, tissue mineral composition and lead absorption in sheep. J. Animal Sci., 42: 515-523. In: NRC, 2001.
- Fleming, D.E., Chettle, D.R., Webber, C.E., O'Flaherty, E.J. (1999) .The O'Flaherty model of lead kinetics: an evaluation using data from a lead smelter population. Toxicol. Appl. Pharmacol., 161: 100-109.
- Habal, R. (2002). Toxicity, Lead. eMedicine Journal 2002,3.
<http://www.emedicine.com/med/topic1269.htm>
- Hassauer, M., Kalberlah, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). Berichte 4/93. Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Duitsland.
- Hayes, R.B. (1997). The carcinogenicity of metals in humans. Cancer Causes Control, 8: 371-385.
- Hopkin, S.M., Ellis, J.C. (1980). Drinking water consumption in Great Britain: a survey of drinking habits with special reference to tap-water-based beverages. Technical report 137, Water Research Centre, Wiltshire, VK.
<http://esc.syress.com/interkow/onlinedb.thm>.
- Howard, H. (1998). Bone lead as a new biological marker of lead dose: recent findings and implications for public health. Environm. Health Perspect., 106 (Suppl. 4): 961-967. In: Nawrot et al., 2002.
- HSDB (2002a). Hazardous Substances Databank. Lead.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002b). Hazardous Substances Databank. Lead acetate.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002c). Hazardous Substances Databank. Lead chromate.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002d). Hazardous Substances Databank. Lead chromate oxide.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002e). Hazardous Substances Databank. Lead thiocyanate.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002f). Hazardous Substances Databank. Tetraethyl lead.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- HSDB (2002g). Hazardous Substances Databank. Tetramethyl lead.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002h). Hazardous Substances Databank. Lead arsenate.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002i). Hazardous Substances Databank. Lead nitrate.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002j). Hazardous Substances Databank. Lead chloride.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002k). Hazardous Substances Databank. Lead oxide.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002l). Hazardous Substances Databank. Lead carbonate.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002m). Hazardous Substances Databank. Lead sulfate.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002n). Hazardous Substances Databank. Lead sulfide.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

HSDB (2002o). Hazardous Substances Databank. Lead subacetate.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

IARC (1980). International Agency for Research on Cancer. Lead and lead compounds, in: Vol. 23: 325-415. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Some Metals and Metallic Compounds. IARC, Lyon, Frankrijk.

IARC (1987). International Agency for Research on Cancer - Summaries & Evaluations. Suppl. 7: (1987).

<http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc902.htm>

IARC (2004) Inorganic and organic lead compounds. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 87, 10-17 February 2004.

<http://www.cie.iarc.fr/htdocs/announcements/vol87.htm>

IHE (1990). Bewakingsprogramma van zware metalen in levensmiddelen, project 1989/1. Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie, Brussel, België.

Janus, J.A., Annema, J.A., Aben, J.M.M., Slooff, W., Wesselink, L.G. (1999). Evaluatiedocument lood. RIVM, rapportnr. 601014 003, Bilthoven, Nederland.

JECFA (1993). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. Evaluation of certain food additives and contaminants - Forty-first report of the Joint

FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO, Technical Report Series, No. 837. WHO, Genève, Zwitserland.

JECFA (2000). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. Safety evaluation of certain food additives and contaminants, 53rd meeting. WHO Food Additives Series: 44. Genève, Zwitserland.

<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton Ann Arbor Londen, VK.

Koninklijk Besluit van 02/12/1991 tot vaststelling van maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen. B.S., 21/02/1991.

Landrigan, P.J., Boffetta, P., Apostoli, P. (2000). The reproductive toxicity and carcinogenicity of lead: a critical review. Am. J. Ind. Med., 38: 231-243.

Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman G., Graziano, J., Roberts, R. (2005) Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environmental Health Perspectives on line: doi:10.1289/ehp.7688 (available at <http://dx.doi.org/>); online 18 March 2005.

Lauwerys, R.R., Hoet, P. (1993). Industrial chemical exposure, 2nd Ed., Lewis Publishers, Boca Raton Florida, USA. In: Nawrot et al., 2002.

Lide, D.R. (1994). Handbook of chemistry and physics, 75th Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, VS.

Llobet, J.M., G. Falco, C. Casas, A. Teixido, J.L. Domingo (2003) Concentrations of arsenic, cadmium, mercury and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults and seniors of Catalonia, Spain. J. Agric. Food Chem., 51, 838-842.

Macnicol, R.D., Beckett, P.H. (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. Plant and Soil, 85: 107-129.

MAFF (1999). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. 1997 Total diet study – Aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. Food Surveillance Information Sheet, 191.

Martens, K., Tack, F., Verloo, M., Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E. (1994). Inventarisatie van achtergrondwaarden van zware metalen in de Vlaamse bodem in relatie tot bodemeigenschappen. Inventarisatie van transferkarakteristieken voor opname van zware metalen door de plant in relatie tot bodemeigenschappen. Onderzoek in opdracht van OVAM overeenkomstig ref. nr. 940607VD en ref. nr. 940608VD.

McCabe, M.J. Jr., Singh, K.P., Reiners, J.J. (1999). Lead intoxication impairs the generation of a delayed type hypersensitivity response. Toxicol., 139: 255-264.

- McCabe, M.J. Jr., Singh, K.P., Reiners, J.J. (2001). Low level lead exposure in vitro stimulates the proliferation and expansion of alloantigen-reactive CD4(high) T cells. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 177: 219-231.
- Min. Econ. Zaken en Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu (1999). Koninklijk Besluit van 08/02/1999 betreffende natuurlijk mineraal water en bronwater. B.S., 23/04/1999.
- Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu (2002). Koninklijk Besluit van 14/01/2002 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water dat in voedingsmiddeleninrichtingen verpakt wordt of dat voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen wordt gebruikt. B.S., 19/03/2002.
- Nawrot, T., Den Hond, E., Staessen, J.A. (2002). Milieutoxische metingen, een synopsis voor de algemene practicus.
- Neathery, M.W., Miller, W.J. (1975). Metabolism and toxicity of cadmium, mercury, and lead in animals: a review. *J. Dairy Sci.*, 58: 1767-1781.
- Needleman, H.L. (1994). Childhood lead poisoning. *Curr. Opin. Neurol.*, 7: 187-190.
- Needleman, H.L., Gatsonis, C.A. (1990). Low-level of lead exposure and the IQ of children. A meta-analysis of modern studies. *J. Am. Med. Assoc.*, 263: 673-678.
- Ng, T.P., Goh, H.H., Ng, Y.L., Ong, H.Y., Ong, C.N., Chia, K.S., Chia, S.E., Jeyaratnam, J. (1991). Male endocrine functions in workers with moderate exposure to lead. *Br. J. Ind. Med.*, 48: 485-491.
- NICE (2002). Nutrition Information Centre.
http://www.nice-info.be/html/PROF/prof_setNN.htm?http://www.nice-info.be/html/PROF/NUTRINEWSONLINE/NN0601metalenART.htm
- NRC (1980). National Research Council. Mineral tolerance of domestic animals. National Academy Press, Washington DC, VS.
- NRC (1989). National Research Council. Recommended Dietary Allowances, 10th Ed. Subcommittee on the tenth edition of the RDAs, Food and Nutrition Board, Commission on Life Sciences. National Academy Press, Washington DC, VS.
- NRC (2000). National Research Council. Subcommittee on beef cattle nutrition, Committee on animal nutrition, Board on agriculture. Nutrient requirements of beef cattle: 7th revised ed. (1996). National Academy of Science, Washington DC, VS. Update 2000.
<http://books.nap.edu/books/0309069343/html/>
- NRC (2001). National Research Council. Subcommittee on dairy cattle nutrition, Committee on animal nutrition, Board on agriculture and natural resources. Nutrient requirements of dairy cattle: 7th revised Ed. (2001). National Academy of Science, Washington DC, VS.
<http://www.nap.edu/books/0309069971/html/>

- Oberley, T.D., Friedman, A.L., Moser, R., Siegel, F.L. (1995). Effects of lead administration on developing rat kidney. II. Functional, morphologic, and immunohistochemical studies. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 131:94-107.
- O'Flaherty, E.J. (1995). Physiologically based models for bone-seeking elements. V. Lead absorption and disposition in childhood. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 131: 297-308.
- Oorts K., Smolders E. (2006) Uitwerken van PAF (potentieel aangetaste fractie) curves voor ecotoxicologische risicoevaluatie voor terrestrische producenten (planten) terrestrische lagere consumenten (invertebraten) en terrestrische hogere consumenten (vertebraten), Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 50p.
- OVAM (1996). Basisinformatie voor risico-evaluaties. D/1996/5024/19. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2004) Besluit van de Vlaamse regering van 5 maart 1996 houdende Vlaams reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 27 maart 1996), gewijzigd bij de besluiten van de Vlaamse regering van 23 april 2004 (B.S., 5 augustus 2004)
- OVAM (2004) Basisinformatie voor risico-evaluaties –Deel 1-H – Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2005) Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van bodemkwaliteit; Deel 1 Opstellen methodiek. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2005) Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van bodemkwaliteit; Deel 2 Handleiding uitloging. OVAM, Mechelen, België.
- PVV (2002). Platform Veilig Voedsel.
<http://www.oivo-crioc.org/veiligvoedsel/zwaremet.shtml>
- Quataert, P., Claeys, F. (1996). Epidemiologische surveillance bij de algemene bevolking. Wetenschappelijk Instituut voor de volksgezondheid.
<http://www.iph.fgov.be/epidemie/epien/pben/pb7796.htm>
- Raad van de Europese Unie (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.
- Raad van de Europese Unie (1999). Richtlijn 1999/30/EG van de Raad van de Europese Unie van 22/04/1999 betreffende grenswaarden voor zwaveldioxide, stikstofdioxide en stikstofoxiden, zwevende deeltjes en lood in de lucht. PB L 163, 26/09/1999.
- RAIS (1997). Risk Assessment Information System. Toxicity summary for lead.
<http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/lead.shtml>
- Roper, W.L., Houk, V.N., Falk, H., Binder, S. (1991). Preventing lead poisoning in young children: a statement by the Centers for Disease Control, October 1991. CDC, Atlanta, G.A., VS.

- Ruttens, A. (2005). Herziening bodemsaneringsnorm voor zware metalen. Partim B. Invulling van biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen in humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek, België.
- Schrey, P., Wittsiepe, J., Budde, U., Heinzow, B., Idel, H., Wilhelm, M. (2000). Dietary intake of lead, cadmium, copper and zinc bij children from the German North Sea island Amrum. *Int. J. Hyg. Environm. Health*, 203: 1-9.
- Schrey, P., Wittsiepe, J., Budde, U., Heinzow, B., Idel, H., Wilhelm, M. (2000). Dietary intake of lead, cadmium, copper and zinc bij children from the German North Sea island Amrum. *Int. J. Hyg. Environm. Health*, 203: 1-9.
- Smolders, E., Degryse, F., De Brouwere, K., Van Den Brande, K., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2000). Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen in Vlaanderen.
- Staessen, J.A., Roels, H., Fagard, R. (1996). Lead exposure and conventional and ambulatory blood pressure: a prospective population study. PheeCad Investigators. *J. Am. Med. Assoc.*, 275: 1563-1570.
- Steenland, K., Boffetta, P. (2000). Lead and cancer in humans: where are we now? *Am. J. Ind. Med.*, 38: 295-299.
- Tesink, J. (1994). Lood en gezondheid. *Tijdschrift voor Diergeneeskunde*, 119: 197-201. In: van Hooft, 1995.
- Test Gezondheid (1999). Zware metalen in onze voeding. Een bordje lood, cadmium, kwik of arseen. *Test Gezondheid*, 31: 31-36.
- TNO (2001). Risks to health and the environment related to the use of lead in products. TNO report STB-01-39 (final). TNO, Delft, Nederland.
- Tsuchiya, K. (1986). Lead. In Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B. (eds.). *Handbook on the toxicology of metals*, 2nd Ed. Vol. II: Specific metals. Elsevier, Amsterdam, Nederland.
- Urieta, I., Jalon, M., Eguileor, I. (1996). Food surveillance in the Basque Country (Spain). 2. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M(1), iron and zinc through the total diet study, 1990/91. *Food Add. Contam.*, 13(1): 29-52.
- US-EPA (1994). Technical support document: parameters and equations used in the integrated exposure uptake biokinetic (IEUBK) model for lead in children (v0.99d). EPA 540/R-94/040. Prepared by the technical review workgroup for lead for the office of emergency and remedial response, US-EPA, Washington, VS.
- US-EPA (1997). IRIS-summary on lead and compounds (inorganic); CASNR 7439-92-1. Internet-site, laatste aanpassing: 04/01/1997.
<http://www.epa.gov/iris/>
- US-EPA (1999a). IEUBK Model soil/dust ingestion rates. EPA 540-F-00-007, OSWER 9285.7-33 Guidance document. US-EPA, Washington, VS.

- US-EPA (1999b). IEUBK Model Bioavailability variable. EPA 540-F-00-006, OSWER 9285.7-32 Guidance Document. US-EPA, Washington, VS.
- US-EPA (2001). User's guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic model for lead in children (IEUBK) Windows® Version. EPA 9285.7-42, 540-K-01-005, oktober 2001. US-EPA, Washington, VS.
- Valentino, M., Governa, M., Marchiseppe, I., Visona, I. (1991). Effects of lead on polymorphonuclear leukocyte (PMN) functions in occupationally exposed workers. Arch. Toxicol., 65: 685-688.
- van Dokkum, W., de Vos, R.H., Muys, T. (1986). Onderzoek van additieven, chemische contaminanten en nutriënten in totale dagvoedingen, 1984 – 1986 – deel 2 – mineralen en spoorelementen (resultaten na 5 bemonsteringen). CIVO/TNO, Delft, Nederland.
- van Hooft, W.F. (1995). Risico's voor de volksgezondheid als gevolg van blootstelling van runderen aan sporenelementen bij beweiding. RIVM, rapportnr. 693810001, Bilthoven, Nederland.
- van Loon, J.W., de Joode, P., van Ooik, A., Ritsema, R. (1998). Duplicaat 24-uurs voedingen 1994 – Inname van lood en cadmium. RIVM, rapportnr. 515004 007, Bilthoven, Nederland.
- Van Orshoven, J., Maes, J., Vereecken, H., Feyen, J., Dudal, R. (1988). A structured database of Belgian soil profile data. Pedologie, XXXVIII-2, 191-206, BBV.
- Van Ranst, E., Vanmechelen, L. (1994). Verwerking van bodemeigenschappen in de normering voor bodemsanering. RUG Vakgroep geologie en bodemkunde, Laboratorium voor Bodemkunde, Gent.
- Van Wezel A., W. de Vries, M. Beek (eds.) (2003) Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodems. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. RIVM, rapportnr. 711701031/2003, Bilthoven, Nederland.
- Veerkamp, W., ten Berge, W. (1994). The concepts of HESP – reference manual – Human exposure to soil pollutants version 2.10a. Shell Internationale Petroleummaatschappij, Den Haag, Nederland.
- Versluijs C.W., P.F. Otte (2001) Accumulatie van metalen in planten. Een bijdrage aan de technische evaluatie van de interventiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. RIVM rapport 711701 024/2001, Bilthoven.
- VI. Ex. (1989). Besluit van de Vlaamse Executieve van 15/03/1989 houdende vaststelling van een technische reglementering inzake drinkwater. B.S. 30/05/1989.
- VI. Parl. (1995). Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering, wijziging dd. 26/05/1998. B.S., 25/07/1998.
- VI. Reg. (1996). Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo). B.S., 27/03/1996.

- VI. Reg. (1999). Besluit van de Vlaamse Regering van 19/01/1999 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne – Vlarem II. B.S., 31/03/1999.
- VI. Reg. (2002a). Besluit van de Vlaamse Regering van 12/10/2001 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo bis). B.S., 02/02/2002.
- VI. Reg. (2002b). Besluit van de Vlaamse Regering van 14/06/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo ter). B.S., 07/08/2002.
- VI. Reg. (2003). Besluit van de Vlaamse Regering van 13/12/2002 van de Vlaamse Regering houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water, bestemd voor menselijke consumptie. B.S., 28/01/2003.
- Vlietinck, R., Schoeters, G., Van Loon, H., Loots, I. (2000). Ontwikkeling van een concept voor de opvolging en risico-evaluatie van blootstelling aan leefmilieupolluenten en hun effecten op de volksgezondheid in Vlaanderen – Algemene Koepeltekst, Min. Van Volksgezondheid.
- VMM (1993). Luchtverontreiniging in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnet 1993-1993. VMM, Bestuur Meetnetten en Planning, Dienst Lucht, Erembodegem, België.
- VMM (2001a). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnetten kalenderjaar 2000 en meteorologisch jaar 2000-2001. VMM, Erembodegem, België.
- VMM (2001b). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's, MIRA-T 2001. Garant, Leuven, België.
- www.vmm.be
- VMM (2001c). Waterkwaliteit. Lozingen in het water 2000. VMM, Erembodegem, België.
- VMM (2001d). Lozingen in de lucht 1980-2000, VMM, D/2001/6871/027, Erembodegem, België.
- VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.
- Waegeneers, N., Smolders, E. (2002). Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering. K.U.Leuven, Leuven, België.
- WHO (1977). Environmental Health Criteria, No. 3: Lead. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

- WHO (1995). Environmental Health Criteria, No. 165: Lead. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denemarken.
- Wilhelm, M., Lombeck, I., Kouros, B., Wuthe, J., Ohnesorge, F. (1995). Duplikatstudie zur alimentären Aufnahme von einigen Metallen/Metalloiden bei Kindern in Deutschland. Teil II: Aluminium, Cadmium und Blei. Zbl. Hyg., 197: 357-369.
- WVC (1988). Wat eet Nederland – resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987 – 1988. Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur, Ministerie van Landbouw en Visserij.
- Ysart, G., P. Miller, H. Crews, P. Robb, M. Baxter, C. De L'Argy, S. Lofthouse, C. Sargent, N. Harrison (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK Total diet study. Food additives and Contaminants, 16, 391-403.

In de verschillende rapporten voor individuele metalen wordt enkel bijlagen 5 en 9 per rapport opgenomen omdat het de specifieke gegevens voor het desbetreffende metaal samenvat. De overige bijlagen, die betrekking hebben op alle metalen, worden in een afzonderlijk rapport opgenomen. Deze bijdragen zijn:

BIJLAGE 1: WETTELIJKE NORMEN DRINKWATER
 BIJLAGE 2: REGELGEVING VOOR ZWARE METALEN EN ARSEEN IN DE VOEDING
 BIJLAGE 3: REGELGEVING OMTRENT ONGEWENSTE STOFFEN IN DIERVOEDING EN IN TOEVOEGINGSMIDDELEN DAARVAN
 BIJLAGE 4: BEOORDELING DIEETSTUDIES
 BIJLAGE 6: OVERZICHT BUITENLANDSE NORMEN
 BIJLAGE 7: LAC-SIGNAALWAARDEN (NEDERLAND)
 BIJLAGE 8: OMREKENINGSFORMULES CONCENTRATIE-EENHEDEN PLANTEN

BIJLAGE 5: INVOERGEGEVENS LOOD

Parameter	Bestaande normering (20°C)		Huidig voorstel (20°C)	
Molmassa [g/mol]	$2,072 \cdot 10^2$	-	$2,072 \cdot 10^2$	Geometrisch gemiddelde
S [mg/l] [mol/m ³]	-		-	
P [Pa]	Nvt		nvt	
H [Pa.m ³ /mol]	Nvt		nvt	
K _{ow} [-] log K _{ow} [-]	Nvt		nvt	
K _{oc} [l/kg]	Nvt		nvt	
K _d [l/kg]	(a)	Kiekens, 1980	(e)	Smolders et al., 2000
D _{pe} [m ² /d]	Nvt		nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	Nvt		nvt	
Diff. coëff. lucht [m ² /h]	Nvt		nvt	
Diff. coëff. water [m ² /h]	Nvt		nvt	
BCF _{wo} [-]	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Bockting en van den Berg, 1992	(f)	Ruttens, 2003

BCF _{st} [-]	3,0.10 ⁻²	Bockting en van den Berg, 1992	^(f)	Ruttens, 2003
f _{acing} [-]	nvt ^(b)		^(g)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} [-]	nvt ^(b)		^(g)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{excr} [-]	1	Standaard	1	Standaard
DAR _{volw} [l/h]	Nvt		nvt	
DAR _{kind} [l/h]	Nvt		nvt	
Carc.	2B Pb en anorg. Pb-verb. 3 Org. Pb-verb.	IARC, 1987	2A Pb en anorg. Pb-verb. 3 Org. Pb-verb. B2	IARC, 2004 US-EPA, 1997
GW _{oraal} [mg/kg.d]	3,6.10 ⁻³	JECFA, 1993; WHO, 1993	3,6.10 ⁻³	JECFA, 1993, 2000; WHO, 1993, 1996
GW _{inhal.} [mg/kg.d]	3,6.10 ⁻³	Idem TDI _{oraal}	3,6.10 ⁻³	idem TDI _{oraal}
GW _{lucht} [g/m ³]	5,0.10 ^{-7 (c)}	WHO, 1987	5,0.10 ^{-7 (l)}	WHO, 2000
GW _{drw} [g/m ³]	1,0.10 ^{-2 (d)}	WHO, 1993	1,0.10 ^{-2 (j) (q)}	WHO, 1993, 1996
GW _{plant} [mg/kg vs]	30 ^{(k) (l)}	Zie onder	2,7 ^{(k) (l)}	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees} [mg/kg vs]	^(l)	Zie onder	^(l)	Zie onder
AB _{oraal} [mg/kg.d]	^(m)	Zie onder	Type II: 0,9. 10 ⁻³ (kind.) of 3,2.10 ⁻⁴ (volw.) ^(o) Type III: 1,1.10 ⁻³	Deelstra et al., 1996a

			(kind.) of $3,5 \cdot 10^{-4}$ (volw.) ^(o) Type IV en V: $3,7 \cdot 10^{-4}$ (volw) en $1,13 \cdot 10^{-4}$ (kind)	
AB _{inhal.} [mg/kg.d]	⁽ⁿ⁾	Zie onder	$13 \cdot 10^{-6}$ (p) $22 \cdot 10^{-6}$ (p)	VMM, 2004

GW_{oraal,inhal., lucht}: uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als $(AD)_{or,1/10}^5$, $(AD)_{inh,1/10}^5$ en $(ACL)_{1/10}^5$ voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

- (a): De adsorptie van Pb aan de bodem wordt beschreven door een Langmuir-vergelijking. Voor elke bodemconcentratie kan aan de hand van deze formule de verhouding tussen vaste fase en poriewater berekend worden. De formule wordt gegeven als:

$$C_s/C_{pw} = 0,092 \times (7665 - C_s) \quad (\text{licht zandleemgrond}).$$

- (b): De absorptie van Pb via orale weg bedraagt bij koeien slechts 1-10% (Krakowski en Doelman, 1990). Lood accumuleert nauwelijks in spier- en vetweefsel en in melk. Daarom wordt de opname via vlees en melk niet meegenomen bij de blootstelling in type II.
- (c): De WHO (1987) vermeldt een interval van $5,0 \cdot 10^{-7}$ - $1,0 \cdot 10^{-6}$ g/m³.
- (d): Kinderen zijn gevoeliger aan lood dan volwassenen. Voor kinderen bestaat een PTWI van 25 µg/kg of 3,6 µg/kg.d; voor volwassenen werd een PTWI van 50 µg/kg of 7 µg/kg.d gehanteerd. In 1993 werd de PTWI voor kinderen echter ook overgenomen voor volwassenen (JECFA, 1993).

De drinkwaterrichtlijn van de WHO voor lood bedraagt 10 µg/l. De Vlaamse drinkwaterkwaliteit moet voldoen aan 50 µg/l, en 100 µg/l voor stilstaand water (VI. Ex., 1989).

- (e): Voor de keuze van de verdelingscoëfficiënt K_d wordt verwezen naar het rapport van Smolders et al. (2000). Voor de omrekening van de K_d in functie van de bodemkenmerken zijn volgende formules gedefinieerd:

$$\begin{aligned} - \text{pH} \leq 5,5: \quad & \log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \\ & R^2 = 0,92 \end{aligned}$$

- pH > 5,5:

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) < 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,92$$

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) > 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = -1,64 + (0,48 \times \text{pH}) + \log(\text{Pb}_{\text{tot}}) \quad \text{theoretisch}$$

waarbij de pH bepaald is m.b.v. CaCl_2 (0,01 M).

^(f): Voor de keuze van een bioconcentratiefactor wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens (2005.). Voor een aantal gewassen zijn modellen beschikbaar in deze studie. Voor gewassen voor humane consumptie zijn dit:

aardappelen: $\text{Log BCF} = -1,09 - 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

wortelen: $\text{Log BCF} = 0,36 - 0,23 \text{ pH} - 0,61 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

sla: $\text{Log Pb}_{\text{plant}} = -0,9 + 0,68 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

selder: $\text{Log Pb}_{\text{plant}} = -1,23 + 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

Voedergewassen:

Maïs: $\log \text{Pb}_{\text{plant}} = -1,63 + 1,16 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$

^(g): Voor een uitgebreide bespreking van de overdracht van Pb naar vee wordt verwezen naar het rapport 'Transfer van zware metalen naar vee' (De Raeymaecker et al., 2005). Er kan een orale absorptiefactor (f_{acing}) van 0,065 worden afgeleid uit de beschikbare data. Voor de berekening van de transfer naar vlees en melk kan gebruik gemaakt worden van biotransferfactoren (BTF's): $\text{BTF}_{\text{vlees}}: 6,7 \cdot 10^{-5} \text{ d/kg}$ en $\text{BTF}_{\text{melk}}: 4,9 \cdot 10^{-5} \text{ d/l}$. Aangezien echter ook loodaccumulatie optreedt ter hoogte van de beenderen, kan overwogen worden om de transfer naar vlees en melk te verwaarlozen.

^(h): De JECFA (1993) heeft een provisorioir toelaatbare wekelijkse inname (PTWI) van $25 \mu\text{g/kg}$ (overeenstemmend met $3,6 \mu\text{g/kg.d}$), afgeleid. Deze werd opgesteld op basis van de vaststelling dat een dosis van $3\text{-}4 \mu\text{g/kg.d}$ bij zuigelingen en kinderen geen aanleiding geeft tot verhoogde loodbloedgehalten of lichaamsbeslating, terwijl een dosis van $5 \mu\text{g/kg.d}$ of meer resulteert in loodretentie (WHO, 1996). De PTWI werd oorspronkelijk afgeleid voor

kinderen, maar is in 1993 uitgebreid naar alle leeftijdsgroepen. Een evaluatie in 1999 (JECFA, 1999) bevestigt deze PTWI.

- ⁽ⁱ⁾: Er wordt aanbevolen dat minstens 98 % van een blootgestelde populatie (met inbegrip van peuters) een loodbloedniveau zou hebben lager dan 10 µg/dl. Hierbij zou de mediaan niet groter zijn dan 5,4 µg/dl. Dit betekent dat de concentratie van lood in lucht niet hoger mag zijn dan 0,5 µg/m³, wat als advieswaarde wordt weerhouden. Er wordt verondersteld dat deze richtwaarde ook voldoende bescherming geeft voor volwassenen. De WHO wijst er wel op dat om verdere blootstelling te vermijden de concentraties in de lucht zo laag mogelijk moeten gehouden worden en dat voornamelijk voor jonge kinderen nog bijkomende maatregelen noodzakelijk (WHO, 2000). Uit de advieswaarde van 0,5 µg/m³ kan een inhalatoire TDI van $1,43 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d afgeleid worden (20 m³/d, 70 kg).
- ^(j): Indien men 50% van de PTDI toewijst aan de consumptie van drinkwater wordt voor een kind van 5 kg dat met de fles wordt grootgebracht en 0,75 l/d drinkt, een richtwaarde van 0,01 mg/l berekend. Aangezien deze richtwaarde is afgeleid voor kinderen welke als meest gevoelige groep wordt beschouwd, is de waarde ook geldig voor andere leeftijdsklassen (WHO, 1996).
- ^(k) Fytotoxiciteit treedt op bij 30-300 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 2,7-27 mg/kg vg. Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat loodgehalten tot 10 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Deze waarde wordt echter niet teruggevonden in de primaire literatuur. De grenswaarden voor bijstellingen gebruikt in Vlier-Excel zijn terug te vinden in tabel 5B.
- ^(l): Het Koninklijk Besluit van 02/12/1991 tot vaststelling van de maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen (B.S., 21/02/1992) vermeldt voor Pb een aantal grenswaarden (cfr. bijlage 2). De grenswaarden voor bijstellingen gebruikt in Vlier-Excel zijn terug te vinden in tabel 5B.

(m): De achtergrondblootstelling aan lood via de voeding bedraagt:

- gemiddeld 179 µg/d (geom. gem.: 100 µg/d) op basis van een 'duplicaat maaltijd'-studie (Buchet et al., 1983);
- gemiddeld 34 µg/d (van Dokkum et al., 1986) op basis van een 'market basket'-studie;
- mediaan 55 µg/d (CCRX, 1993) op basis van een 'duplicaat maaltijd'-studie;
- 136 µg/d (IHE, 1990) op basis van analyse van afzonderlijke levensmiddelen.

Gezien de verwachte daling in de achtergrondblootstelling aan lood werd met 35 µg/d gerekend voor volwassenen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen kinderen en volwassenen, gezien de specifieke benadering van het IEUBK-model. De blootstelling aan lood via de voeding zou voor 18% afkomstig zijn van groenten, voor 2,2% van vlees en voor 1% van melk (van Dokkum et al., 1986). Er is tevens rekening gehouden met het verbruik van eigengekweekte groenten.

- ⁽ⁿ⁾: De gemiddelde concentratie aan lood in de buitenlucht bedraagt $1 \cdot 10^{-7}$ g/m³ (VMM, 1993).
- ^(o): De resultaten van de 'duplicaat maaltijd'-studie van Deelstra et al. (1996a) worden gebruikt bij de berekening van de orale achtergrondblootstelling in Vlaanderen (België). Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van 25,6 µg/d (corresponderend meteen dagelijkse opname van $3,7 \cdot 10^{-1}$ µg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $3,2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d^{*}. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d[†] gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999) vermeld in Tabel 8

Voor kinderen bedraagt de orale achtergrondblootstelling na correctie voor consumptie van lokaal geteelde gewassen/producten voor type II en III respectievelijk 0,9 en 1,1 g/kg.d.

- ^(p): Voor de berekening van de inhalatoire achtergrondblootstelling van Pb in Vlaanderen worden de data die betrekking hebben op de meetstations nabij non-ferro bedrijven niet meegerekend. Aan de hand van een jaargemiddelde Pb-concentratie in de omgevingslucht van $44 \cdot 10^{-3}$ µg/m³ (VMM, 2004) wordt een representatieve inhalatoire achtergrondblootstelling berekend van $13 \cdot 10^{-3}$ µg/kg.d. Omgerekend voor kinderen ($7,6$ m³/d; 15 kg) correspondeert dit met $22 \cdot 10^{-3}$ g/kg.d.
- ^(q): Samengevat mag in Vlaanderen drinkwater (leidingwater) maximaal 50 µg Pb/l bevatten in stromend water en 100 µg Pb/l in stilstaand water (VI. Ex., 1989). De Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van de Europese Unie, 1998) stelt als concentratie-eis 10 µg/l. Tussen 5 en 15 jaar na de inwerkingtreding (1998) van deze richtlijn mag drinkwater (leidingwater) maximaal 25 µg Pb/l bevatten. Ook voor drinkwater uit flessen of recipiënten (inclusief bronwater en natuurlijk mineraal water) of voor water dat gebruikt wordt voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen geldt de concentratie-eis van 10 µg/l (Min. Econ. Zaken en Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 1999; Min. Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 2002). Door Test Gezondheid (1999) wordt gerapporteerd dat gemiddeld hooguit 1 µg Pb/l wordt teruggevonden in het leidingwater.

Tabel 5B: Grenswaarden bijstellingen Vlier-Excel.

* Als volgt berekend: [totale dagelijkse Pb-inname - 50%(groenten en fruit) - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70.

† Als volgt berekend: [totale dagelijkse Pb-inname - 25%(groenten en fruit)]/70.

Product	Grenswaarde [mg/kg vg]
<i>Gewassen</i>	
Wortelgewassen: aardappel, wortelen	0,1
Stengelgroente: selder	0,1
Bladgroenten: spinazie en sla	0,3
Maïs bestemd voor menselijke consumptie	0,1
Maïs bestemd voor veevoeder	7,3
Fytotoxiciteit	2,7-27
<i>Dierlijke producten</i>	
Vlees	0,1
Melk	0,02

BIJLAGE 9: MOGELIJKE BIJSTELLING BODEMSANERINGS-NORMEN LOOD OP BASIS VAN NIET-TOXICOLOGISCHE GRONDEN

Een mogelijke bijstelling van de voorgestelde bodemsaneringsnorm voor Pb in bestemmingstype V (industrie) kan gebeuren a.h.v. de methodologie beschreven in het rapport 'Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening' (Cornelis en De Raeymaecker, 2004^{*}). In casu wordt verwezen naar bijstellingen op basis van bestaande wetgeving omtrent afvalstoffen.

In de lijst van gevaarlijke stoffen (cfr. Bijlage 1 van Richtlijn 67/548/EEG –zoals herhaaldelijk gewijzigd; meest recente lijst beschikbaar op de AMINAL-website) zijn alle Pb-verbindingen met hun respectieve R-zinnen geselecteerd. Vervolgens is het strengste toetsingscriteria (cfr. Cornelis en De Raeymaecker, 2004), overeenkomstig de meest stringente R-zin, genoteerd. Het resultaat is terug te vinden in tabel 10A.

Afhankelijk van de verbinding kan overwogen worden om de bodemsaneringsnorm bij te stellen tot 1.000 of 5.000 mg/kg ds.

Tabel 10A : Mogelijke bijstelling op basis van niet-toxicologische gronden: overzicht Pb-verbindingen.

Naam	R-zinnen	Strengste toetsingscriteria [mg/kg ds]	
Loodhexafluorsilikaat	61-62-20/22-33-50/53	5.000	R61
Loodverbindingen met uitzondering van de in deze bijlage met name genoemde	61-20/22-33-50/53-62	5.000	R61
Loodalkylen	61-26/27/28-33-50/53-62	1.000	R26,27,

^{*} Cornelis, C., De Raeymaecker, B. (2004). Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening. VITO, rapportnr. 2004/IMS/R/024, Mol, België.

			28
Looddiazide	61-3-20/22-33-50/53-62	5.000	R61
Loodchromaat	61-33-40-50/53-62	5.000	R61
looddi(acetaat)	61-33-48/22-50/53-62	5.000	R61
Triloodbis(orthofosfaat)	61-33-48/22-50/53-62	5.000	R61
Loodacetaat, basisch	61-33-40-48/22-50/53-62	5.000	R61
lood(II)methaansulfonaat	61-62-20/22-33-38-41-48/20/22-58	5.000	R61
Loodsulfochromaat geel; [Deze stof staat beschreven in de Colour Index onder het Colour Index Constitution Number, C.I. 77603.]	61-33-40-50/53-62	5.000	R61
Loodchromaatmolybdaat-sulfaat rood; [Deze stof staat beschreven in de Colour Index onder het Colour Index Constitution Number, C.I. 77605.]	61-33-40-50/53-62	5.000	R61
Loodhydrogeenarsenaat	45-61-23/25-33-50/53-62	1.000	R45
lood-2,4,6-trinitro- <i>m</i> -fenyleendioxide	61-3-20/22-33-50/53-62	5.000	R61

R26: Zeer vergiftig bij inademing.; R27: Zeer vergiftig bij aanraking met de huid;
R28: Zeer vergiftig bij opname door de mond; R45: Kan kanker veroorzaken; R61:
Kan het ongeboren kind schaden.